Universität Hamburg
DER FORSCHUNG | DER LEHRE | DER BILDUNG

cen

Ermittlung der Veränderung der Schadstoffbelastung in den Böden der vom Juni-Hochwasser 2013 überfluteten Elbauen

Abschlussbericht

Auftraggeber: **Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (BSU)**
Amt für Umweltschutz - Abteilung Wasserwirtschaft
Neuenfelder Straße 19
21109 Hamburg

Auftragnehmer: **Universität Hamburg**
CEN Centrum für Erdsystemforschung und Nachhaltigkeit
Institut für Bodenkunde
Prof. Dr. Annette Eschenbach
Dr. Alexander Gröngröft
Allende-Platz 2
20146 Hamburg

Bearbeitung: MSc. Jannik Hinsch, Dr. Alexander Gröngröft &
Prof. Dr. Annette Eschenbach

April 2015

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis ..... **IV**

Tabellenverzeichnis ..... **VII**

1 Einführung und Zielsetzung **1**

2 Auswahl und Eigenschaften der Standorte **2**

3 Material und Methoden **3**

3.1 Anlage von drei neuen Monitoringflächen 3

3.2 Probenahme 4

3.3 Laboranalysen 5

4 Vergleich der Bodeneigenschaften 2014 mit 2003 ..... **7**

4.1 Organischer Kohlenstoff 7

4.2 Bodenreaktion 8

4.3 Korngrößenzusammensetzung 9

4.4 Gehalte der Spurenmetalle As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn 10

4.4.1 Arsen 10

4.4.2 Cadmium 13

4.4.3 Chrom 15

4.4.4 Kupfer 17

4.4.5 Nickel 19

4.4.6 Blei 21

4.4.7 Quecksilber 23

4.4.8 Zink 25

4.5 Pflanzenverfügbare Schwermetallgehalte 27

4.5.1 Pflanzenverfügbare Cadmiumgehalte 27

4.5.2 Pflanzenverfügbare Bleigehalte 29

4.5.3 Pflanzenverfügbare Zinkgehalte 31

4.6 Organische Schadstoffe 33

4.6.1 Tributylzinn Kationen (TBT) 33

4.6.2 Dioxine und Furane (PCDD/PCDF) 34

4.6.3 Pestizide 37

4.6.4 Polychlorierte Biphenyle (PCB) 40

4.6.5 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) 41

5 Differenzen der Datensätze 2003 und 2014 und ihre möglichen Ursachen 45
5.1 Vergleichbarkeit der Proben 47
5.2 Vergleichbarkeit der Analysenmethoden 47
5.3 Zusammenhang zwischen Schadstoffgehalten und Bodenparametern 48
5.4 Häufigkeit der Überflutung 49
5.5 Änderung der Schadstoffgehalte durch Veränderung des organischen Kohlenstoffgehalts 53
5.6 Veränderung der Schadstoffgehalte durch Abnahme des pH-Werts 55
5.7 Veränderung der Schadstoffgehalte durch Dichteveränderungen im Oberboden 57
5.8 Standort Lütkenwisch (Stromkilometer 476) 58
6 Vergleich der Oberbodenbelastung mit der Qualität der Schwebstoffe 59
7 Zusammenfassung und Ausblick 62
8 Literatur 66

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1 Beprobungsraster für 16 x 16 m^2 Monitoringfläche 4
Abb. 2 Vergleich der organischen Kohlenstoffgehalte aus den Jahren 2003 und 2014 zwischen den Stromkilometern 128 und 493. Sternmarkierung: fehlerhaft beprobte Fläche (GM2) bei Glinde 7
Abb. 3 Vergleich der pH-Werte aus den Jahren 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2) 9
Abb. 4 Vergleich der Sand- Schluff und Tongehalte aus den Jahren 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2) 10
Abb. 5 Arsengehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 11
Abb. 6 Vergleich der Arsengehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2) 12
Abb. 7 Differenzen der Arsengehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs 13
Abb. 8 Cadmiumgehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 13
Abb. 9 Vergleich der Cadmiumgehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2) 14
Abb. 10 Differenzen der Cadmiumgehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs 15
Abb. 11 Chromgehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 15
Abb. 12 Vergleich der Chromgehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2) 16
Abb. 13 Differenzen der Chromgehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs 17
Abb. 14 Kupfergehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 17
Abb. 15 Vergleich der Kupfergehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2) 18
Abb. 16 Differenzen der Kupfergehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs 19
Abb. 17 Nickelgehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 19
Abb. 18 Vergleich der Nickelgehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2) 20
Abb. 19 Differenzen der Nickelgehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs 20
Abb. 20 Bleigehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 21
Abb. 21 Vergleich der Bleigehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2) 22
Abb. 22 Differenzen der Bleigehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs 23
Abb. 23 Quecksilbergehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 23
Abb. 24 Vergleich der Quecksilbergehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2) 24
Abb. 25 Differenzen der Quecksilbergehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs 25
Abb. 26 Zinkgehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 25

Abb. 27 Vergleich der Zinkgehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2) 26
Abb. 28 Differenzen der Zinkgehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs 27
Abb. 29 Exponentieller Zusammenhang zwischen dem pH und dem pflanzenverfügbaren Cadmiumanteil am, mit Königswasser extrahierbaren, Gesamtgehalt in % 28
Abb. 30 Vergleich der Gesamtcadmiumgehalte mit den pflanzenverfügbaren Cadmiumgehalten 28
Abb. 31 Exponentieller Zusammenhang zwischen dem pH und dem pflanzenverfügbaren Bleianteil am mit Königswasser extrahierbaren Gesamtgehalt in % 30
Abb. 32 Vergleich der Gesamtbleigehalte mit den pflanzenverfügbaren Bleigehalten 31
Abb. 33 Exponentieller Zusammenhang zwischen dem pH und dem pflanzenverfügbaren Zinkanteil am mit Königswasser extrahierbaren Gesamtgehalt in % 32
Abb. 34 Vergleich der Gesamtzinkgehalte mit den pflanzenverfügbaren Zinkgehalten 33
Abb. 35 Tributylzinngehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 34
Abb. 36 Dioxin- und Furangehalte als Toxizitätsäquivalente (nach NATO/CCMS), aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 35
Abb. 37 Verteilung der Einzelstoffe der PCDD/PCDF an der Summe der Stoffe (nur Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze berücksichtigt) 36
Abb. 38 Vergleich der Dioxin- und Furangehalte als Toxizitätsäquivalente (nach NATO/CCMS) von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 37
Abb. 39 Summe der Pestizidgehalte (inklusive Pentachlorbenzen), aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 38
Abb. 40 Verteilung der Einzelstoffe der Pestizide in Anteil der Gesamtsumme 39
Abb. 41 Summe der PCB-Gehalte, aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 40
Abb. 42 Verteilung der Einzelstoffe der PCB in Anteil der Gesamtsumme 41
Abb. 43 Summe der 16 EPA-PAK-Gehalte, aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 42
Abb. 44 Summe der Gehalte an (Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylen und Indeo(1,2,3-cd)pyyren), aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598 42
Abb. 45 Verteilung der Einzelstoffe der PAK in Anteil der Gesamtsumme 44
Abb. 46 Korrelation zwischen dem Gehalt an organischem Kohlenstoff und der Konzentration an Zink 48
Abb. 47 Beziehung zwischen der Oberbodenbelastung mit Blei und der Gesamtdauer der Überflutungen 51
Abb. 48 Beziehung zwischen der Oberbodenbelastung mit Blei und der Gesamthäufigkeit der Überflutungen 52
Abb. 49 Beziehung zwischen der Anzahl der Überflutungsereignisse zwischen den Hochwässern 2002 und 2013 zu der Veränderung der Zinkgehalte in den Oberböden 53

Abb. 50 Zusammenhang zwischen C_{org}-Abnahme und Abnahme von Gesamtcadmium (prozentual, ohne LUET2) 54

Abb. 51 Zusammenhang zwischen C_{org}-Abnahme und Abnahme von Gesamtzink (absolut)..... 55

Abb. 52 Zusammenhang zwischen der Veränderung des pH und der Gesamtcadmiumgehalte..... 56

Abb. 53 Relative Zunahmen der Schwermetallgehalte der Flächen LUET2 und LUET3 bei Lütkenwisch im Vergleich zu den mittleren Schwermetall Zu- und Abnahmen der übrigen Untersuchungsflächen..... 58

Abb. 54 Vergleich der Schwermetallgehalte der Untersuchungsflächen LUET1, LUET2 und LUET3 59

Abb. 55 Vergleich der normierten Zinkgehalte in den Elbauen mit den mittleren Gehalten in frischen, schwebstoffbürtigen Sedimenten des Jahres 2010 (aus FGG Elbe 2013a) 60

Abb. 56 Vergleich der normierten Quecksilbergehalte in den Elbauen mit den mittleren Gehalten in frischen, schwebstoffbürtigen Sedimenten des Jahres 2010 (aus FGG Elbe 2013a) 61

Abb. 57 Vergleich der normierten Arsengehalte in den Elbauen mit den mittleren Gehalten in frischen, schwebstoffbürtigen Sedimenten des Jahres 2010 (aus FGG Elbe 2013a) 61

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Lage und Nutzung der Probenahmeflächen 2
Tabelle 2 Laboranalysen 5
Tabelle 3: Kennzahlen zur Pestizidbelastung der untersuchten Böden, OSW: Oberer Schwellenwert (IKSE, 2014) 38
Tabelle 4 Kennzahlen zur PCB-Belastung der untersuchten Böden, OSW: Oberer Schwellenwert (IKSE, 2014) 40
Tabelle 5: Kennzahlen zur PAK-Belastung der untersuchten Böden, OSW: Oberer Schwellenwert (IKSE, 2014) 43
Tabelle 6 Übersicht der Veränderungen ausgewählter Kenndaten und untersuchter Schadstoffe seit 2003 46
Tabelle 7 Korrelationskoeffizienten (korr. R^2) zwischen Schadstoffgehalten und den Bodenparametern Corg und Ton 49
Tabelle 8 Überflutungshäufigkeit der Monitoringflächen 50
Tabelle 9 Lagerungsdichten der untersuchten Flächen, sortiert aufsteigend nach Größe 57

1 Einführung und Zielsetzung

Das extreme Hochwasser der Elbe infolge der Starkregenereignisse Anfang Juni 2013 war mit erheblichen Erosionen, Umlagerungen und Ablagerungen von Sedimenten verbunden (FGG Elbe, 2013b). Bei den Hochwässern können sich die feinkörnigen Sedimente nicht nur im Fluss und in den Buhnenfeldern, sondern auch in strömungsberuhigten Teilen des Überflutungsgebietes ablagern. In der Vergangenheit wiesen die frischen Sedimente nach solchen Hochwässern hohe Schadstoffbelastungen auf (Geller et al., 2004). Aufgrund der Verminderungen der Schadstoffzufuhr innerhalb des Einzugsgebietes in den letzten Jahren wurde angenommen, dass die frischen Sedimente des Hochwassers 2013 eine geringere Belastung aufwiesen als die Sedimente des Hochwassers von 2002.

Unter Bezug auf das Sedimentmanagementkonzept der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE, 2014) wird mit diesen Untersuchungen das Ziel verfolgt, die nach dem Hochwasser ggf. veränderte Belastung von Auen zu überprüfen und damit die Funktion der Auen als Stoffsenke zu bestimmen. Um diese Untersuchungen durchführen zu können, waren bereits im Jahr 2003 Monitoringflächen angelegt worden, die sowohl den deutschen Abschnitt von Sachsen bis Niedersachsen abdecken als auch innerhalb der Auen die kennzeichnenden Landschaftselemente repräsentieren. Aufgabenstellung war es daher, von den identischen Flächen mit gleicher Beprobungstechnik erneut Bodenproben zu entnehmen, diese auf die elberelevanten Schadstoffe zu analysieren und die aktuellen Daten mit denjenigen von 2003 zu vergleichen und dabei weitere aktuelle Informationen zu integrieren. Da sich an den Standorten ggf. auch einige für die Schadstoffretention relevante Bodenkenndaten verändert haben könnten, war es notwendig, die Vergleichbarkeit der Bodendaten mit denen von 2003 durch eine erneute Analyse der Kenndaten abzusichern. Für eventuelle zukünftige Analysen wurden Proben zurück gestellt.

2 Auswahl und Eigenschaften der Standorte

Aus den insgesamt 55 von Krüger et al. (2004) im Jahr 2003 an zwölf Standorten angelegten Monitoringflächen entlang der Elbe und ihren Nebenflüssen wurden in Abstimmung mit dem Auftraggeber 40 Flächen ausgewählt, die im Einflussbereich der Elbe liegen. Die 40 ausgewählten Flächen verteilen sich auf zehn Standorte zwischen den Elbestromkilometern 128 und 493. Zusätzlich wurden zu Beginn dieser Arbeit drei neue Monitoringflächen im Hamburger Raum angelegt, und zwar jeweils eine Fläche in Altengamme (Stromkilometer 590), Krauel (Stromkilometer 596) und Zollenspieker (Stromkilometer 598). Auf diese Weise ergaben sich 43 Monitoringflächen, die im Zuge dieses Projektes beprobt wurden.

Mit Ausnahme der drei neu eingerichteten Monitoringflächen im Hamburger Raum, sind die Flächen 2003 von Krüger et al. (2004) in Transekten angelegt worden. Die Transekte, bestehend aus drei bis sechs Monitoringflächen, orientieren sich quer zum Fluss. Entlang der Transekte wurden die vorhandenen topographischen und die Nutzungseinheiten erfasst (Rinnen, Uferwälle, Plateauflächen bzw. Ödland, Grünland, Wald). Die Transekte bilden den tidefreien Verlauf der Elbe in Deutschland ab. Außerdem sind die Transekte so gelegt, dass in den Untersuchungen der Einfluss der Zuflüsse Mulde, Saale und Havel auf die Sedimentqualität der Elbe erkannt werden kann. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die ausgewählten Standorte und die Anzahl der im Jahr 2014 beprobten Monitoringflächen pro Standort, sowie den Beprobungszeitraum. Außerdem wird die Nutzung der beprobten Flächen von 2003 und 2014 angegeben.

Tabelle 1 Lage und Nutzung der Probenahmeflächen

Standorte	Abkürzung	Elbstrom-kilometer	Bundesland	Nutzung 2014	Nutzung 2003	Datum der Probe-nahme	Anzahl beprobter Flächen im Vergleich zu 2013
Mühlberg	MUE	128	BB	GL	GL	08.07.14	4 von 5
Dommitzsch	DOM	170	SN	GL	GL/AL	09.07.14	4 von 5
Wörlitz	WM	242	ST	GL	GL	09.07.14/ 11.08.14	5 von 6
Steckby	STEM	285	ST	GL	GL	12.08.14	4 von 6
Glinde	GM	301	ST	GL	GL	10.07.14/ 12.08.14	4 von 4
Tangermünde*	TMT	380	ST	GL	GL	13.08.14	5 von 5
Havelberg*	HVT	425	ST	GL	GL	25.08.14	4 von 4
Schönberg Deich	SDT	435	ST	GL	GL	26.08.14	2 von 3
Lütkenwisch	LUET	476	BB	GL	GL	26.08.14	4 von 5
Gorleben	GOR	493	NI	GL	GL	27.08.14	4 von 5
Altengamme		590	HH	GL	KA	01.07.14	1 von 1
Krauel		596	HH	GL	KA	01.07.14	1 von 1
Zollenspieker		598	HH	GL	KA	01.07.14	1 von 1
						Gesamt	43 von 51

*Je zwei der beprobten Flächen liegen hinter dem Elbedeich im Einflussbereich von Tanger bzw. Havel.

Abkürzung der Bundesländer: HH - Hamburg, NI - Niedersachsen, ST - Sachsen-Anhalt, SN - Sachsen, BB - Brandenburg, **Abkürzung der Nutzung:** GL-Grünland, AL-Ackerland, KA- Keine Angaben

3 Material und Methoden

3.1 Anlage von drei neuen Monitoringflächen

Um auch einen Nachweis der aktuellen Belastung der Überflutungsflächen im Hamburger Raum zu erhalten, wurden drei neue Monitoringflächen in Krauel, Zollenspieker und Altengamme eingerichtet. Damit besteht zukünftig die Möglichkeit, auch für diese Flächen Aussagen zur Veränderung über Belastungssituation treffen zu können.

Die Einrichtung der drei neuen Monitoringflächen wurde analog zur Einrichtung der Monitoringflächen von Krüger et al. (2004) durchgeführt. Die genaue Lage und Ausrichtung der Flächen wurde so gewählt, dass eine für den jeweiligen Auenabschnitt repräsentative und in der Vegetation und der Morphologie möglichst einheitliche Fläche entstand. Entgegen der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), die für Dauerbeobachtungsflächen eine Flächengröße von ca. 1.000 m^2 vorgibt (Bundesministerium für Umwelt, 1999), wurde auf Grund der schmalen Längsstruktur der Auen eine Flächengröße von 256 m^2 bei einer Kantenlänge von 16 x 16 m^2 gewählt (Abb. 1). Diese Flächengröße wurde so gewählt, weil es sich um die größte und eine der häufigsten Flächeneinteilungen in der Arbeit von Krüger et al. (2004) handelt und somit eine gute Vergleichbarkeit mit den übrigen Monitoringflächen gegeben ist. Jeweils mittig zu einer der Flächenseiten wurde in ca. 2 m Abstand außerhalb der Monitoringfläche eine kleine Profilgrube ausgehoben. Anhand derer der Profilaufbau und Bodentyp bestimmt wurden.

Die Eckpunkte der Flächen lassen sich anhand von Skizzen leicht genau lokalisieren. Der Bezugspunkt einer Fläche wurde jeweils mit einer vergrabenen Gehwegplatte dauerhaft markiert um eine Wiederfindung für Folgeuntersuchungen zu erleichtern. Der Bezugspunkt bildet dabei den Ausgangspunkt (A1) für die Nummerierung der Rasterpunkte. Die Rasterpunkte wurden nach den Vorgaben von Krüger et al. (2004) jeweils beginnend an dem Bezugspunkt mit Buchstaben und Zahlen nummeriert.

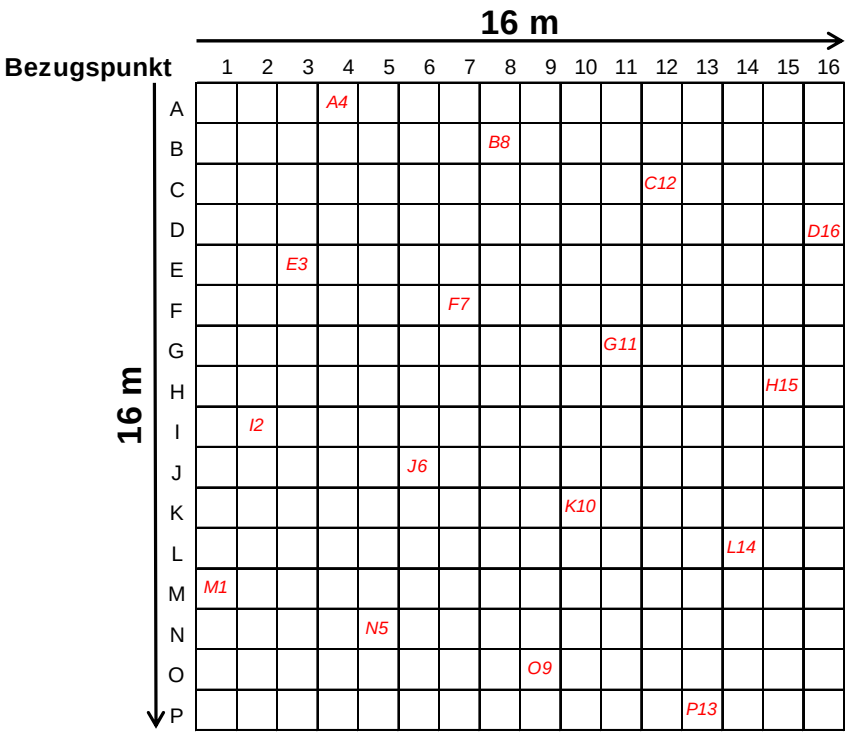

Abb. 1 Beprobungsraster für 16 x 16 m² Monitoringfläche

Die zu beprobenden Rasterpunkte der 16 x 16 m²-Flächen wurde von Krüger et al. (2004) übernommen. Die Beprobungsschemata der übrigen Raster wurden selber entwickelt. Das Raster wurde, mit wenigen Ausnahmen, so ausgerichtet, dass die A-Reihe (A-1 bis A-16) die der Elbe abgewandte und die P-Reihe somit die der Elbe zugewandte Seite der Fläche darstellen.

3.2 Probenahme

Vor Beginn der Probenahme wurden zunächst die Eckpunkte der zu beprobenden Monitoringfläche mittels GPS-Daten, Dauermagnetmarkierung oder anhand von Entfernungsmessungen zu bekannten Fixpunkten aufgefunden und mit Fluchtstangen markiert.

Zur flächenrepräsentativen Beprobung der Oberböden (Beprobungstiefe 0-10 cm gemäß BBodSchV) wurden die Monitoringflächen systematisch nach einem bestimmten Raster beprobt. Je nach Flächengröße ergeben sich Raster mit einer Anzahl von 10 bzw. 16 genau festgelegten Beprobungspunkten, d.h. Punktdichten von 10 – 16 m²/Einzeleinstich. Diese Dichte ist im Vergleich zu den Anforderungen der BBodSchV (1999) hoch und in der Lage, die kleinräumige Variabilität zu erfassen. Vor der Beprobung wurde der entsprechende Punkt von störendem Streu- und anderem Pflanzenmaterial befreit, um eine direkte Beprobung des Mineralbodens sicherzustellen. Mit Hilfe eines Stechbohrers wurden in jedem dieser Rasterpunkte mittig die oberen 10 cm des Oberbodens in einen Eimer beprobt und die Einzelproben zu einer Mischprobe vereinigt und homogenisiert. Anschließend wurden noch im entnommenen Bodenmaterial enthaltende größere Pflanzenreste, wie Wurzeln und Blätter, aussortiert. Nachfolgend wurde die Mischprobe in vier Teilproben geteilt. Zwei Teilproben waren zur Weitergabe an externe Labore zur Analyse der Gehalte an Tributlyzinn (TBT), bzw. Dioxinen und Furanen (PCDD/PCDF) vorgesehen. Die anderen beiden Teilproben wurden für eigene Analysen verwendet, ein Teil für die organische Schadstoffanalytik und die weitere Teilprobe für die anorganische

Schadstoffanalytik und weitere Standardanalysen. Aus dieser Teilprobe wurden ebenfalls Rückstellproben für eventuelle zukünftige Analysen gebildet.

Neben der dargestellten Beprobung der Monitoringfläche fand an drei der vier Seiten der Fläche (die der Elbe zugewandte Seite ausgenommen) eine Entnahme einer volumengenauen Oberbodenprobe mittels Stechring statt. Mit Hilfe der Daten aus der Stechringbeprobung wurde ein für die Monitoringfläche repräsentativer Wert für die Lagerungsdichte des Oberbodens bestimmt.

3.3 Laboranalysen

Ein Großteil der durchgeführten bodenphysikalischen und bodenchemischen Analysen wurde in den Laboren des Instituts für Bodenkunde der Universität Hamburg (IfB) durchgeführt. Die Analyse der Gehalte an TBT, sowie der Gehalte an PCDD/PCDF wurde an externe Auftragslabore vergeben. Eine Übersicht über die erhobenen Parameter, die verwendeten Methoden und die beteiligten Institute findet sich in Tabelle 2.

Für die meisten der in Tabelle 2 genannte Analysen bedarf es im Vorfeld einer Probenaufbereitung. Hierzu wurden die Proben zunächst für mehrere Tage luftgetrocknet und anschließend mit einem Prüfsieb auf <2 mm gesiebt. Für bestimmte Analysen wurde zudem eine Teilmenge des gesiebten Materials mittels Scheibenschwingmühle (Fa. Siebtechnik, Modell Scheibenschwingmühle-TS) gemahlen. Das gemahlene Probenmaterial wurde anschließend im Trockenofen bei 105°C getrocknet. Eine Ausnahme bildet hierbei die Aufbereitung zur Analyse der organischen Schadstoffe mittels Soxhlet Extraktion. Hierfür wurden lediglich die feldfrischen Proben im feuchten Zustand auf <2 mm gesiebt.

Tabelle 2 Laboranalysen

Parameter	Methode	Institution
Korngrößenverteilung	nach DIN ISO 11277 (ggf. nach Vorbehandlung mit Humuszerstörung und Kalkbefreiung, Dispergierung, Bestimmung von 8 Fraktionen durch Sieb- und Pipettverfahren)	IfB
pH	Bestimmung in Bodensuspension 1:2,5 mit Aqua-dest. und 0,01 m $CaCl_2$ (DIN ISO 10390)	IfB
Wassergehalt	Bestimmung des Trockenrückstands und des Wassergehalts auf Grundlage der Masse nach DIN ISO 11465	IfB
Lagerungsdichte (Trockenrohdichte)	Bestimmung der Trockenrohdichte nach DIN EN ISO 11272:2014-06 (Stechzylinderverfahren)	IfB
anorganischer Kohlenstoff	Einwaage von 0,2 – 2 g gemahlener Probe in eine 50 ml Septumflasche, Einspritzung von 10 ml HCl und Durchmischung, gaschromatographische Messung des freigesetzten CO_2 nach 24 h Reaktionszeit.	IfB
Gesamt-Kohlenstoff, -Stickstoff	Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse, Variocube Fa. Elementar Analysengeräte GmbH, Hanau) nach DIN ISO 10694 bzw. DIN EN 16168	IfB
organischer Kohlenstoff	Berechnung als Differenzbetrag des Gesamtkoh-	IfB

Parameter	Methode	Institution
	lenstoffs abzüglich des Gehalts an anorganischem Kohlenstoff	
Metallgehalte, Königswasser-löslich	Königswasser-Aufschluss nach DIN ISO 11466 und anschließende Messung mittels Atomabsorpti-onsspektrometrie (Zeeman Graphitrohr AAS AA280Z und Flammen AAS AA280FS, Fa. Varian Inc.)	IfB
Metallgehalte, Pflanzenverfüg-bar	Ammonium-Nitrat-Extraktion nach DIN 19730 und anschließende Messung mittels Atomabsorp-tionsspektrometrie (Zeeman Graphitrohr AAS AA280Z, Fa. Varian Inc.)	IfB
Org. Schadstoffe (PAK, PCB, Pestizide)	Soxhlet Extraktion mit n-Hexan (in Anlehnung an DIN ISO 18287) und anschließender Messung am GC-MS (Agilent Technologies 5975 C, Agilent Technologies 7890 A)	IfB
TBT	nach E ISO 23161:2007-12	Auftragslabor: Institut Dr. No-wak, Otters-berg
PCDD, PCDF	nach EPA 1613 B;L	Auftragslabor: UCL Umwelt Control Labor, Kiel

4 Vergleich der Bodeneigenschaften 2014 mit 2003

In diesem Kapitel werden die im Zuge dieses Projektes erhobenen Analysedaten dargestellt und mit denen 2003 von Krüger et al. (2004) beschriebenen Daten verglichen. Aus diesem Vergleich soll eine mögliche Veränderung der jeweiligen Parameter bzw. Schadstoffgehalte seit 2003 bzw. Veränderung durch das Hochwasserereignis von 2013 abgeschätzt werden. In Kapitel 5 wird genauer auf mögliche Ursachen für diese Veränderungen und deren Bedeutung eingegangen.

4.1 Organischer Kohlenstoff

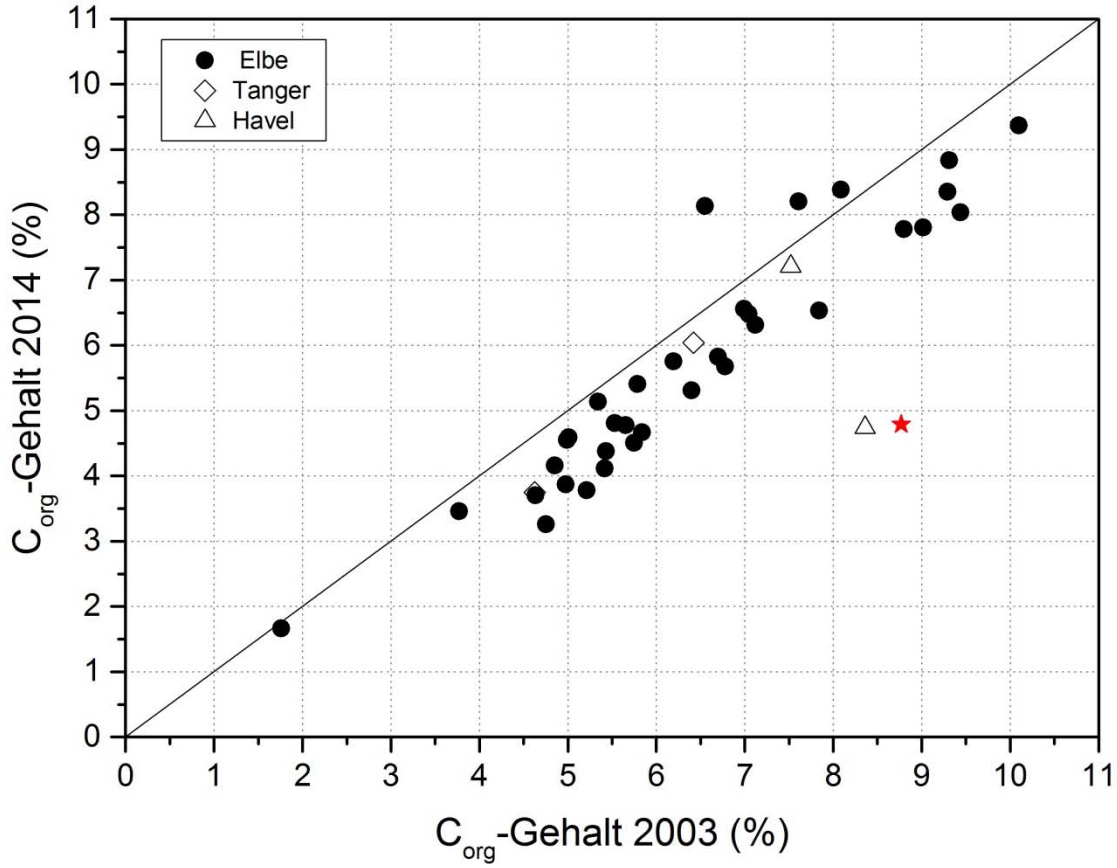

Abb. 2 Vergleich der organischen Kohlenstoffgehalte aus den Jahren 2003 und 2014 zwischen den Stromkilometern 128 und 493. Sternmarkierung: fehlerhaft beprobte Fläche (GM2) bei Glinde

Die Spannbreite des organischen Kohlenstoffs der beprobten Oberböden schwankt zwischen 1,7 und 9,4 %. Abb. 2 zeigt den Vergleich der organischen Kohlenstoffgehalte der Oberböden der Monitoringflächen in den Jahren 2003 und 2014. Ein Großteil der Flächen scheint in diesem Zeitraum in ihrem organischen Kohlenstoffgehalt abgenommen zu haben. Nur drei Flächen zeigen eine Zunahme an organischem Kohlenstoff. Dabei handelt es sich um eine Fläche bei Glinde (km 301) und zwei Flächen bei Lütkenwisch (km 476). Die höchste Kohlenstoffzunahme von etwa 1,6 %-Punkten gehört zu einer 448 m von der Elbe entfernten Plateaufläche bei Lütkenwisch. Die Kohlenstoffabnahme liegt, bis auf zwei deutliche Ausnahmen, in einem Bereich von 0,1 bis 1,5 %-Punkte mit einem Mittelwert um 0,8 %-Punkte. Bei der ersten der beiden auffällig starken Abnahmen der organischen Kohlenstoffgehalte handelt es sich um eine der Flächen in Havelberg (km 424), die sich hinter dem Elbedeich befinden. Der andere mit einem Stern markierte Datenpunkt gehört zu der Fläche GM2 bei Glinde. Bei dieser Fläche wurde nicht wie 2003 eine Flutrinne beprobt, sondern ein dahinter gelegenes Plateau.

Somit sind diese Daten, wie auch hier ersichtlich, nicht miteinander vergleichbar und werden daher in den folgenden Abbildungen, in denen die Daten aus 2003 und 2014 verglichen werden, nicht mehr dargestellt.

Der organische Kohlenstoffgehalt aus dem Jahr 2014 wurde mittels Differenzbetrag aus Gesamtkohlenstoffgehalt und anorganischen Kohlenstoffgehalt bestimmt. Auf diese Weise liegt der organische Kohlenstoffgehalt im Schnitt um 0,14 %-Punkte unter dem Gesamtkohlenstoffgehalt. Der ermittelte pH-Wert ist für die meisten Flächen jedoch so niedrig, dass davon ausgegangen werden kann, dass kein anorganischer Kohlenstoff vorhanden ist. Vergleicht man den Gesamtkohlenstoffgehalt aus 2014 mit den im Jahr 2003 erhobenen Daten bleibt zwar das Gesamtbild gegenüber Abb. 2 praktisch unverändert, aber die Datenpunkte verschieben sich um 0,05 bis 0,3 %-Punkte in y-Richtung und somit, in den meisten Fällen, näher an die 1:1-Linie. Die größte Zunahme liegt nach der Korrektur bei rund 1,8 %-Punkten, die Kohlenstoffabnahme im Durchschnitt nur noch bei 0,7 %-Punkten.

4.2 Bodenreaktion

Für die Mobilisierung von Schwermetallen ist der pH des Bodens von entscheidender Bedeutung (Hornburg and Brümmer, 1991; Prüeß, 1994). Die mit einer Mobilisierung einhergehende Pflanzenverfügbarkeit und Verlagerung der Schwermetalle in tiefere Bodenbereiche oder sogar ins Grundwasser macht den pH zu einem hochrelevanten Parameter. Die Spannbreite der vorgefundenen pH-Werte (in $CaCl_2$) in den Oberböden reicht von 4,1 bis 6,6. Bei der Betrachtung des direkten Vergleichs der pH-Werte von 2003 und 2014 in Abb. 3 ist zu erkennen, dass bis auf eine Ausnahme, eine Flutrinnenfläche bei Steckby (km 285, 2003: pH 4,0; 2014: pH 4,55), fast alle Böden eine Versauerung von bis zu maximal 1,4 pH-Stufen erfahren haben. Des Weiteren ist zu erkennen, dass die Böden der Monitoringflächen, die sich hinter dem Elbdeich befinden und somit hauptsächlich durch die Havel bzw. den Tanger beeinflusst sind, saurer sind als nahezu alle Flächen an der Elbe (pH 4,1 bis 4,6). Im Mittel beträgt die pH-Abnahme auf allen Flächen im Vergleich zu 2003 rund 0,5 pH-Stufen.

