

Technischer Bericht Nr. 05/2013

Ermittlung des Remobilisierungspotentials belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts

Auftraggeber: Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft
Sachsen-Anhalt

Auftragnehmer: Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung (IWS)
Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft

Verfasser: Dr.-Ing. Sven Hartmann, Dipl.-Phys. Gerhard Schmid,
Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht

Stuttgart, 11.06.2013

Pfaffenwaldring 61
70569 Stuttgart

Tel.: +49 (0)711/685-64752
Fax: +49 (0)711/685-64746

E-Mail: wieprecht@iws.uni-stuttgart.de
Internet: <http://www.iws.uni-stuttgart.de>

Kurzfassung

Durch die jahrzehntelange Freisetzung von umweltgefährdenden Stoffen durch Betriebe des Chemiedreiecks Leuna-Buna-Bitterfeld sind, insbesondere vor 1990, erhebliche Mengen prioritärer Stoffe in die Hydrosphäre gelangt. Langlebige Substanzen haben sich durch die hohe Affinität zu feinen Feststoffpartikeln in Sedimenten der Oberflächengewässer abgelagert und finden sich nach wie vor in teilweise beträchtlichen Konzentrationen in Sedimenten. Obgleich z. B. durch die Sicherung von Altlasten sowie Betriebsstilllegungen der Eintrag aus den diversen Punktquellen signifikant zurückgeführt werden konnte, befinden sich noch nennenswerte Mengen an Schwermetallen und diversen Kohlenwasserstoffen in den aquatischen Ökosystemen. Für die Zielerreichung des durch die Europäische Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL) vorgegebenen guten Zustandes der Wasserkörper ist ein Sedimentmanagement notwendig, um die wassergefährdenden Stoffe zu sichern und weitere negative Auswirkungen auf die Biosphäre zu vermeiden.

Im Rahmen des vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW) ausgeschriebenen Projektes „Ermittlung des Remobilisierungspotentials belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts“ sollen Grundlagenkenntnisse erhoben werden, die eine Beurteilung des Resuspensionsrisikos belasteter Feinsedimente zulassen. Ziel ist es dabei, im Einzugsgebiet der Saale für repräsentative Fließgewässerstrecken die Erosionsstabilität von Feinsedimenten messtechnisch zu bestimmen, um darauf aufbauend Bewirtschaftungsoptionen zu entwickeln.

Das Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung (IWS) entwickelt seit beinahe 20 Jahren Strategien und Messgeräte zur Bestimmung der kritischen Sohlschubspannung. Neben einer in der Versuchsanstalt für Wasserbau installierten Anlage zur tiefenabhängigen Analyse von Sedimentkernen verfügt das IWS auch über ein mobil einsetzbares in situ-Gerät, mit dem die Nachteile einer gestörten Bodenprobe vermieden werden kann, das jedoch keine vertikalen Aufschlüsse erlaubt. Nachdem jedoch die historisch freigesetzten und abgelagerten Sedimente zwischenzeitlich von jüngeren, zumeist weniger belasteten Sedimenten überdeckt wurden, ist eine kombinierte Messstrategie am ehesten geeignet, das Resuspensionsrisiko von Altsedimenten zu erfassen.

In drei Messkampagnen mit jeweils fünf Beprobungsorten hat das IWS umfangreiche Messwerte vor Ort (in situ) aufgenommen und gleichzeitig eine Vielzahl an Sedimentkernen gewonnen, die in der Versuchsanstalt einer vertieften Untersuchung unterzogen wurden.

Der nachfolgende Bericht fasst die Vorgehensweise, die Untersuchungsmethoden sowie die erzielten Ergebnisse zusammen.

Inhaltsverzeichnis

1	Motivation.....	1
2	Auftragsvergabe und -umfang	3
3	Untersuchungsmethoden	4
3.1	In situ-Bestimmung der Erosionsstabilität kohäsiver Sedimentablagerungen	4
3.2	Entnahme und Analyse von Sedimentkernen zur tiefenabhängigen Bestimmung der Erosionsstabilität	10
3.2.1	Sedimententnahme	10
3.2.2	Lagerungsdichte	12
3.2.3	Erosionsstabilität.....	14
3.2.4	Erosionsraten.....	16
3.3	Strömungsgeschwindigkeiten.....	20
3.4	Kornzusammensetzung	23
3.5	Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC)	26
3.6	Chlorophyll a.....	28
4	Vor-Ort-Erkundung und Auswahl der Probenahmestellen	31
4.1	Vor-Ort-Erkundung.....	31
4.2	Erstellung eines Untersuchungskonzepts	35
4.2.1	Festlegung der charakteristischen Gewässerabschnitte.....	35
4.2.2	Untersuchungsstrategie	35
4.2.3	Durchführung der Messkampagnen	36
5	Analysen und Messergebnisse.....	42
5.1	Bode	44
5.1.1	Hohenerxleben.....	44
5.1.2	Steißfurt.....	47

5.1.3	Neugattersleben.....	49
5.2	Schlenze.....	52
5.2.1	Friedeburg.....	53
5.3	Saale-Nebenstrukturen.....	55
5.3.1	Hohenweiden.....	55
5.3.2	Calbe.....	58
5.3.3	Plötzkau.....	60
5.3.4	Steinmühle.....	63
5.3.5	Schwanenbrücke.....	65
5.3.6	Rabeninsel.....	68
5.3.7	Wettin.....	70
5.4	Weißer Elster.....	73
5.4.1	Osendorf.....	73
5.4.2	Hubschütz Döllnitz.....	75
5.5	Saale.....	78
5.5.1	Wehr Oebnitz.....	78
5.5.2	Wehr Bad Dürrenberg.....	80
6	Bewertung der Ergebnisse bezüglich des Resuspensionsrisikos.....	83
6.1	Lagerungsdichte.....	83
6.2	Korngröße.....	86
6.3	Chlorophyll a.....	88
6.4	TOC.....	92
6.5	Kritische Sohlschubspannung τ_{crit} (SETEG).....	96
6.6	In situ-Messungen.....	99

6.7	Erosionsraten.....	108
6.8	Zusammenfassende Darstellung der sedimentologischen und biologischen Parameter	111
6.9	Hydraulische Verhältnisse und Resuspensionsrisiko	117
7	Zusammenfassung.....	128
8	Literatur.....	133

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3-1:	Schemaskizze eines Erosionslängsgerinnes (Leistungsbeschreibung LHW).....	4
Abb. 3-2:	In situ-Erosionsmessgerät des IWS beim Feldeinsatz.	6
Abb. 3-3:	In situ-Gerät des IWS bestehend aus dem auf die Sohle aufzusetzenden Strömungskanal (links) sowie der regelbaren Tauchpumpe zur kontrollierten Steigerung der Sohlenbelastung (rechts)	7
Abb. 3-4:	Mittels LDA-Messungen ermittelter Zusammenhang zwischen Sohlenschubspannung und mittlerer Strömungsgeschwindigkeit im Messkanal des Erosionsmessgeräts.	8
Abb. 3-5:	Eindrücken eines Entnahmerohrs in das Feinsediment während z. B. einer Messkampagne bei Bilina (2007).	11
Abb. 3-6:	Geborgene, abgedichtete, markierte und transportbereite Sedimentkerne einer Messkampagne im Unterbecken des PSW Glems (2011).	11
Abb. 3-7:	Schematische Darstellung des Gamma-Strahl-Dichtemesssystems.....	12
Abb. 3-8:	Bestimmung des Dichteprofiles einer Sedimentprobe in der Versuchsanstalt für Wasserbau mittels der γ -Absorptionsmethode.....	13
Abb. 3-9:	Vertikale Profile der Lagerungsdichte von Sedimentproben	14
Abb. 3-10:	Schematische Darstellung des SETEG-Systems.....	15
Abb. 3-11:	Wesentliche Komponenten des SETEG-Systems.	15
Abb. 3-12:	Projizierte Laserlinien des SETEG-Systems auf einer mit dem Strömungskanalboden bündig eingebauten Sedimentprobe. Bild links: Ansicht von oben durch das Kamerasichtfenster; Bild rechts: Seitenansicht durch eine Glaswand des Strömungskanals.	17
Abb. 3-13:	Kamerabild einer glatten Sedimentoberfläche (links) sowie einer teilweise erodierten Sedimentoberfläche (rechts).....	17
Abb. 3-14:	Schematische Vorgehensweise zur Bestimmung von Erosionsraten mit dem Auswertesystem SEDCIA.....	18
Abb. 3-15:	Verlauf von Erosionsraten (A) und zugehörige Summenkurve (B) mit der Zeit sowie reduzierte Summenkurve zur Ermittlung der „Gesamterosionsrate“ (C) (aus WITT, 2003).	19

Abb. 3-16:	Messprinzip eines Acoustic Doppler Velocimeters (ADV) vom Typ FlowTracker der Firma SonTek.....	21
Abb. 3-17:	Messungen der Fließgeschwindigkeit in einem Versuchsgerinne sowie von einer Messplattform aus in einem Gewässerabschnitt der Bode/ Sachsen-Anhalt.....	21
Abb. 3-18:	Messungen der Fließgeschwindigkeit an der Probenahmestelle Neugattersleben am 22.05.2012.	22
Abb. 3-19:	Skizze des Partikelmessgeräts Mastersizer2000 zur Korngrößenbestimmung kleiner Fraktionen (1: Optische Bank, 2: Dispersionskammern, 3: PC).....	24
Abb. 3-20:	Ergebnis der Korngrößenbestimmung der Probe Neugattersleben_1 mit dem System Malvern Mastersizer 2000.	25
Abb. 3-21:	Vergleich der TOC-Bestimmungen durch die chemischen Labore VEGAS und ISWA für die Probenstandorte Calbe/ Saale und Osendorf/ Weiße Elster	27
Abb. 3-22:	Mit Äthanol aufgeschlossene und anschließend zentrifugierte Proben unmittelbar vor dem Pipettieren und der nachfolgenden spektralphotometrischen Messung.	28
Abb. 3-23:	In Quarzglasküvetten pipettiertes und in drei Unterproben aufgeteiltes Extrakt (links). Absorptionsmessung im Spektralphotometer bei 665 nm und 750 nm (rechts).....	29
Abb. 4-1:	Kartierung von Feinsedimentablagerungen durch die Firma G.E.O.S. am Beispiel Osendorf/ Weiße Elster.	31
Abb. 4-2:	Vor-Ort-Befahrung durch Mitarbeiter des IWS am 17.-19.04.2012 zur Vorbereitung der Messkampagnen im Sommer 2012.	32
Abb. 4-3:	Darstellung der Probenahmestandorte in GIS	34
Abb. 4-4:	Einsatzfahrzeuge des IWS während des Aufbaus der Messplattform.	36
Abb. 4-5:	Zusammengesetzte und mit Außenbordmotor und Ausrüstung beladene Messplattform vor dem Einsetzen am Messstandort Bad Dürrenberg/ Saale. ...	37
Abb. 4-6:	Mit Metallstangen lagefixierte Messplattform während der Entnahme von Sedimentkernen am Messstandort Osendorf/ Weiße Elster.....	38
Abb. 4-7:	Montage des Adapterstückes und der Haltestange auf das Entnahmerohr (links) und Eindrücken des Entnahmerohrs in das Sediment (rechts).	40

Abb. 4-8:	Füllen der im Adapterstück integrierten Absperrblase zur druckdichten Absperrung des Entnahmerohrs (links). Anheben des Sedimentkerns (rechts).	40
Abb. 4-9:	Geborgener Sedimentkern mit vollständig eingedrücktem Gummistopfen (links). Visuelle Kontrolle und Dokumentation des Sedimentkerns (rechts).	40
Abb. 4-10:	Nach der Entnahme und Bergung der Sedimentkerne wird die Messplattform mittels Seilwinde aus dem Wasser gezogen, demontiert und verladen.	41
Abb. 5-1:	Darstellung der Probenahmestellen der drei Messkampagnen	43
Abb. 5-2:	Lage der Probenahmestellen Hohenerxleben, Staßfurt und Neugattersleben im Unterlauf der Bode	44
Abb. 5-3:	Messstelle Hohenerxleben: Wegen der starken Strömung werden am 22.05.2012 keine nennenswerten Feinsedimentablagerungen angetroffen.	45
Abb. 5-4:	TOC (total organic carbon) sowie Erosionsraten für unterschiedliche Sohlenschubspannungen $> \tau_{crit}$ können für die Messstelle Hohenerxleben nicht ermittelt werden.	45
Abb. 5-5:	An der Messstelle Hohenerxleben verläuft die Bode in einem kompakten Fließquerschnitt, so dass Feinsedimente bei höheren Abflüssen ausgeräumt werden.	46
Abb. 5-6:	Geschwindigkeitsprofile an der Messstelle Hohenerxleben. Die Wassertiefen betragen $h = 0,4$ m (Messung 1a) und $h = 0,96$ m (Messung 1b).	46
Abb. 5-7:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Staßfurt_1, Staßfurt_3, Staßfurt_4, Staßfurt_5	47
Abb. 5-8:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Staßfurt gewonnenen Kernen.	48
Abb. 5-9:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Staßfurt gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts, $h = 1,4$ m) vor Ort.	48
Abb. 5-10:	Sieblinien des Sedimentkerns Staßfurt_3 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)	49
Abb. 5-11:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Neug_2, Neug_3, Neug_450	

Abb. 5-12:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Neugattersleben gewonnenen Kernen.....	50
Abb. 5-13:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Neugattersleben gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h = 0,72$ m) vor Ort.	51
Abb. 5-14:	Sieblinien des Sedimentkerns Neugattersleben_1 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)	51
Abb. 5-15:	Lage der Probenahmestelle Friedeburg am Unterlauf der Schlenze	52
Abb. 5-16:	Die Schlenze hat in dem Untersuchungsbereich ein großes Gefälle und eine merkliche Strömungsgeschwindigkeit, so dass kaum Feinsedimentablagerungen angetroffen werden.....	52
Abb. 5-17:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Friedeburg_1 und Friedeburg_2.....	53
Abb. 5-18:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Friedeburg gewonnenen Kernen.....	54
Abb. 5-19:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Friedeburg gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h_{1a} = 0,4$ m; $h_{1b} = 0,3$ m; $h_{1c} = 0,6$ m) vor Ort.	54
Abb. 5-20:	Sieblinien des Sedimentkerns Friedeburg_3 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen).....	55
Abb. 5-21:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Hohenweiden_1 bis Hohenweiden_4.	56
Abb. 5-22:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Hohenweiden gewonnenen Kernen.	56
Abb. 5-23:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Hohenweiden gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h = 1,4$ m) vor Ort.....	57
Abb. 5-24:	Sieblinien des Sedimentkerns Hohenweiden_3 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen).....	57

Abb. 5-25:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Calbe_1, Calbe_3 und Calbe_4.....	58
Abb. 5-26:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Calbe gewonnenen Kernen.	59
Abb. 5-27:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Calbe gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; h = 0,96 m) vor Ort.....	59
Abb. 5-28:	Sieblinien des Sedimentkerns Calbe_1 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)	60
Abb. 5-29:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Plötzkau_1 bis Plötzkau_4.....	61
Abb. 5-30:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Plötzkau gewonnenen Kernen.	61
Abb. 5-31:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Plötzkau gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; h = 0,64 m) vor Ort.....	62
Abb. 5-32:	Sieblinien des Sedimentkerns Plötzkau_2 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen).....	62
Abb. 5-33:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Steinmühle_2 bis Steinmühle_4.....	63
Abb. 5-34:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Steinmühle gewonnenen Kernen.	64
Abb. 5-35:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Steinmühle gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; h = 1,1 m) vor Ort.....	64
Abb. 5-36:	Sieblinien des Sedimentkerns Steinmühle_1 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen).....	65
Abb. 5-37:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Schwanenbrücke_1 bis Schwanenbrücke_3.....	66

Abb. 5-38:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Schwanenbrücke gewonnenen Kernen.....	66
Abb. 5-39:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Schwanenbrücke gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h = 0,75$ m) vor Ort.	67
Abb. 5-40:	Sieblinien des Sedimentkerns Schwanenbrücke_4 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)	67
Abb. 5-41:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Rabeninsel_1 bis Rabeninsel_4.....	68
Abb. 5-42:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Rabeninsel gewonnenen Kernen.	69
Abb. 5-43:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Rabeninsel gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h_1 = 0,5$ m; $h_2 = 0,5$ m; $h_3 = 0,2$ m; $h_4 = 0,2$ m) vor Ort.	69
Abb. 5-44:	Sieblinien des Sedimentkerns Rabeninsel_3 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen).....	70
Abb. 5-45:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Wettin_1 bis Wettin_6.....	71
Abb. 5-46:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Wettin gewonnenen Kernen.....	71
Abb. 5-47:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Wettin gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h_1 = 0,6$ m; $h_2 = 0,6$ m; $h_3 = 0,7$ m; $h_4 = 1,0$ m) vor Ort.	72
Abb. 5-48:	Sieblinien des Sedimentkerns Wettin_4 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen).....	72
Abb. 5-49:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Osendorf_1, Osendorf_4 und Osendorf_5.....	73
Abb. 5-50:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Osendorf_2 gewonnenen Kernen.	74
Abb. 5-51:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Osendorf gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts) vor Ort.	74

Abb. 5-52:	Sieblinien des Sedimentkerns Osendorf_2 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen).....	75
Abb. 5-53:	Messstelle Hubschütz Döllnitz: Wegen der starken Strömung werden am 07.08.2012 keine Feinsedimentablagerungen angetroffen.	76
Abb. 5-54:	TOC (total organic carbon) sowie Erosionsraten für unterschiedliche Sohlschubspannungen $> \tau_{crit}$ können für die Messstelle Hubschütz Döllnitz nicht ermittelt werden, da keine Feinsedimente angetroffen werden.	76
Abb. 5-55:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Döllnitz gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h_1 = 0,7$ m; $h_2 = 0,83$ m; $h_3 = 1,2$ m) vor Ort.	77
Abb. 5-56:	An der Messstelle Hubschütz Döllnitz verläuft die Weiße Elster in einem kompakten Fließquerschnitt, so dass Feinsedimente bei höheren Abflüssen ausgeräumt werden.....	77
Abb. 5-57:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Oeblitz_1, Oeblitz_2 und Oeblitz_3.	78
Abb. 5-58:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Oeblitz_4 gewonnenen Kernen.....	79
Abb. 5-59:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Oeblitz gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h = 1,3$ m) vor Ort.....	79
Abb. 5-60:	Sieblinien des Sedimentkerns Oeblitz_4 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen).....	80
Abb. 5-61:	Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Bad Dürrenberg_2 und Bad Dürrenberg_4.	81
Abb. 5-62:	TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Bad Dürrenberg_1 gewonnenen Kernen.....	81
Abb. 5-63:	Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Bad Dürrenberg gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts) vor Ort.....	82
Abb. 5-64:	Sieblinien des Sedimentkerns Bad Dürrenberg_1 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)	82

Abb. 6-1:	Gegenüberstellung der Lagerungsdichten der Bode, Schlenze, Weißen Elster.	83
Abb. 6-2:	Gegenüberstellung der Lagerungsdichten in den Saale-Nebengewässern.....	84
Abb. 6-3:	Gegenüberstellung der Lagerungsdichten in der Saale sowie Altgewässern. ...	85
Abb. 6-4:	Gegenüberstellung der Korngrößenverteilungen an der Bode (Messstellen Staßfurt und Neugattersleben).	86
Abb. 6-5:	Gegenüberstellung der Korngrößenverteilung an der Schlenze und Weißen Elster.....	87
Abb. 6-6:	Gegenüberstellung der Korngrößenverteilung an den Saale-Nebenstrukturen .	87
Abb. 6-7:	Gegenüberstellung der Korngrößenverteilungen in der Saale sowie Altgewässern.....	88
Abb. 6-8:	Gegenüberstellung der Chlorophyll a Konzentrationen der Bode (NG = Neugattersleben), Schlenze (FR = Friedeburg)	89
Abb. 6-9:	Chlorophyll a Konzentration an der Weißen Elster (OS = Osendorf).	90
Abb. 6-10:	Gegenüberstellung der Chlorophyll a-Konzentrationen in den Nebenstrukturen der Saale (HW = Hohenweiden, St = Steinmühle, SW = Schwanenbrücke, RA = Rabeninsel, WE = Wettin).	91
Abb. 6-11:	Gegenüberstellung der Chlorophyll a-Konzentrationen in der Saale sowie Altgewässern (CL = Calbe, PL = Plötzkau, OE = Oebitz, BD = Bad Dürrenberg).	92
Abb. 6-12:	Gegenüberstellung der TOC-Konzentrationen der Bode (Staßfurt, Neugattersleben), Schlenze (Friedeburg) und Weißen Elster (Osendorf).	93
Abb. 6-13:	Gegenüberstellung der TOC-Konzentrationen in den Saale-Nebengewässern.	94
Abb. 6-14:	Gegenüberstellung der TOC-Konzentrationen in der Saale sowie Altgewässern.	95
Abb. 6-15:	Gegenüberstellung der τ_{crit} -Werte der Bode, Schlenze und Weißen Elster.	96
Abb. 6-16:	Gegenüberstellung der τ_{crit} -Werte in den Saale-Nebengewässern.....	97
Abb. 6-17:	Gegenüberstellung der τ_{crit} -Werte in der Saale sowie Altgewässern.....	98
Abb. 6-18:	Gegenüberstellung der Erosionsraten an den Messstellen der Bode, Schlenze, Weißen Elster.....	108

Abb. 6-19:	Gegenüberstellung der Erosionsraten an den Messstellen in den Saale-Nebengewässern.	109
Abb. 6-20:	Gegenüberstellung der Erosionsraten an den Messstellen in der Saale sowie Altgewässern.....	110
Abb. 6-21:	Prinzipskizze einer reibungsbehafteten Strömung mit freier Oberfläche.	118
Abb. 6-22:	Grunddaten und Simulationsergebnisse der Firma Dorsch Consult GmbH für den Mündungsbereich der Weißen Elster in die Saale für unterschiedliche Hochwasserabflüsse.	119
Abb. 6-23:	Hauptwerte für Niedrig- und Hochwasser für den Pegel Oberthau/ Weiße Elster (Quelle: HVZ Sachsen-Anhalt).	120
Abb.6-24:	Hauptwerte für Niedrig- und Hochwasser für den Pegel Staßfurt/Bode (Quelle: HVZ Sachsen-Anhalt).....	122
Abb. 6-25:	Simulationsergebnisse der Firma Dorsch Consult GmbH für die Saale am Wehr Bad Dürrenberg.....	124
Abb. 6-26:	Querprofil bei Saale-km 126,185 (oben) im Bereich des Wehres Bad Dürrenberg	125
Abb. 6-27:	Simulationsergebnisse der Firma Dorsch Consult GmbH für die Saale am Wehr Oebnitz.....	126

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Detailergebnisse für alle Messstellen siehe Kapitel 6.6).	9
Tab. 4.1:	Vorgeschlagene Untersuchungsstandorte (Stand 19.04.2012)	32
Tab. 4.2:	Durch den Auftraggeber genehmigte Probenahmestandorte (Stand 10.05.2012)	33
Tab. 5.1:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Hohenerxleben an der Bode	44
Tab. 5.2:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Staßfurt an der Bode	47
Tab. 5.3:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Neugattersleben an der Bode	49
Tab. 5.4:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Friedeburg an der Schlenze	53
Tab. 5.5:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Hohenweiden am Mühlgraben	55
Tab. 5.6:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Calbe/ Altarm der Saale	58
Tab. 5.7:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Plötzkau/ Altarm der Saale	60
Tab. 5.8:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Steinmühle am Mühlgraben	63
Tab. 5.9:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Schwanenbrücke, Wilde Saale	65
Tab. 5.10:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Rabeninsel, Wilde Saale	68
Tab. 5.11:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Wettin, Nebenarm der Saale	70
Tab. 5.12:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Osendorf an der Weißen Elster	73
Tab. 5.13:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Hubschütz Döllnitz/ Weiße Elster	75
Tab. 5.14:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Wehr Oebitz in der Saale	78
Tab. 5.15:	Daten und Fotodokumentation der Messstelle Wehr Bad Dürrenberg in der Saale	80
Tab. 6.1:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Hohenerxleben/ Bode im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)	99
Tab. 6.2:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Staßfurt/ Bode im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)	100

Tab. 6.3:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Neugattersleben/ Bode im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)	100
Tab. 6.4:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Hohenweiden/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5).....	101
Tab. 6.5:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Friedeburg/ Schlenze im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5).....	101
Tab. 6.6:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Calbe/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)	102
Tab. 6.7:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Plötzkau/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5).....	102
Tab. 6.8:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Oebnitz/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)	103
Tab. 6.9:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Bad Dürrenberg/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)	103
Tab. 6.10:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Steinmühle/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5).....	104
Tab. 6.11:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Schwanenbrücke/ Wilde Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5).....	104
Tab. 6.12:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Osendorf/ Weiße Elster im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)....	105
Tab. 6.13:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Döllnitz/ Weiße Elster im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5).....	105
Tab. 6.14:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Rabeninsel/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5).....	106
Tab. 6.15:	Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Wettin/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)	107
Tab. 6.16:	Zusammenfassung der Messergebnisse im Vergleich.....	112
Tab. 6.17:	Zusammenfassende Darstellung der durch die drei Messkampagnen gewonnenen physikalischen und biologischen Parameter für die Messstellen Staßfurt (Sta1), Wettin (WE_2), Plötzkau (PI_3), Friedeburg (Friedeburg_1) sowie Rabeninsel (RA_2) (vgl. Kapitel 5)	115

Tab. 6.18:	Gegenüberstellung der mit SETEG experimentell ermittelten kritischen Sohlschubspannung mit berechneten mittleren Sohlschubspannungen von Abflüssen in der Weißen Elster bei Osendorf	121
Tab. 6.19:	Ermittelte Schubspannungen, basierend auf hydraulischen Berechnungen zwischen F-km 9+274 und F-km 10+439 (Gewässerabschnitt Löbnitz), zwischen F-km 18+739 und F-km 19+652 (Bereich Pegel Staßfurt), sowie Pegelhauptwerten.	121
Tab. 6.20:	Gegenüberstellung der mit SETEG experimentell ermittelten kritischen Sohlschubspannung mit berechneten mittleren Sohlschubspannungen von Abflüssen in der Bode bei Staßfurt	122
Tab. 6.21:	Mit SETEG experimentell ermittelte kritische Sohlschubspannung der bei Neugattersleben entnommenen Proben (k.M.: keine Messung).	123
Tab. 6.22:	Mit SETEG experimentell ermittelte kritische Sohlschubspannung der bei Bad Dürrenberg entnommenen Proben im Vergleich zu Näherungswerten der maximal auftretenden Schubspannungen aus den hydraulischen Berechnungen der Firma Dorsch Consult GmbH (k.M.: keine Messung).....	124
Tab. 6.23:	Mit SETEG experimentell ermittelte kritischen Sohlschubspannungen der beim Wehr Oebnitz entnommenen Proben (k.M.: keine Messung).....	126
Tab. 6.24:	Mit SETEG experimentell ermittelte kritischen Sohlschubspannungen an den Messstellen der Saale Neben- und Altgewässer entnommenen Proben (k.M.: keine Messung).....	127

1 Motivation

Im Einzugsgebiet der Saale befand sich zu Zeiten der DDR der überwiegende Teil der chemischen Industrie. Infolge der teilweise mangelhaften Umweltschutzmaßnahmen sind über Jahrzehnte hinweg erhebliche Mengen an gesundheitsgefährdenden Stoffen freigesetzt worden, die u. a. als direkte oder indirekte Einleitungen die Oberflächen- und Grundwasserkörper verunreinigt haben. Die in diesen Einleitungen enthaltenen Kontaminanten, wie u. a. Schwermetalle und schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe, sind in der überwiegenden Zahl an feine kohäsive Partikel gebunden und werden in Suspension in den Flusssystemen transportiert. Dabei wird die Verteilung dieser Schwebstoffe und der daran gebundenen Kontaminanten durch das hydrologische Regime des jeweiligen Flusses und durch die Hydromechanik des Schwebstofftransportes bestimmt.

Insbesondere in staugeregelten Gewässerstrecken kommt es in den Bereichen mit geringen Fließgeschwindigkeiten zur Ablagerung von Schwebstoffen und somit zur Anreicherung der mit ihnen transportierten Schadstoffe. Gleiches gilt aber auch für Häfen, Buhnenfelder oder sonstige strömungsberuhigte Bereiche in Flusssystemen. Die sich an den genannten Orten ablagernden kontaminierten Sedimente sind potentielle Verunreinigungsquellen im Falle von z. B. Hochwässern oder Unterhaltungsbaggerungen.

Die Resuspension von abgelagerten Sedimenten im Falle von Hochwässern spielt eine Hauptrolle in der Remobilisierung adsorbierter Kontaminanten und der Freisetzung toxischer Substanzen. Es sind jedoch gerade u. a. diese Verunreinigungsquellen, die zu beherrschen und zu eliminieren die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union durch die in Kraft getretene und in der Umsetzung befindliche Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) verpflichtet sind. Die mitunter großen Anstrengungen der vergangenen Jahre zur Sicherung von Altlasten, den Bau von Kläranlagen sowie die tiefgreifende Modernisierung von Betrieben, die mit umweltgefährdenden Stoffen arbeiten, hat zu einer signifikanten Verringerung der eingeleiteten Schadstoffmengen und zu einer Verbesserung der Wasserqualität beigetragen. Da viele Schwermetalle und organische Schadstoffgruppen jedoch persistent sind, ergibt sich häufig eine Situation, in der hochgradig verunreinigte Sedimente in größeren Sedimenttiefen vorzufinden sind, die zwischenzeitlich durch schwächer kontaminierte, jüngere Sedimente überdeckt werden. Allgemein müssen die Untersuchungen an Gewässersedimenten daher vor allem den Anspruch haben, zum einen an ungestörten natürlichen Sedimentkernen durchgeführt zu werden und zum anderen eine Aufnahme notwendiger Parameter als Tiefenprofil zu ermöglichen (Witt et al., 2003).

Das Land Sachsen-Anhalt verfolgt mit Nachdruck das Ziel, die Belastungen der Gewässer nachhaltig zu verringern und hat hierzu das „Konzept zum Umgang mit Schadstoffen im Grundwasser und in Oberflächengewässern Sachsen-Anhalts aus diffusen und Punktquellen (Schadstoffkonzept 2010 - 2012)“ erarbeitet. Die Ursachenanalyse der dargestellten Schadstoffsituation in Sachsen-Anhalt resultiert in den grundlegenden Erkenntnissen, dass die ge-

genwärtig messbare Schadstoffbelastung maßgeblich aus früheren Einträgen stammt und sich historische Schadstoffeinträge in hohen Sedimentbelastungen widerspiegeln. Neben der Erarbeitung einer Übersicht über die Schadstoffbelastung, unter Einbeziehung aller in Sachsen-Anhalt verfügbaren Daten, ist der Bedarf für ein Ermittlungsmonitoring festzulegen sowie Maßnahmen und Kosten zur Reduzierung der Schadstoffbelastung abzuschätzen (Hursie, 2011).

Ein wesentlicher Bestandteil des o. g. Schadstoffkonzepts des Landes Sachsen-Anhalt ist ein Sedimentmanagementkonzept. Dadurch wird sichergestellt, dass die besonderen Eigenschaften von Sedimenten und Schwebstoffen als mögliche Schadstoffträger bei der Umsetzung der EU-WRRL hinreichend berücksichtigt werden. Die besondere Bedeutung von Feinsedimenten in Fließgewässern resultiert aus der Eigenschaft, dass sich Schadstoffe an der partikulären Struktur des suspendierten Materials akkumulieren und dadurch Organismen gegenüber Kontaminationsgemischen exponieren, die in der Wasserphase nicht oder in sehr viel geringeren Konzentrationen auftreten. Darüber hinaus beträgt die Aufenthaltszeit dieser Feststoffe im Flussgebiet ein Vielfaches des frei fließenden Wasserkörpers (LHW, 2011).

Mit dem Teilprojekt „Remobilisierungspotential belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts“ sollen unverzichtbare Erkenntnisse für die weitere Bearbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes des Landes sowie der FGG/ IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) geschaffen werden (LHW, 2011).

2 Auftragsvergabe und -umfang

Der Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW) des Landes Sachsen-Anhalt führt im Herbst 2011 eine beschränkte Ausschreibung für das Projekt „Ermittlung des Remobilisierungspotentials belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts“ durch. Auf der Grundlage einer schriftlichen Aufforderung zur Abgabe eines Angebots vom 14.09.2011 arbeitet das Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung (IWS) ein Untersuchungskonzept aus und erstellt mit Datum 13.10.2011 ein Angebot. Das IWS geht aus dem Wettbewerb als bester Anbieter hervor und erhält den seitens des LHW mit Datum 03.11.2011 unterzeichneten Werkvertrag mit der Nr. 11/511/19. Die Prüfung des Werkvertrags durch die Universitätsverwaltung führt zu Änderungswünschen am Vertragstext, der schließlich in modifizierter Form durch das LHW am 22.12.2011 und durch die Kanzlerin der Universität Stuttgart am 11.01.2012 unterzeichnet wird.

Die angebotenen und beauftragten Leistungen umfassen folgende Positionen:

- Unterlagenauswertung, Vorauswahl von Untersuchungsstandorten, Vor-Ort-Befahrung und Erstellung eines Untersuchungskonzeptes.
- Durchführung von in situ-Messungen sowie Entnahme von Sedimentkernen mit nachfolgender Analyse (Siebkurve/ Korngrößenanalyse, Lagerungsdichte, Erosionsstabilität, Erosionsrate, TOC, Chlorophyll) an 15 Stellen des Einzugsgebiets der Saale nach Absprache mit dem Auftraggeber.

Zur Auftragsbearbeitung werden dem Institut Dokumentationen der Firma G.E.O.S. zur Verfügung gestellt, die eine Bestandsaufnahme relevanter Feinsedimentablagerungen in den auf das Land Sachsen-Anhalt entfallenden Fließgewässerabschnitten der Saale, der Saale-Nebenstrukturen (Altarme, Mühlgräben, etc.), der Weißen Elster, der Bode und der Schlenze vornimmt.

3 Untersuchungsmethoden

3.1 In situ-Bestimmung der Erosionsstabilität kohäsiver Sedimentablagerungen

Gemäß der Leistungsbeschreibung des LHW soll zur Risikoabschätzung der Resuspension kontaminierter Sedimente der Erosionsvorgang und die Transportdynamik quantifiziert werden. Auf der Basis der „Bestandsaufnahme belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern ST“ ist dabei an identifizierten kohäsiven und ungestörten Sedimentablagerungen vor Ort (in situ) die Erosionsstabilität zu ermitteln. Als Schwellenwert gilt dabei die kritische Sohlschubspannung, bei deren Überschreitung die kohäsiven Sohlsedimente remobilisiert werden. Darüber hinaus sind weitere, die Erosionsstabilität beeinflussende Faktoren, wie die Lagerungsdichte, die Ablagerungshistorie, die Korngrößenverteilung, etc. messtechnisch zu erfassen.

Als ein mögliches, für in situ-Anwendungen geeignetes Gerät wird in der Leistungsbeschreibung das in Abbildung 3.1 dargestellte mobile Erosionslängsgerinne dargestellt.

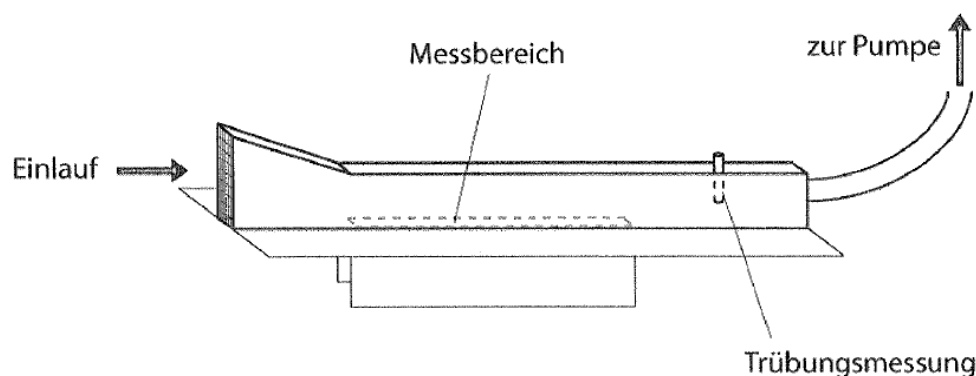


Abb. 3-1: Schemaskizze eines Erosionslängsgerinnes (Leistungsbeschreibung LHW).

Die kritische Sohlschubspannung lässt sich, insbesondere für Feinsedimente, nicht hinreichend genau berechnen bzw. aus der Literatur ableiten. Eine für die Beurteilung des Resuspensionsverhaltens ausreichende Genauigkeit ist nur durch die experimentelle Ermittlung des kritischen Zustandes erzielbar. Hierbei ist jedoch einschränkend anzumerken, dass alle gegenwärtig eingesetzten Verfahren keine direkte Messung der kritischen Sohlschubspannung zulassen. Der experimentell beobachtete Bewegungsbeginn wird vielmehr durch die kritische Erosionsgeschwindigkeit beschrieben, die sich anschließend über z. B. die Anwendung des logarithmischen Geschwindigkeitsgesetzes in die kritische Sohlschubspannung überführen lässt.

Für die Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung ist in der Leistungsbeschreibung des Auftraggebers (AG) ein in situ-Messverfahren vorgesehen. Hinsichtlich des Einsatzes eines in situ-Verfahrens müssen folgende Vor- und Nachteile abgewogen werden:

Vorteile:

- Keine Veränderung der Lagerungsbedingungen durch Bodenentnahmen.
- Unmittelbare Bereitstellung des Messergebnisses vor Ort mit der Möglichkeit der Plausibilitätsprüfung.
- Unmittelbare Wiederholmöglichkeit.

Nachteile:

- Schwer kontrollierbare Einbaubedingungen des Messgerätes (bündige Oberfläche, Umläufigkeiten, etc.).
- Wasserversorgung mit Klarwasser aufwändig bzw. bei Verwendung von Flusswasser mitunter erhebliche Sichtbeeinträchtigung.
- Beobachtungsbedingungen durch Trübung mitunter erheblich eingeschränkt.
- Keine Auflösung der tiefenabhängigen Erosionseigenschaften.
- Lagerungsdichte des untersuchten Sediments kann nicht direkt bestimmt werden.

Auch mit erfahrener Personal kann eine gleichbleibende und hohe Qualität der Untersuchungen, und der daraus abgeleiteten Ergebnisse, nur mit großem Aufwand erzielt werden. Lokale Inhomogenitäten des Bodenmaterials, die sich an der Oberfläche nicht erkennen lassen, werden bei der Anwendung der bekannten in situ-Verfahren nicht zweifelsfrei erkannt. Letztlich lassen die in situ-Verfahren mit aufgesetztem Strömungskanal tiefenabhängige Untersuchungen der Erosionsstabilität nicht zu, ohne dass zerstörend in das Bodengefüge eingegriffen wird. Eine Aussage über Resuspensionsvorgänge und das Remobilisierungsrisiko von über lange Zeit abgelagerten und konsolidierten Sedimenten in tiefer liegenden Schichten lässt sich auf dieser Grundlage nicht hinreichend genau bestimmen.

Das IWS der Universität Stuttgart verfügt über eine kombinierte Methode (vgl. auch Kapitel 3.2), die die Vorteile einer in situ-Messung mit den Vorteilen einer laborgestützten, detaillierten und tiefenabhängigen Analyse vereint.

Das in situ-Messgerät des IWS ist konstruktiv in der gleichen Art und Weise aufgebaut, wie in Anlage 2 der Leistungsbeschreibung dargestellt (vgl. Abbildung 3.1). Der Beobachtungs- und Messbereich ist ein Kanal mit rechteckigem Querschnitt, in dem eine kontrollierte und gerichtete Strömung erzeugt werden kann. Mittels einer angeschlossenen, regelbaren Pumpe wird Wasser im Druckabfluss durch den Kanal geleitet. Die Geometrien des Kanals sind so gewählt, dass sich über dem Messbereich eine voll ausgebildete Strömung einstellt, so dass die Annahme eines logarithmischen Geschwindigkeitsprofils hinreichend genau erfüllt wird. Ein Einstechrahmen unter dem Strömungskanal fixiert die zu untersuchende Sohle und verhindert ein Austreten des durch den Kanal gepumpten Wassers. Der Messbereich wird mit mehreren Lampen ausgeleuchtet und durch Kameras optisch überwacht. Durch die stetige Steigerung des Durchflusses und die gleichzeitige Beobachtung des Messbereichs über

die installierten Kameras kann schließlich der Zustand des Bewegungsbeginns ermittelt werden.



Abb. 3-2: In situ-Erosionsmessgerät des IWS beim Feldeinsatz.

Nach wie vor wird der optischen Beobachtung des Messbereichs der Vorzug vor z. B. der Verwendung von Trübungssonden der Vorzug gegeben, da z. B. ein Bewegungsbeginn von rolligem Material keinerlei Trübungsänderung der wässrigen Phase zur Folge hat. Auch bei kohäsivem Material sind Bewegungen von Einzelkörnern oder kleinen Partikelverbänden durch eine Trübungsmessung nicht hinreichend genau detektierbar. Lediglich die Phase des Massentransports lässt sich über Trübungsmessung zweifelsfrei nachweisen.

Sowohl die Zusammensetzung als auch die Erosionseigenschaften der abgelagerten Sedimente weisen eine große Variabilität auf. Eine zuverlässige Aussage über diese Werte kann daher nur durch eine Vielpunktmessung erfolgen. Die Anwendung des in dem Kapitel 3.2 beschriebenen Analyseverfahrens mit der Gamma-Absorptionsmethode sowie SETEG ermöglicht zwar zuverlässige Ergebnisse, ist jedoch hinsichtlich Personal- und Zeitbedarf sehr aufwändig. Insofern ist einem in situ-Verfahren der Vorzug zu geben, das eine höhere Messdichte und eine unmittelbare Beurteilung der Verhältnisse vor Ort ermöglicht. Hierbei müssen jedoch die Beschränkungen eines derartigen Verfahrens in Kauf genommen werden (s.o.).

Das für Feldeinsätze konzipierte und optimierte in situ-Messgerät des IWS besteht aus einem geschlossenen Kanal, der vor Ort unmittelbar auf die Sohlenoberfläche aufgesetzt wird und die direkte Beobachtung der Sedimentbewegung ermöglicht (vgl. Abbildung 3.3). Die Aufprägung kontrollierter hydraulischer Belastungen erfolgt über eine Tauchpumpe, die stu-

fenlos regelbar das geförderte Wasser in den Messkanal drückt. Am Einlauf in die Messstrecke vergleichmäßigen Strömungsgleichrichter das Strömungsfeld und ermöglichen auf kurzer Distanz die Ausbildung eines voll ausgebildeten Strömungsprofils, wie dies durch Messungen mit einem Laser-Doppler-Anemometer (LDA) nachgewiesen ist.



Abb. 3-3: In situ-Gerät des IWS bestehend aus dem auf die Sohle aufzusetzenden Strömungskanal (links) sowie der regelbaren Tauchpumpe zur kontrollierten Steigerung der Sohlenbelastung (rechts)

Der Beobachtungs- und Messbereich ist ein Kanal mit rechteckigem Querschnitt (Strömungsquerschnitt 5 cm x 10 cm), in dem eine kontrollierte und gerichtete Strömung erzeugt werden kann. Die Geometrien des Kanals sind so gewählt, dass sich über dem Messbereich eine voll ausgebildete Strömung einstellt, so dass die Annahme eines logarithmischen Geschwindigkeitsprofils hinreichend genau erfüllt wird. Diese Annahme ist durch umfangreiche Messungen mit einem Laser-Doppler-Anemometer verifiziert und eine Beziehung zwischen Durchfluss, resp. mittlerer Strömungsgeschwindigkeit, und Sohlenschubspannung ermittelt (vgl. Abbildung 3.4). Durch die exakte Einstellung und Überwachung des Durchflusses ist somit im Feldeinsatz eine genaue Aussage über die aufgebrachten Sohlenschubspannungen möglich.

Der Zusammenhang zwischen der Sohlenschubspannung und dem Durchfluss durch den Strömungskanal, als Produkt von mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und durchströmter Querschnittsfläche ($A = 0,1 \text{ m} \times 0,05 \text{ m} = 0,005 \text{ m}^2$), wird durch folgende Gleichung beschrieben:

$$\tau = 0,228 Q + 0,131 Q^2$$

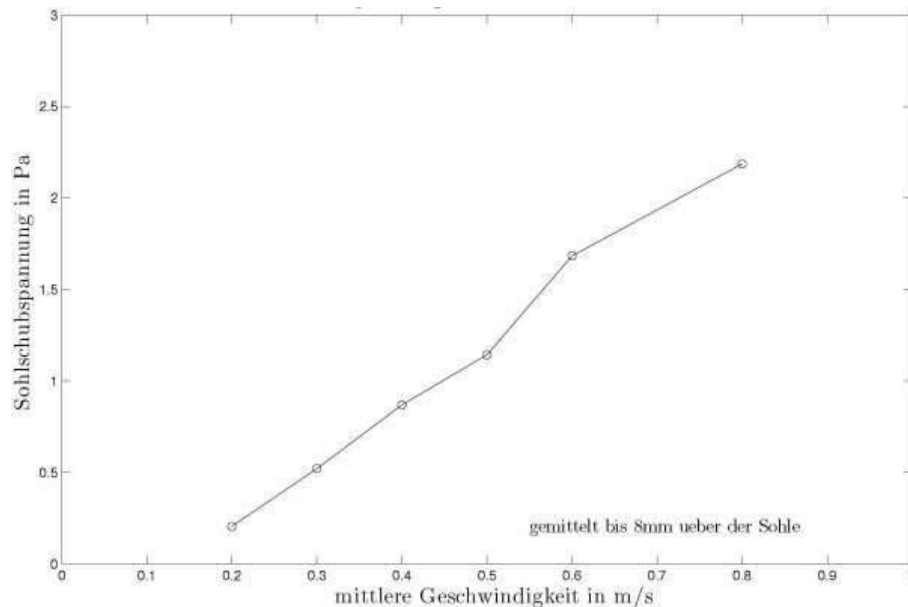


Abb. 3-4: Mittels LDA-Messungen ermittelter Zusammenhang zwischen Sohlenschubspannung und mittlerer Strömungsgeschwindigkeit im Messkanal des Erosionsmessgeräts.

Das in situ-Gerät ist mit einem Durchflussmesser ausgestattet, der die Umdrehungszahl bzw. Frequenz eines kleinen Propellers als Messgröße aufnimmt. Aus Kalibrierversuchen lässt sich folgende Beziehung zwischen der Frequenz f und dem Durchfluss ableiten:

$$Q = 0,290 + 0,0192 f + 1,24 e^{-4} f^2$$

Die beim Feldeinsatz registrierte Frequenz lässt sich somit in die an der Sedimentoberfläche wirkende Schubspannung überführen.

Ein Einstechrahmen unter dem Strömungskanal fixiert die zu untersuchende Sohle und verhindert ein Austreten des durch den Kanal gepumpten Wassers. Der Messbereich wird mit mehreren Lampen ausgeleuchtet und durch Kameras optisch überwacht. Durch die stetige Steigerung des Durchflusses und die gleichzeitige Beobachtung des Messbereichs über die installierten Kameras kann schließlich der Zustand des Bewegungsbeginns ermittelt werden.

Bei den drei Messkampagnen in den insgesamt 15 Gewässerabschnitten in Sachsen-Anhalt wird das in situ-Gerät von einer ortsfest fixierten schwimmenden Plattform aus auf die Sohlenoberfläche abgesetzt. Um eine möglichst verlässliche Aussage treffen zu können, wird das Gerät je Messstelle mehrfach umgesetzt. Über einen angeschlossenen Monitor erfolgt die kontinuierliche Beobachtung der Sedimentoberfläche, während der Durchfluss langsam gesteigert wird. Mit dem Beginn der Sedimentbewegung registriert und dokumentiert die Bedienmannschaft die Frequenz der Pumpe in einer Textdatei. Aus dieser Frequenz kann schließlich die kritische Sohlenschubspannung, gemäß der o.a. Gleichung, abgeleitet werden.

In der Tabelle 3.1 sind exemplarisch einige Ergebnisse einer Messkampagne dargestellt.

Tab. 3.1: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Detailergebnisse für alle Messstellen siehe Kapitel 6.6).

Probe 01	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittelwert
Frequenz f	16	16				
Q [l/s]	0,63	0,63				
τ [Pa] in situ	0,195	0,195				0,195
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,416					
τ [Pa] SETEG 5 cm	0,611					
Probe 03	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittelwert
Frequenz f	6	5	16			
Q [l/s]	0,41	0,39	0,63			
τ [Pa] in situ	0,115	0,108	0,195			0,139
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,362					
τ [Pa] SETEG 5 cm	3,180					
Probe 05	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittelwert
Frequenz f	27	42	36	44	35	
Q [l/s]	0,90	1,31	1,14	1,37	1,11	
τ [Pa] in situ	0,311	0,526	0,431	0,561	0,416	0,449
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,389					
τ [Pa] SETEG 5 cm	0,389					
Probe 09	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittelwert
Frequenz f	26	37	48	20	20	
Q [l/s]	0,87	1,17	1,50	0,72	0,72	
τ [Pa] in situ	0,299	0,446	0,635	0,233	0,233	0,369
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,195					
τ [Pa] SETEG 5 cm	0,239					

Es zeigt sich, dass die mit dem in situ-Gerät ermittelten Werte innerhalb eines Probestandortes relativ homogen sind und durch die Mittelung über mehrere Werte eine zuverlässige Messgröße darstellen. Im Vergleich mit den Werten, die mit dem SETEG-Analyseverfahren erhalten werden, wird deutlich, dass der Einsatz des in situ-Geräts die kritischen Werte an der Sedimentoberfläche tendenziell unterschätzt. Lediglich bei Probe 05 und Probe 09 liegen die Werte höher als die der SETEG-Analyse.

Die bei den Beprobungen erhobenen Daten werden für jede Messstelle digital aufbereitet und als Excel Datei dem Auftraggeber übergeben. Die Analysen aller Messungen finden sich in Kapitel 6.6.

3.2 Entnahme und Analyse von Sedimentkernen zur tiefenabhängigen Bestimmung der Erosionsstabilität

Ein Forschungs- und Einsatzschwerpunkt des Instituts bildet die Entnahme, Analyse und Bewertung von Sedimenten aus natürlichen Gewässern. Insbesondere für die Untersuchung von Feinsedimenten wird seit über 20 Jahren u. a. das System SETEG (**Strömungskanal zur Ermittlung der tiefenabhängigen Erosionsstabilität von Gewässersedimenten**), in Kombination mit weiteren Analysetechniken, eingesetzt und stetig weiterentwickelt. Im Einzelfall noch ergänzt um die Bestimmung biologisch-chemischer Parameter ermöglicht diese Ausstattung z. B. die Beurteilung von Sedimentations- und Resuspensionsvorgängen. Die herausragende Qualität der mittels des SETEG-Systems erzielbaren Aussagen besteht vornehmlich in der Bereitstellung tiefenabhängiger Erosionsparameter, so dass die Eigenschaften unterschiedlicher Sedimenthorizonte dargestellt werden können.

3.2.1 Sedimententnahme

Das SETEG-System (vgl. auch Kapitel 3.2.3) ermöglicht die tiefenabhängige Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung sowie von Erosionsraten bei diskreten Schubspannungen oberhalb des kritischen Zustands. Diese Werte werden durch zerstörende Prüfungen von Sedimentkernen in der Versuchsanstalt für Wasserbau des Instituts gewonnen.

Die Entnahme der für die weitergehende Analyse notwendigen Sedimentkerne erfolgt von einer schwimmenden Plattform aus (vgl. Abbildung 3.5). Dabei werden Kunststoffrohre mit einem Innendurchmesser von 15 cm und einer Länge bis zu 1,50 m entweder mittels eines Gestänges oder, bei größeren Wassertiefen, mittels seilgeführter Fallgewichte in das Sediment gerammt und durch Aufbringen eines leichten Unterdrucks nachfolgend wieder aus dem Bodenmaterial herausgezogen. Diese Entnahmetechnik ist auf feine Sedimente bis hin zu Feinsand, vornehmlich aber kohäsive Sedimente, anwendbar.



Abb. 3-5: Eindrücken eines Entnahmerohrs in das Feinsediment während z. B. einer Messkampagne bei Bilina (2007).



Abb. 3-6: Geborgene, abgedichtete, markierte und transportbereite Sedimentkerne einer Messkampagne im Unterbecken des PSW Glems (2011).

Die Verwendung von transparenten Kunststoffrohren (vgl. Abbildung 3.6) hat bei der eigentlichen Entnahme wegen der erhöhten Bruchgefahr zwar Nachteile gegenüber z. B. Stahlrohren, für die nachfolgenden Auswertungen (u. a. Gamma-Absorptionsmethode zur Bestim-

mung der Lagerungsdichte) ergeben sich jedoch entscheidende Vorteile. Um die Störung der Bodenprobe so gering wie möglich zu halten, dient das Entnahmerohr als dichtes Transportgefäß, erlaubt die optische Beurteilung des vertikalen Bodenprofils, verursacht keine Störungen bei der Ermittlung der Lagerungsdichte mittels des eingesetzten Gamma-Absorptions-Verfahrens (vgl. Kapitel 3.2.2) und dient letztlich als Vorschubeinheit bei der Ermittlung der Erosionsstabilität (vgl. Kapitel 3.2.3 bzw. 3.2.4).

Die Sedimentkerne werden vertikal in einer abgedunkelten und gekühlten Transportbox transportiert, um einerseits Störungen der Sedimentschichten zu vermeiden und andererseits biologisch-chemische Prozesse zu minimieren.

3.2.2 Lagerungsdichte

Die zerstörungsfreie und berührungslose tiefenprofilierende Dichtemessung erfolgt ohne weitere Probenvorbehandlung direkt an den sich in den Kunststoffrohren befindenden Sedimentkernen. Das hierzu verwendete γ -Strahl-Dichtemesssystem ist in Abbildung 3.7 schematisch dargestellt.

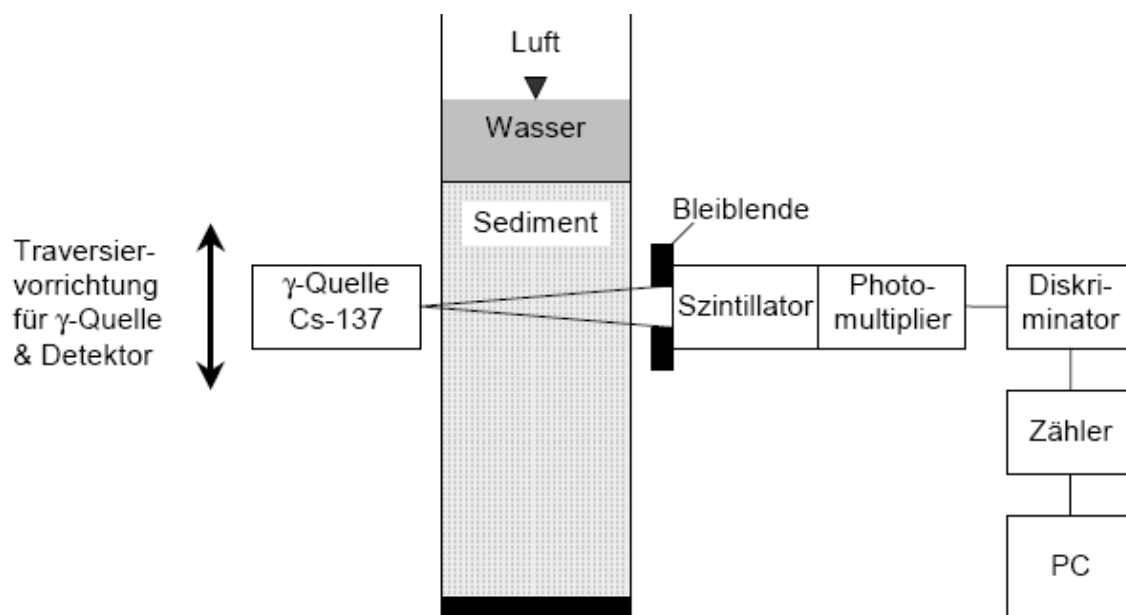


Abb. 3-7: Schematische Darstellung des Gamma-Strahl-Dichtemesssystems.

Das Prinzip der Dichtemessung beruht auf der Abschwächung der γ -Strahlung beim Durchgang durch die Materie, welche bei den hier vorkommenden Materialkomponenten überwiegend von der durchstrahlten Masse abhängt. Bei dem vom IWS eingesetzten Messsystem werden von einer Cs137-Quelle, welche direkt vor der Probe positioniert ist, γ -Quanten ausgesendet. Die durch die Probe hindurch gelangenden γ -Quanten treffen auf der der Quelle gegenüberliegenden Seite auf einen Natriumjodidkristall (Szintillator), in dem durch verschiedene kernphysikalische Prozesse Lichtquanten erzeugt werden, deren Anzahl proporti-

onal zur Energie der γ -Quanten ist. Unter Verwendung eines Photomultipliers werden Stromimpulse erzeugt, deren Anzahl proportional zur Anzahl der die Probe durchdringenden γ -Quanten ist. Während der Messung fährt das Dichtemesssystem die Probe mit Hilfe einer automatisch gesteuerten Positioniereinrichtung schrittweise ab. Entsprechend der Spaltbreite der Bleiblende wird i. A. eine Schrittweite von 1 cm gewählt. Das System dokumentiert die Messungen in einer unformatierten ASCII-Datei mit Datum und Uhrzeit zu Beginn und Ende der Messung sowie der Messposition und Anzahl der empfangenen Impulse. Die mittlere Lagerungsdichte ρ einer Sedimentschicht kann schließlich mit Hilfe einer zuvor bestimmten Kalibrierfunktion aus der Anzahl der Zählimpulse berechnet werden, die nach Durchstrahlung des Sediments innerhalb eines definierten Zeitintervalls beim Detektor eingehen.

Die Abbildung 3.8 zeigt das γ -Dichtemesssystem bei der Analyse einer Sedimentprobe.



Abb. 3-8: Bestimmung des Dichteprofiles einer Sedimentprobe in der Versuchsanstalt für Wasserbau mittels der γ -Absorptionsmethode.

Die Abbildung 3.9 stellt exemplarisch vertikale Profile der Lagerungsdichte unterschiedlicher Bodenproben gegenüber.

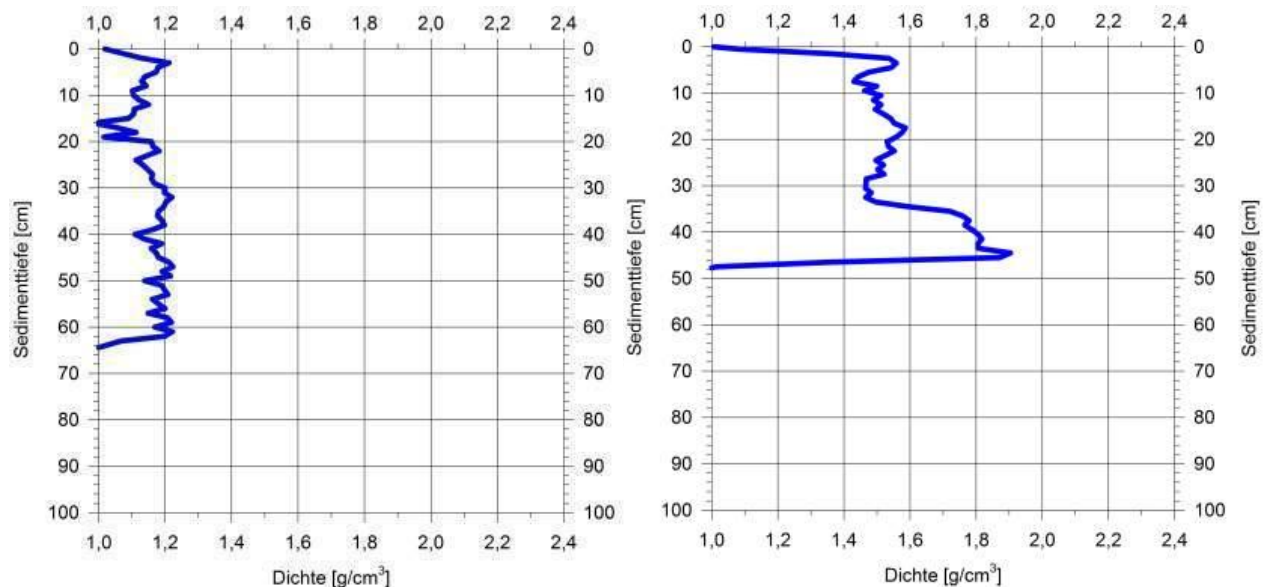


Abb. 3-9: Vertikale Profile der Lagerungsdichte von Sedimentproben

Die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen zur Lagerungsdichte sind für jede Messstelle, an der Sedimentkerne entnommen wurden, im Kapitel 5 grafisch dokumentiert. Die zugehörigen Daten werdendem Auftraggeber in digitaler Form als Excel Dateien übergeben.

