

Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen

Teilbericht Verbringung von Baggergut zur Tonne E3 Nachsorgephase

Bericht über den Zeitraum 1.1.2012 bis 31.12.2012



INHALTSVERZEICHNIS

1. Veranlassung	2
2. Monitoring im Verbringungsgebiet	3
2.1 Nachsorgendes Monitoring im Jahr 2012	3
2.2 Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments	3
2.2.1 Peilungen	3
2.2.2 Weitere Untersuchungen zur Verdriftung während der Verbringungen (2005 bis 2010)	5
2.3 Beprobung der Sedimente	7
2.3.1 Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente	9
2.3.2 Ökotoxikologische Belastung	18
2.4 Makrozoobenthos	25
2.5 Bioakkumulation	28
2.5.1 Bioakkumulation in der Wellhornschnecke	28
2.5.2 Bioakkumulation in der Pfeffermuschel	35
2.6 Wattmessstellen	37
2.7 Neozoen im Hamburger Hafen und in der Nordsee	38
2.8 Kumulative Effekte nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)	39
3. Übersicht über die Erfüllung der Maßgaben der Einvernehmenserklärung	41
4. Ausblick	45
5. Literatur	46

Anhang

Hamburg Port Authority
Hafeninfrastruktur
Infrastruktur Wasser

30. September 2013 /rev. Juni 2014

1. Veranlassung

Gemäß Einvernehmen des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft und Umwelt (MELUR) zur Verbringung von Elbesedimenten aus dem Bereich Hamburgs zur Verbringungsstelle E3 hat die HPA dem MELUR „jährlich einen umfassenden Bericht über den Fortschritt der Gesamtmaßnahme, das durchgeführte Monitoring und dessen Ergebnisse sowie eine Bewertung vorzulegen. Dabei ist die Erfüllung aller Maßgaben des Einvernehmens jeweils einzeln begründet zu bestätigen“.

Die Maßnahme war bis Ende des Jahres 2011 befristet. Für die Jahre 2012 und 2013 wurde zwischen dem MELUR und der HPA ein nachsorgendes Monitoringprogramm vereinbart, das auf einem Vorschlag der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) beruht und in der Arbeitsgruppe E3-Monitoring abgestimmt wurde (s. Einvernehmen Maßgabe 18, Abschn. 3). Der vorliegende Bericht enthält Daten und Angaben aus den Beprobungen 2012 aus dem Bereich der Verbringungsstelle E3 und ihrer Umgebung, deren Erhebung im Rahmen dieses nachsorgenden Monitoringprogramms vereinbart wurde. Für detailliertere Ergebnisse aus früheren Untersuchungen wird auf die Berichte der Jahre 2005 bis 2011 verwiesen (E3-Jahresberichte der HPA, 2005 bis 2011).

Im Zeitraum 2008 bis 2011 wurde mit insgesamt 2 Mio m³ LRV (Laderaumvolumen) verbrachter Sedimente die im Einvernehmen mit dem MELUR aus dem Jahr 2008 bewilligte Menge von 6,5 Mio m³ LRV bei weitem nicht ausgeschöpft. Aufgrund der Sedimentationsentwicklung im Hafen in 2012 stellte die HPA daher einen Antrag zur Verlängerung des Einvernehmens.

Diesem wurde vom MELUR im Mai 2013 zugestimmt, so dass in 2013 und 2014 im Falle eines Bedarfs erneut Sedimente zur Tonne E3 verbracht werden können, wobei die zu verbringende Gesamtmenge innerhalb dieser zwei Jahre 2 Mio m³ nicht überschreiten darf. Die Maßgaben aus dem Einvernehmen des Jahres 2008 in der geänderten Fassung vom Juli 2009 sind weiterhin gültig. Ab Sommer 2013 wird daher statt des nachsorgenden wieder das reguläre Monitoringprogramm durchgeführt werden. Über die Ergebnisse wird im Jahresbericht 2013 berichtet.

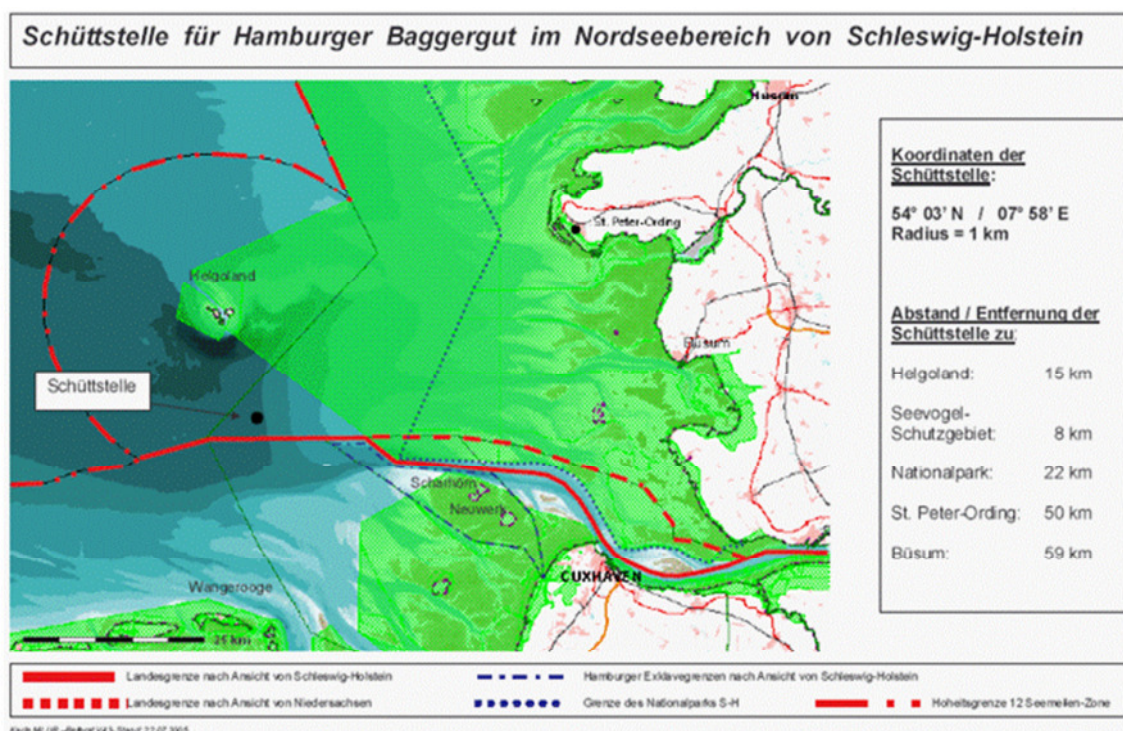


Abbildung 1-1 Lageplan der Verbringungsstelle und der Schutzgebiete (aus der Einvernehmensklärung des Landes Schleswig-Holstein vom 26.7.2005)

2. Monitoring im Verbringungsbereich

2.1 Nachsorgendes Monitoring im Jahr 2012

Der mit dem MELUR und der BfG vereinbarte Plan für ein nachsorgendes Monitoringprogramm (s. Abschnitt 1) für die Jahre 2012 und 2013 orientiert sich an den bisher durchgeführten Untersuchungen an der Klappstelle E3 und ihrer Umgebung. Eine Auflistung der durchgeführten Monitoringuntersuchungen im Rahmen der Nachsorge im Vergleich zu den vorher durchgeführten ist im Anhang in Tabelle A 1 aufgeführt.

Das nachsorgende Monitoringprogramm umfasst größtenteils die gleichen Untersuchungen wie das reguläre Monitoring. Wesentlicher Unterschied ist, dass nur eine Beprobungskampagne pro Jahr durchgeführt werden muss. Die Untersuchungen der Sedimenttextur wurden auf den Bereich der Verbringestelle und den 1,5 km-Kreis sowie auf die Sedimentstationen, an denen auch chemische Untersuchungen durchgeführt wurden, beschränkt. Auf Untersuchungen der Fischfauna (Populationsdynamik und Bioakkumulation) wurde zudem verzichtet, da von diesen Untersuchungen nach Beendigung der Verbringung und auf der Grundlage bereits vorliegender Untersuchungsergebnisse kein weiterer Erkenntnisgewinn zu erwarten ist (BfG 1775, 2013). Die während des Verbringungszeitraums durchgeführten Analysen ergaben keinen Hinweis auf eine verbringungsbedingte Zunahme der Bioakkumulation und / oder der Krankheitsanzeichen an Fischen.

Weiter fortgeführt werden im Rahmen des nachsorgenden Monitorings die Untersuchungen zur Sedimentchemie, zur Ökotoxikologie, zum Makrozoobenthos, zur Bioakkumulation an Wellhornschnecke und Pfeffermuschel, zum Imposex sowie an den Wattmessstellen. Neu aufgenommen wurde in das Programm eine Sedimentuntersuchung mittels Kastengreifer, die dazu dienen soll, eine genauere Vorstellung von der räumlichen Verteilung des ausgebrachten Baggergutes zu erhalten.

Im vorliegenden Bericht wird die zeitliche Entwicklung verschiedener Parameter im Gesamtzeitraum der Jahre 2005 bis 2012 betrachtet. Hierbei wird besonders die Entwicklung der Verbringestelle über die 2,5 Jahre seit der letzten Baggergutausbringung (Februar 2010) bis zum Zeitpunkt der Monitoringkampagne 2012 (August 2012) näher beleuchtet.

2.2 Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments

2.2.1 Peilungen

In den Jahren 2005 bis 2012 wurden insgesamt 12 Peilungen durchgeführt. Als Überblick ist in Abbildung 2-1 ein West-Ost-Schnitt dargestellt. Eine bathymetrische Darstellung findet sich im Anhang in Abbildung A 1.

Vor Beginn der Verklappungen war das Gebiet durch eine kontinuierliche Tiefenzunahme von zwei Metern über eine Distanz von 2 km in Ost-West-Richtung charakterisiert, ohne eine weitergehend strukturierte Topographie aufzuweisen. Mit zunehmender Klappmenge bildete sich im Klappzentrum eine Erhöhung, die in 2010 im Maximum knapp unter 4 m lag. Das gesamte Auftragsvolumen innerhalb des 1-km-Kreises für den Zeitraum 2005 bis 2010 betrug 1,37 Mio m³.

Die Hangneigung der Erhöhung im Klappzentrum liegt bei maximal 0,5 % und ist damit sehr flach. Eine verstärkte Erosion und / oder eine Veränderung der Strömungsgeschwindigkeit bedingt durch die Aufhöhung ist nach Ansicht der BfG nicht zu erwarten. Die Aufhöhung des Meeresbodens im Jahr 2010 lässt sich in Abbildung 2-1 bis in 450 bis 550 m Entfernung vom Klappzentrum gut erkennen. Am Außenrand der Verbringestelle mit dem Radius von 1-km liegen die

Höhenveränderungen zwischen 2005 und 2010 im Rahmen der Peilgenauigkeit, die in diesem Gewässerbereich in etwa 0,3 m beträgt.

In Abbildung 2-2 (linker oberer Kasten) ist der Differenzenplot der Peilungen aus dem Jahr 2010 gegenüber 2005 für den gesamten 1-km-Kreis dargestellt. Die Baggergut-Aufhöhung ist in West-Nordwest-Ost-Südost-Richtung orientiert und reicht in dieser Darstellung bis zum Rand des 1-km-Kreises, wobei sich die hellblau markierten, randlichen Bereiche der Aufhöhung mit 0,2 bis 0,4 m jedoch, wie oben erwähnt, noch im Rahmen der Peilgenauigkeit von 0,3 m bewegen.

Zwischen Frühjahr 2010 und Frühjahr 2012 fanden keine weiteren Verbringungen statt. Die Höhenlinien der Jahre 2011 und 2012 im West-Ost-Schnitt sowie die Differenzenplots der Jahre 2010-2011 sowie 2011-2012 zeigen von Jahr zu Jahr jeweils eine leichte Abnahme (Abbildung 2-1, Abbildung 2-2). Diese beträgt zwischen 2010 und 2011 insgesamt 30.000 m³ und zwischen 2011 und 2012 dann 216.000 m³. Über die 2 Jahre ergibt sich damit eine Gesamtabnahme von knapp 250.000 m³.

Dies entspricht einer durchschnittlichen Höhenabnahme des gesamten Aufhöhungsbereichs von weniger als 10 cm und übersteigt damit im Mittel die Peilgenauigkeit nicht. Dennoch ist nicht auszuschließen, dass vor allem durch Vorgänge der Konsolidierung auch eine reale Volumenabnahme stattgefunden hat. Eine geringere Rolle können unter Umständen auch Erosionen in Teilbereichen gespielt haben. Aufgrund der in diesem Gewässerbereich ausgeprägten Ungenauigkeit der Peilungen ist eine Volumenschätzung des Auftragsbereichs zwangsläufig mit großen Unsicherheiten behaftet und genauere Angaben sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich.

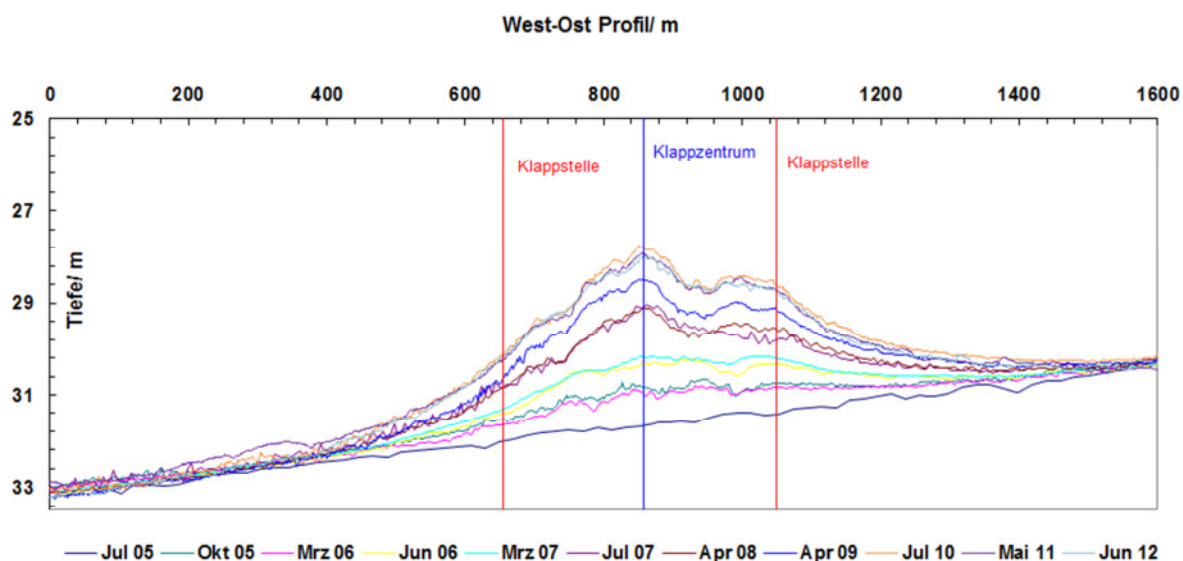


Abbildung 2-1 Querprofile (West-Ost) der Peilungen über den Verbringbereich von 2005 bis 2012 (Darstellung stark überhöht)

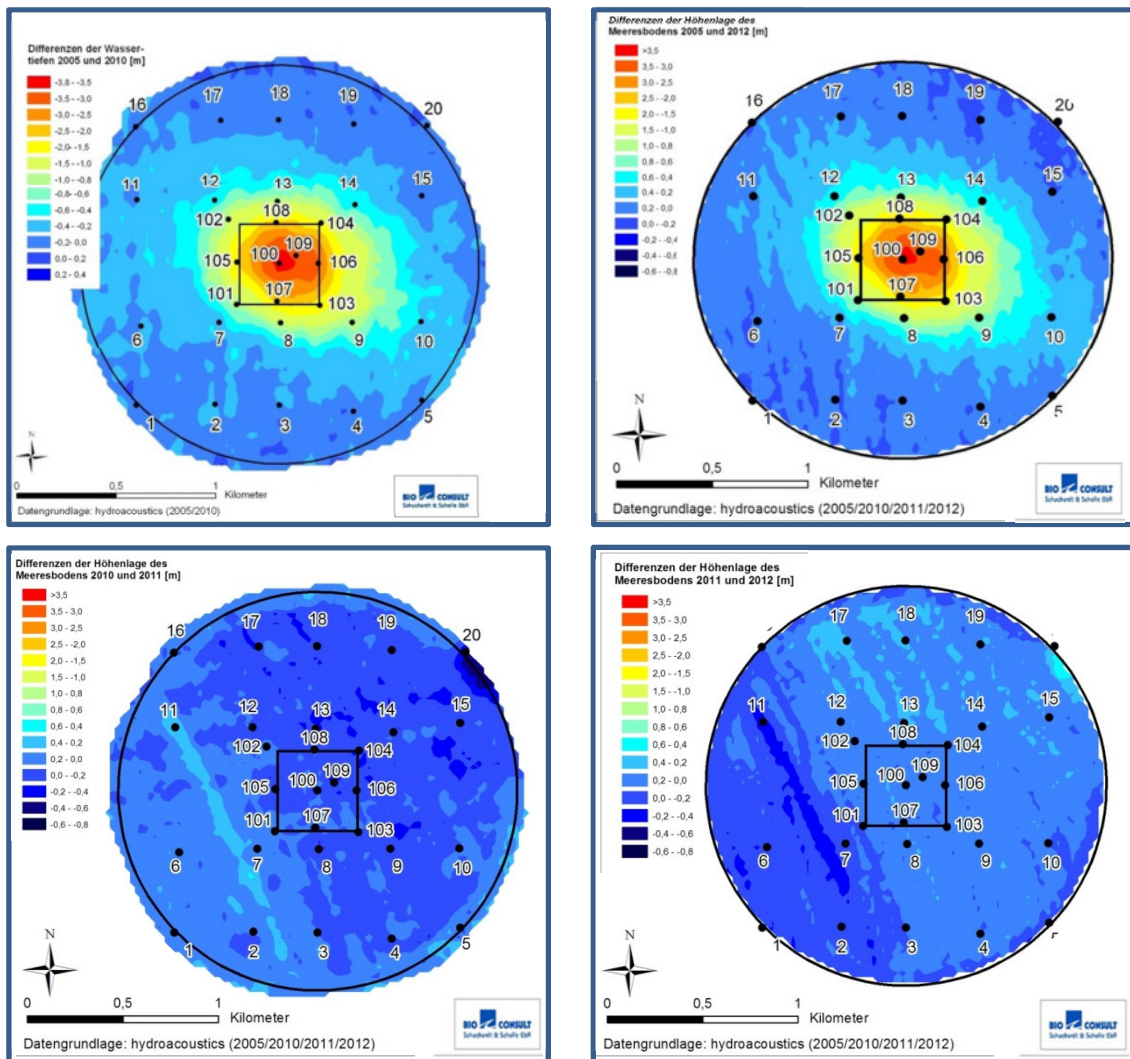


Abbildung 2-2 Differenzenplot im 1-km Umring der Klapfstelle im Vergleich der Jahre 2005 - 2010 und 2005 – 2012 (oben) sowie im Vergleich der Jahre 2010-2011 und 2011-2012 (unten)

2.2.2 Weitere Untersuchungen zur Verdriftung während der Verbringungen (2005 bis 2010)

Um zu einer ungefähren Einschätzung des Ausmaßes von Verdriftungen während der Verbringungen zu gelangen, werden verschiedene Untersuchungen herangezogen. Hierzu gehören:

- Regelmäßige Peilungen im Verbringbereich (2005 – 2012, Abschn. 2.2)
- Messungen der Sedimenttextur und der Sedimentchemie sowohl im Verbringbereich als auch an den über einen weiten Umkreis verteilten Monitoringstationen (2005 – 2012, Abschn. 2.3.1)
- Messungen der Sedimentchemie an Wattmessstellen auf schleswig-holsteinischem und niedersächsischem Gebiet (2005 – 2012, Abschn. 2.6)
- ADCP-Untersuchungen zur Verfolgung der Schwebstoffwolke während der Verklappung (2005)
- Mathematische Simulationen der Verdriftung (2005 und 2006)

Aufgrund der Peilgenauigkeit von 30 cm ist eine Volumenermittlung des im 1-km-Kreis abgelagerten Materials nicht sehr präzise (Abschn. 2.2). Wie im E3-Jahresbericht der HPA aus 2011 dargestellt, lässt sich der verdriftete Anteil der einzelnen Kornfraktionen durch eine Kombination von Peil- und Texturdaten dennoch ungefähr abschätzen. Zunächst wurde hierzu die Volumendifferenz im 1-km-Kreis zwischen 2005, vor Beginn der Verbringungen, und 2011, nach Ende der Verbringungen, ermittelt. Werden die Peilungsdaten mit den Texturdaten kombiniert, so zeigt sich, dass das Baggergut eine Westnordwest-Ostsüdost orientierte Aufhöhung gebildet hat, die eine sandigere Textur aufweist als der native Gewässergrund. Diese reicht im Westen bis an den 1-km-Kreis heran und ragt im Osten bis in den 1,5-km-Kreis hinein (Abbildung 2-4 für die Textur). Ihr Gesamtvolumen beträgt ungefähr 1,2 Mio m³.

Mit den Werten für das Volumen und der Textur des vor der Verbringung in der Delegationsstrecke beprobten als auch des abgelagerten Baggergutes wurde mit Annahmewerten für die Lagerungsdichte eine Wiederfindung der einzelnen Kornfraktionen im Bereich der Verbringstelle abgeschätzt. Nach dieser Rechnung werden von den insgesamt von 2005 bis 2010 zur Tonne E3 verbrachten feinen Fraktionen des Baggergutes (< 20 µm und 20 bis 63 µm) jeweils zwischen 30 und 40 % noch im Bereich der Verbringstelle wiedergefunden. Damit ist von einer Verdriftung von 60 bis 70 % dieser Fraktionen über den 1-km-Kreis hinaus auszugehen. Für die Fraktion des feinen Feinsandes (63 bis 100 µm) wird eine Verdriftung von 40 bis 55 % geschätzt. Umweltauswirkungen von verdrifteten Anteilen auf angrenzende Gebiete, wie Küsten- oder Schutzgebiete, werden nicht festgestellt (s.u.). Die größeren Sande verbleiben vollständig auf der Klappstelle. Insgesamt ist damit von einem Verbleib von ungefähr zwei Drittel des gesamten Materials im 1-km-Kreis auszugehen. Diese Rechnungen sind aufgrund der Unsicherheiten unter anderem bei Peilgenauigkeit und den Annahmen für Lagerungsdichten nur als sehr grobe Abschätzungen zu verstehen.

Die Daten zur Sedimentchemie, die außer im direkten Verbringbereich auch in der unmittelbaren sowie weiteren Umgebung bis in eine Ausdehnung von 6 km, teilweise auch bis in 9 resp. 12 km Entfernung sowie an Wattmessstellen auf schleswig-holsteinischem und niedersächsischem Gebiet erhoben werden (Abschn. 2.3.1 und Abschn. 2.6), lassen Rückschlüsse auf potenzielle verklappungsbedingte Effekte zu. Diese Daten zeigen außerhalb der direkten Verbringstelle von einem Umkreis von 1 bis maximal 1,5 km seit 2005 bis 2012 keine Erhöhung der chemischen Belastung an (Abschn. 2.3.1). Dies schließt eine geringfügige Ablagerung von verdrifteten Materialien in der Umgebung des 1-km-Kreises zwar nicht aus, zeigt jedoch, dass es sich hierbei nicht um quantitativ nennenswerte Mengen handeln kann. Die niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattmessstellen, die seit 2007 beprobt werden, zeigen ebenfalls keine Auswirkungen der Baggergutverklappungen bei Tonne E3 an (Abschn. 2.6).

Zur direkten Ermittlung der Verdriftung während einer Verklappung wurden einmalig (Herbst 2005) aufwändige ADCP-Messungen (ADCP = Acoustic Doppler Current Profiler) durchgeführt (ausführliche Darstellung s. E3-Jahresbericht der HPA, 2005). Diese Messungen wurden in Abstimmung mit der BfG und dem MELUR nicht wiederholt, da sie repräsentativ für die Verbringungskampagnen sind und kein neuer Erkenntnisgewinn von einer Wiederholungsuntersuchung zu erwarten ist.

Mittels ADCP kann die beim Verklappen entstehende Feststoffwolke in der Wassersäule sowohl über die Zeit als auch in der Tiefe sichtbar gemacht werden. Die Messungen zeigen, dass der größte Teil des Materials innerhalb kürzester Zeit zu Boden sinkt und sich als Dichteströmung weiter seitlich ausbreitet (Abbildung A 2). Die Trübungsfahnen konnten über 4 bis 5 Stunden und bis zu maximal 8 km verfolgt werden (Abbildung A 3). Allerdings sind in weiterer Entfernung eventuelle verklappungsbedingte Schwebstoffe vor dem Hintergrund der natürlichen Schwebstoffgehalte in der Wasserphase nicht mehr nachweisbar. Eine maßnahmenbedingte Trübungswolke, die den Nationalpark oder die Watten erreicht, kann damit ausgeschlossen werden.

Um Aufschluss über den weiteren Verbleib der feinen Schwebstoffe auch in den niedrigen Konzentrationsbereichen zu erhalten, die durch Messungen nicht mehr erfasst werden können, wurden zudem von der BAW in den Jahren 2005 und 2006 mathematische Simulationen der Sedimentausbreitung durchgeführt (s. E3-Jahresbericht der HPA, 2006). Hierzu wurde ein hochauflösendes dreidimensionales Rechenmodell der Nordsee eingesetzt, in dem sowohl der Einfluss des Salzgehaltes als auch meteorologische Einflüsse berücksichtigt sind. Diese Simulation zeigt nur für sehr geringe Schwebstoffgehalte kleiner als 0,01 mg/l zwar eine weiträumige Ausdehnung in die Deutsche Bucht (zum Vergleich: Die natürliche Schwebstoffkonzentration liegt in diesem Bereich bei 10 bis 25 mg/l). Derart geringe Konzentrationen sind jedoch messtechnisch nicht mehr zu erfassen. Auch während der Verklappungen erreicht die Schwebstoffkonzentration aus der Baggergutverbringung im Modell nur lokal begrenzt und kurzzeitig Werte über 1 mg/l, liegt auch hier also weit unter den natürlichen Schwebstofffrachten.

Neben der Verdriftung von verklappten Sedimenten wurde mit dem mathematischen Modell über eine Verbringsaison untersucht, in welchen Bereichen es zu einer Deposition der Sedimente kommt. Die Modellanalyse zeigte, dass eine Ablagerung weitestgehend im nahen Umfeld der Verbringstelle stattfindet. In der weiteren Umgebung verteilen sich die Sedimente nur in extrem geringen Schichtdicken von <1 mm auf einer Fläche von ca. 45 km² um die Verbringstelle herum. Dieser Anteil liegt weit unterhalb der messtechnisch erfassbaren Größenordnungen. Diese berechneten Modellierungsergebnisse bestätigen somit auch in dieser Hinsicht die in der Natur mittels ADCP gemessenen Vorgänge, nach denen Schutzgebiete oder die Watten nicht beeinträchtigt werden.

Zusammenfassend ergibt sich aufgrund von Untersuchungsdaten und Modellierungen folgendes Bild: Das Material sinkt innerhalb kurzer Zeit zu Boden und breitet sich dort allenfalls als räumlich begrenzte bodennahe Dichteströmung seitlich aus. Ungefähr zwei Drittel des bei der Tonne E3 im Zeitraum 2005 bis 2010 eingebrachten Materials kommen im Bereich des 1-km-Kreises zur Ablagerung und werden auch zwei Jahre nach Ende der Verbringung noch dort aufgefunden. Entstehende, über den 1-km-Kreis hinaus reichende Trübungswolken sind nach spätestens 4 bis 5 Stunden und einer Entfernung von 8 km als Konzentrationen nicht mehr zu erfassen. Erhöhte Schadstoffkonzentrationen in der Umgebung außerhalb des direkten Verbringbereichs werden bis 2012 einschließlich nicht festgestellt und sind nach den Ergebnissen der mathematischen Simulationen auch nicht zu erwarten. Die Auswertungen der Daten lassen den Schluss zu, dass eine Beeinträchtigung sowohl von näher gelegenen Gebieten, wie z.B. Helgoland und Schutzgebieten, als auch von den weiter entfernten Wattflächen ausgeschlossen werden kann.