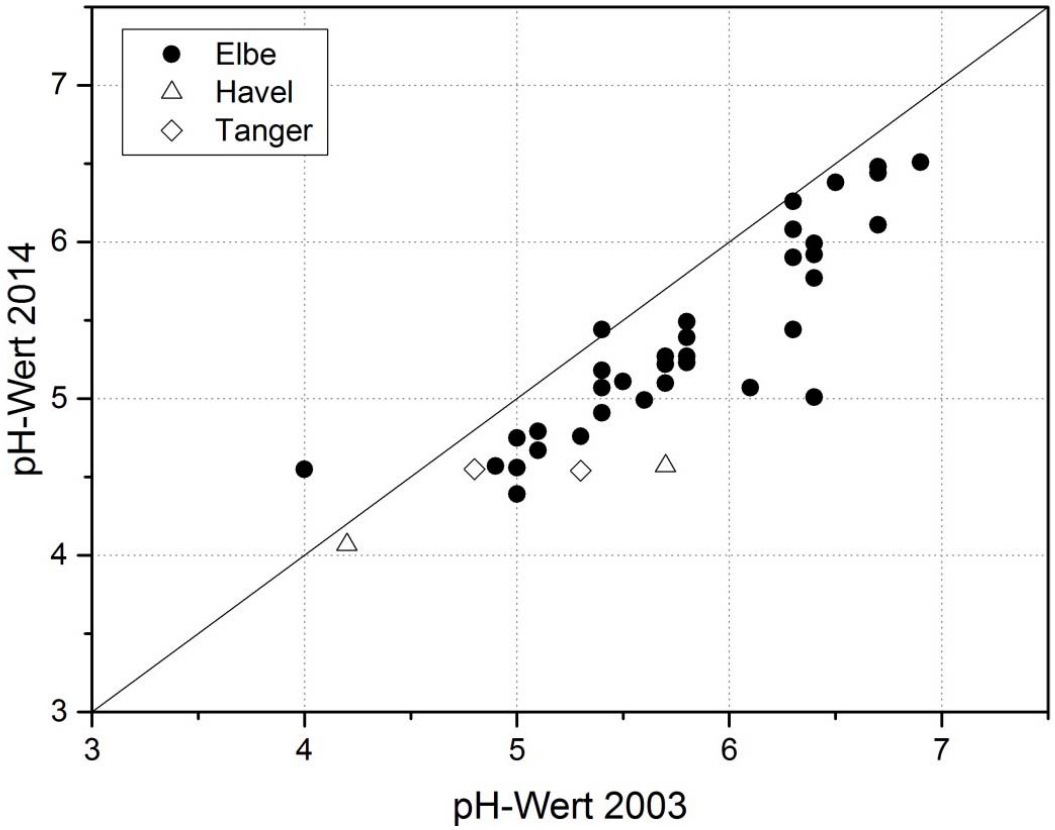

Abb. 3 Vergleich der pH-Werte aus den Jahren 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2)

4.3 Korngrößenzusammensetzung

Die Sandgehalte der 2014 beprobten Flächen liegen im Bereich von 4,1 bis 80,0 % die Schluffgehalte bei 13,4 bis 53,1 % und die Tongehalte bei 6,6 bis 49,9 %. Abb. 4 zeigt den Vergleich der Gehalte der drei Korngrößenfraktionen Sand, Schluff und Ton aus den Jahren 2003 und 2014. Die durchschnittlichen Zu- und Abnahmen der Sand-, Schluff und Tongehalte im Vergleich zu 2003 verteilen sich wie folgt: Sandgehalt +4,7 %-Punkte, Schluffgehalt -10,5 %-Punkte und Tongehalt +5,8 %-Punkte. Dabei ist vor allem der Tongehalt von Interesse, da die Tonminerale als Bindungspartner für anorganische- wie auch organische Schadstoffe dienen. Während die Sandgehalte fast ausschließlich zugenommen haben und Schluffgehalte größtenteils Abnahmen zeigen, sind bei den Tongehalten sowohl Zu- als auch Abnahmen zu beobachten. Die besten Übereinstimmungen in den Tongehaltsdaten von 2003 und 2014 sind zum größten Teil auf den Flächen der Standorte Wörlitz, Steckby und Glinde zu beobachten. Zudem ist es auffällig, dass die scheinbaren Abnahmen in den Tongehalten fast ausschließlich auf diesen drei Standorten auftreten und dort zudem bei allen untersuchten Flächen. Bei diesen Proben handelt es sich um Proben, die damals 2003 ebenfalls vom Institut für Bodenkunde bearbeitet wurden. Die größten Abweichungen zeigen sich an den anderen Standorten. Eine 411 m von der Elbe entfernte Flutrinnenfläche bei Lütkenwisch zeigt mit einer Anstieg von 29,5 %-Punkte die größte Differenz in den Tongehalten gegenüber 2003. Dieselbe Fläche zeigt ebenfalls mit 30,2 %-Punkten von allen Flächen die größte Verringerung in den Schluffgehalten. Auch bei den Schluffgehalten ist auffällig, dass die 2003 vom IfB untersuchten Flächen die besten Übereinstimmungen mit den aktuellen Daten haben. Zudem ist zu beobachten, dass es bei dem Vergleich der Schluffgehalte ab etwa 60% eine deutliche Abweichung von der 1:1-Linie gibt. Während die Daten von 2003 Schluffgehalte

von bis zu 79 % zeigen, sind 2014 Schluffgehalte von maximal 53 % festgestellt worden. Das lässt vermuten, dass 2003 Teile der Proben als Schluffe identifiziert wurden, die 2014 hingegen der Tonfraktion zugeordnet wurde.

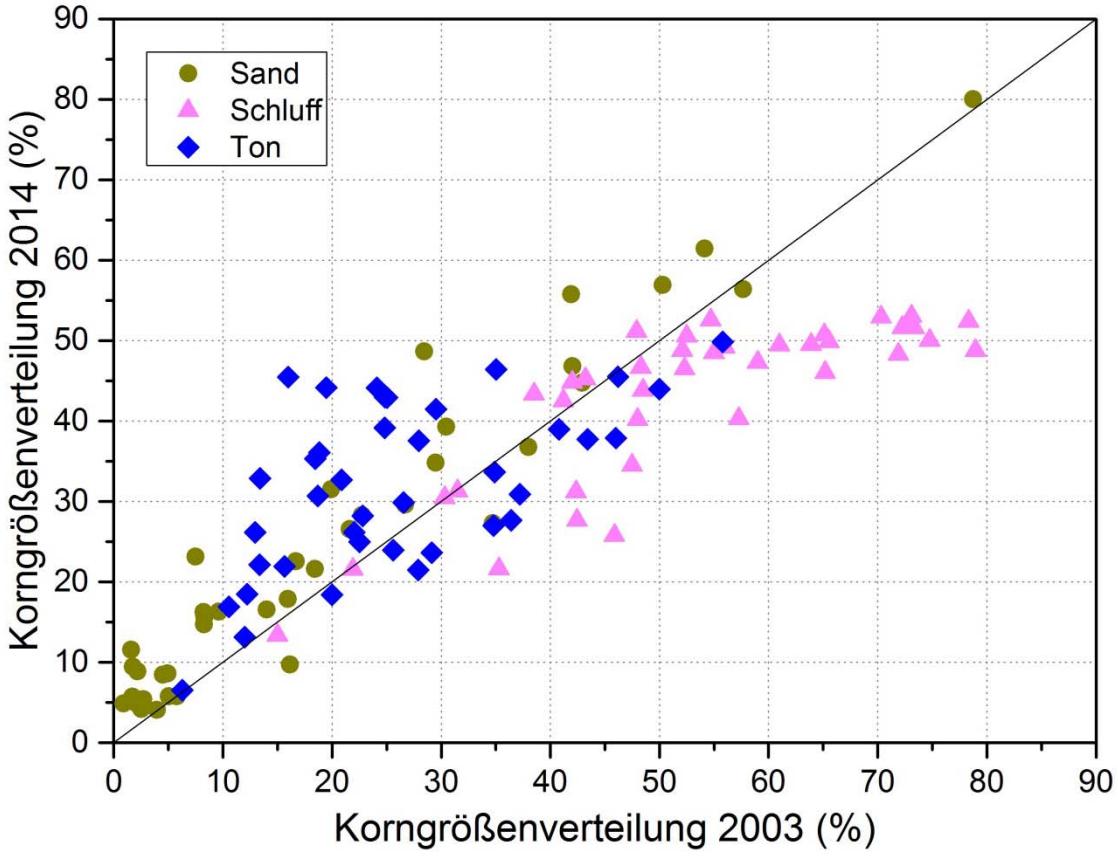

Abb. 4 Vergleich der Sand- Schluff und Tongehalte aus den Jahren 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2)

4.4 Gehalte der Spurenmetalle As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn

Bei den folgenden Schwermetallgehalten handelt es sich um die im Königswasser-Extrakt gemessenen Gehalte. Zu den im Folgenden dargestellten Schwermetallgehalten wurden, soweit vorhanden, Prüf- und Maßnahmenwerte nach dem Bundes-Bodenschutz-und Altlastenverordnung (BBodSchV) sowie Schwellenwerte der Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE, 2014) aufgeführt. Bei den Schwellenwerten der IKSE (2014) muss jedoch berücksichtigt werden, dass es sich dabei um Schwellenwerte für Sedimente handelt und dass, bedingt durch die Beprobungstiefe von 0-10 cm, die analysierten Proben nur zum Teil aus den durch das Hochwasser 2013 abgelagerten Sedimenten bestehen.

4.4.1 Arsen

Abb. 5 zeigt die für 2014 ermittelten Arsengehalte entlang der Elbe. Die Werte liegen im Bereich von 17,3 bis 196,7 mg/kg. Ein großer Teil der Gehalte liegt oberhalb des Maßnahmenwertes der Bundes-Bodenschutzverordnung für Grünland von 50 mg/kg. Auch der obere Schwellenwert zur Sedimentklassifizierung nach IKSE (2014) von 40 mg/kg wird von einem Großteil der Proben überschritten. Die höchsten Werte von über 100 mg/kg treten ab Stromkilometer 387, nach dem Zufluss von Saale und

Mulde, auf. Dennoch ist deren Einfluss nicht eindeutig, da die Arsengehalte unmittelbar nach dem Zufluss der Saale zunächst niedriger sind.

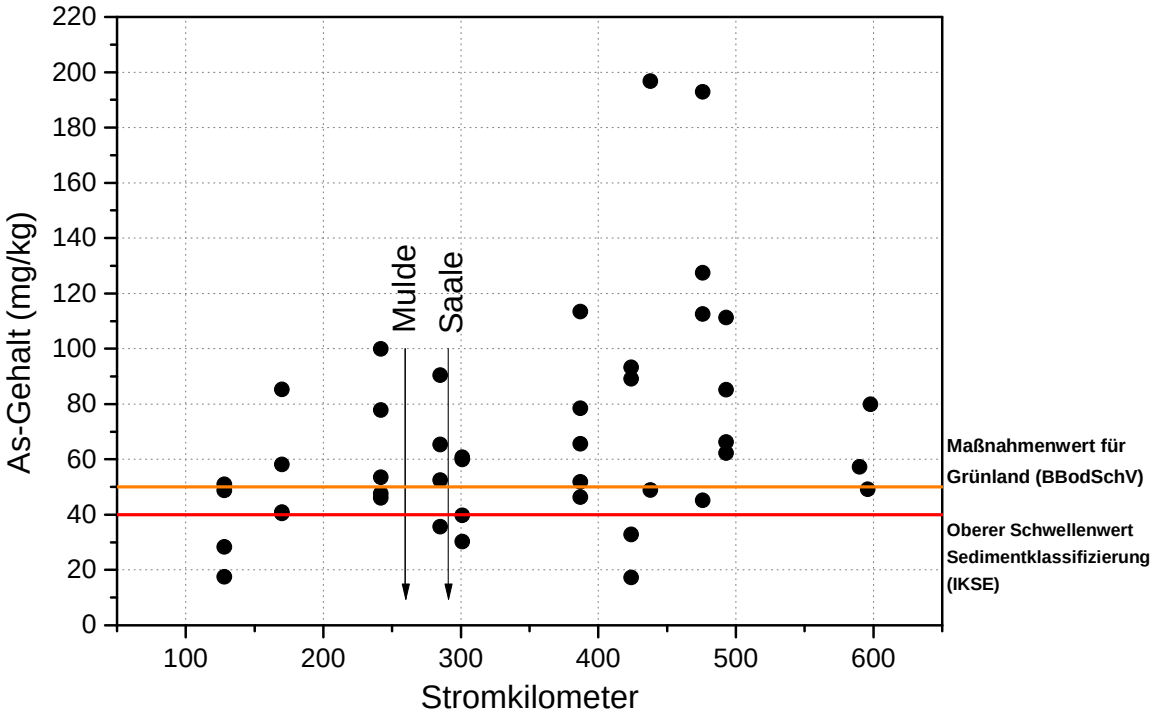

Abb. 5 Arsengehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

Die beiden höchsten Arsengehalte (196,7 mg/kg und 192,9 mg/kg) stammen von Böden der Monitoringflächen bei Schönberg (km 438) und Lütkenwisch (km 476). Bei dieser Fläche handelt es sich am Standort Schönberg um eine Flutrinne (Entfernung Elbe: 138 m), in Lütkenwisch hingegen um die bereits in 4.1 erwähnte Plateaufläche (Entfernung Elbe: 448 m).

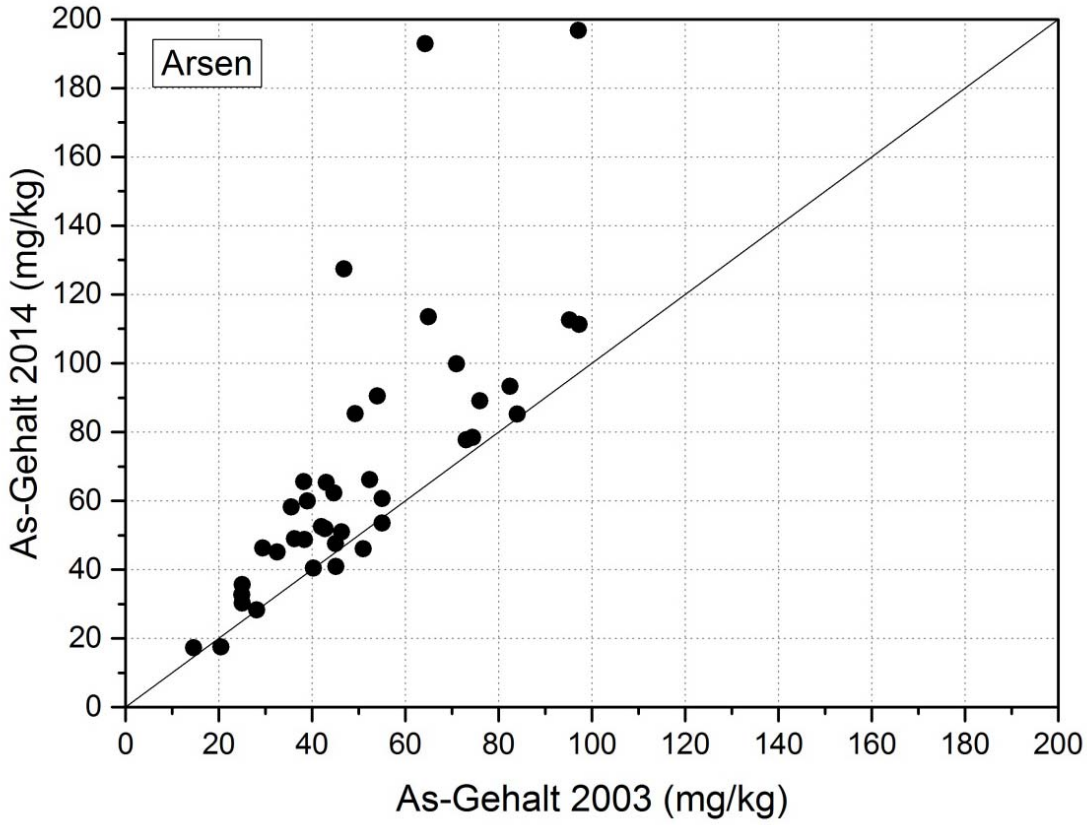

Abb. 6 Vergleich der Arsengehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2)

Abb. 6 zeigt den Vergleich der Arsengehalte aus beiden Untersuchungsjahren. Der Großteil der Punkte liegt oberhalb der 1:1-Linie, was einer Zunahme der Arsengehalte im Jahr 2014 gegenüber der Gehalte in 2003 entspricht. In Abb. 7 sind die Differenzen der gemessenen Gehalte im Vergleich zu denjenigen von 2003 entlang des Elbverlaufs aufgetragen, zudem ist die morphologische Position eingeteilt in die Kategorien Uferwall, Plateaus und Rinnen/Senken erkennbar. Die beiden bereits genannten Werte aus Schönberg und Lütkenwisch weisen den größten Unterschied zu den 2003 ermittelten Gehalten auf ($\Delta_{Schönberg}$= +99,6 mg/kg; $\Delta_{Lütkenwisch}$= +128,6 mg/kg). Eine ebenfalls starke Zunahme der Arsengehalte ist auf einer weiteren Fläche bei Lütkenwisch (mittlere Ebene, Entfernung Elbe: 353 m) zu beobachten. Mit einem Arsengehalt von 46,9 mg/kg in 2003 und einem Gehalt von 127,4 mg/kg in 2014 ergibt sich eine Zunahme von 80,5 mg/kg. Im Mittel zeigen die Flächen hingegen eine Zunahme der Arsengehalte um 18,3 mg/kg.

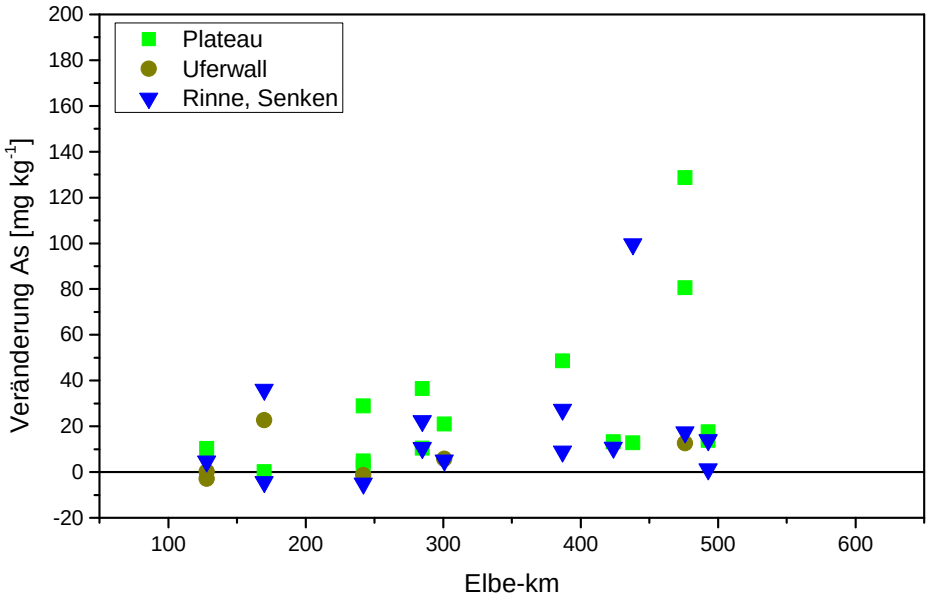

Abb. 7 Differenzen der Arsengehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs

4.4.2 Cadmium

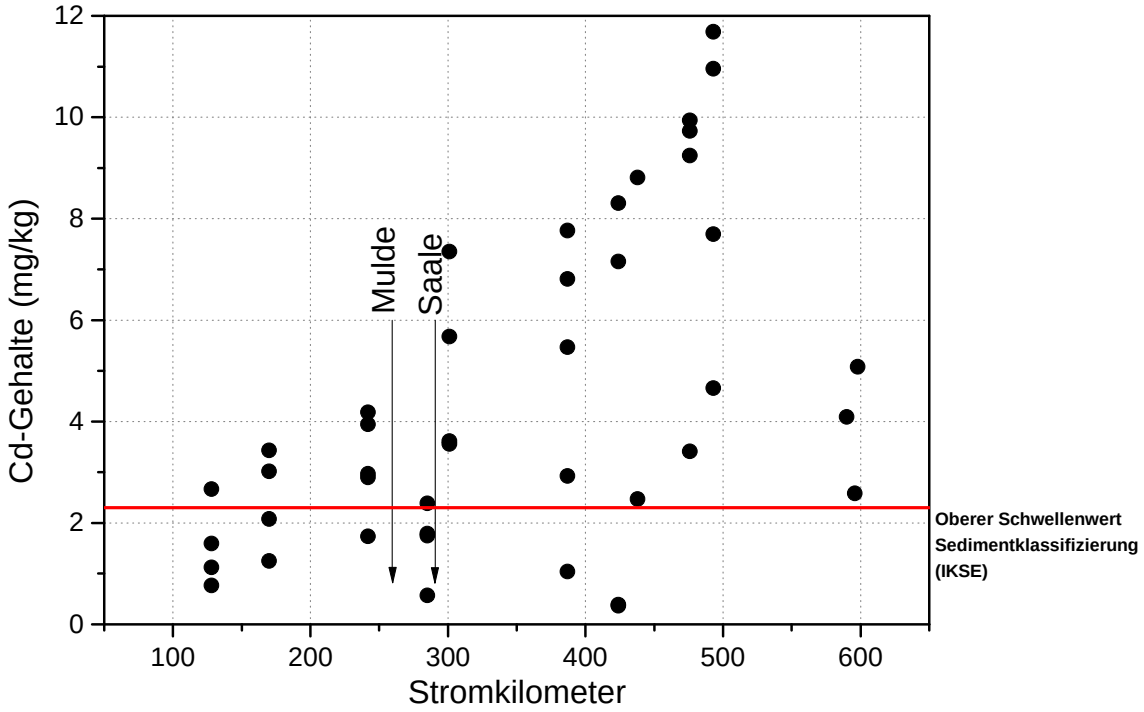

Abb. 8 Cadmiumgehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

Die für 2014 ermittelten Cadmiumgehalte entlang der Elbe sind in Abb. 8 dargestellt. Des Weiteren ist der obere Schwellenwert zur Sedimentklassifizierung nach IKSE (2014) für Cadmium eingefügt. Der Maßnahmenwert für Cadmiumgehalte laut BBodSchV liegt mit 20 mg/kg weit oberhalb der ermittelten Cadmiumgehalte von 0,4 bis 11,7 mg/kg und ist daher in der Abbildung nicht dargestellt. Es ist zu sehen, dass unmittelbar nach dem Zufluss der Saale, d.h. ab dem Untersuchungsgebiet Glinde bei Stromkilometer 301, die Cadmiumgehalte stark ansteigen. Von da an steigen die Maximalwerte kontinuierlich an, bis das Maximum bei Gorleben (km 493) erreicht wird. Die darauf folgenden Flächen

bei Hamburg (km 590-598) zeigen deutlich geringere Gehalte. Ein Großteil der Proben nach Mulde- und Saalezufluss liegt oberhalb des IKSE (2014) Schwellenwertes. Lediglich die beiden Flächen in Havelberg (km 424), die sich hinter dem Deich befinden, sind erwartungsgemäß geringer belastet und unterhalb des Schwellenwerts ausgeprägt.

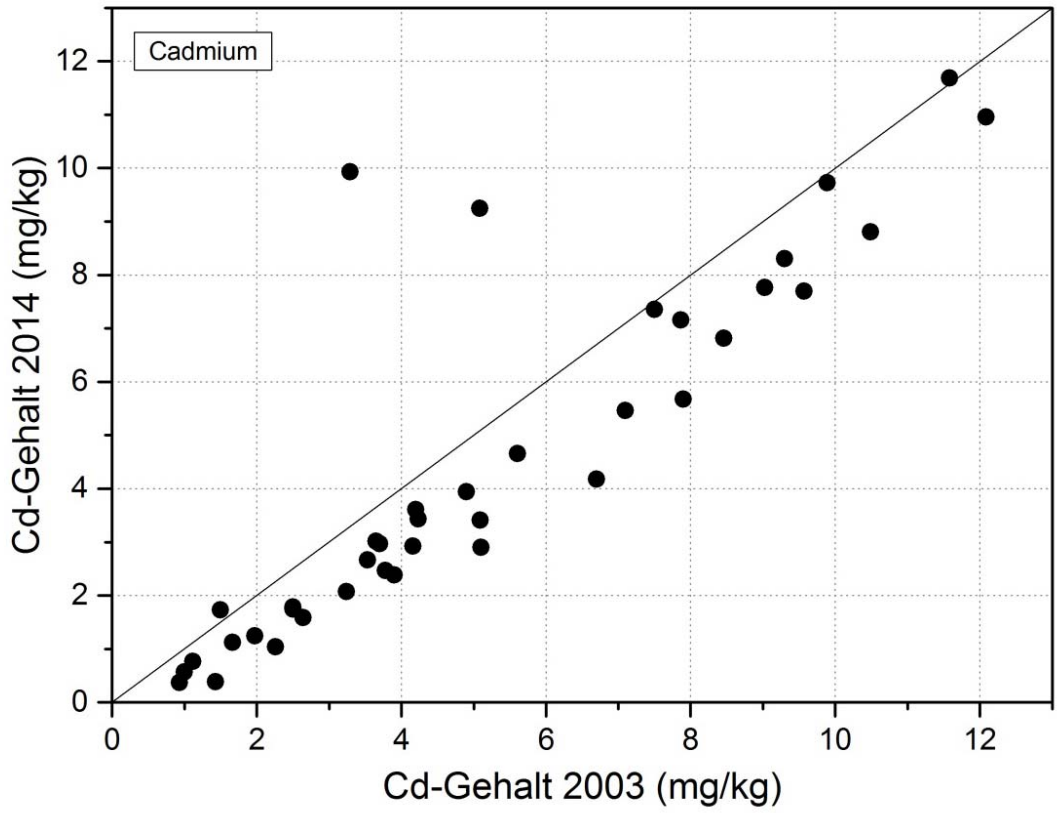

Abb. 9 Vergleich der Cadmiumgehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2)

Der Vergleich der Cadmiumgehalte von 2003 und 2014 zeigt für die meisten Flächen eine relativ gleichmäßige Abnahme der Gehalte (Abb. 9, Abb. 10). In zwei Fällen jedoch scheint eine deutliche Zunahme stattgefunden zu haben. Bei diesen beiden Flächen handelt es sich um die bereits in 4.4.1 erwähnten Flächen bei Lütkenwisch (Plateau, Entfernung Elbe: 448 m und mittlere Ebene, Entfernung Elbe: 353 m). Lässt man diese beiden deutlichen Ausnahmen unberücksichtigt, ergibt sich eine mittlere Abnahme der Cadmiumgehalte von rund 1 mg/kg. Zwischen der Abnahme und der Geländeposition lässt sich keine klare Beziehung erkennen, teilweise sind die Differenzen in den Rinnen und Senken am höchsten, dies gilt jedoch für die Standorte Havelberg, Lütkenwisch und Gorleben nicht.

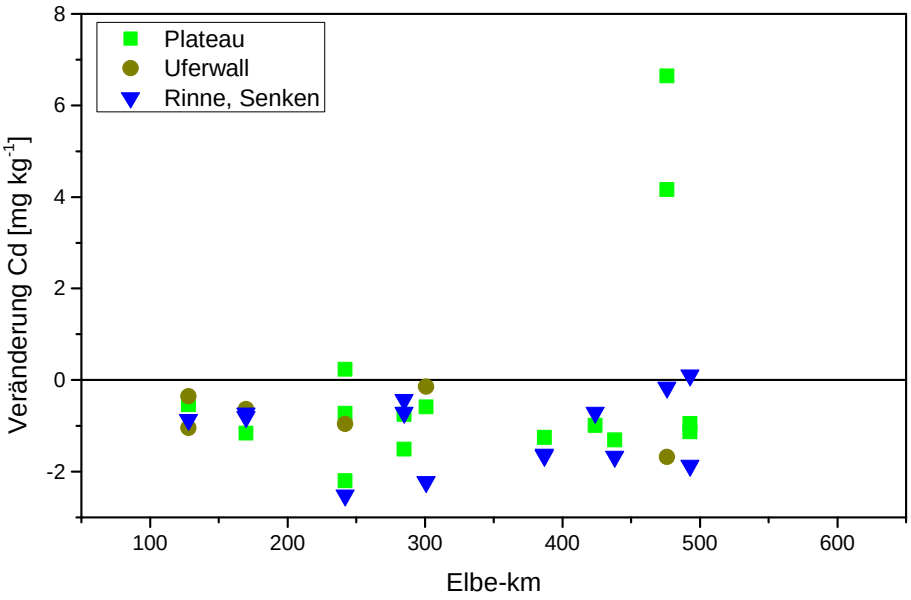

Abb. 10 Differenzen der Cadmiumgehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs

4.4.3 Chrom

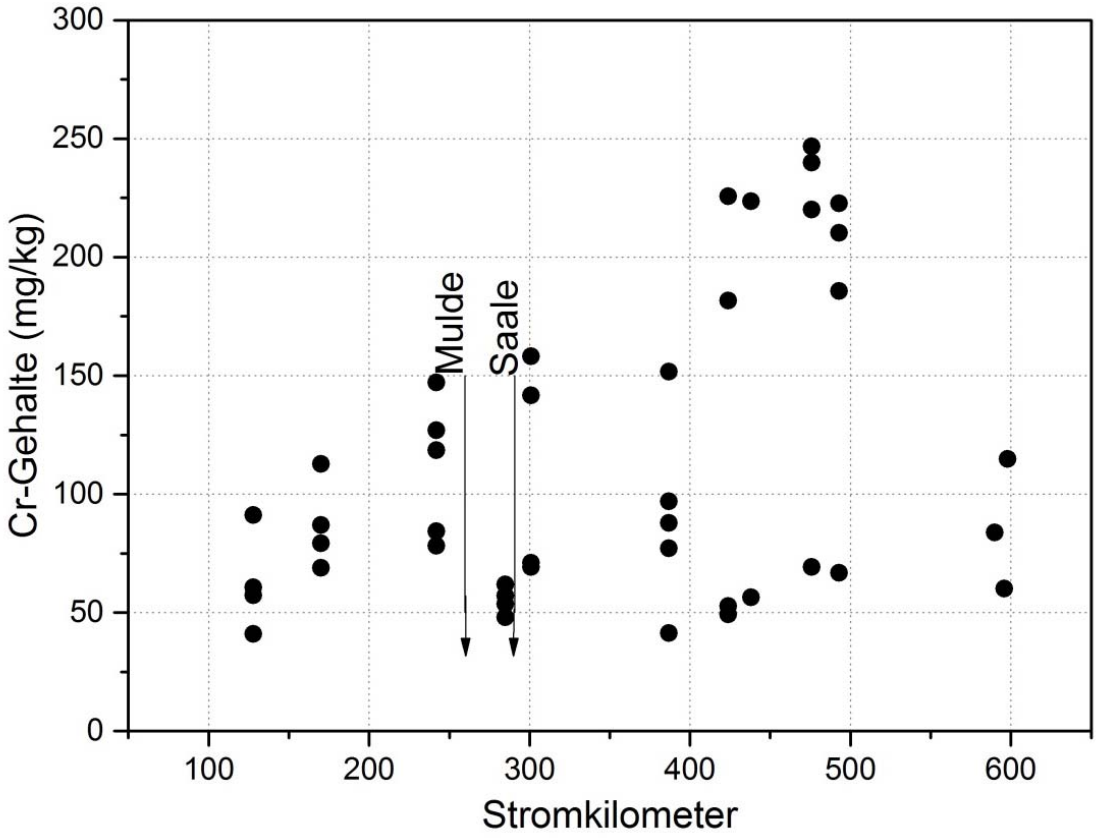

Abb. 11 Chromgehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

Die in Abb. 11 dargestellten Chromgehalte erstrecken sich über eine Spannweite von 41,3 bis 246,8 mg/kg. Zwar ist auch bei den Chromgehalten zu erkennen, dass die höchsten Werte erst nach dem Zufluss von Mulde und Saale auftreten, aber die Gehalte sind durchgehend weit unterhalb des oberen Schwellenwertes nach IKSE (2014) der bei 640 mg/kg festgelegt wurde. In der Bundes-

Bodenschutzverordnung werden keine Prüf- oder Maßnahmenwerte für Chrom bezüglich des Wirkungspfads Boden-Nutzpflanze aufgeführt. Die höchsten Gehalte treten bei Lütkenwisch auf. Auch hier fallen die Gehalte zu den Hamburger Flächen hin deutlich ab.

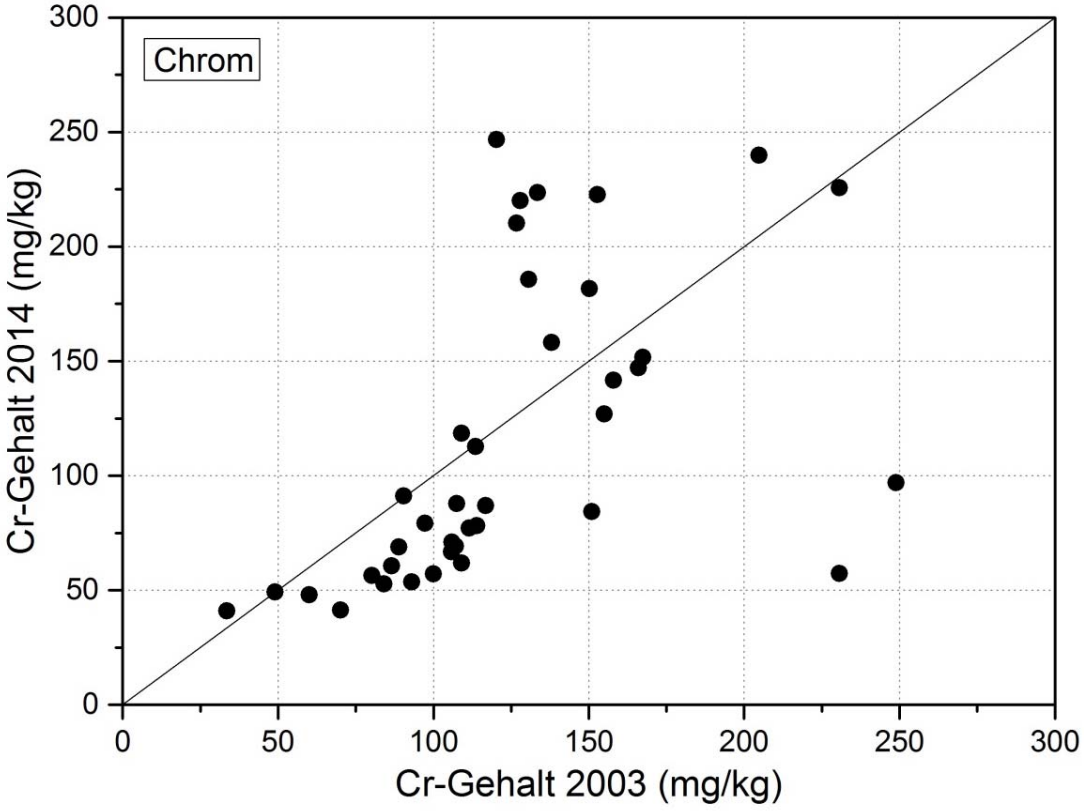

Abb. 12 Vergleich der Chromgehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2)

Der Vergleich der Chromgehalte aus 2003 und 2014 (Abb. 12, Abb. 13) zeigt, für die gewöhnlich relativ stabilen Chromgehalte in Böden, vor allem bei höheren Chromgehalten eine überraschend große Streuung auf beidem Seiten der 1:1-Linie. Die größte positive Differenz an Chrom finden sich in Schönberg (km 438), Lütkenwisch und Gorleben, die größeren Abnahmen hingegen in Mühlberg (km 128) und Tangermünde (km 387).