3.2.3 Erosionsstabilität

Für die Untersuchung der Erosionsstabilität und der Erosionsraten wird das vom Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart entwickelte SETEG-System (**S**trömungskanal zur **E**rmittlung der tiefenabhängigen **E**rosionsstabilität von **G**ewässersedimenten) verwendet. Dieses System ermöglicht eine Beurteilung der Erosionsstabilität des Sediments im Tiefenprofil. Die Abbildungen 3.10 und 3.11 zeigen den Aufbau des SETEG-Systems sowohl schematisch als auch im Original und geben einen Überblick über die technischen Daten.

Das SETEG-System besteht aus einem geschlossenen rechteckigen Kanal mit einer Höhe von 100 mm und einer Breite von 145 mm und wird mit Druckabfluss betrieben. Die Länge der Kanalstrecke beträgt 7.300 mm. Durch eine stufenlos regelbare Klappe am Ende des Kanals sind auch Versuche mit sehr kleinen Durchflüssen ($Q \approx 4 \text{ l/s}$) möglich, die bis zu einer maximalen Förderrate von 60 l/s gesteigert werden können.

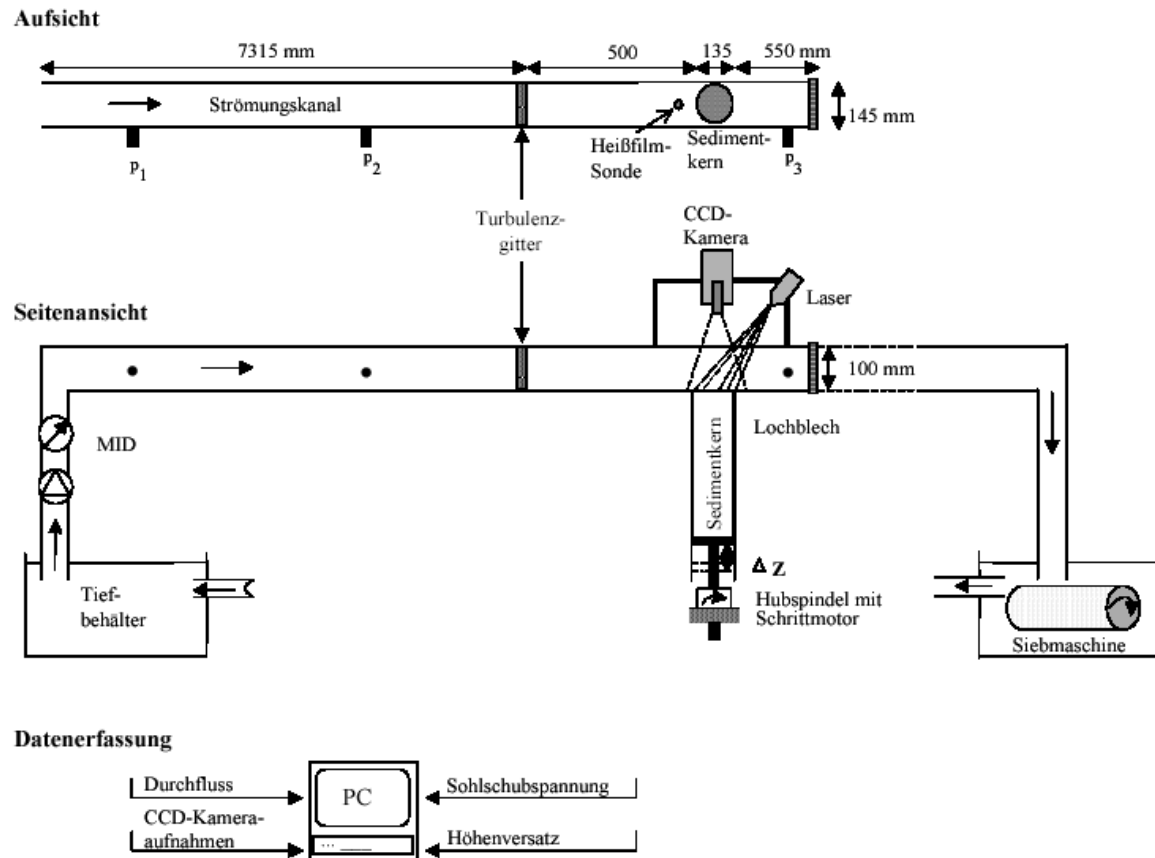


Abb. 3-10: Schematische Darstellung des SETEG-Systems.

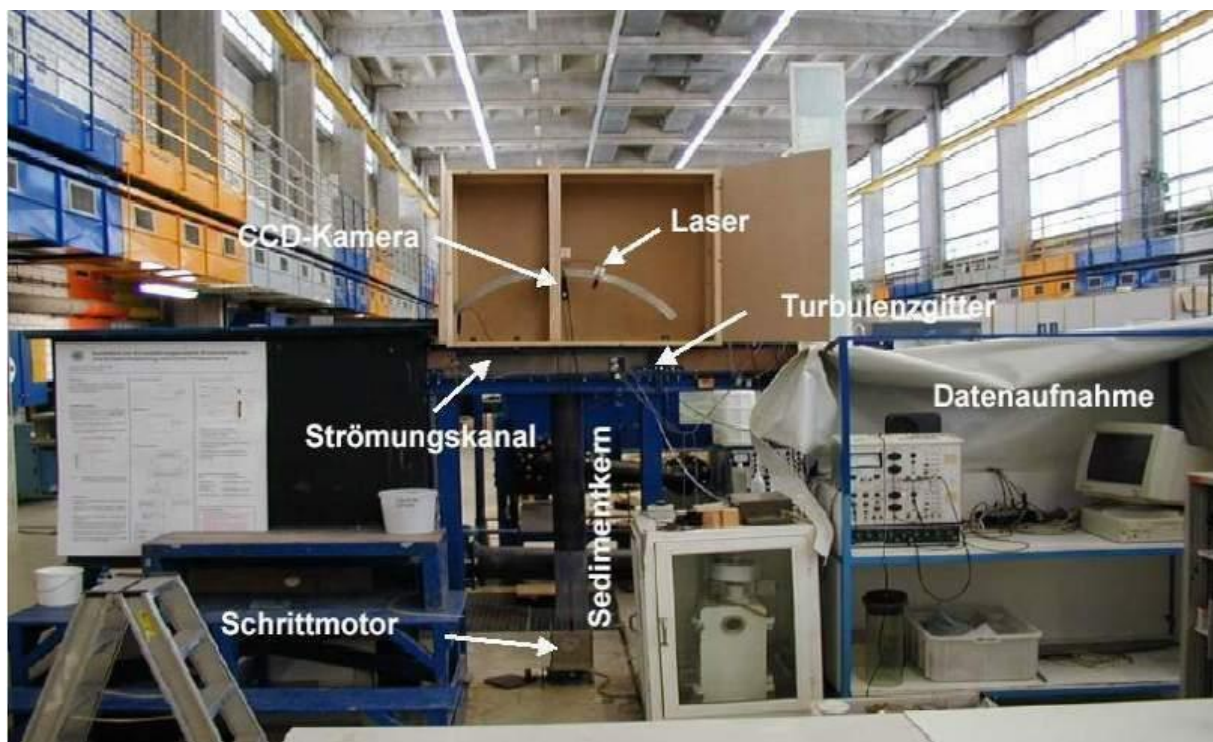


Abb. 3-11: Wesentliche Komponenten des SETEG-Systems.

Eine Kalibrierung des Systems wird nach der Konstruktion und dem Aufbau des Versuchstands für den Bereich von 6 bis 30 l/s, der erfahrungsgemäß bei einer kritischen Sohlenschubspannung kohäsiver Gewässersedimente von 0,5 bis 5 Pa ausreichend ist, durchgeführt. Eine Überprüfung der Q - τ -Beziehung erfolgte im Jahr 2012 mittels hochaufgelöster LDA-Messungen und bestätigte die bislang zu Grunde gelegte Kalibrierungskurve (Weinert, 2012). Die Wasserversorgung erfolgt mit einer eigenen Pumpe aus dem Tiefbehälter der Versuchsanstalt und wird magnetisch-induktiv überwacht.

Um die Erosionsstabilität in Form der kritischen Erosionsschubspannung tiefenabhängig bestimmen zu können, werden die mit der Sedimentprobe gefüllten Entnahmerohre an der Grundplatte des Strömungskanals angebracht und mit dieser verschraubt. Nach der Kernarretierung wird der Strömungskanal langsam mit Wasser gefüllt und so lange bei geringem Durchfluss betrieben, bis die Luft komplett aus dem System entfernt ist. Nach dem Ende des Füllvorganges schiebt eine Hubspindel mit Schrittmotor das Sediment im Stechrohr so weit nach oben, bis es sohlenbündig mit der Druckkanalinnenseite ist. Danach startet das Erosionsexperiment, indem der Durchfluss langsam und kontinuierlich gesteigert wird. Im Laufe der Durchflusssteigerung werden zwei Phasen des Erosionsvorganges ermittelt:

- (1) Die Phase der **Kornerosion**, bei der flächig einzelne Sedimentpartikel aus der Sedimentoberfläche erodiert werden und die sich zumeist als „Sedimentfahne“ im Kanal gut detektieren lässt.
- (2) Die Phase der **Massenerosion**, in der nicht mehr einzelne Sedimentpartikel sondern, vor allem bei kohäsivem Material, ganze Konglomerate in Schollenform aus der Sedimentoberfläche herausgerissen werden.

Der Beginn der Erosion kann visuell sehr gut erfasst werden. Dem kritischen Durchfluss, bei dem die Massenerosion beginnt, kann ein kritischer Schubspannungswert ($\tau_{crit,e}$) zugeordnet werden. Danach wird das Sedimentmaterial um die gewünschte Schrittweite nach oben verschoben und sohlenbündig abgeschnitten, so dass die kritische Erosionsschubspannung für die entsprechend nächste Sedimenttiefe ermittelt werden kann. Die beschriebene Vorgehensweise wiederholt sich für verschiedene Tiefenhorizonte, wodurch man das Vertikalprofil der kritischen Erosionsschubspannungen des untersuchten Sedimentkerns erhält. Der Erosionsbeginn wird zusammen mit Beobachtungen unmittelbar in eine Excel-Datei eingetragen.

Die Ergebnisse der Sedimentanalysen aus den beprobten Gewässerstrecken sind in Kapitel 5 grafisch dargestellt. Die digitalen Daten werden dem Auftraggeber als Excel Dateien übergeben.

3.2.4 Erosionsraten

Das SEDCIA-Auswertesystem (**S**ediment **E**rosion **R**ate **D**etection by **C**omputerised **I**mage **A**nalysis) ermöglicht eine quantitative Ermittlung von Erosionsraten. Der Grundgedanke von SEDCIA besteht darin, dass durch die Veränderung des Verlaufs von Laserlinien, die wäh-

rend eines Erosionsexperiments auf die zu untersuchende Sedimentoberfläche projiziert werden (vgl. Abbildung 3.12), Informationen über das erodierte Sedimentvolumen abgeleitet werden können.

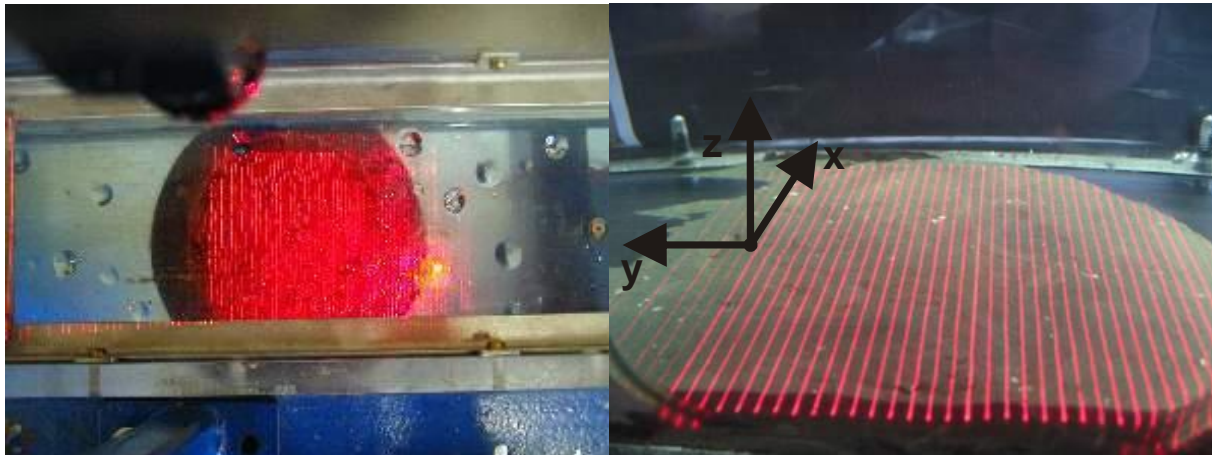


Abb. 3-12: Projizierte Laserlinien des SETEG-Systems auf einer mit dem Strömungskanalboden bündig eingebauten Sedimentprobe. Bild links: Ansicht von oben durch das Kamerasichtfenster; Bild rechts: Seitenansicht durch eine Glaswand des Strömungskanals.

Die sich bei einem Erosionsvorgang ergebenden Verschiebungen der Laserlinien sind in Abbildung 3.13 deutlich zu erkennen, wenn man das linke Kamerabild (glatte Oberfläche) und das rechte Kamerabild (Sedimentoberfläche nach Erosion) miteinander vergleicht. Durch Kalibrierung ist es möglich, einer durch Erosion bedingten Verschiebung der Laserlinien in y-Richtung (vgl. Abbildung 3.13) eine Veränderung in z-Richtung zuzuordnen, d. h. aus ihr eine Tiefeninformation zu gewinnen.

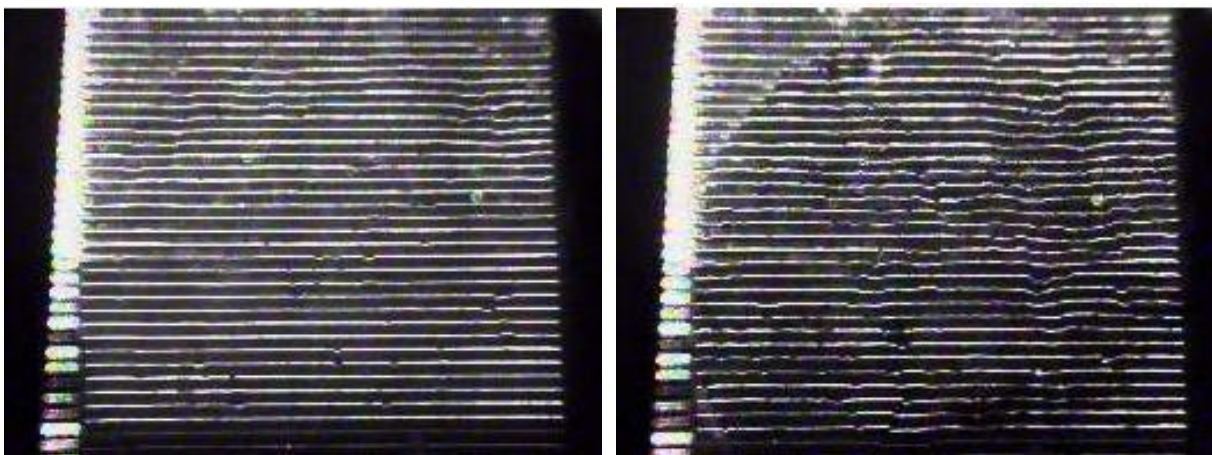


Abb. 3-13: Kamerabild einer glatten Sedimentoberfläche (links) sowie einer teilweise erodierten Sedimentoberfläche (rechts).

In Verbindung mit einer im zeitlichen Abstand Δt aufgenommenen Momentaufnahme und der Lagerungsdichte ist es schließlich möglich, Erosionsraten für diskrete Sohlschubspannungen

in der Einheit Masse*Fläche⁻¹*Zeit⁻¹ zu bestimmen. Schematisch ist diese Vorgehensweise in Abbildung 3.14 dargestellt.

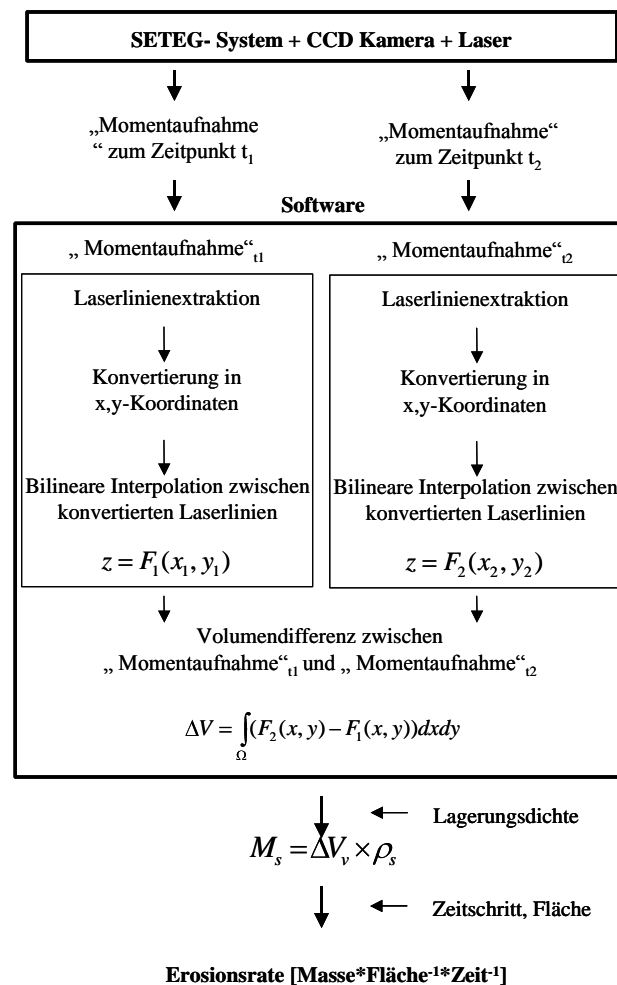


Abb. 3-14: Schematische Vorgehensweise zur Bestimmung von Erosionsraten mit dem Auswertesystem SEDCIA.

Die zuvor beschriebene Methode zur Bestimmung der Erosionsraten bezieht sich immer auf eine Erosionsrate, die zwischen zwei einzelnen Momentaufnahmen mit einer definierten Zeitdifferenz Δt ermittelt wird. Der reale Erosionsprozess kann jedoch nicht nur durch eine Erosionsrate abgebildet werden, die ausschließlich auf Grundlage zweier Momentaufnahmen ermittelt wird, da der Erosionsprozess über die Zeit nicht konstant ist. Diese zeitliche Variabilität ist in Abbildung 3.15 deutlich an den sich mit der Zeit verändernden Erosionsraten (Abbildung 3.15 A) und der dazugehörigen Summenkurve (Abbildung 3.15 B) zu erkennen.

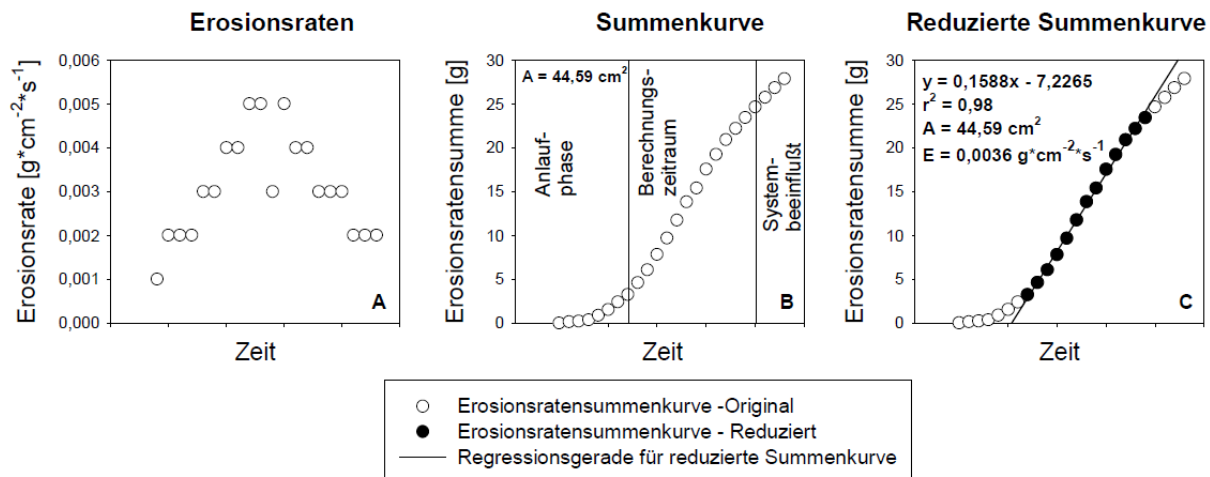


Abb. 3-15: Verlauf von Erosionsraten (A) und zugehörige Summenkurve (B) mit der Zeit sowie reduzierte Summenkurve zur Ermittlung der „Gesamterosionsrate“ (C) (aus WITT, 2003).

Um aus dem zeitabhängigen Verlauf der Erosionsraten eine repräsentative Größe für den Gesamtprozess zu erhalten, wird auf die Summenkurve zurückgegriffen. Aus dieser können drei charakteristische Bereiche abgeleitet werden (Abbildung 3.15):

- (1) die Anlaufphase
- (2) der Berechnungszeitraum
- (3) ein systembeeinflusster oder durch veränderte Sedimenteigenschaften gekennzeichnete Teil

Jeweils die Anlaufphase und der systembeeinflusste Teil werden aus der Ermittlung der tatsächlichen Erosionsrate ausgeschlossen, da sie entweder artifizielle Verhältnisse wiedergeben oder tiefere Sedimentschichten repräsentieren. Die Untersuchungszeit wird daher so beschränkt, dass die erzielten Ergebnisse ausschließlich in den Bereich der reduzierten Summenkurve gemäß Abbildung 3.15 fallen.

Die in Kapitel 5 dokumentierten Erosionsraten basieren auf der Auswertung einer Bilderserie aus 21 Einzelaufnahmen mit einer zeitlichen Differenz von jeweils fünf Sekunden, die bei einem konstanten Durchfluss und einer zugehörigen Schichttiefe aufgenommen werden. Die nachfolgende Auswertung bestimmt Volumendifferenzen zwischen Bildern unterschiedlicher Zeitpunkte, z. B. zwischen den Bildern 5 und 1 (ER_{1-5}), den Bildern 10 und 6 (ER_{6-10}), usw. Um den Einfluss von Störungen in den Bildern weitgehend kompensieren zu können, die z. B. durch Luftblasen oder sich hin und her bewegende Pflanzenteile entstehen und bei der automatischen Bildauswertung fälschlicherweise als Sedimentbewegung interpretiert würden, werden die Differenzen von unterschiedlichen Zeitintervallen mit deutlich abweichenden Ergebnissen verworfen und aus den verbleibenden Daten ein Mittelwert gebildet. Der mittels Bildverarbeitung und dem Auswertealgorithmus bestimmte Abtrag je be-

trachteter Fläche hat die Dimension [mm/s] und ergibt nach Multiplikation mit der mittleren Lagerungsdichte von z. B. $1,8939 \text{ g/cm}^3$ die erodierte Masse je Fläche und Zeiteinheit [$\text{g cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$]. Der auf MATLAB basierende Auswertungsalgorithmus erzeugt eine Excel-Datei, in der die wesentlichen Auswertungsparameter sowie die berechneten Erosionsraten je Tiefenschicht dokumentiert sind.

Die Ergebnisse der Erosionsratenbestimmung sind in Kapitel 5 grafisch aufbereitet. Die digitalen Daten werden dem Auftraggeber als Excel Dateien übergeben.

3.3 Strömungsgeschwindigkeiten

Die Beurteilung der Sedimentstabilität bzw. des Resuspensionsrisikos mittels des in situ-Geräts (vgl. Kapitel 3.1) bzw. des SETEG-Verfahrens (vgl. Kapitel 3.2) ist zeitlich und personell sehr aufwändig. Für eine flächendeckende Informationsgewinnung bzw. ein regelmäßiges Monitoring wären deutlich einfachere Methoden zu bevorzugen, auch wenn hierbei größere Ungenauigkeiten in Kauf genommen werden müssten. Eine vom LHW vorgeschlagene Messgröße stellt die Strömungsgeschwindigkeit dar. Gemäß der Anlage 2 der Angebotsaufforderung ist daher der „Strömungszustand an und im Umfeld der Beprobungsstelle“ zu erheben, und zwar in Form einer „dreidimensionalen Erfassung der Fließgeschwindigkeit“.

Für die Detektierung des Geschwindigkeitsfeldes kommt eine so genannte ADV-Sonde (Acoustic Doppler Velocimetry) vom Typ FlowTracker des Herstellers SonTek zum Einsatz. Die von dem Gerät ausgesandten Ultraschallimpulse der Frequenz 10 MHz werden von Partikeln im Wasser, z. B. Schwebstoffen, reflektiert, die sich im Mittel wie die sie tragende Strömung bewegen. Infolge des Dopplereffekts erfährt das an dem sich bewegenden Partikel reflektierte Signal eine Frequenzverschiebung, die proportional zur Geschwindigkeit ist. Die Phasenverschiebung kann entweder positiv oder negativ sein, so dass das Gerät auch Umkehrströmungen zuverlässig detektieren kann. Der FlowTracker erfasst die Signale mit einer Messfrequenz von 10 Hz (Rohdaten), die mittels Mittelung zu Sekundenwerten verarbeitet und ausgegeben werden. Der Messbereich des Gerätes wird mit 0,1 cm/s bis 450 cm/s und die Genauigkeit mit $\pm 1\%$ angegeben.

Die Abbildung 3.16 verdeutlicht das Messprinzip des FlowTracker. Die zentral angeordnete Schallquelle (Acoustic Transmitter) sendet einen Impuls aus, der von einem im Wasser schwebenden Partikel reflektiert wird. Die empfangenden Schallsensoren (Acoustic Receiver) sind so angeordnet, dass sie zurückgestreute Schallimpulse empfangen, die von einem Messvolumen (Sampling Volume) reflektiert wurden, das 10 cm von der Schallquelle entfernt ist. Hierdurch wird eine Störung der Strömung im Bereich des Messvolumens weitgehend vermieden, jedoch eine ausreichend große Datenrate der reflektierten Signale ermöglicht. Aus der Frequenzverschiebung des empfangenen Signals an den drei unterschiedlich gegen die Strömung geneigten Schallsensoren (in Abbildung 3.16 ist der dritte Schallsensor senk-

recht in der Zeichenebene angeordnet) lassen sich die Geschwindigkeitskomponenten v_x , v_y und v_z in den drei Koordinatenrichtungen ermitteln.

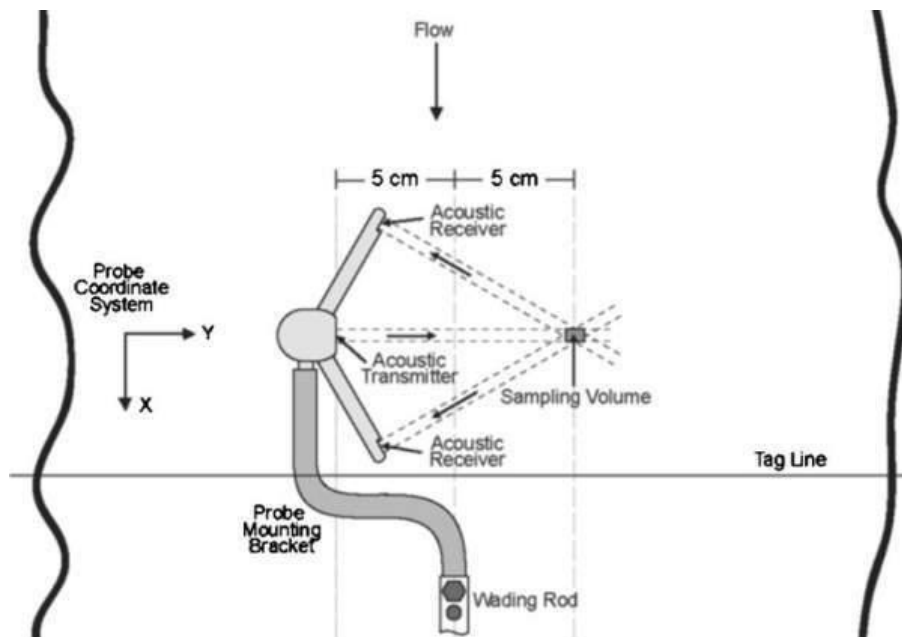


Abb. 3-16: Messprinzip eines Acoustic Doppler Velocimeters (ADV) vom Typ FlowTracker der Firma SonTek.

In Abbildung 3.17 ist das Messgerät bei Messungen in der Versuchsanstalt für Wasserbau sowie während eines Feldeinsatzes dargestellt.

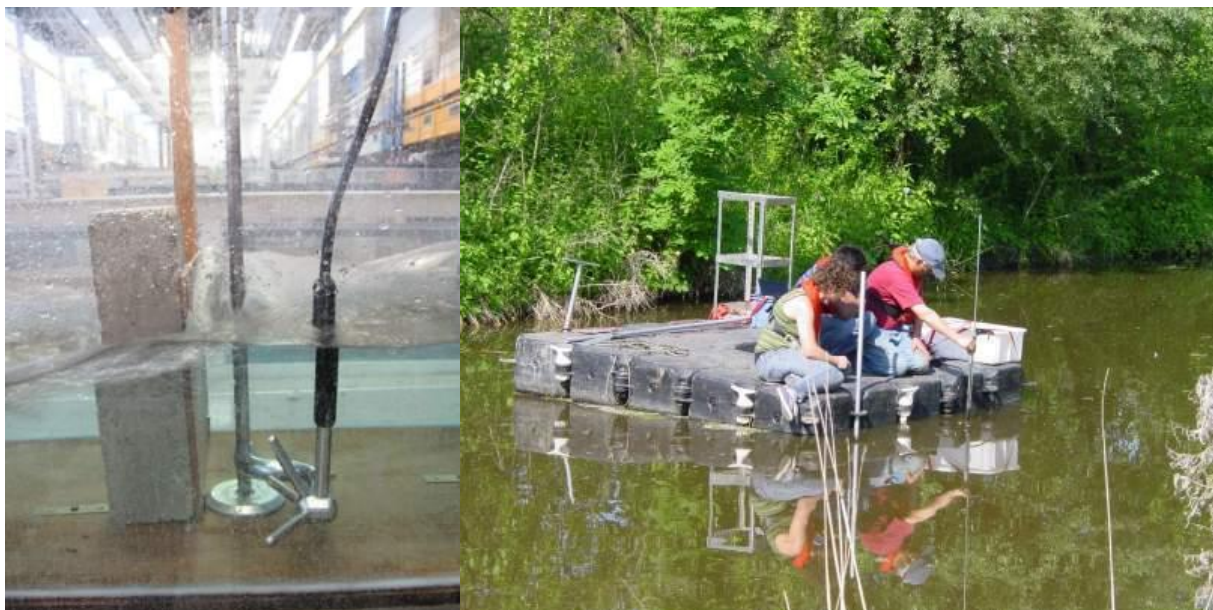


Abb. 3-17: Messungen der Fließgeschwindigkeit in einem Versuchsgerinne sowie von einer Messplattform aus in einem Gewässerabschnitt der Bode/ Sachsen-Anhalt.

Die Geschwindigkeitsmessungen im Rahmen des Projekts erfolgen grundsätzlich von einer schwimmenden Messplattform aus (vgl. Abbildung 3.17, rechts), die lediglich wenige Zentimeter Eintauchtiefe aufweist und insbesondere das bodennahe Strömungsfeld kaum beeinflusst. Die Ultraschallsender/-empfänger-Einheit ist an einem Metallstab befestigt, der mit einer Längenskala versehen ist und auf dem der Sensor in einem Höhenbereich von 3 cm bis 1,5 m verschoben und fixiert werden kann. Bei der Messung sitzt die runde Bodenplatte (vgl. Abbildung 3.16, links) auf der Sohle auf und ermöglicht damit eine genaue Höhenpositionierung gegenüber dem Grund des Gewässers.

Soweit möglich erfolgen die Messungen im Zuge des Projekts an jeder Probenahmestelle an zwei gegenüberliegenden Seiten der Messplattform und in jeweils mindestens drei unterschiedlichen Wassertiefen. Das wassergeschützte Gerät speichert die Messwerte intern in einem gerätespezifischen Format, wird nach Beendigung der Messkampagne über eine eigene Schnittstelle ausgelesen und die Messwerte über ein Konvertierungsprogramm in ASCII-Daten überführt. Der unterste Messpunkt jedes Vertikalprofils befindet sich grundsätzlich bodennah in ca. 5 cm Abstand zur Sohle. Nachdem die resultierende Geschwindigkeit in der x,y-Ebene (wasserspiegel- bzw. sohlparallel) über der Tiefe Änderungen unterworfen sein kann und vor der Messung nicht eindeutig bestimmbar ist, wird in den Auswertungen die aus den beiden gemessenen Komponenten v_x und v_y abgeleitete resultierende Geschwindigkeit v_{xy} dargestellt. Die Abbildung 3.18 zeigt exemplarisch ein Messergebnis an der Probenahmestelle Neugattersleben/ Bode.

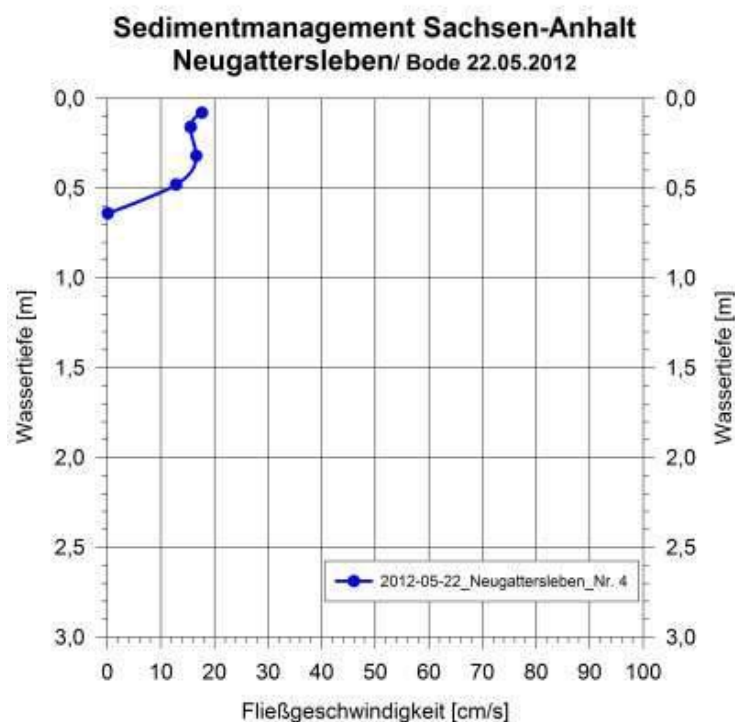


Abb. 3-18: Messungen der Fließgeschwindigkeit an der Probenahmestelle Neugattersleben am 22.05.2012.

In Abbildung 3.18 ist ein gemessenes Geschwindigkeitsprofil an der Probenahmestelle des Sedimentkerns Neugattersleben Nr. 4 dargestellt, an dem eine Wassertiefe von 0,72 m (Abstand Sohle - Wasserspiegeloberfläche) vorliegt. Auf der Abszisse sind die Werte der Fließgeschwindigkeit v_{xy} in der Einheit [cm/s], und auf der Ordinate die Messtiefe in [m] (Abstand vom Wasserspiegel nach unten gemessen) angetragen. Die fünf über die Vertikale verteilten Messwerte verdeutlichen ein nahezu voll ausgebildetes Geschwindigkeitsprofil mit der maximalen Fließgeschwindigkeit nahe der Wasserspiegeloberfläche ($h = 5$ cm) und der minimalen Geschwindigkeit nahe der Sohle ($h = 0,64$ cm).

Die Ergebnisse der Geschwindigkeitsmessungen werden in Kapitel 6 diskutiert. Die digitalen Daten werden dem Auftraggeber als Excel Dateien übergeben.

3.4 Kornzusammensetzung

Das Sedimenttransportverhalten im Allgemeinen und die Remobilisierung abgesetzter Feststoffe im Besonderen werden u. a. von der Kornzusammensetzung bestimmt. Die maßgebliche Kennzahl ist dabei die Korngröße, durch die im Wesentlichen der Strömungswiderstand, die Massenträgheit oder auch der innere Zusammenhalt (Kohäsion) beeinflusst wird. Auch im Hinblick auf die dieser Untersuchung zugrundeliegenden Motivation, der Beurteilung der Resuspension von Schadstoffen aus Sedimentablagerungen, spielt die Korngröße eine tragende Rolle, nachdem sich Schadstoffe vornehmlich an Fein- und Feinstpartikel anlagern.

Der Fokus der durchgeführten Untersuchungen liegt insofern auf den Feinsedimenten, und hier insbesondere auf den so genannten bindigen Böden. Dies sind Böden, bei denen die Korngröße so klein ist, dass die Oberflächeneigenschaften der Einzelkörner die Eigenschaften, die durch ihre Masse verursacht werden, überwiegen. Es treten zunehmend zusammenhaltende Kräfte hervor, die mit Kohäsion bzw. Haftfestigkeit bezeichnet werden und in einem erhöhten inneren Zusammenhalt der einzelnen Teilchen untereinander resultieren. Kohäsive Eigenschaften von Sedimenten treten im Allgemeinen ab einem Äquivalentdurchmesser von 0,063 mm bzw. 63 μm , d. h. dem Beginn des Schluffbereichs nach DIN 4022, auf und verstärken sich mit abnehmender Korngröße.

Zur Bestimmung der Kornzusammensetzung einer Bodenprobe stehen grundsätzlich mehrere Methoden zur Verfügung. Am gängigsten sind die Siebung für gröbere Bodenmaterialien sowie die Schlämmlung für Feinfraktionen. Daneben werden jedoch zunehmend auch optische Verfahren eingesetzt. Insbesondere die Korngrößenbestimmung durch Schlämmlung ist außerordentlich zeitaufwändig, bindet erhebliche Personalressourcen und führt zu einer starken Beschränkung des Analyseumfangs.

Eine Alternative für die Kornanalyse von Feinsedimenten stellt die Laser-Refraktions-Methode (Laserbeugung) dar. Das Grundprinzip besteht darin, dass wenn eine Lichtwelle mit

einer bekannten Wellenlänge auf ein Teilchen einer bestimmten geometrischen Abmessung und einem bestimmten Brechungsindex trifft, so tritt eine teilweise Ablenkung des Lichtes ein. In gängigen Analysegeräten werden die Partikel durch einen fokussierten Laserstrahl geleitet, wobei der Winkel der Beugungsreflexe umgekehrt proportional zu ihrer Größe ist. Die winkelabhängige Intensität des gebeugten Lichts wird durch photosensitive Detektoren gemessen und aus diesen winkelabhängigen Intensitäten die Partikelgrößenverteilung bestimmt.

Das IWS verfügt über ein nach dem Laserbeugungsverfahren arbeitendes Gerät vom Typ MasterSizer 2000 der Firma Malvern. Das Gerät liefert zeitnah präzise Partikelgrößenverteilungen für Trocken- und Nassdispergierungen, basierend auf der Erfassung der winkelabhängigen Intensitäten mittels 46 Detektoren. Das Messgerät erlaubt die Messung von Partikelgrößen im Millimeter-, Mikrometer- und Nanometerbereich (0,02 - 2000 μm) mit einer Messgenauigkeit von besser als 1%

Die Abbildung 3.19 verdeutlicht den grundlegenden Aufbau des verwendeten Geräts.

Mastersizer 2000

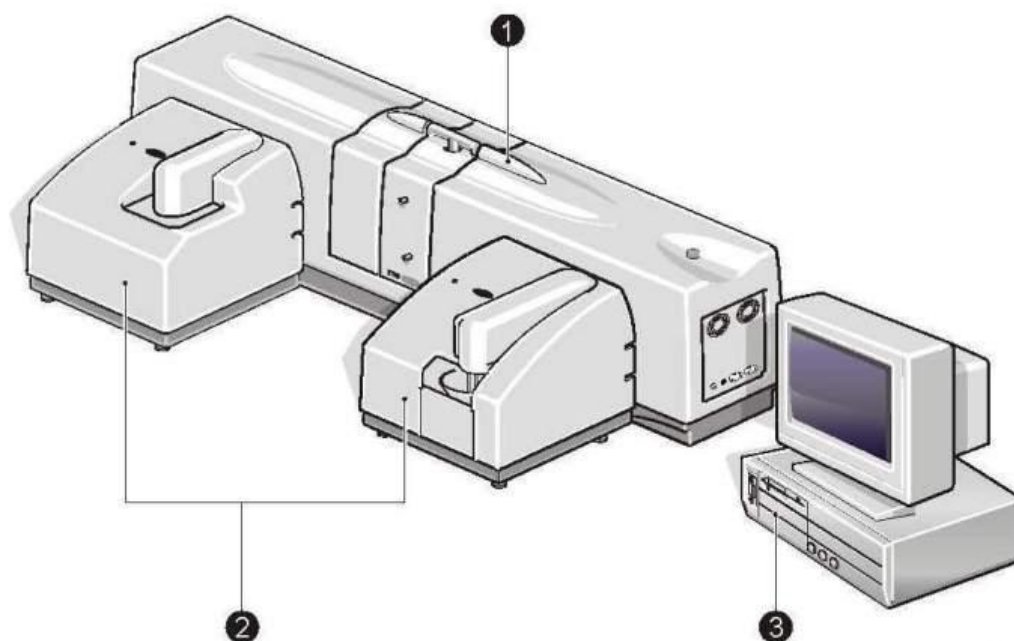


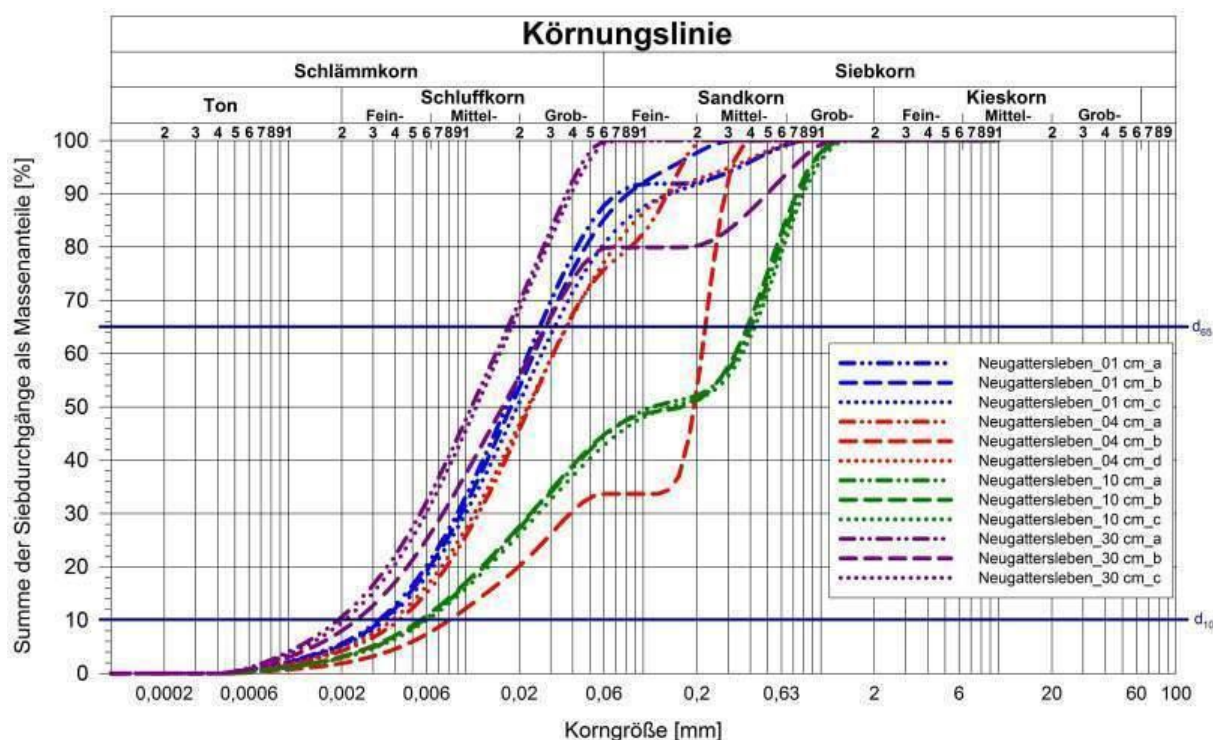
Abb. 3-19: Skizze des Partikelmessgeräts Mastersizer2000 zur Korngrößenbestimmung kleiner Fraktionen (1: Optische Bank, 2: Dispersionskammern, 3: PC).

Die Qualität des Analyseergebnisses hängt sehr stark von der Probenvorbereitung sowie der Handhabung des Geräts ab, wobei der Nutzer durch zahlreiche Routinen unterstützt wird. Dies beginnt mit einer vollautomatischen Justierung der Messoptik, so dass der Laser möglichst exakt auf den im Zentrum der Sensoren befindlichen Detektor fokussiert wird. Die möglichst ideale Beladung der Messzelle mit Probenmaterial wird durch ständige Kontrollmessungen und entsprechende Hinweise des Systems gewährleistet. Schließlich hat der Bedie-

ner die Möglichkeit aus mehreren Analyseverfahren, Streumodellen sowie Brechungsindizes auszuwählen, wobei robuste Voreinstellungen bzw. Herstellerempfehlungen für Standardmaterialien zur Verfügung stehen.

Die Probenvorbereitung ist mitunter entscheidend für eine erfolgreiche Messung. Die Entnahme von gut einer Messerspitze Bodenmaterial aus dem geteilten Sedimentkern sollte frei von z. B. Pflanzenteilen sein, die die Korngrößenanalyse des mineralischen Feststoffes nachhaltig verändern würden. Für die Zerkleinerung von Partikelverbänden stehen geräteintern eine Ultraschalleinheit sowie ein Rührwerk zur Verfügung, über deren mehr oder weniger intensiven Einsatz eine Auflösung evtl. aneinanderhaftender Teilchen möglich ist. Angesichts der sensiblen Probenvorbereitung sowie –behandlung im Gerät, werden von allen Bodenproben jeweils drei Teilproben entnommen und jede einem vollständigen Analysezyklus unterworfen.

Das weitgehend automatisierte Messgerät ermittelt aus den kleinen zugegebenen Probenmengen die Korngrößenverteilung und gibt diese als Liste bzw. Grafik aus. Daraus lässt sich die üblicherweise gebräuchliche Summenkurve ableiten. Als charakteristische Werte für das Feinsediment der Probe Neugattersleben_1 ergeben sich: $d_{10} \approx 4 \mu\text{m}$, $d_{65} \approx 60 \mu\text{m}$ sowie $d_{90} \approx 100 \mu\text{m}$ (vgl. Abbildung 3.20).



Sedimentmanagement Sachsen-Anhalt Neugattersleben/ Bode 22.05.2012

Abb. 3-20: Ergebnis der Korngrößenbestimmung der Probe Neugattersleben_1 mit dem System Malvern Mastersizer 2000.

In der Abbildung 3.20 ist erkennbar, dass die Strategie von drei unabhängigen Proben je Bodenprobe und Horizontebene berechtigt ist. Für die Sedimenttiefe 4 cm (rote Linien) weicht das Ergebnis der Probe b (gestrichelt) deutlich von den Analyseergebnissen a und b sowie dem Verlauf der Korngrößenverteilung in der Sedimentschicht 01 cm ab. Dieses abweichende Ergebnis ist möglicherweise durch einen Pflanzenteil verursacht, der das Messergebnis beeinflusst. Der abweichende Verlauf der Kornverteilungskurve in der Sedimentkerntiefe 10 cm kann jedoch als zuverlässig eingestuft werden, da alle drei unabhängig voneinander durchgeführten Messungen zu einem beinahe identischen Resultat führen. Hier könnte die Einlagerung einer Sandlinse bzw. das Überdecken des Sedimenthorizonts durch eine z. B. bei einem erhöhten Abfluss transportierten Sandfraktion zu einer Vergrößerung der Sieblinie geführt haben.

In Kapitel 5 sind für alle Messstellen an denen Sedimentproben entnommen wurden die Kornsummenlinien grafisch dargestellt. Die digitalen Daten werden dem Auftraggeber als Excel Dateien übergeben.

3.5 Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC)

Der TOC ist ein Maß für den Gehalt an organischen Wasserinhaltsstoffen und als eine Messgröße für die Reinheit bzw. für die Verschmutzung von Trink-, Oberflächen- und Abwasser verwendbar. Er ist ein Maß für die Belastung der Gewässer mit organischen Substanzen, die schon in Spuren wassergefährdend sein können. Die Größenordnung des TOC-Wertes in Flusswasser liegt üblicherweise bei 2 bis 5 mg/l.

Wegen der Vielzahl der im Wasser enthaltenen organischen Verbindungen ist die Bestimmung von einzelnen organischen Komponenten sehr aufwändig und oft auch unvollständig, so dass in der Praxis auf eine Einzelstoffanalyse verzichtet werden muss und die organische Belastung am einfachsten über den C-Gehalt anhand von Summenparametern abgeschätzt wird. Dies gilt insbesondere für die Charakterisierung der organischen Inhaltsstoffe mit sauerstoffzehrenden Eigenschaften, für welche die Summenparameter "Biochemischer Sauerstoffbedarf" (BSB), "Chemischer Sauerstoffbedarf" (BSB) und "Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff" (TOC) entwickelt wurden. Die Vorteile der TOC-Bestimmung liegen in der erhöhten Genauigkeit, dem geringeren erforderlichen Probenvolumen und der besseren Automatisierbarkeit. Nachteilig ist der wesentlich größere apparative Aufwand. Die Methode der TOC-Bestimmung beruht auf der Oxidation der in der Probe enthaltenen Kohlenstoffverbindungen und der anschließenden Bestimmung des dabei entstandenen CO₂ (Kohlenstoffdioxid). Die Oxidation erfolgt üblicherweise durch die thermische Verbrennung und die anschließende Detektion des CO₂ mittels Infrarotphotometrie.

Für die umfangreichen TOC-Bestimmungen aller Proben, auch im Tiefenprofil, sind die chemischen Labore von VEGAS (Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung

am Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung) und vom ISWA (Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft) eingebunden. Beide Labore sind zertifiziert und führen die TOC-Bestimmungen gemäß DIN EN 15936 durch. Um eine ausreichende Absicherung der erzielten Ergebnisse zu gewährleisten, wird jede Einzelprobe in drei Unterproben unterteilt und getrennt gemessen. Folgende Geräte und Verfahren kommen zum Einsatz:

SSM-5000A der Firma Shimadzu (VEGAS)

Verbrennung der Probe bei 900 °C zur Austreibung des CO₂; Sauerstoff als Trägergas; Probengröße 1 Gramm; Messbereich TC (Total Carbon) = 0,1 - 30 mg; Bestimmung des TOC mittels Differenzverfahren (TOC = TC - TIC); Ermittlung des CO₂ durch IR-Detektor.

rapid CS cube der Firma Elementar (ISWA)

Einwiegen der Proben in Silberfolienbecher; Austreiben des anorganischen Kohlenstoffs (TIC) durch verdünnte Salzsäure (HCl); Verbrennung der Probe bei über 1.000 °C.

Infolge sowohl technischer Ausfälle als auch Personalengpässen werden die Bodenproben aufgeteilt und in den beiden chemischen Laboren untersucht. Um einerseits sicherzustellen, dass die Messergebnisse unmittelbar miteinander vergleichbar sind, und andererseits den Nachweis zu erbringen, dass die Ausdünnung der TOC-Tiefenprofile nach wie vor verlässliche Ergebnisse liefert, werden einige Proben parallel in beiden Laboren untersucht. Der Vergleich der Ergebnisse ist in Abbildung 3.21 dargestellt.

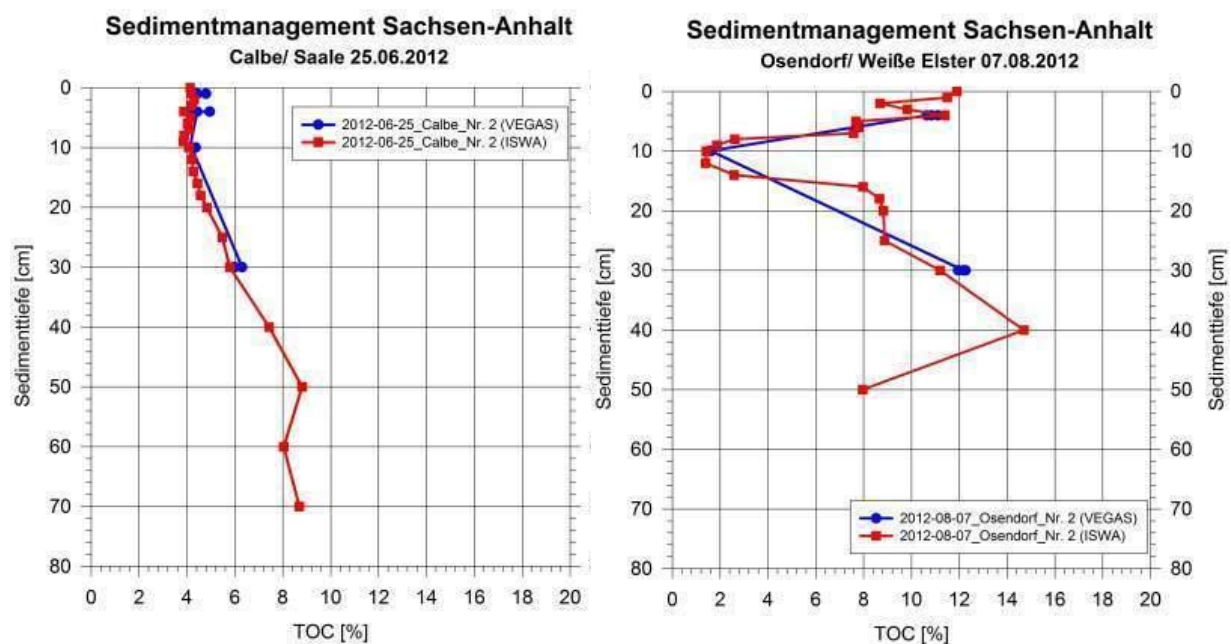


Abb. 3-21: Vergleich der TOC-Bestimmungen durch die chemischen Labore VEGAS und ISWA für die Probenstandorte Calbe/ Saale und Osendorf/ Weiße Elster

Die Abbildung 3.21 verdeutlicht, dass die unabhängig voneinander durchgeführten Analysen in den beiden Laboren von VEGAS und ISWA nahezu identische Ergebnisse liefern und insoweit der Nachweis sowohl der direkten Vergleichbarkeit als auch der Reproduzierbarkeit erbracht ist. Ebenfalls grundsätzlich bestätigt wird das Vorgehen, das TOC-Tiefenprofil lediglich durch einige Stützpunkte darzustellen, wobei einschränkend bemerkt werden muss, dass dieser Vergleich auf jeweils vier Stützpunkte im oberen Bereich der Kerne beschränkt ist, während bei allen anderen Kernen die gesamte Kernlänge repräsentiert wird. Beide Labore übergeben die Ergebnisse der Analysen als Prozentwert in Listenform.

Die Ergebnisse der TOC-Analysen sind in Kapitel 5 grafisch dargestellt. Die digitalen Daten werden dem Auftraggeber als Excel Dateien übergeben.

3.6 Chlorophyll a

Die Besiedlung der Gewässersohle in Gewässern durch u. a. Bakterien und Mikroalgen kann in Folge von z. B. EPS-Ausscheidungen (Extracellular Polymeric Substances) zu einer Stabilisierung der Sedimentoberfläche beitragen. Chlorophyll a kann dabei als Indikator für die Photosyntheseaktivität benthischer Mikroalgen herangezogen werden.

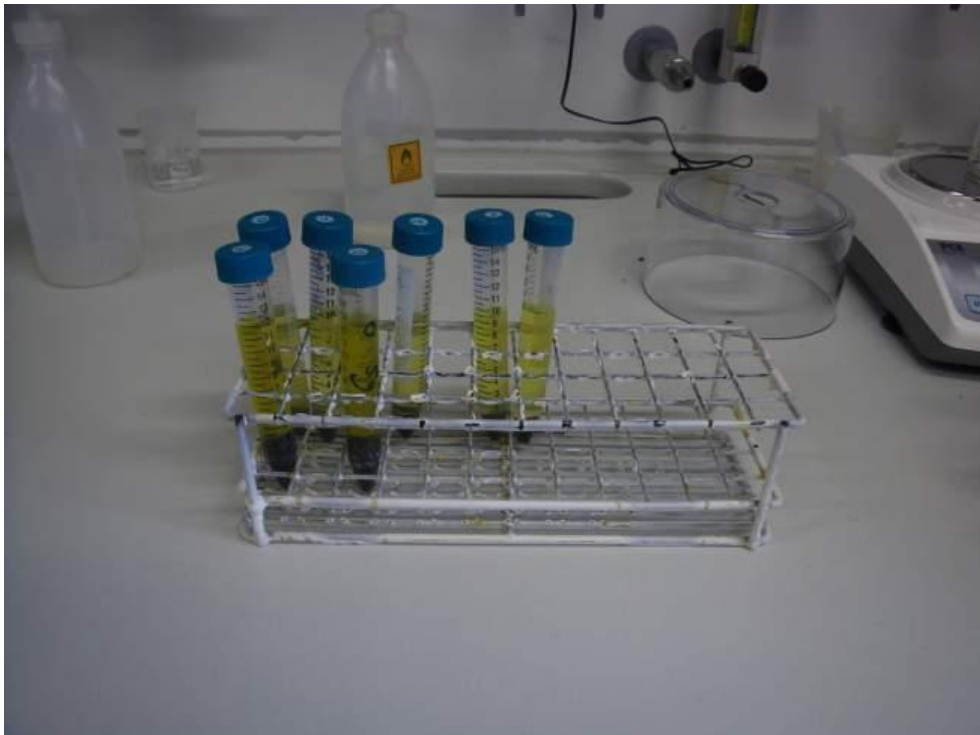


Abb. 3-22: Mit Äthanol aufgeschlossene und anschließend zentrifugierte Proben unmittelbar vor dem Pipettieren und der nachfolgenden spektralphotometrischen Messung.

Die Bestimmung der Chlorophyll a-Konzentrationen in den Sedimentkernen der unterschiedlichen Beprobungsorte erfolgt nach DIN 38412 Teil 16 durch Mitarbeiter des IWS unter der

Anleitung eines Diplom-Biologen. Grundsätzlich werden wiederum alle Einzelproben in jeweils drei Unterproben unterteilt, um eine größtmögliche Zuverlässigkeit der Messergebnisse zu erzielen.

Bei der spektrophotometrischen Chlorophyllbestimmung wird das Chlorophyll durch ein organisches Lösungsmittel, in diesem Fall Äthanol, aus den Zellen extrahiert. Um einen vollständigen Aufschluss zu gewährleisten, werden die mit 96%igem Äthanol versetzten Proben für 24 Stunden auf einem Rollenmischer bei niedriger Frequenz geschüttelt und dabei völlig abgedunkelt. Nach der Extraktion erfolgt die Sedimentierung der Feststoffe in einer Zentrifuge, um den Trübungsblindwert zu reduzieren (Abbildung 3.22).

Neben photosynthetisch aktivem Chlorophyll a kommen in Sedimenten nicht zu vernachlässigende Anteile an Abbauprodukten des Chlorophylls vor, die im gleichen Spektralbereich wie das Chlorophyll a absorbieren. Durch Absorptionsmessungen vor einer Ansäuerung der Probe mit HCl und einem Vergleich mit einer gleichgearteten Messung nach der Ansäuerung, lassen sich die Konzentrationen an aktivem Chlorophyll a einerseits und Phaeopigmenten andererseits ermitteln. Mit der abschließenden Bestimmung des Trockengewichts der Probe lässt sich schließlich eine Chlorophyll a-Konzentration angeben.