Der Beweissicherung dienen im Rahmen des Monitorings auch nach Ende der Verbringungen in 2010 die eingangs genannten Verfahren (regelmäßige Peilungen sowie Messungen der Sedimentchemie und Sedimenttextur).

2.3 Beprobung der Sedimente

Um die Auswirkungen auf die Sedimente im Verbringungsgebiet zu erfassen, wurde von der BfG zu Beginn des Monitorings im Jahr 2005 ein Probenahmeraster entworfen (Abbildung 2-3). Das gesamte Untersuchungsgebiet wurde in die Verbringstelle (1-km Radius), zwei umhüllende Ringe in zwei und drei Kilometer Abstand zum Zentrum der Verbringstelle, vier Strahlen nach Südost, Südwest, Nordwest und Nordost, die bis in zwölf Kilometer Entfernung reichen, sowie ein nördlich gelegenes, von den Verbringungen unbeeinflusstes Referenzgebiet, unterteilt. Im April 2008 wurden in Abstimmung mit der BfG im 1-km-Ring zusätzliche acht Proben für chemische Untersuchungen entnommen, um die räumliche Ausdehnung der mit Baggergut beaufschlagten Fläche

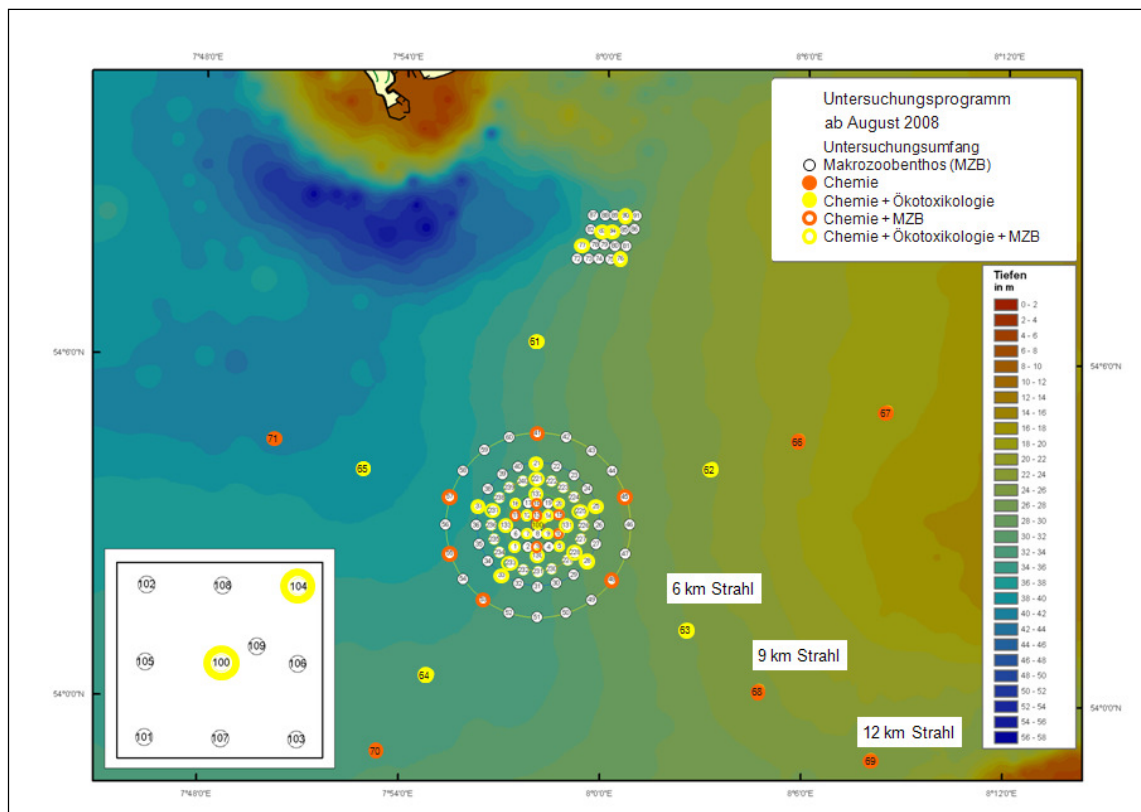


Abbildung 2-3 Lageplan der Verbringestelle, des Außengebietes und des Referenzgebietes (Karte der BfG, verändert, Maßstab 1:125000)

besser einschätzen zu können. Die Lage dieser Sonderstationen wurde bei der Beprobung im August 2008 noch einmal verändert, da die im April ausgewählten Stationen noch zu dicht am Zentrum des 1-km-Ringes lagen. Zudem wurden die Beprobungsstationen im August 2008 um einen Ring aus 20 Probenpunkten in 1,5 km Entfernung vom Klappzentrum erweitert (Abbildung 2-3).

Die erste Probenahme erfolgte vor Beginn der Arbeiten Ende Juli 2005 und stellt die Nullbeprobung dar. Ab der zweiten Beprobung, die im Oktober 2005 im Anschluss an die erste Verbringekampagne stattfand, wurden zusätzlich zehn Proben im 400*400 m Feld im Zentrum der Verbringestelle genommen (Abbildung 2-3). Dieses Gebiet wird im Folgenden als „Klappzentrum“ bezeichnet. Für die Positionen im Klappzentrum sowie für die ab 2008 neu hinzugekommenen Positionen innerhalb der Verbringestelle und im 1,5-km Ring liegt somit keine Nullbeprobung vor. Der Umfang des untersuchungsbegleitenden Monitorings ist im Anhang in Tabelle A 1 aufgeführt.

Im August 2012 wurden im Rahmen des nachsorgenden Monitorings an 110 Proben Benthosuntersuchungen, an 79 Proben Korngrößenanalysen, an 50 Proben chemische und an 34 Proben ökotoxikologische Untersuchungen durchgeführt (Tabelle 2-1). Die Sedimentproben wurden mit einem Van-Veen-Greifer mit Klappen entnommen und auf einen Parameterumfang gemäß den Anforderungen der HABAK-WSV (1999) resp. der GÜBAK (2009) untersucht. Die Daten dieser Erhebungen werden sowohl im räumlichen als auch im zeitlichen Vergleich ausgewertet.

Im Vergleich zu den Vorjahren mit dem maßnahmenbegleitenden zweimal jährlichen Untersuchungskampagnen wurde damit in Abstimmung der der E3-Monitoring-AG die Anzahl der untersuchten Proben auf ein für das nachsorgende Monitoring angemessenes und repräsentatives Maß reduziert. Eine Beprobung der weit entfernt vom Klappzentrum liegenden Stationen 70 und

71 wurde als nicht mehr notwendig angesehen. Die Erhebung der Textur erfolgte nur noch an den Proben, an denen auch Schadstoffanalysen durchgeführt wurden, sowie an den Proben bis zum 1,5-km-Umring. Letztere werden als notwendig angesehen, um die Ausbreitung der Baggergutaufgabe sicher eingrenzen zu können. Die in den Vorjahren ermittelte Erhebung der Textur an allen Stationen erfolgte hingegen nur, um einen Einfluss möglicher Texturveränderungen auf das Makrozoobenthos eingrenzen zu können. Die Daten der vergangenen Jahre haben aber gezeigt, dass sich die Textur außer auf der Verbringstelle über die Zeit nicht wesentlich ändert, so dass von Seiten des Makrozoobenthosgutachters die Ermittlung der Fingerprobe hierfür mittlerweile als ausreichend angesehen wird.

An vier Stationen innerhalb des 1-km-Kreises wurden Kastengreiferproben entnommen, deren Sedimente in jeweils drei Tiefenstufen auf Schadstoffgehalte analysiert wurden (Abschn. 2.3.1). Diese Untersuchung sollte dazu dienen, eine genauere Vorstellung von der räumlichen Verteilung des ausgebrachten Baggergutes zu erhalten.

Tabelle 2-1 Anzahl der pro Termin (August 2012) beprobten Stationen

Ort	Bereich	Textur	Schadstoffe	Bioteste	Benthos
Klappzentrum	400x400 m	10	2	2	10
Einbringstelle	1-km	24	18	12	20
Nahfeld	1,5-km	20	5	5	20
	2-km	5	5	5	20
	3-km	6	6		20
Fernfeld	6-km	5	5	5	
	9-/12-km	4	4		
Referenz		5	5	5	20
Summe		79	50	34	110

2.3.1 Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente

Körnung

Die Textur im Bereich der Tonne E3 war vor Beginn der Baggergutverbringung im Oktober 2005 durch Schluff im Nordosten und einen zunehmenden Sandanteil nach Südwesten hin charakterisiert. Durch die Verbringungen hat sich, wie auch in den vorangegangenen Jahresberichten dargestellt, eine Nordwest-Ost-Südost orientierte, sandige Auflage gebildet, deren Lage sowohl mittels Peilungen (s. Abschn. 2.2) als auch über Texturanalysen festgestellt werden kann. Die Texturanalysen zeigen eine Ausdehnung dieser Sandauflage bis zum Rand des 1-km-Kreises. Im Bereich der Station 227 wird auch der 1,5 km-Kreis knapp erreicht (Abbildung 2-4).

Dominierende Fraktion innerhalb dieser Sandauflage ist der gröbere Feinsand (Korngröße 100-200 μm), während die feineren Fraktionen (< 63 μm) abgenommen haben. Der durch die Verklappungen ausgebrachte Mittelsand (Korngröße 200-630 μm) hat sich nahezu vollständig im Klappzentrum sowie im Bereich der an das Klappzentrum angrenzenden Stationen des 1-km-Kreises (7, 8, 9, 10, 12, 13) abgelagert, ist aber auch hier in geringeren Anteilen vorhanden als der gröbere Feinsand. Die Verteilung der Sand- und Feinfraktionen ist auf die Kornsortierung zu-

rückzuführen, die aufgrund der unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten der verschiedenen Bestandteile des eingebrachten Materials auftritt. (Abschn. 2.2).

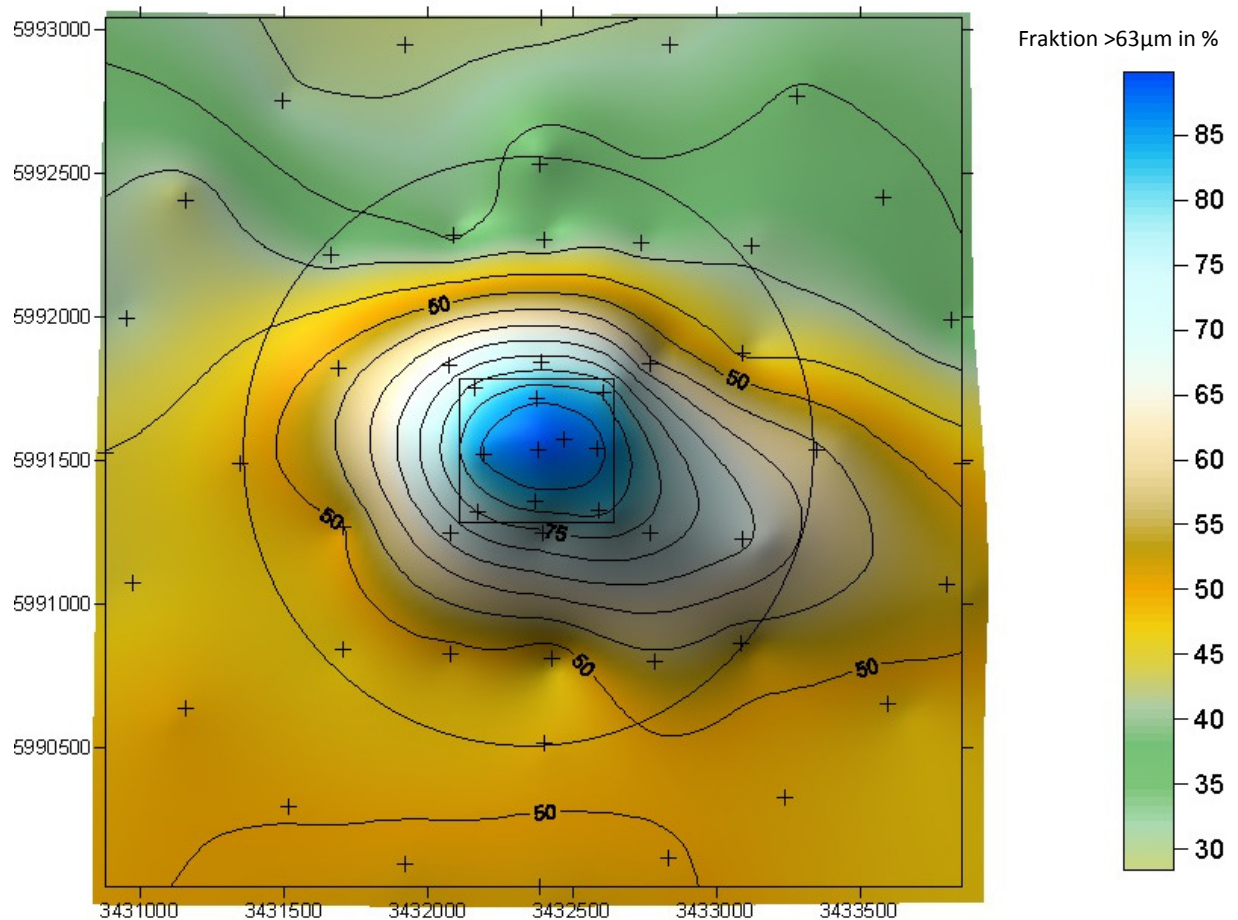


Abbildung 2-4 Verteilung der Sandfraktion (Fraktion > 63 µm) im Bereich der Verbringstelle in Prozent (Wert pro Station = Mittelwert aus 6 Kampagnen von Sommer 2008 bis Sommer 2012)

Zwischen März 2010 und Sommer 2012 fanden keine Baggergutverbringungen statt. In den 2,5 Jahren zeigte die Korngrößenverteilung der einzelnen Stationen im 1-km-Kreis nur wenige Änderungen. Lediglich an den Stationen des direkten Klappzentrums (Station 100 – 109, Abbildung 2-3) wird in diesem Zeitraum eine signifikante Zunahme der Feinfraktion < 63 µm von 10 auf 25 % registriert. Der Wert von 10 % vom März 2010 stellte dabei den niedrigsten Anteil an Feinfraktion dar, der über den Gesamtzeitraum der Baggergutverbringungen zwischen 2005 und 2010 ermittelt wurde. Im angrenzenden 1-km-Kreis liegt der Anteil der Feinfraktion < 63 µm innerhalb der Sandauflage mit 40 % im Mittel über die Gesamtzeit hingegen deutlich höher. Eine Zunahme nach Ende der Verklappungen im März 2010 wird in diesem Bereich im Unterschied zum Klappzentrum nicht registriert, auch nicht an den Stationen, die dem Klappzentrum unmittelbar benachbart sind.

Damit stellt sich die Frage, wodurch die Zunahme an Feinfraktion an den Stationen 100 - 109 nach dem Ende der Verklappungen bedingt sein könnte. Eine schlickige Auflage auf dem Sand des Klappzentrums wurde während der Beprobungen nicht beobachtet. In Frage kämen bioturbate Durchmischungsvorgänge, mittels derer feines Material aus tieferen Schichten an die Ober-

fläche transportiert oder alternativ marines Material in das Sediment eingearbeitet worden sein könnte (s. auch unten zu Kastengreifern im 1-km-Kreis). Unter Umständen können die Daten aus der nächsten Beprobung im Sommer 2013 hier zur Klärung der Vorgänge beitragen.

Schadstoffbelastung der Sedimente

Neben den von der HABAK-WSV (1999) resp. der GÜBAK (2009) geforderten chemischen Parametern wurden in 2012 wie auch in den vorangegangenen Jahren die für die Elbe relevanten Dioxine und Furane an ausgewählten Proben auf der Verbringstelle, im 12-km-Strahl und im Referenzgebiet untersucht. Die Bestimmung der Schwermetall-Gesamtgehalte erfolgte - ebenfalls in Ergänzung zur HABAK-WSV (1999) und zur GÜBAK (2009) - an allen Proben.

Bei dem Vergleich von chemischen Analyseergebnissen ist zu berücksichtigen, dass die Gehalte vieler Parameter von der Zusammensetzung der Sedimente, insbesondere ihrem Feinkornanteil und ihrem Gehalt an organischen Bestandteilen, abhängen. Um Gehalte von Sedimenten unterschiedlicher Zusammensetzung miteinander vergleichen zu können, werden nach den Regeln der HABAK-WSV (1999) – gültig bis 2009 – und der diese ersetzenden GÜBAK (2009) die Schwermetalle in der Fraktion < 20 µm gemessen. Die organischen Verbindungen werden aus methodischen Gründen in der Gesamtfraktion ermittelt. Nach der HABAK-WSV wurden diese auf die Fraktion < 20 µm umgerechnet. Die GÜBAK (2009) sieht bei den organischen Schadstoffen eine Normierung auf die Fraktion < 63 µm vor. Die Auswertung im vorliegenden Bericht erfolgt nach HABAK-WSV (1999) und nach GÜBAK (2009) mit beiden Normierungen.

Neben dem Korngrößeneffekt erschweren die natürliche räumliche und zeitliche Varianz sowie unvermeidliche methodisch bedingte Unsicherheiten von Messwerten den direkten Vergleich der Gehalte chemischer Stoffe in der Umwelt. Die Messunsicherheit wurde aus verdeckten Doppelbestimmungen der Kampagnen 2005 bis 2012 errechnet (Tabelle A 4). Sie stellt in der vorliegenden Auswertung den Bereich dar, in dem der tatsächliche Wert mit einer 95%igen Wahrscheinlichkeit liegt. Die Messunsicherheit der Körnungsanalyse, die bei der Verwendung von normierten Werten von Bedeutung ist, bleibt bei diesem Berechnungsverfahren unberücksichtigt. Nach dieser Berechnung zeigen die Schwermetalle mehrheitlich Variationskoeffizienten um 10 %. Die Werte für Cadmium und Quecksilber liegen bei 15 resp. 23 %. Die PAK-Verbindungen, die DDT-Isomere sowie die PCB-Verbindungen zeigen Messunsicherheiten von 15 bis 25 %, während die Werte für Hexachlorbenzol und pp-DDT noch darüber liegen (Tabelle A 4). Diese Werte sind im Vergleich zu anderen Untersuchungen als durchaus zufriedenstellend anzusehen.

Wie im vorigen Jahresbericht bereits festgestellt (E3-Jahresbericht der HPA, 2011), ist bei einigen der Parameter in den vergangenen Jahren offenbar eine Abnahme der Gehalte auf der Verbringstelle eingetreten, während sich andere nicht verändert haben. Die Auswertung der Schadstoffgehalte in den Sedimenten erfolgt daher zweistufig: Im ersten Schritt wird geprüft, ob sich die Schadstoffgehalte auf der Verbringstelle in 2012 von den Hintergrundwerten unterscheiden. In einem zweiten Schritt wird die zeitliche Entwicklung der einzelnen Schadstoffe seit 2005 analysiert. Anschließend werden noch die Ergebnisse der vier Kastengreiferbeprobungen im 1-km-Kreis dargestellt.

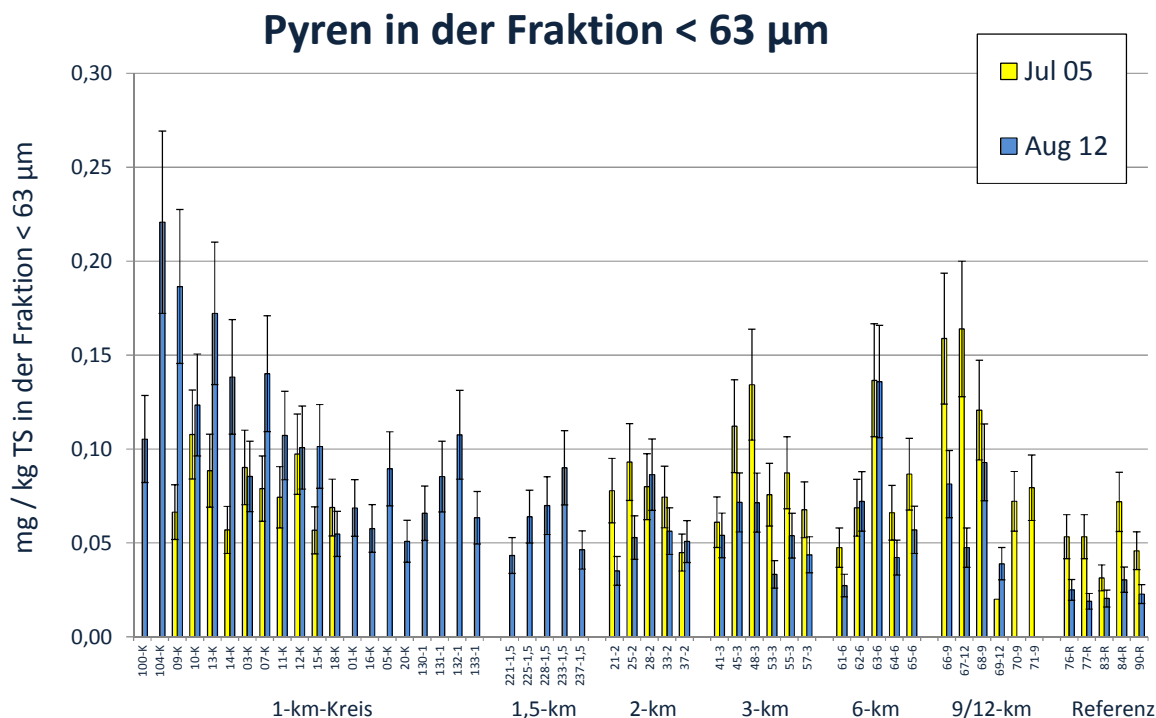


Abbildung 2-5 Pyrengehalt normiert auf die Fraktion <63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und 2012 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die Variationskoeffizienten an. Die zwei Säulen am linken Rand stellen Proben aus dem Klappzentrum dar (100-K, 104-K)

Schadstoffbelastung im Jahr 2012 im Vergleich zu den Hintergrundwerten

Durch einen Vergleich der Untersuchungsergebnisse der Probenahmekampagne in 2012 mit den Daten aus 2005 wurde zunächst anhand von Graphiken abgeschätzt, ob es an einzelnen Punkten Veränderungen gegenüber dem Ausgangszustand gegeben hat. Ein Unterschied der Parameterkonzentration ist wahrscheinlich, wenn sich die Messunsicherheiten der Messwerte nicht überlappen. Hierdurch können naturgemäß nur Stationen verglichen werden, die in 2005 bereits Teil des Untersuchungsprogramms waren.

In einem zweiten Schritt erfolgte ein statistischer Vergleich der Beprobungsstationen. Die Daten des Beprobungstermins 2012 wurden einer einfaktoriellen Varianzanalyse unterzogen (Faktor Gebiet). Hierbei können auch die im August 2008 erstmals aufgenommenen Stationen auf dem Rand des 1-km-Ringes und im 1,5-km-Ring bewertet werden, obwohl für sie keine Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 vorliegt. Um eine für die Durchführung der Statistik notwendige annähernd gleichmäßige Stichprobengröße zu erhalten, wurde die Verbringstelle in drei Bereiche (1-km-Mitte, 1-km-Außen, 1-km-Rand) unterteilt (Abbildung 2-6). Diese Unterteilung dient nur der Durchführung der Varianzanalyse und hat ansonsten keine Bedeutung. Die übrigen Gebiete im statistischen Vergleich entsprechen den regulären Gebieten des Monitoringprogramms (1,5-km, 2-km, 3-km, 6-km, 9/12-Strahl, Referenz).

In Tabelle 2-2 sind die Ergebnisse dieses Vergleichs zusammengefasst dargestellt. In den Tabellen Tabelle A 2 und Tabelle A 3 sind die Messergebnisse aller Parameter für die Verbringstelle E3 und deren Umgebung einschließlich des Referenzgebietes jeweils für die Augustbeprobung 2012 angegeben.

In Abbildung 2-5 sind exemplarisch als eine der 16 PAK-Verbindungen der EPA-Liste die im Verbringgebiet gemessenen Pyrenkonzentrationen in den Sedimenten vor Beginn der Baggergutverklappung (Juli 2005) denen des Jahres 2012 gegenübergestellt. Die Proben wurden in der Grafik entsprechend ihrer Zugehörigkeit zu den einzelnen Gebieten gruppiert. An mehreren Probennahmepunkten im 1-km-Kreis sind auch weiterhin erhöhte Gehalte im Vergleich zur Nullbeprobung in 2005 festzustellen.

Aus der Grafik wird auch deutlich, dass bereits vor Beginn der Verklappungen einzelne im Abstrom der Elbe gelegene Beprobungspunkte des 9- und des 12-km Strahls (u.a. Positionen 66 und 67) höhere Pyrenkonzentrationen aufwiesen als andere Proben in diesem Gebiet. Hierbei handelt es sich um Punkte aus der Richtung zur Elbemündung, die anzeigen, dass es einen Einfluss der Elbeschwebstoffe bis in dieses Gebiet hinein gibt. Auch für weitere elbe-typische Schadstoffe (u.a. Cadmium < 20 µm, DDT und Metabolite, PCB Summe 7, Quecksilber) wurden in 2005 sowie bei Folgebeprobungen hier höhere Werte festgestellt (E3-Jahresberichte der HPA der Jahre 2006 bis 2011).

Tabelle 2-2 Baggergutbedingte Erhöhung der Schadstoffgehalten im Bereich der Verbringstelle im Vergleich zu den Hintergrundwerten (Vergleich der Beprobung 2012 mit der Nullbeprobung 2005)

a) Gehalte höher als Hintergrund	b) Gehalte nicht höher als Hintergrund
<ul style="list-style-type: none"> – Quecksilber in Fraktion <20 µm^{ns} – Kupfer in Fraktion < 20 µm* – zinnorganische Verbindungen** 	<ul style="list-style-type: none"> – Cadmium in Fraktion < 20 µm – Zink in Fraktion <20 µm – Arsen in Fraktion < 20 µm – Nickel in Fraktion <20 µm – Chrom in Fraktion <20 µm – Blei in Fraktion <20 µm
<p>Normiert auf Fraktion < 20 und <63 µm:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Hexachlorbenzol* – Pentachlorbenzol** – α- und β-HCH** – DDT und Metabolite** – PCB Summe 7** – PAK Summe 6/16** 	<ul style="list-style-type: none"> – Dioxine/Furane – Kohlenwasserstoffe – γ-HCH – Gesamtgehalte Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Zink

ns nicht signifikant nach Varianzanalyse

* Bereich 1-km-Mitte signifikant höher als Referenzgebiet, $\alpha < 0,05$ (s. Text)

** Bereich 1-km-Mitte signifikant höher als andere Teilgebiete inklusive Referenzgebiet, $\alpha < 0,05$ (s. Text)

Wie bereits im E3-Jahresbericht der HPA 2011 dargestellt, wird bei einigen Parametern mittlerweile eine Abnahme der Schadstoffkonzentration beobachtet (s. unten). So liegen die Feinfraktionskonzentrationen an Cadmium und Zink mittlerweile auf dem Niveau der Nullbeprobung (Tabelle 2-2). Für Quecksilber und Kupfer werden im 1-km-Kreis auch in 2012 noch Gehalte festgestellt, die sich oberhalb der jeweiligen Hintergrundkonzentration bewegen. Diese Erhöhung ist jedoch sehr geringfügig und im Falle des Quecksilbers zudem nicht signifikant (Tabelle 2-2). Für die Schwermetalle Arsen, Blei, Chrom und Nickel wird, wie auch in den vorangegangenen Jahren, keine baggergutbedingte Anreicherung in der Feinfraktion ermittelt. Die Schwermetalle im Ge-

samtsediment sind aufgrund des hohen Sandanteils im Klappzentrum erwartungsgemäß, wie auch in den vorangegangenen Jahren, mit die niedrigsten aller untersuchten Stationen (Tabelle 2-2).

