

Elbehafen Brunsbüttel „Jetty Westbecken – FSRU-Liegeplatz“

Unterlagen zum Antrag auf Planfeststellung gemäß § 68 Absatz 1 WHG

M6.1.2

Aktualisierung der Auswirkungsprognose zur Baggergutverbringung in die Nordsee (Stelle Tonne E3) unter geänderten Randbedingungen

Version	Datum	Beschreibung der Änderungen	Erstellt durch	Geprüft durch
00	22.12.2022	Antrag vorz. Maßnahmenbeginn	BFG	HPA
01	07.06.2024	Finaler Planfeststellungsantrag	BFG	HPA

BfG-1984

Aktualisierung der Auswirkungsprognose zur Baggergutverbringung in die Nordsee (Stelle Tonne E3)

Auftraggeber : Hamburg Port Authority
SAP-Nr.: : M396020104017
Anzahl der Seiten : 145
Aufgestellt durch : Bundesanstalt für Gewässerkunde

Koblenz, 29.05.2019

Vervielfältigung und Veröffentlichung des Berichtes – auch auszugsweise – bedürfen der schriftlichen Genehmigung der Bundesanstalt für Gewässerkunde.

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Postfach 20 02 53
56002 Koblenz
Telefon: (0261) 1306-0
E.mail: posteingang@bafg.de
Internet: <http://www.bafg.de>

Koordination:

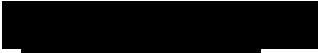
Ref G1



Fachliche Bearbeitung:

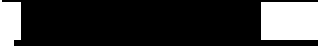
Morphologie:

Ref M3

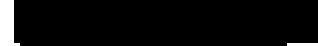


Hydrologie:

Ref. M1

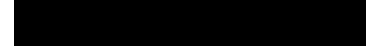


Schadstoffbelastung:



Ökotoxikologie:

Ref G3



Sauerstoff/Nährstoffe/

Phytoplankton

Ref. U2



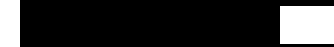
Bioakkumulation

Ref. G3



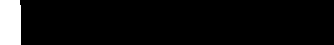
Makrozoobenthos

Ref. U4



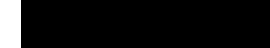
Fische

Ref. U4



Vögel und Meeressäuger

Ref. U4



Inhalt

1	Veranlassung.....	1
2	Randbedingung für die zukünftige Verbringung von Baggergut in die Nordsee.....	3
3	Berichts- und Untersuchungsgrundlage.....	6
4	Beschreibung des Baggergutes.....	7
4.1	Bewertung des Baggerguts nach GÜBAK.....	7
4.1.1	Schadstoffuntersuchungen.....	7
4.1.2	Nährstoffgehalte und Sauerstoffzehrung.....	10
4.1.3	Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse.....	11
4.2	Feinkornanteile von Modellhoppert.....	14
5	Beschreibung der Entwicklungen an der Verbringestelle und im Umfeld (IST-Zustand).....	16
5.1	Morphologische Entwicklungen.....	16
5.1.1	Entwicklung des Ablagerungskörpers.....	16
5.1.2	Lagestabilität des Ablagerungskörpers.....	18
5.1.3	Sedimentologische Eigenschaften der Gewässersohle.....	22
5.1.4	Räumliche Ausdehnung der Baggergutaufgabe.....	23
5.1.5	Schwebstoffgehalte und Trübungsverhältnisse.....	27
5.2	Entwicklung der Schadstoffgehalte in Sedimenten.....	27
5.2.1	Verbleib der verbrachten Baggergutmengen im Bereich der Stelle Tonne E3.....	27
5.2.2	Räumliche Verteilung der Schadstoffbelastung im Nahfeld.....	28
5.2.3	Räumliche Verteilung von Spurenmetallen in den Sedimente des Fernfeldes.....	31
5.2.4	Entwicklung der Nährstoffgehalte in den Sedimenten des Monitoringgebietes.....	33
5.2.5	Entwicklung der Schadstoffgehalte an den Dauermessstationen im nord- und ostfriesischen Watt.....	35
5.2.6	Bewertung der Schadstoffbelastung von Sedimenten anhand von nationalen und internationalen Umweltbewertungskriterien.....	43
5.3	Untersuchungen in der Wassersäule.....	57
5.3.1	Sauerstoffhaushalt.....	58
5.3.2	Nährstoffgehalte.....	63

5.3.3	Phytoplankton	65
5.4	Entwicklung der ökotoxikologischen Belastungen.....	66
5.5	Entwicklung der Schadstoffgehalte in Biota.....	71
5.5.1	Bisherige Auswirkungen der Baggergutverbringung zur Tonne E3	71
5.5.2	Bewertung der Schadstoffgehalte in Biota anhand von nationalen und internationalen Umweltbewertungskriterien	72
5.6	Makrozoobenthosbestand	76
5.7	Fischbestand.....	78
5.8	Vogelbestand.....	81
5.9	Meeressäugerbestand	82
6	Abschätzung der Auswirkungen im Verbringbereich bei Tonne E3.....	83
6.1	Morphologische Auswirkungen.....	83
6.1.1	Auswirkungen in Bezug auf den Ablagerungskörper.....	83
6.1.2	Sedimentologische Eigenschaften der Gewässersohle	84
6.1.3	Räumliche Ausdehnung der Baggergutauflage	85
6.1.4	Auswirkungen auf die Schwebstoffgehalte und Trübung	85
6.2	Auswirkungen der Verdriftung von Feinkornanteilen des verbrachten Baggerguts auf die Schadstoffgehalte der Umgebungssedimente	86
6.3	Auswirkungen auf die Schadstoffverteilung in den Sedimenten der Deutschen Bucht	96
6.4	Erwartete Auswirkungen bei einer Fortführung der Baggergutverbringung auf den Stoffhaushalt der Sedimente	101
6.5	Auswirkungen auf den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt der Wassersäule sowie auf das Phytoplankton.....	101
6.6	Auswirkungen auf die Ökotoxikologie.....	104
6.7	Auswirkungen auf die Bioakkumulation	105
6.8	Auswirkungen auf das Makrozoobenthos.....	107
6.9	Auswirkungen auf den Fischbestand	108
6.10	Auswirkungen auf den Vogelbestand	108
6.11	Auswirkungen auf den Meeressäugerbestand.....	110
7	Zusammenfassung	113
8	Literaturverzeichnis	121
9	Anlagen.....	126

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Randbedingungen und Verbringungszenarien für die Erstellung der Prognose.	5
Abbildung 2:	Differenzmodell der Fächerecholot-Messungen zwischen Juli 2005 und Juni 2018.....	17
Abbildung 3:	Anzahl der Tage im Jahr an denen eine bestimmte Windgeschwindigkeit übertreten wird, DWD Station Helgoland.	19
Abbildung 4:	Differenzmodell Juni 2006 bis März 2007	20
Abbildung 5:	Korngrößenzusammensetzung der Gewässersohle auf und im Umfeld der Stelle Tonne E3	23
Abbildung 6:	Häufigkeit eines sehr sicheren Nachweises einer Baggergutaufgabe im Gesamtzeitraum von Juli 2005 bis Juni 2018	24
Abbildung 7:	Häufigkeit eines sehr sicheren Nachweises einer Baggergutaufgabe für den Zeitraum von Juli 2005 bis Mai 2016 und Mai 2016 bis Juni 2018	26
Abbildung 8:	Ausbreitungsfläche des schadstoffbelasteten Baggerguts in den Sedimenten des Nahfelds der Verbringstelle nach der Beprobung im September 2018.....	30
Abbildung 9:	Schwermetallgehalte in den Sedimenten der BSH-Stationen in der Fraktion < 20 µm	32
Abbildung 10:	Box-and-Whisker Plot ausgewählter Nährstoffe für das Verbringzentrum von 2005 bis 2018	33
Abbildung 11:	Box-and-Whisker Plot ausgewählter Nährstoffe für die Teilbereiche ohne Verbringzentren von 2005 bis 2018.....	34
Abbildung 12:	Lage der Wattmessstationen in der südlichen Nordsee	36
Abbildung 13:	Zeitlicher Verlauf der Spurenmetallkonzentrationen in den Sedimenten der Wattmessstationen Niedersachsens und Schleswig-Holsteins 2007 bis August 2018.	40
Abbildung 14:	Zeitliche Entwicklung ausgewählter organischer Schadstoffe in den Sedimenten der Wattmessstationen Niedersachsens und Schleswig-Holsteins 2007 bis August 2018.	41
Abbildung 15:	Box-and Whisker Diagramm der Quecksilbergehalte (< 2 mm) in den Oberflächensedimenten der Teilbereiche des Monitoringgebiets für die Beprobungskampagnen 2005 bis 2018.	50
Abbildung 16:	Box-and Whisker Diagramm der PCB 118-Gehalte (< 2 mm) in den Oberflächensedimenten der Teilbereiche des	

Monitoringgebiets für die Beprobungskampagnen 2005 bis 2018.	51
Abbildung 17: Karte der Messstationen der Transektfahrten im Jahr 2016 und 2017.	58
Abbildung 18: Wassertemperaturen (Tagesmittelwerte) in 7 verschiedenen Tiefenstufen an der Station Deutsche Bucht im Jahr 2016.....	60
Abbildung 19: Oberflächennahe und bodennahe Sauerstoffgehalte (Tagesmittelwerte) an der Station „Deutsche Bucht“ im Jahr 2016.	61
Abbildung 20: Wassertemperaturen (Tagesmittelwerte) in 7 verschiedenen Tiefenstufen an der Station „Deutsche Bucht“ im Jahr 2017.....	62
Abbildung 21: Oberflächennahe und bodennahe Sauerstoffgehalte (Tagesmittelwerte) an der Station „Deutsche Bucht“ im Jahr 2017.	62
Abbildung 22: Oberflächennahe (linke Grafik) und bodennahe (rechte Grafik) Nitrit-+Nitratgehalte auf den Transektfahrten der Jahre 2016 und 2017.	63
Abbildung 23: Oberflächennahe (linke Grafik) und bodennahe (rechte Grafik) ortho-Phosphatgehalte auf den Transektfahrten der Jahre 2016 und 2017.	64
Abbildung 24: Oberflächennahe (linke Grafik) und bodennahe (rechte Grafik) Silikatgehalte auf den Transektfahrten der Jahre 2016 und 2017.....	65
Abbildung 25: Oberflächennahe Phytoplanktonbiomassen auf den Transektfahrten der Jahre 2016 und 2017.	66
Abbildung 26: Lage der Bilanzierungsräume in BAW (2016) und angenommene maximale Ablagerungsmächtigkeiten verdriftenden Baggerguts.....	97

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Mittlere Schadstoffbelastung und Korngrößenverteilung von Baggergut aus den verschiedenen Bereichen des Hamburger Hafens mit Beurteilung der Schadstoffbelastung nach GÜBAK.	9
Tabelle 2:	Einstufung der Sauerstoffzehrung nach 3 Stunden (Müller, Pfitzner, & Wunderlich, 1998)	11
Tabelle 3:	Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse der limnischen und der marinen Biotestpalette des Hamburger Baggergutes für 2015 bis 2018. Angegeben ist die Häufigkeit der erfassten Toxizitätsklassen.....	12
Tabelle 4:	Zusammenfassung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse der marinen Biotestpalette des Hamburger Baggergutes für 2015 bis 2018.....	13
Tabelle 5:	Trockenmassen der Feinkorn- und Sandanteile, hier bezogen auf die Gesamtmenge Baggergut von 5 Mio. t TS	14
Tabelle 6:	Trockenmassen der Feinkorn- und Sandanteile, hier bezogen auf einen Hopperbagger mit Laderaumvolumen 12.000 m ³	15
Tabelle 7:	Anzahl der Beprobungen an den Wattmessstationen.	37
Tabelle 8:	OSPAR-Bewertungskriterien und Ergebnisse der Beprobungen 2015 bis 2018 im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3	46
Tabelle 9:	Arithmetische Mittelwerte von Schadstoffen im Untersuchungsgebiet der Jahre 2015 bis 2018 im Vergleich zu den vorliegenden UQN	53
Tabelle 10:	Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse der Oberflächensedimente bei Tonne E3 mit der marinen Biotestpalette vom Mai 2015 bis September 2018.....	68
Tabelle 11:	Zusammenstellung der ökotoxikologischen Ergebnisse von Tonne E3 für die sechs Untersuchungsbereiche der sechs Kampagnen von 2015 bis 2018.	69
Tabelle 12:	Zusammenfassung aller ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse an den Oberflächensedimenten von Tonne E3 mit der marinen Biotestpalette. Dargestellt ist die Anzahl der Toxizitätsklassen für die einzelnen Kampagnen vom Juli 2005 bis September 2018. Der angegebene Median bezieht sich auf alle Proben der jeweiligen Kampagne.....	70
Tabelle 13:	Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen in Biota	75
Tabelle 14:	Geschätzte Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Schlickfallgebiet (530 km ²) bei Verbringung von 1 Mio. t TS Hamburger Baggergut	90

Tabelle 15:	Geschätzte Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Schlickfallgebiet (530 km ²) bei Verbringung von 1,5 Mio. t TS Hamburger Baggergut	91
Tabelle 16:	Geschätzte Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Schlickfallgebiet (530 km ²) bei Verbringung von 5 Mio. t TS Hamburger Baggergut	92
Tabelle 17:	Geschätzte Auswirkung auf die Schadstoffkonzentrationen der Sedimente des Schlickfallgebiets (743 km).....	95
Tabelle 18:	Geschätzte Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten des nordfriesischen Wattenmeeres.....	98
Tabelle 19:	Geschätzte Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten des dithmarscher Wattenmeeres	99

Anlagenverzeichnis

Anlage 1:	Lage der Baggerbereiche und Probenahmepunkte	126
Anlage 2:	An der Tonne E3 verbrachte Baggergutmenge 2005 bis 2018.....	127
Anlage 3:	Mengen der Feinkornanteile im Baggergut der Szenarien 1-4.....	128
Anlage 4:	Schadstoffgehalte aus den Freigabebehebungen der Landeshafengewässer 2015 bis 2018, bewertet nach GÜBAK.....	129
Anlage 5:	Entwicklung der Tributylzinngelalte in den Sedimenten des Hamburger Baggerguts der Freigabebehebungen 2005 bis 2018	131
Anlage 6:	Berechnungen für die in Kapitel 5.1.1 genannten Zahlenwerte	132
Anlage 7:	Box-and-Whisker Plot der Korngrößenverteilung in den Oberflächensedimenten in den Verbringzentren von 2005 bis 2018	133
Anlage 8:	Box-and-Whisker Plot der Korngrößenverteilung in den Oberflächensedimenten der Monitoringteilgebiete außerhalb der Verbringzentren für die Beprobungskampagnen 2005 bis 2018	134
Anlage 9:	Angaben zu den Differenzmodellen #1 bis #20, Zeitpunkte der Peilungen sowie Start/Ende der Baggerkampagne mit den jeweils auf die Verbringstelle Tonne E3 verbrachten Baggergutmengen.....	135
Anlage 10:	Lage der Monitoringstationen im Schlickfallgebiet	136
Anlage 11:	Zeitlicher Verlauf der Schadstoffentwicklung ausgewählter Spurenmehalle im Nah- und Fernfeld des Monitoringgebietes.....	137
Anlage 12:	Räumliche Verteilung der Nährstoffgehalte im Nahfeld der Verbringstelle	138
Anlage 13:	Lage der hydrographischen MARNET-Messstationen	141
Anlage 14:	Lage der neuen Verbringzentren im Monitoringgebiet	142
Anlage 15:	Lage der Untersuchungsgebiete für die Bioakkumulation	143
Anlage 16:	Anteil der Sandfraktion (>63µm) im Nahfeld der Verbringstelle	144
Anlage 17:	Räumliche Verteilung der Kornfraktion 100-200 µm in den Sedimenten des Monitoringgebietes 2017 und 2018.....	145

1 Veranlassung

Seit 2005 wird Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke und seit 2016 zusätzlich Baggergut aus den Hafenzufahrten der Landeshafengewässer in die Nordsee nordwestlich von Scharhörn auf die Stelle Tonne E3 verbracht. Bis Ende 2018 betrug die dorthin verbrachte Baggergutmenge insgesamt 16,8 Mio. m³ (7,4 Mio. t TS) aus der Delegationsstrecke und 3 Mio. m³ (1,08 Mio. t TS) aus den Hafenzufahrten¹. Für die Verbringungen der Sedimente aus den Hafenzufahrten zur Verbringungsstelle Tonne E3 wurde befristet bis zum 31.12.2021 und begrenzt auf eine Maximalmenge von 3,33 Mio. m³ (Laderaumvolumen (LRV)) bzw. 1,665 Mio. Tonnen Trockensubstanz (t TS) eine wasserrechtliche Erlaubnis erteilt. Des Weiteren besteht seit 2016 für die Verbringung von Sedimenten aus der Delegationsstrecke zwischen HPA und dem Land Schleswig-Holstein ein Einvernehmen, ebenfalls befristet bis zum 31.12.2021 und begrenzt auf eine maximale Baggergutmenge von 6,67 Mio. m³ (bzw. 3,335 Mio. t TS). Somit ergibt sich eine Gesamtmenge von 5 Mio. t TS, die bis 2021 im Bereich der bestehenden Stelle Tonne E3 verbracht werden dürfen. Das Verbringzentrum wurde im Rahmen der Zulassungen vom April 2016 um drei zusätzlich ausgewiesene Flächen erweitert. Die unterdurchschnittlich niedrigen Oberwasserabflüsse der Elbe, die seit dem Ende des Extremhochwassers im Juni 2013 vorherrschen, haben auch im Elbeästuar zu hydrologisch ungünstigen Verhältnissen geführt. Niedrige Oberwasserabflüsse bewirken im Elbeabschnitt stromauf der ästuarinen Trübungszone einen verstärkten Stromauftransport von Feinsedimenten und damit auch eine Intensivierung von Kreislaufbaggerungen. Entsprechend fielen im Hamburger Hafengebiet überdurchschnittlich hohe Baggergutmengen an. Auch aufgrund der zeitlichen Beschränkung der Verbringungen auf die Stelle bei Neßsand war es daher notwendig, vermehrt Baggergut in die Nordsee zu verbringen. Dadurch wird die genehmigte Baggergutmenge voraussichtlich bereits 2019 ausgeschöpft sein. Können die erforderlichen Wassertiefen im Hamburger Hafen nicht gehalten werden, ergeben sich daraus erhebliche Beeinträchtigungen des Schiffsverkehrs und der daran orientierten Logistikketten. Um in den kommenden Jahren weiterhin Baggergut aus der Delegationsstrecke (Deleg.) und den Zufahrtsbereichen der Landeshafengewässer (LHG) auf die Stelle Tonne E3 verbringen zu können, benötigt die Hamburg Port Authority (HPA) ein Anchlusseinvernehmen sowie eine erneute wasserrechtliche Erlaubnis. Hierfür ist die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) durch die HPA um eine Abschätzung der möglichen Auswirkungen bei einer Fortsetzung der Verbringung von Baggergut gebeten worden. In einer vorgezogenen Teilprognose der BfG vom 17.04.2019 wurden zunächst die dabei zu erwartenden morphologischen Auswirkungen, wie die:

¹ Alle Volumenangaben beziehen sich auf das sogenannte Laderaumvolumen eines Hopperbaggers

- Entwicklung des Ablagerungskörpers und seiner Lagestabilität, auch unter Berücksichtigung möglicher Auswirkungen auf bzw. durch die vorherrschenden Strömungsverhältnisse
- erwartete Vergrößerung und Ausdehnung der Baggergutaufgabe mitsamt der Auswirkungen auf die Sedimentologie der Gewässersohle
- möglichen Auswirkungen auf Schwebstoffgehalte bzw. der Trübung

geprüft, sowie die Auswirkungen:

- auf die Schadstoffgehalte in der Umgebung der Verbringstelle, im Schlickfallgebiet und im küstennahen Bereich durch Verdriftung von Feinkornanteilen des verbrachten Baggerguts.

In der nun vorliegenden Auswirkungsprognose werden zusätzlich die weiteren Auswirkungen der Baggergutverbringung auf Nähr- und Sauerstoffhaushalt, Ökotoxikologie, Bioakkumulation und Fauna beschrieben.

Sie wird den Antrag der HPA für die geplante Maßnahme beim Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung (MELUND) als Anlage ergänzen.

Im Folgenden wird der Begriff „Zulassung“ vereinfachend so verwendet, dass der Genehmigungsrahmen für die Gesamtheit des Baggergutes hiervon abgedeckt wird, d. h. sowohl im Kontext der wasserrechtlichen Erlaubnis (Sedimente der Landeshafengewässer) als auch im Sinne des wasserwirtschaftlichen Einvernehmens (Sedimente der Delegationsstrecke).

2 Randbedingung für die zukünftige Verbringung von Baggergut in die Nordsee

Die von HPA bei der BfG beauftragte Prognose beinhaltet die zukünftige Verbringung von weiteren 5 Mio. t TS Baggergut aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten der Landeshafengewässer innerhalb von 5 Jahren auf die bestehende Stelle bei Tonne E3.

Die zu erwartenden Auswirkungen sollen auf Basis der im Folgenden genannten Randbedingungen beschrieben werden. Die jährlich zu verbringende Baggergutmenge wird zwischen 1,0 und 1,5 Mio. t TS betragen:

- In der Regel 1,00 Mio. t TS/a, davon anteilig 0,66 Mio. t TS/a Baggergut aus der Delegationsstrecke und 0,34 Mio. t TS/a aus festgelegten Bereichen der Landeshafengewässer. (*Szenario1_Regelfall*)
- Maximal 1,50 Mio. t TS/a, davon anteilig 1,00 Mio. t TS/a Baggergut aus der Delegationsstrecke und 0,5 Mio. t TS/a aus festgelegten Bereichen der Landeshafengewässer. (*Szenario2_Maximum*)
- In einzelnen Jahren mit einem hohen Oberwasserabfluss (Referenzpegel Neu-Darchau, Elbe-km 536,44) ist von einer Verbringung geringerer Mengen (d.h. < 1 Mio. TS/a) auszugehen.

Zusätzlich soll eine andere Aufteilung der Mengen aus der Delegationsstrecke und den Landeshafengewässern betrachtet werden:

- In der Regel 1,00 Mio. t TS/a, davon anteilig 0,75 Mio. t TS/a Baggergut aus der Delegationsstrecke und 0,25 Mio. t TS/a aus festgelegten Bereichen der Landeshafengewässer. (*Szenario3_Regelfall*)
- Maximal 1,50 Mio. t TS/a, davon anteilig 1,10 Mio. t TS/a Baggergut aus der Delegationsstrecke und 0,40 Mio. t TS/a aus festgelegten Bereichen der Landeshafengewässer. (*Szenario4_Maximum*)

Es wird hierbei der Einsatz von Hopperbaggern mit einer Kapazität von i.d.R. 12.000 m³ LRV angenommen. Im Rahmen der Verbringungen kann es zum zeitgleichen Einsatz von zwei Baggergeräten kommen.

In der Zulassung aus dem Jahr 2016 wurde eine Erweiterung des bisher genutzten Verbringenzentrums (400 m * 400 m) auf drei weitere 400 m * 400 m umfassende, unmittelbar angrenzende Verbringentren genehmigt

Seit Anfang Oktober 2016 wird das Baggergut nicht mehr auf das Verbringzentrum Ost (VZ Ost) sondern auf das Verbringzentrum Süd (VZ Süd) verbracht. Die Einhaltung der erforderlichen Wassertiefe von mindestens -25 m KN ist weiterhin zu beachten. Die Auswirkungsprognose geht davon aus, dass die Verbringung auf die 2016 neu eingerichteten Verbringzentren Süd, Nord und West fortgesetzt wird.

Alle Randbedingungen und die formulierten Szenarien sind in dem Diagramm der Abbildung 1 zusammengefasst.

Die Gesamtbaggergutmengen enthalten je nach Szenario unterschiedliche Anteile aus dem Bereich der Delegationsstrecke sowie den Landeshafengewässern. Die genaue Herkunft im Fall der Delegationsstrecke sind die Bereiche Norderelbe Blatt 7 (NE), Köhlbrand (KB) und Süderelbe Blatt 5 (SE) (Anlage 1). Aus den drei der genannten Bereiche wird bereits seit 2005 Material zur Verbringstelle bei Tonne E3 verbracht. Im Fall der Landeshafengewässer stammt das Baggergut aus den folgenden Bereichen: Köhlfleet (Koe), Parkhafen (Pa), Sandauhafen (Sa), Rethe (Re) und Kuhwerder Vorhafen (Vh)

Der Auswirkungsprognose liegt eine summarische Betrachtung für die Gesamtmenge von 5 Mio. t TS Baggergut verteilt über einen Zeitraum von fünf Jahren zu Grunde. Bei geringer verbrachten Baggergutmengen aus der Delegationsstrecke sowie aus den Landeshafengewässern, unabhängig davon, ob dies die Gesamtmenge oder auch die in Einzeljahren verbrachte Baggergutmenge betrifft, kann von geringeren Auswirkungen als in der vorliegenden Prognose abgeschätzt ausgegangen werden.

5 Mio. t TS Baggergut in den nächsten 5 Jahren, Verbringung im Bereich der bisherigen Stelle bei Tonne E3, Erweiterung Verbringzentrum in westliche Richtung, Bagger (12.000 m³ LRV)

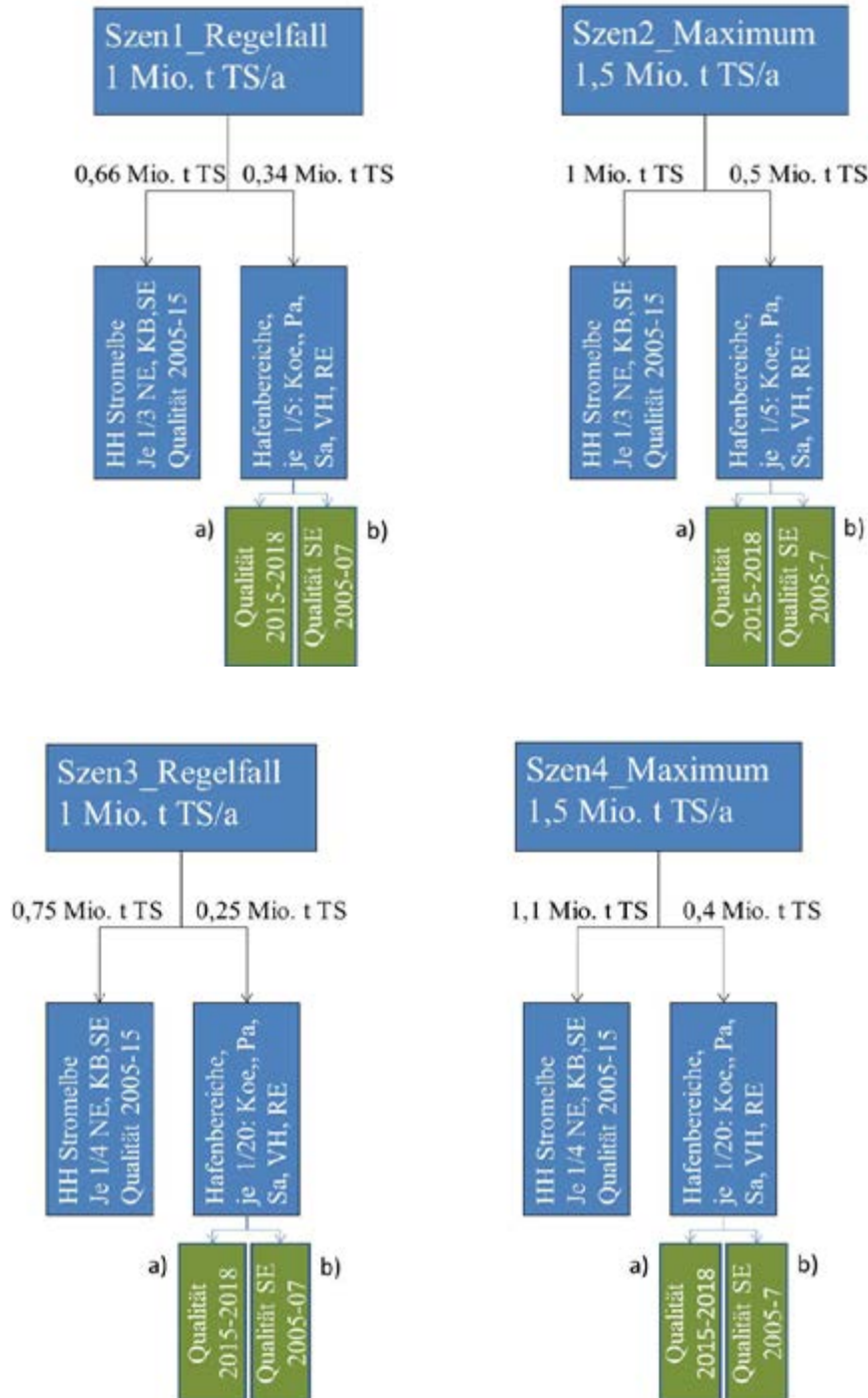


Abbildung 1: Randbedingungen und Verbringungsszenarien für die Erstellung der Prognose.

3 Berichts- und Untersuchungsgrundlage

Die Auswirkungsprognose erfolgt auf der Grundlage der von HPA zur Verfügung gestellten Informationen über Menge, Zusammensetzung und Qualität des Baggergutes aus den in Kapitel 2 genannten Baggerbereichen und der geplanten Verbringungsstrategie. Darüber hinaus werden bei Erstellung der Prognose alle Ergebnisse aus dem seit 2005 an der Tonne E3 laufenden Monitoring berücksichtigt, das von der HPA zur Überprüfung der Auswirkungen der bisherigen Verbringung von insgesamt 19,8 Mio. m³ bzw. 8,5 Mio. t TS Baggergut durchgeführt wurde (Anlage 2). Ein Fokus soll hier nochmals auf den Ergebnissen des letzten Berichtszeitraums 2015 bis 2018 liegen. Detaillierte Angaben zu den durchgeführten Untersuchungen sind nachfolgend aufgeführt. Angaben zum Monitoring finden sich in den Berichten der BfG zur Untersuchung der Auswirkungen der Verbringung von Baggergut auf der Verbringestelle Tonne E3 (BfG, 2013), (BfG, 2016).

Als Grundlage für die Auswirkungsprognose zum Fachaspekt Morphologie liegen umfangreiche Daten aus dem begleitenden Monitoring der Maßnahme vor, darunter regelmäßig durchgeführte Fächerecholotpeilungen und Sedimentbeprobungen. In den Jahren 2005 und zuletzt 2016 wurden zudem Messkampagnen durchgeführt, um Daten über die Verdriftung von eingebrachtem Baggergut zu erheben. Hierzu wurden Wasserproben genommen und Messungen mit einem ADCP (Acoustic Current Doppler Profiler) durchgeführt (HR Wallingford, 2017). Als eine weitere fachliche Grundlage für den Genehmigungsantrag der HPA aus dem Jahr 2016 wurden durch die Bundesanstalt für Wasserbau (Dienststelle Hamburg, BAW – DH) modellbasierte Untersuchungen zur Verdriftung und des großräumigen Verbleibs der auf die Stelle Tonne E3 verbrachten Baggergutmengen durchgeführt. Hierzu ist eine modifizierte Version des Nordseemodells der BAW zum Einsatz gekommen, so wie es für das KfKI-Projekt AUFMOD aufgebaut wurde (Heyer, H., Schrottko, K., 2013). Die Ergebnisse dieser Untersuchungen haben auch für den jetzt im Jahr 2019 geplanten Genehmigungsantrag Gültigkeit und können für die Erstellung dieser Auswirkungsprognose herangezogen werden. Den damals durchgeführten Modellrechnungen lag das folgende Szenario zu Grunde (in Klammern, kursiv und unterstrichen zum Vergleich sind die Eckdaten, welche der aktuellen Auswirkungsprognose zu Grunde liegen, ergänzt): Verbringung von insgesamt 0,98 Mio. t TS (*in der Regel 1,0 Mio t TS; max. 1,5 Mio. t TS*) Baggergut über einen Zeitraum von 15 Wochen auf die Stelle Tonne E3. In den ersten fünf Wochen wurde ein Bagger eingesetzt (Umlaufzeit 14 h), weitere fünf Wochen wurden dann zwei Bagger eingesetzt (d. h. alle 7 h eine Verbringung von Baggergut) und in den verbleibenden letzten fünf Wochen war wiederum nur ein Bagger im Einsatz (*Auch wird weiterhin mit dem parallelen Einsatz von zwei Hopperbaggern gerechnet.*). Für alle Bagger wurde ein Laderaumvolumen von 10.000 m³ angesetzt (Je nach erreichter Laderaumdichte ermöglicht die Größe eines solchen Laderaums die Baggerung von rd. 5000 t TS pro Umlauf (*aktuell: Ansatz von 12.000 m³ und damit etwa 6000 t TS pro Umlauf*)).

4 Beschreibung des Baggergutes

Entsprechend der in Kapitel 2 beschriebenen Szenarien werden der Bewertung der Baggerbereiche aus der Delegationsstrecke die mittlere Korngrößenverteilung und die mittleren Schadstoffkonzentrationen aus den Jahren 2005 bis 2009 und 2014 bis 2015 zugrunde gelegt². In beiden Zeiträumen ist Baggergut zur Tonne E3 verbracht worden. Nach Abstimmung mit der HPA wurden analog zum Vorgehen in BfG (2016) alle Baggergutanalysen der Freigabebeprobungen, ergänzt um Analysen der Landeshafengewässer aus dem Jahr 2015, in die Bewertung einbezogen. Der Zeitraum 2015 - 2018 ist durch niedrige Oberwasserabflüsse gekennzeichnet und zeigt damit einhergehend eine bessere Baggergutqualität. Für die Landeshafengewässer wird die mittlere Korngrößenverteilung und Schadstoffbelastung der Jahre 2015 bis 2018 (Fall a) betrachtet. Als „worst case“ Szenario wird für die Landeshafengewässer die mittlere Korngrößenverteilung und Schadstoffbelastung aus dem Zeitraum 2005-2007 (Fall b) der Süderelbe angenommen (siehe Szenarien in Kapitel 2). Die Mengen der Feinkornanteile, die für die Szenarien angenommen werden, sind in der Anlage 2 und Anlage 3 zusammengefasst.

4.1 Bewertung des Baggerguts nach GÜBAK

4.1.1 Schadstoffuntersuchungen

In Tabelle 1 sind die entsprechend der Szenarien (Abbildung 1) mittleren korngrößenkorrigierten Schadstoffgehalte (Schwermetalle in der Fraktion < 20 µm, organische Schadstoffe in der Fraktion < 63 µm, TBT in der Gesamtprobe < 2 mm sowie in der Fraktion < 63 µm) zusammengefasst und nach den Gemeinsamen Übergangsbestimmungen des Bundes und der Küstenländer zum Umgang mit Baggergut in Küstengewässern (GÜBAK, 2009) bewertet. Zum Vergleich enthält Tabelle 1 auch die Werte aus Bereichen des Untersuchungsgebietes bei E3, die nicht durch die Baggergutverbringung beeinflusst wurden (siehe Spalte E3 Hintergrund 2018). Die Bewertung der Beprobungen auf der Grundlage der GÜBAK für die Jahre 2015 bis 2018 im Bereich der Landeshafengewässer ist in der Anlage 4 zusammengestellt.

Das Baggergut aus den Bereichen Köhlbrand und Norderelbe Blatt 7 aus der Delegationsstrecke zeigt für die meisten Schadstoffe eine vergleichbare mittlere Schadstoffbelastung. Im Vergleich liegen dagegen die Konzentrationen vieler Schadstoffe, vor allem der chlororganischen Verbindungen, im Baggerbereich Süderelbe Blatt 5 um z. T. mehr als 50% höher. Auch die Anteile der Feinkornfraktionen < 20 µm und < 63 µm sind in den Proben aus der Süderelbe um 30 – 50% höher. Gleiche Mengen

² Für die Bewertung erfolgt eine Mittelwertbildung 2005-2015 je Gebiet, ausgenommen Norderelbe Blatt 6/Strandhafen, da Daten von Freigabebeprobungen nur aus dem Zeitraum 2015-2018 vorliegen.

an Baggergut aus dem Bereich Süderelbe Blatt 5 würden wegen der höheren Schadstoffgehalte und der höheren Feinkornanteile stärker zur Schadstofffracht als die beiden anderen Bereiche beitragen. Aufgrund der langanhaltend niedrigen Oberwasserabflüsse seit 2013 sind die mittleren Schadstoffgehalte aus dem Zeitraum 2015-2018 aus dem Bereich Norderelbe Blatt6/Strandhafen geringer als in den anderen Bereichen der Delegationsstrecke.

Die Freigabebeobachtungen 2015 bis 2018 für die Hafenzufahrten der Landeshafengewässer zeigen für die meisten Schadstoffe, wie schon für die Norderelbe Blatt 6/Strandhafen aus der Delegationsstrecke, für die der gleiche Zeitraum verwendet wurde, eine geringere Belastung als die der Sedimente aus den drei Bereichen der Delegationsstrecke im Zeitraum 2005 bis 2015. Auch hier sind die relativ geringen Schadstoffgehalte auf den seit Sommer 2013 anhaltend niedrigen Oberwasserabfluss zurückzuführen. Dies bewirkt einen verstärkten Stromauftransport gering belasteter Sedimente marinen Ursprungs und damit eine Verdünnung der Belastung im Bereich des Hamburger Hafens. Die Feinkornanteile sind mit mehr als 60 Gew.-% in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ und mehr als 80 Gew.-% in der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ deutlich höher als in den Bereichen der Delegationsstrecke im Zeitraum 2005 bis 2015. Die höchste Belastung mit Schadstoffen zeigen die Sedimente aus dem Baggerbereich Süderelbe Blatt 5 im Zeitraum 2005 bis 2007. Die Feinkornanteile liegen im Wertebereich zwischen den Landeshafengewässern 2015 bis 2018 und den Bereichen der Delegationsstrecke 2005 bis 2015.

Die Einzelwerte der Schadstoffgehalte zeigen in den einzelnen Bereichen eine große zeitliche Variabilität (hier nicht dargestellt). Für einige Schadstoffe ist eine Abnahme der Belastung seit 2005 zu beobachten, z. B. für TBT, dessen Gehalte von über $150 \mu\text{g/kg}$ in einigen Bereichen auf unter $50 \mu\text{g/kg}$ in allen betrachteten Gebieten zurückgegangen sind (siehe Kap. 6.2.2).

Tabelle 1: Mittlere Schadstoffbelastung und Korngrößenverteilung von Baggergut aus den verschiedenen Bereichen des Hamburger Hafens mit Beurteilung der Schadstoffbelastung nach GÜBAK.

Rot unterlegte Werte: Überschreitung des Richtwertes 2 (R2), gelb unterlegte Werte: Konzentrationen zwischen R1 und R2, grün unterlegte Werte: Konzentrationen unterhalb des Richtwertes 1 (R1). Vergleichend sind die an der Tonne E3 angetroffenen Hintergrundwerte für das Jahr 2018 eingetragen.

Parameter	Einheit	R1	R2	Delegationsstrecke						Landeshafengewässer					Nordsee E3 Hintergrund 2018*	
				Kb 05-15	NE BI7 05-15	SE BI5 05-15	Deleg NE 6_SH 15-18	MW Deleg. 05-15	MW SE 05-07	Köhlfleet 15-18	Parkhafen 15-18	Rethe2/3 15-18	Sandauhafen 15-18	Vorhafen 15-18		MW LHG 15-18
Fraktion <20µm																
Arsen	[mg/kg TS]	40	120	34,9	33,7	35,8	27,8	34,8	36,6	31,1	31,7	29,3	30,3	30,0	30,5	24,1
Cadmium	[mg/kg TS]	1,5	4,5	2,8	2,4	3,6	1,7	2,9	3,9	1,8	2,3	2,2	2,3	2,2	2,2	0,40
Chrom	[mg/kg TS]	120	360	81,8	74,8	74,4	71,8	77,0	77,3	75,9	80,1	82,9	71,3	73,2	76,7	60
Kupfer	[mg/kg TS]	30	90	71,8	70,1	84,3	51,9	75,4	92,5	57,5	65,8	58,6	62,4	61,0	61,1	30,5
Nickel	[mg/kg TS]	70	210	42,5	41,5	43,1	38,2	42,4	45,5	40,4	42,2	41,5	40,1	38,8	40,6	32,8
Blei	[mg/kg TS]	90	270	89,6	86,8	94,9	78,4	90,5	97,6	82,7	86,2	83,2	82,3	81,7	83,2	66
Zink	[mg/kg TS]	300	900	621	562	708	429	630	705	487	548	520	542	522	523	177
Quecksilber	[mg/kg TS]	0,70	2,1	1,8	1,6	1,9	1,0	1,8	1,8	1,1	1,2	1,1	1,1	1,1	1,1	0,33
Fraktion <63µm																
Sum PCB7	[µg/kg TS]	13	40	21,4	20,1	20,1	16,5	20,6	21,2	17,9	17,2	17,5	17,0	19,4	17,8	6,1
a-Hexachlorcyclohexan	[µg/kg TS]	0,5	1,5	0,92	0,69	1,2	0,60	0,9	1,6	0,51	0,67	0,58	0,71	0,56	0,61	0,12
g-Hexachlorcyclohexan	[µg/kg TS]	0,5	1,5	0,43	0,44	0,41	0,28	0,43	0,56	0,16	0,20	0,20	0,22	0,18	0,19	0,106
Pentachlorbenzol	[µg/kg TS]	1	3	1,6	1,4	2,1	1,3	1,7	2,5	1,2	1,3	1,3	1,5	1,3	1,3	0,29
Hexachlorbenzol	[µg/kg TS]	1,8	5,5	8,6	6,4	11,9	6,4	9,0	15,5	5,7	6,6	7,0	8,3	6,7	6,9	0,51
p,p'-DDE	[µg/kg TS]	1	3	4,5	4,1	6,2	4,1	5,0	7,0	3,8	4,2	4,4	4,7	4,3	4,3	0,47
p,p'-DDD	[µg/kg TS]	2	6	14,2	11,7	18,3	10,9	14,7	20,6	12,1	13,4	11,9	13,9	13,3	12,9	1,07
p,p'-DDT	[µg/kg TS]	1	3	4,9	2,8	9,5	5,8	5,7	10,6	3,0	4,6	4,7	7,2	5,8	5,1	0,24
Kohlenwasserstoffe (C10 - C40)	[mg/kg TS]	200	600	171	167	250	127	196	366	117	144	168	173	115	143	50,5
Sum PAK16	[mg/kg TS]	1,8	5,5	2,5	2,2	2,5	1,6	2,4	2,6	1,6	1,8	1,6	1,8	1,8	1,7	0,95
Tributylzinn <63µm	[µg OZK/kg TS]			182	197	99	46	159	131	57	57	57	53	66	58	2,19
Tributylzinn <2mm	[µg OZK/kg TS]	20	300	88	81	69	42	79	94	49	47	50	45	54	49	1,1
Phosphor - gesamt	[mg/kg TS]	500		915	794	1.388	1.506	1.032	1.355	1.568	1.371	1.623	1.439	1.436	1.487	396
Stickstoff - gesamt	[Gew.-% TS]	1.500		2.166	1.918	3.543	5.481	2.543	3.585	4.409	3.605	5.076	4.007	4.326	4.285	1.100
Sauerstoffzehrung (180 min)	[g O2/kg TS]			0,86	0,84	1,1	1,8	0,9	1,0	1,7	1,3	1,7	1,5	1,8	1,6	
TOC	[Gew.-% TS]			2,1	1,8	3,2	4,4	2,4	3,5	3,4	3,4	4,3	3,9	3,4	3,7	0,87
Fraktion <63 µm	[Gew.-% TS]			52,6	47,3	68,7	91,0	56,2	71,0	87,4	82,1	89,3	85,7	83,1	85,5	54,7
Fraktion <20 µm	[Gew.-% TS]			29,7	23,9	40,9	68,3	31,5	41,7	59,6	49,5	60,6	52,7	54,0	55,3	26,7

* Proben des 6-, 9-km Strahls u. Referenzgebietes

Basierend auf der Analyse des Baggerguts der Freigabebeprobungen für die Delegationsstrecke und aus den Hafenzufahrten 2015-2018 berechnen sich die Gesamt-Mittelwerte (MW) aus den Einzel-Mittelwerten der Baggersaison. Die Ergebnisse aus dem Bereich Norderelbe Bl.6/Strandhafen (Deleg NE 6 SH) sind informell mit aufgeführt und nicht Bestandteil der Mittelwertbildung. Der Hintergrund-Mittelwert des Monitoringgebietes setzt sich 2018 aus den Stationen der Mai- und Septemberbeprobung vom 6- und 9-km Strahl sowie des Referenzgebietes zusammen.

4.1.2 Nährstoffgehalte und Sauerstoffzehrung

Zur Bewertung der Nährstoffe wird der Datensatz verwendet, der auch Gegenstand der Untersuchung zur Schadstoffbelastung ist (s. Kapitel 3).

Die Nährstoffgehalte (Stickstoff und Phosphor) in den Sedimenten der Delegationstrecke überschritten den Richtwert der GÜBAK um das Zwei- bis Dreifache (Tabelle 1). Dabei liegen die Gesamtstickstoffgehalte im Köhlbrand und in der Norderelbe Blatt 7 mit 1900 bis 2200 mg N/kg TS (Trockensubstanz) deutlich geringer über dem Richtwert von 1500 mg N/kg TS als die mittleren Werte von 3500 mg N/kg TS für die Süderelbe. In den Sedimenten der Norderelbe Blatt 6, die durch einen Anteil der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ von über 90 Gew.-% gekennzeichnet sind, treten mit 5500 mg N/kg TS die höchsten Gehalte auf.

Die Hafenzufahrten wiesen im Vergleich stärkere Überschreitungen des Stickstoff-Richtwertes als die Sedimente der Delegationsstrecke, mit Ausnahme der Norderelbe Blatt 6, auf. Hier lagen die Gesamtstickstoffgehalte für die einzelnen Teilbereiche zwischen 3600 und 5100 mg N/kg TS.

Für die Gesamtphosphorgehalte der Sedimente zeigt sich eine ähnliche Verteilung wie für die Gesamtstickstoffgehalte. Die Gesamtphosphorgehalte im Köhlbrand und in der Norderelbe lagen mit ca. 800 bis 900 mg P/kg TS deutlich geringer über dem Richtwert von 500 mg P/kg TS als die mittleren Werte von 1400 mg P/kg TS für die Süderelbe. Auch hier wiesen die Sedimente der Norderelbe Blatt 6 die höchsten Gehalte mit 1500 mg P/kg TS auf. In den Sedimenten der Hafenzufahrten werden im Vergleich stärkere Überschreitungen des Phosphor-Richtwertes als in der Delegationsstrecke mit Werten für die einzelnen Teilbereiche zwischen 1400 und 1600 mg P/kg TS beobachtet.

Die Sauerstoffzehrung der Sedimente im Köhlbrand, der Norderelbe und der Süderelbe ist mit mittleren Messwerten zwischen 0,8 bis 1,1 g O₂/kg (Tabelle 1) als „gering bis mittel“ einzustufen (Tabelle 2). Diese Einstufung trifft trotz des höheren Anteils an organischer Substanz auch für den Teildatensatz Süderelbe 2005 bis 2015 zu. Die Messwerte für die feinkörnigeren und organikreicheren Sedimente aus den Hafenzufahrten lagen während der Beprobungen 2015 bis 2018 zwischen 1,3 und 1,8 g O₂/kg TS (Tabelle 1). Dies führt zu der Einstufung „erhöhte“ Sauerstoffzehrung.

Auch hier ist darauf hinzuweisen, dass die Unterschiede zwischen den Sedimenten der Delegationsstrecke nicht in jedem Jahr gleich deutlich ausgeprägt waren. So konnten in Einzelproben auch Zehrungsraten mit der Einstufung „erhöhte Zehrung“ festgestellt werden.

Grundsätzlich sind die Parameter Feinkornfraktion ($< 20 \mu\text{m}$), TOC, Stickstoff, Phosphor und Sauerstoffzehrung positiv miteinander korreliert (BfG, 2013). Die höchsten Korrelationen traten zwischen den TOC-, Stickstoff- und Phosphorgehalten auf. Auch die Korrelationen zwischen den Anteilen der Fraktion

< 20 µm der Gesamtproben und den TOC- sowie den Nährstoffgehalten N und P waren deutlich zu erkennen. Daher wären bei einer Korngrößenkorrektur TOC- und Nährstoffgehalte der verschiedenen Bereiche ähnlich. Die mit dem Baggergut aus den Hafenzufahrten zur Verbringstelle bei Tonne E3 verbrachten Nährstofffrachten sind dagegen, bezogen auf die gleiche Menge Baggergut, höher als die Frachten aus der Delegationsstrecke.

Tabelle 2: Einstufung der Sauerstoffzehrung nach 3 Stunden (Müller, Pfitzner, & Wunderlich, 1998)

Bewertung O ₂ -Zehrung	in g O ₂ /kg TS nach 3h
gering-mittel	0 - 1,5
erhöht	1,5 - 3,0
stark	über 3,0

4.1.3 Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse

Für die Freigabe des Baggergutes wurde auch das ökotoxikologische Belastungspotenzial untersucht. Die Untersuchungen des limnischen Baggergutes erfolgten bis einschließlich 2017 mit der limnischen und der marinen Biotestpalette, ab 2018 wurde das Material unter Berücksichtigung des BfG-Vermerks BfG/G3/210/1667 und in Absprache mit den Beteiligten nur noch mit der marinen Biotestpalette untersucht. Da ab 2016 auch Baggergut aus Bereichen außerhalb der Hamburger Delegationsstrecke zur Nordsee verbracht wurde, sind die Ergebnisse für die jeweiligen Hafenbereiche/-zufahrten ebenfalls in den Tabellen aufgeführt.

Die Untersuchungsergebnisse der Jahre 2015 bis 2018 sind zusammenfassend in Tabelle 3 und Tabelle 4 dargestellt. Eine Übersicht über alle einzelnen Sedimentproben und die wichtigsten Messergebnisse sind im BfG-Monitoringbericht zur Tonne E3 (BfG, 2019) aufgeführt.

Das Baggergut aus den Bereichen der Delegationsstrecke -Norderelbe, Köhlbrand und Süderelbe- sowie das Material der ab 2016 untersuchten Hafenbereiche wies über den Betrachtungszeitraum 2015 bis 2018 durchgehend deutliche ökotoxikologische Effekte gegenüber den verschiedenen Biotestsystemen auf. Die Belastungen des zu Tonne E3 verbrachten Baggergutes wies Belastungen von Toxizitätsklasse 0 bis einschließlich Toxizitätsklasse IV auf.

Die gemittelten ökotoxikologischen Belastungspotenziale vom Zeitraum von 2005 bis 2007 liegen für die Toxizitätsklasse der marinen Biotestpalette bei 1,77. Die über die Jahre gemittelten Belastungen aller Baggerbereiche liegen für 2015 bis 2018 mit 1,13 deutlich darunter. Ebenso liegen die gemittelten Toxizitätsklassen für die einzelnen Jahre von 2015 bis 2018 jeweils unter den gemittelten Toxizitätsklassen des Vergleichszeitraumes 2005 bis 2007 (2005-2007 im Ø 2,26; 2015 im Ø 1,62; 2016 im Ø 1,05; 2017 im Ø 1,95; 2018 im Ø 1,98). An den durchschnittlichen Zahlen für die einzelnen Jahre ist gut die geringere Belastung des Baggergutes im Jahr 2016, sowie

für die Abschnitte im Delegationsbereich auch in 2017 erkennbar. Die Belastungen der in 2016 neu hinzugekommenen Hafenbereiche/-zufahrten weisen für die Jahre 2016 bis 2018 eine sehr gut vergleichbare Belastung auf, wie die Bereiche der Delegationsstrecke der Jahre 2015 bis 2018 (alle Bereiche 2015-2018 im Ø 1,06; NE7+KB+SE5 2015-2018 im Ø 1,13; Hafenbereiche 2016-2018 im Ø 0,98).

Wenn die temporären/kurzzeitigen Schwankungen, die u. a. durch das geringe Oberwasser verursacht wurden, langfristig betrachtet werden, liegen die ökotoxikologischen Belastungspotenziale des verbrachten Baggerguts in einem gut vergleichbaren Bereich mit den vorrangegangenen Untersuchungsergebnissen.

Tabelle 3: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse der limnischen und der marinen Biotestpalette des Hamburger Baggergutes für 2015 bis 2018. Angegeben ist die Häufigkeit der erfassten Toxizitätsklassen.

Proben 2015 2016 2017 2018	Köhlbrand		Süderelbe Bl.5		Norderelbe Bl.7		Parkhafen		Sandauhafen		Rethel Bl.3		Köhlfleet		Strandhafen		Vorhafen	
	Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse	
	limn. Bioteste	marine Bioteste	limn. Bioteste	marine Bioteste	limn. Bioteste	marine Bioteste	limn. Bioteste	marine Bioteste	limn. Bioteste	marine Bioteste	limn. Bioteste	marine Bioteste	limn. Bioteste	marine Bioteste	limn. Bioteste	marine Bioteste	limn. Bioteste	marine Bioteste
0	1	18		18	8	11		12		7		6		8		6		6
I	11	6	9	16	8	14	3	4	3	6		2	1	7		1		1
II	13	4	18	21	7	4	3	3	4	4	6	3	6	3	5	2	7	7
III	1	4	22	3	2	1	6		5				4		3		3	3
IV			3	4	1	2	1			1		1	1		3	2	2	1
V																		
VI																		
Median	II	0	II	I	I	I	III	0	II	I	II	I	II	I	III	0	II	II

Tabelle 4: Zusammenfassung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse der marinen Biotestpalette des Baggergutes für 2015 bis 2018.

Proben	Köhlbrand				Süderelbe BL5				Norderelbe BL7				Parkhafen				Sandauhafen				Rethel BL3				Köhlfleet				Strandhafen				Vorhafen			
	Häufigkeit marine Toxizitätsklasse				Häufigkeit marine Toxizitätsklasse				Häufigkeit marine Toxizitätsklasse				Häufigkeit marine Toxizitätsklasse				Häufigkeit marine Toxizitätsklasse				Häufigkeit marine Toxizitätsklasse				Häufigkeit marine Toxizitätsklasse				Häufigkeit marine Toxizitätsklasse							
	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018
0	3	10	5			18			1	10			7	3	2		6		1		6				6		2		6				6			
I	5		1		3	5	7	1	8		2	4		3	1		5	1				2				5	2			1						1
II	2			2	11	5	2	3	1		2	1			3		1	3				3				1	2			2				3	4	
III			4				1	2			1																			2	1					
IV							4				1	1						1				1								2				1		
V																																				
VI																																				
Median	I	0	0	III	II	0	I	III	I	0	II	I	0	I	II		0	I	II		0	II			0	I	I		0	II			0	III	II	

4.2 Feinkornanteile von Modellhoppern

Ausgangsgrundlage für die zu erstellende Auswirkungsprognose ist die weitere Verbringung von bis zu 5 Mio. t TS innerhalb von 5 Jahren auf die Stelle Tonne E3. Die Angaben zu den Jahresmengen und den verschiedenen Herkunftsbereichen für das Baggergut im Hamburger Hafen sind dem Kapitel 2 zu entnehmen. Für die weitere Bearbeitung der hier vorliegenden Auswirkungsprognose soll diese Gesamtmenge nochmals in Teilmengen an feinkörnigen (weiter unterschieden in die Fraktionen $< 63 \mu\text{m}$ und $< 20 \mu\text{m}$) und sandigen ($63 \mu\text{m} - 200 \mu\text{m}$) (bei vernachlässigbar geringen Anteilen Kies) Baggergutsedimenten untergliedert werden (Tabelle 5). Eine gleiche Unterteilung erfolgt für einen Hopperbagger der Größe 12.000 m^3 Laderauvolumen, bei dem es sich um ein typisches Baggergerät handelt, welches von der HPA für die Verbringung von Baggergut zu Stelle Tonne E3 eingesetzt wird (Kapitel 2).

Tabelle 5: Trockenmassen der Feinkorn- und Sandanteile, hier bezogen auf die Gesamtmenge Baggergut von 5 Mio. t TS
vergl. auch Anlage 3

Mittelwert für	Herkunft	Anteilig zu Gesamtmenge von 5 Mio. t TS, alle Angaben in [Mio. t TS]			
		Sand	Grobschluff und feinere Fraktionen	Mittel-, Feinschluff und Ton	Gesamt
		$> 63 \mu\text{m}$	$< 63 \mu\text{m}$	$< 20 \mu\text{m}$	
Szenario1 Regelfall	2/3 aus Delegationsstrecke, 1/3 aus Landeshafengewässer	1,70	3,30	2,00	5
Szenario3 Regelfall	3/4 aus Delegationsstrecke, 1/4 aus Landeshafengewässer	1,82	3,18	1,90	5

Tabelle 6: Trockenmassen der Feinkorn- und Sandanteile, hier bezogen auf einen Hopperbagger mit Laderaumvolumen 12.000 m³

Mittelwert für	Herkunft	Trockenmasse bezogen auf 12.000 m ³ LRV [t TS]			
		Sand	Grobschluff und feinere Fraktionen	Mittel-, Feinschluff und Ton	Gesamt
		> 63 µm	< 63 µm	< 20 µm	
Hopperbagger aus Delegationstrecke (Daten 2005-2018)	je 1/3 aus Norderelbe, Süderelbe, Köhlbrand	2.172	3.172	1.731	5.344
Hopperbagger aus Landeshafengewässer (Daten 2016-2018)	je 1/5 aus Köhlfleet, Parkhafen, Sandauhafen, Vorhafen, Rethe	684	3.600	2.326	4.284

Die Mengen bilden die Grundlage für die späteren Berechnungen in der Auswirkungsprognose.