Die Abbildung 3.23 verdeutlicht den messtechnischen Aufwand, um verlässliche Ergebnisse zu gewährleisten. Fünfzehn Einzelproben werden nach der Extraktion mit Äthanol und dem Zentrifugieren pipettiert und jeweils drei Unterproben in 2 ml-Quarzglasküvetten eingefüllt. Jede Küvette wird im Spektralphotometer bei Wellenlängen von 665 nm und 750 nm einer Absorptionsmessung unterzogen, anschließend mit HCl angesäuert und nach drei bis zehn Minuten erneut bei den gleichen Wellenlängen im Spektralphotometer analysiert. Die fünfzehn Einzelproben stellen, wegen der apparativen Beschränkungen, die „Tagesleistung“ des damit betrauten Mitarbeiters dar. Insgesamt werden 233 Einzelproben von zwölf Probenahmeorten untersucht.



Abb. 3-23: In Quarzglasküvetten pipettiertes und in drei Unterproben aufgeteiltes Extrakt (links). Absorptionsmessung im Spektralphotometer bei 665 nm und 750 nm (rechts).

Sämtliche Analyseergebnisse, inklusive der wesentlichen Zwischenschritte, werden zunächst in einem Handprotokoll dokumentiert und unmittelbar anschließend in eine Excel-Tabelle überführt.

Die Ergebnisse der Chlorophyll a-Analysen sind in Kapitel 5 grafisch dargestellt. Die digitalen Daten werden dem Auftraggeber als Excel Dateien übergeben.

4 Vor-Ort-Erkundung und Auswahl der Probenahmestellen

4.1 Vor-Ort-Erkundung

Die Firma G.E.O.S. ist mit einer Studie „Bestandsaufnahme belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern ST“ beauftragt und erkundet die Fließgewässer des Saale-Einzugsgebiets in Sachsen-Anhalt hinsichtlich Sedimentablagerungen. Dabei begehen die Mitarbeiter die einzelnen Gewässerstrecken, ermitteln und kartieren Feinsedimentablagerungen mit Peilstangen und schätzen diese in Bezug auf das abgelagerte Volumen ab (vgl. Abbildung 4.1).

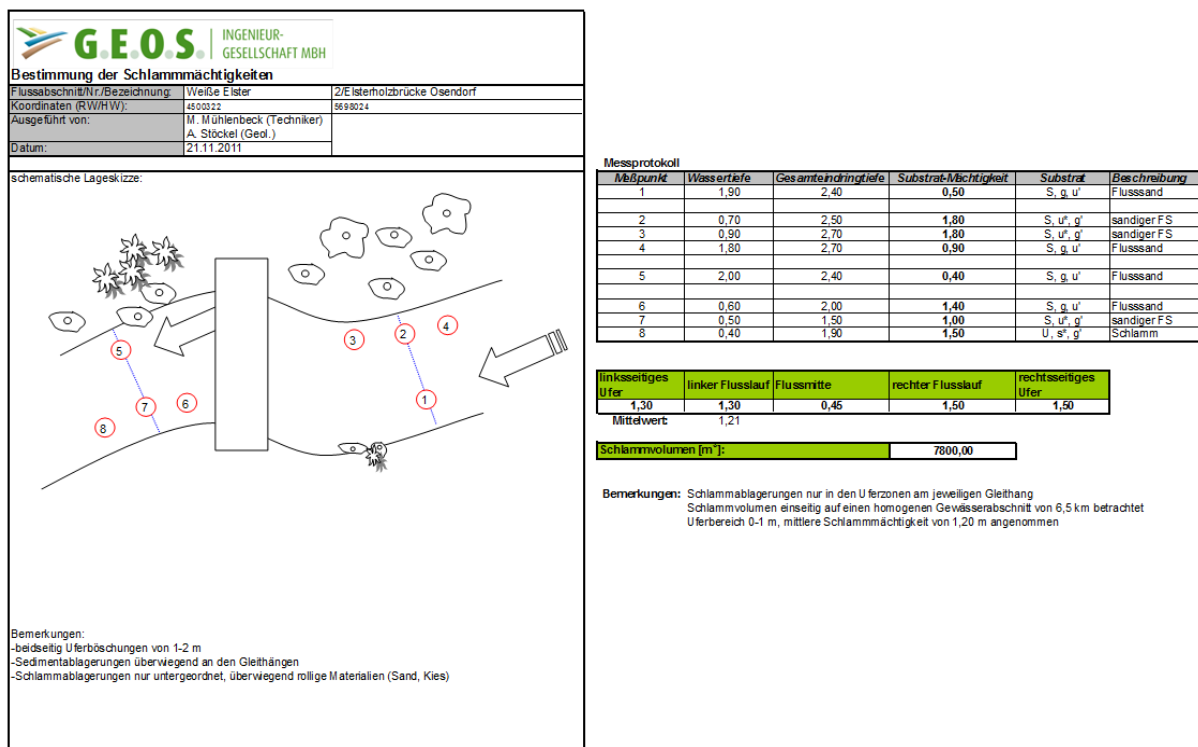


Abb. 4-1: Kartierung von Feinsedimentablagerungen durch die Firma G.E.O.S. am Beispiel Osendorf/ Weißer Elster.

Die Protokolle enthalten darüber hinaus genaue Koordinaten, Fotos sowie teilweise Anfahrts Hinweise, um die Wiederauffindbarkeit zu erleichtern. Die Ergebnisse dieser Begehungen tragen Mitarbeiter von G.E.O.S. am 20.12.2011 anlässlich einer Zwischenpräsentation am LHW in Halle vor, bei der auch Vertreter des IWS teilnehmen.

Auf der Basis der Vorerkundungen und in Übereinstimmung mit der Aufgabenstellung des erteilten Auftrags trifft das IWS eine Vorauswahl der Untersuchungsstandorte für die Erosionsuntersuchungen in Akkumulationsbereichen der Saale, den Seitenstrukturen der Saale, der Bode, der Schlenze sowie der Weißen Elster. Ziel ist es dabei, möglichst charakteristische Gewässerabschnitte zu identifizieren, so dass die an diesen exemplarisch untersuchten

Fließstrecken erarbeiteten Erkenntnisse auch auf andere Abschnitte übertragen werden können.

In der Zeit vom 17.-19.04.2012 reisen die Mitarbeiter Hartmann und Schmid nach Halle und führen zusammen mit Herrn John, der die Projektsteuerung übernommen hat, vor Ort eine Befahrung der vorausgewählten Untersuchungsstandorte durch. Dabei werden die Angaben von G.E.O.S., soweit möglich, verifiziert und die Örtlichkeiten hinsichtlich der Zugänglichkeit für das Messteam aus Stuttgart beurteilt (vgl. Abbildung 4.2).



Abb. 4-2: Vor-Ort-Befahrung durch Mitarbeiter des IWS am 17.-19.04.2012 zur Vorbereitung der Messkampagnen im Sommer 2012.

Tab. 4.1: Vorgeschlagene Untersuchungsstandorte (Stand 19.04.2012)

Flussbereich	Bezeichnung	RW	HW	Schlammmächtigkeiten [m]					Schlammvolumen berechnetes [m ³]
				links-seitiges Ufer Bereich 0-2,0 m	linker Flusslauf	Flussmitte	rechter Flusslauf	rechts-seitiges Ufer Bereich 0-2,0 m	
Bode	4a Alte Bode Neugatersleben	4479470	5746720	1,60	0,64	1,20	0,68	1,20	15.930
Bode	4c Eisenbahnbrücke Lobnitz	4477391	5746825	0,70	0,50	0,20	0,25	0,27	3.051
Bode	5d Wehr Stallfurt (SODA)	4469550	5747175	2,27	1,52	0,40	0,62	0,77	2.341
Schlenze	1b Brücke Friedeburg	4482192	5720482	0,40	0,40	0,55	0,70	0,70	1.163
Weiße Elster (Umlauf)	2 Elsterbrücke Osendorf	4500322	5698024	1,30	1,30	0,45	1,50	1,50	7.800
Weiße Elster (Umlauf)	4 Hubschütz Dollitz	4502488	5698120	0,55	0,55	0,30	1,00	1,00	816
Saale Nebenstrukturen	2a-b Zinkenbusch bei Plotzkau, Altkern	4484695	5750428	2,78	3,04	3,12	2,79	2,28	41.975
Saale Nebenstrukturen	3a Mühlgroben Weiden	4478962	5733946	2,18	1,91	1,27	0,79	0,63	13.533
Wilde Saale	5b Pelfitzinsel, Schwarzenbrücke	4496394	5706625	0,25	0,18	0,25	0,77	0,86	16.900
Saale Nebenstrukturen	6a Mühlgroben Pelfitz, Nach der der Steinmühle	4496970	5706750	1,25	1,08	0,90	1,05	1,20	8.333
Wilde Saale	7b Halle Bollberg / Rabeninsel	4495902	5703052	1,10	0,65	0,16	0,44	0,84	3.079
Hallebener Mühlgroben	9c Autobrücke L.	4495277	5698824	1,10	1,20	1,30	1,50	1,60	13.753
Hauptsaale	11 Wehr Bad Dürrenberg/Schlausenbergraben	4504328	5684315	1,10	0,98	0,80	0,75	0,72	1.043
Hauptsaale	21a Schleusenbergraben Wehr Oßlitz	4491161	5672515	1,75	1,63	0,80	0,90	0,90	494

Hinweis:

Messstellen

5b Pelfitzinsel, Schwarzenbrücke
7b Halle Bollberg / Rabeninsel

sind für die Ausführung der Untersuchungen noch nicht freigegeben !

In einer abschließenden Besprechung am 19.04.2012 tragen die IWS-Mitarbeiter eine Liste mit 15 möglichen und geeigneten Messorten vor (vgl. Tabelle 4.1). Neben den persönlich erkundeten Standorten beinhaltet die Tabelle auch einige Probenahmestellen, die ausschließlich auf der Grundlage der Erkundungen von G.E.O.S. ausgewählt werden.

Der Auftraggeber stimmt dem vorgeschlagenen Beprobungsplan im Grundsatz zu, nimmt jedoch einige kleinere Anpassungen vor. So wird die vorgeschlagene Messstelle an der Einmündung der Schlenze in die Saale gestrichen und stattdessen die am nördlichsten gelegene Messstelle „Mühlgraben bei Wettin“ in die Liste aufgenommen. Darüber hinaus werden Restriktionen des Naturschutzes bekanntgegeben, wonach die Messstellen „Schwanenbrücke“ und „Rabeninsel“ zunächst nicht betreten werden dürfen. Das IWS berücksichtigt diese Randbedingungen insoweit, als für die erste Messkampagne in der Zeit 21.-24.05.2012 lediglich unkritische Gewässerabschnitte bereist werden. Die Tabelle 4.2 verdeutlicht die vom LHW vorgenommenen Änderungen des Beprobungsplans.

Tab. 4.2: Durch den Auftraggeber genehmigte Probenahmestandorte (Stand 10.05.2012)

lfd Nr.	Messstelle	Bezeichnung	Gewässer	Fließcharakter	Mächtigkeiten
1	5d	Staßfurter Wehr	Bode	Staubereich	1,50 m
2	4c	Hohenerxleben	Bode	frei fließend	0,80 m
3	4a	Neugattersleben	Bode	Alte Bode	1,20 m
4	1b	Friedeburg	Schlenze	frei fließend	0,70 m
5	1a	Einmündung Saale	Schlenze	rückgestaut	0,25 m
6	21a	Wehr Oebnitz	Saale	Staubereich	1,70 m
7	11	Wehr Bad Dürrenberg	Saale	Staubereich	1,00 m
8	9b/c	Mühlgraben Hohenweid	Saale-Nebenstr.	Mühlgraben	1,10 m
9	2	Osendorf	Weißer Elster	frei fließend	1,00 m
10	4	Döllnitz	Weißer Elster	frei fließend	0,80 m
11	5a	Schwanenbrücke	Saale-Nebenstr.	Wilde Saale	1,00 m
12	6a	Steinmühle	Saale-Nebenstr.	Mühlgraben	1,00 m
13	7b	Rabeninsel	Saale-Nebenstr.	Wilde Saale	1,10 m
14	2b	Calbe	Saale-Nebenstr.	Nebenarm	> 2 m
15	3a	Plötzkau	Saale-Nebenstr.	Nebenarm	dm-m-Bereich

Für eine spätere weitere Bearbeitung werden alle Probenahmestandorte in einem GIS Projekt angelegt. Die Abb. 4-3 zeigt die angelegte Karte. Dem Auftraggeber werden alle GIS Files für eine weitere Bearbeitung übergeben.

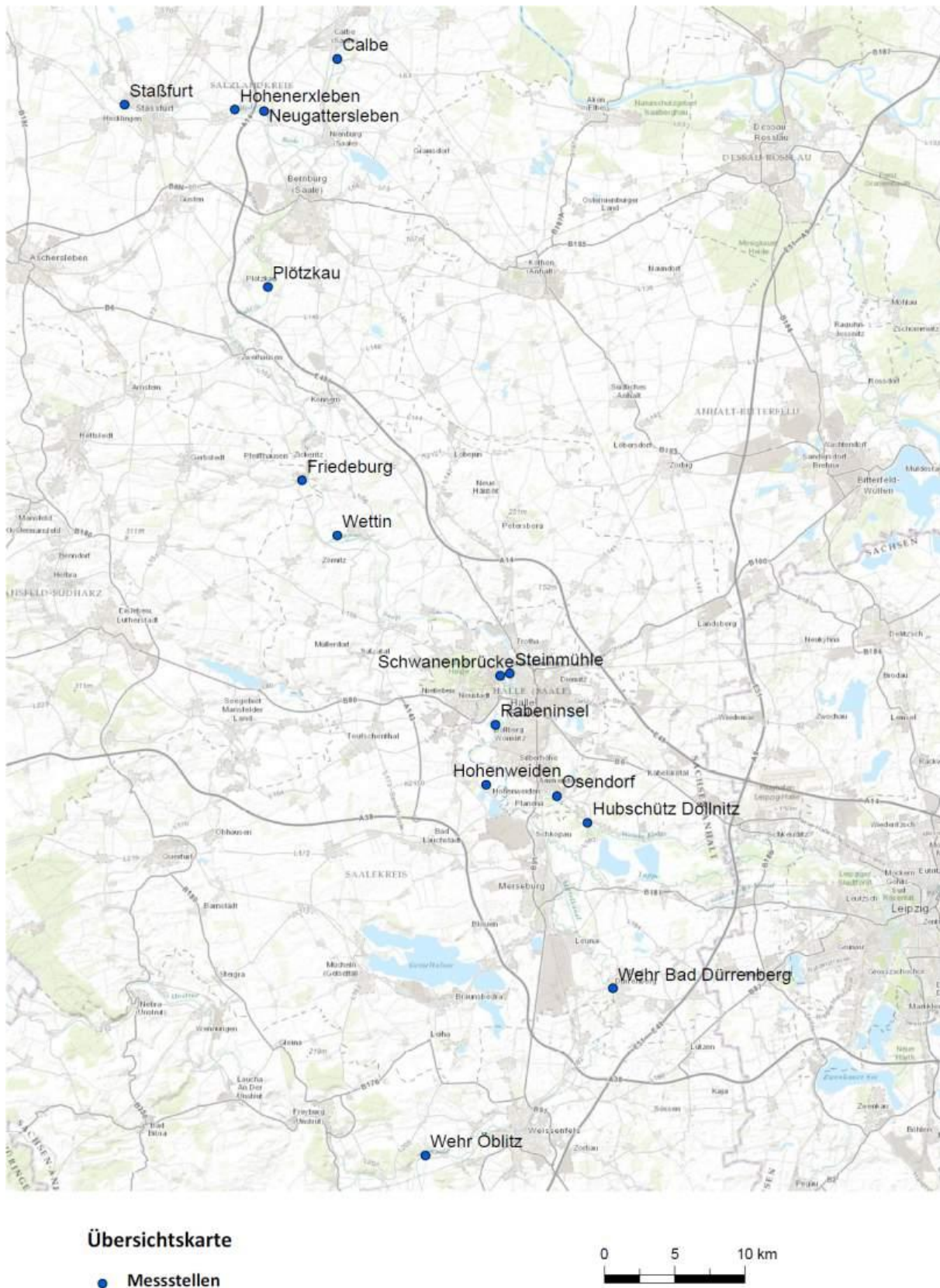


Abb. 4-3: Darstellung der Probenahmestandorte in GIS

4.2 Erstellung eines Untersuchungskonzepts

4.2.1 Festlegung der charakteristischen Gewässerabschnitte

Die Auswahl der 15 Probenahmeorte hat zum Ziel, Gewässerabschnitte zu untersuchen, deren Charakteristik eine Übertragung der erzielten Erkenntnisse auf andere ähnlich beschaffene Fließstrecken gewährleistet. Darüber hinaus soll die Vorauswahl bereits erste Hinweise hinsichtlich der künftigen Bewirtschaftung von Sedimenten liefern. Der abgestimmte Beprobungsplan vom 10.05.2012 (vgl. Tabelle 4.2) weist folgende charakteristische Gewässerabschnitte auf:

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

4.2.2 Untersuchungsstrategie

Die 15 Beprobungsorte werden in drei Kampagnen mit jeweils fünf Untersuchungsstandorten beprobt, untersucht und dokumentiert. Bestandteile der Untersuchungen sind dabei je Standort:

- Entnahme von mehreren Sedimentkernen aus Feinablagerungen innerhalb des benetzten Gewässerbetts mit Hilfe einer Schwimmplattform.
- 3d-Geschwindigkeitsmessungen von der Plattform aus.
- In situ-Messung des kritischen Bewegungszustands an der Sohle.
- Teilung eines Sedimentkerns in unterschiedliche Horizonte zur tiefenabhängigen Analyse von:
 - a) Chlorophyll a
 - b) TOC
 - c) Korngrößenverteilung
- Möglichst ungestörter Transport der vor Ort gewonnenen Kerne nach Stuttgart (mindestens zwei je Messstelle) und nachfolgende tiefenabhängige Analyse in der Versuchsanstalt für Wasserbau:
 - a) kritische Sohlschubspannung
 - b) Lagerungsdichte
 - c) Erosionsrate

Die entnommenen Sedimentkerne müssen dunkel und gekühlt gelagert werden, um eine Veränderung der Bodenstruktur sowie des Chlorophyll a-Gehalts durch biologische Aktivität weitestgehend zu unterbinden. Das IWS-Team verfügt in einem der beiden eingesetzten Fahrzeuge über eine Kühltruhe mit aktiver Kühlmöglichkeit für maximal 12 Sedimentkerne

sowie eine isolierte Transportkiste, in die weitere 12 Sedimentkerne eingestellt werden können. Je Messkampagne sind für fünf Messstandorte in der Regel drei Sedimentkerne für die zerstörende SETEG-Prüfung sowie ein weiterer für die chemisch-biologischen Analysen vorgesehen, so dass je Kampagne rund 20 Kerne zu lagern und transportieren sind. Um eine durchgehende Kühlung der Proben gewährleisten zu können, wird nach den ersten drei Messstandorten ein Teil der Sedimentkerne beim LHW in Halle in einem Kühlraum zwischengelagert und erst unmittelbar vor der Rückfahrt des Messteams nach Stuttgart wieder in die isolierte Transportbox eingestellt. Die gekühlte Masse der Kerne und die Isolierung der Transportkiste reichen aus, um während der Rückfahrt nach Stuttgart den Temperaturanstieg auf wenige Grad zu begrenzen.

Nach der Ankunft in der Versuchsanstalt für Wasserbau werden alle Kerne sofort in eine Klimakammer gebracht und bis zur Analyse bei unter 10 °C gelagert.

4.2.3 Durchführung der Messkampagnen

Nach einer Erkundung der örtlichen Verhältnisse am 17.-19.04.2012 werden die vorgesehenen Sedimentkerne während drei Messkampagnen in den Zeiträumen 21.-24.05.2012, 24.-28.06.2012 sowie 06.-09.08.2012 durch Mitarbeiter des Instituts entnommen. In den zwischen den Messkampagnen liegenden Wochen erfolgt die Analyse in der Versuchsanstalt für Wasserbau, um die Kunststoffrohre für den jeweils nächsten Messeinsatz wieder zur Verfügung zu haben.



Abb. 4-4: Einsatzfahrzeuge des IWS während des Aufbaus der Messplattform.

Sämtliche Ausrüstung (Messplattform mit Außenbordmotor und Anker, Kühltruhe, Transportbox, Kunststoffrohre, alle Messgeräte, usw.) wird in zwei institutseigenen Fahrzeugen zum Einsatzort gebracht (vgl. Abbildung 4.4).

Am Messort wird die Messplattform zusammengesetzt und mit allen notwendigen Aggregaten und Ausrüstungsgegenständen beladen. Die im Rahmen dieses Projekts eingesetzte Plattform besteht aus 24 Kunststoffelementen (vgl. Abbildung 4.5), die zu einem quadratischen Ponton zusammengesetzt werden, wobei das mittlere Element frei bleibt, um durch diese Öffnung das Entnahmegerät auf die Sedimentsohle absetzen zu können.

Die Messplattform kann mit bis zu zwei Außenbordmotoren ausgestattet werden und ist damit auch in Fließgewässern manövrierbar. Während der drei Messkampagnen in Sachsen-Anhalt kam ein Elektromotor zum Einsatz, um Lärmbelastigungen und übermäßige Störungen insbesondere in den Naturschutzbereichen zu vermeiden. Um an der vorgesehenen Messstelle die für die Sedimententnahme notwendige Lagestabilität sicherstellen zu können, werden entweder bis zu drei Anker oder, in Bereichen mit Wassertiefen unter 2 m, zusammengesetzte Metallstangen verwendet, die durch Halteösen an der Messplattform gesteckt und dann in die Gewässersohle gedrückt werden (vgl. Abbildung 4.6).



Abb. 4-5: Zusammengesetzte und mit Außenbordmotor und Ausrüstung beladene Messplattform vor dem Einsetzen am Messstandort Bad Dürrenberg/ Saale.



Abb. 4-6: Mit Metallstangen lagefixierte Messplattform während der Entnahme von Sedimentkernen am Messstandort Osendorf/ Weiße Elster.

Die Sedimententnahme mit den Kunststoffrohren ist in den Abbildungen 4.7 bis 4.9 illustriert und besteht aus folgenden Arbeitsschritten:

- Auf das Entnahmerohr aus Kunststoff mit einem Innendurchmesser von 15 cm wird ein Adapterstück aufgesetzt, in das eine Absperrblase eingepasst ist. Das Adapterstück ist an ein 2 m langes Metallrohr angeschweißt, das am oberen Ende mit Haltegriffen versehen ist (vgl. Abbildung 4.7, links). Das Adapterstück ist mit durch Schrauben gesicherte Halteschellen mit dem Entnahmerohr formschlüssig verbunden, so dass mittels dem langen Metallrohr die Entnahmevorrichtung positioniert, eingedrückt und wieder an Bord gezogen werden kann.
- Bevor das Entnahmerohr auf die Sedimentoberfläche aufgesetzt wird, wird die Absperrblase vollständig entleert, so dass die im Entnahmerohr enthaltene Luft während des Eindrückvorgangs nach oben und durch im Adapterstück befindliche Öffnungen entweichen kann. Das senkrecht auf das Sediment aufgesetzte Kunststoffrohr wird nun mittels der Haltestange in die Ablagerungsschicht eingedrückt (vgl. Abbildung 4.7, rechts), bis die Sedimentoberfläche, im idealen Fall, wenige Zentimeter unter dem Adapterstück ansteht.
- Durch eine Handpumpe wird nachfolgend die Absperrblase gefüllt (vgl. Abbildung 4.8, links), die damit die Auslassöffnungen im Adapterstück druckdicht verschließt. Das Entnahmerohr kann nun mittels der Haltestange aus der Gewässersohle gezogen werden, wobei sich im Rohr ein leichter Unterdruck einstellt, wodurch eine selbsttätige

ge Entleerung des Rohres beim Anheben von der Sohle vermieden wird. Diese Vorgehensweise ist jedoch auf Feinsedimente beschränkt und kann bei kiesigen Sohlen nicht angewendet werden. Kurz vor dem Herausheben aus dem Wasser wird das untere Rohrende durch einen Gummistopfen verschlossen (vgl. Abbildung 4.8, rechts), das Rohr gänzlich herausgehoben und der Gummistopfen endgültig in das Entnahmerohr eingedrückt (vgl. Abbildung 4.9, links).

- Das Adapterstück mit der Haltestange wird schließlich, nach Entspannen der Absperrblase, wieder vom Entnahmerohr gelöst, das Entnahmerohr beschriftet und der Sedimentkern fotografisch dokumentiert (vgl. Abbildung 4.9, rechts). Auf der Plattform befindet sich ein Einstellrahmen für die Entnahmerohre (vgl. Abbildung 4.8, links), so dass, zur Aufrechterhaltung der natürlichen Schichtung des Materials, auch auf der Plattform die senkrechte Lagerung stets gewährleistet werden kann.
- Mittels Sichtprüfung wird durch das Messteam festgelegt, ob der entnommene Sedimentkern qualitativ und quantitativ den Anforderungen entspricht, oder aber verworfen werden muss. Im Fall der positiven Qualitätsprüfung erfolgen die evtl. noch weiter vorgesehenen Messungen am Entnahmeort (Wassertiefe, Wassertemperatur, 3d-Geschwindigkeitsmessungen, in situ-Erosionsgerät, usw.).
- Nach Erreichen des Ufers werden die Sedimentkerne weiterhin stets senkrecht gehalten und in die Kühlbox im Einsatzfahrzeug eingestellt. Die Kühlbox verfügt über ein aktives Kühlaggregat und wird über separate Autobatterien gespeist.



Abb. 4-7: Montage des Adapterstückes und der Haltestange auf das Entnahmerohr (links) und Eindringen des Entnahmerohrs in das Sediment (rechts).



Abb. 4-8: Füllen der im Adapterstück integrierten Absperrblase zur druckdichten Absperung des Entnahmerohrs (links). Anheben des Sedimentkerns (rechts).



Abb. 4-9: Geborgener Sedimentkern mit vollständig eingedrücktem Gummistopfen (links). Visuelle Kontrolle und Dokumentation des Sedimentkerns (rechts).

Nach der Entnahme der am jeweiligen Messstandort vorgesehenen Sedimentproben sowie Erledigung aller sonstigen Messaufgaben, erfolgt die Übergabe der Sedimentkerne von der Messplattform an Land und die Sicherung der Sedimentkerne in der Kühltruhe. Anschließend kann mit leeren Entnahmerohren eine weitere Messstelle mit dem Bootsmotor angefahren werden. Ist die nächste Messstelle zu weit entfernt bzw. kann diese über das Gewässersystem nicht erreicht werden, wird die Messplattform, mitunter unter Zuhilfenahme einer Seilwinde, aus dem Wasser gezogen (vgl. Abbildung 4.10) und an Land abgerüstet, zerlegt und wieder im Einsatzfahrzeug verstaut.



Abb. 4-10: Nach der Entnahme und Bergung der Sedimentkerne wird die Messplattform mittels Seilwinde aus dem Wasser gezogen, demontiert und verladen.

5 Analysen und Messergebnisse

Gemäß der Aufgabenstellung des LHW sowie des seitens des IWS vorgeschlagenen Untersuchungskonzepts werden in drei Messkampagnen insgesamt fünfzehn Messorte angefahren. Schwerpunkt der ersten Kampagne sind drei ausgewählte Messstellen im Unterlauf der Bode sowie eine an der Schlenze. Bei der zweiten Kampagne werden vornehmlich Probe­stellen in und direkt an der Saale angefahren, während die dritte Kampagne die Weiße Elster sowie die Wilde Saale umfasst. Es sind die Ergebnisse für jeden Messort zusammengefasst, um einen vollständigen Eindruck von jeder Messstelle zu erhalten.

Die Methoden für die Bestimmung der einzelnen die Sedimenteigenschaften beschreibenden Parameter sind im Kapitel 3 ausführlich erläutert. Im Einzelnen sind für jeden Sedimentkern dargestellt:

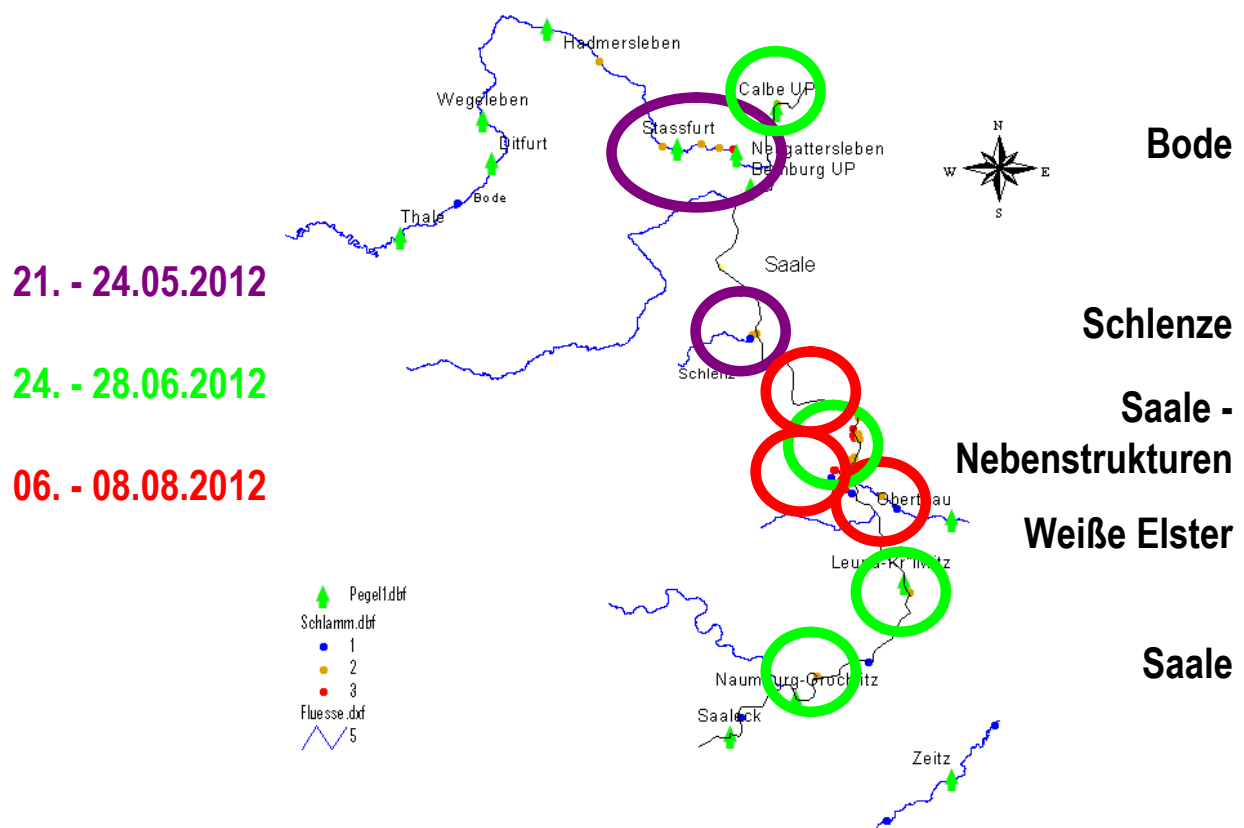
- die tiefenabhängige Lagerungsdichte (vgl. Kapitel 3.2.2),
- die tiefenabhängige Erosionsstabilität (vgl. Kapitel 3.2.3),
- die an der Probenahmestelle gemessene Strömungsgeschwindigkeit (vgl. Kapitel 3.3),
- die tiefenabhängigen Erosionsraten für $\tau > \tau_{\text{crit}}$ (vgl. Kapitel 3.2.4)
- die Korngrößenanalyse für diskrete Sedimenthorizonte (vgl. Kapitel 3.4)
- der im entnommenen Sediment organisch gebundene Kohlenstoff (vgl. Kapitel 3.5)
- die tiefenabhängige Chlorophyll a Konzentration (vgl. Kapitel 3.6)

Alle Grafiken weisen durchgehend die gleiche Skalierung auf und ermöglichen insofern den unmittelbaren Vergleich untereinander.

Bei der grafischen Darstellung der Geschwindigkeitsmessungen ist die Wassertiefe an der Ordinate aufgetragen. Dabei repräsentiert der Wert „0 cm“ die Wasserspiegeloberfläche. Der unterste Punkt des jeweiligen Geschwindigkeitsprofils ist einige Zentimeter über der Sohle gemessen.

Die Gegenüberstellung von Ergebnissen der einzelnen Probenahmeorte untereinander schließt sich im Kapitel 6 an.

An den Messstellen Hohenerxleben (Ild Nr. 2) sowie Döllnitz (Ild Nr. 13) sind zum Messzeitpunkt keine Feinablagerungen anzutreffen, so dass keine Auswertung erfolgen kann.



lfd Nr.	Datum	Messstelle	Bezeichnung	Gewässer	Fließcharakter	Mächtigkeiten	Kemlänge
1	22.05.	5d	Staßfurter Wehr	Bode	Staubereich	1,50 m	0,73 m
2	21.05.	4c	Hohenersleben	Bode	frei fließend	0,80 m	0,00 m
3	22.05.	4a	Neugattersleben	Bode	Alte Bode	1,20 m	0,64 m
4	23.05.	1b	Friedeburg	Schlenze	frei fließend	0,70 m	0,49 m
5	23.05.	9b/c	Mühlgraben Hohenweid	Saale-Nebenstr.	Mühlgraben	1,10 m	0,44 m
6	25.06.	2b	Calbe	Saale-Nebenstr.	Nebenarm	> 2 m	0,85 m
7	26.06.	3a	Plötzkau	Saale-Nebenstr.	Nebenarm	dm-m-Bereich	0,75 m
8	26.06.	21a	Wehr Oebnitz	Saale	Staubereich	1,70 m	0,45 m
9	27.06.	11	Wehr Bad Dürrenberg	Saale	Staubereich	1,00 m	0,75 m
10	27.06.	6a	Steinmühle	Saale-Nebenstr.	Mühlgraben	1,00 m	0,62 m
11	06.08.	5a	Schwanenbrücke	Saale-Nebenstr.	Wilde Saale	1,00 m	0,93 m
12	07.08.	2	Osendorf	Weiße Elster	frei fließend	1,00 m	0,68 m
13	07.08.	4	Döllnitz	Weiße Elster	frei fließend	0,80 m	0,00 m
14	07.08.	7b	Rabeninsel	Saale-Nebenstr.	Wilde Saale	1,10 m	0,83 m
15	08.08.	3d	Wettin	Saale-Nebenstr.	Nebenarm	dm-m-Bereich	0,95 m

Abb. 5-1: Darstellung der Probenahmestellen der drei Messkampagnen

5.1 Bode

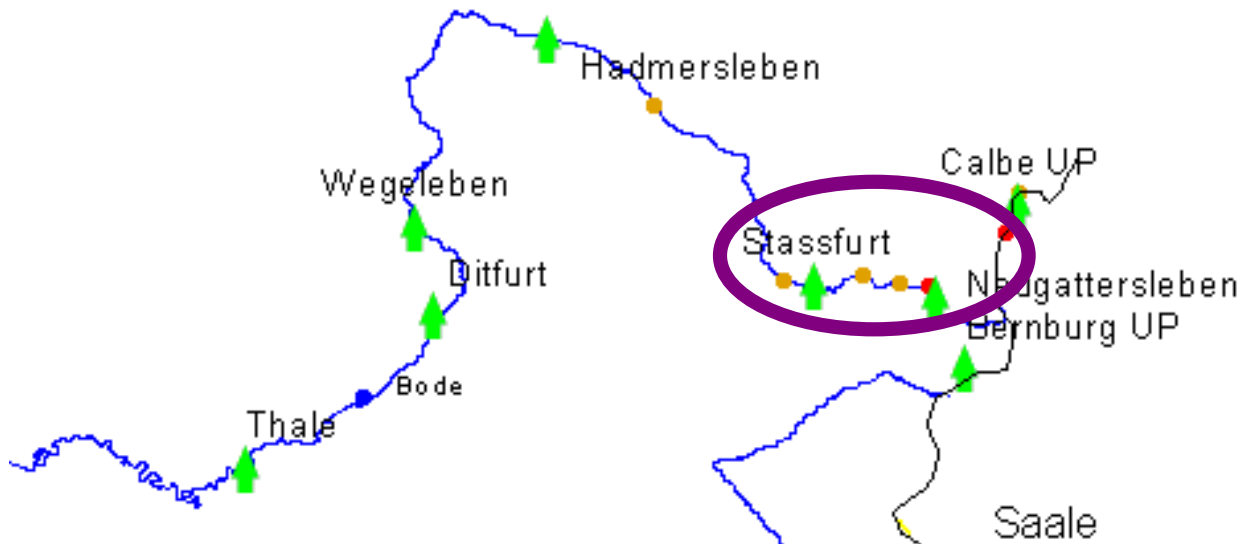


Abb. 5-2: Lage der Probenahmestellen Hohenerxleben, Staßfurt und Neugattersleben im Unterlauf der Bode

5.1.1 Hohenerxleben

Tab. 5.1: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Hohenerxleben an der Bode

Gewässer: Bode Messstelle: Hohenerxleben Probe Nr.: keine Proben	
Datum	21.05.2012
Zeit	12:30 Uhr
Position	RW 4477391
	HW 5746825
Wassertiefe	bis 1,80 m
Wassertemp.	20 °C
Kernlänge	keine Kerne





Abb. 5-3: Messstelle Hohenerxleben: Wegen der starken Strömung werden am 22.05.2012 keine nennenswerten Feinsedimentablagerungen angetroffen.

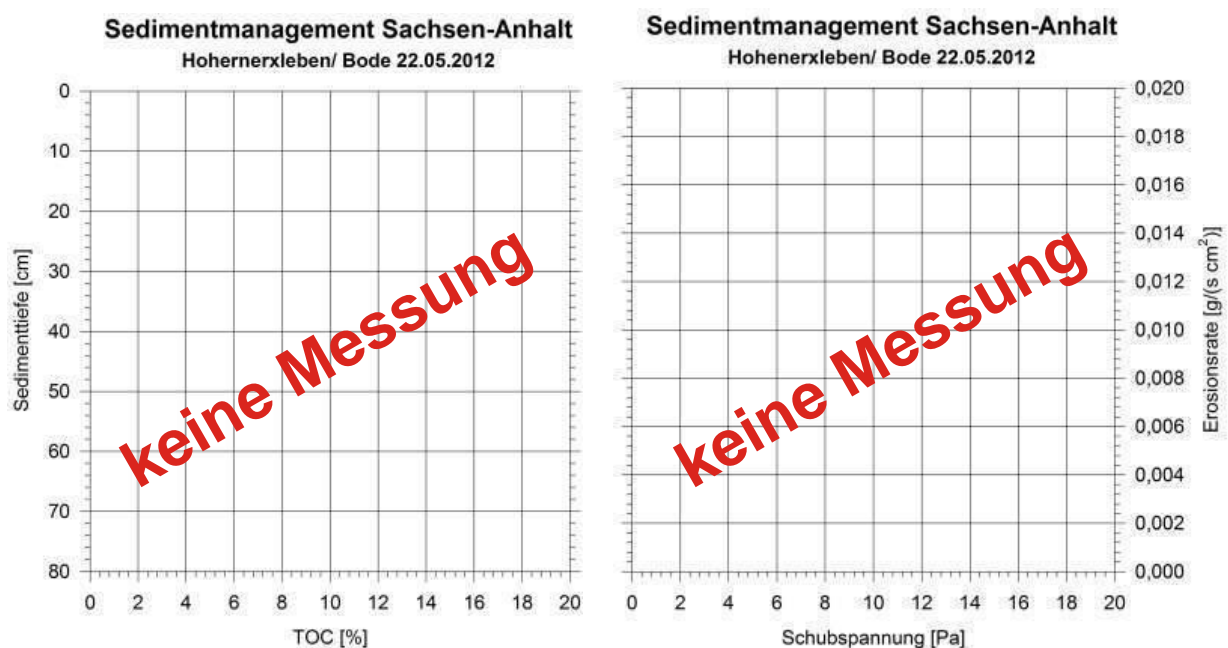


Abb. 5-4: TOC (total organic carbon) sowie Erosionsraten für unterschiedliche Sohl-schubspannungen $> \tau_{\text{crit}}$ können für die Messstelle Hohenerxleben nicht ermittelt werden.



Abb. 5-5: An der Messstelle Hohenerxleben verläuft die Bode in einem kompakten Fließquerschnitt, so dass Feinsedimente bei höheren Abflüssen ausgeräumt werden.

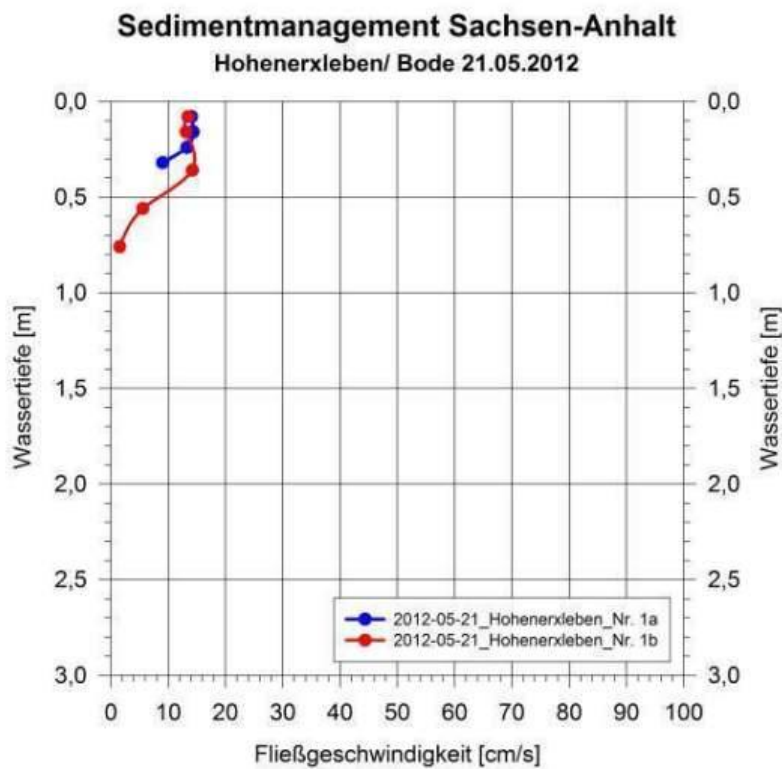


Abb. 5-6: Geschwindigkeitsprofile an der Messstelle Hohenerxleben. Die Wassertiefen betragen $h = 0,4$ m (Messung 1a) und $h = 0,96$ m (Messung 1b).

5.1.2 Staßfurt

Tab. 5.2: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Staßfurt an der Bode

Gewässer: Bode	
Messstelle: Staßfurt (Stauraum)	
Probe Nr.: Sta1, Sta3, Sta4, Sta5	
Datum	22.05.2012
Zeit	09:30 Uhr
Position	RW 4469550
	HW 5747175
Wassertiefe	1,80 m
Wassertemp.	20 °C
Kernlängen	80 cm, 45 cm, 35 cm, 40cm

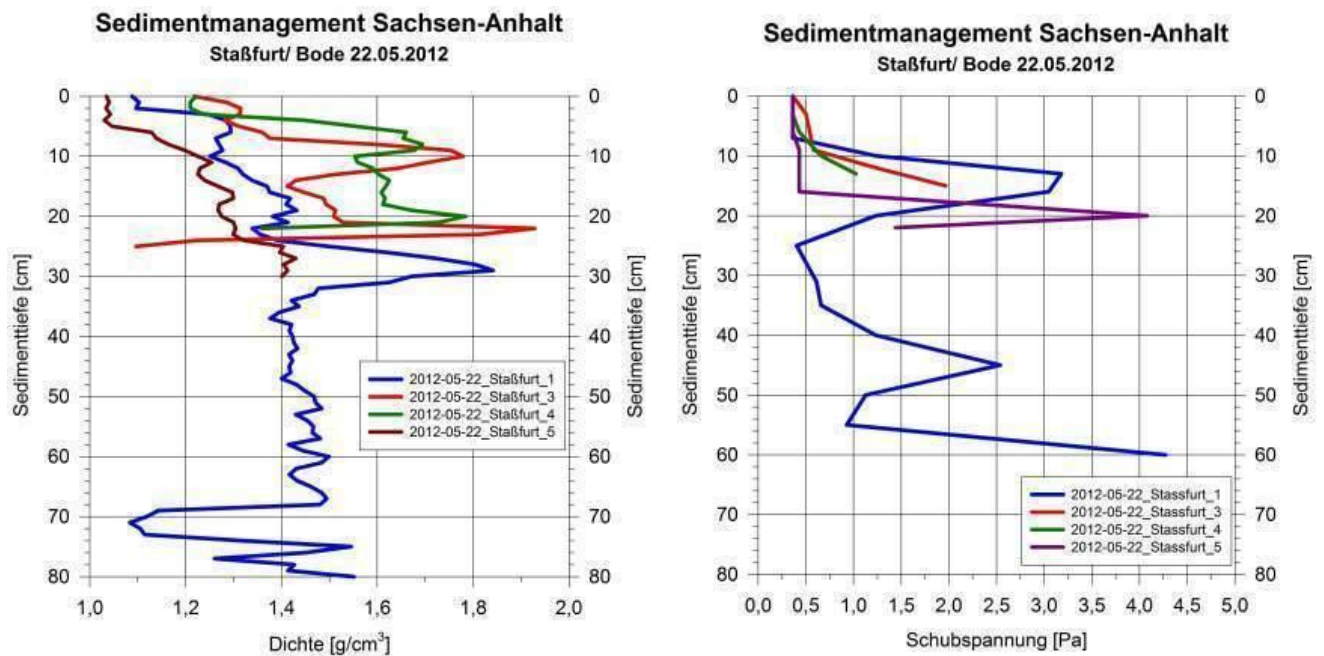
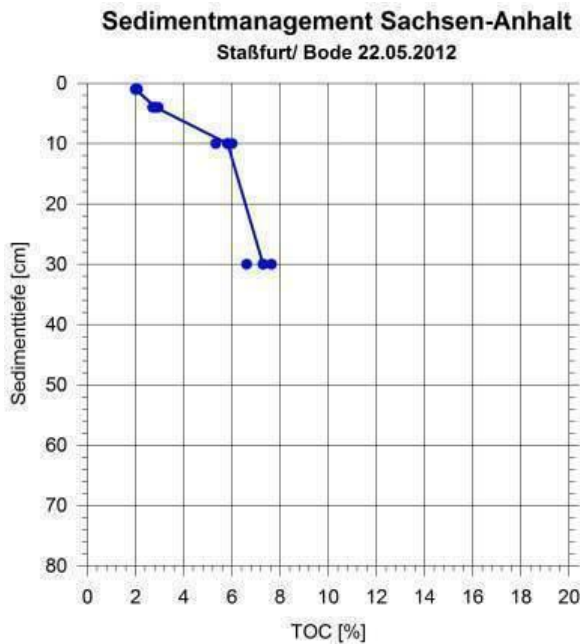


Abb. 5-7: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Staßfurt_1, Staßfurt_3, Staßfurt_4, Staßfurt_5



keine Messung

Abb. 5-8: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Staßfurt gewonnenen Kernen.

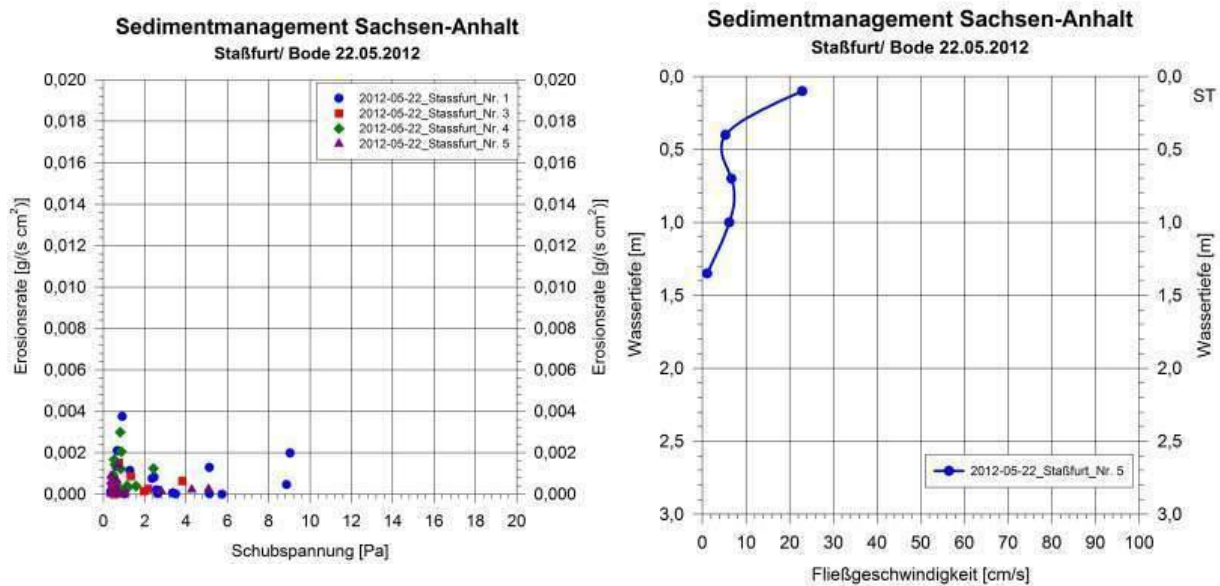
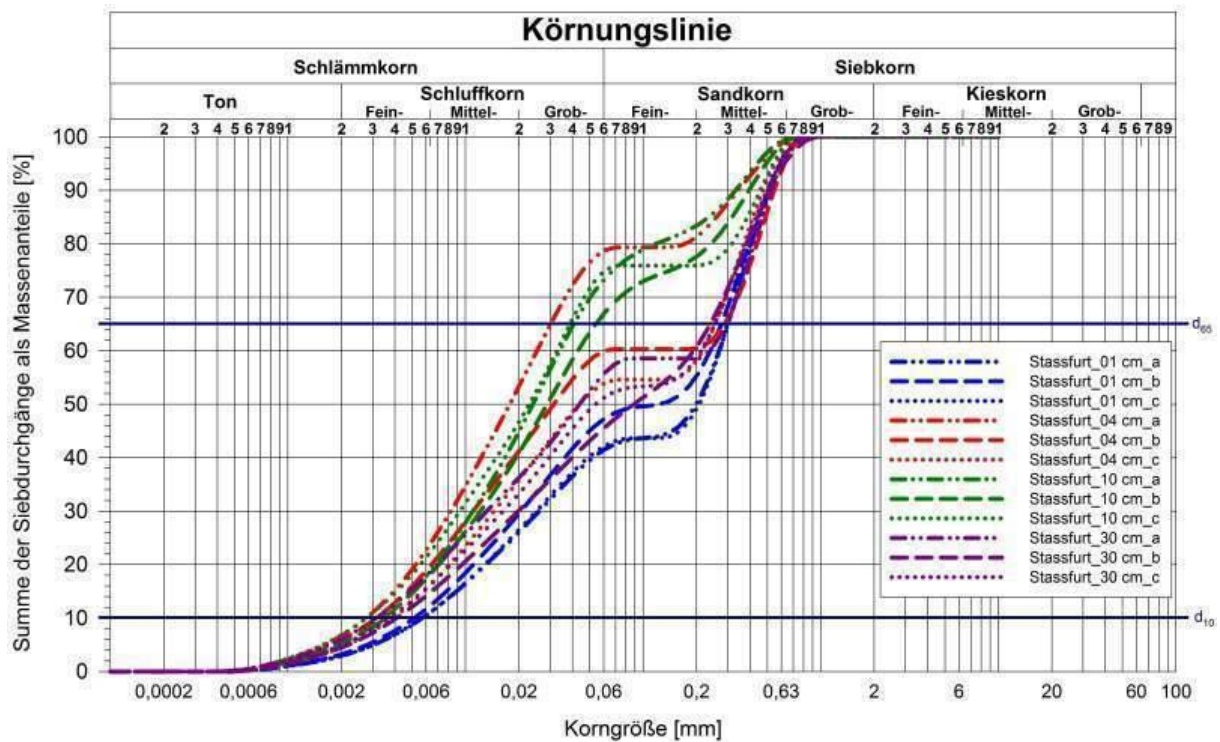


Abb. 5-9: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Staßfurt gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts, $h = 1,4$ m) vor Ort.



Sedimentmanagement Sachsen-Anhalt Staßfurt/ Bode 22.05.2012

Abb. 5-10: Sieblinien des Sedimentkerns Staßfurt_3 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

5.1.3 Neugattersleben

Tab. 5.3: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Neugattersleben an der Bode.

Gewässer: Bode	
Messstelle: Neugattersleben	
Probe Nr.: Neug_2, Neug_3, Neug_4	
Datum	22.05.2012
Zeit	14:00 Uhr
Position	RW 4479470 HW 5746720
Wassertiefe	0,60 m
Wassertemp.	20 °C
Kernlängen	45 cm, 65 cm, 40 cm



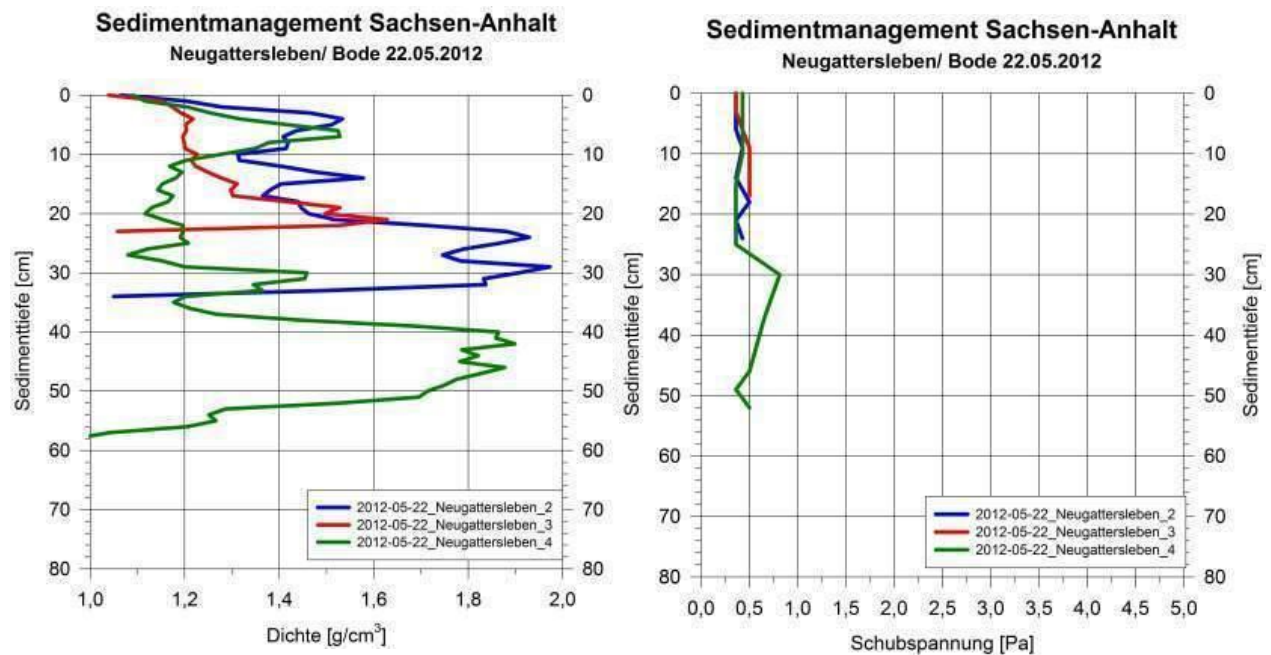


Abb. 5-11: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Neug_2, Neug_3, Neug_4

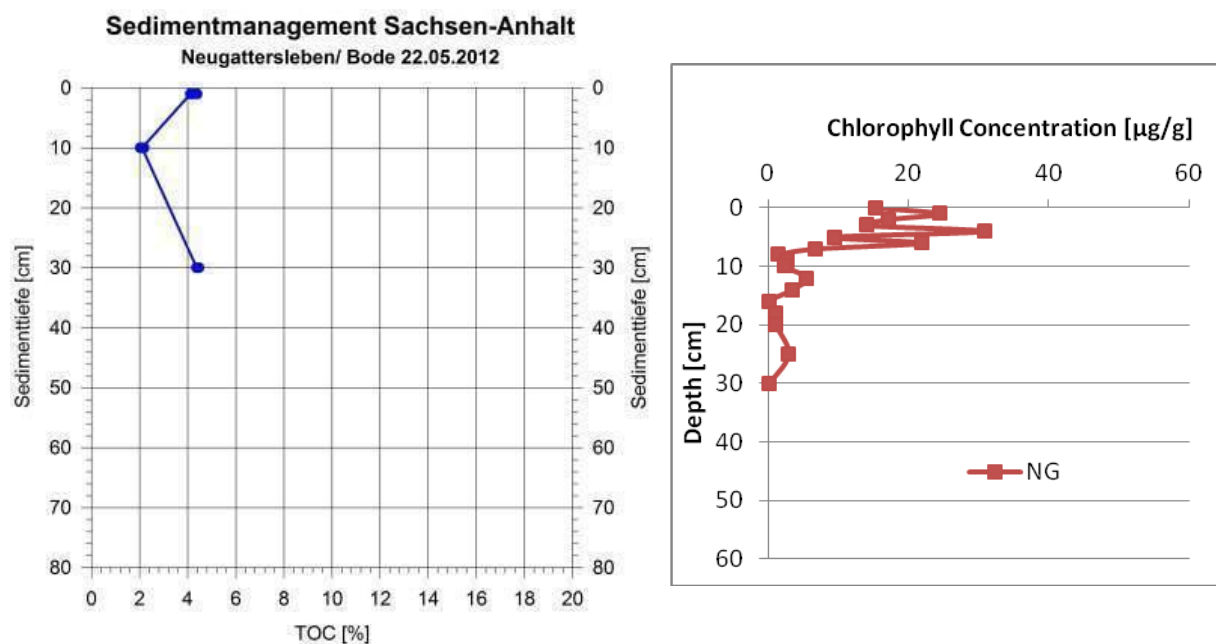


Abb. 5-12: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Neugattersleben gewonnenen Kernen.

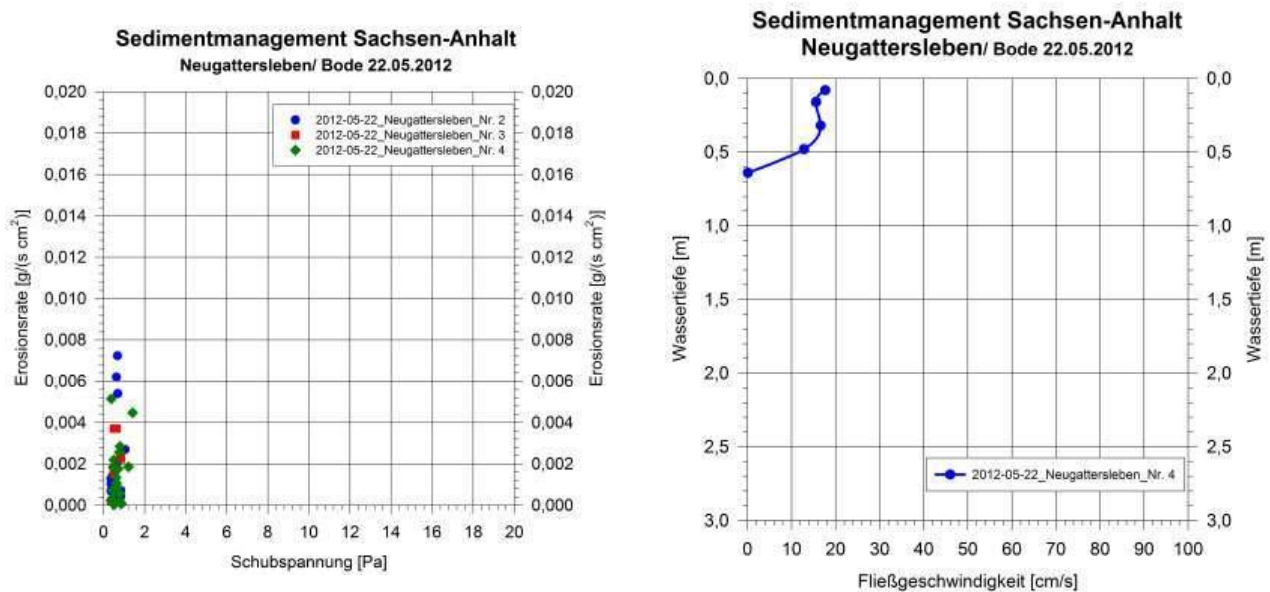


Abb. 5-13: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Neugattersleben gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h = 0,72$ m) vor Ort.