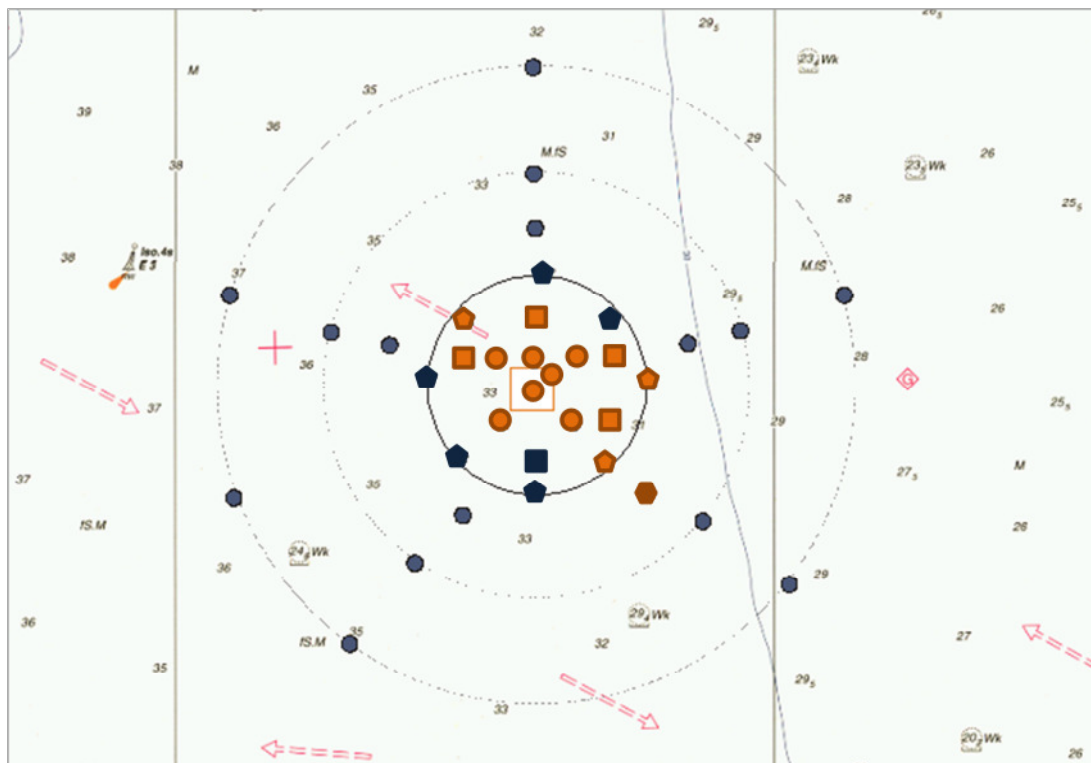


Abbildung 2-6 Probenstellen mit / ohne Änderung der Schadstoffbelastung

Ausschnitt der Seekarte mit Klappzentrum bis 3-km-Ring bei Tonne E3.

Kreis: 1-km-Mitte. Quadrat: 1-km-Außen. Fünfeck 1-km-Rand.

Orangene Symbole: Schadstoffbelastung erhöht gegenüber Hintergrundwert (Für 1-km-Mitte signifikant nach ANOVA, für 1-km-Außen und Rand und 1,5-km-Kreis erhöht nach graphischer Auswertung, weiteres s. Text).

Blaue Symbole: Keine Erhöhung der Schadstoffbelastung im Vergleich zum Hintergrund.

Auch wenn einzelne Konzentrationen an organischen Schadstoffen zwischen Beginn der Baggergutverbringung in 2005 und dem Beprobungstermin im Sommer 2012 abgenommen haben (s. unten) werden auch in 2012 auf der Verbringestelle mehrheitlich noch Konzentrationserhöhungen im Vergleich zur Nullbeprobung ermittelt (Tabelle 2-2). Die Parameter PAK Summe 6 und Summe 16, PCB Summe 7, α - und β -HCH, DDT und Metabolite, Pentachlorbenzol und Hexachlorbenzol zeigen sowohl normiert auf die Fraktion < 20 μm als auch auf die Fraktion < 63 μm an den zentralen Stationen der Verbringestelle (Gebiete „Mitte“ nach Abbildung 2-6) eine signifikante Erhöhung in Relation zu den weiter entfernten Gebieten inklusive des Referenzgebietes. Das Gebiet „1-km-Außen“ weist in der graphischen Auswertung z.T. noch erhöhte Konzentrationen an einzelnen Beprobungspunkten einzelner Schadstoffparameter auf (Abbildung 2-6), diese Erhöhung ist jedoch in der Varianzanalyse nicht signifikant (Tabelle 2-2). Im Randbereich des 1-km-Kreises, für den keine Vergleichsdaten aus 2005 vorliegen, zeigt die graphische Auswertung

an einigen Stationen ebenfalls erhöhte Schadstoffkonzentrationen an (nicht signifikant mittels Varianzanalyse, Tabelle 2-2, Abbildung 2-6).

Die TBT-Konzentration im Bereich der Verbringestelle beträgt in 2012 im Mittel 12,5 µg/kg TBT und liegt damit oberhalb des Hintergrundwertes von < 1 bis 2 µg/kg TBT. Im 1,5 km-Kreis wurde an der Station 228 im Südosten der Verbringestelle ein hoher Wert von über 70 µg/kg TBT festgestellt. Eine Nachbestimmung ergab einen Wert von 3,6 µg/kg TBT. Dies zeigt, dass es sich bei dem hohen Wert vermutlich um TBT in partikulärer Form gehandelt hat, welches nicht gleichmäßig verteilt vorliegt. Auch die pp-DDE-Konzentration im Sediment der Station 228 lag oberhalb des Hintergrundwertes. Dieser Befund befindet sich in Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Texturanalyse, nach denen die Baggergutausbreitung im Südosten den 1,5-km-Kreis erreicht hat (Abbildung 2-4, Abbildung 2-6).

An allen anderen Stationen im 1,5 km-Kreis sowie in den anderen Gebieten (2-km, 3-km, 6-km, 9/12-km-Strahl) werden keine Auffälligkeiten festgestellt.

Dioxine und Furane wurden zwischen 2005 und August 2012 an jeweils drei Stationen an der Verbringestelle, an drei Stationen im Referenzgebiet und an einer Station im 12-km-Strahl ermittelt. Die Werte in allen drei Gebieten liegen in 2012 zwischen 1,4 und 4,9 ng I-TEq (NATO/CCMS), wobei der höchste Wert im 12-km-Strahl erreicht wird. Die in der Vergangenheit ermittelten Höchstgehalte im 12-km-Strahl von 12 bis 16 ng I-TEq (NATO/CCMS) sind seit 2008 nicht mehr aufgetreten.

Veränderung der Schadstoffbelastung auf dem 1-km-Kreis im Zeitraum 2005 bis 2012

Wie bereits im vorigen Abschnitt erwähnt, hat die Konzentration einiger Schadstoffparameter über den Gesamtzeitraum von 2005 bis 2012 abgenommen. Die BfG hat in ihrem Bericht 2010/2011 eine ausführliche Auswertung der zeitlichen Veränderungen von 2005 bis einschließlich 2011 vorgelegt, auf die an dieser Stelle verwiesen wird (BfG-Bericht 1775, 2013). Im Folgenden werden die Ergebnisse unter Einbeziehung der Daten von 2012 nur kurz zusammenfassend dargestellt.

Die Analyse zeitlicher Trends innerhalb dieser Daten wird durch eine Reihe von Faktoren erschwert. So ist die Parameterkonzentration im 1-km-Kreis mit einem Schwerpunkt im Klappzentrum und einer geringeren Belastung in den Randbereichen räumlich sehr heterogen verteilt. Da es sich bei dem Baggergut um eine Materialmischung aus unterschiedlich belasteten Teilbereichen der Stromelbe handelt, ist über den Verbringungszeitraum auch von einem Wechsel der Belastung des jeweils anstehenden, beprobten Sediments auszugehen. Darüber hinaus wurden 2008 weitere Stationen vor allem im Randbereich des 1-km-Kreises in das Untersuchungsprogramm aufgenommen, so dass sich auch die Verteilung der Stationen über den 1-km-Kreis über die Zeit geändert hat.

Die Änderung der Konzentration von vier Parametern über die Zeit ist exemplarisch in Abbildung 2-7 aufgeführt. Hierbei sind nur Stationen mit in die Darstellung einbezogen, die bereits seit 2005 beprobt werden. Es wird deutlich, dass die höchsten Belastungen im Zeitraum Oktober 2005 bis Juli 2006 aufgetreten sind. Zum März 2010, direkt nach der letzten Verbringekampagne, liegen die Werte hingegen niedriger. Dieses Muster wird – außer für die in Abbildung 2-7 dargestellten Parameter Cadmium, Pyren, α -HCH und Hexachlorbenzol – auch für Pentachlorbenzol, β -HCH, Zink, DDT und Metabolite, weitere PAK-Verbindungen sowie die PCB-Verbindungen festgestellt (nicht dargestellt). Kein Trend über die Zeit wird hingegen für Kupfer, Quecksilber und die zinnorganischen Verbindungen ermittelt.

Nach Ende der Baggergutverbringung Anfang 2010 bis zum Sommer 2012 wird für Cadmium und α -HCH (Abbildung 2-7) sowie für β -HCH, Zink, Kupfer und Quecksilber noch eine weitere Abnah-

me ermittelt. Hexachlorbenzol, Pyren und andere PAK-Verbindungen sowie die PCB-Kongenere zeigen hingegen keinen Trend über die Zeit. Für DDT und Metabolite wird z.T. eine Abnahme verzeichnet, die jedoch nur sehr schwach ausgeprägt ist. Die Konzentration der zinnorganischen Verbindungen ist zu variabel, um einen Trend in der Belastung ermitteln zu können.

Veränderungen über die Zeit während der Baggergutverbringungen 2005 bis 2010 könnten eventuell darauf zurückgeführt werden, dass 2005 bis 2007 anteilig mehr Material aus dem Teilbereich Süderelbe verbracht wurde als zu den beiden Kampagnen 2008 und 2009/2010. Dieses wies eine höhere Belastung auf als der Teilbereiche Norderelbe und Köhlbrand (s. E3-Jahresberichte der HPA, 2005 bis 2010).

Die Abnahme einzelner Schadstoffparameter zwischen 2010 und 2012 ist insgesamt nur gering ausgeprägt. Bei den organischen Schadstoffen könnte ein gewisser Abbau stattgefunden haben, nicht jedoch bei den Schwermetallen. Im Klappzentrum selbst ist eine Erhöhung der Feinfraktion im gleichen Zeitraum festzustellen (s. oben), während im 1-km-Kreis hier keine Veränderung zu beobachten war. Daher werden zunächst die Ergebnisse der Kastengreiferbeprobungen näher betrachtet, um einen Aufschluss über die vertikale Verteilung der Schadstoffbelastung zu erhalten.

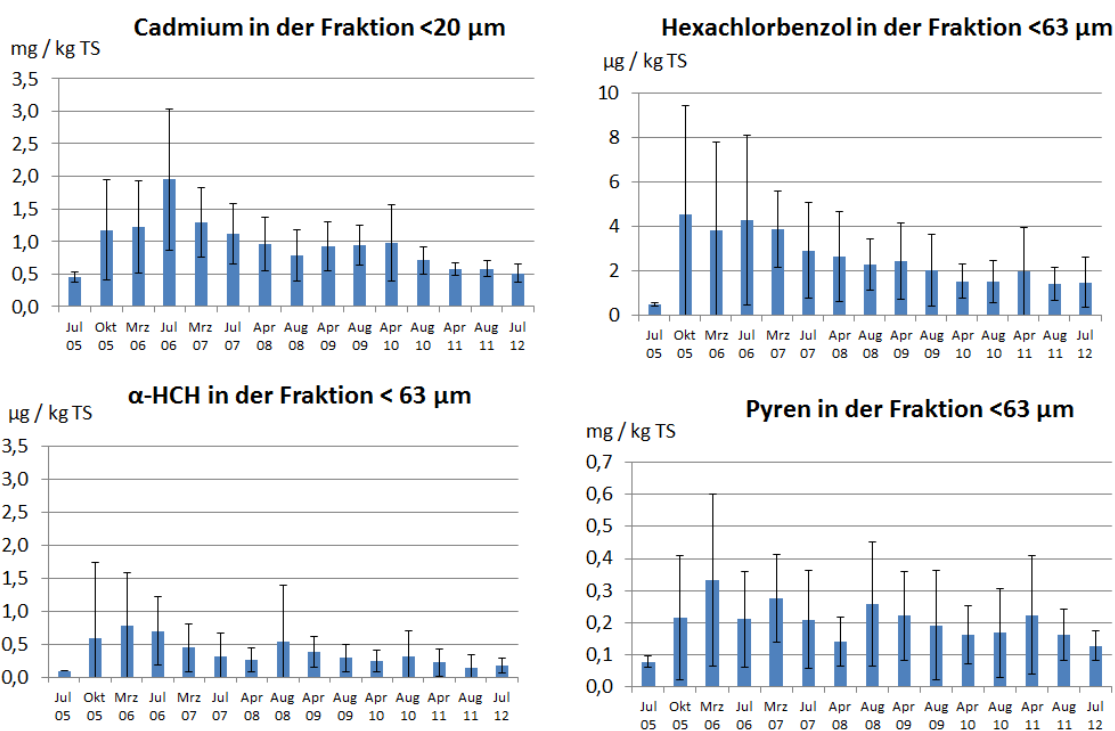


Abbildung 2-7 Gehalte von vier Schadstoffparametern (exemplarisch) über den Zeitraum 2005 bis 2012 im 1-km-Kreis als arithmetische Mittelwerte pro Beprobungstermin. Balken geben Standardabweichungen an. Es wurden nur Stationen mit einbezogen, die bereits 2005 Teil des Untersuchungsprogramms waren (n = 12)

Beprobung mittels Kastengreifern

Die Kastengreiferproben wurden im Sommer 2012 an vier Positionen im 1-km-Kreis über eine Sedimentmächtigkeit von insgesamt 30 cm entnommen (Abbildung 2-8), wobei das Sediment in jeweils drei Schichten beprobt wurde. Drei der Beprobungsstationen (Nummer 3, 4 und 7) liegen in einem Bereich, in dem von einer Baggergutauflage über die Gesamtmächtigkeit des Kastengreifers hinaus auszugehen ist (Abschn. 2.3.1 Körnung). An der Beprobungsstation 6 im Osten

des 1-km-Kreises wurde nach den Analysen der Textur und der chemischen Parameter eine Beeinflussung des Sediments durch das Baggergut erwartet, wobei die Mächtigkeit der Auflage vorab nicht abgeschätzt werden konnte.

Die Ergebnisse der chemischen Analysen sind in Abbildung 2-8 vereinfacht schematisch dargestellt. Auffällig ist, dass die Positionen innerhalb des 1-km-Kreises in der obersten Schicht von 3 cm bei der Mehrzahl der Parameter in etwa auf dem Niveau der Hintergrundkonzentration liegen. Das Vorkommen von groben Feinsand (100 – 200 µm) sowie von TBT und b-HCH zeigt jedoch an, dass es sich hier nicht um eine reine Auflage neu sedimentierten Schlicks handeln kann. Die Konzentration chemischer Parameter im Sediment nimmt mit zunehmender Tiefe zu. Nach einer Auswertung der BfG ist die Ursache hierfür vermutlich in der Neusedimentation von Feinmaterial und der anschließenden Einmischung der feinen Fraktionen durch Benthosorganismen zu suchen. Zusätzlich kann ein Austausch der feinen Fraktionen an der Oberflächenschicht mit marinem Material aus der Umgebung eine Rolle gespielt haben.

Die Vermischungszone reicht in etwa bis in eine Tiefe von 10 cm. Unterhalb von 20 cm wird eine weitere Ver- resp. Entmischung des Materials unwahrscheinlich, da filtrierende Organismen auf den Oberflächenbereich beschränkt sind. Diese Annahmen werden während der Beprobung im Sommer 2013 durch eine Wiederholung und Ausweitung der Kastengreiferuntersuchungen überprüft werden.

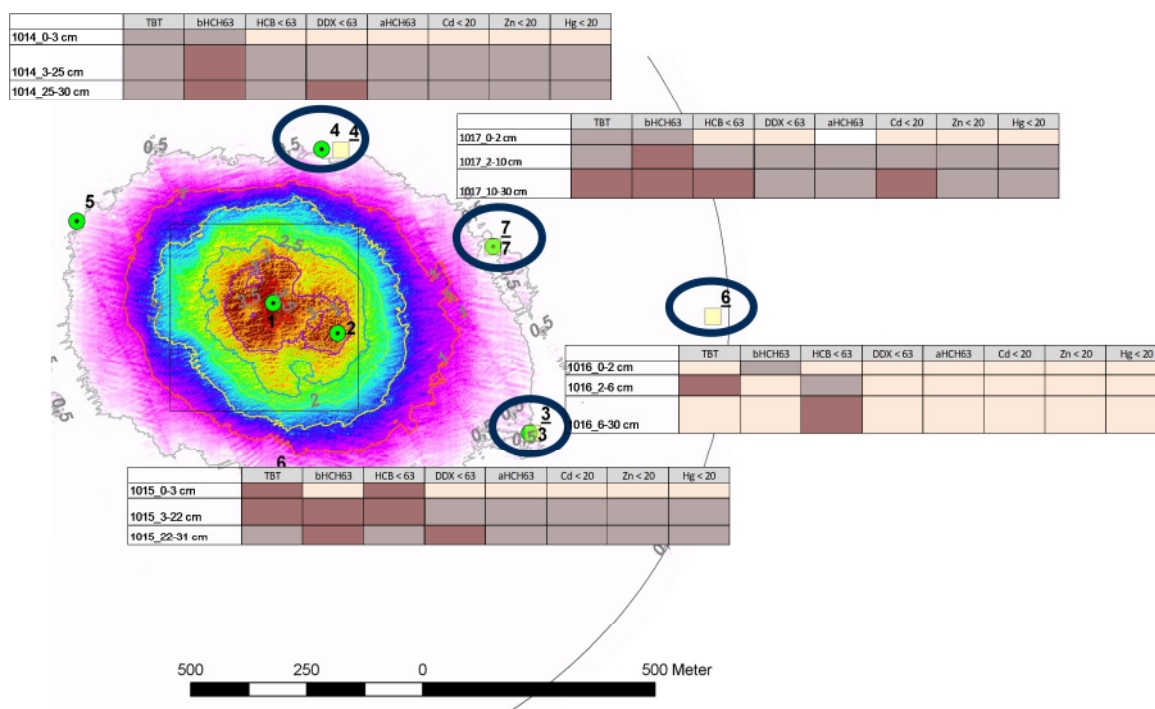


Abbildung 2-8 Kastengreifer: Positionen und schematische Verteilung der Schadstoffparameter (hell: Hintergrundkonzentration, vertikal schraffiert: geringe Erhöhung, diagonal schraffiert: mittlere Erhöhung)

An der Position 6 am Rand des 1-km-Kreises zeigt ein relativ hoher Feinsandanteil in den obersten 6 cm das Vorhandensein von Baggergut an. Auch die TBT- und HCB-Konzentration weist auf eine Beeinflussung durch Baggergut hin. Die übrigen Schadstoffparameter liegen auf dem Niveau der Hintergrundbelastung. An dieser Stelle ist damit von einer geringmächtigen Feinsandauflage aus dem Baggergut auszugehen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich auch 2,5 Jahre nach Ende der Baggergutverbringungen das grundlegende Bild der Sedimentausbreitung nicht verändert hat. Auf der Schüttstelle findet sich vorwiegend sandiges Material wieder. Das ist darin begründet, dass während des Entleerungsprozesses des Hopperbaggers sandiges Material im Vergleich zu feinkörnigem schneller zu Boden sinkt. In den umliegenden Bereichen befinden sich schlickigere Ablagerungen. Die Ausbreitung der Baggergutaufgabe ist in Nordwest-Ost-Südost-Richtung orientiert. Sie reicht bis zum Rand des 1-km-Kreises und hat im Osten auch den 1,5-km-Kreis erreicht.

Für die Mehrzahl der organischen Schadstoffe (PAK, PCB, α - und β -HCH, HCB, DDT und Metabolite sowie zinnorganische Verbindungen) sowie für Kupfer und Quecksilber wird für 2012 innerhalb des 1-km-Kreises weiterhin eine Konzentrationserhöhung in Relation zur Nullbeprobung in 2005 festgestellt. Mineralöl, Dioxine, γ -HCH, Cadmium, Zink, Arsen, Chrom, Nickel und Blei weisen hingegen keine Erhöhung auf.

Insgesamt lässt sich zwischen dem Ende der Baggergutverbringung in 2010 bis zum Sommer 2012 bei mehreren Schadstoffen eine Abnahme der Konzentrationen feststellen. Die Kastengreiferproben zeigen, dass diese in den obersten Zentimetern der Sedimentschicht besonders deutlich ausgeprägt ist. Nach einer Auswertung der BfG ist die Ursache hierfür vermutlich in der Neusedimentation von Feinmaterial sowie der Durchmischung der oberen Sedimentschicht durch Benthosorganismen zu suchen. Diese Annahme wird durch die Datenerhebung in 2013 inklusive Kastengreiferbeprobungen überprüft werden. Für eine detailliertere Auswertung sei auf den Jahresbericht der BfG für 2012 / 2013 verwiesen, der im ersten Quartal des Jahres 2014 vorgelegt werden wird.

2.3.2 Ökotoxikologische Belastung

An ausgewählten Sedimenten wurden ökotoxikologische Untersuchungen mit der marinen Biotestpalette (mariner Algentest Porenwasser und Eluat, mariner Leuchtbakterientest Porenwasser und Eluat, Corophiumtest) gemäß dem BfG-Merkblatt (2011b) durchgeführt. Die Testergebnisse von Algen- und Leuchtbakterientest führen zur Einstufung in eine pT-Klasse, wobei der schlechteste der vier Testverfahren die Einstufung bestimmt.

Algen- und Leuchtbakterientests

Bei der Nulluntersuchung im Sommer 2005 wurde weder mit dem Algen- noch mit dem Leuchtbakterientest eine ökotoxikologische Wirkung der Sedimente aus der Nordsee festgestellt. Damit fielen alle Proben in die Toxizitätsklasse Null (Toxizität nicht nachweisbar). In den Folgebeprobungen zwischen Herbst 2005 und Frühjahr 2009 wurde mehrheitlich ebenfalls die Toxizitätsklasse Null ermittelt, vereinzelt auch Toxizitätsklasse I. Diese (sehr geringen) Toxizitäten traten in allen Gebieten auf. Aufgrund der räumlichen Verteilung und der schwachen Ausprägung wurden sie nicht auf das Verbringen von Elbesedimenten zurückgeführt, sondern auf natürliche oder analytisch bedingte Schwankungen.

An vier Probenahmestellen im August 2009 waren die Biotestproben nicht auswertbar, da eine hohe Anzahl an Schwertmuschellarven im Sediment zu einer großen Menge abgestorbener Organismen in den Probenansätzen führte, die Störungen im Testansatz verursacht haben. Die übrigen Proben wurden als nicht resp. sehr gering toxisch eingestuft.

In den Jahren 2010 und 2011 wurden auf dem Klappzentrum und auf der Verbringstelle wiederholt ökotoxikologische Effekte an einzelnen Stationen ermittelt, die oberhalb eines pT-Wertes

von 1 lagen (E3-Jahresberichte der HPA, 2010 und 2011). Parallelbestimmungen bei einem zweiten Labor bestätigten diese Befunde in der Regel nicht. Dennoch fand auch das zweite Labor zum gegebenen Beprobungstermin an jeweils anderen Stationen vereinzelt Toxizitäten auf der Verbringstelle. Die Mehrzahl der gefundenen Effekte wurde im Algentest an Porenwasser, seltener im Leuchtbakterientest an Porenwasser festgestellt. Die Eluate zeigten in der Regel keine oder nur sehr geringfügige Toxizitäten.

Zu einem Beprobungstermin (April 2011) wurden vom Labor 1 Effekte mehrheitlich außerhalb der Verbringstelle ermittelt, während im 1-km-Kreis kaum Toxizitäten aufgetreten waren. Hierfür sind nach Ansicht der BfG großräumig auftretende Belastungen der Sedimente anzunehmen (z.B. Algenblüte und hiermit verbundene mögliche Störungen). Ein Zusammenhang mit der Verbringung des Hamburger Baggergutes nach Tonne E3 wurde von der BfG hierfür nicht abgeleitet (BfG-Bericht 1775, 2010/2011).

Insgesamt sind damit während der vier Beprobungskampagnen in 2010 und 2011 sowohl innerhalb als auch außerhalb der Verbringstelle vereinzelt pT-Werte oberhalb der Klasse 1 aufgetreten, wobei diese Werte häufiger innerhalb des 1-km-Kreises festgestellt wurden als außerhalb. Aufgrund der logarithmischen Natur der Biotestdaten ist es nach Ansicht der BfG nicht gestattet, pT-Werte arithmetisch zu mitteln. Werden zur besseren Übersicht dennoch arithmetische Mittelwerte für die einzelnen Gebiete angegeben, so ergibt sich über die vier Beprobungen in 2010 und 2011 eine nicht signifikante pT-Erhöhung auf der Verbringstelle um ca. eine Einheit (E3-Jahresbericht der HPA, 2011 und Tabelle 2-3, obere Tabelle).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass auf der Verbringstelle in 2010 und 2011 eine mit den Verbringungen in Zusammenhang stehende Toxizitätserhöhung um ungefähr eine pT-Stufe aufgetreten ist, diese allerdings nicht signifikant und in den Sedimentproben z.T. mit geringen, z.T. aber auch hohen Werten sehr heterogen verteilt war.

Zum Beprobungstermin im Sommer 2012 wird der Befund aus den vorangegangenen zwei Jahren im Wesentlichen bestätigt. Zwei der Sedimentproben auf der Verbringstelle weisen pT-Werte oberhalb von 1 auf (Abbildung 2-9). An der Station 9 wird im Porenwasser mittels Leuchtbakterientest ein pT-Wert von 4 (toxisch) und mittels Algentest ein pT-Wert von 3 (mäßig toxisch) festgestellt. Das Sediment der Station 100 weist durch einen Effekt im Leuchtbakterientest an Porenwasser einen pT-Wert von 2 (gering toxisch) auf. Die Eluate dieser zwei Stationen zeigen in beiden Testverfahren keine Toxizität an. Die übrigen 12 Stationen auf dem Klappzentrum und der Verbringstelle sowie alle Stationen außerhalb des 1-km-Kreises weisen Werte im nicht toxischen oder sehr geringfügig toxischen Bereich auf (Abbildung 2-9). Diese damit insgesamt eher geringfügige Erhöhung der pT-Werte auf der Verbringstelle in 2012 ist nicht signifikant.

