

Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen

Teilbericht

Verbringung von Baggergut zur Tonne E3

Bericht über den Zeitraum 1.1.2021 bis 20.02.2023



Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung	3
2	Entwicklung in den Jahren 2021 und 2022.....	4
3	Charakterisierung der Sedimente aus der Delegationsstrecke und aus den Hafenzufahrten 11	
3.1	Chemische Belastung	17
3.2	Ökotoxikologische Wirkung.....	27
4	Monitoring im Verbringungsgebiet	31
4.1	Monitoring im Jahr 2021 und 2022	31
4.2	Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments	33
4.2.1	Peilungen 2021 und 2022.....	33
4.2.2	Verdriftung während der Verbringungen.....	37
4.3	Sedimentuntersuchung	45
4.3.1	Beprobung der Sedimente	45
4.3.2	Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente.....	49
4.3.3	Ökotoxikologische Belastung	75
4.4	Makrozoobenthos	80
4.5	Fischfauna.....	90
4.6	Makrophyten.....	99
4.7	Bioakkumulation.....	108
4.7.1	Bioakkumulation in der Wellhornschnecke	110
4.7.2	Bioakkumulation in der Pfeffermuschel.....	125
4.7.3	Bioakkumulation in der Kliesche	135
4.7.4	Bioakkumulation in der Scholle	151
4.7.5	Bioakkumulation in der Krabbe	164
4.7.6	Bewertung der Ergebnisse anhand von EAC- und ERL-Werten sowie Umweltqualitätsnormen (UQN)	169
4.8	Untersuchungen der Wasserphase	174
4.9	Wattmessstellen.....	188
5	Tragfähigkeit der Verträglichkeitsvorprüfung gemäß FFH- und VS-Richtlinie sowie der artenschutzrechtlichen Bestimmungen	194
6	Übersicht über die Erfüllung der Maßgaben der Einvernehmenserklärung.....	199
7	Literatur	218

Anhang

Hamburg Port Authority
Hafeninfrastruktur
Infrastruktur Wasser
Juli 2024 / rev. März 2025

1 Veranlassung

Zugrundeliegende Maßgaben

Maßgabe 2.32: Die HPA hat dem MELUR jährlich einen umfassenden Bericht über den Fortschritt der Gesamtmaßnahme, das durchgeführte Monitoring und dessen Ergebnisse sowie eine Bewertung vorzulegen, inkl. getrennter Aufführung der jeweils aus der Stromelbe und den Landeshafengewässern verbrachten Sedimente in m³ LRV und tTS sowie einer Bewertung hinsichtlich des Verschlechterungsverbots nach EU-Richtlinien, und diesen Bericht in Abstimmung mit dem MELUR zeitnah zu veröffentlichen. Dabei ist die Erfüllung aller Maßgaben des Einvernehmens jeweils einzeln begründet zu bestätigen.

Der Jahresbericht 2021/2022 wird hiermit vorgelegt. Er wurde nach Vorgaben von und in Abstimmung mit dem MEKUN (früher: MELUR/MELUND) verfasst.

In der AG Monitoring wurde im März 2023 festgelegt, dass aufgrund des Umfangs der Monitoringuntersuchungen und des damit verbundenen Auswertungs- und Bearbeitungsaufwandes die Erstellung des Jahresberichts 2021 und des Jahresberichts 2022 zusammenfassend für beide Jahre erfolgen soll. Auch die Verbringungen aus dem Januar und Februar 2023 sollen in diesem Bericht mit aufgenommen werden.

Die getrennte Aufführung der jeweils aus der Stromelbe und Landeshafengewässern verbrachten Sedimente findet sich in Kapitel 2. Die Erfüllung der Maßgaben ist nach Vorgabe des MEKUN vor den jeweils relevanten Kapiteln als Fazit aufgeführt. In Kapitel 6 werden die Maßgaben aufgeführt, die nicht direkt einzelnen Themenbereichen zugeordnet werden können.

Am 25. April 2016 wurde vom MEKUN der HPA ein Einvernehmen zur Verbringung von Elbesedimenten aus der Hamburger Delegationsstrecke zur Verbringungsstelle Tonne E3 in der Nordsee erteilt. Neben der Verbringung von Sediment aus der Bundeswasserstraße wurde – im Unterschied zu den früheren Zulassungen – auch die Verbringung aus Landeshafengewässern gestattet. Dies wurde durch die wasserrechtliche Erlaubnis sowie durch die naturschutzfachliche Genehmigung des Landes Schleswig-Holstein vom 25. April 2016 geregelt. Eine Verbringung von Sedimenten erfolgte ab Juni 2016 bis zum Herbst 2019 nach diesen drei genannten Zulassungen.

Aufgrund des hohen Anfalls von Sedimenten (s. Kapitel 2) waren die Mengen dieser Zulassungen bereits im Laufe des Jahres 2019 ausgeschöpft. Daher beantragte die HPA die Verbringung von weiteren 5 Mio. tTS Elbesedimente aus dem Gebiet der Delegationsstrecke und des Hamburger Hafens in das Schlickfallgebiet Tonne E3 im Zeitraum 2019 bis 2024 (Antrag vom 29. Mai 2019, überarbeitet am 26. August 2019). Das MEKUN erteilte am 14. Oktober 2019 aufgrund dieses Antrags für die drei genannten Zulassungen jeweils Änderungsbescheide, in denen eine Erhöhung der Verbringmengen gegenüber den in den Zulassungen aus dem Jahr 2016 genannten Mengen zugelassen wurde. Die Maßgaben der Zulassungen aus dem Jahr 2016 (25. April 2016, geändert am 18. Juni 2018) galten hierbei unverändert weiter. Die vorgesehene Verbringmenge umfasste zusammengenommen 5 Mio. tTS, wovon gemäß Einvernehmen zwei Drittel auf die Bundeswasserstraße und nach der wasserrechtlichen Erlaubnis sowie der naturschutzrechtlichen Genehmigung ein Drittel auf die Landeshafengewässer entfielen. Aufgrund eines höheren Unterhaltungsbedarfs in der Bundeswasserstraße in Relation zu den Landeshafengewässern wurde am 30. Juni 2021 auf Antrag der HPA vom MEKUN für die zu diesem Zeitpunkt noch nicht verbrachten Mengen ein Verhältnis von je 50 % für Bundeswasserstraße und Landeshafengewässer zugelassen. Die Gesamtmenge von 5 Mio. tTS blieb davon unberührt.

Diese zugelassenen Verbringmengen waren mit dem Ende der Verbringungen im Jahr 2022 ausgeschöpft. Das MEKUN hat daraufhin auf Antrag der HPA am 29.12.2022 das Einvernehmen erteilt, einmalig und befristet bis zum 30.6.2023 eine zusätzliche Menge von maximal 330.000 tTS aus der Bundeswasserstraße, aufgeteilt auf die Teilbereiche Süderelbe, Köhlbrand und Norderelbe, einzubringen, unter der Voraussetzung, dass die der Auswirkungsprognose 2019 zugrunde liegende Schadstofffracht nicht überschritten wird.

Gemäß Einvernehmen vom 25.4.2016 (geändert am 18. Juni 2018; geändert am 14. Oktober 2019, geändert am 30. Juni 2021, geändert am 29. Dezember 2022) hat die HPA dem MEKUN „*jährlich einen umfassenden Bericht über den Fortschritt der Gesamtmaßnahme, das durchgeführte Monitoring und dessen Ergebnisse sowie eine Bewertung vorzulegen (...). Dabei ist die Erfüllung aller Maßgaben des Einvernehmens jeweils einzeln begründet zu bestätigen*“. Auch in der wasserrechtlichen Erlaubnis und in der Genehmigung vom 25.4.2016 (geändert am 18. Juni 2018; geändert am 14. Oktober 2019, geändert am 30. Juni 2021) wird ein derartiger Bericht gefordert.

Dieser Bericht wird hiermit für die Jahre 2021 und 2022 vorgelegt. In der AG Monitoring wurde im März 2023 festgelegt, dass aufgrund des Umfangs der Monitoringuntersuchungen und des damit verbundenen Auswertungs- und Bearbeitungsaufwandes die Erstellung des Jahresberichts 2021 und des Jahresberichts 2022 zusammenfassend für beide Jahre erfolgen soll. Auch die Verbringungen aus dem Januar und Februar 2023 sollen in diesem Bericht mit aufgenommen werden, da diese noch im Rahmen der Zulassungen aus dem Jahr 2016 durchgeführt wurden.

Die Maßgaben des Einvernehmens vom 25.4.2016 (geändert am 18. Juni 2018; geändert am 14. Oktober 2019, geändert am 30. Juni 2021, geändert am 29. Dezember 2022) werden im vorgelegten Bericht jeweils am Anfang der entsprechenden Kapitel aufgeführt und ihre Erfüllung wird ggf. einzeln bestätigt. Die Auflagen der wasserrechtlichen Erlaubnis, wie auch der naturschutzfachlichen Genehmigung, unterscheiden sich nur in wenigen Punkten von den Maßgaben. Sie werden nur dort gesondert aufgeführt und benannt, wo Abweichungen in der Formulierung bestehen. Ansonsten sind bei der Erwähnung der einzelnen Maßgaben im Text immer auch die wortgleichen Auflagen der wasserrechtlichen Erlaubnis sowie der naturschutzfachlichen Genehmigung mitgemeint.

Der vorliegende Bericht umfasst die Darstellung der Ergebnisse aus dem Monitoring in den Jahren 2021 und 2022 sowie die Aufstellung der Verbringungen beider Jahre bis Ende Februar 2023. Für detaillierte Ergebnisse aus früheren Untersuchungen wird auf die Berichte der Jahre 2005 bis 2020 verwiesen (E3-Jahresberichte der HPA, 2005 bis 2020; <https://www.hamburg-port-authority.de/de/infoport/download-terminal>).

2 Entwicklung in den Jahren 2021 und 2022

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.4: Das Einbringen des Baggergutes ist so vorzunehmen, dass in den Einbringbereichen um die unter Ziffer 1 genannten Zentren herum (1 km-Radius und Einbringzentrum Ost 1,5 km-Radius) eine möglichst gleichmäßige Verteilung des eingebrachten Baggergutes erfolgt und die genannten vier Einbringzentren jeweils nacheinander bis zu ihrer jeweiligen maximalen Beaufschlagung, die in der Monitoring-AG (s. Maßgabe 2.18.) festzulegen ist, genutzt werden. Die tatsächlich genutzten konkreten Einbringbereiche sind jeweils zu dokumentieren und dem MELUR mitzuteilen.

Im Jahr 2021 wurde hauptsächlich das Einbringzentrum Süd (400x400m, 54°02'59.124932"N_7°57'41.156912"E) beaufschlagt. Gegen Ende des Verbringzeitraums wurde für 14 Tage auch das Einbringzentrum Ost (400x400m, 54°03'05.782579"N_7°58'02.981205"E) genutzt, um die Einbringung schwereren Materials auf wenig konsolidiertem Schlick zu vermeiden (s. Text im Kapitel 2).

Im Jahr 2022 und auch im Januar/Februar 2023 erfolgte die Einbringung auf einem kombinierten Klappfeld „E3-Süd-Nord-Mittelkonstruktion“, das sich zu drei Viertel aus Einbringzentrum Süd (exklusive des nordöstlichen Viertels) und zu einem Viertel aus Einbringzentrum Nord (südwestliches Viertel) zusammengesetzt hat (Abbildung 4-2). Der Ausschluss des nordöstlichen Teils des Klappfeldes Süd erfolgte, um die von der WSV geforderte Mindesttiefe von – 25 m KN einhalten zu können.

Im Jahr 2021 erfolgte die Einbringung vom 18.6.2021 bis zum 30.10.2021 und im Jahr 2022 in der Zeit vom 28.6.2022 bis zum 25.10.2022. Die Verbringung zu Beginn des Jahres 2023 erfolgte vom 7.1.2023 bis zum 20.2.2023.

Maßgabe 2.5: *Das Baggergut muss so eingebracht werden, dass es weitestgehend im vorgesehenen Einbringbereich verbleibt.*

Das Baggergut wurde um die jeweiligen Zentren der Schüttstellen herum möglichst gleichmäßig eingebracht.

Ergänzung zu Maßgabe 2.11 vom 29.12.2022 (Einvernehmen)

Die mit der Mehrmenge von 330.000 tTS verbrachte Schadstofffracht wird auf die Gesamtfracht des Jahres 2022 angerechnet, inklusive der Fracht aus der mit gesonderter wasserrechtlicher Erlaubnis erteilten Verbringung von Baggergut aus den Landeshafengewässern der Freien und Hansestadt Hamburg. Es darf daher nur Baggergut aus der Unterhaltung der Delegationsstrecke aus den in diesem Bescheid genannten Teilbereichen verbracht werden, dessen gesamte Schadstofffracht für das Jahr 2022 die laut Auswirkungsprognose aus dem Jahr 2019 maximal tolerierbare Jahresfracht nicht übersteigt.

Sollten während des Verbringzeitraums außergewöhnliche Hochwassersituationen oder deutlich höheres Oberwasser in Relation zu den diesem Bescheid zugrundeliegenden Freigabeuntersuchungen oder den Untersuchungen der Verlaufsproben des Jahres 2022 eintreten, prüft der Maßnahmenträger vor der Verbringung mit geeigneten Verfahren, ob eine Nachbeprobung erforderlich ist, mit der nachgewiesen wird, dass es zu keiner signifikant höheren Schadstofffracht kommt.

Zum ersten Absatz der Ergänzung s. Kapitel 3.

Das Oberwasser war während des Verbringzeitraums 7.1.2023 bis 19.2.2023 nicht außergewöhnlich hoch. Der höchste in diesem Zeitraum gemessene Abfluss lag bei 812 m³/s, der Mittelwert von Januar 2023 bis 19.2.2023 lag bei 668 m³/s. Dies ist für eine Frühjahrssituation normal bis niedrig und kein außergewöhnliches Hochwasser. Das übliche Frühjahrshochwasser des Jahres 2023 mit einem maximalen Abfluss von 1290 m³/s trat dieses Jahr in der zweiten Märzhälfte und damit bereits nach dem Verbringzeitraum auf. Auf eine Nachbeprobung wurde daher verzichtet.

Maßgabe 2.16 (Einvernehmen): *Sedimente aus den Landeshafengewässern dürfen im Rahmen dieses Einvernehmens nicht eingebracht werden bzw. Auflage 2.16 (wasserrechtliche Erlaubnis): Sedimente aus anderen als den in den Antragsunterlagen aufgeführten Landeshafengewässern dürfen im Rahmen dieser Erlaubnis nicht eingebracht werden.*

Sedimente aus der Delegationsstrecke wurden im Rahmen des Einvernehmens eingebracht. Sedimente aus den Landeshafengewässern wurden im Rahmen der wasserrechtlichen Erlaubnis eingebracht. Die Landeshafengewässer, aus denen in den Jahren 2021 und 2022 Sedimente in die Nordsee verbracht wurden, waren die Gebiete Parkhafen, Vorhafen, Sandauhafen und Rethe. Alle diese Gebiete sind in der Auflage 2.16 der wasserrechtlichen Erlaubnis aufgeführt.

Im folgenden Kapitel werden die nach den jeweiligen Zulassungen in den Jahren 2021 und 2022 in die Nordsee verbrachten Baggergutmengen nach der Herkunft aus den einzelnen Gebieten zeitlich aufgeschlüsselt und in Relation zum Oberwasserabfluss dargestellt.

In Abbildung 2-1 sind die Oberwasserabflüsse am Pegel Neu Darchau für die Jahre 2016 bis 2022 (und Anfang 2023) dargestellt. In den Jahren 2021 und 2022 lag die mittlere Abflussmenge der Elbe mit 567 m³/s (2021) und 443 m³/s (2022) - wie auch bereits in den Jahren bis 2014 bis 2020 – wieder deutlich unterhalb des früheren langjährigen Mittels von 683 m³/s (Mittel der Jahre 1983 – 2012). Somit hat sich die kritische hydrologische Situation niedriger Oberwasserabflüsse auch im neunten Jahr in Folge fortgesetzt.

Sowohl 2021 als auch 2022 fielen die Frühjahrshochwässer mit Spitzenwerten von 1320 m³/s (2021) und 1300 m³/s (2022) gering aus. Lediglich an 26 (2021) und 21 (2022) Tagen lagen die Werte über 1000 m³/s. Frühjahrshochwässer mit Abflussspitzen über 2000 m³/s, die einen wirksamen Spülstoß bedeutet hätten, blieben in beiden Jahren erneut aus.

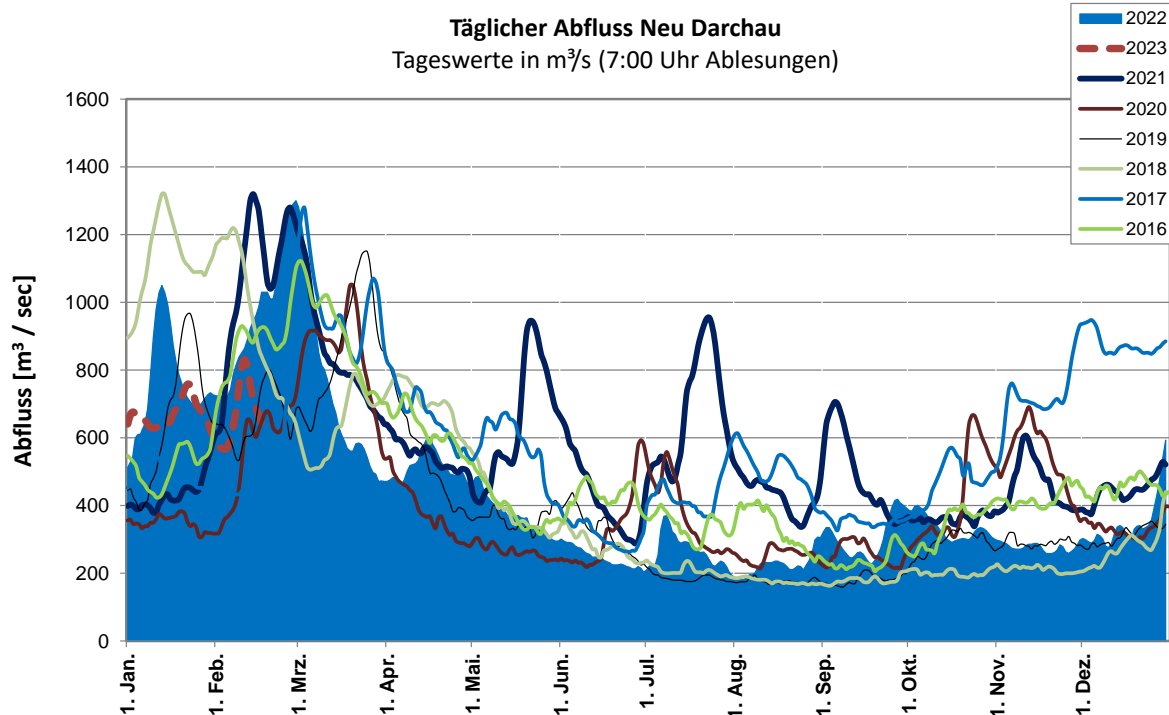


Abbildung 2-1 Abfluss am Pegel Neu-Darchau [m³/s], Gegenüberstellung der Jahreskurven 2016 bis 2022 und Anfang 2023 (Jahr 2021: fettgedruckt, Jahr 2022: ausgefüllt, Jahr 2023 von Januar bis 19.2.: gestrichelt)

Der Sommer 2021 war relativ niederschlagsreich. Hier waren drei kleinere Oberwasserwellen zu verzeichnen (Abbildung 2-1). Diese hatten zur Folge, dass im Mai und August die langjährigen Mittelwerte des Abflusses fast erreicht und im Juli und September sogar übertroffen wurden. Außerdem führten sie dazu, dass es im Jahr 2021 keine extrem niedrigen Abflüsse gab. Lediglich an drei Tagen lag der Abfluss unter 300 m³/s mit einem Minimalwert von 288 m³/s.

Im Jahr 2022 war der Abfluss vom Mai bis September hingegen durchgängig unter 400 m³/s mit einem Minimalwert von 181 m³/s. Werte unter 300 m³/s traten an 146 Tagen auf – und damit deutlich häufiger als im Jahr 2021. Werte über 500 m³/s wurden erst Ende Dezember erreicht.

Das Jahresmittel des Oberwassers lag 2021 aufgrund der relativ guten Oberwasserverhältnisse im Sommer etwas höher als in den Vorjahren (567 m³/s 2021 in Relation zu 420 m³/s 2018-2020). Im Jahr 2022 lag der mittlere Abfluss dann wieder bei 443 m³/s und damit sehr niedrig.

Aufgrund der Erhöhung der zugelassenen Mengen Anfang 2023 nach Änderungsbescheid des wasserwirtschaftlichen Einvernehmens vom 29.12.2022 (siehe Kasten zu Beginn dieses Kapitels) hat aufgrund der Ergänzung von Maßgabe 2.11 auch die Oberwassersituation bis zum 19.2.2023 betrachtet zu werden. Die Ergänzung besagt: „Sollten während des Verbringzeitraums außergewöhnliche Hochwassersituationen oder deutlich höheres Oberwasser in Relation zu den diesem Bescheid zugrundeliegenden Freigabeuntersuchungen oder den Untersuchungen der Verlaufsproben des Jahres 2022 eintreten, prüft der Maßnahmenträger vor der Verbringung mit geeigneten Verfahren, ob eine Nachbeprobung erforderlich ist, mit der nachgewiesen wird, dass es zu keiner signifikant höheren Schadstofffracht kommt“.

Das Oberwasser war während des Verbringzeitraums 7.1.2023 bis 19.2.2023 nicht außergewöhnlich hoch (Abbildung 2-1). Der höchste in diesem Zeitraum gemessene Abfluss lag bei 812 m³/s, der Mittelwert von Januar 2023 bis 19.2.2023 bei 668 m³/s. Dies ist für eine

Frühjahrssituation normal bis niedrig und kein außergewöhnliches Hochwasser. Das Frühjahrshochwasser betrug im Jahr 2023 maximal 1290 m³/s und ist erst später, nämlich in der zweiten Märzhälfte, aufgetreten.