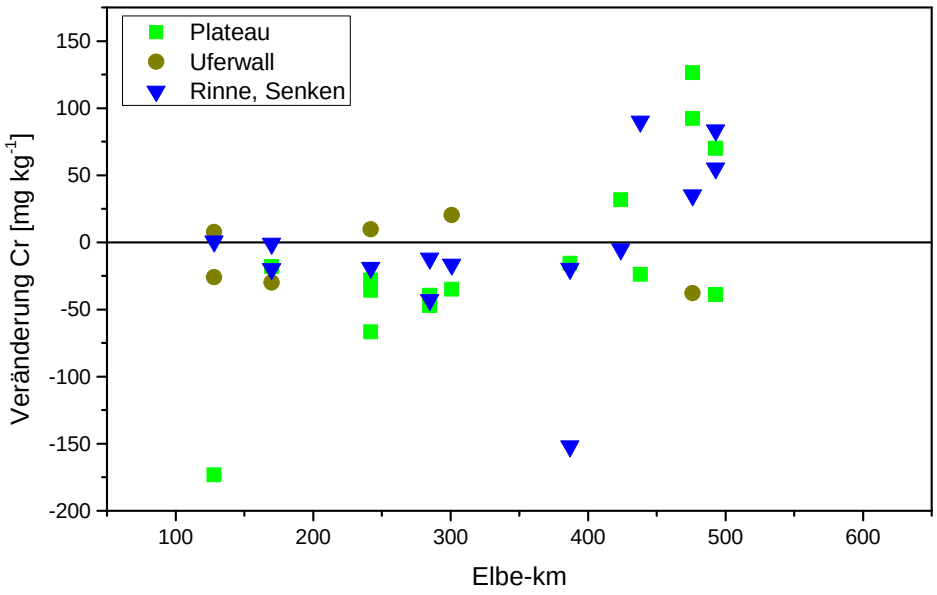

Abb. 13 Differenzen der Chromgehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs

4.4.4 Kupfer

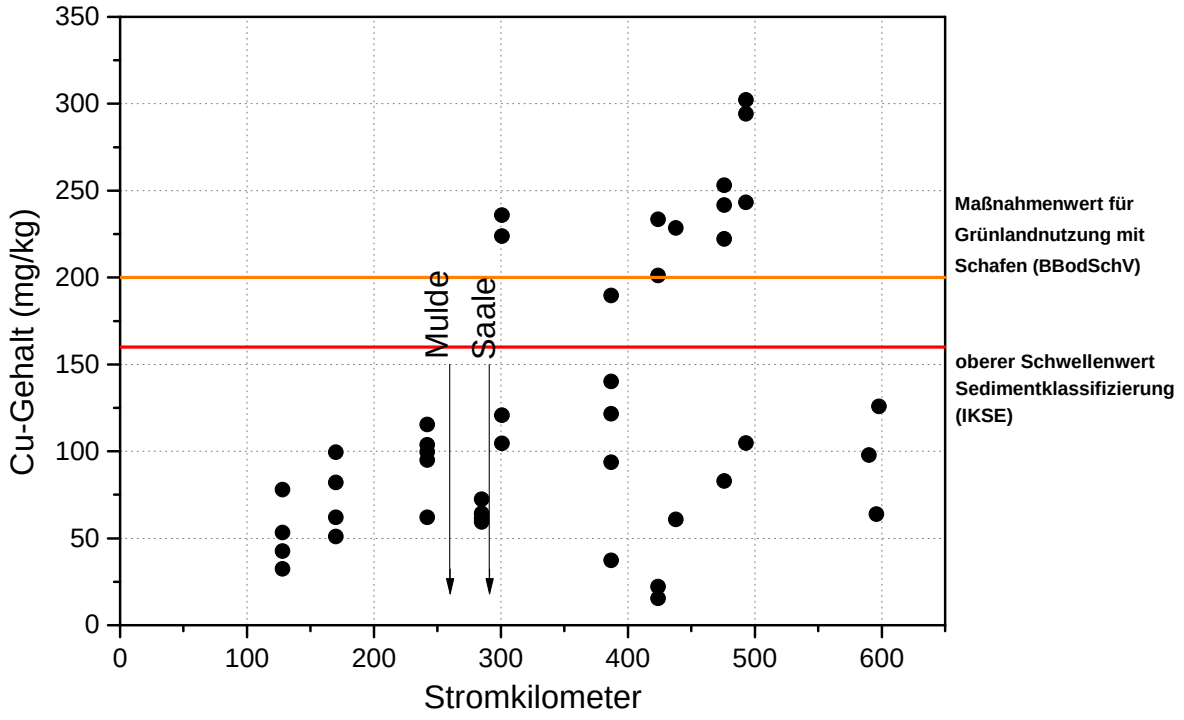

Abb. 14 Kupfergehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

Die Kupfergehalte zeigen einen ähnlichen Verlauf wie die bisher gezeigten Schwermetalle. Geringe Gehalte mit relativ geringer Streuung werden in den ersten Stromkilometern bis zur Saalemündung erasst. Anschließend steigen die Werte deutlich an, mit Kupfergehalten von bis zu 302 mg/kg und sind auf den Hamburger Flächen wieder niedriger. Insgesamt erstrecken sich die Werte von 15,3 mg/kg in Havelberg bis 302,2mg/kg in Gorleben. Der obere Schwellenwert laut IKSE (2014) und der

Maßnahmenwert laut BBodSchV liegen bei 160 bzw. 200 mg/kg bzw. 1300 mg/kg. Der Maßnahmenwert von 200 mg/kg bezieht sich allerdings auf Grünlandnutzung mit Schafen. Der Maßnahmenwert für Grünland liegt bei 1300 mg/kg und somit weit über den hier ermittelten Kupfergehalten. Im Vergleich zu den Arsen- oder Cadmiumgehalten liegen bei den Kupfergehalten wenige Werte über den angegebenen Richtwerten.

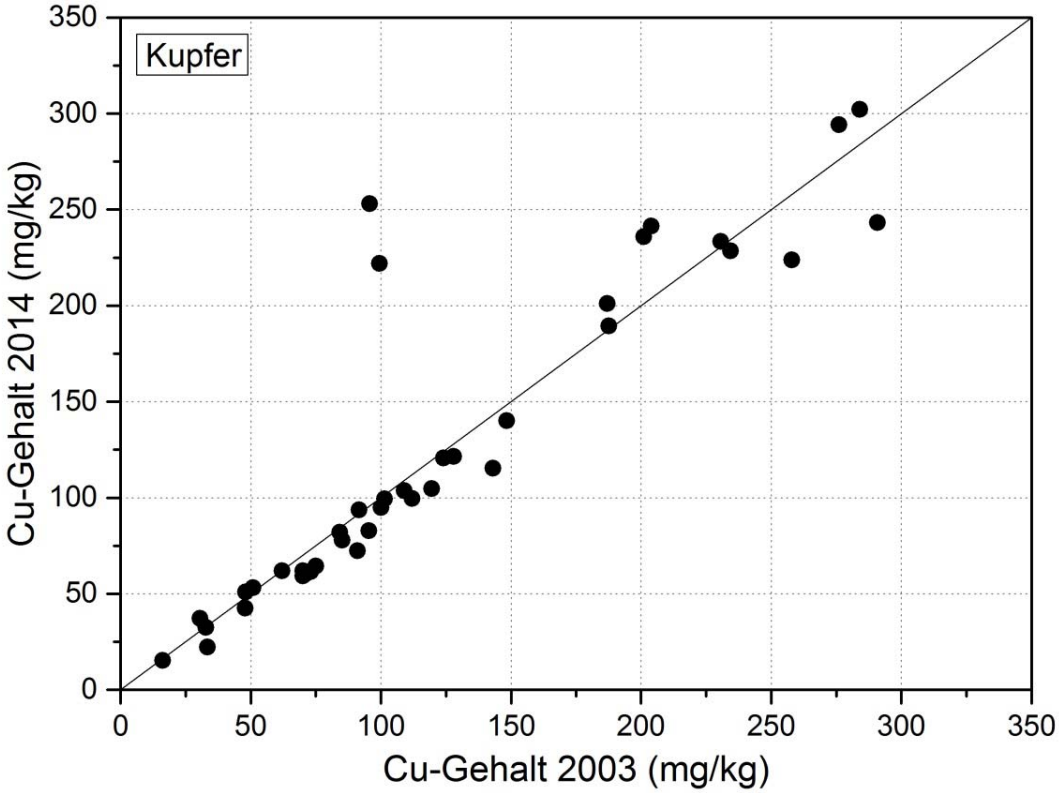

Abb. 15 Vergleich der Kupfergehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2)

Der in Abb. 15 und Abb. 16 dargestellten Vergleiche der Kupfergehalte aus den Jahren 2003 und 2014 zeigt für den Großteil der Werte eine sehr gute Übereinstimmung. Lediglich zwei Untersuchungsflächen zeigen eine deutliche Zunahme in ihren Kupfergehalten. Dabei handelt es sich erneut um die mehrfach erwähnten Flächen bei Lütkenwisch. Bei höheren Kupfergehalten von über 200 mg/kg ist die Übereinstimmung der Werte weniger deutlich und es ergeben sich leichte Abweichung von der 1:1-Linie in beide Richtungen. Die beiden Lütkenwischer Flächen ausgenommen, ergibt sich für die Kupfergehalte eine mittlere Abnahme von 3,8 mg/kg im Vergleich zu 2003.

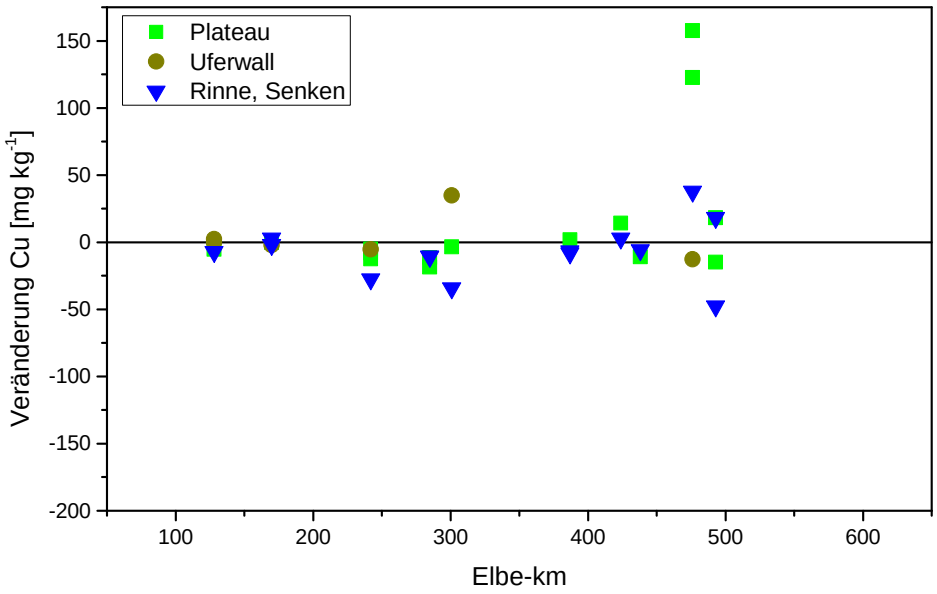

Abb. 16 Differenzen der Kupfergehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs

4.4.5 Nickel

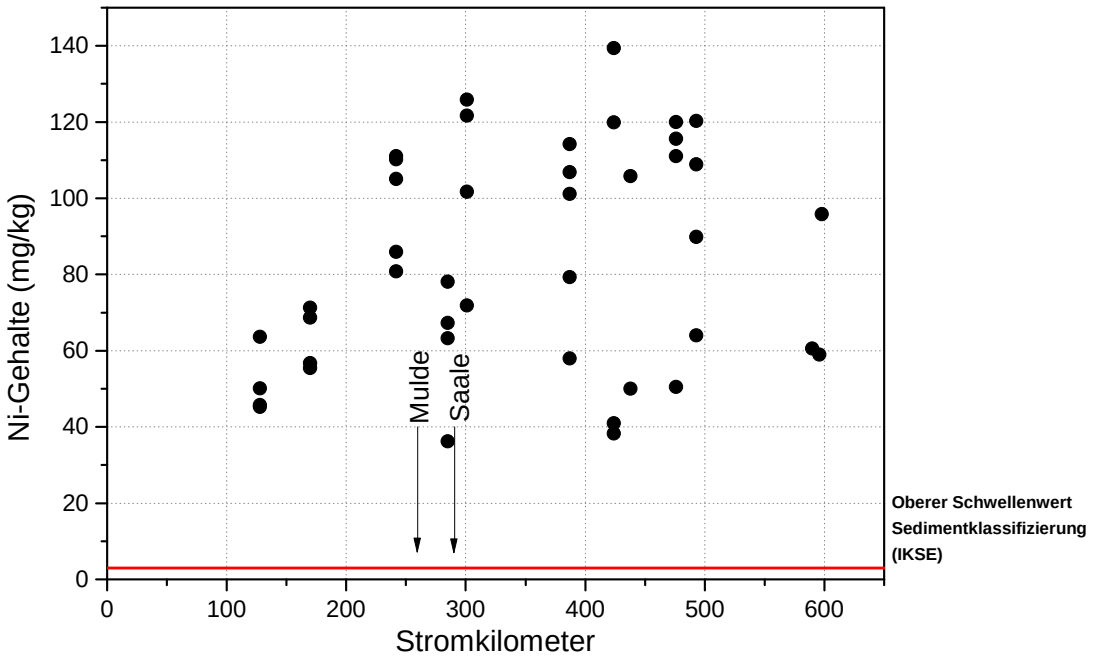

Abb. 17 Nickelgehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

Die Nickelgehalte (Abb. 17) liegen in einem Bereich von 36,2 bis 139,4 mg/kg. Im Gegensatz zu den vorherigen Schwermetallgehalten kann in diesem Fall kein eindeutiger Anstieg der Gehalte nach Zufluss der Mulde und Saale beobachtet werden. Bereits vor dem Zufluss sind vergleichsweise hohe Gehalte von bis zu 111 mg/kg in Wörlitz (km 242) zu beobachten. Der Maßnahmenwert für Nickel auf Grünlandflächen liegt laut BBodSchV bei 1900 mg/kg und damit weit oberhalb der hier ermittelten Gehalte. Der obere Schwellenwert bezüglich der Sedimentklassifizierung nach IKSE (2014) liegt jedoch bei 3 mg/kg, welchen sämtliche Werte deutlich überschreiten. Der höchste Nickelgehalt stammt von einer Flutrinnenfläche bei Havelberg (km 424).

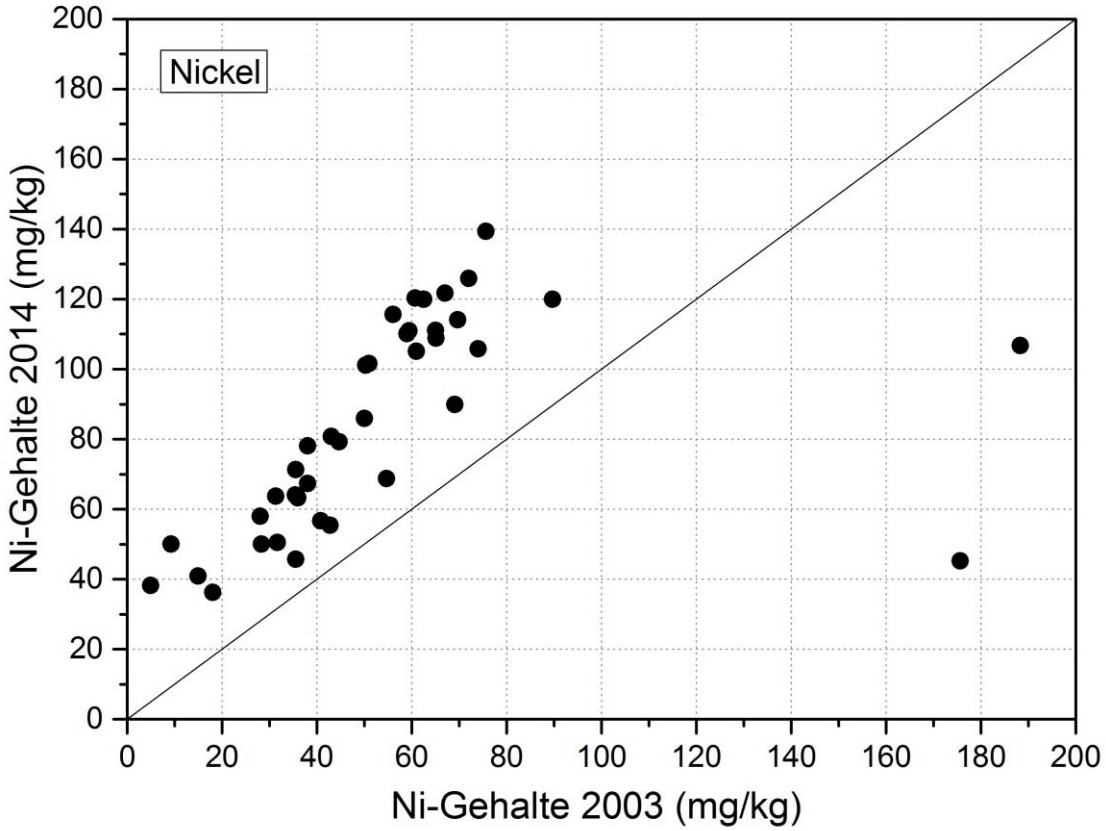

Abb. 18 Vergleich der Nickelgehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2)

Der direkte Vergleich der Nickelgehalte (Abb. 18, Abb. 19) zeigt, dass - bis auf zwei Ausnahmen - im Jahr 2014 deutlich höhere Gehalte ermittelt wurden als im Jahr 2003. Jedoch sind die Nickelgehalte der beiden Flächen bei Mühlberg (km 128) und Tangermünde (km 387) aus 2003 im Vergleich zu allen übrigen Nickelgehalten mit 176 bzw. 188 mg/kg so viel höher, dass die Korrektheit dieser im Jahr 2003 ermittelten Werte bezweifelt werden kann. Die restlichen Werte zeigen eine mittlere Zunahme der Nickelgehalte von 36,7 mg/kg.

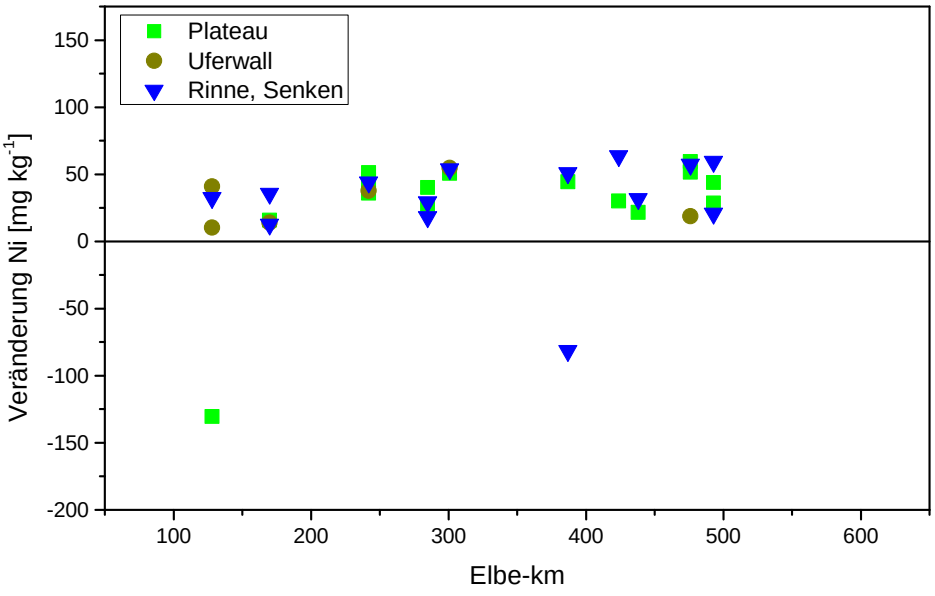

Abb. 19 Differenzen der Nickelgehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs

4.4.6 Blei

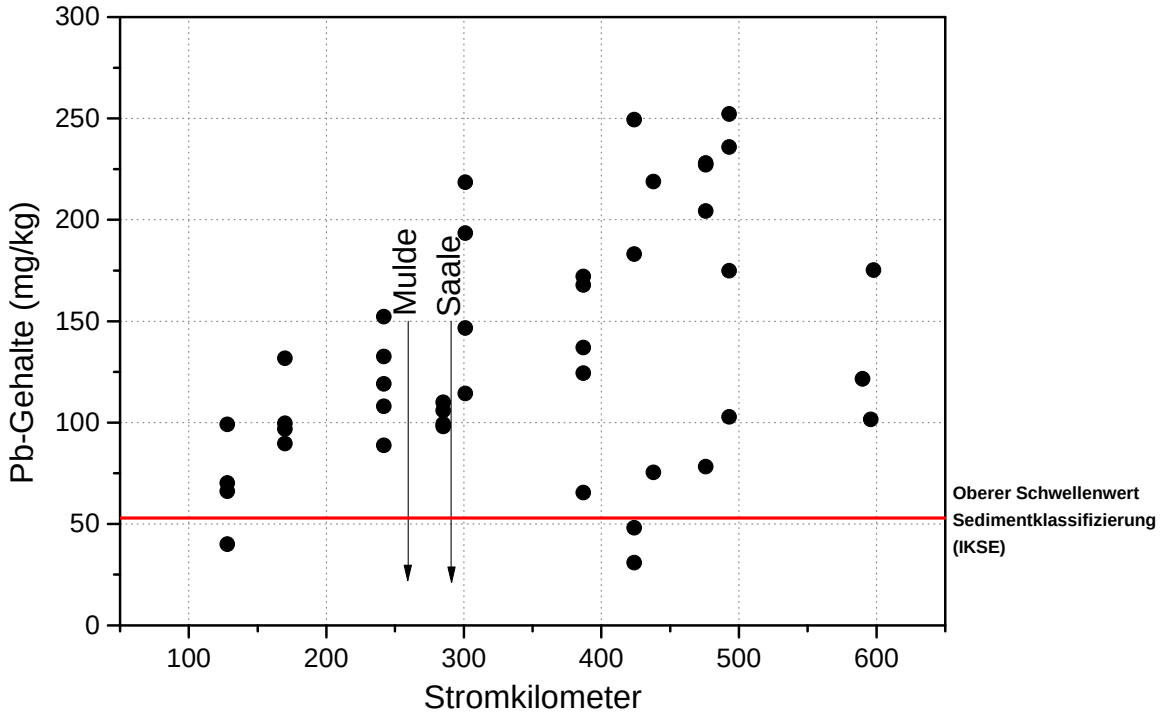

Abb. 20 Bleigehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

Abb. 20 zeigt die Gesamtgehalte an Blei in den Oberböden der untersuchten Monitoringflächen entlang der Elbe. Der obere Schwellenwert der IKSE (2014) zur Sedimentklassifizierung für Blei liegt bei einem Gesamtgehalt von 53 mg/kg. Der Maßnahmenwert für Grünland nach BBodSchV liegt hingegen bei 1200 mg/kg und somit weit über allen hier ermittelten Bleigehalten. Der Maßnahmenwert wird daher in der Abbildung nicht dargestellt. Die ermittelten Bleigehalte liegen im Bereich zwischen 40 bis 252,1 mg/kg. Unmittelbar nach dem Zufluss der Saale ist ein deutlicher Anstieg der Gehalte zu beobachten. Die höchsten Gehalte von rund 250 mg/kg treten bei Havelberg (km 424) und Gorleben (km 493) auf. Der Schwellenwert der IKSE (2014) wird von fast allen Proben überschritten, nur eine Fläche bei Mühlberg (km 128, Uferabbruchkante) und die beiden hinter dem Deich liegenden Flächen bei Havelberg liegen unter dem Schwellenwert.

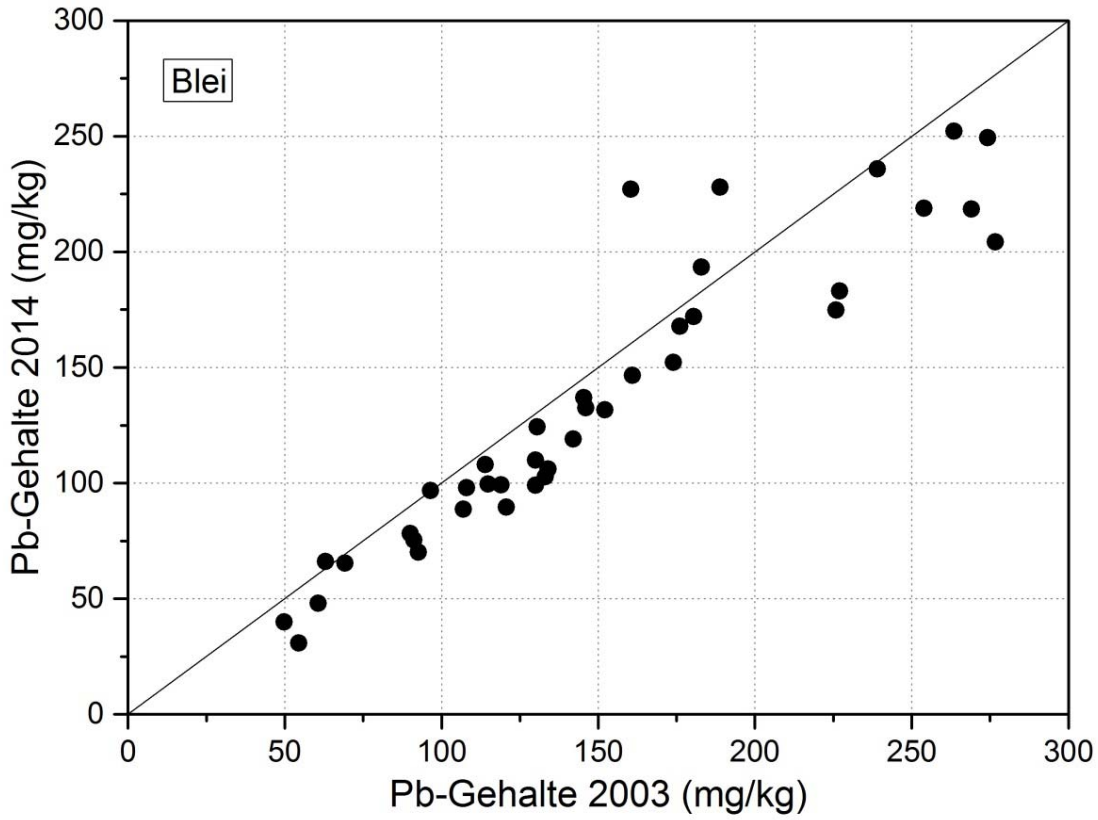

Abb. 21 Vergleich der Bleigehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2)

Der Vergleich der Bleigehalte der Jahre 2003 und 2014 (Abb. 21, Abb. 22) zeigt eine gute Übereinstimmung der ermittelten Gehalte, mit einer Tendenz zur leichten Abnahme der Bleigehalte. Nur die beiden bekannten Flächen bei Lütkenwisch zeigen erneut einen deutlichen Anstieg in den Gehalten, um 39,1 (Plateaufläche) bzw. 66,7 mg/kg (mittlere Ebene). Die restlichen Proben zeigen im Mittel eine Abnahme in den Bleigehalten von 19,3 mg/kg.

Die Differenzen der Bleigehalte sind bei den Standorten auf den Uferwällen am geringsten, unterscheiden sich aber zwischen den tiefliegenden Rinnen-/Senkenstandorten nicht systematisch von den höherliegenden Plateaustandorten.

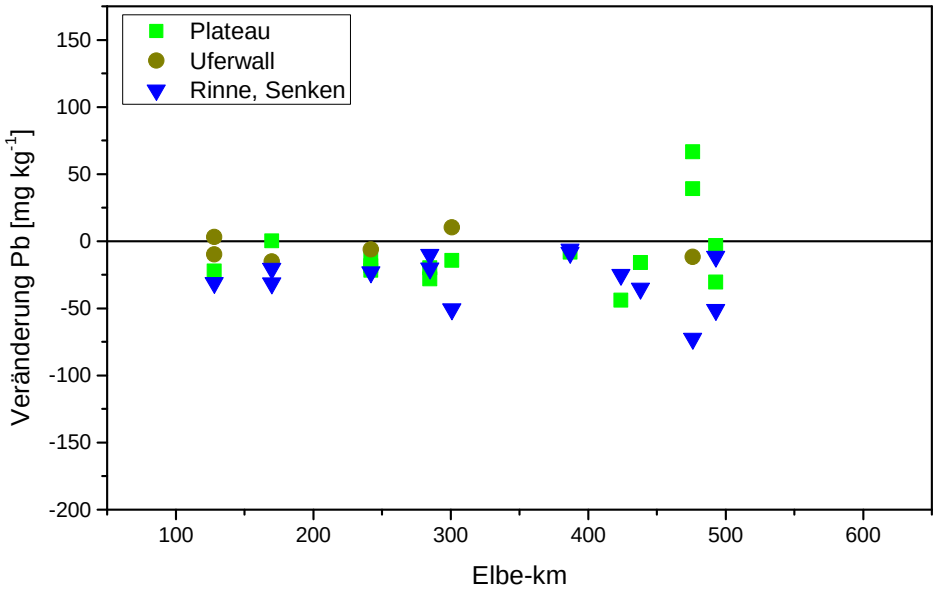

Abb. 22 Differenzen der Bleigehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs

4.4.7 Quecksilber

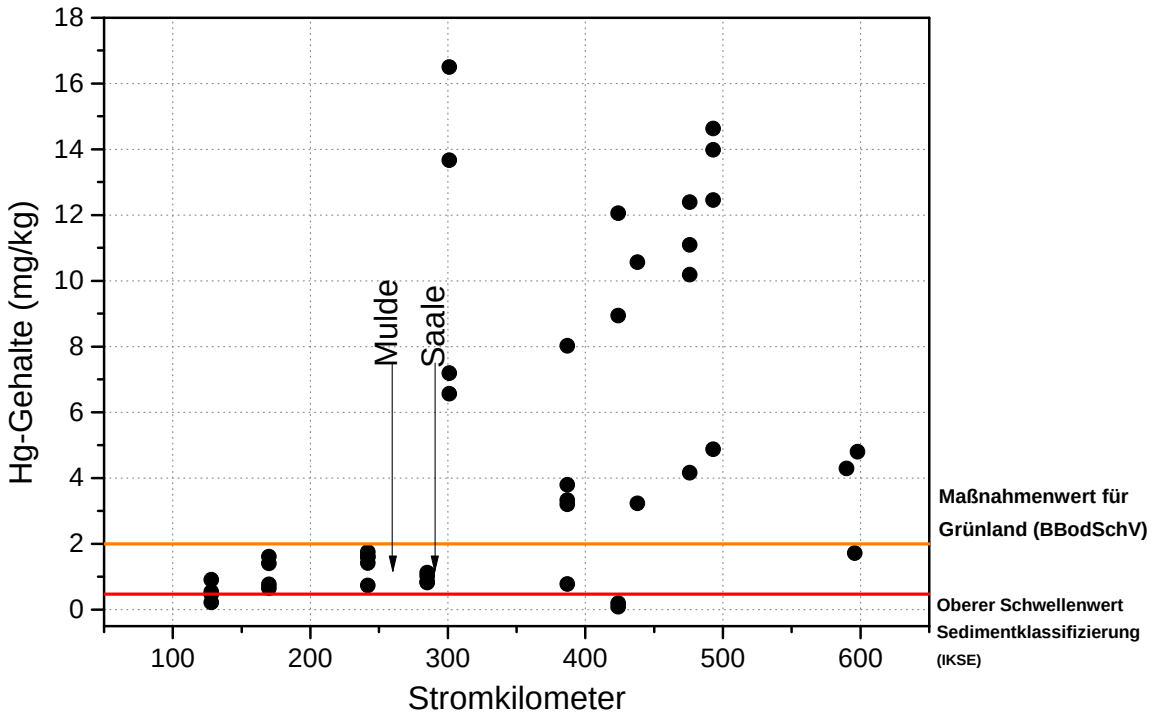

Abb. 23 Quecksilbergehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

Die Quecksilbergehalte der Oberböden der untersuchten Monitoringflächen entlang der Elbe liegen im Bereich zwischen 0,1 und 16,6 mg/kg (Abb. 23). Die ebenfalls abgebildeten Schwellenwerte der IKSE (2014) und der Maßnahmenwert nach BBodSchV liegen bei 0,47 bzw. 2 mg/kg. Das bedeutet, dass die Quecksilbergehalte eines Großteils der Proben deutlich über diesen Richtwerten liegt. Besonders deutlich wird in diesem Fall der Einfluss des Saalezuflusses. Liegen die Hg-Gehalte vor dem

Zufluss noch durchgehend unter 2 mg/kg steigen sie unmittelbar nach dem Zufluss auf bis zu 16,5 mg/kg an. Dieser maximal ermittelte Gehalt gehört zu einer Fläche bei Glinde (km 301, Senke, Entfernung Elbe: 289 m). Weiter hohe Gehalte von über 14 mg/kg finden sich auf zwei Flächen bei Gorleben (km 493). Anschließend gehen die Gehalte wieder stark zurück und liegen bei den Hamburger Flächen nur noch im Bereich von 1,7 bis 4,8 mg/kg.