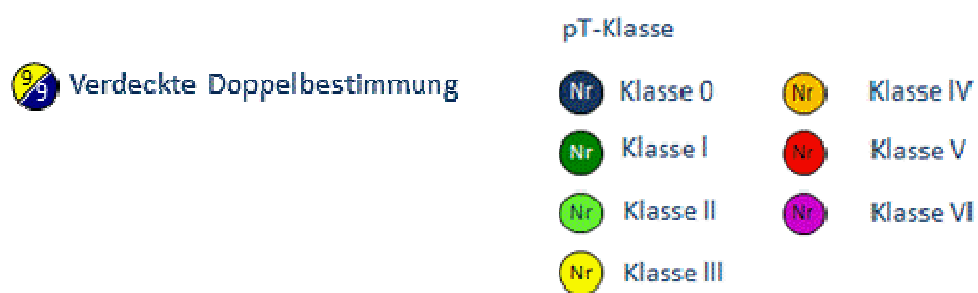
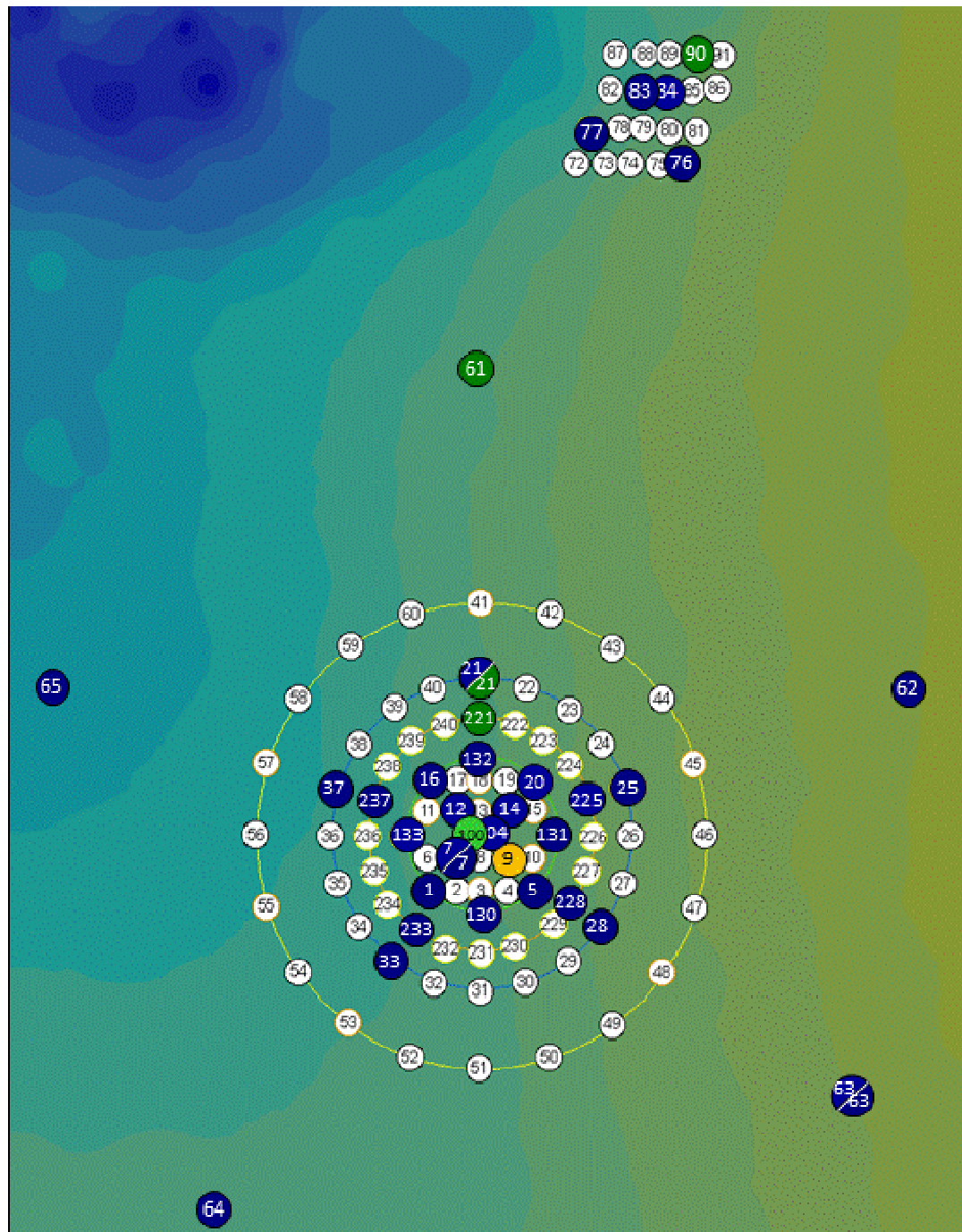


Abbildung 2-9 Verteilungsmuster der ökotoxikologischen Befunde im Verbringungsgebiet bei E3 im August 2012 (Messergebnisse vom Labor 1)

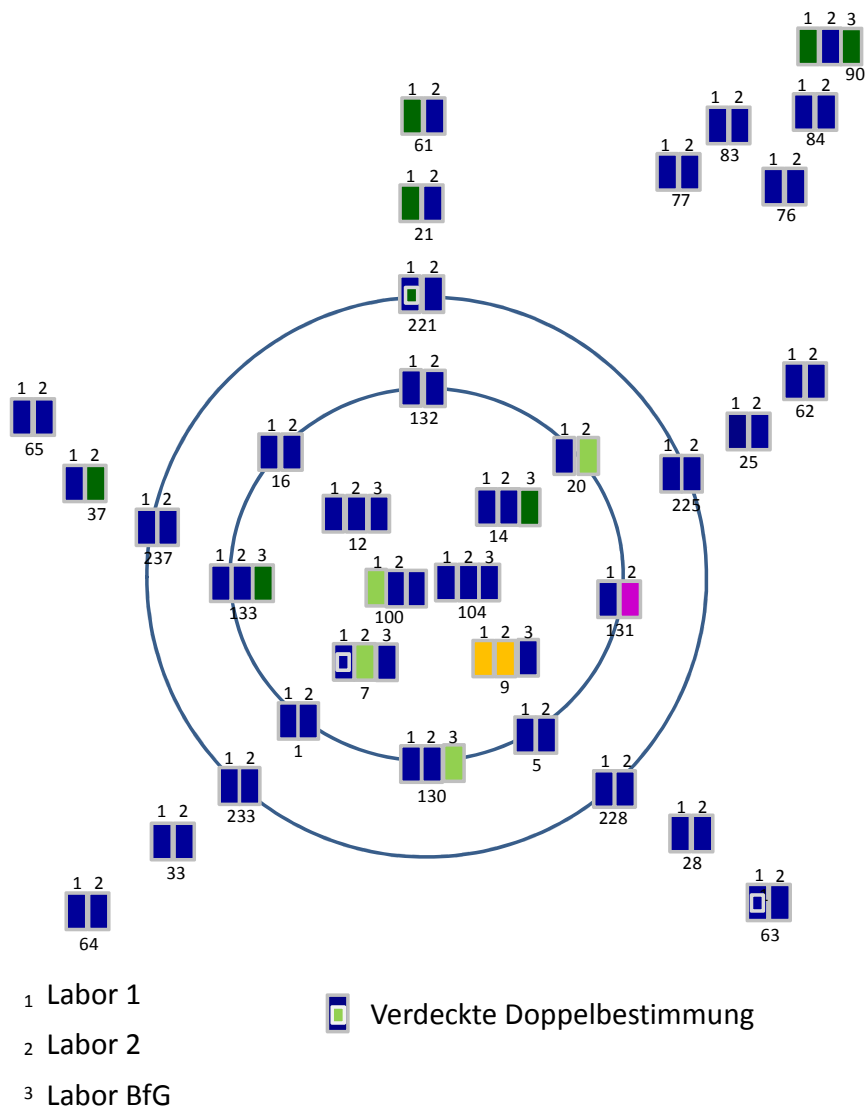


Abbildung 2-10 Doppelbestimmungen von Labor 1 und Labor 2 und z.T. BfG (Farbgebung der einzelnen Klassen s. Abbildung 2-9)

Zur Qualitätssicherung der ökotoxikologischen Untersuchungen wurde der Algentest an Porenwässern und Eluaten sowie der Leuchtbakterientest an Porenwasser für alle Stationen parallel bei einem zweiten Labor beauftragt. Die BfG führte zusätzlich Parallelbestimmungen aller vier Testverfahren an insgesamt neun Proben durch (Abbildung 2-10). Das Labor 2 ermittelte in vier der 14 Sedimentproben der Verbringstelle Toxizitäten oberhalb eines pT-Wertes von 1. Hiervon zeigte eine Probe mit einem pT-Wert von 6 sogar eine sehr hohe Toxizität im Algentest an Porenwasser, die jedoch keine klare Dosis-Wirkungsbeziehung aufwies und die vom regulären Labor 1 als nicht toxisch eingestuft worden war. Die Werte der 9 Proben der BfG wiesen maximal einen pT-Wert von 2 auf (Abbildung 2-10).

Insgesamt wurde damit auch im Sommer 2012 von den Laboren 1 und 2 eine höhere Toxizität auf der Verbringstelle im Vergleich zu den übrigen Gebieten ermittelt, die sehr heterogen verteilt und nicht signifikant war. Die häufigsten Effekte wurden erneut im Porenwasser mittels Algentest, seltener mittels Leuchtbakterientest festgestellt, während die Eluate mit beiden Testverfahren als nicht toxisch eingestuft wurden.

In Tabelle 2-3 sind Medianwerte und Spannweiten der in den einzelnen Gebieten ermittelten pT-Werte für Sommer 2012 (Mitte) und für den Datensatz 2010 bis 2012 (unten) aller drei Labore angegeben. Zusätzlich sind arithmetische Mittelwerte aufgeführt, auch wenn die Mittelwertbildung aufgrund der logarithmischen Natur der Daten laut BfG eigentlich nicht erlaubt ist (s.o.). Es wird deutlich, dass Medianwerte im vorliegenden Fall ungeeignet sind, um Unterschiede zwischen den Gebieten zu quantifizieren, da sowohl für den Datensatz 2012 als auch für den Datensatz 2010-2012 der Medianwert aller Gebiete sowohl bei Labor 1 als auch bei Labor 2 bei Null liegt. Nach Ansicht der HPA wäre ein „erlaubtes Mittelungsverfahren“ daher sehr zu begrüßen.

Die arithmetischen Mittelwerte zeigen für den Datensatz 2010 bis 2012 sowohl in Labor 1 als auch in Labor 2 eine pT-Wert-Erhöhung um eine Einheit im Zentrum der Verbringstelle im Vergleich zu den umliegenden Gebieten (Tabelle 2-3 unten und Abbildung 2-11). Werden die Daten aus 2012 alleine betrachtet, liegen die Werte im Zentrum der Verbringstelle geringfügig niedriger, dafür am Rand des 1-km-Kreises aufgrund des einen hohen pT-Wertes aus Labor 2 geringfügig höher als im Mittel der drei Jahre (Tabelle 2-3, mittlere Tabelle).

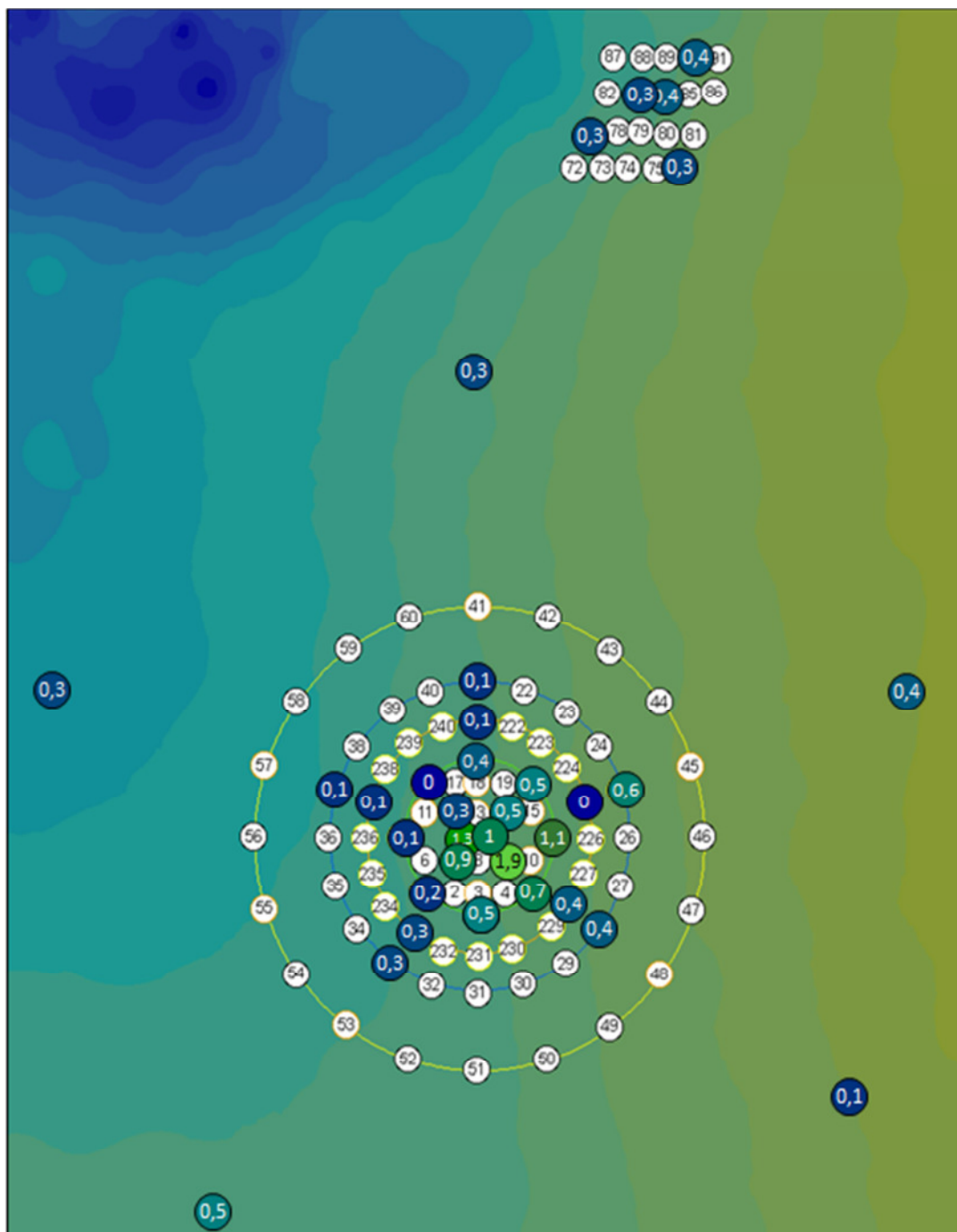
Zusammenfassend kann damit davon ausgegangen werden, dass zwischen 2010 und 2012, also nach Beendigung der Verbringungen, auf der Verbringstelle eine geringfügige Toxizität aufgetreten ist, die im Mittel eine pT-Einheit beträgt, sehr heterogen verteilt und i.A. nicht signifikant ist, und die während der Baggergutverbringungen, zwischen 2005 und 2009, nicht festgestellt wurde. Ein Trend über die Zeit kann aufgrund der sehr heterogenen Datenverteilung zwischen 2010 und 2012 nicht ermittelt werden.

Das Auftreten einer leichten, baggergutbedingten Toxizität nach Beendigung der Verbringungen ist nach gegenwärtigem Stand der Information noch nicht plausibel zu erklären. Seit Sommer 2009 wird auf dem Klappzentrum und auf Teilen der Verbringstelle das Aufwachsen einer Ensis-Kolonie festgestellt. Insgesamt hat die Makrozoobenthos-Biomasse im 1-km-Kreis seit Beendigung der Verbringungen damit deutlich zugenommen (Abbildung 2-13). Wie an den Proben in 2009 festgestellt wurde, können größere Mengen an Tieren Störungen im Testansatz der Bioteste verursachen¹. Daher wurde seit 2010 zunehmend darauf geachtet, Organismen bereits während der Probenahme aus den Sedimentproben zu entfernen (s. E3-Jahresberichte der HPA, 2010 und 2011), so dass hierdurch verursachte Störungen eigentlich nicht mehr auftreten sollten, aber dennoch nicht gänzlich ausgeschlossen werden können.

Die chemische Belastung auf der Verbringstelle hat im Zeitraum zwischen 2010 und 2012 nicht zugenommen. Als zeitlicher Trend mehrerer Schadstoffe ergibt sich hingegen vielmehr eine Abnahme (s. Abschn. 2.3.1). Auch die Bioakkumulation in der Wellhornschnecke hat seit 2010 tendenziell für einige Schadstoffkomponenten abgenommen. Zunahmen wurden hingegen nicht ermittelt (s. Abschn. 2.5.1). Damit werden seit Beendigung der Verbringungen weder mehr Schadstoffe festgestellt, noch scheinen diese für Organismen leichter verfügbar zu sein. Hierbei bleibt die weitere Entwicklung in 2013 abzuwarten.

Eine weitere Problematik der ökotoxikologischen Analysen ergibt sich aufgrund der fehlenden Reproduzierbarkeit in den Testsystemen bei Auftreten von Toxizitäten in den marinen Proben. Ein Grund für die heterogene Verteilung der ermittelten Effekte könnte in einer ebenfalls heterogenen Verteilung der toxizitätsauslösenden Komponente in den Sedimenten zu suchen sein.

¹ Organismen können sich störend auf die ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen auswirken, wenn sie in einem zu hohen Anteil in den Sedimentproben enthalten sind. In den entnommenen und luftdicht verschlossenen Sedimentproben können die unbeabsichtigt entnommenen Organismen nicht lange überleben – sie sterben ab und zersetzen sich anschließend, was zu den festgestellten ökotoxikologischen Befunden geführt haben kann.

**Zahlenangaben:**

arithmetischer Mittelwert der pT-Klasse als Mittelwert aus Daten 2010 bis 2012, alle Termine, alle Labore

pT-Klasse

mariner Leuchtbakterientest, mariner Algentest, Porenwasser und Eluat



Abbildung 2-11 Mittlere pT-Werte 2010 bis 2012, alle Labore, alle Termine

Tabelle 2-3 Mittlere pT-Klassen der Jahre 2010 und 2011, des Jahres 2012 und der Jahre 2010 bis 2012 (jeweils alle Termine, mariner Algentest und Leuchtbakterientest).

2010 und 2011	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl
	Alle	Alle	Alle	Labor 1	Labor 1	Lab1	Labor 2	Labor 2	Lab2	BfG	BfG	BfG
1km Zentrum	0 (0 - 5)	1,0	61	1 (0 - 5)	1,2	33	0 (0 - 4)	1,1	18	0 (0 - 2)	0,4	10
1km Rand	0 (0 - 3)	0,4	74	0 (0 - 3)	0,4	44	0 (0 - 3)	0,4	24	0 (0 - 2)	0,3	6
1,5 km	0 (0 - 3)	0,2	33	0 (0 - 3)	0,3	21	0 (0 - 2)	0,2	10	0 (0 - 0)	0,0	2
2 km	0 (0 - 4)	0,4	28	0 (0 - 4)	0,5	21	0 (0 - 0)	0,0	5	0 (0 - 0)	0,0	2
6 km	0 (0 - 3)	0,4	28	0 (0 - 3)	0,4	21	0 (0 - 2)	0,4	5	0,5 (0 - 1)	0,5	2
Referenz	0 (0 - 2)	0,4	29	0 (0 - 1)	0,1	22	2 (0 - 2)	1,6	5	0,5 (0 - 1)	0,5	2

2012	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl
	Alle	Alle	Alle	Labor 1	Labor 1	Lab1	Labor 2	Labor 2	Lab2	BfG	BfG	BfG
1km Zentrum	0 (0 - 4)	0,8	18	0 (0 - 4)	0,9	7	0 (0 - 4)	1,0	6	0 (0 - 1)	0,3	5
1km Rand	0 (0 - 6)	0,6	18	0 (0 - 0)	0	8	0 (0 - 6)	1,0	8	0 (0 - 2)	1,5	2
1,5 km	0 (0 - 1)	0,1	11	0 (0 - 1)	0,2	6	0 (0 - 0)	0,0	5			0
2 km	0 (0 - 1)	0,2	10	0 (0 - 1)	0,2	5	0 (0 - 1)	0,2	5			0
6 km	0 (0 - 1)	0,1	11	0 (0 - 1)	0,2	6	0 (0 - 0)	0,0	5			0
Referenz	0 (0 - 1)	0,2	11	0 (0 - 1)	0,2	5	0 (0 - 0)	0,0	5	0 (1)	1	1

2010 bis 2012	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl
	Alle	Alle	Alle	Labor 1	Labor 1	Lab1	Labor 2	Labor 2	Lab2	BfG	BfG	BfG
1km Zentrum	0 (0 - 5)	1,0	79	0 (0 - 5)	1,2	40	0 (0 - 4)	1,0	24	0 (0 - 2)	0,4	15
1km Rand	0 (0 - 6)	0,4	92	0 (0 - 3)	0,3	52	0 (0 - 6)	0,5	32	0 (0 - 2)	0,6	8
1,5 km	0 (0 - 3)	0,2	44	0 (0 - 3)	0,3	27	0 (0 - 2)	0,1	15	0 (0 - 0)	0,0	2
2 km	0 (0 - 4)	0,3	38	0 (0 - 4)	0,4	26	0 (0 - 1)	0,1	10	0 (0 - 0)	0,0	2
6 km	0 (0 - 3)	0,3	39	0 (0 - 3)	0,3	27	0 (0 - 2)	0,2	10	0,5 (0 - 1)	0,5	2
Referenz	0 (0 - 2)	0,4	40	0 (0 - 2)	0,1	27	0 (0 - 2)	0,8	10	1 (0 - 1)	0,7	3

Insbesondere der Algentest ist generell sehr sensibel. Hemmungen im Testsystem können auch durch Fördereffekte aufgrund von Nährstoffzufuhr maskiert werden. Das Wachstum der Kontrollproben zeigt ebenfalls größere Unterschiede zwischen verschiedenen Serien an, deren Ursache jeweils nicht bekannt ist. Umfangreiche Auswertungen zur Testdurchführung haben keinen Hinweis auf eine fehlerhafte Testdurchführung in einem der beteiligten Labore ergeben.

Amphipodentest

Mittels Amphipodentest wurden in den Jahren 2005 bis 2008 von vereinzelt Werten abgesehen keine Toxizitäten ermittelt (E3-Jahresberichte der HPA, 2005 bis 2008). Im Jahr 2009 wurden zu beiden Beprobungsterminen und in allen Gebieten höhere Werte als in den vorangegangenen Jahren gefunden (E3-Jahresbericht HPA, 2009). Dieser Anstieg wurde auch in dem durch die Verbringungen unbeeinflussten Referenzgebiet festgestellt, so dass nicht von einer Beeinflussung durch die Baggergutverbringung auszugehen war. Im Jahr 2010 lagen nur noch wenige Werte im toxischen Bereich, die sich ebenfalls gleichmäßig über alle Gebiete verteilten. In 2011 wurde zu beiden Terminen jeweils nur in einer Probe eine leichte Toxizität festgestellt. Die übrigen Proben lagen alle im nicht toxischen Bereich.

Zur Abklärung der vorübergehend in 2009 und 2010 im Labor aufgetretenen Corophiumtoxizität wurden zwischen Herbst 2009 und Frühjahr 2011 Parallelanalysen bei einem zweiten Labor (La-

bor 2) beauftragt. Diese zeigten keine Sedimenttoxizität an. Die Prüfung durch einen externen Gutachter ergab darüber hinaus keine Hinweise auf eine fehlerhafte Testdurchführung in einem der beiden Labore.

Als wahrscheinlichste Ursache der vorübergehenden in Labor 1 ermittelten Toxizität kann ein systematischer Fehler bedingt durch eine zunehmende Erhöhung der Empfindlichkeit der in Dauerkultur gehälteren Tiere auch gegenüber nicht belasteten Sedimenten angesehen werden. Hierfür spricht auch, dass die Toxizitätswerte sanken, nachdem neue Freilandtiere für die Dauerkultur entnommen wurden. Labor 2 verwendet bei jeder Analyse Freilandtiere (für weitere Details s. Jahresbericht 2010 und 2011).

Im Jahr 2012 erfolgten die Analysen nur noch bei Labor 1. Eine toxische Wirkung der Sedimente wurde in keiner der Proben festgestellt (Tabelle A 5).

Damit ist insgesamt für die Jahre 2005 bis 2012 nicht von einer durch die Baggergutverbringung bedingten Sedimenttoxizität gegenüber dem Testorganismus *Corophium volutator* auszugehen.

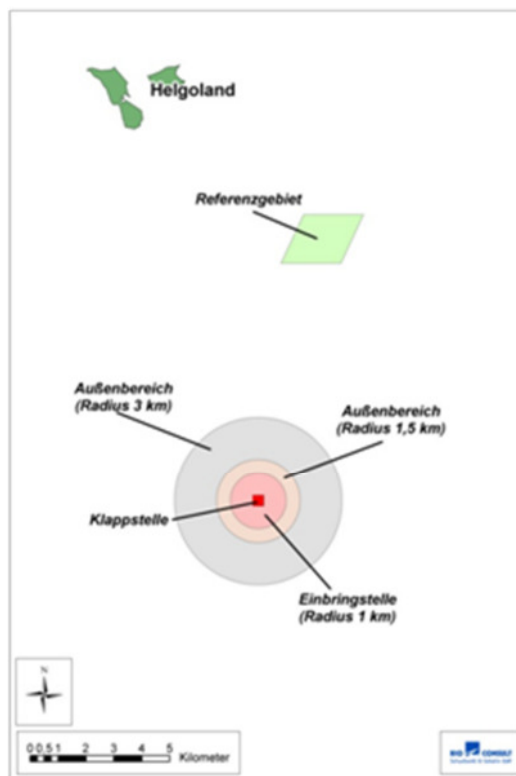


Abbildung 2-12 Gebiete der Makrozoobenthosbeprobung

2.4 Makrozoobenthos

Zeitgleich zur Probenahme für die chemischen und ökotoxikologischen Analysen wurden von der Firma BioConsult Sedimentproben für die Untersuchung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft entnommen. Das gesamte Untersuchungsgebiet umfasste mit der Verbringestelle (20 Stationen mit jeweils einer Bodengreiferprobe), dem in 2009 eingerichteten 1,5 km Ring (20 Stationen), einem Außengebiet (40 Stationen), dem Referenzgebiet (20 Stationen) und dem Bereich des eigentlichen Klappzentrum mit 10 Stationen fünf Teilgebiete (Abbildung 2-12). An jeder Station wurde eine Makrozoobenthosprobe mit einem Van-Veen-Greifer (0,1 m² Grundfläche) entnom-

men. Die Siebmaschenweite betrug 1 mm. Die Siebrückstände wurden mit Alkohol konserviert und die Tiere im Labor soweit möglich bis zur Art bestimmt und quantifiziert. Anschließend folgte die Biomassenbestimmung (aschefreies Trockengewicht) auf Ebene der Großtaxa (2005) bzw. auf Artebene (seit 2006). Bei der Auswertung wurde ein räumlicher Vergleich der fünf Teilgebiete durchgeführt und anschließend die Veränderung der Makrozoobenthos-Assoziation über die Zeit analysiert (BioConsult, 2013a). Die Ergebnisse pro Gebiet und Untersuchungskampagne wurden statistisch auf signifikante Unterschiede geprüft (Varianzanalysen, multivariate statistische Tests).

Die Erstuntersuchung im Jahr 2005 ergab für das Makrozoobenthos das zu erwartende, für diesen Teil der Nordsee typische Artenspektrum einer *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft. Während dieser Untersuchung wurden keine Hinweise auf eine besondere Bedeutung des Verbringgebietes für die Makrozoobenthos-Gemeinschaft gefunden.

Das direkte Klappzentrum (K, 400*400 m) wies seit der ersten Verbringkampagne bis zum Jahr 2010 niedrigere Besiedlungskennwerte für Artenzahl und Artenvielfalt auf als die umliegenden Gebiete. Die Ergebnisse zeigen, dass diese verklappungsbedingte Beeinträchtigung zwischen 2006 bis 2010 relativ konstant blieb. Außer der direkten Wirkung durch Substratüberdeckung bei den Verklappungen kann auch die Texturveränderung hin zu einem sandigeren Untergrund zu der beobachteten Verarmung der Makrozoobenthosgemeinschaft im Klappzentrum beigetragen haben.

Erwartet wurden darüber hinaus auch eine niedrigere Besiedlungsdichte sowie eine geringere Biomasse auf dem Klappzentrum. Während der Mehrzahl der zwischen 2005 und 2010 durchgeführten Beprobungen war dies auch zu beobachten. Es wurden jedoch auch mehrfach Massenvorkommen von Organismen (Polychaet *Scalibregma inflatum* Sommer 2006, Polychaet *Owenia fusiformis* 2008, Bivalvia *Ensis americanus* Sommer 2009) auf dem Klappzentrum festgestellt. Während dieser Termine lag die Besiedlungsdichte des Klappzentrums nicht niedriger, sondern war z.T. sogar höher als in den umliegenden Gebieten. Die Ursache für die Massenentwicklungen könnte in den aufgrund der Verklappungen niedrigeren Besiedlungsdichten an dem Klappzentrum und dem dadurch freiwerdenden Raum für die Ansiedlung von in den jeweiligen Jahren dominanten Larvenarten zu suchen sein.