Aufgrund des insgesamt geringen Oberwasserabflusses im Frühjahr 2021 (s.o.) begann bereits Anfang Mai 2021 eine verstärkte Sedimentation in den Hauptbaggergebieten. Am 18.6.2021 wurde daher mit der Verbringung von Material aus dem Köhlbrand zur Tonne E3 begonnen. Die Verbringungen wurden von Juni bis Oktober 2021 durchgeführt. Innerhalb dieser Zeitspanne wurden zwei Laderaumsaugbagger eingesetzt: Der Bagger Kaishuu mit einem Laderaumvolumen von 16.500 m³ und der Bagger Alexander von Humboldt mit einem Laderaumvolumen von 9.000 m³.

Vom 18.6. bis 21.7.2021 erfolgten die Verbringungen mit dem Bagger Kaishuu aus den Gebieten Köhlbrand und Parkhafen und ab 22.7.2021 aus dem Gebiet Süderelbe. Ab dem 20.7. bis zum 8.8.2021 wurde die Verbringung aus der Süderelbe vom Bagger Alexander von Humboldt fortgeführt. Über einen Zeitraum von zweieinhalb Monaten (9.8. bis 24.10.) waren dann beide Laderaumsaugbagger im Einsatz. Die mittlere Umlaufzeit beider Bagger betrug im Durchschnitt ca. 16 Stunden. Die Verbringungen erfolgten in diesem Zeitraum aus acht Teilgebieten. Dies waren die großen Gebiete der Stromelbe: Köhlbrand, Süderelbe, Norderelbe Bl. 7 und die Begegnungsbox bei Wedel sowie die Landeshafengewässer Vorhafen, Rethe, Sandauhafen und Parkhafen. In der letzten Woche, vom 24.10.2021 bis zum 30.10.2021 erfolgten die Verbringungen mit Kaishuu aus den Gebieten Norderelbe Bl. 7 und Rethe.

Aus der Delegationsstrecke (Bundeswasserstraße) wurden auf der Basis des Einvernehmens von 2016 (25.4.2016, geändert am 18.6.2018, 14.10.2019, 30.6.2021 und am 29.12.2022) zwischen dem 18. Juni und Oktober 2021 insgesamt 801.000 tTS (1.834.000 m³ LRV) verbracht, von denen der größte Anteil auf den Köhlbrand (315.000 tTS) entfiel, gefolgt von der Süderelbe (296.000 tTS) und der Norderelbe Bl.7 (162.000 tTS). Die Begegnungsbox bei Wedel wurde im Jahr 2021 erstmalig zu E3 verbracht. Die Menge war mit 28.000 tTS vergleichsweise gering.

Die Verbringung aus den Hafenzufahrten erfolgte aus den Bereichen Vorhafen, Parkhafen, Rethe und Sandauhafen. Die größte Menge an Material entfiel hierbei mit 365.000 tTS (973.000 m³ LRV) auf den Parkhafen. Aus dem Vorhafen wurde mit 288.000 tTS (793.000 m³ LRV) ebenfalls eine größere Menge an Material verbracht. Aus den beiden kleineren Gebieten Rethe (48.000 tTS) und Sandauhafen (33.000 tTS) wurde jeweils eine geringere Menge an Material ausgebaggert (Abbildung 2-2). Insgesamt wurden damit zwischen dem 20.06.2021 und dem 30.10.2021 aus den Hafenzufahrten 734.000 tTS (1.996.000 m³ LRV) auf Grundlage der wasserrechtlichen Erlaubnis entfernt.

Damit wurde im Zeitraum 18.6.2021 bis 30.10.2021 mit 285 Umläufen bei einer durchschnittlichen Umlaufzeit von 16 Stunden eine Gesamtmenge von 1,535 Mio. tTS (entsprechend 3,77 Mio. m³ LRV) in die Nordsee verbracht.

Im Jahr 2022 fiel der Oberwasserabfluss bereits Anfang April unter 500 m³/s. Nach einem kurzen Anstieg auf 600 m³/s Mitte April erfolgte ein erneuter Abfall auf unter 400 m³/s bis Ende Mai und unter 300 m³/s bis Ende Juni 2022. Aufgrund des niedrigen Oberwassers war bereits ab Anfang Mai eine verstärkte Sedimentation in den Hauptbaggergebieten zu verzeichnen.

Am 20.6.2022 wurde mit der Verbringung von Baggergut zur Tonne E3 aus den Gebieten Köhlbrand und Vorhafen begonnen. Eingesetzt wurde zunächst der Laderaumsaugbagger James Cook mit einem Laderaumvolumen von 11.750 m³. Am 12.7. begann der Laderaumsaugbagger Pedro Alvarez Cabral, der über ein Laderaumvolumen von 14.000 m³ verfügt, mit der Baggerung im Köhlbrand und in der Süderelbe.

Vom 16.7. bis zum 7.8., also für ca. drei Wochen, waren beide Bagger gleichzeitig im Einsatz. Während James Cook die Teilgebiete Vorhafen, Parkhafen, Rethe und Sandauhafen bearbeitet hat, war Pedro Alvarez Cabral ausschließlich in der Süderelbe tätig.

Im Anschluss wurden ab dem 8.8. bis zum 4.12. die Arbeiten ausschließlich von Pedro Alvarez Cabral fortgeführt. Gebaggert wurden insgesamt sieben Teilgebiete: Die drei großen Gebiete der Bundeswasserstraße Süderelbe, Norderelbe Bl. 7 und Köhlbrand sowie die vier Landeshafengewässer Vorhafen, Parkhafen, Rethe und Sandauhafen.

Die Mengen, die den einzelnen Gebieten entnommen wurden, finden sich in Abbildung 2-3. Aus der Delegationsstrecke wurden auf der Basis des Einvernehmens zwischen Juni und Dezember 2022 insgesamt 866.000 tTS (2.074.000 m³) verbracht, von denen auf die Süderelbe 525.000 tTS und auf den Köhlbrand 226.000 tTS entfielen. Aus der Norderelbe Bl. 7 war die Menge mit 115.000 tTS (223.000 m³) geringer. Aus den Hafenzufahrten wurde Material vorwiegend aus den Gebieten Parkhafen (256.000 tTS), Vorhafen (226.000 tTS) und Rethe (149.000 tTS) entnommen. Aus dem Sandauhafen wurde mit 48.000 tTS eine deutlich geringere Menge gebaggert. Insgesamt wurden damit zwischen 28.6.2022 und 4.12.2022 aus den Hafenzufahrten 678.000 tTS (1.850.000 m³ LRV) auf Grundlage der wasserrechtlichen Erlaubnis entfernt.

Die Gesamtmenge an Material, die damit im Zeitraum 20.6.2022 bis 4.12.2022 in insgesamt 279 Umläufen bei einer durchschnittlichen Umlaufzeit von 15,3 Stunden in die Nordsee verbracht wurde, betrug, wie in Abbildung 2-3 dargestellt, damit 1,54 Mio. tTS (entsprechend 3,92 Mio. m³ LRV).

Nach dem Änderungsbescheid zum wasserwirtschaftlichen Einvernehmen vom 29.12.2022 wurde die zulässige Verbringmenge um 330.000 tTS für Material aus den drei Hauptbaggergebieten der Bundeswasserstraße (Köhlbrand, Süderelbe und Norderelbe Bl. 7) erhöht. Daher konnte im Zeitraum Januar und Februar (7.1.2023 bis 19.2.2023) noch eine weitere Menge an Material zur Verbringstelle bei der Tonne E3 gebracht werden (Abbildung 2-4). Aus der Süderelbe kam die größte Menge mit 177.000 tTS und aus der Norderelbe Bl. 7 wurden 134.000 tTS gebaggert. Auf den Köhlbrand entfielen lediglich 17.000 tTS. Eingesetzt wurde der Hopperbagger Pedro Alvarez Cabral. Insgesamt wurden damit weitere 328.000 tTS (800.000 m³) Sediment im Januar und Februar 2023 auf Basis des bisherigen Einvernehmens vom 26.4.2016 (geändert am 18.6.2018, 14.10.2019, 30.6.2021 und am 29.12.2022) aus der Delegationsstrecke entfernt.

Der Änderungsbescheid der Zulassung vom 14.10.2019 sah eine Menge von 3,335 Mio. tTS aus der Bundeswasserstraße vor und die wasserrechtliche Erlaubnis entsprechend 1,66 Mio. tTS aus den Landeshafengewässern. In den Änderungsbescheiden vom 30.06.2021 wurde die zu diesem Zeitpunkt noch offene Restmenge von 3 Mio. tTS je zur Hälfte auf Bundeswasserstraße und Landeshafengewässer verteilt. Zusammen mit der am 29.12.2022 bewilligten Mengenerhöhung der Bundeswasserstraße von 0,33 Mio. tTS beläuft sich die Gesamtmenge aus beiden Zulassungen damit auf 5,33 Mio. TDS. Das Verhältnis von Bundeswasserstraße zu Landeshafengewässern beträgt über beide Änderungen hinweg insgesamt 59:41.

Aus den Landeshafengewässern wurden von Oktober 2019 bis Ende Dezember 2022 2,52 Mio. tTS verbracht. Aus der Bundeswasserstraße waren es von Oktober 2019 bis Ende Februar 2023 insgesamt 3,076 Mio. tTS. Damit betrug die gesamte Verbringmenge 5,328 Mio. tTS, wobei das Verhältnis über die Gesamtzeit damit 58:42 für Bundeswasserstraße zu Landeshafengewässern beträgt und demnach den Verhältnissen aus den Zulassungen entspricht. Die in den Änderungsbescheiden der Zulassungen vom 14.10.2019 (geändert 21.6.2021 und 29.12.2022) bewilligte Menge war damit endgültig ausgeschöpft.

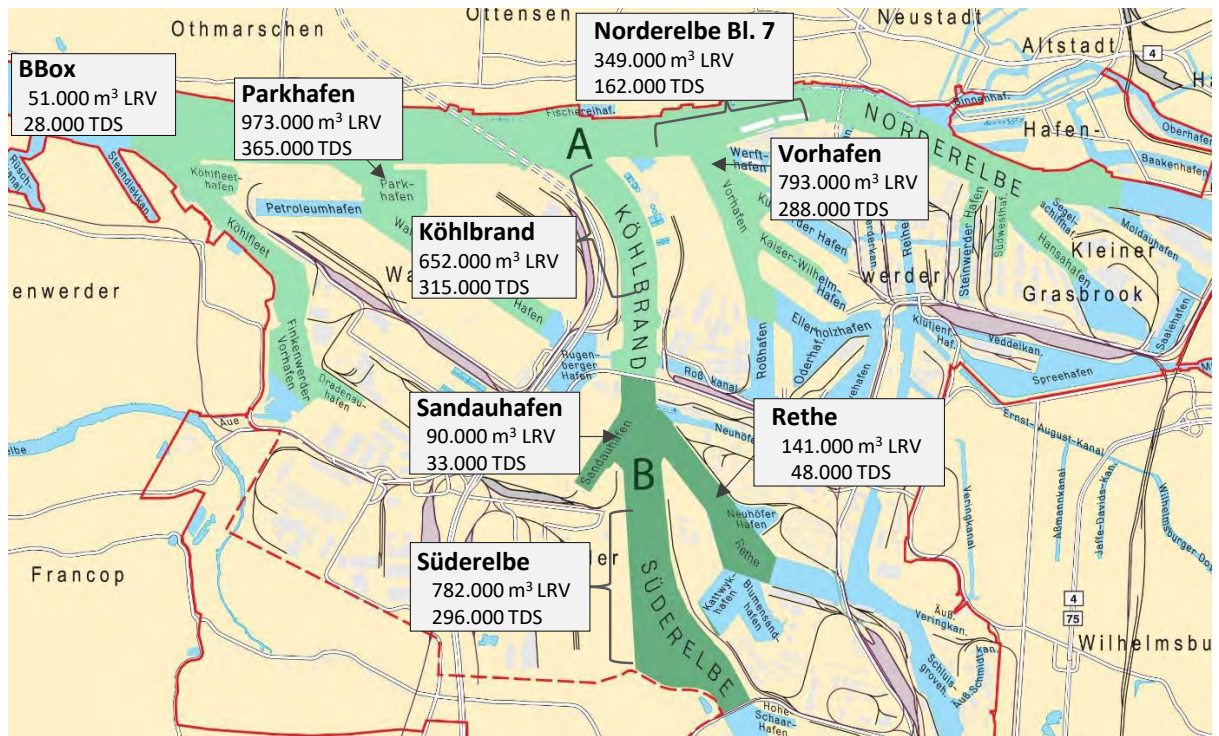


Abbildung 2-2 Herkunft und Menge der im Jahr 2021 in die Nordsee nach dem Einvernehmen resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis vom 25.4.2016 verbrachten Sedimente (Laderaumvolumen und Tonnen Trockensubstanz)

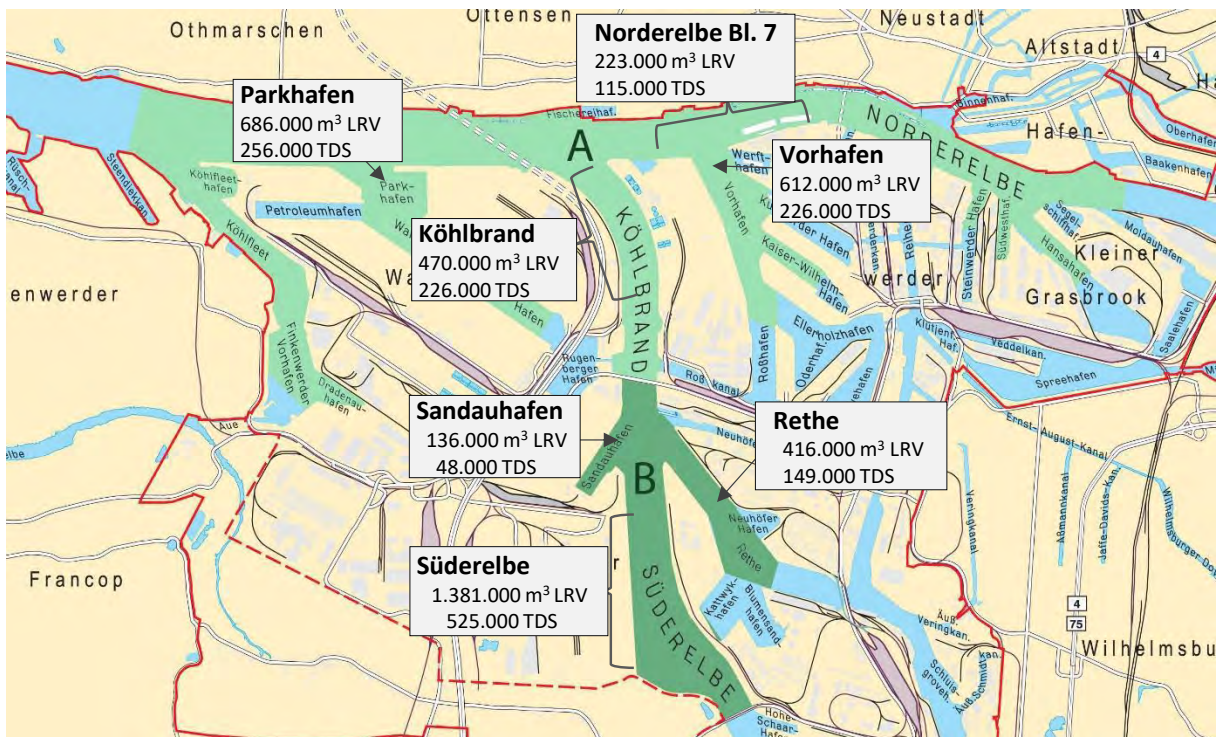


Abbildung 2-3 Herkunft und Menge der im Jahr 2022 in die Nordsee nach dem Einvernehmen resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis vom 25.4.2016 verbrachten Sedimente (Laderaumvolumen und Tonnen Trockensubstanz)

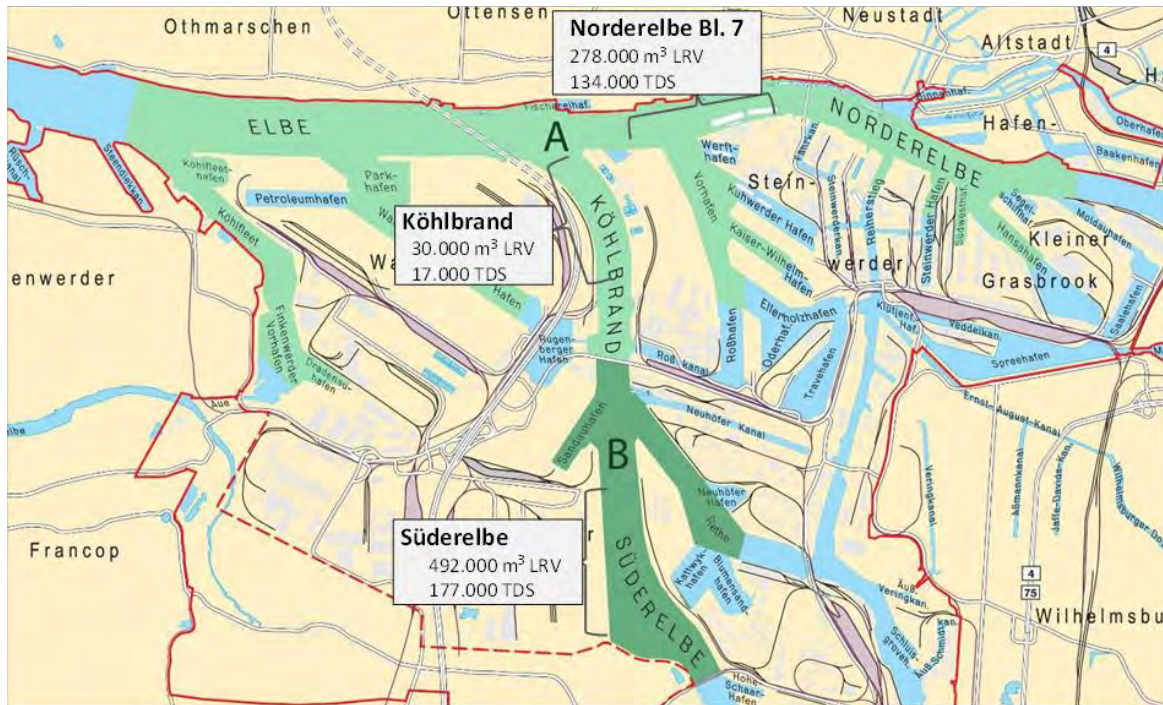


Abbildung 2-4 Herkunft und Menge der in den Monaten Januar und Februar des Jahres 2023 in die Nordsee noch nach dem Einvernehmen vom 25.4.2016 verbrachten Sedimente, s. Text (Laderaumvolumen und Tonnen Trockensubstanz)

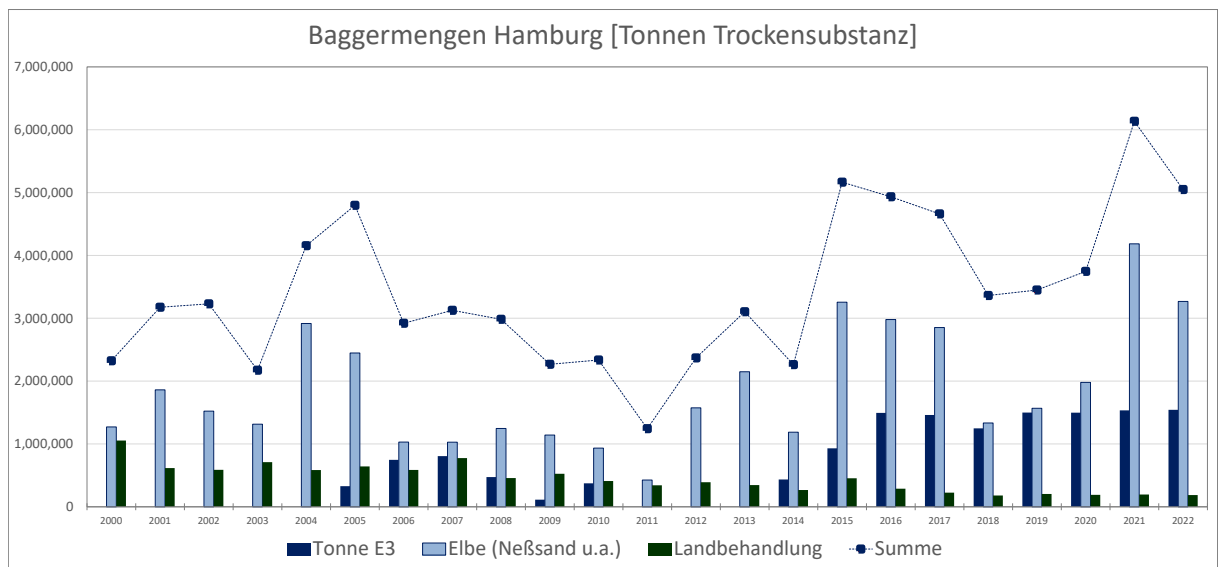


Abbildung 2-5 Übersicht über Baggergutmengen und Verbleib 2000 – 2022

3 Charakterisierung der Sedimente aus der Delegationsstrecke und aus den Hafenzufahrten

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.6: *Die aktuelle chemische und ökotoxikologische Qualität des aus den genannten Teilbereichen der Stromelbe entnommenen Sediments* muss jeweils vor der Baggergutentnahme (Freigabebeprobung) gemäß GÜBAK i.V.m. Ergänzungen zur behördlichen Umsetzung der GÜBAK in Schleswig-Holstein ermittelt werden. *in Auflage 2.6 (WRE) stattdessen: „des aus den Landeshafengewässern gemäß Ziffer 1 des Bescheids“*

Die chemische und ökotoxikologische Qualität der Sedimente in den Teilbereichen der Stromelbe und der Landeshafengewässer wurde jeweils vor der Baggergutentnahme im Rahmen von Freigabebeprobungen gemäß GÜBAK (2009) ermittelt.

Für die chemischen Untersuchungen wurden im Jahr 2021 im Rahmen der Freigabeuntersuchungen insgesamt 50 Proben aus vier Gebieten der Stromelbe (Begegnungsbox, Köhlbrand, Norderelbe Bl.7, Süderelbe) und 43 Proben aus vier Landeshafengewässern (Parkhafen, Vorhafen, Sandauhafen, Rethe) entnommen. Die ökotoxikologischen Untersuchungen wurden an 28 Proben aus der Stromelbe und 27 Proben aus den Landeshafengewässern durchgeführt.