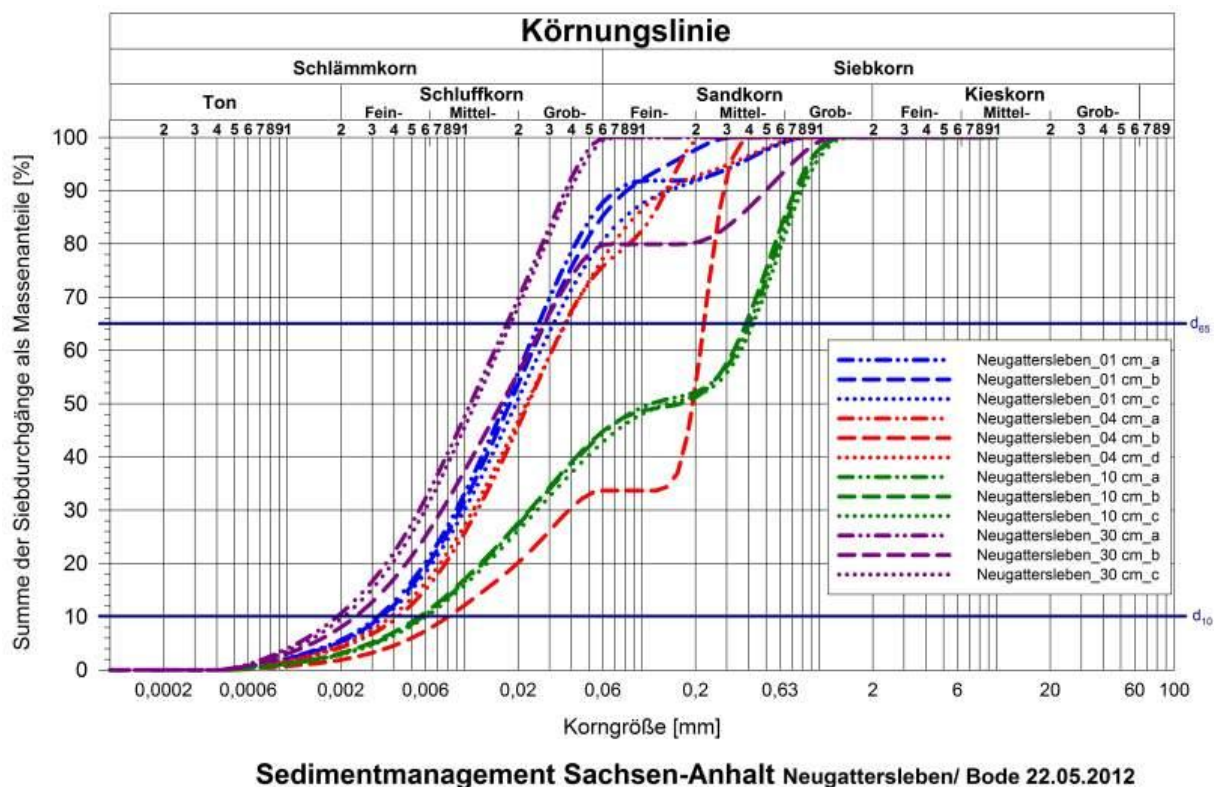


Abb. 5-14: Sieblinien des Sedimentkerns Neugattersleben_1 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

5.2 Schlenze

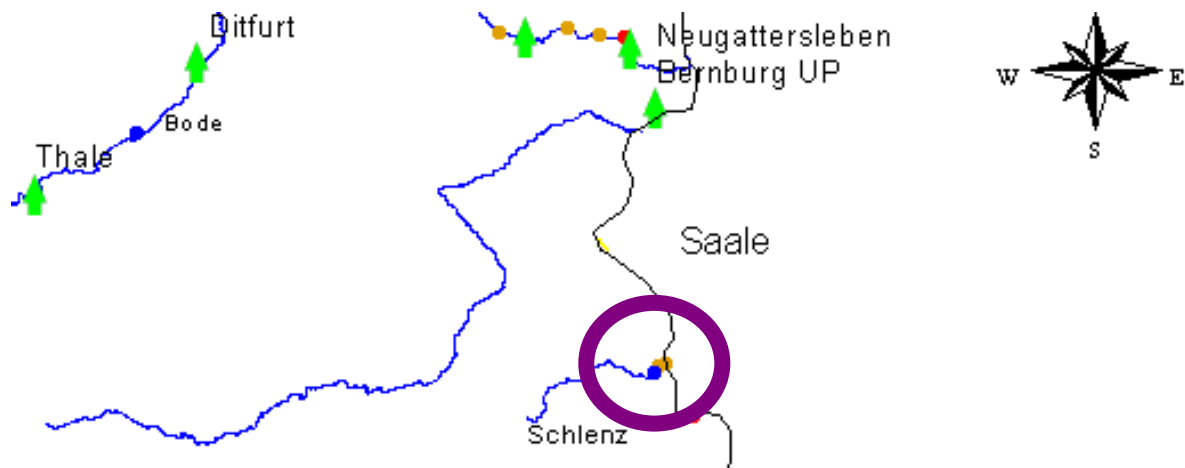


Abb. 5-15: Lage der Probenahmestelle Friedeburg am Unterlauf der Schlenze



Abb. 5-16: Die Schlenze hat in dem Untersuchungsbereich ein großes Gefälle und eine merkliche Strömungsgeschwindigkeit, so dass kaum Feinsedimentablagerungen angetroffen werden.

5.2.1 Friedeburg

Tab. 5.4: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Friedeburg an der Schlenze.

Gewässer: Schlenze	
Messstelle: Friedeburg	
Probe Nr.: Friedeburg_1, Friedeburg_2	
Datum	23.05.2012
Zeit	11:30 Uhr
Position	RW 4482170
	HW 5720471
Wassertiefe	0,10 m
Wassertemp.	20 °C
Kernlängen	30 cm, 40 cm

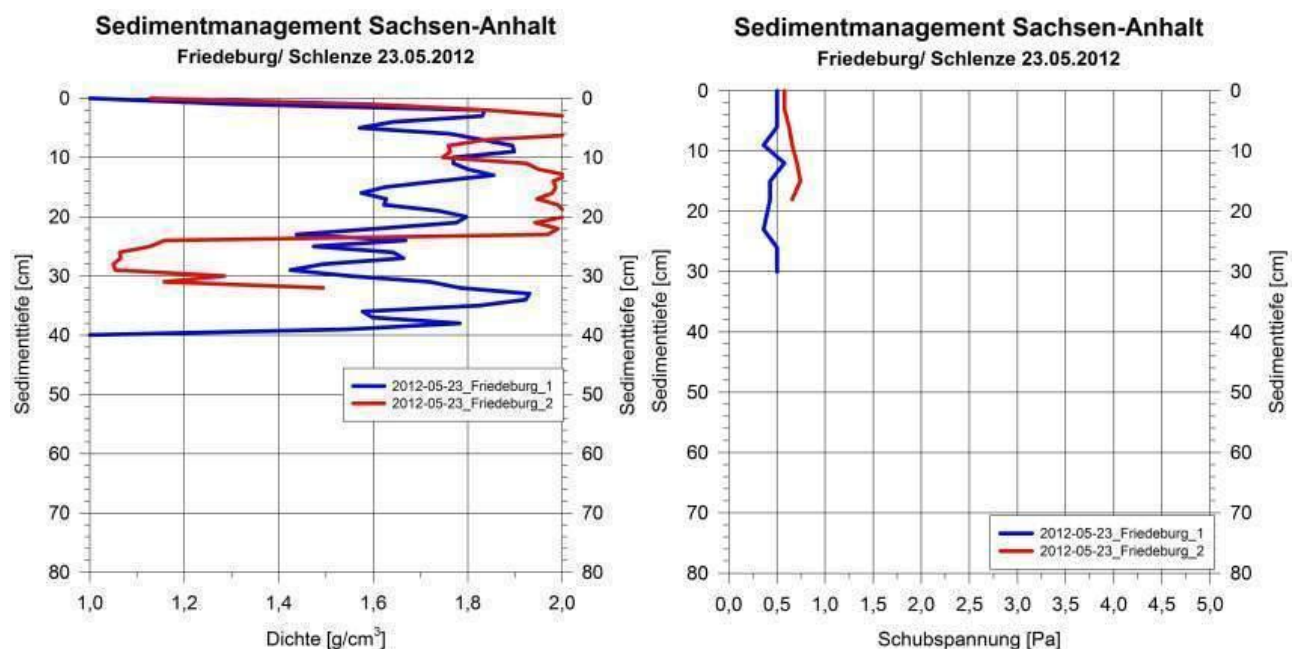


Abb. 5-17: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Friedeburg_1 und Friedeburg_2

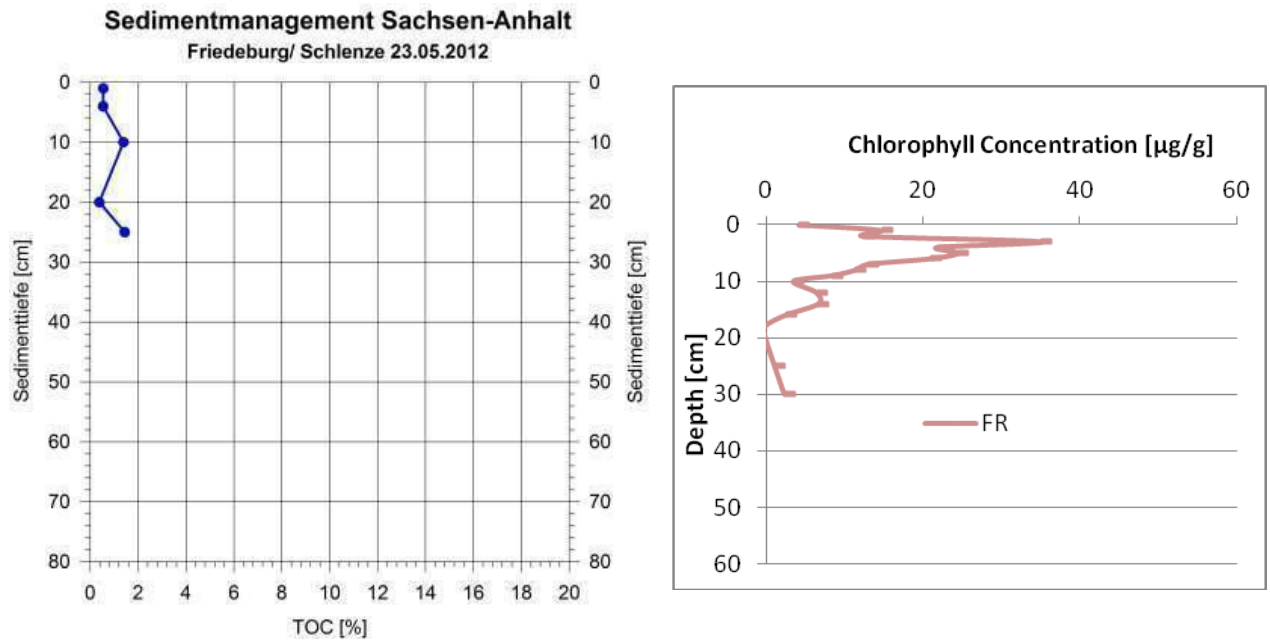


Abb. 5-18: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Friedeburg gewonnenen Kernen.

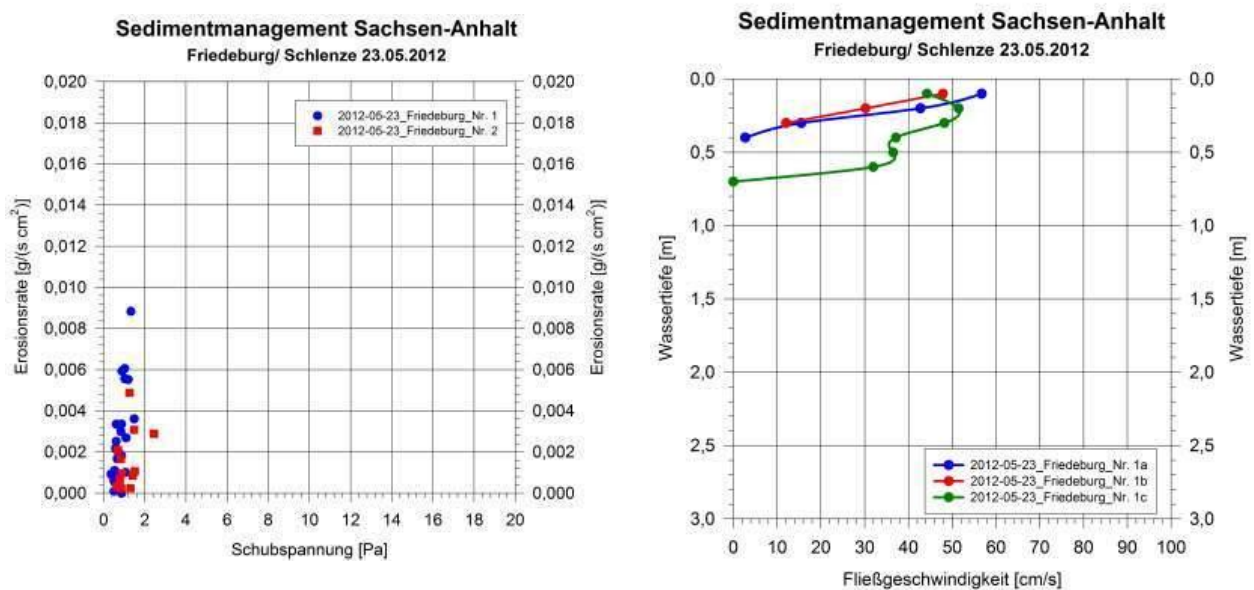
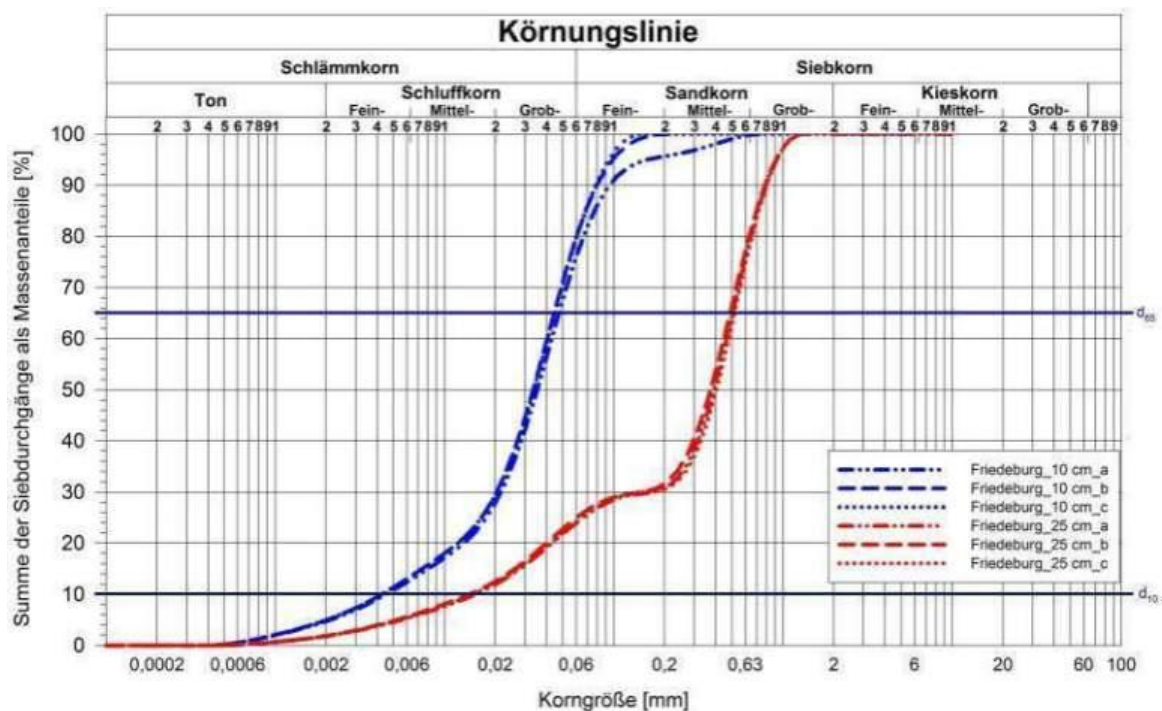


Abb. 5-19: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Friedeburg gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h_{1a} = 0,4$ m; $h_{1b} = 0,3$ m; $h_{1c} = 0,6$ m) vor Ort.



Sedimentmanagement Sachsen-Anhalt Friedeburg/ Schlenze 23.05.2012

Abb. 5-20: Sieblinien des Sedimentkerns Friedeburg_3 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

5.3 Saale-Nebenstrukturen

5.3.1 Hohenweiden

Tab. 5.5: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Hohenweiden am Mühlgraben.

Gewässer: Saale-Nebengewässer	
Messstelle: Hohenweiden	
Probe Nr.: HW_1, HW_2, HW_4	
Datum	23.05.2012
Zeit	07:30 Uhr
Position	RW 4495277 HW 5698824
Wassertiefe	1,30 m
Wassertemp.	19 °C
Kernlängen	35 cm, 45 cm, 50 cm



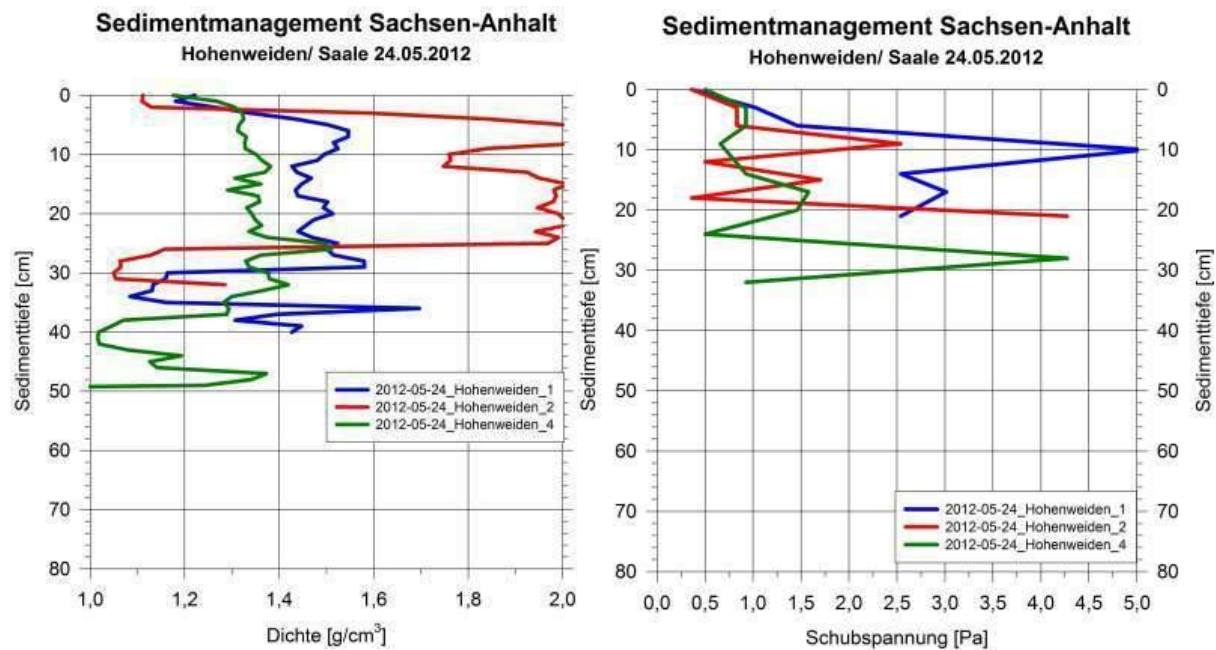


Abb. 5-21: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Hohenweiden_1 bis Hohenweiden_4.

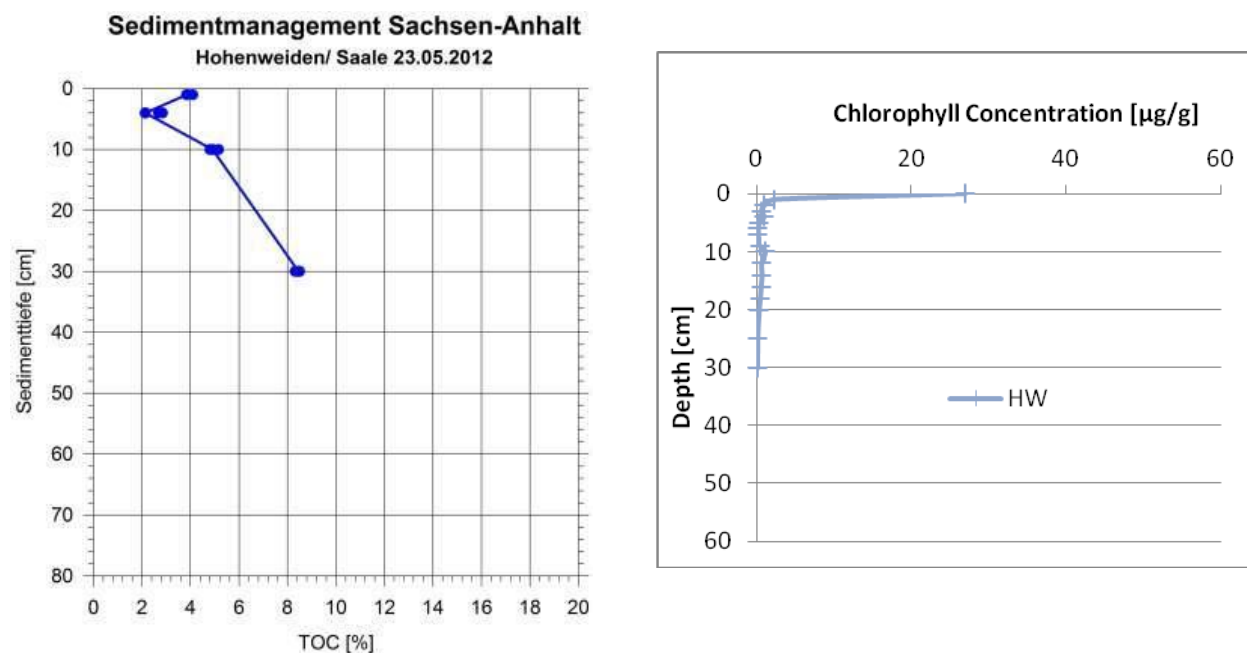


Abb. 5-22: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Hohenweiden gewonnenen Kernen.

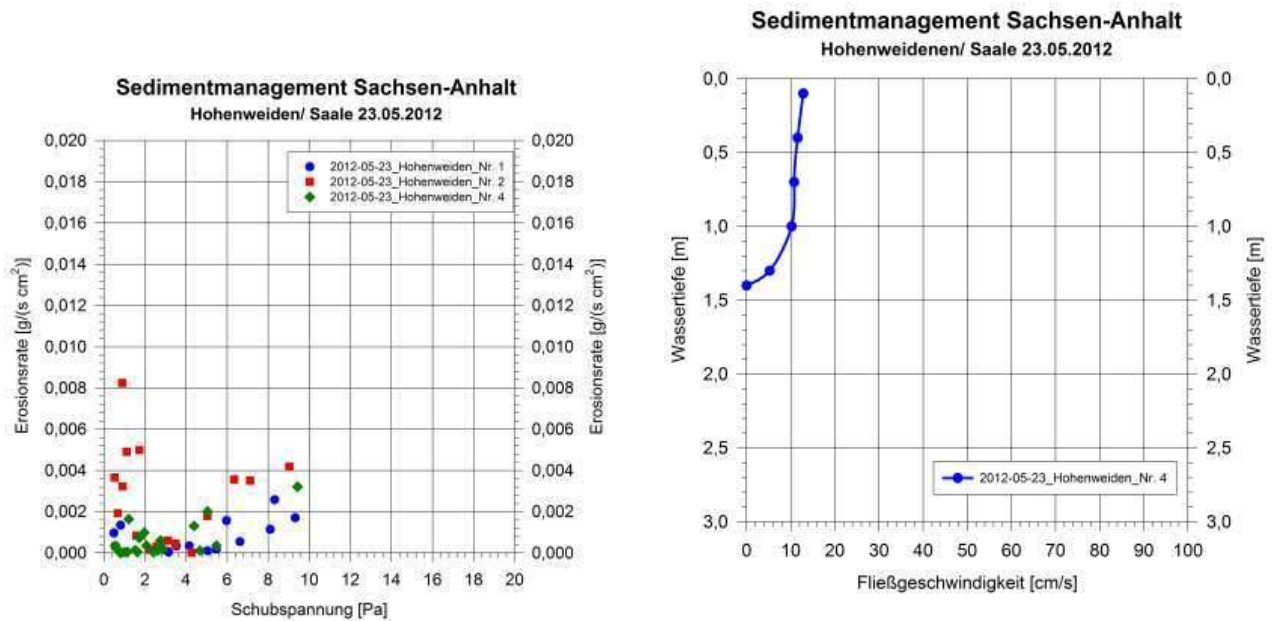


Abb. 5-23: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Hohenweiden gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h = 1,4$ m) vor Ort.

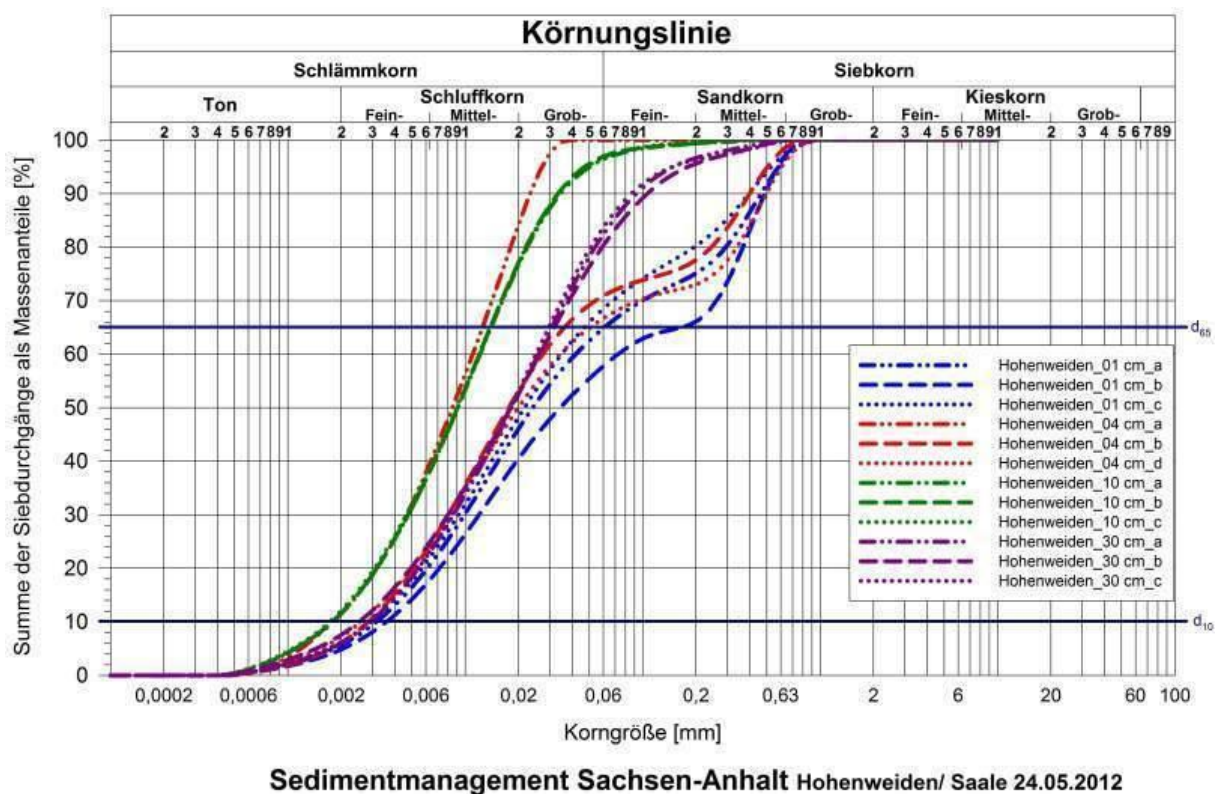


Abb. 5-24: Sieblinien des Sedimentkerns Hohenweiden_3 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

5.3.2 Calbe

Tab. 5.6: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Calbe/ Altarm der Saale.

Gewässer: Saale/ Nebengewässer	
Messstelle: Calbe	
Probe Nr.: Calbe_1, Calbe_3, Calbe_4	
Datum	25.06.2012
Zeit	12:30 Uhr
Position	RW 4484696
	HW 5750428
Wassertiefe	1,20 m
Wassertemp.	21 °C
Kernlängen	60 cm, 60 cm, 80 cm

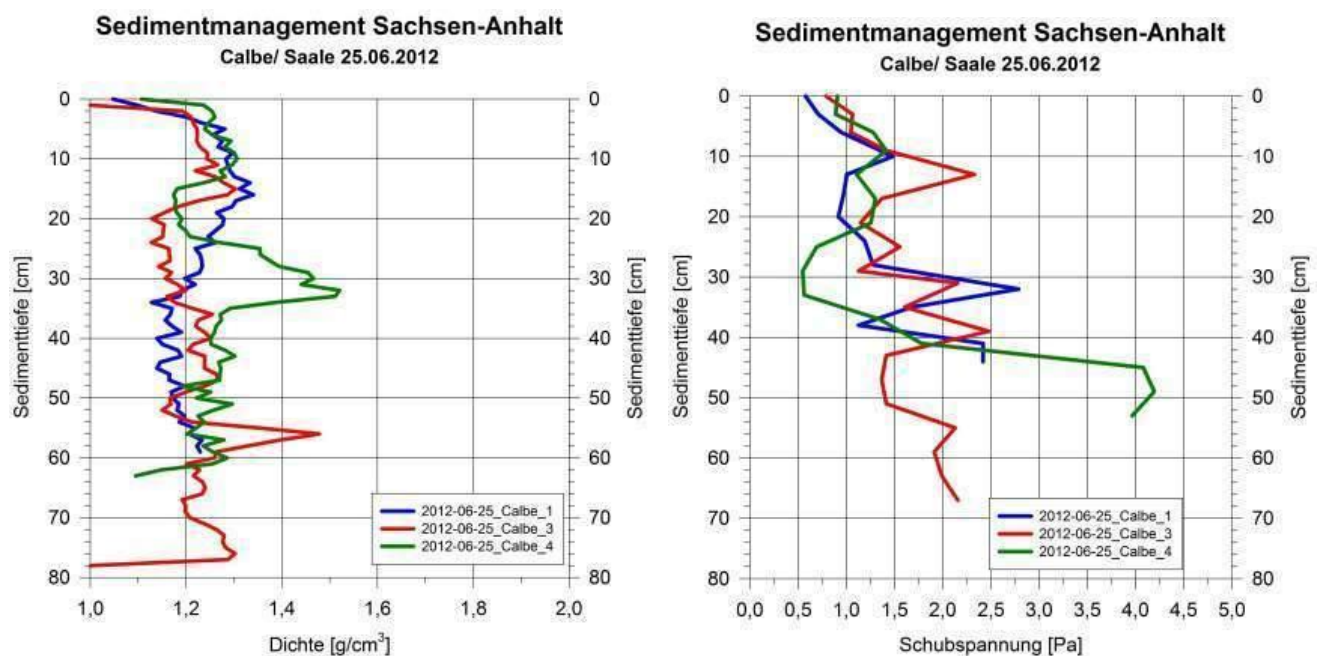


Abb. 5-25: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Calbe_1, Calbe_3 und Calbe_4.

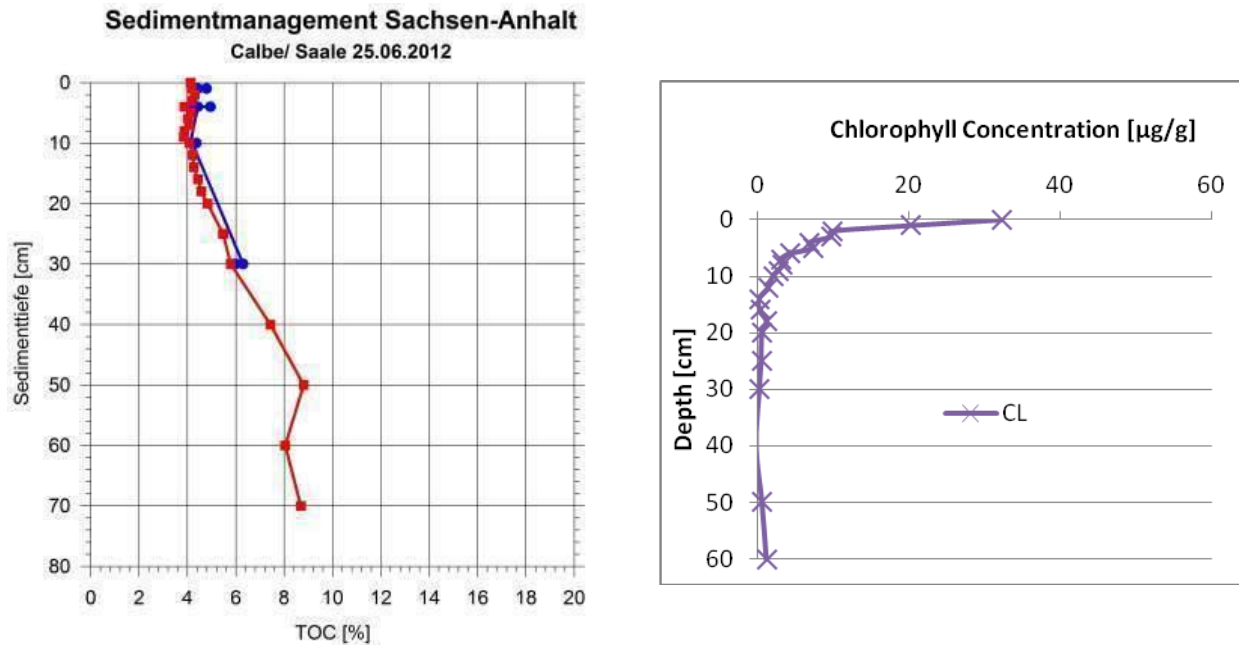


Abb. 5-26: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Calbe gewonnenen Kernen.

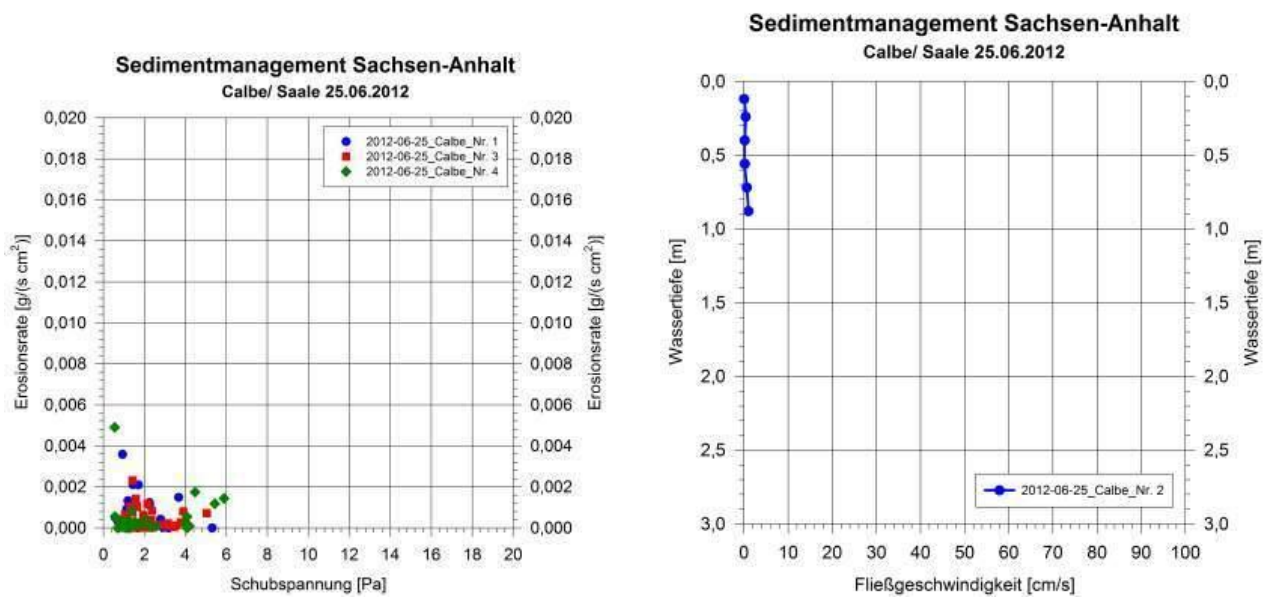
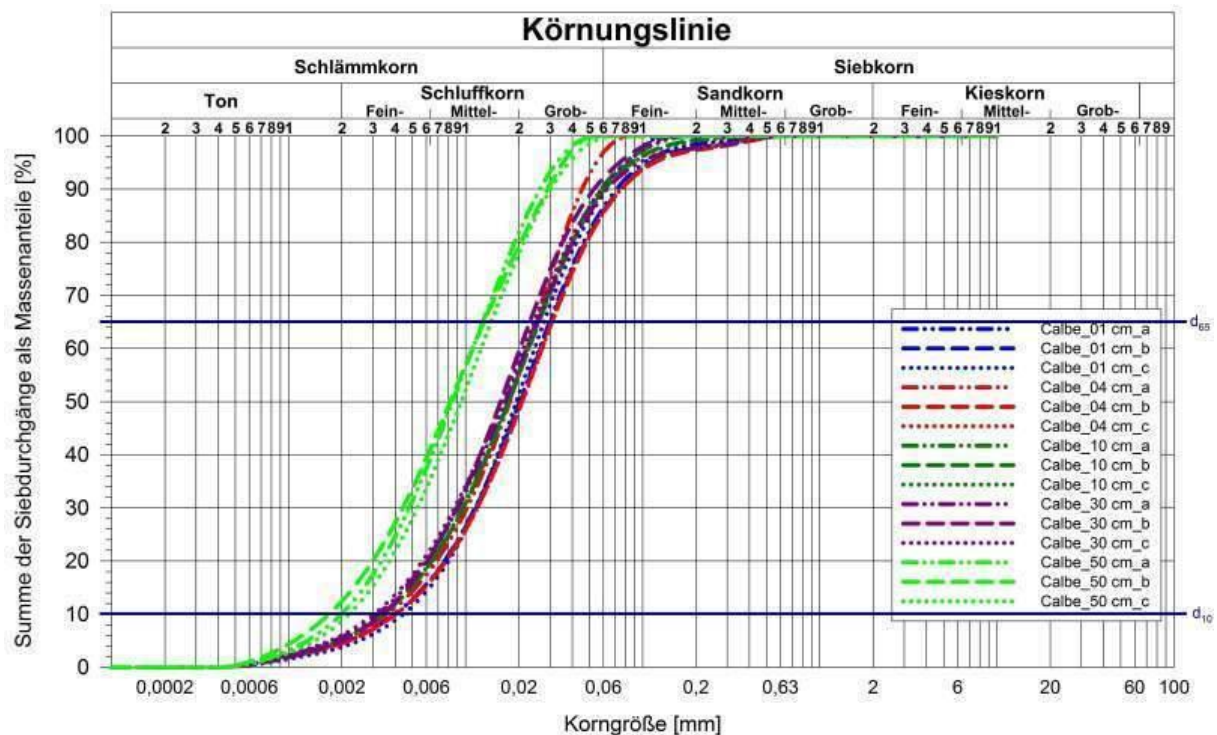


Abb. 5-27: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Calbe gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h = 0,96$ m) vor Ort.



Sedimentmanagement Sachsen-Anhalt Calbe/ Saale 25.06.2012

Abb. 5-28: Sieblinien des Sedimentkerns Calbe_1 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

5.3.3 Plötzkau

Tab. 5.7: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Plötzkau/ Altarm der Saale.

Gewässer: Saale/ Nebengewässer	
Messstelle: Plötzkau	
Probe Nr.: PI_1, PI_3, PI_4	
Datum	26.06.2012
Zeit	09:00 Uhr
Position	RW 4479732
	HW 5734224
Wassertiefe	1,60 m
Wassertemp.	21 °C
Kernlängen	60 cm, 80 cm, 80 cm



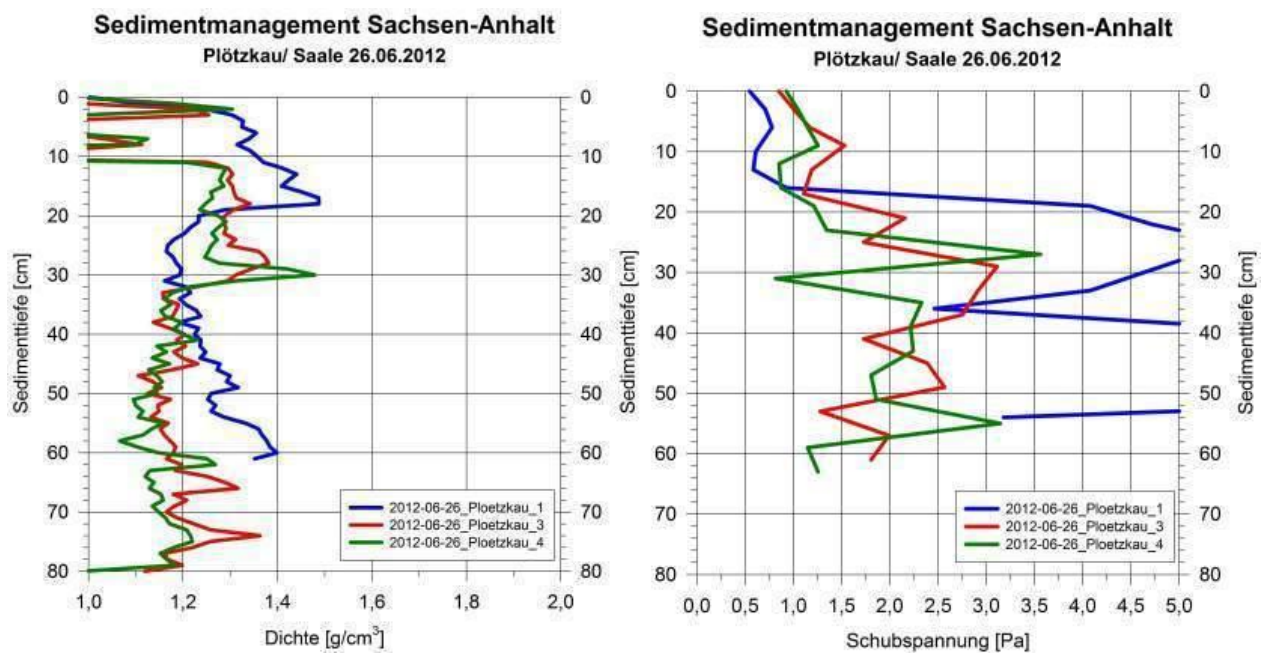


Abb. 5-29: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Plötzkau_1 bis Plötzkau_4.

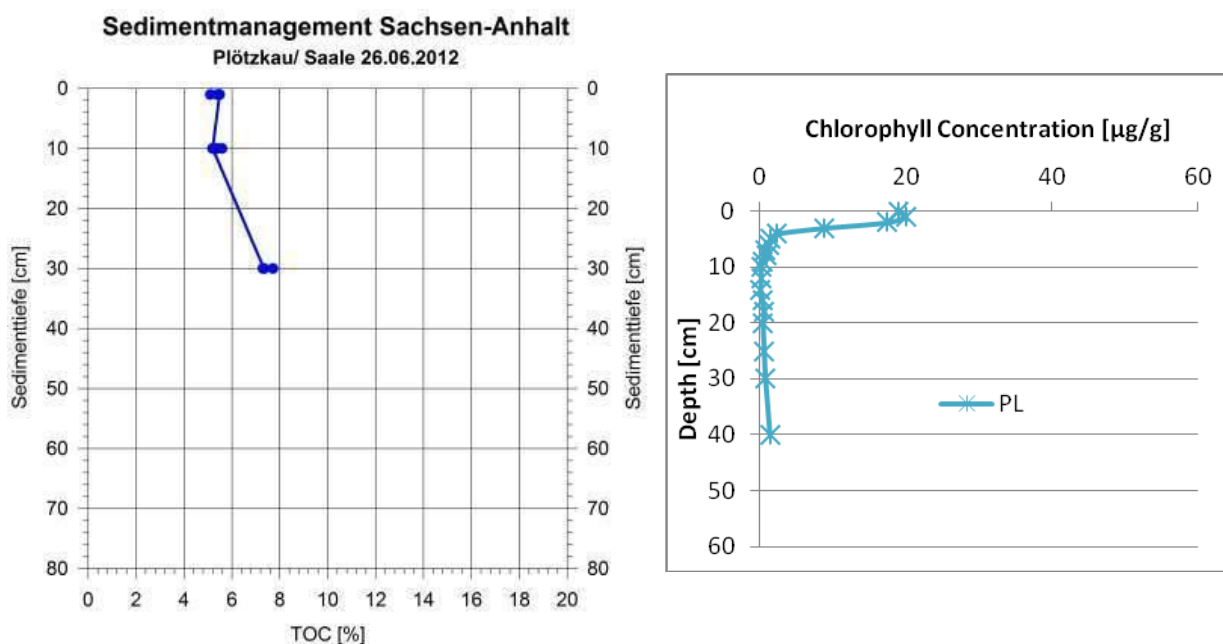


Abb. 5-30: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Plötzkau gewonnenen Kernen.

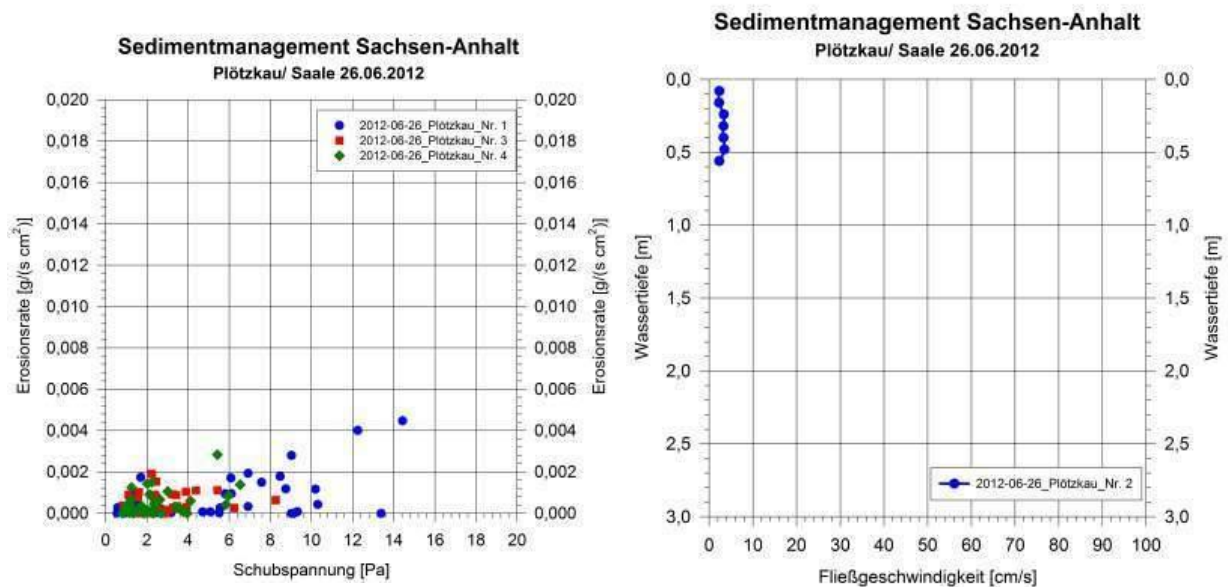


Abb. 5-31: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Plötzkau gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h = 0,64$ m) vor Ort.

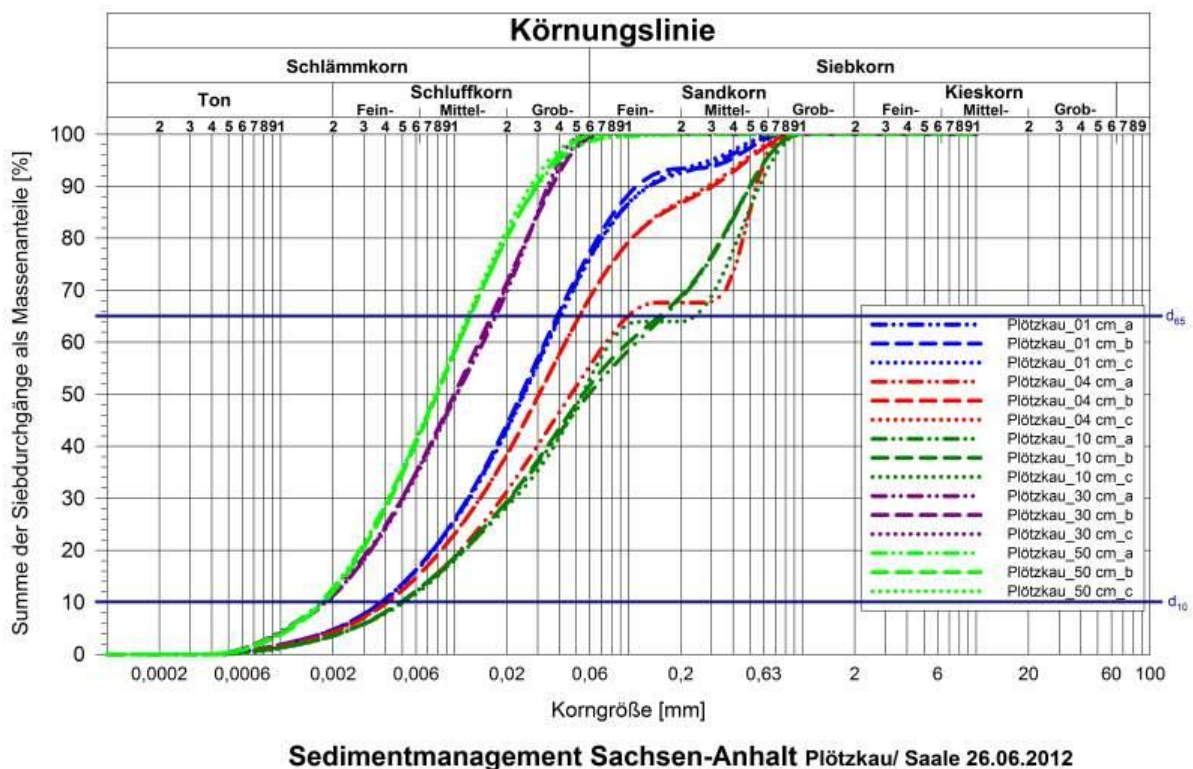


Abb. 5-32: Sieblinien des Sedimentkerns Plötzkau_2 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

5.3.4 Steinmühle

Tab. 5.8: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Steinmühle am Mühlgraben

Gewässer: Saale-Nebengewässer Messstelle: Steinmühle Probe Nr.: Ste_2, Ste_3, Ste_4	
Datum	27.06.2012
Zeit	15:00 Uhr
Position	RW 4496970 HW 5706750
Wassertiefe	1,00 m
Wassertemp.	18 °C
Kernlänge	56 cm, 32 cm, 35 cm

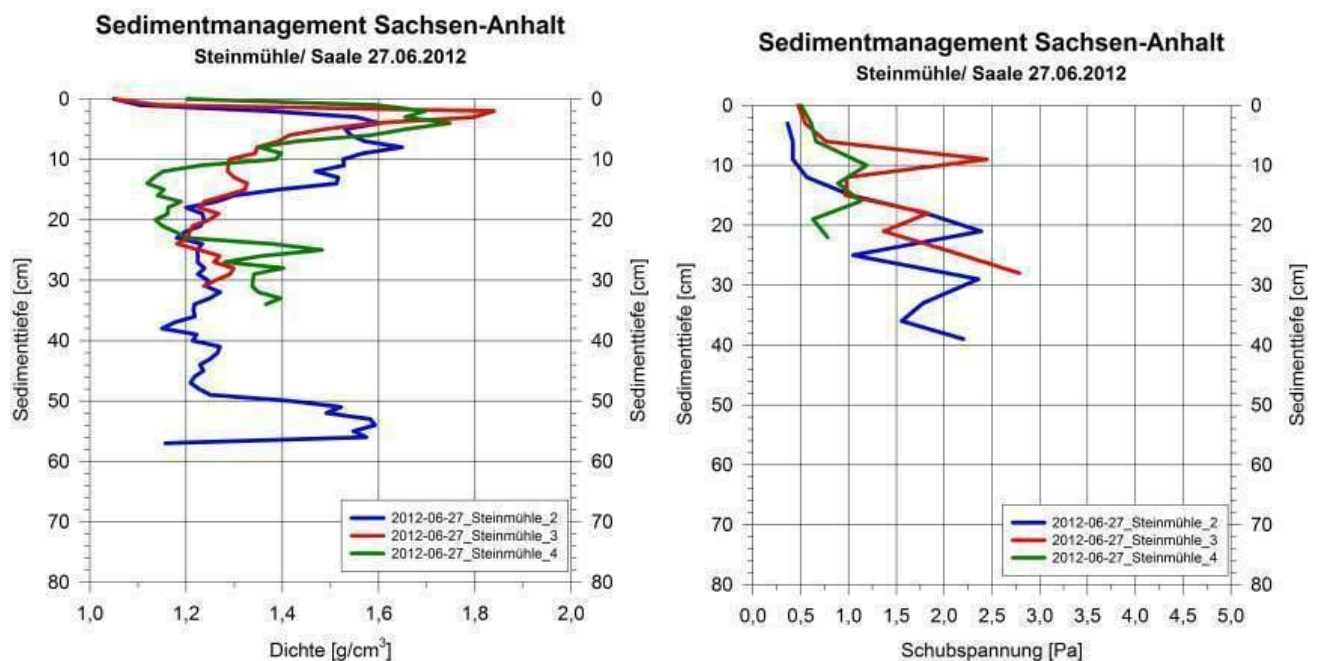
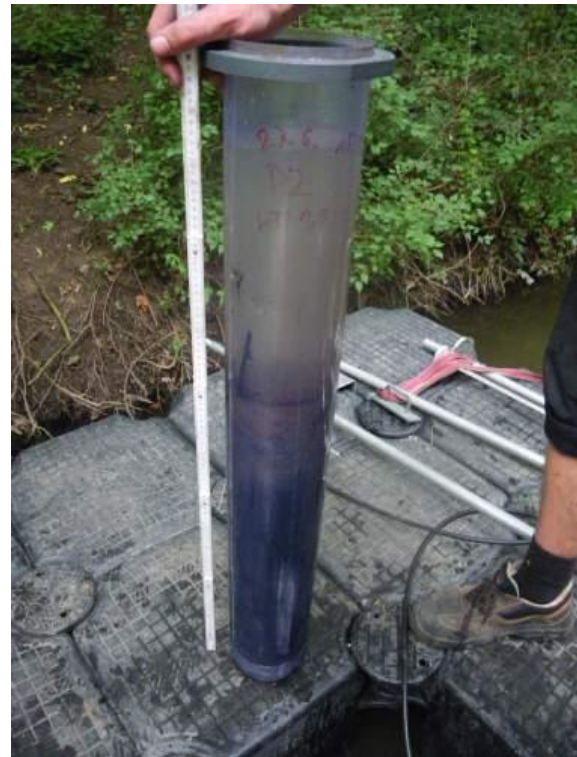


Abb. 5-33: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Steinmühle_2 bis Steinmühle_4.

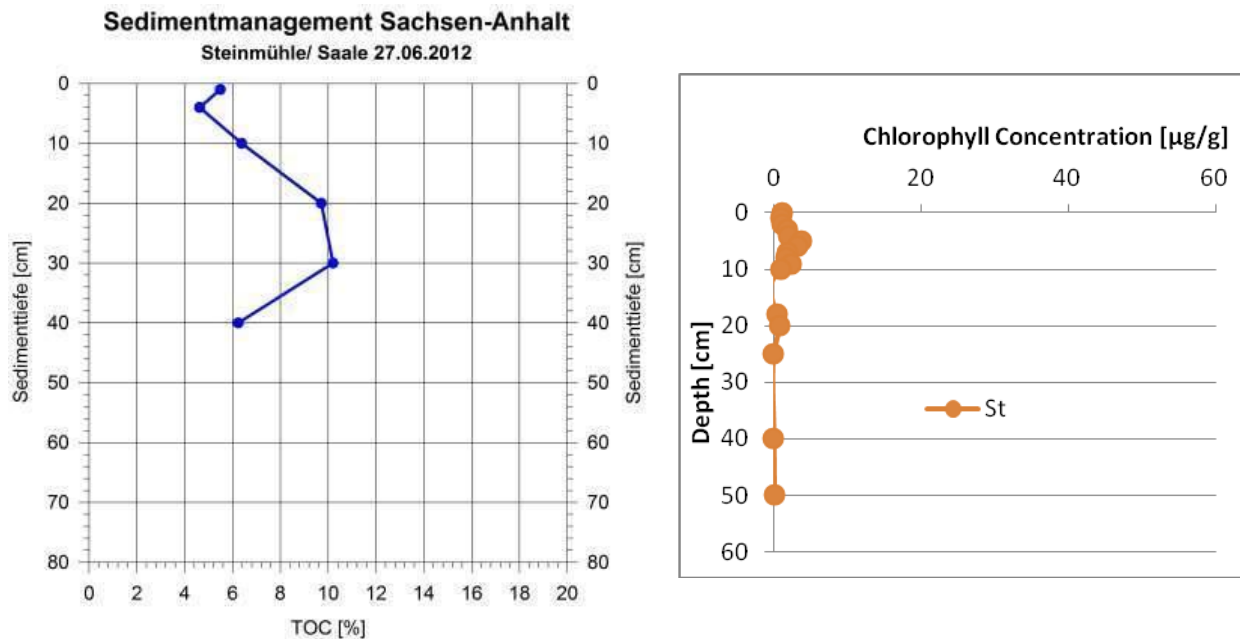


Abb. 5-34: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Steinmühle gewonnenen Kernen.

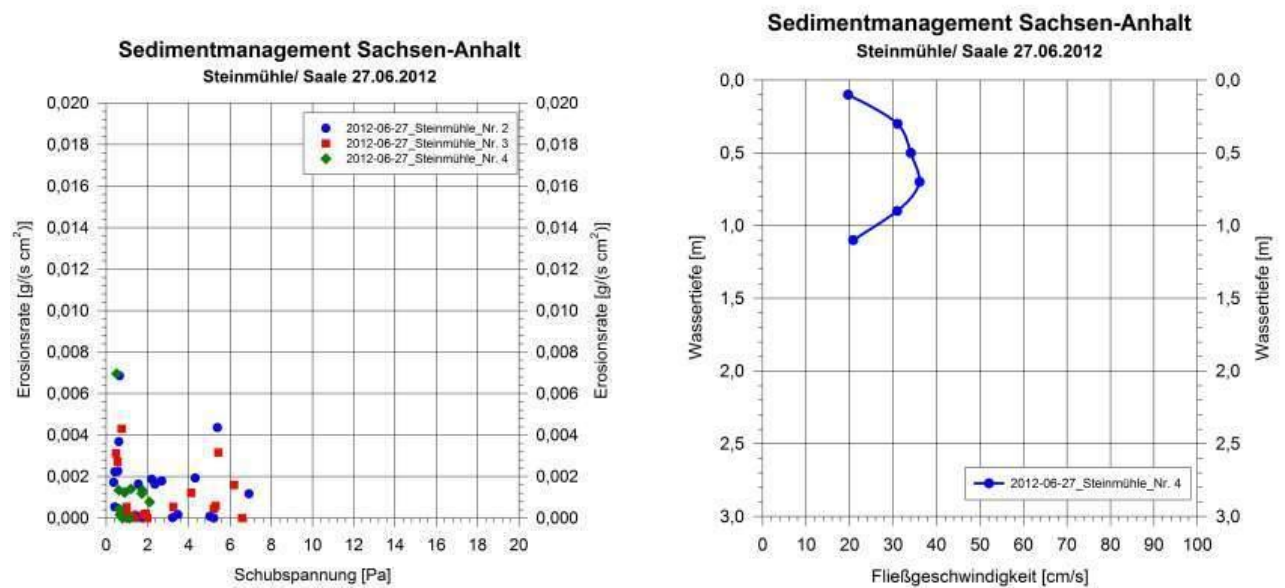


Abb. 5-35: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Steinmühle gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h = 1,1 \text{ m}$) vor Ort.