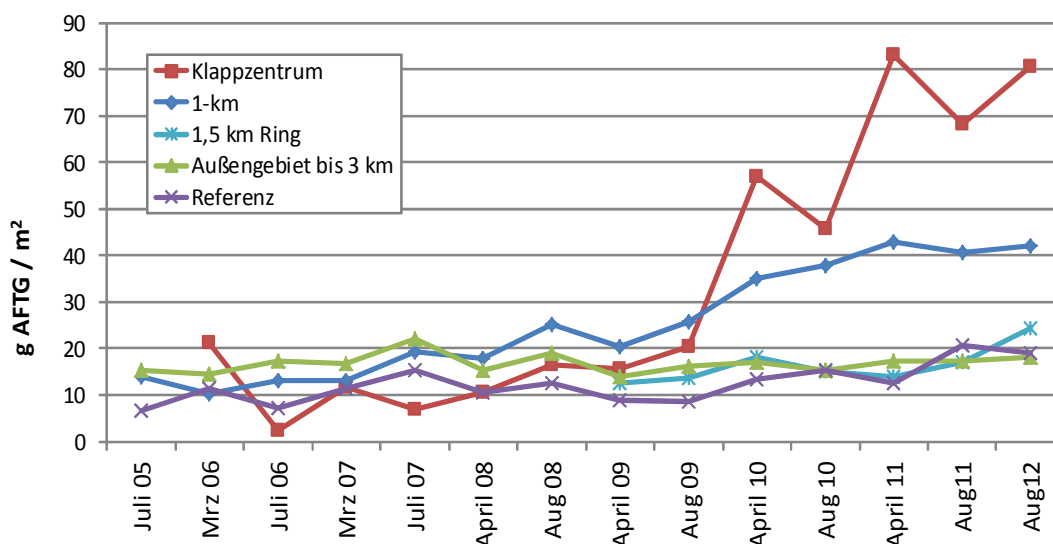


Abbildung 2-13 Makrozoobenthos-Biomasse im Untersuchungsgebiet von 2005 bis 2012 (AFTG = aschefreies Trockengewicht)

Seit August 2009 entwickelte sich auf dem Klappzentrum eine Schwertmuschelkolonie (*Ensis americanus*). Die Besiedlungsdichte mit Schwertmuscheln nahm von August 2009 bis August 2012 dabei deutlich ab und lag 2012 nur noch auf Platz 4 nach der Pfeffermuschel *Abra alba*, der glänzenden Nußmuschel *Nucula nitidosa* und dem Polychaeten *Owenia fusiformis*, während die Biomasse des Klappzentrums auch noch im August 2012 die höchste der fünf Teilgebiete darstellt (Abbildung 2-13). Dies ist auf den Größenzuwachs der Schwertmuscheln zurückzuführen, die in 2012 immer noch knapp 80 % der Biomasse auf dem Klappzentrum ausmachen.

Das Aufwachsen der Schwertmuschelkolonie kann als Nachwirkung der Verklappung interpretiert werden, die zu einer Erhöhung der Biomasse führt. Die mittlere Artenzahl hat nach dem Ende der Verklappungen zugenommen und liegt seit August 2011 nur noch knapp unter der mittleren Artenzahl der Teilgebiete U, AU-1,5 km und AU, wobei der Unterschied zu diesen drei Teilgebieten nicht signifikant ist. Die Artenvielfalt auf dem Klappzentrum weist seit August 2011 keinen Unterschied mehr zu den umgebenden Teilgebieten auf. Damit deutet sich seit 2011 eine „Erholung“ der im Verklappungszeitraum festgestellten Verarmung des unmittelbaren Verbringbereichs an.

Die multivariaten Analysen zeigen jedoch auch in 2012 noch eine deutlich andere Gemeinschaftsstruktur auf dem Klappzentrum im Vergleich zu der der anderen Gebiete. Tatsächlich ist eine vollständige Annäherung der Makrozoobenthos-Assoziation im direkten Verklappungsbereich an die der umliegenden Teilbereiche aufgrund der deutlich vergrößerten Textur im Klappzentrum auch nicht zu erwarten.

Für das das eigentliche Klappzentrum umgebende Gebiet der Verbringstelle (1-km-Kreis, Teilgebiet U) konnten in den Kampagnen zwischen 2005 und 2010 verklappungsbedingte Effekte auf die mittlere Artenzahl, die Besiedlungsdichte sowie die Artenvielfalt z.T. nicht ganz ausgeschlossen werden. Dies betraf insbesondere Stationen in unmittelbarer räumlicher Nähe zum Klappzentrum. In 2012 wurden, wie auch bereits in 2011, lediglich im Rahmen der multivariaten Analysen an den dem Klappzentrum benachbarten Stationen ähnliche Werte wie im Klappzentrum ermittelt. Lokale Effekte der Sedimentverbringungen sind daher im 1-km-Kreis nicht ganz auszuschließen. Die Verbringstelle ist in 2012 dominiert durch die kleine Linsenmuschel *Mysella bidentata*, die glänzende Nußmuschel *Nucula nitidosa*, die Pfeffermuschel *Abra alba* und den Polychaeten *Owenia fusiformis*. Insbesondere an den Stationen südlich des Klappzentrums wird auch die Schwertmuschel gefunden, gehört dort aber nicht zu den dominanten Arten.

Im 1,5-km-Kreis, im Außengebiet und im Referenzgebiet wurden, wie bereits in den vergangenen Jahren festgestellt, auf der vorhandenen Datengrundlage keine Hinweise auf verklappungsbedingte Wirkungen ermittelt. In allen drei Gebieten dominierten in 2012 die Kleine Linsenmuschel *Mysella bidentata*, der Schlangensterne *Amphiura filiformis*, die glänzende Nussmuschel *Nucula nitidosa* sowie die Pfeffermuschel *Abra alba*, wobei seit dem Frühjahr 2010 insbesondere der relative Anteil an *Amphiura filiformis* und *Mysella bidentata* in allen drei Gebieten deutlich zugenommen hat. Diese Zunahme war im Referenzgebiet besonders ausgeprägt, so dass dort über 70 % aller Individuen zu einer dieser beiden Arten gehören.

Im direkten Klappzentrum sowie auf den diesem benachbarten Stationen der Verbringstelle wird damit in 2012, 2,5 Jahre nach Ende der Verbringungen, noch eine baggergutbedingte Veränderung der Makrozoobenthosgemeinschaft festgestellt. Diese ist jedoch schwächer ausgeprägt als in den vergangenen Jahren. Im 1,5-km-Kreis, im Außengebiet und im Referenzgebiet wurden in 2012, wie auch bereits in den vergangenen Jahren festgestellt, auf der vorhandenen Datengrundlage keine Hinweise auf verklappungsbedingte Wirkungen ermittelt.

2.5 Bioakkumulation

Neben der akuten und chronischen Toxizität von Schadstoffgehalten auf Organismen verschiedener Trophieebenen wird auch die Schadstoffanreicherung in Organismen (Bioakkumulation) untersucht. Im Rahmen des nachsorgenden Monitoringprogramms wurden im Sommer 2012 die Untersuchungen an der Pfeffermuschel (*Abra alba*) sowie der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) weiter fortgeführt. Untersuchungen der Kliesche (*Limanda limanda*), die zwischen 2009 und 2011 erfolgten, sind nicht Bestandteil des nachsorgenden Monitorings (Abschn. 2.1), da diese Untersuchungen keinen Einfluss der Baggergutverbringung auf die Schadstoffgehalte in Fischen anzeigten (E3-Jahresbericht der HPA, 2011).

In der im Folgenden dargestellten Auswertung zu Wellhornschnecken und Pfeffermuscheln wird gemäß Absprache in der AG Monitoring insbesondere auf Veränderungen der Befunde nach Einstellung der Baggergutverbringung Anfang 2010 bis Sommer 2012 eingegangen.

2.5.1 Bioakkumulation in der Wellhornschnecke

Wellhornschnecken (*Buccinum undatum*) sind räuberisch lebende und aasfressende Organismen, die in der Nahrungskette sehr weit oben stehen und daher ein hohes Bioakkumulationspotenzial aufweisen. Seit März 2006 werden Wellhornschnecken im Rahmen der Befischungen aus dem Klappzentrum, der Verbringstelle, dem Außengebiet sowie dem Referenzgebiet entnommen und auf Schadstoffanreicherung (Bioakkumulation) untersucht. Zusätzlich erfolgt seitdem eine Analyse der Bestandsdichte und Altersstruktur in diesen vier Gebieten.

Die Wellhornschnecke gilt als besonders sensibel gegenüber TBT. Daher wird seit Frühjahr 2007 im Rahmen eines Effektmonitorings die Vermännlichung weiblicher Wellhornschnecken, das so genannte Imposex-Phänomen, untersucht, das durch TBT induziert werden kann. Zur Ermittlung der Imposex-Rate werden nur größere und damit ältere Individuen herangezogen.

Die Bioakkumulationsuntersuchung wurde ab März 2007 um ein zweites Referenzgebiet im Bereich einer Schifffahrtsstraße und ab April 2009 um ein drittes Referenzgebiet im Bereich der Monitoring-Station 69 erweitert, so dass sie mittlerweile in insgesamt sechs Gebieten durchgeführt wird. Die ungefähre Lage der einzelnen Hols zeigt Abbildung 2-14.

Für das Jahr 2008 wurde eine statistisch signifikante Anreicherung verschiedener organischer Schadstoffe in Wellhornschnecken des Klappzentrums im Vergleich zu denen der Referenzgebiete ermittelt (E3-Jahresbericht der HPA, 2009). Als Konsequenz aus diesem Befund wurde die bestehende Einvernehmensregelung um weitere Auflagen und Minimierungsmaßnahmen ergänzt. Hierzu gehört auch eine Erweiterung des Wellhornschnecken-Monitorings ab Sommer 2009 mit dem Ziel, die gefundenen Effekte räumlich besser eingrenzen zu können. Das Außengebiet wurde hierfür in einen 2-km- und in einen 3-km-Kreis unterteilt. Verbringstelle und 2-km-Kreis werden in je vier Teilbereiche gemäß den Himmelsrichtungen untergliedert (Nord, Süd, Ost, West), der 3-km-Kreis umfasst die Teilgebiete West und Ost (Tabelle 2-4, Abbildung 2-14).

Probenanzahl und Parameterumfang im Zeitraum 2008 bis 2012 sind in Tabelle 2-6 aufgeführt. Die Proben wurden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink) und Arsen, PCB (Summe 7) chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) und zinnorganische Verbindungen (MBT, DBT, TBT, TeBT) sowie den Fettgehalt untersucht. Zudem werden seit August 2009 Schalengröße, Schalengewicht sowie das Weichkörpergewicht aufgenommen.

Die seit 2006 durchgeführten Untersuchungen zur Bestandsdichte und Altersstruktur zeigen, dass die Wellhornschnecke das Untersuchungsgebiet intensiv besiedelt. Dichten von über 100 Individuen pro Hektar wurden zwischen 2006 und 2012 häufig festgestellt (BioConsult, 2013b).

Auf dem Klappzentrum, im 1-km-Kreis und im Außengebiet unterlag das Vorkommen über den 7jährigen Untersuchungszeitraum einer hohen sowohl räumlichen als auch zeitlichen Variabilität, wobei jedoch kein Trend über die Zeit zu erkennen ist.

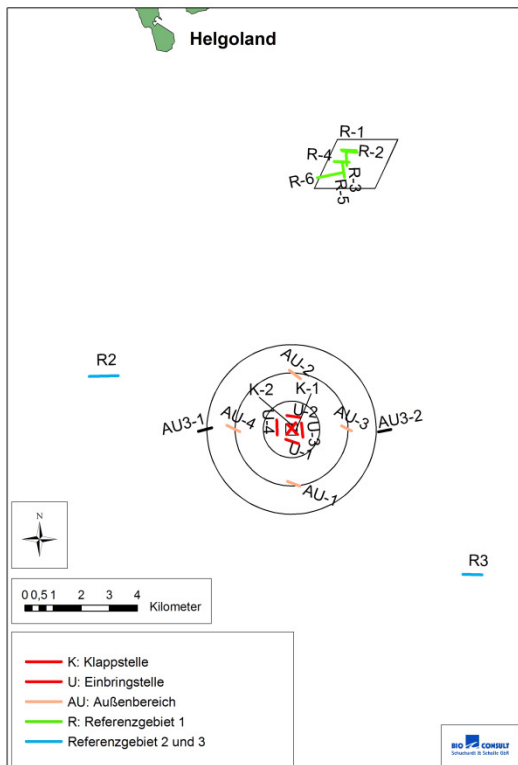


Abbildung 2-14 Lage der Hols der Wellhornschneckenbeprobung ab August 2009

Über den Gesamtzeitraum 2006 bis 2012 betrachtet wird die höchste Abundanz auf dem Klappzentrum und im 1-km-Kreis ermittelt. Eine signifikant niedrigere Individuendichte im Vergleich zu Klappzentrum, 1-km-Kreis und Außengebiet wird hingegen im Referenzgebiet festgestellt. Die im Sommer 2005 im Rahmen der Makrozoobenthosbeprobung erhobenen Daten legen den Schluss nahe, dass diese gebietsbezogenen Unterschiede bereits vor den Verklappungen aufgetreten sind.

Zwischen Frühjahr 2006 und Frühjahr 2011 wurde wiederholt festgestellt, dass die Tiere auf dem Klappzentrum und im 1-km-Kreis etwas kleiner waren als in den anderen beiden Gebieten, die Tiere im Referenzgebiet hingegen etwas größer. Das Außengebiet nahm eine Mittelstellung ein. Die Größenverteilung deutet auf einen höheren Anteil juveniler Tiere in der Population des Klappzentrums und des 1-km-Kreises hin. TBT wirkt gerade bei jungen Tieren wachstumshemmend, so dass eine Wirkung auf die Größe der Tiere im Klappzentrum nicht ganz ausgeschlossen, mit der vorliegenden Untersuchung jedoch auch nicht belegt werden kann. Im Sommer 2011 war die Längen-Häufigkeitsverteilung in allen Teilgebieten identisch.

Im September 2012 lag die Abundanz der Wellhornschnecke auf dem Klappzentrum und im 1-km-Kreis mit 180 resp. 165 Individuen pro Hektar höher als im Außen- und im Referenzgebiet, in denen knapp 60 Individuen pro Hektar angetroffen wurden. Die Längen-Häufigkeitsverteilung war, wie auch für Sommer 2011 festgestellt, in allen Teilgebieten identisch.

Eine durch die Baggergutverbringung bedingte Verringerung des quantitativen Vorkommens der Wellhornschnecke ist damit weder über den Gesamtzeitraum noch im Sommer 2012 festzustellen. Eine Erhöhung oder eine Erniedrigung der Abundanz auf dem Klappzentrum nach Beendigung der Verbringung im Frühjahr 2010 wird ebenfalls nicht beobachtet.

Tabelle 2-4 Anzahl Proben für Bioakkumulationsanalysen an der Wellhornschnecke

	2008		2009		2010		2011		2012
	Frühjahr	Sommer	Frühjahr	Sommer	Frühjahr	Sommer	Frühjahr	Sommer	Sommer
Untersuchungsbereich	Anzahl*	Anzahl*	Anzahl*	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
Klappzentrum	5	5	5	20	20	20	10	10	10
Verbringst. 1km Radius	5	5	5	4x10	4x10	4x10	10	4x10	4x10
Nahfeld 2km Radius	5	5	5	4x10	4x10	4x10	4x10	4x10	4x10
Nahfeld 3km Radius	0	0	0	2x10	2x10	2x10	0	2x10	2x10
Referenzgebiet 1	5	5	5	20	20	20	10	10	10
Referenzgebiet 2	5	5	5	20	20	20	10	10	10
Referenzgebiet 3	5	5	5	20	20	20	10	10	10
Gesamt	30	30	30	180	180	180	90	140	140
Gesamt pro Jahr	60		360 (140)**				230 (140)***		140****

Anzahl* Proben aus zwei Individuen, gepoolt

**360 (140) 360 Proben für Zinnorganika und Chlororganika, 140 Proben aus dem Sommer für Schwermetalle und PCB

***230 (140) 230 Proben für Zinnorganika und Chlororganika, 140 Proben aus dem Sommer für Schwermetalle und PCB

****140 140 Proben für gesamten Parameterumfang (Zinnorganika, Chlororganika, Schwermetalle, PCB)

Der von Frühjahr 2006 bis zum Frühjahr 2011 ermittelte Größenunterschied in der Längen-Häufigkeitsverteilung mit kleineren Tieren auf dem Klappzentrum und größeren im Referenzgebiet wird seit Sommer 2011 nicht mehr festgestellt. Als Ursache der Veränderungen in der Längen-Häufigkeitsverteilung wurden bisher Schwankungen im Alter der einzelnen Populationen angenommen. Da neuere Untersuchungen jedoch gezeigt haben, dass die Längen-Altersbeziehung gebietsabhängig außerordentlich variabel sein kann, wird im Sommer 2013 eine Altersdatierung der Schnecken über Opercula durchgeführt werden.

Von Frühjahr 2008, dem Termin, an dem zuerst genügend Proben für eine statistische Auswertung vorlagen, bis zum Sommer 2010 wurde eine signifikante Erhöhung von DDT-Metaboliten (pp-DDE, pp-DDD, op-DDD) sowie von zinnorganischen Verbindungen (MBT, DBT, z.T. auch TBT) in den Wellhornschnecken des Klappzentrums und teilweise auch denen des 1-km-Kreises ermittelt. Im Jahr 2010 wurde zudem eine signifikante Erhöhung von HCB und OCS in den Tieren auf dem Klappzentrum festgestellt, wobei beide Parameter korreliert waren, also häufig in den gleichen Tieren in einer höheren Konzentration auftraten.

In den Jahren 2011 und 2012 lagen die Konzentrationen an DDT-Metaboliten auf der Verbringestelle nicht höher als im Referenzgebiet (Abbildung 2-15). Auch die baggergutbedingte Erhöhung der OCS- resp. HCB-Konzentration, die im Jahr 2010 ermittelt wurde (s. E3-Jahresbericht 2010 der HPA), ist seit 2011 nicht mehr aufgetreten. Während die baggergutbedingte Belastung der Tiere mit diesen beiden Chlororganika offenbar nur an einzelnen Tieren und vorübergehend aufgetreten ist, war die Konzentrationserhöhung der DDT-Metabolite zwischen 2008 und 2010 zu den insgesamt 6 Beprobungsterminen sehr gleichmäßig ausgeprägt.

Es erscheint zunächst plausibel, dass die Abnahme der DDT-Metabolitbelastung auf die Beendigung der Verbringung im Frühjahr 2010 zurückzuführen ist. Dies würde bedeuten, dass ein Jahr nach Ende der Baggergutausbringung die Konzentrationserhöhung in den Tieren wieder auf den Ausgangswert abgesunken ist. In den Sedimenten ist es in den vergangenen Jahren zu einer Abnahme der Konzentration an DDT-Metaboliten insbesondere in den obersten Zentimetern ge-

kommen (Abschn. 2.3.1). Dies könnte unter Umständen zu der verringerten Bioakkumulation beigetragen haben. Auch eine Veränderung der Verfügbarkeit könnte eine Rolle gespielt haben.

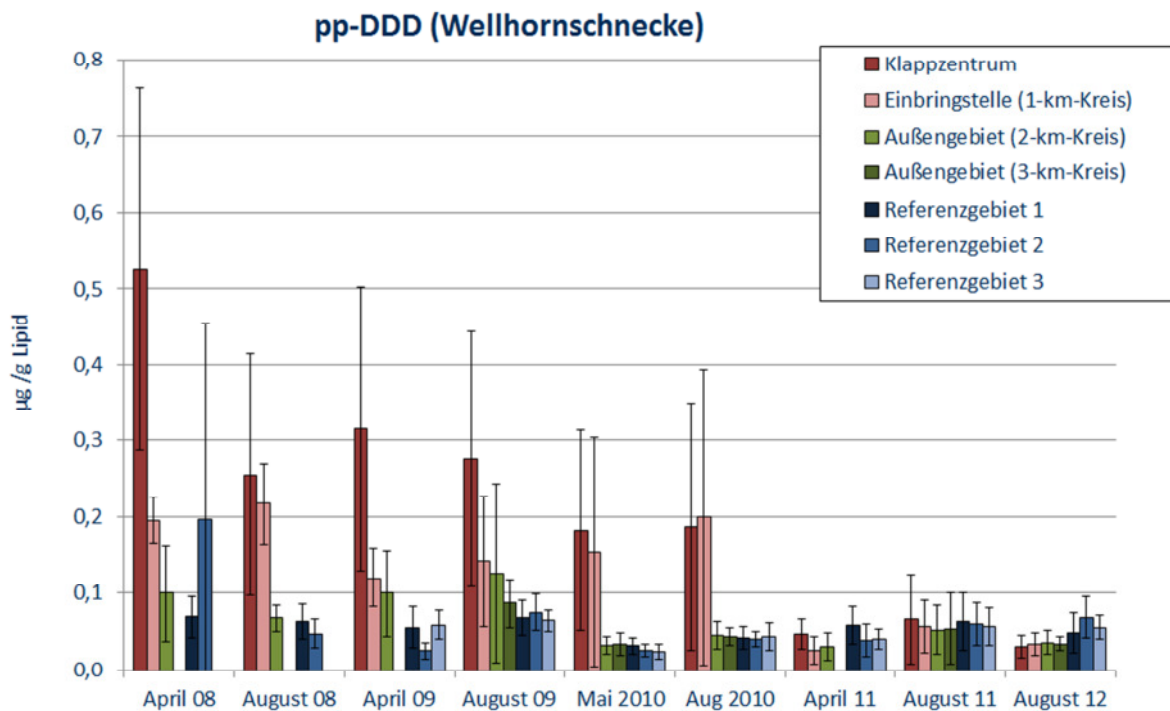


Abbildung 2-15 Belastung der Wellhornschncken pp-DDD von 2008 bis 2012 (Bezugsbasis Lipid)

Im Unterschied zu den DDT-Metaboliten ist eine statistisch signifikante Anreicherung der zinnorganischen Verbindungen MBT und DBT in den Tieren auf dem Klappzentrum und im 1-km-Kreis auch im Jahr 2012 noch festzustellen (Abbildung 2-16). Das Belastungsniveau beider Verbindungen ist auf dem Klappzentrum und der Verbringstelle zwischen 2008 und 2012 dabei offenbar deutlich gesunken. Dies gilt jedoch in ähnlicher Ausprägung auch für die Referenzgebiete, deren durchschnittliche Konzentration an MBT und DBT im Frühjahr 2008 noch 14 resp. 21 µg/kg gegenüber 2,5 resp. 2,0 µg/kg im Jahr 2012 betrug.

Für TBT wird ein etwas anderes Muster ermittelt: Auf eine niedrige Konzentration in den Jahren 2008 und 2009 sowohl auf dem Verbringbereich als auch in den Referenzgebieten folgt eine temporäre Erhöhung in 2010 und 2011 in allen Gebieten, wobei auf dem Klappzentrum eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung festzustellen ist (Abbildung 2-17). In 2012 ist die TBT-Konzentration in allen Gebieten wieder auf Werte unterhalb oder knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze abgesunken. Zu berücksichtigen ist hierbei, dass die Konzentration an TBT in den Schnecken erheblich niedriger liegt als die der Abbauprodukte MBT und DBT. Dies ist wahrscheinlich auf einen Abbau von TBT in den Schnecken zurückzuführen (BfG-Bericht 1711, 2011a).

Werte an TeBT oberhalb der Bestimmungsgrenze wurden nur im Jahr 2010 ermittelt.

Für das Belastungsmuster mit Zinnorganika in den Wellhornschncken kann keine vollständige Begründung angegeben werden. Für die Abnahme an MBT und DBT in den Tieren aller Gebiete außerhalb des 1-km-Kreises könnte ein bedingt durch das TBT-Verbot allgemein gesunkener Belastungszustand im Gesamtgebiet verantwortlich sein. Dies würde auch zu der Abnahme der Impossex-Werte passen (s.u.). Anzumerken ist aber, dass parallel keine Abnahme der Zinnorganik-

Gehalte in den Sedimenten außerhalb der Verbringstelle ermittelt wurde. So zeigen die TBT-Gehalte im Sediment in 2012 mit einem Mittelwert von 2 µg/kg OZK (ganze Bestimmungsgrenze) und einer Spanne von < 1 µg/kg bis 5 µg/kg noch die gleiche (niedrige) Hintergrundbelastung wie zum Zeitpunkt der Nullbeprobung von 2005.

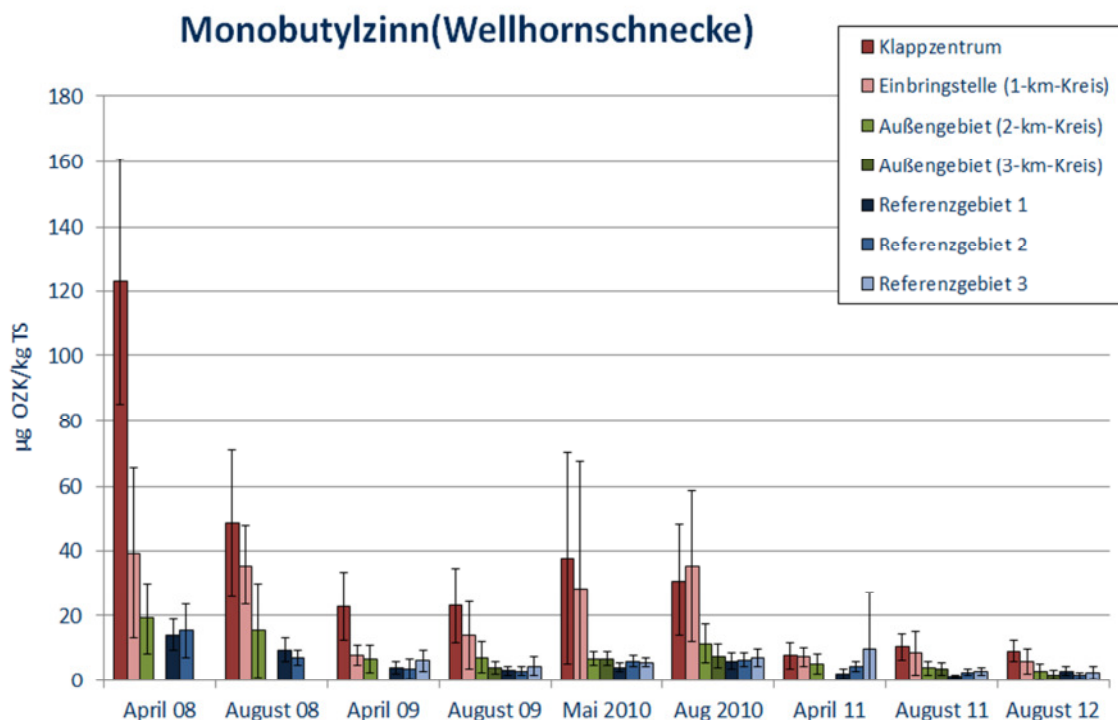


Abbildung 2-16 Belastung der Wellhornschnecken mit MBT in 2008 bis 2012 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Es erscheint einerseits plausibel, dass die Abnahme an Zinnorganika in den Tieren des Verbringzentrums seit 2010 auf die Beendigung der Baggertgutverbringung zurückzuführen ist. Andererseits ist auch hierfestzustellen, dass sich die Sedimentbelastung mit TBT, DBT und MBT zwischen 2008 und 2012 nicht wesentlich verändert hat. Wahrscheinlich führt eine TBT-Abreicherung in der obersten Sedimentschicht letztlich zu den niedrigeren Werten in den Schnecken, auch wenn dies an den vier Kastengreifern nicht deutlich zu erkennen ist (Abschn. 2.3.1). Auch laborbedingte Serieneffekte können zusätzlich die absolute Höhe der Gehalte in den Tieren sowohl innerhalb als auch außerhalb des Verbringzentrums beeinflusst haben. Darüber hinaus könnten zudem Unterschiede im Populationsalter der beprobten Schnecken eine Rolle gespielt haben (s.u.).

TBT ist, wie eingangs erwähnt, die Ursache für eine Vermännlichung weiblicher Schnecken, das so genannte Imposexphänomen, das seit 2007 in insgesamt fünf Gebieten untersucht wird (Abbildung 2-14). Die Imposexwerte der einzelnen Gebiete sind in Tabelle 2-5 zusammengefasst. Die Imposexrate war zu den jeweiligen Terminen auf dem 1-km-Kreis und auf dem Klappzentrum in der Regel nicht höher, sondern tendenziell sogar etwas niedriger, als in den beiden Referenzgebieten. Ein Zusammenhang zwischen Baggertgutverbringung und der Ausprägung des Imposexphänomens ist damit über den Gesamtzeitraum nicht zu erkennen.