5 Beschreibung der Entwicklungen an der Verbringstelle und im Umfeld (IST-Zustand)

5.1 Morphologische Entwicklungen

Morphologische Auswirkungen auf die Gewässersohle infolge der Verbringung von Baggergut können durch volumetrische Veränderungen oder Veränderungen der Sedimentzusammensetzung festgestellt werden. Unterschieden wird grundsätzlich zwischen dem Ablagerungskörper, der Baggergutauflage und einer Baggerguteinmischung. Ein Ablagerungskörper bildet sich unmittelbar im direkt mit Baggergut beaufschlagten Bereich. Dieser Körper hebt sich in Peilnahmen deutlich erkennbar von seiner Umgebung ab. Mit Baggergutauflage ist eine flächenhafte und eher ebene Überdeckung der umliegenden Sedimente mit Baggergut gemeint. Die Baggergutauflage an sich bzw. deren räumliche Ausdehnung kann ebenfalls durch die Auswertung von Peildaten nachgewiesen werden. Unter Baggerguteinmischung wird die Einmischung von Baggergut in die liegenden Sedimente z. B. infolge der natürlichen Dynamik oder anderer Prozesse wie Bioturbation verstanden. Da hierdurch keine bzw. eine nur sehr geringe Volumenveränderung zu erwarten ist, kann eine Baggerguteinmischung nicht durch die Auswertung von Peildaten erkannt werden. Der Nachweis einer Einmischung von Baggergut ist im näheren Bereich ggf. durch Veränderungen bei der Korngrößenverteilung (siehe Kapitel 5.1.3), auf jeden Fall durch veränderte Schadstoffgehalte (siehe Kapitel 5.2.2) möglich. Mögliche Auswirkungen durch die weiträumige Verdriftung und Ablagerung dieser Baggergutanteile auf entfernte Flächen der Gewässersohle werden in Anlehnung an das Vorgehen aus BfG (2016) auf Grundlage der BAW Modellergebnisse abgeschätzt.

5.1.1 Entwicklung des Ablagerungskörpers

Unmittelbar auf den Flächen der Verbringzentren (VZ) ist infolge der Baggergutverbringung ein bis teilweise über 5 Meter hoher und in den Peilnahmen deutlich zu erkennender Ablagerungskörper entstanden (Abbildung 2). Im Jahr 2016 wurde die Vergrößerung der Fläche der Verbringzentren beantragt, um trotz der zusätzlich vorgesehenen Baggergutmengen die für die Verbringstelle Tonne E3 geforderte Mindestwassertiefe von -25 m KN (Kartennull) weiterhin einzuhalten. Nach Abschluss der letzten Verbringung in das seit 2005 ausschließlich genutzte Verbringzentrum (heute als VZ Ost bezeichnet), konnte dort eine Volumenzunahme um $592.000 \text{ m}^3 \pm 14.000 \text{ m}^3$ (*Messunsicherheit*), bei einer Gesamtbaggergutmenge von 5,38 Mio. t TS, gemessen werden. Ab Oktober 2016 wurde mit der Verbringung von Baggergut auf das VZ Süd begonnen. Bis Ende 2018 sind auf das VZ Süd rd. 3,12 Mio. t TS Baggergut verbracht worden; inzwischen hat sich auch hier ein Ablagerungskörper mit einem Volumen von $230.000 \text{ m}^3 \pm 14.000 \text{ m}^3$ (*Messunsicherheit*) gebildet (zuletzt durchgeführte Peilung vom Juni 2018, bis zu

diesem Zeitpunkt auf VZ Süd verbrachte Menge Baggergut: 1,87 Mio. t TS). Für beide Verbringzentren VZ Ost und VZ Süd ergibt sich aus diesen Verhältnissen eine Volumenzunahme von rd. $0,13 \text{ m}^3/\text{m}^2$ je Tonne (TS) Baggergut, welches bislang auf der Stelle Tonne E3 verbracht worden ist. Diese und auch die nachfolgenden Berechnungen der hier genannten Zahlenwerte sind in Anlage 6 näher erläutert.

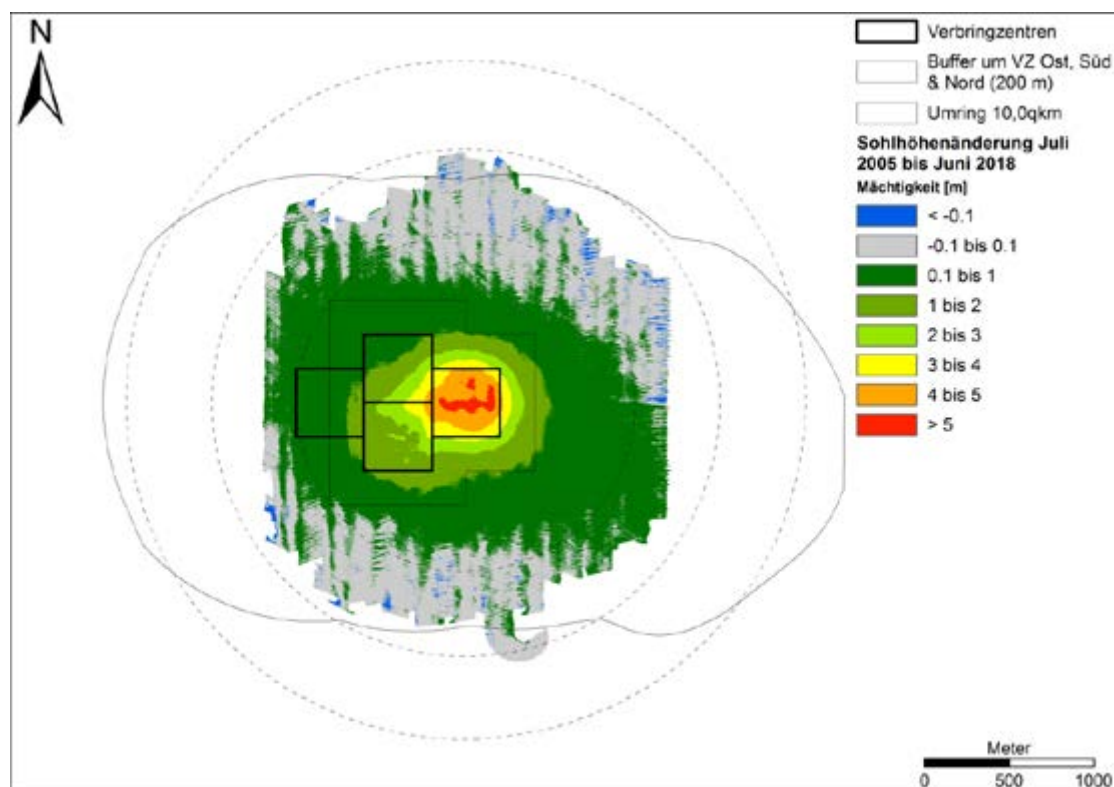


Abbildung 2: Differenzmodell der Fächerecholot-Messungen zwischen Juli 2005 und Juni 2018

darin eingezeichnet 1 km, 1,5 km und 2 km Radien um das VZ Ost, der 10 km² Umring um sämtliche Verbringzentren sowie eine 200 m breite Pufferzone um die Verbringzentren Ost, Nord und Süd. Die Genauigkeit der Volumendifferenzen wird für die zugrundeliegenden Messungen basierend auf Analysen der inneren Messunsicherheit auf ca. $\pm 8,5$ cm geschätzt.

Die Ausdehnung des Ablagerungskörpers (ungefähr die Fläche in Abbildung 2, die in roten bis hellgrünen Farben dargestellt ist³) ist nicht alleine auf die direkt beaufschlagten VZ Ost und VZ Süd beschränkt. Gegenüber dem Referenzzustand Juli 2005 wurde in allen VZ, also auch im Bereich der benachbarten, jedoch nicht direkt beaufschlagten VZ Nord und VZ West sowie in einer 200 m breiten Pufferzone rings um die Verbringzentren, eine volumetrische Zunahme von insgesamt $2,27 \text{ Mio. m}^3 \pm 68.000 \text{ m}^3$ (*Messunsicherheit*) festgestellt; das entspricht einer Volumenzunahme von rd. $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2$ je Tonne Baggergut (t TS), welches auf der Stelle Tonne E3 verbracht

³ Der dunkelgrüne Bereich wird als Baggergutaufgabe betrachtet und gehört hier nicht zum Ablagerungskörper. Begründung: Das Sohlgefälle in diesem dunkelgrünen Bereich ist deutlich geringer als auf den zu erkennenden Flanken des Ablagerungskörpers.

worden ist⁴. Eine in den Peilungen erkennbare Ausdehnung des Ablagerungskörpers deutlich über diesen Bereich hinaus ist in Abbildung 2 auf Grundlage der vorerst letzten Peilung im Juni 2018 nicht zu erkennen.

5.1.2 Lagestabilität des Ablagerungskörpers

Zur Beurteilung der Lagestabilität des Ablagerungskörpers sind neben den gezeitenbedingten Strömungen auch die seegangsbedingten Strömungsgeschwindigkeiten zu berücksichtigen. Die seegangsbedingte Orbitalgeschwindigkeit am Boden ist umso größer, je größer die Wellenhöhe und Wellenperiode ist. Diese Seegangparameter sind abhängig von den meteorologischen Bedingungen. Messdaten zu Strömung und Seegang liegen für die Stelle Tonne E3 nicht vor. Als eine mittlere bodennahe und durch die Gezeiten induzierte Strömungsgeschwindigkeit können jedoch 20 bis 30 cm/s angenommen werden; die maximalen bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten innerhalb des Gezeitenzyklus liegen etwa zwischen 30 und 60 cm/s (Ergebnis einer Messkampagne des BSH, siehe (Klein & Mittelstaedt, 2001)). Damit liegen diese Geschwindigkeiten deutlich unter den Strömungsverhältnissen, wie diese z. B. in den Nordseeästuaren angetroffen werden.

In der Auswirkungsprognose 2016 (BfG, 2016) sind deshalb Untersuchungen zum Einfluss des Seegangs auf den Ablagerungskörper und damit auf dessen langfristige Lagestabilität durchgeführt worden. Zur Beurteilung einer möglichen Mobilisierung von Sediment infolge von Seegangsbelastung wurde damals ein in van Rijn (2006) angegebenes Konzept angewendet. Der Fokus lag auf der seegangsbedingten Orbitalgeschwindigkeit. Die für den Erosionsbeginn maßgebliche Geschwindigkeit in Sohlhöhe ergibt sich jedoch erst durch Überlagerung mit weiteren Strömungskomponenten aus Gezeiten und Winddrift; dies kann zu einer weiteren Verstärkung oder auch Abschwächung führen.

Signifikante Wellenhöhen für den Bereich der Verbringstelle Tonne E3 als Eingangsgröße für diese Berechnung sind mit Hilfe des Seegangsmodells SWAN ermittelt worden. Als Ergebnisse dieser Berechnungen konnte eine seegangsbedingte Erosion bei einer mittleren Windgeschwindigkeit von mehr als 28 m/s nicht mehr sicher ausgeschlossen werden.

Eine mittlere Windgeschwindigkeit dieser Größenordnung entspricht jedoch nur einem extremen und daher seltenen meteorologischen Ereignis. Die nächstgelegene Windmessstation des DWD liegt auf Helgoland. Aus den Winddaten der Jahre 2010 bis 2018 (DWD, 2019) wurde die Häufigkeit des Auftretens von hohen Windgeschwindigkeiten bestimmt. Abbildung 3 zeigt die Anzahl der Tage im Jahr, an denen eine bestimmte Windgeschwindigkeit übertreten wird. Es zeigt sich, dass

⁴ 7,26 Mio. t TS im Zeitraum 2005 bis Ende 2017. Es liegen noch keine aktuellen Peildaten aus dem Jahr 2019 vor, um die Volumenzunahme 2018 zu berechnen. Im Jahr 2018 wurden nochmal 1,25 Mio. t TS verbraucht, so dass die Gesamtmenge nun rd. 8,51 Mio. t TS beträgt.

Windgeschwindigkeiten von mehr als 28 m/s nur sehr selten (< 1 Mal pro Jahr) überschritten werden.

Folglich ist davon auszugehen, dass Seegang alleine nicht hinreichend ist, einen signifikanten Beitrag zur Mobilisierung von Sediment im Bereich der Stelle Tonne E3 zu leisten. Bei einer integralen Betrachtungsweise mit entsprechender Überlagerung von Gezeitenstrom, Winddrift und Seegang ist nicht nur, aber gerade auch bei Sturmlagen von der Möglichkeit der Mobilisierung, d. h. von Resuspension bzw. Erosion, auszugehen.

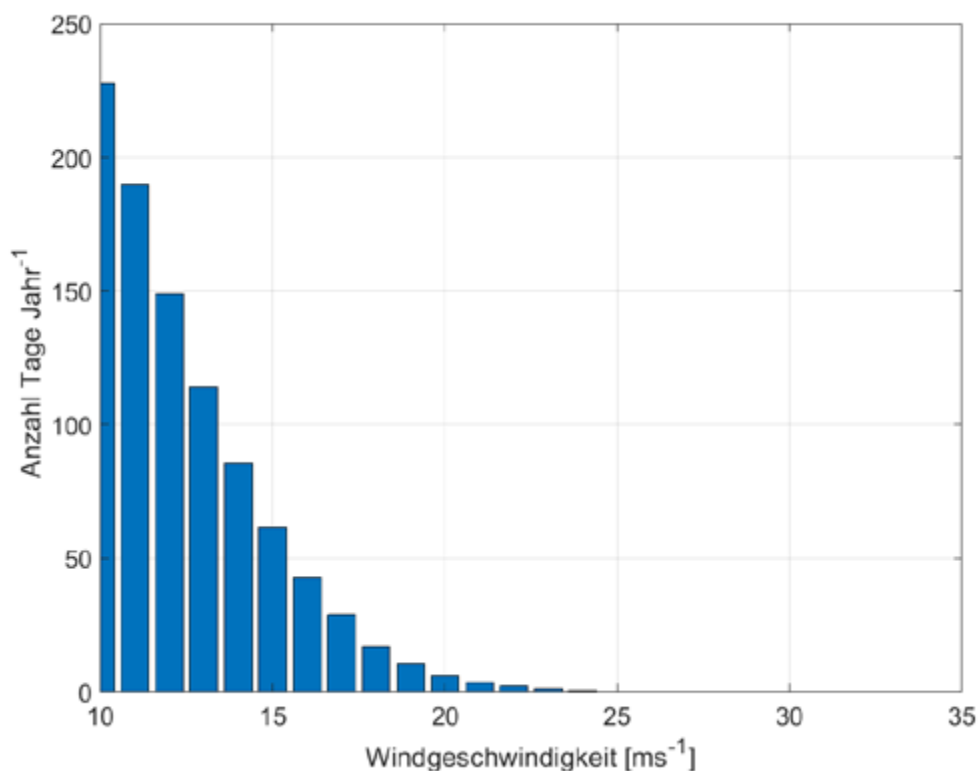


Abbildung 3: Anzahl der Tage im Jahr an denen eine bestimmte Windgeschwindigkeit übertreten wird, DWD Station Helgoland.

In den Zeitraum der Maßnahme Tonne E3 fielen bislang zwei Extremereignisse, nämlich die Orkantiefs Kyrill (18./19.01.2007) und Emma (01.03.2008), die möglicherweise zu hohen Schubspannungsgeschwindigkeiten an der Gewässersohle und damit zu einer Erosion geführt haben könnten. Hinweise darauf ergeben die Auswertungen der entsprechenden Differenzmodelle. Liegt das langjährige Verhältnis von Volumenzunahme zur verbrachten Baggergutmenge bei 0,13 m³ / t TS für das VZ Ost (siehe Kapitel 5.1.1.), so liegt dieses beim Differenzmodell, welches das Ereignis Kyrill beinhaltet, bei nur 0,07 m³/m² je Tonne (TS) Baggergut (Abbildung 4, oben).

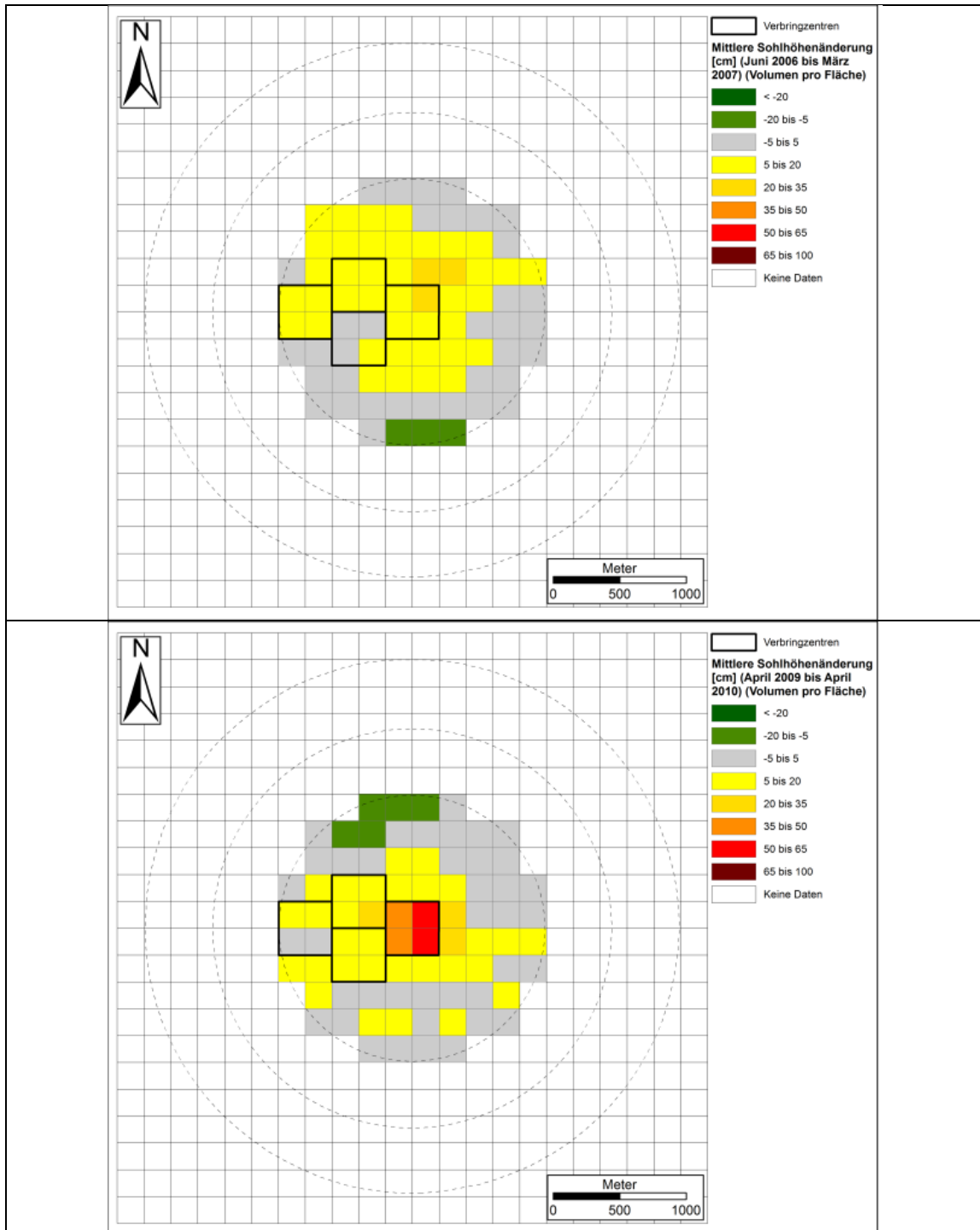


Abbildung 4: Differenzmodell Juni 2006 bis März 2007

(verbrachte Baggergutmenge 370.000 t TS), welches das Ereignis [REDACTED] (18./19.01.2007) umfasst (oben) im Vergleich zu Differenzmodell April 2009 bis April 2010 (verbrachte Baggergutmenge 486.000 t TS) ohne eine extremes Orkanereignis (unten).

Für einen Vergleich ist in Abbildung 4 (unten) ein „extremfreies“ Differenzmodell gezeigt, hier der Zeitraum April 2009 bis April 2010. Hier ist deutlich das Maximum der Baggergutaufgabe innerhalb des direkt mit Baggergut beaufschlagten VZ Ost zu erkennen. Im Gegensatz dazu fehlt in Abbildung 4 (oben) dieses Maximum. Umgekehrt weist hier die Baggergutaufgabe eine größere Ausdehnung innerhalb des 1 km Radius auf. Eine weitergehende Erosion des Ablagerungskörpers bzw. eine

Erosion der Baggergutsedimente, die hier bereits in früheren Jahren verbracht worden sind, ist in den Daten nicht erkennbar und kann daher ausgeschlossen werden, d. h. die langfristige Lagerungsstabilität des Ablagerungskörpers ist auch bei Extremereignissen nicht gefährdet.

Die neueren Differenzmodelle der Peilungen seit 2016 ergeben keine weiteren Hinweise auf eine seegangsbedingte Erosion des Ablagerungskörpers. Das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie dokumentiert und beschreibt schwere Sturmflutereignisse, die dazugehörigen Berichte können dem Internetauftritt des BSH entnommen werden⁵. Im Zeitraum Dezember 2016 bis Januar 2019 sind für die Deutsche Bucht acht Sturmflutereignisse neu erfasst worden. Die mittleren Windgeschwindigkeiten (DWD Messung auf den Feuerschiffen) betragen je nach Ereignis zwischen 17 und 24 m/s, also noch weit unter dem kritischen Wert von 28 m/s, für welche eine Sohlerosion in BfG (2016) sicher ausgeschlossen wurde.

⁵ https://www.bsh.de/DE/THEMEN/Wasserstand_und_Gezeiten/Sturmfluten/sturmfluten_node.html

5.1.3 Sedimentologische Eigenschaften der Gewässersohle

Das natürlich anstehende Sediment im südlichen Nahfeld der Verbringstelle besteht aus schlickigem Sand (Anteil der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ liegt bei unter 50 Gew.-%), nördlich schließt sich ein Bereich mit feinerem schlickigen Sediment an (Anteil der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ liegt bei über 50 Gew.-%). Detaillierter sind die sedimentologischen Verhältnisse im Bereich der Verbringstelle in (BfG, 2005) beschrieben. Im Referenzzustand 2005 wurde ein Sediment mit einem Feinkornanteil ($< 63 \mu\text{m}$) von mindestens 60 Gew.-% und teilweise von über 80 Gew.-% angetroffen (BfG, 2005), d. h. der Sandanteil - es handelt sich überwiegend um feinen Feinsand in der Fraktion 63 bis $100 \mu\text{m}$ beträgt zumeist um die 40 Gew.-%. Die im Zuge des Monitorings seit 2005 fortlaufend erhobenen Sedimentdaten zeigen, dass es beim Verhältnis von Feinkorn- zu Sandanteilen eine erkennbare Variabilität gibt. Diese kann durchweg in der Größenordnung von etwa 10-15 Gew.-% liegen (Anlage 7 und Anlage 8), so dass bei einer Veränderung innerhalb dieser Größenordnung noch nicht ohne weitere Prüfung auf einen verbringungsbedingten Effekt geschlossen werden sollte.

In Abbildung 5 ist die flächenhafte Interpolation der Sedimentdaten dargestellt, wie diese per Greiferprobe erfasst und im Labor auf die Korngrößenverteilung analysiert worden ist. Gezeigt sind die Septemberergebnisse für die Jahre 2015 bis 2018. Die Sedimentprobennahmen erfolgten stets nach Abschluss bzw. kurz vor Ende der Verbringung großer Mengen Baggergut (Anlage 9).

Deutlich zu erkennen sind Flächen der Gewässersohle mit einem geringeren Sandanteil nördlich und nord-östlich der Stelle Tonne E3, im Süden bzw. Südwesten schließen Flächen mit einem etwas höheren Sandanteil an. Eingebettet in diesen Nord-Süd-Gradienten ist die Stelle Tonne E3, die wie zuvor beschrieben durch einen signifikant höheren Sandanteil (u. a. auch mit Anteilen Mittel-, Grobsand sowie geringe Kiesanteile) auffällt. Eine räumlich zusammenhängende Veränderung der Korngrößenverhältnisse an der Gewässersohle lässt sich bis etwa zum 1 km Radius anhand dieser Daten nachvollziehen. Bei Beaufschlagung des VZ Ost mit Baggergut hat sich eine tendenziell südöstlich orientierte Ausdehnung ergeben, seit Nutzung des VZ Süd (ab Oktober 2016) ist eine möglicherweise stärker nach Süden orientierte Ausdehnung erkennbar.

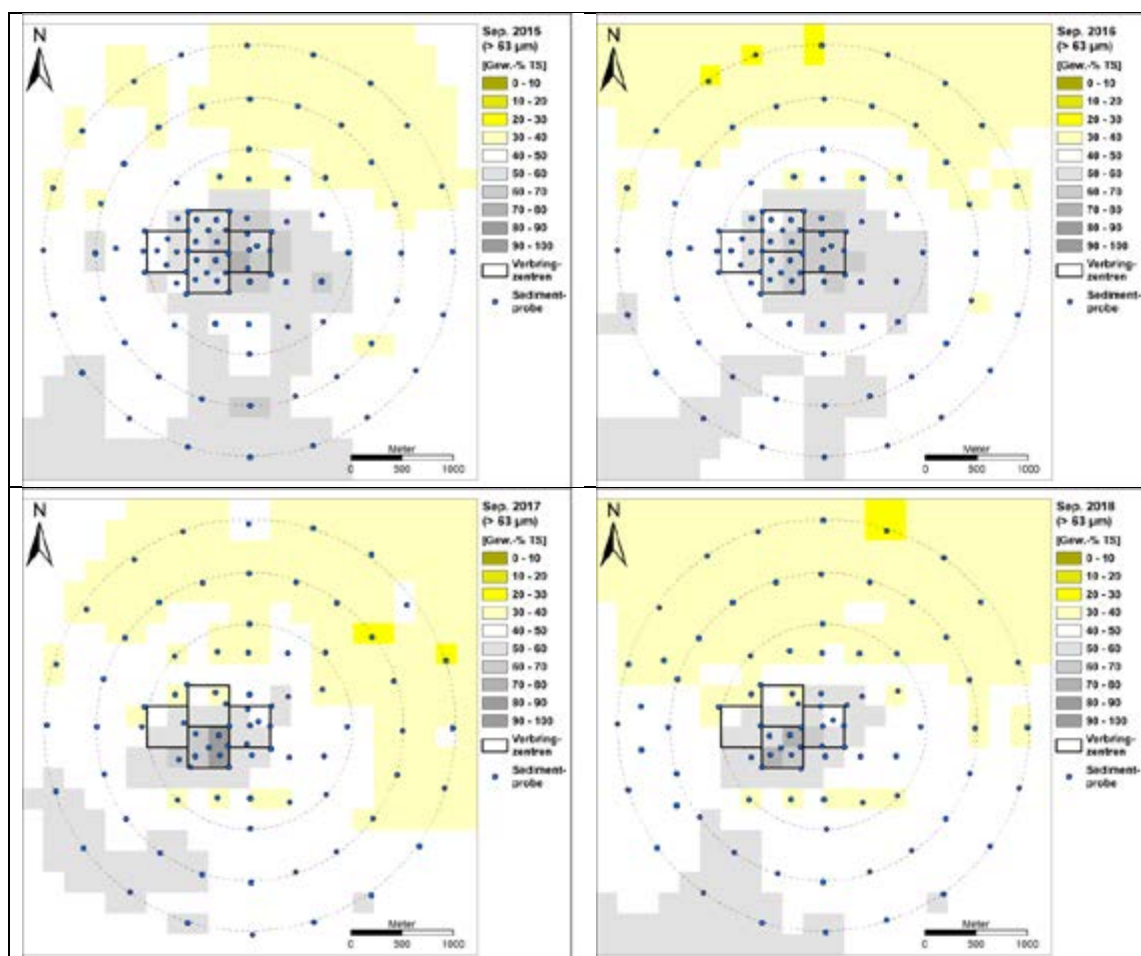


Abbildung 5: Korngrößenzusammensetzung der Gewässersohle auf und im Umfeld der Stelle Tonne E3

hier flächenhafte Interpolation der per Greiferprobe erfassten Sedimentdaten (Interpolation mit Kriging [R, Version 3.5.1, Package *gstat* (Formel $gstat(z \sim 1)$]), Probenahmen stets im September der Jahre 2015 bis 2018.

5.1.4 Räumliche Ausdehnung der Baggergutauflage

Für die Erstellung der Auswirkungsprognose ist der Gesamtbestand an vorliegenden Peildatensätzen vertieft auf mögliche Veränderungen der Volumina der Gewässersohle analysiert worden. Mit Hilfe der Peildaten konnte eine Zeitreihe von insgesamt 19 Differenzmodellen der Gewässersohle (bei teils unterschiedlichen Betrachtungszeiträumen) für die Analyse erstellt werden. Davon konnten 12 Differenzmodelle auf die räumliche Ausdehnung einer Baggergutauflage analysiert werden. Die anderen 7 Modelle erfassen Zeiträume, in denen kein Baggergut auf die Stelle Tonne E3 verbracht worden ist. Eine Übersicht über die Differenzmodelle, die Zeitpunkte der Peilungen sowie eine zeitliche Zuordnung der verbrachten Baggergutmengen zu den einzelnen Differenzmodellen kann der Anlage 9 entnommen werden. Die aktuelle Peilung 2019, welche die Auswirkungen der letzten Baggerkampagne mit insgesamt 1,25 Mio. t TS von Juni bis Dezember 2018 erfasst, liegt noch nicht vor.

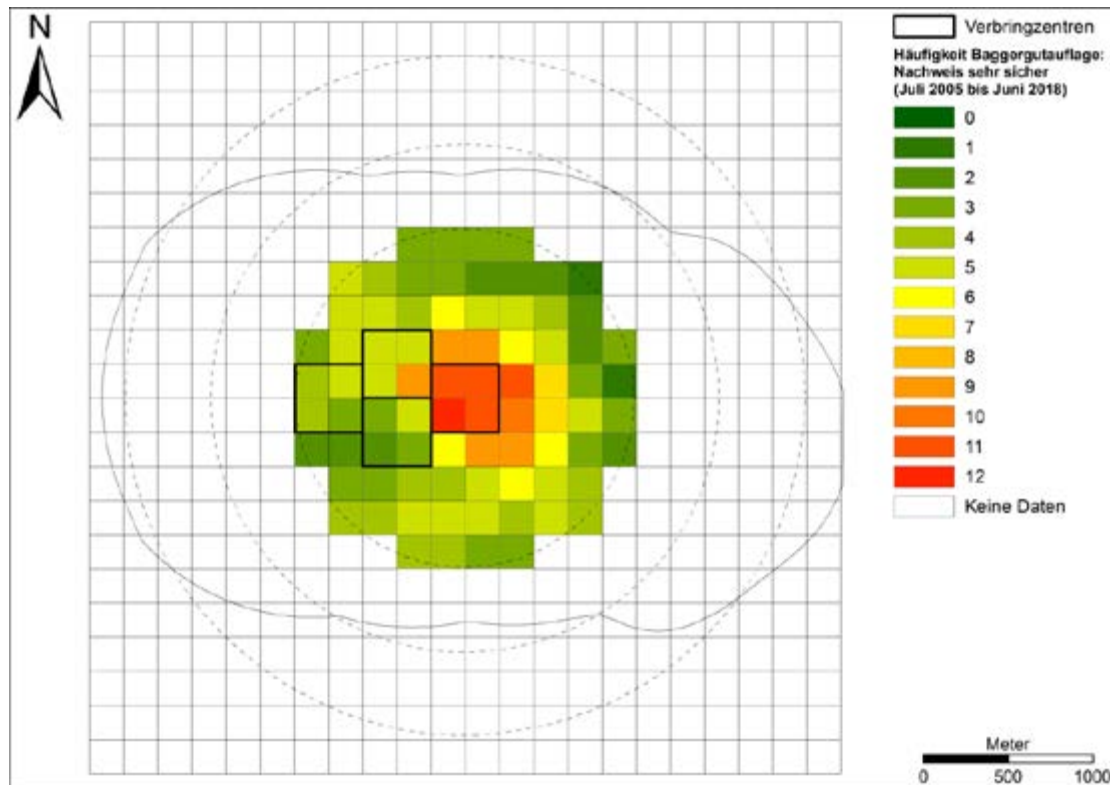


Abbildung 6: Häufigkeit eines sehr sicheren Nachweises einer Baggergutauflage im Gesamtzeitraum von Juli 2005 bis Juni 2018

In insgesamt 12 Zeiträumen ist Baggergut auf die Stelle Tonne E3 verbracht worden.

Mit der Erweiterung des Verbringgebietes an der Stelle Tonne E3 um die Verbringzentren Nord, Süd und West 2016 fand auch eine Vergrößerung der gepellten Fläche statt. Alle Peildaten vor 2015 waren auf die Fläche innerhalb des 1 km Radius um das VZ Ost beschränkt. Die räumliche Auflösung der qualitätsgesicherten Geländemodelle liegt bei mindestens $2 * 2 \text{ m}^2$. Für den Zweck dieser Prognose war es vollkommen ausreichend, die hochaufgelösten Ausgangsdaten auf mittlere Sohlhöhen für Rasterflächen der Größe $200 * 200 \text{ m}^2$ umzurechnen; so besteht z. B. jedes Verbringzentrum aus vier einzelnen Rasterflächen. Die Volumengenauigkeit der erstellten Differenzmodelle liegt nach einer ersten Schätzung in der Größenordnung von etwa $\pm 4 \text{ cm}$ bis $\pm 11 \text{ cm}$, was einem möglichen Volumenfehler von etwas mehr als $\pm 1600 \text{ m}^3$ und bis zu $\pm 4400 \text{ m}^3$ bezogen auf die Rastergröße von $200 * 200 \text{ m}$ entspricht⁶.

Für den Nachweis einer Baggergutauflage wurde wie folgt vorgegangen: Für jede Rasterfläche und jedes Differenzmodell wurden zunächst die Volumenveränderungen unter Berücksichtigung des maximal möglichen Volumenfehlers berechnet. Das Ergebnis ist in Abbildung 6 dargestellt. Liegt der Nachweis für eine mögliche Baggergutauflage vor, erhält diese Rasterfläche einen Punkt. Insgesamt sind also

⁶ Bei den älteren Daten bis einschließlich 2014 war die resultierende Messunsicherheit bei den Differenzmodellen mit einem volumetrischen Fehler von etwa $0,11 \text{ m}^3/\text{m}^2$ noch höher als bei den neueren Daten ab 2015. Die lag bei etwa $0,04 \text{ m}^3/\text{m}^2$

maximal 12 Punkte möglich. Eine Bewertung von z. B. 9 Punkten bedeutet, dass für diese Rasterfläche in 9 der 12 Differenzmodellen eine Baggergutauflage nachgewiesen werden konnte.

Wie zu erwarten, wird der Nachweis einer Baggergutauflage innerhalb des VZ Ost am häufigsten erbracht, gefolgt von dem 200 m breiten Puffer um das VZ Ost herum.

Die Häufigkeit eines Nachweises nimmt mit größerer Entfernung ab, auf den Rasterflächen nahe des 1 km Radius konnte eine Baggergutauflage nur in wenigen Differenzmodellen sicher nachgewiesen werden. Im Ergebnis zeigt sich ausgehend vom VZ Ost eine Ausdehnung der Baggergutauflage in eine südöstliche bzw. ostsüdöstliche Richtung.

Bis zum Oktober 2016 wurde das Baggergut ausschließlich im VZ Ost verbracht. Abbildung 7 (oben) fokussiert daher nochmal den Zeitraum bis dahin. Im Unterschied zum Gesamtzeitraum (Abbildung 6) zeigt hier die Ausdehnung eine noch etwas stärkere Tendenz zu einer ostsüdöstlichen Ausrichtung. Die hier erkannte räumliche Ausdehnung weist zudem eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus der Analyse der Sedimentproben auf (vgl. Abbildung 5, dort die Ergebnisse vom September 2015 und 2016).

Die bei Verbringung von Baggergut in das VZ Süd sehr sicher erkannte Baggergutauflage ist in Abbildung 7 (unten) dargestellt, dies betrifft den Zeitraum Mai 2016 bis Juni 2018. Erkennbar stärker sind die nun angrenzenden VZ West und VZ Nord von einer Baggergutauflage betroffen. Insgesamt zeigt die Ausdehnung der Baggergutauflage eine stärker südlich orientierte Richtung; die hiervon betroffene Fläche beträgt etwa 3,5 km². Des Weiteren reicht die Baggergutauflage über den 1 km Radius hinaus bis nah an den 1,5 km Radius heran. Diese entferntere Ausdehnung konnte zuvor alleinig anhand von Veränderungen bei der Korngrößenverteilung nicht erkannt werden. In Abbildung 7 (unten) ist im Nordwesten zwischen dem 1 km und dem 1,5 km Radius eine weitere zusammenhängende, jedoch isolierte Fläche zu erkennen. Hier kann eine Baggergutauflage sicher ausgeschlossen werden, es handelt sich nachweislich um Messunsicherheit, die zu diesem Ergebnis führt.

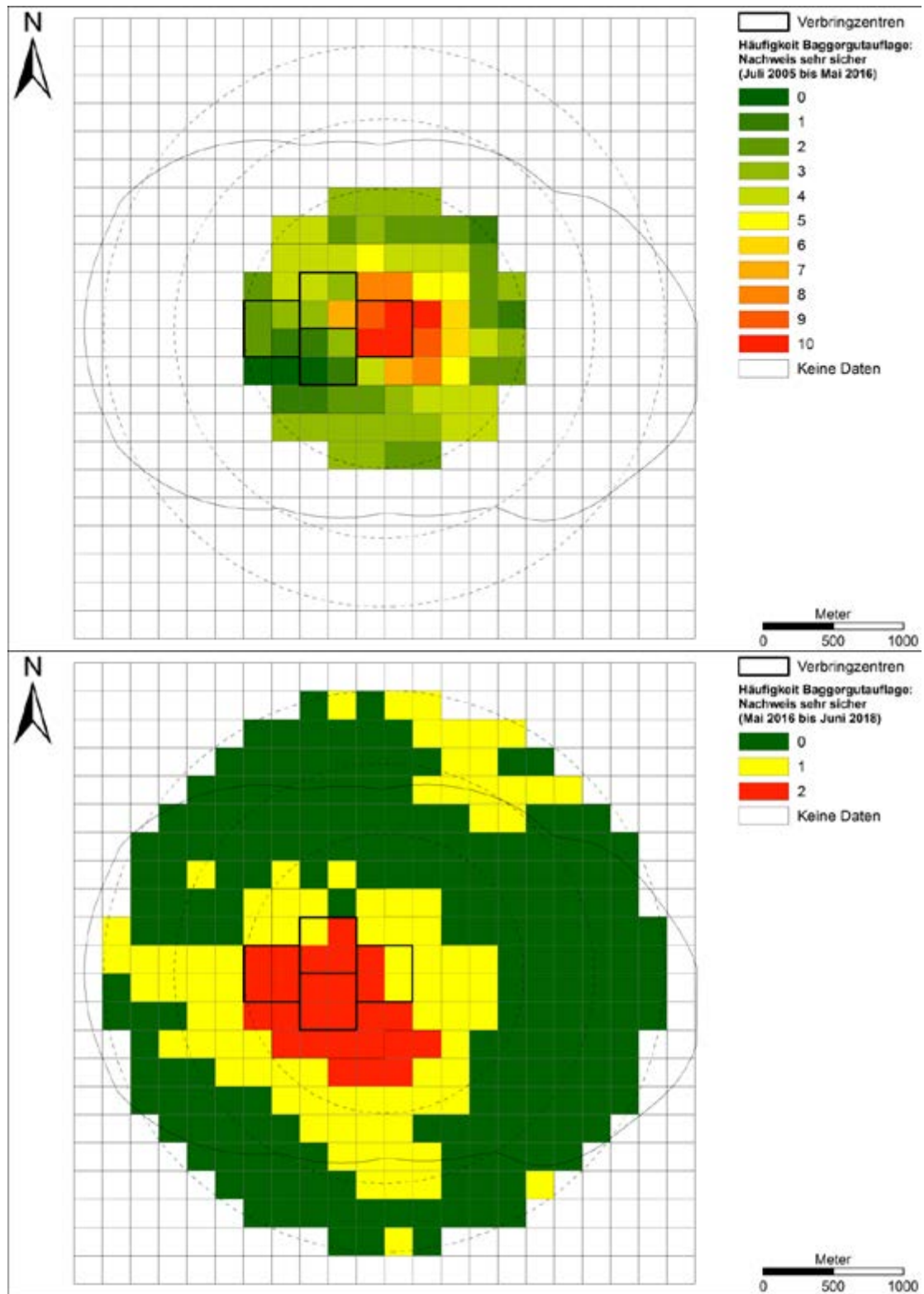


Abbildung 7: Häufigkeit eines sehr sicheren Nachweises einer Baggergutaufgabe für den Zeitraum von Juli 2005 bis Mai 2016 und Mai 2016 bis Juni 2018 (siehe oben): in insgesamt 10 Zeiträumen ist Baggergut auf die Stelle Tonne E3, hier VZ Ost, verbracht worden. Für den Zeitraum von Mai 2016 bis Juni 2018 (siehe unten): in insgesamt 2 Zeiträumen ist Baggergut auf die Stelle Tonne E3, hier VZ Süd, verbracht worden.

5.1.5 Schwebstoffgehalte und Trübungsverhältnisse

In der Wassersäule haben Messungen im Jahr 2005 mit der ADCP Technik eine temporär erhöhte Trübung in bis zu 8 km Entfernung und bis zu 5 h nach dem Einbringen des Baggerguts nachweisen können (DLR, 2005). Neuere ADCP Messungen sind an der Stelle Tonne E3 im September 2016 parallel zur Verbringung von Baggergut durchgeführt worden (HR Wallingford, 2017). Eingesetzt waren zu diesem Zeitpunkt zwei Hopperbagger: die Bartolomeu Dias (Laderaumvolumen 14.000 m³) und Francesco di Giorgio (Laderaumvolumen 4.400 m³). Die verwendeten Messgerätschaften, die Durchführung der Messkampagne und die Ergebnisse sind in Wallingford (2017) beschrieben. Ziel dieser erneuten Messkampagne war es, die zeitliche und räumliche Ausdehnung von suspendierten Schwebstoffwolken aufzuzeichnen. Das Ergebnis dieser Messungen bestätigt ein grundsätzliches Verhalten der Schwebstoffwolken, was aus vorherigen Messungen bekannt war. Bei der Kampagne 2016 konnte jedoch keine Verbringung bei maximalem Ebbestrom messtechnisch begleitet werden, das erklärt den etwas geringeren Ausbreitungsradius von maximal 5 km (HR Wallingford, 2017). Die einzelnen Schwebstofffahnen lagen im Mittel zwischen 200 und 900 m mit einer maximalen Breite von 1,9 km. Die maximalen Schwebstoffkonzentrationen traten sohnah in einer Schicht von 5 bis 10 m über der Gewässersohle auf, die mittlere Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen lag in diesem Bereich bei 100 – 150 mg/l über der Hintergrundkonzentration. Letztere kann küstennah zwischen 5 und 50 mg/l und im Bereich des Schlickfallgebiets ggf. sogar darüber eingeordnet werden (BSH, 2019). Die maximale Dauer, in der ein Nachweis der Schwebstoffwolken möglich war, betrug 1,5 h bis 2 h, was deutlich unterhalb der 5 h, wie bereits in der Kampagne 2005 (DLR, 2005) beobachtet werden konnte, lag. In Abhängigkeit von den aktuellen Tidebedingungen und der Korngrößenzusammensetzung des Baggerguts, also auch abhängig vom genauen Ort der Baggerung im Hamburger Hafen kann es jedoch stets zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen.

5.2 Entwicklung der Schadstoffgehalte in Sedimenten

5.2.1 Verbleib der verbrachten Baggergutmengen im Bereich der Stelle Tonne E3

Das auf die Stelle Tonne E3 verbrachte Baggergut weist gegenüber den umgebenden Sedimenten eine erhöhte Schadstoffbelastung auf. Daher ist ein möglichst lokaler Verbleib vor allem der feinkörnigen Baggergutanteile (< 63 µm) anzustreben. In früheren Untersuchungen, wie z. B. in der Auswirkungsprognose 2016 beschrieben (BfG, 2016), wurde eine großräumige Verdriftung von ca. 65% bzw. 80% der schadstoffbelasteten Feinkornanteile angenommen. Methodisch wurden für diese Abschätzungen die Veränderungen der Korngrößenverteilung oder der Schadstoffbelastung der Sedimente analysiert.

Die nun langjährige Zeitreihe an Differenzmodellen seit 2005 und Fortschritte der vergangenen Jahre bei der Weiterentwicklung von Software, welche die Auswertung

der sehr großen Datenmengen aus Fächerecholotpeilungen unterstützt, hat eine Überprüfung der früheren Ergebnisse ermöglicht. Für den Zeitraum ab 2014 konnte nun differenziert für jede Baggerkampagne eine deutlich detailliertere Abschätzung der Baggergutanteile, welche über den Nahbereich der Stelle Tonne E3 hinaus verdriften, vorgenommen werden. Die Berechnung der Anteile basiert auf Daten zu der räumlichen Ausdehnung und Mächtigkeit der Baggergutauflage, der Korngrößenverteilung dieser Auflage und der Porosität⁷. Im Ergebnis bestätigen die neuen Berechnungen die bereits in früheren Jahren abgeschätzte Verdriftung. Unmittelbar im Bereich der Verbringzentren verbleiben zwischen 9 und 13% der ursprünglich verbrachten Feinkornanteile des Baggerguts. Der Wechsel von dem VZ Ost nun auf das VZ Süd hat zu keinen anderen Ergebnissen geführt. Berücksichtigt man in der Berechnung noch zusätzlich den 200 m breiten Puffer rund um die Verbringzentren, verbleiben hier weitere 5 bis 10%. In der weiteren Fläche bis zum 1 km Radius konnten mindestens noch weitere 3% des feinkörnigen Baggerguts nachgewiesen werden; möglicherweise noch mehr, was aber aufgrund der Messunsicherheiten in den Peildaten nicht genauer quantifiziert werden kann. Damit konnte der Verbleib von mindestens 17 bis 26 % der feinkörnigen Baggergutanteile innerhalb des 1 km Radius sicher nachgewiesen werden. Erweitert man die Fläche nochmals bis zum 1,5 km Radius, kann sehr sicher angenommen werden, dass mindestens 20 bis 30% der feinkörnigen Baggergutanteile lokal verbleiben und zwischen 70 und 80% über diesen Bereich hinaus verdriften (BAW, 2016).

Für die Sandanteile hat die Berechnung ergeben, dass im Bereich der Verbringzentren zwischen 39 und 67% des Baggerguts verbleiben. Auch hier haben sich zwischen den VZ Ost und Süd keine wesentlichen Unterschiede gezeigt. Die noch übrigen Anteile (Differenz bis 100%) konnten dann zumeist im Bereich bis zum 1,5 km Radius sehr sicher nachgewiesen werden.

5.2.2 Räumliche Verteilung der Schadstoffbelastung im Nahfeld

Die Belastung der Sedimente durch verschiedene Schadstoffgehalte an der Verbringstelle ist auf unterschiedlichen Skalen einzuordnen. Daher erfolgt hier eine Betrachtung auf einem normierten, prozentbasierenden Ansatz. Dieser vergleicht den im Bereich der Verbringstelle eingemischten Anteil an schadstoffbelastetem Baggergut mit einem Referenzwert, der durch die mittlere Schadstoffbelastung der Sedimente der Jahre 2005 bis 2018 an den Stationen des 3-km Radius berechnet wird.

Vergleichend wird für diese Betrachtung die aus den Einzelparametern gemittelte Veränderung für sechs relevante GÜBAK-Parameter Cd, Hg, Zn, p,p-DDD, p,p-DDE und HCB herangezogen. Diese sechs Parameter wurden ausgewählt, weil sie nach den Ergebnissen der Bewertung des Baggerguts nach GÜBAK die größte gleichmäßige

⁷ Entspricht dem Hohlraumanteil am Gesamtvolumen der Baggergutauflage, für die Berechnung der Porosität in Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung wurde ein empirischer Ansatz nach Ruardij und Raaphorst verwendet (Ruardij & van Raaphorst, 1995)

Veränderung der Schadstoffbelastung an der Verbringstelle erwarten lassen. Eine Anreicherung der TBT-Gehalte ist in Einzelproben feststellbar, aber aufgrund der partikulären Eigenschaft dieses Schadstoffs ungleichmäßig verteilt und daher nicht für die Berechnung einer mittleren räumlichen Verteilung geeignet. Die gemittelten Referenzwerte sind nach den Ergebnissen der Vorjahre von den Verbringungen nicht nachweisbar beeinflusst und zeigen Schadstoffgehalte, die denen vor Beginn der Verbringungen (vor 2005) sehr ähnlich sind.

Die Schadstoffgehalte des Baggerguts aus den Landeshafengewässern entsprechen den gewichteten Mittelwerten der Jahre 2015 bis 2018. Für die Delegationsstrecke werden gewichtete Mittelwerte der Jahre 2005 bis 2015 herangezogen. In die Berechnung eingeflossen ist auch der prozentuale Anteil ihrer verbrachten Mengen aus den Teilbereichen (Mengen siehe Anlage 2 und Anlage 3).

Aus dem prozentualen Unterschied zwischen dem Referenzwert (3-km Radius) und dem Baggergut ergibt sich anschließend der Anteil des an den einzelnen Beprobungsstationen in das dort vorhandene Sediment eingemischte Baggergut für jeden Parameter auf der Grundlage der Sedimentbeprobung im September 2018. Alle Einzelergebnisse der betrachteten Parameter werden für jede Station als Mittelwerte zusammengefasst und im Weiteren in der Abbildung 8 dargestellt. Das Ergebnis zeigt eine flächenhafte Einmischung der schadstoffbelasteten Feinkornanteile im Baggergut auf und im Nahbereich der Verbringstelle. Die festgestellte Fläche bezieht sich ausschließlich auf die aktuelle Ausbreitung der Feinkornfraktion ($< 63 \mu\text{m}$), da die untersuchten Schadstoffe an dieser gebunden sind. Zur Übersicht sind in der Abbildung 8 der 1 km Radius, der 1,5 km Radius und der 2 km Radius sowie die Lage der Verbringzentren eingetragen. Zusätzlich ist in der Abbildung 8 das von der HPA definierte 8,8 bzw. 10 km²-Flächenpolygon eingezeichnet, für das eine maximal betroffene Fläche nach der Auswirkungsprognose 2016 angenommen wurde (BfG, 2016)⁸. Der Anteil des verdrifteten feinkörnigen Baggerguts an der Probenahmestation ist unter dem Messpunkt als blauer Text gekennzeichnet, die Stationsnummer als schwarzer Text oberhalb des Messpunktes

In der Prognose 2016 wurde für die Zukunft davon ausgegangen, dass eine Gesamtfläche (inneres, rot gestricheltes Polygon) von bis zu 8,8 km² bzw. unter Berücksichtigung eines 100 m breiten Sicherheitsbandes bis zu 10 km² um den gesamten Bereich betroffen sein wird (äußeres, rot gestricheltes Polygon).

⁸ Das Polygon wurde aus den Ergebnissen des bisherigen Monitorings, der Bathymetrie, der Korngrößenzusammensetzungen der Sedimente sowie ihrer Schadstoffbelastung bis 2015 ermittelt. Das Umrisspolygon der bis 2015 beeinflussten Fläche (5,6 km²) wurde auf die neuen Flächen (dort bezeichnet als West, Nord und Süd) angewendet, das durch Überlagerung aller Polygone die gesamte beeinflusste Fläche bestimmt.

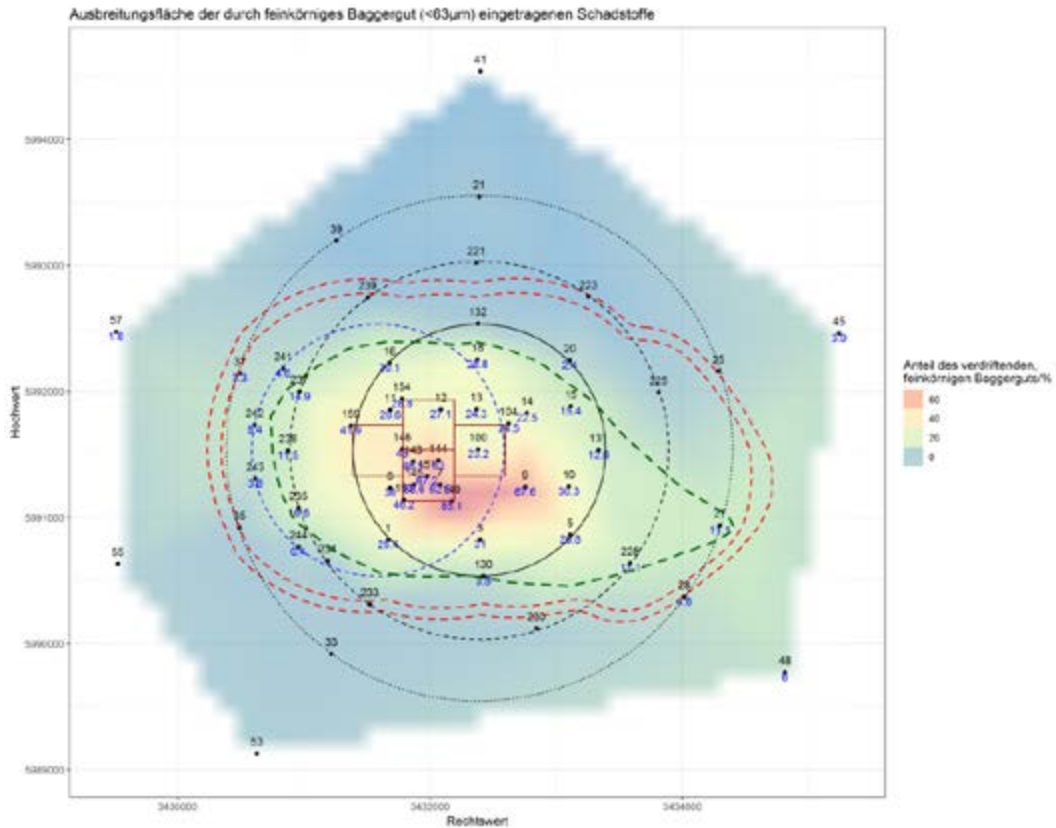


Abbildung 8: Ausbreitungsfläche des schadstoffbelasteten Baggerguts in den Sedimenten des Nahfelds der Verbringstelle nach der Beprobung im September 2018

1-km Radius: Kreis mit schwarzer, durchgezogener Linie, 1-km Radius VZ West: Kreis mit blau gestrichelter Linie. 1,5 km Radius: Kreis mit schwarzer, gestrichelter Linie, entspricht mit westlicher Ausbuchtung des 1-km Radius VZ West dem Einbringbereich gemäß Zulassung, 2-km Radius: Kreis mit schwarzer, gepunkteter Linie. 10% Konturlinie: grün gestrichelt. Innere rot gestrichelte Linie: Möglicher Einflussbereich der Verbringungen, äußere rot gestrichelte Linie: Möglicher Einflussbereich der Verbringungen mit Sicherheitsabstand (Schätzung HPA).

Zur Abschätzung der aktuellen, maximalen Ausbreitungsfläche bzw. Einmischung des feinkörnigen Baggergutes (< 63 µm) wurde die 10%-Konturlinie ausgewählt. Sie ist in der Abbildung 8 grün gestrichelt dargestellt. Unterhalb dieses Wertes ist aufgrund der Streuung der Einzelwerte bei einer mittleren Standardabweichung von 8% über alle Stationen eine verlässliche Abschätzung auf Basis der Schadstoffdaten nicht möglich.

Aus der Lage der 10%-Konturlinie wird deutlich, dass die Ausdehnung der Baggerguteinmischung in das umliegende Sediment mit dem Stand vom September 2018 mindestens bis zum 1,5 km Radius nachzuweisen ist. An der Station 27 ist ein Einfluss auch auf den 2 km Radius erkennbar. Die betroffene (ellipsoidale) Fläche, auf der durch Baggergut eingetragene Schadstoffe nachweisbar sind, beträgt mit dem erhobenen Datenstand bis 2018 ca. 5 km². Die Form der Fläche lehnt sich an die Form der Gezeitenstromellipse an (Klein, H., 2004).

Rechnerisch wäre die Gesamtkreisfläche von 7,1 km² für den 1,5 km Radius von den Verbringungen noch nicht vollständig betroffen. Am östlichen Rand erreicht die

Ausbreitungsfläche nahezu den Rand des inneren Vorhersagepolygons 2016 (8,8 km²), während in der Nord- Südausbreitung der Abstand zum Polygonrand etwa 500 bis 800 m beträgt.

Entsprechend der Verdriftung feinkörnigen schadstoffbelasteten Baggerguts beim Verbringvorgang kommt es mit zunehmender Entfernung vom Zentrum zu abnehmenden Schadstoffgehalten in den Sedimenten der Umgebung. Dies ist zum einen in den unterschiedlich weit verdriftenden feinkörnigen Baggergutanteilen begründet und zum anderen in der Verdünnung der Schadstoffgehalte durch die Einmischung in die feinkörnigen relativ unbelasteten umliegenden Sedimente der Stelle Tonne E3. Der Feinkornanteil der Sedimente in der Umgebung der Verbringzentren ist viel höher als in den Verbringzentren selbst (vgl. auch Abbildung 5 in Kapitel 5.1.3), so dass ein Verdünnungseffekt eintritt.

5.2.3 Räumliche Verteilung von Spurenmetallen in den Sedimenten des Fernfeldes

Zusätzlich zu den Ergebnissen des E3-Monitoringprogramms im Fernfeld, die im BfG-Bericht der Jahre 2015-2018 dargestellt werden (BfG, 2019, in Vorbereitung), können zur Beurteilung eines möglichen Einflusses der Verbringungen von Baggergut auf die Sedimente des Fernfeldes (Schlickfallgebiet) Ergebnisse herangezogen werden, die das BSH zur Verfügung gestellt hat. In etwa vierteljährlichen Abständen werden an den Stationen KS8 und KS11 (Anlage 10) die Schwermetallgehalte in den Sedimenten untersucht. Zusätzlich wird unabhängig vom Monitoring durch die HPA ebenfalls Sediment aus dem Zentrum des Verbringgebietes Ost (HPAE3) untersucht.

Für die Stationen HP AE3, KS11 und KS8 liegen Daten bis zum 20.1.2017 vor. Als Vergleich sind die Perzentilwerte Q₅₀ (schwarze, durchgezogene Linie), Q₁₀ und Q₉₀ (gestrichelte Linien) der Nullbeprobung im Nahfeld der Tonne E3 sowie die arithmetischen Mittelwerte der Stationen KS8 und KS11 als farbige Linien in den Diagrammen hervorgehoben (Abbildung 9).