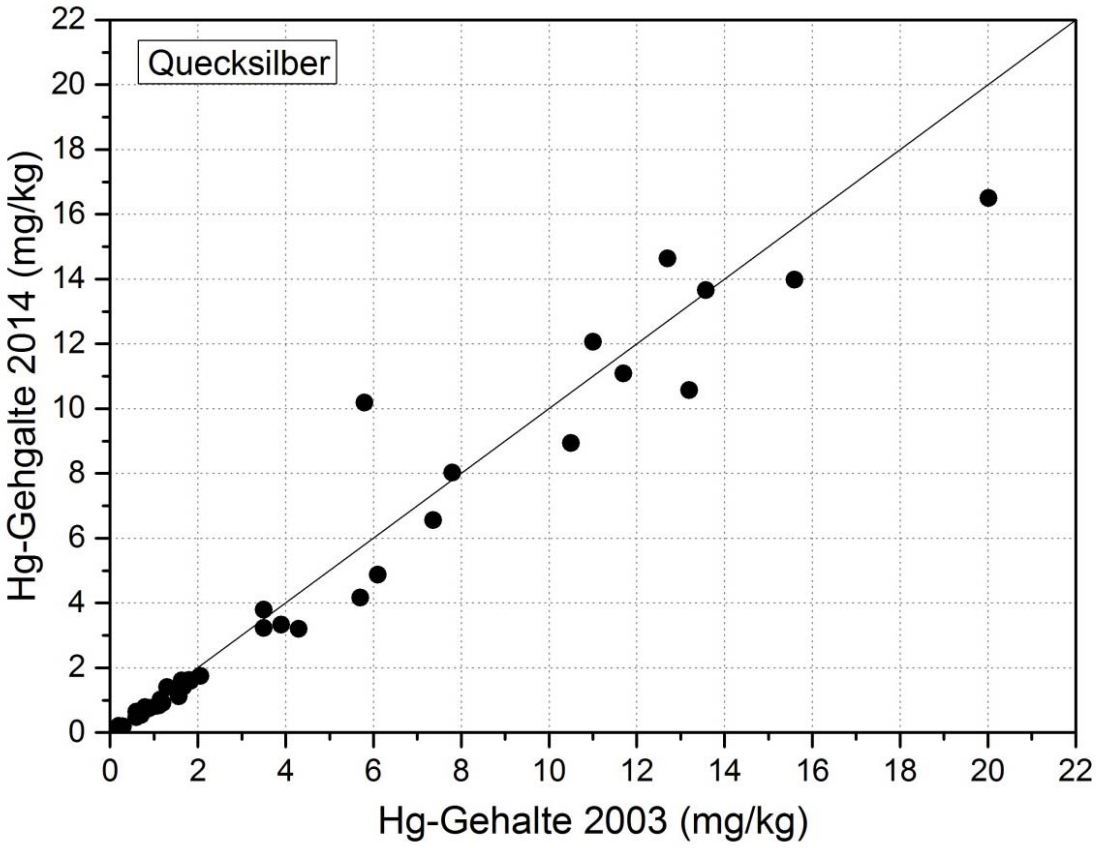

Abb. 24 Vergleich der Quecksilbergehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2)

Bei dem in Abb. 24 und Abb. 25 gezeigten Vergleich der Quecksilbergehalte von 2003 und 2014 fehlen zwei Flächen, für die keine Angaben über die Hg-Gehalte aus dem Jahr 2003 existieren. Dabei handelt es sich um eine der bereits häufig genannten Flächen bei Lütkenwisch (mittlere Ebene, Entfernung Elbe: 353 m) und einer Fläche bei Gorleben (Flutrinne, Entfernung Elbe: 101 m). Bei den dargestellten Gehalten ist eine recht gute Übereinstimmung zu erkennen. Vor allem bei den geringen Gehalten von unter 2 mg/kg sind die Gehalte scheinbar sehr konstant. Bei höheren Hg-Gehalten gibt es eine leichte Tendenz zur Abnahme. Die deutlichste Ausnahme bildet dabei wieder die Plateaufläche bei Lütkenwisch mit einer Zunahme des Hg-Gehalts um 4,4 mg/kg, von 5,8 auf 10,2 mg/kg. Weitere deutliche Zunahmen gibt es bei Havelberg (Flutrinne, Entfernung Elbe: 167 m, Δ_{Hg}: +1,1 mg/kg) und Gorleben (Tiefe Ebene, Entfernung Elbe: 262 m, Δ_{Hg}: +1,9 mg/kg).

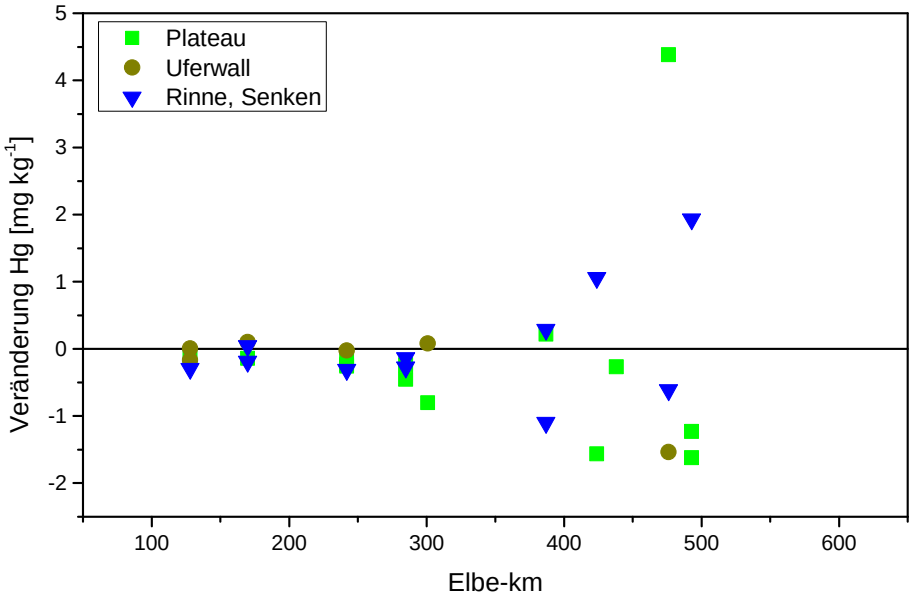

Abb. 25 Differenzen der Quecksilbergehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs

4.4.8 Zink

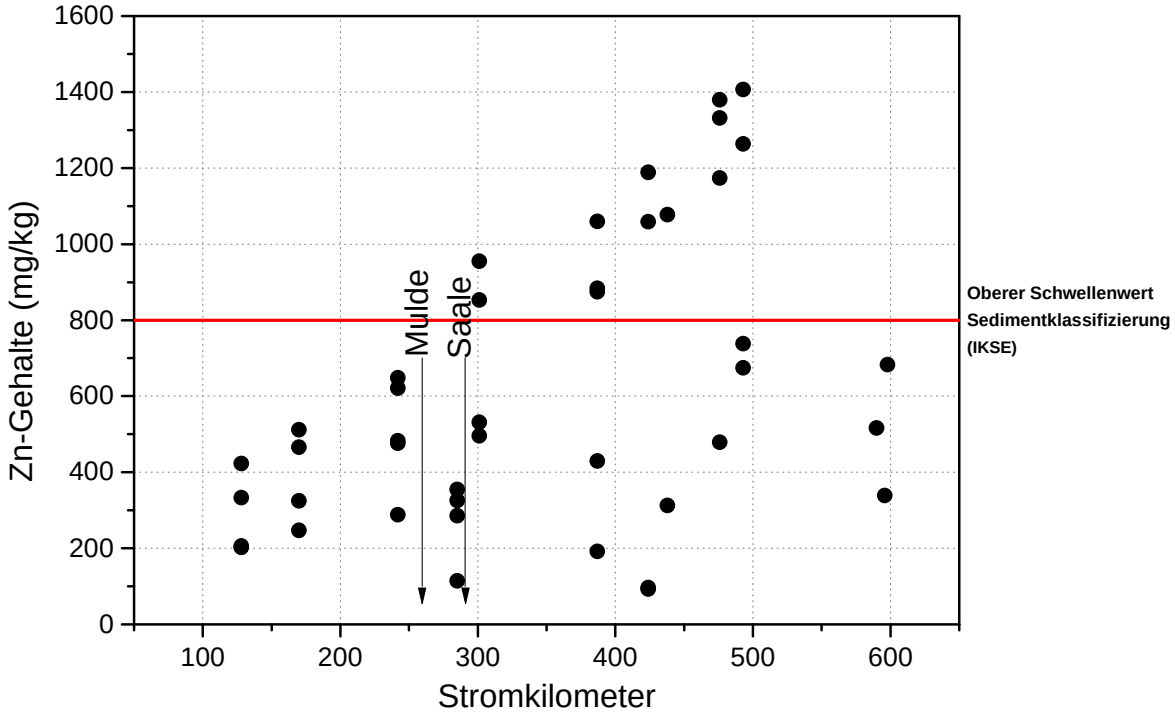

Abb. 26 Zinkgehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

Die ermittelten Zinkgehalte zeigen eine Spannweite von 92,4 bis 1406,7 mg/kg (Abb. 26). In diesem Fall ist nur der obere Schwellenwert nach IKSE (2014) mit angegeben, da nach BBodSchV keine für diesen Fall relevanten Prüf- oder Maßnahmenwerte existieren. Auch hier ist zu sehen, dass die Gehalte nach dem Zufluss der Saale deutlich ansteigen. Insgesamt liegen jedoch deutlich weniger Proben über dem angegebenen Schwellenwert als bei vielen der vorrangegangenen Schwermetalle. Die höchsten Werte von über 1200 mg/kg sind auf Flächen bei Lütkenwisch (km 476) und Gorleben (km

493) zu finden. In Richtung Hamburg nehmen die Gehalte wieder ab und liegen mit 516 bis 682 mg/kg unterhalb des Schwellenwertes.

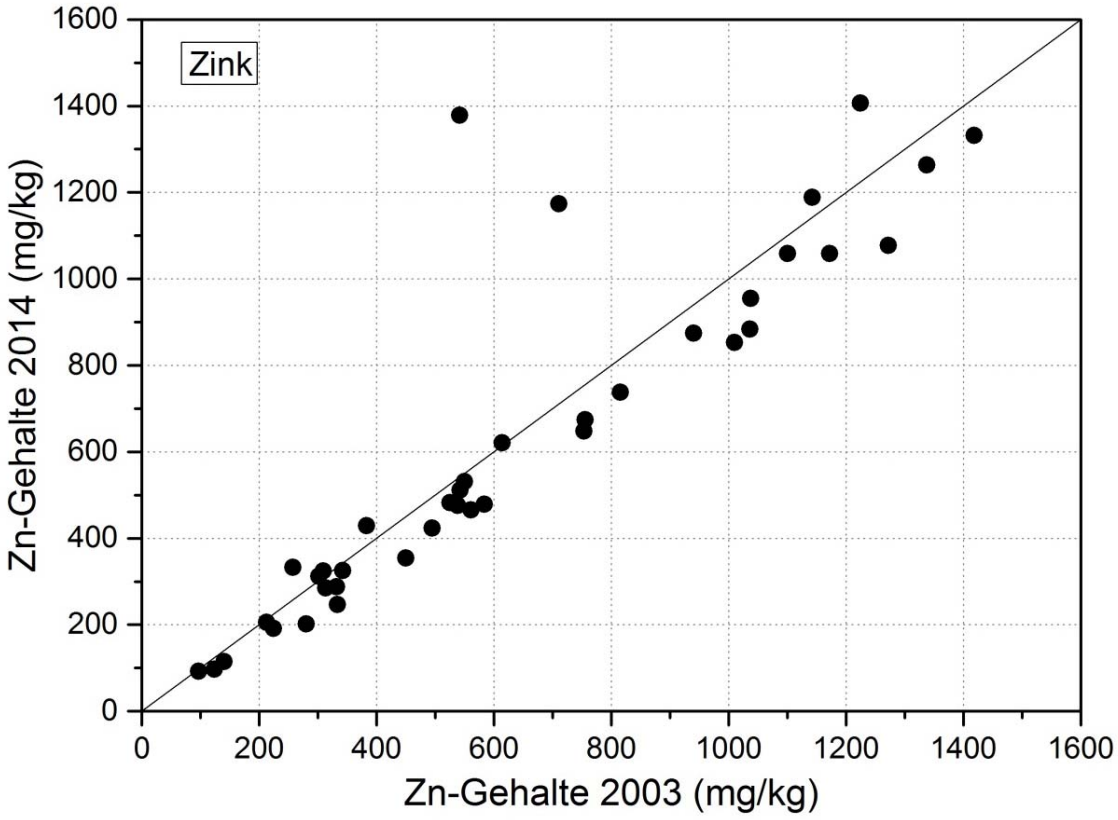

Abb. 27 Vergleich der Zinkgehalte von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493 (ohne GM2)

Der Vergleich der Zinkgehalte zeigt eine gute Übereinstimmung der Werte, mit einer Tendenz zur leichten Abnahme (Abb. 27, Abb. 28). Nur die beiden Flächen bei Lütkenwisch zeigen erneut einen deutlichen Anstieg in den Gehalten, um 463,5 bzw. 837,3 mg/kg. Auch eine der Flächen bei Gorleben (Flutrinne, Entfernung Elbe: 101 m) zeigt einen vergleichsweise starken Anstieg der Zinkgehalte ($\Delta_{Zn:}$: +182,1 mg/kg). Die übrigen Proben zeigen im Mittel eine Abnahme in ihren Zinkgehalten um 53 mg/kg.

Der Längsverlauf der Differenzen deutet an, dass die höchsten Abnahmen in der Mitte des untersuchten Elbabschnitts aufgetreten sind und weiter flussabwärts eine Tendenz zum Konzentrationsanstieg besteht.

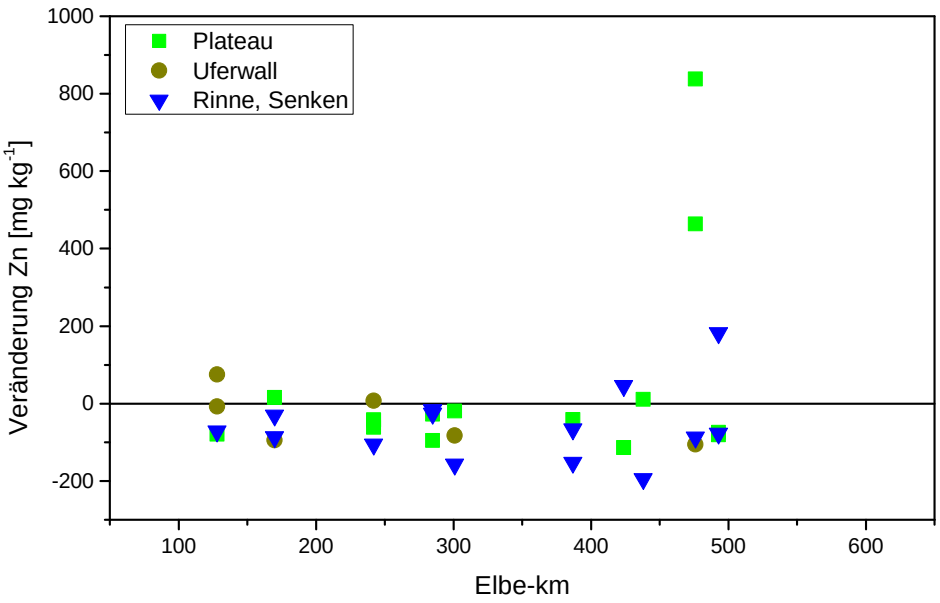

Abb. 28 Differenzen der Zinkgehalte 2014 gegenüber 2003 entlang des Elbverlaufs

4.5 Pflanzenverfügbare Schwermetallgehalte

Die Gesamtgehalte der Schwermetalle erlauben generell eine gute Einschätzung des Belastungszustandes eines Bodens. Doch Bioverfügbarkeit und Mobilisierbarkeit eines Stoffes hängt nicht nur von seinem Gesamtgehalt ab. Wie bereits in Kapitel 4.1 erwähnt, ist der pH der maßgebliche Faktor für die Mobilisierbarkeit und Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen. Am Beispiel der Elemente Cadmium und Blei soll zunächst noch einmal der Zusammenhang zwischen dem pH und dem ammoniumnitratlöslichen, d.h. als pflanzenverfügbar angesehenen Anteil der Stoffe dargestellt werden. Durch den Vergleich der Gesamtgehalte an Cadmium, Blei und Zink mit den pflanzenverfügbaren Anteilen und den entsprechenden Prüf- und Maßnahmenwerte wird die Relevanz der pflanzenverfügbaren Schadstoffgehalte verdeutlicht.

Für pflanzenverfügbare Schwermetallgehalte existieren nach BBodSchV bislang größtenteils nur Prüfwerte, nur für Cadmium ist auch ein Maßnahmenwert angegeben. Laut BBodSchV sind die Prüf- bzw. Maßnahmenwerte für die mit Ammoniumnitrat mobilisierbaren Cadmium- und Bleigehalte in Bezug auf die Pflanzenqualität angeführt. Der Prüfwert für Zink hingegen ist im Bezug auf eine Wachstumsbeeinträchtigung bei Kulturpflanzen angegeben. Sowohl Prüf- und Maßnahmenwerte im Hinblick auf die Pflanzenqualität, als auch die Prüf- und Maßnahmenwerte im Hinblick auf die Wachstumsbeeinträchtigung sind nur für ackerbaulich bzw. gärtnerisch genutzte Flächen anzuwenden. Obwohl das bei keiner der untersuchten Flächen der Fall ist, werden diese Prüf- und Maßnahmenwerte dennoch an dieser Stelle zur besseren Veranschaulichung mit dargestellt.

4.5.1 Pflanzenverfügbare Cadmiumgehalte

Abb. 29 zeigt für die untersuchten Auenböden mit einem korrigierten R^2=0,93 einen sehr guten exponentiellen Zusammenhang zwischen dem pH und dem pflanzenverfügbaren Cadmiums am Gesamtcadmiumgehalt. Es ist deutlich zu erkennen, dass mit einem abfallenden pH eine sehr rasche

Zunahme des verfügbaren Cadmiumgehaltes einhergeht. Der in der Literatur für Cadmium angegebene Grenz pH von 6,5 ist ebenfalls zu bestätigen (Blume, 2010).

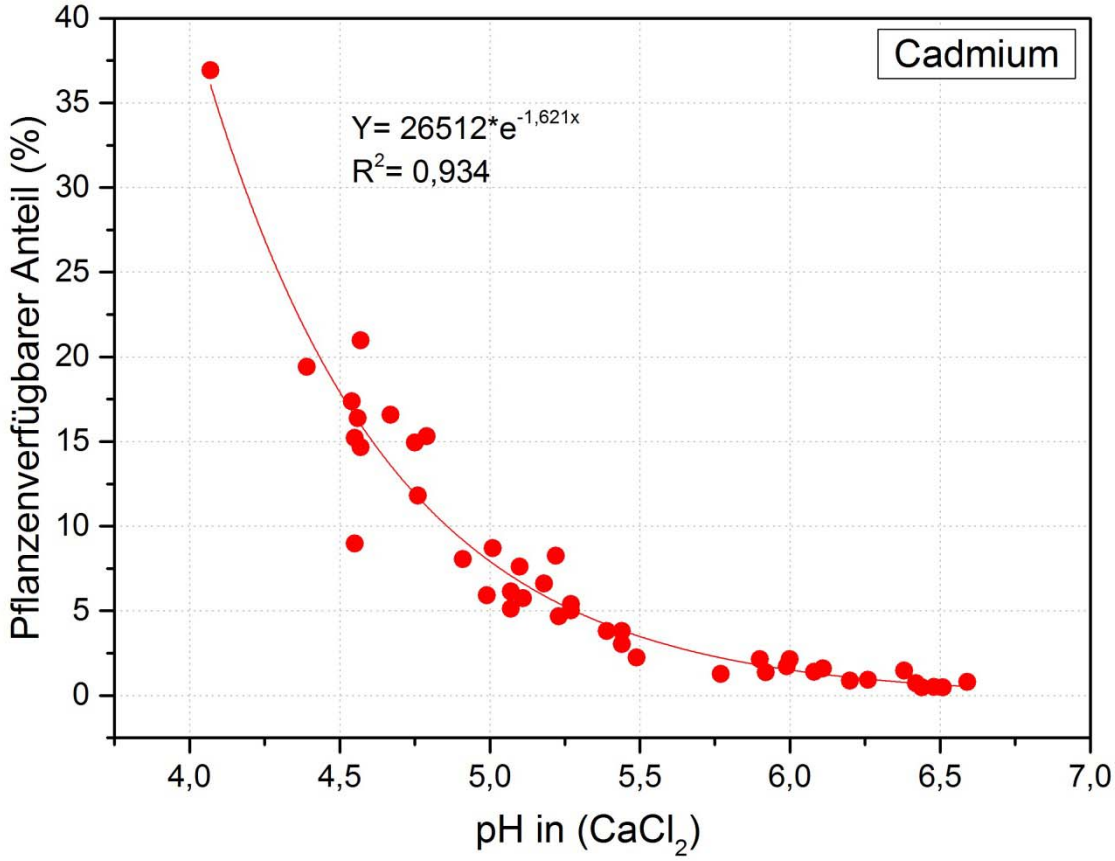

Abb. 29 Exponentieller Zusammenhang zwischen dem pH und dem pflanzenverfügbaren Cadmiumanteil am, mit Königswasser extrahierbaren, Gesamtgehalt in %

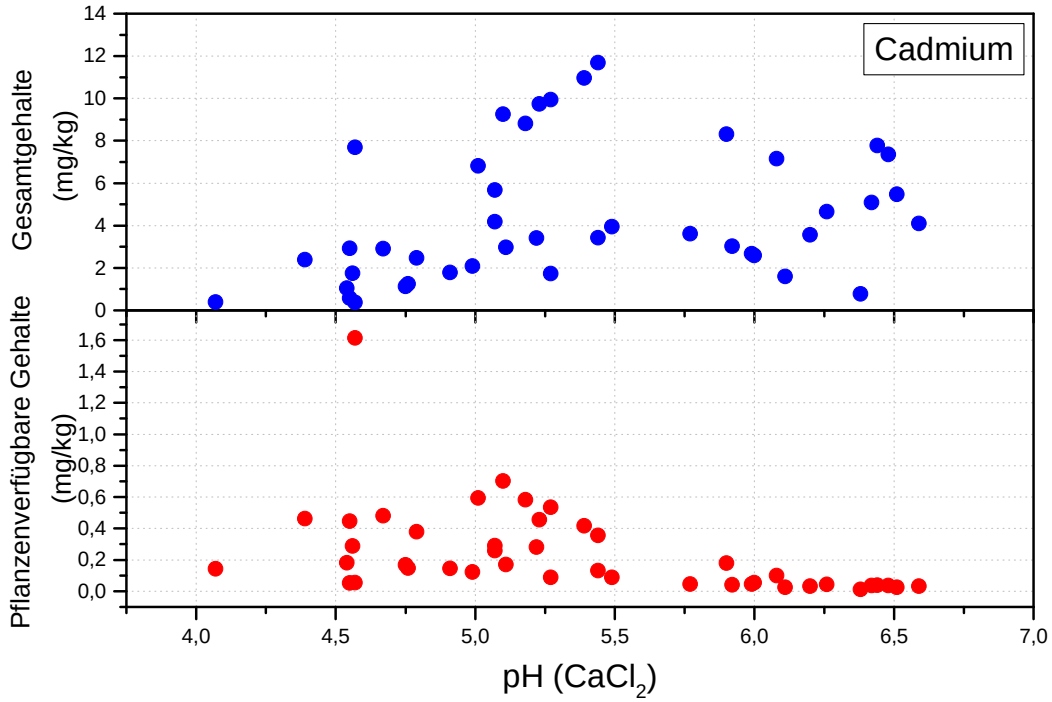

Abb. 30 Vergleich der Gesamtcadmiumgehalte mit den pflanzenverfügbaren Cadmiumgehalten

Die pflanzenverfügbaren Cadmiumgehalte erstrecken sich über einen Bereich von 0,01 bis 1,61 mg/kg. Beim Vergleich der Gesamtgehalte mit den pflanzenverfügbaren Gehalte in Abb. 30 ist zu erkennen, dass die höchsten pflanzenverfügbaren Gehalte in Böden mit einem pH-Bereich von 4,5 und 5,5 auftreten. Trotz der teilweise durchaus hohen Gesamtgehalte bei pH-Werten von über 5,5 ist bei diesen Proben kaum noch pflanzenverfügbares Cadmium enthalten.

Obwohl die Cadmiumgehalte, bezogen auf den Maßnahmenwert laut BBodSchV für die Gesamtgehalte an Cadmium in Grünlandböden (20 mg/kg), allesamt unbedenklich sind, liegen die pflanzenverfügbaren Cadmiumgehalte zu einem großen Teil über dem angegebenen Maßnahmenwert (0,1 mg/kg), der für ackerbaulich bzw. gärtnerisch genutzte Flächen angegeben wird. Der mit Abstand höchste pflanzenverfügbare Gehalt von über 1,6 mg/kg (pH: 4,6; Gesamt: 7,7 mg/kg) stammt von einer Fläche bei Gorleben (Tiefe Ebene, Entfernung Elbe: 262 m). Andere Flächen mit einem niedrigeren pH und somit höherem prozentualem Anteil an pflanzenverfügbarem Cadmium weisen dennoch, auf Grund der geringen Gesamtgehalte, nur geringere pflanzenverfügbare Cadmiumgehalte auf.

4.5.2 Pflanzenverfügbare Bleigehalte

Auch bei den pflanzenverfügbaren Bleigehalten ist ein deutlicher exponentiellen Zusammenhang mit dem pH zu erkennen (Abb. 31), wobei aber innerhalb des in den Auenböden angetroffenen pH-Spektrums erwartungsgemäß eine viel geringere Mobilität erreicht wird als bei Cadmium. Der Grenz-pH für Blei, wie er in der Literatur angegeben wird (pH 4), wird in diesem Fall etwas überschritten und liegt in Abb. 31 ungefähr bei pH 5. Das bedeutet, dass auch schon bei etwas weniger sauren Böden pflanzenverfügbares Blei vorliegt.

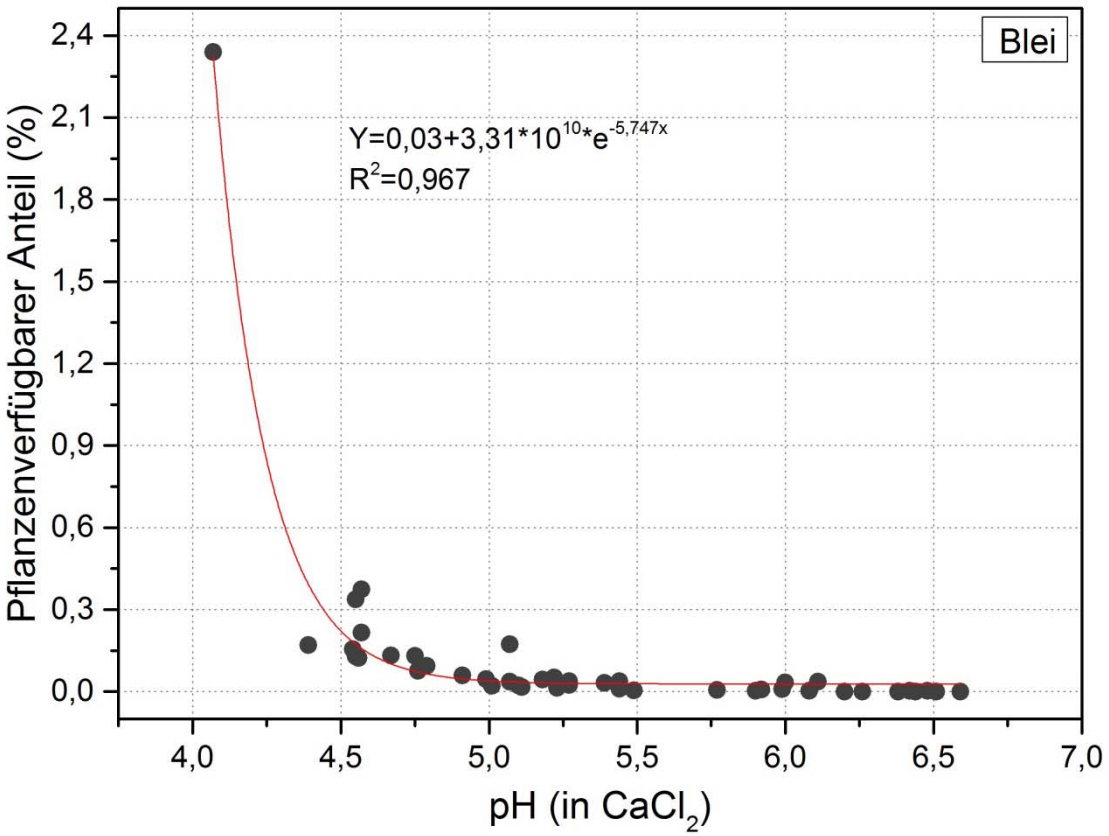

Abb. 31 Exponentieller Zusammenhang zwischen dem pH und dem pflanzenverfügbaren Bleianteil am mit Königswasser extrahierbaren Gesamtgehalt in %

Die pflanzenverfügbaren Bleigehalte (Abb. 32) liegen in einem Bereich von < 0,01 bis 1,12 mg/kg. Die höchsten pflanzenverfügbaren Gehalte treten im pH-Bereich von 4 bis 5,1 auf. Ähnlich wie beim Cadmium liegen die Gesamtgehalte an Blei in den Böden allesamt weit unter dem laut BBodSchV angesetzten Maßnahmenwert für Grünland von 1200 mg/kg. Die pflanzenverfügbaren Bleigehalte jedoch liegen in vielen Fällen durchaus weit über dem angegebenen Prüfwert für ackerbaulich bzw. gärtnerisch genutzte Flächen. Die höchsten Gehalte an pflanzenverfügbarem Blei sind auf Flächen bei Havelberg (Flutrinne, Entfernung Havel: 270 m) und Gorleben (Tiefe Ebene, Entfernung Elbe: 262 m) zu finden.

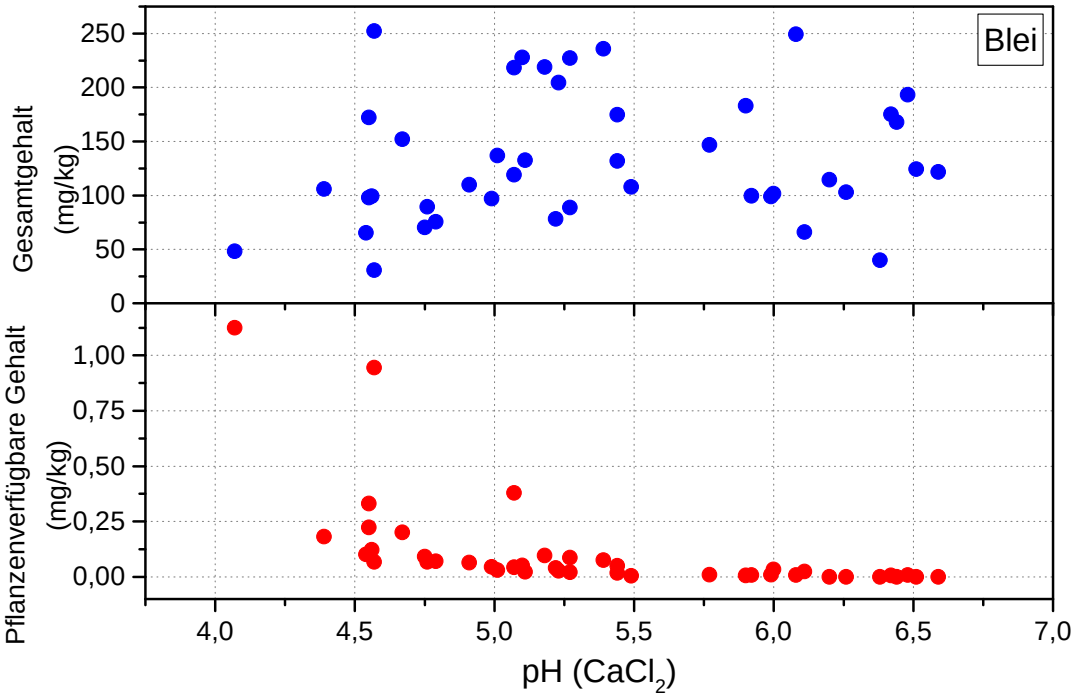

Abb. 32 Vergleich der Gesamtbleigehalte mit den pflanzenverfügbaren Bleigehalten

4.5.3 Pflanzenverfügbare Zinkgehalte

Abb. 33 zeigt den exponentiellen Zusammenhang zwischen dem pH und dem pflanzenverfügbaren Zinkgehalt am Gesamtzinkgehalt. Mit einem korrigierten R^2 von 0,56 ist der Zusammenhang zwischen pH und pflanzenverfügbaren Zinkgehalten sehr viel weniger deutlich als beim Cadmium oder Blei, dennoch ist der Grenz-pH von 5,5-6, wie er in der Literatur angegeben ist, gut zu reproduzieren (Blume, 2010).

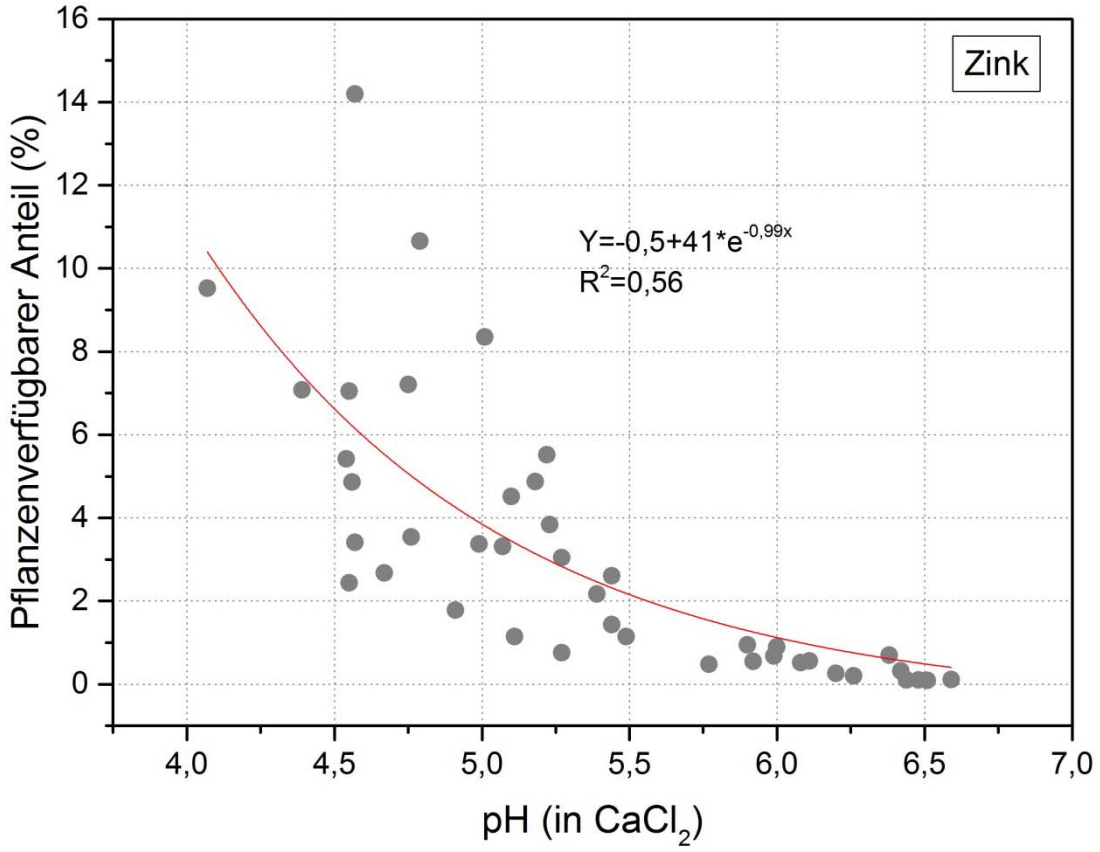

Abb. 33 Exponentieller Zusammenhang zwischen dem pH und dem pflanzenverfügbaren Zinkanteil am mit Königswasser extrahierbaren Gesamtgehalt in %

Die pflanzenverfügbaren Zinkgehalte (Abb. 34) liegen im Bereich von 0,8 bis 104,7 mg/kg. Die höchsten Gehalte treten im pH-Bereich von 4,5 bis 5,5 auf. Wie für Cadmium und Blei sind auch für Zink bei Erreichen des Grenz-pH kaum noch nennenswerte pflanzenverfügbare Gehalte zu beobachten. Besonders gut ist das Abb. 34 zu entnehmen, da die pflanzenverfügbaren Zinkgehalten ab einem pH von 5,5 plötzlich einbrechen. Für den Gesamtgehalt von Zink in Böden existieren in der BBodSchV keine Prüf- oder Maßnahmenwerte. Der Prüfwert für pflanzenverfügbare Zinkgehalte für ackerbaulich bzw. gärtnerisch genutzte Flächen im Hinblick auf eine Wachstumsbeeinträchtigung liegt bei 2 mg/kg. Dieser Wert wird von den meisten Proben deutlich überschritten. Wie auch bereits bei den pflanzenverfügbaren Cadmium- und Bleigehalten, tritt auch der höchste pflanzenverfügbare Zinkgehalt auf der bereits erwähnten Fläche bei Gorleben auf.