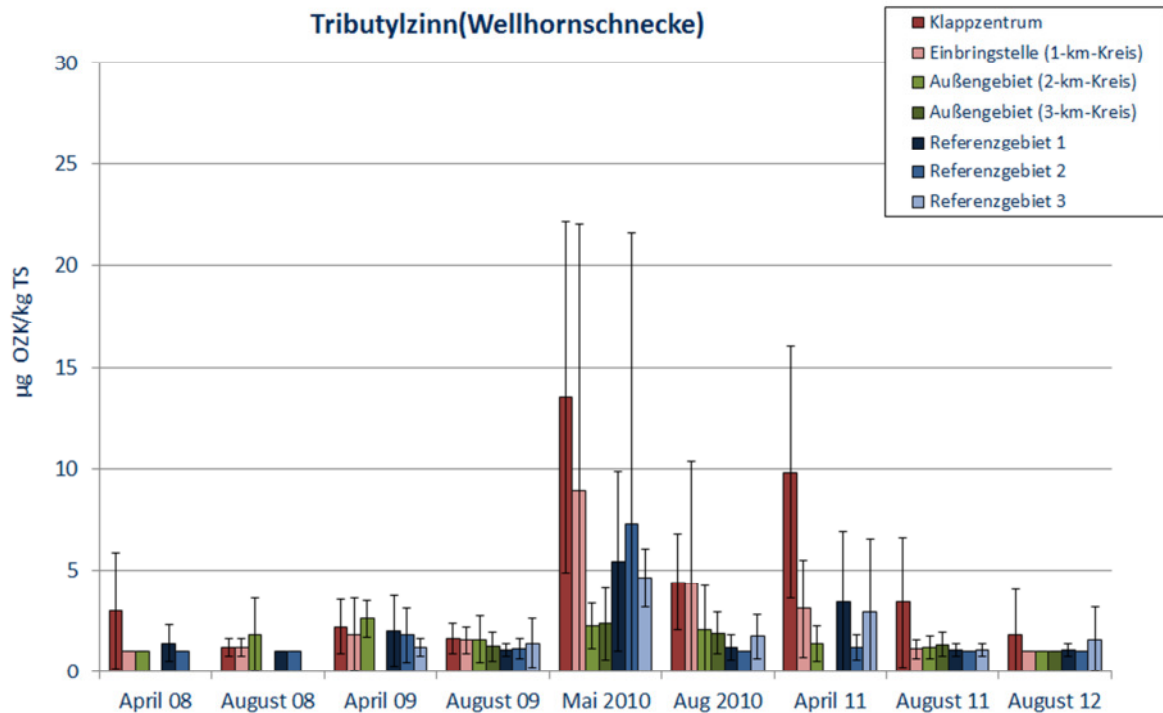


Abbildung 2-17 Belastung der Wellhornschnellen mit TBT in 2008 bis 2012 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Auffällig ist zudem eine deutliche Abnahme der Imposerate seit Frühjahr 2011 (Tabelle 2-5). Im Sommer 2012 sind die Werte in vier der fünf Gebiete auf Null abgesunken. Lediglich im 1-km-Kreis wurde noch ein Tier mit leichten Impossex-Merkmalen (Stadium 1) gefunden. Alle anderen der untersuchten 130 Weibchen wiesen keinen Impossex auf. Damit liegt die Rate der von Impossex betroffenen Weibchen bezogen auf das Gesamtgebiet im Sommer 2012 bei < 1 %. Dies ist gegenüber einem Anteil von 20 bis 35 % betroffener Weibchen im Zeitraum 2007 bis 2010 ein deutlicher Rückgang. Die Ursache hierfür liegt wahrscheinlich in einer allgemein gesunkenen TBT-Hintergrundbelastung aufgrund des TBT-Verbotes. Diese wird erst nach einer gewissen Zeitverzögerung wirksam, da Wellhornschnellen bis zu 15 Jahre alt werden können und das Impossexphänomen nicht reversibel ist. Ein zusätzlicher Einfluss durch die Einstellung der Verbringungen auf die Abnahme der Impossexrate kann nach BioConsult ebenfalls nicht ausgeschlossen werden.

Insgesamt wird anhand dieses Datensatzes deutlich, dass kein einfacher Zusammenhang zwischen der Sedimentbelastung mit Zinnorganika und dem Impossex-Phänomen wirksam zu sein scheint. Weder wurde bisher auf der im Sediment höher belasteten Verbringstelle eine Erhöhung des Impossex-Phänomens beobachtet, noch lässt sich der Impossex-Rückgang im Gesamtgebiet mit sinkenden Sedimentbelastungen in Beziehung setzen. Dies ist nicht so überraschend, da TBT über die Wasserphase und auch nur bei jungen Tieren wirksam wird. Langjährige Zeitreihen der TBT-Belastung der Wasserphase im Gesamtgebiet liegen HPA zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht vor. Daher ist im Rahmen dieser Auswertung eine weiträumig gesunkene TBT-Hintergrundbelastung der Wasserphase nicht nachweisbar, sie ist jedoch zu vermuten.

Aufgrund neuerer Untersuchungen ist nach den Angaben von BioConsult (2013b) aus der Größe der Tiere kein klarer Zusammenhang zu ihrem Alter abzuleiten, da die Längen-Altersbeziehungen in verschiedenen Gebieten vollkommen unterschiedlich ausfallen können. Das Alter der Popula-

tion spielt sowohl für die Ausprägung des Imposex-Phänomens als auch für die Schadstoffanreicherung eine Rolle. Daher wird bei der Beprobung im Sommer 2013 eine Altersdatierung über die Opercula versucht werden.

HCH-Isomere wurden in den vergangenen Jahren in den Wellhornschnellen nur sporadisch nachgewiesen, wobei sich keine Tendenz zur Anreicherung dieser Verbindungen im Klappzentrum und 1-km-Kreis abgezeichnet hat.

Tabelle 2-5 Bewertung der TBT-spezifischen biologischen Effekte (Imposexlevel als PCI) bei der Wellhornschnelle in den Untersuchungen von 2007 – 2012 (Klasse B nach OSPAR 2004: grün, Klasse C nach OSPAR 2004: gelb, Diagramm von BioConsult, Erläuterung s. Text)

	April 2007	August 2007	April 2008	Juli 2008	März 2009	Juli 2009	Mai 2010	Sept 2010	Mai 2011	August 2011	August 2012
K	0,11	0,48	0,30	0,04	0,71	0,21	0,26	0,30	0,04	0,05	0,00
1-km	0,72	0,43	0,21	0,52	1,00	0,16	0,13	0,06	0,24	0,36	0,04
AU	0,44	0,43	0,33	0,38	0,61	0,52	0,21	0,62	0,00	0,19	0,00
R1	1,13	0,75	0,17	0,50	0,63	0,50	1,08	0,52	0,06	0,30	0,00
R2	0,35	0,55	0,83	0,64	0,52	0,73	0,16	0,40	0,20	0,40	0,00

Die Konzentration an Schwermetallen und an PCB in den Tieren der Referenzgebiete 1 und 2 wies in den vergangenen Jahren wiederholt signifikant höhere Werte im Vergleich zu denen des Klappzentrums resp. des 1-km-Kreises auf. Dies wird erneut auch im Sommer 2012 festgestellt. Die parallel an den gleichen Tieren erhobenen Daten zu Schalengewicht, Weichkörpergewicht und Schalenlänge zeigen, dass in den beiden Referenzgebieten Schalengewicht und Schalenlänge ebenfalls signifikant erhöht sind, wobei dieser Befund für das Schalengewicht erheblich ausgeprägter ist als für die Schalenlänge. Offenbar werden in beiden Referenzgebieten Tiere gefunden, die relativ zu denen der anderen Gebiete dickere Schalen sowie eine höhere Konzentration an Kupfer, Cadmium, Zink, Quecksilber, Arsen sowie an PCB-Verbindungen aufweist, während sich ihre Länge von denen der anderen Gebiete nur geringfügig unterscheidet. Nach aktuellen Untersuchungen kann die Beziehung zwischen Länge der Schnecken und Alter der Tiere jeweils deutlich variieren. Die für die Beprobung 2013 geplante Altersdatierung wird zeigen, ob es sich bei den Tieren der Referenzgebiete um jeweils ältere Populationen handelt.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass während der Phase der Baggergutverbringung bis zum Frühjahr 2010 eine Anreicherung der zinnorganischen Verbindungen, von Hexachlorbenzol, von Octachlorstyrol und der DDT-Metabolite in den Tieren des Klappzentrums und z.T. auch des 1-km-Kreises aufgetreten ist. Die Imposex-Rate wurde in diesem Gebiete parallel nicht erhöht, sie lag sogar tendenziell etwas niedriger als in den umliegenden Gebieten. Auch das quantitative Vorkommen der Wellhornschnellen wurde durch die Baggergutverbringungen nicht beeinträchtigt. Die Tiere des Klappzentrums waren jedoch tendenziell etwas kleiner als die der übrigen Gebiete. Eine mögliche Wachstumshemmung durch TBT kann zwar nicht völlig ausgeschlossen werden, ist durch diese Daten jedoch auch nicht zu belegen. Wahrscheinlich weist die Population der einzelnen Gebiete eine unterschiedliche Altersstruktur auf. In 2013 wird eine Analyse des Alters der Tiere durchgeführt werden, um die Längen-Altersbeziehung zu überprüfen.

Seit dem Frühjahr 2011 ist in den Schnecken der Verbringstelle im Vergleich zu denen der Referenzgebiete keine baggergutbedingte Anreicherung von Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol sowie von den DDT-Metaboliten mehr festzustellen. Dies befindet sich in Übereinstimmung mit den

Befunden der Sedimentanalysen, nach denen die Hexachlorbenzol- und DDX-Konzentration der oberen Sedimentschicht in den vergangenen Jahren abgenommen hat.

Auffällig ist, dass die Imposex-Rate in den vergangenen Jahren im Gesamtgebiet deutlich zurückgegangen ist. Ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Imposex-Phänomens und der TBT-Belastung in den Sedimenten kann aus den Daten dieser Untersuchung bisher nicht abgeleitet werden. Die zinnorganischen Verbindungen zeigen auch 2012 noch eine signifikante Erhöhung in den Tieren des Klappzentrums, die in ihrer absoluten Höhe jedoch gering ausgeprägt ist. Hier ist die weitere Entwicklung in 2013 abzuwarten.

2.5.2 Bioakkumulation in der Pfeffermuschel

Proben der Pfeffermuschel (*Abra alba*) wurden zwischen 2005 und 2012 bei insgesamt 14 Beprobungskampagnen gewonnen und auf Schadstoffe analysiert. Die Entnahme der Muscheln erfolgte zu allen Beprobungsterminen an der Verbringstelle, im 2-km-Ring, im 6-km-Ring und im Referenzgebiet. Ab August 2008 wurde zusätzlich der 1,5-km-Ring beprobt. Die Beprobung der Pfeffermuschel wurde im Verlauf der Untersuchungen zur Optimierung der Analytik und statistischen Auswertung intensiviert. Während bis zum Jahre 2008 zwischen 700 und 1100 Pfeffermuscheln pro Kampagne gesammelt wurden, waren es von 2009 bis 2011 pro Jahr jeweils mehr als 5000 Organismen, in 2010 sogar mehr als 10.000. In 2012 wurden für die Sommerkampagne insgesamt 3850 Muscheln entnommen (Tabelle 2-6).

Der untersuchte Parameterumfang umfasst den Lipidgehalt, chlororganische Verbindungen (PCB Summe 7, DDT und Metabolite, HCH-Verbindungen, Hexachlorbenzol, Octachlorstyrol) und Schwermetalle (Cadmium, Blei, Zink, Kupfer, Quecksilber).

Wie im E3-Jahresbericht 2009 der HPA dargestellt, sollten ab 2010 nach Möglichkeit pro Gebiet für Schwermetalle und chlororganische Verbindungen jeweils mindestens 5 Parallelproben mit einer ausreichenden Einwaage hergestellt werden, um die Ergebnisabsicherung weiter zu verbessern. In Tabelle 2-6 sind Einwaagen und Anzahl der in 2012 gewonnenen Parallelen aufgeführt. Im Referenzgebiet war die Abundanz der Muscheln im Sommer 2012 so gering, dass keine ausreichende Menge für Analysen gewonnen werden konnte. In den übrigen vier Gebieten stand hingegen genügend Material zur Verfügung.

Tabelle 2-6 Anzahl Individuen, Einwaage und Parallelen für die Bestimmung der Pfeffermuscheln in 2012

		1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz
Aug 12	Anzahl	923	1133	527	1270	-
	Einwaage ¹	1,4	1,4 – 1,5	1,2	1,1 – 1,5	-
	Parallelen	7	7	5	8	-

¹ Einwaage pro Parallele für chlororganische Parameter in g

Die statistische Auswertung der Bioakkumulationsanalyse der Pfeffermuschel erfolgt Anraten der BfG mit auf Trockensubstanz bezogenen Werten, da die an Mischproben durchgeführte Fettbestimmung nicht genau genug ist, um zwischen den Lipidgehalten der Muscheln einzelner Gebiete zu differenzieren. Die Daten der Jahre 2005 bis 2007 zeigen eine gewisse räumliche und

zeitliche Variation. Eine Tendenz zu einer erhöhten Bioakkumulation auf der Verbringstelle wird für diesen Zeitraum jedoch nicht verzeichnet. Im August 2008 kam es zu Schwierigkeiten bei der Analyse der chlororganischen Verbindungen, so dass die Daten dieses Termins wahrscheinlich als nicht zuverlässig angesehen werden müssen (E3-Jahresbericht der HPA, 2009).

Im August 2009 wurde eine signifikante Differenz zwischen der Verbringstelle und dem geringer belasteten Referenzgebiet für die beiden DDT-Metabolite pp-DDD und pp-DDE ermittelt, die in ihrer absoluten Höhe jedoch niedrig lag (Abbildung 2-18). Auch zu beiden Beprobungskampagnen in 2010 wurden in den Pfeffermuscheln der Verbringstelle signifikant höhere DDT-Metabolitkonzentrationen als im Referenzgebiet gefunden. Die Muscheln wiesen im Frühjahr 2010 hohe Lipidgehalte von im Mittel 12 % auf. Daher resultieren auch die insgesamt höheren Gehalte an chlororganischen Verbindungen zu diesem Termin (Abbildung 2-18).

Ein signifikanter Unterschied zwischen der Verbringstelle und dem 6-km-Kreis wird hingegen bei keinem der drei Termine von August 2009 bis August 2010 festgestellt. Hierbei könnte auch eine Vorbelastung eines Teilbereichs des 6-km-Kreises im Bereich der Elbfahne eine Rolle gespielt haben, der bereits vor Beginn der Baggergutverbringungen etwas höhere Schadstoffgehalte aufwies als die übrigen Gebiete (s. auch E3-Jahresbericht der HPA, 2010).

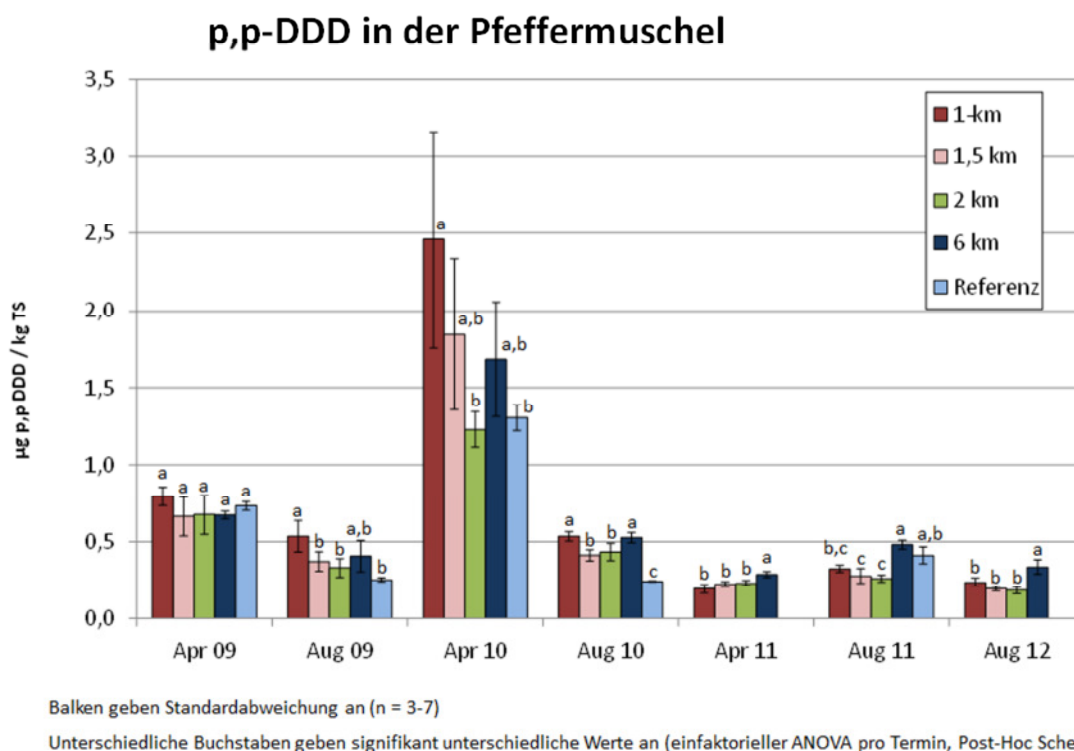


Abbildung 2-18 Belastung der Pfeffermuschel mit DDT und Metaboliten von 2009 bis 2012

Eine geringfügige baggergutbedingte Erhöhung der Konzentration an DDT-Metaboliten in den Pfeffermuscheln der Verbringstelle in den Jahren 2009 und 2010 erscheint somit wahrscheinlich, ist aufgrund der Datenlage jedoch nicht ganz sicher zu belegen. In den Jahren 2011 und 2012 ist hingegen keine Erhöhung der DDT-Metabolite in den Pfeffermuscheln des 1-km-Kreises im Vergleich zu den übrigen Gebieten mehr festzustellen (Abbildung 2-18). Ob dies auf das Ende der Baggergutverbringung im Frühjahr 2010 oder auf vorübergehende Variationen in den Belastun-

gen der einzelnen Gebiete zurückzuführen ist, ist aufgrund der letztlich geringen Unterschiede der Schadstoffkonzentration nicht sicher zu sagen.

Hinweise auf eine baggergutbedingte Anreicherung von PCB (Summe 7), Schwermetallen, OCS, HCH-Verbindungen und Hexachlorbenzol in den Pfeffermuscheln werden in 2012, wie auch bereits in den vorangegangenen Jahren, nicht ermittelt. Die PCB-Verbindungen, Hexachlorbenzol, Cadmium, Blei und Zink liegen im Sommer 2012 im 6-km-Kreis sogar signifikant höher als in den übrigen drei Gebieten (1-km, 1,5-km und 2-km-Kreis). Ein Trend zu höheren Werten im 6-km-Kreis wurde für die PCB-Verbindungen auch zu den Beprobungskampagnen August 2009, August 2010, April 2011 sowie August 2011 ermittelt (s. E3-Jahresberichte der HPA, 2009-2011). Dies ist vermutlich auf höhere Sedimentkonzentrationen an PCB aufgrund der Elbfahne zurückzuführen.

2.6 Wattmessstellen

Für beide schleswig-holsteinischen Wattmessstellen ist eine quartalsweise Beprobung vorgesehen. Die Probenahme im zweiten Quartal konnte in 2012 aus organisatorischen Gründen jedoch nicht durchgeführt werden, so dass insgesamt an beiden Stationen nur jeweils drei Proben gewonnen werden konnten (Tabelle A 6).

An den Wattmessstellen wurde in den vergangenen Jahren wiederholt ein hoher Sandanteil im Sediment festgestellt, durch den die repräsentative Gewinnung der Feinfraktion erschwert sein kann (E3-Jahresbericht 2010, 2011). In 2012 liegen die Feinkornanteile $< 20 \mu\text{m}$ an der Station Holmer Siel mit ungefähr 15 % in allen drei Proben auf einem stabil niedrigen Niveau. Die Sedimente der Station Wesselburener Loch zeigen mit einem Feinkornanteil von 2 bis 60 % hingegen eine sehr hohe Variabilität. Für das Jahr 2013 wurde in der E3-Monitoring-Arbeitsgruppe daher vereinbart, nach Möglichkeit weitere Stationen mit feinkörnigerem Sediment zu finden und in das Programm mit aufzunehmen.

Die Schwermetallkonzentration der Proben aus 2012 liegt innerhalb der Spannweite, die auch in den vorangegangenen Jahren an diesen Wattmessstellen festgestellt wurde (Tabelle A 6). Die Werte für Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink bewegen sich zudem auf dem Niveau der regionalen Hintergrundbelastung, die an fünf schleswig-holsteinischen Messstationen des LANU (jetzt LLUR) im Zeitraum 1999 – 2004 ermittelt wurde (Tabelle A 6). Die Arsenkonzentration überschreitet nur an der Messstelle Holmer Siel die Hintergrundkonzentration der Messstellen sehr geringfügig, an der Messstelle Wesselburener Loch jedoch nicht.

Die Kupferkonzentration liegt an beiden Messstellen insgesamt auf einem etwas höheren Niveau als die vom LLUR angegebenen Hintergrundwerte (Tabelle A 6), aber noch deutlich unterhalb der Hintergrundkonzentration, die vor Beginn der Baggergutverbringung im Sommer 2005 an den Sedimenten der Monitoringstationen in der Deutschen Bucht ermittelt wurde (E3-Jahresbericht der HPA, 2005). Hierfür sind vermutlich analytische Unterschiede und / oder auch regionale Belastungsunterschiede verantwortlich. Da weder in 2011 noch in 2012 Baggergut verbracht wurde, können etwaige Konzentrationsunterschiede zwischen den Wattmessstellen und den Stationen des LLUR in 2012 nicht durch die Akkumulation von verdriftetem Baggergut bedingt sein.

Die organischen Schadstoffe bewegen sich in 2012 größtenteils unterhalb der Bestimmungsgrenze, vereinzelt auch knapp darüber (Tabelle A 6). Damit entsprechen die in 2012 ermittelten Werte denen aus den vorangegangenen Jahren.

Die Analysen der Messstationen aus dem Niedersächsischen Wattenmeer werden von der BfG im Rahmen ihres Jahresberichts 2012 / 2013 ausgewertet und dort zusammen mit den Ergebnissen der Wattmessstellen aus Schleswig-Holstein ausführlich dargestellt. Dieser Bericht wird voraussichtlich in der ersten Jahreshälfte 2014 vorgelegt. Eine Akkumulation durch verdriftetes

Baggergut lässt sich nach Aussage der BfG aus den seit 2007 bis heute erhobenen Daten nicht ableiten.



Abbildung 2-19 Lage der Wattmessstellen (Karte: BfG)

2.7 Neozoen im Hamburger Hafen und in der Nordsee

Das Nationalparkkuratorium Nordfriesland hat gefordert, vor einer möglichen Wiederaufnahme der Baggergutverbringungen ab dem Jahr 2013 zur Vermeidung der Einschleppung invasiver fremder Arten die Artenliste aus dem Hamburger Hafen mit einer entsprechenden Liste aus Schleswig-Holstein abzugleichen. In Absprache mit dem MELUR wurde die Firma BioConsult mit der Erstellung eines Gutachtens zur Gefährdung der Einschleppung von Arten über die Baggergutverbringungen sowie mit dem Abgleich beider Artenlisten beauftragt (BioConsult, 2013c). Für das Hafengebiet wurden dabei zunächst die Ergebnisse aus den Makrozoobenthos- und Fischuntersuchungen der Wasserrahmenrichtlinie ausgewertet. Für das Gebiet um Tonne E3 liegen aus bisher 14 Beprobungskampagnen umfangreiche Artenlisten vor. Unterstützend wurden von BioConsult die Ergebnisse aus Untersuchungen aus dem Bereich um Helgoland und der Deutschen Bucht herangezogen.

Die Auswertung von BioConsult zeigt, dass die im Bereich der Verbringstelle E3 sowie ihrer Umgebung vorgefundenen Neozoen im Gebiet des Hamburger Hafens nicht vorkommen (Tabelle A

7). Zwei der insgesamt vier Neozoen-Spezies, *Crepidula fornicata* (Pantoffelschnecke) und *Ensis americanus* (Schwertmuschel), gelten zwar als invasiv. Beide haben das Gebiet jedoch bereits deutlich vor 2005, d.h. vor Beginn der Baggertgutverbringungen, besiedelt. Insgesamt wurde keine Übereinstimmung der Artenlisten aus dem Gebiet um E3 und dem Hamburger Hafen festgestellt. Die in der Nordsee vorgefundenen Neozoen resultieren mithin nicht aus der Baggertgutverbringung.

Zusammenfassend wird in der Untersuchung festgestellt, dass

- im Hafengebiet Hamburgs sowohl für das Makrozoobenthos als auch für die Fischfauna das Vorkommen invasiver Neozoen nachgewiesen wurde. Alle Neozoen gelten als etabliert. Ihre Verbreitungsgrenze setzt sich aus der Kombination abiotischer Rahmenbedingungen und den öko-physiologischen Ansprüchen der Arten (d.h. ihrer einzelnen Stadien) zusammen.
- die Neozoa arten des Makrozoobenthos aus dem Hamburger Hafen nicht mit den Neozoen vom Verklappungsgebiet bei der Tonne E3 übereinstimmen. Es gibt keine Überlappung im Artenspektrum der beiden Gebiete. Pisciforme Neozoen wurden an Tonne E3 im Zeitraum 2005 – 2012 nicht nachgewiesen.
- der Transport von Neozoen via Hopperbagger in der allgemeinen Fachliteratur zu dem Thema bislang nicht als Transportvektor berücksichtigt wurde. Außerdem wird die natürliche Ausbreitung der etablierten Neozoen vom Hamburger Hafen aus nicht begrenzt, d.h. die Arten könnten sich natürlicherweise im Ästuar und an der Nordseeküste ausbreiten.
- grundsätzlich manche Arten die Aufnahme durch einen Hopperbagger überleben zu können scheinen. Dies gilt möglicherweise besonders für krabbenartige Dekapoda (z.B. *Eriocheir sinensis*). Gerade diese Art vollzieht allerdings ihren Lebenszyklus vom vollmarinen Bereich bis hin zum Süßwasser, so dass sie als bereits langfristig etablierte gebietsfremde Art, soweit geeignete Bedingungen gegeben sind, schon im Küstenbereich vorkommt
- für die meisten Arten, die in dem zum Baggertguttransport verwendeten Hoppertank landen, gilt, dass sie die dort herrschenden Bedingungen nicht überleben. Insbesondere bei Fischen wird von einer 100 %igen Mortalität ausgegangen.
- keine Anhaltspunkte dafür existieren, dass Neozoen über die Baggertgutverbringung nach Tonne E 3 in die Nordsee eingeschleppt wurden.

2.8 Kumulative Effekte nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)

Das Nationalparkkuratorium Nordfriesland forderte unter anderem vor einer Wiederaufnahme der Baggertgutverbringungen im Jahr 2013 die Untersuchung kumulativer Auswirkungen einer derartigen Maßnahme auf das Ökosystem Nordsee.

Die MSRL fordert in Art. 8 (b)ii neben einer Analyse der wichtigsten Belastungen und Wirkungen die Berücksichtigung der wichtigsten kumulativen und synergetischen Wirkungen, ohne dabei jedoch solche Wirkungen genauer zu definieren. Unter derartigen Belastungen wäre das Zusammenwirken verschiedener Belastungen des Ökosystems wie z.B. Eutrophierung, Schifffahrt und Fischerei auf jeweils zu definierende Zielgrößen, wie beispielsweise Indikatoren der Biodiversität, zu verstehen. Bei kumulativen Wirkungen wird zwischen additiven, synergistischen und antagonistischen unterschieden, wobei sich bisherige Forschungsansätze vorwiegend an den additiven Wirkungen orientieren.

Im Bericht zur Umsetzung der MSRL „Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Art. 8“ (2012) heißt es, dass im Rahmen der Umsetzung der MSRL und dem in ihr geforderten Vorsorgeprinzip in erster Linie die Effekte multipler Belastungsfaktoren mit negativen Auswirkungen betrachtet werden müssten. Für eine solche Einschätzung multipler Belastungsfaktoren gäbe es gegenwärtig jedoch noch sehr große Wissenslücken. In zukünftigen Forschungsvorhaben wären

die verschiedenen Arten kumulativer Wirkungen zu klären und auch, inwieweit und in welcher Form solche Wirkungen Eingang in Bewertungssysteme finden könnten. Im Rahmen der Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Art. 8 ist daher eine derartige Bewertung noch nicht aufgenommen. Auch für die Bewertung der kumulativen Wirkungen von Baggergutverbringungen zusammen mit weiteren Belastungsfaktoren auf das Ökosystem Nordsee ist daher die Verbesserung von Bewertungsmöglichkeiten Voraussetzung. Diese ist in der derzeit laufenden Umsetzung der MSRL vorgesehen.