Die Fortführung der Messungen des BSH zeigt, dass die Schwermetallgehalte im Sediment der Stationen KS8 und KS11 beginnend mit dem Jahr 2000 bis zur vorläufig letzten Beprobung stationär um den Mittelwert variieren. Aufgrund ihrer näheren Lage zum Elbeästuar sind eintragsbedingt die Schwermetallgehalte an den BSH-Stationen im Verhältnis generell höher als die Sedimentbelastungen, die bei der Nullbeprobung an der Tonne E3 festgestellt wurden.

Während der Hauptphase der Baggergutverbringungen 2006 bis 2010 wurden in den Sedimenten an der Station HP AE3 etwa um den Faktor 3 höhere Schwermetallgehalte als an den Stationen KS8 und KS11 festgestellt. Nach dem Ende der Verbringungen 2010 reduzierten sich anschließend an der Station HP AE3 die Gehalte in den Sedimenten auf das Hintergrundniveau der Stationen KS8 und KS11. An diesen beiden

Stationen waren wiederholt erhöhte Schwermetallgehalte sowohl bei der Verteilung der Quecksilber-, als auch der Cadmium- und Zinkkonzentrationen zu beobachten, sie wurden aber bereits vor Beginn der Verbringungen, also vor 2005 festgestellt und können daher nicht auf den Einfluss von verbrachtem Baggergut zurückgeführt werden (Abbildung 9).

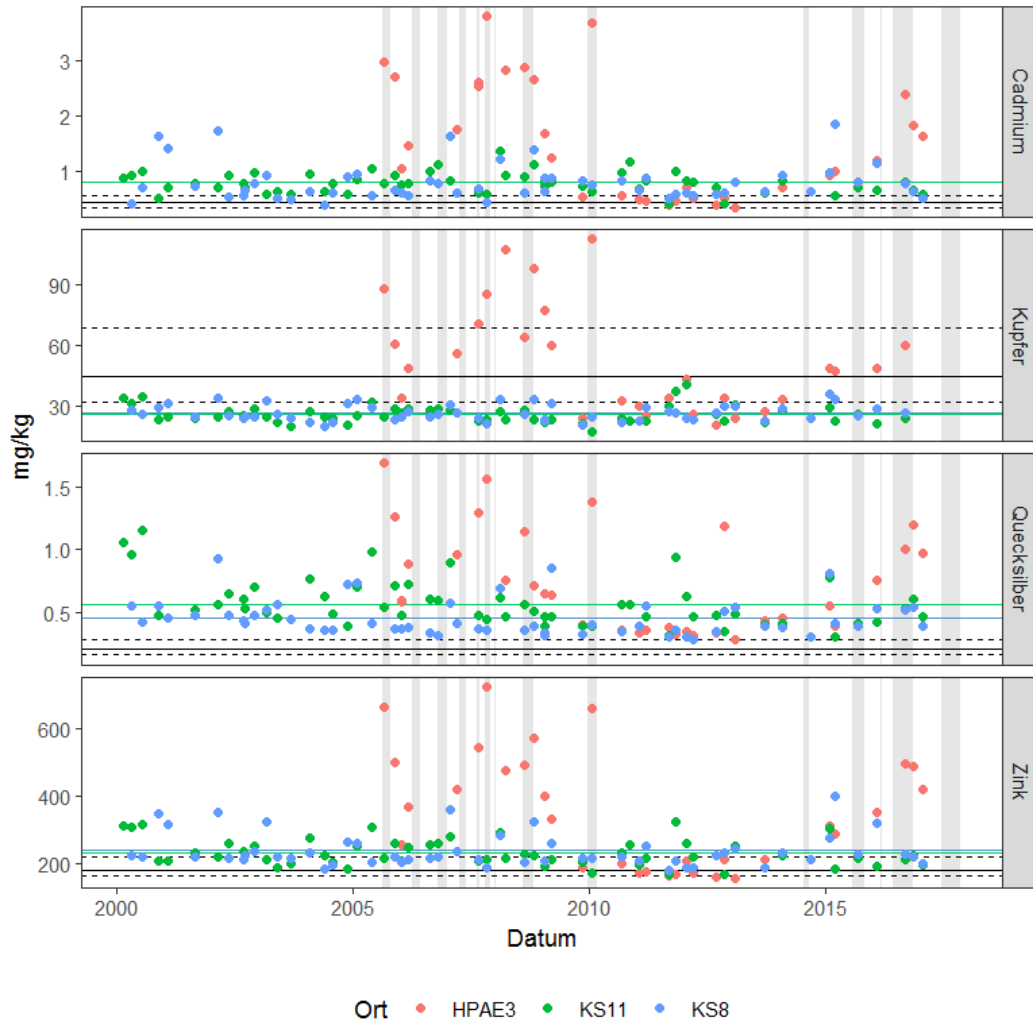


Abbildung 9: Schwermetallgehalte in den Sedimenten der BSH-Stationen in der Fraktion < 20 µm

Durchgezogene farbige Linie: arithmetische Mittelwerte der KS8 und KS11, Schwarze Linie: Q_{50} und gestrichelte Linie Q_{10} (untere) bzw. Q_{90} (obere) der Nullbeprobung. Graue senkrechte Balken: Zeitraum der Verbringungen

Die Ergebnisse des BSH bestätigen die Untersuchungen der HPA (Anlage 11) zum Monitoring des zeitlichen Verlaufs von Schadstoffen an der Verbringestelle. Ein großräumiger Einfluss von verdrifteten Feinanteilen aus dem Baggergut auf weiter zur Verbringestelle entfernt liegende Stationen wie KS8 oder KS11 erscheint aufgrund des zeitlichen Verlaufs der Schwermetallgehalte als unwahrscheinlich.

5.2.4 Entwicklung der Nährstoffgehalte in den Sedimenten des Monitoringgebietes

Im Vergleich zu den Ergebnissen der Vorjahre zeigten die Nährstoffgehalte bei den Untersuchungen der Beprobungen 2015 bis 2018 ähnliche Konzentrationen sowohl im Verbringzentrum als auch in den Sedimenten der weiteren Teilgebiete (Abbildung 10 und Abbildung 11). Die Ergebnisse der Beprobungen 2016-2018, jeweils im September, auf dem Verbringzentrum Ost lieferten für alle Parameter etwas höhere Werte als in den Frühjahrsbeprobungen.

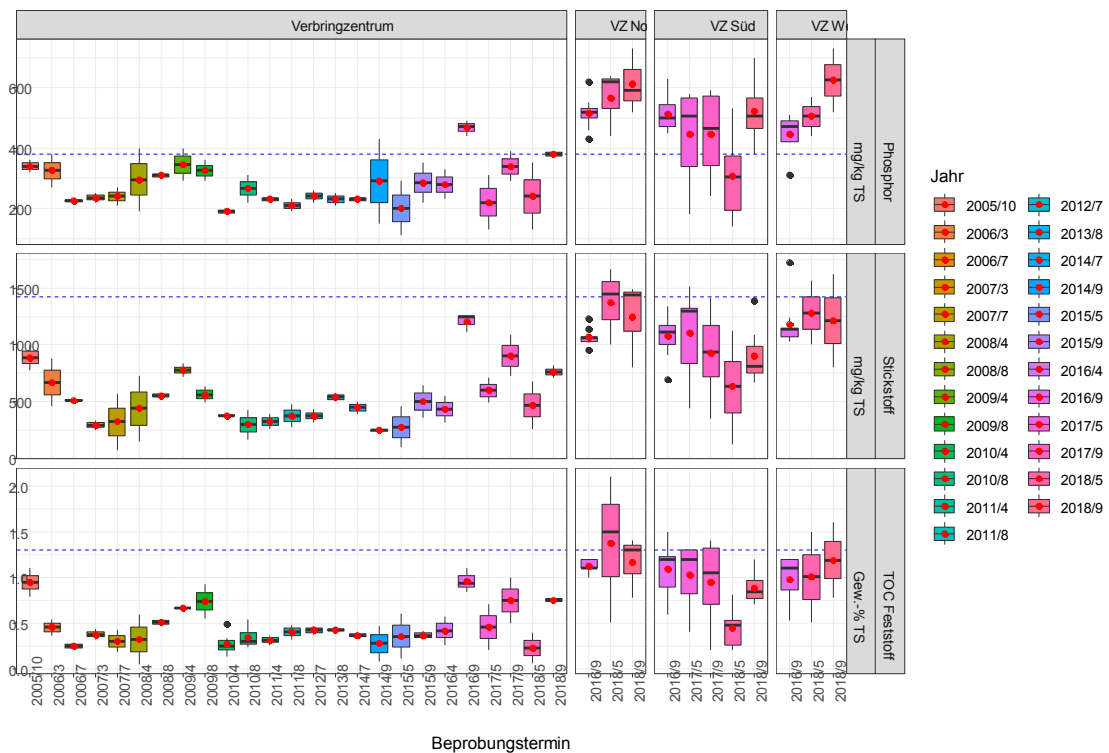


Abbildung 10: Box-and-Whisker Plot ausgewählter Nährstoffe für das Verbringzentrum von 2005 bis 2018

Die gestrichelte Linie bildet den Mittelwert für die Nährstoffgehalte der Nullbeprobung auf der Verbringstelle ab.

Auch in den Sedimenten der Verbringstelle im 1-km Radius finden sich bei den Beprobungen 2017 und 2018 leicht erhöhte Nährstoffgehalte (Abbildung 11).

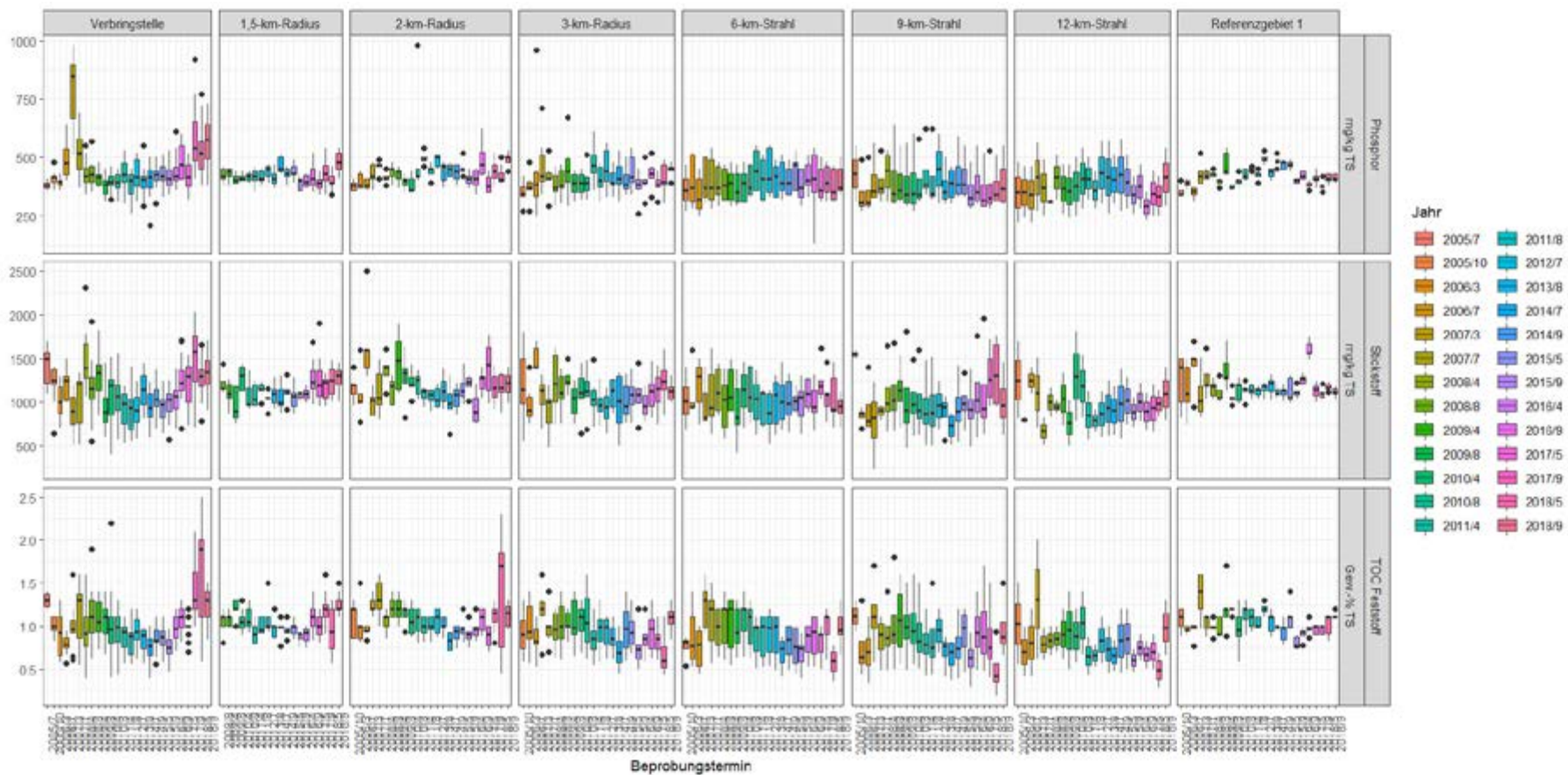


Abbildung 11: Box-and-Whisker Plot ausgewählter Nährstoffe für die Teilbereiche ohne Verbringzentren von 2005 bis 2018

Die räumliche Verteilung der Nährstoffe TOC, N und P, dargestellt in der Anlage 12, zeigt in dem Zeitabschnitt 2015 bis 2018 mit einer Abreicherung im Verbringzentrum und einer Anreicherung am Rand der Verbringstelle (1-km Radius) ein sehr ähnliches Muster wie die Verteilung der Feinkornfraktion.

In den Sedimenten der Teilgebiete außerhalb des Verbringzentrums lagen bei den Monitoringkampagnen 2015 bis 2018 alle untersuchten Nährstoffkonzentrationen innerhalb des Konzentrationsbereich der Vorjahre (Abbildung 11).

5.2.5 Entwicklung der Schadstoffgehalte an den Dauermessstationen im nord- und ostfriesischen Watt

Nach den Ergebnissen der Modellabschätzungen der BAW (BAW, 2016) ist nicht auszuschließen, dass geringe Anteile der feinkörnigen Sedimente mit den daran gebundenen Schadstoffen aus dem Baggergut die Wattgebiete an der Küste erreichen und dort zur Ablagerung kommen (BfG, 2016). Die aus dem Modell abgeschätzten Ablagerungsmengen sind jedoch so gering, dass ein messtechnischer Nachweis nicht zu erwarten ist. Zur Überprüfung dieser Aussage werden jeweils zwei Stationen im ost- (Harlesiel und Schillighörn) und nordfriesischen Wattenmeer (Holmer Fährde und Wesselburener Loch) bereits seit Anfang 2007 auf Schadstoffe untersucht (Abbildung 12).

Zusätzlich werden die Ergebnisse der im Monatsintervall beprobten Dauermessstation Cuxhaven Kugelbake der BfG betrachtet, um auch hier einen eventuellen Schadstoffeintrag durch verdriftendes Material aufgrund des zeitlich höheren Beprobungsintervalls schneller erkennen zu können.

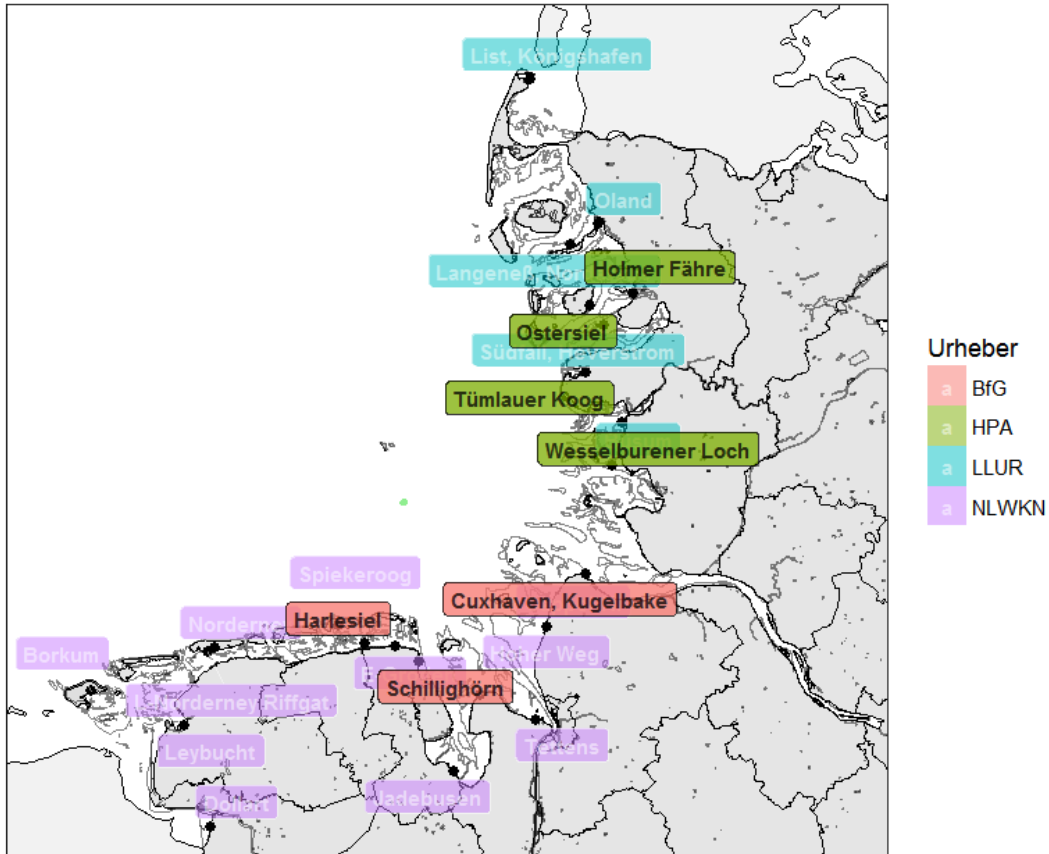


Abbildung 12: Lage der Wattmessstationen in der südlichen Nordsee

Die Lage der Verbringstelle Tonne E3 ist grün markiert, die ab 2007 bis 2018 untersuchten Stationen (schwarze Schrift) sind hervorgehoben.

Aufgrund der starken Variation der Anteile der Feinkornfraktionen $< 20 \mu\text{m}$ und $< 63 \mu\text{m}$ (Abbildung 13 und Abbildung 14) von 10 bis 90% in den Sedimenten der nordfriesischen Stationen Holmer Fährle und Wesselburener Loch sind die Ergebnisse der Schadstoffanalysen schwer zu interpretieren. Seit 2017 wird daher das Küstenstationsnetz um die Beprobungsstationen Osteriel auf Pellworm und Tümlauer Koog auf Eiderstedt ergänzt. Die Lage dieser beiden Stationen im strömungsberuhigten Bereich lässt eine Beprobung schlickiger Sedimente zu.

2014 wurde mit dem Ziel des Schadstoffmonitorings in Schwebstoffen der Küstengewässer in einem Pilotprojekt ein Schwebstoffsammler durch das NLWKN im Riffgat bei Norderney ausgelegt (Steffen, 2016). Aufgrund erster erfolgreicher Ergebnisse wird zukünftig ein kontinuierliches Monitoring möglich sein. Ergebnisse liegen der BfG noch nicht vor, sollen aber zusätzlich in die Bewertung einbezogen werden, sobald sie veröffentlicht sind.

Das Monitoringkonzept nach dem Vorschlag der BfG vom 31.3.2011 (s. auch BfG 2016) sieht eine Beprobung im Quartalsabstand vor. Die Stationen Wesselburener Loch, Harlesiel und Schillighörn können nur von einem Schiff aus beprobt werden. Aus betriebstechnischen Gründen konnte das vierteljährliche Beprobungsintervall nicht in allen Jahren eingehalten werden (Tabelle 7).

Tabelle 7: Anzahl der Beprobungen an den Wattmessstationen.

Jahr	Holmer	Wesselburener	Ostersiel	Tümlauer	Cuxhaven	Harlesiel	Schillighörn	
	Fähre	Loch		Koog	Kugelbake			
2007	6		6			15	5	5
2008	7		7			12	2	2
2009	9		7			9	4	4
2010	7		4			6	1	1
2011	5		5			7	2	2
2012	3		6			9	3	3
2013	4		6			12	3	3
2014	6		10			10	3	3
2015	4		7			10	2	2
2016	3		1			9	2	2
2017	4		3	7	7	14	2	3
2018	4		1	4	7	6	3	3

Station Tümlauer Koog: 4 Proben 2018 stammen aus einer Kernbeprobung.

Zur Bewertung eines möglichen Einflusses der Baggergutverbringung auf die Schwermetallgehalte in Küstensedimenten der Deutschen Bucht werden als regionale Belastungswerte für den Wattbereich von Schleswig-Holstein die Daten des LLUR und für das niedersächsische Watt die Daten des NLWKN (Steffen, pers. Mitt.) aus dem nationalen Küstenmessprogramm (BLMP), die in einem 2- bzw. 3-Jahresintervall erhoben werden, herangezogen.

Um einen möglichen Einfluss der Verbringungen auf die regionalen Hintergrundwerte auszuschließen, werden für die Bildung der arithmetischen Mittelwerte sowie der Perzentile auch die Datensätze der Beprobungen aus dem Zeitraum vor Beginn der Verbringungen 2005 verwendet. Vergleichend zu den Einzelproben sind die arithmetischen Mittelwerte der Schwermetallgehalte aus dem Küstenmessprogramm als schwarze, durchgezogene Linie sowie als gestrichelte Linie ihre Q₉₀-Perzentile dargestellt.

Schwermetalle

Die Gehalte des Cadmiums in der Feinkornfraktion der nordfriesischen Beprobungsstationen zeigen über den gesamten Zeitverlauf zwischen 2007 und 2018 unauffällige Werte, die sich auf Niveau der Hintergrundwerte befinden. Nach 2015

liegen sie unterhalb des mittleren Hintergrundwertes. Die Kupfergehalte in den Sedimenten liegen alle oberhalb des mittleren Hintergrundwertes und meist auch oberhalb des Q₉₀-Perzentils. Höchste Gehalte finden sich in dem verbringungs-freien Zeitraum zwischen 2010 und 2014. Niedrigste Gehalte werden nach 2015 beobachtet. Die Quecksilbergehalte liegen während des Verbringzeitraums bis 2010 auf dem Niveau des Hintergrunds. Höchste Gehalte werden während des verbringungs-freien Zeitraums zwischen 2010 und 2014 beobachtet. Nach 2015 sinken die Gehalte auf ein Niveau zwischen dem Mittelwert und dem Q₉₀-Perzentil des Hintergrundwertes ab. In dem Oberflächensediment des Tümlauer Koogs wurde bei der Beprobung am 9.8.2018 mit 0,59 mg/kg TS ein erhöhter Quecksilbergehalt gefunden. Bei der anschließenden Beprobung wurde in dem Oberflächensediment (0 bis 2 cm Schicht) ein Wert von 0,49 mg/kg gefunden. Dieser Wert liegt unterhalb des Q₉₀-Perzentils (0,51 mg/kg) der Hintergrundwerte, die für die Nullbeprobung auf der Verbringstelle im Juli 2005 vor den Verbringungen festgestellt wurde. Da auch während des verbring-freien Zeitraums 2010 bis 2014 höhere Quecksilbergehalte in den Sedimenten als während der Verbringzeiträume (2005-2009 und 2014-2018) gefunden wurden, ist ein Einfluss durch die Verbringungen bei der Tonne E3 nicht anzunehmen.

Die Dauermessstation Cuxhaven Kugelbake ist durch den Oberwasserabfluss der Elbe geprägt. Verglichen mit den abflussarmen Jahren 2014 bis 2018 werden während der verbringungs-freien Zeit, in denen aufgrund der günstigen Abflusssituation kein Material an der Tonne E3 verbracht wurde, durch die erhöhten Frachten auch höhere Schadstoffgehalte in den Sedimenten der Station Cuxhaven Kugelbake gefunden. Im Zusammenhang mit dem Hochwasser im Juni 2013 sind hier bei den Schwermetallen die höchsten Gehalte zu finden. Nach 2015 liegen die Schwermetallgehalte an dieser Station meistens auf, bzw. für Quecksilber um das Doppelte über dem mittleren Hintergrundwert.

Der zeitliche Verlauf der Schwermetallgehalte in den Sedimenten der ostfriesischen Watten (Abbildung 13) zeigt an der Station Harlesiel stark schwankende Messwerte. Auffallend sind an dieser Station die hohen Kupfergehalte Ende 2013. Diese Messwerte wurden 3 Jahre nach dem Ende der Verbringungskampagnen Anfang 2010 und vor der Wiederaufnahme 2014 gemessen. Auch nach Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Sommer 2014 treten sie nicht erneut auf. Sie können daher nicht als Anzeichen für eine Verdriftung von Baggergut interpretiert werden. Insgesamt liegen die Konzentrationen aller Schwermetalle an dieser Station in dem Zeitabschnitt nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Sommer 2014

bis 2018 auf dem Niveau der Vorjahre und z. T. etwas höher als die regionale Belastung⁹. Einzelne Ausreißerwerte an einzelnen Stationen sind möglich, vor allem bei Sedimenten mit einem sehr geringen Feinkornanteil. Bei einem niedrigen Anteil der Kornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ ($< 5\%$) treten hohe analytische Unsicherheiten bei der Bestimmung von Schwermetallen auf (BfG 2013).

Diese Ausreißerwerte können auch während verbringungsfreier Phasen beobachtet werden, sie sind nicht in Zusammenhang mit den Verbringungen zu bringen. Eine großräumige Verdriftung von Material durch die Verbringungen 2014 bis 2018 müsste dauerhaft höhere Schwermetallgehalte im Sediment zeigen, die sich hier nicht bestätigen.

Organische Schadstoffe

Für die Bewertung der Gehalte der organischen Schadstoffe an den küstennahen Stationen, die eine Korngrößenkorrektur auf die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ erfordern, liegt der Feinkornanteil $< 63 \mu\text{m}$ in den Sedimenten der BLMP-Stationen in den küstennahen Bereichen nur in sehr wenigen Proben über 10 Gew.-%, so dass interpretierbare Ergebnisse schwer zu erhalten sind. Zusätzlich erweisen sich die hohen Bestimmungsgrenzen mit $2,5 \mu\text{g/kg}$ für die Chlorbenzole, Hexachlorcyclohexane, Polycyclischen Aromaten, DDT und Metabolite sowie $4 \mu\text{g/kg}$ für die Organozinnverbindungen als problematisch für die Auswertungen.

Für die Stationen der nordfriesischen Watten stehen damit zu wenige Informationen zur regionalen Belastung vor Beginn der Baggergutverbringung zur Verbringstelle bei Tonne E3 aus dem nationalen Küstenmessprogramm zur Verfügung. Zur Bewertung der Entwicklung der Gehalte der organischen Schadstoffe an den Wattmessstationen werden daher die Daten der Nullbeprobung an der Verbringstelle der Tonne E3 aus dem Juli 2005 verwendet. Aus diesem Datensatz der Nullbeprobung sind die arithmetischen Mittelwerte ausgewählter organischer Schadstoffe als schwarze, durchgezogene Linie sowie als gestrichelte Linie ihre Q_{90} -Perzentile in der Abbildung 14 eingetragen.

⁹Errechnet aus Daten des BLMP

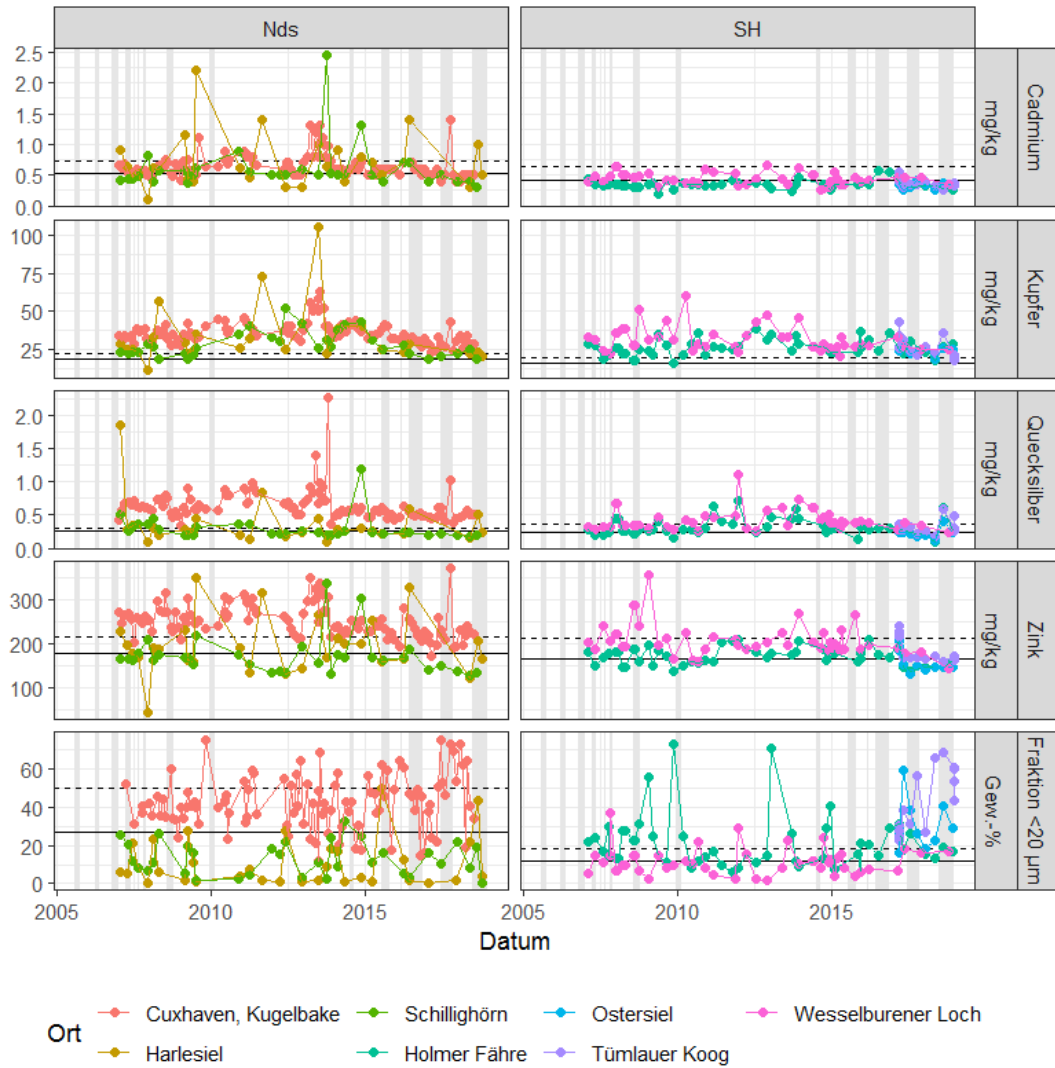


Abbildung 13: Zeitlicher Verlauf der Spurenmetallkonzentrationen in den Sedimenten der Wattmessstationen Niedersachsens und Schleswig-Holsteins 2007 bis August 2018.

Durchgezogene schwarze Linie: Arithmetischer Mittelwert der Ergebnisse der Länderbeprobung Gestrichelte schwarze Linie: Q90-Perzentil der Ergebnisse der Länderbeprobung. Senkrechte graue Balken: Termine der Verbringungskampagnen 2005-2018.

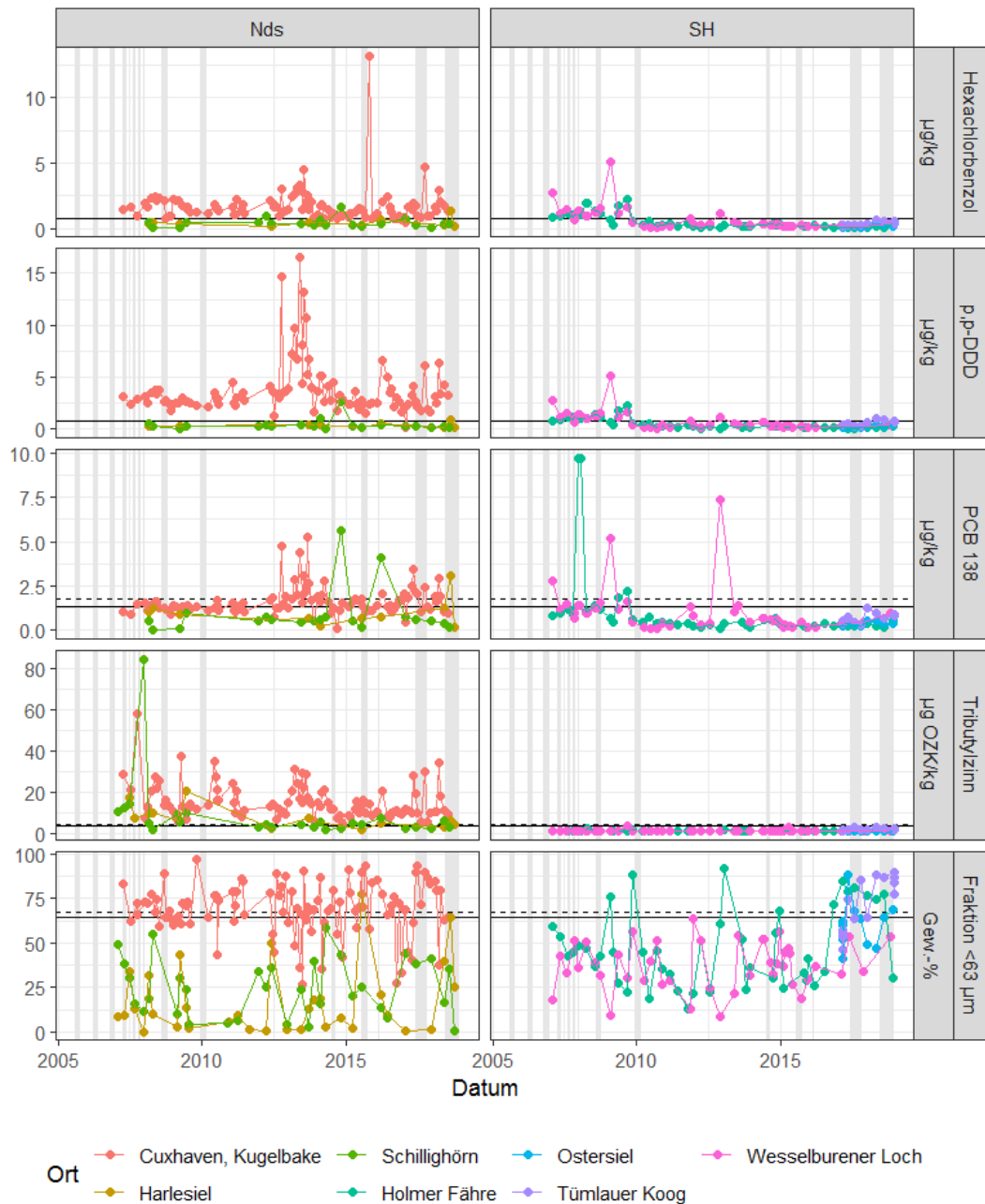


Abbildung 14: Zeitliche Entwicklung ausgewählter organischer Schadstoffe in den Sedimenten der Wattmessstationen Niedersachsens und Schleswig-Holsteins 2007 bis August 2018.

Hexachlorbenzol, p,p-DDD, PCB138 und Tributylzinn normiert auf den Anteil der Fraktion < 63 µm. Schwarze durchgezogene Linie: Arithmetische Mittelwerte der Schlicksedimente an der Verbringungsstelle Tonne E3 während der Nullbeprobung im Juli 2005, schwarz gestrichelt der dazugehörige Q₉₀-Perzentilwert. Senkrechte graue Balken: Termine der Verbringungskampagnen 2005-2018.

Die Konzentrationen der ausgewählten organischen Schadstoffe liegen mit einer Ausnahme für PCB 138 an der Holmer Fähre (9,7 µg/kg am 2.2.2008) im gesamten Beobachtungszeitraum auf dem Niveau der Belastung der Nullbeprobung an der Verbringestelle Tonne E3. An der Station Wesselburener Loch fallen für den Parameter PCB 138 mit Gehalten von 5 und 7,5 µg/kg in den Sedimenten zwei Proben mit geringen Feinkorngehalten auf, von denen der Datensatz aus dem verbringungsfreien Zeitraum die höchste Konzentration aufweist. Mit diesen beiden Ausnahmen, die als Ausreißerwerte einzustufen sind, liegen die Gehalte zum größten Teil unterhalb der Hintergrundwerte. Aufgrund der zahlreichen Unterschreitungen der Bestimmungsgrenze liegen bei der Darstellung für HCB und p,p'-DDD in dem Diagramm der Abbildung 14 die Perzentile auf dem Mittelwert.

Auch die Ergebnisse der Messungen organischer Schadstoffkonzentrationen (PCB138, HCB, p,p'-DDD, TBT) in den Sedimenten der Messstationen Harlesiel und Schillighörn zeigen unauffällige Gehalte, die im Bereich der Vorjahre liegen und unabhängig vom Zeitraum der Verbringungen sind. Einzelne Messwerte, die über diesem Niveau liegen, werden als Ausreißer eingestuft. Sie können häufig auch in der verbringungsfreien Zeit von Februar 2010 bis Sommer 2014 festgestellt werden und sind evtl. auch auf Unsicherheiten bei der Korngrößenkorrektur bedingt durch die z. T. geringen Anteile der Feinkornfraktion < 63 µm im Sediment sowie auf analytische Unsicherheiten zurückzuführen (BfG, 2013).

Zusammenfassend liegen die organischen Schadstoffgehalte an der Messstation Cuxhaven Kugelbake für die meisten Verbindungen oberhalb der bei der Nullbeprobung im Sommer 2005 im Umfeld der Verbringestelle bei Tonne E3 ermittelten Basisbelastung sowie oberhalb des Belastungsniveaus an den beiden ostfriesischen Wattmessstationen. Die mittleren Gehalte der organischen Schadstoffe an den Wattmessstationen Harlesiel und Schillighörn liegen dagegen in einem ähnlichen Bereich wie die Belastung im Umfeld der Verbringestelle bei Tonne E3 vor Beginn der Baggergutverbringung.

Insgesamt zeigen alle Schadstoffgehalte zwar z. T. deutliche Variationen; im zeitlichen Verlauf ist aber kein ansteigender Trend der Gehalte zu erkennen. Eine Beeinflussung der Qualität der Küstensedimente durch die Baggergutverbringungen an der Tonne E3 von 2007 bis 2018 ist nicht zu erkennen. Die höchsten Schadstoffgehalte treten im verbringungsfreien Zeitraum auf. In dieser Zeit kennzeichneten hohe Oberwasserabflüsse, bei denen größere Mengen schadstoffbelastetes Material in die Tideelbe eingetragen wurden, das Abflussgeschehen der Mittelelbe. Insbesondere das Extremhochwasser 2013 brachte große Schadstofffrachten in die Tideelbe und in die

Deutsche Bucht (Belz, J. U., 2014). Es ist davon auszugehen, dass die Wattmessstationen den Einfluss der Elbe widerspiegeln.

5.2.6 Bewertung der Schadstoffbelastung von Sedimenten anhand von nationalen und internationalen Umweltbewertungskriterien

Bewertungsrichtlinien

Für die Bewertung der Belastung von Sedimenten und Biota mit einigen Schwermetallen und organischen Schadstoffen stehen von der OSPAR-Kommission verwendete Bewertungskriterien sowie Umweltqualitätsnormen (UQN), die in der Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (OGewV 2011, OGewV 2016) festgelegt wurden, zur Verfügung. Schadstoffgehalte in marinen Sedimenten und Biota aus dem Nordostatlantik werden im Rahmen von Auswertungen durch OSPAR mit Environmental Assessment Criteria (EAC), Effect Range Low-Werten (ERL) sowie Lebensmittelhöchstgehalten bewertet (OSPAR, 2009). Kriterien liegen nur für wenige Schadstoffe vor.

Bei Konzentrationen unterhalb der EAC wird davon ausgegangen, dass die Belastung nicht zu chronischen Effekten in marinen Spezies, einschließlich der empfindlichsten Arten, führt und dass sie damit kein signifikantes Risiko für die marine Umwelt darstellen. Die ERL wurden statistisch aus empirischen Untersuchungsergebnissen zur Schadstoffbelastung der Sedimente und zu biologischen Effekten abgeleitet. Die ERL werden als Konzentrationen angesehen, oberhalb derer es mit zunehmender Überschreitung vermehrt zu toxischen Effekten in Biota kommen kann (O'Connor, 2004). Bei Schadstoffgehalten unterhalb der ERL-Werte werden nur selten negative Auswirkungen auf Organismen beobachtet. Die UQN der OGewV entsprechen Konzentrationen, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden sollten.

Kriterien für Schadstoffe in Sedimenten

Für die Bewertung von Schadstoffgehalten in Sedimenten verwendet OSPAR EAC-Werte z. Zt. nur für PCB mit Bezug auf die Fraktion <2 mm mit Normierung auf 2,5 Gewichts-% des Gesamten Organischen Kohlenstoffgehaltes (TOC), s. in dem OSPAR-Hintergrunddokument S. 15, Tabelle 2 (OSPAR, 2009a).

Gehalte der Schwermetalle und der PAK in Sedimenten, für die eine Verwendung der derzeit vorliegenden EAC-Werte von OSPAR nicht empfohlen wurde oder denen Werte fehlen, werden anhand von der U.S. EPA entwickelten Effect Range Low-Werte (ERL) (NOAA, 1999), (

) bewertet, bis geeignete EAC-Werte zur Verfügung stehen.

Die Ableitung der ERL bezieht sich auf das Gesamtsediment ohne Berücksichtigung von Korngrößeneffekten, um einen Vergleich mit biologischen Toxizitätstests zu ermöglichen. Die UQN für Schwebstoffe und Sedimente beziehen sich auf die Trockensubstanz der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$.

Bewertung der Sedimentuntersuchungen 2015 bis 2018

In der Tabelle 8 sind die mittleren, in den Sedimentproben der Untersuchungskampagnen im Monitoringgebiet 2015 bis 2018 gemessenen Schadstoffgehalte für Spurenmetalle und PAKs in der Fraktion $< 2\text{mm}$ bzw. die auf 2,5% TOC-normierten Werte der PCBs, den von OSPAR (OSPAR 2009) empfohlenen EAC-Werten bzw. den derzeit verwendeten alternativen ERL-Kriterien für die Bewertung von Monitoringergebnissen gegenübergestellt. Die Kriterien wurden der Tabelle 2 (Seite 15) des Hintergrunddokuments der OSPAR entnommen (OSPAR, 2009a). Für Quecksilber und PCB 118, bei denen eine Überschreitung der Kriterien festgestellt wurde, sind zusätzlich die Ergebnisse aller Beprobungskampagnen in der Abbildung 15 und der Abbildung 16 als Box-and-Whisker Diagramme dargestellt.

ERL-Überschreitungen der Quecksilbergehalte wurden bei den Beprobungskampagnen 2015-2018 an der Verbringstelle ($\leq 1\text{-km}$ -Radius), im Nahfeld (1,5 bis 3-km-Radius) und dem Fernfeld ($> 3 \text{ km}$) für Quecksilber festgestellt, nicht aber im Referenzgebiet. In den Sedimenten der Verbringstelle lagen in den letzten Jahren bis zum Jahr 2018 die Überschreitungen des ERL auf einem vergleichbaren Niveau. Über den Gesamtzeitraum betrachtet weisen die Daten jedoch eine hohe Variabilität auf. So unterschreiten z. B. die mittleren Quecksilbergehalte an der Verbringstelle sowohl im Jahr 2005 als auch mit einer Ausnahme bei den Kampagnen von 2007/7 bis 2012/7 die ERL z. T. deutlich. Hierbei ist jedoch auch zu berücksichtigen, dass erst ab der Beprobung im August 2008 die Schwermetallgehalte in der Gesamtfraktion an allen Sedimentproben, und nicht wie vorher, nur an einigen wenigen ausgewählten, analysiert wurden.

Daten zu Quecksilbergehalten in der Fraktion $< 2 \text{ mm}$ liegen im Nahfeld erst seit dem August 2008 vor. Die Quecksilbergehalte in den Sedimenten des Nahfeldes sind geringfügig niedriger als im Bereich der Verbringstelle. Die mittleren Gehalte variieren um das Niveau des ERL, liegen aber bei der Betrachtung des Gesamtzeitraums meist darunter (Abbildung 15).

Im Fernfeld lagen die arithmetischen Mittelwerte der Quecksilbergehalte bei den Beprobungskampagnen bis zum März 2007 auffallend höher als in dem nachfolgenden Zeitabschnitt. Auch bei der Nullbeprobung wurde eine höhere Quecksilberbelastung als in den übrigen Untersuchungsbereichen angetroffen. Diese Ergebnisse sind wahrscheinlich auf den Elbeeinfluss auf die im östlichen Bereich des Fernfeldes gelegenen Stationen zurückzuführen. Vergleichend zu den Ergebnissen der Beprobung im Nahfeld, zeigen die mittleren Quecksilbergehalte in den Sedimenten des Fernfeldes eine ähnliche Variation um den ERL, wobei hier aufgrund der größeren Gebietsabdeckung die Streuung größer als im Nahfeld ist.

In den Sedimenten des Referenzgebietes wurden für die mittleren Quecksilbergehalte keine Überschreitungen des ERL festgestellt.

Empfohlene EAC-Werte zur Bewertung der Sedimentbelastung liegen für die Gruppe der Polychlorierten Biphenyle (PCB) vor. Mit Ausnahme des PCB 118 wurde keine Überschreitung der EAC Werte nachgewiesen (Tabelle 8). In den Sedimenten aller Teilgebiete wurde der EAC bis Anfang 2010 überschritten. Höchste Gehalte finden sich an der Verbringstelle aber auch im Fernfeld, das im östlichen Bereich durch den Einfluss des Elbeabflusses geprägt ist. In dem Zeitabschnitt nach 2010 sind geringere mittlere Gehalte des PCB 118 in den Sedimenten zu finden, die teilweise aber nur im Referenzgebiet unterhalb des EAC lagen. In allen Teilbereichen sind in den Sedimenten während der Beprobung im September 2018 im Vergleich zu den vorgehenden Beprobungen besonders niedrige Gehalte des PCB 118 anzutreffen.

Überschreitungen der ERL für die arithmetischen Mittelwerte der Gehalte des Bleis und des Cadmiums konnten nicht festgestellt werden.

Die arithmetischen Mittelwerte der PAK-Gehalte lagen während aller Beprobungen und in allen Teilgebieten unterhalb der ERL-Werte.

Die in der OGewV (2011, 2016) für ausgewählte Schadstoffe in Sedimenten festgelegten UQN wurden in allen Untersuchungsbereichen und –zeiträumen eingehalten.

Tabelle 8: OSPAR-Bewertungskriterien und Ergebnisse der Beprobungen 2015 bis 2018 im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3

Grau hinterlegte Zahlen kennzeichnen eine Überschreitung der EAC/ERL-Werte. Die Gehalte der Schwermetalle und PAKs beziehen sich auf den Anteil der Fraktion < 2 mm.. Organische Schadstoffgehalte (PCB) sind auf 2,5 Gew.-% TOC normiert und ebenfalls in der Fraktion < 2 mm gemessen.

Parameter	Einheit		2015/5				2015/9			
			Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraktion		ERL								
Blei	mg/kg	47	18,0	22,8	21,3	19,8	17,8	21,9	19,5	19,0
Cadmium	mg/kg	1,2	0,232	0,223	0,222	0,154	0,273	0,218	0,207	0,154
Quecksilber	mg/kg	0,15	0,149	0,151	0,197	0,112	0,17	0,133	0,162	0,098
Polyzyklische Aromaten		ERL								
Naphthalin	mg/kg	0,16	0,018	0,019	0,021	0,011	0,02	0,018	0,021	0,013
Phenanthren	mg/kg	0,24	0,044	0,041	0,031	0,023	0,053	0,029	0,031	0,044
Anthracen	mg/kg	0,085	0,018	0,013	0,013	0,010	0,023	0,011	0,013	0,015
Fluoranthen	mg/kg	0,6	0,081	0,069	0,055	0,040	0,099	0,049	0,049	0,056
Pyren	mg/kg	0,665	0,061	0,052	0,044	0,030	0,081	0,04	0,04	0,043
Benz(a)anthracen	mg/kg	0,261	0,033	0,029	0,022	0,018	0,052	0,027	0,027	0,031
Chrysen	mg/kg	0,384	0,035	0,029	0,023	0,018	0,046	0,023	0,022	0,027
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,43	0,037	0,032	0,030	0,020	0,052	0,029	0,031	0,029
Benzo(ghi)perylen	mg/kg	0,085	0,040	0,041	0,038	0,024	0,043	0,032	0,035	0,027
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0,24	0,040	0,037	0,055	0,028	0,058	0,046	0,044	0,036
Polychlorierte Biphenyle		EAC								
PCB 28	µg/kg	1,7	0,67	0,62	0,87	0,37	0,89	0,8	1,2	0,62
PCB 52	µg/kg	2,7	0,63	0,32	0,60	0,23	0,67	0,4	0,63	0,31
PCB 101	µg/kg	3	1,63	0,84	1,21	0,46	1,7	1	1,7	0,76
PCB 118	µg/kg	0,6	1,16	0,80	1,02	0,36	1,2	0,97	1,7	0,83
PCB 138	µg/kg	7,9	2,64	1,33	1,69	0,68	2,2	1,3	1,7	0,83
PCB 153	µg/kg	40	3,31	1,96	2,31	0,84	3	1,8	2,4	1,1
PCB 180	µg/kg	12	2,02	0,96	1,24	0,49	1,7	1,1	1,2	0,46

Fortsetzung Tabelle 8			2016/4				2016/9			
Parameter	Einheit		Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraktion		ERL								
Blei	mg/kg	47	17,8	21,6	21,7	19,6	19,3	21,9	17,7	19,3
Cadmium	mg/kg	1,2	0,301	0,222	0,234	0,152	0,405	0,247	0,187	0,158
Quecksilber	mg/kg	0,15	0,173	0,162	0,167	0,108	0,188	0,159	0,119	0,066
Polyzyklische Aromaten		ERL								
Naphthalin	mg/kg	0,16	0,024	0,022	0,029	0,017	0,031	0,024	0,028	0,018
Phenanthren	mg/kg	0,24	0,051	0,034	0,045	0,023	0,063	0,038	0,038	0,033
Anthracen	mg/kg	0,085	0,015	0,011	0,016	0,010	0,020	0,012	0,015	0,010
Fluoranthen	mg/kg	0,6	0,089	0,055	0,066	0,039	0,101	0,059	0,059	0,051
Pyren	mg/kg	0,665	0,068	0,044	0,051	0,030	0,083	0,048	0,049	0,040
Benz(a)anthracen	mg/kg	0,261	0,038	0,024	0,028	0,015	0,048	0,028	0,029	0,022
Chrysen	mg/kg	0,384	0,044	0,026	0,030	0,019	0,047	0,026	0,025	0,019
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,43	0,040	0,029	0,033	0,019	0,048	0,031	0,035	0,025
Benzo(ghi)perylen	mg/kg	0,085	0,040	0,037	0,043	0,027	0,043	0,037	0,040	0,028
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0,24	0,047	0,046	0,055	0,033	0,054	0,053	0,060	0,038
Polychlorierte Biphenyle		EAC								
PCB 28	µg/kg	1,7	1	0,9	0,9	0,51	0,74	0,67	0,90	0,63
PCB 52	µg/kg	2,7	0,71	0,5	0,7	0,3	0,61	0,40	0,77	0,63
PCB 101	µg/kg	3	1,7	1,0	1,3	0,69	1,53	0,93	1,20	0,63
PCB 118	µg/kg	0,6	1,2	0,9	1,1	0,65	0,95	0,80	1,00	0,63
PCB 138	µg/kg	7,9	2,7	1,5	1,9	1,13	2,52	1,33	1,54	0,63
PCB 153	µg/kg	40	3,7	2,4	2,8	1,48	3,60	2,11	2,32	0,63
PCB 180	µg/kg	12	2	1,1	1,3	0,76	2,28	0,98	1,09	0,63

Fortsetzung Tabelle 8			2017/5				2017/9			
Parameter	Einheit		Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraktion		ERL								
Blei	mg/kg	47	20,1	23,2	21,3	20,6	23,7	26,3	23,2	21,4
Cadmium	mg/kg	1,2	0,390	0,258	0,209	0,158	0,503	0,335	0,234	0,162
Quecksilber	mg/kg	0,15	0,238	0,181	0,152	0,136	0,251	0,183	0,148	0,088
Polyzyklische Aromaten		ERL								
Naphthalin	mg/kg	0,16	0,029	0,034	0,034	0,026	0,037	0,037	0,032	0,026
Phenanthren	mg/kg	0,24	0,048	0,036	0,041	0,026	0,065	0,055	0,034	0,028
Anthracen	mg/kg	0,085	0,020	0,012	0,015	0,010	0,025	0,018	0,014	0,010
Fluoranthren	mg/kg	0,6	0,084	0,053	0,063	0,038	0,109	0,083	0,052	0,040
Pyren	mg/kg	0,665	0,065	0,042	0,052	0,030	0,090	0,068	0,048	0,032
Benz(a)anthracen	mg/kg	0,261	0,040	0,024	0,029	0,016	0,049	0,038	0,024	0,018
Chrysen	mg/kg	0,384	0,042	0,024	0,028	0,016	0,053	0,039	0,026	0,020
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,43	0,041	0,028	0,030	0,018	0,051	0,045	0,030	0,022
Benzo(ghi)perylen	mg/kg	0,085	0,042	0,040	0,047	0,024	0,051	0,049	0,044	0,030
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0,24	0,049	0,046	0,056	0,028	0,056	0,055	0,050	0,030
Polychlorierte Biphenyle		EAC								
PCB 28	µg/kg	1,7	0,93	0,97	1,10	0,53	0,70	0,81	1,16	0,53
PCB 52	µg/kg	2,7	0,90	0,41	0,70	0,26	0,64	0,39	0,58	0,28
PCB 101	µg/kg	3	2,10	1,36	1,52	0,60	1,69	1,21	1,40	1,22
PCB 118	µg/kg	0,6	1,41	1,34	1,33	0,50	0,99	1,05	1,26	0,81
PCB 138	µg/kg	7,9	3,36	2,06	1,99	0,85	2,75	1,90	1,73	2,34
PCB 153	µg/kg	40	4,60	2,83	2,85	1,12	3,67	2,42	2,50	2,76
PCB 180	µg/kg	12	3,07	1,44	1,55	0,58	2,27	1,26	1,19	2,00

Fortsetzung Tabelle 8			2018/5				2018/9			
Parameter	Einheit		Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraction		ERL								
Blei	mg/kg	47	17,2	22,0	19,0	18,8	22,1	25,0	21,9	20,4
Cadmium	mg/kg	1,2	0,354	0,260	0,206	0,140	0,431	0,302	0,195	0,138
Quecksilber	mg/kg	0,15	0,152	0,119	0,114	0,067	0,160	0,117	0,078	0,056
Polyzyklische Aromaten		ERL								
Naphthalin	mg/kg	0,16	0,032	0,032	0,031	0,022	0,040	0,031	0,033	0,020
Phenanthren	mg/kg	0,24	0,053	0,038	0,037	0,029	0,062	0,040	0,039	0,039
Anthracen	mg/kg	0,085	0,018	0,013	0,015	0,010	0,019	0,015	0,016	0,012
Fluoranthen	mg/kg	0,6	0,083	0,058	0,055	0,040	0,101	0,066	0,063	0,060
Pyren	mg/kg	0,665	0,065	0,046	0,045	0,031	0,079	0,051	0,050	0,045
Benz(a)anthracen	mg/kg	0,261	0,039	0,027	0,027	0,020	0,045	0,029	0,027	0,025
Chrysen	mg/kg	0,384	0,040	0,027	0,025	0,020	0,045	0,029	0,027	0,025
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,43	0,045	0,035	0,034	0,024	0,046	0,032	0,033	0,027
Benzo(ghi)perylene	mg/kg	0,085	0,038	0,036	0,039	0,025	0,047	0,036	0,045	0,022
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0,24	0,051	0,051	0,057	0,035	0,058	0,046	0,059	0,026
Polychlorierte Biphenyle		EAC								
PCB 28	µg/kg	1,7	0,96	0,88	1,27	0,39	0,50	0,61	0,81	0,40
PCB 52	µg/kg	2,7	0,81	0,47	0,95	0,25	0,49	0,35	0,59	0,22
PCB 101	µg/kg	3	1,61	1,18	1,84	0,51	1,22	0,90	1,24	0,40
PCB 118	µg/kg	0,6	1,07	1,02	1,69	0,52	0,83	0,76	1,02	0,45
PCB 138	µg/kg	7,9	2,89	1,82	2,75	0,91	2,44	1,76	1,71	1,30
PCB 153	µg/kg	40	3,82	2,61	4,11	1,28	2,97	2,15	2,23	1,32
PCB 180	µg/kg	12	2,52	1,25	1,93	0,57	2,21	1,32	0,98	0,75

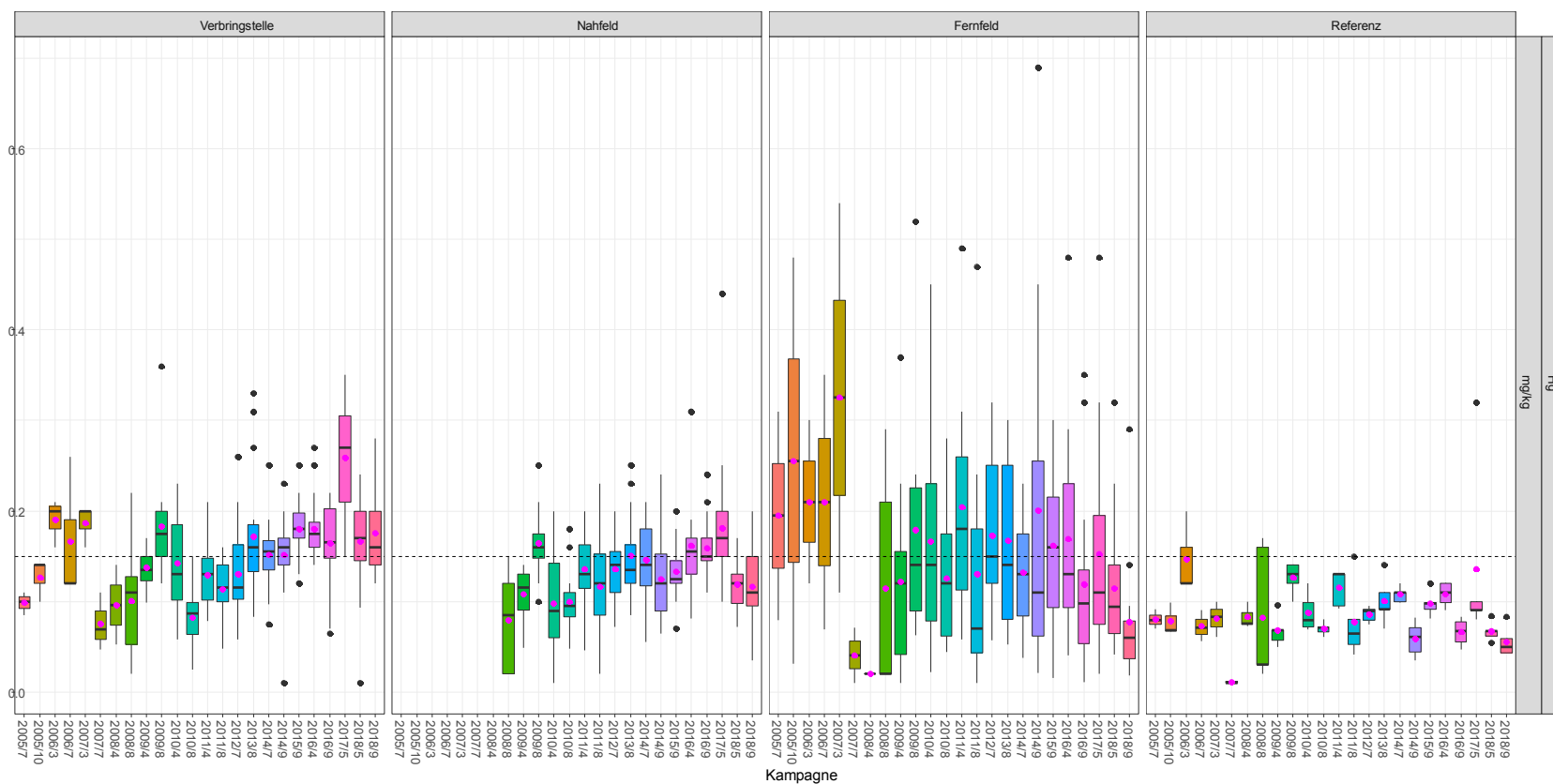


Abbildung 15: Box-and Whisker Diagram der Quecksilbergehalte (<2 mm) in den Oberflächensedimenten der Teilbereiche des Monitoringgebiets für die Beprobungskampagnen 2005 bis 2018.