Im Jahr 2022 wurden für die chemischen Untersuchungen in Summe 40 Proben aus drei Gebieten der Stromelbe (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7, Süderelbe) und 41 Proben aus vier Landeshafengewässern (Parkhafen, Vorhafen, Sandauhafen, Rethe) genommen. Ökotoxikologische Analysen wurden an 22 Proben aus der Stromelbe sowie an 25 Proben aus den Landeshafengewässern durchgeführt (zur Verteilung der Probenanzahlen auf die Einzelbereiche s. nächste Absätze; Maßgabe 2.8 und 2.9).

Das Teilgebiet Köhlfleet wurde ebenfalls in beiden Jahren im Rahmen der Freigabeuntersuchungen beprobt und analysiert, gleiches gilt für das Teilgebiet Begegnungsbox im Jahr 2022. Auch wenn jeweils eine Freigabe möglich gewesen wäre, wurde aufgrund der Priorisierung der Unterhaltung nach nautischen Erfordernissen aus diesen Gebieten kein Baggergut zur Tonne E3 verbracht. Daher wird auf eine Darstellung der Ergebnisse dieser Analysen im Rahmen dieses Berichts verzichtet.

Die Parameterliste umfasst die Parameter nach Tabelle 1 der GÜBAK: Zur allgemeinen Charakterisierung der Proben erfolgte eine Texturanalyse nach dem in der Anlage 4 der GÜBAK beschriebenen BfG-Verfahren der Ultraschallsiebung. Die Parameter TOC, Stickstoff und Phosphor wurden in der Gesamtfraktion analysiert. Die Schwermetalle (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink) sowie Arsen wurden gemäß GÜBAK in der < 20 µm Fraktion analysiert. Die GÜBAK empfiehlt, die Schwermetalle an 10 % der Proben auch in der Gesamtfraktion zu analysieren. Abweichend hiervon wurden in der vorliegenden Untersuchung die Schwermetallanalysen an allen Proben sowohl in der < 20 µm-Fraktion als auch in der Gesamtfraktion durchgeführt. Die organischen Schadstoffe (MKW, Summe 7 PCB, HCH-Verbindungen, Hexachlorbenzol, Pentachlorbenzol, DDT und Metabolite, PAK Summe 16 und zinnorganische Verbindungen) wurden gemäß GÜBAK in der Gesamtfraktion analysiert und (mit Ausnahme der zinnorganischen Verbindungen) auf die Fraktion < 63 µm umgerechnet.

Maßgabe 2.7 (Einvernehmen): *Die in diesen Teilbereichen der Stromelbe* aktuell anfallenden Sedimente müssen mit den jeweiligen Baggermengen und Probenahmestellen sowie chemischen Eigenschaften und toxischen Wirkungen jeweils getrennt dargestellt und bewertet werden. *in Auflage 2.6 (WRE) stattdessen: „in den verschiedenen Landeshafengewässern gemäß Ziffer 1 des Bescheides“.*

Die in den einzelnen Teilbereichen der Stromelbe und der Landeshafengewässer anfallenden Sedimente wurden hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften und ökotoxikologischen Wirkungen jeweils getrennt dargestellt und bewertet (s. Kapitel 3.1 und 3.2). Die Probenahmestellen in den einzelnen Teilbereichen sind in Abbildung 3-1 bis Abbildung 3-4 aufgeführt. Die Baggergutmengen aus den Teilbereichen sind in Abbildung 2-2 und Abbildung 2-3 dargestellt.

Maßgabe 2.8: *Für jeden dieser Teilbereiche* muss die Probenanzahl gemäß der jeweils zu entnehmenden Sedimentmengen getrennt festgelegt werden und mindestens den Anforderungen der GÜBAK entsprechen. *in Auflage 2.8 (WRE): „dieser Landeshafengewässer“*

Die Probenanzahl in den einzelnen Teilbereichen entsprach im Wesentlichen den Anforderungen der GÜBAK. Die jeweiligen Probenanzahlen in den einzelnen Teilgebieten - auch in Relation zu den

Sedimentmengen sowie den Anforderungen der GÜBAK - sind im nächsten Absatz unter Maßgabe 2.9 aufgeführt.

Maßgabe 2.9: *Die Probenzahl muss in den einzelnen Entnahmebereichen mit den bisher höchsten Belastungen weitest möglich verdichtet werden, so dass höher belastete Bereiche ggf. gesondert entnommen und entsorgt werden können. Dazu können unmittelbar benachbarte Probenahmestellen zusammen betrachtet werden, wenn diese in Art und Zusammensetzung des Sediments vergleichbar sind. Vor diesem Hintergrund sind für die einzelnen Teilbereiche jeweils vor der Entnahme pro Baggerkampagne mindestens 10 oder - mit dem Ziel der weiteren Verdichtung des Probenrasters - 14 Einzelproben auf ihre chemische und mindestens 6 oder - mit dem Ziel der Verdichtung des Probenrasters - 10 Einzelproben auf ihre ökotoxikologische Beschaffenheit hin zu analysieren.*

Aus den Teilbereichen der Stromelbe Begegnungsbox, Köhlbrand und Norderelbe Bl.7 und den Teilbereichen der Landeshafengewässer Parkhafen, Vorhafen, Rethe und Sandauhafen wurden mindestens 10 Einzelproben entnommen (Sandauhafen im Jahr 2021 mit 13 Einzelproben, Rethe im Jahr 2022 mit 11 Einzelproben).

Der Bereich der Süderelbe wurde in beiden Jahren mit 20 Einzelproben analysiert.

Die ökotoxikologischen Analysen erfolgten im Köhlbrand, in der Norderelbe Bl. 7, im Vorhafen und im Parkhafen in beiden Jahren und in der Begegnungsbox und der Rethe im Jahr 2021 sowie im Sandauhafen im Jahr 2022 an jeweils sechs Einzelproben. In der Rethe wurden im Jahr 2022 sieben und im Sandauhafen im Jahr 2021 neun Einzelproben analysiert. Die Süderelbe wurde in beiden Jahren an 10 Punkten ökotoxikologisch untersucht. Im Jahr 2021 wurde an den Proben im südlichen Drehkreis eine höhere ökotoxikologische Belastung ermittelt, die nach den Zulassungen nicht erlaubt ist (pT5, Maßgabe 2.14). Der südliche Drehkreis wurde daher von der Verbringung ausgeschlossen und die Freigabe wurde nur für das nördliche Teilgebiet erteilt.

Weitere Anzeichen für höher belastete Bereiche innerhalb der jeweiligen Teilbereiche wurden jeweils nicht festgestellt. Auf eine Zusammenfassung unmittelbar benachbarter Probenahmestellen wurde daher verzichtet. Eine Einordnung der Belastung nach der GÜBAK (2009) findet sich im Kapitel 3.1 a).

Probenanzahl der Teilgebiete in Relation zu den Empfehlungen der GÜBAK:

Die GÜBAK gibt eine Empfehlung für die Anzahl an zu untersuchenden Proben, die sich an dem zu baggernden Volumen orientiert (Kapitel 4.2.2 der GÜBAK, 2009). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in gut bekannten und gut durchströmten Gebieten, wie sie hier vorliegen, laut GÜBAK auch weniger Proben entnommen werden können. Das Volumenmaß ist in der GÜBAK nicht festgelegt. Dies ist insofern relevant, als zwischen Peilvolumen und Laderaumvolumen bedingt durch die Auflockerung und den Zusatz von Wasser beim Baggervorgang ein Faktor von 1,7 – 2,0 liegt.

Am 9. März 2020 wurde in einer Absprache zwischen MEKUN, LfU und HPA festgelegt, dass für die Freigabebehebungen ab dem Jahr 2020 in der Süderelbe statt bislang 14 Proben in Zukunft 20 Proben untersucht werden sollen, da die Belastung in dem Gebiet durch den oberstromigen Einfluss stärker ist als in den übrigen Gebieten (Maßgabe 2.9 im Einvernehmen zur Verdichtung der Anzahl im Bereich mit der höchsten Belastung). Die 20 Proben in der Süderelbe sollen gleich zu Beginn, während der normalen Freigabebehebung, genommen werden, eine gestaffelte Freigabe soll nicht erfolgen. Weiterhin wurde vereinbart, dass im „Sedimentationsraum A“, zu dem die Gebiete Köhlbrand, Parkhafen und Vorhafen gehören, die geforderte Probenanzahl von mindestens 10 wegen der Homogenität der Gebiete und einer geringeren Belastung beibehalten wird, auch wenn das zu baggernde Volumen über 500.000 m³ beträgt.

Werden die nach GÜBAK empfohlenen Probenanzahlen der Teilgebiete mit den in den Jahren 2021 und 2022 gebaggerten Volumina als Laderaumvolumen gegenübergestellt, so liegen die Gebiete Rethe und Sandauhafen sowie die Begegnungsbox und die Norderelbe Bl. 7 im Jahr 2021 sowie der Köhlbrand im Jahr 2022 mit jeweils mindestens 10 Proben pro Freigabebehebung oberhalb der erforderlichen Mindestanzahl nach GÜBAK. Für die Gebiete Vorhafen und Parkhafen in den Jahren 2021 und 2022, Köhlbrand 2021 und Norderelbe Bl. 7 im Jahr 2022 (mit der zusätzlichen Menge aus dem Januar 2023, s. Kapitel 2) liegen, aufgrund der in diesen Gebieten angefallenen, höheren Baggeregutmengen von über 500.000 m³ (Laderaumvolumina), die Probenanzahlen von 10 hingegen unterhalb der empfohlenen Mindestanzahl von 16. Im Gebiet Süderelbe, in dem über 500.000 m³ LRV verbracht wurden, wurde mit 20 Proben in beiden Jahren die empfohlene Mindestanzahl von 16 Proben hingegen wieder überschritten.

Wichtig ist hierbei, dass von den Empfehlungen der GÜBAK zur Probenanzahl bei gut bekannten und gut durchströmten Bereichen abgewichen werden kann. Die hier untersuchten Teilbereiche sind alle gut durchströmt (s. Anlage Abbildung A-4, A-5) und durch die Untersuchungen der vergangenen Jahre auch sehr gut bekannt. Freigabeuntersuchungen müssen bei Anwendung der GÜBAK, im Unterschied zu den Erfordernissen aus den hier vorliegenden Zulassungen, üblicherweise auch nicht jährlich erfolgen. Damit ist die vereinbarte Anzahl an Proben in jedem Fall als GÜBAK-konform anzusehen.

Im Verlauf der Baggerperiode Sommer bis Herbst 2021 und 2022 wurden, wie auch in den vorangegangenen Jahren, in fast allen freigegebenen Gebieten noch zusätzliche Proben genommen und chemisch analysiert, um die Entwicklung der Schadstoffgehalte über die Zeit zu verfolgen („Verlaufspuren“). Im Jahr 2021 wurden in der Norderelbe Bl. 7 und in der Begegnungsbox keine Proben entnommen, in den übrigen Teilgebieten lag die Anzahl bei drei Proben pro Gebiet. Im Jahr 2022 wurden Verlaufspuren zu mindestens zwei Terminen und in einer höheren Anzahl als in den vergangenen Jahren entnommen (im Köhlbrand 12 Proben, in allen übrigen Teilgebieten 9 Proben). Die Verlaufspuren sind nicht Bestandteil der Freigabeuntersuchung. Aufgrund der Absprache zwischen HPA und MEKUN vom März 2020 werden diese nicht benötigt, um die Maßgabe 2.9 (Maßgabe 2.9 zur Verdichtung der Anzahl im Einvernehmen) zu erfüllen. Dennoch wurden sie mit ausgewertet, um zu prüfen, ob sich die Qualität der Sedimente über den Sommer verändert hat. Die Ergebnisse zeigen für das Jahr 2021 relativ ähnliche Werte bei Freigaben und Verlaufspuren, während die Verlaufspuren im Sommer 2022 tendenziell niedriger liegen als die Freigabemittelwerte (vor allem Cadmium, aber auch pp-DDD, pp-DDE). Während im Sommer 2021 der Abfluss verhältnismäßig hoch lag, wurde im Sommer und Herbst 2022 bei den niedrigen Abflüssen mehr unterstromiges Material eingetragen als im Frühjahr bei höheren Abflüssen.

Maßgabe 2.10: *Die Ergebnisse der jeweiligen Probennahmen und Analysen sowie die Bewertung (siehe Maßgaben 2.6. - 2.9.) müssen dem MELUR als oberste Wasserbehörde des Landes Schleswig-Holstein unverzüglich zur Verfügung gestellt werden.*

Die Ergebnisse der jeweiligen Freigabeuntersuchungen inklusive einer Bewertung nach den Maßgaben des Einvernehmens resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden dem MEKUN jeweils vor Beginn der Baggerungen in den einzelnen Bereichen per E-Mail zugesandt.

Für 2021 war dies jeweils am: Köhlbrand 18.6.2021, Parkhafen 18.6.2021, Vorhafen 28.6.2021, Süderelbe Nord 14.7.2021, Rethe 2.9.2021, Sandauhafen 5.8.2021, Norderelbe Bl.7 24.9.2021, Begegnungsbox 13.10.2021.

Für 2022 war dies jeweils am: Köhlbrand 17.6.2022, Süderelbe 17.6.2022, Parkhafen 29.6.2022, Vorhafen 29.6.2022, Rethe 27.7.2022, Sandauhafen 9.8.2022, Norderelbe Bl. 7 9.8.2022.

Die Analyseergebnisse wurden parallel auf der Homepage der HPA veröffentlicht.

Vor der Verbringung von Baggergut aus dem Bereich der Delegationsstrecke und aus den Hafenzufahrten wurden die Sedimente aus den einzelnen Teilbereichen auf ihre chemische Belastung und ihre ökotoxikologische Wirkung hin untersucht.

Freigabeuntersuchungen im Jahr 2021 - Probenahmepunkte

Im Jahr 2021 wurde im Zeitraum 18.6.2021 bis 30.10.2021 Material aus insgesamt vier Bereichen der Delegationsstrecke (Begegnungsbox, Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe) entnommen und in die Nordsee verbracht. Aus der Süderelbe wurden gemäß Maßgabe 2.9 des Einvernehmens vom April 2016 und der diesbezüglichen Absprache zwischen HPA und MEKUN im März 2020 (siehe oben) jeweils 20, aus der Norderelbe Bl.7, dem Köhlbrand und der Begegnungsbox je 10 Proben entnommen und entsprechend Maßgabe 2.8 nach den Anforderungen der GÜBAK (2009) auf ihre chemische Belastung hin analysiert und bewertet. Die ökotoxikologischen Analysen erfolgten im Köhlbrand, in der Norderelbe Bl.7 und in der Begegnungsbox an 6, in der Süderelbe an 10 Einzelproben. Die Lage der jeweiligen Beprobungspunkte findet sich in Abbildung 3-1.

In der Süderelbe wurden im südlichen Drehkreis erhöhte Biotestergebnisse festgestellt (eine Probe mit pT5 im Leuchtbakterientest, s. u.). Daher wurde dieser Bereich von der Verbringung ausgenommen. Die Freigabe erfolgte nur im nördlichen Teilgebiet auf der Grundlage von

insgesamt 14 Proben für die chemischen Untersuchungen und 7 für die ökotoxikologischen Befunde.

Die am 26.4.2016 zusammen mit dem Einvernehmen erteilte wasserrechtliche Erlaubnis gestattet die Verbringung von Material aus einzelnen Hafenzufahrten. Im Jahr 2021 wurde zwischen 20.6.2021 und 30.10.2021 Material aus den Bereichen Parkhafen, Sandauhafen, Rethe und Vorhafen in die Nordsee verbracht.

Gemäß Auflage 2.8 und 2.9 der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden in den Teilbereichen je 10 Proben entnommen (Abbildung 3-2, Sandauhafen 13 Punkte) und nach den Vorgaben der GÜBAK (2009) auf ihre chemische Zusammensetzung hin analysiert und bewertet. Eine ökotoxikologische Einstufung wurde gemäß Auflage 2.9 an jeweils mindestens sechs Einzelproben pro Gebiet durchgeführt (Sandauhafen 9 Punkte).

Für das Teilgebiet Köhlfleet wurde im Mai 2021 ebenfalls eine Freigabeuntersuchung mit 10 Proben sowie ökotoxikologischen Analysen an sechs Proben durchgeführt. Die Analysen zeigten, dass auch hier eine Freigabe nach den Kriterien des Einvernehmens erteilt werden konnte. Da der Bedarf in diesem Bereich nicht als prioritär gesehen wurde, wurde da aber kein Material in die Nordsee verbracht. Auf eine Darstellung der Analyseergebnisse im Rahmen der Freigabeanalytik wird daher in diesem Bericht verzichtet.

Damit liegen für das Jahr 2021 Ergebnisse von insgesamt vier Freigabeuntersuchungen aus der Delegationsstrecke und vier Freigabeuntersuchungen aus den Hafenzufahrten vor. Ein Überblick über die chemischen Analysen findet sich in Tabelle A-2 bis Tabelle A-9. Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Analysen sind in Tabelle A-22 (Einzelwerte) und Tabelle A-24 (Mittelwerte) dargestellt. Hierbei sind die vier Gebiete der Delegationsstrecke (Begegnungsbox, Norderelbe Bl.7, Köhlbrand und Süderelbe-Nord) sowie die vier Hafenzufahrten (Parkhafen, Sandauhafen, Rethe und Vorhafen) jeweils getrennt aufgeführt.

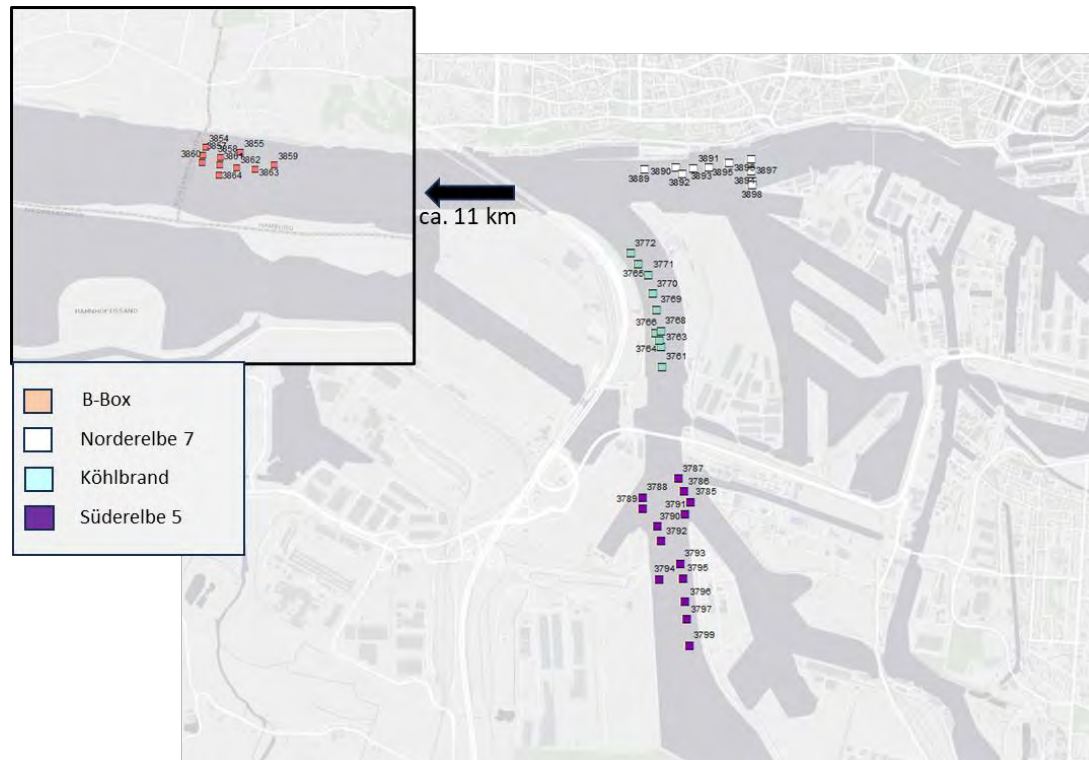


Abbildung 3-1 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2021 in den Teilbereichen der Delegationsstrecke (Süderelbe nur nördlicher Teil, s. Text).

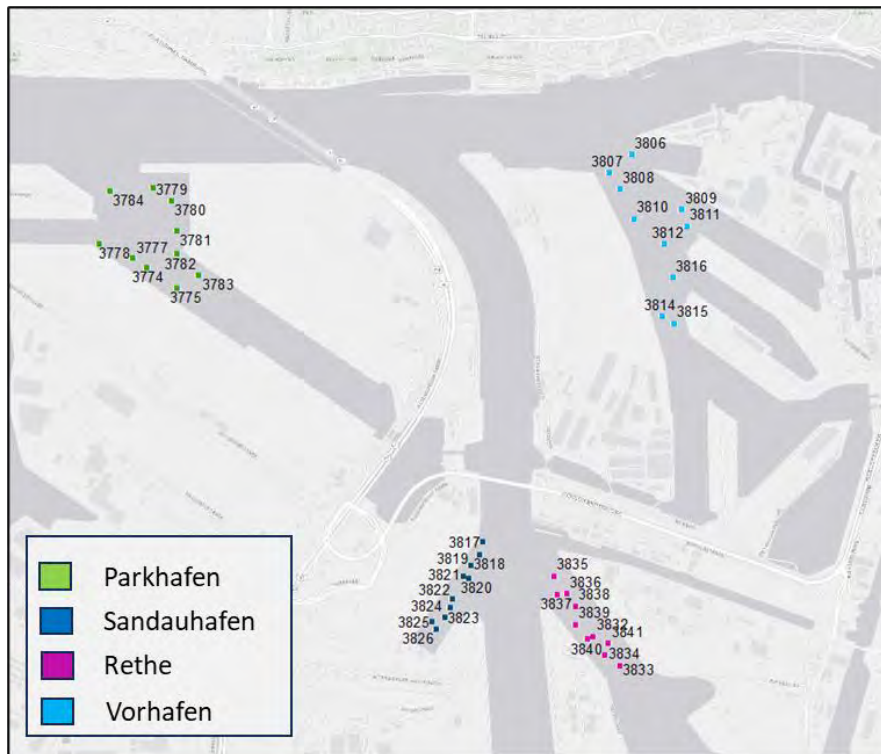


Abbildung 3-2 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2021 in den Teilbereichen der Landeshafengewässer.