3. Übersicht über die Erfüllung der Maßgaben der Einvernehmenserklärung

Im Folgenden wird die Einhaltung der einzelnen Maßgaben ab Maßgabe 16 gemäß „Einvernehmen zum Verbringen von Baggergut aus Unterhaltungsmaßnahmen der hamburgischen Delegationsstrecke der Bundeswasserstraße Elbe aus Teilbereichen der Norderelbe, Süderelbe und des Köhlbrands in die Nordsee auf das Hoheitsgebiet Schleswig-Holstein“ durch das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein vom 1. August 2008 in der am 28. Juli 2009 geänderten Fassung bewertet.

Die Maßgaben 1-15 beziehen sich auf die Verbringung von Baggergut. Da im Jahr 2012 kein Baggergut verbracht wurde, werden sie im Folgenden nicht mit aufgeführt (für eine vollständige Auflistung der Maßgaben siehe E3-Jahresbericht der HPA, 2011).

16. Die tatsächlichen chemischen, ökotoxikologischen und biologischen Umweltauswirkungen sind entsprechend eines zwischen Hamburg und Schleswig-Holstein abzustimmenden Monitoringkonzeptes zu erfassen und zu bewerten.

Das abgestimmte Monitoringkonzept wird kontinuierlich fortgeschrieben. Eine Abstimmung hierüber erfolgt in einer gemeinsamen Arbeitsgruppe aus den Ländern und dem Bund (s.a. Maßgabe 18). Das in der Monitoringarbeitsgruppe abgestimmte Konzept der BfG für den Verbringungszeitraum datiert auf den 31.3.2011. Für die Zeit des nachsorgenden Monitorings in 2012 gilt der abgestimmte Konzeptvorschlag der BfG vom 29.5.2012.

17. Im Rahmen des Monitorings ist durch geeignete Untersuchungen sicherzustellen, dass keine Beeinträchtigungen der Umwelt durch weiträumige Verdriftungen eintreten.

Untersuchungen zur Verdriftung von Sedimentmaterial bzw. die Ergebnisse der Wattmessstellen in Schleswig-Holstein und Niedersachsen ergeben keine erkennbare Beeinflussung gesetzlich geschützter und touristisch genutzter Gebiete. Bei den diesbezüglichen Untersuchungen handelt es sich im Wesentlichen um ADCP – Messungen vom Oktober 2005, Modellierungen der BAW 2005/2006 (ausführlich im E3-Jahresbericht 2006 der HPA), um die chemischen Sedimentanalysen im Umfeld der Verbringestelle, um die seit 2007 vierteljährlich untersuchten Wattmessstellen sowie die in diesem Bericht dargestellte abgeschätzte Volumenermittlung aus Peildaten.

18. Maßgabe in der geänderten Fassung des Einvernehmens vom 28. Juli 2009 (Änderungen *kursiv*): Das Monitoringkonzept ist halbjährlich in einer vom Antragssteller einzuberufenden Arbeitsgruppe unter Beteiligung von Vertretern der Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen des Bundes sowie der Länder Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen zu überprüfen und fortzuschreiben. Die HPA wird die Ergebnisse der Arbeitsgruppentreffen jeweils innerhalb von vier Wochen in zwischen den Gruppenmitgliedern abgestimmten Ergebnisprotokollen dokumentieren.

Die Sitzungen des von HPA einzuberufenden entsprechenden Gremiums zur Fortschreibung des Monitoringkonzeptes fanden am 27.4.2012 sowie am 30.11.2012 statt. Die Protokolle beider Sitzungen wurden jeweils in der nächsten Sitzung der Monitoring-Arbeitsgruppe (30.11.2012 und 27.5.2013) abgestimmt und in der Endfassung an die Teilnehmer versandt.

Für das nachsorgende Monitoring wurde ebenfalls ein Konzept erarbeitet und mit Stand vom 29.5.2012 in der Monitoringarbeitsgruppe abgestimmt.

- 19. Um sicherzustellen, dass auch Auswirkungen auf niedersächsische Gewässer auszuschließen sind, müssen in Absprache mit dem MLUR und dem NLWKN 3 Messstellen in niedersächsischen Küstengewässern abgestimmt und zusätzlich in das Monitoringprogramm aufgenommen werden.**

Auf niedersächsischem Gebiet lagen bereits zwei Messstellen vor. Eine dritte wurde 2008 in das Monitoringprogramm aufgenommen.

- 20. Maßgabe in der geänderten Fassung des Einvernehmens vom 28. Juli 2009 (Änderungen *kursiv*): Im Zusammenhang mit diesem Überwachungsmonitoring müssen in Abstimmung mit der Zulassungsbehörde ergänzende Untersuchungsverfahren zur besseren Beurteilung der Bioakkumulation im Ablagerungsbereich ermittelt und bei Bedarf maßnahmenbegleitend umgesetzt werden. Die bereits begonnenen Untersuchungen an der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) und der Pfeffermuschel (*Abra alba*) werden fortgeführt und erweitert sowie durch ein innerhalb der Monitoringgruppe (s. Auflage 18) im Detail abzustimmendes Schadstoffmonitoring bei Fischen ergänzt. Die dafür verwendete Fischart muss auf Grundlage ihrer Lebensgewohnheiten ein geeigneter Indikator für derartige Untersuchungen sein. Probenumfang und Probenahmegebiete müssen so gewählt werden, dass aussagekräftige und statistisch abgesicherte Ergebnisse erzielt werden.**

Es wurde im Herbst 2009 ein Schadstoffmonitoring an Fischen begonnen. Als Fischart wurde in Abstimmungen mit dem MLUR und der BfG die Kliesche ausgewählt. In den Jahren 2009, 2010 und 2011 fand jeweils eine Fischbeprobung im Zeitraum September bis Oktober statt. Weder die fischereibiologischen Untersuchungen noch die Analysen der Klieschen zeigten bis 2011 einschließlich Einflüsse der Baggergutverbringung an. Eine Beprobung der Fischfauna wurde als Bestandteil des nachsorgenden Monitorings nach Abstimmung in der AG Monitoring nicht für notwendig erachtet und daher auch nicht durchgeführt.

Im August 2012 stand im Referenzgebiet zu wenig Pfeffermuschel-Material für die Analytik zur Verfügung. In den übrigen August 2012 beprobten Gebieten war die Anzahl gesammelter Pfeffermuscheln ausreichend, um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten.

Im August 2009 wurde das Monitoring der Wellhornschnecke von insgesamt 30 Proben pro Kampagne auf 180 Proben erweitert. Dabei wurden die Proben auf der Verbringstelle und im 2-km-Kreis in Untergruppen aus jeweils vier Quadranten entnommen. Zudem wurde der 3-km-Kreis in das Untersuchungsprogramm mit aufgenommen. Im Sommer 2012 wurden, wie auch bereits im Sommer 2011, alle Gebiete räumlich differenziert mit einer Parallelenanzahl von 10 pro Teilgebiet beprobt, so dass insgesamt 140 Proben pro Kampagne gewonnen wurden.

Im Jahr 2012 wurde ein nachsorgendes Monitoring durchgeführt, für das nach Absprache in der AG Monitoring der Umfang der Bioakkumulationsuntersuchungen im Vergleich zu den Jahren 2009 bis 2011 reduziert wurde. Dies widerspricht nicht der Maßgabe 20 aus der Einvernehmensregelung, da sich diese auf das reguläre Monitoringprogramm bezieht. Die Bioakkumulationsuntersuchung an der Wellhornschnecke ist jedoch auch in der Nachsorgephase in 2012 im Vergleich zum Jahr 2008 noch als deutlich erweitert zu bezeichnen.

- 21. Fischereibiologische Auswirkungen und Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft müssen unter Einsatz von realem Fanggeschirr ermittelt werden.**

Im Jahr 2012 im Rahmen der Nachsorgephase fanden keine fischereibiologischen Untersuchungen statt (s. Maßgabe 20). In den vorangegangenen Jahren wurde ein kommerzielles Schollengeschirr eingesetzt.

22. Schad- und Nährstoffbelastungen sind an der Verbringungsstelle zusätzlich auf der Grundlage der so genannten EAC-Werte nach OSPAR zu bewerten.

Eine Bewertung nach den EAC-Werten erfolgt im Bericht 2012/2013 der BfG.

23. Die HPA hat dem MLUR halbjährlich einen kurzen, fachlich präzisen und gleichzeitig populärwissenschaftlich verständlichen Zwischenbericht zur Gesamtmaßnahme vorzulegen, der neben den wichtigsten Angaben zur Maßnahmendurchführung, zur Erfüllung der Nebenbestimmungen sowie diesbezüglichen tabellarischen Zusammenfassungen und übersichtlichen Grafiken auch eine Bewertung enthält.

In der Sitzung der Monitoring-Arbeitsgruppe am 22.11.2011 wurde vereinbart, dass im Rahmen des nachsorgenden Monitorings ein populärwissenschaftlicher Bericht pro Jahr als ausreichend angesehen werden kann. Dieser sollte eine Zusammenfassung des jeweiligen Jahresberichts darstellen.

Der populärwissenschaftliche Bericht für das Jahr 2012 wird nach Fertigstellung des vorliegenden Berichts vorgelegt.

24. Die HPA hat dem MLUR jährlich einen umfassenden Bericht über den Fortschritt der Gesamtmaßnahme, das durchgeführte Monitoring und dessen Ergebnisse sowie eine Bewertung vorzulegen. Dabei ist die Erfüllung aller Maßgaben dieses Schreibens jeweils einzeln begründet zu bestätigen.

Dieser Bericht wird hiermit vorgelegt. Eine ausführlichere wissenschaftliche Dokumentation erfolgt im Bericht 2012 / 2013 der BfG.

25. Die HPA hat darüber hinaus gegenüber dem MLUR mindestens einmal jährlich über die Umsetzung der jeweiligen Maßnahmen aus dem Strombau- und Sedimentmanagementkonzept zu berichten und dadurch die unverzügliche Umsetzung der in diesem Konzept benannten Einzelmaßnahmen entsprechend eines konkreten Zeitplanes zu dokumentieren.

Die Abstimmung über die Umsetzung des Strombau- und Sedimentmanagementkonzepts für die Tideelbe erfolgt regelmäßig zwischen den zuständigen Stellen der Länder und des Bundes. Gemäß Vereinbarung mit dem MELUR wurde der Bericht „Umsetzung des Strombau- und Sedimentmanagement für die Tideelbe – Berichtszeitraum Januar 2012 bis Juni 2013“ am 2.8.2013 ans MELUR übermittelt.

26. Maßgabe in der geänderten Fassung des Einvernehmens vom 28. Juli 2009 (Änderungen *kursiv*): Im Zusammenhang mit der Umsetzung des Strom- und Sedimentmanagementkonzeptes sind *einmal* jährlich eine *kombinierte Laserscan- und Luftbildbefliegung* des trocken fallenden Bereichs des Elbeästuars anzufertigen und auszuwerten (*Luftbilder*: sw-digital, georeferenziert auf UTM/ETRS 89, Auflösung Bodenpixel 20 cm Kantenlänge).

In 2011 konnte aufgrund der Verzögerung in der Auswertung der Daten aus 2010 keine Befliegung durchgeführt werden (s. E3-Jahresbericht der HPA, 2011). Im Herbst 2012 wurde daher mit der insgesamt dritten Befliegung seit 2009 als Ersatz der Befliegung aus 2011 begonnen.

Die Laserscan-Befliegungen fanden im Zeitraum zwischen November 2012 bis Februar 2013 statt. Die Bildbefliegung, die eine günstige Witterung erfordert, konnte erst im Mai 2013 durchgeführt werden. Der Gesamt-Datensatz wurde HPA im Juni 2013 zur Verfügung gestellt. Alle drei Befliegungen wurden von HPA hinsichtlich Veränderungen im Ästuar ausgewertet und dem MELUR zur Verfügung gestellt.

27. Neue Maßgabe in der geänderten Fassung des Einvernehmens vom 28. Juli 2009: *Der Maßnahmenträger wird verpflichtet, nach Ende der Maßnahme auf Anforderung des MLUR die Verbringungsstelle mit unbelastetem Material abzudecken („Capping“) und nachfolgend für einen Zeitraum von wenigstens zwei Jahren ein angemessenes nachsorgendes Monitoring durchzuführen.*

Das MLUR wird über die Durchführung der Maßnahme auf der Grundlage der Monitoringergebnisse sowie weiterer Voruntersuchungen durch den Maßnahmenträger entscheiden. Hierfür hat der Maßnahmenträger die für das Capping erforderlichen Voruntersuchungen rechtzeitig, d.h. mindestens sechs Monate, vor Beendigung der Verbringung in Abstimmung mit dem MLUR und der Wasser- und Schifffahrtsdirektion des Bundes abzuschließen.

Die im Einvernehmen von 2008 (geänderte Fassung vom 28. Juli 2009) zur Verbringung genehmigte Menge von 6,5 Mio m³ Baggergut wurde bis Ende 2011 mit 2 Mio verbrachten Kubikmetern bei weitem nicht ausgeschöpft. Aufgrund akuter Sedimentation im Bereich des Köhlbrands stellte die HPA im Sommer 2012 einen Antrag auf eine weitere Nutzung der Verbringungsstelle im Rahmen der bereits bewilligten Mengen. Im Mai 2013 verlängerte das Land Schleswig-Holstein daraufhin das Einvernehmen grundsätzlich befristet bis Ende 2014, wobei Höchstmenge und Rahmenbedingungen des Einvernehmens bestehen bleiben. Eine mögliche Abdeckung der Baggergutverbringungsstelle („Capping“) bei der Tonne E3 könnte damit frühestens in 2015 durchgeführt werden.

Auf Empfehlung der BfG und nach Abstimmung mit dem MELUR sollen die im Rahmen der Monitoringkampagnen nach dem vorläufigen Ende der Verbringungen im Februar 2010 bis zum Sommer 2013 gewonnenen Erkenntnisse zur Entscheidungsfindung ausgewertet und genutzt werden. Vor einer endgültigen Entscheidung über eine mögliche Abdeckung der Verbringungsstelle sind die bisher aus den vorliegenden Monitoringergebnissen gezogenen Schlussfolgerungen zu den von der Verbringungsstelle ausgehenden Umweltrisiken sowie über die zeitliche Entwicklung insbesondere der Bioakkumulation zu überprüfen und zu bewerten.

FAZIT

Die Maßgaben des „Einvernehmens zum Verbringen von Baggergut aus Unterhaltungsmaßnahmen der hamburgischen Delegationsstrecke der Bundeswasserstraße Elbe aus Teilbereichen der Norderelbe, Süderelbe und des Köhlbrands in die Nordsee auf das Hoheitsgebiet Schleswig-Holstein“ mit dem Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein vom 1. August 2008 in der am 28. Juli 2009 geänderten Fassung wurden im Jahr 2012 grundsätzlich eingehalten. Abweichungen von den Maßgaben wurden mit dem MELUR abgestimmt. Sie sind unter den vorgenannten Punkten jeweils aufgeführt und begründet.

4. Ausblick

Ende des Jahres 2011 lief das befristete Einvernehmen des Landes Schleswig-Holstein zur Sedimentverbringung zur Tonne E3 aus; eine letztmalige Verbringung erfolgte Anfang 2010 (s. E3-Jahresbericht der HPA, 2010). Im Jahr 2011 war eine Verbringung aufgrund besonders günstiger Oberwasserverhältnisse nicht erforderlich. Der durchgängig niedrige Abfluss der Elbe hat die Wassertiefenunterhaltung im Jahr 2012 vor besondere Herausforderungen gestellt.

Die gesamte Baggermenge lag mit etwa 5 Mio. m³ wieder auf dem Niveau vergangener Jahre. Aufgrund der resultierend sehr hohen Sedimentation mussten im August Tiefgangsbeschränkungen für die Schifffahrt im Köhlbrand ausgesprochen werden. Zu dieser Zeit war keine Umlagerung innerhalb Hamburgs möglich; Alternativen standen nicht zur Verfügung.

Diese Situation hat sehr deutlich gemacht, dass zur Sicherung der Zugänglichkeit des Hamburger Hafens eine Verwaltungsgrenzen übergreifende, längerfristig tragfähige Lösung in Fortschreibung des Strombau- und Sedimentmanagementkonzepts erforderlich ist.

Im Mai 2013 hat die BfG den Statusbericht zur Systemstudie II „Sedimentmanagement Tideelbe, Strategien und Potenziale - Ökologische Auswirkungen der Unterbringung von Feinmaterial“ vorgelegt. Der Bericht wurde intensiv mit Vertretern der Umweltverwaltungen Hamburgs, Niedersachsens und Schleswig-Holsteins diskutiert. Im Fokus der Studie steht die Feinmaterialbewirtschaftung der bei der Wassertiefenunterhaltung in der Tideelbe anfallenden Sedimente. Die Betrachtung erfolgt übergreifend „von Geesthacht bis Helgoland“. Hauptziel ist die Sicherung der erforderlichen Wassertiefen. Unter Berücksichtigung morphologischer und ökologischer Kriterien wird eine neue flexible und adaptive Verbringstrategie vorgeschlagen.

Die weitgehend aus dem Oberstromgebiet stammende, mit Sedimenten transportierte Schadstoffbelastung stellt noch immer die wesentliche Einflussgröße für das Sedimentmanagement der Tideelbe dar. Im August 2013 hat die von der FGG Elbe eingerichtete nationale Arbeitsgruppe den Bericht „Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele“ mit Maßnahmenvorschlägen für den zweiten und ggf. dritten WRRL-Bewirtschaftungszeitraum vorgelegt (FGG, 2013). Im Oktober 2014 wird voraussichtlich das internationale Sedimentmanagementkonzept der IKSE vorgelegt werden. Bekannt ist, dass kritische (organische) Belastungen aus dem Gebiet der Tschechischen Republik stammen. Es ist jetzt Aufgabe der Solidargemeinschaft der Elbeanlieger, konkrete Sanierungsmaßnahmen zu vereinbaren.

Die Weiterentwicklung des Strombau- und Sedimentmanagementkonzepts soll im Rahmen eines öffentlichen Dialogprozesses unter Einbeziehung betroffener Interessensvertreter erfolgen, der bereits begonnen wurde. Dabei sollen Chancen und Möglichkeiten für die zukünftige Unterhaltung des Flusses und ein Miteinander von Natur, Wirtschaft, Anwohnern und Hochwasserschutz sowie verschiedene Verbringungsvarianten an Land, in der Tideelbe sowie in der Nordsee erörtert werden. Dazu soll ein möglichst breites Spektrum an Interessenvertretern und Akteuren entlang der Unterelbe aus den Ländern Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Hamburg zusammenkommen, Fakten klären, Ideen und Visionen diskutieren und konkrete Vorschläge erarbeiten. Im Dialog geht es darum, die unterschiedlichen Erwartungen und Ziele der einzelnen Akteure zu berücksichtigen. Die Kernfrage dabei ist: Wie kann die Unter- und Außenelbe als Schifffahrtsweg und Zugang zum Hamburger Hafen gesichert werden – bei gleichzeitiger Wahrung der verschiedenen gesellschaftlichen Interessen an die Tideelbe als Natur- und Wirtschaftsraum?

Mit Datum 6.6.2013 hat das MELUR das Einvernehmen „Tonne E3“ befristet bis 31.12.2014 verlängert, so dass die grundsätzliche Möglichkeit besteht, während der Dauer des Dialoges die Zugänglichkeit des Hamburger Hafens durch Verbringung zur Tonne E3 zu sichern.

5. Literatur

- BfG-1711 (2011a):** Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe. Zwischenbericht 2009. Auftraggeber Hamburg Port Authority. BfG, Koblenz
- BfG (2011b):** Merkblatt Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung. Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten, Eluaten und Porenwässern. BfG-Merkblatt, 11 Seiten. Link: http://www.bafg.de/Baggergut/DE/04_Richtlinien/merkblatt_oekotox.pdf?blob=publicationFile
- BfG-1783 (2013):** Sedimentmanagement Tideelbe Strategien und Potenziale – Systemstudie II. Ökologische Auswirkungen der Unterbringung von Feinmaterial. Statusbericht 3. Mai 2013. BfG, Koblenz
- BfG-1775 (2013):** Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe Abschlußbericht 2011. Auftraggeber Hamburg Port Authority. BfG, Koblenz
- BioConsult (2013c):** Ausbreitungspotential von Neozoen aus dem Hamburger Hafen in die Nordsee via Baggergutverklappungen. Gutachten im Auftrag der Hamburg Port Authority, unveröffentlicht
- BioConsult (2013b):** Die Wellhornschncke (*Buccinum undatum*) auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2006-2012 und Imposex. Studie im Auftrag von HPA. 75 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2013a):** Das Makrozoobenthos auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn Bestandsentwicklung 2005 – 2012. . Studie im Auftrag von HPA. 75 Seiten. Unveröffentlicht.
- BLMP (2012):** Umsetzung der Meeresstrategierahmenrichtlinie. Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Herausgeber BMU. 95 Seiten. Link: www.meeresinfo.de
- FGG-Elbe (2013):** Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe. Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Gemeinsamer Bericht der Bundesländer der FGG-Elbe und der BRD
- GÜBAK (2009):** Gemeinsame Übergangsbestimmungen zwischen BMVBS, Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern. August 2009
- HABAK-WSV (1999):** Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich.- 2. überarbeitete Fassung. Erstellt im Auftrag des BMVBW. BfG- 1100. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 1999
- HPA (2005ff):** Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen. Teilbericht: Verbringung von Baggergut zur Tonne E3. Jahresberichte 2005 – 2011, Link: <http://www.hamburg-port-authority.de/de/presse/studien-und-berichte/Seiten/default.aspx>
- OSPAR (2004):** Provisional JAMP Assessment Criteria for TBT – Specific Biological Effects. Reference-Number 2004-15. OSPAR Commission.

ANHANG

Tabelle A 1 Reguläres Monitoringprogramm (bis 2011) und Nachsorge-Programm (2012)

	Monitoring (bis 2011)¹	Nachsorge (2012)
Peilung	1 x im Jahr	1 x im Jahr
Sedimentuntersuchung		
Sedimenttextur	2 x im Jahr, 125 Stationen	1 x im Jahr, 79 Stationen ²
Sedimentbelastung	2 x im Jahr, 55 Stationen	1 x im Jahr, 53 Stationen (ohne 70,71) Kastengreifer an 4 Stationen ³
Ökotoxikologie	2 x im Jahr, 34 Stationen	1 x im Jahr, 34 Stationen
Wattmessstellen	4 x im Jahr, 5 Messstellen	4 x im Jahr, 5 Messstellen
Fauna		
Makrozoobenthos	2 x im Jahr, 110 Stationen	1 x im Jahr, 110 Stationen
Wellhornschnecke	2 x im Jahr, in Hols Abundanz / Imposex	1 x im Jahr, in Hols Abundanz, Imposex
Fische	2 x im Jahr, in Hols	entfällt ⁴
Bioakkumulation		
Wellhornschnecke	2 x im Jahr 90 Tiere Frühjahr und 140 Tiere Sommer	1 x im Jahr 140 Tiere Sommer
Pfeffermuschel	2 x im Jahr, 27 Proben	1 x im Jahr, 27 Proben
Kliesche	1 x im Jahr 60 Proben (180 Tiere)	entfällt ⁴

- 1 reguläres Monitoringprogramm bis 2011 Ende, ab Mitte 2013 Monitoring nach Absprache in der AG Monitoring wieder in vergleichbarem Umfang (s. Jahresbericht 2013)
- 2 79 Stationen (die 53 Stationen, an denen chemische Analysen durchgeführt werden, sowie alle Stationen im 1-km- und im 1,5-km-Kreis)
- 3 4 Kastengreiferproben in der Mitte und zum Rand der Schüttstelle hin, um Ausbreitung des Materials und Neusedimentation besser erfassen zu können
- 4 Fischfauna und Bioakkumulation der Kliesche: Keine Fortführung in der Nachsorge (s. Text)

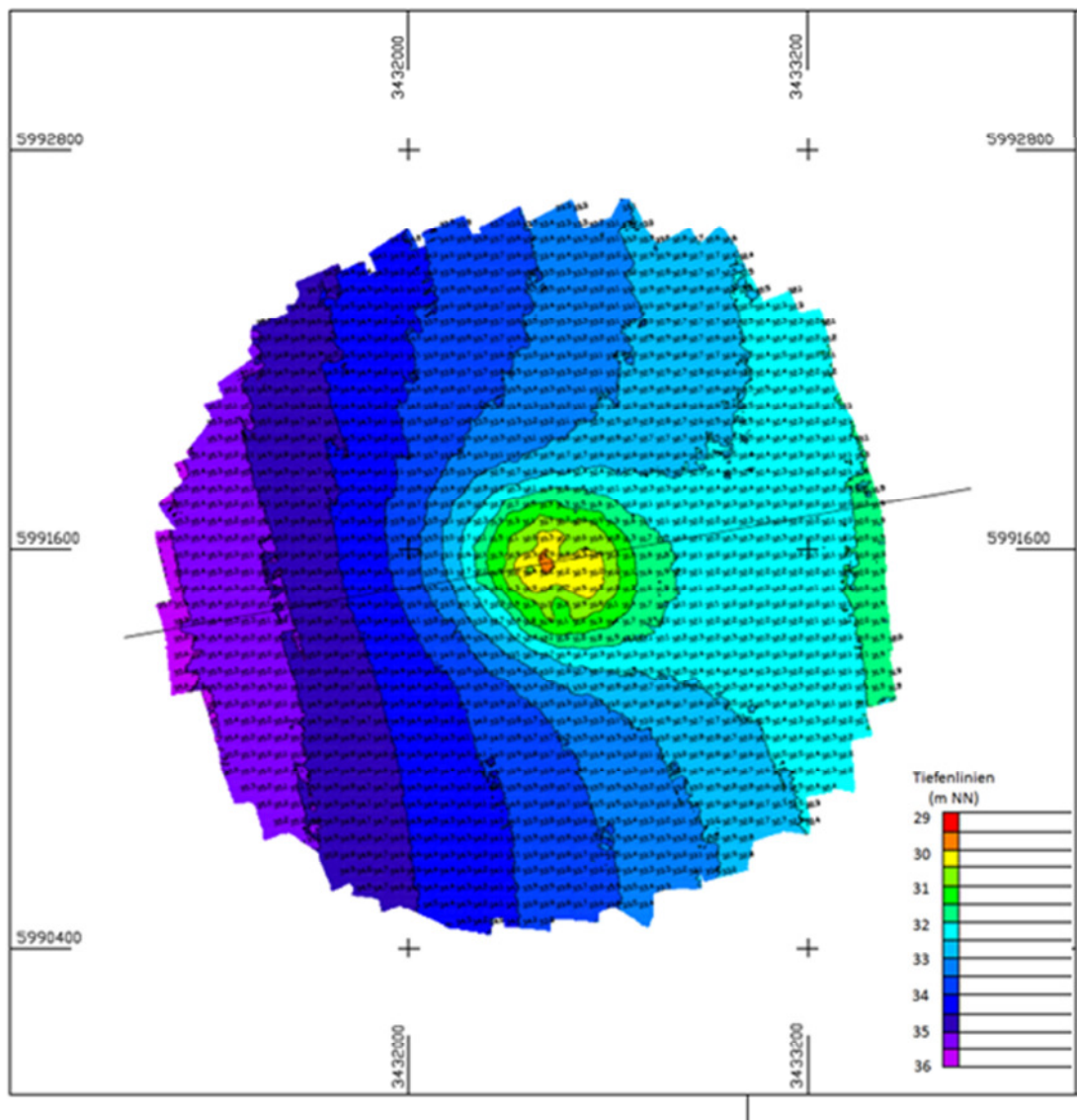


Abbildung A 1 Bathymetrie im 2 km-Umkreis um die Klappstelle vom Juni 2012

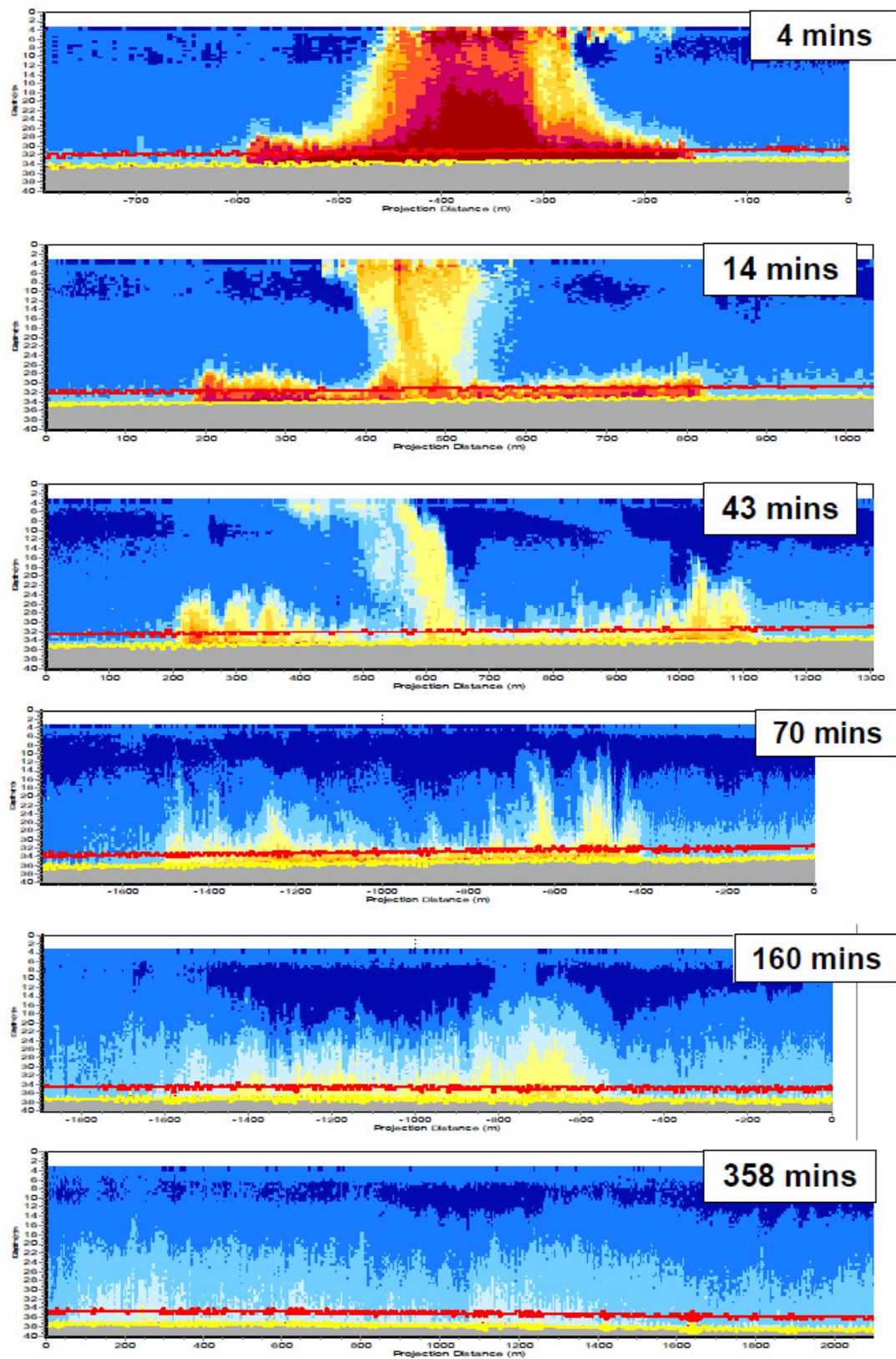


Abbildung A 2 ADCP-Messung Oktober 2005; Zeitliche Entwicklung der Schwebstoffwolke