Schwarz gestrichelt: ERL Wert, Magenta eingefärbte Punkte: arithmetische Mittelwerte, schwarze Punkte: Ausreisserwerte

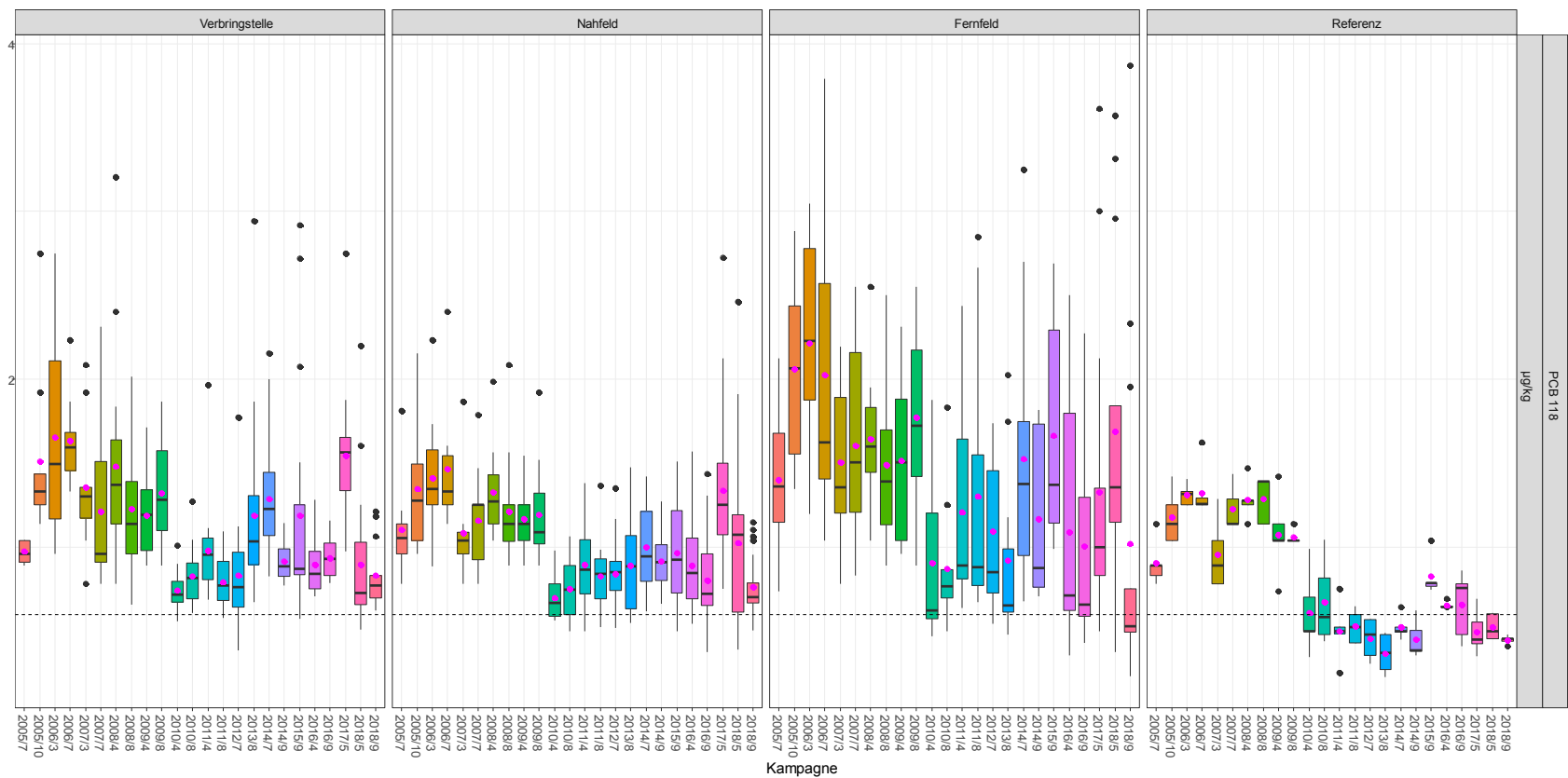


Abbildung 16: Box-and Whisker Diagramm der PCB 118-Gehalte (< 2 mm) in den Oberflächensedimenten der Teilbereiche des Monitoringgebiets für die Beprobungskampagnen 2005 bis 2018.

Schwarz gestrichelt: ERL Wert, Magenta eingefärbte Punkte: arithmetische Mittelwerte, schwarze Punkte: Ausreisserwerte

Bewertung der Sedimente nach UQN

Der für die Umweltqualitätsnorm (UQN) in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) festgelegte Richtwert kennzeichnet die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Schwebstoffen, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf. Die Bewertung der UQN bezieht sich im engeren Sinne auf Sedimente und Schwebstoffe, die mittels Absetzbecken oder Sammelkästen entnommen wurden. Weiter bezieht sich die Bewertung bei Metallen auf die Fraktion kleiner als 63 μm und bei organischen Schadstoffen auf die Fraktion kleiner als 2 mm. Die Befunde von Sedimentproben können hinsichtlich der organischen Schadstoffe nur dann zur Bewertung herangezogen werden, wenn die Sedimentproben einen Feinkornanteil kleiner als 63 μm von größer als 50% aufweisen.

Für die Bewertung der Sedimente im Monitoringgebiet werden die Metalle in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ gemessen und auf den Anteil der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ normiert. Die Messung organischer Schadstoffe bezieht sich auf den Anteil der Fraktion $< 2 \text{ mm}$.

Die Prüfung der Sedimente im Monitoringgebiet zeigt für den Zeitabschnitt 2015 bis 2018, dass keine Überschreitung der vorliegenden UQN festgestellt werden kann (Tabelle 9).

Tabelle 9: Arithmetische Mittelwerte von Schadstoffen im Untersuchungsgebiet der Jahre 2015 bis 2018 im Vergleich zu den vorliegenden UQN

		Verbringstelle							
		OGewV (2016)	2015/9	2016/4	2016/9	2017/5	2017/9	2018/5	2018/9
Metalle in der Fraktion < 63 µm									
Arsen	mg/kg	40	17,3	15,8	11,7	14,0	10,2	11,9	12,0
Chrom	mg/kg	640	43,5	33,5	26,2	34,9	26,2	28,2	34,8
Kupfer	mg/kg	160	24,0	19,1	20,3	24,1	18,7	18,8	22,1
Zink	mg/kg	800	180	144	157	166	168	146	160
Organozinnverbindungen <2mm									
Dibutylzinn	µg OZK/kg	100	1,7	1,9	5,6	4,0	6,6	3,8	4,8
Tetrabutylzinn	µg OZK/kg	40	1,0	1,8	1,1	1,1	1,8	1,0	1,1
Triphenylzinn	µg OZK/kg	20	1,0	1,0	1,1	1,6	2,0	1,4	1,1
Polychlorierte Biphenyle <2mm									
PCB 28	µg/kg	20	0,24	0,36	0,31	0,35	0,51	0,35	0,23
PCB 52	µg/kg	20	0,18	0,25	0,25	0,31	0,44	0,24	0,23
PCB 101	µg/kg	20	0,44	0,59	0,64	0,73	1,0	0,55	0,57
PCB 118	µg/kg	20	0,33	0,42	0,40	0,54	0,45	0,40	0,39
PCB 138	µg/kg	20	0,58	0,95	1,0	1,2	1,3	1,0	1,1
PCB 153	µg/kg	20	0,79	1,3	1,5	1,6	1,8	1,3	1,4
PCB 180	µg/kg	20	0,44	0,71	0,95	1,1	1,2	0,88	1,0

Fortsetzung Tabelle 9			Nahfeld						
		OGewV (2016)	2015/9	2016/4	2016/9	2017/5	2017/9	2018/5	2018/9
Metalle in der Fraktion < 63 µm									
Arsen	mg/kg	40	17,8	15,8	13,4	14,3	11,5	12,2	13,3
Chrom	mg/kg	640	47,2	34,4	30,5	32,0	30,6	30,6	34,0
Kupfer	mg/kg	160	17,0	14,0	17,2	19,9	10,9	13,3	15,8
Zink	mg/kg	800	127	102	122	108	84	88	93
Organozinnverbindungen <2mm									
Dibutylzinn	µg OZK/kg	100	1,3	1,2	2,3	1,6	2,3	1,6	1,8
Tetrabutylzinn	µg OZK/kg	40	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Triphenylzinn	µg OZK/kg	20	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Polychlorierte Biphenyle <2mm									
PCB 28	µg/kg	20	0,27	0,32	0,28	0,35	0,34	0,26	0,28
PCB 52	µg/kg	20	0,13	0,17	0,16	0,15	0,15	0,15	0,18
PCB 101	µg/kg	20	0,34	0,36	0,38	0,50	0,4	0,33	0,35
PCB 118	µg/kg	20	0,32	0,32	0,33	0,49	0,27	0,29	0,33
PCB 138	µg/kg	20	0,43	0,55	0,5	0,8	0,4	0,5	0,7
PCB 153	µg/kg	20	0,61	0,8	0,9	1,0	0,6	0,7	0,8
PCB 180	µg/kg	20	0,34	0,38	0,40	0,5	0,3	0,36	0,5

Fortsetzung Tabelle 9			Fernfeld					
		OGewV (2016)	2015/9	2016/4	2016/9	2017/5	2018/5	2018/9
Metalle in der Fraktion < 63 µm								
Arsen	mg/kg	40	18,2	14,6	12,2	14,2	11,2	12,0
Chrom	mg/kg	640	48,8	36,1	29,2	36,6	27,7	33,1
Kupfer	mg/kg	160	18,6	14,3	16,9	20,1	14,4	17,0
Zink	mg/kg	800	141	108	112	120	90	95
Organozinnverbindungen <2mm								
Dibutylzinn	µg OZK/kg	100	1,0	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0
Tetrabutylzinn	µg OZK/kg	40	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Triphenylzinn	µg OZK/kg	20	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Polychlorierte Biphenyle <2mm								
PCB 28	µg/kg	20	0,34	0,34	0,27	0,36	0,30	0,34
PCB 52	µg/kg	20	0,16	0,25	0,22	0,23	0,22	0,24
PCB 101	µg/kg	20	0,46	0,50	0,41	0,53	0,44	0,52
PCB 118	µg/kg	20	0,45	0,42	0,33	0,45	0,38	0,42
PCB 138	µg/kg	20	0,48	0,74	0,5	0,7	0,6	0,7
PCB 153	µg/kg	20	0,67	1,1	0,9	1,0	0,9	0,9
PCB 180	µg/kg	20	0,32	0,53	0,37	0,6	0,46	0,4

Fortsetzung Tabelle 9			Referenz					
		OGewV (2016)	2015/9	2016/4	2016/9	2017/5	2018/5	2018/9
Metalle in der Fraktion < 63 µm								
Arsen	mg/kg	40	16,4	14,8	11,5	13,9	12,2	11,2
Chrom	mg/kg	640	42,3	31,4	22,2	26,9	26,5	30,8
Kupfer	mg/kg	160	13,3	11,2	13,0	13,1	12,5	13,1
Zink	mg/kg	800	95	74	73	69	81	65
Organozinnverbindungen <2mm								
Dibutylzinn	µg OZK/kg	100	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Tetrabutylzinn	µg OZK/kg	40	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Triphenylzinn	µg OZK/kg	20	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Polychlorierte Biphenyle <2mm								
PCB 28	µg/kg	20	0,20	0,18	0,16	0,20	0,15	0,18
PCB 52	µg/kg	20	0,10	0,11	0,11	0,10	0,10	0,10
PCB 101	µg/kg	20	0,24	0,25	0,24	0,23	0,20	0,18
PCB 118	µg/kg	20	0,26	0,24	0,25	0,19	0,21	0,20
PCB 138	µg/kg	20	0,26	0,41	0,4	0,3	0,4	0,6
PCB 153	µg/kg	20	0,35	0,5	0,6	0,4	0,5	0,6
PCB 180	µg/kg	20	0,14	0,27	0,24	0,2	0,23	0,3

Fazit

Eine Überschreitung der von OSPAR verwendeten Bewertungskriterien wird für Quecksilber und PCB 118 festgestellt. Die Überschreitung der arithmetischen Mittelwerte sind an der Verbringstelle, dem Nahfeld in einer Entfernung von mehr als einem Kilometer (>1-km Radius) zum Verbringzentrum und dem Fernfeld zu beobachten. Sie unterscheiden sich in den Gebieten in den Jahren 2015 bis 2018 nur unwesentlich von den Ergebnissen vorhergehender Beprobungskampagnen. Insgesamt zeigen die mittleren Gehalte der Kampagnen eine hohe Variabilität. Hinsichtlich der betrachteten Schadstoffe 2015 bis 2018 wurden seit der Wiederaufnahme der Verbringungen keine signifikanten Veränderungen im Vergleich zu den Ergebnissen der Vorjahre festgestellt.

Eine Überschreitung der Umweltqualitätsnormen wurde in dem untersuchten Gebiet nicht festgestellt.

5.3 Untersuchungen in der Wassersäule

Zur Beobachtung möglicher Auswirkungen der Baggergutverbringung zur Tonne E3 auf den Nährstoff- und Sauerstoffhaushalt sowie das Phytoplankton im Wasserkörper wurde 2016 und 2017 ein verbringungsbegleitendes Monitoring durchgeführt. Auf sechs Messfahrten im Mai bis Oktober 2016 und einer Messfahrt im September 2017 wurden jeweils 5 Stationen (Elbe I-IV und E3) auf einem Transekt von Helgoland hin zur Elbmündung beprobt (Lage der Stationen siehe Abbildung 17). Als Parameter wurden Wassertemperatur, Salzgehalt, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Trübung (oder Secchi-Sichttiefe), die Nährstoffe Ammonium, Nitrit, Nitrat, ortho-Phosphat, gelöstes Silikat und das Biovolumen des Phytoplanktons und daraus abgeleitet der Kohlenstoffgehalt der Algen als Biomasseparameter bestimmt. Für die physikalisch-chemischen Sondenparameter Temperatur, Salzgehalt, pH-Wert, Trübung, Sauerstoffgehalt und -sättigung wurden jeweils Vertikalprofile von der Oberfläche bis zum Meeresboden aufgenommen. Für die chemischen Proben, im Wesentlichen Nährstoffproben, wurden an jeder Station Wasserproben mit Niskin-Wasserschöpfern (PVC-Gehäuse) an der Oberfläche und ca. 1-2 m über dem Meeresboden („bodennah“) genommen. Für die Nährstoffbestimmungen von Ammonium, Nitrit, Nitrat, Phosphat und Silikat wurden sowohl oberflächennahe als auch bodennahe Wasserproben zunächst filtriert und später im Labor mit einem SEAL AutoAnalyzer III photometrisch gemessen.

Für die Bestimmung der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons wurden die oberflächennahen Proben an den Stationen Elbe I-IV sowie E3 genommen, mit saurer Lugol-Lösung fixiert und später mikroskopisch ausgewertet. Chlorophyll-a wurde als Algenbiomasseparameter in den oberflächennahen Proben jeder Station im September 2017 spektralphotometrisch aus dem Filtrerrückstand der Wasserprobe bestimmt. Im Jahr 2016 konnten aufgrund methodischer Schwierigkeiten keine Chlorophyllgehalte gemessen werden, die Gehalte wurden über die bestimmte Biomasse berechnet (s. Kapitel 5.3.3).

Die Untersuchungen im Jahr 2016 wurden vom Alfred-Wegener-Instituts für Polarforschung (AWI) durchgeführt und die Ergebnisse im Nachhinein von der HPA gekauft. Im Jahr 2017 beauftragte HPA die Firma AquaEcology mit den Untersuchungen, die die Untersuchung der Wasserphase bereits im Jahr 2014 bei E3 durchgeführt hatte (AquaEcology, 2015).

Ferner wurden im September 2016 im direkten Umfeld der Tonne E3 während mehrerer Verbringvorgänge die Auswirkungen auf den Sauerstoff- und Nährstoffgehalt parallel zur ADCP-Kampagne (HR Wallingford, 2017) beobachtet.

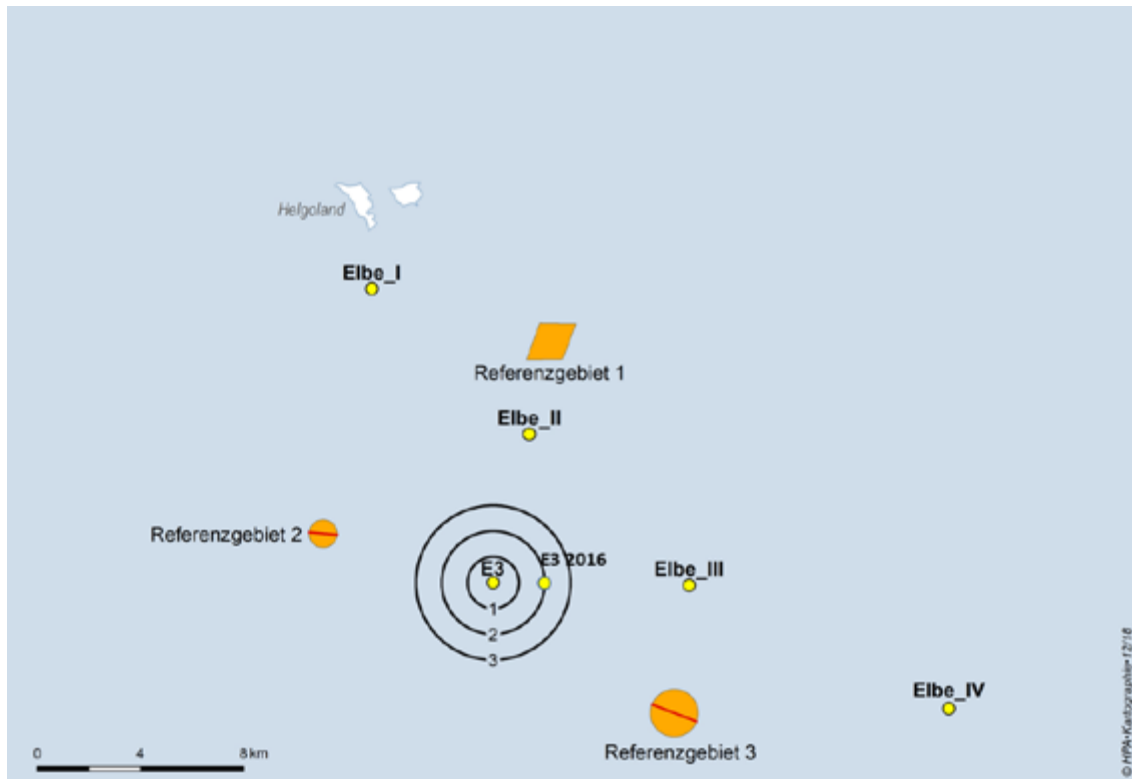


Abbildung 17: Karte der Messstationen der Transektfahrten im Jahr 2016 und 2017.

Die Position E3 wurde im Jahr 2016 wegen eines Fehlers ca. 2 km östlich zum eigentlichen Verbringzentrum genommen. Die Position ist in der Abbildung als E3 2016 benannt. Bei den Referenzgebieten handelt es sich um die Referenzgebiete der Bioakkumulationsuntersuchungen.

5.3.1 Sauerstoffhaushalt

Der Sauerstoffhaushalt in der Deutschen Bucht und damit auch im Verbringbereich bei Tonne E3 wird durch biologisch-chemische Umsetzungsprozesse gesteuert. Daneben ist der Sauerstoffgehalt auch durch den physikalischen Prozess der Wiederbelüftung beeinflusst, der wiederum beim Auftreten von vertikalen Schichtungsereignissen in bodennahen Wasserschichten stark vermindert ist.

Die vertikalen Messprofile, die in den Jahren 2005 bis 2014 (BfG, 2016) sowie auch 2016 und 2017 im Rahmen des Tonne E3 Monitorings erhoben wurden, belegen, dass die Sauerstoffgehalte stark durch die Schichtungsverhältnisse in der Wassersäule geprägt sind. Die thermischen Schichtungen werden meist durch die Sonneneinstrahlung verursacht, welche die oberen Wasserschichten aufwärmt. Zudem können Schichtungen auch auf Grund unterschiedlicher Salzgehalte entstehen bzw. verstärkt werden. Anhaltende

Schichtungsereignisse führen dazu, dass die Sauerstoffgehalte im Bodenwasser zurückgehen (Abbildung 20 und Abbildung 21), weil dann nur noch ein eingeschränkter Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre möglich ist. Bodennahe Sauerstoffzehrungsprozesse können dann durch die atmosphärische Wiederbelüftung nicht mehr ausgeglichen werden.

Im Jahr 2016 konnte nur bei den Transekt-Messfahrten am 11. Mai und am 7. Juni eine deutliche thermische Schichtung mit um ca. 2,0 bis 3,5 °C höheren oberflächennahen Wassertemperaturen beobachtet werden. Die thermischen Schichtungen traten im gesamten Untersuchungsgebiet, einschließlich des Verbringungsbereichs bei Tonne E3, auf. Im Juni waren auch vertikale Salinitätsunterschiede von 1 bis 2 PSU an allen Stationen – mit Ausnahme der Station bei Helgoland – auf dem beprobten Transekt zu beobachten. Während der übrigen Messfahrten von Juli bis Oktober waren keine nennenswerten Schichtungen der Wassersäule zu messen.

Diese Ergebnisse stimmen mit den kontinuierlichen Messungen der Wassertemperatur am unbemannten Feuerschiff „Deutsche Bucht“ (Anlage 13), die in 7 verschiedenen Tiefenstufen erfolgen, überein¹⁰. Die Position dieser BSH-Station ist der Anlage 13 zu entnehmen. Die Entfernung zur Position Tonne E3 beträgt 33 km WNW

Die in Abhängigkeit der Wassertiefe unterschiedlichen Wassertemperaturen belegen, dass es im Jahr 2016 nur im Frühsommer zur Ausbildung einer thermischen Schichtung kam (Abbildung 18). Die Periode mit einer deutlichen Schichtung dauerte von Mitte Mai bis Ende Juni. Eine zweite etwas weniger stark ausgeprägte thermische Schichtungsperiode trat dann noch von Mitte Juli bis Anfang August auf, in einem Zeitraum, in dem keine Messfahrt erfolgte.

Insgesamt ist also das Jahr 2016 durch geringe thermische Schichtungsereignisse geprägt gewesen und insbesondere in den Sommermonaten kam es zu keiner lang anhaltenden Schichtung der Wassersäule.

Die im Jahr 2016 gemessenen Sauerstoffgehalte lassen sich vor dem Hintergrund dieser physikalischen Bedingungen, die eine meist gute Durchmischung des Wasserkörpers anzeigen, erklären. Auf allen Messfahrten wurden hohe Sauerstoffgehalte von über 7 mg/l gemessen und es traten nur geringe vertikale Unterschiede bis 1,3 mg O₂/l auf. Nur an der Station Elbe-I fiel der Sauerstoffgehalt am 3.8.2016 mit 6,75 mg/l unterhalb dieses Niveaus.

¹⁰

https://www.bsh.de/DE/DATEN/Meeresumweltmessnetz/_Module/Stationen_mit_Frame/debu_extern_node.html

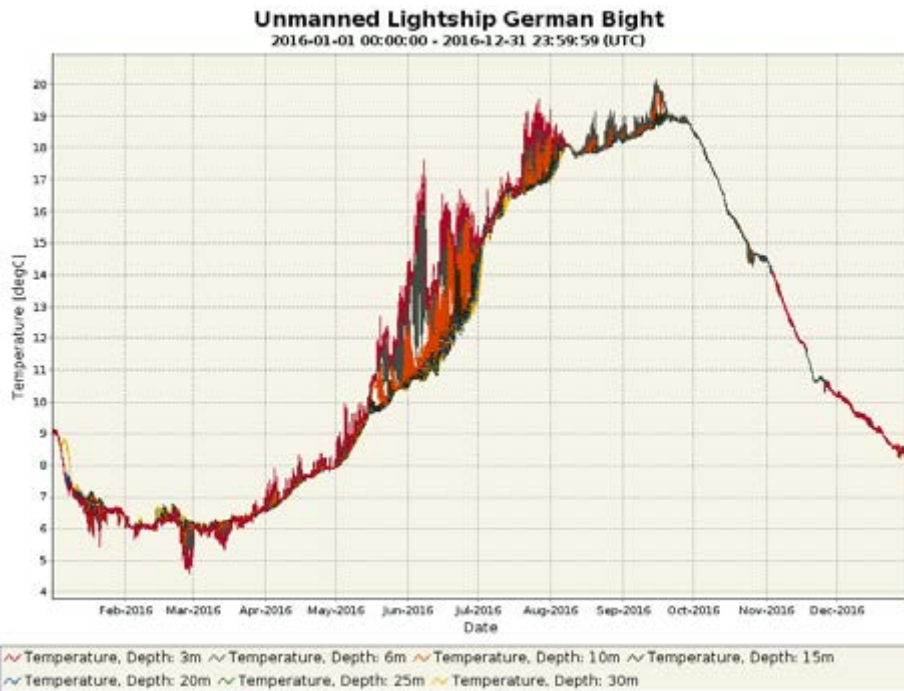


Abbildung 18: Wassertemperaturen (Tagesmittelwerte) in 7 verschiedenen Tiefenstufen an der Station Deutsche Bucht im Jahr 2016.

Die Sauerstoffmesswerte an der Station Tonne E3 zeigten gegenüber den Messwerten der anderen Stationen der Transektfahrten keine Auffälligkeiten. Der minimalste Sauerstoffgehalt wurde im September bodennah mit 7,11 mg/l bestimmt.

Somit zeigen die Messwerte an, dass im Verbringbereich von Tonne E3 im Jahr 2016 hohe Sauerstoffwerte vorlagen und keine kritischen Werte im Bereich von unter 5 mg/l aufgetreten sind. Diese Einschätzung der Sauerstoffsituation im Jahr 2016 wird durch die Messwerte der übrigen Stationen des Transektes Helgoland-Elbmündung sowie die kontinuierlichen Messdaten der Station „Deutsche Bucht“ bestätigt.

Für das Jahr 2017 belegen die kontinuierlichen Messungen an der Station „Deutsche Bucht“, dass es von Fröhsommer an bis Mitte Juli zur Ausbildung einer thermischen Schichtung kam (Abbildung 19). Zu Ende dieser Periode von Ende Juni bis Mitte Juli bestand eine deutliche thermische Schichtung, die sich auch in einer Schichtung des Salzgehaltes manifestierte. Diese Schichtung baute sich von Mitte bis Ende Juli ab. Im restlichen Jahr 2017 traten keine vertikalen Temperaturgradienten in der Wassersäule auf. Die Messfahrt im September 2017 fand somit in einem Zeitraum ohne Schichtung statt.

Die im Jahr 2017 gemessenen Sauerstoffgehalte an der Station „Deutsche Bucht“ lassen sich vor dem Hintergrund dieser physikalischen Bedingungen erklären. Während oberflächennah das Wasser von Mai bis Ende Juli meist mit Sauerstoff übersättigt (mit Maximalwert Mitte Mai von über 130 %) war, trat in der Phase der stabilen Schichtung des Wassers von Anfang bis Mitte Juli ein Rückgang der bodennahen Sauerstoffgehalte bis auf ca. 78%-Sättigung auf. (Dies entspricht einem O₂-Gehalt von 6,43 mg/l bei einem 100%-Wert von 8,24 mg/l, bei 15°C und 33 PSU, <https://water.usgs.gov/software/DOTABLES/>). Bis auf diese vierwöchige

Phase im Juli lagen die Sauerstoffsättigungswerte immer über 90%. Vertikale Unterschiede im Sauerstoffgehalt traten ab September nicht mehr auf (Abbildung 21).



Abbildung 19: Oberflächennahe und bodennahe Sauerstoffgehalte (Tagesmittelwerte) an der Station „Deutsche Bucht“ im Jahr 2016.

Die Sauerstoffmesswerte auf dem Transekt im September 2017 belegen die weitgehende „Volldurchmischung“ der Wassersäule mit Sauerstoff (Abbildung 19). An allen Messstationen, inklusive der Station Tonne E3, waren hohe Sauerstoffgehalte von über 8 mg O₂/l zu messen bei nur geringen vertikalen Unterschieden von maximal 0,3 mg/l. Somit zeigen die Messwerte an der Station „Deutsche Bucht“, dass im Jahr 2017 überwiegend hohe Sauerstoffwerte vorlagen und nur Mitte Juli bodennah verminderte Sauerstoffwerte um 6,4 mg/l auftraten (Abbildung 20 und Abbildung 21). Diese lagen aber noch deutlich über dem kritischen Wert von 5 mg/l. (Eine ähnliche Sauerstoffsituation kann auch für den Verbringbereich Tonne E3 angenommen werden.)

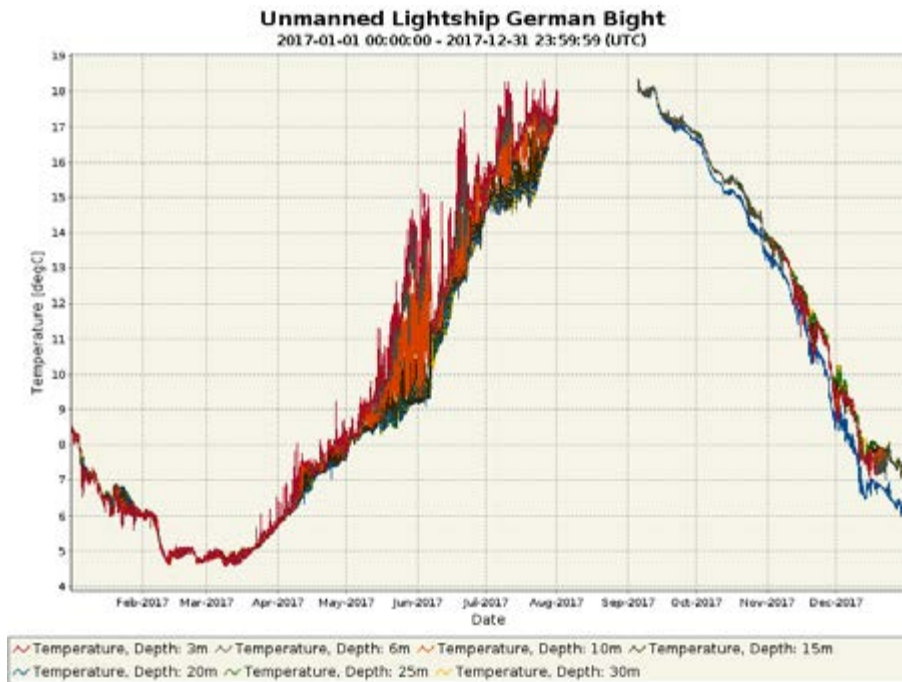


Abbildung 20: Wassertemperaturen (Tagesmittelwerte) in 7 verschiedenen Tiefenstufen an der Station „Deutsche Bucht“ im Jahr 2017.



Abbildung 21: Oberflächennahe und bodennahe Sauerstoffgehalte (Tagesmittelwerte) an der Station „Deutsche Bucht“ im Jahr 2017.

5.3.2 Nährstoffgehalte

Eine vertikale Schichtung der Wassersäule wirkt sich auf die Verteilung der Nährstoffe aus. In der Vegetationsperiode bei vorhandener Algenaktivität nimmt das Phytoplankton Nährstoffe auf, wodurch es zu geringen Nährstoffgehalten in der euphotischen (oberen, durchlichteten) Wasserschicht kommt. Ein Austausch mit nährstoffreicherem Tiefenwasser ist auf Grund der Sprungschicht weitgehend unterbunden. Der Nährstoffgradient wird zudem dadurch verstärkt, dass am Gewässergrund stattfindende Umsetzungs- bzw. Freisetzungprozesse bei Schichtungsereignissen im Wesentlichen nur den Nährstoffgehalt der bodennahen Wasserschichten beeinflussen. Durch Schichtungsereignisse wird gleichzeitig das Phytoplanktonwachstum in den oberen Wasserschichten gefördert, da die Tiefe der durchmischten Schicht abnimmt und das Phytoplankton dann weniger in die nicht ausreichend durchlichteten Wasserschichten verfrachtet wird. Somit sind vertikale Dichteschichtungen auch im Zusammenhang mit Eutrophierungseffekten von Bedeutung, da sie eine Veränderung der Wachstumsbedingungen für das Phytoplankton und damit auch der Nährstoffaufnahme nach sich ziehen.

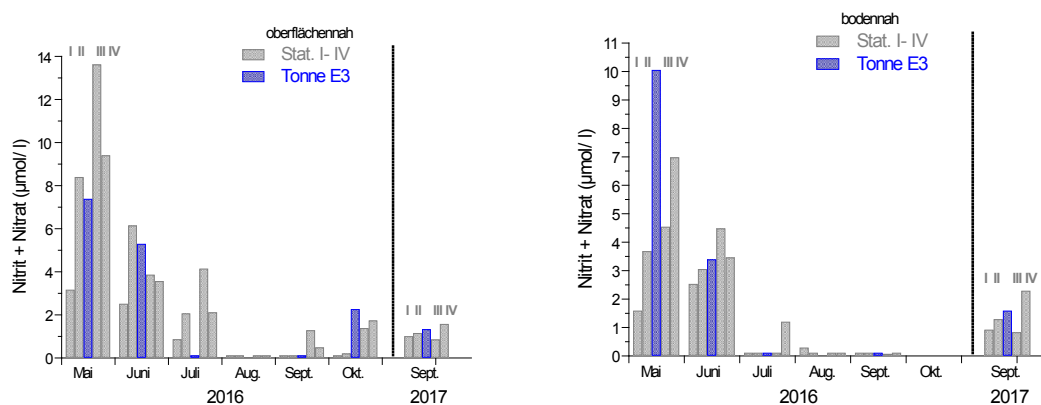


Abbildung 22: Oberflächennahe (linke Grafik) und bodennahe (rechte Grafik) Nitrit-+Nitratgehalte auf den Transektfahrten der Jahre 2016 und 2017.

Die auf den Transekten gemessenen Nährstoffgehalte Nitrit und Nitrat wiesen jahreszeitlich typische Schwankungen mit noch hohen Nährstoffgehalten bis in den Frühsommer (Mai und Juni) und geringen Gehalten im Sommer (Juli und August) auf (Abbildung 22). In den Herbstmonaten September und Oktober stiegen die Gehalte dann wieder an (im Oktober 2016 wurden keine bodennahen Gehalte erfasst). Entlang der Transekte waren meist Längsgradienten mit zunehmenden Gehalten in Richtung Elbmündung (Station IV) zu beobachten. Diese Muster waren sowohl in den oberflächennahen als auch bodennahen Proben zu beobachten. Die an der Tonne E3 gemessenen Nitrit- und Nitratgehalte wiesen keine Auffälligkeiten auf und fügten sich in das oben beschriebene saisonale und räumliche Verteilungsmuster ein.

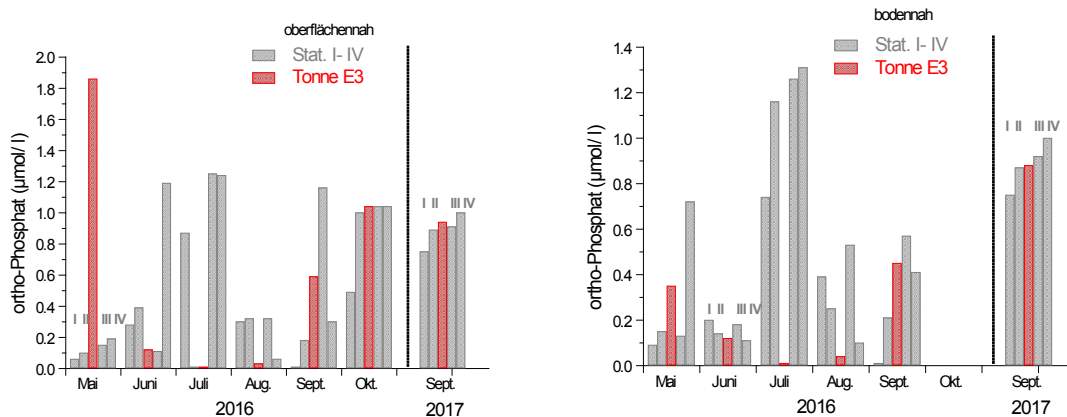


Abbildung 23: Oberflächennahe (linke Grafik) und bodennahe (rechte Grafik) ortho-Phosphatgehalte auf den Transektfahrten der Jahre 2016 und 2017.

Die geringsten Messwerte für das ortho-Phosphat waren im Frühsommer zeitgleich zu den höchsten Phytoplanktongehalten (Abbildung 23) zu messen. Längsgradienten waren überwiegend schwach ausgebildet und wiesen dann meist höhere Gehalte hin zur Elbmündung auf. An den meisten Stationen traten bodennah höhere ortho-Phosphatgehalte als oberflächennah auf. Die Messergebnisse an der Tonne E3 wiesen insbesondere in den Monaten Juli und August deutlich geringere ortho-P-Gehalte auf als die übrigen Stationen dieser Transekte. Im Mai, vor Beginn der Verbringungen 2016, hingegen war der oberflächennahe Messwert an Tonne E3 der mit Abstand höchste des gesamten Transektes. Eine mögliche Erklärung für die Abweichungen im Juli könnte in den an der Tonne E3 erhöhten Phytoplanktongehalten liegen, die im Juli um 30% über denen der anderen Stationen des Transektes lagen. Im August waren an Station E3 allerdings keine erhöhten Phytoplanktongehalten zu beobachten. Die ab dem 10.06.2016 begonnenen Baggergutverbringungen zu Tonne E3 könnte zeitweise erhöhte Schwebstoffgehalte bewirkt haben, welche durch Adsorption der Wasserphase das ortho-P entzogen haben könnten. Die Secchi-Tiefen und Trübungsprofile zeigten jedoch keine Anomalien.

Die geringsten Silikatgehalte (Abbildung 24) traten von Mai bis Juli 2016 zeitgleich zu den höchsten Phytoplanktongehalten (Abbildung 25) auf. Die Silikatgehalte stiegen dann ab August wieder an. Für das Silikat (Si) waren weniger eindeutige Längsgradienten zu beobachten; oft waren zumindest bei den oberflächennahen Silikat-Werten zur Elbmündung hin zunehmende Gehalte zu messen. Die bodennahen Silikat-Gehalte lagen meist über den oberflächennahen Werten. Die Messergebnisse an der Tonne E3 ordnen sich ohne Auffälligkeiten in die übrigen Messwerte der Transekte ein.

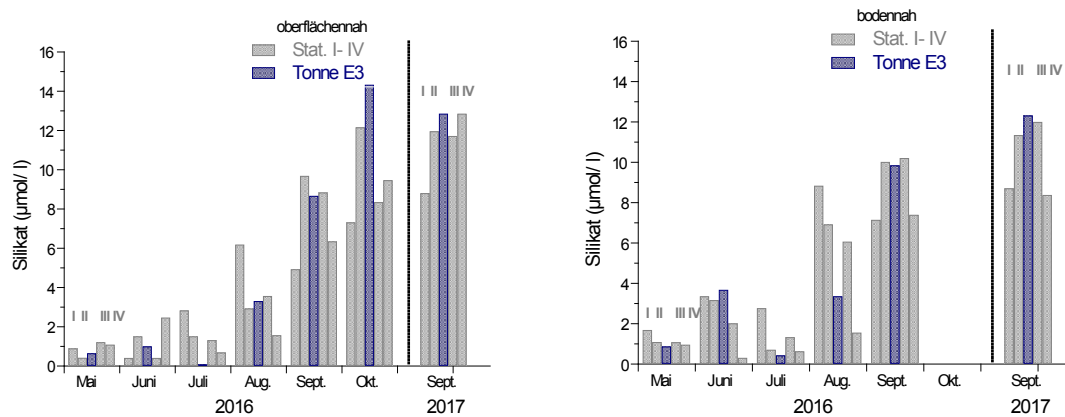


Abbildung 24: Oberflächennahe (linke Grafik) und bodennahe (rechte Grafik) Silikatgehalte auf den Transektfahrten der Jahre 2016 und 2017.

5.3.3 Phytoplankton

Die auf den Transektfahrten bestimmten Algenbiomassen zeigen für das Jahr 2016 ein saisonales Maximum im Juni an. Die höchsten Gehalte im Juni traten an den Stationen III und IV mit ca. 400 µg C/l (entspricht 10,5 µg Chla/l, Umrechnung nach $38 \times \mu\text{g chla/l} = \mu\text{g C/l}$, (Wollschläger, Wiltshire, Petersen, & Metfies, 2015) auf. Auf den übrigen Messfahrten im Jahr 2016 sowie der Messfahrt im September 2017 traten Gehalte zwischen 20 – 200 µg C/l (0,5 – 5,3 µg Chla/l) auf. Auf den meisten Transekten - Mai, Juni August 2016 und September 2017 sowie mit Einschränkungen auch im Juli und September 2016 - nahmen die Algenbiomassen in Richtung Elbmündung zu. Nur im Oktober war eine Zunahme der Algenbiomassen in Richtung Helgoland (Station I) zu beobachten.

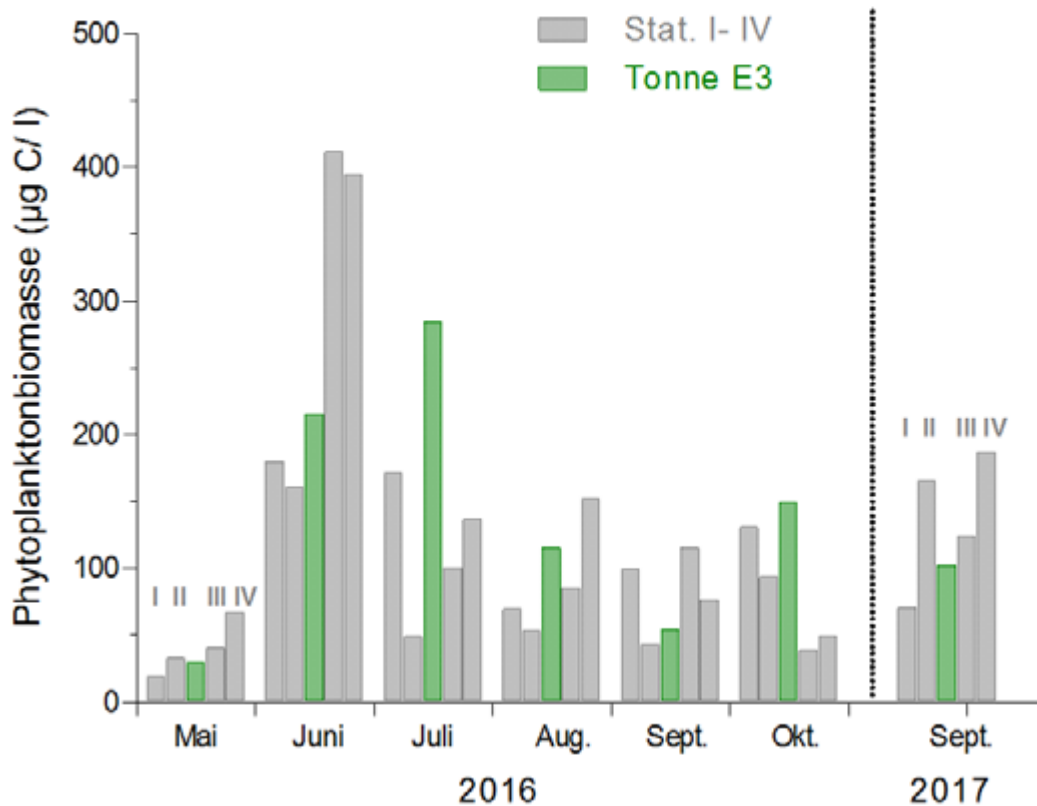


Abbildung 25: Oberflächennahe Phytoplanktonbiomassen auf den Transektfahrten der Jahre 2016 und 2017.

Die Messergebnisse der Algenbiomassen an der Tonne E3 ordnen sich in den meisten Fällen in die auf den Transekten beobachteten Längsgradienten der Algenbiomasse ein. Nur im Juli war der Messwert an Tonne E3 der höchste des gesamten Transektes und damit auffällig höher als die Algenbiomassen der übrigen Stationen, gleichzeitig aber niedriger als die im Juni 2016 festgestellten Maxima der Stationen Elbe III und Elbe IV. Die im Juli 2016 an der Tonne E3 erhöhten Phytoplanktongehalte fallen mit im Juli auffällig niedrigen Nährstoffgehalten von ortho-Phosphat, Silikat und Nitrat (Abbildung 22 bis Abbildung 24) zusammen. Eine lokale Algenentwicklung scheint hier vorgelegen zu haben.

5.4 Entwicklung der ökotoxikologischen Belastungen

Wie seit Beginn der Verbringung von Baggertgut zu Tonne E3 erfolgten auch in den Jahren 2015 bis 2018 jährlich je zwei Untersuchungskampagnen am und um den Unterbringungsbereich. Bei dem für die ökotoxikologischen Untersuchungen entnommenen Proben der Sedimentoberfläche handelt es sich um das gleiche Material, welches auch für die Belastung mit Schadstoffen analysiert wurde (vgl. Kap. 5.2). Die eingesetzte Testpalette umfasst Bioteste mit marinen Testorganismen (Leuchtbakterien-, mariner Algen- und Amphipodentest), die als Repräsentanten des marinen Ökosystems dienen.

Eine detaillierte Beschreibung der angewandten Untersuchungsmethoden und des Bewertungsschemas ist in vorangegangenen Berichten der BfG zu finden.

Auf Grund der Expositionsdauer und der herangezogenen Endpunkte können mit Biotesten vorrangig akute Belastungspotenziale angezeigt werden. Werden gegenüber den Testsystemen im Sediment ökotoxikologische Hemmwirkungen festgestellt, so ist in Abhängigkeit von der Signalstärke, d. h. der ermittelten Toxizitätsklasse, ein entsprechendes Belastungspotenzial abzuleiten. Ist eine toxikologische Belastung mit den eingesetzten Biotesten nicht nachweisbar (Toxizitätsklasse 0) bzw. ist diese nur sehr gering, so ist eine akute Belastung der Umwelt durch das Baggergut zunächst nicht abzuleiten. Langfristigen chronischen Auswirkungen sind über ergänzende Untersuchungen abzuschätzen, z. B. über die Sediment- und Biota-Belastungen durch Schadstoffe (Kap. 5.2 und 5.5).

Ökotoxikologische Belastung der Sedimente im Monitoringgebiet von 2015 bis 2018

In den einzelnen Probennahmekampagnen bei Tonne E3 wurden 34 bis 36 Sedimentproben für die ökotoxikologischen Untersuchungen herangezogen: 10 bzw. 11 vom Verbringstellenzentrum (400 x 400 m), 4 vom 1-km-Ring, 5 vom 1,5-km-Ring, 5 bzw. 6 vom 2-km-Ring, 5 vom 6-km-Ring und 5 vom ca. 12 km nord-westlich gelegenen Referenzgebiet. An allen ökotoxikologisch untersuchten Sedimentproben wurden parallel chemische Analysen zur Erfassung der Belastung mit relevanten Schadstoffen durchgeführt (Kapitel 5.2).

Die Ergebnisse der Biotestuntersuchungen der jeweiligen Monitoringkampagnen bei Tonne E3 aus den Jahren 2015 bis 2018 sind in Tabelle 10 zusammenfassend dargestellt. Es wird die Anzahl der jeweils festgestellten Toxizitätsklassen in den verschiedenen Untersuchungsgebieten aufgeführt. Im BfG-Monitoringbericht zu Tonne E3 findet sich eine Übersicht über die einzelnen Sedimentproben und die wichtigsten Messergebnisse (BfG, 2019).

In den Untersuchungen vom September 2017 wurden im 1-km-, 1,5-km- und 2-km-Ring temporär Erhöhungen des ökotoxikologischen Belastungspotenzials in den Oberflächensedimenten festgestellt. Eine durchgehende markante Erhöhung des Belastungspotenzials in den Oberflächensedimenten außerhalb des Verbringzentrums war für die untersuchten Bereiche ebenso nicht festzustellen. Demnach waren im September 2017 auch die Medianwerte des 1 km- und 2 km-Rings mit einer Toxizitätsklasse von II erhöht. Diese Erhöhung war allerdings in den beiden darauffolgenden Untersuchungskampagnen im Jahr 2018 nicht mehr festzustellen.

Bei einem Großteil (ca. 70%) der untersuchten Sedimentproben ist ein ökotoxikologisches Belastungspotenzial in den Testgütern der Sedimente nicht feststellbar, ca. 20% der Proben wiesen mit einer Toxizitätsklasse von I eine sehr geringe Belastung auf. Bei zusammenfassender Betrachtung aller Toxizitätsklassen der Untersuchungen von 2015 bis 2018 ist eine eindeutige bzw. dauerhafte Erhöhung in den Bereichen um die Verbringstelle (1-km, 1,5-km und 2-km) nicht erkennbar. Der Kernbereich weist im September 2017 und 2018 – also jeweils kurz nach den Verbringungen – temporär jedoch höhere Sedimentbelastungspotenziale auf. Im Durchschnitt sind die geringsten Belastungen auf dem 6-km-Strahl und im Referenzbereich verzeichnet worden.

Tabelle 10: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse der Oberflächensedimente bei Tonne E3 mit der marinen Biotestpalette vom Mai 2015 bis September 2018

Proben Tonne E3 Toxizitätsklasse	Mai 2015							September 2015							April 2016							September 2016							Mai 2017							September 2017							Mai 2018							September 2018												
	Häufigkeit Toxizitätsklasse marine Biotestpalette							Häufigkeit Toxizitätsklasse marine Biotestpalette							Häufigkeit Toxizitätsklasse marine Biotestpalette							Häufigkeit Toxizitätsklasse marine Biotestpalette							Häufigkeit Toxizitätsklasse marine Biotestpalette							Häufigkeit Toxizitätsklasse marine Biotestpalette							Häufigkeit Toxizitätsklasse marine Biotestpalette							Häufigkeit Toxizitätsklasse marine Biotestpalette												
	Kern	1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz		Kern	1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz		Kern	1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz		Kern	1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz		Kern	1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz		Kern	1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz		Kern	1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz		Kern	1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz		Kern	1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz
0	7	4	5	5	4	5	7	1	2	4	5	4	8	1	2	3	5	4	6	3	2	1	3	3	6	2	4	4	5	5	5		3	3	4	4	10	3	4	4	1	4	2	3	5	5	5	5														
I	2				1		3	2	2			1	2	3	2	2		1	4	1	1	2	3	1	4	2	1				1	2			1	1		1	1	2	3	1	4	1			1															
II	1								1	1					1						2			1			2				3	1	1	2			1				1			3																		
III								1													1				1						1	1	1	1										2																		
IV																															1																															
V																																																														
VI																																																														
Median	0	0	0	0	0	0	0	I	I	0	0	0	0	I	I	0	0	0	0	0	I	I	I	0	0	I	0	0	0	0	I	II	0	II	0	0	0	0	0	0	I	0	I	0	0	0	0	0	0													

Tabelle 11: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Ergebnisse von Tonne E3 für die sechs Untersuchungsbereiche der sechs Kampagnen von 2015 bis 2018.

Proben	Mai 2015 bis September 2018					
	Häufigkeit Toxizitätsklasse marine Biotestpalette					
Proben Tonne E3	Kern	1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz
Toxizitäts- klasse						
0	51	17	27	29	32	34
I	20	12	7	7	8	5
II	8	1	5	5	1	1
III	4	2	1	2		
IV	1					
V				1		
VI						
Median	0	0	0	0	0	0
Anzahl	84	32	40	44	41	40

Beim Amphipodentest (mit *Corophium volutator*) wurden in den Proben der Kampagne vom Mai 2015 mehrfach toxische Belastungen der Sedimente verzeichnet, diese verteilten sich über alle Untersuchungsbereiche einschließlich des Referenzbereichs. In Parallel- und Nachbestimmungen wurden für die doppelt untersuchten Proben keine Toxizitäten festgestellt. Die Tests bei denen z. T. Wirkungen ermittelt wurden, wurden mit Organismen aus einer Laborkultur durchgeführt, im Gegensatz hierzu wurden in den parallelen Untersuchungen Organismen aus dem Feld verwendet. Auch erfolgten diese Untersuchungen teilweise nach relativ langer Lagerungsdauer (bis zu 9 Wochen). Es wurde daher eine erhöhte Sensitivität dieser Testorganismen vermutet. In allen Untersuchungen der darauffolgenden Probennahmekampagnen (Sept. 2015, April 2016, Sept. 2016, Mai 2017, Sept. 2017, Mai 2018 und Sept. 2018) wurden gegenüber dem Corophientest keine Toxizitäten mehr festgestellt.

Zeitliche Entwicklung der ökotoxikologischen Belastung von 2005 bis 2018

Bei Betrachtung der zeitlichen Entwicklung von 2005 bis 2018 ist eine tendenzielle Erhöhung der durchschnittlichen Sedimentbelastung über alle Jahre seit 2005 festzustellen. Dies gilt auch ohne Berücksichtigung der Daten aus dem Kernbereich. Eine zusammenfassende Darstellung der Toxizitätsklassen aller durchgeführten Kampagnen ist in Tabelle 12 enthalten. Bei Betrachtung der Tabelle ist jedoch zu berücksichtigen, dass sich die Probenanzahl seit 2005 über die Jahre der Untersuchungen an Tonne E3 mehr als verdoppelt hat, zudem wurde u. a. ab August 2008 der 1 km- und der 1,5 km-Radius in die ökotoxikologischen Untersuchungen integriert.

5.5 Entwicklung der Schadstoffgehalte in Biota

5.5.1 Bisherige Auswirkungen der Baggergutverbringung zur Tonne E3

Im Rahmen des begleitenden Monitorings zu den Baggergutverbringungen bei der Tonne E3 werden in fünf im Untersuchungsbereich (Anlage 15) vorkommenden Spezies Schadstoffe (Bioakkumulation) untersucht. Dies sind seit 2006 Pfeffermuschel (*Abra alba*) und Wellhornschncke (*Buccinum undatum*), seit 2009 Kliesche (*Limanda limanda*) (BfG, 2013) und seit 2016 zusätzlich Scholle (*Pleuronectus platessa*) und Nordseegarnele (*Crangon crangon*) (BfG, 2019). Grundsätzlich ist die Schadstoffanreicherung in den fünf Spezies und den jeweils analysierten Geweben (Wirbellose: Weichkörper; Fische: Muskulatur und Leber) sehr unterschiedlich. Dies ist unter anderem dadurch bedingt, dass die untersuchten Arten verschiedenen Stellungen im Nahrungsnetz (Trophieebenen) angehören und sie ein unterschiedliches Alter erreichen. Außerdem unterscheiden sie sich in ihrer Mobilität, weshalb potenzielle Effekte mehr oder weniger große Bereiche des Untersuchungsgebietes widerspiegeln können.

Bei den bisherigen Unterbringungen von Baggergut zur Tonne E3 wurden wiederholt signifikant erhöhte Konzentrationen der DDT-Metabolite p,p'-DDD und p,p'-DDE sowie der Organozinnverbindungen DBT und MBT im Weichgewebe der Wellhornschncke in dem mit Baggergut beaufschlagten Verbringzentrum (Ost) und z. T. bis zu einer Entfernung von 1 km zum Verbringzentrums festgestellt ((BfG, 2013) , (BfG, 2019)). Die Konzentrationen an p,p'-DDD, p,p'-DDE, DBT und MBT in den Schncken nahmen während der Unterbrechung der Baggergutverbringung von 2011 bis 2013 ab. Seit Wiederaufnahme der Baggergutverbringung 2014 waren die in Wellhornschncken gemessenen DBT- und MBT-Konzentrationen im Herbst nach den Baggergutverbringungen höher verglichen mit den im Frühjahr des jeweiligen Jahres gemessenen Konzentrationen (BfG, 2019). Im Gebietsvergleich sind bei der Beprobung im November 2017 die MBT- und DBT-Gehalte im Gewebe der Wellhornschncke, bezogen auf das Trockengewicht, im 2-km Radius signifikant höher als im Referenzgebiet 1, schwach signifikant höher als im Referenzgebiet 2, aber nicht signifikant höher als im Referenzgebiet 3.