Freigabeuntersuchungen im Jahr 2022 - Probenahmepunkte

Im Jahr 2022 wurde im Zeitraum 20.6.2022 bis 2.12.2022 Material aus drei Bereichen der Delegationsstrecke (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe) entnommen und in die Nordsee verbracht. Aus der Süderelbe wurden gemäß der Absprache zwischen MEKUN, LfU und HPA vom März 2020 (s. Kasten zu Beginn dieses Kapitels) zur Erfüllung von Maßgabe 2.9 des Einvernehmens vom April 2016 insgesamt 20 Proben und aus dem Köhlbrand und der Norderelbe Bl.7 jeweils 10 Proben entnommen und entsprechend Maßgabe 2.8 nach den Anforderungen der GÜBAK (2009) auf ihre chemische Belastung hin analysiert und bewertet. Die ökotoxikologischen Analysen erfolgten im Köhlbrand und in der Norderelbe Bl. 7 an 6, in der Süderelbe an 10 Einzelproben. Die Lage der jeweiligen Beprobungspunkte findet sich in Abbildung 3-3.

Für das Teilgebiet Begegnungsbox, das ebenfalls zur Delegationsstrecke gehört und 2021 erstmalig in die Nordsee verbracht wurde, wurde im Mai 2022 ebenfalls eine Freigabeuntersuchung mit 10 Proben sowie ökotoxikologischen Analysen an sechs Proben durchgeführt. Die Analysen zeigten, dass eine Freigabe hätte erteilt werden können. Aufgrund der Priorisierung nach nautischen Erfordernissen wurde aus diesen Bereichen im Jahr 2022 aber kein Material in die Nordsee verbracht. Auf eine Darstellung der Analyseergebnisse im Rahmen der Freigabeanalytik wird daher in diesem Bericht verzichtet.

Im Jahr 2022 wurde zwischen dem 28.6. und dem 4.12. gemäß der wasserrechtlichen Erlaubnis vom 26.4.2016 aus den Bereichen der Landeshafengewässer Parkhafen, Rethe, Sandauhafen und Vorhafen Material in die Nordsee verbracht. Gemäß Auflage 2.8 und 2.9 der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden in den Teilbereichen je 10 Proben entnommen (Abbildung 3-4, Rethe 11 Proben) und nach den Vorgaben der GÜBAK (2009) auf ihre chemische Zusammensetzung hin analysiert und bewertet. Eine ökotoxikologische Einstufung wurde gemäß Auflage 2.9 an jeweils sechs Einzelproben pro Gebiet durchgeführt.

Wie bereits 2021 wurde für das Teilgebiet Köhlfleet ebenfalls eine Freigabeuntersuchung mit 10 Proben sowie ökotoxikologischen Analysen an sechs Proben durchgeführt. Die Analysen zeigten, dass auch hier eine Freigabe nach den Kriterien des Einvernehmens erteilt werden konnte. Aufgrund der Priorisierung der Mengen nach nautischen Erfordernissen wurde die Freigabe 2022 aber nicht in Anspruch genommen und auf eine Darstellung der Analyseergebnisse im Rahmen der Freigabeanalytik wird daher in diesem Bericht verzichtet.

Damit liegen für das Jahr 2022 Ergebnisse von insgesamt drei Freigabeuntersuchungen aus der Delegationsstrecke und vier Freigabeuntersuchungen aus den Hafenzufahrten vor. Ein Überblick über die chemischen Analysen findet sich in Tabelle A-10 bis Tabelle A-16. Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Analysen sind in Tabelle A-23 (Einzelwerte) und Tabelle A-24 (Mittelwerte) dargestellt. Hierbei sind die beiden Gebiete der Delegationsstrecke (Köhlbrand und Süderelbe) sowie der vier Hafenzufahrten (Parkhafen, Rethe, Sandauhafen und Vorhafen) jeweils getrennt aufgeführt.

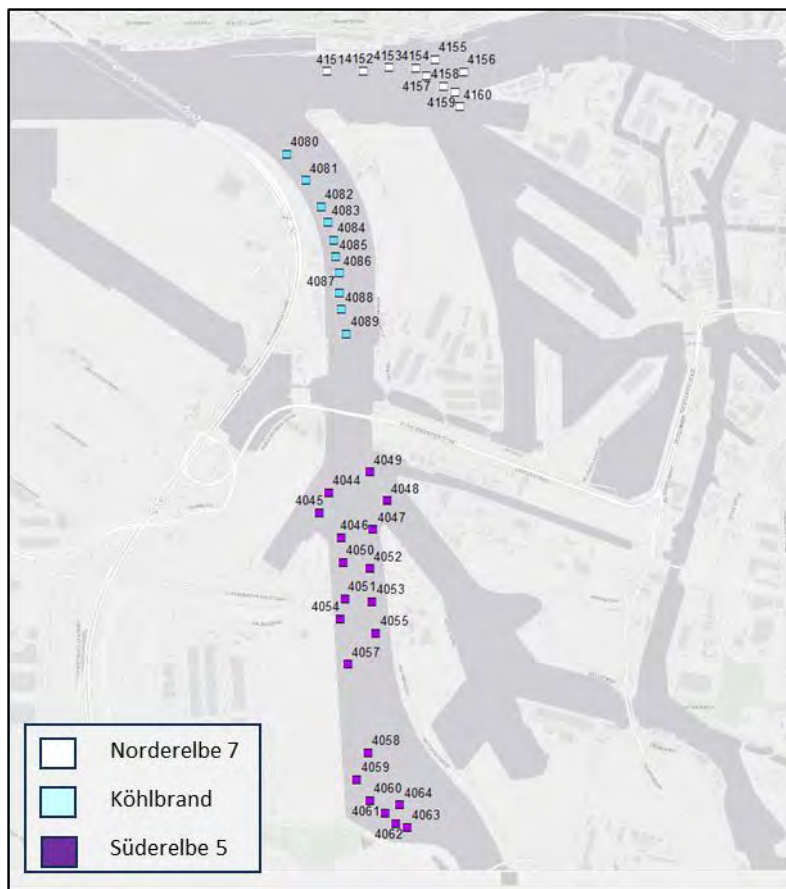


Abbildung 3-3 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2022 in den Teilbereichen der Delegationsstrecke.

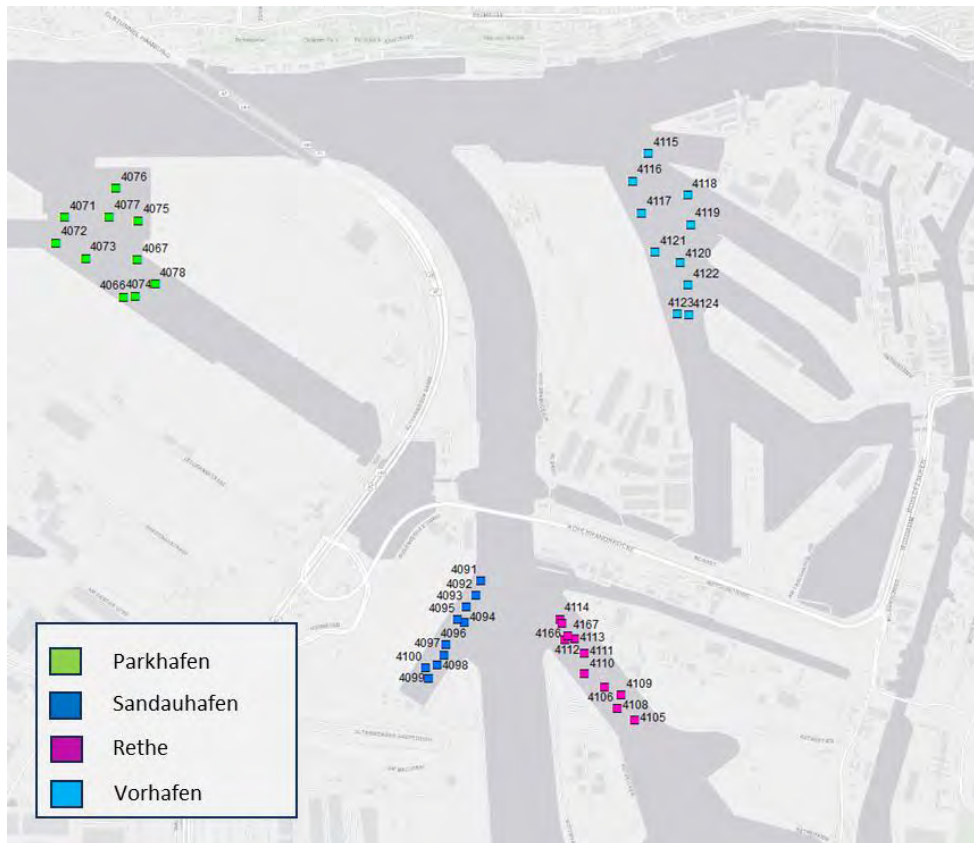


Abbildung 3-4 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2022 in den Teilbereichen der Landeshafengewässer

3.1 Chemische Belastung

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.11 (Einvernehmen): Die Schadstoff- und ökotoxikologische Belastung des zukünftig für die Einbringung vorgesehenen Baggerguts darf nicht höher sein als die des bisher ins Schlickfallgebiet zu Tonne E3 (entspricht Einbringbereich Ost gemäß Ziffer A 1) eingebrachten Sediments. Dazu dürfen die Sedimente aus den einzelnen Teilbereichen* nur dann eingebracht werden, wenn der arithmetische Mittelwert (Schwellenwert 1) ihrer jeweiligen chemischen Parameter sowie die jeweiligen ökotoxikologischen Wirkungen nicht statistisch signifikant höher ist als die entsprechenden arithmetischen Mittelwerte derselben Teilbereiche aus den Jahren 2005 bis 2015, d. h. es müssen z. B. im Baggerbereich Köhlbrand, die aktuellen Belastungswerte mit den dort vorangegangenen verglichen werden und entsprechendes jeweils bei den Baggerbereichen Süderelbe und Norderelbe. Darüber hinaus dürfen Sedimente nur dann eingebracht werden, wenn ihre Belastungen mit HCB, TBT sowie Summe 6 DDX und Metabolite die für den jeweiligen Teilbereich zwischen 2005 und 2015 ermittelten 90-Perzentil-Werte (Schwellenwert 2) nicht statistisch signifikant übersteigen. Sollten die Belastungen über den Schwellenwerten 1 und 2 liegen, wird das Material nicht eingebracht.** Bei Belastungen der Sedimente aus den Teilbereichen der Stromelbe unterhalb der unteren Richtwerte der GÜBAK (RW1) sind die vorgenannten Abgleiche nicht erforderlich.

*Auflage 2.11 (Wasserrechtliche Erlaubnis): „aus den jeweiligen Landeshafengewässern“;

**Auflage 2.11 (Wasserrechtliche Erlaubnis): „In Bezug auf die vorgenannte Auflage werden folgende Baggerbereiche miteinander verglichen:

- Die Belastung von Sedimenten aus den Landeshafengewässern Köhlfleet und Köhlfleethafen, Parkhafen und Waltershofer Hafen, Vorhafen mit Kaiser-Wilhelm-Hafen, Südwesthafen und Hansahafen (d.h. Bestandteile des so genannten Sedimentationsraums A- s. Antragsunterlage Kap. 2.1) mit den

entsprechenden Werten des bisher aus dem Bereich des Köhlbrands bei Tonne E3 verbrachten Baggerguts.

– Die Belastung von Sedimenten aus den Landeshafengewässern Sandauhafen und Rethe (d.h. Bestandteile des so genannten Sedimentationsraums B – s. Antragsunterlage Kap. 2.1) mit den entsprechenden Werten des bisher aus dem Bereich der Süderelbe bei Tonne E3 verbrachten Baggerguts.“

Ergänzung zur Maßgabe 2.11 (Einvernehmen) laut Änderungsbescheid vom 29.12.2022

Die mit der Mehrmenge von 330.000 tTS verbrachte Schadstofffracht wird auf die Gesamtfracht des Jahres 2022 angerechnet, inklusive der Fracht aus der mit gesonderter wasserrechtlicher Erlaubnis erteilten Verbringung von Baggergut aus den Landeshafengewässern der Freien und Hansestadt Hamburg. Es darf daher nur Baggergut aus der Unterhaltung der Delegationsstrecke aus den in diesem Bescheid genannten Teilbereichen verbracht werden, dessen gesamte Schadstofffracht für das Jahr 2022 die laut Auswirkungsprognose aus dem Jahr 2019 maximal tolerierbare Jahresfracht nicht übersteigt.

Sollten während des Verbringzeitraums außergewöhnliche Hochwassersituationen oder deutlich höheres Oberwasser in Relation zu den diesem Bescheid zugrundeliegenden Freigabeuntersuchungen oder den Untersuchungen der Verlaufsproben des Jahres 2022 eintreten, prüft der Maßnahmenträger vor der Verbringung mit geeigneten Verfahren, ob eine Nachbeprobung erforderlich ist, mit der nachgewiesen wird, dass es zu keiner signifikant höheren Schadstofffracht kommt.

Die arithmetischen Mittelwerte der GÜBAK-Parameter aus dem Referenzzeitraum 2005-2015 der Bereiche Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe wurden mit den arithmetischen Mittelwerten der Freigabeuntersuchungen 2021 und 2022 in den Teilbereichen der Stromelbe (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe) und den Landeshafengewässern (Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Rethe und Sandauhafen) verglichen (Tabelle A-18 und Tabelle A-19). Sofern die Werte aus dem Jahr 2021 und 2022 sowohl oberhalb des RW1 der GÜBAK als auch oberhalb des Mittelwertes des jeweiligen Referenzwertes („Schwellenwert 1“) lagen, erfolgte eine statistische Prüfung.

Im Jahr 2021 wurden von den 8 Freigabeuntersuchungen bei insgesamt 19 Prüfparametern jeweils 152 Mittelwerte mit den Referenzwerten verglichen. Von diesen Mittelwerten lagen 104 unterhalb des RW1. Von den verbleibenden 48 Werten lag keiner im arithmetischen Mittel oberhalb der jeweiligen Referenz-Mittelwerte der drei Delegationsstreckengebiete aus 2005 bis 2015 (Ergebnis Tabelle A-18).

Im Jahr 2022 wurden von den 7 Freigabeuntersuchungen bei insgesamt 19 Prüfparametern jeweils 133 Mittelwerte mit den Referenzwerten verglichen. Von diesen Mittelwerten lagen 79 unterhalb des RW1. Von den verbleibenden 54 Werten lag keiner im arithmetischen Mittel oberhalb der jeweiligen Referenz-Mittelwerte der drei Delegationsstreckengebiete aus 2005 bis 2015 (Ergebnis Tabelle A-19). Der „Schwellenwert 1“ nach Maßgabe 2.11 wird damit also bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2021 und bei keiner der 7 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2022 signifikant überschritten.

Das 90. Perzentil des Zeitraums 2005 bis 2015 der drei Parameter HCB, TBT und Summe 6 DDX („Schwellenwert 2“) wurde in den Jahren 2021 an zwei Messpunkten überschritten: Im Vorhafen von der Summe 6 DDX und in der Rethe von Hexachlorbenzol. Beide Überschreitungen liegen noch innerhalb der einfachen Messunsicherheit und sind damit nicht als signifikant zu werten. Im Jahr 2022 wurde keine Überschreitung des 90. Perzentils 2005-2015 aller drei Parameter festgestellt. Der „Schwellenwert 2“ nach Maßgabe 2.11 wird damit also bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2021 und bei keiner der 7 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2022 signifikant überschritten.

Ergänzung zur Maßgabe 2.11 vom 29.12.2022: Ein außergewöhnliches Hochwasser lag sowohl vor der Verbringung der zusätzlichen Mengen als auch im Januar / Februar 2023 während der Verbringung nicht vor (s. Kapitel 2). Die Frachtberechnungen zeigen, dass die Fracht bei den relevanten, elbetypischen Schadstoffparametern unter Einberechnung der real verbrachten Mengen und aller vorliegenden Verlaufsproben sehr dicht an der aus dem Antrag der HPA vom Dezember 2022 geblieben ist und die Fracht der elbetypischen Schadstoffe die Frachten nach den Szenarien der Auswirkungsprognose der BfG (2019) nicht übersteigen.

Maßgabe 2.12: Baggergut mit einer TBT-Belastung von über 300 µg OZK/kg darf nicht eingebracht werden. Belastungswerte im Baggergut von über 300 µg TBT (OZK)/kg wurden nicht ermittelt.

Maßgabe 2.13: *Baggergut, dessen Schadstoffgehalt eine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb der jeweiligen Einbringbereiche erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden.*

Die Beprobung des Baggergutes vor Beginn der Verbringungen in den Jahren 2021 und 2022 ließ keine ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an der Einbringstelle resp. keine signifikante Bioakkumulation außerhalb des Einbringbereichs erwarten. Die Freigabeuntersuchungen zeigten für keinen der chemischen und der ökotoxikologischen Belastungsparameter einen signifikanten Anstieg in Relation zum Referenzzeitraum 2005 bis 2015 (s. Kapitel 3.1 und 3.2). Insgesamt lag die Belastung in den Jahren 2021 und 2022 geringer als im Zeitraum 2005-2015 und auch niedriger als in den Jahren 2016 bis 2018, so dass von einer insgesamt geringeren Belastung des Materials im Vergleich zu den Vorjahren ausgegangen werden kann (Kapitel 3.1).

Die Überprüfung der Einhaltung dieser Bedingung in den Jahren 2021 und 2022 ist in Kapitel 4.3.2 (Ökotoxikologie) und Kapitel 4.7 (Bioakkumulation) dargestellt. Zu den Beprobungsterminen in beiden Jahren wurden keine signifikanten Gebietsunterschiede der ökotoxikologischen Belastung zwischen dem Einbringbereich bzw. dem Nahfeld und dem Fernfeld und Referenzgebiet ermittelt (s. Kapitel 4.3.3). Die Auswertung der Ergebnisse der Bioakkumulation ergab für die Pfeffermuschel, die Wellhornschnecke, und die Kliesche bei den einzelnen chemischen Parametern keine signifikanten Unterschiede zwischen den Proben des – den Einbringbereich umgebenden – Außenbereichs im Vergleich zu den jeweiligen Referenzgebieten (Wellhornschnecke Kapitel 4.7.1, Pfeffermuschel Kapitel 4.7.2, Kliesche Kapitel 4.7.3.) Für die Scholle wurden im Jahr 2021 signifikante Anreicherungen im Außengebiet von PCB 101 und PCB 180 gegenüber beiden Referenzgebieten im Muskelgewebe festgestellt. Eine signifikante Anreicherung im Einbringgebiet wurde nicht festgestellt. Die räumliche Verteilung der Befunde sowie die Schadstoffbelastung in Leber und Muskel der Scholle insgesamt legen nahe, dass es sich dabei nicht um baggergutbedingte Anreicherungen handelt. Eine Einvernehmensverletzung liegt somit nicht vor (s. Kapitel 4.7.4.).

Maßgabe 2.15: *Zur Ermittlung der unter 2.11. und 2.13. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Tests durchzuführen*

Für Maßgabe 2.11: Die Durchführung der statistischen Tests folgte einer Empfehlung der BfG (Anlage A-1 im Anhang; BfG, 2020b). Zum Vergleich der chemischen und der ökotoxikologischen Mittelwerte der Freigabe mit den Werten aus dem Referenzzeitraum wurde der Kruskal-Wallis-Test mit dem Post-Hoc-Test Nemenyi angewandt. Für die Prüfung, ob die Werte aus den Freigaben 2021 und 2022 das 90. Perzentil des Zeitraums 05-15 des jeweiligen Referenzbereichs signifikant überschritten haben, wurde die erweiterte Messunsicherheit der relevanten Parameter (TBT, HCB und Summe DDX) zugrunde gelegt (s. Anlage 1). Diese wurde zuvor gemäß HLOG (2002) aus verdeckten Doppelbestimmungen errechnet. Die statistischen Tests zur Prüfung der Einhaltung von Maßgabe 2.13: in der Nordsee sind im Kapitel 4.3.3 (Ökotoxikologie) und Kapitel 4.7 (Bioakkumulation) dargestellt.

a) Einordnung der Werte nach den Richtwerten der GÜBAK (2009)

Die chemischen Parameter der 8 Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2021 und der 7 Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2022 sind in Tabelle A-2 bis Tabelle A-16 aufgeführt und nach den Richtwerten der GÜBAK (2009) eingestuft. Ein Überblick über die Mittelwerte der 8 Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2021 findet sich in Tabelle A-18 und aus dem Jahr 2022 in Tabelle A-19.

Die in der < 20 µm-Fraktion analysierten Schwermetalle liegen in den Jahren 2021 und 2022 in allen Gebieten durchgängig unterhalb des Richtwertes 2 (RW2) nach der GÜBAK (2009) (Tabelle A-2 bis A-16). Die Mittelwerte der Parameter Kupfer und Zink werden alle zwischen Richtwert 1 (RW1) und Richtwert 2 (RW2) eingestuft. Die Messwerte für Arsen, Blei, Chrom und Nickel unterschreiten durchgängig den RW1 nach der GÜBAK (2009).

Die Mittelwerte des Parameters Quecksilber liegen im Jahr 2021 erstmalig in allen Teilgebieten unterhalb des RW1 der GÜBAK (2009). Bei zwei der acht Freigabeuntersuchungen (Norderelbe Bl. 7 und Parkhafen) gilt dies auch für alle Einzelwerte. Im Jahr 2022 werden in den Bereichen Vorhafen und Sandauhafen wieder Mittelwerte zwischen RW1 und RW2 festgestellt, während im

Köhlbrand, der Süderelbe und der Rethe der Mittelwert und in der Norderelbe Bl. 7 sowie dem Parkhafen auch alle Einzelwerte < RW1 liegen.

Auch die Mittelwerte für Cadmium liegen im Jahr 2021, wie bei Quecksilber, erstmalig in allen Teilgebieten unterhalb von RW1 nach der GÜBAK (2009). Für drei der Gebiete (Begegnungsbox, Norderelbe Bl. 7 und Parkhafen) gilt dies auch für alle Einzelwerte. Im Jahr 2022 bewegt sich die Mehrzahl der Mittelwerte wieder zwischen RW1 und RW2 (Süderelbe, Vorhafen, Rethe, Parkhafen, Sandauhafen). Lediglich im Köhlbrand liegt der Cadmiumgehalt im Mittel und in der Norderelbe Bl. 7 auch in allen Einzelwerten unterhalb von RW1.