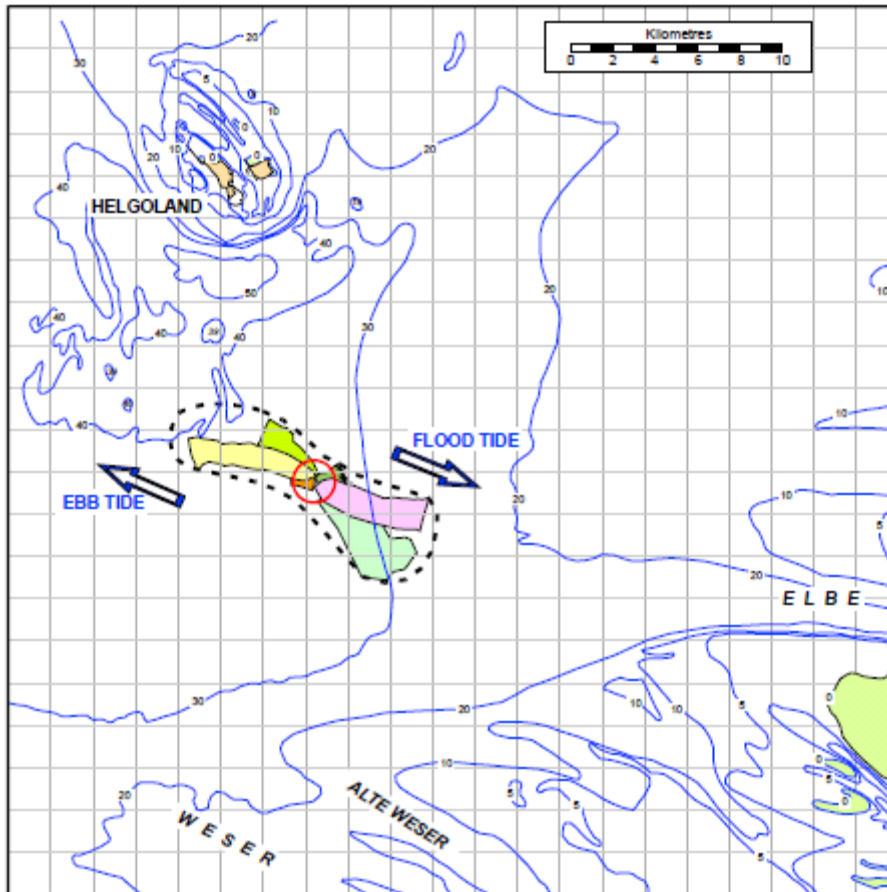


Abbildung A 3 ADCP-Messungen / Ausbreitungsgebiete. Der abgebildete Bereich zeigt die bei den jeweiligen Messungen insgesamt gemessene Fläche. Diese ist größer als die messbare Schwebstoffwolke.

Tabelle A 2 Statistik der chemischen Analysen an der Verbringstelle E3 (August 2012)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	20	0	57,3	62,9	63,8	70,5	73,6
TOC (C)	Gew.% TS	20	0	0,4	0,9	0,9	1,1	1,2
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	20	0	11,1	25,6	25,2	35,1	38,0
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	20	0	4,1	25,7	24,1	34,1	34,4
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	20	0	3,9	24,3	24,1	33,5	36,2
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	20	0	5,4	14,3	20,6	44,7	50,2
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	20	0	1,1	2,0	4,8	9,5	30,0
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	20	0	0,1	0,2	0,4	0,7	1,8
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	20	1	<0,1	0,2	0,3	0,4	0,7
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	20	0	0,1	0,5	0,7	1,4	2,2
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	20	0	15,2	52,4	49,2	66,0	68,8
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	20	0	321	873	849	1152	1240
Schwefel	mg/kg TS	20	0	890	2950	2874	3800	5600
Phosphor	mg/kg TS	20	0	220	410	404	511	520
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	20	0	3,2	8,3	8,1	11,1	12,0
Blei	mg/kg TS	20	0	6,3	19,0	17,7	23,0	24,0
Cadmium	mg/kg TS	20	1	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,3
Chrom	mg/kg TS	20	0	8,6	25,0	24,7	34,2	36,0
Kupfer	mg/kg TS	20	0	8,8	12,0	12,0	13,1	17,0
Nickel	mg/kg TS	20	0	3,8	11,0	10,4	14,0	15,0
Quecksilber	mg/kg TS	20	0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,3
Zink	mg/kg TS	20	0	30,0	70,0	68,2	82,1	109
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	20	0	21,0	26,0	25,8	29,0	31
Blei <20 µm	mg/kg TS	20	0	58,0	63,0	63,7	69,0	70
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	20	0	0,4	0,5	0,5	0,6	0,8
Chrom <20 µm	mg/kg TS	20	0	73,0	89,5	87,6	94,3	100
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	20	0	27,0	32,0	32,0	36,1	40,0
Nickel <20 µm	mg/kg TS	20	0	34	36	36	37	38
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	20	0	0,1	0,4	0,4	0,6	0,7
Zink <20 µm	mg/kg TS	20	0	175,0	210,5	216,7	248,1	289,0
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	20	15	<20	<20	k.MW	21,2	29,0
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	20	19	<10	<10	k.MW	<10	10,0
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	20	2	<10	13,0	11,3	17,1	19,0
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	20	0	0,2	0,4	0,4	0,5	0,6
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,3	0,3	0,4	0,5
PCB 52	µg/kg TS	20	3	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
PCB 101	µg/kg TS	20	0	0,2	0,3	0,4	0,7	1,5
PCB 118	µg/kg TS	20	0	0,1	0,3	0,3	0,4	0,4
PCB 138	µg/kg TS	20	0	0,2	0,6	0,7	1,2	1,5
PCB 153	µg/kg TS	20	0	0,4	0,8	0,9	1,5	2,3
PCB 180	µg/kg TS	20	0	0,2	0,4	0,5	0,9	1,3
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	20	0	1,5	2,8	3,3	5,3	6,0

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	20	7	<0,05	0,1	0,0	0,1	0,1
gamma-HCH	µg/kg TS	20	20	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	<0,05
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	20	0	0,1	0,3	0,3	0,3	0,4
p,p'-DDD	µg/kg TS	20	0	0,3	0,7	0,7	1,1	1,5
p,p'-DDT	µg/kg TS	20	19	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	0,1
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	20	0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	20	0	0,3	0,4	0,5	0,7	1,3
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	0	1,8	4,6	5,1	7,2	8,5
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	2	<1	1,9	1,9	2,9	5,4
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	0	1,8	9,6	11,9	19,2	63,0
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	19	<1	<1	k.MW	<1	1,7
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	20	<1	<1	k.MW	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	20	<1	<1	k.MW	<1	<1
Sonstiges								
Sum PCDD/F(I-	ng/kg TS	3	0	1,5	3,4	2,8	3,4	3,4
umgerechnet auf < 20 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <20µm								
Mineralöl	mg/kg TS	20	15	<20	<20	k.MW	72,1	112
Polycyclische Aromaten <20µm								
PAK Sum6 g.BG	mg/kg TS	20	0	0,5	0,8	0,9	1,4	1,7
Polychlorierte Biphenyle <20µm								
PCB 28	µg/kg TS	20	1	<0,1	1,2	1,3	1,7	2,3
PCB 52	µg/kg TS	20	3	<0,1	0,5	0,5	1,0	1,5
PCB 101	µg/kg TS	20	0	0,7	1,4	2,1	3,8	8,1
PCB 118	µg/kg TS	20	0	0,7	1,1	1,3	2,0	2,7
PCB 138	µg/kg TS	20	0	1,2	2,1	3,1	5,1	9,9
PCB 153	µg/kg TS	20	0	1,8	3,1	4,2	7,1	12,4
PCB 180	µg/kg TS	20	0	0,8	1,5	2,4	5,0	9,9
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	20	0	6,9	11,5	14,9	24,4	43,8
Hexachlorcyclohexane <20µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	20	7	<0,05	0,2	0,2	0,5	0,8
gamma-HCH	µg/kg TS	20	20	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	<0,05
DDT + Metabolite < 20 µm								
o,p DDE	µg/kg TS	20	20	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	<0,1
p,p'-DDE	µg/kg TS	20	0	0,6	1,1	1,1	1,7	2,3
o,p-DDD	µg/kg TS	20	0	0,3	1,2	1,2	2,6	2,9
p,p'-DDD	µg/kg TS	20	0	1,0	2,9	3,5	6,2	9,2
o,p-DDT	µg/kg TS	20	20	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	<0,1
p,p'-DDT	µg/kg TS	20	19	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	0,3
Chlorbenzole < 20 µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	20	0	0,3	0,6	0,7	1,2	1,4
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	20	0	0,8	1,6	2,3	3,8	8,5

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein Mittelwert berechnet

Tabelle A 3 Statistik der chemischen Analysen im Umfeld der Verbringstelle (August 2012)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	30	0	43,6	58,2	59,1	66,8	69,3
TOC (C)	Gew.% TS	30	0	0,5	1,1	1,0	1,2	1,5
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	30	0	16,5	34,4	33,0	41,9	48,8
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	30	0	12,5	29,5	30,1	42,7	51,8
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	30	0	7,2	21,5	22,4	38,0	44,0
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	30	0	0,8	7,8	8,0	12,6	24,5
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	30	0	0,3	1,7	4,1	11,5	24,4
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	30	0	0,1	0,4	0,5	1,0	1,9
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	30	0	0,1	0,3	0,5	0,7	2,1
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	30	2	<0,1	0,8	1,4	4,3	6,2
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	30	0	33,2	66,0	63,1	80,3	87,9
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	30	0	527,0	1045,0	993,5	1201,	124
Schwefel	mg/kg TS	30	0	1400,	4550,0	4443,3	6620,	700
Phosphor	mg/kg TS	30	0	300,0	465,0	458,0	551,0	600,
Metalle aus der Gesamtfraction								
Arsen	mg/kg TS	30	0	5,7	11,0	10,7	13,1	14,0
Blei	mg/kg TS	30	0	10,0	22,0	21,5	27,1	29,0
Cadmium	mg/kg TS	30	0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,4
Chrom	mg/kg TS	30	0	18,0	34,0	32,5	39,0	40,0
Kupfer	mg/kg TS	30	0	6,9	12,0	11,5	14,0	15,0
Nickel	mg/kg TS	30	0	7,8	14,0	13,5	16,1	17,0
Quecksilber	mg/kg TS	30	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
Zink	mg/kg TS	30	0	40,0	74,0	71,5	90,2	100,
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	30	0	23,0	27,0	27,8	31,5	38,0
Blei <20 µm	mg/kg TS	30	0	37,0	64,0	61,2	74,7	88,0
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,2	0,4	0,4	0,7	0,9
Chrom <20 µm	mg/kg TS	30	0	74,0	86,0	86,2	96,3	102,
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	30	0	21,0	28,0	27,8	32,2	40,0
Nickel <20 µm	mg/kg TS	30	0	33,0	36,0	35,9	38,1	42,0
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,1	0,4	0,4	0,7	0,9
Zink <20 µm	mg/kg TS	30	0	142,0	195,5	198,8	263,9	304,
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	30	16	<20	<20	k.MW	26,2	40,0
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	30	30	<10	<10	k.MW	<10	<10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	30	5	<10	15,0	12,3	22,1	33,0
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	30	0	0,2	0,3	0,4	0,5	0,7
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	30	0	0,2	0,3	0,4	0,5	0,9
PCB 52	µg/kg TS	30	9	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,5
PCB 101	µg/kg TS	30	0	0,1	0,3	0,3	0,5	1,0
PCB 118	µg/kg TS	30	0	0,2	0,3	0,3	0,5	0,8
PCB 138	µg/kg TS	30	0	0,2	0,5	0,6	0,9	1,5
PCB 153	µg/kg TS	30	0	0,3	0,7	0,8	1,3	2,2
PCB 180	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,3	0,4	0,7	1,0
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	30	0	1,2	2,5	2,9	4,5	7,9

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	30	30	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	<0,05
gamma-HCH	µg/kg TS	30	29	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	0,1
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	30	4	<0,1	0,2	0,2	0,3	1,1
p,p'-DDD	µg/kg TS	30	0	0,1	0,3	0,4	0,7	1,4
p,p'-DDT	µg/kg TS	30	26	<0,1	<0,1	k.MW	0,1	1,6
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	30	10	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	30	0	0,1	0,3	0,3	0,4	0,9
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	2	<1	5,2	4,8	7,5	10,0
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	15	<1	0,2	k.MW	1,9	3,6
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	11	<1	1,8	3,5	3,1	73,0
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	29	<1	<1	k.MW	<1	6,5
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	30	<1	<1	k.MW	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	29	<1	<1	k.MW	<1	4,4
Sonstiges								
Sum PCDD/F(I-TE)(NATO/CCMS)	ng/kg TS	4	0	1,4	2,3	2,7	4,2	4,9
umgerechnet auf < 20 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <20µm								
Mineralöl	mg/kg TS	30	16	<20	<20	k.MW	88,3	118,7
Polycyclische Aromaten <20µm								
PAK Sum6 g.BG	mg/kg TS	30	0	0,2	0,6	0,6	0,9	1,4
Polychlorierte Biphenyle <20µm								
PCB 28	µg/kg TS	30	0	0,4	1,0	1,1	1,6	2,5
PCB 52	µg/kg TS	30	9	<0,1	0,4	0,3	0,8	1,3
PCB 101	µg/kg TS	30	0	0,4	1,0	1,1	1,8	3,0
PCB 118	µg/kg TS	30	0	0,4	1,0	1,1	1,9	2,3
PCB 138	µg/kg TS	30	0	0,5	1,5	1,8	2,9	4,3
PCB 153	µg/kg TS	30	0	0,6	2,0	2,5	4,7	6,7
PCB 180	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,9	1,2	2,4	3,8
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	30	0	2,8	7,7	9,2	14,9	23,8
Hexachlorcyclohexane <20µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	30	30	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	<0,05
gamma-HCH	µg/kg TS	30	29	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	0,1
DDT + Metabolite < 20 µm								
o,p DDE	µg/kg TS	30	30	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	<0,1
p,p'-DDE	µg/kg TS	30	4	<0,1	0,5	0,7	1,0	3,9
o,p-DDD	µg/kg TS	30	12	<0,1	0,3	0,3	0,7	1,2
p,p'-DDD	µg/kg TS	30	0	0,3	0,9	1,2	2,0	3,7
o,p-DDT	µg/kg TS	30	29	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	1,4
p,p'-DDT	µg/kg TS	30	26	<0,1	<0,1	k.MW	0,3	5,4
Chlorbenzole < 20 µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	30	10	<0,1	0,4	0,3	0,7	0,8
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	30	0	0,3	0,8	0,8	1,1	2,7

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein Mittelwert berechnet

Tabelle A 4 Ermittlung der Messunsicherheit anhand von Doppelbestimmungen (Daten 2005 bis 2012)

Parameter	Nordseeproben			
	ermittelt an 76 Doppelbestimmungen			
	bestimmt in Frakt. < 20 µm		bestimmt in Gesamtfraktion	
Anorganische Parameter	Mess-unsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**	Mess-unsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**
Arsen	6	76	8	41
Blei	8	76	9	41
Cadmium	15	76	19	40
Chrom	9	76	14	41
Kupfer	11	76	11	41
Nickel	10	76	12	41
Quecksilber	23	75	33	35
Zink	10	76	6	41
Organische Parameter	bestimmt in Gesamtfraktion			
PAK (Summe aus 6 / 16)	25 / 22	75 / 75		
Mineralöl-KW (C10-C40)	n.b.			
PCB (Summe aus 7)	22	58		
pp-DDE	17	27		
pp-DDD	19	40		
pp-DDT	66	6		
Hexachlorbenzol	46	31		
Organozinnverbindungen	20*			

*ermittelt aus Ringversuchen, Messunsicherheit aus Doppelbestimmungen ist deutlich höher

Die Messunsicherheit aus Doppelbestimmungen wird nach einem Verfahren des Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie ermittelt (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2002), Analysenverfahren – Fachgremium Altlastenanalytik, Teil 6. Handbuch Altlasten Band 7)

** Anzahl Doppelbestimmungen > BG: In die Berechnung gehen nur Doppelbestimmungen mit ein, bei denen beide Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze liegen

Tabelle A 5 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 und Umfeld (August 2012)

Verbringstelle (n = 14)				
	Porenwasser (PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	12	13	12
	EL	14	14	
pT1	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT2	PW	1	0	1
	EL	0	0	
pT3	PW	0	1	0
	EL	0	0	
pT4	PW	1	0	1
	EL	0	0	
Umfeld der Verbringstelle (n=20)				
pT0	PW	20	18	16
	EL	20	18	
pT1	PW	0	2	4
	EL	0	2	
pT2	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT3	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	

Ergebnisse des Amphipodentests

Mariner Amphipodentest (Anzahl n = 34)	Anzahl Proben Labor 1		
	≤ 20 % (Prozent Hemmung)	>20 % (Prozent Hemmung)	> 40 % (Prozent Hemmung)
Verbringstelle (n=14)	14	0	0
1,5-km Ring (n=5)	5	0	0
2-km Ring (n=5)	5	0	0
6-km Ring (n=5)	5	0	0
Referenz (n=5)	5	0	0

Hemmung < 20 % nicht toxisch, > 20 % leicht toxisch, > 40 % toxisch (Klassifikation nach einer Empfehlung der BfG)

Tabelle A 6 Belastung der Sedimente der Wattmessstellen Schleswig-Holsteins in 2012

		n	Min	Median	Mittel	Max	07-11' n=39	Vergleich* n = 15
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	6	2	13	10	16	3 – 73	1,4 - 22
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	6	9	38	36	61	9,7 – 89	3,4 - 38
TOC Feststoff	Gew.-% TS	6	0,1	0,7	0,5	0,7	0,13 – 2,6	
Metalle (Frakt. <20µm)								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	6	27	32	32	37	18 – 56	10 - 33
Blei <20 µm	mg/kg TS	6	52	55	57	69	39 – 71	9 - 99
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	6	0,35	0,37	0,42	0,67	0,2 – 0,6	0,12 - 1,4
Chrom <20 µm	mg/kg TS	6	86	89	91	99	37 – 101	55 -130
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	6	31	37	38	48	16 – 60	8 - 28
Nickel <20 µm	mg/kg TS	6	36	37	37	39	26 – 48	25 - 58
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	6	0,23	0,31	0,34	0,58	0,2 – 1,1	0,04 - 0,6
Zink <20 µm	mg/kg TS	6	170	188	187	202	139 – 354	90 - 330
Organische Schadstoffe (Gesamtfraktion)								
Mineralöl***	mg/kg TS	6	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20 – < 50	
PAK Summe 16	mg/kg TS	6	< 0,16	< 0,16	0,17	0,18	< 0,16 – 0,50	
PCB Summe 7	µg/kg TS	6	<0,7	0,8	1,2	3,3	< 0,7 –3,7 (15)	
alpha-HCH	µg/kg TS	6	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05 – < 0,1	
beta-HCH	µg/kg TS	6	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1 – < 0,1	
gamma-HCH	µg/kg TS	6	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05 – < 0,1	
o,p'-DDE	µg/kg TS	6	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1 – < 0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	6	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1 – < 0,5	
o,p'-DDD	µg/kg TS	6	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1 – < 0,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	6	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1 – < 0,5	
o,p'-DDT	µg/kg TS	6	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1 – < 0,5	
p,p'-DDT	µg/kg TS	6	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1 – 2,4	
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	6	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1 - < 0,5	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	6	< 0,1	< 0,1	0,11	0,13	< 0,1 – 0,9	
Monobutylzinn	µg OZK/kg	6	< 1,0	< 1,0	1,1	1,3	< 1,0 – 5,4	
Dibutylzinn	µg OZK/kg	6	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0 – 1,3	
Tributylzinn	µg OZK/kg	6	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0 – 3,7	
Tetrabutylzinn	µg OZK/kg	6	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0 – 1,2	

PAK-Summe 16 und PCB Summe 7 mit ganzer Bestimmungsgrenze

* Vergleichswerte für Körnung und Schwermetalle von Messstellen des LANU (Büsum, Oland, List, Langeneß, Südfall Heverstrom) aus dem Zeitraum 1999 – 2004 (n=15, für Fraktion < 63 µm n=10)

*** Wechsel der Bestimmungsgrenze ab 2. Quartal 2010 von < 50 mg/kg auf < 20 mg/kg TS

' 07-11 Minimum-Maximumwerte der Wattmessstellen Schleswig-Holstein 2007-2011 (n=39).
Ein hoher PCB-Wert in Klammern als Ausreißer, s. Zwischenbericht der BfG 2008

Tabelle A 7 Gebietsfremde Arten im Verklappungsbereich E3 sowie in der Umgebung (andere Teilgebiete des E3-Monitoringprogramms inklusive des Referenzgebietes)

Tabelle entnommen aus: BioConsult (2013): Ausbreitungspotenzial von Neozoen aus dem Hamburger Hafen in die Nordsee via Baggergutverklappungen (MZB = Makrozoobenthos)

	Klappzentrum	Andere Teilgebiete	Neozoa / kryptogene Arten			Invasive Arten	
	05 - 12	05 - 12	Nehring & Leuchs (1999)	Gollasch et al (2009)	Buschbaum et al (2012)	DAISY	NOBANIS
Makrozoobenthos							
<i>Crepidula formicata</i>		x	x	x	x	x	x
<i>Ensis directus</i>	x	x	x	x	X	x	x
<i>Alitta virens*</i>	x	x	x	x	x		
<i>Jassa marmorata**</i>		x			x		
Fische							
keine	-	-	-	-	-	-	-

* kryptogene Art

** potenziell gebietsfremd

Tabelle A 8 Nachweise von Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bereichen OWK „Elbe Ost“, „Hafen“ und „Elbe West“ (Mühlenberger Loch) sowie auf der „Delegationsstrecke Süderelbe“

Tabelle entnommen aus: BioConsult (2013): Ausbreitungspotenzial von Neozoen aus dem Hamburger Hafen in die Nordsee via Baggergutverklappungen (verändert)

ARTNAME	nach Krieg (2008, 2010, 2011)			nach KLS
	OWK Elbe West	OWK Hafen	OKW Elbe Ost	Süderelbe
<i>Corophium curvispinum</i>		x	x	x
<i>Gammarus tigrinus</i>		x	x	x
<i>Corbicula</i> ssp. (fluminea/fluminalis)	x	x	x	
<i>Corbicula fluminea</i>				x
<i>Dreissena polymorpha</i>	x	x	x	x
<i>Cordylophora caspia</i>	x	x	x	x
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>			x	x
<i>Eriocheir sinensis</i>			x	x
<i>Hypania invalida</i>	x	x	x	
<i>Marenzelleria viridis</i>	x	x		
<i>Marenzelleria</i> sp.				x

Tabelle A 9 Neozoen (Fische) der Elbe nach Gaumert und Hale (2008)

Tabelle entnommen aus BioConsult (2013): Ausbreitungspotenzial von Neozoen aus dem Hamburger Hafen in die Nordsee via Baggergutverklappungen

Deutscher Name	Artnamen	Status	Einstufung Schwarze Listen (Nehring et al. 2010)	NOBANIS (www.nobanis.org)
anadrome Wanderfische				
Weißer Stör	<i>Acipenser transmontanus</i>	k.A.	k.A.	Invasivität unbekannt, nicht als Alien verzeichnet
Sibirischer Stör	<i>Acipenser baeri</i>	unbeständig	Schwarze Liste – Aktionsliste	
Regenbogenforelle*	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	etabliert	Schwarze Liste – Managementliste	
Süßwasserfische				
Weißflossengründling	<i>Gobio albipinnatus</i>	k.A.	k.A.	Invasivität unbekannt, nicht als Alien verzeichnet
Marmorkarpfen	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	unbeständig	Graue Liste - Handlungsliste	
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	etabliert	Graue Liste - Handlungsliste	
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	etabliert	Graue Liste - Handlungsliste	
Zwergwels	<i>Ameiurus nebulosus</i>	etabliert	Schwarze Liste – Managementliste	
Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>	etabliert	Graue Liste – Beobachtungsliste	
Karausche	<i>Carassius carassius</i>	k.A.	k.A.	nicht als Alien verzeichnet
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	k.A.	k.A.	nicht als Alien verzeichnet
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	native/etabliert	k.A.	nonnative für andere europäische Länder
Schwarzmundgrundel**	<i>Neogobius melanostomus</i>	etabliert	Schwarze Liste – Managementliste	

* Regenbogenforelle z. T. Wanderverhalten, z.T. auch „stationär“

** Süß- und Brackwasserart