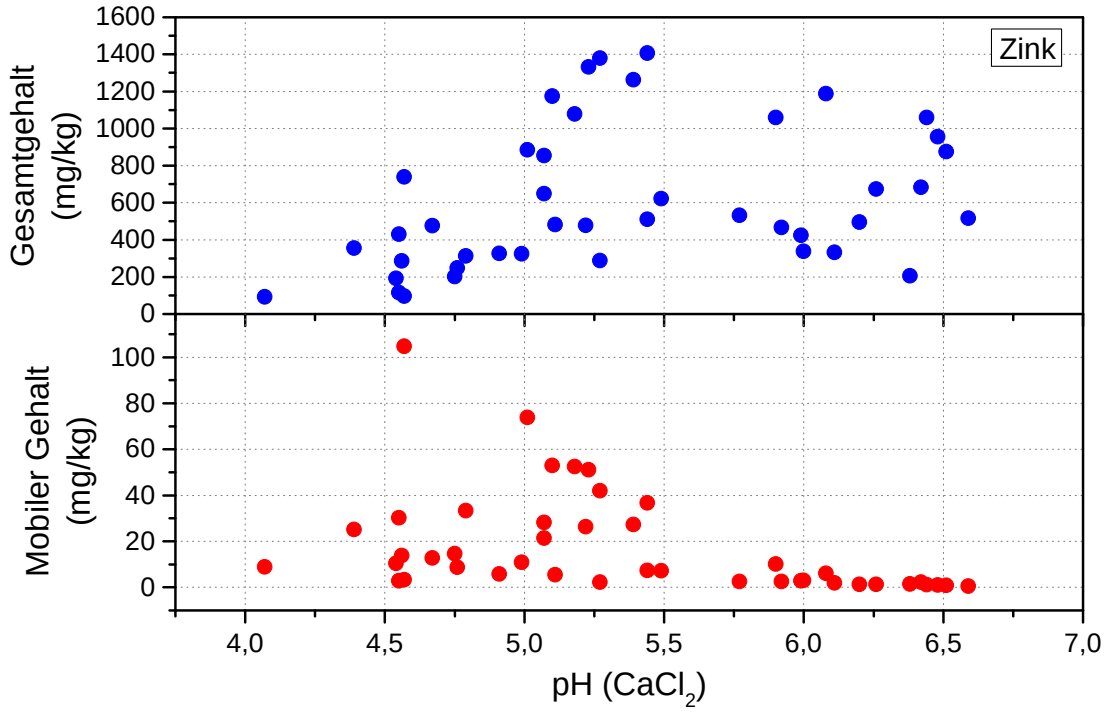

Abb. 34 Vergleich der Gesamtzinkgehalte mit den pflanzenverfügbaren Zinkgehalten

4.6 Organische Schadstoffe

Im folgenden Kapitel werden die organischen Schadstoffgehalte (TBT, Dioxine/Furane, Pestizide, PCB und PAK) dargestellt. Bei der Darstellung der Pestizide, Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) handelt es sich zum Teil um summierte Gehalte. Zu den meisten der organischen Schadstoffgehalte existieren keine Daten aus dem Jahr 2003, somit können die Werte nicht verglichen werden und somit auch keine Rückschlüsse über deren Veränderung seit 2003 gezogen werden. Nur zu den Dioxin- und Furanbelastungen liegen Daten aus 2003 an einigen ausgewählten Flächen vor.

4.6.1 Tributylzinn Kationen (TBT)

Abb. 35 zeigt die TBT-Gehalte der untersuchten Monitoringflächen aus dem Jahr 2014. Flächen deren TBT-Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg lagen, wurden als Null angenommen und entsprechend markiert in die Abbildung integriert. Als Richtwert wird zum einen weiterhin der obere Schwellenwert bezüglich der Sedimentklassifizierung der IKSE (2014) mit 0,02 µg/kg genannt. Da es in der Bundes-Bodenschutzverordnung keine entsprechenden Prüf-oder Maßnahmenwerte für TBT gibt wird zum anderen der R1-Richtwert zur Beurteilung der Belastung von Baggergut in Höhe von 20 µg/kg herangezogen (BLABAK 2001 und GÜBAK 2009). Der untere Richtwert R1 ist ökologisch ausgerichtet und stellt somit die formal strengste Anforderung im Vergleich national geltender Normen dar.

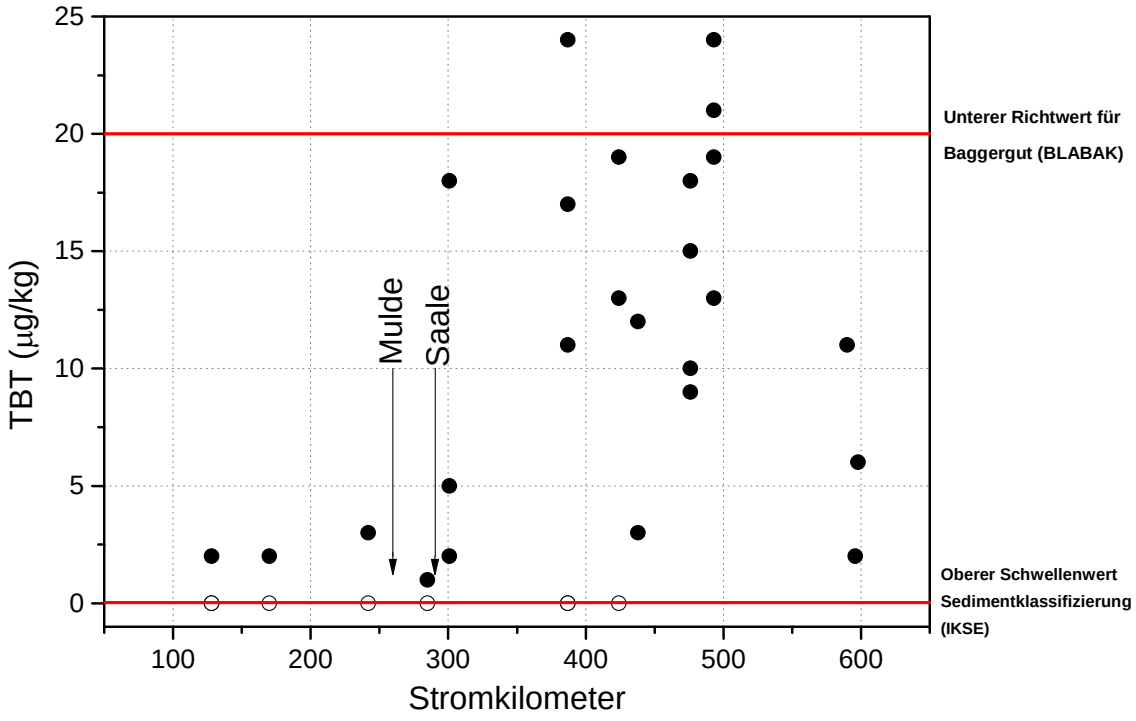

Abb. 35 Tributylzinngehalte aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

Die TBT-Gehalte der untersuchten Flächen liegen in einem Bereich von <1 bis 24 µg/kg. Die TBT-Gehalte der Flächen vor den Zuflüssen der Mulde und Saale liegen größtenteils unterhalb der Bestimmungsgrenze, bei nahe an der Elbe oder in Flutrinnen liegende Flächen können niedrige TBT-Gehalte bis zu 3 µg/kg auftreten. Unmittelbar nach dem Zufluss der Saale steigen die Gehalte bei Glinde (km 301) bereits deutlich an mit Werten von bis zu 18 µg/kg. Die höchsten Gehalte von 24 µg/kg werden bei Tangermünde (km 387) und Gorleben (km 493) erreicht. Anschließend nehmen die Gehalte bis an den Hamburger Monitoringflächen (km 590-598) sind die Gehalte wieder deutlich niedriger. Da der sehr niedrige Schwellenwert der IKSE (2014) deutlich unterhalb der Bestimmungsgrenze der angewandten Analysemethode liegt, befinden sich folglich alle zuverlässig bestimmten Gehalte über jenem Schwellenwert, teilweise wird der Wert um mehr als das Tausendfache überschritten. Der untere Richtwert für Baggergut wird hingegen nur in drei Fällen, nämlich auf Flächen bei Tangermünde und Gorleben überschritten.

4.6.2 Dioxine und Furane (PCDD/PCDF)

Die Dioxine/Furane werden als Summe ihres Toxizitätsäquivalent (TEQ) dargestellt. Dieses Toxizitätsäquivalent wird aus den Gehalten der untersuchten sieben Dioxine und zehn Furanen gebildet. Der Wert des Toxizitätsäquivalents gibt die Gesamttoxizität des Gemisches an, die prozentualen Gehalte der Einzelstoffe sind in Abb. 37 dargestellt.

Die Spannbreite der Toxizitätsäquivalente liegt bei 6,5 bis 815 ng TEQ/kg. Das Toxizitätsäquivalent der Proben vor der Mulde- und Saalemündung ist vergleichsweise niedrig, mit einer Ausnahme. Eine Fläche bei Dommitzsch (km 170, Flutrinne, Entf Elbe: 95 m) erreicht einen Wert von 438,8 ng TEQ/kg und somit mehr als 400 ng TEQ/kg über allen anderen vor dem Mulde- und Saalezufluss gelegenen

Flächen. Nach dem Saalezufluss steigen die Gehalte weiter an. Der maximale Wert wird auf einem Plateaustandort bei Glinde (km 301, Entfernung Elbe: 238 m) erreicht. Von dort an bis zu den Hamburger Flächen ist keine – wie sonst so oft beobachtete - deutliche Abnahme des Toxizitätsäquivalents zu beobachten, bis zur letzten Fläche bei Zollenspieker (km 598) werden Werte von über 700 ng TEQ/kg erreicht. Der Schwellenwert der IKSE (2014) von 20 ng TEQ/kg wird von den meisten Proben, teilweise um mehr als das Vierzigfache, überschritten. Ein entsprechender Prüf- oder Maßnahmenwert für Grünland nach BBodSchV ist nicht vorhanden.

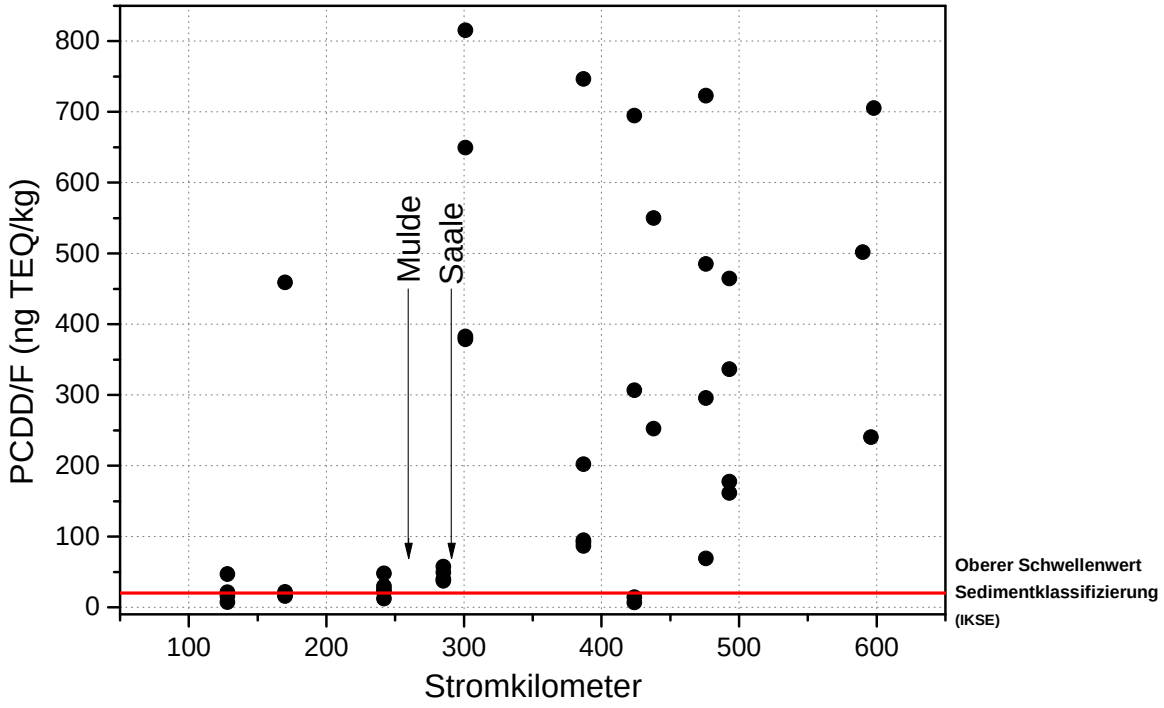

Abb. 36 Dioxin- und Furangehalte als Toxizitätsäquivalente (nach NATO/CCMS), aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

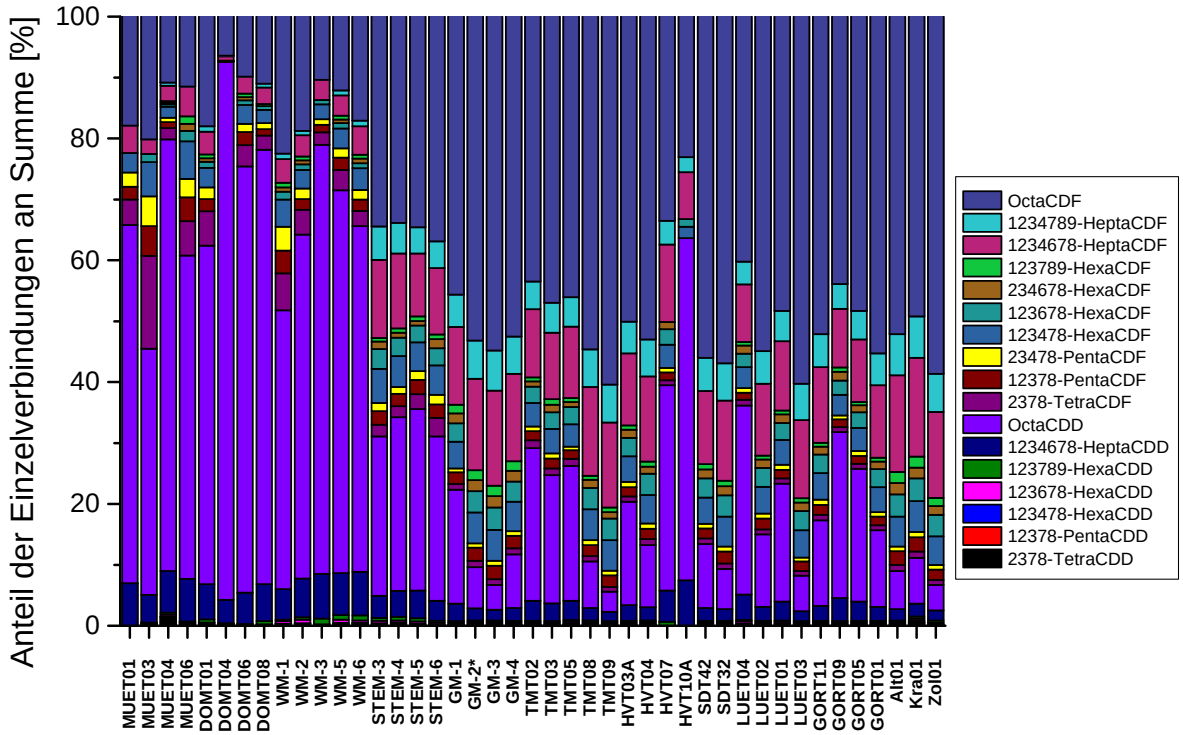

Abb. 37 Verteilung der Einzelstoffe der PCDD/PCDF an der Summe der Stoffe (nur Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze berücksichtigt)

Wie Abb. 37 zu entnehmen ist, verschiebt sich das Spektrum der polychlorierten Dibenzo-para-Dioxinen (PCDD) und polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF) nach der Mulde Mündung deutlich. Nach der Mündung der Mulde nimmt der relative Anteil der polychlorierten Dibenzofurane auf Kosten des relativen Anteils der Dibenzo-para-Dioxin-Verbindungen am Gesamtanteil der PCDD/PCDF zu. Dies Ergebnis bestätigt Untersuchungen von Geller et al. 2004.

Die Daten über die Dioxin- und Furangehalte aus dem Jahr 2003 beschränken sich auf die Flächen der Standorte bei Wörlitz, Glinde und Steckby und jeweils einzelner Flächen der Standorte bei Tangermünde, Havelberg, Schönberg, Lütkenwisch und Gorleben.

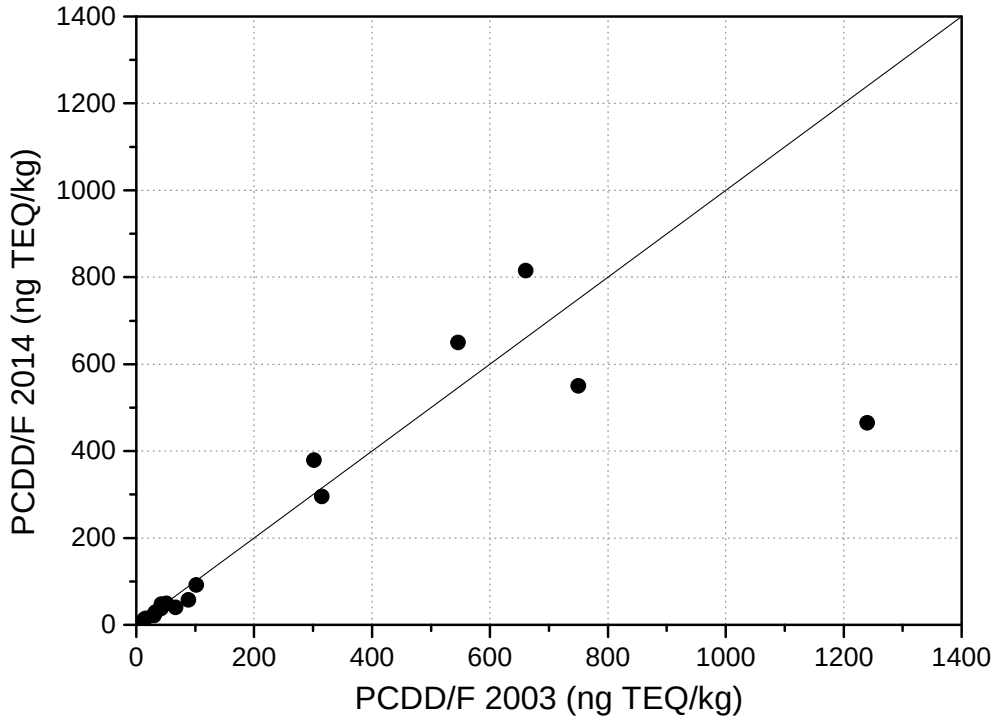

Abb. 38 Vergleich der Dioxin- und Furangehalte als Toxizitätsäquivalente (nach NATO/CCMS) von 2003 und 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 493

Der Vergleich der TEQ-Werte aus den Jahren 2003 und 2014 zeigt, mit einer Ausnahme, sehr gute Übereinstimmungen (Abb. 38). Nur die TEQ-Werte einer Fläche aus Gorleben (Tiefe Ebene, Entfernung Elbe: 262 m) zeigen einen erheblich geringeren Dioxingehalt als 2003 (2003: 1240 ng TEQ/kg; 2014: 464,5 ng TEQ/kg). Werden die Werte der Fläche bei Gorleben nicht berücksichtigt lässt sich aus den übrigen Werten ein vergleichsweise konstanter TEQ-Gehalt für die vorliegenden Flächen seit 2003 beobachten.

4.6.3 Pestizide

Die im Zuge dieses Projekts analysierten Pestizide (Pentachlorbenzol, Hexachlorbenzol, α-Hexachlorcyclohexan (α-HCH), β-Hexachlorcyclohexan (β-HCH), γ-Hexachlorcyclohexan (γ-HCH), p,p‘-Dichlordiphenyldichlorethen (p,p‘-DDE), p,p‘-Dichlordiphenyldichlorethan (p,p‘-DDD), p,p‘-Dichlordiphenyltrichlorethan (p,p‘-DDT)) werden im Folgenden dargestellt.

Die Maximal- und Minimalwerte einzelner Verbindungen, sowie die entsprechenden Schwellenwerte, sind Tabelle 3 zu entnehmen. Einige Proben, die bei der Analyse der Pestizidgehalte größere Gehaltsunterschiede in den Parallelen aufwiesen, werden im Folgenden mit Standardabweichungen dargestellt. Die Probe einer Fläche bei Dommitzsch (km 170, Uferwall, Entfernung Elbe: 18 m) zeigte so große Unterschiede in den Parallelen, dass sowohl der Mittelwert als auch die Standardabweichung so groß waren, dass sie im Folgenden nicht mit aufgeführt wird (Mittelwert: 4,3 mg/kg; Standardabweichung: 6,2 mg/kg).

Tabelle 3: Kennzahlen zur Pestizidbelastung der untersuchten Böden, OSW: Oberer Schwellenwert (IKSE, 2014)

Stoffbezeichnung	Einheit	Minimum	Maximum	Median	OSW	Standort Maximalwert
Pentachlorbenzol	µg/kg	0,00	36,14	2,52	400	Gorleben (Tiefe Ebene)
Hexachlorbenzol		0,00	358,01	37,25	17	Wörlitz (Senke)
α-HCH		0,00	20,67	2,76	1,5	Gorleben (Tiefe Ebene)
β-HCH		0,00	85,12	10,74	5	Gorleben (Tiefe Ebene)
γ-HCH		0,00	36,72	5,52	1,5	Gorleben (Tiefe Ebene)
p,p'-DDE		0,00	322,44	17,50	6,8	Wörlitz (Uferwall)
p,p'-DDD		0,00	261,43	19,71	3,2	Dommitzsch (Uferwall)
p,p'-DDT		0,00	3843,27	3,13	3	Dommitzsch (Uferwall)

Der obere Schwellenwert von Pentachlorbenzol ist mit 400 µg/kg deutlich höher ist als der der anderen Pestizide (1,5 bis 17 µg/kg). Die Pentachlorbenzolbelastung ist in den Böden aber durchgehend gering (Mittelwert: 4 µg/kg, Maximalergehalt: 36 µg/kg), keiner der untersuchten Standorte kommt in den Bereich des oberen Schwellenwertes. Wie der Tabelle 3 weiter zu entnehmen ist, werden an zahlreichen Standorten die oberen Schwellenwerte nach IKSE für alle andere relevante Pestizide überschritten, da der Median den jeweiligen oberen Schwellenwert zum Teil deutlich überschreitet.

Für eine grafische Darstellung wurden die Summen der Pestizide an den untersuchten Standorten im Vergleich zu einerseits einem aufsummierten oberen Schwellenwerte aller Einzelpestizide (0,44 mg/kg) und andererseits einem zweiten aufsummierten Schwellenwert ohne den obere Schwellenwert des Pentachlorbenzen (0,04 mg/kg) dargestellt (Abb. 39).

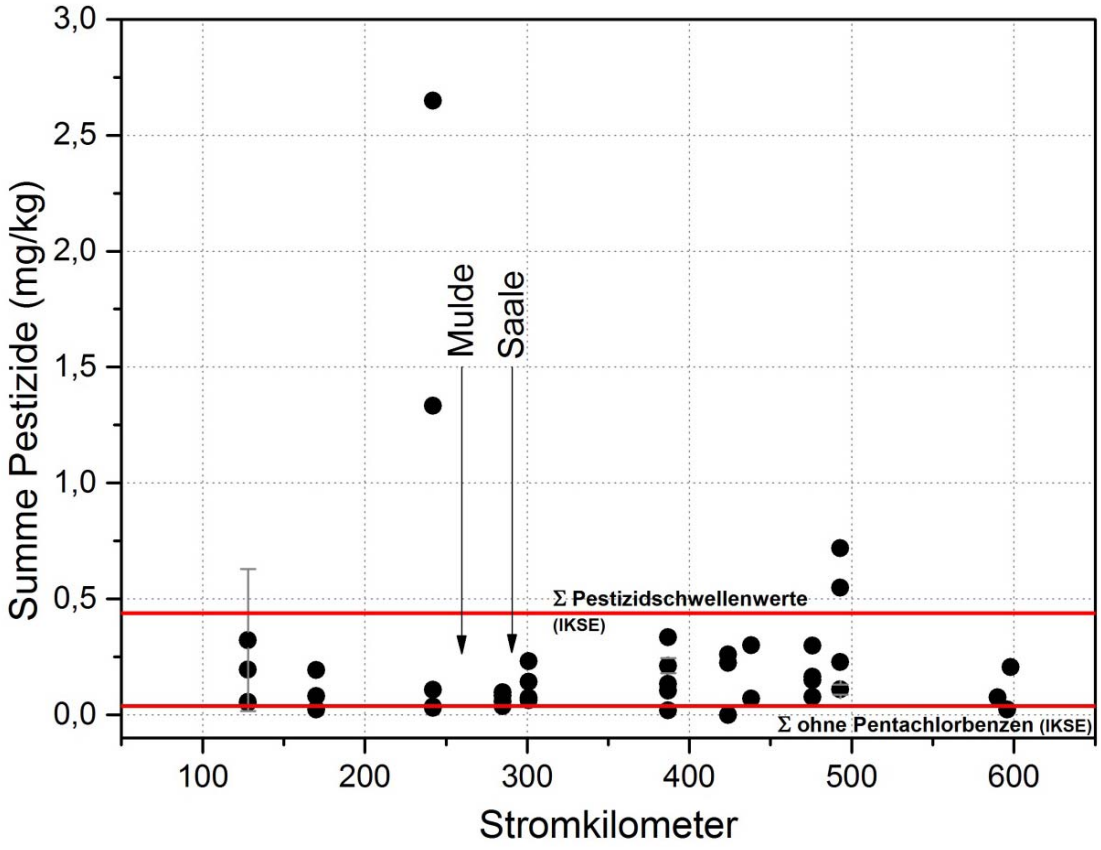

Abb. 39 Summe der Pestizidgehalte (inklusive Pentachlorbenzen), aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

Die Pestizidgehalte in den untersuchten Böden entlang der Elbe liegen im Bereich von unter der Nachweisgrenze bis 2,65 mg/kg.

Die mit Abstand höchsten der abgebildeten Gehalte weisen zwei Flächen bei Wörlitz (km 242, Uferwall und Flutrinne) auf. Beide Flächen weisen für sämtliche Pestizide (mit Ausnahme von Pentachlorbenzen) größtenteils erhebliche Überschreitungen der oberen Schwellenwerte auf. Besonders hohe Werte wurden auf der Fläche am Uferwall für p,p‘-DDT gemessen. Bei einem oberen Schwellenwert von 3 µg/kg wurden Gehalte von über 2000 µg/kg festgestellt. Die einzigen anderen Flächen die ebenfalls Gehalte von über 0,5 mg/kg aufweisen liegen bei Gorleben (Hochfläche und tiefe Ebene). In beiden Fällen werden ebenfalls die Schwellenwerte aller anderen Pestizide deutlich überschritten. Am deutlichsten beim p,p‘-DDD, mit Gehalten von rund 100 bzw. 200 µg/kg, bei einem oberen Schwellenwert von 3,2 µg/kg.

Insgesamt zeigt sich, dass auch vor der Einmündung der Mulde und Saale die Pestizidbelastungen auf zum Teil hohem Niveau vorliegen und die Mulde und Saale keine expliziten Quellen für Pestizide zu sein scheinen, da die Pestizidgehalte nach dem Zufluss nicht deutlich ansteigen. An vielen Standorten werden die oberen Schwellenwerte der Einzelpestizide überschritten. Das relative Verhältnis der Pestizide zu deren Gesamtanteil ist in Abb. 40 dargestellt. Ein eindeutiges Pestizid-Verteilungsmuster ist nicht ableitbar. Der Anteil der Dioxine scheint an einigen Sandorten im oberen Mittellauf höher ausgeprägt zu sein, während der relative Anteil des Hexachlorbenzols stromabwärts zunimmt.

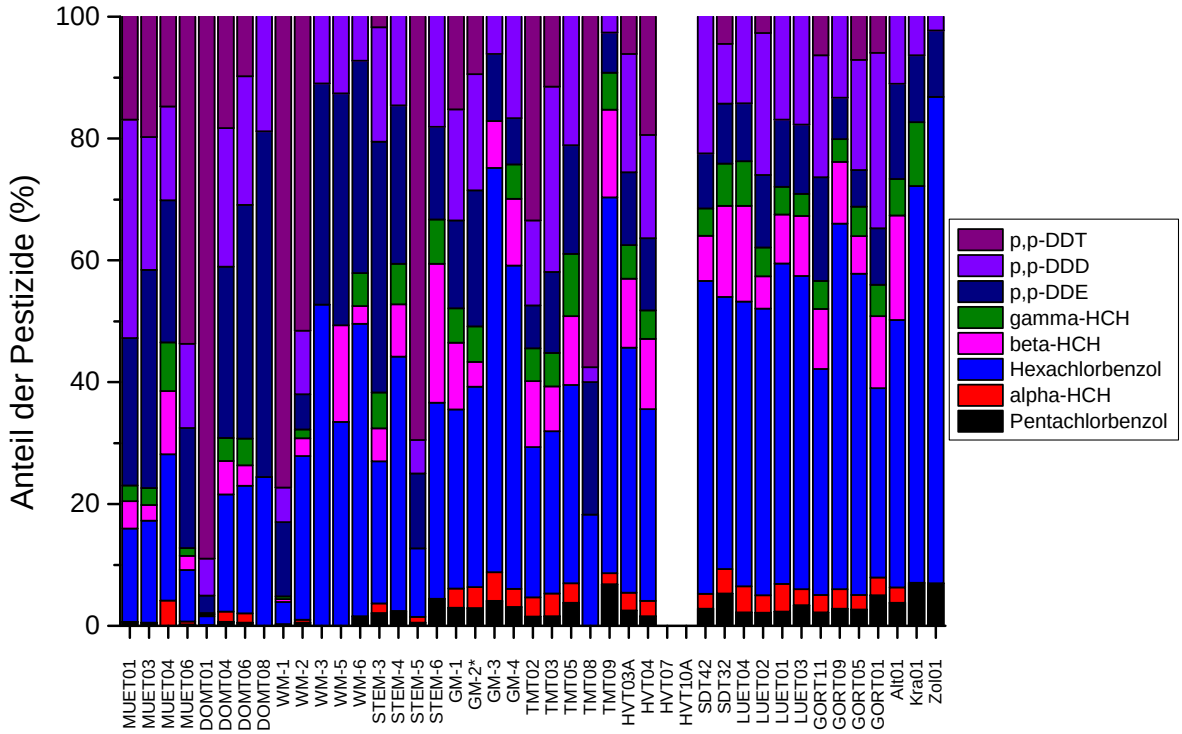

Abb. 40 Verteilung der Einzelstoffe der Pestizide in Anteil der Gesamtsumme

4.6.4 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die sechs analysierten PCB (PCB-28, -52, -101, -138, -153, -180) werden im Folgenden zunächst als Einzelsubstanzen betrachtet.

Tabelle 4 zeigt, dass bei den Einzelverbindungen die Standorte Gorleben und Wörlitz die höchsten Gehalte aufweisen. Des Weiteren wird deutlich, dass die Verbindungen PCB-28, PCB-52 und PCB-101 den jeweiligen Schwellenwert nicht oder nur geringfügig überschreiten, während die Maxima-Werte der Verbindungen PCB-138, PCB-153 und PCB-180 den oberen Schwellenwert nach IKSE zum Teil deutlich überschreiten. Flächen mit Überschreitungen liegen dabei sowohl im oberen Mittellauf (Mühlberg, Dommitsch, Wörlitz) als auch nach dem Zufluss von Mulde und Saale (Tangermünde, Havelberg und Gorleben).

Tabelle 4 Kennzahlen zur PCB-Belastung der untersuchten Böden, OSW: Oberer Schwellenwert (IKSE, 2014)

Stoffbezeichnung	Einheit	Minimum	Maximum	Median	OSW	Standort Maximalwert
PCB-28	µg/kg	0,00	11,38	1,35	20	Gorleben (Hochfläche)
PCB-52		0,00	12,58	1,43	20	Gorleben (Tiefe Ebene)
PCB-101		0,00	23,56	4,10	20	Gorleben (Tiefe Ebene)
PCB-138		0,30	55,85	10,71	20	Wörlitz (Senke)
PCB-153		0,11	41,66	8,60	20	Wörlitz (Senke)
PCB-180		0,00	39,55	7,57	20	Wörlitz (Senke)

In der nachfolgenden Abbildung ist die Summe der 6 PCB zusammenfassend im Vergleich zu einem aufsummierten Schwellenwert der IKSE (2014) (je 20 µg/kg je PCB = 120 µg/kg) dargestellt.