Der in der Gesamtfraktion bewertete Gehalt an TBT liegt bei vier der 15 Freigabeuntersuchungen in den Mittelwerten zwischen dem RW1 und dem RW2 der GÜBAK (2009). Hierbei handelt es sich um vier Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2022 (Norderelbe Bl. 7, Parkhafen, Vorhafen und Sandauhafen). Die übrigen 11 Freigabeuntersuchungen zeigen Mittelwerte auf oder unterhalb des RW1 nach der GÜBAK (2009), für die Freigaben der Begegnungsbox 2021, Sandauhafen 2021 und Köhlbrand 2022 gilt dies auch für alle Einzelwerte. In den Jahren zuvor wurden zwar für TBT Einzelwerte unterhalb von RW1 ermittelt, jedoch noch keine Mittelwerte (E3-Jahresbericht der HPA, 2019/2020). Dies zeigt, dass sich der Trend der Abnahme der TBT-Gehalte im Vergleich der Jahre 2019/2020 zu 2021/2022 fortgesetzt hat. Überschreitungen des RW2 für TBT werden in beiden Jahren auch nicht bei Einzelwerten festgestellt.

Bei den übrigen, auf die Fraktion < 63 µm normierten organischen Schadstoffen, zeigen bei drei der 15 Freigaben insgesamt vier Parameter eine Überschreitung des RW 2 im Mittelwert. Hierbei handelt es sich um pp-DDT, seine Metabolite pp-DDD und pp-DDE sowie Hexachlorbenzol (HCB). Dies betrifft die Ergebnisse der Untersuchung Sandauhafen 2021, Rethe 2021, Rethe 2022 und Vorhafen 2022. Insgesamt noch drei Überschreitungen (pp-DDE, pp-DDD, pp-DDT, aber nicht HCB) werden bei Süderelbe 2021, Vorhafen 2021 und Süderelbe 2022 ermittelt.

Bei den Freigaben Köhlbrand 2021 und 2022 und Sandauhafen 2022 überschreiten noch zwei Parameter den RW2 (pp-DDD und pp-DDT bei Köhlbrand und pp-DDD und pp-DDE bei Sandauhafen 2022). Bei vier Freigabeuntersuchungen (Norderelbe Bl. 7 2021 und 2022, Parkhafen 2021 und 2022) überschreitet lediglich ein Parameter, nämlich pp-DDD, den RW2. Da damit in diesen 14 Freigabeuntersuchungen mindestens einer der vier Parameter (pp-DDD) über dem RW2 liegt, wird weiterhin, wie auch in den vorangegangenen Jahren, eine Falleinstufung der Sedimente dieser Teilgebiete in den Fall 3 der GÜBAK (2009) festgestellt.

Die Begegnungsbox, die unterhalb des Hamburger Hafens gelegen ist, und die bisher noch nicht zu E3 verbracht wurde, zeigt bei keinem der Mittelwerte eine Überschreitung des RW2 und ist damit als Fall 2 der GÜBAK (2009) einzustufen.

Der Parameter PCB Summe 7 liegt bei 2 der 15 Freigabeuntersuchungen im Mittel zwischen RW1 und RW2 der GÜBAK (Vorhafen 2022, Sandauhafen 2022). Bei 7 Freigabeuntersuchungen wird im Mittel der RW1 unterschritten (Süderelbe 2021, 2022, Rethe, 2021, 2022, Vorhafen 2021, Sandauhafen 2021, Norderelbe Bl. 7 2021) und bei sechs Untersuchungen (Köhlbrand 2021, 2022, Norderelbe Bl. 7 2021, BBox 2021, Parkhafen 2021, 2022) unterschreiten auch alle Einzelwerte an PCB Summe 7 den RW1.

Für α-HCH liegen die Mittelwerte einer Freigabe zwischen RW1 und RW2 der GÜBAK (Vorhafen 2022), in den übrigen 14 Freigaben wird im Mittel der RW1 unterschritten, in neun dieser Freigaben gilt dies auch für alle Einzelwerte. Die Werte für γ-HCH unterschreiten den RW1 in allen Einzelwerten durchgängig.

Der Parameter Pentachlorbenzol liegt im Mittel bei einer von 15 der Freigabeuntersuchungen zwischen RW1 und RW2 der GÜBAK (2009) (Vorhafen 2022), bei den übrigen 14 Freigabeuntersuchungen wird der RW1 im Mittel unterschritten.

Die Werte für PAK Summe 16 liegen im betrachteten Zeitraum bei allen Freigabeuntersuchungen unterhalb von RW1 der GÜBAK (2009). Bei Süderelbe 2022, Parkhafen 2022 und Sandauhafen

2022 gilt dies nur für den Mittelwert, bei den anderen 12 Freigabeuntersuchungen auch für alle Einzelwerte.

Der Parameter Kohlenwasserstoffe liegt bei allen Freigabeuntersuchungen im Mittel unter RW1. Bei 10 der 15 Untersuchungen betrifft dies auch alle Einzelwerte.

b) Prüfung der Voraussetzungen nach dem Einvernehmen / der wasserrechtlichen Erlaubnis (Maßgabe resp. Auflage 2.11 in Verbindung mit Maßgabe resp. Auflage 2.15)

Die nach Maßgabe 2.15 durchzuführenden statistischen Prüfungen wurden so gemacht wie von der BfG vorgeschlagen. Das entsprechende Prüfverfahren ist im Anhang in Anlage A-1 aufgeführt. Die arithmetischen Mittelwerte der jeweils neun Freigabeuntersuchungen der Teilgebiete Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe aus den Jahren 2005 bis 2015, die für den Vergleich der Mittelwerte aus dem Jahr 2021 und 2022 nach Maßgabe 2.11 benötigt werden, sind im Anhang in Tabelle A-17 aufgeführt. In Tabelle A-18 werden diese Werte denen der Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2021 gegenübergestellt. In Tabelle A-19 erfolgt die Gegenüberstellung der Werte des Referenzzeitraums zu denen aus dem Jahr 2022.

Hierbei werden nach Maßgabe 2.11 des Einvernehmens die Teilgebiete der Stromelbe Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe aus dem Jahr 2021 und 2022 sowie die Begegnungsbox aus dem Jahr 2021 mit den Daten des entsprechenden Vergleichsgebietes aus 2005 bis 2015 verglichen. Für die Begegnungsbox dient die Norderelbe Bl.7 als Referenzgebiet, da dies den größten Unterstromeinfluss der drei Referenzgebiete aufweist. Die Hafenzufahrten Rethe und Sandauhafen, die in unmittelbarer räumlicher Nähe zum Gebiet Süderelbe liegen, werden gemäß Auflage 2.11 der wasserrechtlichen Erlaubnis mit den Vergleichsdaten der Süderelbe aus 2005 bis 2015 abgeglichen. Die Hafenzufahrten Köhlfleet, Parkhafen und Vorhafen werden hingegen mit den Daten aus dem Gebiet Köhlbrand abgeglichen.

Zu prüfen ist nach Maßgabe 2.11 zunächst, ob die jeweiligen arithmetischen Mittelwerte der Freigabeuntersuchungen der Teilgebiete aus dem Jahr 2021 und aus dem Jahr 2022 signifikant höher sind als die jeweiligen Vergleichswerte aus den Jahren 2005 bis 2015, sofern diese oberhalb des RW1 der GÜBAK (2009) liegen. Das Ergebnis dieser Prüfung ist in Tabelle A-18 und Tabelle A-19 aufgeführt (s. auch Abbildung 3-5, Abbildung 3-6).

Da die GÜBAK (2009) insgesamt 19 Prüfparameter vorsieht und für das Jahr 2021 insgesamt 8 Freigabeuntersuchungen vorliegen, ergeben sich hier 152 Einzelvergleiche. Im Jahr 2022 liegen 133 Einzelvergleiche aus 7 Freigaben vor.

Die Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2021 weisen für 104 der 152 Mittelwerte Werte unterhalb des RW1 auf. Von den verbleibenden 48 Werten liegen alle im arithmetischen Mittel unterhalb der jeweiligen Referenz-Mittelwerte der drei Delegationsstreckengebiete aus 2005 bis 2015 (Tabelle A-18), so dass gemäß den Zulassungen keine statistische Prüfung durchgeführt werden muss. Im Teilgebiet Süderelbe wurde der südliche Drehkreis aufgrund der ökotoxikologischen Befunde von der Verbringung ausgenommen und die Freigabe erfolgte lediglich für das Gebiet „Süderelbe Nord“ (s. unten). Die Mittelwerte der Freigabeuntersuchungen unterschreiten die Referenzmittelwerte sowohl wenn nur das Teilgebiet Nord als auch wenn das gesamte Teilgebiet Süderelbe zugrunde gelegt wird.

Für das Jahr 2022 wurden von den 133 Werten 79 Werte unterhalb des RW1 registriert. Alle verbleibenden 54 Werte liegen unterhalb des Mittels aus 2005 bis 2015 (Tabelle A-19). Damit wurde das Prüfkriterium „Mittelwert“ des Einvernehmens in den Freigabeuntersuchungen aller Teilbereiche eingehalten.

Damit kann die Belastung in den Jahren 2021 und 2022 im Vergleich zu den Jahren 2005 bis 2015 eindeutig als geringer bezeichnet werden. Dies ist vermutlich auf das niedrige Oberwasser in beiden Jahren zurückzuführen, da dieses zum einen mit einem hohen Schwebstoffeintrag von

Unterstrom einhergeht und zum anderen bei geringem Oberwasser auch die eingetragene Fracht an Schwebstoffen von Oberstrom vergleichsweise niedrig ist (s. Kapitel 2). Der Schwellenwert 1 nach Maßgabe 2.11 wird also bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2021 und bei keiner der sieben Freigabeuntersuchungen im Jahr 2022 signifikant überschritten.

In einem zweiten Prüfschritt soll nach Maßgabe 2.11 ermittelt werden, ob die Einzelwerte der Parameter Hexachlorbenzol, TBT sowie DDT und Metabolite (Summe 6 DDX) die in den Teilbereichen Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe im Zeitraum 2005 bis 2015 ermittelten 90-Perzentil-Werte statistisch signifikant übersteigen. Die Werte des 90. Perzentil und die Maximalwerte sowie die zweithöchsten Werte der Freigaben aller Teilbereiche aus den Jahren 2021 und 2022 dieser drei Parameter sind in Tabelle A-21 aufgeführt und den Werten des 90. Perzentils der drei Teilbereiche Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe aus dem Zeitraum 2005 bis 2015 gegenübergestellt (s. auch Abbildung 3-5). Als Signifikanzkriterium gilt nach dem von der BfG zur Prüfung vorgeschlagenen Verfahren die erweiterte Messunsicherheit dieser Parameter, die ihrerseits aus Doppelbestimmungen ermittelt wurde (Tabelle A-21, Anlage A-1 (BfG)).

Im Jahr 2021 wurde das 90. Perzentil 2005-2015 des Referenzgebietes Köhlbrand an einem Messpunkt im Vorhafen für die Summe 6 DDX überschritten. In der Reihe wurde eine Überschreitung des 90. Perzentils 2005-2015 des Referenzgebietes Süderelbe für Hexachlorbenzol festgestellt (Abbildung 3-5). Beide Überschreitungen liegen noch innerhalb der einfachen Messunsicherheit. Sie sind damit nach dem von der BfG vorgeschlagenen Verfahren (Anlage 1) nicht als signifikant zu werten. Im Jahr 2022 wurde keine Überschreitung des 90. Perzentils 2005-2015 aller drei Parameter festgestellt (Tabelle A-21). Der Schwellenwert 2 nach Maßgabe 2.11 wird damit also bei keiner der acht Freigabeuntersuchungen im Jahr 2021 und bei keiner der sieben Freigabeuntersuchungen im Jahr 2022 signifikant überschritten.

Es wurden in den Jahren 2021 und 2022, wie in den Jahren davor, im Verlauf des Jahres nach der Freigabe noch Proben in den einzelnen Teilgebieten genommen (so genannte „Verlaufspuren“). Diese werden nach Auffassung von MEKUN und HPA, wie auf einem Treffen im März 2020 festgestellt, nicht als notwendig angesehen, um die Maßgabe 2.9 (Maßgabe zur Verdichtung der Anzahl) zu erfüllen. Die Verlaufspuren sind ebenfalls kein Bestandteil der Freigabeuntersuchung und auch nicht der Freigabestatistik. In der E3-Monitoring-AG wurde im März 2021 beschlossen, dass diese Proben zukünftig im E3-Jahresbericht nur dargestellt werden sollen, wenn aus den Ergebnissen Abweichungen zu den Freigabeuntersuchungen ersichtlich sind.

Die Verlaufspuren, die seit 2016 unregelmäßig in den einzelnen Gebieten genommen wurden, betragen meist drei pro Gebiet. Ziel der Datenerhebung ist es, den Verlauf der Belastung über den Sommer zu verfolgen. Im Jahr 2022 wurden insgesamt 9 bis 12 Proben an zwei bis drei Terminen genommen, so dass hier ein genauere Vergleich über die Zeit möglich ist. Die Daten aus den Jahren 2021 und 2022 sind als Mittelwerte in Tabelle A-20 aufgeführt und den Mittelwerten aus den Freigabeuntersuchungen gegenübergestellt (für vier der Parameter siehe auch Abbildung 3-6).

Über beide Jahre betrachtet ergeben sich bei dem Vergleich der Mittelwerte von Freigaben und Verlaufspuren 247 Wertepaare. Alle Mittelwerte, sowohl die der Verlaufspuren als auch die der Freigaben, liegen unterhalb der Richtwerte aus 2005-2015 (Schwellenwert 1 nach Maßgabe 2.11). In 156 Fällen liegen beide Werte unter RW1 (63 % der Werte) und werden nicht weiter betrachtet. In 91 Fällen wird der RW1 von mindestens einem der beiden Werte überschritten. Hierbei liegen 17 Mittelwerte der Verlaufspuren, entsprechend 19 %, über den Werten der Freigabe. Werden die beiden Untersuchungsjahre verglichen, so zeigt sich ein deutlicher Unterschied: 14 dieser Werte stammen aus dem Jahr 2021, und nur drei aus dem Jahr 2022.

Die Mehrzahl der im Jahr 2021 höheren Werte betrifft pp-DDD sowie Kupfer, während für Cadmium und PCB Summe 7 tendenziell niedrigere Werte ermittelt werden (Abbildung 3-6). Insgesamt sind die Unterschiede bei den Mittelwerten der Freigaben im Vergleich zu den

Verlaufspröben im Jahr 2021 nicht sehr ausgeprägt, während die Verlaufspröben im Sommer 2022 z.T. deutlich niedriger liegen als die Freigaben (s. z.B. Abbildung 3-6 für Cadmium).

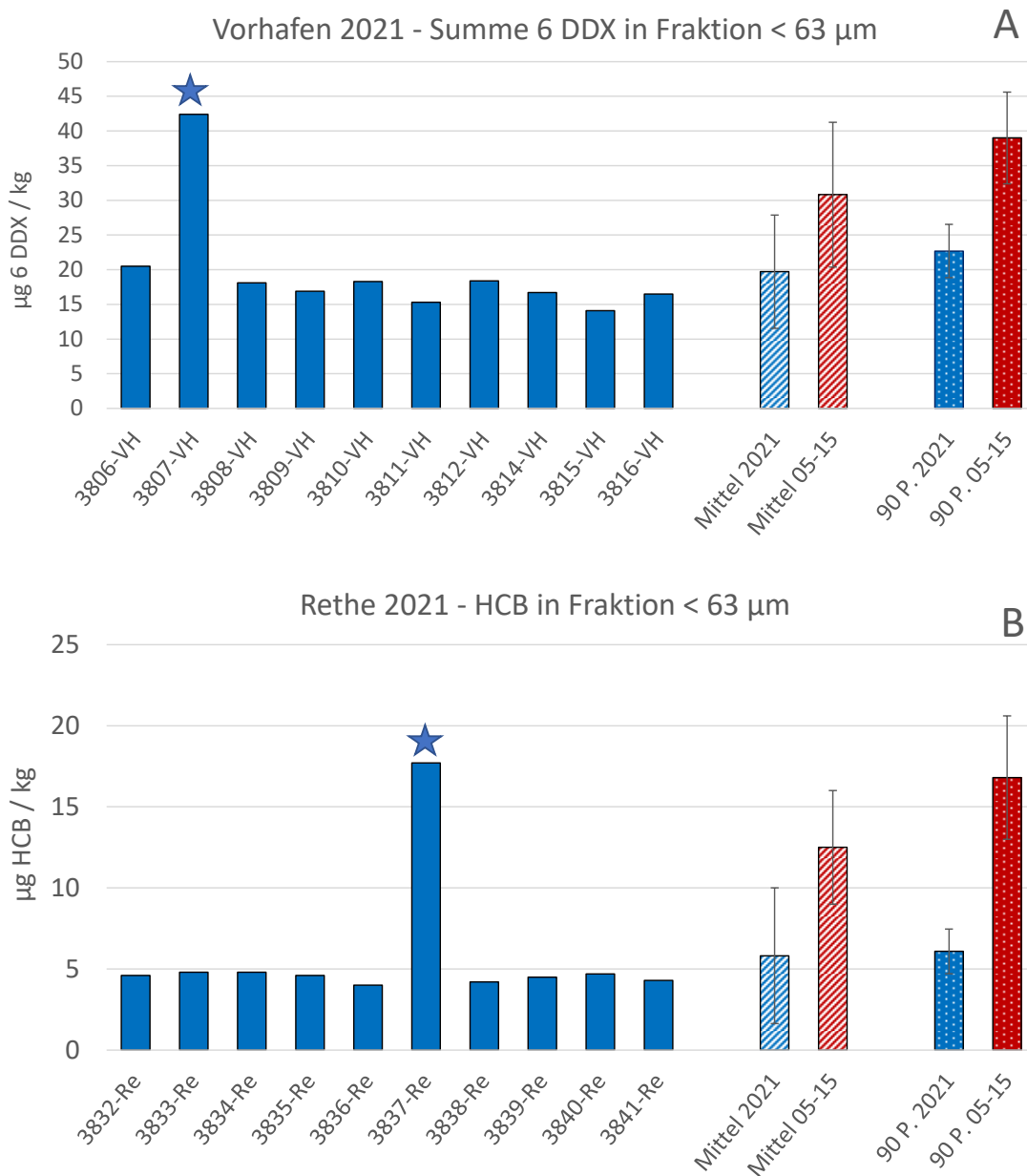


Abbildung 3-5 Einzelwerte der Freigaben aus dem Vorhafen 2021 (Summe 6DDX, A) und Rethe 2021 (HCB, B) in Relation zu den Mittelwerten und dem 90. Perzentil der jeweiligen Freigabe und des Referenzzeitraums 2005-2015. Balken der Mittelwerte geben Standardabweichung an. Balken des 90. Perzentils geben die erweiterte Messunsicherheit an. Sternchen bezeichnen Überschreitungen des 90. Perzentils aus 2005-2015.

In den vergangenen Jahren wurde wiederholt festgestellt, dass die Verlaufspröben im Durchschnitt eine geringere Belastung zeigen als die Proben der Freigabeuntersuchung. Dies ist ein Indiz dafür, dass über den Sommer bei den niedrigen Abflüssen mehr unterstromiges Material eingetragen wird als im Frühjahr bei höheren Abflüssen. Die Werte des Jahres 2022 zeigen ebenfalls die erwartete Abnahme, während im Jahr 2021 die Belastung in etwa gleich geblieben ist. Hierfür ist sehr wahrscheinlich die Oberwasserwelle des Jahres 2021 verantwortlich, die dafür gesorgt hat, dass weniger niedrig belastetes Sediment von Unterstrom in den Hafen eingetragen wurde (Kapitel 2).