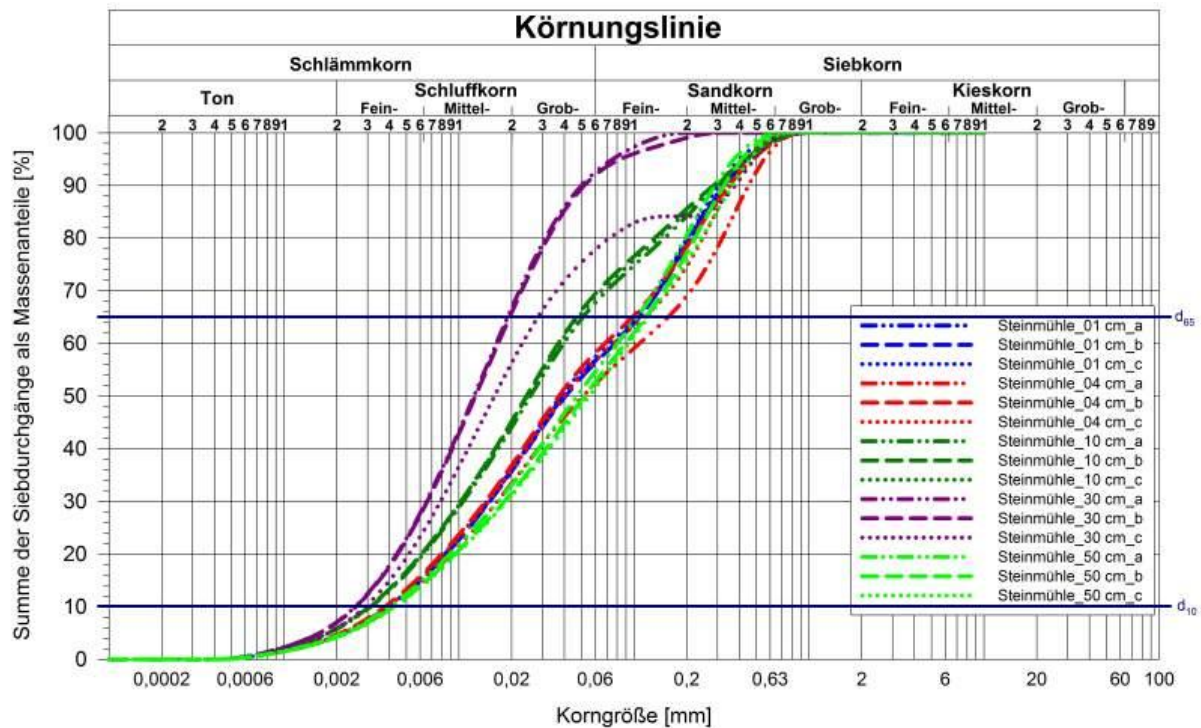
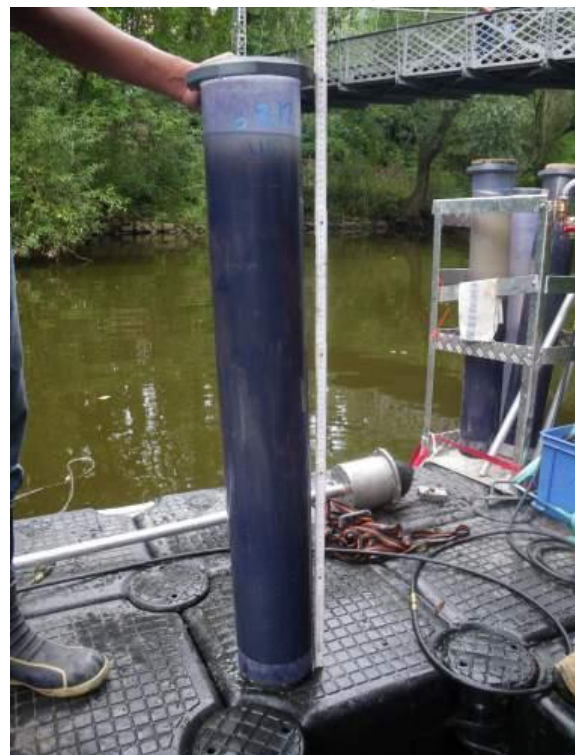


Abb. 5-36: Sieblinien des Sedimentkerns Steinmühle_1 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

5.3.5 Schwanenbrücke

Tab. 5.9: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Schwanenbrücke, Wilde Saale

Gewässer: Saale-Nebengewässer	
Messstelle: Schwanenbrücke	
Probe Nr.: SW_1, SW_2, SW_3	
Datum	06.08.2012
Zeit	15:00 Uhr
Position	RW 4496279 HW 5706591
Wassertiefe	0,75 m
Wassertemp.	21 °C
Kernlänge	57 cm, 93 cm, 82 cm



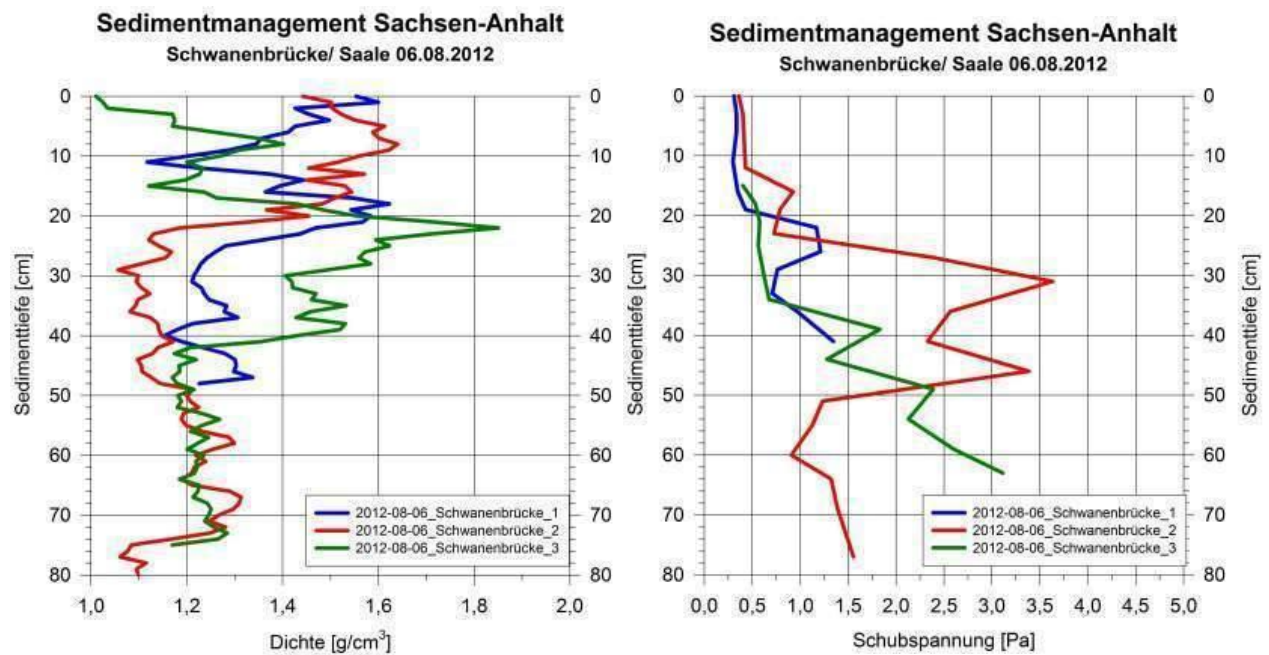


Abb. 5-37: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Schwanenbrücke_1 bis Schwanenbrücke_3.

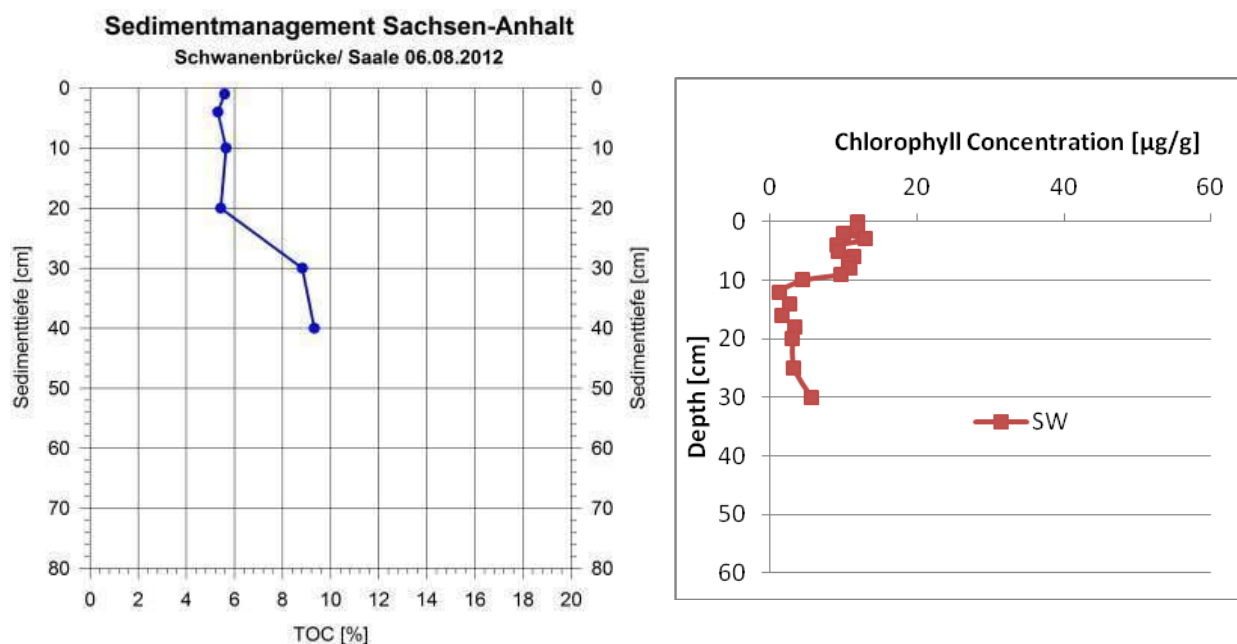


Abb. 5-38: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Schwanenbrücke gewonnenen Kernen.

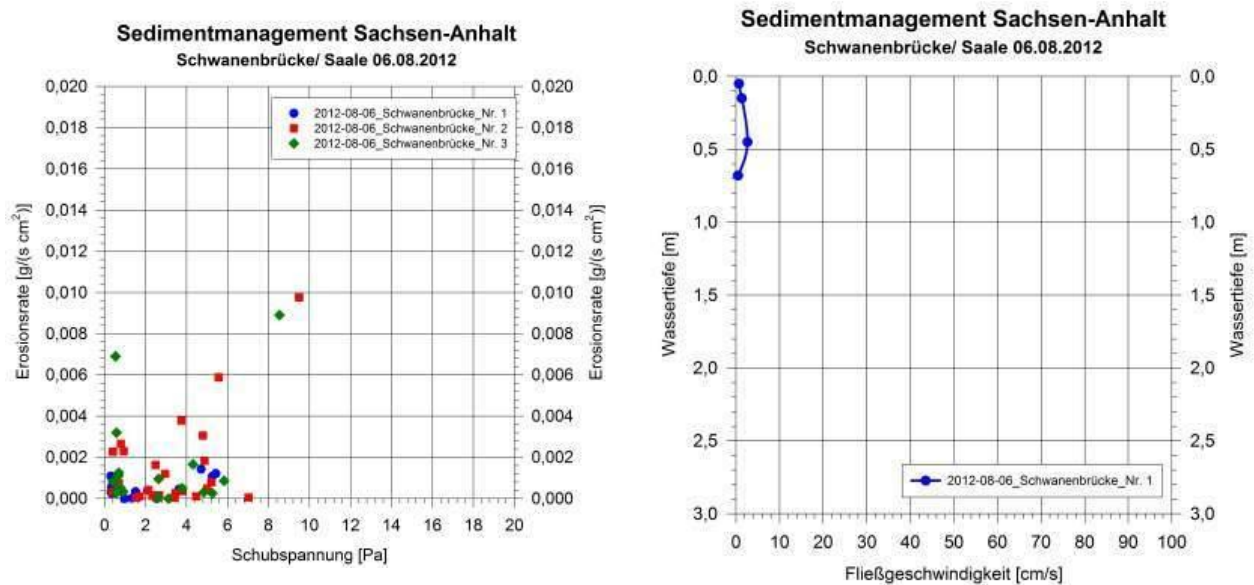


Abb. 5-39: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Schwanenbrücke gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h = 0,75$ m) vor Ort.

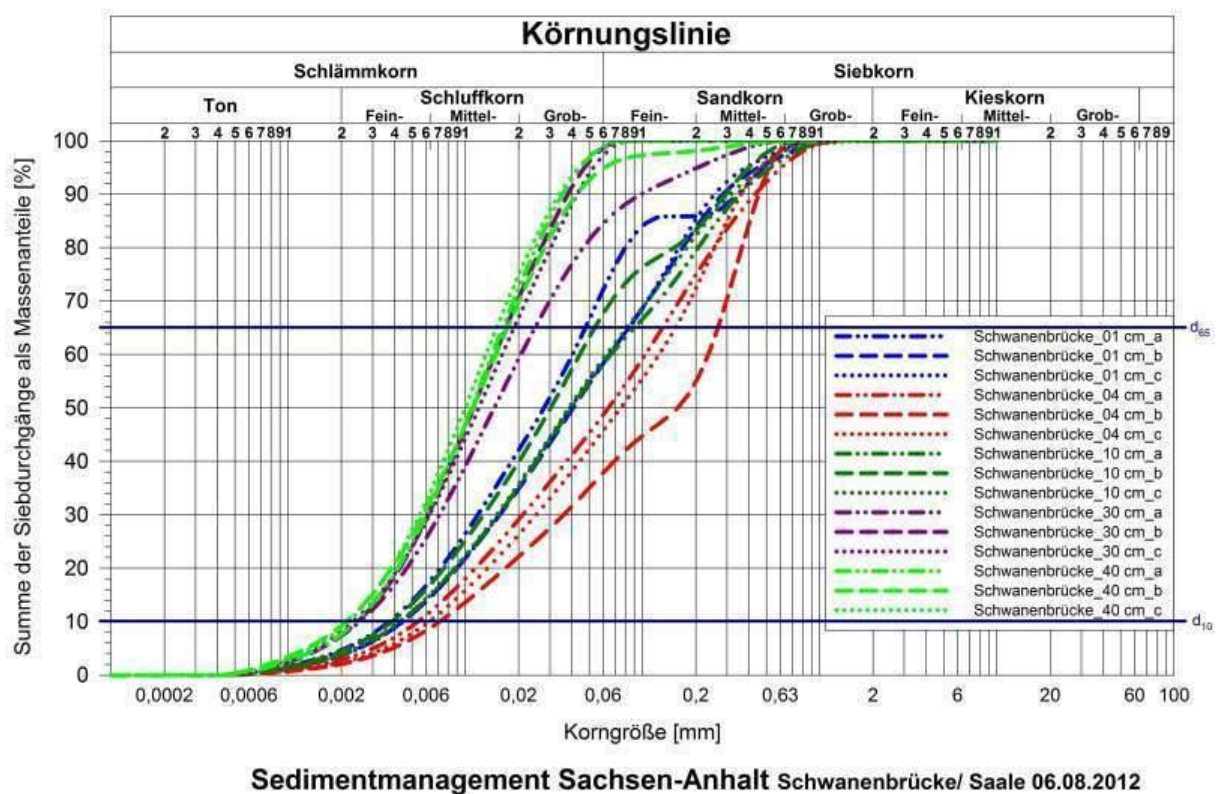


Abb. 5-40: Sieblinien des Sedimentkerns Schwanenbrücke_4 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

5.3.6 Rabeninsel

Tab. 5.10: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Rabeninsel, Wilde Saale

Gewässer: Saale-Nebengewässer	
Messstelle: Rabeninsel	
Probe Nr.: RA_1, RA_2, RA_4	
Datum	07.08.2012
Zeit	18:00 Uhr
Position	RW 4495936 HW 5703087
Wassertiefe	0,50 m
Wassertemp.	21 °C
Kernlänge	59 cm, 81 cm, 41 cm

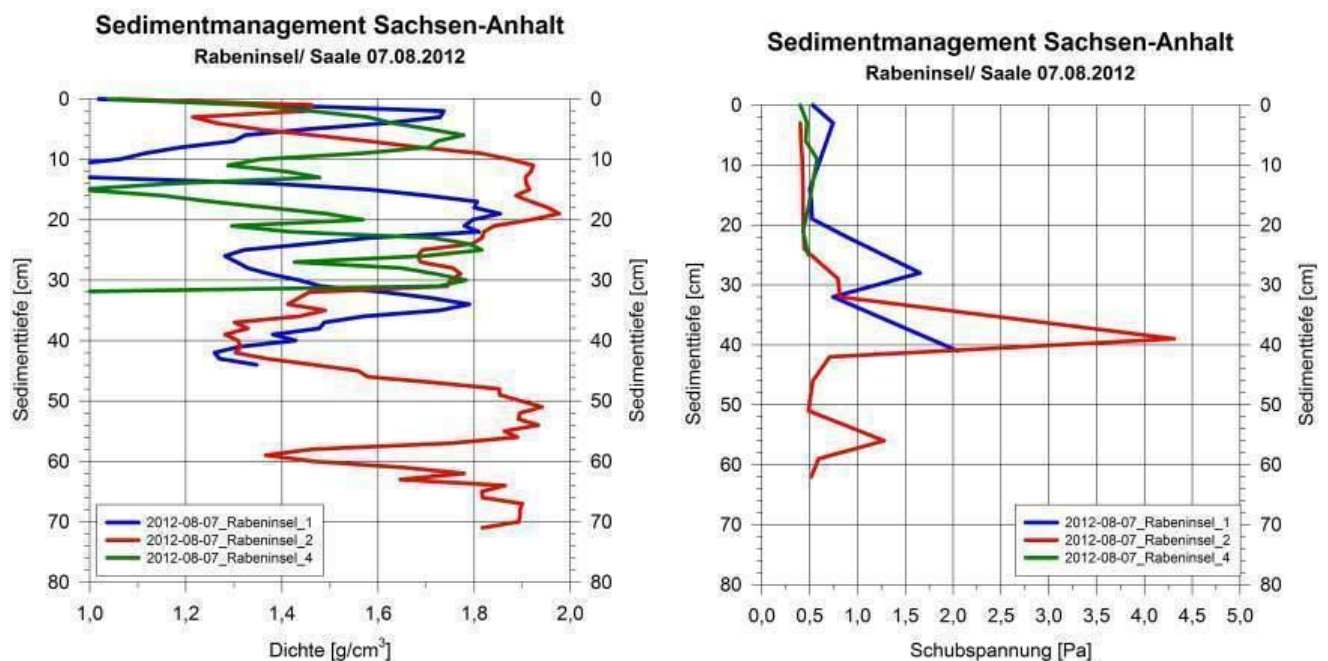


Abb. 5-41: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Rabeninsel_1 bis Rabeninsel_4.

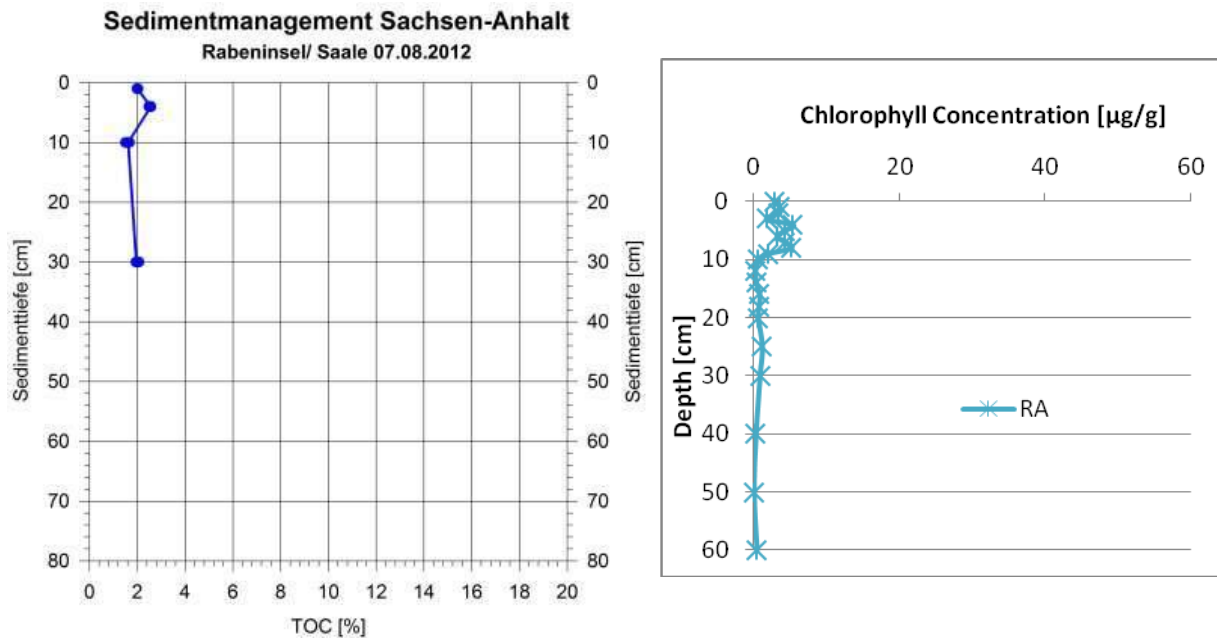


Abb. 5-42: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Rabeninsel gewonnenen Kernen.

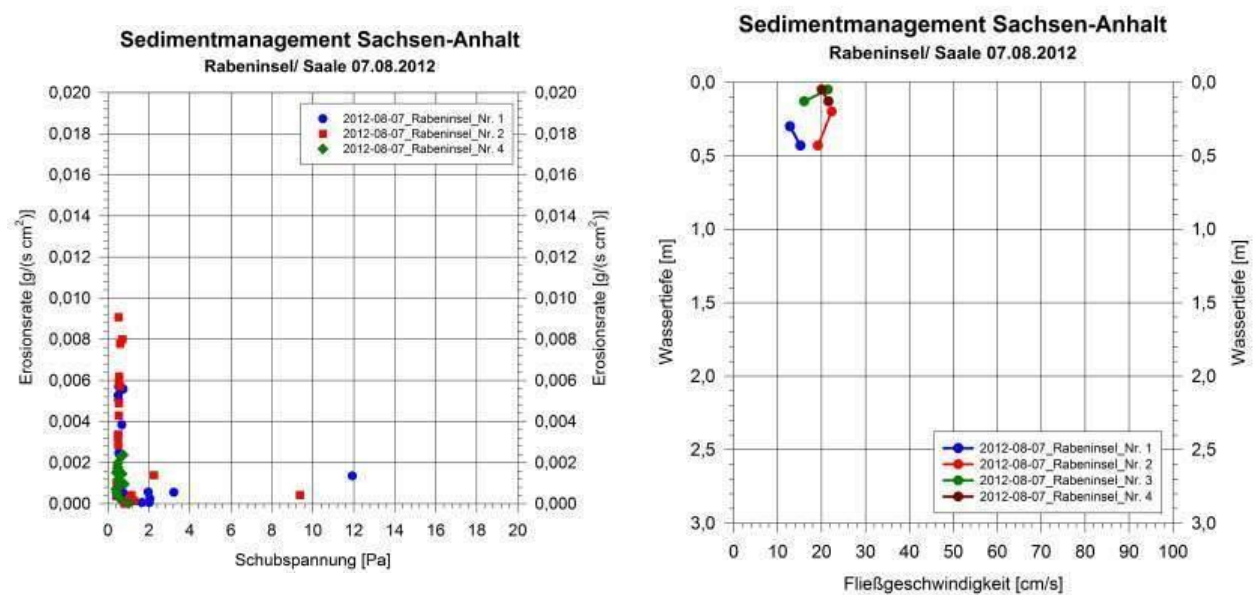
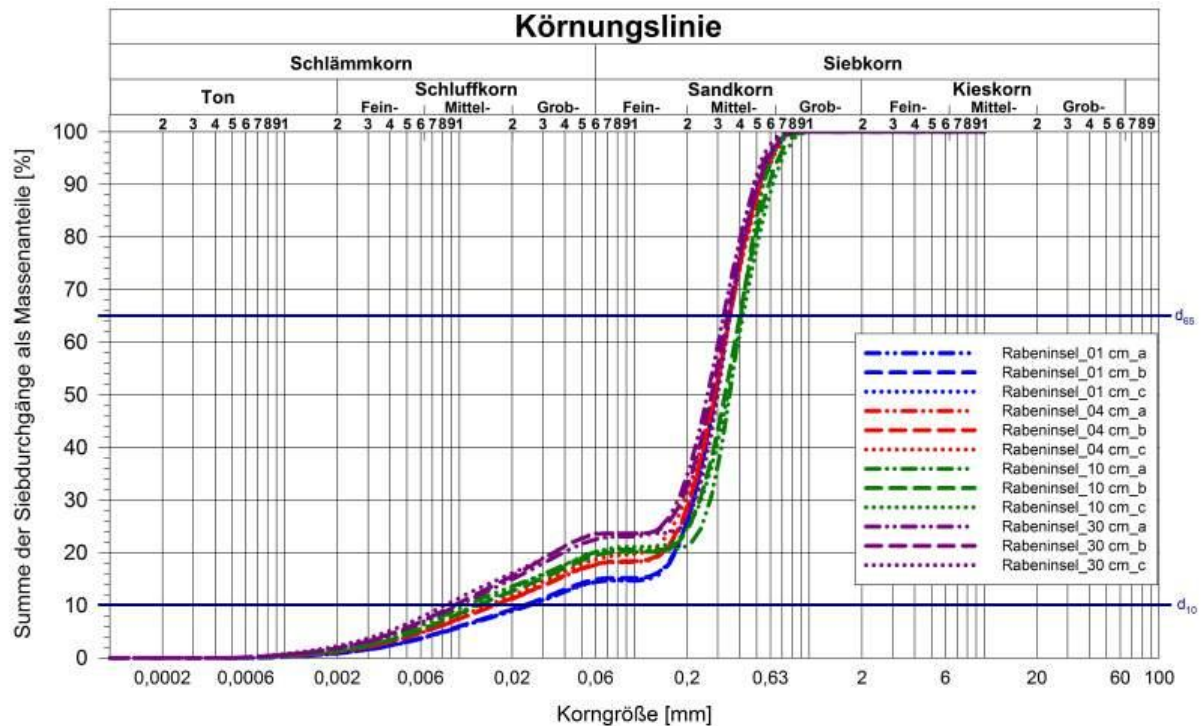


Abb. 5-43: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Rabeninsel gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h_1 = 0,5$ m; $h_2 = 0,5$ m; $h_3 = 0,2$ m; $h_4 = 0,2$ m) vor Ort.



Sedimentmanagement Sachsen-Anhalt Rabeninsel/ Saale 07.08.2012

Abb. 5-44: Sieblinien des Sedimentkerns Rabeninsel_3 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

5.3.7 Wettin

Tab. 5.11: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Wettin, Nebenarm der Saale

Gewässer: Saale-Nebengewässer Messstelle: Wettin Probe Nr.: WE_1 bis WE_6	
Datum	08.08.2012
Zeit	11:00 Uhr
Position	RW 4484690 HW 5716547
Wassertiefe	0,75 m
Wassertemp.	20 °C
Kernlänge	95 cm, 100 cm, 71 cm, 60 cm



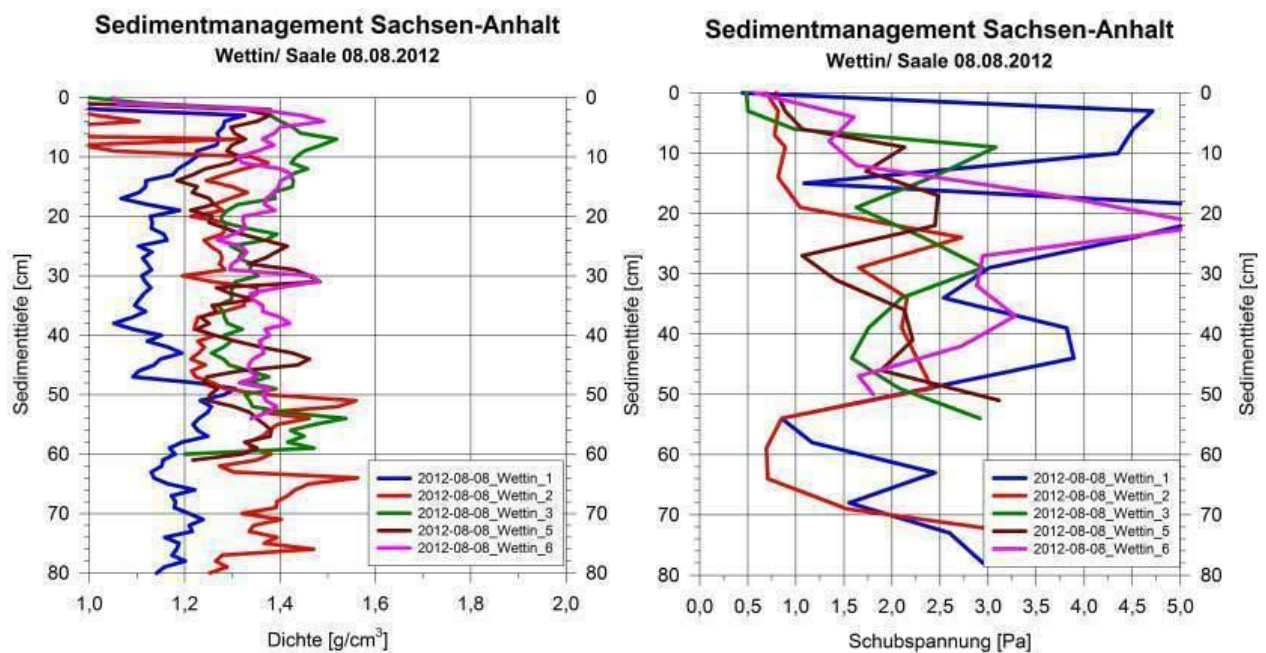


Abb. 5-45: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Wettin_1 bis Wettin_6.

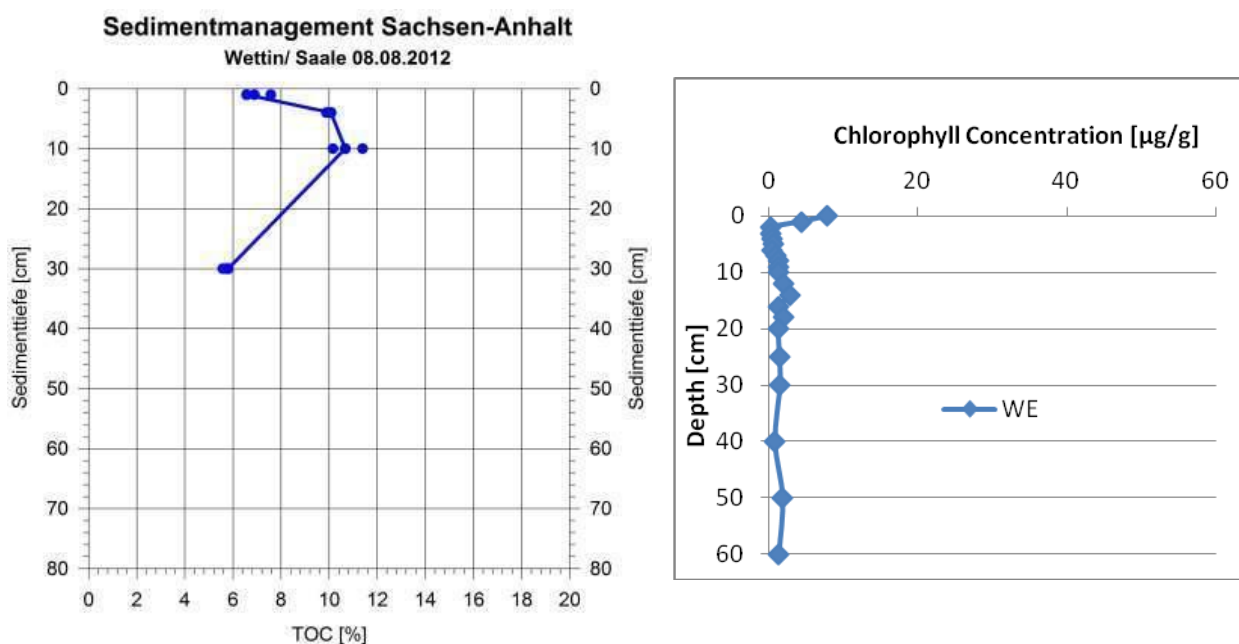


Abb. 5-46: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Wettin gewonnenen Kernen.

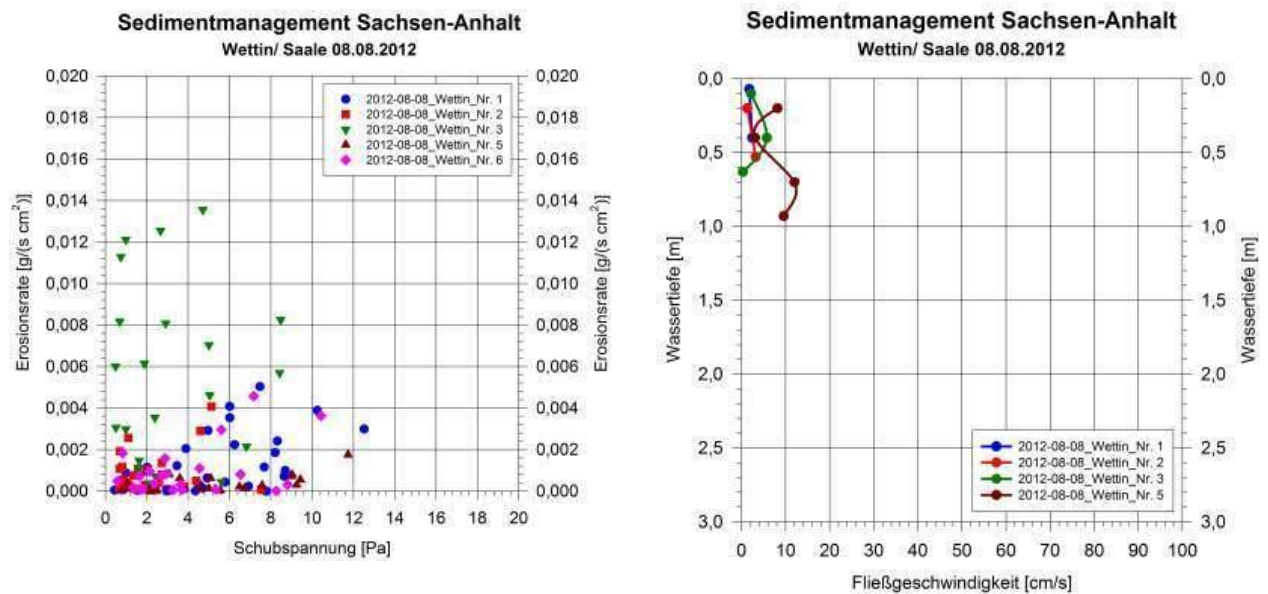


Abb. 5-47: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Wettin gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h_1 = 0,6$ m; $h_2 = 0,6$ m; $h_3 = 0,7$ m; $h_4 = 1,0$ m) vor Ort.

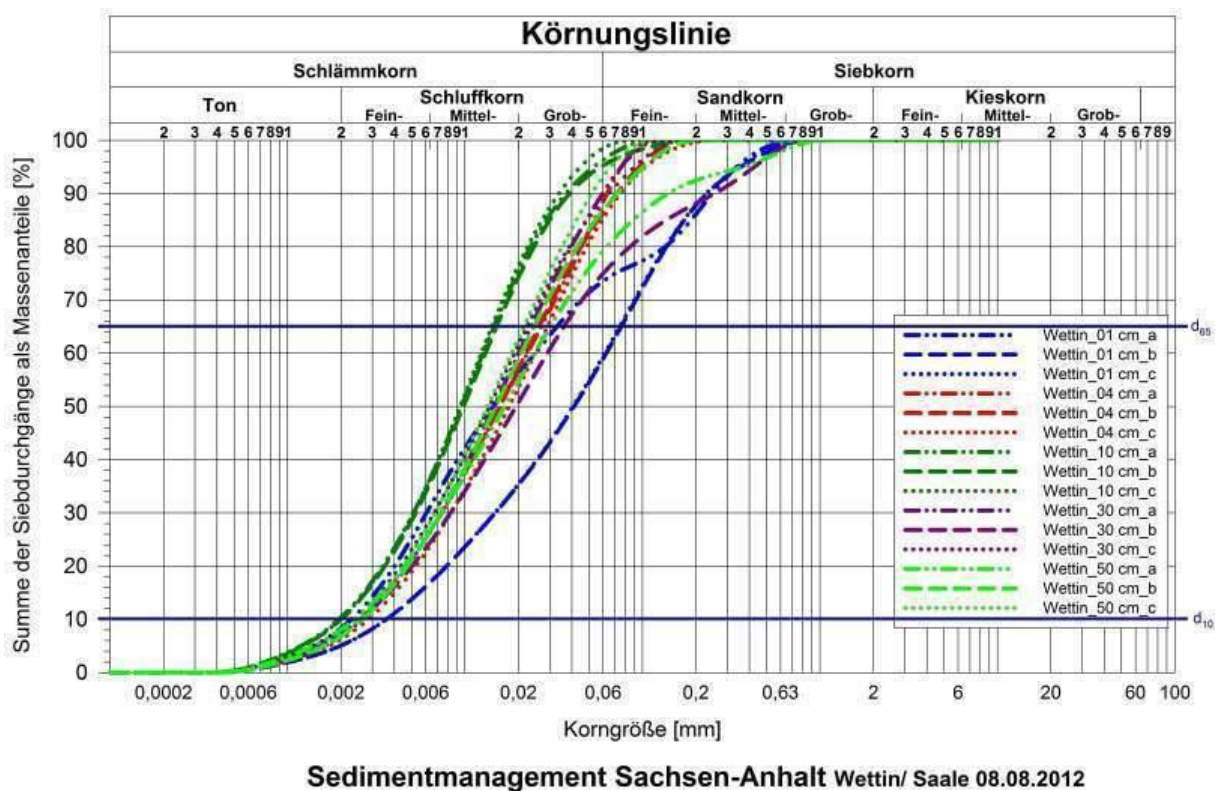


Abb. 5-48: Sieblinien des Sedimentkerns Wettin_4 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

5.4 Weiße Elster

5.4.1 Osendorf

Tab. 5.12: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Osendorf an der Weißen Elster

Gewässer: Weiße Elster	
Messstelle: Osendorf	
Probe Nr.: OS_1, OS_4, OS_5	
Datum	07.08.2012
Zeit	10:30 Uhr
Position	RW 4500320 HW 5698034
Wassertiefe	0,40 m
Wassertemp.	20 °C
Kernlängen	60 cm, 64 cm, 56 cm

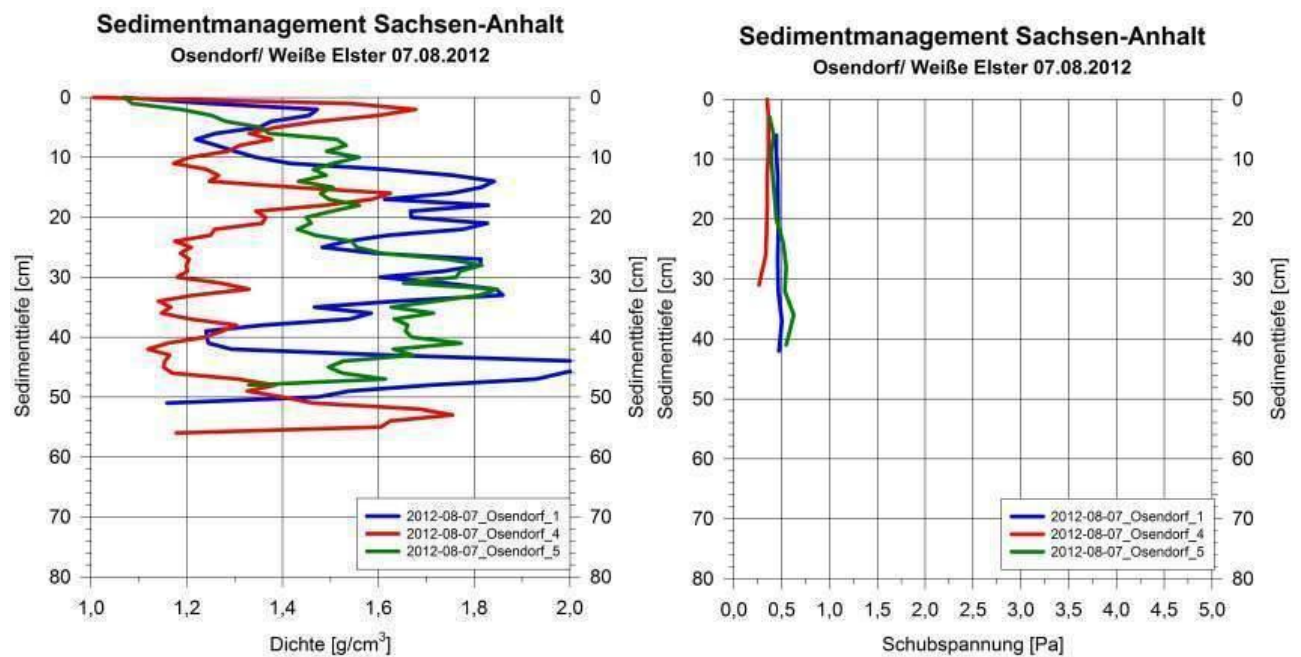


Abb. 5-49: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Osendorf_1, Osendorf_4 und Osendorf_5.

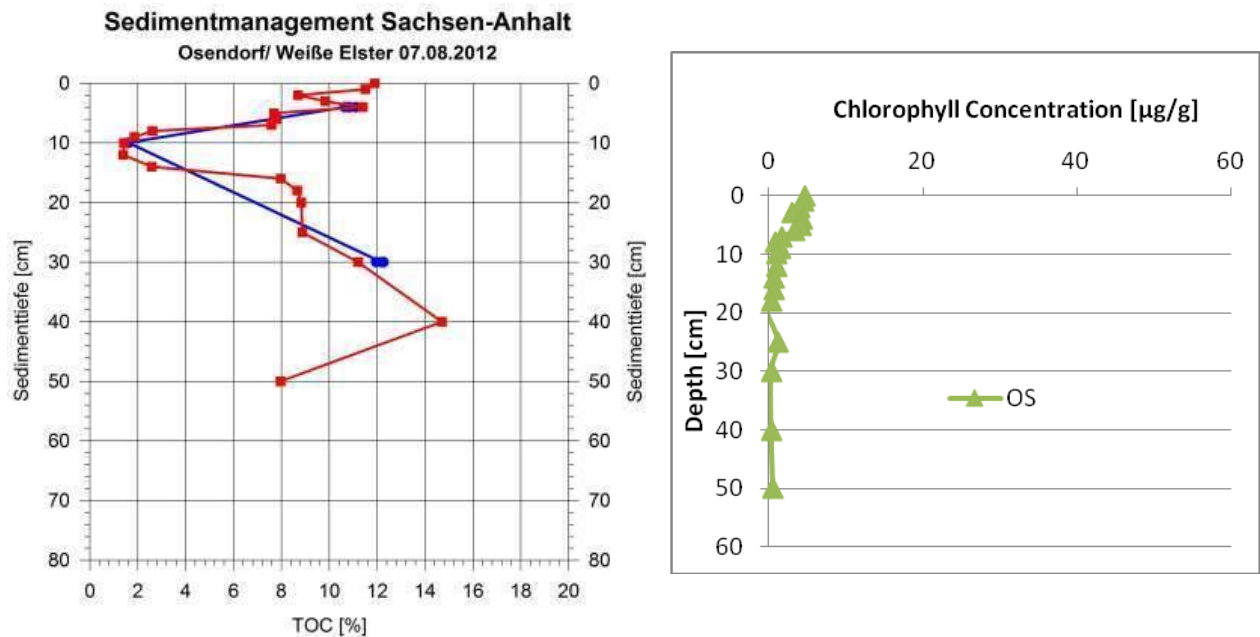


Abb. 5-50: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Osendorf_2 gewonnenen Kernen.

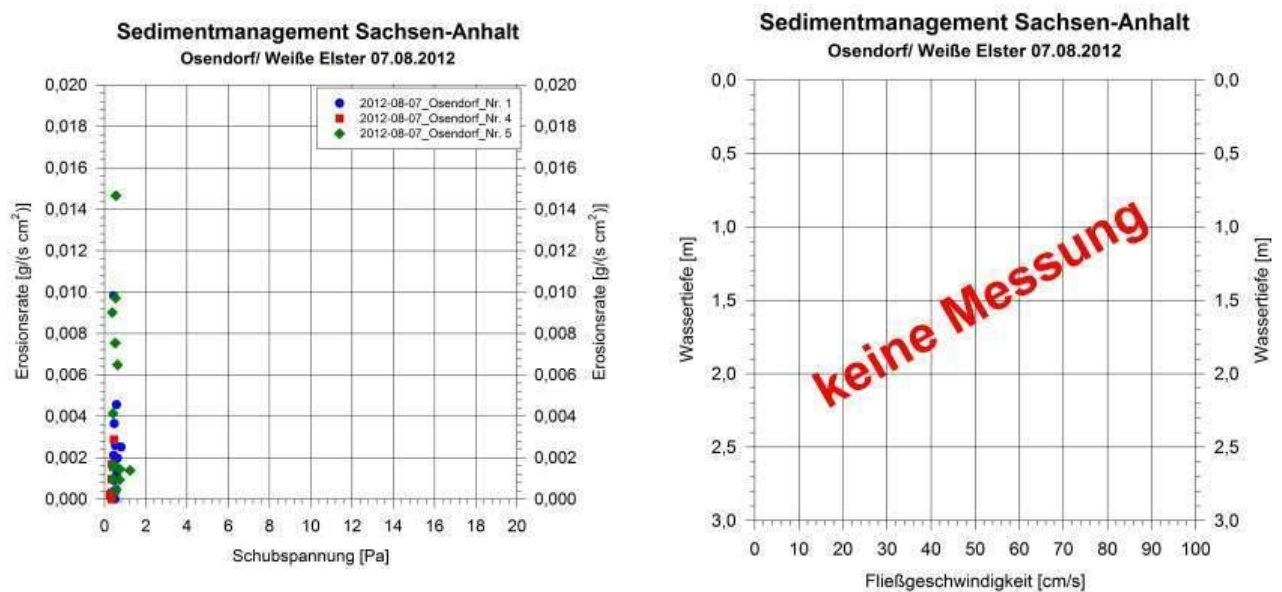


Abb. 5-51: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Osendorf gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts) vor Ort.

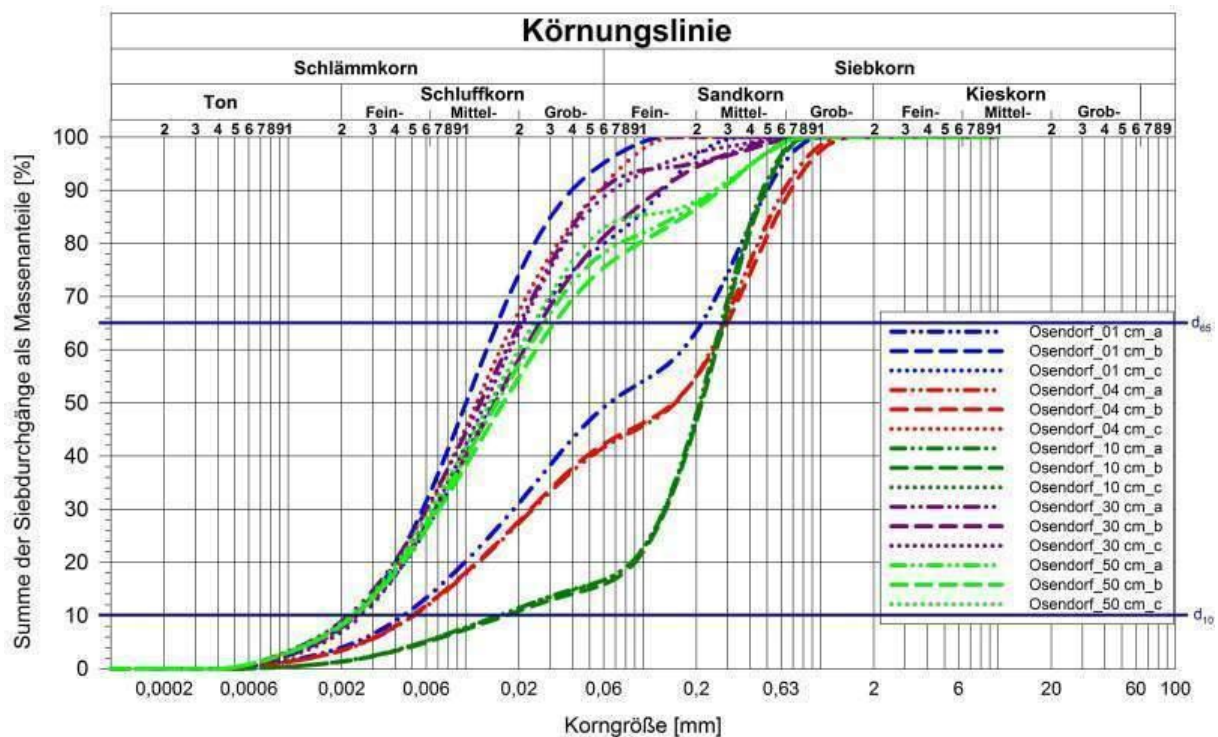


Abb. 5-52: Sieblinien des Sedimentkerns Osendorf_2 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

5.4.2 Hubschütz Döllnitz

Tab. 5.13: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Hubschütz Döllnitz/ Weiße Elster

Gewässer: Weiße Elster Messstelle: Hubschütz Döllnitz Probe Nr.: keine Proben	
Datum	07.08.2012
Zeit	13:30 Uhr
Position	RW 4502488 HW 5696120
Wassertiefe	bis 1,20 m
Wassertemp.	21 °C
Kernlänge	keine Feinkornablagerungen





Abb. 5-53: Messstelle Hubschütz Döllnitz: Wegen der starken Strömung werden am 07.08.2012 keine Feinsedimentablagerungen angetroffen.

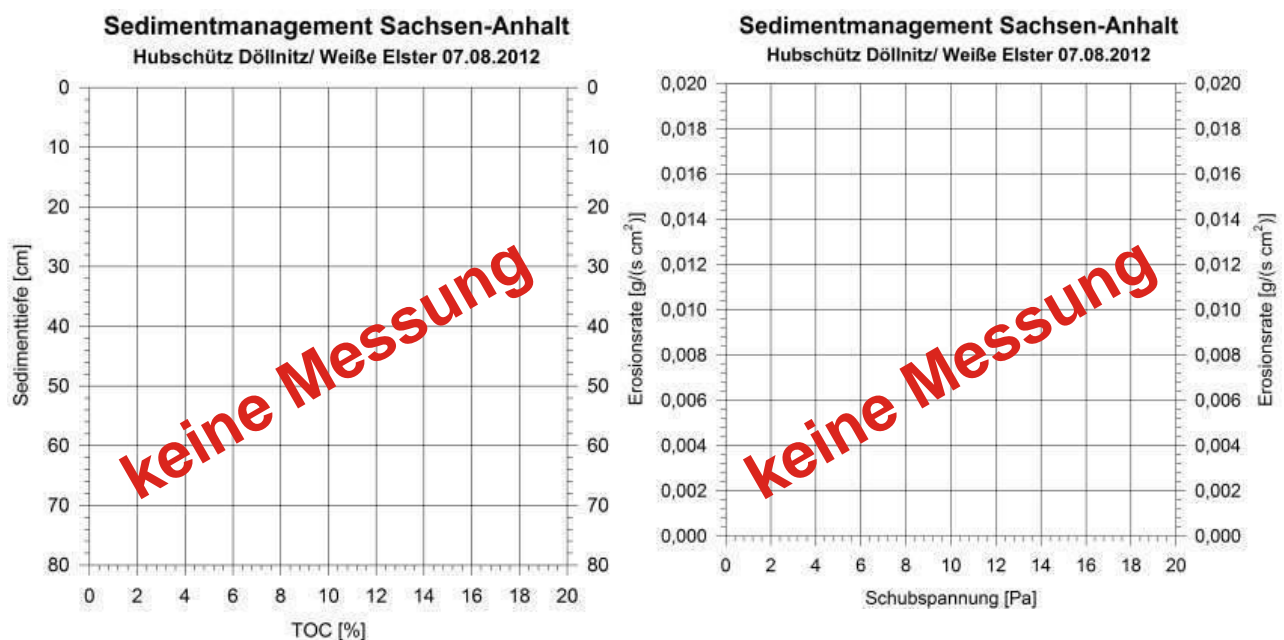


Abb. 5-54: TOC (total organic carbon) sowie Erosionsraten für unterschiedliche Sohl-schubspannungen $> \tau_{crit}$ können für die Messstelle Hubschütz Döllnitz nicht ermittelt werden, da keine Feinsedimente angetroffen werden.

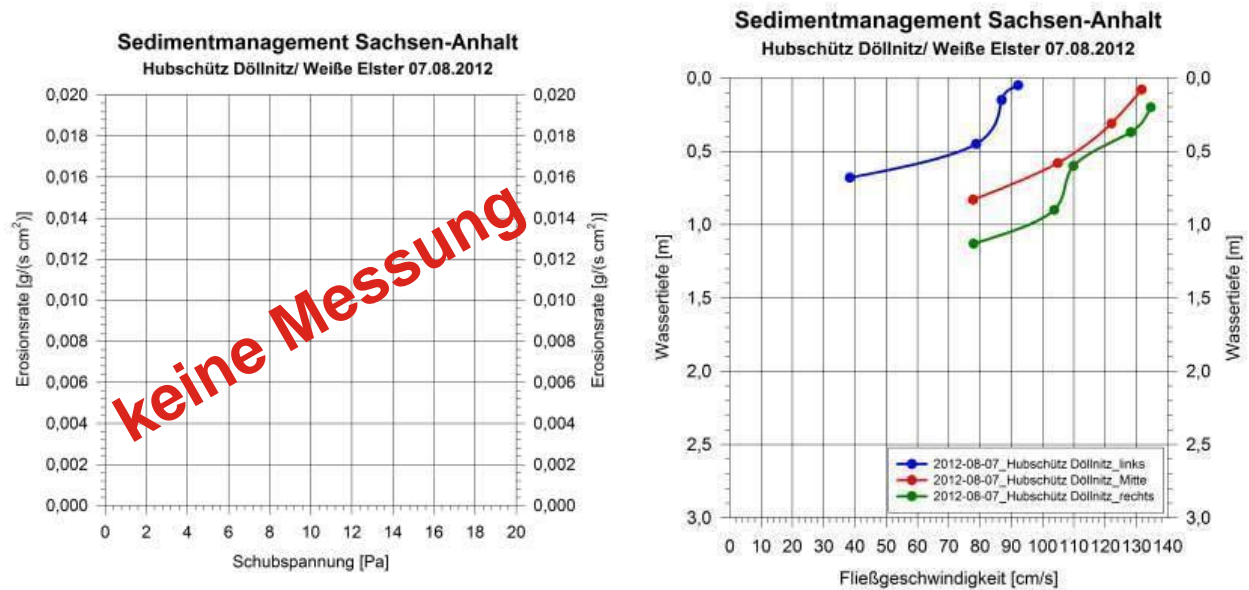


Abb. 5-55: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Döllnitz gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h_1 = 0,7$ m; $h_2 = 0,83$ m; $h_3 = 1,2$ m) vor Ort.



Abb. 5-56: An der Messstelle Hubschütz Döllnitz verläuft die Weiße Elster in einem kompakten Fließquerschnitt, so dass Feinsedimente bei höheren Abflüssen ausgeräumt werden.

5.5 Saale

5.5.1 Wehr Oebnitz

Tab. 5.14: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Wehr Oebnitz in der Saale

Gewässer: Saale	
Messstelle: Wehr Oebnitz	
Probe Nr.: OE_1, OE_2, OE_3	
Datum	26.06.2012
Zeit	16:00 Uhr
Position	RW 4490959 HW 5672480
Wassertiefe	1,00 m
Wassertemp.	17 °C
Kernlängen	26 cm, 28 cm, 49 cm

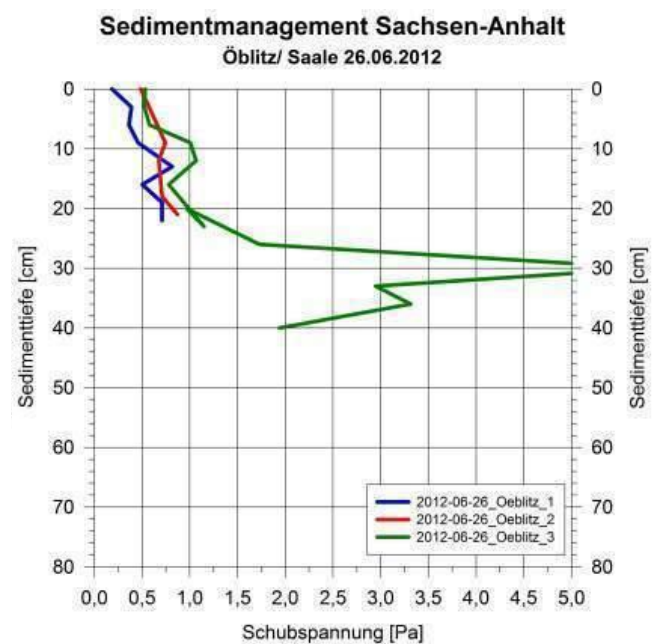
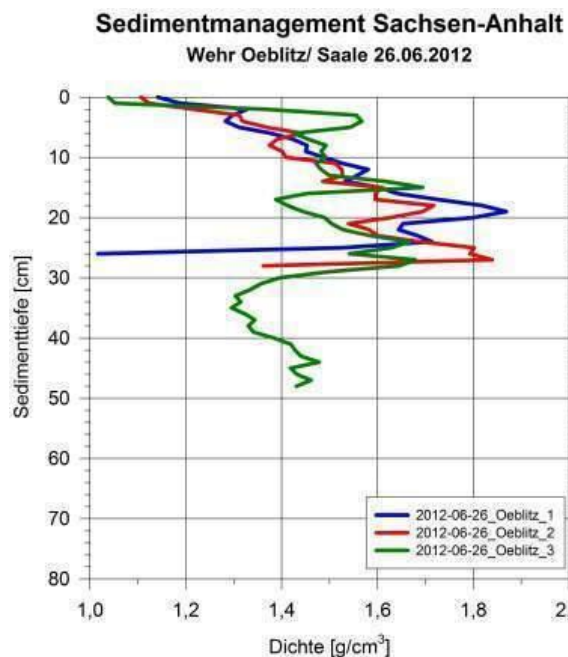
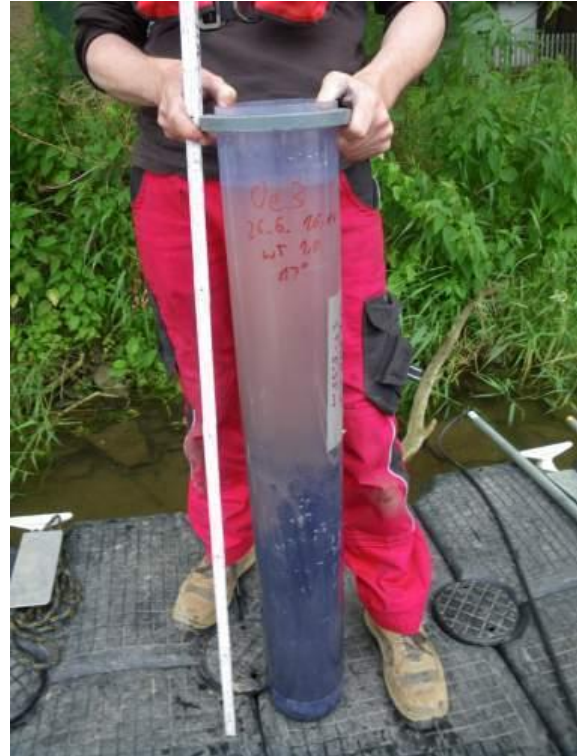


Abb. 5-57: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Oeblitz_1, Oeblitz_2 und Oeblitz_3.