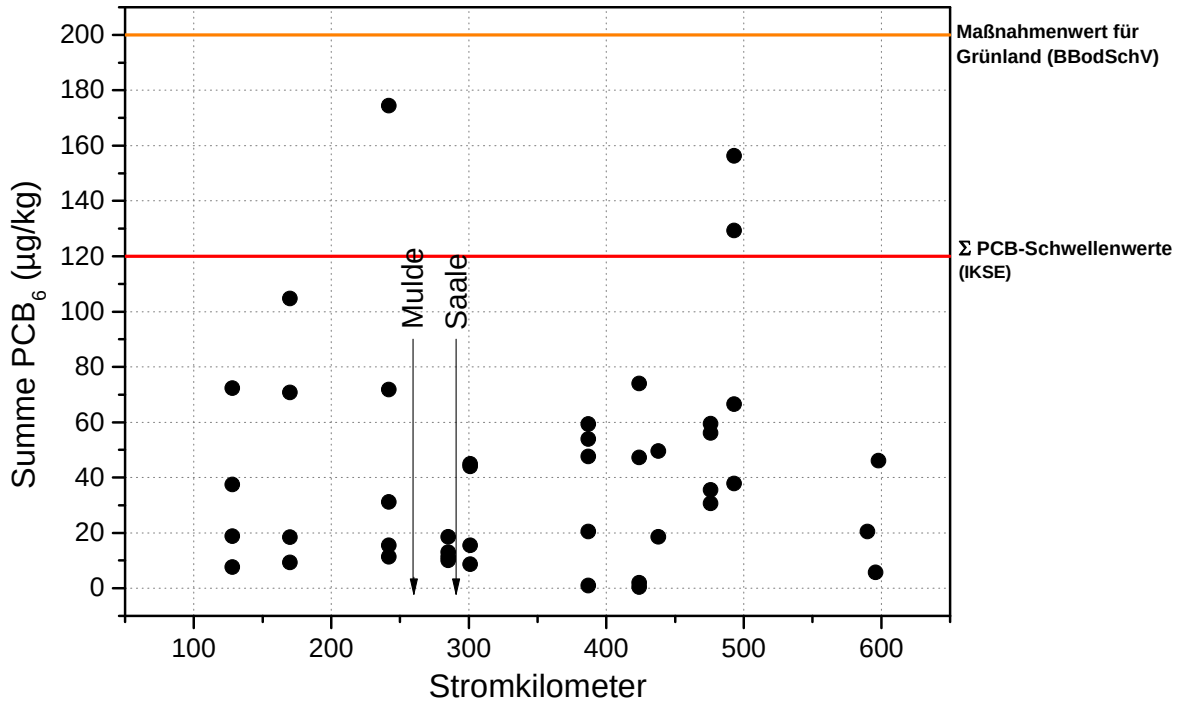

Abb. 41 Summe der PCB-Gehalte, aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

Die Spannweite der PCB-Gesamtgehalte, wie sie in Abb. 41 dargestellt sind, reicht von 0,4 bis 156,3 µg/kg. Insgesamt spiegelt die Abbildung eine mäßige PCB-Belastung der Elbe-Vordeichsflächen wieder. Nur drei Flächen zeigen PCB-Gehalte über 120 µg/kg. Den Maßnahmenwert von 200 µg/kg nach BBodSchV wird von keiner der Flächen erreicht. Den höchsten Wert erreicht eine Fläche bei Wörlitz (km 242, Senke). Die anderen beiden Flächen mit Gehalten über 120 µg/kg liegen bei Gorleben (km 493). Auch für die PCB-Belastungen ist keine generelle Zunahme der Gehalte nach Zufluss der Mulde und Saale zu beobachten.

Der relative Anteil der sechs untersuchten PCB-Verbindungen zueinander zeigt – mit Ausnahme von drei Standorten, deren Belastung nur auf PCB 153 und PCB 138 zurückzuführen ist – eine relativ hohe Ähnlichkeit, es kann keine Verschiebung im Elbstromverlauf festgestellt werden (Abb. 42).

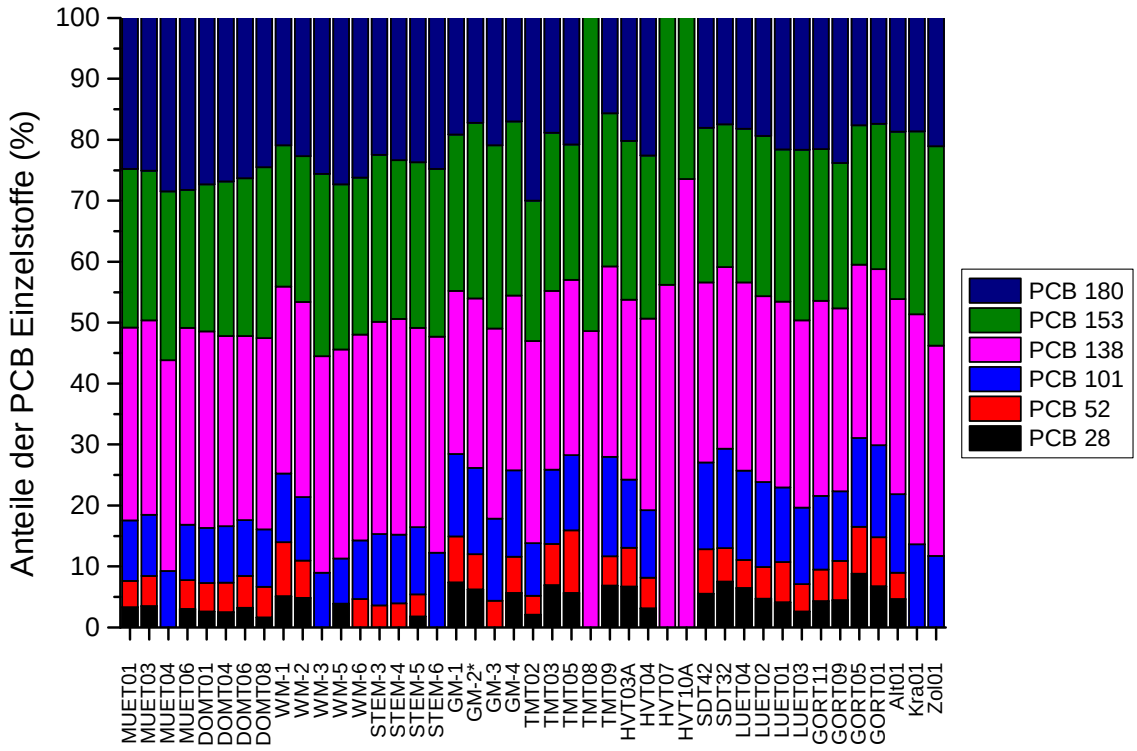

Abb. 42 Verteilung der Einzelstoffe der PCB in Anteil der Gesamtsumme

4.6.5 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die im Folgenden betrachteten PAK-Gehalte stellen die summierten Gesamtgehalte der untersuchten 16 EPA-PAK dar (Abb. 43). Jedoch existieren zu den Gesamtgehalten der 16 EPA-PAK weder in der BBodSchV noch im Sedimentmanagementkonzept der IKSE (2014) passende Richtwerte. Daher wurden zusätzlich die summierten Gehalte von fünf ausgewählten PAK und der zugehörige obere Schwellenwert der IKSE (2014) (2,5 mg/kg) in Abb. 44 dargestellt.

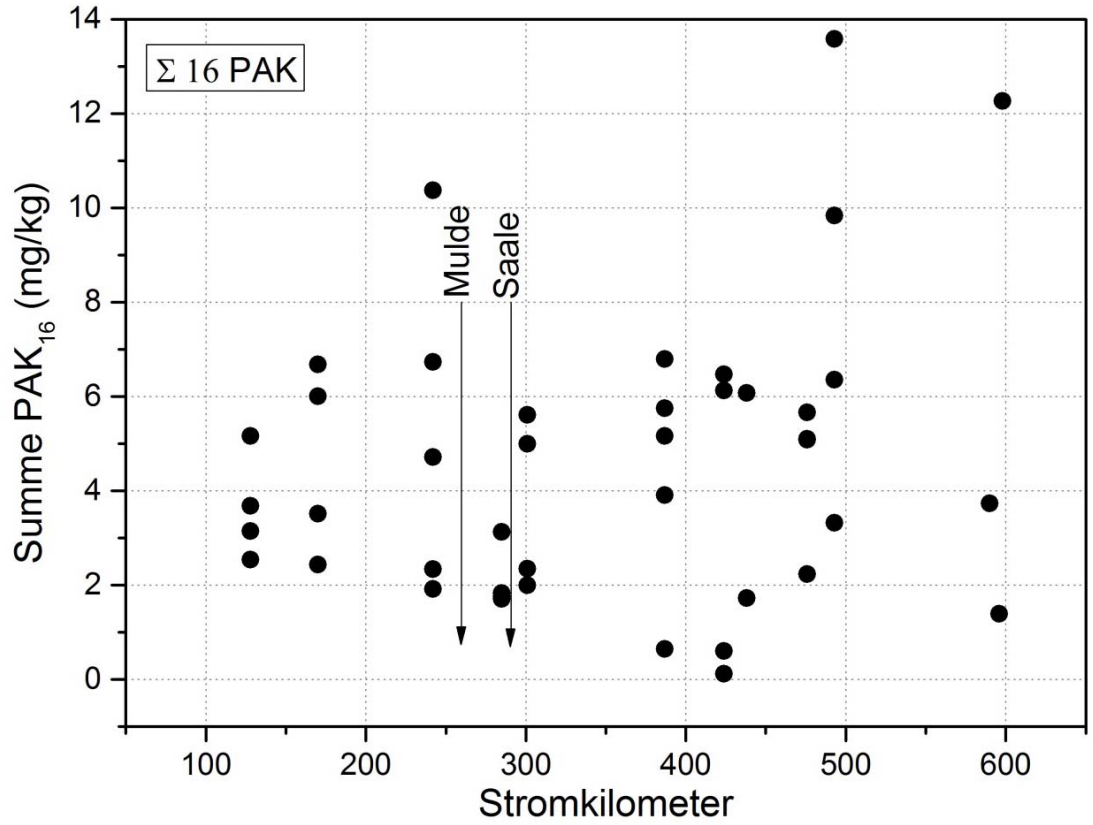

Abb. 43 Summe der 16 EPA-PAK-Gehalte, aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598

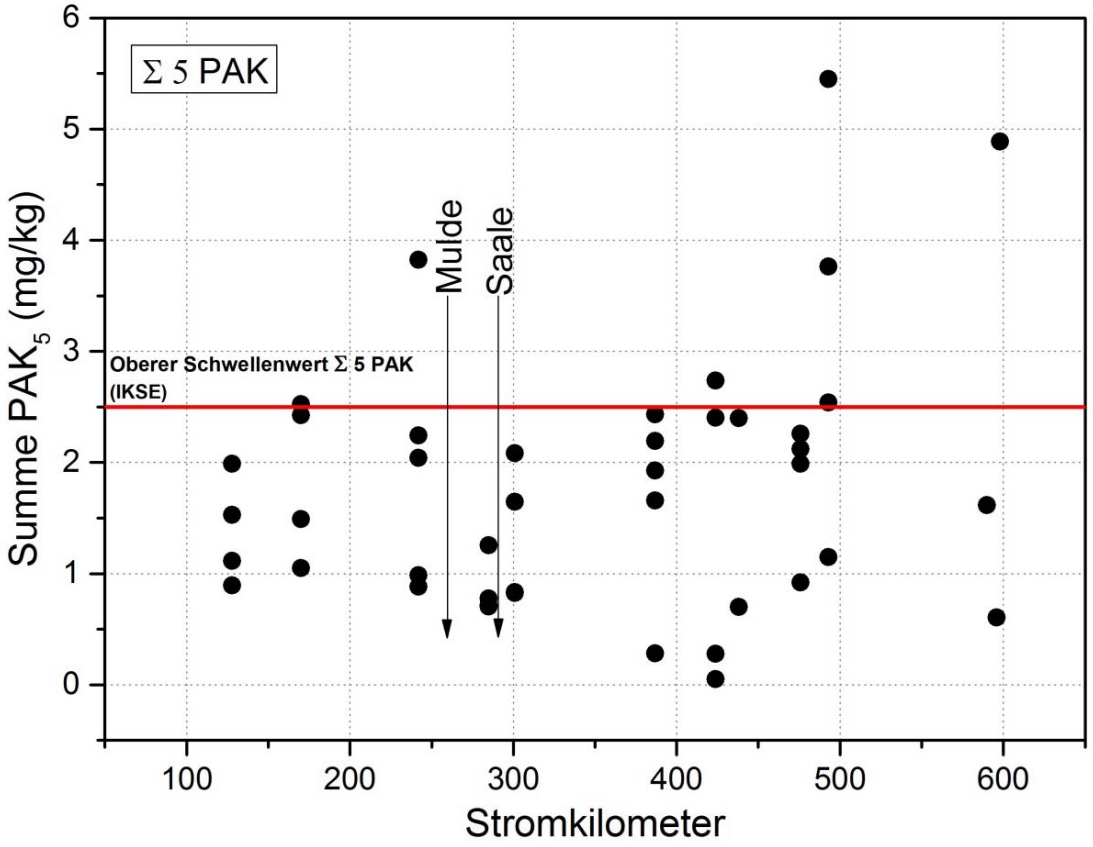

Abb. 44 Summe der Gehalte an (Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylen und Indeo(1,2,3-cd)pyyren), aus dem Jahr 2014 zwischen Stromkilometer 128 und 598.

Die Darstellungen der 16 bzw. 5 PAK-Gehalte über die Elbestromkilometer zeigen große Ähnlichkeiten. Die summierten Gehalte der 5 PAK entsprechen ziemlich genau 40 % der summierten Gehalte aus den 16 EPA-PAK. Das spricht für eine, im Verhältnis zum Gesamtgehalt, gleichmäßige Verteilung der einzelnen PAK über alle Standorte (Abb. 45). Noch deutlicher macht dies die sehr gute Korrelation der Benzo[a]pyrengehalte mit den jeweiligen Gesamtgehalten der 16 EPA-PAK (R^2=0,99). Die Gesamtgehalte der 16 EPA-PAK liegen in einem Bereich von 0,12 bis 13,58 mg/kg, die PAK-Gehalte reichen von 0,05 bis 5,45 mg/kg. Die höchsten Gehalte treten jeweils bei Gorleben (km 493) auf. Im Gegensatz zu den meisten anderen, sowohl organischen als auch anorganischen Schadstoffe, weist zumindest eine der neu eingerichteten Monitoringflächen in Hamburg vergleichsweise hohe Schadstoffgehalte auf. Dabei handelt es sich um die Fläche bei Zollenspieker (km 598). Bisher zeigten die Hamburger Flächen nur bei den Dioxin- und Furangehalten, im Vergleich zu den übrigen Untersuchungsflächen, ähnlich erhöhte Werte (siehe Abb. 38). Die PAK-Gehalte vor und nach dem Zufluss von Mulde und Saale unterscheiden sich nicht deutlich. Auch vor den Zuflüssen werden bereits Werte von über 10 bzw. 3,8 mg/kg erreicht (Wörlitz, km 242). Der obere Schwellenwert der IKSE (2014) bezüglich der PAK_5 (2,5 mg/kg) wird nur von wenigen Proben überschritten, allein in Gorleben jedoch liegen drei der vier untersuchten Flächen über diesem Wert.

Tabelle 5 bestätigt die starke PAK-Belastung des Standortes Gorleben. Fast alle Maximalwerte der Einzelverbindungen treten auf Flächen bei Gorleben auf. Nur die Standorte Wörlitz und Zollenspieker zeigen für einzelne Verbindungen höher Gehalte als Gorleben.

Tabelle 5: Kennzahlen zur PAK-Belastung der untersuchten Böden, OSW: Oberer Schwellenwert (IKSE, 2014)

Stoffbezeichnung	Einheit	Minimum	Maximum	Median	OSW	Standort Maximalwert
Naphthalin	µg/kg	2,5	238,0	38,0		Gorleben (Hochfläche)
Acenaphthylen		0,9	135,3	35,4		Gorleben (Tiefe Ebene)
Acenaphthen		1,4	58,7	13,9		Wörlitz (Senke)
Fluoren		0,8	77,4	18,8		Wörlitz (Senke)
Phenanthren		7,9	809,5	253,0		Gorleben (Tiefe Ebene)
Anthracen		1,6	350,9	67,7	310	Wörlitz (Uferwall)
Fluoranthen		17,1	2034,3	595,6	180	Gorleben (Tiefe Ebene)
Pyren		14,6	1646,7	498,4		Gorleben (Tiefe Ebene)
Benzo[a]anthracen		9,7	1295,5	351,6		Gorleben (Tiefe Ebene)
Chrysen		12,2	1482,5	372,9		Zollenspieker (Mittler Ebene)
Benzo[b]fluoranthen*		18,5	1910,0	584,4		Gorleben (Tiefe Ebene)
Benzo[k]fluoranthen*		5,2	677,1	187,2		Gorleben (Tiefe Ebene)
Benzo[a]pyren*		8,6	1232,6	365,6	600	Gorleben (Tiefe Ebene)
Indeno[1,2,3-cd]pyren*		9,0	870,6	299,4		Gorleben (Tiefe Ebene)
Dibenzo[a,h]anthracen		2,2	228,3	74,1		Gorleben (Tiefe Ebene)
Benzo[ghi]perylen*		7,1	760,2	253,1		Gorleben (Tiefe Ebene)

*OSW: Σ 5 PAK: 2500 µg/kg

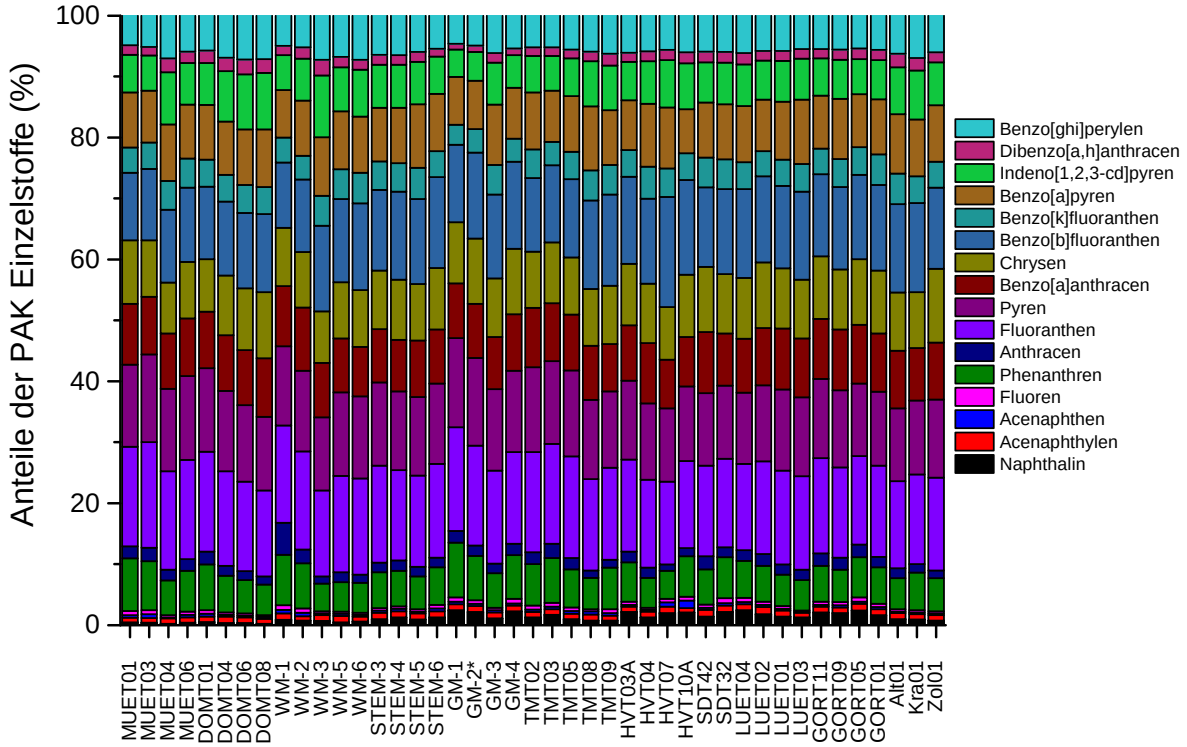

Abb. 45 Verteilung der Einzelstoffe der PAK in Anteil der Gesamtsumme

5 Differenzen der Datensätze 2003 und 2014 und ihre möglichen Ursachen

Im Folgenden sollen die in Kapitel 4 beschriebenen Unterschiede bei den verschiedenen Bodeneigenschaften (Bodenkenndaten sowie anorganische und organische Schadstoffgehalte) genauer untersucht und mögliche Ursachen für die Differenzen geprüft werden.

Tabelle 6 zeigt einen Überblick über die Zu- und Abnahmen bzw. Konstanz aller Schadstoffe, sowie des pH, der organischen Kohlenstoffgehalte und der Tongehalte im Vergleich zum Jahr 2003. Als konstant werden Werte angenommen, wenn sie sich gegenüber dem Ausgangswert von 2003 um nicht mehr als 5 % verändert haben. Von einer eindeutigen Zu- bzw. Abnahmen ist entsprechend bei einer Gehalts Zu- bzw. Abnahme von mehr als 5 % gegenüber dem 2003 ermittelten Gehalt die Rede. Zu erkennen ist, dass mit Ausnahme von Nickel und Arsen, alle anderen Parameter in der überwiegenden Anzahl der Fälle eine Abnahme in ihren Gehalten erfahren haben.

Zunächst wird diskutiert in wie fern die Proben vergleichbar waren und ob ggf. Veränderungen in Analyseverfahren einen Einfluss hatten. Des Weiteren werden Charakteristika der Schadstoffverteilung in den Auen und Überschwemmungsgebieten dargestellt und Veränderungen dieser sowie mögliche Ursache für die Schadstoff-Gehaltsveränderungen aufgezeigt und diskutiert.

Tabelle 6 Übersicht der Veränderungen ausgewählter Kenndaten und untersuchter Schadstoffe seit 2003

+: Zunahme, -: Abnahme, 0: unverändert (+/- 5 %), n. a.: keine Angabe aufgrund fehlender Vergleichswerte, MUE: Mühlberg, DOM: Dommitzsch, WM: Wörlitz, STEM: Steckby, GM: Glinde, TMT: Tangermünde, HVT: Havelberg, SDT: Schönberg Deich, LUET: Lütkenwisch, GOR: Gorleben

Fläche	Morphologie	C_{org}	pH	Ton	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As	Hg	PCDD/F
MUE1	Uferkante	-	0	0	-	+	0	+	-	0	-	0	n.a.
MUE3	Wall	-	-	+	-	-	0	+	0	+	0	-	n.a.
MUE4	Flutrinne	n.a.	-	+	-	0	-	+	-	-	+	-	n.a.
MUE6	Plateau	-	0	-	-	-	-	-	-	-	+	-	n.a.
DOM1	Uferwall	-	-	+	-	-	0	+	-	-	+	+	n.a.
DOM4	Flutrinne	-	-	+	-	0	0	+	-	-	+	-	n.a.
DOM6	Plateau	-	-	+	-	-	0	+	0	+	0	-	n.a.
DOM8	Flutrinne	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-	+	n.a.
WM1	Uferwall	-	-	-	-	+	0	+	-	0	0	0	+
WM2	Senke	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
WM3	Hochfläche	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-
WM5	Hochfläche	0	-	0	-	-	-	+	-	-	+	-	-
WM6	Mittler Ebene	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-
STEM3	Plateau	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-
STEM4	Flutrinne	-	-	0	-	-	-	+	-	0	+	-	-
STEM5	Plateau	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-
STEM6	Flutrinne	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	0
GM1	Uferwall	+	0	-	0	+	+	+	+	-	+	0	+
GM3	Plateau	-	-	0	-	-	0	+	-	0	+	-	+
GM4	Senke	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	+
TMT2A	Ufernahe Senke	-	-	+	-	-	-	+	0	-	+	+	n.a.
TMT3T	Plateau	-	0	+	-	-	0	+	0	0	+	0	n.a.
TMT5T	Senke	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-
TMT8A	Plateau	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+	0	n.a.
TMT9A	Flutrinne	-	-	+	-	-	0	+	0	+	+	-	n.a.
HVT3A	Plateau	-	-	+	-	+	+	+	-	-	+	-	n.a.
HVT4	Flutrinne	0	0	+	-	0	0	+	-	0	+	+	n.a.
HVT7	Flutrinne	-	0	-	-	-	-	+	-	0	+	-	-
HVT10A	Plateau	-	-	+	-	0	-	+	-	-	+	+	n.a.
SDT42	Flutrinne	-	0	+	-	+	0	+	-	-	+	-	-
SDT32	Plateau	-	-	+	-	-	-	+	-	0	+	-	n.a.
LUET4	Alter Uferwall	-	-	+	-	-	-	+	-	-	+	-	n.a.
LUET2	Mittler Ebene	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	n.a.
LUET1	Flutrinne	0	-	+	0	+	+	+	-	-	+	-	-
LUET3	Plateau	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	n.a.
GOR11	Plateau	-	0	+	-	-	-	+	-	-	+	-	n.a.
GOR9	Flutrinne	-	0	+	0	+	-	+	-	+	0	+	n.a.
GOR5	Hochfläche	-	-	+	-	+	+	+	0	-	+	-	n.a.
GOR1	Tiefe Ebene	-	-	+	-	+	+	+	0	-	+	+	-

5.1 Vergleichbarkeit der Proben

Zunächst soll die Grundvoraussetzung für die Vergleichbarkeit geprüft werden, nämlich ob die 40 Proben, die im Jahr 2014 entnommen wurden, die bereits 2003 beprobten Monitoringflächen im Einzelnen tatsächlich repräsentieren. Dabei wird die Herkunft der Proben in der Fläche wie auch in der Bodentiefe betrachtet und anhand der erzielten Bodenkenndaten die Annahme der Vergleichbarkeit diskutiert.

Für 25 der im Jahr 2014 beprobten Flächen ist eine exakte Wiederfindung der Monitoringflächen möglich gewesen. In einem Fall wurde die angestrebte Monitoringfläche eindeutig nicht aufgefunden (Fläche GM2), diese Probe wird aus den Vergleichsuntersuchungen ausgeschlossen. In 14 Fällen war eine eindeutige Wiederfindung der markierten Ecken der Monitoringflächen nicht möglich, anhand der Beschreibung der Lage konnte jedoch die Fläche mit hoher Genauigkeit (ggf. wenige Meter Abweichung) lokalisiert werden.

Analog zur Probenahme von Krüger et al. im Jahr 2003 wurden auch im Jahr 2014 für alle Monitoringflächen die oberen 10 cm des Mineralbodens beprobt. Jedoch durch neu auf die Flächen sedimentiertes Material findet mit der Zeit eine Aufschichtung statt, wodurch die 2014 beprobten oberen 10 cm nicht zwangsläufig den von 2003 entsprechen müssen. Auf diese Weise würde neu auf der Oberfläche abgelagertes Material beprobt werden, tiefer gelegene Bodenbereiche die 2003 noch innerhalb der Beprobungstiefe lagen jedoch nicht mehr. Vor allem wenn sich die abgelagerten Sedimente noch nicht richtig gesetzt hätten und dadurch mit verhältnismäßig wenig Masse ein großes Volumen einnehmen wäre der Effekt besonders stark. Über die Veränderung der Lagerungsdichten ließe sich ein solcher Effekt vermutlich gut erkennen und womöglich berechnen. Jedoch wurden 2003 keine Daten zu den Lagerungsdichten erhoben, so dass eine mögliche Veränderung diesbezüglich nicht nachvollzogen werden kann.

5.2 Vergleichbarkeit der Analysenmethoden

Ein weiterer Einflussfaktor könnten Unterschiede in den angewendeten Analysenmethoden sein. Im Gegensatz zu den Untersuchungen im Jahre 2003 wurden die Analysen zu den im Jahr 2014 entnommenen Proben alle vom Institut für Bodenkunde (IfB) durchgeführt, mit Ausnahme der Analytik von TBT und PCDD/F. Damals hingegen wurden nur von drei der Standorte (Wörlitz, Steckby, Glinde) die Proben vom IfB analysiert. Die Proben der anderen Flächen wurde vom Department Bodenforschung des Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig-Halle untersucht. Alle Analyseverfahren wurden gemäß genormter Analysenvorschriften durchgeführt (vgl. Kapitel 3.3), so dass eine gute Vergleichbarkeit gegeben sein sollte. Dennoch zeigen die Daten zur Korngrößenverteilung (Kap. 4.3), dass es durchaus auffällige Unterschiede in den Ergebnissen des IfB und des UFZ geben kann.

Die Extraktion der Spurenmetalle erfolgte 2014 mit einem Königswasseraufschluss in einem dafür vorgesehenen Mikrowellengerät (Mars Xpress, CEM, Matthews NC). Trotz vorangegangener Vergleichsuntersuchungen zur Aufschlusseffektivität, die eine hohe Ähnlichkeit des Aufschlussverhaltens zu dem davor praktizierten Druckaufschluss ergeben hatte, ist es möglich, dass die beim Schwermetalls Nickel aufgetretenen Verschiebung gegenüber den Gehalten von 2003 durch diese Umstellung

hervorgerufen wurde. Auch bei Arsen gibt es eine Tendenz von erhöhten Gehalten. Eine Klärung des Einflusses des Aufschlussverfahrens könnte die erneute Analyse von Rückstellproben aus dem Jahr 2003 liefern. Die anderen Schadstoffparameter (Kapiteln 4.4.1 bis 4.4.8) zeigen keine einheitliche Verschiebung der Gehalte an, sondern spiegeln ein relativ einheitliches Bild wieder (Abweichungen in beide Richtungen), so dass eine Vergleichbarkeit der erzielten Analyseergebnisse gegeben zu sein scheint, eine Prüfung mittels ausgewählter Rückstellproben ist jedoch für alle Parameter zu empfehlen.

5.3 Zusammenhang zwischen Schadstoffgehalten und Bodenparametern

Generell treten zwischen den Gehalten an Spurenmetallen und den Bodenparametern deutliche Korrelationen auf, da die potentielle Bindung der Metalle an die Bodenpartikeln insbesondere mit der Menge an Ton und organischer Substanz zunimmt. Am Beispiel von Zink zeigt Abb. 46 die Beziehung zu der organischen Substanz der Bodens, repräsentiert durch den organischen Kohlenstoff. Deutlich wird, dass alle Oberbodenproben in den Elbauen mit organischen C-Gehalten über 6 % auch erhöhte Zinkwerte aufweisen. Bei gleichem Humusgehalt schwankt der Zinkgehalt ca. um den Faktor 2. Drei Proben mit Gehalten an organischem Kohlenstoff unter 6 % haben Zinkgehalte im Bereich des natürlichen Hintergrunds (100 mg kg^{-1}).

Die groben morphologischen Einheiten Plateau, Rinne bzw. Senke und Uferwall unterscheiden sich in dieser Darstellung nicht signifikant in der Verteilung der Anteile an organischem Kohlenstoff und der Gehalte an Zink. Auffällig sind dabei insbesondere drei Plateauflächen und eine Uferwallfläche, die vergleichsweise hohe Werte bei beiden Parametern aufweisen. Dabei handelt es sich um die schon häufig auffälligen Positionen in Lütkenwisch und Gorleben sowie der Uferwall in Glinde.

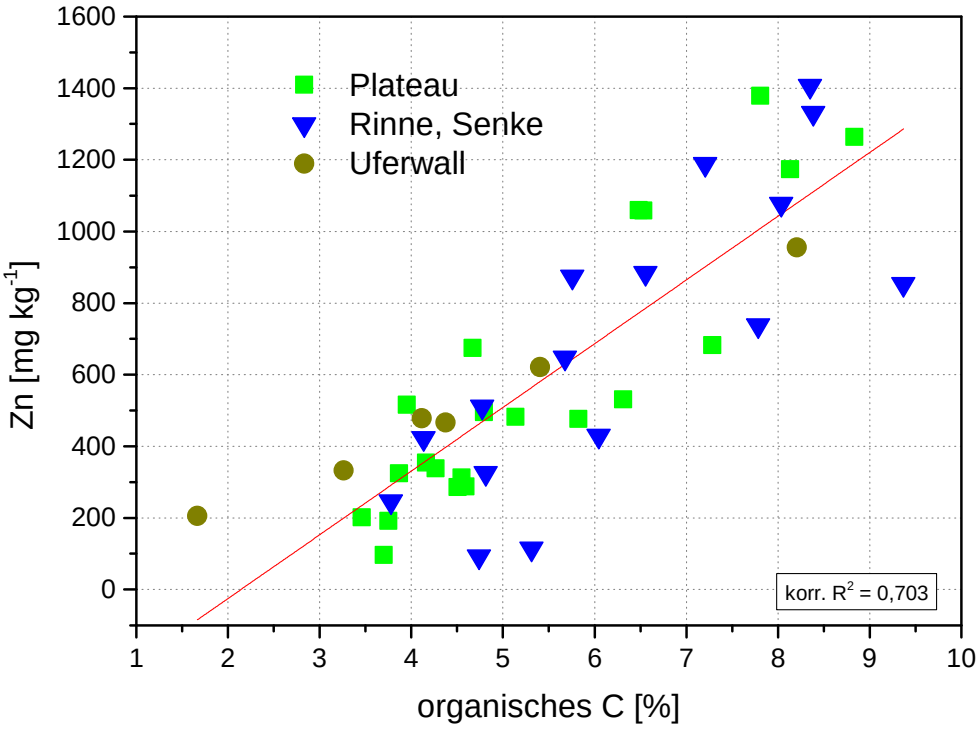

Abb. 46 Korrelation zwischen dem Gehalt an organischem Kohlenstoff und der Konzentration an Zink

Die Bodenparameter Corg und Ton sind nicht unabhängig voneinander, da infolge der Sedimentation feinkörniger Partikel sich auch gleichzeitig vermehrt organischer Kohlenstoff ablagert und zudem zwischen beiden Substanzgruppen intensive Komplexverbindungen vorkommen (Ton-Humus-Komplexe). In dem Datensatz aus 2014 korrelieren Corg und Ton daher deutlich miteinander (korr. R^2=0,5305).

In Tabelle 7 sind die Korrelationskoeffizienten zwischen den Schadstoffgehalten und den Bodenparametern Corg und Tongehalt aufgelistet, wobei alle Proben aus 2014 in die Berechnung einbezogen wurden. Deutlich wird die hohe Affinität von Blei und Kupfer zur organischen Substanz des Bodens, bei Nickel die relativ starke Beziehung zum Tongehalt. Außerdem wird deutlich, dass die Verteilung der organischen Schadstoffe weniger stark von den Bodenparametern gesteuert wird, die Pestizide weisen sogar keine Beziehung zu den geprüften Bodenparametern auf.