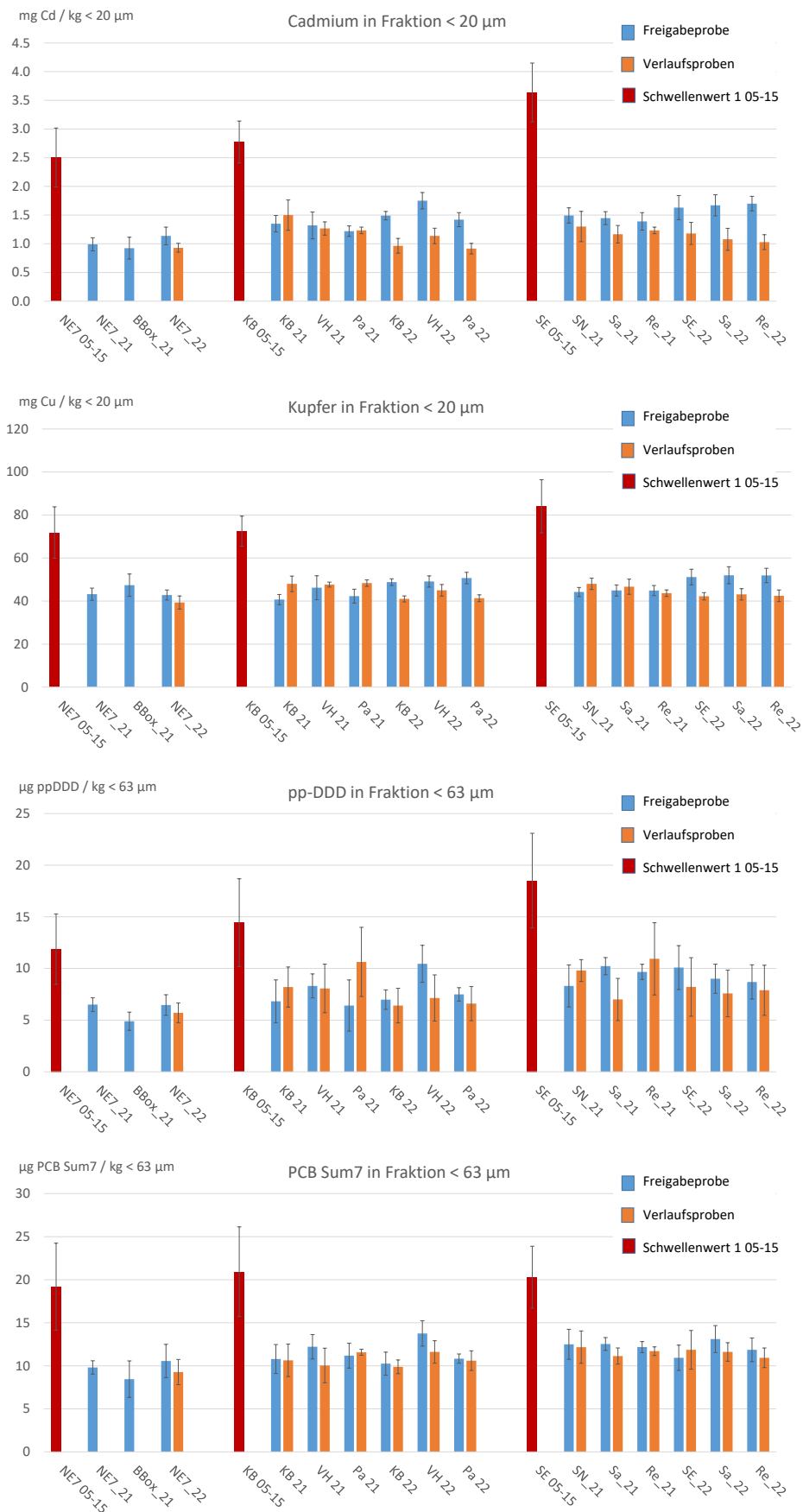


Abbildung 3-6 Mittelwerte der Freigabe- und Verlaufspröben 2021 und 2022 in Relation zu den Referenzwerten aus 2005-2015 für vier Parameter

Tabelle 3-1 Berechnete Schadstofffrachten für 2022 unter Berücksichtigung einer Mehrmenge von 330.000 tTS im Vergleich zu den gemittelten Schadstofffrachten (Szenarien a und b) der BfG AP (2019) – Prognose im Antrag der HPA im Vergleich zu Frachten mit und ohne Berücksichtigung der Verlaufsproben (s. Text)

	Prognose (Antrag)	1,543,340	1,543,340
Zusätzliche Verbringmenge TDS in 2023	330,000	280,000	280,000
Verbringmenge TDS 2022	1,540,000	1,540,000	1,540,000
Berechnungsgrundlage Verbringmenge TDS	Verlaufsproben teilweise mit eingerechnet (s. Text)	Freigaben und Verlaufsproben eingerechnet	nur Freigaben eingerechnet
	Fracht in % der AP	Fracht in % der AP	Fracht in % der AP
Metalle in der Fraktion < 20 µm			
Arsen in < 20 µm	170	166	166
Blei in < 20 µm	148	144	145
Cadmium in < 20 µm	93	92	95
Chrom in < 20 µm	170	167	170
Kupfer in < 20 µm	120	116	118
Nickel in < 20 µm	178	173	175
Quecksilber in < 20 µm	74	73	75
Zink in < 20 µm	124	121	124
Polycyclische Aromate <63µm			
PAK16	99	101	100
Polychlorierte Biphenyle <63 µm			
PCB7	94	94	94
Hexachlorcyclohexane < 63 µm			
a-HCH	70	68	72
g-HCH	56	55	57
DDT + Metabolite < 63 µm			
p,p'-DDE	101	102	105
p,p'-DDD	91	94	96
p,p'-DDT	79	81	90
Chlorbenzole < 63 µm			
Pentachlorbenzol	98	96	94
Hexachlorbenzol	84	87	87
Organozinnverbindungen			
TBT-Kation < 2 mm	80	80	81

Da Ende des Jahres 2022 die nach dem Einvernehmen von 2019 bewilligten Mengen ausgeschöpft waren, weiterhin aber ein nautischer Bedarf zur Verbringung von Material aus der Bundeswasserstraße bestand, hat die HPA im Dezember 2022 beim MEKUN den Antrag auf die Verbringung einer Mehrmenge aus der Bundeswasserstraße im Rahmen des bestehenden Einvernehmens gestellt. Begründet wurde dies damit, dass aufgrund der gesunkenen Schadstoffkonzentration im Baggergut die Frachten insbesondere der kritischen Parameter noch unterhalb der Mengen lagen, die durch die in der Auswirkungsprognose der BfG von 2019 zugrunde gelegten Szenarien gedeckt wären.

Der Antrag basiert auf einer Prognose der Schadstofffrachten, für die sowohl die Freigabebeprobungen für die Mengen nach dem Einvernehmen als auch die bis Anfang Dezember vorliegenden Ergebnisse der Verlaufsproben für eine Mehrmenge eingerechnet wurden. Diese wurden in Relation zu den Szenarien der Auswirkungsprognose der BfG gesetzt (Tabelle 3-1, linke Spalte).

Die sich ergebende Fracht der Schwermetalle liegt für einzelne Parameter teilweise deutlich über den Annahmen der Auswirkungsprognose. Dennoch ist diese Zunahme als eher unkritisch einzuschätzen, da die Konzentrationen für Arsen, Blei, Chrom und Nickel in Nordsee und Tideelbe ein vergleichbares Niveau aufweisen (Kapitel 4.3.2). Diese Schadstoffe weisen zudem Konzentrationen unterhalb von Richtwert 1 der GÜBAK (2009) auf und entsprechen damit der Belastung im Küstennahbereich (Tabelle A-2 bis A-19). Die aus ökologischer Sicht kritischen Schwermetalle Cadmium und Quecksilber überschreiten die 100% Schwelle nicht und liegen damit im Rahmen der Annahmen der Auswirkungsprognose.

Für die Bewertung wurde eine zusätzliche Menge von 330.000 tTS aus der Bundeswasserstraße als zulässig angesehen. Dabei standen die bioakkumulierenden, organischen Schadstoffe besonders im Fokus (DDT und Metabolite, PAK, PeCB, HCB). Diese befanden sich in der Prognose im tolerierbaren Rahmen der durch die BfG-Auswirkungsprognose abgedeckten Schadstofffracht

(101 % bei pp-DDE, bei PAK 99 % und Pentachlorbenzol 98 % in Relation zur ursprünglichen Bewertungsgrundlage).

Das MEKUN hat den Antrag am 29.12.2022 bewilligt, unter der Voraussetzung, dass die mit der Mehrmenge von 330.000 tTS verbrachte Schadstofffracht auf die Gesamtfracht des Jahres 2022 anzurechnen ist (Ergänzung Maßgabe 2.11, Kasten zu Beginn des Kapitels). Die maximal tolerierbare Jahresfracht gemäß Auswirkungsprognose der elbetypischen Schadstoffe darf dabei nicht überstiegen werden und es ist zusätzlich darauf zu achten, dass keine außergewöhnliche Hochwassersituation resp. ein deutlich erhöhtes Oberwasser im Verbringzeitraum vorliegt. In diesem Fall wäre gemäß Ergänzung zu Maßgabe 2.11 die Notwendigkeit einer Nachbeprobung zu prüfen, mit der nachgewiesen wird, dass es zu keiner signifikant höheren Schadstofffracht kommt.

Der Oberwasserabfluss lag bis Ende Dezember unter $400 \text{ m}^3/\text{s}$ und war damit sehr gering. Im Verbringzeitraum Januar / Februar 2023 betrug er im Mittel knapp über $600 \text{ m}^3/\text{s}$, was als normal bis niedrig für die Jahreszeit angesehen werden kann (s. Kapitel 2). Die Notwendigkeit einer Nachbeprobung entfiel damit.

Die letzten Verlaufsproben wurden im November 2022 genommen. Die Ergebnisse wurden Anfang Januar 2023 geliefert, so dass zum Zeitpunkt der Antragsstellung noch nicht alle Ergebnisse berücksichtigt werden konnten. In der mittleren Spalte in Tabelle 3-1 sind die im Zeitraum 2022 bis Februar 2023 tatsächlich verbrachten Mengen unter Berücksichtigung aller Ergebnisse aufgeführt. Die Verlaufsproben wurden nur für die Zusatzmenge herangezogen.

Zwischen „Mengen nach Prognose“ (linke Spalte) und „real verbrachten Mengen“ (mittlere Spalte) kam es zu geringfügigen Verschiebungen. Daher weichen die Werte der mittleren Spalte geringfügig von denen der linken Spalte in Tabelle 3-1 ab. Die rechte Spalte zeigt die Werte ohne Berücksichtigung der Verlaufsproben, die z.T. geringfügig höher liegen würden. Es ergeben sich unter Einbeziehung aller Proben nur wenige Prozentpunkte Abweichungen nach oben oder unten zur Prognose, so dass die vorliegenden Ergebnisse weitgehend denen aus dem Antrag entsprechen.

3.2 Ökotoxikologische Wirkung

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.11: *Text s. Kapitel 3.1*

Die arithmetischen Mittelwerte der marinen Toxizitätsklasse der Bereiche Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe 2005-2015 wurden im Jahr 2021 und im Jahr 2022 den arithmetischen Mitteln der Freigabebeprobungen aus der Stromelbe (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7, Begegnungsbox (nur 2021) und Süderelbe (2021 nur Süderelbe-Nord)) und den Landeshafengewässern (Parkhafen, Vorhafen, Rethe und Sandauhafen) gegenübergestellt (Tabelle A-24).

Die Mittelwerte der Freigaben 2021 in den Gebieten Parkhafen, Vorhafen, Norderelbe Bl. 7, Süderelbe Nord und Köhlbrand lagen mit der marinen Testpalette niedriger als im Referenzzeitraum 2005-2015. In den Gebieten Sandauhafen und Rethe lagen die arithmetischen Mittelwerte der marinen Testpalette zwar oberhalb der Referenzwerte 2005-2015 der jeweiligen Gebiete, die Differenz war jedoch nicht statistisch signifikant ($\alpha < 0,05$; s. Maßgabe 2.13, Tabelle A-24, Abbildung 3-7).

Im Jahr 2022 wurden in sechs der sieben freigegebenen Gebiete (Köhlbrand, Parkhafen, Vorhafen, Süderelbe, Rethe und Norderelbe Bl. 7) mit der marinen Testpalette niedrigere Mittelwerte als im Referenzzeitraum 2005-2015 festgestellt (Tabelle A-24, Abbildung 3-7). Im Sandauhafen lag das arithmetische Mittel höher als im Referenzzeitraum, die Differenz war jedoch nicht signifikant ($\alpha < 0,05$; s. Maßgabe 2.13, Tabelle A-24, Abbildung 3-7).

Maßgabe 2.13: *Text s. Kapitel 3.1*

Die Beprobung des Baggergutes vor Beginn der Verbringung in den Jahren 2021 und 2022 ließ keine ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an der Einbringstelle erwarten. Die Freigabeuntersuchungen zeigten für die ökotoxikologischen Belastungsparameter keinen signifikanten Anstieg in Relation zum Referenzzeitraum 2005 bis 2015.

Die Mittelwerte der Freigaben 2021 und 2022 lagen in den Teilgebieten größtenteils niedriger als die jeweiligen Referenzmittelwerte der Jahre 2005 bis 2015. Sofern sie höher lagen, war diese Differenz jedoch nicht statistisch signifikant ($\alpha < 0,05$; s. Maßgabe 2.11, oben) resp. das Gebiet wurde von der Verbringung ausgeschlossen (Süderelbe südlicher Drehkreis 2021, s. Maßgabe 2.14).

Die Überprüfung der Einhaltung dieser Bedingung im Jahr 2021 und im Jahr 2022 ist in Kapitel 4.3.3 (Ökotoxikologie Nordsee) dargestellt. Zu den Beprobungsterminen in den Jahren 2021 und 2022 wurden keine signifikanten Gebietsunterschiede der ökotoxikologischen Belastung zwischen dem Einbringbereich bzw. dem Nahfeld und dem Fernfeld und dem Referenzgebiet ermittelt (s. Kapitel 4.3.3).

Maßgabe 2.14: *Unabhängig davon darf Baggergut mit einer hohen und sehr hohen Toxizität, d. h. pT-Werten von 5 und 6, nicht eingebracht werden.*

Im Jahr 2021 wurde in der Süderelbe ein Wert von pT 5 im südlichen Drehkreis ermittelt. Dieses Gebiet wurde daher von der Freigabe ausgeschlossen und die Freigabe bezieht sich nur auf das Teilgebiet „Süderelbe – Nord“. Weitere Werte von pT 5 und 6 wurden nicht festgestellt.

Maßgabe 2.15: *Zur Ermittlung der unter 2.11. und 2.13. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Tests durchzuführen.*

Zur Signifikanzprüfung nach Maßgabe 2.11 wurde der Kruskal-Wallis-Test mit dem Post-Hoc-Test Nemenyi durchgeführt (s. Tabelle A-24). Für Maßgabe 2.13 s. dort sowie Kapitel 4.3.3 (Ökotoxikologie Nordsee).

Zur Prüfung der ökotoxikologischen Wirkung von schadstoffbelasteten Sedimenten werden ökotoxikologische Tests durchgeführt. Dabei werden Mikroorganismen aus verschiedenen taxonomischen Gruppen und Trophieebenen entweder im Kontakttest direkt dem Sediment oder - in den meisten Fällen - dem Eluat oder / und Porenwasser der Sedimente ausgesetzt. Im Testansatz wird dann geprüft, ob und inwieweit die Organismen beeinträchtigt werden.

Zur Bewertung der ökotoxikologischen Wirkungen auf die unterschiedlichen Modellorganismen wird die von einer Umweltprobe ausgehende Toxizität dadurch charakterisiert, wieviel-mal eine Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt werden muss, damit sie nicht mehr signifikant toxisch wirkt.

Angegeben wird dieses als pT-Wert (pT 0 = unverdünnt bis pT 6 = mindestens sechsmal verdünnt). Werden mehrere Biotestverfahren eingesetzt, wird die Toxizitätsklasse der Umweltprobe durch den höchsten pT-Wert bestimmt. Diese Bewertung kann nur bei den Tests angewandt werden, bei denen mit Verdünnungsreihen gearbeitet wird.

Gemäß des von der BfG entworfenen Monitoringprogramms werden an den zur Verbringung vorgesehenen Sedimenten der marine Algentest und der Leuchtbakterientest jeweils am Porenwasser und am Eluat angewendet (marine Testpalette). Der höchste der vier pT-Werte bestimmt die Klasseneinstufung.

a) Einordnung der pT-Werte im System der ökotoxikologischen Belastungsklassen

In dem Jahr 2021 wurden 52 und im Jahr 2022 wurden 47 Sedimentproben ökotoxikologisch untersucht. Eine detaillierte Auflistung der pT-Werte, die in den verschiedenen Biotesten ermittelt wurden, sowie der resultierenden Klasseneinstufungen der Freigabeuntersuchungen ist im Anhang in Tabelle A-22 und Tabelle A-23 angegeben.

In Tabelle A-24 und in Abbildung 3-7 sind die arithmetischen Mittelwerte der Klassen der marinen Testbatterie aus dem Jahr 2021 sowie die Mittelwerte der marinen Testbatterie aus dem Jahr 2022 den Referenzwerten aus 2005-2015 gegenübergestellt.

Die Spanne der in den Freigaben ermittelten pT-Werte reicht in den Jahren 2021 und 2022 von pT 0 (unbelastet) bis zu pT 4 (belastet) (Tabelle A-22, A-23). In der Süderelbe wurde im Jahr 2021 im südlichen Drehkreis auch ein Wert von pT 5 (hoch belastet) festgestellt. Das südliche Teilgebiet der Süderelbe wurde daher von der Verbringung ausgeschlossen und die Freigabe bezieht sich nur auf das nördliche Teilgebiet (Süderelbe – Nord) (Abbildung 2-2). Im Jahr 2022 wurden in keiner Probe Werte von pT 5 (hoch belastet) und pT 6 (sehr hoch belastet) festgestellt.

Im Jahr 2021 werden mittels der marinen Testbatterie in den freigegebenen Teilgebieten die Klassen 0 (unbelastet) und I (sehr gering belastet) am häufigsten ermittelt, gefolgt von den Klassen II (gering belastet) und III (mäßig belastet). Eine Einstufung in Klasse IV erfolgt noch in 10 % der Fälle (Tabelle A-22). Die höchste Einstufung kommt durch den Leuchtbakterientest im Porenwasser zustande, gefolgt vom Leuchtbakterientest im Eluat. Die niedrigsten Werte werden mit dem Algentest an Eluaten erzeugt. Die Spanne der arithmetischen Klassenmittel reicht von 0,0 (Begegnungsbox, Parkhafen) bis 2,8 (Reihe, Sandauhafen).

Im Jahr 2022 wird mittels der marinen Testbatterie die Klasse II (gering belastet) am häufigsten ermittelt, gefolgt von der Klasse I (sehr gering belastet). Die Klasse IV (belastet) wird noch in einer Häufigkeit von 6 %, die Klassen III (mäßig belastet) und 0 (unbelastet) von 4 % gefunden (Tabelle A-23). Auch in diesem Jahr kommt die höchste Einstufung wieder durch den Leuchtbakterientest im Porenwasser zustande, gefolgt vom Leuchtbakterientest am Eluat. Der marine Algentest ergibt niedrigere Werte bis maximal pT 2 (gering belastet).

Die Spanne der arithmetischen Klassenmittel reicht für die marine Testbatterie von 0,2 (Kühlbrand) bis 2,4 (Sandauhafen).

b) Prüfung der Voraussetzungen nach dem Einvernehmen / der wasserrechtlichen Erlaubnis (Maßgabe resp. Auflage 2.11 in Verbindung mit Maßgabe resp. Auflage 2.15)

Gemäß Einvernehmen resp. wasserrechtlicher Erlaubnis darf die ökotoxikologische Belastung des für die Einbringung vorgesehenen Baggerguts nicht höher sein als die des bisher ins Schlickfallgebiet zu Tonne E3 verbrachten Sediments. Hierbei dürfen die aktuellen Belastungen der jeweiligen Freigabeuntersuchungen in den einzelnen Gebieten im Jahr 2021 resp. im Jahr 2022 nicht statistisch signifikant höher sein als die arithmetischen Mittelwerte der ökotoxikologischen

Wirkungen der Teilbereiche Köhlbrand, Süderelbe und Norderelbe Bl.7 aus dem Zeitraum 2005 bis 2015.

Die arithmetischen Mittelwerte der Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2021 und 2022 sind im Anhang in Tabelle A-24 aufgeführt und den Referenzmittelwerten aus den Jahren 2005 – 2015 gegenübergestellt (s. auch Abbildung 3-7).

Marine Testbatterie 2021: Aus dem Jahr 2021 liegen acht Freigabeanalysen vor, die nach den Bedingungen des Einvernehmens geprüft wurden. Im Teilgebiet Süderelbe wurde im südlichen Drehkreis ein Wert von pT 5 gefunden. Der südliche Drehkreis wurde daher von der Verbringung ausgeschlossen und die Freigabe bezieht sich nur auf das Teilgebiet „Süderelbe Nord“.

In sechs der acht freigegebenen Gebiete liegen die Werte der marinen Testbatterie unterhalb der Mittelwerte aus dem Referenzzeitraum 2005 – 2015 (Köhlbrand, Parkhafen, Vorhafen, Süderelbe Nord, Norderelbe Bl. 7, Begegnungsbox; Abbildung 3-7; Tabelle A-24). Die Mittelwerte aus dem Sandauhafen und der Rethelagen im Jahr 2021 bei der marinen Testbatterie oberhalb der Werte des Referenzzeitraums 2005-2015, so dass eine statistische Prüfung erforderlich wurde. Diese ergab, dass die Differenz zum Referenzmittelwert jeweils nicht signifikant war (Tabelle A-24).

Marine Testbatterie 2022: Von den Mittelwerten der sieben nach dem Einvernehmen durchgeführten Freigabeuntersuchungen lagen sechs unterhalb der Mittelwerte aus dem Referenzzeitraum 2005-2015 (Norderelbe Bl. 7, Köhlbrand, Parkhafen, Vorhafen, Süderelbe, Rethel). Der Mittelwert aus dem Sandauhafen lag im Jahr 2022 bei der marinen Testbatterie oberhalb des Wertes des Referenzzeitraums 2005-2015, so dass eine statistische Prüfung erforderlich wurde. Diese ergab, dass die Differenz zum Referenzmittelwert nicht signifikant war (Tabelle A-24, Abbildung 3-7).

Zusammenfassend ergibt sich, dass die Vorgaben nach dem Einvernehmen resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis in Bezug auf die ökotoxikologischen Testverfahren in den Freigabeuntersuchungen eingehalten werden.

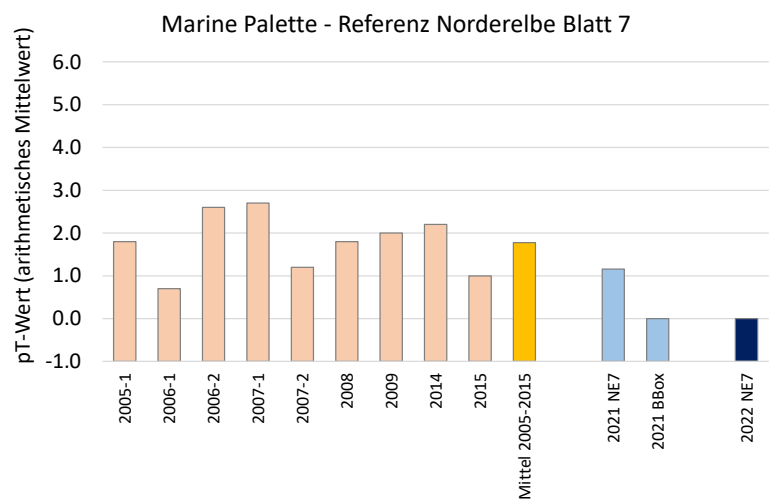
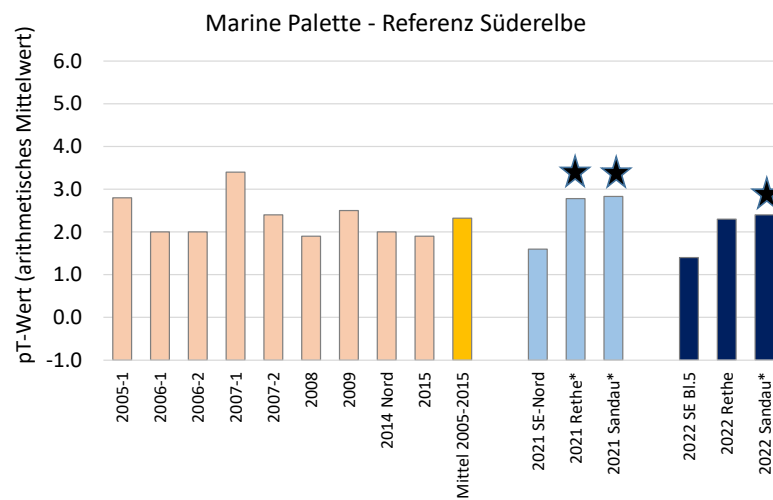
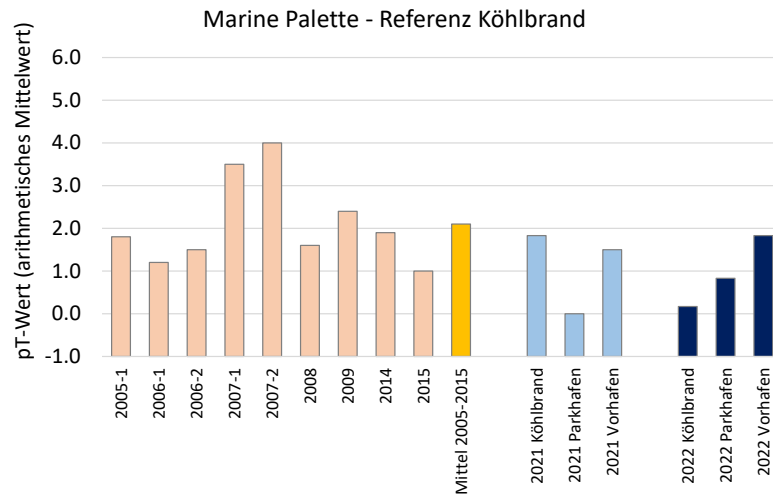


Abbildung 3-7

Mittelwerte der Freigaben der marinen Testpalette für den Referenzzeitraum 2005-2015 sowie das Gesamtmittel des Zeitraums in Relation zu den Mittelwerten der Freigaben 2021 und 2022. Sternchen zeigen Mittelwerte an, die über den Mittelwerten des Referenzzeitraums 2005-2015 liegen und einen Statistiktest erforderten (s. Text).