2016 und 2017 wurden im Herbst nach der Baggerkampagne im Bereich der Verbringstelle (1-km Radius) im Vergleich zu den Vorjahren höhere p,p'-DDD und p,p'-DDE Konzentrationen in Wellhornschncken gemessen, die aber aufgrund der hohen Variabilität nicht signifikant höher waren als die in dem Referenzgebiet 3 gemessenen. Im Mai 2016 vor der Baggerkampagne wurden in der Wellhornschncke keine signifikant erhöhten Konzentrationen der DDT-Metabolite gemessen. Dies deutet darauf hin, dass die aufgrund der Baggergutverbringungen erhöhte Bioakkumulation zumindest zum Teil reversibel ist. Die Daten der Jahre 2015 - 2017 zeigen auch die bereits in Vorjahren wiederholt beobachteten baggergutbedingt

erhöhten Konzentrationen an DDT-Metaboliten und MBT sowie DBT in Wellhornschncken im Bereich der Verbringstelle (BfG, 2013 und BfG, 2016). Eine signifikant erhöhte Akkumulation der Schadstoffe außerhalb des Einbringbereichs in Bezug zu allen drei Referenzgebieten konnte nicht beobachtet werden.

Bei einzelnen Monitoringkampagnen wurden auch erhöhte Konzentrationen weiterer Schadstoffe (OCS, HCB) in Wellhornschncken der Verbringstelle festgestellt, die aufgrund starker Streuung der Werte nicht signifikant waren. Dennoch kann eine verbringungsbedingte Anreicherung weiterer Schadstoffe in Wellhornschncken des Verbringbereiches (1-km Radius) nicht ausgeschlossen werden.

In der Wellhornschncke wurde auch das Imposex-Phänomen, die schadstoffbedingte Vermännlichung weiblicher Individuen, untersucht. Insgesamt ging das Imposex-Phänomen im gesamten Untersuchungsgebiet deutlich zurück. Dies ist vermutlich auf das Verbot der Anwendung zinnorganischer Verbindungen in Antifouling-Beschichtungen zurückzuführen, das 2008 international in Kraft getreten ist. Ein Effekt der Verbringungen auf das Imposex-Phänomen konnte im gesamten Untersuchungszeitraum nicht festgestellt werden.

Nach Wiederaufnahme der Verbringung im Juli 2014 wurden erstmals in Pfeffermuscheln im Bereich der Verbringstelle signifikant erhöhte Konzentrationen an p,p'-DDD und p,p'-DDE gemessen (BfG, 2016). Dieser Befund wiederholte sich in den Jahren 2015 – 2017 in den Proben, die im Herbst nach der Baggerkampagne entnommen wurden, für p,p'-DDE und im Herbst 2015 und 2016 auch für p,p'-DDD (BfG, 2019).

In den Fischen, die wesentlich mobiler sind und daher eher großräumige Belastungen indizieren, wurde bislang keine systematische verbringungsbedingte, erhöhte Schadstoffanreicherung festgestellt. Auch in der Nordseegarnele wurden keine verbringungsbedingten Schadstoffanreicherungen beobachtet. Allerdings liegen die Fanggebiete der Nordseegarnelen vergleichsweise weit von der Verbringstelle (> 40 km) entfernt.

5.5.2 Bewertung der Schadstoffgehalte in Biota anhand von nationalen und internationalen Umweltbewertungskriterien

Kriterien für Schadstoffe in Biota

Für die Bewertung der Gehalte der PAK und PCB in Muscheln und Austern nach OSPAR liegen EAC-Kriterien bezogen auf Trockengewicht vor. Für PCB-Gehalte in Fischen wurden auf der Grundlage von Biota-Sediment-Akkumulations-Faktoren (BSAF) EAC^{passiv}-Werte abgeleitet, die sich auf Konzentrationen in µg/kg Fettgehalt beziehen. Schwermetallgehalte (Blei, Cadmium und Quecksilber) in Muscheln und

Austern werden nach OSPAR (OSPAR, 2009) anhand von Lebensmittelhöchstgehalten bezogen auf Trockengewicht und in Fischen bezogen auf Nassgewicht bewertet.

Schadstoffkonzentrationen in Biota (Fische und Weichtiere) werden außerdem mit Umweltqualitätsnormen für Biota (UQN_{Biota}) verglichen, die in der Oberflächengewässerverordnung 2011 (OGewV, 2011) bzw. 2016 (OGewV, 2016) für Quecksilber, Hexachlorbenzol und Hexachlorbutadien festgelegt wurden und sich auf das Nassgewicht beziehen. Bei Fischen sind je Fischart mindestens zehn Individuen einer definierten Größenklasse, möglichst 3 Jahre alt, für Messungen in der Muskulatur und/oder der Leber zu verwenden. Die Untersuchung von Poolproben ist zulässig. Die in der OGewV 2011 festgelegten Biota-UQN (HCB und Quecksilberverbindungen) werden in der OGewV 2016 unverändert übernommen. Für die weiteren organischen Schadstoffe, denen in der OGewV 2016 erstmals UQN in Biota vorgegeben wurden, liegen mit Ausnahme von PAK-Messungen im Gewebe der Pfeffermuschel ab der April-Beprobung 2016 keine Daten vor. Welche dieser Stoffe evtl. in das Monitoringprogramm aufgenommen werden, ist noch zu entscheiden.

Bewertung der Biotauntersuchungen 2015 bis 2017

In der Tabelle 13 sind die in den Organismen festgestellten Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen (EAC, Lebensmittelhöchstgehalte und UQN) zusammenfassend dargestellt. Eine detaillierte Aufstellung der Tabellen wird im Bericht 2019 (BfG 2019 in Vorbereitung) erfolgen.

Für Muscheln und Fische wurden für PCBs und Schwermetalle unterschiedliche EAC-Werte abgeleitet. EAC-Werte für TBT liegen nur für Muscheln vor (OSPAR 2014). Entsprechende EAC-Werte für Schnecken stehen jedoch nicht zur Verfügung. Die Untersuchungsergebnisse der Wellhornschncke werden hilfsweise gegen die Kriterien für Muscheln verglichen. Für die PAK-Gehalte in Muscheln liegen EAC-Werte vor.

Gegenstand der Untersuchungen zur Bioakkumulation 2015 bis 2017 ist das Gesamtgewebe der Pfeffermuschel und Wellhornschncke sowie das Muskel- und Lebergewebe der Kliesche. Ab 2016 wurden zusätzlich Gewebeproben der Scholle untersucht (Muskel und Leber). Aufgrund der geringen Menge wurden von der Pfeffermuschel etwa 200 Einzelorganismen gepoolt. Von jedem Teilgebiet lagen meist 5 Replikate vor. Für die Untersuchung der Wellhornschncke konnte das Gewebe von Einzelorganismen entnommen werden, während das Lebergewebe der Kliesche aus bis zu 3 Poolproben, das der Scholle aus bis zu 10 Poolproben stammen kann.

Pfeffermuschel

Während der Beprobungen im Mai 2015 und Mai 2016 an der Verbringstelle sowie bei den drei Septemberbeprobungen 2015 bis 2017 auch im Nahfeld (2-km-Radius) überschritten in der Pfeffermuschel die Bleigehalte die Lebensmittel-Höchstgehalte, die von OSPAR als Kriterium zwischen dem akzeptablen und nicht akzeptablen Zustand gewählt wurden (Tabelle 13). Für September 2014 sind Überschreitungen der Bleigehalte auch für das Referenzgebiet festzustellen, bei den Untersuchungen vor 2014 wurden Überschreitungen in allen Gebieten festgestellt. Die Gehalte des Quecksilbers und Cadmium lagen jeweils weit unter den Lebensmittelhöchstgehalten (LMHG).

Die UQN für Quecksilber wird in allen Teilgebieten einschließlich des Referenzgebietes deutlich überschritten.

Wellhornschncke

Die Konzentrationen von PCB 118 lagen wie in den Vorjahren (BfG 2015) während fast aller Beprobungskampagnen 2015 bis 2017 und in allen Teilgebieten oberhalb der von OSPAR empfohlenen Bewertungskriterien für Muscheln (Tabelle 13). Vielfach ist dies auch für PCB 138 festzustellen. Die Überschreitungen der EAC-Werte sind jedoch in gleichem Maße in allen Jahren und in allen Teilgebieten anzutreffen. Außerdem wurde im Referenzgebiet 1 auch eine Überschreitung des EAC für PCB 153 festgestellt (2016/11). Im Gegensatz dazu lagen die Konzentrationen der übrigen PCB-Kongeneren unterhalb der von OSPAR empfohlenen Richtwerte.

Der EAC-Wert für TBT (OSPAR, 2014) wurde in keinem der Teilgebiete in den Jahren 2015 bis 2017 überschritten. Für die Derivate DBT und MBT liegen keine Bewertungskriterien vor. Die TBT-Konzentrationen hielten den EAC-Wert für alle Teilgebiete ein.

Im Gewebe der Wellhornschncke wurden die Lebensmittelhöchstgehalte von Quecksilber, Cadmium und Blei stets eingehalten.

Die Quecksilbergehalte im Gewebe der Wellhornschncken aus allen Teilgebieten hielten die UQN-Werte der OGewV (2011, 2016) nicht ein, d. h. der gute chemische Zustand wurde zu keinem Zeitpunkt erreicht. Wie bei der Pfeffermuschel, war die Überschreitung im Verbringzentrum und -bereich nicht höher als in den übrigen Gebieten. Die UQN für Hexachlorbenzol wurde in allen Teilgebieten deutlich unterschritten.

Tabelle 13: Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen in Biota

U=Verbringstelle (Proben im 1-km Radius). Häkchen bedeutet, dass eine Überschreitung festgestellt wurde

Organismus	Gewebe	Kriterium	Parameter	2015	2016	2017	Gebiet
Pfeffermusch	Pool	EAC	PCB 118	✓	-	-	alle, ohne R1
		LMHG	Pb	✓	✓	✓	U, 1,5 km, 2 km
		UQN	Hg	✓	✓	✓	alle
Wellhorn	Einzelorg.	EAC	PCB 118	✓	✓	✓	alle
			PCB 138	✓	✓	✓	alle
		UQN	Hg	✓	✓	✓	alle
Kliesche	Pool/Leber	EAC	PCB 118	✓	✓	✓	alle
	Leber/Muskel	UQN	Hg	✓	✓	✓	alle
Scholle	Pool/Leber	EAC	PCB 118		✓	✓	R1 2016/2017 U, 3-km 2017
	Leber/Muskel	UQN	Hg	✓	✓	✓	alle

EAC=Environmental Access Criteria

LHG=Lebensmittelhöchstgehalte

UQN=Umweltqualitätskriterien

Kliesche

Die Ergebnisse für die Kliesche (Tabelle 13) zeigen, dass in allen Teilbereichen die Gehalte des PCB 118 in der Leber den EAC-Wert überschreiten. Eine Überschreitung der Lebensmittelhöchstgehalte wurde nicht festgestellt. Auch im Falle der untersuchten Klieschen betrifft die Überschreitung der UQN der OGewV (2011, 2016) für Quecksilber in Biota alle untersuchten Bereiche. Die Ergebnisse der Beprobungen 2015 bis 2017 unterscheiden sich hier nur unwesentlich von denen der Vorjahre.

Scholle

Die Scholle wurde 2016 erstmals beprobt, sodass nur ein Vergleich der Teilgebiete möglich ist. Zur Bewertung der Einstufung nach den EAC-Werten liegen Analysenergebnisse für Polychlorierte Biphenyle im Lebergewebe der Scholle vor. Überschreitungen des EAC für PCB 118 sind bei der Beprobung 2017 in allen Teilgebieten zu beobachten (Tabelle 13).

Die Lebensmittelhöchstgehalte für Quecksilber wurden in allen Teilgebieten eingehalten. Die Gehalte von Cadmium und Blei im Muskelgewebe der Scholle lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Eine Überschreitung der UQN für Quecksilber zeigte sich dagegen in allen Teilgebieten. Die Gehalte an Hexachlorbenzol unterschritten die UQN deutlich.

Fazit

In den vier untersuchten Organismen überschritten in dem Zeitabschnitt 2015 bis 2017 einzelne Analyten die Bewertungskriterien nach OSPAR (2009) und UQN nach OGewV (2011, 2016). Diese Überschreitungen können nicht auf die Baggergutverbringungen zurückgeführt werden, da sie alle untersuchten Bereiche und Beprobungszeiten betreffen. Die Ergebnisse der Beprobungen 2015 bis 2017 zeigen keine signifikante Veränderung im Vergleich zu früheren Ergebnissen.

5.6 Makrozoobenthosbestand

Zur Bestandsbeschreibung und Abschätzung der Auswirkungen der Baggergutverbringung auf das Makrozoobenthos wurden die Untersuchungsergebnisse der Bioconsult Schuchardt & Scholle GbR für die Monitoringkampagnen von Juli 2005 bis September 2017 herangezogen. Die Ergebnisse fasste Bioconsult in einzelnen Berichten sowie im Bericht „Das Makrozoobenthos auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn - Bestandsentwicklung 2005 – 2017“ (Bioconsult, 2019) zusammen. Diese Ergebnisse wurden auch in den Berichten der BfG zur „Abschätzung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle bei Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn“ (BfG, 2013) ff.) berücksichtigt. Die derzeit vorliegenden langjährigen Datenreihen der Untersuchungen zu Auswirkungen der Baggergutverbringung zur Verbringstelle bei Tonne E3 auf das Makrozoobenthos (Bioconsult, 2019) erlauben eine sehr gute Abschätzung, welche Auswirkungen bei der Verbringung von Baggergut auf die Verbringstelle Tonne E3 aus faunistischer Sicht zu erwarten sind. So zeigen die bisherigen Ergebnisse, dass die Baggergutverbringungen zwar zu Veränderungen in der Benthosgemeinschaft, jedoch nicht zu einer starken Verödung der Benthosfauna auf der Verbringstelle geführt haben. Zudem konnten verbringungsbedingte Veränderungen bisher höchstens in einem Radius von 1 km um das Verbringzentrum festgestellt werden, aber niemals darüber hinaus. Für die Teilgebiete¹¹ ‚AU-1,5‘ (bis 1,5 km Radius)), ‚AU‘ (2- und 3-km Radius) und ‚R‘ (Referenzgebiet 1) wurden bisher keine Hinweise auf verbringungsbedingte Wirkungen festgestellt (Anlage 15).

Bei der Makrozoobenthos-Assoziation im Untersuchungsgebiet von E3 handelt es sich um die sogenannte *Nucula-nitidosa*-Assoziation bzw. –Gemeinschaft. Bereits zu Beginn der Untersuchungen (Juli 2005) zeigte sich, dass das Teilgebiet U (1-km-Radius) für einige Kennwerte der benthischen Assoziation niedrigere Besiedlungskennwerte aufwies, als die Teilgebiete AU und R. Das direkt mit Baggergut beaufschlagte Verbringzentrum (Teilgebiet K, 400 m * 400 m) wies seit der ersten Baggergutverbringung eine geringere Artenzahl auf als alle anderen Teilgebiete (Verbringbereich U: bis zum 1 km-Radius, Außenbereich AU-1,5: bis zum 1,5 km-Radius, Außenbereich AU: bis zum 3 km-Radius und Referenzbereich R). So war die Anzahl sessiler Arten, die besonders von einer Überdeckung durch verbrachtes Baggergut betroffen sind, wie Hydrozoa, Anthozoa und Bryozoa, aber auch der Arten anderer Gruppen- wie Gastropoda, Bivalvia, Polychaeta und Crustacea- im Verbringzentrum geringer als in den anderen untersuchten Teilgebieten. Analog zur Artenzahl war die Anzahl der Rote Liste-Arten, die im Verbringzentrum vorkamen, niedriger als in den anderen Teilgebieten. Der

¹¹ Bezeichnungen sind von Bioconsult übernommen

unmittelbar angrenzende Teilbereich des 1-km Radius (U) wies zwar z. T. geringere Artenzahlen als das Nahfeld (2- und 3-km Radius) oder das Referenzgebiet auf, da dies aber bereits in der Ausgangssituation 2005, vor der Verbringung von Baggergut der Fall war, ist ein Zusammenhang mit den Verbringungstätigkeiten für das Teilgebiet U (bis 1 km-Radius) nicht eindeutig nachweisbar. Bei einigen Beprobungskampagnen in der ersten Verbringphase bis Februar 2010 war aber ein Einfluss der Baggergutverbringung auf die von der Anzahl der entnommenen Greifer unabhängige mittlere Artenzahl (d. h. Artenzahl/Probe) im an den direkten Verbringbereich (K) grenzenden Teilgebiet U (bis 1 km-Radius) nicht auszuschließen.

Der Verlauf von Artenzahl, Gesamtabundanz und Biomasse zeigte zwar starke saisonale und interannuelle Variabilität im gesamten Untersuchungsgebiet, es war aber kein eindeutiger Trend, der als Indiz für den Einfluss der Verbringungen gewertet werden könnte, erkennbar. Statistisch signifikante Hinweise auf Wirkungen, die über das Verbringzentrum räumlich hinausreichen, waren aufgrund der Ergebnisse von Bioconsult (Bioconsult, 2019) nicht feststellbar.

Bei der - noch vor Beginn der Baggergutverbringungen zur Tonne E3 durchgeführten - Abschätzung der Auswirkungen auf das Makrozoobenthos wurde im Verbringbereich eine deutliche Abnahme der Gesamtabundanz als Folge der Verbringung erwartet, die zunächst auch eintrat. So war sowohl im Frühjahr als auch im Sommer 2007, 2010 und 2011 eine geringere Gesamtabundanz im Verbringzentrum zu beobachten. Allerdings war dies nicht in jedem Jahr der Fall. So konnte in den Sommern 2006, 2008 und 2009 sogar eine höhere Gesamtabundanz im Verbringzentrum ermittelt werden als im 1, 2 und 3 km-Radius. Die Ursache für diese erhöhten Abundanzen war eine höhere Rekrutierung einiger Makrozoobenthosarten im Verbringzentrum (2006: *Scalibregma inflatum*, 2008: *Owenia fusiformis*, 2009: *Ensis americanus*). Ein ähnliches Phänomen wurde im April 2008 auch für juvenile Schlangensterne (Ophiuridae) beobachtet. Der Grund für diese erhöhte Rekrutierung könnte die veränderte Sedimentzusammensetzung von Schlick zu Sand oder die geringere Abundanz von Fressfeinden auf dem Gebiet der Baggergutverbringstelle sein.

Auch die Biomasse im Verbringzentrum war bis 2008 im Vergleich zu den anderen Teilgebieten geringer, lag jedoch im Jahr 2009 wegen der Zunahme der Abundanzen und entsprechend der Biomasse des Herzseeigels *Echinocardium cordatum* und der Schwertmuschel *Ensis directus* in der sandigen Baggergutaufgabe hoch. Zusammenfassend zeigten alle Ergebnisse, dass verbringungsbedingte Veränderungen auf einen Radius von 1-km um die Verbringstelle beschränkt waren.

5.7 Fischbestand

Die Bestandsbeschreibung basiert auf der Zusammenstellung der Untersuchungen von Bioconsult, (Bioconsult, 2018).

Artenspektrum und Gefährdung

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet bislang (Zeitraum 2005 – 2017) 42 Arten dokumentiert. Die Gemeinschaft war durchgängig durch bodennah lebende (demersale) Arten dominiert, ein Ergebnis, dass v. a. auf die Erfassungsmethode (Baumkurre) zurückzuführen ist. Die bodenlebenden Arten stellten auch die „Zielarten“ dar – unter der Annahme, dass diese durch die Verbringungen deutlicher betroffen sein würden als pelagische (im freien Wasser lebende) Spezies.

Nach der Roten Liste (Thiel, et al., 2013) sind mit *Galeorhinus galeus* (Hundshai) und *Lampetra fluviatilis* (Flußneunauge) zwei Arten der Gefährdungskategorie 2 (stark gefährdet) zugeordnet. Der Zwergdorsch (*Trisopterus minutus*) wird als gefährdet (Gefährdungskategorie 3) eingestuft. Im Mai 2017 wurde erstmals ein Europäischer Stör (*Acipenser sturio*) aus einem Wiederansiedlungsprojekt in der Elbe erfasst. Die Art wird in der derzeit aktuellen Roten Liste der im Süßwasser reproduzierenden Fischarten (Freyhof, 2009) als ausgestorben (Gefährdungskategorie 0) geführt.

Auf der Vorwarnliste (Status „V“) sind vorrangig kommerziell genutzte Fischarten zu finden: *Solea solea* (Seezunge), *Gadus morhua* (Kabeljau), *Scophthalmus maximus* (Steinbutt), *Osmerus eperlanus* (Stint), *Trisopterus luscus* (Franzosenorsch) sowie *Alosa fallax* (Finte). Für eine Reihe von ehemals als gefährdet eingestuften Spezies, wird aktuell kein Gefährdungsstatus mehr vergeben (z. T. „Daten unzureichend“): *Ammodytes marinus* (Kleiner Sandaal), *Callionymus reticulatus* (Ornament-Leierfisch), *Gaidropsarus vulgaris* (Dreibärtelige Seequappe), *Pomatoschistus minutus* (Sandgrundel) und *Mustelus asterias* (Weißgefleckter Glatthai).

Hinsichtlich des Parameters Artenspektrum wurden kaum Unterschiede zwischen den Teilgebieten dokumentiert. Wenn sie auftraten, waren sie nur temporär feststellbar und vermutlich auf artspezifische Saisonalität oder generelle Seltenheit und damit auf eine gewisse Fangzufälligkeit einzelner Arten zurückzuführen.

Deutliche Hinweise auf Veränderungen, die ursächlich auf die Sedimentverbringung zurückgeführt werden könnten, waren im Zeitraum 2005-2017 nicht festzustellen.

Artenzahl

Auf der Grundlage der mittleren Artenzahl/Hol zeigt sich, dass die mittleren Artenzahlen auf der Verbringungsstelle zwischen etwa 4,5 Arten (2006) und 13 Arten (2014) deutlich variierten. Dies entspricht auch weitgehend der Amplitude der übrigen Teilgebiete.

Die Ergebnisse zum Parameter „Mittlere Artenzahl/Hol“ zeigten von 2005 bis 2017 kein Muster, das als Hinweis auf einen erkennbaren dauerhaften Effekt der Verbringungen interpretiert werden könnte. Eine temporäre Verringerung der mittleren Artenzahl durch Vergrämung an der Verbringstelle ist hingegen für einzelne Jahre nicht auszuschließen.

Abundanz und Biomasse

Für die Parameter Abundanz und Biomasse wurden saisonale Muster festgestellt, die in allen Teilgebieten weitgehend ähnlich waren. So sind im Sommer ganz überwiegend höhere Abundanzen und Biomassen als im Frühjahr und im Herbst festgestellt worden. Die Amplitude der saisonalen Variabilität war auf K und U jedoch ausgeprägter als im Referenzgebiet und - etwas weniger erkennbar - auch im Teilgebiet AU. Weiterhin waren die Kennwerte Gesamtabundanz und -biomasse im Teilgebiet K im Vergleich zu den anderen Teilgebieten zum Teil geringer. Aufgrund der insgesamt hohen Variabilität sind die Unterschiede undeutlich, so dass ein Zusammenhang mit den Verbringungen nur schwach und daher nicht zweifelsfrei belegbar ist.

Insgesamt gibt es keine Hinweise auf eine durch die Verklappungen hervorgerufene, über die Zeit fortschreitende Degradation (z. B. Reduzierung von Artenvielfalt und Häufigkeit) im Untersuchungsgebiet insgesamt bzw. auf der Ebene der Teilgebiete. Eine dauerhafte Meidung des unmittelbaren Verbringungsgebietes (der zentralen Verbringstelle Ost [K] und der Verbringstelle Süd [Ks])¹² wurde nicht verzeichnet. Insbesondere temporäre oder lokale Effekte (durch Vergrämung) während oder kurzzeitig nach einer Baggergutverbringung im Verbringungsgebiet sind aber nicht auszuschließen.

Dominanzstruktur und Stetigkeit

Für die Parameter Dominanzstruktur der Gemeinschaft und Stetigkeit einzelner Arten wurden im bisherigen Untersuchungszeitraum bis einschließlich 2017 in allen Teilgebieten zeitliche und auch räumliche Unterschiede verzeichnet. Verantwortlich hierfür waren v. a. Arten wie Flunder und Scholle. Da sich Dominanzstruktur und Stetigkeit dieser Arten an der Verbringstelle sowohl unter räumlichen als auch unter zeitlichen Gesichtspunkten kaum von den Verhältnissen in den anderen Teilgebieten unterscheiden, lassen sich Hinweise auf verbringungsbedingte Wirkungen nicht ableiten. Die festgestellten Befunde sind mit hoher Wahrscheinlichkeit überwiegend Ausdruck einer „normalen“ räumlichen und zeitlichen Variabilität.

Diversität

Die zeitliche Entwicklung der Diversität wies einige Unterschiede zwischen den Gebieten auf, insofern als das Teilgebiet K nach der ersten Verbringung im Jahr 2005

¹² Die Bezeichnungen K und Ks stammen aus der Festlegung in den verwendeten Berichten von Bioconsult, sie entsprechen den Verbringzentren VZ Ost =K und VZ Süd=Ks

geringere Diversitätswerte aufwies. Während anfänglich dieser Befund als möglicher Effekt der Sedimentverbringungen eingeordnet wurde, unterschieden sich ab dem Jahr 2007 die Diversitätswerte der Teilgebiete nicht mehr deutlich voneinander. Insofern sind vor dem Hintergrund aller Daten (2007 – 2017) keine Hinweise auf verbringungsbedingte Wirkungen mit Blick auf die Diversität zu konstatieren.

Gemeinschaftsanalysen

Die multivariaten Analysen (MDS), die die Arten-Abundanz-Daten aller Teilgebiete und Untersuchungszeitpunkte miteinander verschneiden, zeigen, dass die zentrale Verbringungsstelle K sich zu mehreren Untersuchungszeitpunkten relativ deutlich von den übrigen Teilgebieten unterscheidet (Bioconsult, 2018). Die Analysen lassen zudem deutlich werden, dass zeitliche (saisonale und interannuelle) Unterschiede zwischen den Teilgebieten i. d. R. deutlicher ausgeprägt waren als räumliche. Der Befund, dass vornehmlich saisonale / interannuelle Unterschiede im gesamten Untersuchungsgebiet dominanter sind als räumliche, lässt den Schluss zu, dass mögliche Wirkungen der Verbringungen auf die Fischfauna nicht so ausgeprägt waren, dass sie vor dem Hintergrund der „normalen“ zeitlichen Muster identifiziert werden konnten. Schwache verbringungsbedingte Wirkungen (z. B. temporäre) sind nicht gänzlich auszuschließen, werden aber vermutlich durch die Variablen „Saisonalität“ und „Interannualität“ weitgehend maskiert.

Ökologische Funktionen

Tendenziell könnte durch eine reduzierte Gesamtabundanz des Makrozoobenthos eine Beeinträchtigung des Teilgebiets K als Nahrungsgebiet konstatiert werden (vgl. Kap. 4.9.1). Weiterhin ist grundsätzlich eine Beeinträchtigung von pelagischen Fischeiern und -larven durch die Verbringungen nicht gänzlich auszuschließen, denen aber im Rahmen der Untersuchungen nicht nachgegangen wurde. Die Ergebnisse 2006–2017 weisen nach wie vor nicht auf eine besondere Bedeutung des Verbringungsgebietes als Laichareal hin.

Fischkrankheiten und Parasiten

Seit 2009 werden Kontrollen auf äußerlich sichtbare Krankheiten / Auffälligkeiten der Fische durchgeführt. Folgende Krankheitsbilder und Parasiten wurden bisher dokumentiert: Pigmentstörungen, Ulcerationen, Skelettdeformationen, Flossenfäule, Lymphocystiskrankheit, Cysten des Trematoden *Cryptocotyle lingua*, Befall von dem parasitisch lebenden Copepoden *Lepeophtheirus* spp. (*Lepeophtheirus pectoralis*) und *Lernaeocera* spp. (*Lernaeenicus sprattae*, *Lernaeocera branchialis*), *Clavella adunca* sowie *Caligus* spp. und Nematoden. Betroffen von Krankheiten, Störungen oder Parasiten waren mehrere Arten (Flunder, Grauer Knurrhahn, Kliesche, Lammzunge, Limande, Roter Knurrhahn, Scholle, Seeszunge, Sprotte, Steinpicker, Wittling und Zwergzunge). Alle im Untersuchungsgebiet verzeichneten Anomalien, Krankheitsbilder und Parasiten lassen sich allerdings in der gesamten Nordsee antreffen und zeichneten sich überwiegend nicht durch einen hohen Anteil aus.

In der Zeit von 2009 - 2013 sind zwar gewisse interannuelle Unterschiede mit Blick auf die Auftretshäufigkeit von Anomalien erkennbar, wobei kein zeitlicher und oder räumlicher Trend erkennbar ist. Ab 2014 – 2017 (schon vor der Wiederaufnahme der Verbringungen) wurde in allen Teilgebieten ein deutlich höherer Anteil an Hyperpigmentierungen bei Klieschen als in den Vorjahren verzeichnet.

5.8 Vogelbestand

Die etwa 14 km nördlich der Verbringstelle gelegene Insel Helgoland mit der Nebeninsel Düne stellt ein herausragendes Brut-, Rast-, Nahrungs- und Überwinterungsgebiet für eine große Vielzahl von Vögeln dar (Dierschke, Dierschke, Hüppop, Hüppop, & Jachmann, 2011). Im Umfeld der Verbringstelle Tonne E3 kommen die unten aufgeführten Seevögel mit Dichten von 0,1-5 Individuen/km² vor (BfG 2007); (Mendel, et al., 2008). In dem Bericht der BfG (BfG, 2007) werden zu den u. g. Arten ergänzend detaillierte Informationen zu Tauchtiefen und Nahrungsquellen angegeben.

Alke (Alcidae)

- Tordalk (*Alca torda*)
- Trottellumme (*Uria aalge*)

Kormorane (Phalacrocoracidae)

- Kormoran (*Phalacrocorax carbo*)

Meerenten und Säger (Mergini)

- Eiderente (*Somateria mollissima*)
- Trauerente (*Melanitta nigra*)

Möwen (Laridae)

- Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*)
- Heringsmöwe (*Larus fuscus*)
- Lachmöwe (*Chroicocephalus ridibundus*)
- Mantelmöwe (*Larus marinus*)
- Silbermöwe (*Larus argentatus*)
- Sturmmöwe (*Larus canus*)
- Zwergmöwe (*Hydrocoloeus minutus*)

Seeschwalben (Sternidae)

- Brandseeschwalbe (*Thalasseus sandvicensis*)
- Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*)
- Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisaea*)

Seetaucher (Gaviidae)

- Prachttaucher (*Gavia arctica*)
- Sterntaucher (*Gavia stellata*)

Sturmvögel (Procellariidae)

- Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*)

Tölpel (Sulidae)

- Baßtölpel (*Morus bassanus*)

5.9 Meeressäugerbestand

Als Vertreter der Meeressäuger leben im Wattenmeer ständig die beiden zu den Hundsrobben (*Phocidae*) zählenden Arten Seehund (*Phoca vitulina*) und Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*) sowie der zu den Walen (*Cetacea*) gehörende Schweinswal (*Phocoena phocoena*). Vereinzelt werden im Wattenmeer auch die drei Hundsrobbenarten Ringelrobbe (*Phoca hispida*), Sattelrobbe (*Phoca groenlandica*) und Klappmütze (*Cystophora cristata*) gesichtet. Bei diesen Arten handelt es sich jedoch um Irrgäste, deren eigentliches Vorkommen im nördlichen Eismeer liegt (Schwarz & Heidemann, 1994).

Seehunde und Kegelrobben nutzen Fels-, Sand- oder Wattflächen als Ruhe-, Liege- und Wurfplätze, welche im Bereich der Verbringstelle E3 nicht vorhanden sind. Die nächstgelegenen derart genutzten Plätze befinden sich etwa 14 km nördlich der Verbringstelle auf Helgoland, v. a. auf der Nebeninsel Düne (Oststrand Aade). Helgoland stellt für Kegelrobben ein wichtiges Ruhe- und Wurfgebiet dar (Abt & Engler, 2009). Dort wurden 2015/2016 744 adulte Kegelrobben und 299 Jungtiere gezählt (Brasseur, et al., 2016). Kegelrobben sind dort das ganze Jahr über anwesend. Seehunde sind auf Helgoland v.a. im Frühjahr und Sommer anzutreffen (van Neer, A.; Jensen, L.F.; Siebert, U., 2015). Seehunde und Kegelrobben verbringen nur etwa 30% ihrer Zeit auf den Liegeplätzen, die übrige Zeit halten sie sich im Wasser auf (Gilles, Peschko, & Siebert, 2010).

Schweinswale sind in der Nordsee weit verbreitet und ihr Bestand hat im Zeitraum von 2002 bis 2013, vor allem im westlichen Teil der südlichen deutschen Nordsee, leicht zugenommen (Peschko, Ronnenberg, Siebert, & Gilles, 2016). Die Gesamtabundanz von Schweinswalen wurde im Frühjahr 2014 in einem Teilgebiet mit einer Ost-West-Ausdehnung von Cuxhaven bis zur westlichen Grenze der AWZ und einer Süd-Nord-Ausdehnung von der niedersächsischen Nordseeküste bis ca. 100 km seewärts (13.775 km²) auf Basis von Zählungen aus Transektbefliegungen (Transektlänge 2.340 km) auf 15.628 Tiere geschätzt (1,33 Ind./km²) (BfN, 2015). Neuere Daten aus fluggestützten Zählungen im Sommer 2016 liegen aus dem SCANS-III Projekt (Small Cetaceans in European Atlantic waters and the North Sea) vor. Hier erstreckt sich das Untersuchungs-Teilgebiet mit der Bezeichnung „M“ im Osten von der schleswig-holsteinischen Küste bis zur Grenze der AWZ im Westen. Die südliche Grenze ist die niedersächsische Nordseeküste und im Norden stellt der Thyborøn-Kanal (Dänemark) die Grenze des Teilgebietes dar (56.469 km²). Hier wurde die Abundanz der Schweinswale auf 15.655 Tiere (0,28 Ind./km²) geschätzt (Hammond, et al., 2017).

6 Abschätzung der Auswirkungen im Verbringbereich bei Tonne E3

6.1 Morphologische Auswirkungen

Die nachfolgend geschilderten morphologischen Auswirkungen gelten gleichermaßen für alle in Kapitel 2 dargestellten Randbedingungen und Verbringsszenarien; die für die Morphologie wesentliche Einflussgröße ist die Gesamtmenge an Baggergut bzw. (nur zutreffend auf die Prognose im Kapitel 6.1.4) die Größe und Anzahl der eingesetzten Hopperbagger.

6.1.1 Auswirkungen in Bezug auf den Ablagerungskörper

In direktem Zusammenhang mit der Bildung eines Ablagerungskörpers steht auch das geforderte Kriterium einer Mindestwassertiefe von -25 m KN. Unter Annahme der Nutzung der Zentren VS Nord und VS Süd und Ansetzung des bisherigen Verhältnisses von Volumenzuwachs zu Baggergutmenge ($0,13 \text{ m}^3/\text{m}^2$ je Tonne (TS) Baggergut) ist bei Ausschöpfung der neu beantragten Menge (5 Mio. t TS) mit einem weiteren Volumenzuwachs von geschätzten $0,65 \text{ Mio. m}^3$ im Bereich dieser Verbringzentren zu rechnen, wofür eine mittlere Erhöhung des Ablagerungskörpers um etwa 2 m abgeschätzt werden kann. Der Ablagerungskörper in diesen Bereichen würde daher nicht größer und vor allem nicht höher als der bereits im VZ Ost bestehende Ablagerungskörper werden. Zudem liegen die mit dem Antrag von 2016 neu eingerichteten Verbringzentren verglichen zum bisher überwiegend genutzten VZ Ost alle in größeren Wassertiefen. Des Weiteren stünde das bislang noch ungenutzte VZ West zur Verfügung. Eine flächenhafte Verteilung des Baggerguts innerhalb der Verbringzentren vorausgesetzt, ist daher auch in Zukunft nicht mit einer Unterschreitung der Mindestwassertiefe von -25 m KN zu rechnen. Die in BfG (2016) für den Einfluss des Seegangs auf den Ablagerungskörper abgegebene Prognose trifft auch auf den erneut vergrößerten Ablagerungskörper zu. Dieser wird auch weiterhin aus stark sandigen Sedimenten bestehen und langfristig lagestabil sein (vgl. Kapitel 5.1.1).

Bislang ist der Ablagerungskörper auf eine maximale Mächtigkeit von etwas über 5 m angewachsen (vgl. Abbildung 2 in Kapitel 5.1.1). Von einem weiteren Aufwachsen des Ablagerungskörpers im Bereich des VZ Ost ist nicht auszugehen, da HPA die Verbringung von Baggergut im Bereich der drei neu eingerichteten Zentren fortsetzen wird; einzig die Grundfläche des Ablagerungskörpers wird weiter anwachsen. Die Peilung im Juni 2018 (Abbildung 2 in Kapitel 5.1.1) belegt für das VZ Süd eine derzeitige Erhöhung des erweiterten Ablagerungskörpers im Vergleich zur ursprünglichen Wassertiefe von ca. einem Meter.

Das Verbringzentrum und die umgebenden Bereiche sind im Rahmen des Monitorings regelmäßig durch Wassertiefenpeilungen erfasst worden. Erwartungsgemäß sind dabei keine Anzeichen für eine morphodynamische Reaktion der Gewässersohle durch stark veränderte Strömungsverhältnisse festgestellt worden. Solche Anzeichen wären die lokale Umlagerung von Sedimenten, die Entstehung von Kolken mit gleichzeitigen Anlandungen von Sediment an anderer Stelle. Auch die Spitze des Ablagerungskörpers liegt weiterhin unverändert innerhalb des Verbringzentrums und ist damit lagestabil.

Daher können in Anlehnung an die frühere Auswirkungsprognose in (BfG, 2016) und mit Verweis auf die dort gegebene Begründung auch weiterhin stark veränderte Strömungsverhältnisse im Bereich der Verbringstelle Tonne E3 plausibel ausgeschlossen werden.

6.1.2 Sedimentologische Eigenschaften der Gewässersohle

Durch die früheren Verbringungen bis einschließlich 2018 von insgesamt rd. 8,51 Mio. t TS Baggergut hat sich im Bereich der bisher genutzten Verbringzentren VZ Ost und VZ Süd ein sandiger Ablagerungskörper gebildet (siehe Abbildung 2 und Kapitel 5.1.1). Auch bei der geplanten Fortsetzung der Verbringung von Baggergut ist zu erwarten, dass die flächenmäßige Ausdehnung des Ablagerungskörpers und damit die Fläche, auf welcher die vormals schlickige Gewässersohle von deutlich sandigeren Sedimenten überdeckt wird, weiter anwachsen wird. Dies gilt vor allem bei Verbringung von Baggergut auf die bislang ungenutzten Zentren West und Nord; die Ausdehnung des Ablagerungskörpers wird jedoch auch hier nur knapp über die Grenzen der Zentren reichen. Der Sandanteil ($63\ \mu\text{m} - 2000\ \mu\text{m}$, sowie geringe Prozentanteile feinkiesiger Sedimente) auf den Flächen des Ablagerungskörpers lag in den vergangenen Jahren bei rd. 80 Gew.-%.

Bei Fortsetzung der Verbringung kann von vergleichbaren Ergebnissen, wie in Abbildung 5 in Kapitel 5.1.2 dargestellt, ausgegangen werden. Nachweisliche Veränderungen bei der Korngrößenverteilung bleiben beschränkt auf einen Kreis mit einem Radius von einem Kilometer um das jeweils beaufschlagte Verbringzentrum. Hiervon werden tendenziell eher die Flächen südlich der Verbringstelle Tonne E3 (jedoch weiterhin innerhalb des 1 km Radius) betroffen sein. Es ist nämlich davon auszugehen, dass das VZ Süd und ggf. als nächstes das VZ Nord mit Baggergut beaufschlagt wird; doch auch eine Verbringung auf das VZ West ist möglich. Dies entspricht der bereits 2016 gegebenen Prognose, in der davon ausgegangen wurde, dass bei Nutzung aller vier Verbringzentren eine Gesamtfläche von bis zu $8,8\ \text{km}^2$ (unter Berücksichtigung eines 100 m breiten Sicherheitsbandes bis zu $10\ \text{km}^2$) von der Baggergutverbringung nachweislich betroffen sein wird (siehe auch vorangehende Abbildung 2 in Kapitel 5.1.1). Diese Prognose konnte durch die bisher erhobenen Daten stets bestätigt werden; davon ist auch in Zukunft bei zusätzlichen Baggergutmengen von bis zu 5 Mio. t TS auszugehen.

6.1.3 Räumliche Ausdehnung der Baggergutauflage

Für die Fortsetzung der Verbringung kann auf Grundlage der bisherigen Ergebnisse und Erkenntnisse außerdem folgende Prognose für die weitere räumliche Ausdehnung der Baggergutauflage gestellt werden. Es wird hierbei von einer Verbringung des Baggerguts auf die 2016 eingerichteten VZ Süd und VZ Nord, ggf. auch auf das VZ West ausgegangen. Bei Nutzung des VZ Süd ist weiterhin von einer zu Abbildung 7 (unten) in Kapitel 5.1.4 in etwa deckungsgleicher Ausdehnung auszugehen. Die zukünftige Baggergutauflage wird bis an den 1,5 km Radius heranreichen. Bei Nutzung des VZ Nord ist auch von einer Ausdehnung in südlicher Richtung auszugehen, jedoch etwa nur bis zum 1 km Radius. Dafür wird die Auflage bislang noch nicht so stark betroffene Flächen nordwestlich des Verbringzentrums erfassen, jedoch eine Ausdehnung über eine Distanz von mehr als 1 km in nördlicher bzw. westlicher Richtung ist nicht zu erwarten. In etwa die gleiche Prognose ist für das VZ West zu erwarten, nur dass in diesem Fall noch weiter westlich und nordwestlich gelegene Flächen, die bislang noch nicht von einer Baggergutauflage betroffen waren, nachweislich erfasst werden.

6.1.4 Auswirkungen auf die Schwebstoffgehalte und Trübung

Auch bei Verbringung von Baggergut auf die VZ Süd, Nord oder West ist davon auszugehen, dass schluffige und tonige Baggergutanteile (feinkörnige Sedimente in Form von Schlicklinsen) im sandigen Ablagerungskörper eingeschlossen werden. Aktualisierte und methodisch verbesserte Abschätzungen konnten bestätigen, dass diese einen Anteil von mindestens 20 bis 30% betragen (vgl Kapitel 5.1.5). Es ist auch in Zukunft davon auszugehen, dass unter allen Randbedingungen und für alle Szenarien (siehe Kapitel 2) geschätzt rund 70 bis 80% der feinkörnigen Baggergutmengen über den unmittelbaren Bereich der Stelle Tonne E3 hinaus verdriften werden. Bislang messtechnisch eindeutig konnte ein solcher Effekt in der Wassersäule durch eine temporäre Erhöhung der Trübung in bis zu 8 km Entfernung im Nachgang zur Verbringung von Baggergut nachgewiesen werden. Die damals gemessene Trübung war nach spätestens 5 Stunden nicht mehr von der natürlichen Hintergrundtrübung zu unterscheiden (DLR, 2005). Aktuell im September 2016 durchgeführte ADCP Messungen haben trotz des parallelen Einsatzes von zwei Baggergeräten verbringungsbedingte Auswirkungen auf die Trübung nur bis in eine Entfernung von etwa 5 km feststellen können.

In Ergänzung dazu geben die im Jahre 2016 modellbasiert durchgeführten Untersuchungen (BAW, 2016) weitere Hinweise zur Einschätzung der möglichen Beeinflussung der Trübungsverhältnisse. Bei dieser Einschätzung handelt es sich weiterhin um eine Worst Case Betrachtung (siehe hierzu die Erläuterungen in BfG 2016). Innerhalb des 12 km-Radius um die Verbringstelle bei Tonne E3 zeigte das Modell eine temporäre, maximale Erhöhung der mittleren Schwebstoffkonzentration um bis zu 2 mg/l. In den der Tonne E3 nahegelegenen Schutzgebieten „Steingrund“

und „Helgoland“ ergibt sich im Modell eine temporäre Erhöhung der mittleren Schwebstoffkonzentration um maximal 1 mg/l. Für das Schlickfallgebiet ergibt sich eine temporäre Erhöhung der mittleren Schwebstoffkonzentration um maximal 1-1,5 mg/l. In noch größerer Entfernung ist die Intensität der Verbringung deutlich mit einem zeitlichen Versatz von 5 bis 6 Wochen zu erkennen. Die mittleren verbringungsbedingten Schwebstoffkonzentrationen steigen dann von ca. 0,25 mg/l auf maximal 0,5 mg/l an und fallen danach langsam wieder ab.

Die Erhöhung der Trübung ist vor dem Hintergrund der dynamischen Prozesse im großräumigen Untersuchungsgebiet als gering einzuschätzen. Zudem ist die von einer Trübungserhöhung betroffene Fläche klein, bei den Messungen konnten Schwebstofffahnen der Größe von 200 und 900 m mit einer maximalen Breite von 1,9 km ((HR Wallingford, 2017) nachgewiesen werden. Betroffen von der Zunahme ist vor allem der sohnnahe Bereich der Wassersäule.

6.2 Auswirkungen der Verdriftung von Feinkornanteilen des verbrachten Baggerguts auf die Schadstoffgehalte der Umgebungssedimente

Verbringzentrum und Verbringstelle

Bei einer Fortführung der Baggergutverbringung ist zu erwarten, dass sich Schadstoffgehalte im Bereich des Verbringzentrums ähnlich wie bisher verhalten.

Sandige Baggergutanteile verbleiben innerhalb der Verbringzentren oder in deren unmittelbaren Nahbereich. Dort bilden sie einen Ablagerungskörper oder im Nahbereich eine Baggergutaufgabe (vgl. Kapitel 5.1.4). Ein Anteil des feinkörnigen Baggerguts ist in dieses sandige Sedimentinventar eingemischt und verbleibt ebenfalls innerhalb der Verbringzentren oder in deren unmittelbaren Nahbereich (vgl. Abschätzung zur Verdriftung im Kapitel 5.1.5). Der größere Anteil verdriftet jedoch in die unmittelbare Umgebung und mischt sich dort in das vorhandene Sedimentinventar ein (vgl. Kapitel 5.1.4). Bedingt durch die Probennahme (Van Veen Greifer) und auch einer zunehmenden Einmischung in das feinkörnige Umgebungssediment nehmen die durch Baggergut eingetragenen Schadstoffkonzentrationen mit zunehmender Entfernung zu den Verbringzentren in den Sedimenten ab. Die Baggerguteinmischung ist in einer Entfernung bis zu 1,5 km zu den Zentren nachweisbar (siehe auch 10% Konturlinie in Abbildung 8, Kapitel 5.2.2).

Die mit dem Baggergut eingebrachten Schadstoffgehalte variierten zwar in den Untersuchungsjahren auf dem Verbringzentrum, es gab bisher jedoch keine Hinweise auf eine nachweisbare Zunahme der Schadstoffgehalte in den Sedimenten außerhalb des 1,5-km Radius resp. des 2-km-Radius im Südosten. Auch bei einer Verbringung weiterer 5 Mio. t TS Baggergut ist davon auszugehen, dass die Schadstoffgehalte

nicht zunehmen. Der Bedarf, Baggergut aus dem Hamburger Hafen zur Stelle Tonne E3 zu verbringen, besteht überwiegend in Zeiten mit unterdurchschnittlich niedrigen Oberwasserabflüssen. Unter diesen Bedingungen herrscht ein erhöhter Eintrag gering belasteter mariner Sedimente, die dann die Schadstoffgehalte im Baggergut im Vergleich zu Zeiträumen mit hohen Oberwasserabflüssen sinken lässt. Aufgrund dieser besseren Qualität der Sedimente ist trotz der Verbringung von Baggergut aus den Landeshafengewässern davon auszugehen, dass sich insgesamt die Schadstofffracht im Vergleich zu den bisherigen Verbringkampagnen seit 2005 nicht signifikant erhöhen wird.

Die Ausdehnung und Mächtigkeit des Ablagerungskörpers und der Baggergutaufgabe wird sich vergrößern (siehe Kapitel. 6.1) und die dort eingemischten, lagestabilen Schadstoffmengen werden zunehmen.

Während die Schadstoffkonzentrationen in der direkten Umgebung (südöstlich) in den mit Baggergut beaufschlagten Verbringzentren am höchsten sind, konnten bereits im Bereich zwischen dem Verbringzentrum Ost und dem Rand des VZ Süd in einem Abstand von einem 1,5 km Radius um das Verbringzentrum z. T. nur noch leicht erhöhte Schadstoffgehalte nachgewiesen werden. Bei der Verbringung von weiteren bis zu 5 Mio. t TS Baggergut wird sich der Bereich mit erhöhten Schadstoffgehalten vergrößern, zumal mit der Beaufschlagung des Verbringzentrums Süd eine flächenhafte Erweiterung des Verbringzentrums erfolgt ist.

Schlickfallgebiet

Hypothetische Annahme des Verbleibs der gesamten von der Stelle Tonne E3 verdriftenden Baggergutanteile im Schlickfallgebiet

Analog zur Auswirkungsprognose aus 2016 wurden auch in der vorliegenden Prognose die theoretischen Konzentrationserhöhungen im Schlickfallgebiet abgeschätzt. Damit soll die Größenordnung der durch eine Fortsetzung der Verbringung von Hamburger Baggergut zur Verbringstelle bei Tonne E3 im Schlickfallgebiet zu erwartenden zusätzlichen Belastungen erfasst werden. Es wird abweichend zu BfG (2016) davon ausgegangen, dass 70% der im Baggergut enthaltenen Feinkornfraktionen (= 68% Fraktion < 63 µm im Baggergut) verdriften und diese vollständig im Schlickfallgebiet zur Ablagerung kommen. Vergleichend zur Auswirkungsprognose 2016 wird hier mit einer etwas höheren Dichte der Hintergrundsedimente gerechnet. Es wird für das Schlickfallgebiet sowie für das Baggergut ein Umrechnungsfaktor¹³ von Volumen zu Trockensubstanz von 1,1 angenommen.

¹³ The reporting format for data on handling dredged material at sea is a part of the "HELCOM Guidelines on sustainable handling of dredged material HELCOM Recommendation 36/2"

Es wird außerdem angenommen, dass sich die verdriftenden Feinsedimente gleichmäßig verteilen. Als zu überprüfende jährliche Baggergutmenge werden 1 Mio. t TS (im Mittel über die Szenarien 630.000 t TS der Fraktion < 63 µm) bzw. 1,5 Mio. t TS (im Mittel über die Szenarien 940.000 t TS der Fraktion < 63 µm; Herkunft gemäß Szenario 1 bis 4, siehe Abbildung 1 in Kapitel 2) angenommen mit einer Maximalmenge von 5 Mio. t TS (im Mittel über die Szenarien 3.3 Mio. t TS der Fraktion < 63 µm) in den nächsten fünf Jahren. Da nur 70% des Feinkornanteils verdriften, verringern sich die Mengen entsprechend auf, im Mittel über die einzelnen Szenarien, 440.000 t TS für 1 Mio. t TS, 660.000 t TS für 1,5 Mio. t TS und 2.3 Mio. t TS für 5 Mio. t TS. Als Ausbreitungsgebiet wird der Bereich des Schlickfallgebietes gewählt, in dem der Sandanteil bei < 50% liegt. Diese Fläche beträgt ca. 530 km². Es wird von einer vollständigen Einmischung der sich ablagernden Feinanteile aus dem bei Tonne E3 verbrachten Baggergut in die obersten 20 cm der Gewässersohle ausgegangen. Diese Tiefe wird bei der Probennahme mit einem Backengreifer normalerweise erfasst. Die mittlere Mächtigkeit der Baggergutaufgabe bei einer Unterbringung von 5 Mio. t TS im gesamten Gebiet läge bei 4,4 mm.

Die Ergebnisse der Abschätzungen der zu erwartenden Schadstoffgehalte im Sediment sind in Tabelle 14 bis Tabelle 16 zusammengefasst.

Zur Bewertung der abgeschätzten Konzentrationen enthalten die Tabellen die Hintergrundwerte, die aus der mittleren Schadstoffbelastung für die Probenstationen des 6- und des 9-km-Strahls sowie des Referenzgebietes 2018 berechnet wurden. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze, die im Bereich der Tonne E3 vor allem bei chlororganischen Schadstoffen gefunden wurden, gingen mit dem ganzen Wert der Bestimmungsgrenze in die Berechnungen ein. Die im Folgenden als Referenzbelastung verwendeten Werte für 2018 weichen von den Werten der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 mit Ausnahme der Kupfergehalte nur wenig sowohl nach oben als auch nach unten ab. Damit geben diese Werte keinen Hinweis auf eine Erhöhung der Schadstoffbelastungen aufgrund der Baggergutverbringung seit 2005. Die geringeren Werte bei den chlororganischen Schadstoffen sind vor allem auf die mittlerweile geringeren Bestimmungsgrenzen zurückzuführen. Der hohe Kupfergehalt 2005 ist wahrscheinlich auf eine fehlerhafte Analyse zurückzuführen.

Die Tabellen enthalten außerdem die relative Messunsicherheit bei einem 95%igen Signifikanzniveau, um daraus die Konzentrationen abzuleiten, bei deren Überschreitung von einer signifikanten Erhöhung der Schadstoffbelastung (Signifikanzschwellen in der Spalte E3 2018+MU der Tabelle 14 ff.) auszugehen ist. Geschätzte Konzentrationen, die diese Werte überschreiten, sind in den Tabellen farblich unterlegt. Die Messunsicherheit für Schadstoffe, bei denen die Schadstoffgehalte im Referenzzustand in allen Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, wurde als 100% angenommen.

Aufgrund des seit 2005 signifikanten Rückgangs der TBT-Gehalte im Baggergut (Anlage 5) sind in den unteren zwei Zeilen der Tabelle 14 bis Tabelle 19 neben den Szenarienrechnungen auch mittlere TBT-Werte, wie sie aktuell, d. h. 2015-2018, vorliegen, angenommen worden. Da der Ursprung der TBT-Belastung im Hamburger Hafen liegt, sind oberwasserabhängig von Oberstrom kaum Einträge in den Hamburger Hafen zu erwarten. Aufgrund des seit 2008 bestehenden Verbots der Anwendung von TBT befinden sich auch keine lokalen Quellen im Hafen, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die derzeit gemessenen TBT-Konzentrationen auch in Zukunft realistisch sein werden. Dadurch entfällt für diesen Parameter das Szenario für den Datensatz der Süderelbe 2005-2007.

Die weitere Unterscheidung der Szenarien in die Fälle a und b (siehe auch Kapitel 2, dort Abbildung 1) führt bei der Verbringung von 1 Mio. t TS zu sehr ähnlichen geschätzten Konzentrationen. Auch für die Verbringung von 1,5 Mio. t TS Baggergut lässt die Berechnung keine signifikanten Erhöhungen der Schadstoffkonzentrationen im Bereich des Schlickfallgebietes erwarten (Tabelle 15).

Das Ergebnis der Tabelle 14 bis Tabelle 16 zeigt für alle Szenarien mit Ausnahme des Parameters TBT, das durch verdriftendes Material keine nachweisbare Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten des Schlickfallgebiets zu erwarten ist (Vergleich der abgeschätzten Konzentrationen der Szenarien mit der Spalte E3 + MU). Unter der Annahme, dass die TBT-Gehalte zukünftig auf dem Niveau von 2015-2018 bleiben, werden auch hier keine nachweisbaren Erhöhungen der Gehalte im Schlickfallgebiet zu erwarten sein.

Tabelle 14: Geschätzte Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Schlickfallgebiet (530 km²) bei Verbringung von 1 Mio. t TS Hamburger Baggergut
(je nach Szenario = ~600.000 t TS bis ~661.000 t TS der Fraktion < 63 µm bzw. davon 70%)

		E3 2018	E3 2018			1a	1b	3a	3b
		E3 2018	+/- VK/%	+/-MU	+ MU	2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07
Fraktion <20µm									
Arsen	mg/kg TS	24,1	12,6%	6,1	30,18	24,19	24,20	24,19	24,19
Cadmium	mg/kg TS	0,40	29,0%	0,2	0,63	0,42	0,42	0,42	0,42
Chrom	mg/kg TS	59,64	17,8%	21,2	80,88	59,79	59,78	59,79	59,77
Kupfer	mg/kg TS	30,50	20,0%	12,2	42,70	30,85	30,88	30,84	30,86
Nickel	mg/kg TS	32,75	17,4%	11,4	44,15	32,83	32,83	32,83	32,83
Blei	mg/kg TS	66,10	14,5%	19,2	85,26	66,29	66,30	66,28	66,29
Zink	mg/kg TS	177	20,0%	71,0	248	181	181	181	181
Quecksilber	mg/kg TS	0,33	45,0%	0,3	0,63	0,34	0,34	0,34	0,34
Fraktion <63µm									
PAK Summe 16 g.BC	mg/kg TS	0,95	57%	1,08	2,02	0,95	0,96	0,95	0,95
PCB Summe 7 g. BG	µg/kg TS	6,07	51%	6,19	12,26	6,16	6,16	6,16	6,16
alpha-HCH	µg/kg TS	0,12	100%	0,25	0,37	0,13	0,13	0,13	0,13
gamma-HCH	µg/kg TS	0,11	100%	0,21	0,32	0,11	0,11	0,11	0,11
p,p-DDE	µg/kg TS	0,47	100%	0,94	1,41	0,50	0,50	0,50	0,50
p,p-DDD	µg/kg TS	1,07	63%	1,34	2,41	1,16	1,17	1,15	1,16
p,p-DDT	µg/kg TS	0,24	100%	0,48	0,73	0,28	0,29	0,28	0,28
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	0,29	36%	0,21	0,49	0,30	0,30	0,30	0,30
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,51	72%	0,73	1,24	0,56	0,58	0,56	0,57
Tributylzinn <2mm	µg OZK/kg TS	1,10	81%	1,78	2,87	1,58	1,64	1,58	1,63
Tributylzinn <63µm	µg OZK/kg TS	2,19	81%	3,54	5,73	3,07	3,16	3,10	3,16
Tributylzinn <2mm	µg OZK/kg TS	1,10	81%	1,78	2,87	1,40		1,39	
Tributylzinn <63µm	µg OZK/kg TS	2,19	81%	3,54	5,73	2,61		2,60	

Schlickfallgebiet mit 530 km²

Berechnung des prozentualen Variationskoeffizienten (VK) und der Messunsicherheit (MU) nach dem Verfahren des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG, 2002). Die Hintergrundwerte des Schlickfallgebietes beziehen sich auf die Ergebnisse der Beprobungen 2018 mit den Gebieten des 6- und 9-km Strahls sowie des Referenzgebietes. Werte, die die Signifikanzschwelle überschreiten sind dunkelgrau markiert.