Tabelle 7 **Korrelationskoeffizienten (korr. R^2) zwischen Schadstoffgehalten und den Bodenparametern Corg und Ton**

	organischer Kohlenstoff	Ton
Arsen	0,3371	0,2613
Blei	0,8234	0,5208
Cadmium	0,7291	0,2957
Chrom	0,6960	0,3958
Kupfer	0,8216	0,3789
Nickel	0,6841	0,5929
Quecksilber	0,7655	0,2441
Zink	0,7031	0,3002
Summe PAK	0,3445	0,1526
Summe PCB	0,1710	0,0932
Summe PCDD/F	0,3724	0,1289
Summe Pestizide	-0,0242	-0,0241

5.4 Häufigkeit der Überflutung

Die topographische Höhe der untersuchten Standorte wurde bereits von Krüger et al. (2004) relativ zur Höhenlage des Mittelwasserstands bestimmt. Diese Höhe wurde benutzt, um anhand der an den nächstgelegenen Elbpegeln gemessenen Wasserstände (Datenquelle: Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), bereitgestellt durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)) zu bestimmen, wie häufig die jeweiligen Standorte theoretisch überflutet worden sind. Dabei wird vereinfachend davon ausgegangen, dass das ansteigende Elbwasser zeitgleich alle Rinnen und Becken so flutet, dass überall ein einheitlicher Wasserspiegel vorherrscht und dass das auch beim Abfall des Wassers dieses aus allen Rinnen und Vertiefungen zeitgleich mit der Elbe erfolgen kann.

In Tabelle 8 sind die Ergebnisse der Datenanalyse dargestellt. Für jeden Standort an der limnischen Elbe (tidebeeinflusste Positionen in Hamburg ausgenommen) ist angegeben, an wieviel Tagen diese innerhalb des analysierten 30-Jahreszeitraums 1985 – 2014 überflutet waren, ebenso wie viele Tage vor dem HHW August 2002 und wie viele zwischen den beiden HHW 2002 und 2013 lagen. Für alle Zeitspannen ist außerdem gezählt worden, wie viele Ereignisse die Standorte jeweils überflutet ha-

ben. Dabei wurde jeder Tag mit Überflutung gezählt, dessen Vortag noch keine Überflutung ergeben hatte.

Tabelle 8 Überflutungshäufigkeit der Monitoringflächen

Probenbez.	Strom-km	Nächster Elbpegel	Abstand (km)	Höhe (m MW)	Tage überflutet 1985 - 2014	Überflutungs-ereignisse 1985 - 2015	Tage überflutet 1985 - 7/2002	Überflutungs-ereignisse 1985 - 7/2002	Tage überflutet 9/2002 - 5/2013	Überflutungs-ereignisse 9/2002 - 5/2013
MUET01	128	Torgau	26,15	2,530	464	61	249	32	198	26
MUET03	128	Torgau	26,15	3,150	270	39	156	21	100	15
MUET04	128	Torgau	26,15	2,770	374	49	206	23	153	23
MUET06	128	Torgau	26,15	3,940	105	19	57	13	38	4
DOMT01	170	Torgau	-15,85	3,670	138	23	76	13	51	7
DOMT04	170	Torgau	-15,85	2,740	384	49	209	23	160	23
DOMT06	170	Torgau	-15,85	4,160	81	17	37	11	35	4
DOMT08	170	Torgau	-15,85	2,570	443	57	237	31	189	23
WM-1	242	Wittenberg	-27,86	2,850	96	19	47	12	38	5
WM-2	242	Wittenberg	-27,86	0,630	2772	134	1692	77	1036	53
WM-3	242	Wittenberg	-27,86	2,770	128	23	71	15	45	5
WM-5	242	Wittenberg	-27,86	2,130	560	57	320	33	222	21
WM-6	242	Wittenberg	-27,86	1,040	1913	130	1161	78	719	48
STEM-3	285	Barby	9,82	2,880	304	31	167	16	121	12
STEM-4	285	Barby	9,82	1,960	846	69	451	35	370	21
STEM-5	285	Barby	9,82	2,700	395	41	207	21	171	17
STEM-6	285	Barby	9,82	1,760	1028	85	568	47	434	35
GM-1	301	Barby	-6,18	2,650	420	42	221	21	182	18
GM-2*	301	Barby	-6,18	0,240	3708	132	2134	82	1507	44
GM-3	301	Barby	-6,18	2,150	705	59	384	30	298	26
GM-4	301	Barby	-6,18	1,260	1698	105	957	61	709	43
TMT02	387	Tangermünde	1,26	1,290	1705	97	999	57	674	38
TMT03	387	Tangermünde	1,26	2,350	472	41	257	20	193	19
TMT05	387	Tangermünde	1,26	0,240	3833	124	2256	76	1510	42
TMT08	387	Tangermünde	1,26	2,641	199	20	109	12	74	6
TMT09	387	Tangermünde	1,26	1,431	1491	95	875	57	584	36
HVT03A	424	Wittenberge	29,98	1,530	1243	73	682	40	526	31
HVT04	424	Wittenberge	29,98	0,880	2355	88	1340	51	975	36
HVT07	424	Wittenberge	29,98							
HVT10A	424	Wittenberge	29,98							
SDT42	438	Wittenberge	15,98	0,902	2324	85	1322	49	962	35
SDT32	438	Wittenberge	15,98	2,379	364	34	212	17	130	14
LUET04	476	Wittenberge	-22,02	1,980	701	50	385	26	284	21
LUET02	476	Wittenberge	-22,02	1,460	1373	74	760	41	577	31
LUET01	476	Wittenberge	-22,02	0,620	2937	102	1673	60	1217	38
LUET03	476	Wittenberge	-22,02	1,880	819	52	443	26	343	24
GORT11	493	Dömitz	11,73	2,702	286	25	185	17	83	6
GORT09	493	Dömitz	11,73	1,345	1587	70	917	39	633	29
GORT05	493	Dömitz	11,73	1,745	1026	57	586	32	405	23
GORT01	493	Dömitz	11,73	0,345	3586	106	2115	63	1413	39
Alt01	590			4,210						
Kra01	596			4,350						
Zol01	598			2,910						

Entsprechend der weiten Spanne in den relativen Höhen der Standorte (0,24 – 4,16 m MW) variiert auch die Häufigkeit der Überflutungen in einem weiten Bereich. So wurde der Standort TMT05 an 3833 Tagen überflutet, das entspricht im Mittel 127 Tage pro Jahr, während der höchstgelegene Standort im 30 Jahren nur an 81 Tagen überflutet war, also im Mittel knapp 3 Tage pro Jahr. Die Zeitspanne zwischen den extremen Hochwässern im August 2002 und Juni 2013 erwies sich nicht als besonders stark abweichend in der Hochwasserhäufigkeit von der analysierten Phase vor dem HW 2002.

Zwischen der Geländehöhe und der Überflutungswahrscheinlichkeit besteht ein sehr enger nichtlinearer Zusammenhang. Dahingegen ist die Abhängigkeit der Bodenbelastung von der Häufigkeit

oder Dauer der Überflutung nicht sehr eng. Abb. 48 und Abb. 50 zeigen exemplarisch die Oberbodenbelastung mit Blei in Abhängigkeit von der Überflutungsdauer und der Überflutungshäufigkeit. Bei dem am geringsten belastete Standort (MUET01) handelt es sich um einen direkt am Ufer gelegenen sandigen Wall, der im Mittel an 15 Tagen pro Jahr und mit im Mittel einem Ereignis pro Jahr überflutet wird, sich dabei aber kaum feinkörnige und belastete Schwebstoffe absetzen. Bei gleicher Überflutungsdauer und Lage zum Fluss kommt in Glinde ein feinkörniger Standort vor, der eine vierfach höhere Blei-Belastung aufweist.

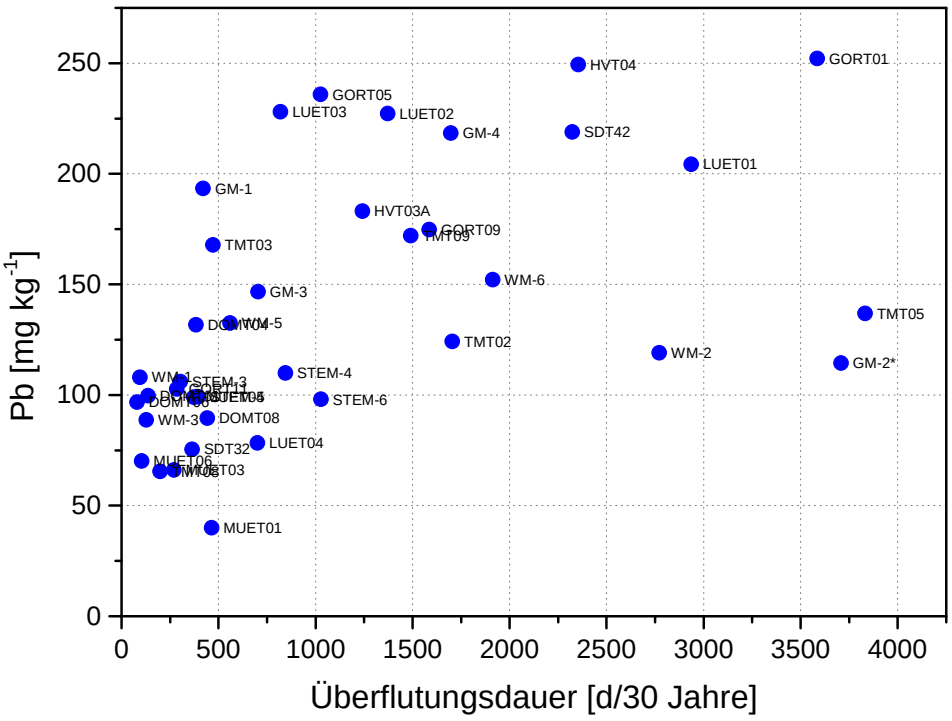

Abb. 47 Beziehung zwischen der Oberbodenbelastung mit Blei und der Gesamtdauer der Überflutungen

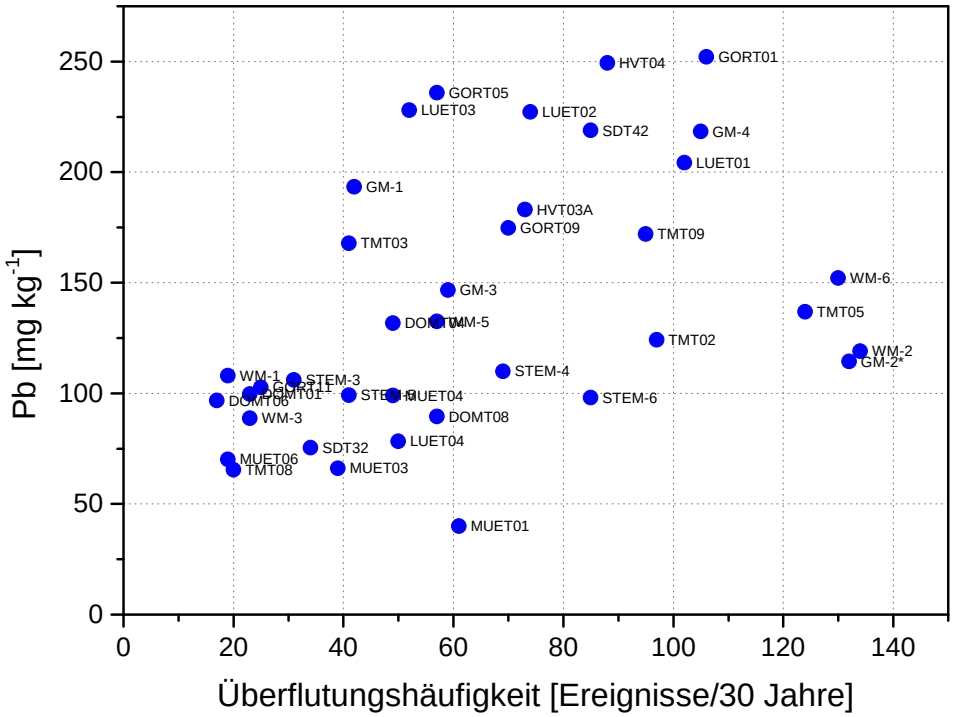

Abb. 48 Beziehung zwischen der Oberbodenbelastung mit Blei und der Gesamthäufigkeit der Überflutungen

Aus dem Verhältnis von Überflutungshäufigkeit und Belastung lässt sich feststellen, dass die Standorte GM-1, LUET03 und GORT05 die höchste Kontamination mit Pb erfahren haben.

Generell wäre zu erwarten, dass die Veränderungen der Schadstoffbelastungen der Oberböden besonders an den Standorten hoch sind, bei denen die Überflutungshäufigkeit in der Zeitspanne zwischen den Hochwässern 2002 und 2013 besonders hoch ist. Der Vergleich der Konzentrationsveränderungen mit der Überflutungshäufigkeit ergibt jedoch keine klaren Beziehungen. So zeigt Abb. 49 exemplarisch die Abhängigkeit der Konzentrationsveränderung bei Zink von der Anzahl der Überflutungsereignisse zwischen den Monitoringterminen. Zwar treten die höchsten Abnahmen an den Standorten auf, die auch relativ häufig überflutet worden, aber Gegenbeispiele bei mittlerer Überflutungshäufigkeit treten ebenfalls auf.

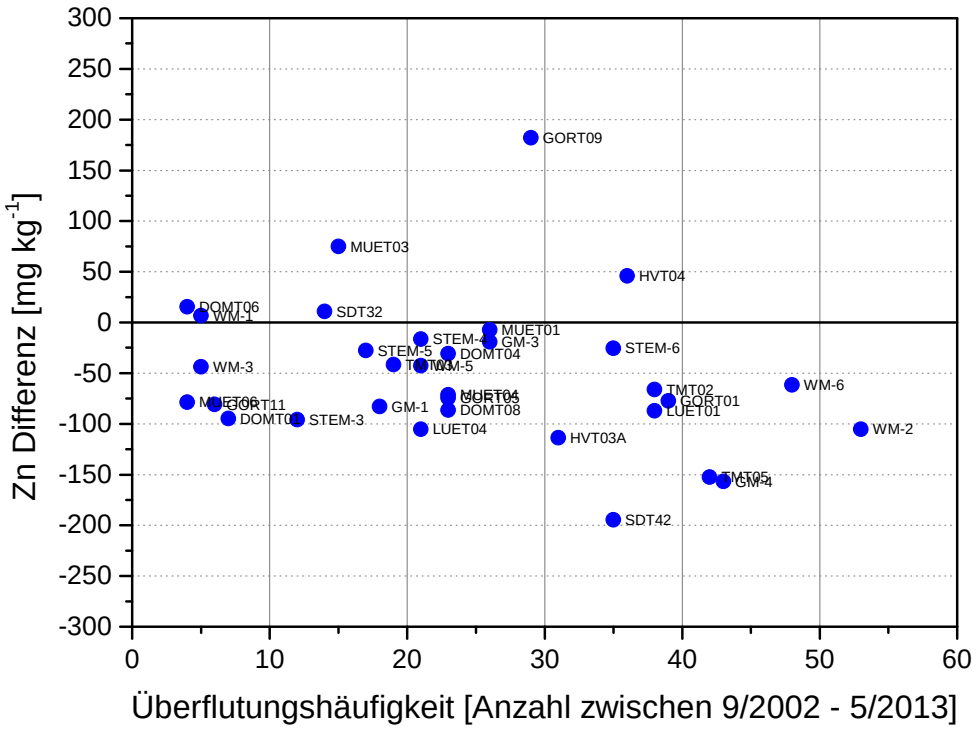

Abb. 49 Beziehung zwischen der Anzahl der Überflutungsereignisse zwischen den Hochwässern 2002 und 2013 zu der Veränderung der Zinkgehalte in den Oberböden

5.5 Änderung der Schadstoffgehalte durch Veränderung des organischen Kohlenstoffgehalts

Der Versuch die Veränderung der Schadstoffgehalte in Beziehung zu den Veränderungen der organischen Kohlenstoffgehalte zu setzen, zeigt weniger deutliche Ergebnisse. Abb. 50 zeigt, am Beispiel von Cadmium, die prozentuale Veränderung der Cd-Gehalte gegen die relative Veränderung des organischen Kohlenstoffanteils. Wenn auch nicht so deutlich wie in der Abbildung zuvor, ist ein Einfluss der Veränderungen C_{org}-Gehalte auf die Veränderung der Cd-Gehalte zu erkennen. Jedoch musste auch für diese Abbildung zumindest eine der Lütkenwischer Flächen (LUET2) außen vor gelassen werden. Die andere jedoch, LUET3 (Plateau), fügt sich trotz deutlichen Abstands zu den anderen Proben gut in den Trend ein. Die Fläche LUET2 (mittlere Ebene) jedoch, zeigt trotz einer Abnahme des C_{org}-Gehalts (2003: 9,02 %, 2014: 7,81 %) einen Anstieg des Cadmiumgehalts um über 200 % (2003: 3,29 mg/kg, 2014: 9,93 mg/kg).

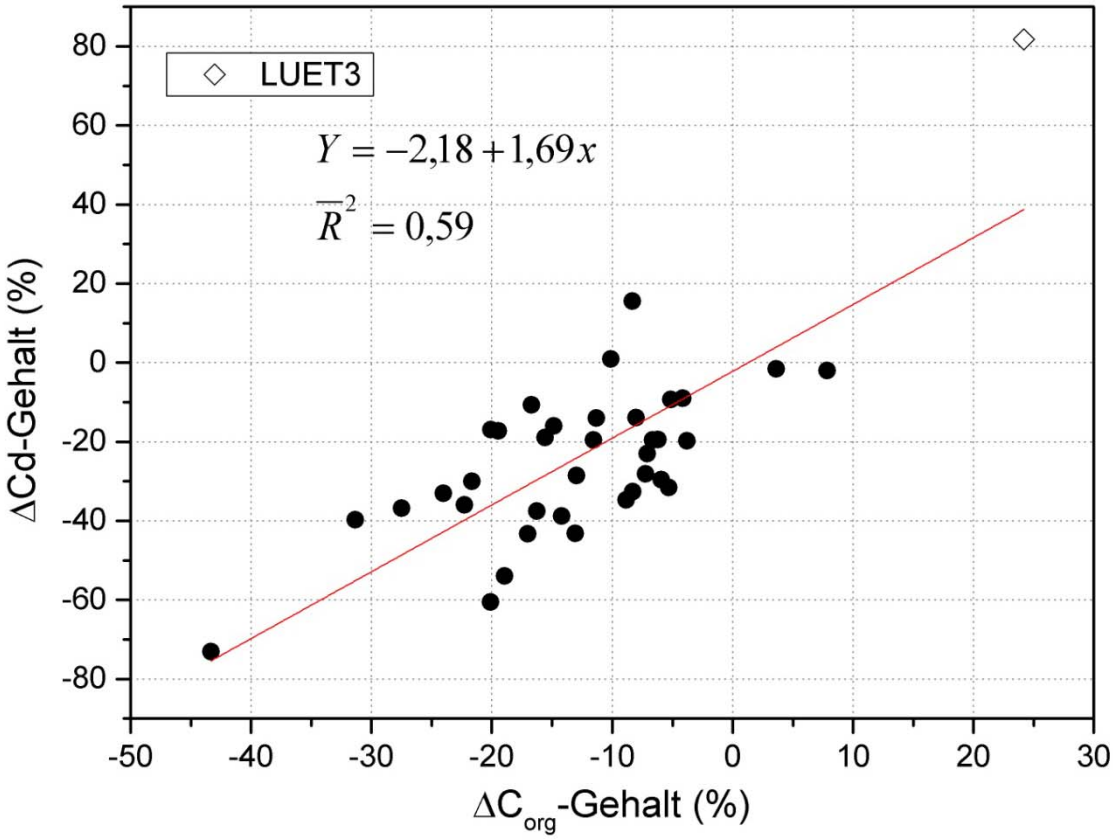

Abb. 50 Zusammenhang zwischen C_{org}-Abnahme und Abnahme von Gesamtcadmium (prozentual, ohne LUET2)

Am Beispiel der Abb. 51 lässt sich erkennen, dass zwischen der morphologischen Position und den Veränderungen der Zinkgehalte keine eindeutigen Beziehungen bestehen. Dies gilt auch für die übrigen Schadstoffparameter.

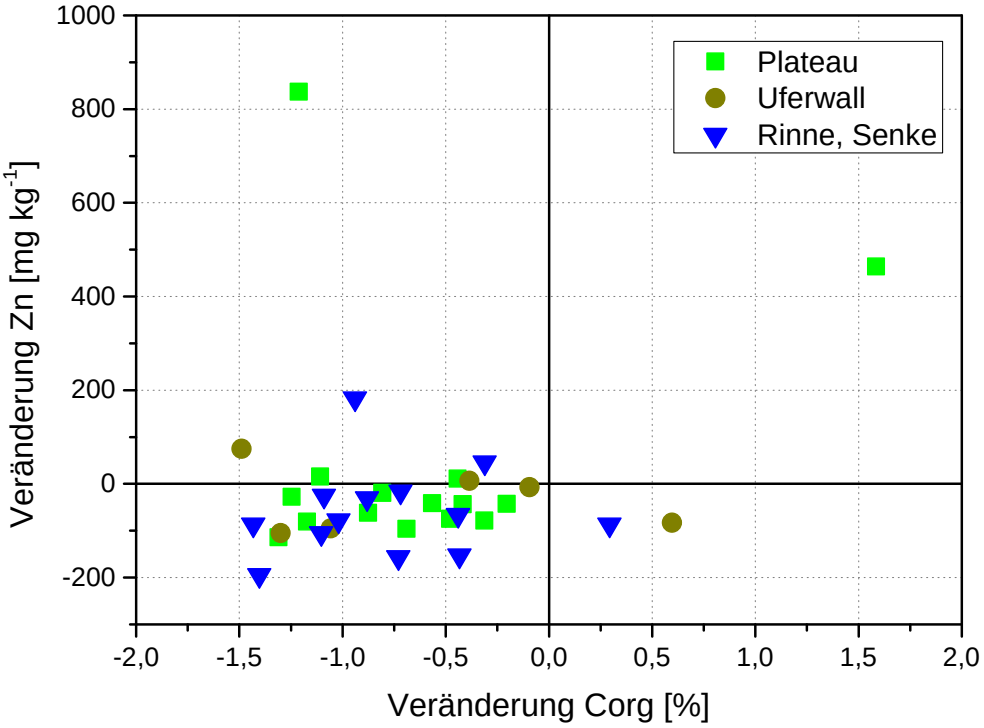

Abb. 51 Zusammenhang zwischen C_{org}-Abnahme und Abnahme von Gesamtzink (absolut)

5.6 Veränderung der Schadstoffgehalte durch Abnahme des pH-Werts

Wie bereits in 4.2 erwähnt, ist der pH der entscheidende Faktor bei der Mobilisierung von Schwermetallen. In 4.5 konnte die pH-abhängige Pflanzenverfügbarkeit und somit Mobilisierbarkeit von Cadmium, Blei und Zink gezeigt werden (Abb. 29, Abb. 31 und Abb. 33). Die größtenteils vorliegende pH-Abnahme in den Böden und die damit möglicherweise einhergehende Mobilisierung der meisten Schwermetalle könnte zu einer vertikale Verlagerung der betroffenen Schwermetalle und so zu einer Verringerung der Gesamtschwermetallgehalte im Oberboden geführt haben. Leicht verlagerbar sind vor allem gelöste und unspezifisch gebundene Metalle. Zu den in größerem Umfang löslichen Metallen zählen Cadmium und Thallium (nicht untersucht). Als wenig mobil können Blei, Kupfer, Quecksilber und Zink angesehen werden (Blume et al., 2010). Der Einfluss des pH auf die Verlagerung von Schwermetallen und damit der Gesamtgehalte soll beispielhaft anhand der Cadmiumgehalte aufgezeigt werden (Abb. 52).

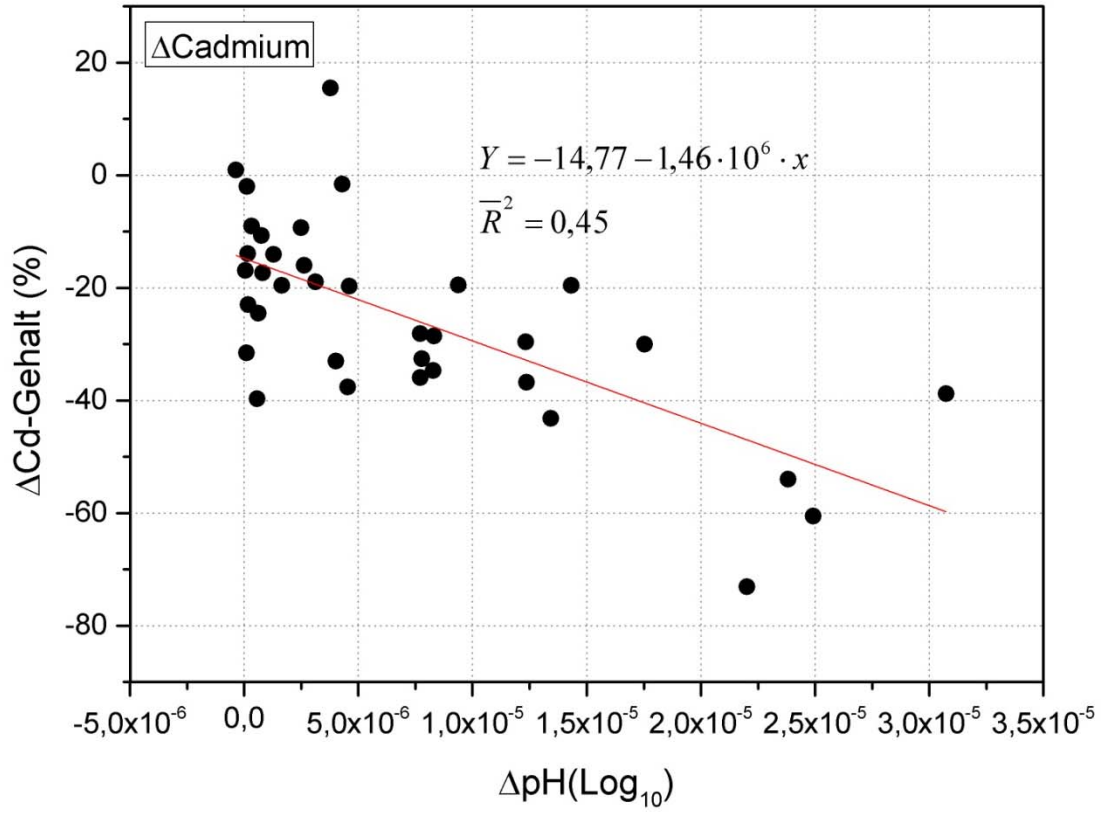

Abb. 52 Zusammenhang zwischen der Veränderung des pH und der Gesamtcadmiumgehalte

Abb. 52 zeigt den Zusammenhang zwischen der Veränderung des pH und dem Gesamtcadmiumgehalt in Prozent. Um die Tatsache zu berücksichtigen, dass die pH-Skala logarithmisch aufgebaut ist, wurden die Differenz der pH-Werte aus den Jahren 2003 und 2014 aus den negativen pH-Werten als Zehnerpotenzen gebildet (Bsp. 2014: pH 4, 2003: pH 4,5 -> $\Delta pH_{(Log)}$: 10^{-4}-$10^{-4,5}$). Ein Zunahme des ΔpH-Wert entspricht somit einer Abnahme im real pH. Mit einem korrigierten R^2 von 0,45 zeigt sich, dass diese Methode zumindest teilweise die Abnahme der Cadmiumgesamtgehalte über die Verlagerung mobiler Cadmiumgehalte, induziert durch eine Verringerung des pH-Wertes, erklären kann. Jedoch ist zu beachten, dass um Abb. 52 auf diese Weise darstellen zu können Einschränkungen erforderlich sind. Zum einen wurden die beiden Lütkenwischer Flächen LUET2 und LUET3, die immer wieder besonders hohe und stark veränderte Schadstoffgehalte zeigten, in der Abbildung nicht berücksichtigt (diese Flächen werden in 5.8 genauer betrachtet). Zum anderen ist auch die Fläche STEM6 bei Steckby nicht abgebildet, da diese Fläche als einzige einen deutlichen Anstieg des pH-Wertes zeigt. Unter diesen Bedingungen zeigt sich für die meisten anderen Schwermetalle ein ähnliches Bild für diesen Zusammenhang zwischen pH-Abnahme und Gehaltsveränderung. Diese Zusammenhänge sind jedoch deutlich schwächer mit kleinerem R^2.

5.7 Veränderung der Schadstoffgehalte durch Dichteveränderungen im Oberboden

Zu einer Verschiebung von Schadstoffgehalten könnte es auch dann kommen, wenn sich frische Sedimente niedrigerer Lagerungsdichte auf die bestehenden Schichten absetzen. Da bei der vorliegenden Beprobungsweise der Oberboden bis in 10 cm Tiefe beprobt wird, der sowohl aus den durch das letzte Hochwasser eingetragenen Sedimente als auch aus älteren Bodenschichten besteht, haben bei geringen Lagerungsdichten die neu eingetragenen Sedimente einen deutlich stärkeren Einfluss auf die ermittelten Elementgehalte. Aus dem Jahr 2003 liegen keine Daten zu den Lagerungsdichten vor, so dass ein Vergleich der Lagerungsdichten zu beiden Zeitpunkten nicht möglich ist. Über diesen Vergleich wäre eine Annahme zu abzuleiten, an welchen Standorten frisch sedimentiertes Material geringerer Setzung eine größere Rolle spielt. Allerdings sind allein auf Grund dessen keine Aussagen der Richtung der Verschiebung möglich, da die Sedimente sowohl höher als auch niedriger belastet sein können als das bereits gesetzte ältere Sedimentationsmaterial. Tabelle 9 zeigt die Lagerungsdichten der untersuchten Flächen, aufsteigend sortiert nach ihrer Größe. Die Lagerungsdichten liegen im Bereich von 0,52 bis 1,31 g/cm^3. Betrachtet man zunächst die Standorte mit den niedrigsten Lagerungsdichten bis einschließlich LUET2, fällt zum einen auf, dass die meisten Flächen in Flutrinnen oder Senken liegen. Dies ist nicht weiter verwunderlich, da hier in der Regel die höchsten C_{org}-Gehalte auftreten. Zwei der wenigen nicht Senken- oder Flutrinnenflächen in dieser Gruppe sind die beiden Flächen bei Lütkenwisch LUET3 und LUET2.

Tabelle 9 Lagerungsdichten der untersuchten Flächen, sortiert aufsteigend nach Größe

Flächen-bezeich.	Morphologie	Lagerungsdichte (g/cm^3)		Flächen-bezeich.	Morphologie	Lagerungsdichte (g/cm^3)
GM4	Senke	0,52		STEM5	Plateau	0,81
WM2	Senke	0,57		TMT2	Ufernahe Senke	0,84
SDT42	Flutrinne	0,58		LUET4	Alter Uferwall	0,91
LUET1	Flutrinne	0,61		STEM3	Plateau	0,92
HVT7	Flutrinne	0,61		GM1	Uferwall	0,94
LUET3	Plateau	0,61		DOMT8	Flutrinne	0,94
GORT1	Tiefe Ebene	0,62		WM3	Hochfläche	0,96
WM6	Mittlere Ebene	0,64		HVT10A	Plateau	0,97
TMT9	Flutrinne	0,68		STEM6	Flutrinne	0,98
LUET2	Mittlere Ebene	0,70		DOMT4	Flutrinne	0,99
SDT32	Plateau	0,71		WM1	Uferwall	1,01
WM-5	Hochfläche	0,71		GORT11	Plateau	1,02
HVT4A	Flutrinne	0,71		TMT08	Plateau	1,03
HVT3A	Plateau	0,72		GM2	Plateau	1,03
TMT5	Senke	0,74		MUET4	Flutrinne	1,04
GORT9	Flutrinne	0,74		DOMT6	Plateau	1,04
GORT5	Hochfläche	0,76		DOMT1	Ufewall	1,04
TMT3	Plateau	0,76		MUET6	Plateau	1,05
GM3	Plateau	0,79		MUET3	Wall	1,12
STEM4	Flutrinne	0,80		MUET1	Uferkante	1,31

5.8 Standort Lütkenwisch (Stromkilometer 476)

Im Folgenden werden die beiden bereits häufiger erwähnten Untersuchungsflächen LUET2 und LUET3 bei Lütkenwisch genauer betrachtet und der Standort selbst als mögliche Ursache für die auffällig starken Gehaltsveränderungen in Betracht gezogen. Abb. 53 zeigt die relativen Schwermetallgehaltszunahmen von LUET2 und LUET3 im Vergleich mit den durchschnittlichen Zu- bzw. Abnahmen in den Gehalten der übrigen Untersuchungsflächen. Erwartungsgemäß liegen die Zunahmen der beiden Flächen über den Durchschnittswerten. Alleine bei den Nickelgehalten liegen die Gehaltszunahmen bei LUET2 und LUET3 und der Durchschnittswert in einem vergleichbaren Bereich. Mit Ausnahme der Arsen- und Quecksilbergehalten zeigt LUET2 für alle Schwermetalle die stärkere Zunahme. Ähnlich sieht es bei den absoluten Gehalten von 2014 aus. Außer bei den Arsengehalten liegen alle Gehalte von LUET2 über denen von LUET3, die Bleigehalte zeigen auf niedrigerem Niveau denselben Trend. Die Daten von 2003 zeigen hingegen ein umgekehrtes Verhältnis, damals wies LUET3 durchweg die höheren Schadstoffgehalte auf.