4 Monitoring im Verbringungsbereich

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.17: *Die tatsächlichen chemischen, ökotoxikologischen und biologischen Umweltauswirkungen sind entsprechend eines zwischen Hamburg und Schleswig-Holstein weiterhin abzustimmenden Monitoringkonzeptes zu erfassen und zu bewerten.*

Das in der Monitoring-AG (s. Maßgabe 2.18) abgestimmte Konzept zum Monitoring der Auswirkungen der Baggergutverbringung bei Tonne E3 basiert auf einem Vorschlag der BfG (Monitoringkonzept der BfG vom 31.3.2011). Es wird durch Beschlüsse in der Monitoring-AG kontinuierlich fortgeschrieben. Die aktuelle Fassung findet sich im Antrag der HPA vom 07.03.2023 (Kapitel 9) und fasst den Stand des Monitoringprogramms zu diesem Zeitpunkt zusammen. Zu der vorigen Fassung vom 20.3.2020 wurden nur wenig Änderungen vorgenommen (s. Text). Wesentliche Änderungen des Monitoringkonzeptes seit dem Jahr 2016, die vorwiegend im Jahr 2016 aufgrund der Zulassungen 2016 und im Jahr 2019 nach Abstimmung in der Monitoring-AG vorgenommen wurden, sind in diesem Kapitel (Kapitel 4.1) im Text skizziert.

Maßgabe 2.18: *Das Monitoringkonzept ist halbjährlich in einer von der Antragstellerin bereits eingerichteten Arbeitsgruppe unter Beteiligung von Vertretern der Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt (GDWS) des Bundes bzw. deren Geschäftsbereich sowie der Länder Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen und bedarfsweise weiterer Experten zu überprüfen und fortzuschreiben. Die HPA wird Ergebnisse der Arbeitsgruppentreffen jeweils innerhalb von vier Wochen in zwischen den Gruppenmitgliedern abgestimmten Ergebnisprotokollen dokumentieren.*

Die Sitzungen des von HPA einzuberufenden entsprechenden Gremiums (= Monitoring-AG) zur Fortschreibung des Monitoringkonzeptes fanden am 26.3.2021, am 15.12.2021, 25.4.2022 sowie am 12.12.2022 statt.

Die Protokolle der Sitzungen aus dem März 2021 und aus dem Dezember 2021 wurden am 25.4.2022 mit kleinen Änderungen angenommen und in der abschließenden Fassung anschließend an die Teilnehmer versandt. Das Protokoll der Sitzung vom April 2022 wurde im Nachgang zur Sitzung im Dezember 2022 noch einmal überarbeitet und zusammen mit dem Protokoll vom Dezember 2022 während der Monitoring-AG-Sitzung am 29.3.2023 finalisiert und am 5.4.2023 an die Teilnehmer der Monitoring-AG versandt.

4.1 Monitoring im Jahr 2021 und 2022

Tabelle A-1 gibt einen Überblick über die Monitoringmaßnahmen aus den Jahren 2021 und 2022. Das Monitoring wird nach einem Konzept durchgeführt, das in der Monitoring-AG abgestimmt und kontinuierlich fortgeschrieben wird und in der für die Berichtsjahre relevanten Fassung auf den 07.03.2023 resp. in der vorigen Fassung auf den 20.3.2020 datiert.

Wesentliche Änderungen des Monitoringkonzeptes zu der Version aus dem Jahr 2011 ergaben sich im Jahr 2016 vorwiegend aus Forderungen der Zulassungen 2016 sowie aufgrund von ergänzenden Absprachen zwischen MEKUN, LfU und HPA aus dem Jahr 2019. Die Änderungen werden im Folgenden kurz skizziert:

Am 26.4.2016 wurde das Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein hergestellt (s. Kapitel 1, Einvernehmen vom 26.4.2016, geändert am 18.6.2018, geändert am 14.10.2019, geändert am 30.6.2021, geändert am 29.12.2022). In diesem wurden im Vergleich zum Zeitraum davor (2005 bis 2015) weitere Untersuchungen gefordert. Hierzu zählten eine Verdichtung des Rasters bei Probenahmen im Einbringbereich (Maßgabe 2.22, s. Kapitel 4.3), ökologische Untersuchungen vor Helgoland (Maßgabe 2.20, Kapitel 4.6), die Analyse von weiteren Organismen auf Bioakkumulation

(Schollen, Krabben, Maßgabe 2.27, Kapitel 4.7), die Erhebung von Parametern in der Wasserphase (Maßgabe 2.24, Maßgabe 2.25, Maßgabe 2.27, Kapitel 4.8), die Ausweitung des Wattmessstellennetzes (Maßgabe 2.19) sowie die Wiederholung der ADCP-Kampagne aus dem Jahr 2005 (Maßgabe 2.21, Kapitel 4.2.2).

Im August 2018 wurden zwischen Vertretern von MEKUN, LfU und HPA weitere Anpassungen des Monitoringkonzeptes besprochen, die ab dem Jahr 2019 wirksam werden sollten. Über diese wurde im Dezember 2018 in der Monitoring-AG abgestimmt. Im Ergebnis ist festzuhalten, dass die Beprobung der Sedimente, Pfeffermuscheln und Wellhornschnellen ab dem Jahr 2019 im Regelfall einmal jährlich im Herbst, begleitend zur Baggergutverbringung, durchgeführt werden soll. Sollten sich bei dieser Kampagne Auffälligkeiten ergeben, können diese in einer zweiten Kampagne, die dann im folgenden Frühjahr durchgeführt wird, überprüft werden. Über die Notwendigkeit einer Monitoringausfahrt im Frühjahr wird dann bei der jährlichen Monitoringsitzung im März entschieden. Als Entscheidungsgrundlage hierfür dienen die Ergebnisse der vorherigen Ausfahrt.

Die Anpassung auf eine nur noch in Ausnahmefällen durchzuführende Frühjahrskampagne und eine reguläre Herbstkampagne erfolgt zum einen aus Gründen der Kapazitätsentlastung der Labore, da die hohe Anzahl an Proben und Parametern in den vergangenen Jahren in vielen Fällen zu Verzögerungen bei der Vorlage der Untersuchungsergebnisse geführt hat. Darüber hinaus sind Untersuchungen der Bioakkumulation auch tierverbrauchend – die angestrebte Begrenzung der Probenanzahl ist vor dem Hintergrund des Artenschutzes, insbesondere der Wellhornschnelle, die für die Nordsee laut Roter Liste als stark gefährdet eingestuft wird, angemessen. Aus dem seit 2005 durchgeführten und kontinuierlich weiterentwickelten Monitoringprogramm liegen zudem umfangreiche Erkenntnisse vor, die einen guten Überblick über zu erwartende Effekte der Baggergutverbringung gewährleisten.

Im Frühjahr 2021 wurde eine Sonder-Kampagne zur Sedimentbeprobung durchgeführt, um den Randbereich der sedimentbeeinflussten Fläche besser zu erfassen. Hierbei wurden erstmalig im 4-km-Kreis Proben entnommen. Die Proben wurden auf Sedimenttextur und auf Schadstoffe analysiert.

In den Jahren 2021 und 2022 wurde darüber hinaus jeweils im Herbst die reguläre Monitoringkampagne zur Beprobung der Sedimente durchgeführt (s. Tabelle A-1). Hierbei wurden Sedimentproben entnommen, an denen Textur- und Schadstoffanalysen sowie ökotoxikologische Untersuchungen vorgenommen wurden. Zusätzlich wurden Pfeffermuscheln für die Analyse der Bioakkumulation gesammelt. Neu hinzugekommen ist die Beprobung der Klappfelder West und Nord mit insgesamt je 8 Stationen.

Die jährliche Beprobung des Makrozoobenthos erfolgte im April 2021 und im Mai 2022 (s. Tabelle A-1). Die Messstationen im Einbringbereich wurden gemäß Maßgabe 2.22 verdichtet (s. Kapitel 4.4). Parallel wurden jeweils Sedimentproben zur Texturanalyse entnommen, so dass für die Analyse der Körnung insgesamt vier Datensätze aus zwei Jahren vorliegen (Tabelle A-1, Kapitel 4.3.2.)

In einer weiteren Ausfahrt im April 2021 und Mai/Juni 2022 wurden die Untersuchungen der Fischfauna und des Imposex-Phänomens der Wellhornschnelle inklusive der Abundanz der Wellhornschnelle durchgeführt.

Im Frühjahr 2021 und 2022 erfolgte jeweils die jährliche Peilung der Einbringstelle. Die Peilungen wurden im Zeitraum 2005 bis 2014 im 1-km-Kreis durchgeführt. Seit dem Jahr 2015 wurde der zu peilende Bereich auf den 2-km-Kreis ausgedehnt. Eine baggergutbedingte Volumendifferenz im vergrößerten Bereich von 2-km lässt sich damit als Differenz maximal für den Zeitraum 2015 bis 2022 ermitteln (mit den Daten der Peilung aus dem Jahr 2023), während der Aufwuchs der Baggergutaufgabe im 1-km-Kreis seit 2005 darstellbar ist.

Die Wiederholung der ADCP-Kampagne wurde im September 2016 in ähnlichem Zuschnitt wie im Jahr 2005 durchgeführt, um die Ausdehnung der Trübungsflächen während der Verbringungen zu verfolgen (Maßgabe 2.21, Kapitel 4.2.2). Das entsprechende Kapitel in diesem Bericht wurde aus dem Jahresbericht 2016 übernommen.

Um der Forderung nach ökologischen Untersuchungen vor Helgoland gemäß Maßgabe 2.20 Rechnung zu tragen, wurde nach Abstimmung in der Monitoring-AG das Makroalgen-Monitoring des Landes Schleswig-Holstein, das seit 2008 nördlich von Helgoland durchgeführt wurde, im Jahr 2016 auf einen Bereich südlich vor Helgoland ausgedehnt und auch in den Jahren 2021 und 2022 fortgeführt (Kapitel 4.6). Außerdem wurden 2016 drei neue Stationen für die Sedimentbeprobung Richtung Helgoland eingerichtet, deren Sedimente seitdem ebenfalls beprobt werden (Kapitel 4.2.2).

Die Beprobung der Fischarten Kliesche und Scholle sowie die Beprobung der Wellhornschnellen zur Untersuchung der Bioakkumulation wurde – wie auch in den Vorjahren - in beiden Jahren jeweils im Herbst durchgeführt (Kapitel 4.7). Die Ausfahrten zur Beprobung von Krabben entlang der Küste erfolgten jeweils im August (Kapitel 4.7.5).

Die Untersuchungen an den Wattmessstellen wurden analog den vorigen Jahren in den Jahren 2021 und 2022 fortgesetzt (Tabelle A-31). Das Wattmessstellennetz ist dabei seit 2017 durch zwei neue Stationen in Schleswig-Holstein ergänzt (Kapitel 4.9).

Für die Untersuchung der Wasserphase gemäß Maßgaben 2.24 und 2.26 (Sauerstoff, Nährstoffe, Phytoplankton) wurden gemäß Abstimmung in der AG Monitoring am 18.12.2018 Ergebnisse aus der Beprobungskampagne des AWI verwendet. Die Untersuchungen wurden im September 2021 sowie von Juni bis August 2022 durchgeführt. Im Jahr 2021 wurde der Sauerstoffgehalt zusätzlich im Juli und August direkt an Station E3 gemessen. Im Jahr 2022 fand außerdem ein gesondertes Sauerstoffmonitoring statt, da die Sauerstoffkonzentration in der Deutschen Bucht im August 2022 flächenhaft unterhalb von 6 mg/l lag und eine zusätzliche Absenkung des Sauerstoffgehaltes durch das Einbringen des Baggergutes gemäß Maßgabe 2.26 nicht genehmigt ist. Die Darstellung der Ergebnisse findet sich in Kapitel 4.8.

4.2 Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments

4.2.1 Peilungen 2021 und 2022

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.4: *Das Einbringen des Baggergutes ist so vorzunehmen, dass in den Einbringbereichen um die unter Ziffer 1. genannten Zentren herum (1 km-Radius und Einbringzentrum Ost 1,5 km-Radius) eine möglichst gleichmäßige Verteilung des eingebrachten Baggergutes erfolgt und die genannten vier Einbringzentren jeweils nacheinander bis zu ihrer jeweiligen maximalen Beaufschlagung, die in der Monitoring-AG (s. 2.18.) festzulegen ist, genutzt werden. Die tatsächlich genutzten konkreten Einbringbereiche sind jeweils zu dokumentieren und dem MELUR mitzuteilen.*

Im Jahr 2021 fand die Beaufschlagung vorwiegend auf dem Einbringzentrum Süd statt (400x400m, 54°02'59.124932"N_7°57'41.156912"E, vom 18.6.2021 bis 30.12.2021). In den letzten beiden Oktoberwochen (14.10.2021 bis 30.10.2021) wurde auch das Klappfeld Ost (400x400m, 54°03'05.782579"N; 7°58'02.981205"E) genutzt.

Die maximal erlaubte Beaufschlagung der Einbringzentren ergibt sich aus einer Vorgabe der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung, nach der eine Wassertiefe von -25 m KN nicht unterschritten werden darf. Um diese Grenze nicht zu unterschreiten, wurde im Jahr 2022 zwar weiter das Klappfeld Süd beaufschlagt, aber unter Auslassung eines Bereichs im Nordosten des Klappfeldes. Dafür wurde das südwestliche Viertel des Klappfeldes Nord (54°03'12.061612"N; 7°57'40.834243"E) hinzugenommen („Klappfeld Süd-Nord“, Abbildung 4-2; Verbringung von 20.6.2022 bis 4.12.2022).

Maßgabe 2.5: Das Baggergut muss so eingebracht werden, dass es weitestgehend im vorgesehenen Einbringbereich verbleibt.

Das Baggergut wurde um die jeweiligen Zentren der Schüttstellen herum möglichst gleichmäßig eingebracht.

Maßgabe 2.23: Um die Baggergutaufgabe möglichst exakt erfassen zu können, sind an geeigneten Stellen Kernproben zu entnehmen sowie mindestens einmal jährlich die laut Antragsunterlagen prognostizierte weitgehende Lagestabilität der verbrachten Sedimente im Einbringungsbereich zusätzlich durch Peilungen zu überwachen.

Die jährlichen Peilungen wurden im Februar 2021 und im März 2022 jeweils im 2-km-Kreis durchgeführt (für Kernproben s. Kapitel 4.3.2). Die Daten zeigen, dass die Baggergutaufhöhung in diesem Zeitraum lagestabil war (Kapitel 4.2 und Kapitel 4.3).

In den Jahren 2005 bis 2022 wurden insgesamt 25 Peilungen durchgeführt. Von 2005 bis 2014 erfolgten diese im 1-km-Kreis. Im Mai 2015 wurde die Peilung erstmalig auf den 2-km-Kreis ausgedehnt. Daher kann ab dem Jahr 2016 auch eine Differenz im 2-km-Kreis berechnet werden. Eine bathymetrische Darstellung der Aufnahmen aus dem Februar 2021 und März 2022 findet sich im Anhang in Abbildung A-1.

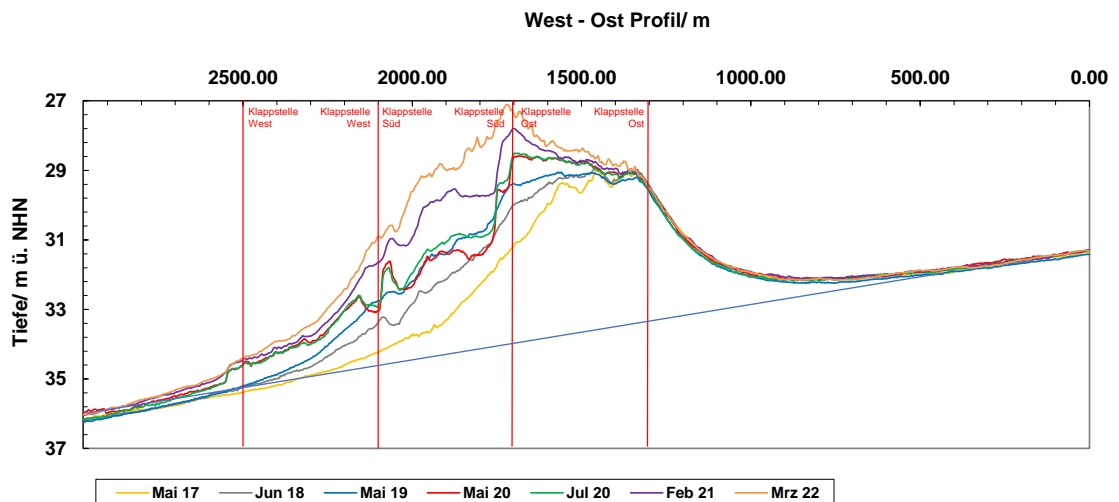


Abbildung 4-1 West-Ost-Schnitt durch die Bathymetrie von Mai 2017 bis März 2022 (Darstellung stark überhöht)

Für einen Überblick über alle bisherigen Peilungen ist in Abbildung 4-1 ein stark überhöhter West-Ost-Schnitt dargestellt. An diesem sieht man, dass das Gebiet vor Beginn der Verklappungen durch eine kontinuierliche Tiefenzunahme von zwei Metern über eine Distanz von 2 km in Ost-West-Richtung charakterisiert war, ohne eine weitergehend strukturierte Topographie aufzuweisen.

Von 2005 bis 2016 wurde ausschließlich das Klappfeld Ost beaufschlagt. Da nach einer Maßgabe der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung die Wassertiefe von -25 m KN nicht unterschritten werden darf, wurde im Oktober 2016 auf das Klappfeld Süd gewechselt, um die geforderte Mindestwassertiefe einhalten zu können. Dieses wurde in den Folgejahren bis zum September 2021 als ausschließliches Klappfeld genutzt.

Im Oktober 2021 wurde parallel zur Nutzung des Klappfeldes Süd auch ein im Verhältnis zur Jahresmenge eher geringer Anteil von 170.000 tTS aus dem Gebiet Norderelbe Bl. 7 auf das Klappfeld Ost verbracht. Das Material aus der Norderelbe Bl. 7 weist einen höheren Sandanteil auf als das Gebiet Süderelbe und die Landeshafengewässer und hat daher auch eine höhere Dichte. Durch den Wechsel des Klappfeldes sollte eine Rutschung des aufgeschütteten Materials wie im

Jahr 2019 vermieden werden. Diese wurde damals unter anderem durch einen Auftrag von schwererem auf feinkörniges, noch nicht konsolidiertes Material begünstigt (BfG-2142, 2023; E3-Jahresbericht der HPA 2019-2020, Kapitel 4.3.2).

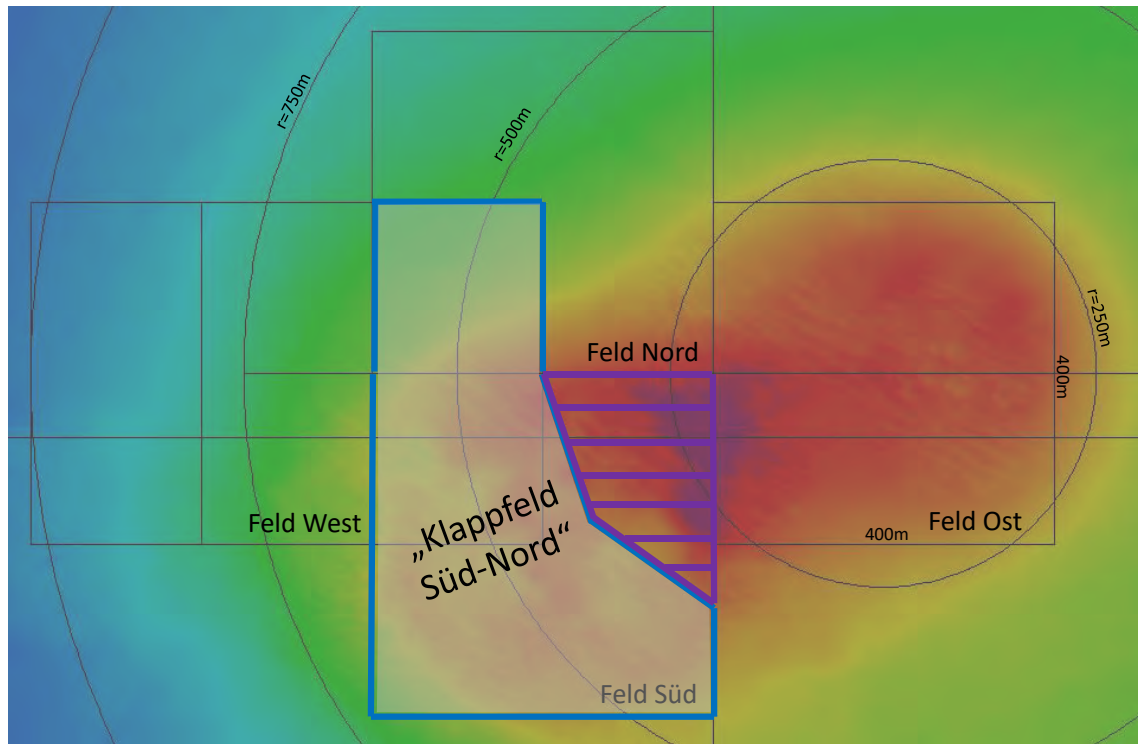


Abbildung 4-2 „Klappfeld Süd-Nord“, genutzt im Jahr 2022 (markierte Fläche: verwendetes Klappfeld, schraffierte Fläche: keine Verklappung im Feld Süd)

Bei der Auswertung der Peilerggebnisse aus dem März 2022 wurde festgestellt, dass sich der Auftrag im Nordosten des Klappfeldes Süd der – 25 m KN-Linie angenähert hat.