Tabelle 15: Geschätzte Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Schlickfallgebiet (530 km²) bei Verbringung von 1,5 Mio. t TS Hamburger Baggergut
(je nach Szenario = ~903.000 t TS bis 991.000 t TS der Fraktion < 63 µm bzw. davon 70%)

						2a	2b	4a	4b
		E3 2018	+/- VK/%	+/-MU	E3 2018 + MU	2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07
Fraktion <20µm									
Arsen	mg/kg TS	24,1	12,6%	6,1	30,18	24,23	24,24	24,23	24,24
Cadmium	mg/kg TS	0,40	29,0%	0,2	0,63	0,43	0,43	0,42	0,43
Chrom	mg/kg TS	59,64	17,8%	21,2	80,88	59,87	59,85	59,86	59,84
Kupfer	mg/kg TS	30,50	20,0%	12,2	42,70	31,02	31,07	31,01	31,04
Nickel	mg/kg TS	32,75	17,4%	11,4	44,15	32,87	32,87	32,87	32,87
Blei	mg/kg TS	66,10	14,5%	19,2	85,26	66,38	66,40	66,37	66,39
Zink	mg/kg TS	177	20,0%	71,0	248,45	182,77	182,84	182,61	182,63
Quecksilber	mg/kg TS	0,33	45,0%	0,3	0,63	0,35	0,35	0,35	0,35
Fraktion <63µm									
PAK Summe 16 g.BC	mg/kg TS	0,95	57%	1,08	2,02	0,96	0,96	0,96	0,96
PCB Summe 7 g. BG	µg/kg TS	6,07	51%	6,19	12,26	6,21	6,21	6,21	6,21
alpha-HCH	µg/kg TS	0,12	100%	0,25	0,37	0,13	0,13	0,13	0,13
gamma-HCH	µg/kg TS	0,11	100%	0,21	0,32	0,11	0,11	0,11	0,11
p,p-DDE	µg/kg TS	0,47	100%	0,94	1,41	0,51	0,52	0,51	0,52
p,p-DDD	µg/kg TS	1,07	63%	1,34	2,41	1,20	1,22	1,20	1,21
p,p-DDT	µg/kg TS	0,24	100%	0,48	0,73	0,30	0,31	0,29	0,30
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	0,29	36%	0,21	0,49	0,30	0,30	0,30	0,30
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,51	72%	0,73	1,24	0,59	0,61	0,59	0,61
Tributylzinn <2mm	µg OZK/kg TS	1,10	81%	1,78	2,87	1,83	1,91	1,83	1,89
Tributylzinn <63µm	µg OZK/kg TS	2,19	81%	3,54	5,73	3,51	3,63	3,55	3,63
Tributylzinn <2mm	µg OZK/kg TS	1,10	81%	1,78	2,87	1,55		1,53	
Tributylzinn <63µm	µg OZK/kg TS	2,19	81%	3,54	5,73	2,82		2,80	

Schlickfallgebiet mit 530 km²

Berechnung des prozentualen Variationskoeffizienten (VK) und der Messunsicherheit (MU) nach dem Verfahren des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG, 2002). Die Hintergrundwerte des Schlickfallgebietes beziehen sich auf die Ergebnisse der Beprobungen 2018 mit den Gebieten des 6- und 9-km Strahls sowie des Referenzgebietes. Werte, die die Signifikanzschwelle überschreiten sind dunkelgrau markiert.

Tabelle 16: Geschätzte Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Schlickfallgebiet (530 km²) bei Verbringung von 5 Mio. t TS Hamburger Baggergut
(je nach Aufteilung ~ 3 Mio. t TS bis ~3,41 Mio. t TS der Fraktion < 63 µm bzw. davon 70%)

		E3 2018	+/- VK/%	+/-MU	E3 2018 + MU	2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07
Fraktion <20µm									
Arsen	mg/kg TS	24,1	12,6%	6,1	30,18	24,52	24,55	24,51	24,53
Cadmium	mg/kg TS	0,40	29,0%	0,2	0,63	0,49	0,50	0,49	0,50
Chrom	mg/kg TS	59,64	17,8%	21,2	80,88	60,38	60,30	60,34	60,28
Kupfer	mg/kg TS	30,50	20,0%	12,2	42,70	32,17	32,34	32,14	32,25
Nickel	mg/kg TS	32,75	17,4%	11,4	44,15	33,15	33,16	33,13	33,14
Blei	mg/kg TS	66,10	14,5%	19,2	85,26	67,01	67,08	66,99	67,04
Zink	mg/kg TS	177	20,0%	71,0	248,45	194,65	194,91	194,13	194,25
Quecksilber	mg/kg TS	0,33	45,0%	0,3	0,63	0,38	0,39	0,38	0,38
Fraktion <63µm									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	0,95	57%	1,08	2,02	0,99	0,99	0,99	0,99
PCB Summe 7 g. BG	µg/kg TS	6,07	51%	6,19	12,26	6,53	6,54	6,52	6,53
alpha-HCH	µg/kg TS	0,12	100%	0,25	0,37	0,15	0,16	0,15	0,16
gamma-HCH	µg/kg TS	0,11	100%	0,21	0,32	0,11	0,12	0,11	0,12
p,p-DDE	µg/kg TS	0,47	100%	0,94	1,41	0,62	0,64	0,61	0,63
p,p-DDD	µg/kg TS	1,07	63%	1,34	2,41	1,50	1,56	1,50	1,54
p,p-DDT	µg/kg TS	0,24	100%	0,48	0,73	0,42	0,46	0,41	0,45
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	0,29	36%	0,21	0,49	0,33	0,34	0,33	0,34
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,51	72%	0,73	1,24	0,78	0,85	0,78	0,83
Tributylzinn <2mm	µg OZK/kg TS	1,10	81%	1,78	2,87	3,47	3,76	3,47	3,68
Tributylzinn <63µm	µg OZK/kg TS	2,19	81%	3,54	5,73	6,49	6,90	6,62	6,90
Tributylzinn <2mm	µg OZK/kg TS	1,10	81%	1,78	2,87	2,58		2,51	
Tributylzinn <63µm	µg OZK/kg TS	2,19	81%	3,54	5,73	4,24		4,18	

Schlickfallgebiet mit 530 km²

Berechnung des prozentualen Variationskoeffizienten (VK) und der Messunsicherheit (MU) nach dem Verfahren des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG, 2002). Die Hintergrundwerte des Schlickfallgebietes beziehen sich auf die Ergebnisse der Beprobungen 2018 mit den Gebieten des 6- und 9-km Strahls sowie des Referenzgebietes. Werte, die die Signifikanzschwelle überschreiten sind dunkelgrau markiert.

Berücksichtigung der Ergebnisse von Verdriftungsrechnungen der BAW

Die Annahme eines Verbleibs aller verdriftenden Feinkornanteile im Schlickfallgebiet, wie im vorangehenden Unterkapitel als eine erste Abschätzung getroffen, ist als extrem konservativ anzusehen. Daher wurde zusätzlich eine Abschätzung der zu erwartenden Konzentrationsänderungen unter einer realitätsnäheren Annahme, dass sich nur Teile der verdriftenden Feinkornfraktionen im Schlickfallgebiet absetzen und dort verbleiben, durchgeführt. Dazu wurden die Ergebnisse der Untersuchungen der BAW (BAW, 2016) herangezogen. Den Untersuchungen der BAW liegt ein vereinfachtes Umringspolygon zu Grunde, welches die Fläche des Schlickfallgebietes eingrenzt. Es ist mit 743 km² größer als in der vorherigen Abschätzung mit 530 km² angenommen, es beinhaltet auch Bereiche mit höheren Sandanteilen (> 50 Gew-%).

Auf der Basis der Ergebnisse der BAW (2016) wurde für die Gesamtbaggergutmenge von 5 Mio. t TS eine Masse an feinkörnigen Sedimentanteilen (< 63 µm) von ca. 1,2 Mio. t TS abgeschätzt, die im Bereich des Schlickfallgebietes (hier 743 km² Umringspolygon) im Verlauf der 5 Jahre akkumulieren könnte. Dies entspräche einer mittleren flächenhaften Auflage (nur Sedimente der Fraktion < 63 µm) von 1,7 mm im gesamten Schlickfallgebiet gegenüber 3,1 mm¹⁴ im Fall der vorangehenden extrem konservativen Annahme, dass alles verdriftende Material (70% von 3,3 Mio. t TS¹⁵) im Schlickfallgebiet verbleibt und nicht weiter darüber hinaus transportiert wird.

Diese auf den BAW-Ergebnissen basierende Abschätzung einer mittleren Mächtigkeit von 1,7 mm kann noch weiter verringert werden, da die Modellierungen der BAW nicht berücksichtigen können, dass im Baggergut auch Anteile der Feinkornfraktion als Schlicklinsen gebunden sind und daher nicht verdriften sondern im Ablagerungskörper bzw. - ortsnah in der Baggergutaufgabe verbleiben. Da bereits im vorangehenden Unterkapitel im Fall einer Auflage mit einer mittleren Mächtigkeit von 4,4 mm messtechnische Auswirkungen auf die Schadstoffbelastung der Sedimente im Bereich des Schlickfallgebiets ausgeschlossen werden konnten, soll an dieser Stelle auf die weitere Abschätzung um wieviel die deutlich geringere mittlere Auflage von 1,7 mm weiter verringert werden kann, verzichtet werden.

Die gleiche Analyse auf Basis der BAW-Ergebnisse wurde auch analog für die Fraktion < 20 µm durchgeführt, da die Schwermetalle in dieser Fraktion bestimmt werden. Gleichmäßig verteilt auf die Gesamtfläche des Schlickfallgebietes (hier 743 km² Umringspolygon) ergäbe sich hier eine mittlere Auflage von 0,7 mm für 5 Mio. t TS.

¹⁴ Bei Verwendung 743 km² Umringspolygon. Bei Verwendung 530 km² Umringspolygon, wie im vorangehenden Unterkapitel verwendet, ergäbe sich eine Mächtigkeit der Auflage von 4,4 mm.

¹⁵ Entspricht dem Feinkornanteil < 63 µm bei Baggergutmenge 5 Mio. t TS im Szenario 1, siehe vgl. Tabelle 5 in Kapitel 4.2.

In Tabelle 8 sind die für diese Randbedingungen (für die Verbringung von 1, 1,5 bzw. 5 Mio. t TS) geschätzten Schadstoffkonzentrationen zusammengestellt, in der jeweils die vier unterschiedlichen Zusammensetzungen des Baggerguts gemäß der in Kapitel 2 gegebenen Szenarien betrachtet wurden.

Für kein Szenario konnte eine nachweisbare Beeinflussung durch verdriftende Schadstoffe im Schlickfallgebiet (Größe hier 743 km²) festgestellt werden. Für TBT wurde wie schon zuvor mit den aktuellen Daten 2015 bis 2018 gerechnet. Auch in diesem Fall wurde bei der Verbringung von bis zu 5 Mio. t TS Baggergut keine nachweisbare Erhöhung der Konzentrationen ermittelt.

Auch bei diesem Ansatz wurde vereinfachend angenommen, dass sich die verdriftenden feinkörnigen Sedimente aus dem Baggergut gleichmäßig über das Betrachtungsgebiet verteilen. Außerdem wird angenommen, dass die Sedimente, die sich einmal an der Gewässersohle abgesetzt haben dort verbleiben und nicht durch andere frisch sedimentierte und vergleichsweise wenig belastete Sedimente überlagert werden. Die sich tatsächlich einstellenden Werte werden somit überschätzt.

Tabelle 17: Geschätzte Auswirkung auf die Schadstoffkonzentrationen der Sedimente des Schlickfallgebiets (743 km²).

Prognose Schlickfallgebiet 6		Hintergrund E3 2018				Hintergrund bei 1 Mio Tonnen				Hintergrund bei 1,5 Mio Tonnen				Hintergrund bei 5 Mio Tonnen			
		E3	VK %	+/- MU	E3 + MU	2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07	2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07	2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07
Fraktion <20 µm																	
Arsen	mg/kg TS	24,11	12,6%	6,1	30,18	24,15	24,16	24,16	24,16	24,18	24,19	24,18	24,19	24,34	24,39	24,35	24,39
Cadmium	mg/kg TS	0,40	29,0%	0,2	0,63	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,42	0,41	0,42	0,45	0,46	0,45	0,46
Chrom	mg/kg TS	59,64	17,8%	21,2	80,88	59,73	59,73	59,73	59,73	59,77	59,77	59,77	59,77	60,06	60,07	60,06	60,07
Kupfer	mg/kg TS	30,50	20,0%	12,2	42,70	30,69	30,74	30,70	30,73	30,79	30,85	30,80	30,85	31,45	31,68	31,48	31,66
Nickel	mg/kg TS	32,75	17,4%	11,4	44,15	32,80	32,80	32,80	32,80	32,82	32,83	32,82	32,83	32,98	33,01	32,98	33,01
Blei	mg/kg TS	66,10	14,5%	19,2	85,26	66,20	66,22	66,20	66,22	66,25	66,29	66,26	66,28	66,62	66,73	66,63	66,72
Zink	mg/kg TS	177,46	20,0%	71,0	248,45	179,42	179,71	179,47	179,68	180,40	180,83	180,47	180,79	187,25	188,67	187,48	188,54
Quecksilber	mg/kg TS	0,33	45,0%	0,3	0,63	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,36	0,37	0,36	0,37
Fraktion <63 µm																	
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	0,945	57%	1,08	2,023	0,951	0,952	0,951	0,952	0,954	0,956	0,954	0,956	0,974	0,981	0,976	0,981
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	6,07	51%	6,19	12,26	6,13	6,14	6,13	6,14	6,16	6,17	6,17	6,17	6,39	6,42	6,39	6,42
alpha-HCH	µg/kg TS	0,124	100%	0,25	0,372	0,128	0,129	0,128	0,129	0,129	0,132	0,130	0,131	0,142	0,150	0,142	0,149
gamma-HCH	µg/kg TS	0,106	100%	0,21	0,317	0,107	0,107	0,107	0,107	0,107	0,108	0,107	0,108	0,111	0,114	0,112	0,114
p,p-DDE	µg/kg TS	0,469	100%	0,94	1,406	0,489	0,494	0,490	0,493	0,500	0,506	0,500	0,505	0,571	0,594	0,573	0,590
p,p-DDD	µg/kg TS	1,065	63%	1,34	2,407	1,126	1,139	1,127	1,137	1,157	1,175	1,158	1,172	1,370	1,433	1,376	1,423
p,p-DDT	µg/kg TS	0,242	100%	0,48	0,725	0,266	0,275	0,267	0,273	0,278	0,291	0,279	0,288	0,363	0,405	0,365	0,397
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	0,287	36%	0,21	0,493	0,293	0,295	0,293	0,294	0,296	0,299	0,296	0,298	0,318	0,327	0,319	0,325
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,508	72%	0,73	1,239	0,546	0,559	0,547	0,557	0,564	0,585	0,566	0,582	0,696	0,765	0,702	0,754
Tributylzinn <2mm	µg OZK/kg TS	1,10	81%	1,78	2,87	1,30	nb	1,30	nb	1,41	nb	1,40	nb	2,13	nb	2,11	nb
Tributylzinn <63µm	µg OZK/kg TS	2,19	81%	3,54	5,73	2,47	nb	2,48	nb	2,61	nb	2,62	nb	3,61	nb	3,62	nb

Schlickfallgebiet mit 743 km², Lage des Gebietes s. Anlage 10 Schätzungen für die Verbringungen von 1 bzw. 1,5 Mio. t TS/a und insgesamt 5 Mio. t TS Hamburger Baggergut auf der Grundlage der Verdriftungsrechnungen der BAW. Berechnung des Variationskoeffizienten (VK) und der Messunsicherheit (MU) nach dem Verfahren des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG, 2002).

Die Hintergrundwerte des Schlickfallgebietes beziehen sich auf die Ergebnisse der Beprobungen 2018 mit den Gebieten des 6- und 9-km Strahls sowie des Referenzgebietes. Werte, die die Signifikanzschwelle überschreiten sind dunkelgrau markiert.

6.3 Auswirkungen auf die Schadstoffverteilung in den Sedimenten der Deutschen Bucht

Nach den modellbasierten Untersuchungen der BAW (BAW, 2016) ist es nicht auszuschließen, dass geringe Mengen der Feinkornfraktionen aus dem zur Verbringstelle bei Tonne E3 verbrachten Baggergut in die angrenzenden Schutzgebiete verdriften könnten. Messtechnisch sind diese Mengen, die durch das Modell abgeschätzt wurden, nicht nachzuweisen. Im Vergleich zu den Ergebnissen für das Schlickfallgebiet (Kapitel 6.2) sind die sich in den Schutzgebieten ablagernden Mengen extrem gering. Von der Menge der verdriftenden Feinkornanteile des Baggergutes, das bei Tonne E3 verbracht wird, verbleiben demnach nur ca. je 3% der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ auf der Gewässersohle des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeers und im FFH-Gebiet Hamburgisches Wattenmeer inklusive Teilen des Nationalparks Niedersachsen. Weniger als 1% sind in den FFH-Gebieten bei Helgoland zu erwarten (BAW, 2016). Bei diesen geringen Mengen an feinkörnigen Sedimenten, die sich auf der Gewässersohle ablagern könnten, kann eine nachweisbare Erhöhung der Schadstoffgehalte ausgeschlossen werden.

Den Berechnungsergebnissen kann eine maximale Mächtigkeit von Ablagerungen auf Teilflächen der Gewässersohle im Schlickfallgebiet sowie in den angrenzenden Schutzgebieten entnommen werden. Diese sind in Abbildung 26 zusammengestellt. Es ist zu beachten, dass die in Abbildung 26 zusammengestellten maximalen Ablagerungsmächtigkeiten stets nur lokal begrenzt auf einer kleineren Teilfläche und nicht auf der Gesamtfläche auftreten.

Den Ergebnissen der Abbildung 26 liegen jährliche Baggergutmengen zur Verbringung auf die Stelle Tonne E3 von 1 bzw. 1,5 Mio. t TS zugrunde.

Gebiet	Maximale Auflage [kg/m ² bzw. mm]	Maximale Auflage [kg/m ² bzw. mm]
	Szenario 1 Mio. t	Szenario 1,5 Mio. t
1 FFH S-H Wattenmeer: hier angrenzende Küstengebiete (0916-391)	0,0065	0,0098
2 FFH S-H hier Wattenmeer (0916-391)	0,0019	0,0028
3 FFH S-H Wattenmeer: hier Aussenelbe_DithmBucht (0916-391)	0,1029	0,1543
4 FFH Hamburgisches Wattenmeer (2016-301) und Teile von Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (2306-301)	0,4074	0,6112
5 Teile von Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (2306-301)	0,2028	0,3042
6 Schlickfallgebiet (BAW Polygon mit 742,83 km ²)	2,0466	3,0699
6 Schlickfallgebiet, nur außerhalb 12km Kreis	0,9298	1,3946
6 Schlickfallgebiet nur zwischen 3 und 12km Kreis	2,0466	3,0699
FFH Steingrund (1714-391)	< 0,01	< 0,01

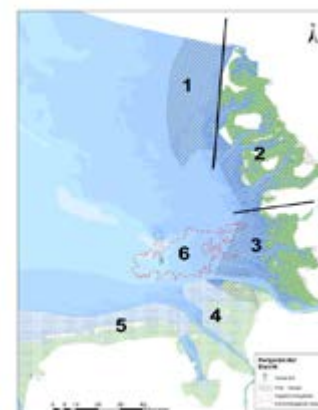


Abbildung 26: Lage der Bilanzierungsräume in BAW (2016) und angenommene maximale Ablagerungsmächtigkeiten verdriftenden Baggerguts.

Mit Hilfe dieser maximalen Ablagerungsmächtigkeiten wurden die Schadstoffkonzentrationen, die sich durch die Baggergutverbringung maximal auf Teilflächen der Schutzgebiete einstellen könnten, abgeschätzt (Tabelle 17 bis Tabelle 19). Die Ergebnisse sind am Beispiel des Nordfriesischen Wattenmeeres und der Dithmarscher Bucht als Teil des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeers dargestellt, für die eine jährliche maximale Auflage von 0,002 mm und 0,103 mm für den Regelfall (Szenario mit 1 Mio t TS) bzw. 0,003 mm und 0,154 mm für den Maximalfall (Szenario mit 1,5 Mio. t TS) abgeleitet wurden. Im FFH Gebiet Steingrund zeigen sich die geringsten Ablagerungsmächtigkeiten.

Da die regionale Hintergrundbelastung in diesem küstennahen Bereich höher als im Schlickfallgebiet ist, wurden die langjährigen Ergebnisse der Wattmessstelle Holmer Siel/Ostersiel für das Nordfriesische Watt und Wesselburener Loch für die Dithmarscher Bucht (Tabelle 18 und Tabelle 19 sowie Kapitel 5.2.5) als Referenzbelastung herangezogen.

Die geschätzten Konzentrationserhöhungen bei einer maximalen Mächtigkeit feinkörniger Ablagerungen aus dem verbrachten Baggergut liegen selbst bei der Verbringung von 5 Mio. t TS weit unterhalb der Nachweisbarkeit und würden die aktuelle mittlere Belastung im Wesselburener Loch nicht erhöhen. Auch im Bereich Hamburgisches Wattenmeer und Teilen des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer mit einer geschätzten maximalen Auflage aus verdrifteten Feinanteilen des Baggergutes von 0,6 mm wären die geschätzten Konzentrationserhöhungen vernachlässigbar gering und messtechnisch nicht nachweisbar.

Tabelle 18: Geschätzte Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten des nordfriesischen Wattenmeeres

Prognose Wattenmeer 2		2017/2018: Holmer Siel, Ostersiel				Hintergrund bei 1 Mio Tonnen				Hintergrund bei 1,5 Mio Tonnen				Hintergrund bei 5 Mio Tonnen			
		Nordfriesland	VK %	+/- MU	NF + MU	2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07	2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07	2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07
Fraktion <20 µm																	
Arsen	mg/kg TS	24,19	12,6%	6,1	30,29	24,19	24,19	24,19	24,19	24,19	24,19	24,19	24,19	24,20	24,20	24,20	24,20
Cadmium	mg/kg TS	0,34	29,0%	0,2	0,53	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34
Chrom	mg/kg TS	66,19	17,8%	23,6	89,76	66,19	66,19	66,19	66,19	66,19	66,19	66,19	66,19	66,20	66,20	66,20	66,20
Kupfer	mg/kg TS	24,79	20,0%	9,9	34,71	24,79	24,79	24,79	24,79	24,79	24,79	24,79	24,79	24,79	24,79	24,79	24,79
Nickel	mg/kg TS	31,36	17,4%	10,9	42,28	31,36	31,36	31,36	31,36	31,36	31,36	31,36	31,36	31,36	31,36	31,36	31,36
Blei	mg/kg TS	45,60	14,5%	13,2	58,82	45,60	45,60	45,60	45,60	45,60	45,60	45,60	45,60	45,60	45,60	45,60	45,60
Zink	mg/kg TS	160,10	20,0%	64,0	224,15	160,11	160,11	160,11	160,11	160,11	160,11	160,11	160,11	160,12	160,13	160,12	160,13
Quecksilber	mg/kg TS	0,26	45,0%	0,2	0,49	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26
Fraktion <63 µm																	
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	0,353	57%	0,40	0,756	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353	0,353
PCB Summe 7 g. BG	µg/kg TS	1,74	51%	1,77	3,51	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74
alpha-HCH	µg/kg TS	0,082	100%	0,16	0,246	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082
gamma-HCH	µg/kg TS	0,082	100%	0,16	0,246	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082
p,p-DDE	µg/kg TS	0,196	100%	0,39	0,589	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,196	0,197	0,197	0,197	0,197
p,p-DDD	µg/kg TS	0,300	63%	0,38	0,679	0,301	0,301	0,301	0,301	0,301	0,301	0,301	0,301	0,301	0,301	0,301	0,301
p,p-DDT	µg/kg TS	0,164	100%	0,33	0,493	0,164	0,164	0,164	0,164	0,164	0,164	0,164	0,164	0,165	0,165	0,165	0,165
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	0,168	36%	0,12	0,289	0,168	0,168	0,168	0,168	0,168	0,168	0,168	0,168	0,168	0,168	0,168	0,168
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,263	72%	0,38	0,641	0,263	0,263	0,263	0,263	0,263	0,263	0,263	0,263	0,263	0,263	0,263	0,263
Tributylzinn <2mm	µg OZK/kg TS	1	81%	1,62	2,62	1,00	nb	1,00	nb	1,00	nb	1,00	nb	1,00	nb	1,00	nb
Tributylzinn <63µm	µg OZK/kg TS	1	81%	1,62	2,62	1,00	nb	1,00	nb	1,00	nb	1,00	nb	1,00	nb	1,00	nb

FFH S-H hier Wattenmeer (0916-391) Gebiet 2, Lage des Gebietes s Abbildung 26. Schätzungen für die Verbringungen von 1 bzw. 1,5 Mio. t TS/a und insgesamt 5 Mio. t TS Hamburger Baggergut auf der Grundlage der Verdriftungsrechnungen der BAW.

Berechnung des Variationskoeffizienten und der Messunsicherheit (MU) nach dem Verfahren des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG, 2002). Hintergrundwerte beziehen sich auf die Ergebnisse der 2017/2018 beprobten Wattmessstationen Ostersiel und Holmer Fähr. Werte, die die Signifikanzschwelle überschreiten sind dunkelgrau markiert.

Tabelle 19: Geschätzte Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten des dithmarscher Wattenmeeres

Prognose Wattenmeer 3		HG 17/18: Wessel.Loch				Hintergrund bei 1 Mio Tonnen				Hintergrund bei 1,5 Mio Tonnen				Hintergrund bei 5 Mio Tonnen			
		Dithmarschen	VK %	+/- MU	NF + MU	2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07	2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07	2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07
Fraktion <20 µm																	
Arsen	mg/kg TS	23,75	12,6%	5,99	29,74	23,76	23,76	23,76	23,76	23,76	23,76	23,76	23,76	23,78	23,78	23,78	23,78
Cadmium	mg/kg TS	0,43	29,0%	0,25	0,68	0,43	0,43	0,43	0,43	0,43	0,43	0,43	0,43	0,44	0,44	0,44	0,44
Chrom	mg/kg TS	70,25	17,8%	25,01	95,26	70,25	70,25	70,25	70,25	70,26	70,26	70,26	70,26	70,27	70,27	70,27	70,27
Kupfer	mg/kg TS	27,50	20,0%	11,00	38,50	27,52	27,53	27,52	27,53	27,53	27,54	27,53	27,54	27,61	27,64	27,61	27,63
Nickel	mg/kg TS	32,75	17,4%	11,40	44,15	32,75	32,76	32,76	32,76	32,76	32,76	32,76	32,76	32,77	32,78	32,78	32,78
Blei	mg/kg TS	54,75	14,5%	15,88	70,63	54,77	54,77	54,77	54,77	54,78	54,78	54,78	54,78	54,84	54,85	54,84	54,85
Zink	mg/kg TS	173,25	20,0%	69,30	242,55	173,46	173,50	173,47	173,49	173,57	173,62	173,58	173,61	174,32	174,48	174,35	174,46
Quecksilber	mg/kg TS	0,31	45,0%	0,28	0,59	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31
Fraktion <63 µm																	
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	0,346	57%	0,39	0,740	0,347	0,347	0,347	0,347	0,347	0,348	0,347	0,348	0,351	0,351	0,351	0,351
PCB Summe 7 g. BG	µg/kg TS	3,68	51%	3,75	7,43	3,69	3,69	3,69	3,69	3,69	3,69	3,69	3,69	3,72	3,72	3,72	3,72
alpha-HCH	µg/kg TS	0,129	100%	0,26	0,388	0,130	0,130	0,130	0,130	0,130	0,130	0,130	0,130	0,131	0,132	0,131	0,132
gamma-HCH	µg/kg TS	0,122	100%	0,24	0,366	0,122	0,122	0,122	0,122	0,122	0,122	0,122	0,122	0,123	0,123	0,123	0,123
p,p-DDE	µg/kg TS	0,263	100%	0,53	0,788	0,265	0,266	0,265	0,266	0,266	0,267	0,266	0,267	0,274	0,277	0,275	0,277
p,p-DDD	µg/kg TS	0,485	63%	0,61	1,096	0,492	0,493	0,492	0,493	0,496	0,498	0,496	0,497	0,520	0,527	0,520	0,525
p,p-DDT	µg/kg TS	0,244	100%	0,49	0,732	0,247	0,248	0,247	0,247	0,248	0,249	0,248	0,249	0,257	0,262	0,257	0,261
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	0,244	36%	0,18	0,420	0,245	0,245	0,245	0,245	0,245	0,245	0,245	0,245	0,248	0,249	0,248	0,248
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,413	72%	0,59	1,008	0,417	0,419	0,417	0,418	0,419	0,422	0,419	0,421	0,434	0,441	0,434	0,440
Tributylzinn <2mm	µg OZK/kg TS	1	81%	1,62	2,62	1	nb	1	nb	1	nb	1	nb	1	nb	1	nb
Tributylzinn <63µm	µg OZK/kg TS	1	81%	1,62	2,62	1	nb	1	nb	1	nb	1	nb	1	nb	1	nb

FFH S-H hier Wattenmeer (0916-391) Gebiet 3, Lage des Gebietes s.Abbildung 26. Schätzungen für die Verbringungen von 1 bzw. 1,5 Mio. t TS/a und insgesamt 5 Mio. t TS Hamburger Baggergut auf der Grundlage der Verdriftungsrechnungen der BAW.

Berechnung des Variationskoeffizienten und der Messunsicherheit (MU) nach dem Verfahren des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG, 2002). Die Hintergrundwerte beziehen sich auf die Ergebnisse der 2017/2018 beprobten Wattmessstation Wesselburener Loch. Werte, die die Signifikanzschwelle überschreiten, sind dunkelgrau markiert.

Diskussion der für das Schlickfallgebiet und die Schutzgebiete geschätzten Schadstoffkonzentrationen

Die auf den Untersuchungsergebnissen von der BAW aufbauenden Schätzungen der sich bei Fortführung der Baggergutverbringung zur Verbringstelle bei Tonne E3 einstellenden Schadstoffkonzentrationen wird als realistischer angesehen als die extrem konservative Schätzung, bei der die gesamten Feinkornanteile über den Zeitraum von 5 Jahren im Bilanzierungsgebiet verbleiben. Bei beiden Ansätzen wird vernachlässigt, dass Teile des sich einmal an der Gewässersohle abgesetzten Materials im Laufe der Zeit wahrscheinlich teilweise resuspendiert und weitertransportiert werden. Bei den Abschätzungen wurde zudem nicht berücksichtigt, dass gemäß den BAW Modellrechnungen im Bereich des Schlickfallgebiets ein nur sehr geringer Anteil der Tonfraktion, die ein gegenüber den gröberen Schlufffraktionen höheres Anreicherungsvermögen für Schwermetalle hat, dort auf der Sohle zur Ablagerung kommt. Die sich lokal in Teilflächen des Schlickfallgebietes (743 km²) maximal ablagernden Feinsedimente aus der Baggergutverbringung sind mit 2,0 mm für 1 Mio. t TS bzw. 3,1 mm für 1,5 Mio. t TS (Abbildung 26) bereits gering, vorausgesetzt, das Material wird nicht teilweise weitertransportiert. Es ist davon auszugehen, dass die Auflage noch geringer ist, da nur 70% des im Baggergut enthaltenen Feinkornanteils verdriften. In den angrenzenden Schutzgebieten ist mit noch deutlich geringen Ablagerungsmächtigkeiten zu rechnen.

Für TBT, mit dem größten Unterschied zwischen den Konzentrationen im Baggergut und im Bereich der Verbringstelle, unterscheiden sich die erwarteten Konzentrationen, sowohl in der Gesamtprobe als auch in der Feinkornfraktion, am stärksten von der Belastung im Referenzzustand 2018. Bei dieser Verbindung ist zu berücksichtigen, dass sie in aeroben Sedimenten verhältnismäßig schnell, d. h. im Bereich von mehreren Monaten, biologisch abgebaut werden können (Brandsch, R., 2001). Unter Berücksichtigung, dass die TBT-Konzentrationen in den Sedimenten des Hamburger Baggergutes abnehmen (Anlage 5), wird künftig auch die Überschreitung der Referenzbelastung des Schlickfallgebietes abnehmen. Während zu Beginn der Verbringungen 2005 die mittleren TBT-Gehalte in den Sedimenten der Delegationsstrecke zwischen 100 µg/kg OZK (Süderelbe) und 150 µg/kg OZK (Norderelbe, Köhlbrand) betragen, werden mit Wiederaufnahme der Verbringungen 2014 mittlere TBT-Gehalte zwischen 30 µg/kg OZK und 60 µg/kg OZK festgestellt, die 2018 auf ein Niveau zwischen 20 und 30 µg/kg OZK weiter zurückgegangen sind. Die Berechnung der geschätzten Konzentrationsveränderungen im näheren und weiteren Umfeld der Tonne E3 mit der Einmischung von Baggergut und den aktuellen TBT-Gehalten (2015-2018) zeigt, dass bei einer Verbringung im „Worst Case Szenario“ von 5 Mio. t TS Baggergut keine signifikante Überschreitung der Referenzbelastung -hier der Hintergrund für die Sedimente des Schlickfallgebiets 2018- zu erwarten ist.

6.4 Erwartete Auswirkungen bei einer Fortführung der Baggergutverbringung auf den Stoffhaushalt der Sedimente

Durch die Verbringung größerer Mengen Baggergut und wegen der Erweiterung des Verbringenzentrums wird der Bereich, in dem Abreicherungen der Nährstoff- und TOC-Gehalte zu erwarten sind, vergrößert und die Dauer der Veränderung der Habitateigenschaften verlängert sich. Mit dem Stand der Beprobung aus dem September 2018 (s. Anlage 16) ist davon bisher eine Fläche von ca. 1,2 km² betroffen, die sich bei fortführender Nutzung vergrößern wird, aber im Bereich des 1,5 km Radius auch bei Nutzung des Verbringenzentrums West bleiben wird.

Bei allen betrachteten Szenarien werden die Auswirkungen vergleichbar sein. Auch eine mögliche Beeinflussung des gesamten Verbringbereiches, durch die beim Verbringen eingetragenen Feinkornanteile und die daran gebundenen Nährstoffe, bis hin zum 2 km-Radius sollte weiterhin beobachtet werden, da bei der Verbringung von feinkörnigerem Material der Landeshafengewässer auch die daran gebundenen Nährstoffe weiter vertreiben können (s. Kapitel 6.1.4).

6.5 Auswirkungen auf den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt der Wassersäule sowie auf das Phytoplankton

Die Auswirkungsprognose für den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt sowie auf das Phytoplankton einer nach 2019 fortgesetzten Verbringung von 5 Mio t TS in den fünf nachfolgenden Jahren basiert auf theoretischen Ableitungen und Erkenntnissen aus dem Monitoring der Jahre 2005 bis 2014 und 2016 bis 2017. Die beiden der Auswirkungsprognose zu Grunde liegenden Szenarien (Szenario2_Maximum und Szenario4_Maximum) mit jährlichen Höchstmengen von 1,5 Mio t TS stellen für den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt eine stärkere Belastung dar als die Szenarien mit 1 Mio t TS, da mehr sauerstoffzehrende Substanzen und Nährstoffe zur Tonne E3 verbracht werden.

Die nachfolgend beschriebenen Auswirkungen beziehen sich daher auf die Szenarien 2 und 4 und umfassen damit gleichzeitig die als geringer eingestuften Auswirkungen der Szenarien 1 und 3.

Für den Sauerstoffhaushalt sind folgende Auswirkungen in Folge der Verbringung anzunehmen: Beim Entladen des Hopperbaggers wird zehrungsfähiges organisches Material und reduzierte anorganische Verbindungen wie Ammonium, reduziertes Mangan, Eisen und Schwefel in den Wasserkörper eingebracht. Dabei werden gelöste Stoffe aus dem Porenwasser und am Baggergut adsorbierte Verbindungen wie Ammonium direkt in die Wassersäule eingemischt. Ebenso ist der Feinkornanteil des Baggergutes, der in der Wassersäule verbleibt und nicht in das Sediment gelangt, Träger von zehrungsfähigen organischen Verbindungen. Diese eingebrachten Stoffe können eine Erhöhung der Sauerstoffzehrung und damit eine Abnahme der Sauerstoffgehalte bewirken. Auf Grund des großen Wasservolumen bei einem ca. 25-30 m tiefen

Wasserkörper und den herrschenden Strömungsverhältnissen an der Verbringstelle E3 ist von einer starken Verdünnung der eingebrachten sauerstoffzehrenden Stoffe auszugehen und daher die bewirkte Sauerstoffzehrung als gering einzuschätzen.

Das mögliche Auftreten von lokalen und kurzzeitig auftretenden Sauerstoffänderungen wurde während einer verbringbegleitenden Messkampagne im September 2016 untersucht. Dabei wurden keine Sauerstoffverminderungen im Umfeld der Verbringungen beobachtet (HPA-Bericht 2019).

Durch den Verbringvorgang kann zudem ein verstärkter Sauerstoffbedarf des Seebodens durch den verbringbedingten Eintrag von organischen Kohlenstoffverbindungen bewirkt werden und so den Sauerstoffgehalt in der Wassersäule vermindern. Im Verbringzentrum ist keine Zunahme der Sauerstoffzehrung zu erwarten, da hier die Sedimente auf Grund des Entmischungseffektes beim Herabsinken des Baggergutes vergleichsweise geringe organische Gehalte (TOC) aufweisen. Der Nahbereich der Verbringstelle E3 weist demgegenüber eine Zunahme der TOC-Gehalte auf (Anlage 12) und damit potenziell höhere Sauerstoffzehrungen. Weiter entfernt von der Verbringstelle also ab dem 1,5 km Radius sind auf Grund der weiträumigen Verdriftung der Feinkornfraktion des Baggergutes keine nachweisbaren Änderungen der organischen Gehalte in den Messkampagnen 2015 bis 2018 aufgetreten (s. Kapitel 5.2.4) und ist in Zukunft auch nicht zu erwarten..

Die bisherigen Sauerstoffmessungen im Umfeld der Tonne E3 lassen keine deutlichen durch die Verbringungen bewirkten Effekte auf den Sauerstoffgehalt erkennen. In den ganz überwiegenden Fällen reihen sich die an Tonne E3 gemessenen Sauerstoffkonzentrationen in die zum Vergleich beprobten Stationen des Transektes Helgoland – Elbmündung ein und zeigen keine Auffälligkeiten.

Um ein vollständigeres Bild über den Hintergrundwert des Sauerstoffgehaltes im Seegebiet der Tonne E3 zu erhalten, wurden die kontinuierlichen Sauerstoffmessungen an der BSH-Station „Deutsche Bucht“ (s. Anlage 13) ausgewertet. Im Zeitraum 2016 und 2017 traten an der BSH-Station während sommerlicher Schichtungsphasen bodennahe minimale Sauerstoffgehalte von 6,4 mg O₂/l auf. Unter der Annahme, dass die natürlichen Bedingungen an der BSH-Station in etwa den natürlichen Bedingungen an der Verbringstelle entsprechen, ist davon auszugehen, dass auch die zukünftigen Verbringungen bei ausreichend hohen Sauerstoffgehalten stattfinden, und eine Unterschreitung eines Sauerstoffgrenzwertes von 5 mg O₂/l (Maßgabe 2.26) auf Grund der ausreichend guten Hintergrundverhältnisse nicht zu erwarten ist.

Beim Entladen des Hopperbaggers werden auch gelöste Nährstoffe (im Wesentlichen Ammonium, ortho-Phosphat und Silikat) in den Wasserkörper eingebracht. Die Möglichkeit einer über den Zeitraum der Baggergutverbringung hinaus anhaltenden Zunahme der Nährstoffgehalte im Wasser ist auf Grund der starken Verdünnung im ca.

25-30 m tiefen Wasserkörper und den herrschenden Strömungsverhältnissen an der Verbringstelle E3 als gering einzuschätzen.

Bei einer verbringbegleitenden Messkampagne im September 2016 wurde auch untersucht, ob es zu lokalen und kurzzeitig auftretenden Änderungen der Ammoniumgehalte in Wasserkörper kommt. Das Ammonium reagiert bei Verklappungen oft sensitiv u.a. durch Freisetzung aus dem Porenwasser und Desorption von Partikeln und zeigt als Folge eine Erhöhung der Gehalte. Bei den Messungen im September 2016 war eine Erhöhung der Ammoniumgehalte gegenüber den Hintergrundgehalten nicht erkennbar.

Insgesamt lässt sich auf Grundlage der Transsektfahrten feststellen, dass sich die gelösten Nährstoffgehalte an der Verbringstelle bei Tonne E3 in die für das Seegebiet typischen Gradienten einordnen, und meist höhere Werte im von der Elbe beeinflussten Bereich (Station Elbe-IV) im Vergleich zu den Werten bei der Station Elbe-I nahe bei Helgoland zu messen waren (BfG 2009). Dieses generelle Verteilungsmuster gilt sowohl für die oberflächennahen als auch für die bodennahen Nährstoffgehalte. Auch die Messungen in den aktuellen Jahren 2016 und 2017 bestätigen diese Aussagen (Kap. 5.3.2), dass keine Anreicherungen von Nährstoffen im Bereich der Tonne E3 auftreten.

Aus den vorhergehenden Ausführungen ist abzuleiten, dass auch bei zukünftig beabsichtigter Verbringung von 1,5 Mio, t TS pro Jahr keine nachweisbaren Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt zu erwarten sind.

Ein möglicherweise erhöhtes Nährstoffangebot an Stickstoff, Phosphor oder Silikat kann ein verstärktes Algenwachstum im durchlichteten Teil der Wassersäule bewirken. Auch wenn keine Auffälligkeiten bei den Nährstoffen zu beobachten waren, könnten durch die Verbringung eingebrachte Nährstoffe von den Algen aufgenommen werden und so „nur“ erhöhte Algenbiomassen auftreten. Bei einer Betrachtung der Ergebnisse der Algenbiomassen an den Stationen des Transektes Helgoland – Elbmündung, sind die an Tonne E3 gemessenen Biomassen nicht auffällig und reihen sich meist – wie auch in den intensiven Beprobungen des Jahres 2014 (AquaEcology, 2015) - in den bestehenden Gradienten mit höheren Algengehalten im Bereich der Elbmündung zu geringen Gehalten bei Helgoland ein. Nur im Juli 2016 war der Messwert an Tonne E3 der höchste des gesamten Transektes und damit auffällig höher als die Algenbiomassen der übrigen Stationen. Die im Juli 2016 an der Tonne E3 erhöhten Phytoplanktongehalte fallen mit im Juli auffällig niedrigen Nährstoffgehalten von ortho-Phosphat, Silikat und Nitrat zusammen. Eine lokale Algenentwicklung scheint hier vorgelegen zu haben

Als eine weitere Auswirkung der Verbringung kann eine vorübergehende Erhöhung der Trübung bewirkt werden (Kap. 5.1.5). Die Verschlechterung der Unterwasserlichtbedingungen kann dann das Algenwachstum hemmen. Bei verbringbegleitenden Messungen wurden nur lokal begrenzte und kurzzeitig auftretende Erhöhungen der Trübung beobachtet. Dabei traten die stärksten Schwebstofferhöhungen sohnah auf. Daraus lässt sich ableiten, dass auch die Hemmwirkung auf das Phytoplankton gering ist, weil die Algen nur kurzzeitigen und lokal begrenzten Beeinträchtigungen ausgesetzt sind.

Insgesamt ist bei den zukünftigen Verbringungen kein längerfristiges und großräumig verstärktes Phytoplanktonwachstum zu erwarten, da keine oder nur sehr geringe Zunahmen der Nährstoffgehalte durch die Verbringungen erfolgen werden. Zudem kann zumindest im Nahbereich der Verbringungen eine mögliche Förderung des Algenwachstums durch vorübergehend verschlechterte Lichtbedingungen in Folge erhöhter Trübungen gemindert werden.

Das Zooplankton im Verbringungsgebiet bei Tonne E3 kann kurzfristig und kleinräumig durch den Eintrag von Partikeln in die Wassersäule geschädigt werden. So können Filtrierer eine mechanische Schädigung ihrer Filtrationsorgane erfahren. Zudem bewirken die mit dem Baggergut eingebrachten Partikel eine Beeinträchtigung bei der Nahrungsaufnahme, da das geeignete Futter (meist Phytoplankton) unter höherem Sortieraufwand aufgenommen werden muss. Aufgrund der schnellen Auflösung der Trübungswolken nach max. 4-5 Stunden und ihrer Ausbreitung vorwiegend im Bodenwasser (DLR, 2005) und (HR Wallingford, 2017)) ist kein großräumiger Einfluss zu erwarten.

6.6 Auswirkungen auf die Ökotoxikologie

Begleitend zu den Baggergutverbringungen in den Bereich von Tonne E3 erfolgen an der Verbringestelle und dem umgebenden Bereich regelmäßige Monitoringuntersuchungen, die auch die Bestimmung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials der Oberflächensedimente umfassen. Wie in Kapitel 5.4 dargestellt, wurden die Sedimentproben mit der marinen Biotestpalette untersucht, um die integrale toxikologische Belastung der Sedimente zu erfassen. Die marinen Testorganismen dienen hierbei als Repräsentanten für das marine Ökosystem.

Tabelle 12 fasst alle für den Zeitraum 2005 bis 2018 vorliegenden Ergebnisse der marinen Biotestpalette für die jeweiligen Untersuchungskampagnen zusammen. Direkt im Verbringungsgebiet war ein leicht höheres Belastungspotenzial festzustellen, der Median ist für alle Bereiche gleich. Bei zusammenfassender Betrachtung aller für die Berichtsjahre 2015 bis 2018 vorliegenden ökotoxikologischen Untersuchungsdaten ist eine markante dauerhafte Erhöhung in den Bereichen um die Verbringestelle (1-km, 1,5-km und 2-km) nicht festzustellen.

Bislang wurden innerhalb eines Zeitraumes von 15 Jahren ca. 20 Mio. m³ bzw. 8,5 Mio. t Baggergut nach Tonne E3 verbracht. Die Abschätzung der angestrebten Verbringung erfolgt unter den in Kapitel 2 beschriebenen Rahmenbedingungen. Es wird angenommen, dass die Belastung des künftig anfallenden Baggergutes mit der von 2015 bis 2018 festgestellten Qualität vergleichbar ist.

Auf Grundlage der bislang durchgeführten begleitenden Messungen sowie den Berechnungen der BAW ist eine Verdriftung erheblicher Feinkornanteile aus dem Baggergut zu erwarten (vgl. BAW 2016 und BfG 2016). Gerade an dieser feinkörnigen Fraktion können Schadstoffe gebunden sein, sodass mit der Verdriftung dieser Fraktion eine Verteilung der Belastungen einhergeht (s. Kapitel 6.4).

Bei der Abschätzung der Auswirkungen auf die ökotoxikologische Sedimentbelastung erfolgt keine Unterscheidung der verschiedenen in Kapitel 2 aufgeführten Szenarien. Die ökotoxikologischen Unterschiede in der Sedimentbelastung von Delegationsstrecke und Hafenzufahrten sind relativ gering. Auch dürfen Sedimente aus Bereichen, in denen die Toxizitätsklasse IV bei späteren Freigabeuntersuchungen überschritten würde, auch nicht in die Nordsee verbracht werden. Zudem ist auch der Unterschied des jährlich zu verbringenden Baggergutvolumens der verschiedenen Szenarien (Szenario 1 & Szenario 3: 1 Mio. t TS/a versus Szenario 2 & Szenario 4: 1,5 Mio. t TS/a) unter Berücksichtigung der Aussagegenauigkeit nicht bedeutend genug. Somit erfolgt keine Unterscheidung der verschiedenen Szenarien.

Insgesamt ist durch die Verbringung über den Prognosezeitraum von 5 Jahren eine kleinräumige Verschlechterung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials der Oberflächensedimente nicht auszuschließen. Es ist jedoch zu erwarten, dass ggf. auftretende Belastungen nicht dauerhaft sind. Zumindest wurden bislang keine längerfristig andauernden Erhöhungen der Belastungspotenziale bei Tonne E3 erfasst.

Ein großer Teil der potenziell belasteten Feinkornfraktion (bei $< 63\mu\text{m}$ ca. 70%) bleibt nicht auf dem unmittelbaren Verbringzentrum liegen. Es ist anzunehmen, dass insbesondere diese Fraktion in das umliegende Schlickfallgebiet verdriftet. Unter der Annahme, dass sich die Feinkornanteile vollständig im Schlickfallgebiet ablagern und sich diese gleichmäßig über das betrachtete Gebiet vom 743 km^2 (Untersuchungen der BAW 2016) verteilen, wäre eine mittlere Mächtigkeit der Baggergutaufgabe von $3,1\text{ mm}$ bei 5 Mio. t zu erwarten (Kapitel 6.2). Hierbei wird der Anteil allerdings noch überschätzt, da zwar ein Großteil des Feinkorns verdriftet, jedoch ein Teil (ca. 30%) dennoch im Verbringzentrum liegen bleibt.

Abgelagerte Feinanteile werden u. a. durch Bioturbation in den oberen Zentimeter des vorhandenen Sediments eingearbeitet werden. Bei einer angenommenen Einbringtiefe von grob 20 cm ist eine Verdünnung mit den vorhandenen Sedimenten um den Faktor 65 für fünf Jahre anzunehmen. Zudem werden weniger persistente Schadstoffe, mit der Zeit abgebaut werden. Für kein Szenario ist für das Schlickfallgebiet (743 km^2) eine nachweisbare Beeinträchtigung der ökotoxikologischen Sedimentbelastung durch verdriftende Baggergutanteile anzunehmen.

In Schutzgebieten sind maximale Sedimentauflagen aus verdriftendem Baggergut, die aus BAW-Untersuchungen für lokale Teilflächen der in Abbildung 26 aufgeführten Modellgebiete abgeleitet wurden, deutlich geringer als 1 mm . Messtechnisch wird diese Erhöhung nicht nachweisbar sein. Somit ist auch in den Schutzgebieten eine Erhöhung der ökotoxikologischen Belastung nicht zu erwarten.

6.7 Auswirkungen auf die Bioakkumulation

Bei einer Fortführung der Baggergutverbringung zur Tonne E3 sind ähnliche Effekte auf die Bioakkumulation zu erwarten wie bisher. So sind im Bereich der Verbringstelle

insbesondere erhöhte Anreicherungen an MBT, DBT, p,p'-DDD und p,p'-DDE in Wellhornschnecken und p,p'-DDD und p,p'-DDE in Pfeffermuscheln wahrscheinlich. Bei der Verbringung der angestrebten Baggergutmengen von insgesamt 5 Mio. t TS in 5 Jahren (maximal 1.5 Mio. t/a) ist weiterhin mit erhöhten Schadstoffkonzentrationen in Biota im Bereich der Verbringestelle gegenüber den Referenzgebieten zu rechnen. Der beobachtete Anstieg der Konzentrationen wird sich wahrscheinlich bei der Verbringung von Baggergut mit ähnlichen Schadstoffgehalten wie in den Jahren 2015 – 2017 in vergleichbarem Maße fortsetzen. Obwohl in 2015 – 2017 geringer belastetes Baggergut verbracht wurde als in den Vorjahren, nahmen die Konzentrationen der Organozinnverbindungen in Wellhornschnecken an der Verbringestelle signifikant bis in einer Entfernung von 1-km zum Verbringzentrum zu, liegen jedoch für MBT und DBT deutlich unterhalb der Gehalte, die in der ersten Verbringperiode festgestellt wurden. Daher ist bei Fortführung der Verbringung mit einem weiteren Anstieg der Konzentrationen in Wellhornschnecken im Bereich der Verbringestelle zu rechnen. Auch baggergutbedingte Anreicherungen weiterer organischer Schadstoffe, die bisher nicht signifikant waren, sind nicht auszuschließen. Ebenso kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch in größerer Entfernung (2 km und darüber hinaus) zum Verbringzentrum Effekte nachweisbar sein werden.

Eine erhöhte Bioakkumulation wird wahrscheinlich auch künftig eher in den beiden Mollusken (Pfeffermuschel und Wellhornschnecke) nahe der Verbringestelle nachweisbar sein als in den Fischen (Kliesche, Scholle) und in der Nordseegarnele. Durch den größeren Migrationsradius der Fische und die größere Entfernung des Fanggebietes der Garnelen zur Verbringestelle ist ein Nachweis baggergutbedingter Schadstoffanreicherungen in diesen Organismen eher unwahrscheinlich. Da die im Monitoring untersuchten Spezies als ausgewählte Stellvertreter für andere Organismen dienen, ist eine erhöhte Akkumulation von Schadstoffen auch für andere im Verbringbereich vorkommende Organismen anzunehmen. Eine Zunahme der Schadstoffanreicherung in der Nahrungskette (Biomagnifikation) durch Organismen aus dem Verbringbereich kann nicht ausgeschlossen werden.

Bisher wurde nur in bis zu 2 km Entfernung von der Verbringestelle eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung z. T. in Pfeffermuscheln und Wellhornschnecken im Vergleich zu einigen aber nicht allen Referenzgebieten nachgewiesen. Eine Ausdehnung der baggergutbedingten Schadstoffanreicherung in der Pfeffermuschel und der Wellhornschnecke außerhalb des Eingriffsbereichs von ca. 5 km², in dem durch die Baggergutverbringung bedingte Auswirkungen auf die Morphologie und die Schadstoffbelastung erwartet werden (siehe Kapitel 5.2 und Abbildung 8), ist daher nicht wahrscheinlich. Für die betrachteten Szenarien 2 und 4 (maximal 1.5 Mio. t TS/a) sind die Schadstoffanreicherungen möglicherweise höher als für Szenario 1 und 3 (1 Mio. m³ Baggergut/Jahr). Die Auswirkungen auf die Bioakkumulation bei Verbringung von Material mit unterschiedlichen Anteilen an Baggergut aus der Stromelbe und den Hafenzufahrten sowie unterschiedlichen Sedimentqualitäten, wie sie bei Normal- bzw.

Niedrigwasser zu erwarten sind, sind wegen der relativ geringen Unterschiede der resultierenden Schadstofffrachten wahrscheinlich nicht nachweisbar. Unterschiede in den Probenahmen vor (Frühjahr) und nach den Verbringungen (Herbst) deuten auf eine nachweisbare Abnahme der Schadstoffkonzentrationen in Biota in verbringungsfreien Zeiträumen hin. Der beobachtete Rückgang der Schadstoffgehalte in Biota nach vorübergehender Beendigung der Baggergutverbringung zur Tonne E3 ab Februar 2010 deutet ebenfalls darauf hin, dass eine erhöhte, baggergutbedingte Bioakkumulation unter Umständen reversibel ist.

Auch wenn seit 2016 zusätzlich Material der Landeshafengewässer verbracht wird, sind im Vergleich zu den bisherigen Verbringungskampagnen die Schadstoffgehalte in dem Baggergut seit 2015 zurückgegangen (s. Kapitel 4). Eine stärkere, als bisher in der Vergangenheit beobachtete Bioakkumulation, ist daher nicht zu erwarten (s. Kapitel 6.7).

6.8 Auswirkungen auf das Makrozoobenthos

Die Auswirkungen auf die Benthosfauna werden im Vergleich zu den bisherigen Verbringungen zur Tonne E3 aufgrund der größeren Baggermengen, die zur Stelle E3 verbracht werden sollen, an Intensität und räumlicher Ausdehnung geringfügig zunehmen. Vor allem für das Szenario, bei dem 1,5 Mio. t TS Baggergut innerhalb eines Jahres zur Tonne E3 verbracht werden sollen, sind deutlichere Auswirkungen anzunehmen. Die Auswirkungen werden vermutlich im Wesentlichen wie bisher auf das neu beaufschlagte Verbringzentrum Süd beschränkt bleiben, in dem durch die Baggergutverbringung die Sedimente von einem schlickigen zu einem sandigen Substrat verändert werden (s. Abbildung 2).

Es ist zu erwarten, dass es in der Zukunft in den erweiterten Verbringzentren, Nord und West (Abbildung 2), zu einer ähnlichen Veränderung der Benthosfauna kommt, wie dies schon im Bereich der Verbringzentren Ost und Süd der Fall ist. Auf dieser Fläche der Substratveränderung mit einer Ausdehnung von derzeit ca. 1,2 km² (s. Anlage 16), die sich bei einer Beaufschlagung der weiteren Verbringzentren West und Nord etwa verdoppeln könnte, ist mit einer Verringerung der Gesamtabundanz und einer Veränderung der Artenzusammensetzung zu rechnen. Insgesamt zeigt die Ausdehnung der Baggergutaufgabe aufgrund der Ergebnisse der Fächerlotvermessung eine betroffene Fläche von etwa 3,5 km² (s. Kapitel 5.1.4), wobei davon auszugehen ist, dass in den Randbereichen benthische Organismen, wegen der im Vergleich zum Zentrum geringeren Auflagemächtigkeit, kaum dauerhaft überdeckt werden.

Aufgrund der Erfahrungen, dass verbringungsbedingte Effekte nicht über einen 1,5-km Radius um die Baggergutverbringungsstelle hinaus nachzuweisen sind, kann davon ausgegangen werden, dass dies auch in Zukunft zutreffen wird, sodass **direkte** Auswirkungen über den Bereich der Verbringungsstelle hinaus, in dem künftig aufgrund der Baggergutverbringung sandiges Sediment statt Schlick vorherrschen wird, nicht zu erwarten sind.