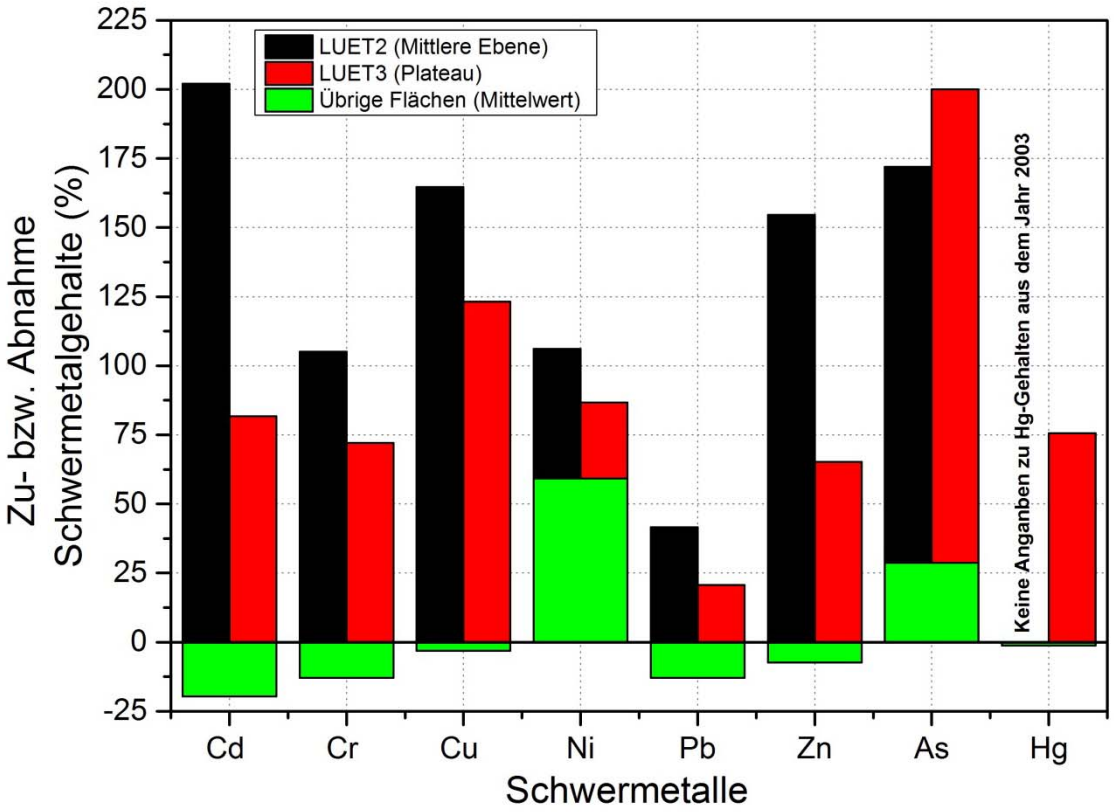

Abb. 53 Relative Zunahmen der Schwermetallgehalte der Flächen LUET2 und LUET3 bei Lütkenwisch im Vergleich zu den mittleren Schwermetall Zu- und Abnahmen der übrigen Untersuchungsflächen.

Offensichtlich hat sich bei diesen Flächen etwas Grundlegendes verändert, was zu einer starken Schadstoffakkumulation führte. Interessanterweise ähneln die Schadstoffgehalte denen der, zwischen diesen beiden Flächen gelegenen, Flutrinnenfläche LUET1 (Abb. 51). Obwohl die Probenahmen sowohl bei LUET2 als auch bei LUET3 eindeutig außerhalb der Flutrinne stattgefunden hat, scheinen für alle drei Flächen ähnliche Ablagerungsbedingungen zu gelten. Dafür sprechen auch die organischen Kohlenstoffgehalte. Lagen die C_{org}-Gehalte für diese drei Flächen 2003 noch bis zu 2,5 % auseinander (LUET3: 6,5 %; LUET1: 8,1 %; LUET2: 9,0 %) haben sich die Gehalte der drei Flächen bis 2014 fast angeglichen (LUET3: 8,1 %; LUET1: 8,4 %; LUET2: 7,8 %).

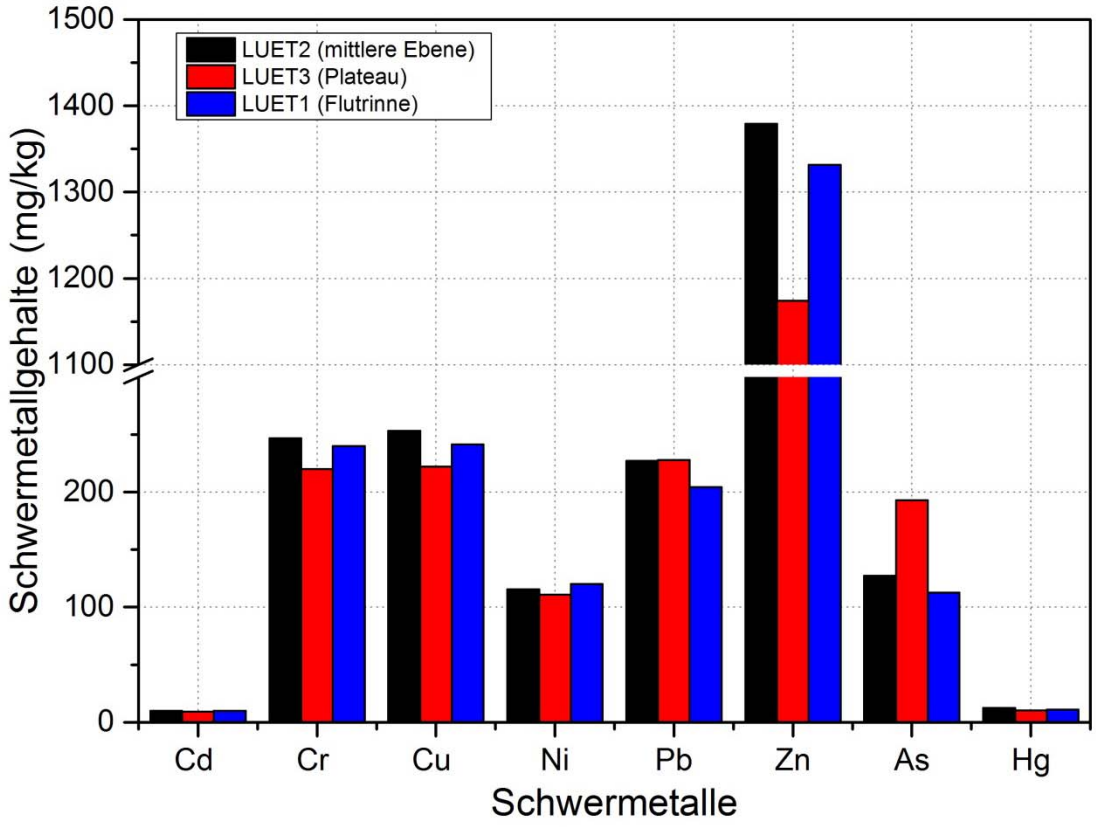

Abb. 54 Vergleich der Schwermetallgehalte der Untersuchungsflächen LUET1, LUET2 und LUET3

Entscheidend dafür könnte die, in direkter Nachbarschaft (Stromkilometer 477 bis 484) von 2005 bis 2009 durchgeführte Deichrückverlegung bei Lenzen sein. Im Zuge dieses Projektes wurde ein 6,1 km langer neuer Deich, bis zu 1,3 Kilometer landeinwärts vom ursprünglichen Deich, errichtet und anschließend der Altdeich an sechs Stellen über mehrere hundert Meter zurückgebaut (sog. „Deichschlitzte“) (LUGV, 2015). Einer dieser Deichschlitze liegt unweit der Untersuchungsflächen und verbindet auf diese Weise den Standort Lütkenwisch und die durch die Deichrückverlegung neu entstandene Auenfläche. Dieser starke Eingriff in die Landschaft könnte sich durchaus während des Hochwassers 2013 in Form von deutlich veränderten Ablagerungsbedingungen im Vergleich zu 2002 bemerkbar gemacht haben.

6 Vergleich der Oberbodenbelastung mit der Qualität der Schwebstoffe

Um abschätzen zu können, in welchem Maße frisch eingetragene Sedimente in den Böden der rezenten Elbauen zu Konzentrationsveränderungen führen können, wurden die Daten ausgewählter Schadstoffe mit denjenigen des regulären Wassergütemonitorings der Flussgebietsgemeinschaft Elbe verglichen. Herangezogen wurden die Zahlentafeln für den letzten veröffentlichten Bericht, der die Daten von 2010 enthält (FGG Elbe 2013a). In Abb. 55 sind die rechnerisch auf die Feinkornfraktion (< 20 µm) bezogenen Gehalte an Zink in den Oberböden der Monitoringflächen entlang des Verlaufs der Elbe dargestellt. Da in allen Fällen die Gehalte an Feinkorn über 10 % betragen, im Einzelfall bis 91 %, lassen sich mit dieser Methode verlässliche Vergleichszahlen bestimmen. Zusätzlich ist in der Abb. der Verlauf der an den Monitoringstationen bestimmten arithmetische Mittelwerte der Gehalte an Zink in der Fraktion < 20 µm der Monatsmischproben für das Jahr 2010 dargestellt (FGG Elbe 2013a). Die Daten können wie folgt interpretiert werden: Für Standorte in den Elbauen, bei denen das aktuel-

le Belastungsniveau unterhalb der Linie liegt, kann die Ablagerung feinkörniger hochwassergebundener Schwebstoffe zu einer weiteren Zunahme der Belastung führen. Soweit die frischen Sedimente stärker sandig sind, vermindert sich das Potential zur Belastungszunahme. An den Standorten, deren aktuelle spezifische Belastung oberhalb der Linie liegt, ist selbst bei einer Sedimentation feinkörniger Sedimente nicht mit einer Belastungszunahme zu rechnen. Da an den Standorten die Gehalte an Zink im Gesamtboden unterhalb des dargestellten Niveaus liegen, könnte der Anteil der potentiell weiter belastbaren Standorte noch höher sein. Dabei muss allerdings berücksichtigt werden, dass die Bodenart des Oberbodens schon im aktuellen Zustand ein Ergebnis der auch höhenabhängigen Sedimentationsprozesse in den Auen ist, d.h. an sandigen Standorten sich auch bevorzugt sandige Sedimente ablagern. Bezogen auf die Elbauen zeigt sich, dass das aktuelle Belastungsniveau der schwebstoffbürtigen Sedimente insbesondere in den Bereichen oberhalb von Stromkilometer 300 noch zu weiteren Bodenbelastungen bei Zink führen könnte, während für die weiter stromab liegenden Flächen diese nicht wahrscheinlich ist.

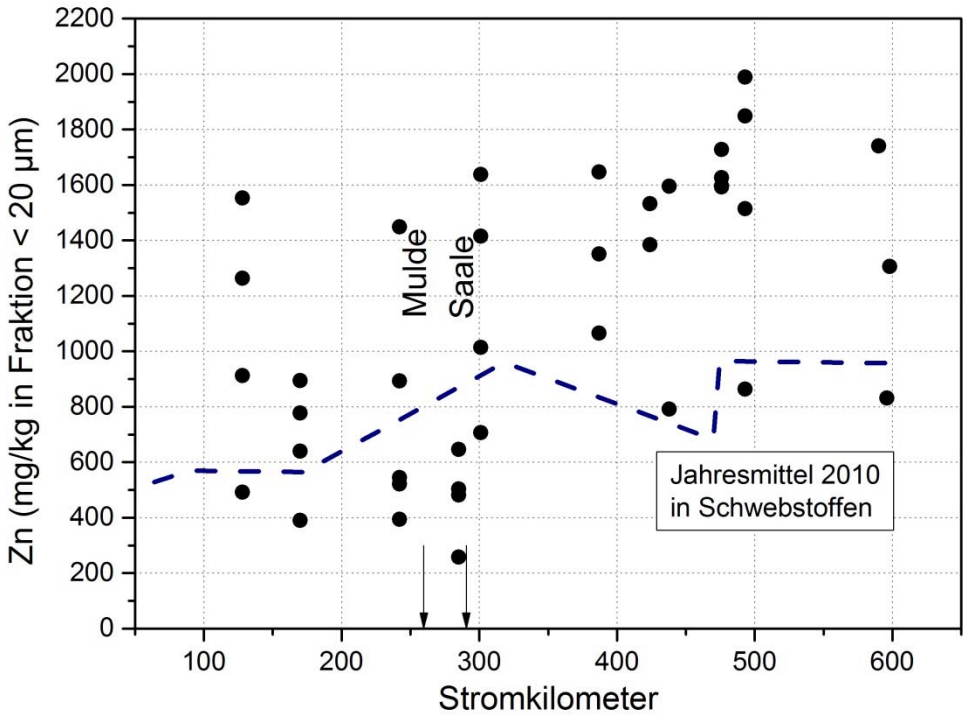

Abb. 55 Vergleich der normierten Zinkgehalte in den Elbauen mit den mittleren Gehalten in frischen, schwebstoffbürtigen Sedimenten des Jahres 2010 (aus FGG Elbe 2013a)

Ein weiteres Beispiel dieses Vergleichs zeigt Abb. 56 für Quecksilber. Die spezifische Bodenbelastung der Auenböden bei Quecksilber ist durch die früheren Sedimenteinträge bereits so hoch, dass die Ablagerung weiterer Sedimente die Gehalte nicht weiter erhöhen sondern nur verdünnen kann. Dies gilt insbesondere für die Auen unterhalb der Saalemündung.

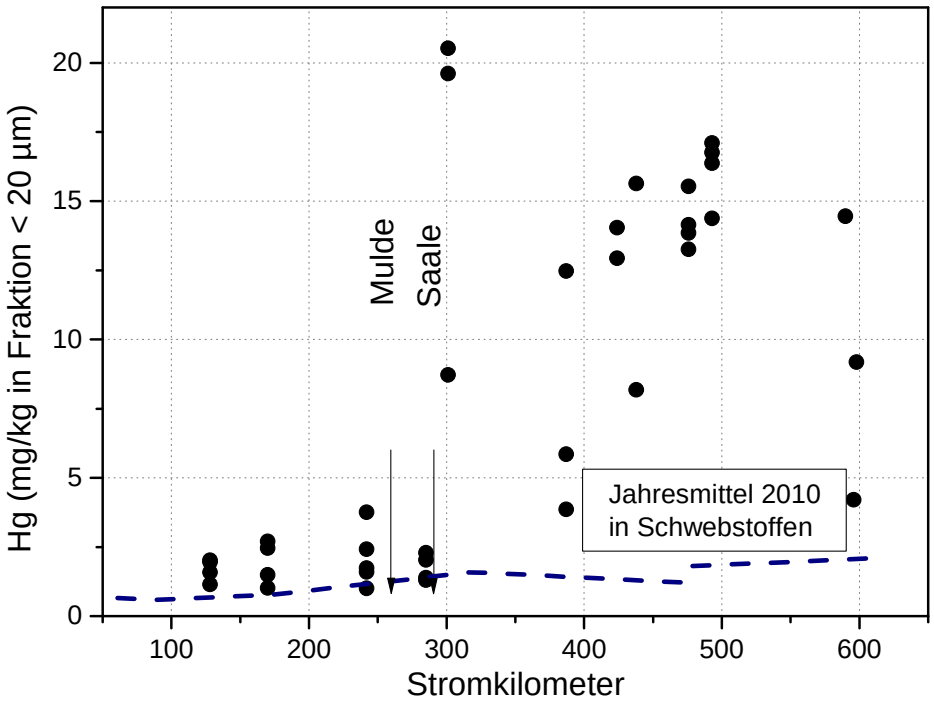

Abb. 56 Vergleich der normierten Quecksilbergehalte in den Elbauen mit den mittleren Gehalten in frischen, schwebstoffbürtigen Sedimenten des Jahres 2010 (aus FGG Elbe 2013a)

Für Arsen (Abb. 57) zeigt sich, dass an allen Standorten die spezifische Belastung der Auenböden oberhalb derjenigen der Schwebstoffe liegt, mithin eine zusätzliche Belastung nicht möglich ist.

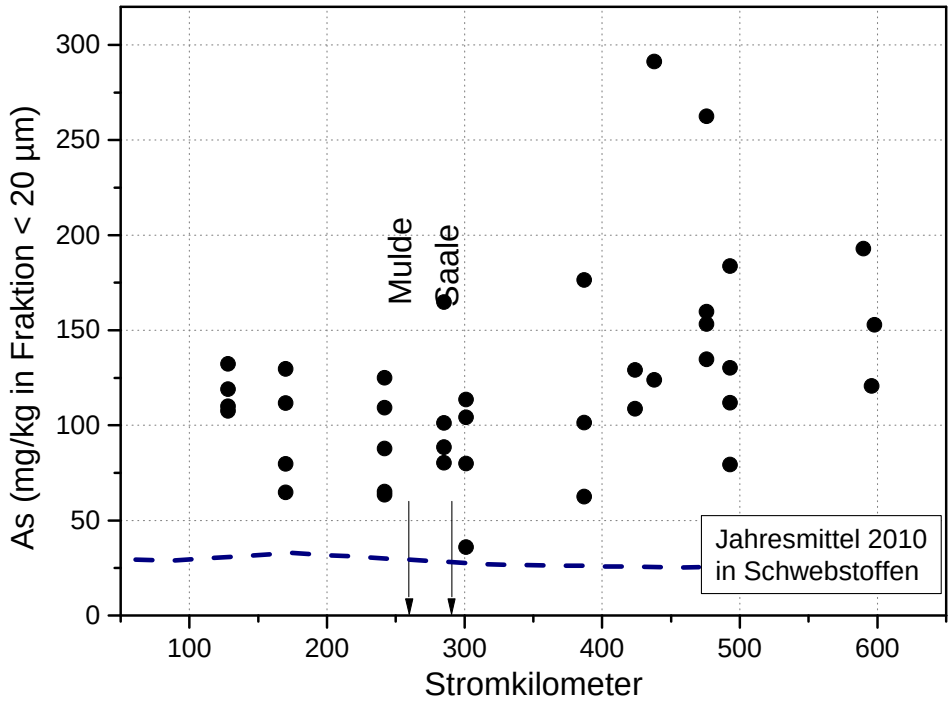

Abb. 57 Vergleich der normierten Arsengehalte in den Elbauen mit den mittleren Gehalten in frischen, schwebstoffbürtigen Sedimenten des Jahres 2010 (aus FGG Elbe 2013a)

Die Verteilungen bei den übrigen Spurenmetallen lassen sich wie folgt kennzeichnen:

Cadmium — Eine Belastungszunahme ist in den Auen oberhalb von Stromkilometer 300 möglich, darunter nicht (Verteilung wie bei Zink)

Blei, Chrom, Kupfer, Nickel — Die spezifische Bodenbelastung ist an allen Standorten auf einem Niveau, dass keine Verschlechterungen durch den Eintrag zusätzlicher Sedimente möglich sind (Verteilung wie Arsen).

7 Zusammenfassung und Ausblick

Anlass dieser Arbeit war es, die nach dem extremen Elbehochwasser von 2013 und damit einhergehenden Erosionen, Umlagerungen und Ablagerungen von Sedimenten möglicherweise veränderte Belastungssituation von Auen zu überprüfen und damit die Funktion der Auen als Stoffsenke zu bestimmen.

Zu diesem Zweck wurden 40 der 2003 von Krüger et al. (2004) nach dem Extremhochwasser von 2002 eingerichteten Monitoringflächen entlang der Elbe (zwischen Elbestromkilometer 128 und 493) beprobt und auf ihre elberelevanten Schadstoffe analysiert. Zusätzlich wurden drei weitere Monitoringflächen im Hamburger Raum (Stromkilometer 590 bis 598) analog zu den von Krüger et al. (2004) eingerichtet und beprobt. Auf diese Weise konnte man auf die Ergebnisse der Analysen von 2003 zurückgreifen und hatte damit für einen Großteil der Proben Daten zur Vorbelastung, die als Bezugswert für den Einfluss des Hochwassers von 2013 dienen konnten. Mit dieser Studie war es zum ersten Mal möglich die Veränderung der Schadstoffbelastung von Böden in Vordeichflächen innerhalb von 10 Jahren zu untersuchen.

Die Bodenproben wurden auf ihre Bodenart, ihren Kohlenstoffgehalt, ihre Bodenreaktion, auf ihre Schwermetall- und Arsengehalte sowie auf ein breites Spektrum an organischen Schadstoffen (PAK, PCB, Pestizide, TBT und Dioxine/Furane) untersucht. Zusätzlich wurde für jede Monitoringflächen die mittlere Lagerungsdichte des Oberbodens bestimmt.

Die Ermittlung der **Schadstoff-Belastungssituation** der Auen- und Überschwemmungsböden zeigt, dass die Mulde und die Saale nach wie vor eine relevante Quelle für einen Anteil der analysierten Schwermetalle als auch einiger organischer Schadstoffe darstellt.

Die von Schwartz & Keller (2011) und FGG Elbe (2014) abgeleiteten unterschiedlichen Belastungsmuster für die Elbe bestätigen sich für viele der in dieser Studie analysierten Elemente und Verbindungen wie folgt: Belastungsmuster I: Relevante Quellen dieser Substanzen liegen an Mulde und Saale und führen nach deren Mündung zu erhöhten Gehalten in den Oberböden der Überflutungsflächen. Hierzu zählen, wie sich in dieser Studie bestätigt, Cd, Hg, Zn, Pb, Cu und PCDD/F. Belastungsmuster II: Verbindungen weisen schon vor der Mündung von Mulde und Saale hohe Konzentrationen auf, da die dominante Quellregion im tschechischen Einzugsgebiet liegt. Es handelt sich um PCB, DDX und PAK. Allein das Hexachlorbenzol scheint sich in der vorliegenden Studie erst im Elb-Verlauf in den Auenböden relativ anzureichern. Die Belastungssituation III, die durch hohe Einträge im Bereich der Tideelbe geprägt ist, konnte in dieser Studie nicht bestätigt werden, da die drei neu untersuchten Hamburger Monitoringstandorte geringere TBT-Gehalte aufwiesen als die im Mittellauf befindlichen Standorte nach Einmündung von Mulde und Saale. Die Hamburger Monitoringstandorte befinden

sich bei Elbkilometer 590-598 stromaufwärts des Hamburger Hafens. Weitere Probenstandorte im Bereich Tideelbe sind in dieser Studie allerdings nicht integriert. Die Belastungssituation IV spiegelt eine ubiquitäre Quelle wieder, dies trifft auch in der vorliegenden Studie für die Spurenmetalle Cr, As, Ni zu. Diese weisen vor der Mündung von Mulde und Elster bereits ein hohes Belastungsniveau auf, welches abstromig bis Stromkilometer 493 km weiter ansteigt.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Auenböden an der Elbe teilweise hochgradig mit Schwermetallen und Arsen belastet sind. Dabei ist der Flussabschnitt unterstromig der Mulde/Saale-Einmündung wie schon 2003 festgestellt wesentlich höher belastet als der oberstromige Abschnitt. Überschreitungen von Maßnahmenwerten für die Grünlandnutzung gemäß BBodSchV sind, wie schon 2003, bei Arsen, Kupfer und Quecksilber festgestellt worden. Die Ergebnisse der organischen Schadstoffanalyse zeigen ein etwas anderes Bild. Hier ist nur für die TBT- und PCDD/PCDF-Gehalte eine deutliche Zunahme der Gehalte nach Zufluss von Mulde und Saale zu beobachten. Maßnahmenwerte nach BBodSchV werden in keinem Fall überschritten. Überschreitungen des ebenfalls angegebenen oberen Schwellenwertes zur Sedimentklassifizierung nach IKSE (2014) sind bei allen organischen wie anorganischen Schadstoffen, mit einer Ausnahme von Chrom, anzutreffen.

Außerdem zeigte sich, dass teilweise sehr hohe pflanzenverfügbare Cadmium-, Blei- und Zinkgehalte in den Auenböden zu finden waren. Vor allem Flächen mit hohen Gesamtgehalten und niedrigem pH (pH < 5,5) wiesen je nach Spurenmetall einen hohen mobilisierbaren Vorrat auf. Überschreitungen von Maßnahmen- und Prüfwerten für Ackerbauflächen bezüglich mobilisierbarer Schadstoffe gemäß BBodSchV ergaben sich sowohl für Cadmium als auch für Blei und Zink.

Die **Veränderung der Belastungssituation** in den Auen und Überschwemmungsbereichen lässt sich aus einem standortspezifischen Vergleich der Belastungssituation der Jahre 2003 und 2014 ableiten.

Die ermittelten Ergebnisse lassen darauf schließen, dass das Hochwasserereignis von 2013 nicht zu einem systematischen Anstieg der Schadstoffbelastungen in den Böden der Vordeichsflächen geführt hat. Eine Auswertung der Veränderung der Belastungssituation für die einzelnen Elemente und Verbindungen unter Integration der Morphologie der Flächen zeigt keine eindeutigen Zusammenhänge mit den Standorttypen (vgl. Tabelle 6). Mal sind z.B. auf den Plateaustandorten die Gehalte höher als bei der letzten Beprobung mal niedriger.

Insgesamt ist für den größten Teil der Flächen eine tendenzielle Verringerung der meisten Schadstoffgehalte im Vergleich zu 2003 zu erkennen. Lediglich die Arsen- und Nickelbelastung scheint deutlich zugenommen zu haben auf diesen Aspekt wird später genauer eingegangen.

Die Ursache für diese größtenteils tendenzielle Abnahme der Schadstoffgehalte könnte eine Sedimentation schwächer belasteten Materials sein oder durch die Verlagerung von Schadstoffen in tiefere Bodenschichtenhervorgerufen worden sein. Es ist aber auch denkbar, dass lediglich die Verwendung unterschiedlicher Analysenmethoden in den Jahren 2003 und 2014 zu den Abweichungen in den Schadstoffgehalten geführt hat.

Es war zu vermuten, dass durch Verminderungen der Schadstoffzufuhr innerhalb des Einzugsgebietes in den letzten Jahren, die diesjährigen frischen Sedimente eine geringere Belastung aufweisen, als die Sedimente des Hochwassers von 2002. Jedoch ist zu berücksichtigen, dass mit einer messbaren Veränderung des Zustandes der Auenböden an der Mittelelbe durch neue Sedimentation durch ein einzelnes Hochwasser nicht zu rechnen ist (Krüger et al. 2004). Nach deren Berechnungen wären, bei

einer durchschnittlichen Oberbodendichte von 1 g/cm^3, 10 kg Sediment/m^2 notwendig um den Boden um 1 cm anwachsen zu lassen. Dies würde jedoch bei einer Beprobungstiefe von 0-10 cm nur 10 % der beprobten Bodenzone ausmachen. Des Weiteren erbrachte selbst das extreme Hochwasser von August 2002 im Bereich der mittleren Elbe lediglich 200-500 g/m^2 Sedimenteintrag. Es wird bei dieser Berechnung jedoch von einer durchschnittlichen Lagerungsdichte von 1 g/cm^3 ausgegangen. Die tatsächliche durchschnittliche Lagerungsdichte beträgt jedoch lediglich 0,84 g/cm^3. Allerdings ist anzunehmen, dass die untersuchten Flächen seit 2003 mehrfach überschwemmt wurden und auch eine mehrfache Sedimentablagerung stattgefunden haben kann, somit Einzeleffekte sich addiert haben können.

Ein Indiz für eine Sedimentierung schwächer belasteten Materials könnte die für fast alle Flächen zu beobachtende Abnahme der organischen Kohlenstoffgehalte sein. Das hieße, dass sich während des Hochwassers 2013 weniger organikreiche Sedimente abgelagert hätten, die damit auch weniger Sorptionsmöglichkeit für Schadstoffe boten.

Für die Möglichkeit der Verlagerung spricht die fast alle Flächen betreffende Abnahme des pH von im Mittel 0,5 pH-Stufen und der in 5.6 gezeigte Zusammenhang zwischen der Abnahme des pH und der Verringerung des Schadstoffgehalts. Jedoch ist dieser Zusammenhang nicht übermäßig stark und lediglich für die Cadmiumgehalte eindeutig.

Aber auch die dritte Möglichkeit von abweichenden Analyseergebnissen aufgrund der Methodik ist nicht auszuschließen. Gerade weil 2003 mehrere Institute mit z.T. abweichender Methodik an den Analysen beteiligt waren. Zur eindeutigen Absicherung sollte man Referenzuntersuchungen zur Überprüfung der Vergleichbarkeit der Analysemethoden durchführen, indem noch vorhandene Referenzproben der Jahre 2003 erneut mit den hier verwendeten Analysemethoden untersucht werden. Dies gilt insbesondere für Arsen und Nickel, sollte aber für die weiteren Schadstoffparameter ebenfalls integriert werden.

Ein Vergleich der Oberbodenbelastung der Auenböden bei den Spurenmetallen mit den durchschnittlichen Gehalten in schwebstoffbürtigen Sedimenten verdeutlicht, dass für Zink und Cadmium auf den Standorten oberhalb des Stromkilometers 300 weitere Belastungen durch den hochwassergebundenen Eintrag feinkörniger Sedimente möglich sind, während in allen übrigen Fällen (räumlich unterhalb Stromkilometer 300, stofflich für Arsen, Blei, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber) der Eintrag feinkörniger Schwebstoffe zu Konzentrationsabnahmen führen würde.

Die neu in das Programm aufgenommenen **Hamburger Monitoringflächen** zwischen Elbkilometer 590 und 598 weisen für viele der elbetypischen Schadstoffe vergleichsweise geringere Belastungen auf als die weiter stromaufwärts gelegenen Standorte. Als Ursachen kommen unterschiedliche Aspekte in Betracht. Fraglich ist zum Beispiel, wie die Situation an Auenstandorten auf den ca. 100 Stromkilometern zwischen Gorleben und Altengamme ist. Ist auch dort schon mit einer reduzierten Belastungssituation zu rechnen oder ist diese die sehr unterschiedliche Überschwemmungssituation an den Hamburger Standorten verursacht durch das Wehr in Geesthacht und den Einfluss der Tide bedingt? Die Hamburger Monitoringflächen weisen eine abweichende Höhenlage über dem Gewässer auf und werden bei Sturmfluten überschwemmt, nicht jedoch bei Hochwässern im Mittellauf der Elbe. Diese Situation bedeutet eine Vermischung unterschiedlicher Wässer mit unterschiedlicher Schwebstoffbelastung. Eine eindeutige Klärung der Ursache der unterschiedlichen Schadstoffbelas-

tung ist hier nicht möglich. Weitere Studien mit kleinräumigeren Vergleichen wären hier zum Prozessverständnis erforderlich.

Ausnahmen in den ansonsten für die meisten Flächen geltenden Verringerungen der Schadstoffbelastung bilden zwei **Monitoringflächen bei Lütkenwisch**. Diese Flächen zeigen für alle Schwermetalle und einige organische Schadstoffe (z.B. TBT, PCB, PAK) zumeist erhebliche Zunahmen in den Gehalten. Als eine mögliche Ursache wird die unweit durchgeführte Deichrückverlegung bei Lenzen zur Diskussion gestellt. Dies ist ein möglicherweise sehr interessanter Zusammenhang, der hier erstmal in Erscheinung tritt. Wie ausgeführt könnte die Deichrückverlegung in Lenzen und die damit verbundene Schaffung von neuen Wasserretensionräumen zu einer deutlich veränderten Sedimentation von Schwebstoffen und Ablagerung von Hochflutsedimenten geführt haben, die auch deutliche Auswirkungen auf die Belastungssituation der Auen hat. Detailuntersuchungen zu den Auswirkungen von Deichrückverlegungen, die das Prozessverständnis zu Sedimentation und Schadstoff-Belastungssituation in den direkt betroffenen Auen und eine Abgrenzung der betroffenen Überschwemmungsbereiche stromabwärts ermöglicht, sind dringend zu empfehlen.

Insgesamt zeigt sich, dass die regelmäßige Untersuchung der Belastungssituation der durch Hochwasser überfluteten Elbauen die Kenntnisse der aktuellen Situation und die zeitliche Veränderung der Schadstoffbelastung der Elbsedimente und der Auenböden deutlich steigert. Wir empfehlen dringend diese Untersuchungen in regelmäßigen Zeitabständen fortzuführen sowie Ereignisorientiert kurzfristig nach außergewöhnlichem Hochwasser der Elbe durchzuführen, da dann auch eine Beprobung von aktuellen Hochflutsedimenten möglich ist.

Durch regelmäßiges Monitoring der Schadstoffbelastung und deren Veränderung kann der Einfluss von anthropogenen Veränderungen im Elbeeinzugsgebiet erfasst werden, eine Analyse der die Belastung steuernden Parameter durchgeführt werden und der Einfluss von Maßnahmen des Wassermanagements am Elbestrom auf die Belastung der Elbauen bewertet werden. Diese Studien erhöhen das Prozessverständnis und können somit zur Reduktion der stofflichen Belastung beitragen.

8 Literatur

BLABAK , Bund-Länder-Arbeitskreis Baggergut Küste (2001): Konzept zur Handhabung von Tributylzinn (TBT)-belastetem Baggergut im Küstenbereich.

Blume, H. P., G. W. Brümmer, R. Horn, E. Kandeler, I. Kögel-Knabner, R. Kretschmar, K. Stahr & B.-M. Wilke (2010): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde, 16. Auflage. Heidelberg: Spektum Akademischer Verlag.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1999): Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Bundesgesetzblatt 51 (161a):1 - 43.

FGG Elbe (2013a): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See – Zahlentafel 2010 –. Magdeburg, 215 S.

FGG Elbe (2013b): Sedimentmanagementkonzept der Flussgebietsgemeinschaft Elbe. Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele, Entwurf 23.9.2013, 86 S. und Anlagen: Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Ad hoc – Arbeitsgruppe Schadstoffe/Sedimentmanagement.

FGG Elbe (2014): Hintergrunddokument zur wichtigen Wasserbewirtschaftungsfrage. Reduktion der signifikanten stofflichen Belastung aus Nähr- und Schadstoffen -Teilaspekt Schadstoffe. 29 S., Magdeburg.

Geller, W., K. Ockenfeld, M. Böhme & A. Knöchel (2004): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002., Abschlussbericht, 462 S. Magdeburg.

GÜBAK (2009): Gemeinsame Übergangsbestimmungen zwischen der Bundesrepublik Deutschland vertreten durch das Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung der Freien Hansestadt Bremen vertreten durch den Senator für Umwelt, Bau, Verkehr und Europa der Freien und Hansestadt Hamburg vertreten durch die Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern vertreten durch das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Niedersachsen vertreten durch das Ministerium für Umwelt und Klimaschutz des Landes Schleswig-Holstein vertreten durch das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern. 39 S.

Hornburg, V. & G.W. Brümmer (1991): Schwermetall-Verfügbarkeit und -Transfer in Abhängigkeit von pH und Stoffbestand der Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 66:661 - 664.

IKSE (2014): Sedimentmanagementkonzept der IKSE. Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele, ed. IKSE, 200. Magdeburg: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE).

Krüger, F., A. Gröngröft, K. Grunewald, R. Meißner, G. Miehlich, H. Petzoldt & C. Unger (2004): Auswirkungen der Schadstoffgehalte und Keimbelastung von Hochflutsedimenten auf Böden und Pflanzen, 77 S. Falkenberg.

Krüger, F., M. Scholz, M. Kreibich & M. Baborowski (2014): Sedimentrückhalt in den Elbauen. Studie zur Erarbeitung des Sedimentrückhaltes in Auen als Teilfunktion des Sedimenttransportgeschehens an der Elbe. In *Abschlussbericht, i.R. „Schadstoffsanierung Elbesedimente – ELSA", Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt in Hamburg.*, 67. Hamburg: ELANA.

LUGV, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (2015): Elbedeichrückverlegung bei Lenzen.

URL: http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.328143.de [Stand 19.03. 2015]

Prüeß, A (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. Berlin: Erich Schmidt.

Schwartz, R. & I. Keller (2011): Ursachen und Folgen der Schadstoffbelastung der Elbe sowie mögliche Maßnahmen zu deren Reduzierung. Erfurter Gespräche zur Wasserrahmenrichtlinie, DWA, 10 Seiten,

Tyler, G. & T. Olsson (2001): Concentration of 60 elements in the soil solution as related to the soil acidity. Europ.J.Soil Sc. 52 (1):151 - 165.