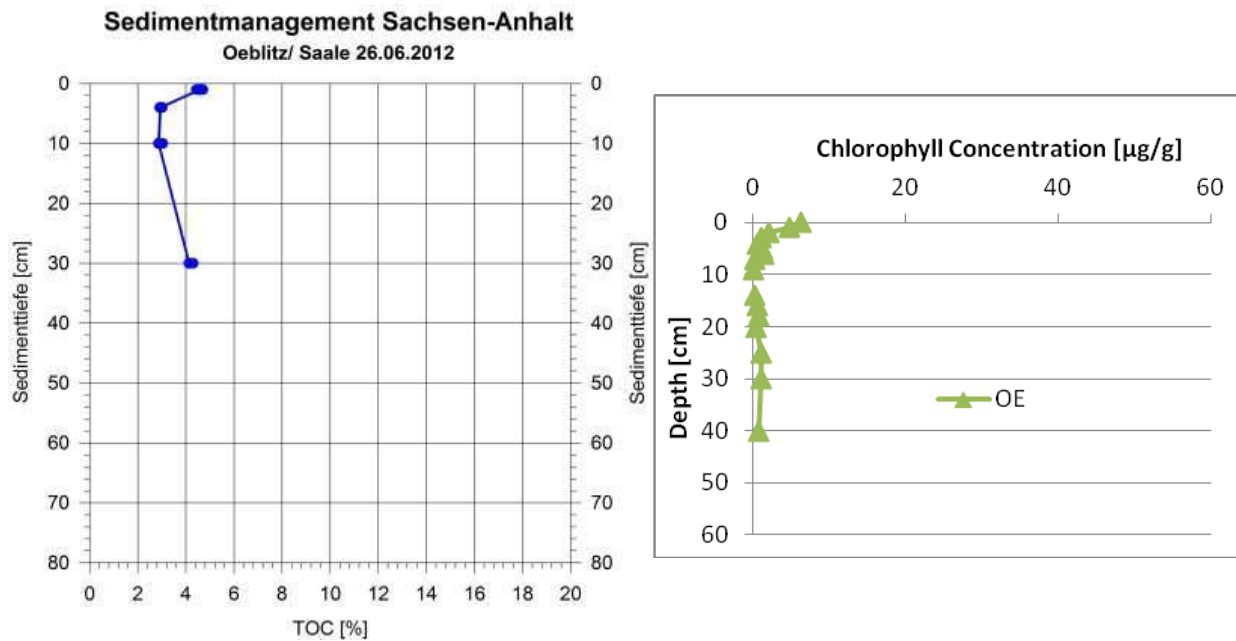


Abb. 5-58: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Oebnitz_4 gewonnenen Kernen.

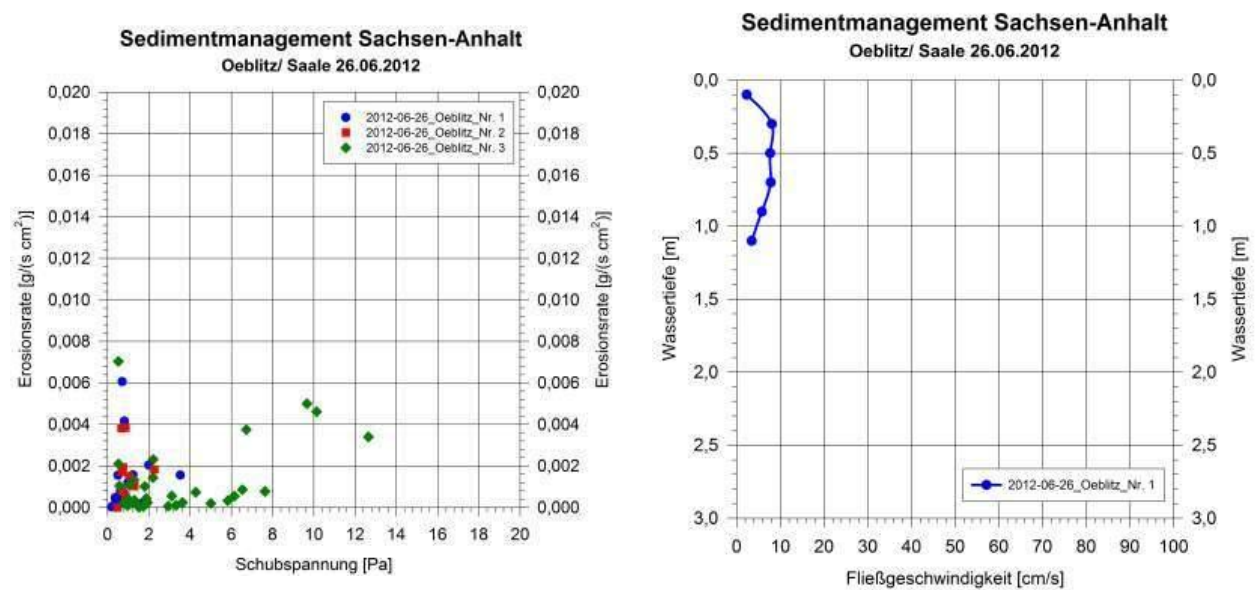
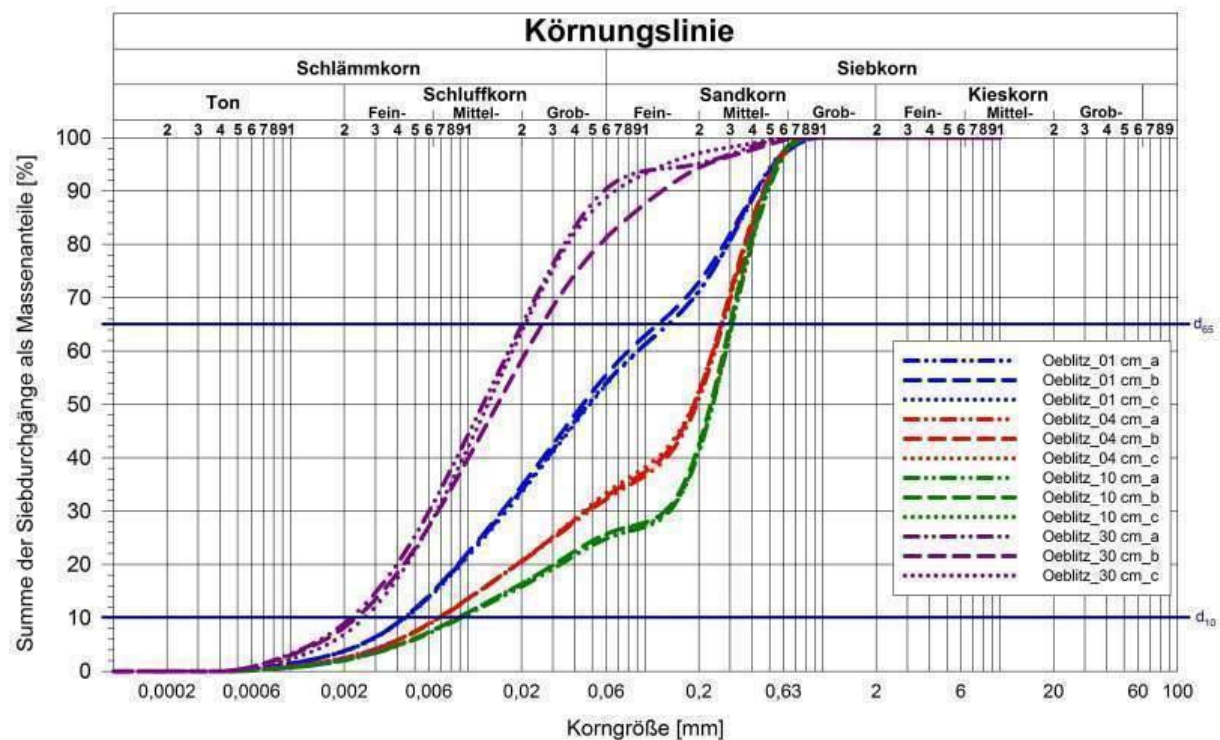


Abb. 5-59: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Oebnitz gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts; $h = 1,3 \text{ m}$) vor Ort.



Sedimentmanagement Sachsen-Anhalt Wehr Oebnitz/ Saale 26.06.2012

Abb. 5-60: Sieblinien des Sedimentkerns Oebnitz_4 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

5.5.2 Wehr Bad Dürrenberg

Tab. 5.15: Daten und Fotodokumentation der Messstelle Wehr Bad Dürrenberg in der Saale

Gewässer: Saale Messstelle: Wehr Bad Dürrenberg Probe Nr.: BD_2, BD_4	
Datum	27.06.2012
Zeit	09:30 Uhr
Position	RW 4504305 HW 5684359
Wassertiefe	1,00 m
Wassertemp.	17 °C
Kernlängen	64 cm, 36 cm



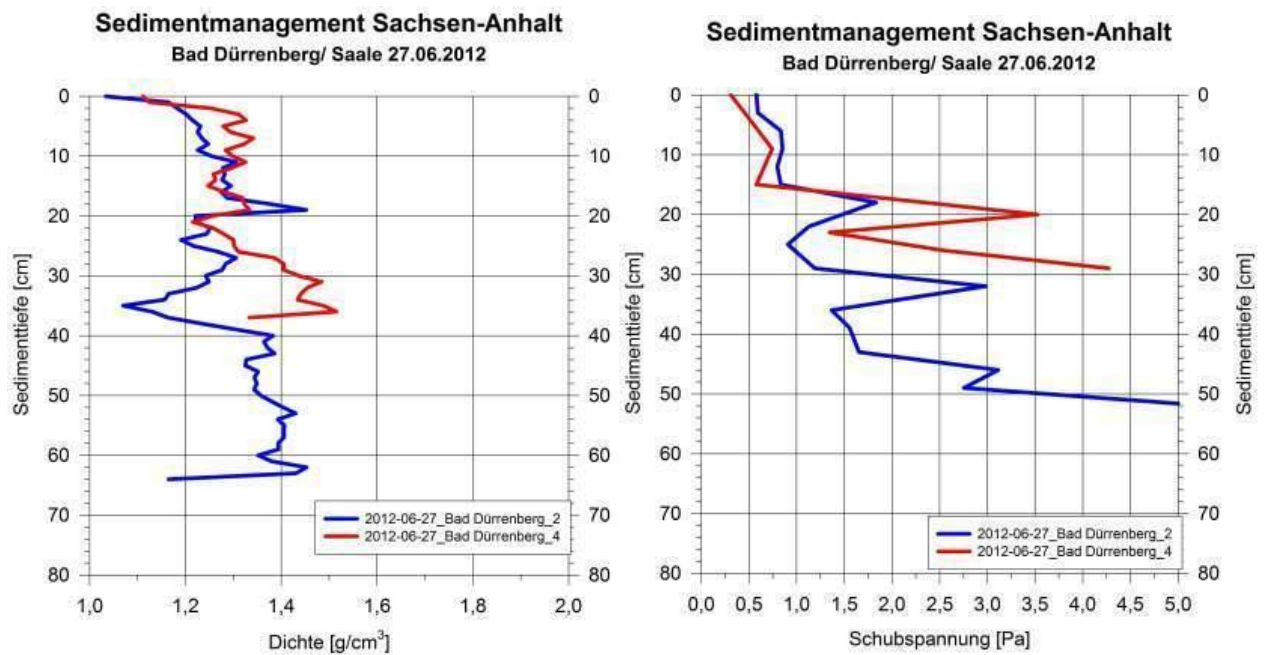


Abb. 5-61: Tiefenprofil der Lagerungsdichte (links) sowie der kritischen Sohlenschubspannung (rechts) der Sedimentkerne Bad Dürrenberg_2 und Bad Dürrenberg_4.

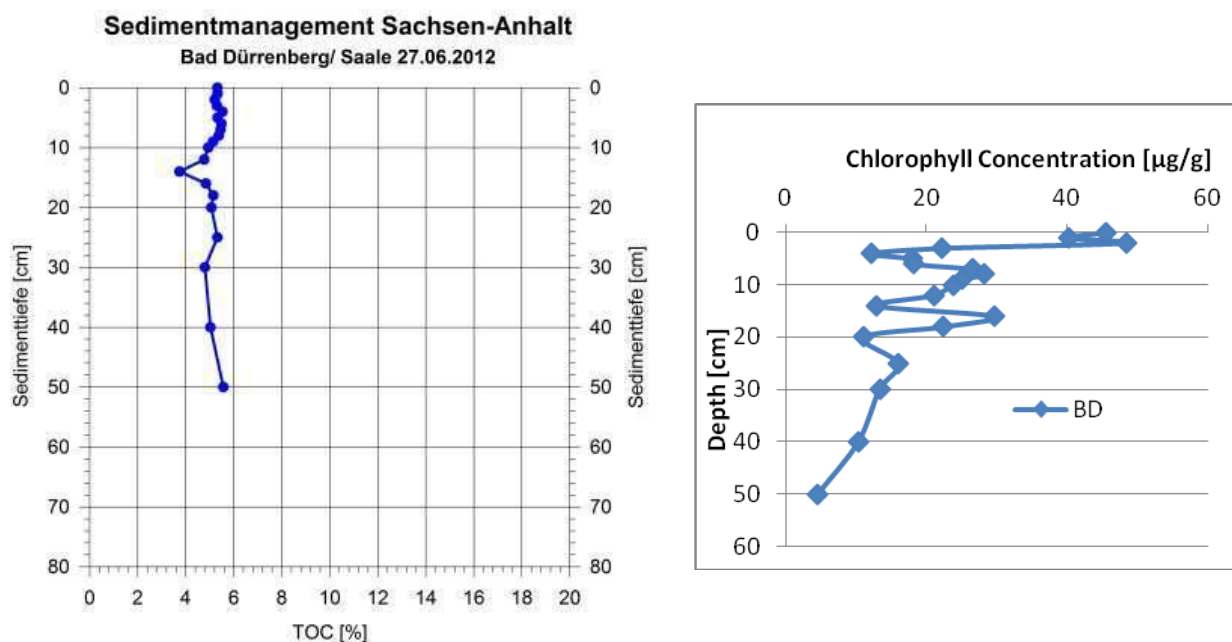


Abb. 5-62: TOC (total organic carbon) sowie Chlorophyllgehalt von Bodenproben aus den an der Messstelle Bad Dürrenberg_1 gewonnenen Kernen.

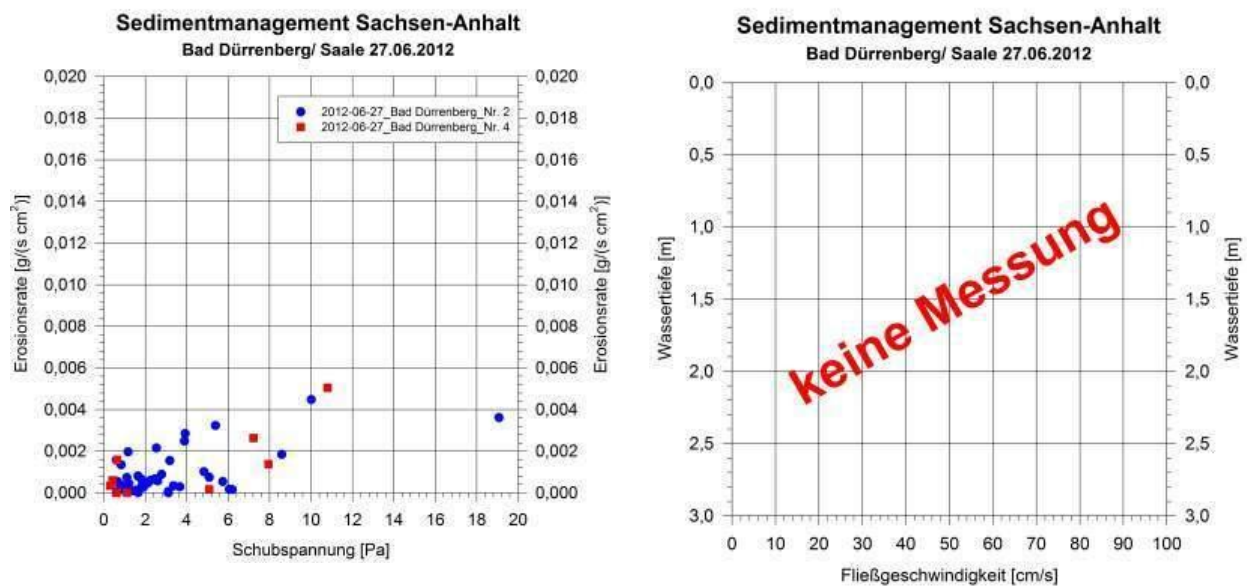


Abb. 5-63: Erosionsrate (links) von Bodenproben aus den an der Messstelle Bad Dürrenberg gewonnenen Kernen und Geschwindigkeitsmessungen (rechts) vor Ort.

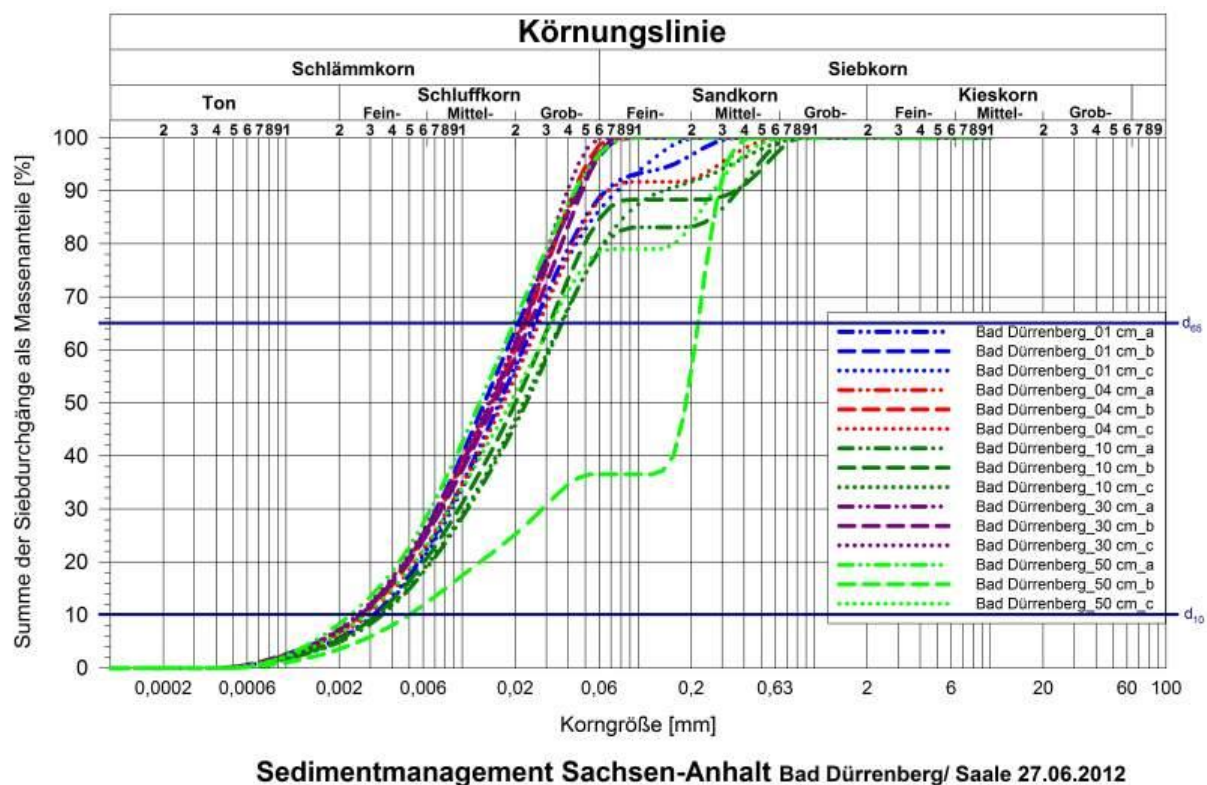


Abb. 5-64: Sieblinien des Sedimentkerns Bad Dürrenberg_1 in unterschiedlichen Tiefenlagen (jeweils drei Analysen)

6 Bewertung der Ergebnisse bezüglich des Resuspensionsrisikos

Im Kapitel 5 sind die Messergebnisse und Analysen für die einzelnen Probenahmeorte dokumentiert, ohne dass eine Bewertung erfolgt. Im Folgenden wird nun eine Gegenüberstellung der Ergebnisse der jeweils analysierten Messwerte untereinander vorgenommen, um schließlich zu einer Aussage hinsichtlich des Resuspensionsrisikos zu gelangen.

6.1 Lagerungsdichte

In den Abbildungen 6.1 bis 6.3 sind die einzelnen Lagerungsdichten der dreizehn auswertbaren Messorte direkt gegenübergestellt, um in einem visuellen Vergleich die unterschiedlichen tiefenabhängigen Werte qualitativ und quantitativ zu erfassen.

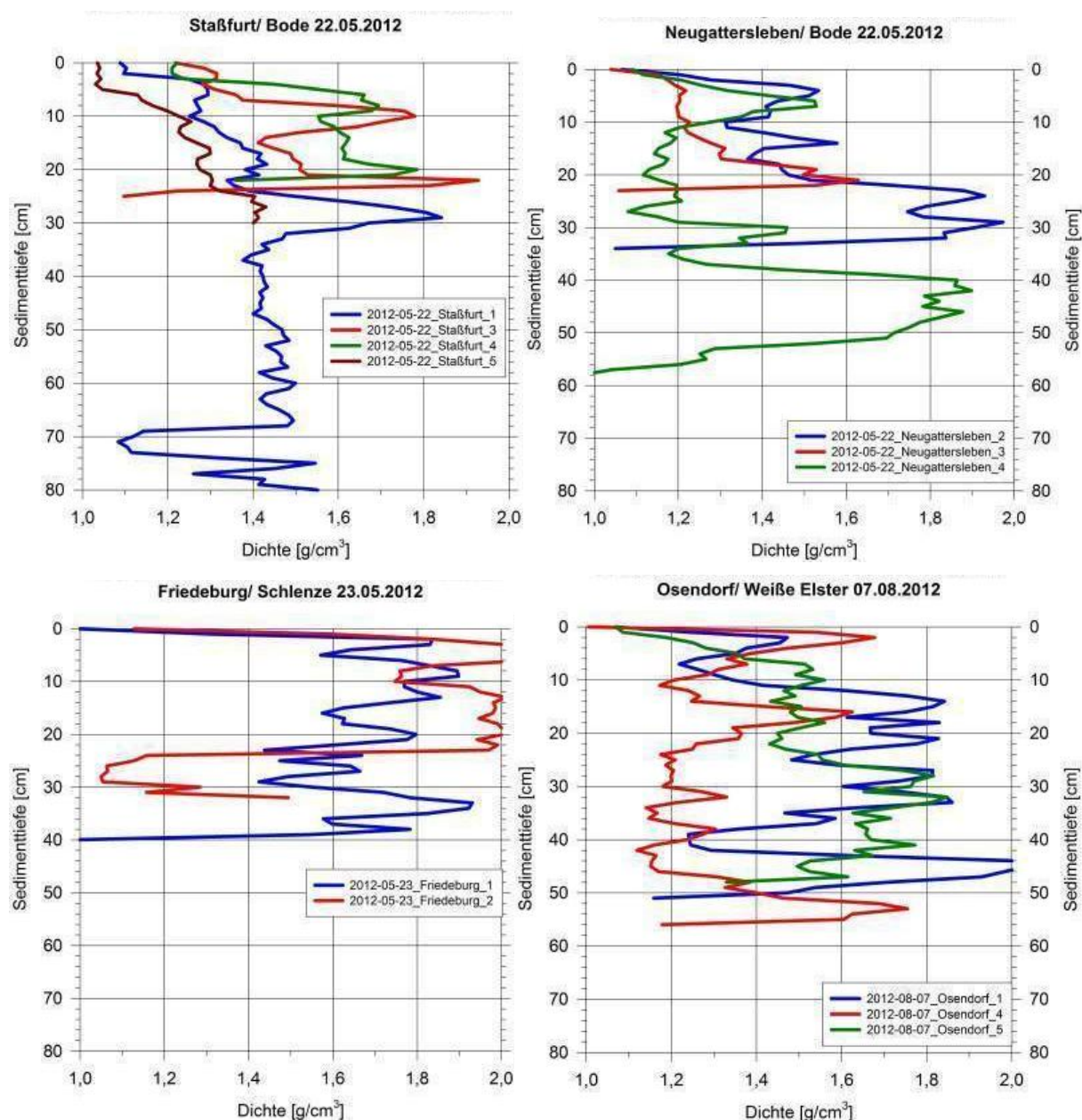


Abb. 6-1: Gegenüberstellung der Lagerungsdichten der Bode, Schlenze, Weißen Elster.

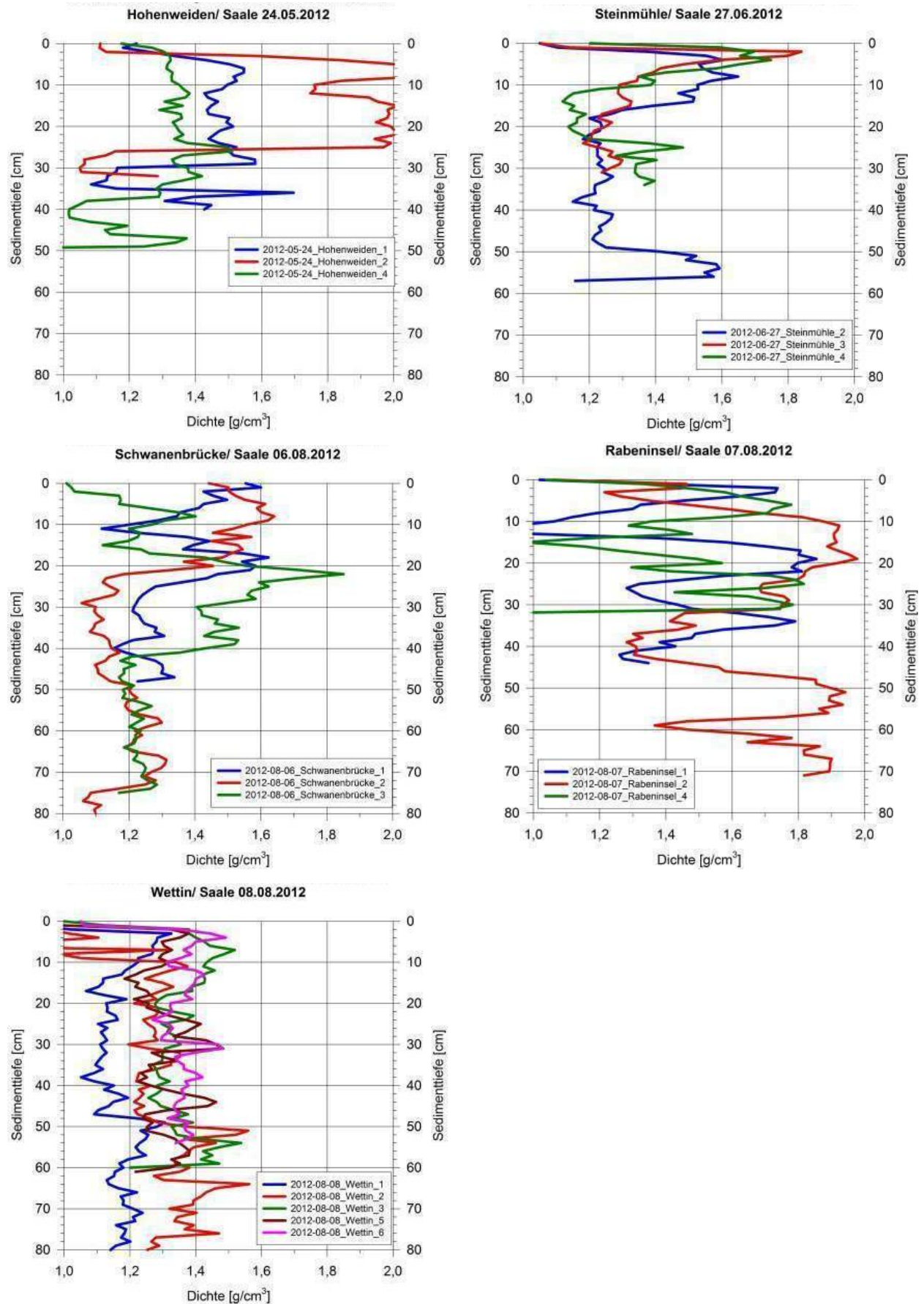


Abb. 6-2: Gegenüberstellung der Lagerungsdichten in den Saale-Nebengewässern.

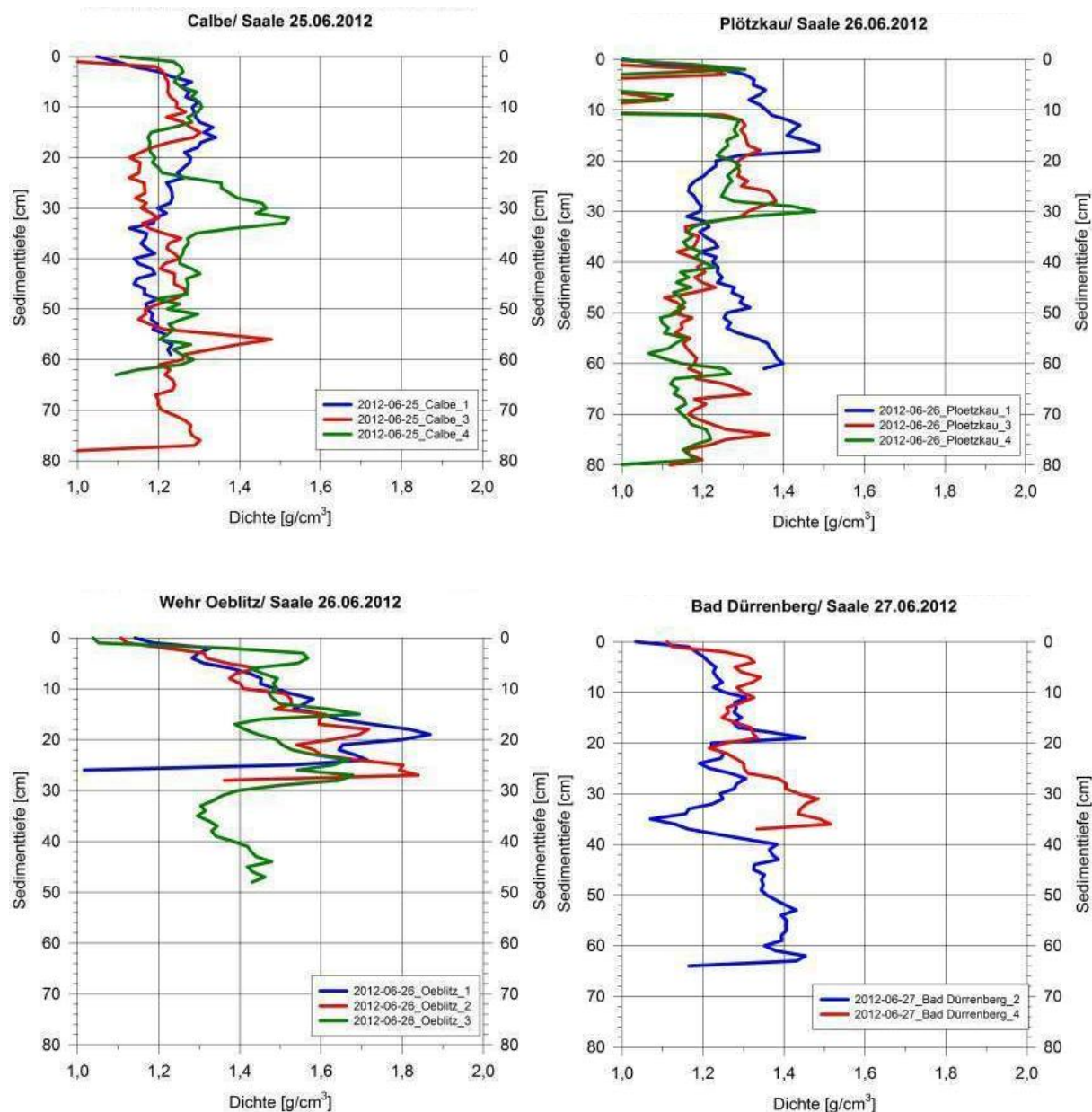


Abb. 6-3: Gegenüberstellung der Lagerungsdichten in der Saale sowie Altgewässern.

Aus dem unmittelbaren Vergleich aller Analyseergebnisse der Lagerungsdichte sämtlicher Sedimentkerne lassen sich folgende grundsätzliche Aussagen ableiten:

- Gewässerbereiche, in denen über längere Zeit keine größere Fließdynamik auftritt, sind durch einen homogenen Verlauf der vertikalen Lagerungsdichte der Sedimente charakterisiert. Dies ist im oberen Bereich einiger Profile zunächst nicht zu erkennen, zeigt sich jedoch mit zunehmender Tiefe immer deutlicher. Hierzu zählen der Staubeereich von Staßfurt/ Bode (Abbildung 6.1), die Saale-Nebenstrukturen Hohenweiden, Steinmühle, Schwanenbrücke und Wettin (alle Abbildung 6.2) sowie insbesondere die Saale-Altarme Calbe und Plötzkau und die Bereiche an den Schleusen der Wehre Oebnitz und Bad Dürrenberg (alle Abbildung 6.3). Als Sonderfall muss das Wehr Oeb-

litz genannt werden, da sich dort die beschriebene Charakteristik aus der Grafik nicht ablesen lässt. Im Bereich des Wehres waren jedoch kurz vor der Sedimentkernentnahme Baggerungen durchgeführt worden, so dass der Verlauf der Lagerungsdichte irreführend ist und nicht den dort zu erwartenden Verhältnissen entsprechen dürfte.

- In Gewässerstrecken mit größerem Durchfluss bzw. größerer Abflussdynamik weisen die Vertikalprofile der Lagerungsdichte hohe Schwankungen und grundsätzlich deutlich größere Werte auf. In diesen Bereichen treten Fluktuationen des Abflusses mit einer größeren Frequenz auf, wodurch auch gröbere Fraktionen transportiert und in die Gewässerstrecken eingetragen werden. Darüber hinaus kommt es in deutlich kürzeren zeitlichen Abständen zu Durchmischungen der Sohle, auch bis in größere Tiefen, so dass eine Konsolidierung von Feinanteilen nicht erkennbar ist. Diese Charakteristik findet sich an den Messstellen Neugattersleben/ Bode, Friedeburg/ Schlenze und Osendorf/ Weiße Elster (alle Abbildung 6.1) sowie Rabeninsel/ Saale-Nebenstruktur (Abbildung 6.2).
- An der Messstelle Friedeburg/ Schlenze sind keine Feinmaterialakkumulationen vorzufinden. Das Gefälle, die Geschwindigkeit und die resultierende Schubspannung in diesem Bereich sind so groß, dass Feinanteile kaum mehr in der Sohle vorzufinden sind, sondern vielmehr bereits von einer Deckschichtbildung auszugehen ist. Dies gilt in ähnlicher Weise auch für die Messstellen Hohenerxleben/ Bode sowie Hubschütz Döllnitz/ Weiße Elster, bei denen keine Sedimentkernentnahme mit den Kunststoffrohren möglich war, da das anstehende Material zu grob ist.

6.2 Korngröße

In den Abbildungen 6.4 bis 6.7 sind die Körnungslinien der 13 auswertbaren Messorte direkt gegenübergestellt, so dass wiederum ein direkter Vergleich der Analysewerte möglich ist.

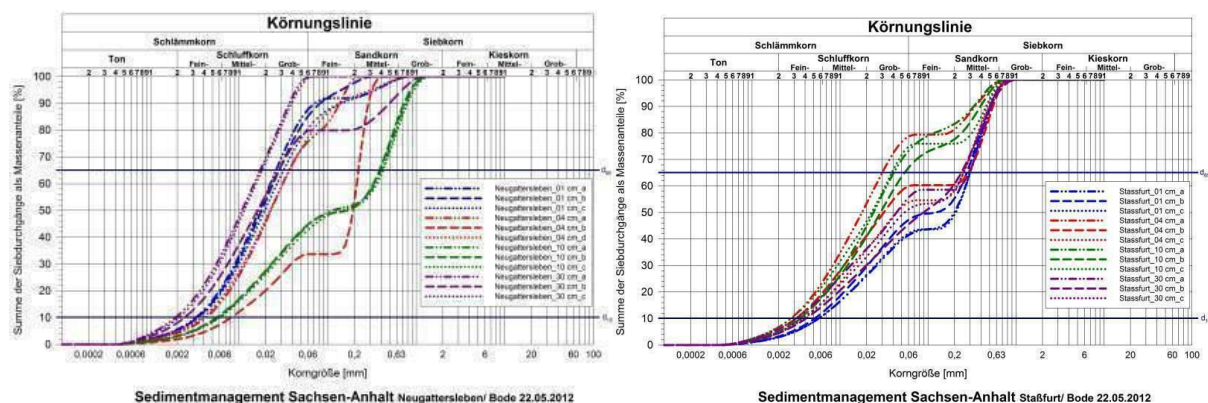


Abb. 6-4: Gegenüberstellung der Korngrößenverteilungen an der Bode (Messstellen Staßfurt und Neugattersleben).

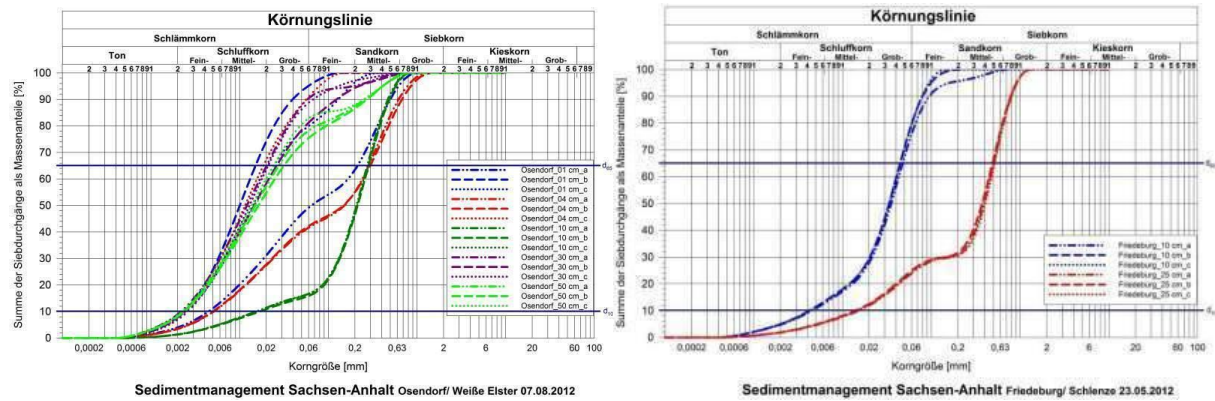


Abb. 6-5: Gegenüberstellung der Korngrößenverteilung an der Schlenze und Weißen Elster

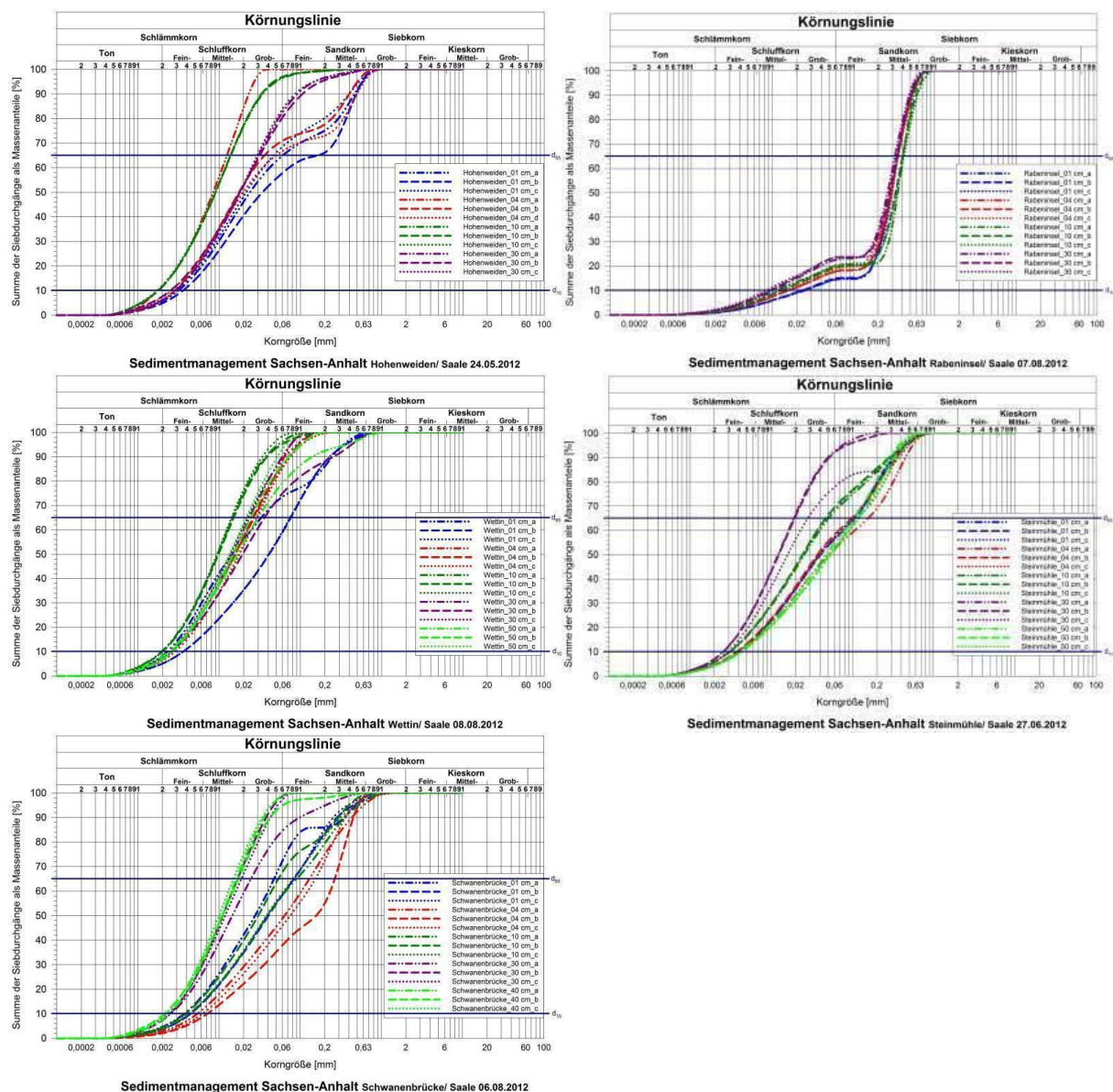


Abb. 6-6: Gegenüberstellung der Korngrößenverteilung an den Saale-Nebenstrukturen

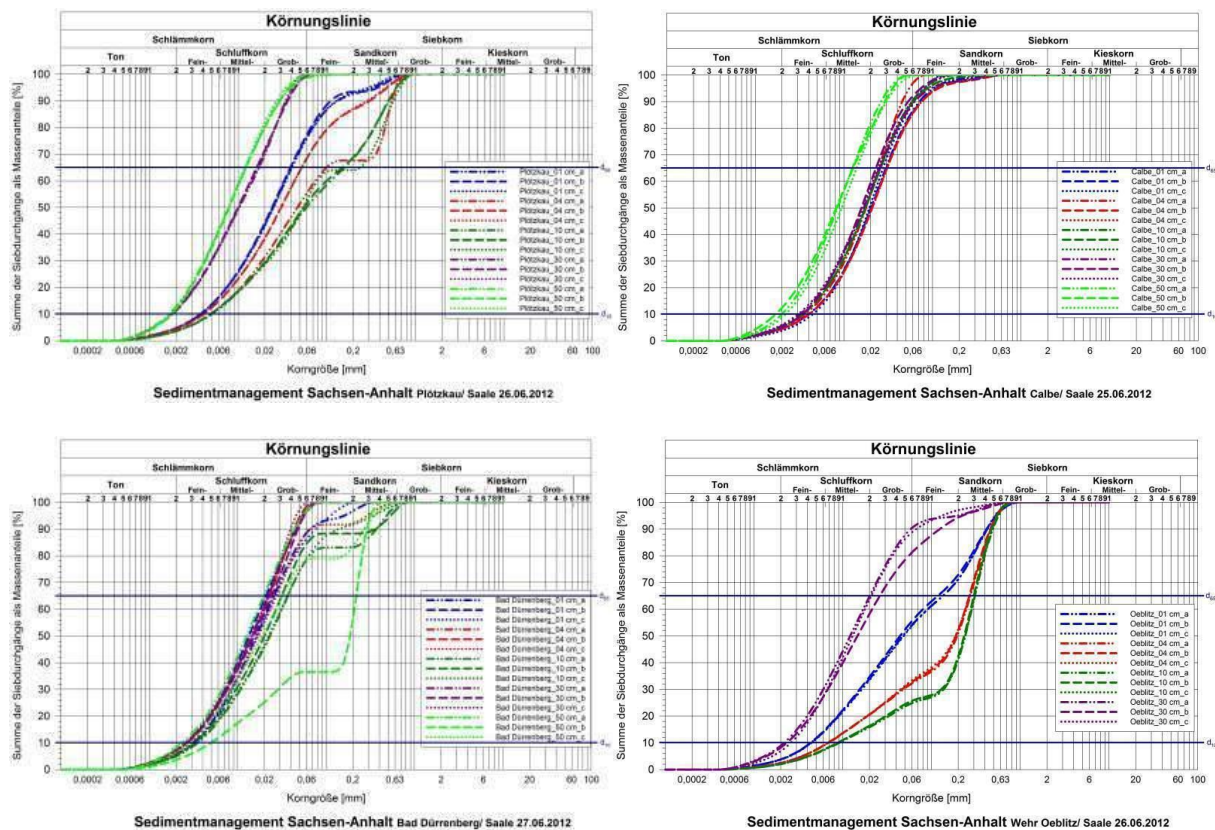


Abb. 6-7: Gegenüberstellung der Korngrößenverteilungen in der Saale sowie Altgewässern.

Die Korngrößenverteilungen bestätigen die im Kapitel 6.1 beschriebene Charakterisierung der einzelnen Fließgewässerstrecken in wenig dynamische, dynamische und hoch dynamische Abschnitte. Wenig dynamisch bzgl. der Abflusssituation sind u.a. die beiden Altarme bei Calbe und Plötzkau (Abbildung 6.7, oben). Die Kornverteilungen weisen einen sehr hohen Schluffanteil auf, für Calbe rund 90% und für Plötzkau ca. 80%, wobei der Schluffanteil im tieferen Teil des Kerns auf 100% ansteigt. Der geringste Schluffanteil findet sich hingegen in der Sedimentprobe an der Messstelle Rabeninsel (Abbildung 6.6, rechts), bei der nur rund 20% der Gesamtprobe kleiner als 0,063 mm sind. Gleichermäßen weist der Sedimentkern Friedeburg/ Schlenze einen Feinanteil < 0,063 mm von unter 30% auf. Insbesondere für diese beiden Messstellen stellt dies ein weiteres Indiz dafür dar, dass in hinreichenden zeitlichen Abständen erhöhte Abflussbedingungen auftreten, bei denen die Feinanteile aus der Sohle ausgetragen und resuspendiert werden.

6.3 Chlorophyll a

Chlorophyll ist eine Klasse von Farbstoffen, die von Organismen gebildet werden, die Photosynthese betreiben. Nachweisbare Chlorophyll-Konzentrationen weisen auf die Aktivität von Pflanzen oder Algen hin. Nachdem die Photosynthese-Aktivität von Organismen proportional zu der Lichtintensität ist, weist ein typischer vertikaler Konzentrationsverlauf von Chloro-

phyll a ein ausgesprochenes Maximum an und nahe der Sedimentoberfläche auf und nimmt dann mit zunehmender Tiefe rasch ab. Signifikante Chlorophyll a-Konzentrationen in tiefer liegenden Sedimentschichten wären als Indiz für eine wiederkehrende Durchmischung der Sohle zu werten.

Die Abb. 6-8 bis Abb. 6-11 stellen die Chlorophyll a-Tiefenprofile aller Messorte dar. Neben den Messorten Hohenerxleben/ Bode und Hubschütz Döllnitz/ Weiße Elster, an denen keine Beprobungen durchgeführt werden konnten, liegt auch für Staßfurt/ Bode keine Angabe zu Chlorophyll a-Konzentrationen vor, da bei der Probenaufbereitung zu viel Zeit verging und durch lang einwirkendes Licht die Werte derart verändert wurden, dass keine plausible Aussage mehr ableitbar ist.

Die vertikalen Konzentrationsverläufe für Neugattersleben und Friedeburg entsprechen der grundsätzlichen Erwartung eines Chlorophyll a-Maximums an bzw. nahe der Oberfläche sowie der stetigen Abnahme über die Tiefe (Abb. 6-8). Die Probe Osendorf ist dagegen durch eine sehr geringe Konzentration an der Oberfläche und den raschen Rückgang auf nahezu Null gekennzeichnet (Abb. 6-9).

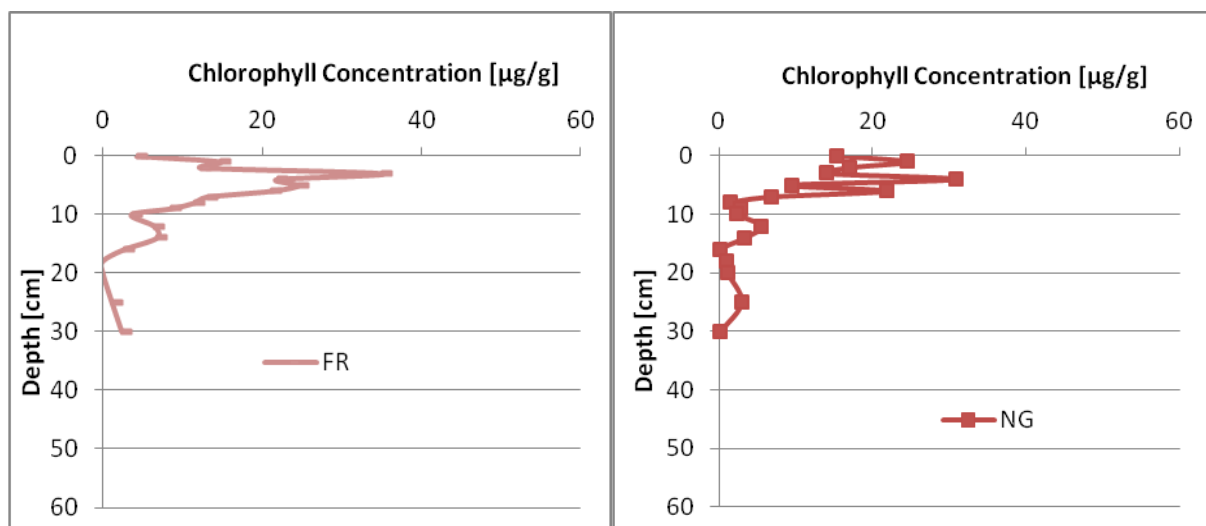


Abb. 6-8: Gegenüberstellung der Chlorophyll a Konzentrationen der Bode (NG = Neugattersleben), Schlenze (FR = Friedeburg)

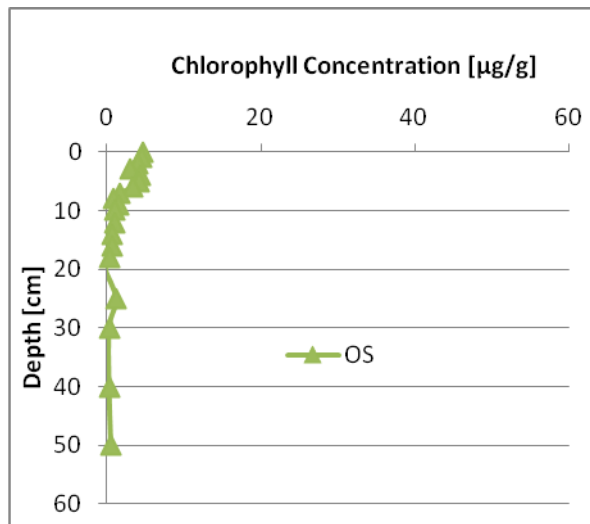


Abb. 6-9: Chlorophyll a Konzentration an der Weißen Elster (OS = Osendorf).

Während an den Probenahmeorten Hohenweiden, Schwanenbrücke und Wettin, zumindest an der Sedimentoberfläche, noch erhöhte Chlorophyll a-Konzentrationen nachweisbar sind, lässt sich für die Messstellen Steinmühle und Rabeninsel keine nennenswerte Konzentration feststellen. Allen Proben gleich ist die Charakteristik, dass unmittelbar unter der obersten Sedimentschicht die Konzentration sehr schnell auf nahezu Null zurückgeht. Dies ist grundsätzlich dahingehend zu deuten, dass vertikale Umlagerungen nicht oder nur in geringem Umfang stattfinden.

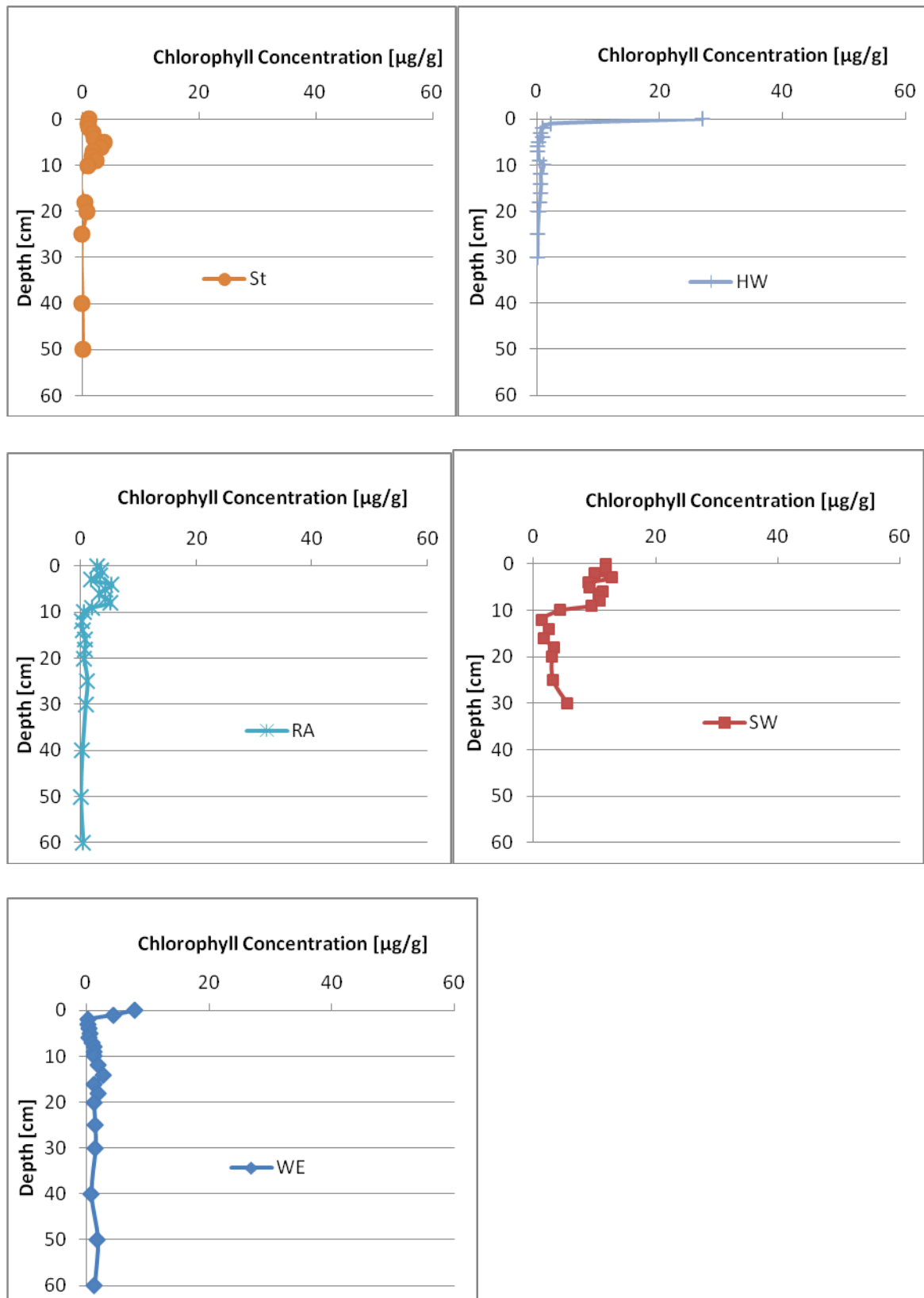


Abb. 6-10: Gegenüberstellung der Chlorophyll a-Konzentrationen in den Nebenstrukturen der Saale (HW = Hohenweiden, St = Steinmühle, SW = Schwanenbrücke, RA = Rabeninsel, WE = Wettin).

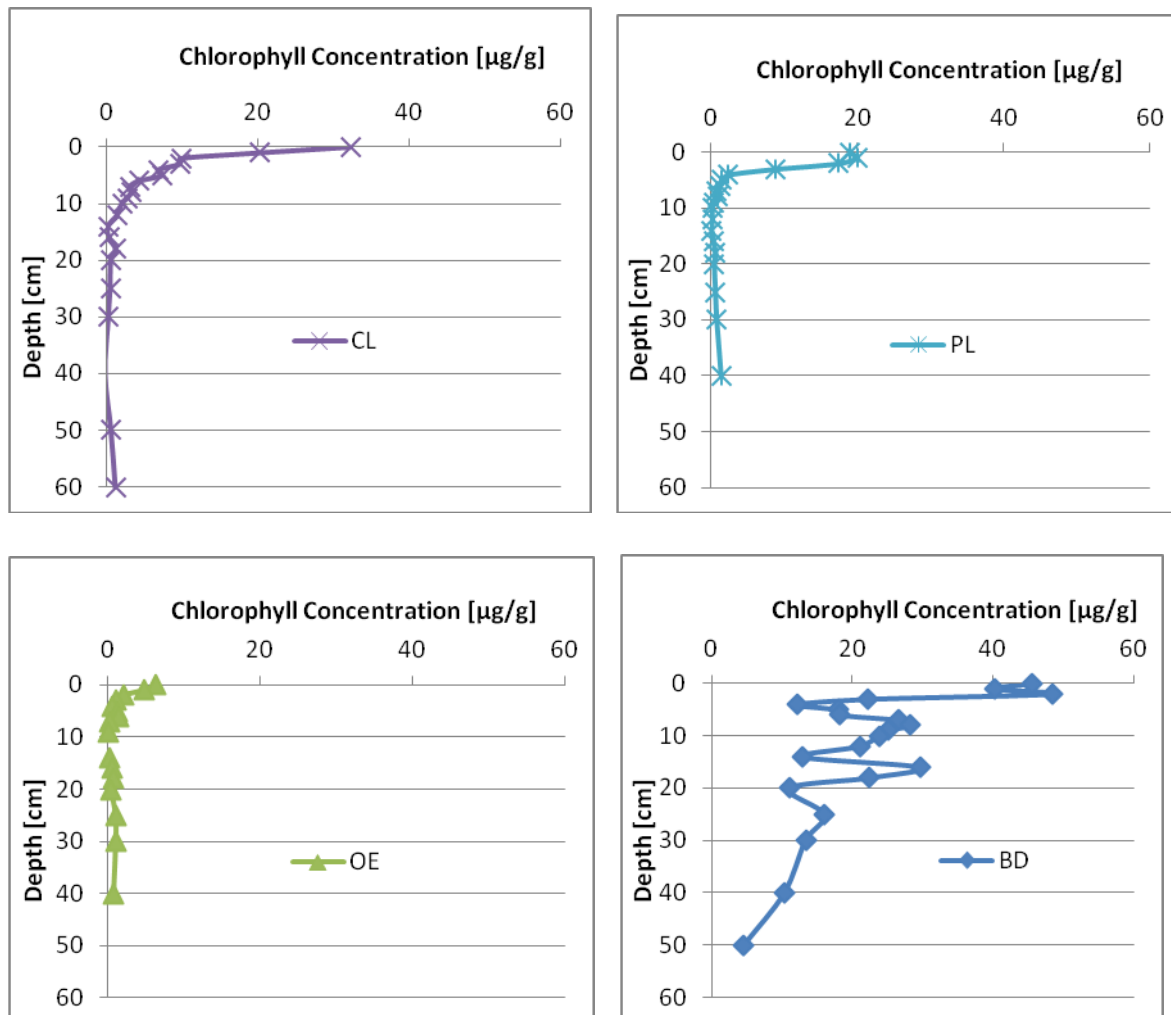


Abb. 6-11: Gegenüberstellung der Chlorophyll a-Konzentrationen in der Saale sowie Altgewässern (CL = Calbe, PL = Plötzkau, OE = Oebitz, BD = Bad Dürrenberg).

Sowohl die Konzentrationsverläufe von Calbe als auch von Plötzkau zeigen eine Charakteristik, wie sie den grundsätzlichen Erwartungen für ungestörte Verhältnisse entsprechen: Dem ausgeprägten Maximum an der Sedimentoberfläche folgt ein mehrere Zentimeter starker Übergangsbereich mit einem großen aber sehr stetigen Gradienten, der die Konzentration auf nahezu Null zurückführt, die dann über die weitere Tiefe nahezu konstant bleibt. Hinweise auf eine Durchmischung finden sich hier insofern nicht. Die Probe Oebitz folgt zwar exakt der gleichen Charakteristik, jedoch mit einem signifikant geringeren Maximum. Die Probe Bad Dürrenberg weist auf eine sehr starke Durchmischung bis in große Tiefen hin. Dies könnte z. B. durch Schraubstrahleinwirkung im Bereich der Schleuse bedingt sein.