6.9 Auswirkungen auf den Fischbestand

Vor dem Hintergrund der Gesamtschau der Ergebnisse (2005 – 2017) scheinen festgestellte Befunde, die auf Auswirkungen der Sedimentverbringungen hinweisen könnten, überwiegend ein Ausdruck „normaler“ Variabilität zu sein. Insgesamt können aber für einige Jahre schwache Auswirkungen nicht gänzlich ausgeschlossen werden, da z. T. das Teilgebiet K unmittelbar nach Sedimentverbringungen z. T. geringere Kennwerte aufwies (Abundanz, Artenzahl, Biomasse) und dies gleichzeitig in anderen Teilgebieten nicht in gleicher Art und Weise der Fall war.

Die denkbare Hypothese einer u. U. fortschreitenden „Degradierung“ der Fischgemeinschaft im Bereich der Verbringstelle und ihrer Umgebung mit zunehmender Verbringungsdauer bestätigt sich nach etwa 12jähriger Nutzung (inkl. einer mehrjährigen Nutzungspause) der Verbringstelle nicht. Hinweise auf „Funktionseinschränkungen“ (z. B. genereller oder Teilverlust von Attraktivität als Aufenthalts- oder Nahrungsareal) insbesondere im Bereich des Teilgebietes K sind nicht eindeutig identifizierbar. Demzufolge werden auch bei einer Verbringung von weiteren 5 Mio. Tonnen TS Baggergut über fünf Jahre keine deutlichen Auswirkungen auf die Fischfauna im Bereich der Verbringstelle und Umgebung erwartet.

6.10 Auswirkungen auf den Vogelbestand

Seevögel nutzen die küstenferneren Bereiche zur Rast und zur Nahrungssuche. Die Verbringstelle Tonne E3 liegt innerhalb der Important Bird Area (IBA) „Östliche Deutsche Bucht (mit Helgoland)“. Negative Auswirkungen auf Seevögel können v.a. durch die vier Wirkfaktoren (1) Vergrämungen durch Schiffsverkehr, (2) Nahrungsverfügbarkeit, (3) Trübung und (4) Schadstoffe in der Nahrung verursacht werden, auf die im Folgenden näher eingegangen wird.

Wirkfaktor Vergrämungen durch den Schiffsverkehr

Durch Schiffsbewegungen, Lärm und nächtlichen Lichteinfall können Vögel vergrämt werden, wobei Wasser- und Seevögel artspezifisch unterschiedlich sensibel auf Schiffsbewegungen reagieren (Rodgers & Schwikert, 2002). Empfindliche Arten haben Fluchtdistanzen von mehreren 100 Metern (Mendel, et al., 2008), während unempfindlichere Arten entweder geringere Fluchtdistanzen haben (Rodgers & Schwikert, 2002) oder sogar häufig Schiffen folgen (z. B. einige Möwenarten). Letztere werden dementsprechend durch den Schiffsverkehr nicht negativ beeinflusst (Mendel, et al., 2008). Bei manchen Arten, wie beispielsweise bei einigen Entenvögeln, kann auch ein Gewöhnungseffekt gegenüber regelmäßigem und konstantem Schiffsverkehr eintreten, der sich auf festgelegten Routen bewegt (Schwemmer, Mendel, Sonntag, Dierschke, & Garthe, 2011). Das Ausmaß der Störung von Vögeln durch den Schiffsverkehr wird auch durch die Art der Vorbeifahrt (z. B. konstantes Tempo vs. Stoppen und Wiederanfahren) beeinflusst, wobei Vögel in der Regel auf konstanten Schiffsverkehr weniger sensibel

reagieren (Stolen, 2003). Vergrämungen von vereinzelt Seevögeln durch die Verbringungstätigkeiten sind grundsätzlich möglich. Da sich die Verbringstelle jedoch in der Nähe einer viel befahrenen Schifffahrtsroute befindet und empfindliche Vögel Bereiche mit hoher Schiffsdichte in der Regel meiden (Hüppop, Garthe, Hartwig, & Walter, 1994) und die Individuendichte der Seevögel im Bereich der Verbringstelle sehr gering ist, ist nicht mit einer relevanten Erhöhung der Vergrämungen durch den Baggerschiffverkehr zu rechnen.

Wirkfaktor Nahrungsverfügbarkeit

Die Nahrungsverfügbarkeit für Vögel kann durch Verbringungstätigkeiten reduziert werden, wenn Beutetiere (Fische, Makrozoobenthos) durch die Maßnahme vertrieben oder getötet werden. Benthische Organismen werden durch die Verbringung zwar räumlich begrenzt beeinflusst, dürften im Umfeld der Verbringstelle als Nahrungsquelle für Vögel jedoch kaum eine Rolle spielen, da die Gewässertiefe immer auf mind. 25 m gehalten werden muss und die genannten Seevögel in der Regel in dieser Tiefe nicht nach Nahrung suchen bzw. nicht dazu in der Lage sind in diese Tiefen vorzudringen (vgl. Tabelle 4.8-1 (BfG, 2007)). Da negative Einflüsse der Bagger- und Unterbringungstätigkeiten auf Fische nicht vorhanden bzw. in einigen Jahren nur schwach ausgeprägt (s. Kap. 6.9) sowie räumlich und zeitlich begrenzt sind und zahlreiche Ausweichflächen für die Seevögel existieren, sind in Bezug auf den Faktor Nahrungsverfügbarkeit praktisch keine negativen Auswirkungen auf Vögel zu erwarten.

Wirkfaktor Trübung

Eine erhöhte Trübung kann für optisch jagende, fischfressende Arten, wie zum Beispiel Säuger, Tauchenten, Möwen oder Seeschwalben, auf Grund reduzierter Sicht die Nahrungssuche erschweren (Essink, 1999). Manche Arten, wie z. B. Kormorane ernähren sich ebenfalls von Fisch, sind aber sehr gut an die Jagd in trübem Wasser angepasst. Da sie bei erhöhter Trübung eine sehr eingeschränkte Sicht haben, nutzen sie auch andere Sinne (z. B. taktile Reize) um einen hohen Jagderfolg zu erreichen (Grémillet, Nazirides, Nikolaou, & Crivelli, 2012). Da eine Erhöhung der Trübung nur in begrenztem räumlichem und zeitlichem Umfang stattfindet, sind diesbezüglich praktisch keine negativen Auswirkungen auf die Seevögel zu erwarten. Arten, die sich hauptsächlich von benthischen Invertebraten ernähren und die in der Lage sind, den Grund an der Verbringstelle zu erreichen, verlieren durch die verbringungsbedingte Überdeckung der Bodenfauna einen Teil ihres Ernährungshabitats, bis es zu einer Wiederbesiedlung kommt. Da aber die von der Überdeckung betroffene Fläche verhältnismäßig klein ist, die Individuendichte der Seevögel, die hierzu in der Lage wären, sehr gering ist und zahlreiche Ausweichflächen existieren, sind relevante negative Auswirkungen sehr unwahrscheinlich.

Wirkfaktor Schadstoffe in der Nahrung

Schadstoffe in Nährorganismen (Makrozoobenthos, Fische) können sich über die Nahrungskette in Organismen höherer trophischer Ebenen, wie z. B. Seevögeln, anreichern und z. B. toxische Effekte haben und dadurch beispielsweise den Bruterfolg

negativ beeinflussen (Becker, 1994). Außerhalb des 2 km-Bereiches wurden keine verbringungsbedingt erhöhten Konzentrationen im Gewebe der untersuchten Muscheln, Schnecken und Fische festgestellt. Nach derzeitigem Wissensstand kann eine Beeinträchtigung von Vögeln durch die Schadstoffbelastung im weiteren Umfeld des Verbringungsgebietes bei Tonne E3 als gering eingeschätzt werden, da sie sich bei der Nahrungssuche wahrscheinlich nicht auf ein so kleines Gebiet wie den Verbringungsgebiet beschränken.

6.11 Auswirkungen auf den Meeressäugerbestand

Negative Auswirkungen auf Meeressäuger können im Wasser v. a. durch die fünf Wirkfaktoren (1) Kollision mit Baggerschiffen, (2) Unterwasserschall, (3) Nahrungsverfügbarkeit, (4) Trübung und (5) Schadstoffe in der Nahrung verursacht werden, auf die im Folgenden näher eingegangen wird.

Wirkfaktor Kollision mit Baggerschiffen

Kollisionen von Seehunden, Kegelrobben und Schweinswalen mit Schiffen sind grundsätzlich nicht ausgeschlossen (Brasseur, et al., 2016), (Laist, Knowlton, Mead, Collet, & Podesta, 2001). Schnell fahrende Wasserfahrzeuge, die häufig die Richtung wechseln, stellen hierbei ein höheres Risiko dar als langsam fahrende Fahrzeuge auf konstantem Kurs. Ab einer Schiffsgeschwindigkeit von 14 kn (25,9 km/h) erhöht sich das Kollisionsrisiko von Walen mit Schiffen (Laist, Knowlton, Mead, Collet, & Podesta, 2001). Baggerschiffe fahren i. d. R. jedoch langsamer, mit einer Geschwindigkeit von maximal 18-20 km/h, und mit einem relativ konstanten Kurs. Besonders in Gebieten, in denen ein hohes Schiffsverkehrsaufkommen herrscht, ist es unwahrscheinlich, dass der Baggerschiffverkehr das Kollisionsrisiko mit Meeressäugern relevant erhöht (Todd, et al., 2015).

Wirkfaktor Unterwasserschall von Baggerschiffen

Geräuschentwicklungen unter Wasser können generell zu einer Vergrämung von Meeressäugern führen (Schwarz & Heidemann, 1994) sowie Verhalten, Habitatnutzung, Nahrungsaufnahme, Energiebedarf und Kommunikation (z.B. durch Maskierung von Soziallauten) negativ beeinflussen (Koschinski, 2007), (Wisniewska, et al., 2018), (Mikkelsen, et al., 2019). Langfristig kann das zu einer verminderten Fitness von Meeressäugern führen. Baggerschiffsbewegungen und der Verklappungsvorgang erzeugen Unterwasserschallemissionen, jedoch ist durch die Nähe zu einer viel befahrenen Wasserstraße die Schallbelastung schon erhöht. Meeressäuger weichen in einem solchen Fall häufig in verkehrsrärmere, leisere Bereiche aus (Koschinski, 2007). Relevante negative Auswirkungen durch den Unterwasserschall der Baggerschiffe auf die Tiere sind durch die hohe Hintergrundbelastung, das Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und durch das lokal und zeitlich begrenzte Auftreten der Geräusche somit unwahrscheinlich. Schäden am Hörapparat der Säuger durch Geräuschemissionen

der Baggerschiffe sind ebenfalls äußerst unwahrscheinlich, da die Frequenzen in der Regel unter 1 kHz liegen (Todd, et al., 2015).

Wirkfaktor Nahrungsverfügbarkeit

Seehunde und Kegelrobben sind Nahrungsgeneralisten und ihr Jagdrevier erstreckt sich über einen Bereich von mehreren Kilometern Entfernung von ihren Liegeplätzen. Sie ernähren sich vor allem von kleinen bis mittelgroßen Fischen und zum Teil von Makrozoobenthos (Burns, 2009), (Hall & Thompson, 2009). Schweinswale ernähren sich ebenfalls zu einem hohen Grad opportunistisch, v.a. von Fischen (Andreasen, Ross, Siebert, Andersen, Ronnenberg, & Gilles, 2017). Ein gewisser Grad der Spezialisierung liegt bei Schweinswalen jedoch jahreszeitenabhängig vor. Sie fressen in der Nordsee im Winter hauptsächlich Grundeln und im Sommer Dorsche, Heringe und Sandaale (Gilles, Peschko, & Siebert, 2010). Bei der Nahrungssuche legen sie große Strecken zurück (Linnenschmidt, Teilmann, Akamatsu, Dietz, & Miller, 2013). Wenn die Nahrungsverfügbarkeit, zum Beispiel durch anthropogenen Einfluss, reduziert wird, ist ein negativer Einfluss auf die Fitness von Meeressäugern möglich (Todd, et al., 2015). Da negative Auswirkungen auf Fische nicht vorhanden bzw. in einigen Jahren nur schwach ausgeprägt sind (s. Kap. 6.9) und die negativen Auswirkungen auf das Makrozoobenthos räumlich begrenzt sind, sollte - vor allem vor dem Hintergrund des großen Jagdreviers der Meeressäuger - ein negativer Einfluss auf die Nahrungsverfügbarkeit für Seehunde, Kegelrobben und Schweinswale nicht gegeben sein.

Wirkfaktor Trübung

Bei den Verbringungsaktivitäten kann es temporär zu räumlich begrenzt erhöhter Trübung kommen. Dies führt unter Wasser zu reduzierter Sichtweite. Seehunde verlieren schon bei relativ geringer Trübung an Seescharfe (Weiffen, Möller, Mauck, & Dehnhardt, 2006). Sie jagen und orientieren sich unter Wasser allerdings vor allem mit Hilfe ihrer Vibrissen, so dass auch blinde Tiere den gleichen Ernährungszustand wie sehende Individuen erreichen können (Dehnhardt, 2001). Gleiches gilt auch für Kegelrobben (Todd, et al., 2015). Erhöhte Trübungswerte beeinflussen die Jagd der Schweinswale kaum, da sie sogenannte Klicks (Folgen von Ultraschalllauten) zur Orientierung nutzen (DeRuiter, Hansen, Koopman, Westgate, Tyack, & Madsen, 2010). Blinde Schweinswale reduzieren bei erhöhter Trübung zwar ihre Schwimmgeschwindigkeit, können sich aber mittels Echolokation weiterhin orientieren und auch erfolgreich jagen (Verfuß, Miller, Pilz, & Schnitzler, 2009). Negative Auswirkungen auf die Meeressäuger durch verbringungsbedingt erhöhte Trübung sind somit äußerst unwahrscheinlich.

Wirkfaktor Schadstoffe in der Nahrung

Schadstoffe in Nahrungorganismen (Fische, Makrozoobenthos) können sich über die Nahrungskette in Organismen höherer trophischer Ebenen, besonders in Top-Prädatoren wie z. B. Seehunden, Kegelrobben oder Schweinswalen, anreichern und deren Gesundheit negativ beeinflussen (Streit, 1992), (Schäfer, et al., 2015). Außerhalb des 2 km-Bereiches wurden keine verbringungsbedingt erhöhten Konzentrationen im Gewebe der untersuchten Muscheln, Schnecken und Fische festgestellt. Nach derzeitigem

Wissensstand kann eine Beeinträchtigung von Meeressäugern durch die Schadstoffbelastung im weiteren Umfeld des Verbringungsgebietes bei Tonne E3 als gering eingeschätzt werden, da sie sich bei der Nahrungssuche wahrscheinlich nicht auf ein so kleines Gebiet wie den Verbringungsgebiet beschränken.

7 Zusammenfassung

Zwischen dem Land Schleswig Holstein und der HPA besteht befristet bis zum 31.12.2021 ein Einvernehmen zur Verbringung von maximal 3,335 Mio. t TS (Trockensubstanz) Baggergut zur Stelle Tonne E3 aus der Delegationsstrecke und eine wasserrechtliche Erlaubnis zur Verbringung von maximal 1,665 Mio. t TS Baggergut aus den Hafenzufahrten der Landeshafengewässer. Die genehmigte Maximalmenge von 5 Mio. t TS Baggergut, die zur Stelle Tonne E3 verbracht werden darf, wird voraussichtlich 2019 ausgeschöpft.

Für die fortgesetzte Verbringung von Baggergut auf die Stelle Tonne E3 benötigt HPA daher erneut ein Einvernehmen (für Baggergut aus der Delegationsstrecke) bzw. eine wasserrechtliche Erlaubnis (für Baggergut aus den Hafenzufahrten der Landeshafengewässer). Hierfür ist die BfG durch die HPA um eine Abschätzung der möglichen Auswirkungen bei einer Fortsetzung der Verbringung von Baggergut gebeten worden. Diese Prognose wird hiermit vorgelegt. Ihr liegt die Menge von weiteren 5 Mio. t TS Baggergut zu Grunde, welche die HPA innerhalb der nächsten 5 Jahre zur Stelle Tonne E3 verbringen möchte.

Die Randbedingungen einer fortgesetzten Verbringung sowie die Methodik für die Bearbeitung dieser Auswirkungsprognose sind vergleichbar mit denen in der vorangehenden Auswirkungsprognose von 2016 (BfG, 2016). Betrachtet werden 4 Szenarien, in denen unterschiedliche jährliche Baggergutmengen und unterschiedliche Anteile aus Landeshafengewässern und Delegationsstrecke herangezogen werden.

Grundlage für die Auswirkungsprognose sind die von HPA zur Verfügung gestellten Informationen über Menge, Zusammensetzung und Qualität des Baggergutes aus den betrachteten Baggerbereichen und der geplanten Verbringungsstrategie. Darüber hinaus werden bei Erstellung der Prognose alle Ergebnisse aus dem seit 2005 an der Tonne E3 laufenden Monitoring berücksichtigt.

Das Baggergut wurde nach den Maßgaben der GÜBAK bewertet. Aufgrund der DDX-Verbindungen und des HCB ist das Baggergut in Fall 3 einzustufen und eine Auswirkungsprognose ist damit erforderlich. Alle Baggerbereiche überschreiten den Richtwert 2 (RW 2). Im „worst case“ Szenario, in dem die Gehalte der Süderelbe 2005-2007 zugrunde gelegt werden, wird RW 2 auch von Kupfer und α -HCH überschritten. Für die Abschätzung der morphologischen Auswirkungen wurden, wie schon in BfG (2016), unterstützend auch die Ergebnisse modellbasierter Untersuchungen der BAW (BAW, 2016) herangezogen. Die Nährstoffgehalte im Baggergut der untersuchten Landeshafengewässer und der Delegationsstrecke überschreiten die GÜBAK Richtwerte zum Teil um das 2- bis 3-fache. Die Sauerstoffzehrung in den Sedimenten der

Delegationsstrecke ist als gering bis mittel einzustufen, die der Landeshafengewässer als erhöht. In Einzelproben lassen sich aber auch in der Delegationsstrecke erhöhte Sauerstoffzehrungen nachweisen. Insgesamt wies das Baggergut ökotoxikologische Belastungen der Toxizitätsklassen 0 bis IV auf, im Mittel sind die Belastungen im Zeitraum 2015 bis 2018 aber niedriger als 2005-2007.

Entwicklungen

Bis Oktober 2016 sind auf das 2005 eingerichtete Verbringzentrum (VZ) Ost insgesamt ca. 5,8 Mio. t TS Baggergut verbracht worden. Im Anschluss daran ist das Baggergut (2,7 Mio. t TS bis Ende 2018) ausschließlich auf das 2016 beantragte und eingerichtete VZ Süd verbracht worden. Aufgrund dieser verbrachten Baggergutmengen konnten die nachfolgend beschriebenen Entwicklungen bzw. Auswirkungen beobachtet werden.

Morphologie

Aufgrund der fortgesetzten Verbringung von Baggergut hat der Ablagerungskörper weiter an Volumen zugenommen. Im Nachgang zur bislang letzten Verbringung auf das VZ Ost wurde 2016 ein Gesamtvolumen von etwa 592.000 m³ +/- 14.000 m³ festgestellt; im VZ Süd beträgt dieses etwa 230.000 m³ +/- 14.000 m³ (erfasst durch Peilung im Mai 2018). Die maximale vertikale Mächtigkeit des Körpers beträgt im VZ Ost inzwischen etwa 5 m. Um sicherzustellen, dass eine Mindestwassertiefe von -25 m KN weiterhin besteht, wird aktuell kein weiteres Baggergut auf die VZ Ost verbracht. Der Ablagerungskörper ist räumlich nicht nur auf die VZ Ost und VZ Süd konzentriert, sondern dehnt sich darüber hinaus auch auf die nur indirekt beaufschlagten VZ Nord und VZ West sowie auf eine 200 m breite Pufferzone rings um die Verbringzentren aus. Die neuen Untersuchungsergebnisse haben die frühere Aussage in BfG (2016) weiter bestätigen können, wonach die langfristige Lagestabilität des Ablagerungskörpers auch bei Extremereignissen, wie Orkantiefs, nicht gefährdet ist.

Aktuelle Auswertungen, der inzwischen umfangreichen Datengrundlage an Fächerecholotpeilungen, haben im Nachgang zu den Verbringkampagnen auf das VZ Ost eine flächenhafte Ausdehnung der Baggergutauflage in eine südöstliche bzw. ostsüdöstliche Richtung nachweisen können. Bei der neueren Verbringung von Baggergut auf das VZ Süd konnte hingegen eine stärkere südliche Ausdehnung dieser Auflage festgestellt werden. Ein sicherer Nachweis dieser Auflage gelang über den 1 km-Radius hinaus bis nah an den 1,5 km-Radius heran. Die Auswertungen der Fächerecholotpeilungen haben darüber hinaus die Größenordnung früherer Abschätzungen (siehe hierzu BfG 2016) bestätigen können: mindestens 20 bis 30% der feinkörnigen Baggergutanteile (< 63 µm) können innerhalb des 1,5 km-Radius nachgewiesen werden.

Weiter besteht eine gute Übereinstimmung der vorangehenden Ergebnisse in Bezug auf die Ausdehnung der Baggergutauflage mit den Ergebnissen aus der Analyse der Sedimentproben. Proben, die unmittelbar aus dem Bereich des Ablagerungskörpers

genommen worden sind, weisen den höchsten Sandanteil auf, ausschließlich hier werden die größten Sedimentfraktionen (geringe Prozentanteile Grobsand und Kies) erfasst. Flächen nördlich und nord-östlich der Stelle Tonne E3 zeigen Sedimente mit einem geringen Sandanteil, während im Süden und Südwesten Flächen mit einem etwas höheren Sandanteil anzutreffen sind. Eine räumlich zusammenhängende Veränderung der Korngrößenverhältnisse an der Gewässersohle infolge der Verbringung von Baggergut lässt sich bis etwa zum 1 km-Radius anhand der Sedimentproben nachvollziehen.

Zuletzt ist zu berichten, dass im September 2016 erneut an der Stelle Tonne E3 ADCP Messungen zeitgleich zur Verbringung von Baggergut mit zwei Hopperbaggern durchgeführt worden sind. Im Ergebnis haben diese Messungen das grundsätzliche Verhalten der Schwebstoffwolken bestätigt, was aus vorherigen Messungen bekannt war und in BfG (2016) zusammengefasst beschrieben wird.

Schadstoffbelastungen und Nährstoffe

Die Untersuchungen zur Ausdehnung der Schadstoffbelastungen zeigen eine flächenhafte Einmischung der belasteten Feinkornanteile im Baggergut auf und im Nahbereich der Verbringestelle. Die Ausdehnung der Baggerguteinmischung in das umliegende Sediment, mit dem Stand vom September 2018, ist mindestens bis zum 1,5 km-Radius nachzuweisen. Auch deutet sich ein Einfluss auf den 2 km-Radius an. Die betroffene (ellipsoidale) Fläche, auf der durch Baggergut eingetragene Schadstoffe nachweisbar sind, beträgt mit dem erhobenen Datenstand bis 2018 ca. 5 km². Im Fernfeld (BSH Stationen sowie im nord- und ostfriesischen Watt) ist kein Einfluss der Verbringungen zur Stelle Tonne E3 nachweisbar.

Bedingt durch den Transport von feinkörnigem Material mit dem bodennahen Dichtestrom während der Verbringungen werden auch Nährstoffe in den Randbereich der nicht beaufschlagten Verbringzentren transportiert, wie es am Beispiel des VZ Nord und VZ West zu sehen ist. Auch auf einzelnen Stationen der Verbringestelle (1-km Radius) kann es weiterhin zu einer Erhöhung der Nährstoffgehalte kommen, die gering über dem Konzentrationsniveau der Nullbeprobung liegt.

Die Nährstoffgehalte in den Sedimenten außerhalb der Verbringestelle wiesen in den Jahren 2015 bis 2018 gegenüber den Vorjahren keine Auffälligkeiten auf.

Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt in der Wassersäule

Die vertikalen Messprofile, die im Rahmen des Tonne E3 Monitorings erhoben wurden, belegen, dass die Sauerstoffgehalte stark durch die Schichtungsverhältnisse in der Wassersäule geprägt sind. Thermische Schichtungen konnten zum Teil beobachtet werden, sie wurden aber im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellt.

Die Sauerstoffgehalte unterschritten im Zeitraum 2015 bis 2017 nicht den durch Maßgabe 2.26 vorgegebenen Wert von 5 mg/l.

Die an der Tonne E3 gemessenen Nitrit- und Nitratgehalte wiesen keine Auffälligkeiten auf. Längsgradienten von ortho-Phosphat waren überwiegend schwach ausgebildet und

wiesen dann meist höhere Gehalte hin zur Elbmündung auf. An den meisten Stationen traten bodennah höhere ortho-Phosphatgehalte als oberflächennah auf. Die Messergebnisse von Silikat an der Tonne E3 ordnen sich ohne Auffälligkeiten in die übrigen Messwerte der Transekte ein.

Ökotoxikologie

Eine dauerhafte Erhöhung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials der Sedimente um die Verbringstelle bei Tonne E3 ist in Folge der Baggergutverbringung aus Hamburg, auf Basis der bislang vorliegenden Untersuchungsergebnisse, nicht abzuleiten. Zwar werden immer wieder vereinzelt Belastungen festgestellt, jedoch sind diese nicht dauerhaft, sondern temporär. Lediglich auf dem Verbringzentrum wurden insbesondere in den Untersuchungskampagnen im Herbst nach den Verbringungen erhöhte Belastungen in den Oberflächensedimenten verzeichnet. Diese traten jedoch ebenfalls nicht durchgehend auf. Eine dauerhafte ökotoxikologische Beeinträchtigung des Bereiches um die Verbringstelle Tonne E3 durch Verschlechterung der akuten Belastungspotenziale im Sediment ist bis dato nicht abzuleiten. Auch wenn über den Zeitraum von insgesamt 13 Jahren, in denen die Maßnahme durchgeführt wird, ein leichter Anstieg der durchschnittlichen ökotoxikologischen Belastungen im unmittelbaren Nahbereich aufzutreten scheint, ist eine dauerhafte Beeinträchtigung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials des Bereichs um Tonne E3 nicht abzuleiten.

Bioakkumulation

In den Sedimenten wurden Überschreitungen des ERL für Quecksilber und des EAC für PCB 118 bei den Beprobungen 2015 bis 2017 in nahezu allen Teilbereichen festgestellt. Überschreitungen wurden bereits bei vorhergehenden Untersuchungen und ebenfalls in allen Teilbereichen (d. h. inklusive den Referenzgebieten, die von den Verbringungen unbeeinflusst sind) festgestellt.

In allen Organismen wurde im Gewebe eine Grundbelastung an Quecksilber festgestellt, die zu einer generellen Überschreitung der UQN führt. Der gute chemische Zustand wurde zu keinem Zeitpunkt erreicht.

Im gesamten untersuchten Bereich können generell unabhängig von den betrachteten Verbringungen negative Auswirkungen auf die Meeresumwelt durch die betrachteten Schadstoffe auftreten.

Fauna

Die Untersuchungen in den Jahren 2015 bis 2017 zeigten keine auffälligen Veränderungen auf das Makrozoobenthos, die Fische, Vögel und Meeressäuger im Vergleich zu den Vorjahren.

Auswirkungsprognose

Morphologie

Bei einer Verbringung von weiteren 5 Mio. t TS Baggergut wird das Volumen des Ablagerungskörpers weiter zunehmen, unter der Annahme, dass die Verbringung von Baggergut ausschließlich auf die VZ Nord und Süd erfolgen wird. Eine flächenhafte Verteilung des Baggerguts innerhalb der Verbringzentren vorausgesetzt, ist daher auch in Zukunft nicht mit einer Unterschreitung der Mindestwassertiefe von -25 m KN zu rechnen. Darüber hinaus wird der sandige Ablagerungskörper auch bei Extremereignissen wie Orkantiefs lagestabil bleiben sowie keine stark veränderten Strömungsverhältnisse im Bereich der Verbringstelle Tonne E3 verursachen. Nicht nur das Volumen, sondern auch die Ausdehnung des Ablagerungskörpers wird zunehmen und damit auf einer größeren Fläche die vormals schlickige Gewässersohle mit deutlich sandigeren Sedimenten überdecken. Nachweisliche Veränderungen bei der Korngrößenverteilung bleiben jedoch beschränkt auf einen Kreis mit einem Radius von 1 km um das jeweils beaufschlagte Verbringzentrum. Wie schon in der Prognose aus dem Jahr 2016 (BfG, 2016) kann davon ausgegangen werden, dass bei der Verbringung von weiteren 5 Mio. t TS Baggergut und bei Nutzung aller vier Verbringzentren eine Gesamtfläche von bis zu 8,8 km² (unter Berücksichtigung eines 100 m breiten Sicherheitsbandes bis zu 10 km²) von der Baggergutverbringung nachweislich betroffen sein wird. Bei Nutzung des Verbringzentrums Süd wird die zukünftige Baggergutaufgabe nachweisbar bis an den 1,5 km-Radius heranreichen. Bei Nutzung des VZ Nord ist auch von einer Ausdehnung in südlicher Richtung auszugehen, jedoch etwa nur bis zum 1 km Radius. Dafür wird die Aufgabe bislang noch nicht so stark betroffene Flächen nordwestlich des Verbringzentrums erfassen, jedoch eine Ausdehnung über eine Distanz von mehr als 1 km in nördlicher bzw. westlicher Richtung ist nicht zu erwarten.

Die Erhöhung der Trübung infolge der Einbringung von Baggergut ist auch in Zukunft als gering einzuschätzen. Die von einer Trübungserhöhung betroffene Fläche ist klein, bei den Messungen im September 2016 konnten Schwebstofffahnen mit einer Breite von 200 und 900 m bis maximal von 1,9 km nachgewiesen werden. Betroffen von der Zunahme ist vor allem der sohlnahe Bereich der Wassersäule.

Schadstoffbelastungen

Die mit dem Baggergut eingebrachten Schadstoffgehalte variierten in den Untersuchungsjahren auf dem Verbringzentrum, es gab bisher jedoch keine Hinweise auf eine nachweisbare Zunahme der Schadstoffgehalte in den Sedimenten außerhalb des 1,5-km Radius resp. des 2-km-Radius im Südosten. Bei einer Verbringung weiterer 5 Mio. t TS Baggergut ist davon auszugehen, dass die Schadstoffgehalte nicht zunehmen. Die Fläche und das Sedimentvolumen des Ablagerungskörpers sowie der Baggergutaufgabe werden sich vergrößern und die damit dort eingemischten, lagestabilen Schadstoffmengen werden zunehmen.

Eine Abschätzung zum Verbleib des feinkörnigen Baggergutes und den damit einhergehenden Konzentrationserhöhungen im Schlickfallgebiet zeigt für alle Szenarien, dass durch verdriftendes Material keine nachweisbare Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten des Schlickfallgebiets zu erwarten ist. Unter der Annahme, dass die TBT-Gehalte zukünftig auf dem Niveau von 2015-2018 bleiben, werden auch hier keine nachweisbaren Erhöhungen der Gehalte im Schlickfallgebiet (530 km²) zu erwarten sein.“

Auch in den küstennahen Schutzgebieten bzw. FFH-Gebieten ist keine nachweisbare Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen zu erwarten.

Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt in der Wassersäule

Beim Entladen des Hopperbaggers werden zehrunfähigendes organisches Material und reduzierte anorganische Verbindungen in den Wasserkörper eingebracht. Diese eingebrachten Stoffe können eine Erhöhung der Sauerstoffzehrung und damit eine Abnahme der Sauerstoffgehalte bewirken. Da von einer starken Verdünnung der eingebrachten sauerstoffzehrenden Stoffe auszugehen ist, ist die bewirkte Sauerstoffzehrung als gering einzuschätzen.

Es ist davon auszugehen, dass auch die zukünftigen Verbringungen bei ausreichend hohen Sauerstoffgehalten stattfinden werden, und eine Unterschreitung eines Sauerstoffgrenzwertes von 5 mg O₂/l (Maßgabe 2.26) nicht zu erwarten ist.

Beim Entladen des Hopperbaggers werden auch Nährstoffe (im wesentlichen Ammonium, ortho-Phosphat und Silikat) in den Wasserkörper eingebracht. Die Möglichkeit einer über den Zeitraum der Baggergutverbringung hinaus anhaltenden Zunahme der Nährstoffgehalte im Wasser ist auf Grund der starken Verdünnung im ca. 30 m tiefen Wasserkörper und den herrschenden Strömungsverhältnissen an der Verbringungsstelle E3 als gering einzuschätzen.

Eine Hemmwirkung auf das Phytoplankton durch eine vorübergehende Erhöhung der Trübung wird weiterhin gering sein, weil die Algen nur kurzzeitigen und lokal begrenzten Beeinträchtigungen ausgesetzt sind. Insgesamt ist bei den zukünftigen Verbringungen kein längerfristiges und großräumig verstärktes Phytoplanktonwachstum zu erwarten, da keine oder nur sehr geringe Zunahmen der Nährstoffgehalte durch die Verbringungen erfolgen werden.

Das Zooplankton im Verbringungsbereich bei Tonne E3 kann kurzfristig und kleinräumig durch den Eintrag von Partikeln in die Wassersäule geschädigt werden. Aufgrund der schnellen Auflösung der Trübungswolken nach 4-5 Stunden und ihrer Ausbreitung vorwiegend im Bodenwasser ist kein großräumiger Einfluss zu erwarten.

Ökotoxikologie

Durch die Verbringung von Baggergut zur Stelle Tonne E3 über den Prognosezeitraum von 5 Jahren ist eine kleinräumige Verschlechterung des ökotoxikologischen Belastungs-

potenzials der Oberflächensedimente nicht auszuschließen. Es ist jedoch zu erwarten, dass ggf. auftretende Belastungen nicht dauerhaft sind. Für kein Szenario ist für das Schlickfallgebiet (743 km²) eine nachweisbare Beeinträchtigung der ökotoxikologischen Sedimentbelastung durch verdriftende Baggergutanteile anzunehmen.

Bioakkumulation

Wie bei der bisherigen Baggergutverbringung sind erhöhte Anreicherungen an MBT, DBT, p,p'-DDD und p,p'-DDE in Wellhornschnecken und für p,p'-DDE und p,p'-DDD in Pfeffermuscheln des Verbringbereiches wahrscheinlich. In den Jahren 2015 - 2017 wurden ansteigende p,p'-DDE Konzentrationen in Pfeffermuscheln nach der Verbringung gemessen, obwohl aufgrund des Niedrigwassers vergleichsweise gering belastetes Sediment verbracht wurde. Daher sind auch in Zukunft bei ähnlich belastetem Baggergut vergleichbare Effekte zu erwarten. Eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung weiterer organischer Schadstoffe ist ebenfalls nicht auszuschließen. Auch künftig wird eine erhöhte Bioakkumulation eher in den beiden untersuchten Mollusken (Wellhornschnecke und Pfeffermuschel) festzustellen sein als in Fischen und der Nordseegarnele. Baggergutbedingte Schadstoffanreicherungen sind aber auch in anderen, im Verbringbereich vorkommenden Organismen anzunehmen. Eine durch die Baggergutverbringung bedingte Schadstoffanreicherung in der Pfeffermuschel und der Wellhornschnecke wird wahrscheinlich nicht außerhalb des Bereiches von 10 km², in dem Auswirkungen auf die Morphologie und die Schadstoffgehalte erwartet werden, nachweisbar sein. Eine lokal begrenzte Zunahme von Schadstoffanreicherungen in Organismen ist nicht auszuschließen.

In Kliesche und Scholle ist aufgrund ihrer größeren Mobilität und in Nordseegarnelen aufgrund der Entfernung zwischen Verbringstelle und Fanggebieten auch künftig der Nachweis einer erhöhten Bioakkumulation infolge der Baggergutverbringungen nicht wahrscheinlich.

Makrozoobenthos

Aufgrund der Erfahrungen, dass verbringungsbedingte Effekte wie die Überdeckung des bestehenden Substrats weitestgehend auf den Bereich der Verbringstelle beschränkt bleibt, kann davon ausgegangen werden, dass dies auch weiterhin zutreffen wird. **Direkte** Auswirkungen über den Bereich der Verbringstelle hinaus, in dem künftig aufgrund der Baggergutverbringung sandiges Sediment statt Schlick vorherrschen wird, sind daher nicht zu erwarten.

Fischbestand

Festgestellte Befunde, die auf Auswirkungen der Sedimentverbringungen hinweisen könnten, scheinen überwiegend ein Ausdruck der „normalen“ Variabilität zu sein. Eine fortschreitende „Degradierung“ der Fischgemeinschaft konnte bisher nicht festgestellt werden. Somit sind auch bei einer Verbringung von weiteren 5 Mio. Tonnen TS Baggergut über fünf Jahre keine deutlichen Auswirkungen auf die Fischfauna im Bereich der Verbringstelle und Umgebung zu erwarten.

Vogelbestand

Insgesamt ergeben sich bezüglich potentieller negativer Auswirkungen der Verbringung auf die Avifauna keine neuen Erkenntnisse bzw. Veränderungen zu dem vorangegangenen Bericht (BfG, 2016). Die Auswirkungen auf die Avifauna werden weiterhin als sehr gering eingeschätzt, von einer akuten Gefährdung von Seevögeln durch die Baggergutverbringung ist nach wie vor nicht auszugehen.

Meeressäuger

Insgesamt ergeben sich bezüglich potentieller negativer Auswirkungen der Verbringung auf Meeressäuger keine neuen Erkenntnisse bzw. Veränderungen zu dem vorangegangenen Bericht (BfG, 2016). Die Auswirkungen auf Meeressäuger werden weiterhin als sehr gering eingeschätzt, von einer akuten Gefährdung durch die Baggergutverbringung ist nach wie vor nicht auszugehen.

8 Literaturverzeichnis

- Abt, K., & Engler, J. (2009). Rapid increase of the grey seal (*Halichoerus grypus*) breeding stock at Helgoland. . *Helgoland Marine Research*, 63(2), S. 177-180.
- Andreasen, H., Ross, S., Siebert, U., Andersen, N., Ronnenberg, K., & Gilles, A. (2017). Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic Sea. *Marine Mammal Science*, 33((4)), S. 1053-1079.
- AquaEcology. (2015). *Monitoring zur Baggergutverbringung aus dem Hamburger Hafen zur Tonne E3 in der Nordsee - Untersuchungen im Wasserkörper im Sommer 2014*. unveröffentlicht, AquaEcology.
- BAW. (2016). *Baggergutunterbringung in der Nordsee - Voruntersuchungen für ausgewählte Bereiche im Schlickfallgebiet und in der AWZ*. Hamburg: BAW.
- Becker, P. (1994). Gefährdung von Küstenvögeln durch Umweltchemikalien. In J. L. Lozán, E. Rachor, K. Reise, H. von Westernhagen, & W. Lenz, *Warnsignale aus dem Wattenmeer* (S. 270-278). Berlin: Blackwell.
- Belz, J. U. (2014). *Das Hochwasserextrem des Jahres 2013 in Deutschland: Dokumentation und Analyse*. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- BfG. (2005). *Abschätzung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn*. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- BfG. (2007). *Zwischenbericht 2006. Prüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe*. Koblenz: BfG.
- BfG. (2009). *Stellungnahme der BfG zur Sedimentverteilung und -verdriftung an der Klappstelle Tonne E3*.
- BfG. (2009). *Überprüfung bioakkumulativer Effekte auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn*.
- BfG. (2013). *Abschlußbericht 2011 Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn - im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe*. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- BfG. (2016). *Aktualisierung der Auswirkungsprognose zur Baggergutverbringung in die Nordsee (Stelle Tonne E3) unter geänderten Randbedingungen*. Koblenz: BfG.
- BfG. (2019). *Abschätzung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn - in Vorbereitung*.

- BfN. (2015). *Monitoring von marinen Säugetieren 2014*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- BioConsult. (2015). *Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefegehende Containerschiffe. Planergänzungsunterlage II, 3 Finte. – Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg.*
- Bioconsult. (2018). *Die Fischfauna auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nördlich von Scharhörn - Monitoringergebnisse 2005–2017*. Hamburg: Hamburg Port Authority.
- Bioconsult. (2019). *Das Makrozoobenthos auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn - Bestandsentwicklung 2005 - 2017*. im Auftrag der Hamburg Port Authority.
- Bioconsult. (2019). *Das Makrozoobenthos auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn - Bestandsentwicklung 2005 - 2017*. im Auftrag der Hamburg Port Authority.
- BMVI. (2015). *Leitfaden Umweltbelange bei der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen*. Bonn: Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur.
- Brandsch, R. (2001). *Dissertation, "Risikobewertung für eine Landablagerung von TBT-kontaminiertem Hafensediment: Struktur-Wirkungsbetrachtungen und Mechanismen des biologischen Abbaus*.
- Brasseur, S., Czeck, R., Galatius, A., Jensen, L., Jeß, A., Körber, P., et al. (2016). *TSEG Grey Seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2015-2016*.
- BSH. (2019). *Strömungen Deutsche Bucht*.
https://www.bsh.de/DE/DATEN/Stroemungen/Zirkulationskalender/Zirkulationskalender_node.html . Hamburg.
- Burns, J. (2009). Harbor Seal and Spotted Seal. In W. W. Perrin, *Encyclopedia of marine mammals* (2nd ed. Ausg., S. 533-542).
- Dehnhardt, G. (2001). Hydrodynamic Trail-Following in Harbor Seals (*Phoca vitulina*). *Science*, 293, S. 102-104.
- DeRuiter, S., Hansen, M., Koopman, H., Westgate, A., Tyack, P., & Madsen, P. (2010). Propagation of narrow-band-high-frequency clicks: Measured and modeled transmission loss of porpoise-like clicks in porpoise habitats. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 127, S. 560–567.
- Dierschke, J., Dierschke, V., Hüppop, K., Hüppop, O., & Jachmann, K. (2011). *Die Vogelwelt der Insel Helgoland. Helgoland*. OAG Helgoland.
- DLR. (2005). *Measurement of Sediment Transport at the Buoy E3 Dredged Material Disposal Site, German Bight, North Sea*. Dredging Research Ltd. Hamburg: Hamburg Port Authority.
- DWD. (2019). *Messwerte Station Helgoland 10m*,
ftp://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/. (O. D. Wetterdienst, Hrsg.)
- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5, S. 69-80.

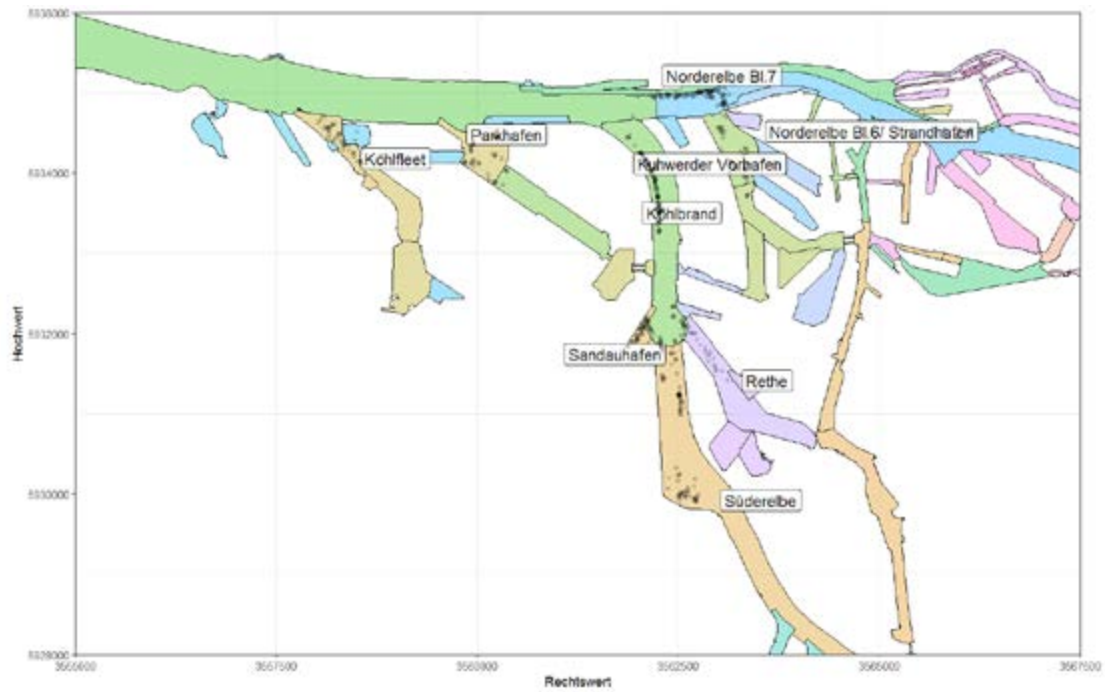
- FGG Elbe. (2018). *Schadstoffuntersuchungen in Biota - Sonderuntersuchungen im Rahmen des KEMP 2016*. Flussgebietsgemeinschaft Elbe.
- Gilles, A., Peschko, V., & Siebert, U. (2010). *Schweinswalerfassung im Bereich des niedersächsischen Wattenmeeres im Rahmen eines Monitorings. Endbericht für die Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer*. Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer.
- Gilles, A.; Herr, H.; Lehnert, K.; Scheidat, M.; Kaschner, K.; Sundermeyer, J.; Westerberg, U.; Siebert, U. (2007). *Weiterführende Arbeiten an Seevögeln und Meeressäugern zur Bewertung von Offshore - Windkraftanlagen. Teilvorhaben 2*. Forschungsverbund MINOSplus.
- Grémillet, D., Nazirides, T., Nikolaou, H., & Crivelli, A. (2012). Fish are not safe from great cormorants in turbid water. *Aquatic Biology*, 15(2), S. 187-194.
- GÜBAK. (2009). *Gemeinsame Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern*.
- Hall, A., & Thompson, D. (2009). Gray Seal. In W. Perrin, B. Würsig, & J. Thewis-sen, *Encyclopedia of marine mammals*, (2nd ed. Ausg., S. 500-503).
- Hammond, P., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., et al. (2017). *Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III*.
- Heyer, H., Schrottke, K. (2013). *AufMod (03KIS082-03KIS088) Gemeinsamer Abschlussbericht für das Gesamtprojekt mit Beiträgen aus allen 7 Teilprojekten*. KFKI.
- HLUG. (2002). *Handbuch Altlasten: Analysenverfahren - Fachgremium Altlastenanalytik*. Wiesbaden: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie.
- HR Wallingford. (2017). *Dredge Disposal Plume Monitoring - Sediview Survey: Buoy E3 Dredged Material Disposal Site*. HR Wallingford.
- Hüppop, O., Garthe, S., Hartwig, E., & Walter, U. (1994). Fischerei und Schiffsverkehr: Vorteil oder Problem für See- und Küstenvögel. : S. In R. E. Lozán J. L., *Warnsignale aus dem Wattenmeer*. (S. 278-285). Berlin, Blackwell.
- Klein, H. (2004). (2004): *Current Statistics German Bight - BS/DHI Current Measurements 1957 - 2001*. Hamburg: BSH - Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie.
- Klein, H., & Mittelstaedt, E. (2001). *Gezeitenströme und Tidekurven im Nahfeld von Helgoland*. Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie, BSH, Hamburg.
- Koschinski, S. (2007). *Auswirkungen anthropogener Nutzungen und Anforderungen an marine Schutzgebiete für Meeressäugetiere in der südlichen und zentralen Nordsee. Büro für Umweltdienstleistungen*. WWF Deutschland.
- Laist, D., Knowlton, A., Mead, J., Collet, A., & Podesta, M. (2001). Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science*, 17(1), S. 35-75.
- Linnenschmidt, M., Teilmann, J., Akamatsu, T., Dietz, R., & Miller, L. (2013). Biosonar, dive, and foraging activity of satellite tracked harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Marine Mammal Science*, 29(2), S. E77-E97.

- Long, E. R.; Field, L. J.; MacDonald, D. D. (1998). Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(4).
- Long, E. R.; MacDonald, D.D.; Smith, S.L.; Calder, F.D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1), S. 81-97.
- Mendel, B., Sonntag, N., Wahl, J., Schwemmer, P., Dries, H., Guse, N., et al. (2008). *Artensteckbriefe von See- und Wasservögeln der deutschen Nord- und Ostsee. Verbreitung, Ökologie und Empfindlichkeiten gegenüber Eingriffen in ihren marinen Lebensraum, Naturschutz und Biologische Vielfalt*. Bonn.
- (2019). *Messwerte Station Helgoland 10m*, ftp://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/. Offenbach: Deutscher Wetterdienst.
- Mikkelsen, L., Johnson, M., Wisniewska, D., van Neer, A., Siebert, U., Madsen, P., et al. (2019). Long-term sound and movement recording tags to study natural behavior and reaction to ship noise of seals. *Ecology and Evolution*, 00, S. 1-14.
- Müller, D., Pfitzner, S., & Wunderlich, M. (1998). Auswirkung von Baggergutumlagerungen auf den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt von Fließgewässern. *Wasser und Boden*, 50(10), S. 26-32.
- Muxika, I., Borja, Á., & Bonne, W. (2005). The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological indicators*, 5/1, S. 19-31.
- NOAA. (1999). *Sediment Quality Guidelines developed for the National Status and Trends Program*.
- O'Connor, T. (2004). The sediment quality guideline, ERL, is not a chemical concentration at the threshold of sediment toxicity. *Mar. Pollut. Bull.*, 49(5-6), S. 383-5.
- OGewV. (2011). *Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011*.
- OGewV. (2016). *Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016*.
- OSPAR. (2009). *Agreement on CEMP Assessment Criteria for the QSR 2010*. OSPAR.
- OSPAR. (2009a). *Background Document on CEMP Assessment Criteria for QSR 2010*.
- OSPAR. (2014). *Levels and trends in marine contaminants and their biological effects, CEMP Assessment Report 2013*.
- Peschko, V., Ronnenberg, K., Siebert, U., & Gilles, A. (2016). Trends of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) density in the southern North Sea. *Ecological Indicators*, 60, S. 174-183.
- Rachor, E.; Nehmer, P. (2003). *Abundance of benthic infauna in surface sediments from the North Sea sampled during HEINCKE cruise HE133*.
- Rodgers, J., & Schwikert, S. (2002). Buffer-Zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology* 16 (1), S. 216-224. *Conservation Biology*, 16(1).

- Ruardij, P., & van Raaphorst, W. (1995). Benthic nutrient regeneration in the ERSEM ecosystem model of the North Sea Volume 33, Issues 3-4. *Netherlands Journal of Sea Research*, 33(3-4), S. 453-483.
- Schäfer, S., Buchmeier, G., Claus, E., Duester, L., Heininger, P., Korner, A., et al. (2015). Bioaccumulation in aquatic systems: methodological approaches, monitoring and assessment. *Environmental Sciences Europe*, 27(5), S. 1-10.
- Schwarz, J., & Heidemann, G. (1994). Zum Status der Bestände der Seehund- und Kegelrobben-populationen im Wattenmeer. In J. R. Lozán, *Warnsignale aus dem Wattenmeer* (S. 296-303).
- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V., & Garthe, S. (2011). Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planing. *Ecological Applications*, 21(5), S. 1851-1860.
- Stolen, E. (2003). The Effects of Vehicle Passage on Foraging Behavior of Wading Birds. *Waterbirds*, 26(4), S. 429-436.
- Streit, B. (1992). Bioaccumulation processes in ecosystems. *Experientia*, 48, S. 955-970.
- Thiel, R., Winkler, H., Böttcher, U., Dänhardt, A., Fricke, R., George, M. R., et al. (2013). Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Neunaugen und Fische (Petromyzontida, Elasmobranchii & Actinoptery) der marinen Gewässer Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 70, S. 11-22.
- Todd, V., Todd, I., Gardiner, J., Morrin, E., MacPherson, N., DiMarzio, N., et al. (2015). A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 72, S. 328–340.
- van Neer, A.; Jensen, L.F.; Siebert, U. (2015). Grey seal (*Halichoerus grypus*) predation on harbour seals (*Phoca vitulina*) on the island of Helgoland, Germany. *Journal of Sea Research*, 97, S. 1-4.
- Van Rijn, L. (2006). Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas (update 2006). *Aqua Publications*.
- Verfuß, U., Miller, L., Pilz, P., & Schnitzler, H. (2009). Echolocation by two foraging harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of Experimental Biology*, 212(6), S. 823-834.
- Weiffen, M., Möller, B., Mauck, B., & Dehnhardt, G. (2006). Effect of water turbidity on the visual acuity of harbor seals (*Phoca vitulina*). *Vision Research*, 46, S. 1777–1783.
- Wisniewska, D., Johnson, M., Teilmann, J., Siebert, U., Galatius, A., Dietz, R., et al. (2018). High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proceedings of the Royal Society B* 285, 20172314.
- Wollschläger, J., Wiltshire, K., Petersen, W., & Metfies, K. (2015). Analysis of phytoplankton distribution and community structure in the German Bight with respect to the different size classes. *Journal of Sea Research*, 99, S. 83–96.