6.4 TOC

Der TOC (total organic carbon) ist ein Summenparameter für den Gehalt an organischen Inhaltsstoffen in einer Probe. Dabei wird sowohl der gelöste als auch der partikulär vorlie-

gende Kohlenstoff erfasst. Dies umfasst Pflanzenmaterial und Algen ebenso wie z. B. schwer abbaubare organische Substanzen. Der TOC kann sehr schnell und mit kleinen Probenmengen ermittelt werden, indem die Wasserinhaltsstoffe verbrannt und die entstehenden Kohlendioxidmengen durch Infrarotspektroskopie ermittelt werden. Die Abb. 6-12 bis Abb. 6-14 stellen die vertikalen TOC-Verläufe aller Messorte dar.

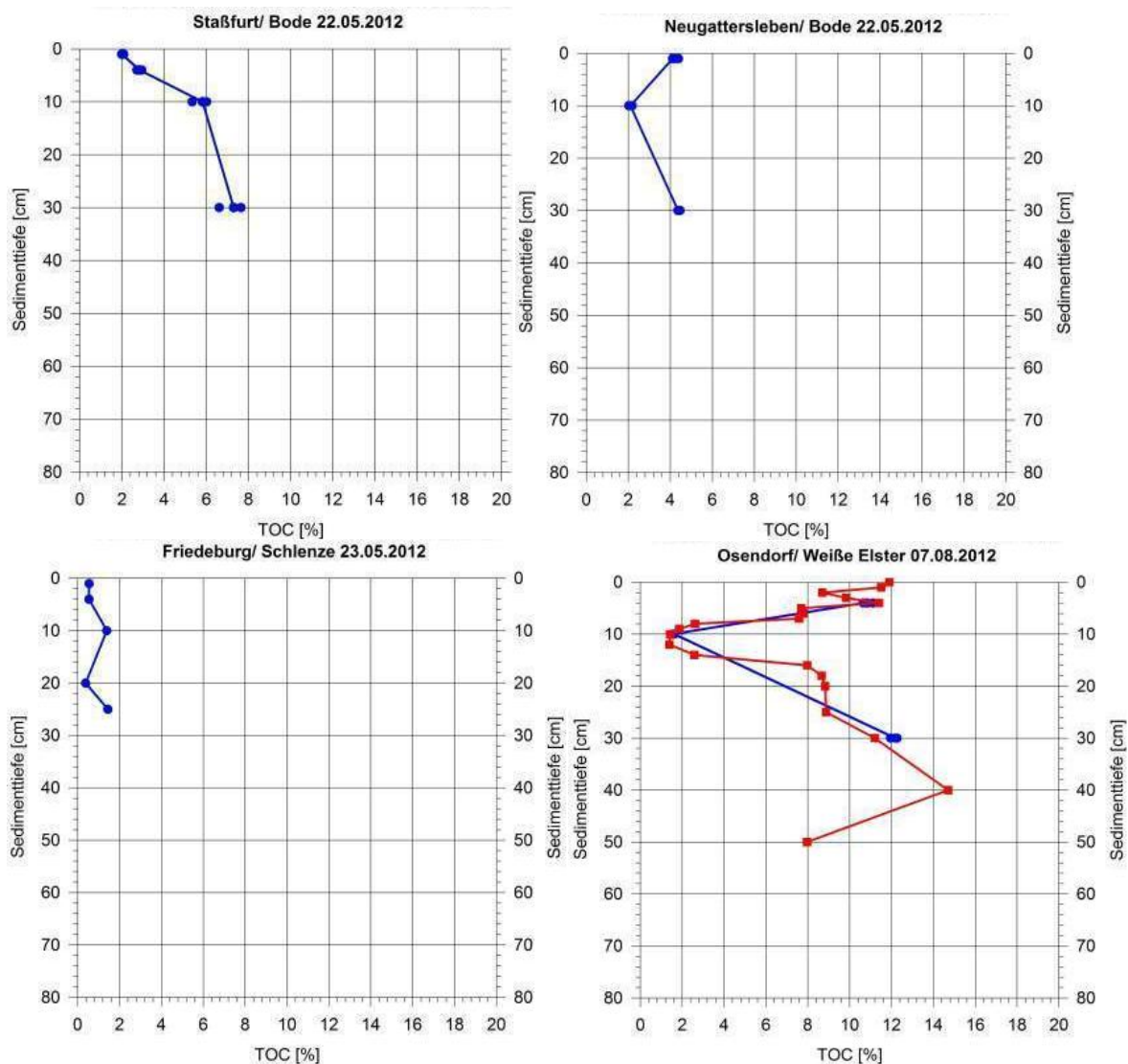


Abb. 6-12: Gegenüberstellung der TOC-Konzentrationen der Bode (Staßfurt, Neugattersleben), Schlenze (Friedeburg) und Weißen Elster (Osendorf).

Die vertikalen TOC-Konzentrationsverläufe an den einzelnen Messorten unterscheiden sich deutlich und korrelieren nicht mit den Chlorophyll a-Konzentrationen, die zumindest einen Hinweis auf das Vorhandensein organischen Materials geben. Während bei Friedeburg/Schlenze die Chlorophyll a-Konzentration eher höher liegt, ist der TOC-Verhältniswert sehr niedrig. Umgekehrt sind die Chlorophyll a-Konzentrationen für Osendorf/ Weiße Elster annähernd Null, die TOC-Werte jedoch die höchsten innerhalb aller beprobten Standorte. Eine vertiefte Analyse muss hier die chemischen Analysen der Firma G.E.O.S. einbeziehen, die Aufschluss über entsprechende organische Verbindungen geben.

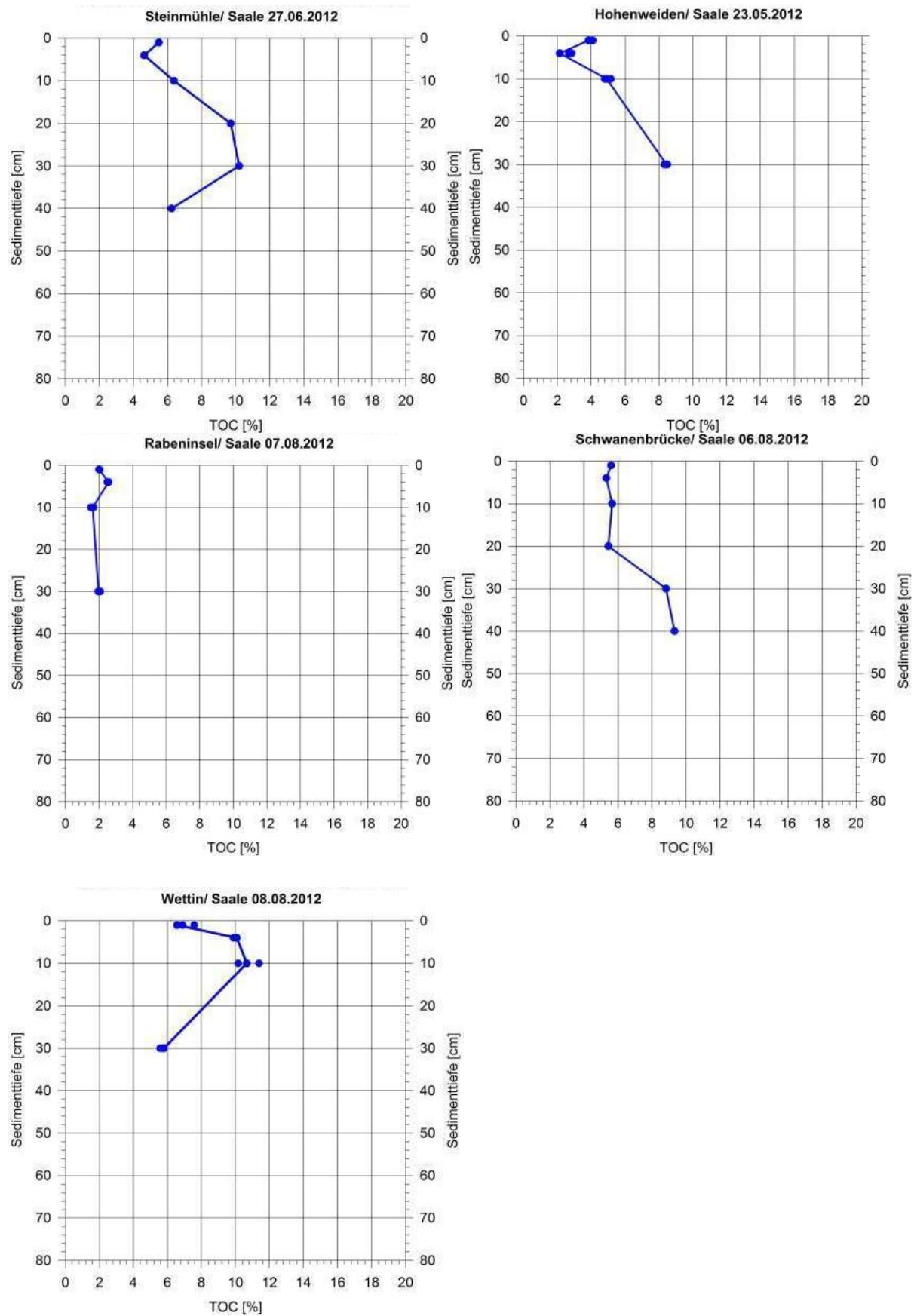


Abb. 6-13: Gegenüberstellung der TOC-Konzentrationen in den Saale-Nebengewässern.

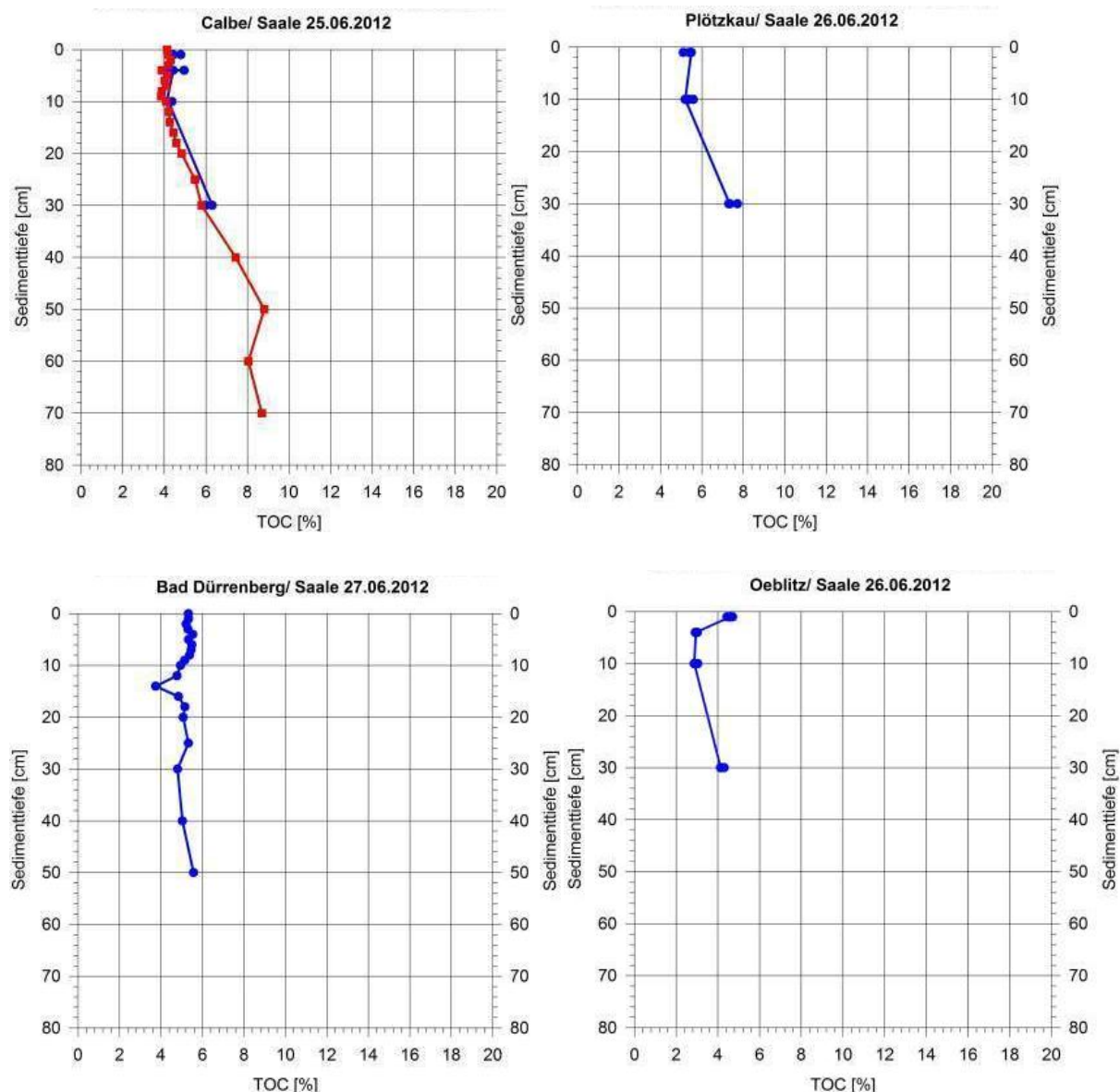


Abb. 6-14: Gegenüberstellung der TOC-Konzentrationen in der Saale sowie Altgewässern.

Grundsätzlich scheinen die vertikalen TOC-Konzentrationsverläufe eine Identifizierung von Kohlenstoffsenken zuzulassen. Sowohl der Stauraum Staßfurt (Abb. 6-12, links oben) als auch die beiden Altarme Calbe/ Saale und Plötzkau/ Saale (beide in Abb. 6-14, oben) zeigen einen Anstieg der TOC-Werte mit zunehmender Sedimenttiefe an. Nachdem die Chlorophyll a Konzentration in Tiefen größer als 20 cm keine Rolle mehr spielt, müssen die TOC-Werte mit organischen Verbindungen im Zusammenhang stehen. Ein derartiger zu beobachtender Anstieg weist auf eine Akkumulation in den größeren Tiefschichten hin. Dies ist tendenziell auch bei den Saale-Nebenstrukturen erkennbar, die einen wenig dynamischen Abfluss aufweisen, d. h. alle in Abb. 6-13 dargestellten Bereiche bis auf die Messstelle Rabeninsel.

Eine endgültige Bewertung setzt die Einbeziehung der chemischen Analysen voraus.

6.5 Kritische Sohlschubspannung τ_{crit} (SETEG)

Eine für das Resuspensionsrisiko maßgebliche Größe stellt die kritische Sohlschubspannung τ_{crit} dar, da diese den Bewegungsbeginn der abgelagerten Sedimente repräsentiert. Bei großen τ_{crit} -Werten ist die Sohle weniger erosionsgefährdet, während kleine τ_{crit} -Werte auf eine leichte Erodierbarkeit und einen erhöhten Sedimentabtrag schließen lassen.

Die Abb. 6-15 bis Abb. 6-17 verdeutlichen die mittels des SETEG-Systems (vgl. Kapitel 3.2) ermittelten tiefenabhängigen Werte der kritischen Sohlschubspannung für alle Messstellen.

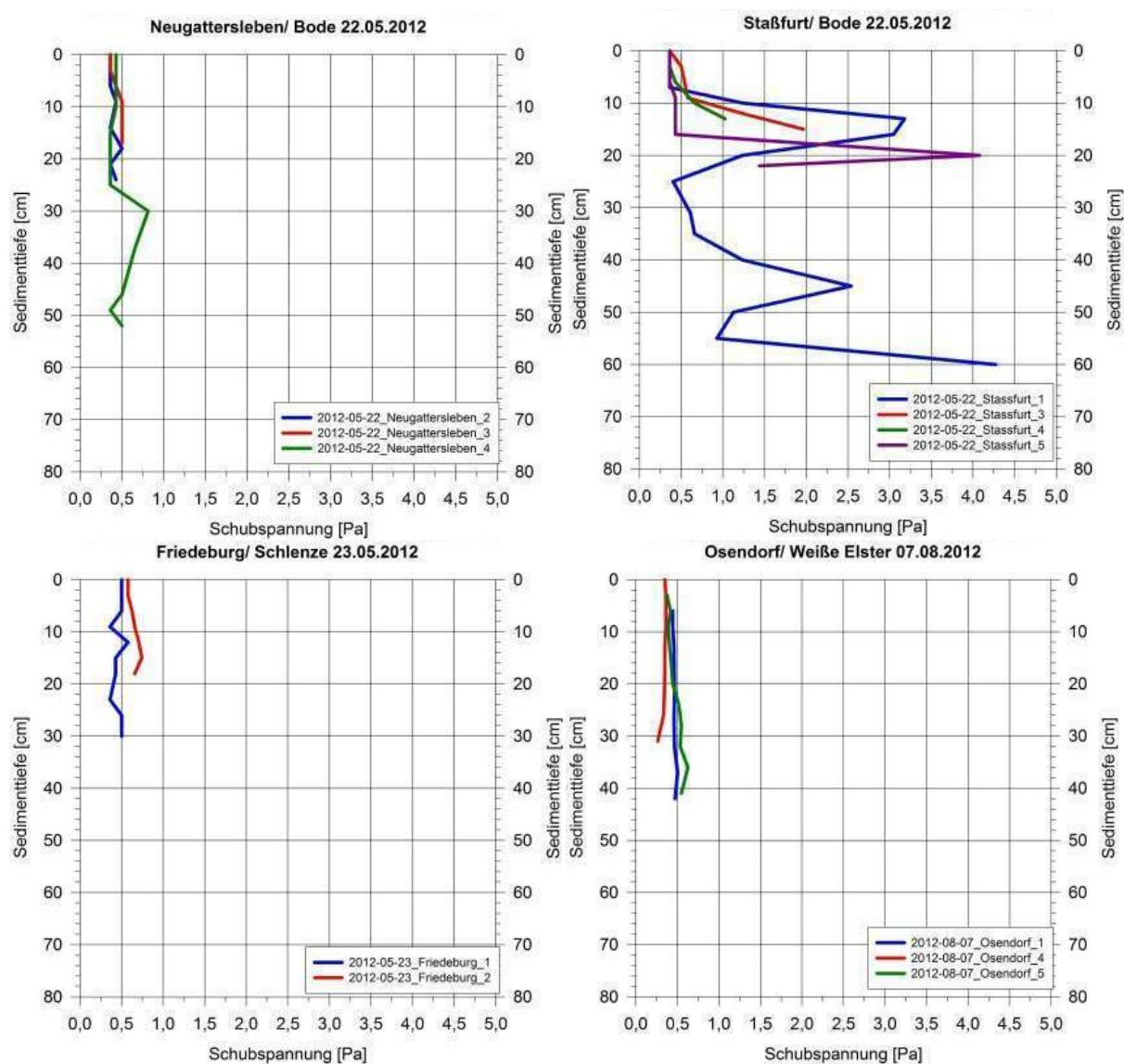


Abb. 6-15: Gegenüberstellung der τ_{crit} -Werte der Bode, Schlenze und Weißen Elster.

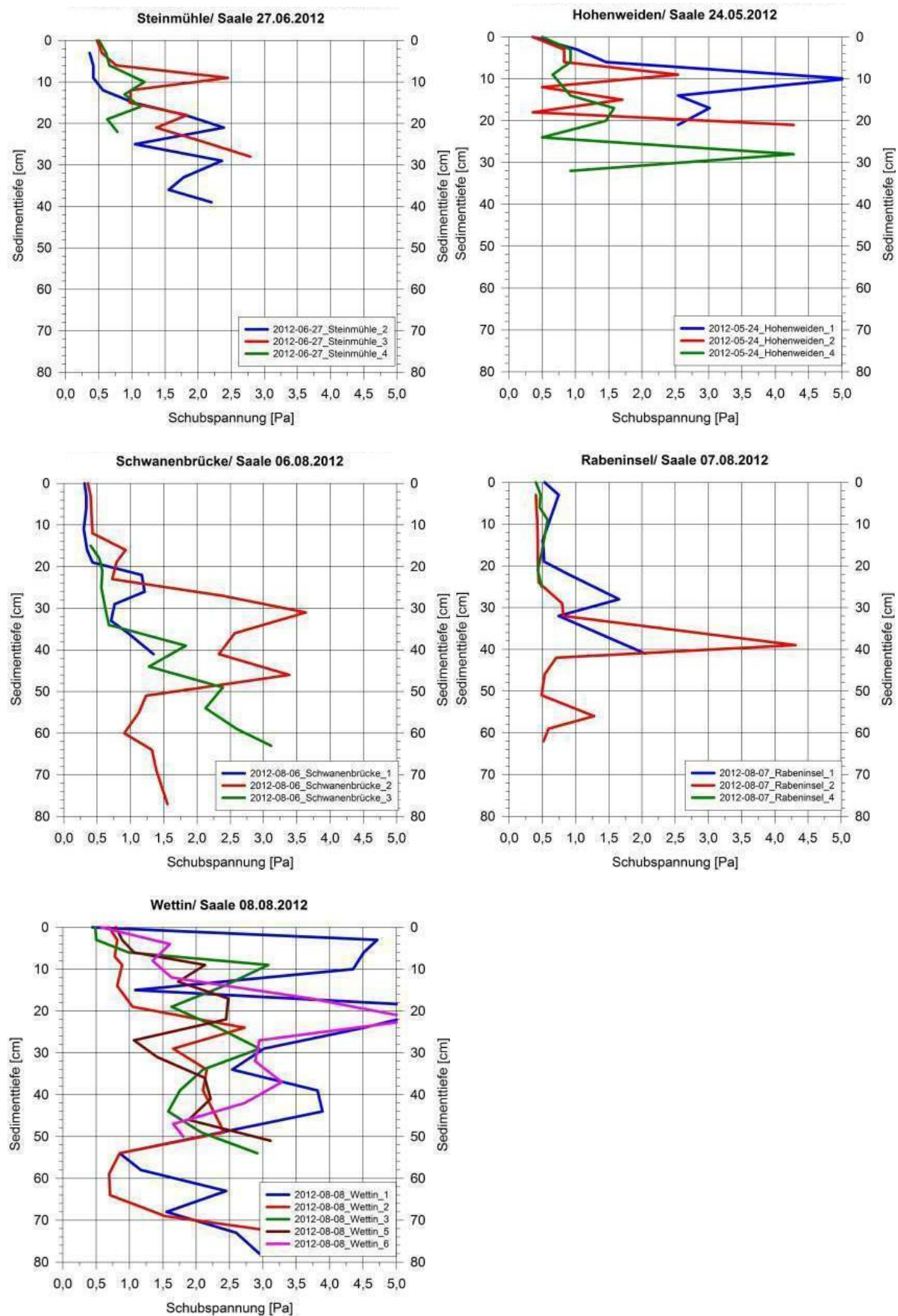


Abb. 6-16: Gegenüberstellung der τ_{crit} -Werte in den Saale-Nebengewässern.

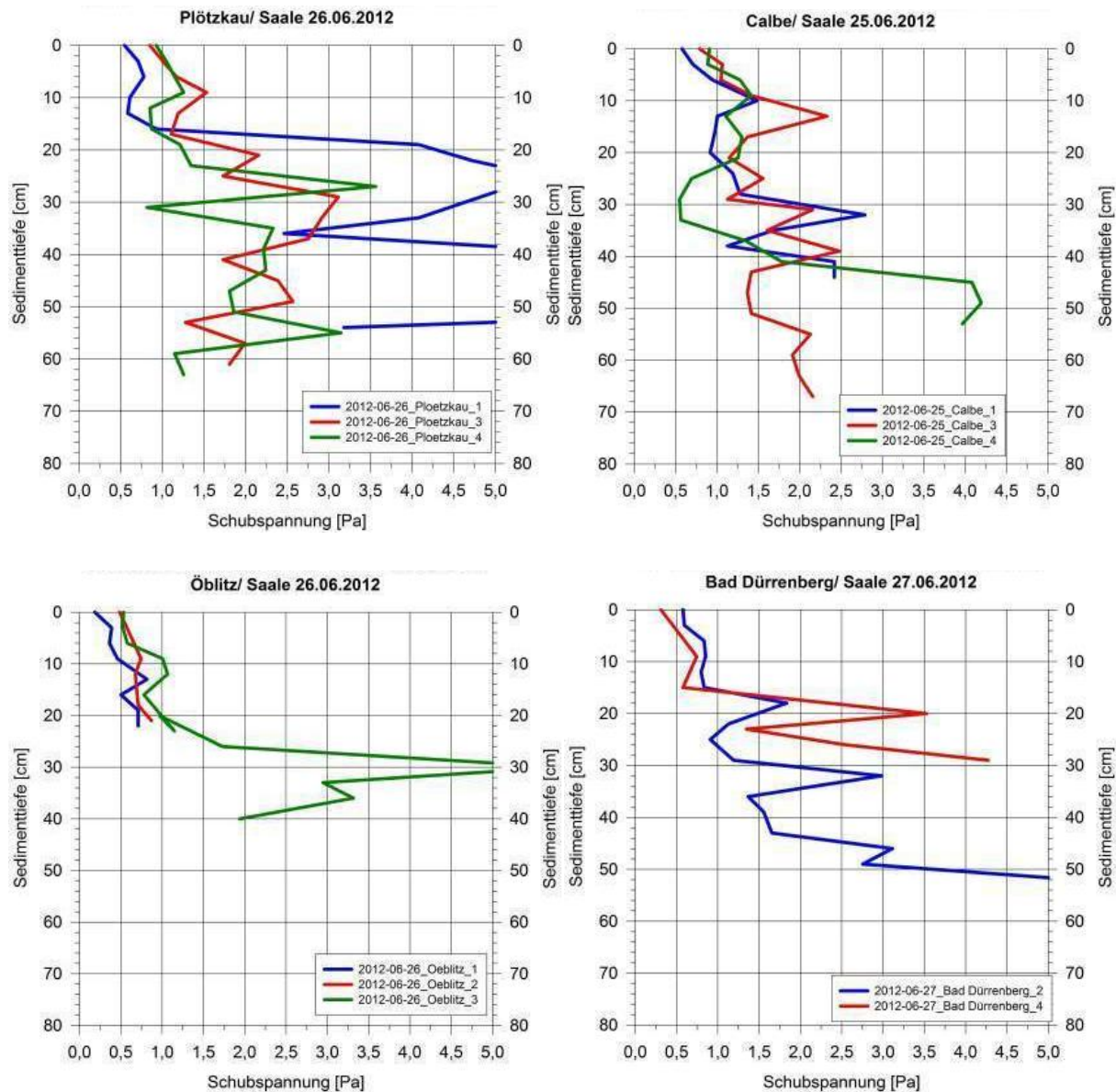


Abb. 6-17: Gegenüberstellung der τ_{crit} -Werte in der Saale sowie Altgewässern.

Der Verlauf der vertikalen Werte der kritischen Sohlschubspannung τ_{crit} bestätigt die in den Kapiteln 6.1 bis 6.4 dargelegten Erkenntnisse. Demnach sind in den Fließstrecken, in denen eher von dynamischen Abflussverhältnissen ausgegangen werden kann, die τ_{crit} -Werte annähernd konstant über der Tiefe (vgl. Abb. 6-15 für Neugattersleben, Friedeburg und Osendorf sowie Abb. 6-16 für Rabeninsel). Hier kommt es zu wiederkehrenden Umlagerungen der oberen Sedimentschichten, so dass eine Konsolidierung nicht stattfindet. Die absoluten τ_{crit} -Werte für diese Bereiche sind nahezu identisch und relativ klein.

In den als beruhigt zu bezeichnenden Gewässerbereichen, z. B. der Staauraum Staßfurt (vgl. Abbildung 6.15, oben links) sowie die beiden Altarme Calbe und Plötzkau (vgl. Abbildung 6.17, oben links und rechts), steigen die τ_{crit} -Werte über der Tiefe stetig an und erreichen deutlich erhöhte Werte am unteren Bereich der entnommenen Kerne. Dies weist auf eine

deutliche Konsolidierung des Bodenmaterials hin. Das Resuspensionsrisiko für diese Bereiche ist insofern gegenüber dem natürlich anstehenden Sediment verringert.

Auch für die Fließstrecken mit eingeschränkter Gewässerdynamik, insbesondere die Nebenstrukturen der Saale, sind mit der Tiefe zunehmende τ_{crit} -Werte erkennbar, so dass auch hier von einer Konsolidierungstendenz ausgegangen werden kann. Gegenüber den Verhältnissen in den Abschnitten mit hoher Dynamik sind in den Nebenstrukturen deutlich höhere Sohlschubspannungen notwendig, um die Sedimente wieder zu bewegen, so dass hier das Resuspensionsrisiko reduziert ist.

6.6 In situ-Messungen

An nahezu jedem Messstandort wird das in Kapitel 3.1 beschriebene in situ-Messgerät eingesetzt und rund um die Messplattform mindestens drei, oftmals sogar fünf Einzelmessungen durchgeführt. Obgleich die Resultate der einzelnen Beobachtungen schwanken, liefern die Mittelwerte je Messort eine verlässliche Größe des kritischen Zustands an der Sohlenoberfläche.

In den Tabellen 6.1 bis 6.15 sind die mit dem in situ-Gerät (vgl. Kapitel 3.1) vor Ort unmittelbar gemessenen kritischen Erosionsgeschwindigkeiten, die daraus abgeleiteten kritischen Sohlschubspannungen sowie zum Vergleich die mit dem SETEG-Verfahren ermittelten τ_{crit} -Werte gegenübergestellt.

Tab. 6.1: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Hohenerxleben/ Bode im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Hohenerxleben <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	36	27	33			
Q [l/s]	1,14	0,90	1,06			
τ [Pa] in situ	0,431	0,311	0,388			0,377
τ [Pa] SETEG 0 cm	kein Kern					
τ [Pa] SETEG 3 cm	kein Kern					
Hohenerxleben <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	52	39	43			
Q [l/s]	1,62	1,23	1,34			
τ [Pa] in situ	0,716	0,477	0,544			0,579
τ [Pa] SETEG 0 cm	kein Kern					
τ [Pa] SETEG 3 cm	kein Kern					

Tab. 6.2: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Staßfurt/ Bode im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Staßfurt <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	22	14	20			
Q [l/s]	0,77	0,58	0,72			
τ [Pa] in situ	0,254	0,177	0,234			0,222
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,362					
τ [Pa] SETEG 4 cm	0,362					
Staßfurt <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	26	19	29			
Q [l/s]	0,87	0,70	0,95			
τ [Pa] in situ	0,299	0,224	0,335			0,286
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,362					
τ [Pa] SETEG 4 cm	0,362					

Tab. 6.3: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Neugattersleben/ Bode im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Neugattersleben <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	Keine Messung wegen zu hoher Trübung					
Q [l/s]						
τ [Pa] in situ						
τ [Pa] SETEG 0 cm						
τ [Pa] SETEG 3 cm						
Neugattersleben <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	Keine Messung wegen zu hoher Trübung					
Q [l/s]						
τ [Pa] in situ						
τ [Pa] SETEG 0 cm						
τ [Pa] SETEG 3 cm						

Tab. 6.4: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Hohenweiden/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Hohenweiden <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	Keine Messung wegen zu hoher Trübung					
Q [l/s]						
τ [Pa] in situ						
τ [Pa] SETEG 0 cm						
τ [Pa] SETEG 3 cm						
Hohenweiden <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	Keine Messung wegen zu hoher Trübung					
Q [l/s]						
τ [Pa] in situ						
τ [Pa] SETEG 0 cm						
τ [Pa] SETEG 3 cm						

Tab. 6.5: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Friedeburg/ Schlenze im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Friedeburg <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	23	25	18			
Q [l/s]	0,80	0,85	0,68			
τ [Pa] in situ	0,265	0,287	0,214			0,255
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,502					
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,502					
Friedeburg <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	28	37	26			
Q [l/s]	0,92	1,17	0,87			
τ [Pa] in situ	0,323	0,446	0,299			0,356
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,502					
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,502					

Tab. 6.6: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Calbe/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Calbe <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	Keine Messung wegen zu hoher Trübung					
Q [l/s]						
τ [Pa] in situ						
τ [Pa] SETEG 0 cm						
τ [Pa] SETEG 3 cm						
Calbe <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	Keine Messung wegen zu hoher Trübung					
Q [l/s]						
τ [Pa] in situ						
τ [Pa] SETEG 0 cm						
τ [Pa] SETEG 3 cm						

Tab. 6.7: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Plötzkau/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Plötzkau <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	20	24	22			
Q [l/s]	0,72	0,82	0,77			
τ [Pa] in situ	0,234	0,276	0,254			0,255
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,928					
τ [Pa] SETEG 3 cm	1,046					
Plötzkau <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	42	46				
Q [l/s]	1,32	1,44				
τ [Pa] in situ	0,526	0,597				0,562
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,928					
τ [Pa] SETEG 3 cm	1,046					

Tab. 6.8: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Oebnitz/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Oebnitz <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	Keine Messung wegen Schleusenbetrieb					
Q [l/s]						
τ [Pa] in situ						
τ [Pa] SETEG 0 cm						
τ [Pa] SETEG 3 cm						
Oebnitz <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	Keine Messung wegen Schleusenbetrieb					
Q [l/s]						
τ [Pa] in situ						
τ [Pa] SETEG 0 cm						
τ [Pa] SETEG 3 cm						

Tab. 6.9: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlenschubspannungen an der Messstelle Bad Dürrenberg/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Bad Dürrenberg <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	Keine Messung wegen Schleusenbetrieb					
Q [l/s]						
τ [Pa] in situ						
τ [Pa] SETEG 0 cm						
τ [Pa] SETEG 3 cm						
Bad Dürrenberg <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	Keine Messung wegen Schleusenbetrieb					
Q [l/s]						
τ [Pa] in situ						
τ [Pa] SETEG 0 cm						
τ [Pa] SETEG 3 cm						

Tab. 6.10: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Steinmühle/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Steinmühle <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	29	21	24			
Q [l/s]	0,95	0,75	0,82			
τ [Pa] in situ	0,335	0,244	0,276			0,285
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,502					
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,611					
Steinmühle <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	46	38	36			
Q [l/s]	1,44	1,20	1,14			
τ [Pa] in situ	0,597	0,461	0,431			0,497
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,502					
τ [Pa] SETEG 4 cm	0,611					

Tab. 6.11: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Schwanenbrücke/ Wilde Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Schwanenbrücke <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	18	15	15	17	16	
Q [l/s]	0,68	0,61	0,61	0,65	0,63	
τ [Pa] in situ	0,214	0,186	0,186	0,204	0,195	0,197
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,362					
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,402					
Schwanenbrücke <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	26	28	24	26	35	
Q [l/s]	0,87	0,92	0,82	0,87	1,11	
τ [Pa] in situ	0,299	0,323	0,276	0,299	0,416	0,323
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,362					
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,402					

Tab. 6.12: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Osendorf/ Weiße Elster im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Osendorf <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	13	17	12	15	17	
Q [l/s]	0,56	0,65	0,54	0,61	0,65	
τ [Pa] in situ	0,169	0,204	0,161	0,186	0,204	0,185
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,349					
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,362					
Osendorf <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	36	20	35	23	20	
Q [l/s]	1,14	0,72	1,11	0,80	0,72	
τ [Pa] in situ	0,431	0,234	0,416	0,265	0,234	0,316
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,349					
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,362					

Tab. 6.13: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Döllnitz/ Weiße Elster im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Döllnitz <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	Keine Messung					
Q [l/s]						
τ [Pa] in situ						
τ [Pa] SETEG 0 cm						
τ [Pa] SETEG 3 cm						
Döllnitz <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	Keine Messung					
Q [l/s]						
τ [Pa] in situ						
τ [Pa] SETEG 0 cm						
τ [Pa] SETEG 3 cm						

Tab. 6.14: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Rabeninsel/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Rabeninsel_02 <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	18	16	19			
Q [l/s]	0,68	0,63	0,70			
τ [Pa] in situ	0,214	0,195	0,224			0,211
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,402					
τ [Pa] SETEG 6 cm	0,409					
Rabeninsel_02 <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	24	22	25			
Q [l/s]	0,82	0,77	0,85			
τ [Pa] in situ	0,276	0,254	0,287			0,273
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,402					
τ [Pa] SETEG 6 cm	0,409					
Rabeninsel_04 <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	15	14	16	12	14	
Q [l/s]	0,61	0,58	0,63	0,54	0,58	
τ [Pa] in situ	0,186	0,177	0,195	0,161	0,177	0,179
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,402					
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,473					
Rabeninsel_04 <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	24	20	25	21	19	
Q [l/s]	0,82	0,72	0,85	0,75	0,70	
τ [Pa] in situ	0,276	0,234	0,287	0,244	0,224	0,253
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,402					
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,473					

Tab. 6.15: Mittels des in situ-Geräts ermittelte Sohlschubspannungen an der Messstelle Wettin/ Saale im Vergleich mit den SETEG-Analysen (Kapitel 5)

Wettin_03 <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	15	16	11	12	11	
Q [l/s]	0,61	0,63	0,52	0,54	0,52	
τ [Pa] in situ	0,186	0,195	0,153	0,161	0,153	0,169
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,487					
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,502					
Wettin_03 <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	25	21	21	18	17	
Q [l/s]	0,85	0,75	0,75	0,68	0,65	
τ [Pa] in situ	0,287	0,244	0,244	0,214	0,204	0,239
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,487					
τ [Pa] SETEG 3 cm	0,502					
Wettin_06 <i>Einzelkornbewegung</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	14	12	15	13	12	
Q [l/s]	0,58	0,54	0,61	0,56	0,54	
τ [Pa] in situ	0,177	0,161	0,186	0,169	0,161	0,171
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,579					
τ [Pa] SETEG 4 cm	1,605					
Wettin_06 <i>Massenerosion</i>	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Messung 4	Messung 5	Mittel- wert
Frequenz f	24	19	21	16	14	
Q [l/s]	0,82	0,70	0,75	0,63	0,58	
τ [Pa] in situ	0,276	0,224	0,244	0,195	0,177	0,223
τ [Pa] SETEG 0 cm	0,579					
τ [Pa] SETEG 4 cm	1,605					

Generell wird mit dem Gerät lediglich die oberste Sedimentschicht beurteilt, die oftmals aus einer Lockerschicht besteht. Neben der Erkenntnis aus den Messungen, dass das in situ-Gerät die kritischen Werte gegenüber dem SETEG-System eher unterschätzt, d. h. die kritischen Schubspannungen für den Bewegungsbeginn geringer ermittelt werden, bleibt der grundsätzliche Nachteil bestehen, dass eine Beurteilung der tiefenabhängigen Veränderung der kritischen Schubspannung nicht detektierbar ist.

6.7 Erosionsraten

In den Abb. 6-18 bis Abb. 6-20 sind die Erosionsraten oberhalb des mit dem SETEG System ermittelten kritischen Zustands dargestellt. Die grundsätzliche Vorgehensweise bei der Bestimmung der Erosionsraten ist in Kap. 3.2.4 beschrieben.

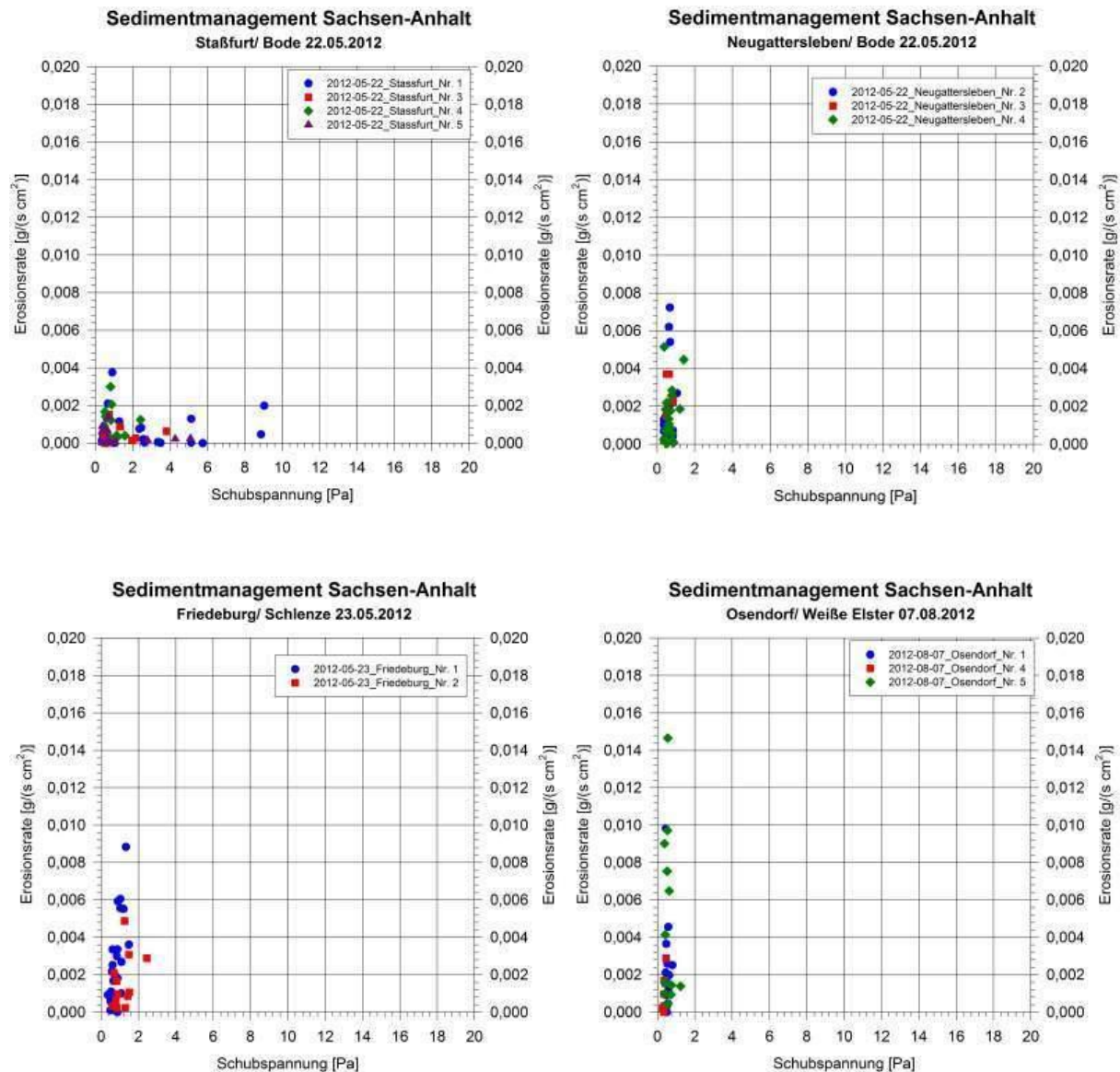


Abb. 6-18: Gegenüberstellung der Erosionsraten an den Messstellen der Bode, Schlenze, Weißen Elster.

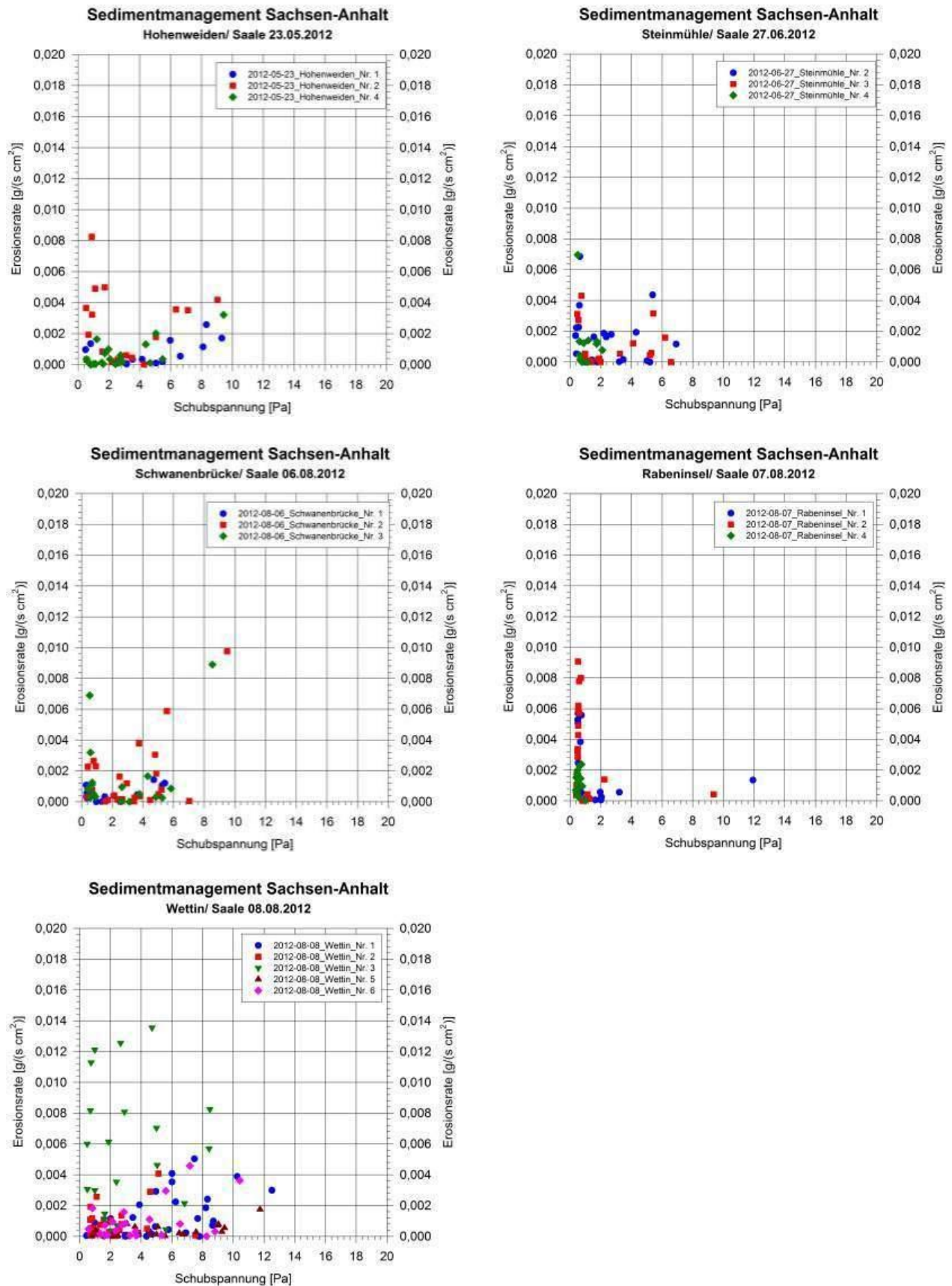


Abb. 6-19: Gegenüberstellung der Erosionsraten an den Messstellen in den Saale-Nebengewässern.

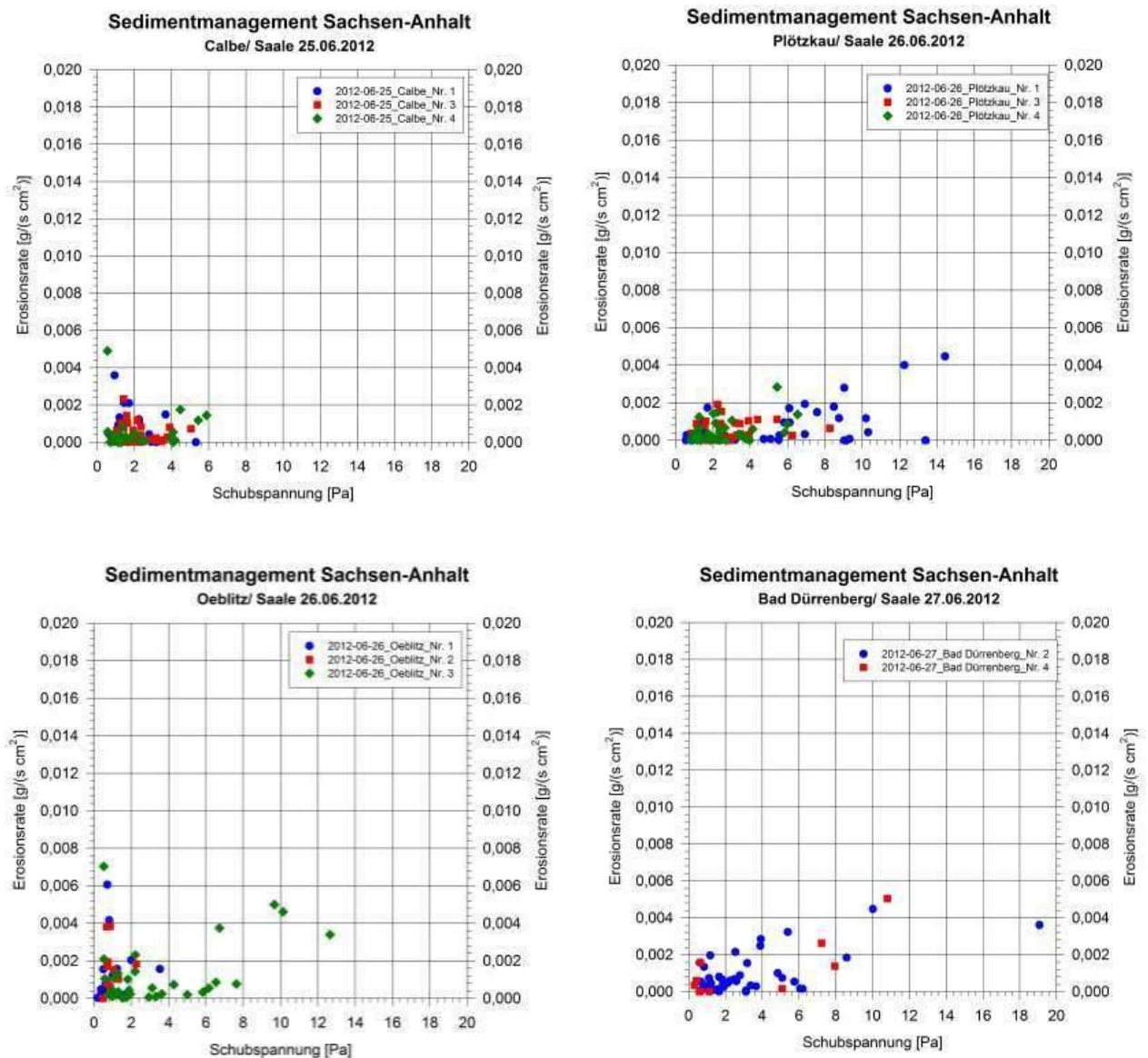


Abb. 6-20: Gegenüberstellung der Erosionsraten an den Messstellen in der Saale sowie Altgewässern.

Grundsätzlich lassen sich zwei charakteristische Verläufe unterscheiden:

- Kleine Erosionsraten auch bei größeren Sohlschubspannungen weisen auf Kohäsionseinfluss hin.
- Hohe Erosionsraten bei verhältnismäßig geringen Sohlschubspannungen sind charakteristisch für den Transport von rolligem, nicht-kohäsivem Sohlmaterial.

Wie bereits in Kapitel 6.1 beschrieben, können anhand der Lagerungsdichte Probenahmestellen identifiziert werden, in denen über längere Zeit keine größere Fließdynamik und die durch einen homogenen Verlauf der vertikalen Lagerungsdichte der Sedimente charakterisiert sind. Es ist davon auszugehen, dass hier überwiegend

Material vorliegt, das eher bei größeren Schubspannungen erodiert, d. h. die der in der SETEG Rinne bestimmten Erosionsraten in Abhängigkeit von der beschreiben einen flacheren Funktionsverlauf. Dazu zählen die Messstellen im von Staßfurt/ Bode (Abb. 6-18), die Saale-Nebenstrukturen Hohenweiden, Schwanenbrücke und Wettin (alle Abb. 6-19) sowie insbesondere die Saale- und Plötzkau und die Bereiche an den Schleusen der Wehre Oebnitz und Bad (alle

Abb. 6-20).

In Gewässerstrecken mit größerem Durchfluss bzw. größerer Abflussschwindigkeit ist aufgrund der stetigen Durchmischung eher rolliges Material anzufinden. Die Erosionsraten sind hier bereits bei geringen Schubspannungen relativ hoch, d. h. die Messpunkte beschreiben eher einen steilen Funktionsverlauf. Diese Charakteristik findet sich an den Messstellen Neugattersleben/ Bode, Friedeburg/ Schlenze und Osendorf/ Weiße Elster (alle Abb. 6-18) sowie Rabeninsel/ Saale-Nebenstruktur (Abb. 6-19).

Bei der Bestimmung des Bewegungsbeginns kommt erschwerend hinzu, dass oftmals bei geringen Sohlschubspannungen die in der weit gespreizten Körnungslinie ebenfalls vorhandenen Sandfraktionen ausgetragen werden und damit die Festlegung des kritischen Zustands bewirken, während der hauptsächlich schluffige Anteil des Bodenmaterials eher kohäsive Eigenschaften aufweist. Die Beurteilung dieser Eigenschaften ist lediglich durch ein Tiefenprofil, verbunden mit Erosionsratenbestimmungen für Sohlschubspannungen oberhalb des kritischen Werts möglich.

6.8 Zusammenfassende Darstellung der sedimentologischen und biologischen Parameter

In der Tabelle 6.16 sind die Zusammenhänge der Analyseergebnisse für die einzelnen Messstellen nochmals zusammengefasst. Hierbei sind diejenigen Messstellen die einer ähnlichen Abflusssystematik unterliegen, analog zu den vorhergehenden Ausführungen in den Abschnitten 6.1 bis 6.7 jeweils gruppiert und die für die einzelnen Systemparameter gültigen Aussagen beschrieben.

Tab. 6.16: Zusammenfassung der Messergebnisse im Vergleich

Messstelle	Bemerkung	Abfluss- dynamik	Lagerungs- dichte	Korn- verteilung	TOC	τ crit (SETEG)	Erosionsrate	τ crit (in-situ)
Staßfurt	Staubereich	geringe Fließdynamik (Stau- oder Schleusenbe- reich, Neben- strukturen/ Altarme)	homogener Verlauf der vertikalen Lagerungs- dichte (Aus- nahme: Oeb- litz wegen vorhergehen- der Bagger- maßnahmen)	relativ hoher Schluffanteil in den Korn- verteilungen nachzuweisen	erhöhte TOC Werte auch in größeren Tiefen nach- weisbar ("TOC- Senke")	kritische Schubspan- nung über die Tiefe zuneh- mend. Weist auf eine Kon- solidierung des Bodens über die Tiefe hin und damit ein geringeres Resuspen- sionsrisiko	Funktion der Erosionsrate verläuft flach, d. h. für grö- ßere Erosion sind relativ hohe Schub- spannungen erforderlich	in-situ Erosi- ons- messungen liegen durch- wegs geringer im Vergleich zu SETEG Messungen. Veränderun- gen über die Tiefe sind nicht erfass- bar.
Hohenweiden	Nebenstrukturen							
Steinmühle	Nebenstrukturen							
Schwanenbrücke	Nebenstrukturen							
Wettin	Nebenstrukturen							
Calbe	Altarm							
Plötzkau	Altarm							
Oebnitz	Baggermaßnahmen							
Bad Dürrenberg	Schleusenbetrieb							
Neugattersleben		größerer Durchfluss und damit mehr Ab- flusssdynamik	relativ große Schwankun- gen im Verti- kalprofil der Lagerungs- dichte	geringere Schluffanteile	eher geringe- re TOC Werte	homogene Verteilung über die Tie- fe. Durchge- hend geringes τ crit	bereits kleine Schubspan- nungen be- wirken eine hohe Erosi- onsrate des Feinanteils	
Friedeburg								
Osendorf								
Rabeninsel								
Hohenerxleben Hubschütz Döllnitz	Keine Entnahme von Sedimentkernen möglich, da keine Feinablagerungen vorhanden. Messstellen sind durch hohe Fließgeschwindigkeiten gekennzeichnet.							

In der Tabelle 6.17 sind die in den Kapiteln 5 sowie 6.1 bis 6.7 dokumentierten Analyseergebnisse zur weiteren Verdeutlichung nochmals für ausgewählte Messstellen gegenübergestellt. Zur Einschätzung des Resuspensionsrisikos wird der Parameter der Erosionsstabilität eingeführt, in dem die für die Erosion der abgelagerten Sedimente verantwortlichen Einzelparameter zusammengefasst und betrachtet werden. Dies ermöglicht die Beurteilung der Korrelation zwischen der Erosionsstabilität einerseits und den unterschiedlichen erhobenen Parametern andererseits. Nachfolgend wird für jeden Parameter eine Einschätzung vorgenommen inwieweit er einen geringen, mittleren oder hohen Beitrag zur Erosionsstabilität leistet. Dies ist entsprechend farbcodiert. Die Farbcodierung ist dabei so gewählt, dass Werte, die eine hohe Erosionsstabilität begünstigen, grün hinterlegt sind, während Werte, die keine erhöhte Erosionsstabilität erwarten lassen, rot markiert sind. Die Farbe Gelb signalisiert einen Übergangsbereich. Der Parameter Erosionsstabilität ist also als Summenparameter zu verstehen, der die einzelnen Einflussgrößen, wie die in der SETEG-Rinne gemessene kritische Sohlschubspannung, die im Labor bestimmte Lagerungsdichte, den aus den Korngrößenanalysen ermittelten Ton- und Schluffgehalt sowie die Anteile an TOC und Chlorophyll a berücksichtigt.

Im Einzelnen werden für die Parameter folgende Wertebereiche und Farbcodierungen zu Grunde gelegt:

Erosionsstabilität

hoch	mittel	gering
------	--------	--------

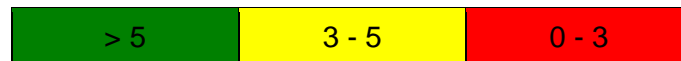
Kritische Sohlschubspannung τ_{crit} [N/m^2]

> 2	1 - 2	0 - 1
-----	-------	-------

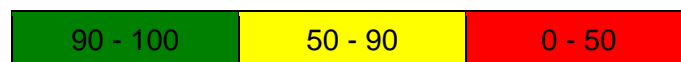
Lagerungsdichte [g/cm^3]

1,3 - 1,45	1,15 - 1,3	< 1,15 bzw. > 1,45
------------	------------	--------------------

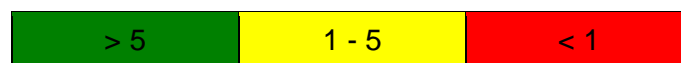
Nach Witt (2003) ist die Lagerungsdichte ein die Erosionsstabilität maßgeblich beeinflussender Parameter. Er führt hierzu in seiner Dissertationsschrift aus: „Steigende Lagerungsdichten ziehen eine prozentuale Zunahme an Korngrößen im Bereich von 20 bis 60 μm bzw. 60 bis 200 μm nach sich und vice versa. Somit repräsentieren Lagerungsdichten im Bereich von 1,30 g/cm^3 bis 1,45 g/cm^3 Sedimentschichten mit einem höheren Anteil an Korngrößen im Bereich unter 20 μm und mithin kohäsiven Eigenschaften. Im Umkehrschluss können Sedimentschichten mit Lagerungsdichten deutlich über 1,50 g/cm^3 i.A. kohäsionslose Eigenschaften zugeschrieben werden.“ Nachdem Kohäsionseinfluss die Erosionsstabilität im Allgemeinen erhöht, werden die von Witt publizierten Werte übernommen.

Tongehalt [%]

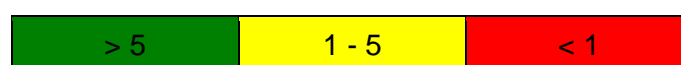
Tonanteile von 5 - 10% in Sedimenten bewirken bereits eine erhebliche Zunahme so genannter interpartikulärer Kräfte, die zu einer größeren Bindung der Einzelkörner führen. Hillebrand (2008) begründet dies in ihrer Dissertationsschrift mit der großen spezifischen Oberfläche von Tonen (5 - 400 m²/g). Da Kohäsion vor allem aus elektrischer Ladung auf der Partikeloberfläche resultiert, ist deren Einfluss bei derart großen spezifischen Oberflächen maßgebend für die Eigenschaften des Materials.

Schluffgehalt [%]

Wie bereits ausgeführt, führt ein hoher Schluffanteil zu einer Zunahme der Kohäsion. Neben der Klassifizierung aufgrund des Tonanteils wird in Tabelle 6.17 versucht, auch eine Einteilung gemäß des Schluffanteils vorzunehmen, da diese Korngrößenklasse in Sedimentanalysen in einem größeren Wertespektrum aufgelöst werden kann. Belastbare Literaturwerte können hierbei nicht angeführt werden, so dass sich die Einteilung an die Analysewerte der Tonfraktion anlehnt.

TOC [%]

TOC (Total Organic Carbon) ist ein Summenparameter und gibt den gesamten organischen Kohlenstoff in einer Wasserprobe in Bezug auf die Ursprungsmasse an. Hinsichtlich des Einflusses des TOC-Wertes eines Sedimentgemischs auf die Erosionsstabilität führen Westrich et al. (2010) aus: „In muddy sediments, the organic content is much higher compared to quartz sand, and these polymeric compounds with active binding sites will add to sediment stability by adsorption to the small particles.“ Eine auf einer ausreichend großen Stichprobe beruhende Korrelation zwischen TOC-Analysewerten und der Sedimentstabilität ist bislang nicht publiziert. Die in der Tabelle 6.17 vorgenommene Klassifizierung unterscheidet nach signifikanten TOC-Werten (> 5%) sowie geringen TOC-Analyseergebnissen (< 1%), die durch einen Übergangsbereich getrennt werden.

Chlorophyll a [µg/g]

Hinsichtlich des Parameters Chlorophyll a führen Westrich et al. (2010) aus: „Microorganisms (microalgae, bacteria, cyanobacteria) secrete extracellular polymeric substances (EPS)

[...]. Beside their role in motility and adhesion of organisms to surfaces, EPS are important for binding organic and inorganic matter and pollutants [...].“ Hinsichtlich der Resultate von Beprobungen in Bühnenfeldern der Elbe berichten die o. g. Autoren weiter: „The critical shear stress and the EPS content of the sediments were significantly correlated; the higher the EPS content, the higher the sediment stability [...]. It could be proposed that planctonic microalgae deposited in the groyne field contribute to the EPS content of the sediments. This is supported by the significant correlation between contents of chlorophyll a and EPS [...].“

Wiederum gibt es keine ausreichend abgesicherte Wissensbasis, um den Einfluss der Chlorophyll a-Konzentration auf die Erosionsstabilität zu quantifizieren, so dass in Tabelle 6.17 lediglich eine Grobunterscheidung vorgenommen werden kann.

Tab. 6.17: Zusammenfassende Darstellung der durch die drei Messkampagnen gewonnenen physikalischen und biologischen Parameter für die Messstellen Staßfurt (Sta1), Wettin (WE_2), Plötzkau (PI_3), Friedeburg (Friedeburg_1) sowie Rabeninsel (RA_2) (vgl. Kapitel 5)

Mess-stelle	Sedi-ment-tiefe	τ_{crit} [N/m ²]		Lage-rungs-dichte [g/m ³]	Ton d<0,002	Schluff d<0,063	TOC [%]	Chloro-phyll-a [µg/g]	Ero-sions-stabilität
		SETEG	in situ						
Sta1	00 cm	0,3623	0,2860	1,2467	3%	44%	2,0461	-	gering
	10 cm	1,2349	-	1,2512	6%	75%	5,8183	-	mittel
	30 cm	0,6106	-	1,6712	6%	55%	7,2927	-	gering
	50 cm	1,1282	-	1,4681	-	-	-	-	mittel
WE_2	00 cm	0,6931	0,2386	0,9343	6%	64%	6,8950	7,849	gering
	10 cm	0,8899		1,3409	10%	96%	10,6654	1,184	gering
	30 cm	1,6545		1,1955	8%	90%	5,6937	1,462	mittel
	50 cm	2,1481		1,3703	8%	92%	-	1,824	hoch
PI_3	00 cm	0,8525	0,5619	1,2248	4%	76%	5,3976	19,093	gering
	10 cm	1,5323		1,2534	3%	52%	5,3763	0,193	mittel
	30 cm	3,1129		1,3116	11%	100%	7,3400	0,855	hoch
	50 cm	2,5687		1,1250	12%	100%	-	-	hoch
Friede-burg_1	00 cm	0,5023	0,3560	1,8364	5%	-	0,5500	4,199	gering
	10 cm	0,3623			2%	78%	1,3900	3,536	gering
	30 cm	0,5023			-	24%	1,4400	2,357	gering
	50 cm	-	-	-		-	-	-	

RA_2	00 cm	0,4025	0,2725	1,4623	1%	15%	2,0155	2,830	gering
	10 cm	0,4232		1,8745	2%	21%	1,6181	0,522	gering
	30 cm	0,7979		1,7502	4%	24%	1,9638	0,829	gering
	50 cm	0,4875		1,8967	-	-	-	0,012	gering

Tabelle 6.17 verdeutlicht nochmals die bereits erwähnten Zusammenhänge zwischen den grundsätzlichen hydraulischen Bedingungen an den verschiedenen Messstellen, die vorgefundene Sedimentzusammensetzung und die damit verbundene Erosionsstabilität. Die Messstellen Staßfurt (Sta1), Wettin (WE_2) und Plötzkau (PI_3) sind den Gewässerbereichen zuzuordnen, die eher strömungsberuhigt sind und eine geringe Fließdynamik aufweisen und sich im Staubereich befinden oder als Nebenstrukturen oder Altarme zu bezeichnen sind. Wogegen die Messstellen Friedeburg (Friedeburg_1) und Rabeninsel (RA_2) durch größeren Durchfluss und damit mehr Abflussdynamik gekennzeichnet sind (vgl. auch Zusammenstellung in Tab. 6.16). Bei allen hier exemplarisch ausgewählten Proben zeigt sich, dass die Erosionsstabilität in der obersten Schicht eher gering ist. Dies ist darauf zurückzuführen, dass diese Feinablagerungen erst in jüngerer Zeit stattgefunden haben und somit noch keine Konsolidierung erfolgen konnte. Der Aufschluss über die Tiefe zeigt aber deutlich den Unterschied der aufgrund der höheren Abflussdynamik eher häufiger durchmischten und wieder abgelagerten Sedimente. Da hier keine Verfestigung der Sohle stattfinden konnte, ist die Erosionsstabilität über die Tiefe durchwegs gering (Friedeburg, Rabeninsel). Die Proben aus Messstellen mit eher strömungsberuhigten Abschnitten bilden dagegen über die Tiefe den Konsolidierungseffekt ab. Die Erosionsstabilität ergibt sich bei Tiefen ab ca. 30 cm bis 50 cm bereits als mittel bis hoch (Staßfurt, Wettin, Plötzkau).

Grundsätzlich verdeutlicht die Tabelle 6.17, dass die Erosionsstabilität über die Tiefe meist zunimmt. Die Beschränkung auf ein in situ-Verfahren, das lediglich Analysewerte für die oberste Sedimentschicht liefert, resultiert damit in einer unvollständigen Bewertung des Resuspensionsrisikos.

Es zeigt sich, dass für die in der Tabelle 6.17 dargestellten Probenahmestellen der Parameter Schluffgehalt als zuverlässigster Indikator für die Erosionsstabilität gelten kann. Lediglich in den oberen Schichten der Messstelle Wettin (WE_2) würde die Erosionsstabilität auf der Basis des Schluffgehaltes überschätzt. Nachdem die in dieser Untersuchung vorgenommene Klassifizierung des Schluffgehalts in Hinblick auf die Erosionsstabilität jedoch auf keiner ausreichenden statistischen Grundlage beruht, ist von einer grundsätzlichen Übertragung auf andere Flussbereiche, Sedimentzusammensetzungen und hydraulische Verhältnisse abzuraten.

6.9 Hydraulische Verhältnisse und Resuspensionsrisiko

Das Resuspensionsrisiko hängt zum einen von den Sedimenteigenschaften zum anderen jedoch von der hydraulischen Belastung ab. Insofern können vergleichbare Werte der kritischen Sohlschubspannung in unterschiedlichen Gewässerstrecken zu völlig unterschiedlichen Resuspensionsrisiken führen, wenn sich die hydraulischen Verhältnisse entsprechend signifikant unterscheiden. Vergleicht man in Tabelle 6.17 die mit SETEG ermittelten Werte „Sta1 (30 cm)“ = $0,6106 \text{ N/m}^2$, „Friedeburg_1 (30 cm)“ = $0,5023 \text{ N/m}^2$ und „RA_2 (30 cm)“ = $0,7979 \text{ N/m}^2$ miteinander, so ist für alle drei Probenahmeorte die Erosionsstabilität gleichermaßen gering. Die an diesen drei Gewässerabschnitten vorherrschenden hydraulischen Bedingungen unterscheiden sich jedoch sehr stark, so dass sich ein erheblich differenzierteres Bild hinsichtlich des Erosionsrisikos ergibt. Die Schlenze weist an der Messstelle Friedeburg ein deutlich höheres Gefälle als die Probenahmeorte Staßfurt/ Bode sowie Rabeninsel/ Saale auf, wodurch bereits bei sehr geringen Abflüssen in der Schlenze der kritische Wert erreicht wird und nahezu an allen Abflusstagen Sedimentbewegung zu verzeichnen ist. Die Messstelle „Rabeninsel“ befindet sich an der Wilden Saale, einem Nebengewässer der Saale mit deutlichem längerem Fließweg und geringerem Gefälle als der Hauptstrom. Die auf die Gewässersohle wirkenden Schubspannungen sind hier deutlich geringer, so dass der kritische Wert lediglich bei seltener auftretenden Wasserführungen überschritten wird. Das Resuspensionsrisiko an dieser Stelle ist daher signifikant kleiner als z. B. bei Friedeburg, obgleich der mit SETEG ermittelte τ_{crit} -Wert nahezu identisch ist. Die Messstelle „Staßfurt“ ist schließlich ein gesondert zu betrachtender Fall, da die Probe aus dem Rückstaubereich der Wehranlage stammt. Eine Resuspension der abgelagerten Sedimente ist daher voraussichtlich lediglich bei größeren Abflussereignissen zu erwarten.

Für die Abschätzung des Resuspensionsrisikos erfolgt insofern eine Verknüpfung der experimentell gewonnenen Werte für den Bewegungsbeginn mit den Abflussverhältnissen in der jeweiligen Gewässerstrecke des Probenahmeortes.

Generell ist anzumerken, dass die nachfolgende Abschätzung einen Aufschluss über die vorherrschende Situation bzgl. der Resuspension von abgelagerten Sedimenten an den jeweiligen Messstellen geben kann. Aufgrund der Datenlage sind die Informationen jedoch als Mittelwerte über den jeweiligen Querschnitt oder gar als Extremwertbetrachtung anzusehen. Je nach geometrischer Ausformung des Gewässerquerschnitts, lokalen Besonderheiten wie Inseln, Flachwasserzonen, Kies- und Sandbänke, Buhnen, o.ä. wird es jedoch immer Bereiche geben in denen sich strömungsberuhigte Zonen ausbilden können und je nach Strukturvielfalt ggf. ein nicht unerheblicher Teil an Sedimenten auch bei größeren Abflüssen lokal lagestabil bleiben kann, d. h. nicht erodiert wird.

Grundsätzlich besteht an der Gewässersohle ein Gleichgewicht zwischen den angreifenden Kräften aus der Fließbewegung des Wassers und dem Widerstand der Sohle. Unter Verwendung der Prinzipskizze einer reibungsbehafteten Strömung mit freier Oberfläche (Abbildung 6.21) lässt sich ein entsprechender formelmäßiger Zusammenhang ableiten.

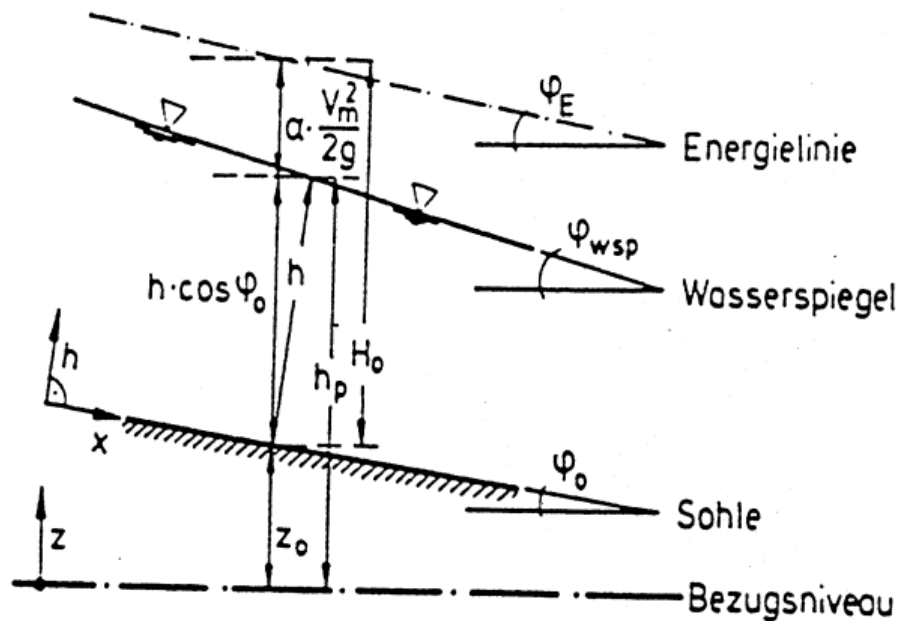


Abb. 6-21: Prinzipskizze einer reibungsbehafteten Strömung mit freier Oberfläche.

Die Anwendung des Impulserhaltungssatzes zwischen zwei um Δx voneinander entfernten Querschnitten liefert die Beziehung

$$\rho \cdot g \cdot A \cdot \Delta x \cdot \sin \varphi_0 = \tau_{om} \cdot L_u \cdot \Delta x$$

mit:	ρ	Dichte des fließenden Mediums	$[\text{kg/m}^3]$
	g	Gravitationskonstante	$[\text{m/s}^2]$
	A	durchströmte Querschnittsfläche	$[\text{m}^2]$
	τ_{om}	mittlere Sohlschubspannung	$[\text{N/m}^2; \text{Pa}]$
	L_u	benetzter Umfang	$[\text{m}]$

Verwendet man für die Neigung des Gewässerabschnitts das Gefälle I , für den hydraulischen Radius die Beziehung $R = A / L_u$ und legt zugrunde, dass die Gewässerbreite sehr viel größer als die Wassertiefe ist ($b \gg h$), woraus sich $R \approx h$ ergibt, so kann durch Umformung der obigen Gleichgewichtsbeziehung die durch die fließende Bewegung des Wassers resultierende mittlere Sohlschubspannung abgeleitet werden:

$$\tau_{om} = \rho g h I$$

Die aktuell in einem Gewässerabschnitt wirkende Sohlschubspannung ist auf dieser Grundlage einerseits von der Wassertiefe h und andererseits vom (Reibungs-)gefälle I abhängig. Für die überschlägige Ermittlung des Resuspensionsrisikos für unterschiedliche Abflussergebnisse wird im Folgenden von stationär-gleichförmigen Verhältnissen ausgegangen und

außer Acht gelassen, dass die Abflusskurve während des Durchgangs einer Hochwasserwelle in einem Fließquerschnitt eine Hysterese aufweist.

Am Beispiel der Messstelle „**Osendorf/ Weiße Elster**“ wird die Beurteilung des Resuspensionsrisikos verdeutlicht.

Das LHW stellt u. a. hydraulische Berechnungen der Firma Dorsch Consult GmbH für selten auftretende Hochwasserereignisse im Stadtgebiet von Halle zur Verfügung. Aus der listenartigen Aufstellung der Grunddaten sowie der mit HEC-2 ermittelten Simulationsergebnisse für „Weiße Elster: Mündung in die Saale bis Pegel Oberthau, km 0,00 bis 17,806“ werden folgende Daten entnommen:

Weiße Elster: Mündung in die Saale bis Pegel Oberthau, km 0,00 bis km 17,806

	Stat.	Durchfluss	Berechnete Wasserspiegelhöhe	Kritische Wasserspiegelhöhe	Froudezahl Flussbett	Durchfluss im Flussbett	Durchfluss linkes Vorland	Durchfluss rechtes Vorland	Geschwindigkeit im Flussbett	Max. Abflusstiefe
	SECNO	Q	CWSEL	CRIWS	FRCH	QCH	QLOB	QROB	VCH	DEPTH
	m	m ³ /s	m ü. NN	m ü. NN		m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m/s	m
HQ(50)	4.098	251,0	81,85	80,45	0,07	22,74	155,29	72,96	0,41	4,84
HQ(100)	4.098	278,0	82,01	80,52	0,07	23,47	170,26	84,27	0,40	5,00
HQ(200)	4.098	309,0	82,18	80,55	0,07	24,42	187,45	97,13	0,40	5,17
HQ(50)	9.502	276,0	85,27	84,53	0,33	172,72	46,55	56,73	1,67	4,01
HQ(100)	9.502	306,0	85,35	84,60	0,34	187,42	53,42	65,17	1,76	4,09
HQ(200)	9.502	340,0	85,44	84,67	0,35	203,34	61,52	75,14	1,84	4,18

Abb. 6-22: Grunddaten und Simulationsergebnisse der Firma Dorsch Consult GmbH für den Mündungsbereich der Weißen Elster in die Saale für unterschiedliche Hochwasserabflüsse.

Aus dem in Abbildung 6.22 dargestellten Ausschnitt der Hochwasserberechnungen lassen sich folgende Parameter für die Beurteilung des Resuspensionsrisikos ableiten:

mittleres Gefälle:

Flusskilometer (SECNO) 9,502 - Flusskilometer (SECNO) 4,098 = 5.404 m = L

Differenz der Wasserspiegelhöhe (CWSEL) zwischen den beiden Profilen:

für HQ50: 85,27 müNN - 81,85 müNN = 3,42 m = Δh_{50}

für HQ100: 85,35 müNN - 82,01 müNN = 3,34 m = Δh_{100}

Wasserspiegelgefälle $I_W = \Delta h / L$

für HQ50: $I_W = \Delta h_{50} / L = 3,42 \text{ m} / 5.404 \text{ m} = 0,000633 = 0,633 \text{ ‰}$

für HQ100: $I_W = \Delta h_{100} / L = 3,34 \text{ m} / 5.404 \text{ m} = 0,000618 = 0,618 \text{ ‰}$

mittlere Wassertiefen h_m als arithmetisches Mittel:

DEPTH für Flusskilometer (SECNO) 9,502 und Flusskilometer (SECNO) 4,098

für HQ50: 4,01 m (Fkm 9,502) sowie 4,84 m (Fkm 4,098) -> $h_m = 4,42$ m

für HQ100: 4,09 m (Fkm 9,502) sowie 5,00 m (Fkm 4,098) -> $h_m = 4,54$ m

Unter der Annahme $I_W = I_S = I_E = \text{const.}$ kann die jeweilige mittlere Sohlschubspannung wie folgt berechnet werden:

für HQ50: $\tau_{0m} = \rho g h I = 1.000 \text{ kg/m}^3 \cdot 9,81 \text{ m/s}^2 \cdot 4,42 \text{ m} \cdot 0,000633 = 26,8 \text{ N/m}^2$

für HQ100: $\tau_{0m} = \rho g h I = 1.000 \text{ kg/m}^3 \cdot 9,81 \text{ m/s}^2 \cdot 4,54 \text{ m} \cdot 0,000618 = 27,5 \text{ N/m}^2$

Für den Pegel Oberthau (Fkm 17.8) lassen sich aus den auf den www-Seiten der Hochwasservorhersagezentrale (HVZ) des Landes Sachsen-Anhalt öffentlich zugänglichen Daten folgende weitere Werte entnehmen (Abbildung 6.23):

Abflussjahr - langjährig			Kalenderjahr - langjährig		
	W [cm]	Q [m³/s]		W [cm]	Q [m³/s]
NN	99	5.12	NN	99	5.12
Datum	06.07.2001	06.07.2001	Datum	06.07.2001	06.07.2001
N	99	5.12	N	99	5.12
Datum	06.07.2001	06.07.2001	Datum	06.07.2001	06.07.2001
MN	112	9.72	MN	111	9.76
M	169	25.1	M	170	25.2
MH	367	130	MH	372	134
H	410	248	H	410	248
Datum	04.01.2003	04.01.2003	Datum	04.01.2003	04.01.2003
HH	434	332	HH	434	332
Datum	09.01.2011	15.01.2011	Datum	09.01.2011	15.01.2011
Reihe	2000-2009	1973-2009	Reihe	2000-2009	1973-2009

Abb. 6-23: Hauptwerte für Niedrig- und Hochwasser für den Pegel Oberthau/ Weiße Elster (Quelle: HVZ Sachsen-Anhalt).

Legt man wiederum die Annahme $I_W = I_S = I_E = \text{const.}$ zugrunde und übernimmt das Gefälle in erster Näherung aus den Berechnungen für HQ50 zu $I_E = 0,000633$, so berechnen sich die mittleren Sohlschubspannungen für mittlere bzw. kleine Abflüsse zu:

Mittelwasser M: $\tau_{0m} = 1.000 \text{ kg/m}^3 \cdot 9,81 \text{ m/s}^2 \cdot 1,70 \text{ m} \cdot 0,000633 = 10,6 \text{ N/m}^2$

mittleres Niedrigwasser MN: $\tau_{0m} = 1.000 \text{ kg/m}^3 \cdot 9,81 \text{ m/s}^2 \cdot 1,11 \text{ m} \cdot 0,000633 = 6,9 \text{ N/m}^2$

Niedrigwasser N: $\tau_{0m} = 1.000 \text{ kg/m}^3 \cdot 9,81 \text{ m/s}^2 \cdot 0,99 \text{ m} \cdot 0,000633 = 6,1 \text{ N/m}^2$

Vergleicht man diese Berechnungen mit den für die Messstelle „Osendorf“ aus den SETEG-Analysen ermittelten kritischen Sohlschubspannungen (Tabelle 6.18), so ist bereits für Niedrigwasserverhältnisse mit Resuspension zu rechnen, da $\tau_{0m} > \tau_{crit}$.

Tab. 6.18: Gegenüberstellung der mit SETEG experimentell ermittelten kritischen Sohlschubspannung mit berechneten mittleren Sohlschubspannungen von Abflüssen in der Weißen Elster bei Osendorf

OS_1		OS_4		OS_5		berechnete Näherungswerte τ_{0m}				
Tiefe	τ_{crit}	Tiefe	τ_{crit}	Tiefe	τ_{crit}	N	MN	M	HQ50	HQ100
6 cm	0,4442	0 cm	0,3492	3 cm	0,3755	6,1	6,9	10,6	26,8	27,5
13 cm	0,4585	13 cm	0,3492	12 cm	0,4025					
32 cm	0,4657	31 cm	0,2626	32 cm	0,5324					

Analog dazu erfolgt beispielhaft eine weitere Auswertung für die Messstellen **Staßfurt** und Neugattersleben an der Bode zur Beurteilung des Resuspensionsrisikos.

Das LHW hat Auszüge aus den hydraulischen Berechnungen der Firma HGN Hydrogeologie GmbH für Hochwasserereignisse (HQ5, HQ10 und HQ100) zur Verfügung gestellt. Die Dateien enthalten u. a. Informationen zu Wasserspiegellagen, Wassertiefen und Energieliniengefälle im Bereich des Pegels Staßfurt und im Abschnitt um Lößnitz. Aus der listenartigen Aufstellung der Daten, jeweils für den Flussabschnitt F-km 18+739 bis F-km 19+652 (Bereich Pegel Staßfurt) und den Abschnitt der Bode zwischen F-km 9+274 bis F-km 10+439 (Gewässerabschnitt Lößnitz), sind das Energieliniengefälle sowie die Wassertiefe direkt enthalten. Die Daten sind jeweils für zwölf bzw. fünfzehn Querprofile separat ausgegeben. Für den nachfolgenden überschlägigen Vergleich werden diese Werte gemittelt und daraus die mittlere Schubspannung berechnet, um den Einfluss von ggf. vorhandenen lokalen Effekten auszuschließen.

Tab. 6.19: Ermittelte Schubspannungen, basierend auf hydraulischen Berechnungen zwischen F-km 9+274 und F-km 10+439 (Gewässerabschnitt Lößnitz), zwischen F-km 18+739 und F-km 19+652 (Bereich Pegel Staßfurt), sowie Pegelhauptwerten.

	Energieliniengefälle [‰]	Wassertiefe [m]	Schubspannung [N/m ²]
Staßfurt			
HQ5	0,25	3,87	9,483
HQ10	0,23	4,08	9,202
HQ100	0,14	4,64	6,375
MH	0,25	3,37	8,265
M	0,30	1,37	4,032
MN	0,30	0,80	2,354
N	0,30	0,69	2,031
Lößnitz			
HQ5	0,29	3,55	10,225
HQ10	0,30	3,66	10,927
HQ100	0,34	4,14	13,982

Für den Pegel Staßfurt/Bode (Fkm 16,8) lassen sich aus den auf den www-Seiten der Hochwasservorhersagezentrale (HVZ) des Landes Sachsen-Anhalt öffentlich zugänglichen Daten folgende weitere Werte entnehmen (Abbildung 6.24):

Abflussjahr - langjährig			Kalenderjahr - langjährig		
	W [cm]	Q [m³/s]		W [cm]	Q [m³/s]
NN	55	1.39	NN	55	1.39
Datum	26.01.1996	30.07.1999	Datum	26.01.1996	30.07.1999
N	69	1.39	N	69	1.39
Datum	31.12.2008	30.07.1999	Datum	31.12.2008	30.07.1999
MN	81	3.05	MN	80	3.11
M	137	12.8	M	137	12.7
MH	257	50.9	MH	259	50.2
H	337	129	H	337	129
Datum	23.01.2011	19.04.1994	Datum	23.01.2011	19.04.1994
HH	387	129	HH	387	129
Datum	19.04.1994	19.04.1994	Datum	19.04.1994	19.04.1994
Reihe	2002-2011	1989-2011	Reihe	2002-2011	1989-2011

Abb.6-24: Hauptwerte für Niedrig- und Hochwasser für den Pegel Staßfurt/Bode (Quelle: HVZ Sachsen-Anhalt).

Die Auswertung dieser Daten erfolgte analog zu denjenigen Hochwasserabflüssen und sind in Tab. 6.19 mit eingetragen. Auf der sicheren Seite liegend wird das Energieliniengefälle für die kleineren bis mittleren Abflüsse mit 0,3 ‰ angenommen.

Vergleicht man diese Berechnungen mit den für die Messstelle „Staßfurt“ aus den SETEG-Analysen ermittelten kritischen Sohlschubspannungen (Tabelle 6.20), so wäre bereits für Niedrig- bis Mittelwasserverhältnisse mit Resuspension zu rechnen, da $\tau_{0m} > \tau_{crit}$. Jedoch wurde die Probe aus dem Rückstaubereich der Wehranlage entnommen, so dass eine Resuspension der abgelagerten Sedimente daher voraussichtlich lediglich bei größeren Abflussereignissen zu erwarten ist, wenn freie Abflussbedingungen im Zulauf zum Wehrbereich vorhanden sind.

Tab. 6.20: Gegenüberstellung der mit SETEG experimentell ermittelten kritischen Sohlschubspannung mit berechneten mittleren Sohlschubspannungen von Abflüssen in der Bode bei Staßfurt

Sta1		Sta3		Sta4		berechnete Näherungswerte τ_{0m} in [N/m²]					
Tiefe	τ_{crit} [N/m²]	Tiefe	τ_{crit} [N/m²]	Tiefe	τ_{crit} [N/m²]	N	MN	M	HQ5	HQ10	HQ100
0 cm	0,3623	0 cm	0,3623	0 cm	0,3623	2,0	2,4	4,0	9,5	9,2	6,3
16 cm	3,0462	9 cm	0,5788	10 cm	0,6596						
40 cm	1,2349	15 cm	1,9652	13 cm	1,0259						

Zur Beurteilung der Messstelle **Neugattersleben** können die hydraulischen Berechnungen des Gewässerabschnitts Löbnitz herangezogen werden. Die zu erwartenden mittleren Schubspannungen im Hochwasserfall (HQ5, HQ10 und HQ100) liegen bei ca. 10 N/m² (siehe Tab. 6.19). Hier liegen jedoch keine Angaben über Wassertiefen für mittlere oder niedrige Abflussverhältnisse vor. Aus Tab. 6.21 kann jedoch entnommen werden, dass die kritischen Sohlschubspannungen für die Messstelle Neugattersleben durchwegs mit ca. 0,4 bis 0,5 N/m² relativ niedrig liegen. Wie bereits bei den Auswertungen in Kap. 6.1 bis 6.8 beschrieben, liegt Neugattersleben in einem Bereich mit größerer Abflussdynamik, so dass hier aufgrund der stetigen Durchmischung eher rolliges Material anzufinden und das Erosionsrisiko bereits bei geringen Schubspannungen relativ hoch ist.

Tab. 6.21: Mit SETEG experimentell ermittelte kritische Sohlschubspannung der bei Neugattersleben entnommenen Proben (k.M.: keine Messung).

Neug_1		Neug_3		Neug_4	
Tiefe	τ_{crit} [N/m ²]	Tiefe	τ_{crit} [N/m ²]	Tiefe	τ_{crit} [N/m ²]
0-10 cm	0,38	0-10 cm	0,41	0-10 cm	0,43
10-50 cm	0,41	10-50 cm	0,50	10-50 cm	0,49
> 50 cm	k.M.	> 50 cm	k.M.	> 50 cm	k.M.

Das LHW stellt außerdem hydraulische Berechnungen der Firma Dorsch Consult GmbH für verschiedene Abflussereignisse an der Saale für den Bereich des Wehres **Bad Dürrenberg** zur Verfügung. Aus der listenartigen Aufstellung der mit HEC-2 ermittelten Simulationsergebnisse für „Wehr_Bad_Dürrenberg_HWSK_Saale_1996“ werden folgende Daten entnommen:

	Stat.	Durch- fluß	Berechnete Wasser- spiegelhöhe	Kritische Wasser- spiegel- höhe	Froude- zahl Flußbett	Durchfluß im Flußbett	Durchfluß linkes Vorland	Durchfluß rechtes Vorland	Geschwin- digkeit im Flußbett	Geschwin- digkeit linkes Vorland	Geschwin- digkeit rechtes Vorland	max. Abfluß- tiefe
	SECNO	Q	CWSEL	CRIWS	FRCH	QCH	QLOB	QROB	VCH	VLOB	VROB	DEPTH
	m	m³/s	m ü. NN	m ü. NN		m³/s	m³/s	m³/s	m/s	m/s	m/s	m
MQ	126.164	73,6	89,20	86,22	0,10	73,60	0,00	0,00	0,55	0,00	0,00	4,27
HQ ₂	126.164	227,0	90,14	87,16	0,21	227,00	0,00	0,00	1,32	0,00	0,00	5,21
HQ ₅	126.164	335,0	91,10	87,66	0,23	333,55	1,46	0,00	1,55	0,12	0,00	6,17
HQ ₁₀	126.164	407,0	91,36	87,96	0,25	391,78	15,22	0,00	1,72	0,28	0,00	6,43
HQ ₂₅	126.164	498,0	91,60	88,31	0,27	458,79	39,21	0,00	1,93	0,43	0,01	6,67
HQ ₅₀	126.164	566,0	91,70	88,55	0,29	510,92	55,06	0,02	2,10	0,51	0,12	6,77
HQ ₁₀₀	126.164	628,0	91,78	88,78	0,31	557,46	70,46	0,07	2,26	0,58	0,17	6,85
HQ ₄₉₄	126.164	695,0	91,82	88,98	0,34	611,72	83,16	0,12	2,46	0,65	0,20	6,89

MQ	126.882	73,6	89,42	87,00	0,11	73,60	0,00	0,00	0,59	0,00	0,00	3,45
HQ ₂	126.882	227,0	90,56	87,85	0,22	225,54	0,63	0,63	1,27	0,10	0,15	4,59
HQ ₅	126.882	335,0	91,42	88,32	0,19	261,71	65,25	8,04	1,18	0,23	0,26	5,45
HQ ₁₀	126.882	407,0	91,71	88,59	0,18	275,59	118,52	12,90	1,16	0,27	0,30	5,74
HQ ₂₅	126.882	498,0	91,97	88,91	0,18	300,23	179,40	18,38	1,19	0,32	0,34	6,00
HQ ₅₀	126.882	566,0	92,10	89,14	0,18	323,33	220,55	22,11	1,25	0,35	0,37	6,13
HQ ₁₀₀	126.882	628,0	92,23	89,34	0,19	341,53	260,78	25,69	1,29	0,38	0,39	6,26
HQ ₄₀₄	126.882	695,0	92,33	89,56	0,19	363,17	302,42	29,41	1,34	0,41	0,42	6,36

Abb. 6-25: Simulationsergebnisse der Firma Dorsch Consult GmbH für die Saale am Wehr Bad Dürrenberg

Unter Verwendung der aus den Berechnungen ermittelten Wasserspiegellagen sowie die angegebenen Wassertiefen kann für verschiedene Abflusssituationen die auftretenden Schubspannungen ermittelt werden (Tab. 6.22).

Tab. 6.22: Mit SETEG experimentell ermittelte kritische Sohlschubspannung der bei Bad Dürrenberg entnommenen Proben im Vergleich zu Näherungswerten der maximal auftretenden Schubspannungen aus den hydraulischen Berechnungen der Firma Dorsch Consult GmbH (k.M.: keine Messung).

BD_2		BD_4		Näherungswerte der maximal auftretenden Schubspannungen τ_{0m} in [N/m ²]			
Tiefe	τ_{crit} [N/m ²]	Tiefe	τ_{crit} [N/m ²]	M	HQ2	HQ5	HQ50
0-10 cm	0,7	0-10 cm	0,4	10	ca. 20	ca. 23	ca. 25
10-30 cm	1,4	10-30 cm	2,5				
30-50 cm	2,0	30-50 cm	k.M.				
> 50 cm	6,2	> 50 cm	k.M.				

Hier gilt es jedoch zu beachten, dass die in Abb. 6-25 angegebenen Wassertiefen die in dem jeweiligen Querschnitt maximal auftretenden Werte wiedergeben. Dies bedeutet, dass auch die berechneten Schubspannungen die entsprechenden Maximalwerte widerspiegeln. Innerhalb des Querschnitts sind dies jedoch nur wenige Bereiche in denen mit maximalen Beanspruchungen zu rechnen ist. Abb. 6-26 zeigt exemplarisch den Querschnitt bei Saale-km 126,185 im Bereich des Wehres Bad Dürrenberg. Es ist zu sehen, dass ungefähr in der Mitte die tiefste Stelle des Profils anzutreffen ist. Jedoch sind große Teile des Querschnitts mit Wassertiefen beaufschlagt, die um mindestens 1 m bis 1,2 m geringer sind. Dies bedeutet, dass nur der mittlere Bereich des Abflussquerschnitts mit den hohen Schubspannungen wie sie in Tab. 6.22. aufgelistet sind belastet werden. In den Randbereichen reduziert sich hier die Schubspannung um ca. 20% bis 30%.

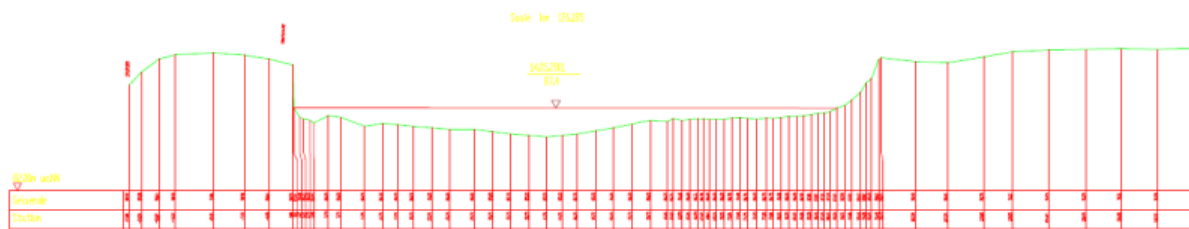


Abb. 6-26: Querprofil bei Saale-km 126,185 (oben) im Bereich des Wehres Bad Dürrenberg

Eine weitere Einschränkung bei den Berechnungen der in der Natur auftretenden Schubspannungen bezieht sich auf die Ermittlung des Sohlreibungsgefälles. Da für Bad Dürrenberg die Berechnungsergebnisse nur für einen kurzen Abschnitt von ca. 700 m vorliegen, kann die Ermittlung des Sohlreibungsgefälles mit einem relativ großen Fehler behaftet sein.

Für Bad Dürrenberg wird das Sohlreibungsgefälle für den Mittelwasserabfluss zu $I = 0,3 \text{ ‰}$ bestimmt. Bei einer für ein 1d Modell mindestens anzunehmenden Ungenauigkeit des Modells in der Berechnung der Wasserspiegellagen von $\pm 5 \text{ cm}$ könnte sich das Gefälle ggf. auf $I = 0,16 \text{ ‰}$ reduzieren, was zu einer weiteren Verminderung der maximalen Schubspannung auf ca. die Hälfte führt.

Ähnliche Berechnungen können für den Standort **Oebnitz** angestellt werden. Auch hier liegen Berechnungsergebnisse der Firma Dorsch Consult GmbH vor. Aus der listenartigen Aufstellung der mit HEC-2 ermittelten Simulationsergebnisse für „Wehr_Oebnitz_HWSK_Saale_1996“ werden folgende Daten entnommen:

	Stat.	Durch- fluß	Berechnete Wasser- spiegelhöhe	Kritische Wasser- spiegel- höhe	Froude- zahl Flußbett	Durchfluß im Flußbett	Durchfluß linkes Vorland	Durchfluß rechtes Vorland	Geschwin- digkeit im Flußbett	Geschwin- digkeit linkes Vorland	Geschwin- digkeit rechtes Vorland	max. Abfluß- tiefe
	SECNO	Q	CWSEL	CRWS	FRCH	QCH	QLOB	QROB	VCH	VLOB	VROB	DEPTH
MQ	150.397	72,5	98,22	98,22	1,01	72,50	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	0,36
HQ ₂	150.397	238,0	99,91	98,65	0,24	238,00	0,00	0,00	1,09	0,00	0,00	2,05
HQ ₅	150.397	345,0	100,58	98,88	0,23	340,80	0,97	3,24	1,17	0,06	0,06	2,72
HQ ₁₀	150.397	418,0	100,84	99,02	0,22	373,57	11,59	32,84	1,17	0,15	0,16	2,98
HQ ₂₅	150.397	509,0	101,10	99,18	0,21	401,13	28,59	79,28	1,16	0,21	0,21	3,24
HQ ₅₀	150.397	577,0	101,26	99,29	0,20	421,33	41,43	114,24	1,16	0,24	0,24	3,40
HQ ₁₀₀	150.397	642,0	101,40	99,40	0,20	440,69	53,70	147,61	1,16	0,26	0,27	3,54
HQ ₄₀₄	150.397	695,0	101,50	99,48	0,20	455,64	63,93	175,43	1,17	0,28	0,28	3,64

MQ	152.250	72,3	100,06	98,57	0,18	72,30	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00	2,42
HQ ₂	152.250	239,0	101,20	99,37	0,28	223,03	8,62	7,35	1,35	0,30	0,28	3,56
HQ ₅	152.250	347,0	101,61	99,75	0,31	303,40	22,53	21,06	1,59	0,45	0,43	3,97
HQ ₁₀	152.250	419,0	101,80	99,99	0,33	356,37	31,92	30,71	1,76	0,53	0,51	4,16
HQ ₂₅	152.250	510,0	102,04	100,26	0,35	420,71	44,93	44,36	1,94	0,63	0,60	4,40
HQ ₅₀	152.250	578,0	102,19	100,45	0,36	467,86	55,05	55,10	2,06	0,69	0,66	4,55
HQ ₁₀₀	152.250	644,0	102,37	100,98	0,37	505,62	68,48	69,91	2,13	0,77	0,70	4,73
HQ ₄₉₄	152.250	695,0	102,47	101,09	0,37	537,24	75,74	82,02	2,19	0,79	0,65	4,83

Abb. 6-27: Simulationsergebnisse der Firma Dorsch Consult GmbH für die Saale am Wehr Oebnitz

Unter Verwendung der aus den Berechnungen ermittelten Wasserspiegellagen sowie die angegebenen maximalen Wassertiefen können für verschiedene Abflusssituationen die maximal auftretenden Schubspannungen ermittelt werden. Diese ergeben sich in einem Bereich zwischen 3 bis 5 N/m² (MQ) und ca. 14 bis 22 N/m² (HQ2 bis HQ50). In Tab. 6.23 sind die mit SETEG gemessenen Werte aufgetragen. Auch hier gelten die oben bereits erwähnten Unsicherheiten aufgrund der Modellgenauigkeit und der über die Breite unterschiedlichen Querschnittsgeometrie.

Tab. 6.23: Mit SETEG experimentell ermittelte kritischen Sohlschubspannungen der beim Wehr Oebnitz entnommenen Proben (k.M.: keine Messung).

OE_1		OE_2		OE_3	
Tiefe	τ_{crit} [N/m ²]	Tiefe	τ_{crit} [N/m ²]	Tiefe	τ_{crit} [N/m ²]
0-10 cm	0,35	0-10 cm	0,62	0-10 cm	0,66
10-22 cm	0,68	10-21 cm	0,74	10-30 cm	1,14
> 22 cm	k.M.	> 21 cm	k.M.	> 30 cm	3,51

Für die Messstellen an den Neben- und Altgewässern der Saale, wie Hohenweiden, Steinmühle, Schwanenbrücke, Wettin, Calbe und Plötzkau liegen keine separaten detaillierten hydraulischen Berechnungen vor, die ausreichend Informationsgehalt haben, um daraus standortspezifische Schubspannungen für verschiedene Abflusssituationen zu berechnen. Wie jedoch bereits in den vorhergehenden Abschnitten beschreiben, sind diese Messstellen dadurch charakterisiert, dass über das Jahr verteilt eine relativ geringe Abflussdynamik auftritt. Dies führt zu einer Sedimentation und Konsolidierung der Sedimente, was sich z. B. in den Messwerten zur Lagerungsdichte oder der Korngrößenanalyse widerspiegelt (siehe Kap. 6.1 und 6.2). Diese Konsolidierung ist jedoch nur möglich, wenn die Sedimente über einen längeren Zeitraum stabil bleiben. D. h. es ist anzunehmen, dass die Sedimente mindestens bis Mittelwasser ggf. bis zu jährlich auftretenden Hochwasserereignissen nicht erodiert oder umgelagert werden. Erst bei erhöhten Abflüssen kommt es zu einer Resuspension des abgelagerten Materials, zunächst an der Oberfläche und erst bei noch höheren Abflüssen auch in den unteren Schichten. Für die Mobilisierung der unteren Schichten sind bei

allen Messstellen an den Neben- und Altgewässern der Saale jedoch deutlich noch höhere Schubspannungen, d. h. Abflüsse, erforderlich. In Tab. 6.24 sind die Daten für die Messstellen Hohenweiden, Steinmühle, Schwanenbrücke, Wettin, Calbe und Plötzkau nochmals zusammengefasst. Die experimentell in SETEG ermittelten kritischen Schubspannungen werden in wenigen Zentimeterschritten erfasst. Für eine bessere Vergleichbarkeit, auch mit den chemischen Analysewerten, ist in Tab. 6.24 eine Auswertung erfolgt, die die jeweiligen Mittelwerte für die Schichten der obersten 10 cm, der folgenden Schicht zwischen 10 und 30 cm, 30 bis 50 cm sowie – soweit Messungen über diese Tiefe vorhanden sind – auch für die Schichten die tiefer als 50 cm liegen.

Tab. 6.24: Mit SETEG experimentell ermittelte kritischen Sohlschubspannungen an den Messstellen der Saale Neben- und Altgewässer entnommenen Proben (k.M.: keine Messung).

	In SETEG ermittelte kritische Schubspannung τ_{crit} [N/m ²]								
Messstelle	Hohenweiden			Steinmühle			Schwanenbrücke		
Tiefe	HW_1	HW_2	HW_4	Ste_2	Ste_3	Ste_4	SW_1	SW_2	SW_3
0-10 cm	1,98	1,14	0,75	0,40	1,06	0,74	0,33	0,40	k.M.
10 - 30 cm	2,70	1,71	1,61	1,53	1,66	0,86	0,70	1,69	0,54
30 - 50 cm	k.M.	k.M.	k.M.	1,85	k.M.	k.M.	1,01	2,76	1,54
> 50 cm	k.M.	k.M.	k.M.	k.M.	k.M.	k.M.	k.M.	1,26	2,61

	In SETEG ermittelte kritische Schubspannung τ_{crit} [N/m ²]										
Messstelle	Wettin					Calbe			Plötzkau		
Tiefe	WE_1	WE_2	WE_3	WE_5	WE_6	Ca_1	Ca_3	Ca_4	PI_1	PI_3	PI_4
0-10 cm	3,50	0,79	4,50	1,22	1,18	0,93	1,08	1,12	0,66	1,14	1,09
10 - 30 cm	3,60	1,56	2,33	1,83	3,30	1,07	1,62	0,98	3,32	1,86	1,44
30 - 50 cm	2,77	2,23	2,09	2,34	2,37	2,14	1,66	2,09	5,56	2,47	2,09
> 50 cm	2,14	1,51	k.M.	k.M.	k.M.	k.M.	2,05	3,97	k.M.	1,69	1,85

7 Zusammenfassung

Das IWS führt im Auftrag des LHW umfangreiche Messkampagnen im Einzugsbereich der Saale durch, um im Zuge des Projekts „Ermittlung des Remobilisierungspotentials belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts“ grundlegende Daten für die Entwicklung eines nachhaltigen Sedimentmanagements zu ermitteln. Die Untersuchungen beschränken sich auf Feinsedimente, da sich Schadstoffe vornehmlich an Feinstoffe anlagern.

In einem ersten Projektschritt erfolgt die Auswahl geeigneter Gewässerstrecken für das nachfolgend vorgesehene Messprogramm. Ziel dieser Vorauswahl ist, den Messaufwand auf wenige Probenahmeorte zu beschränken (insgesamt fünfzehn), dabei jedoch eine möglichst große Übertragbarkeit der Ergebnisse auf vergleichbare Fließstrecken zu ermöglichen. Basis der Entscheidungsfindung ist dabei eine umfangreiche Erkundung möglicher Sedimentationsbereiche durch die Firma G.E.O.S.. In Absprache mit dem LHW erfolgt die Festlegung der fünfzehn Messstellen, wobei frei fließende Gewässerstrecken ebenso berücksichtigt werden wie Nebenstrukturen und gestaute Bereiche.

Der Fokus der Kampagnen liegt auf der Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung in ausgewählten Gewässerabschnitten der Saale, einiger Nebenstrukturen der Saale sowie den Zuflüssen Bode und Schlenze. Neben dem Einsatz des vom LHW geforderten in situ-Messgeräts bei den Vor-Ort-Messungen kommt das vom IWS in langjähriger Entwicklungsarbeit optimierte SETEG-Verfahren zur Anwendung, das die tiefenabhängige Beurteilung der Sedimentstabilität ermöglicht. Hierzu werden an den Messstellen bis zu 90 cm lange Sedimentkerne mit einem Kunststoffrohr (Durchmesser 15 cm) entnommen. Die so gewonnenen Proben werden stets aufrecht stehend und gekühlt nach Stuttgart gebracht und dort in einem speziellen Versuchsstand hinsichtlich Lagerungsdichte und kritischer Sohlschubspannung in unterschiedlichen Tiefenhorizonten untersucht.

Neben den zerstörenden Prüfungen mit dem in situ-Gerät und dem SETEG-System werden weitere Parameter und Messgrößen an den Probenahmeorten ermittelt, u. a. der TOC- und Chlorophyll a-Gehalt, die Strömungsgeschwindigkeiten im Bereich der Probenahme sowie die Korngröße des Sohlmaterials. An den identischen Stellen des Gewässers hat die Firma G.E.O.S. darüber hinaus Bohrkerne entnommen, die einer umfangreichen chemischen Analyse unterzogen wurden.

Als wesentliches Ergebnis des Projekts „Ermittlung des Remobilisierungspotentials belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts“ lassen sich nachfolgende Erkenntnisse formulieren:

- Es besteht eine hohe Variabilität aller untersuchten Parameter hinsichtlich der hydraulischen Bedingungen in den betrachteten Gewässerstrecken. Eine Unterteilung in Fließabschnitte mit hoher Abflussdynamik, mäßiger Abflussdynamik und sehr gerin-

ger Abflusssdynamik erlaubt bereits eine grobe Klassifizierung des Remobilisierungsrisikos für ein großskaliges Sedimentmanagement.

- Fließgewässerbereiche mit sehr geringer Abflusssdynamik sind beispielsweise Stau-bereiche an Wehren sowie nicht ständig durchflossene Altarme. Derartige Gewäs-serabschnitte sind im Projekt durch die Messstellen Staßfurter Wehr, Saale-Altarm Calbe und Saale-Altarm Plötzkau repräsentiert.
- Fließgewässerbereiche mit mäßiger Abflusssdynamik sind beispielsweise Nebenstruk-turen der Saale, d. h. Mühlkanäle oder die durch eine Wehranlage vom Hauptstrom abgetrennte Wilde Saale. Diese Bereiche werden bei Mittelwasserverhältnissen nur mit geringen Durchflüssen beaufschlagt und sind meist durch seitliche Ausleitungen angeschlossen. Die Abflusskapazität dieser Strukturen ist, wegen der Linienführung durch Wohnbereiche, meist sehr eingeschränkt, so dass auch im Hochwasserfall die Dynamik beschränkt bleibt. Im Projekt sind derartige Bereiche durch z. B. die Messstellen Schwanenbrücke, Hohenweiden, Steinmühle, Wettin und Neugattersle-ben repräsentiert.
- Fließgewässerbereiche mit hoher Abflusssdynamik sind alle Flussbereiche, in denen der Abfluss vornehmlich abgeführt wird und die insbesondere bei Hochwassersituati-onen einer hohen hydraulischen Belastung ausgesetzt sind. Neben den Flussberei-chen der Saale (Wehr Oebnitz, Wehr Bad Dürrenberg) sind dies im Projekt die Messstellen Friedeburg/ Schlenze, Rabeninsel, Osendorf/ Weiße Elster, Hubschütz Döllnitz/ Weiße Elster und Hohenerxleben/ Bode.
- Erwartungsgemäß finden sich in den Fließgewässerbereichen mit sehr geringer Ab-flusssdynamik die größten Feinsedimentmächtigkeiten. Darüber hinaus ist das Bo-denmaterial in den tieferen Schichten deutlich konsolidiert und weist eine erhöhte Erosionsbeständigkeit auf. Die sehr homogenen bzw. stetigen Verläufe von TOC, Chlorophyll a und der Lagerungsdichte über der Tiefe sowie die jeweils sehr engen Schwankungsbereiche der Körnungslinien in den einzelnen Sedimenthorizonten lässt den Schluss zu, dass diese Bereiche keine nennenswerte Umlagerung erfahren bzw. die unteren Sedimentschichten stabil sind. Lediglich Hochwasserereignisse mit ho-hen Jährlichkeiten können eine Resuspendierung bewirken. Das Resuspensionsrisi-ko ist insofern gering.
- In den Fließgewässerbereichen mit mäßiger Abflusssdynamik sind die untersuchten Parameter weniger homogen und der Konsolidierungsgrad geringer. Grundsätzlich sind die kritischen Sohlschubspannungen, die für eine Remobilisierung erforderlich sind, etwas größer und die Körngrößen kleiner als in den Flussabschnitten mit hoher Dynamik. In Verbindung mit der zumeist beschränkten Abflusskapazität folgt daraus tendenziell ein geringeres Resuspensionsrisiko als in den dynamischen Gewässer-abschnitten.

- Die Gewässerabschnitte, die bei Hochwasser den Hauptteil der Abflusskapazität stellen und daher einer hohen Dynamik unterliegen, weisen in der Regel eine stärkere Durchmischung der Sohle auf. Dies manifestiert sich einerseits in sehr un stetigen Verläufen der tiefenabhängigen Lagerungsdichte und andererseits in einer beinahe konstant bleibenden kritischen Sohlschubspannung über der Tiefe. Gegenüber den anderen beiden Fließgewässer-Kategorien ist das Sohlenmaterial jedoch erheblich gröber und weist nur einen geringen Anteil an Feinmaterial auf. Infolge der deutlich geringeren τ_{crit} -Werte ist das Resuspensionsrisiko hoch.
- Grundsätzlich ist anzumerken, dass in jedem Querschnitt je nach geometrischer Form (gegliederter oder homogener Querschnitt), morphologischer Strukturen (Inseln, Bänke, Pools etc.), baulicher Strukturen (Buhnen, Sporne etc.) auch bei höheren Abflüssen und insgesamt eher großen Fließgeschwindigkeiten strömungsberuhigte Zonen auftreten, in denen die anzutreffenden Schubspannungen so klein sind, dass sich Sedimente ablagern können oder dort bereits vorhandene Depositionen nicht remobilisiert werden. Insofern können auch in Abschnitten mit hoher Abflussdynamik lokal Feinmaterialablagerungen auftreten. Dies gilt analog auch für Bereiche, in denen aufgrund z. B. eines Hochwasserereignisses von einer großflächigen Erosion auszugehen ist: auch hier kann in lokal geschützten Zonen noch ältere, stabile Ablagerungen angetroffen werden.
- Das Resuspensionsrisiko berücksichtigt lediglich die Erodierbarkeit der im jeweiligen Gewässerabschnitt vorhandenen Sedimente, nicht jedoch das Schadstoffpotential. Nachdem sich relevante Schadstoffe vornehmlich an Feinsedimente anlagern, führt ein hohes Resuspensionsrisiko in dynamischen Gewässerstrecken mit deutlich größerem Sohlenmaterial nicht zwangsläufig zu einer größeren Gefährdung hinsichtlich des Schadstoffaustrags aus dem Saale-Einzugsgebiet. Eine Beurteilung der Schadstofffracht aus den einzelnen Gewässerabschnitten setzt die Kenntnis der Art und Konzentration der Substanzen in den jeweiligen Gewässerabschnitten voraus.
- Die Messstellen Hohenerxleben/ Bode und Hubschütz Döllnitz/ Weiße Elster können nicht beprobt werden, da die vorgefundene Strömung eine derartige ausräumende Wirkung hat, dass keine Feinsedimente angetroffen werden. Die Erkenntnis daraus ist, dass in den Fließstrecken mit hoher Dynamik mögliche eingetragene an Sedimenten haftende Schadstoffe sich nicht in nennenswertem Umfang ablagern, sondern in der fließenden Welle transportiert werden. Nachdem in den zurückliegenden Jahren die Sicherung von Altlasten große Erfolge verzeichnet und die Einträge von Schadstoffen aus Punktquellen signifikant gesenkt werden konnten, ist der so geartete Schadstofftransport spürbar rückläufig. Relevanz hat dieser Schadstofftransport für ein Sedimentmanagementkonzept jedoch insofern, als in Staubereichen eine Akkumulation auftreten kann, z. B. am Stauwehr Staßfurt. Sollten dort Kontaminationen vorliegen, wäre dieser Bereich prioritär in ein aktives Management zu überführen.

- In den Fließgewässerbereichen mit mäßiger Abflussdynamik ist das Absetzen von Feinstoffen sehr wahrscheinlich. Durch die zumeist diffuse Verteilung der Feinsedimente ist eine punktuelle Entnahmemöglichkeit von schadstoffbelasteten Sedimenten eher nicht die Regel. Für ein Sedimentmanagementkonzept wäre daher eine Vermeidungsstrategie eine denkbare Lösungsmöglichkeit, d. h. die Begrenzung der Beaufschlagung derartiger Gewässerabschnitte während eines Hochwassers. Damit könnte der Eintrag von in Hochwasserwellen resuspendierten Schadstoffen in diese eher strömungsberuhigten Bereiche vermieden werden. Eine derartige Überlegung konkurriert jedoch mit der grundsätzlichen Hochwassermanagementstrategie, zusätzliche Retentionsräume zu schaffen. Eine sorgfältige Abwägung und Begrenzung auf besonders gefährdete Abschnitte ist insofern angezeigt.
- Es ist zu vermuten, dass die chemischen Analysen der Firma G.E.O.S. erhöhte Schadstoffpotentiale in den Fließgewässerbereichen mit geringer Abflussdynamik ausweisen. Obgleich das Resuspensionsrisiko der dort abgelagerten Feinsedimente niedrig ist, könnte eine Remobilisierung bei auftretenden erhöhten Abflüssen eine erhebliche Gewässerkontamination zur Folge haben. Insofern ist im Einzelfall zu prüfen, ob die punktuelle Entnahme oder weitergehende Sicherung dieser Bereiche nicht zu einer Verringerung des Schadstoffpotentials beitragen kann.
- Für ein aktives Sedimentmanagement mit dem Ziel, die Schadstoffbelastung zu reduzieren, ist ein Rückhalten von Feinsedimenten in z. B. gestauten Bereichen bzw. die regelmäßige Räumung derartiger Gewässerabschnitte ein wirkungsvolles Mittel. Sollte geplant werden, derartige Bereiche als Schadstoffsinken anzulegen, muss berücksichtigt werden, dass der Absetzvorgang von Feinsedimenten, wegen der geringen Sinkgeschwindigkeiten, entsprechende Zeit braucht und die Absetzbereiche entsprechend weiträumig ausgeführt werden müssen. Ein Anlegen derartiger Bereiche in bestehenden Fließgewässern konkurriert mit der Zielerreichung eines guten ökologischen Zustands gemäß WRRL. Eine Anordnung im Nebenschluss wäre eine denkbare Variante.
- Neben der Ermittlung des Resuspensionsrisikos besteht eine Zielsetzung des Projekts auch in der Beurteilung der eingesetzten Messverfahren für ein weitergehendes Monitoring. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass eine tiefenabhängige Beurteilung der unterschiedlichen Parameter die größte Aussagekraft besitzt. Das eingesetzte in situ-Gerät zur Beurteilung der kritischen Sohlschubspannung ist zwar grundsätzlich geeignet, die gewünschte Information zu liefern, ist dabei jedoch auf die oberste Sedimentschicht beschränkt. Eine Messung der tiefer liegenden Schichten ist mit dieser Anordnung nicht möglich bzw. würde, beim mechanischen Beseitigen der oberen Sedimentschichten, den Vorteil des Verfahrens beeinträchtigen, der auf der Vermeidung jeglicher Störungen der Probe beruht. Auch die Analysen von TOC und Chlorophyll a sind, jeder für sich betrachtet, keine geeigneten Parameter, um die Sediment-

stabilität zu beurteilen. Die Korngrößenanalyse liefert den zuverlässigsten Parameter, mit dem die Sedimentstabilität abgeschätzt werden kann. Zudem ist die Korngröße ein wichtiger Parameter zur Beurteilung des Anlagerungspotentials von Schadstoffen. Dennoch ist eine Abschätzung der kritischen Sohlschubspannung alleine auf der Grundlage der Korngröße eher qualitativer Natur, da z. B. der Konsolidierungsgrad nicht berücksichtigt wird. Eine zuverlässige Quantifizierung von τ_{crit} setzt daher einen umfangreicheren Messaufwand voraus und wird sich an der im Rahmen dieses Projekts entwickelten und umgesetzten Strategie orientieren.

8 Literatur

DIN 38412: *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L)*, Teil 16 Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächenwasser (L 16), Deutsches Institut für Normung e.V., Dezember 1985

DIN 4022: *Baugrund und Grundwasser, Baugrund und Grundwasser*, Benennen und Beschreiben von Bodenarten und Fels, Schichtenverzeichnis für Untersuchungen und Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben, Deutsches Institut für Normung e.V., September 1987

Hillebrand, G.: *Transportverhalten kohäsiver Sedimente in turbulenten Strömungen - Untersuchungen im offenen Kreisgerinne*, Dissertation, Universität Karlsruhe, 2008

Hursie, U.: *Sedimentmanagementkonzept Sachsen-Anhalt*. Informationsveranstaltung am 5.5.2011 in Magdeburg

LHW (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt): *Das Sedimentmanagementkonzept des Landes Sachsen-Anhalt*, Informationsveranstaltung am 5.5.2011 in Magdeburg

Weinert, J.: *Laserbasierte Ermittlungen der Sohlschubspannung in verschiedenen Versuchsgewässern*, Bachelorarbeit, Universität Stuttgart, Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung, 2012

Westrich, B., Förstner, U. (Hrsg): *Sediment Dynamics and pollutant mobility in rivers*, ISBN 978-3-642-07110-2, Springer-Verlag, Berlin, 2010

Witt, O., Keller, M., Hulscher, T. und Westrich, B.: *Untersuchungen zum Resuspensionsrisiko belasteter Sedimentablagerungen im Rhein*. Vom Wasser 101,12 (2003) 189-204.

Witt, O.: *Erosionsstabilität von Gewässersedimenten und deren Bedeutung für den Stofftransport bei Hochwasser am Beispiel ausgewählter Stauhaltungen des Oberrheins*, Dissertation, Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau, 2003