9 Anlagen

Anlage 1: Lage der Baggerbereiche und Probenahmepunkte



Anlage 2: An der Tonne E3 verbrachte Baggergutmenge 2005 bis 2018

											Summen	Summen	Summen
Laderaumvolumen											(05-16)	(05-17)	(05-18)
LRV in m3	2005	2006	2007	2008	2009/10	2014	2015	2016	2017	2018			
Köhlbrand	361.000	783.000	477.000	544.000	388.000	355.000	718.000	1.114.000	861.000	706.000	4.740.000	5.601.000	6.307.000
Süderelbe	231.000	868.000	602.000	159.000	240.000	226.000	614.000	1.443.000	853.000	844.000	4.383.000	5.236.000	6.080.000
Norderelbe	202.000	261.000	714.000	305.000	397.000	412.000	677.000	315.000	606.000	377.000	3.283.000	3.889.000	4.266.000
NE6								53.000	126.000		53.000	179.000	179.000
Hafenzufahrt								774.000	1.204.000	1.034.000	774.000	1.978.000	3.012.000
Alle	794.000	1.912.000	1.793.000	1.008.000	1.025.000	993.000	2.009.000	3.699.000	3.650.000	2.961.000	13.233.000	16.883.000	19.844.000
Summe	794.000	2.706.000	4.499.000	5.507.000	6.532.000	7.525.000	9.534.000	13.233.000	16.883.000	19.844.000			
Tonnen Trockensubstanz													
Tonnen TDS	2005	2006	2007	2008	2009/10	2014	2015	2016	2017	2018	(05-16)	(05-17)	(05-18)
Köhlbrand	148.000	347.000	216.000	279.000	196.000	145.000	354.000	543.000	396.000	317.000	2.228.000	2.624.000	2.941.000
Süderelbe	90.000	327.000	228.000	64.000	92.000	85.000	248.000	541.000	307.000	339.000	1.675.000	1.982.000	2.321.000
Norderelbe	96.000	128.000	362.000	155.000	198.000	205.000	331.000	144.000	279.000	185.000	1.619.000	1.898.000	2.083.000
NE6								22.000	53.000		22.000	75.000	75.000
Hafenzufahrt								245.000	425.000	408.000	245.000	670.000	1.078.000
Alle	334.000	802.000	806.000	498.000	486.000	435.000	933.000	1.495.000	1.460.000	1.249.000	5.789.000	7.249.000	8.498.000
Summe	334.000	1.136.000	1.942.000	2.440.000	2.926.000	3.361.000	4.294.000	5.789.000	7.249.000	8.498.000			
Davon: Tonnen Trockensubstanz Sand													
Tonnen TDS	2005	2006	2007	2008	2009/10	2014	2015	2016	2017	2018	(05-16)	(05-17)	(05-18)
Köhlbrand	67.000	176.000	97.000	149.000	91.000	67.000	150.000	231.000	124.000	124.000	1.028.000	1.152.000	1.276.000
Süderelbe	31.000	76.000	62.000	16.000	36.000	27.000	84.000	124.000	78.000	96.000	456.000	534.000	630.000
Norderelbe	49.000	82.000	184.000	59.000	134.000	98.000	155.000	57.000	129.000	63.000	818.000	947.000	1.010.000
NE6								2.000	5.000		2.000	7.000	7.000
Hafenzufahrt								36.000	68.000	69.000	36.000	104.000	173.000
Alle	147.000	334.000	343.000	224.000	261.000	192.000	389.000	450.000	404.000	352.000	2.340.000	2.744.000	3.096.000
Summe	147.000	481.000	824.000	1.048.000	1.309.000	1.501.000	1.890.000	2.340.000	2.744.000	3.096.000			
Davon: Tonnen Trockensubstanz Schlick (< 63 µm)													
Tonnen TDS	2005	2006	2007	2008	2009/10	2014	2015	2016	2017	2018	(05-16)	(05-17)	(05-18)
Köhlbrand	81.000	171.000	119.000	130.000	105.000	78.000	204.000	312.000	272.000	193.000	1.200.000	1.472.000	1.665.000
Süderelbe	59.000	251.000	166.000	48.000	56.000	58.000	164.000	417.000	229.000	243.000	1.219.000	1.448.000	1.691.000
Norderelbe	47.000	46.000	178.000	96.000	64.000	107.000	176.000	87.000	150.000	122.000	801.000	951.000	1.073.000
NE6								20.000	48.000		20.000	68.000	68.000
Hafenzufahrt								209.000	357.000	339.000	209.000	566.000	905.000
Alle	187.000	468.000	463.000	274.000	225.000	243.000	544.000	1.045.000	1.056.000	897.000	3.449.000	4.505.000	5.402.000
Summe	187.000	655.000	1.118.000	1.392.000	1.617.000	1.860.000	2.404.000	3.449.000	4.505.000	5.402.000			

Anlage 3: Mengen der Feinkornanteile im Baggergut der Szenarien 1-4

Menge in Mio. t TS		2/3 Del + 1/3 LHG	2/3 Del + 1/3 SE05-07	3/4 Del + 1/4 LHG	3/4 Del + 1/4 SE05-07
1	<63µm	660.737	615.206	635.987	601.839
	<20µm	400.897	353.735	379.258	343.886
1,5	<63µm	991.105	922.808	953.981	902.758
	<20µm	601.345	530.602	568.887	515.829
5	<63µm	3.303.684	3.076.028	3.179.936	3.009.194
	<20µm	2.004.485	1.768.674	1.896.290	1.719.432

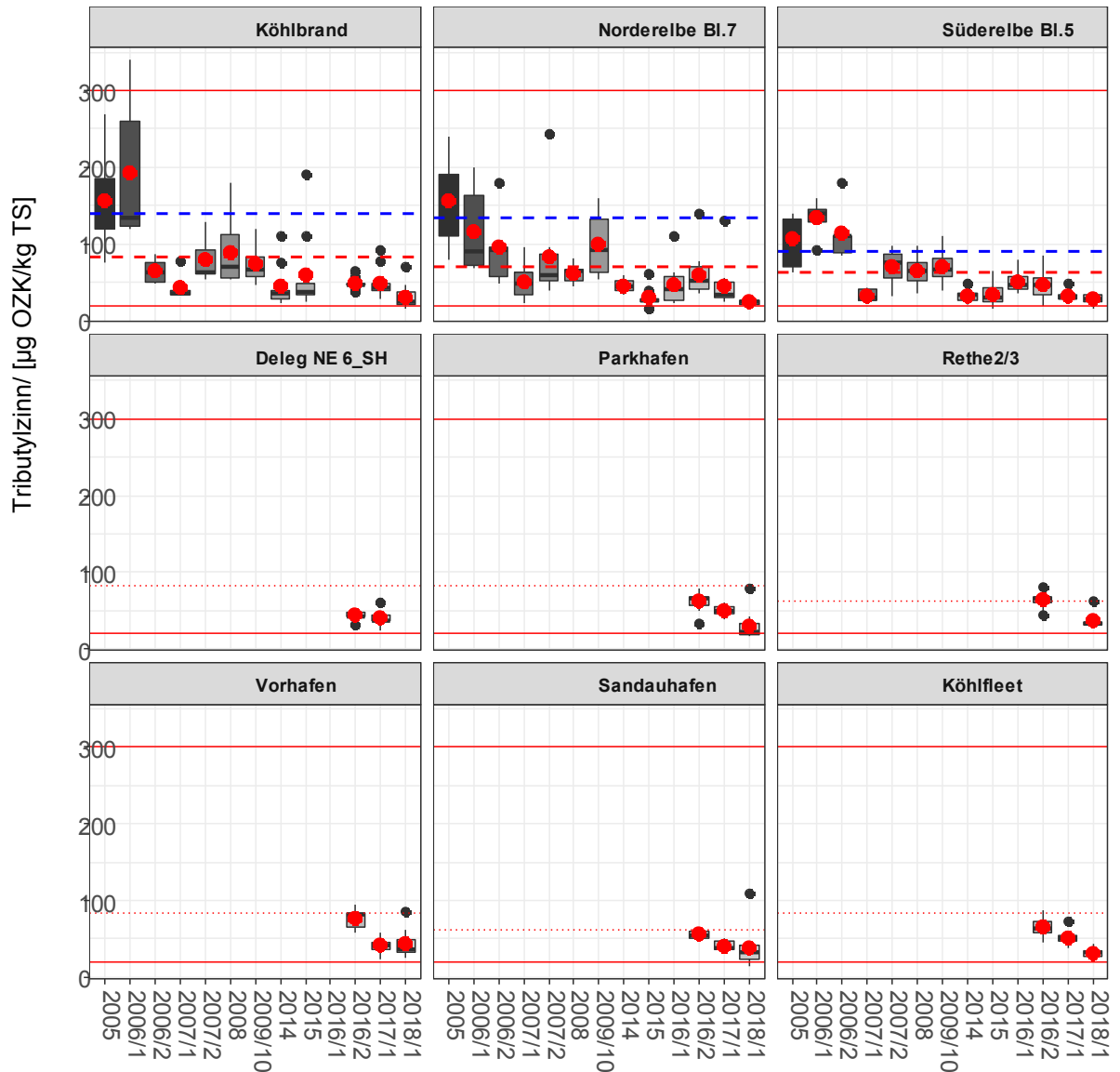
Anlage 4: Schadstoffgehalte aus den Freigabebeprobungen der Landeshafengewässer 2015 bis 2018, bewertet nach GÜBAK

Parameter	Einheit	RW1	RW2	Deleg NE 6_SH			Köhlfleet				Parkhafen			
				2016/2	2017/1	Mittelwert	2016/2	2017/1	2018/1	Mittelwert	2016/2	2017/1	2018/1	Mittelwert
Arsen	[mg/kg TS]	40,0	120	27,5	28,0	27,8	33,9	29,7	29,8	31,1	34,2	31,8	29,1	31,7
Cadmium	[mg/kg TS]	1,5	4,5	2,1	1,3	1,7	2,5	1,8	1,1	1,8	2,4	2,2	2,3	2,3
Chrom	[mg/kg TS]	120	360	82,9	60,7	71,8	78,5	73,2	76,1	75,9	78,8	80,3	81,1	80,1
Kupfer	[mg/kg TS]	30,0	90,0	53,1	50,8	51,9	70,9	56,5	45,0	57,5	69,4	65,8	62,3	65,8
Nickel	[mg/kg TS]	70,0	210	39,9	36,6	38,2	41,9	38,7	40,7	40,4	42,4	42,1	42,2	42,2
Blei	[mg/kg TS]	90,0	270	78,0	78,9	78,4	88,4	78,7	81,0	82,7	90,0	88,7	79,9	86,2
Zink	[mg/kg TS]	300	900	465	394	429	610	458	392	487	600	512	531	548
Quecksilber	[mg/kg TS]	0,70	2,1	1,1	0,91	1,0	1,4	1,1	0,73	1,1	1,5	1,3	0,84	1,2
Sum PCB7	[µg/kg TS]	13,0	40,0	16,9	16,1	16,5	20,1	20,3	13,2	17,9	19,5	17,9	14,2	17,2
a-Hexachlorcyclohexan	[µg/kg TS]	0,50	1,5	0,70	0,49	0,60	0,66	0,50	0,35	0,51	0,64	0,65	0,74	0,67
g-Hexachlorcyclohexan	[µg/kg TS]	0,50	1,5	0,27	0,30	0,28	0,22	0,14	0,12	0,16	0,19	0,23	0,19	0,20
Pentachlorbenzol	[µg/kg TS]	1,0	3,0	1,5	1,0	1,3	1,3	1,3	1,0	1,2	1,3	1,2	1,3	1,3
Hexachlorbenzol	[µg/kg TS]	1,8	5,5	7,5	5,4	6,4	7,4	5,4	4,4	5,7	7,7	5,8	6,4	6,6
p,p'-DDE	[µg/kg TS]	1,0	3,0	4,7	3,5	4,1	4,8	3,6	2,9	3,8	4,6	4,1	3,9	4,2
p,p'-DDD	[µg/kg TS]	2,0	6,0	10,6	11,1	10,9	13,5	14,8	7,9	12,1	16,1	12,5	11,7	13,4
p,p'-DDT	[µg/kg TS]	1,0	3,0	5,6	6,0	5,8	5,0	2,4	1,7	3,0	4,3	4,6	4,9	4,6
Kohlenwasserstoffe (C10 - C40)	[mg/kg TS]	200	600	136	119	127	133	108	108	117	131	152	149	144
Sum PAK16	[mg/kg TS]	1,8	5,5	1,8	1,5	1,6	1,8	1,7	1,3	1,6	1,8	1,5	2,0	1,8
Tributylzinn <2mm	[µg OZK/kg TS]	20,0	300	43,3	40,4	41,9	66,1	51,1	31,1	49,4	61,6	49,7	30,2	47,2
Tributylzinn <63	[µg OZK/kg TS]			47,9	44,7	46,3	80,2	58,5	33,6	57,4	74,2	57,85	39,8	57,3
Phosphor - gesamt	[mg/kg TS]	500		1.545	1.467	1.506	1.510	1.720	1.473	1.568	1.510	1.370	1.234	1.371
Stickstoff - gesamt	[Gew.-% TS]	1.500		5.910	5.051	5.481	3.732	4.572	4.924	4.409	3.784	3.696	3.334	3.605
Sauerstoffzehrung (180 min)	[g O2/kg TS]			1,6	2,0	1,8	1,4	1,6	2,0	1,7	1,4	1,00	1,3	1,3
TOC	[Gew.-% TS]			4,4	4,4	4,4	3,5	3,7	3,0	3,4	3,6	3,2	3,4	3,4
Fraktion <63 µm	[Gew.-% TS]			90,8	91,3	91,0	82,2	87,4	92,7	87,4	83,1	86,2	76,9	82,1
Fraktion <20 µm	[Gew.-% TS]			70,3	66,3	68,3	51,1	58,1	69,8	59,6	52,3	54,2	42,1	49,5

Fortsetzung

Parameter	Einheit	RW1	RW2	Rethe2/3			Sandauhafen				Vorhafen			
				2016/2	2018/1	Mittelwert	2016/2	2017/1	2018/1	Mittelwert	2016/2	2017/1	2018/1	Mittelwert
Arsen	[mg/kg TS]	40,0	120	30,8	27,8	29,3	29,7	32,4	28,8	30,3	30,4	31,8	27,8	30,0
Cadmium	[mg/kg TS]	1,5	4,5	2,5	1,9	2,2	2,0	2,6	2,4	2,3	2,0	2,8	1,8	2,2
Chrom	[mg/kg TS]	120	360	90,0	75,8	82,9	59,6	78,5	75,9	71,3	69,5	81,7	68,3	73,2
Kupfer	[mg/kg TS]	30,0	90,0	64,2	53,0	58,6	55,8	71,3	60,1	62,4	58,6	70,3	54,1	61,0
Nickel	[mg/kg TS]	70,0	210	42,8	40,1	41,5	36,3	43,0	41,0	40,1	36,3	43,6	36,5	38,8
Blei	[mg/kg TS]	90,0	270	85,1	81,2	83,2	74,5	92,1	80,2	82,3	79,8	90,6	74,7	81,7
Zink	[mg/kg TS]	300	900	544	495	520	512	574	538	542	534	576	455	522
Quecksilber	[mg/kg TS]	0,70	2,1	1,4	0,71	1,1	1,2	1,4	0,82	1,1	1,3	1,3	0,69	1,1
Sum PCB7	[µg/kg TS]	13,0	40,0	18,7	16,3	17,5	19,2	15,4	16,4	17,0	20,1	21,4	16,7	19,4
a-Hexachlorcyclohexan	[µg/kg TS]	0,50	1,5	0,65	0,52	0,58	0,64	0,83	0,67	0,71	0,60	0,68	0,42	0,56
g-Hexachlorcyclohexan	[µg/kg TS]	0,50	1,5	0,26	0,14	0,20	0,21	0,27	0,19	0,22	0,19	0,21	0,13	0,18
Pentachlorbenzol	[µg/kg TS]	1,0	3,0	1,6	1,1	1,3	1,4	1,6	1,4	1,5	1,4	1,3	1,2	1,3
Hexachlorbenzol	[µg/kg TS]	1,8	5,5	8,0	6,1	7,0	8,1	7,8	8,9	8,3	7,6	7,0	5,3	6,7
p,p'-DDE	[µg/kg TS]	1,0	3,0	5,1	3,8	4,4	4,6	5,2	4,3	4,7	4,6	4,8	3,6	4,3
p,p'-DDD	[µg/kg TS]	2,0	6,0	11,7	12,2	11,9	13,5	14,8	13,3	13,9	14,5	14,8	10,7	13,3
p,p'-DDT	[µg/kg TS]	1,0	3,0	4,8	4,6	4,7	5,6	8,3	7,6	7,2	4,1	7,4	6,0	5,8
Kohlenwasserstoffe (C10 - C40)	[mg/kg TS]	200	600	212	123	168	149	244	125	173	135	106	105	115
Sum PAK16	[mg/kg TS]	1,8	5,5	1,6	1,6	1,6	1,8	1,8	1,7	1,8	1,8	2,1	1,6	1,8
Tributylzinn	[µg OZK/kg TS]	20,0	300	64,5	36,0	50,3	55,8	40,7	39,0	45,2	76,3	41,6	43,9	53,9
Tributylzinn <63	[µg OZK/kg TS]			71,5	41,9	56,7	62,8	46,8	48,3	52,6	89,1	51,1	59,0	66,4
Phosphor - gesamt	[mg/kg TS]	500		1.795	1.450	1.623	1.560	1.420	1.338	1.439	1.540	1.315	1.453	1.436
Stickstoff - gesamt	[Gew.-% TS]	1.500		5.350	4.802	5.076	4.378	3.607	4.037	4.007	4.414	3.952	4.611	4.326
Sauerstoffzehrung (180 min)	[g O2/kg TS]			4,38	4,12	4,25	1,7	1,2	1,6	1,5	1,7	1,5	2,2	1,8
TOC	[Gew.-% TS]			1,298	2,089	1,6935	4,7	3,3	3,8	3,9	4,4	2,9	3	3,4
Fraktion <63 µm	[Gew.-% TS]			90,34	88,33	89,335	88,4	86,6	82,2	85,7	85,6	81	82,9	83,1
Fraktion <20 µm	[Gew.-% TS]			64,74	56,38	60,56	59,4	52,6	46,1	52,7	58,1	47,9	56	54

Anlage 5: Entwicklung der Tributylzinngelalte in den Sedimenten des Hamburger Baggerguts der Freigabeprobungen 2005 bis 2018



Obere rote durchgezogene Linie (300 µg OZK/ KG) repräsentiert den Richtwert 2 der GÜBAK für TBT-Gehalte im Sediment, die untere rote durchgezogene Linie den Richtwert 1 der GÜBAK (20 µg OZK/kg).

Gestrichelte Linien: Mittelwert der Belastung der Teilgebiete der Delegationsstrecke 2005-2015.

Gepunktete Linie: Mittelwerte der Belastung der Sedimentationsräume A + B (Köhlbrand und Süderelbe) 2005-2015 als Vergleich für die Bereiche der Landeshafengewässer, beginnend nach der Zulassung des Landes Schleswig-Holstein 2016.

Anlage 6: Berechnungen für die in Kapitel 5.1.1 genannten Zahlenwerte

Volumen des Ablagerungskörpers:

(1) VZ Ost von 2005 bis Oktober 2016:

$$592.000 \text{ m}^3 / 4,36 \text{ Mio. t TS} = 0,136 \frac{\text{m}^3}{\text{t TS}}$$

(2) VZ Süd von Oktober 2016 bis November 2017:

$$230.000 \text{ m}^3 / 1,87 \text{ Mio. t TS} = 0,123 \frac{\text{m}^3}{\text{t TS}}$$

(3) Gesamtes Verbringzentrum plus Pufferzone von 2005 bis November 2017:

$$2,27 \text{ Mio. m}^3 / 7,26 \text{ Mio. t TS} = 0,313 \frac{\text{m}^3}{\text{t TS}}$$

Prognose Volumenzuwachs gesamter Ablagerungskörper (gesamtes Verbringzentrum plus Pufferzone) bei zukünftiger Verbringung von 5 Mio. t TS:

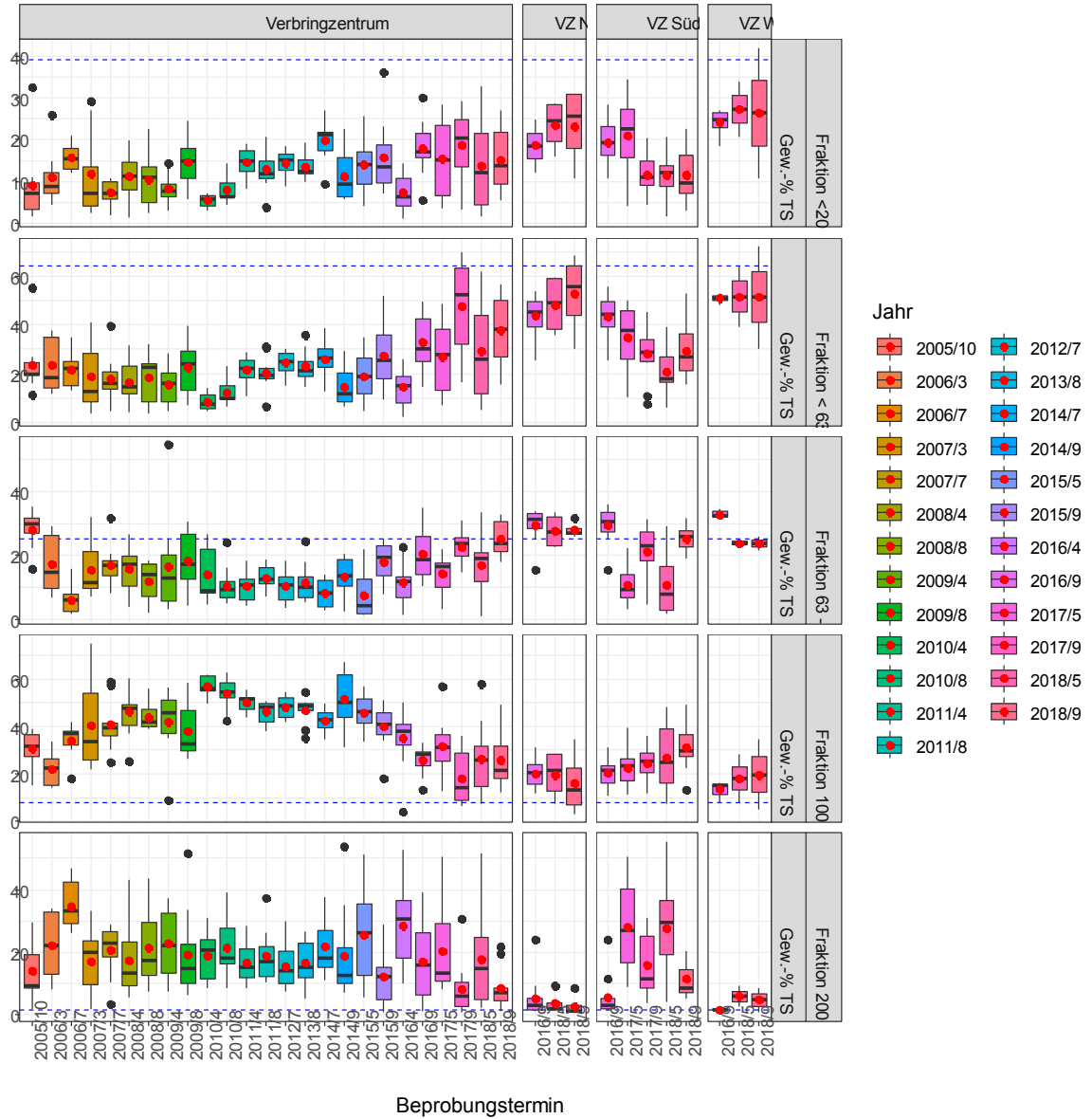
$$0,313 \frac{\text{m}^3}{\text{t TS}} * 5 \text{ Mio. t TS} = 1,57 \text{ Mio. m}^3$$

(4) Resultierende Höhenzuwachs nur im Bereich der VZ Nord und VZ Süd, je 400 * 400 m² Grundfläche:

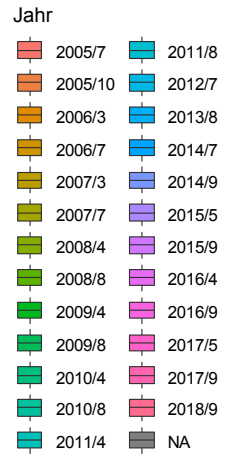
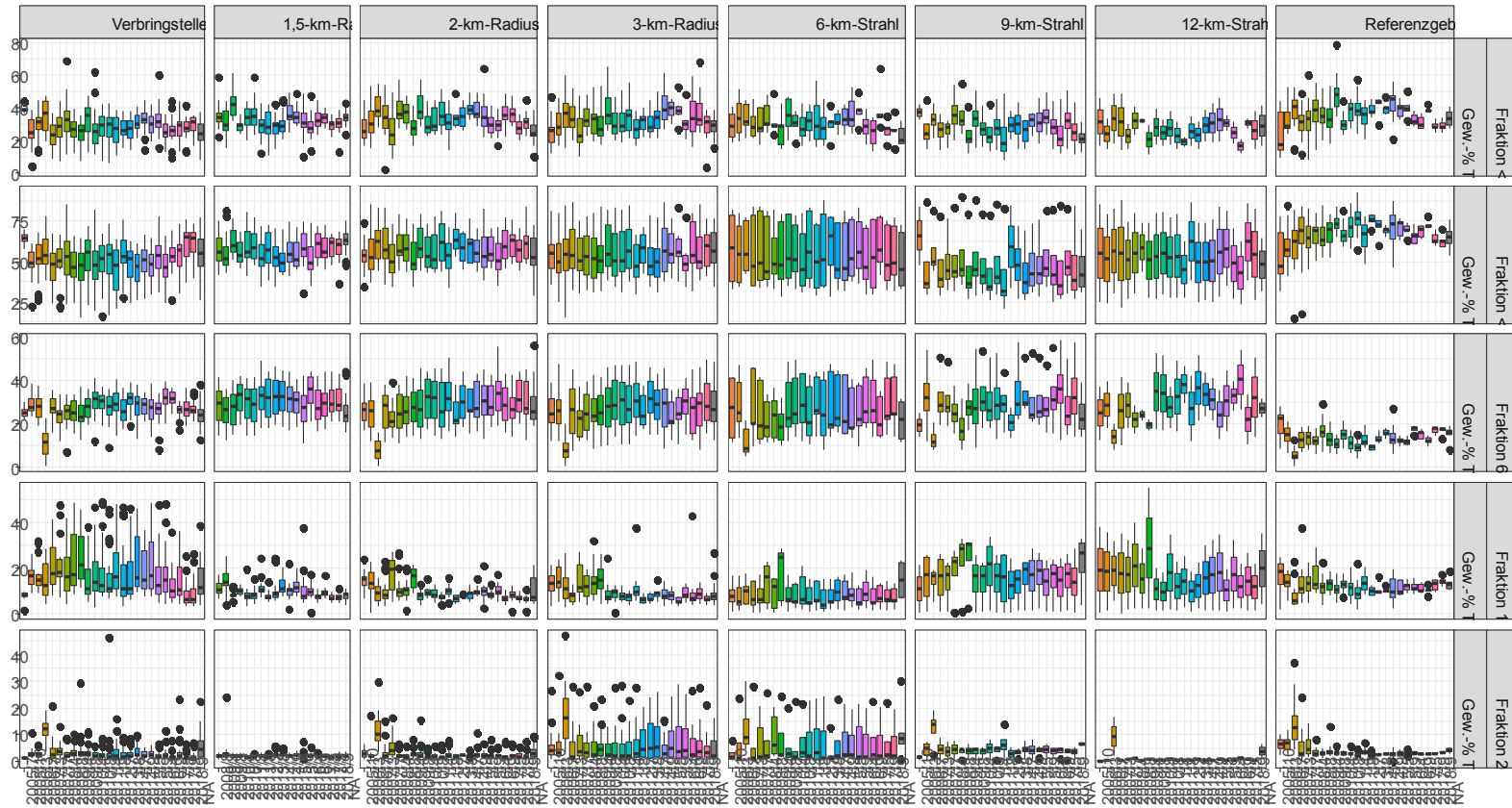
$$\left(5 \text{ Mio. t TS} * 0,13 \frac{\text{m}^3}{\text{t TS}} \right) / (2 * 400 \text{ m} * 400 \text{ m}) = 2,03 \text{ m} \approx 2 \text{ m}$$

Anlage 7: Box-and-Whisker Plot der Korngrößenverteilung in den Oberflächensedimenten in den Verbringzentren von 2005 bis 2018

Rote Punkte: arithmetische Mittelwerte der Beprobungskampagnen



Anlage 8: Box-and-Whisker Plot der Korngrößenverteilung in den Oberflächensedimenten der Monitoringteilgebiete außerhalb der Verbringzentren für die Beprobungskampagnen 2005 bis 2018

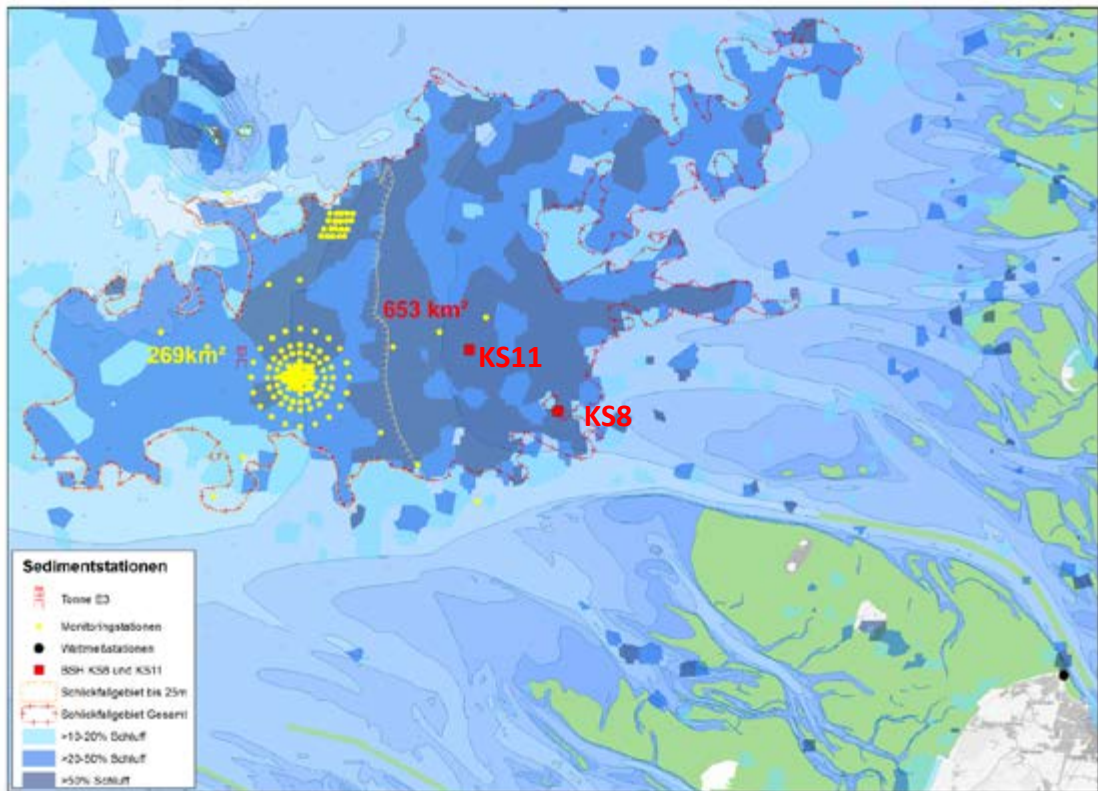


Beprobungstermin

Anlage 9: Angaben zu den Differenzmodellen #1 bis #20, Zeitpunkte der Peilungen sowie Start/Ende der Baggerkampagne mit den jeweils auf die Verbringstelle Tonne E3 verbrachten Baggergutmengen

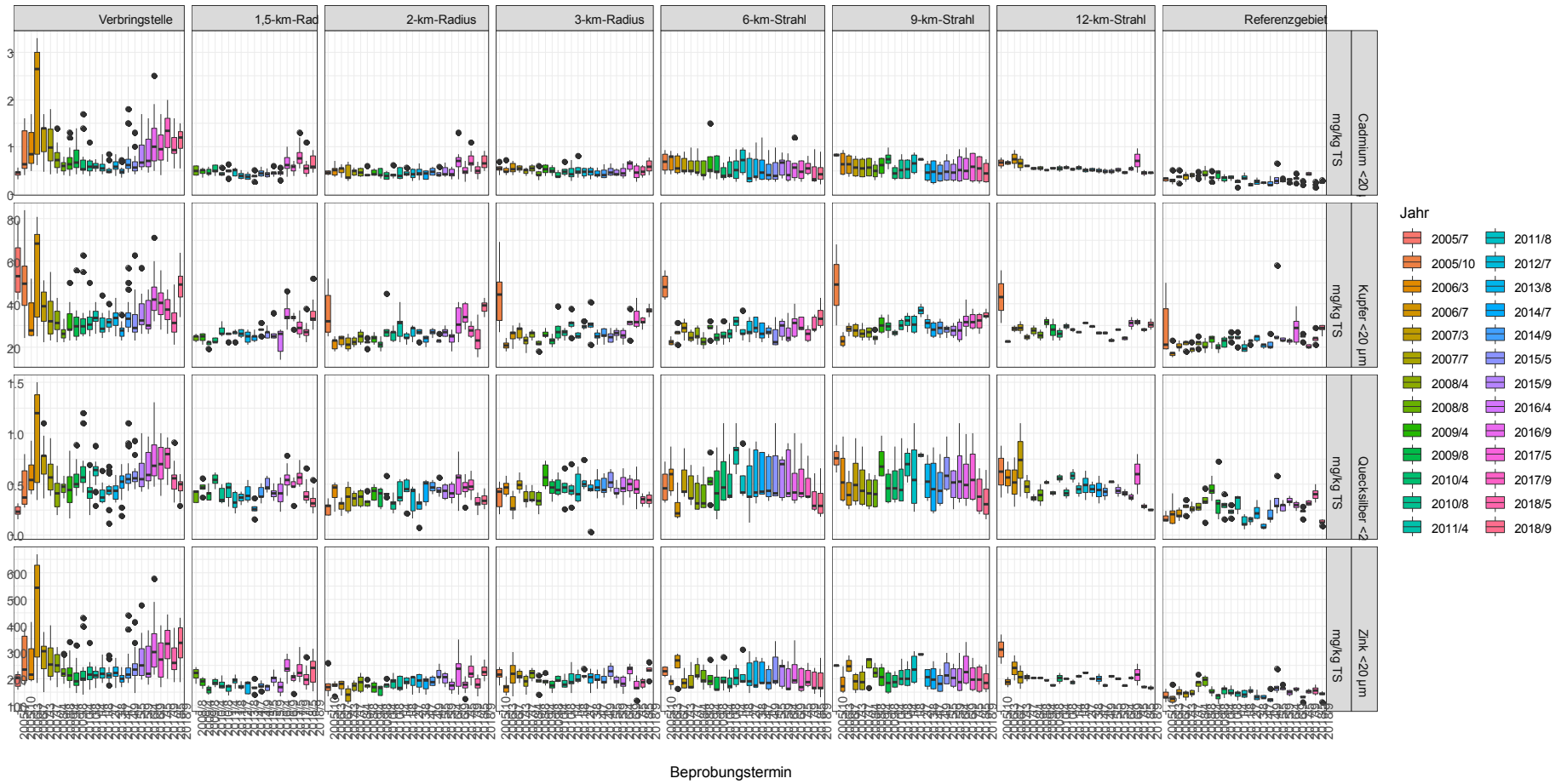
Nr	Datumsangabe zu den aufeinander folgenden Peilkampagnen			Angaben zur Verbringung von Bagger				
	Peildatum #1	Peildatum #2	Zeitabstand	Beginn	Ende	Menge [t TS]	Auf Verbringzentrum	Anzahl Bagger
1	15.07.2005	15.08.2005	31	12.08.2005	17.10.2005	siehe 2		
2	15.08.2005	15.10.2005	61	12.08.2005	17.10.2005	334.000	Ost	1
3	15.10.2005	15.03.2006	151			0		
4	15.03.2006	15.06.2006	92	30.03.2006	31.05.2006	440.000	Ost	1
5	15.06.2006	15.03.2007	273	16.10.2006	02.01.2007	370.000	Ost	1
6	15.03.2007	15.07.2007	122	03.04.2007	28.05.2007	420.000	Ost	1
7	15.07.2007	15.04.2008	275	20.08.2007	04.01.2008	388.000	Ost	1
				20.08.2007	10.09.2007	135.000		
				23.10.2007	26.11.2007	196.000		
				29.12.2007	04.01.2008	57.000		
8	15.04.2008	15.04.2009	365	05.08.2008	22.10.2008	498.000	Ost	1
9	15.04.2009	15.04.2010	365	18.12.2009	28.02.2010	486.000	Ost	1
10	15.04.2010	15.07.2010	91			0		
11	15.07.2010	15.05.2011	304			0		
12	15.05.2011	15.06.2012	397			0		
13	15.06.2012	15.07.2013	395			0		
14	15.07.2013	15.05.2014	304			0		
15	15.05.2014	15.09.2014	123	11.07.2014	25.08.2014	435.000	Ost	1
16	15.09.2014	15.05.2015	242			0		
17	15.05.2015	15.05.2016	366	20.07.2015	13.03.2016	986.000	Ost	1 bzw. 2
				20.07.2015	24.10.2015	932.000		2
				02.03.2016	13.03.2016	54.000		1
18	15.05.2016	15.05.2017	365	10.06.2016	14.11.2016	1.440.000	Ost/Süd	1 bzw. 2
				10.06.2016	30.06.2016	229.000	Ost	1
				30.06.2016	30.09.2016	805.000	Ost	2
				01.10.2016	14.11.2016	407.000	Süd	2
19	15.05.2017	15.06.2018	396	12.06.2017	5.11.2017	1.460.000	Süd	2
20	15.06.2018	./.	./.	26.06.2018	23.12.2018	1.249.000	Süd	

Anlage 10: Lage der Monitoringstationen im Schlickfallgebiet



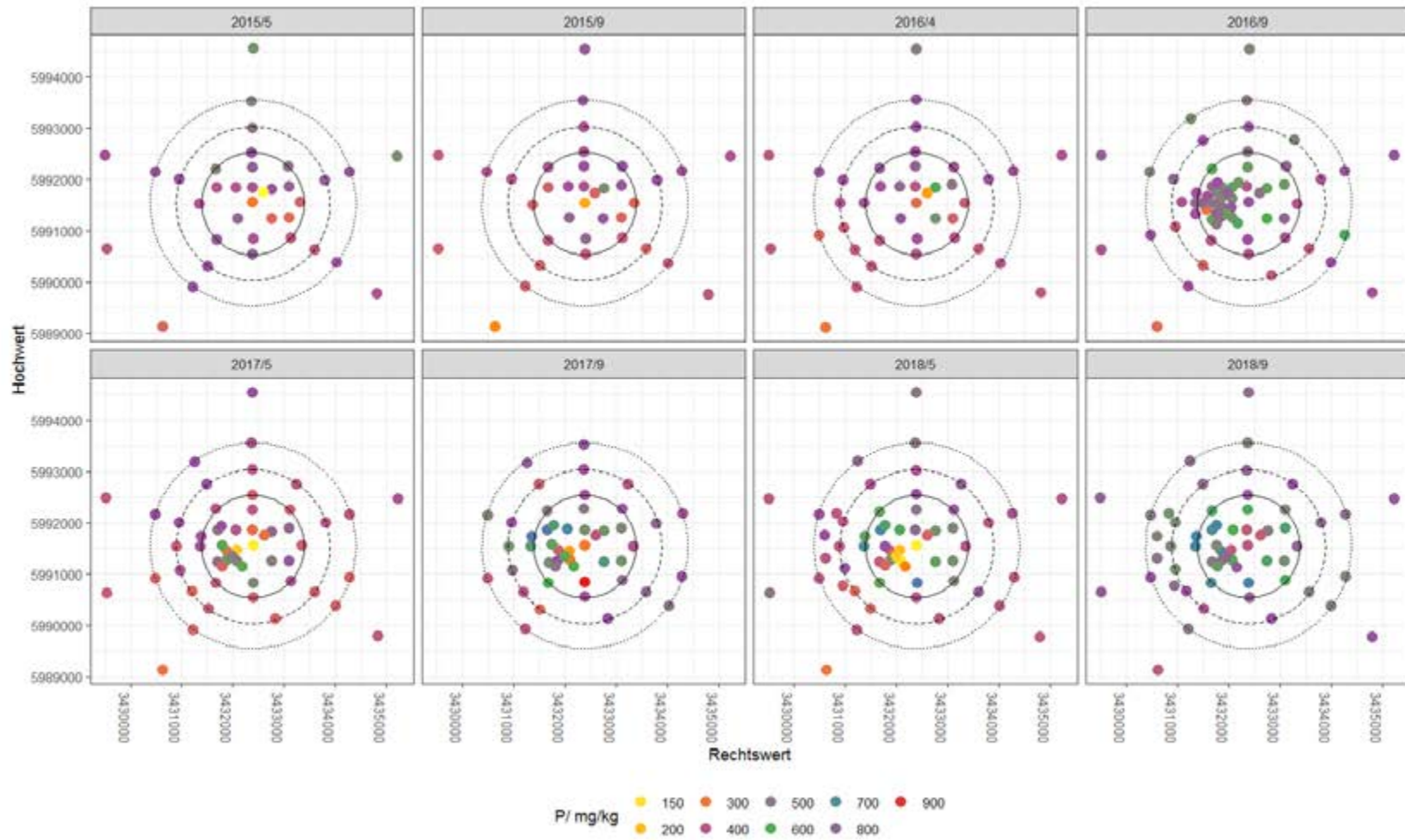
Station HPAE3 befindet sich im Zentrum des Verbringzentrums Ost.

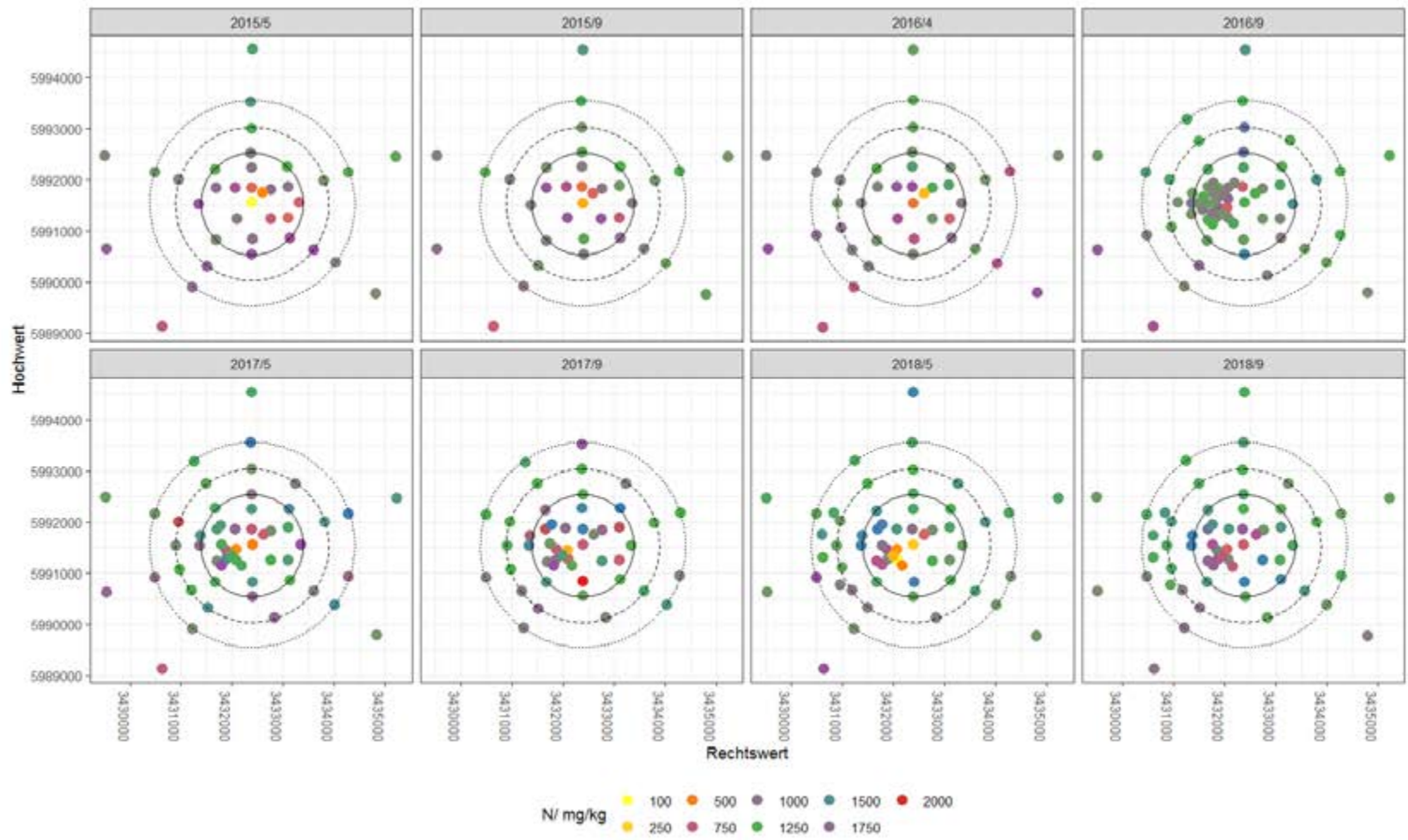
Anlage 11: Zeitlicher Verlauf der Schadstoffentwicklung ausgewählter Spurenmetalle im Nah- und Fernfeld des Monitoringgebietes

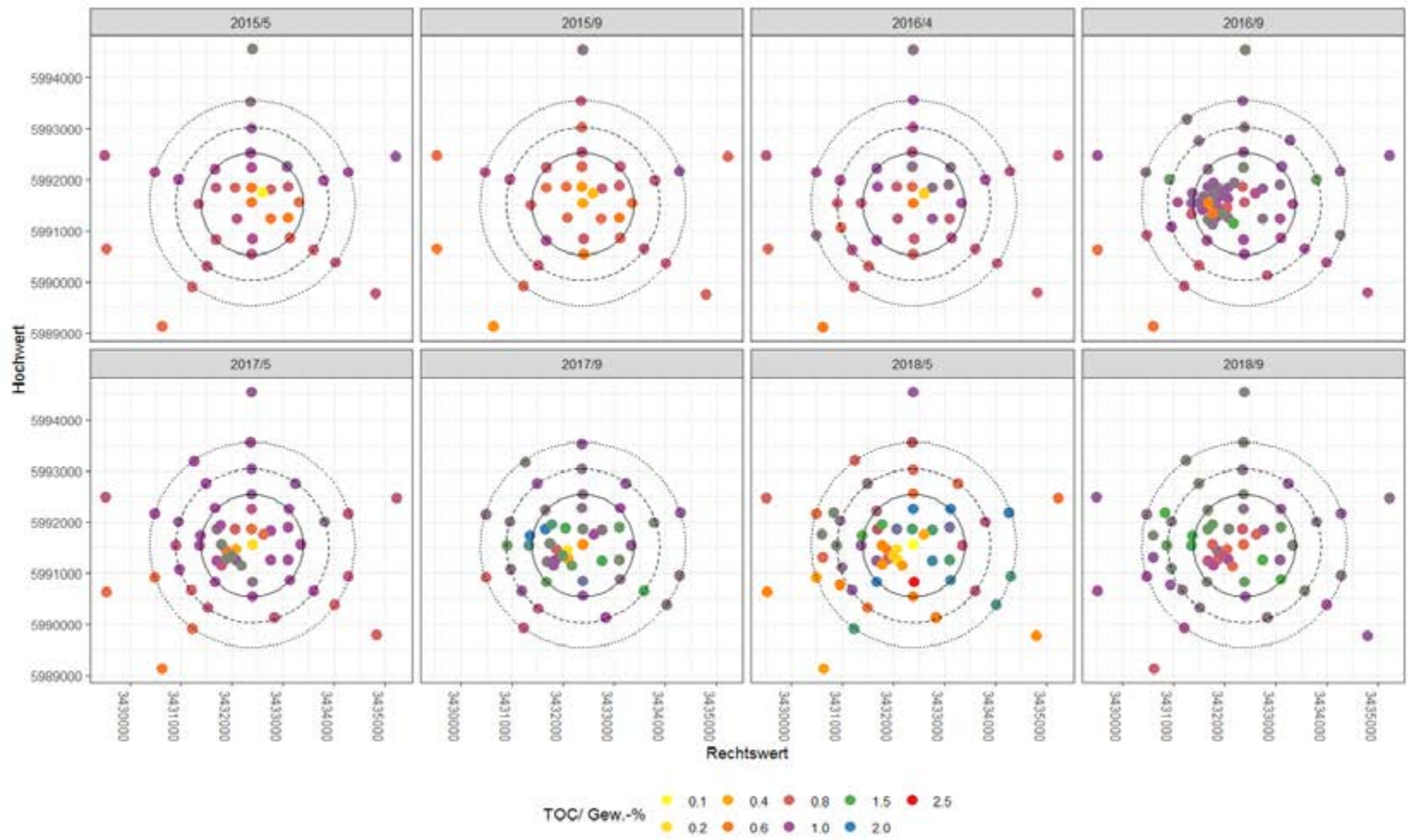


Beprobungstermin

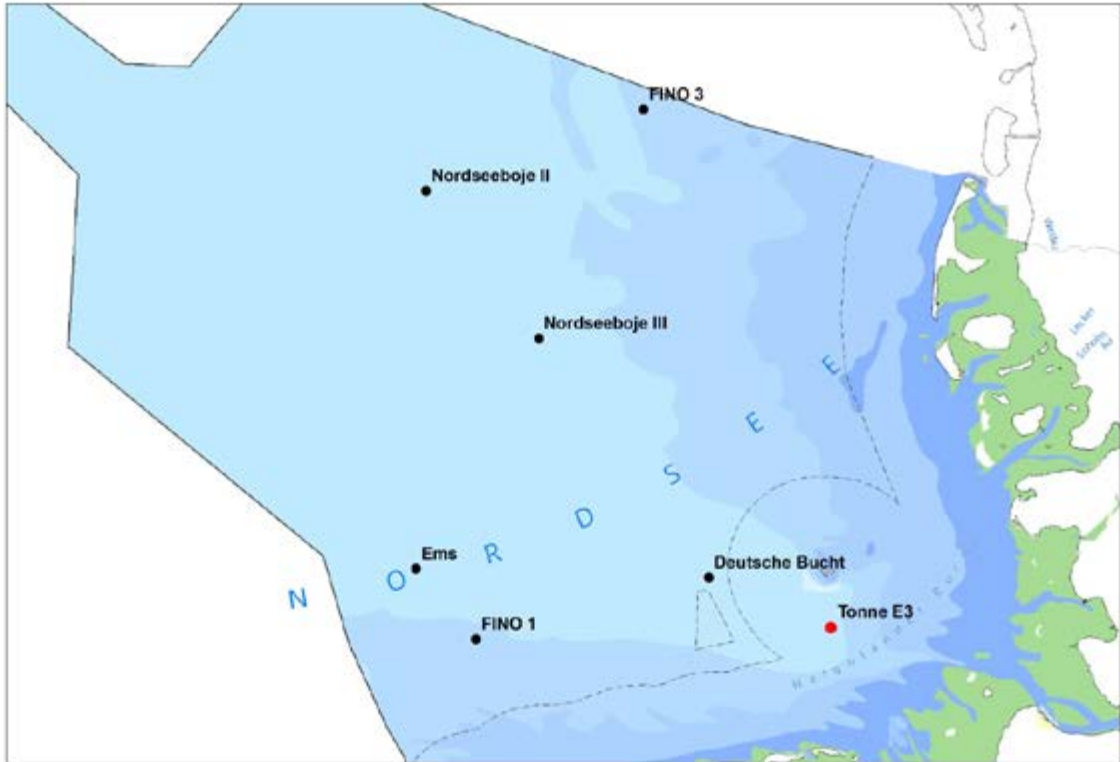
Anlage 12: Räumliche Verteilung der Nährstoffgehalte im Nahfeld der Verbringstelle





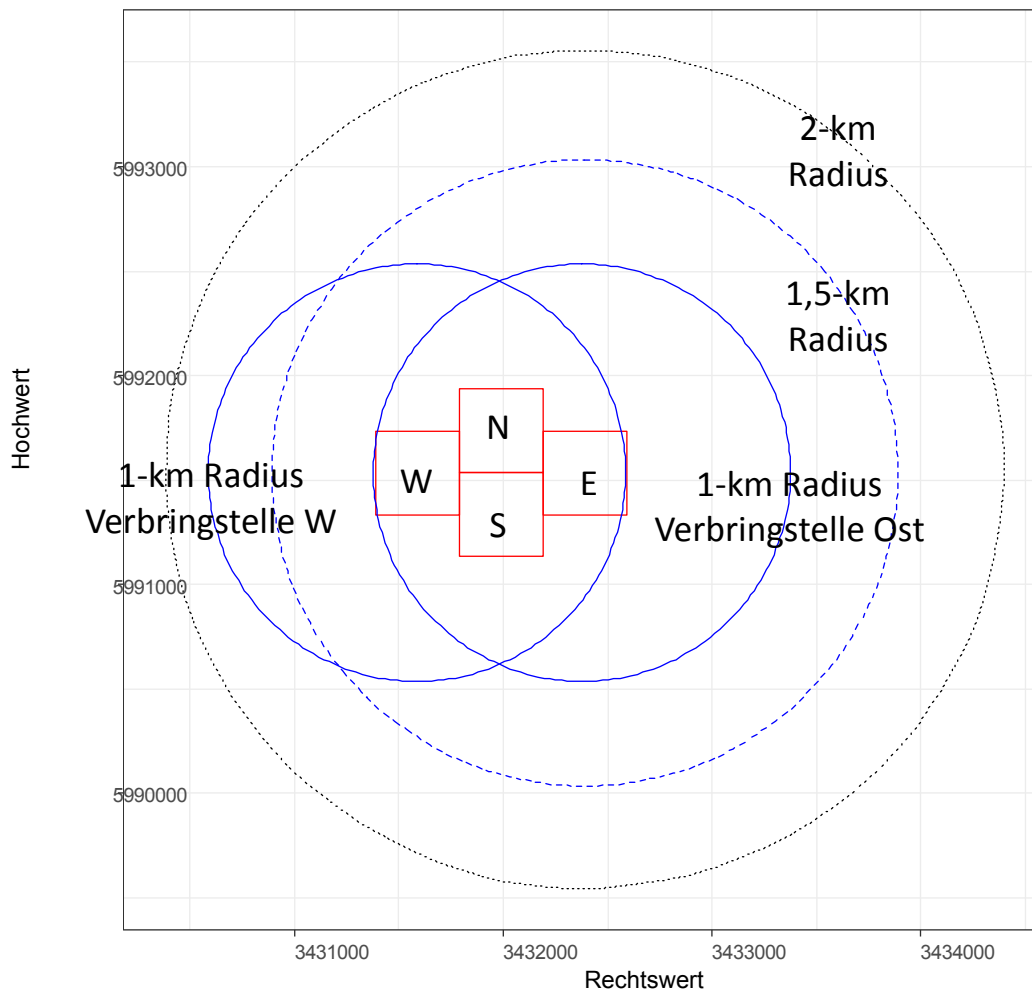


Anlage 13: Lage der hydrographischen MARNET-Messstationen

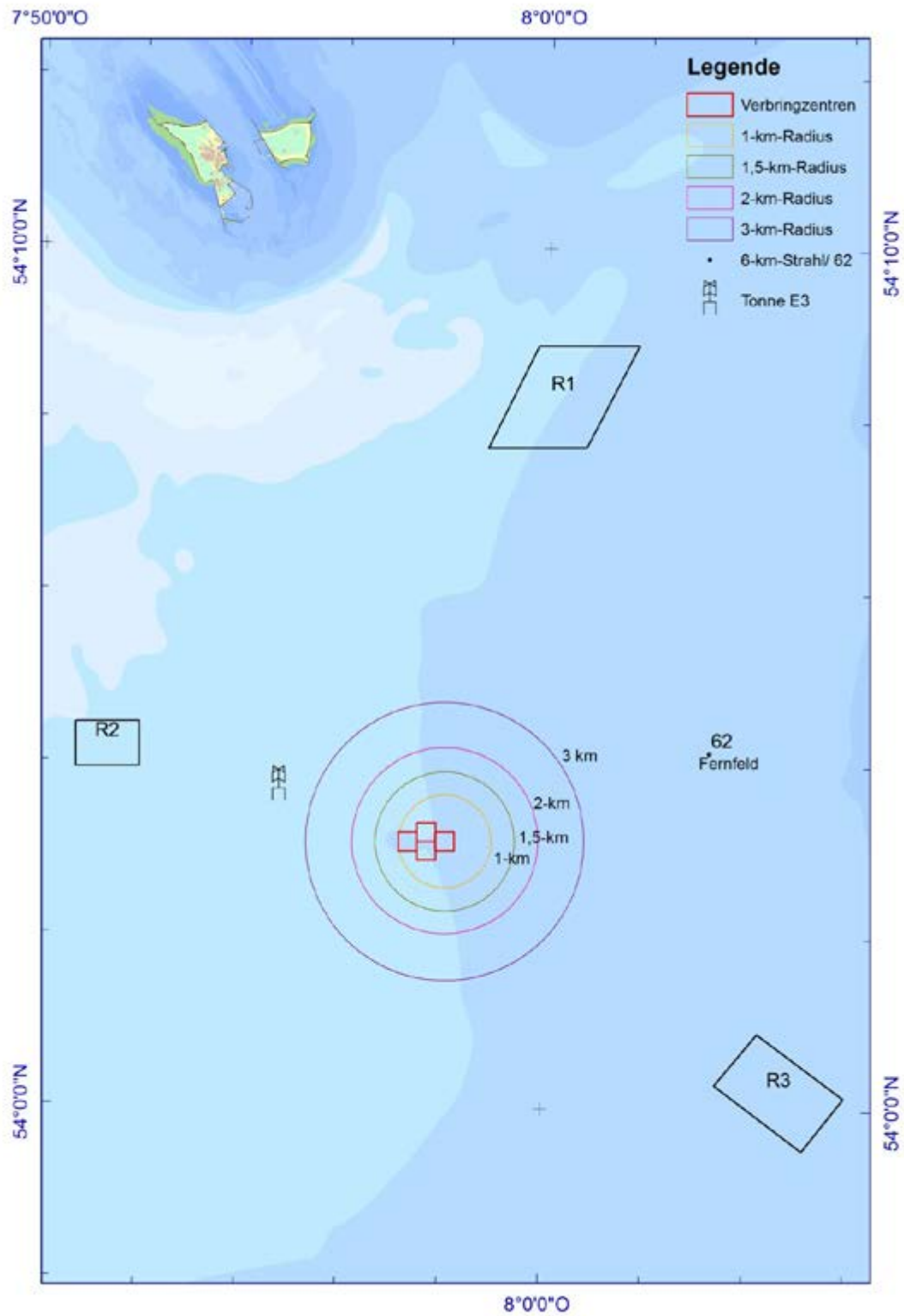


Anlage 14: Lage der neuen Verbringzentren im Monitoringgebiet

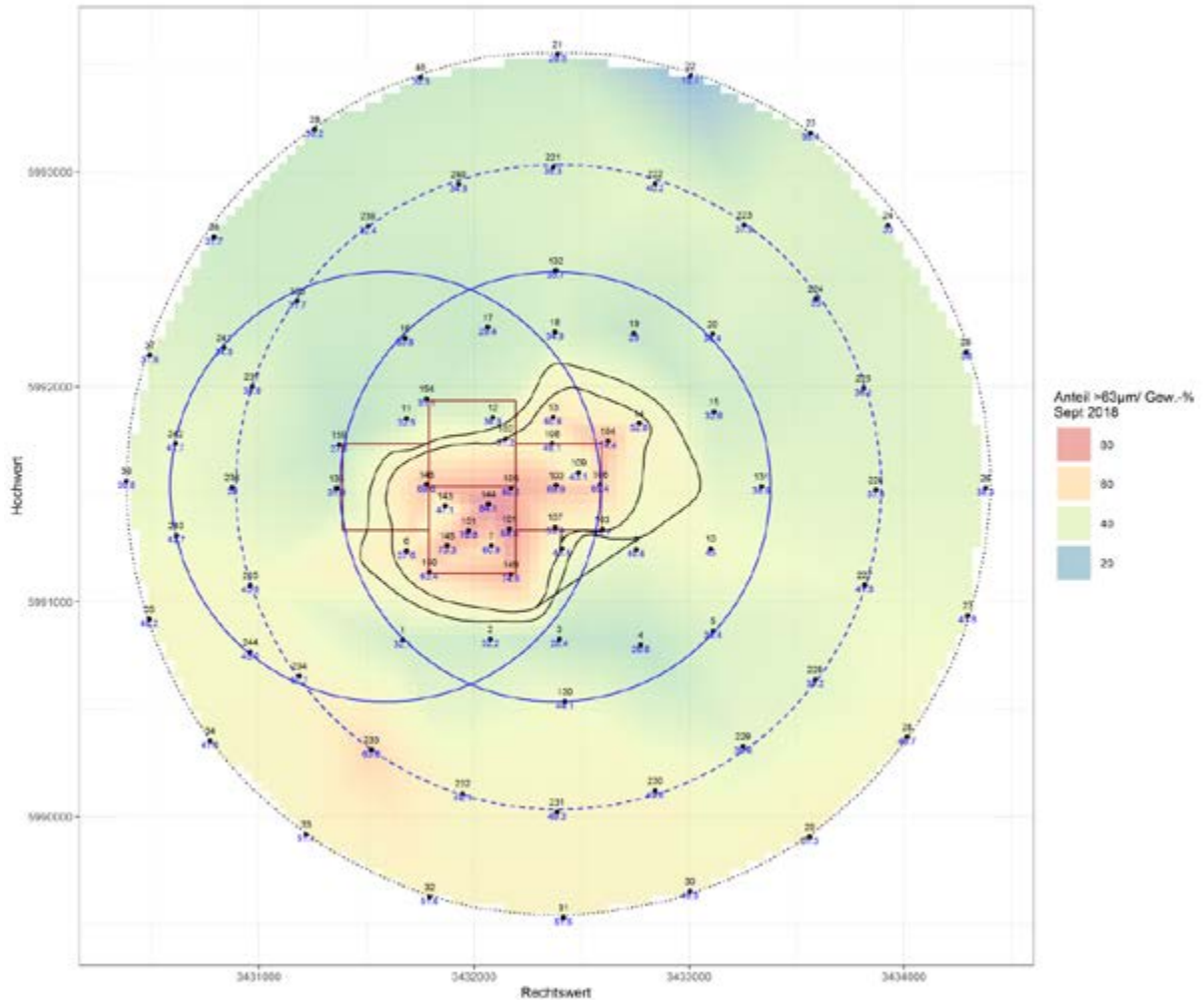
Lage der Monitoringbereiche im Nahfeld. Zentren: VZ Nord=N, VZ Ost= E, VZ Süd=S, VZ West=W.



Anlage 15: Lage der Untersuchungsgebiete für die Bioakkumulation



Anlage 16: Anteil der Sandfraktion (>63µm) im Nahfeld der Verbringstelle
 Innere, schwarz durchgezogene Konturlinie repräsentiert die Fläche mit einem Anteil >50 Gew.-% (0,81 km²), die äußere, schwarz durchgezogene Konturlinie repräsentiert die Fläche mit einem Anteil >40 Gew.-% (1,2 km²).



Anlage 17: Räumliche Verteilung der Kornfraktion 100-200 μm in den Sedimenten des Monitoringgebietes 2017 und 2018