Um diese Grenze nicht zu unterschreiten, wurde im Jahr 2022 zwar weiter das Klappfeld Süd beaufschlagt, aber unter Auslassung des Bereichs im Nordosten des Klappfeldes. Dafür wurde das südwestliche Viertel des Klappfeldes Nord hinzugenommen, so dass die Verbringung im Jahr 2022 auf dem kombinierten Klappfeld „Süd-Nord“ stattfand (s. Abbildung 4-2).

Mit einem Differenzenplot kann die Form und Ausdehnung der Baggergutauflage anhand von Peildaten flächig dargestellt werden. Abbildung 4-3 A zeigt die Differenz zwischen Februar 2021 und der Situation vor Beginn der Verbringungen im Jahr 2005 im 1-km-Kreis. Aus dieser Abbildung, die die gesamte Baggergutauflage im 1-km-Kreis zeigt, wird deutlich, dass diese im Nordwesten und im Südosten den Rand des 1-km-Kreises erreicht hat und dort in ihrer maximalen Höhe bereits 50 cm (Südosten) resp. über 1 m (Nordwesten) beträgt.

Darunter in Abbildung 4-3 C ist die Differenz zwischen Februar 2021 und Mai 2020 im 2-km-Kreis dargestellt, der im Jahr 2015 erstmalig gepeilt wurde. Die Abbildung zeigt den Auftrag, der aus der Verbringung des Jahres 2020 entstanden ist. Die Form des Auftrags des Jahres 2020 ist, bedingt durch die Hauptströmungsrichtung, in Nordwest-Südost-Richtung orientiert. Genutzt wurde nur das Klappzentrum K-Süd, wo auch der hauptsächliche Auftrag festgestellt wurde. Es ist bei diesen Ergebnissen immer zu berücksichtigen, dass geringe Aufträge von wenigen Zentimetern aufgrund der Peilungengenauigkeit hierbei nicht erkannt werden können (Abbildung 4-3 C).

Die Abbildung 4-3 B und D zeigen die entsprechenden Darstellungen für die Peilung aus dem Frühjahr 2022 (B) resp. den Auftrag aus dem Jahr 2021 (D). Die Ergebnisse sind denen aus dem Vorjahr vergleichbar. Der maximale Auftrag am Rand des 1-km-Kreises beträgt 1,35 m im

Nordwesten und 50 cm im Südosten. Der höchste Auftrag im gesamten Verbringzentrum im März 2022 gegenüber dem Jahr 2005 wurde erwartungsgemäß auf dem Klappzentrum Süd festgestellt und betrug 7,25 m. Eine „Rutschung“, wie im Jahr 2019 festgestellt, wurde demnach nicht festgestellt (E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020).

Im Februar 2021 zeigt die Baggergutaufgabe im 1-km-Kreis ein Gesamtvolumen von 4,3 Mio. m³ (berechnet als Differenz der Peilung 2021 zu 2005, 1-km-Kreis). Im März 2022 werden 4,7 Mio. m³ erreicht (Differenz der Peilung 2022 zu 2005, 1-km-Kreis). Hieraus ergibt sich für das Jahr 2021 im 1-km-Kreis ein Auftragsvolumen von 0,4 Mio. m³. Für das Jahr 2022 werden 0,6 Mio. m³ festgestellt (Differenz nach der Peilung 2023 zu 2022 jeweils gegenüber 2005 sind 5,3 zu 4,7 Mio. m³).

Wird nur die Differenz betrachtet, die innerhalb eines Jahres im zentralen Einbringbereich ermittelt wurde (= 1,5-km um die Zentrumsordinate Ost), werden für die Verbringung in 2021 (Differenz der Peilungen 2021 zu 2022, 1,5-km-Kreis) und für die Verbringung in 2022 (Differenz der Peilungen 2022 zu 2021, 1,5-km-Kreis) Differenzen von ca. 392.000 m³ resp. 671.000 m³ festgestellt.

Diese Angaben sind nur als ungefähre Schätzungen zu verstehen. Eine Einschätzung des Volumens der Baggergutaufgabe und seiner Veränderung über die Zeit kann nur auf der Grundlage der Peilgenauigkeit erfolgen. Aufgrund der in diesem Gewässerbereich ausgeprägten Ungenauigkeit der Peilungen von +/- 25 cm ist eine Volumenschätzung des Auftragsbereichs zwangsläufig mit großen Unsicherheiten behaftet. Präzise quantitative Volumenangaben sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich.

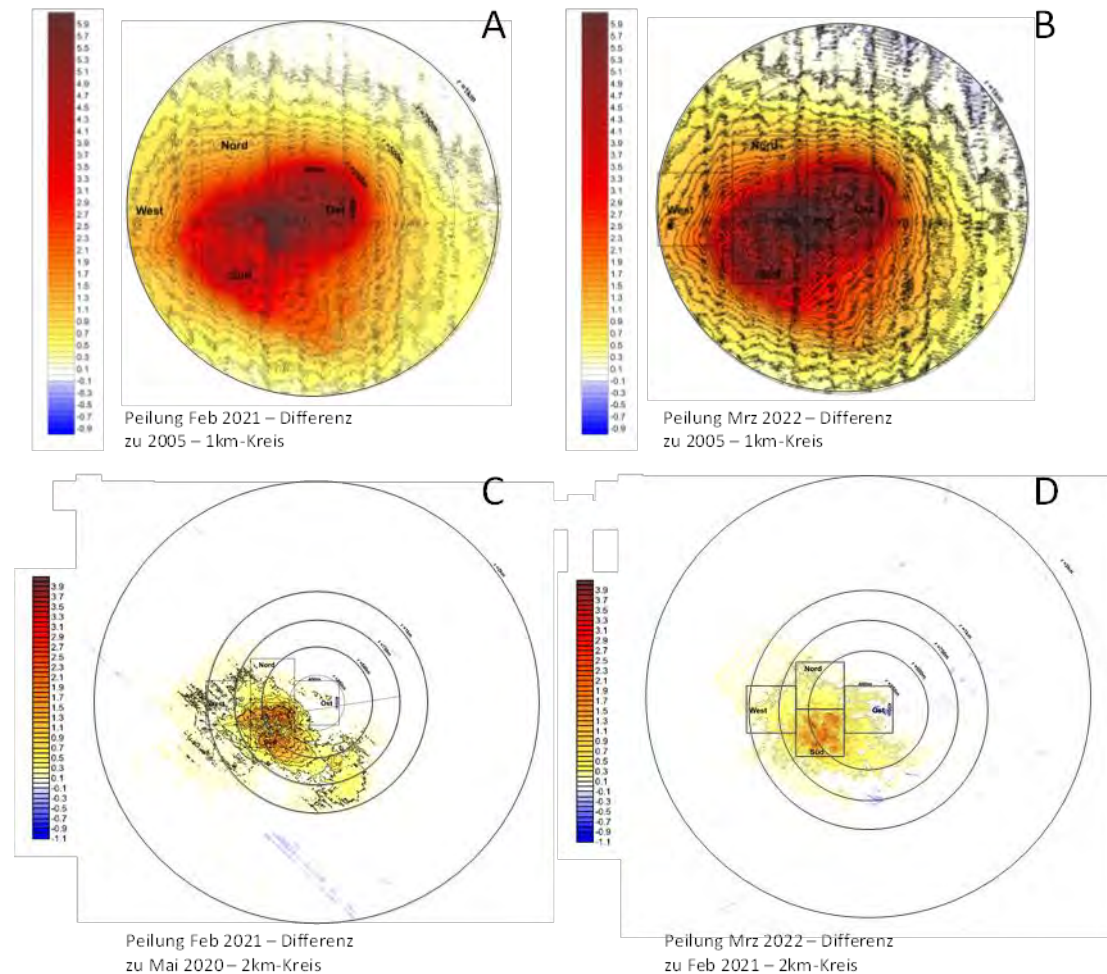


Abbildung 4-3 Differenzenplot im 1-km Umring der Klappstelle Ost im Vergleich der Jahre 2005 – Februar 2021 (A), 2005 – März 2022 (B) sowie im 2-km-Kreis im Vergleich der Jahre Mai 2020 zu Feb 2021 (C) und Feb 2021 zu März 2022 (D)

4.2.2 Verdriftung während der Verbringungen

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.21: Im Rahmen des Monitorings ist durch geeignete Untersuchungen sicherzustellen, dass keine Beeinträchtigungen der Umwelt durch weiträumige Verdriftungen eintreten und maßnahmenbedingte Verdriftungen minimiert werden. Diese sind durch geeignete Verfahren zu untersuchen wie z. B. Sedimentfallen oder Tracereinsatz zur Schwebstoffausbreitung, inkl. Frachtbetrachtungen der mit Feinsedimenten verdriftenden Schadstoffe in Relation zu den vorherrschenden natürlichen Bedingungen. In Anbetracht insbesondere der beantragten Einbringung erhöhter Baggermengen aus der Stromelbe in Kombination mit den zusätzlich einzubringenden Sedimenten aus Landeshafengewässern und deren deutlich höheren Feinkornanteilen im Vergleich zu den bisher aus der Stromelbe im Schlickfallgebiet verbrachten Sedimenten sind die im Jahr 2005 bisher einmalig durchgeführten ADCP-Messungen zu wiederholen und dadurch den geänderten Rahmenbedingungen der Gesamtmaßnahme (1) erhöhte zu verbringende Gesamtmenge und (2) Einbringungen aus den Landeshafengewässern mit veränderten Sedimenteigenschaften Rechnung zu tragen. Darüber hinaus ist insbesondere bei dem in den Antragsunterlagen genannten Paralleleinsatz von zwei statt bisher einem Hopperbagger die damit verbundene Verdriftung wenigstens einmalig messtechnisch zu untersuchen und

dabei auch auf eine sorgfältige Erfassung der von dem verbrachten Baggergut unbeeinflussten Hintergrundtrübung zu achten.

Die Verdriftung der Feinkornfraktion in der Umgebung des genutzten Einbringbereiches wird darüber hinaus weiterhin im Rahmen des regulären Monitorings durch die Entnahme schichtenauflösender Proben (Kastengreifer) und deren Analyse auf Schadstoffbelastungen überwacht.

Der laut Antragsunterlagen prognostizierte bzw. modellierte Ausschluss von Beeinträchtigungen angrenzender Schutzgebiete und Küstenregionen ist durch diese Untersuchungen nachzuweisen (s. a. 2.19. und 2.20). Die Untersuchungen und Bewertungen zur Verdriftung sind inklusive Kartendarstellungen mit Tiefen- und Mengenangaben des verdrifteten Materials zu dokumentieren und zeitnah dem MELUR zu übermitteln.

In der Monitoring-AG wurde im Dezember 2016 beschlossen, dass die Firma submaris, die die Untersuchungen der Makrophytenbestände vor Helgoland durchführt, im Sommer 2017 testhalber Schwebstofffallen südlich vor Helgoland installieren sollte. Diese Untersuchungen wurden auch in den Jahren 2018 bis 2022 fortgeführt. Hierdurch sollte zunächst geprüft werden, ob die verwendete Technik für die Schwebstoffgewinnung geeignet ist und anschließend, ob durch die Untersuchung eine Beeinträchtigung des Helgoländer Felswatts durch verdriftende Schwebstoffe ausgeschlossen werden kann. Eine detaillierte Darstellung dieser Untersuchungen findet sich in Kapitel 4.6.

Die Untersuchung zeigt, dass in allen sechs Jahren und in den drei Gebieten zwar grundsätzlich Schwebstoffe zur Analyse gewonnen werden konnten, die gewonnenen Mengen häufig aber sehr gering waren, was die Aussagekraft der Analytik einschränkt. Die Konzentration an Schwermetallen in den Schwebstoffen ist niedriger als die regionale Hintergrundkonzentration im Schlickfallgebiet, während die Gehalte einiger organischer Schadstoffe die Hintergrundkonzentrationen im Schlickfallgebiet erreichen. Insgesamt lassen sich bisher aufgrund der großen Matrixunterschiede, der Messunsicherheiten und der geringen Datengrundlage nur auf Basis der Untersuchung der Schwebstoffqualität keine eindeutigen Aussagen zur Verdriftung von Baggergut ableiten. Die Untersuchungen sollen in den kommenden Jahren fortgeführt werden, um die Datengrundlage zu verbessern.

Die Verwendung von Tracern wurde im Juni 2016 in der AG Monitoring diskutiert. Aktuell sind keine Substanzen bekannt, die für einen Einsatz als Tracer in Frage kämen. Von den bekannten, in der Forschung häufig verwendeten Tracersubstanzen müssten sehr große Mengen eingebracht werden, was unter Umweltsichtspunkten nicht zu vertreten ist. Außerdem müssten die entsprechenden Substanzen direkt an den feinen Partikeln des Baggergutes haften, um Aussagen über die Verdriftung dieser Fraktion zu ermöglichen. An der feinen Fraktion des Baggergutes haftende Schadstoffe können zwar auch als Tracer angesehen werden und werden im Rahmen des Monitorings im Nahbereich sowie in größerer Entfernung ja auch regelmäßig beprobt, sind aber in geringer Konzentration naturgemäß nicht mehr vom Hintergrund zu unterscheiden, der sich unter anderem ja auch aus Schwebstoffen der Elbfahne speist und damit grundsätzlich die gleiche Zusammensetzung aufweist wie das feinkörnige Sediment aus dem Baggergut.

Zur Untersuchung der maßnahmenbedingten Verdriftung wurde im September 2016 die ADCP-Kampagne aus dem Jahr 2005 wiederholt. Für die Untersuchung wurden vom 5. bis 9. September 2016 unter der Leitung der Firma HR Wallingford insgesamt 8 Verklappungsvorgänge mit 11 ADCP Messungen verfolgt. Während der Untersuchungen brachten zwei Hopperbagger zu unterschiedlichen Tidephasen Baggergut ein, welches aus der Delegationsstrecke der Elbe und den Landeshafengewässern stammte. Der Bericht von HR Wallingford (2017) zu der Kampagne wurde zusammen mit den Daten im Februar 2017 im Entwurf und im November 2017 in der Endfassung der AG Monitoring zur Verfügung gestellt.

Mit der Durchführung der ADCP-Untersuchungen konnten die möglichen Verdriftungswege des eingebrachten Baggerguts aufgezeigt werden. Aus den verfolgten Streckenlängen der Schwebstoffwolken, die in der Wassersäule detektierbar waren, lässt sich keine Beeinträchtigung von angrenzenden Schutzgebieten und Küstenregionen ableiten. Die nach der Einbringung von Baggergut gebildeten Schwebstoffwolken konnten über eine maximale Länge von 5 Kilometern beobachtet werden, bevor sie sich so weit aufgelöst hatten, dass keine Unterscheidung vom Hintergrundgehalt der Schwebstoffkonzentration in der Wassersäule mehr möglich war. Somit ist eine Beeinflussung von angrenzenden Schutzgebieten durch Verdriftungen hieraus nicht abzuleiten.

Die Sedimentation im Nahfeld wird durch die Entnahme schichtauflösender Proben untersucht (s. Kapitel 4.3.2). Weitere Untersuchungen der weiträumigen Verdriftung erfolgen durch Sedimentuntersuchungen

im Fernfeld und in den Wattmessstellen, um sicherzustellen, dass dort keine Erhöhung der Schadstoffgehalte nachgewiesen wird (s. Kapitel 4.3.2 und Kapitel 4.9).

Eine Beeinträchtigung sowohl von näher gelegenen Gebieten, wie z.B. Helgoland und Schutzgebieten, als auch von den weiter entfernten Wattflächen durch die Verdriftungen kann nach diesen Ergebnissen ausgeschlossen werden.

Ergänzung zu Maßgabe 2.21 vom 30. Juni 2021 (Änderungsbescheid Einvernehmen)

Es wird weiterhin die gleiche Baggermenge pro Zeiteinheit verbracht. Ergänzende ADCP-Messungen zum weiteren Ausschluss der Betroffenheit angrenzender Schutzgebiete und Küstenregionen werden angesichts der in diesem Bescheid genannten Änderungen geprüft.

Im März 2021 wurde innerhalb der E3-Monitoring AG über ergänzende ADCP-Untersuchungen bei Tonne E3 gesprochen und im Juni und August 2021 fanden zusätzlich zwei Fachgespräche zwischen MEKUN, LfU, BAW und HPA zu der Thematik statt. Als Ergebnis aus den Abstimmungen ist festzuhalten, dass nach Einschätzung der Expert*innen die bisher durchgeführten umfangreichen schiffsgestützten ADCP-Messungen (2005 und 2016), welche auch in der Hauptausbreitungsrichtung der Strömung durchgeführt worden sind und somit die Schwebstoffwolkenausbreitung während der Verklappungen vollständig erfasst haben, durch das seinerseits eingesetzte numerische Modell der BAW qualitativ bestätigt wurden. In der Monitoringsitzung im März 2021 wurde erarbeitet, dass eine Wiederholung dieser schiffsgestützten ADCP-Messkampagnen daher keine neuen relevanten Informationen liefern würde. Die Teilnehmenden des Fachaustausches waren sich grundsätzlich einig, dass mit Hilfe von hydromorphologischen numerischen Modellen - über einen längeren Zeitraum betrachtet - Schwebstoffbilanzierungen durchgeführt werden können. Die Qualität der Ergebnisse dieser Untersuchungen hängt dabei von der Modellgüte ab. Diese könnte unter Umständen durch weitere Naturmessungen verbessert werden. Als Naturmessungen sollen Daten von drei neu eingerichteten Stationen des BSHs von der BAW in der Deutschen Bucht herangezogen werden. An den Stationen sollen die Parameter Strömung, Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoff, Seegang, Druck und Trübung mit Sonden erfasst werden. Die vorhandenen Trübungssonden werden ggf. ergänzt und kalibriert. Die HPA wird sich in Abstimmung mit BAW und BSH an der Kalibrierung der Trübungssonden beteiligen und ggf. auch die Messung der Schwebstoffproben im Labor übernehmen. Bislang vorliegende Daten aus dem Zeitraum Oktober 2021 bis März 2022 zeigen, dass temporäre Erhöhungen des Trübungssignals immer mit einem Windereignis verbunden sind. Bisher gab es keine Anzeichen für einen Effekt auf das Trübungssignal, der durch die Verbringungen im Herbst/Winter bei Tonne E3 begründet wäre. Weitere Daten liegen aufgrund technischer Probleme mit den eingesetzten Trübungssonden nicht vor. Eine Klärung / Behebung zwischen BSH und Hersteller ist in Arbeit (Stand Januar 2024).

a) Beprobung

Zur Untersuchung der maßnahmenbedingten Verdriftung wurde im September 2016 die ADCP-Kampagne aus dem Jahr 2005 wiederholt. Für die Untersuchung wurden vom 5. bis 9. September 2016 unter der Leitung der Firma HR Wallingford insgesamt 8 Verklappungsvorgänge in 11 Messreihen verfolgt. Während der Untersuchungen brachten zwei Hopperbagger zu unterschiedlichen Tidephasen Baggergut ein, welches sowohl aus der Delegationsstrecke der Elbe als auch aus den Landeshafengewässern stammte. Der Bericht von HR Wallingford zu der Kampagne wurde zusammen mit den Daten im Februar 2017 im Entwurf und im November 2017 in der Endfassung abgegeben (HR Wallingford, 2017). Im Folgenden erfolgt eine kurze Zusammenfassung der Ergebnisse.

Generell ist die Ausbreitung der Schwebstoffwolken beim Einbringen des Baggergutes von unterschiedlichen Randbedingungen abhängig. Neben der Zusammensetzung des Baggergutes sind dies die örtlichen Strömungsgeschwindigkeiten und die jeweilige Tidephase zum Einbringzeitpunkt. Bei den Messkampagnen im September 2016 konnte das unterschiedliche Ausbreitungsverhalten bei den Verbringungen zu verschiedenen Tidephasen beobachtet werden. Bei einer der Verbringungen fand eine oberflächennahe Verdriftung der Schwebstoffe in Richtung

des Tidestroms statt, während die sohlnahe Schwebstoffwolke unter aktuellen Strömungsbedingungen entgegen den allgemeinen Tidenstrom transportiert wurde.

b) Ergebnisse

Auf Grundlage der erhobenen Daten sind die Hinweise auf ein unterschiedliches Ausbreitungsverhalten des feineren und des gröberen Baggerguts widersprüchlich. So gibt es für das feinere Baggergut einerseits Hinweise auf eine längere Verfolgbarkeit der Schwebstoffwolke sowie andererseits Hinweise auf eine schnellere Entmischung und in deren Folge eine schnelle Einmischung in den Hintergrund, so dass eine Verfolgbarkeit der Schwebstoffe hier schwieriger ist. Vermutlich können die Unterschiede nicht allein durch die unterschiedlichen Sedimenteigenschaften erklärt werden, sondern sind auch durch die generell kleineren Baggergutmengen mit feinerem Material durch den kleineren Hopperbagger (Francesco di Giorgio) bedingt.



Abbildung 4-4 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2016. Eingefärbt sind die längsten Verdriftungswege der Hopperbagger Bartholomeu Dias (blau) und Francesco di Giorgio (grün). Kreisentfernungen entsprechen 2-, 4-, 6- und 8-km Radius. (Wallingford, 2017, s. auch Abbildung in Anlage A 3-2)

Insgesamt lag die festgestellte maximale Ausbreitung der Schwebstoffwolke im September 2016 bei 5 km (Abbildung 4-4) und war damit nicht so weit wie die maximale Ausbreitung bei der Kampagne 2005 mit 6 km (Abbildung 4-5), obwohl im Jahr 2016 teilweise feineres Baggergut als im Jahr 2005 eingebracht wurde. Im Gegensatz zu den 2005 ausgeführten Messungen konnte bei der Messkampagne im September 2016 jedoch keine Verbringung während des ausgeprägten Ebbestroms aufgezeichnet werden, was vermutlich zu den größeren Ausbreitungsradien im Jahr 2005 geführt hat. Bei der Betrachtung der Messungen aus den Jahren 2005 und 2016 während vergleichbarer Tiderandbedingungen und Baggergutzusammensetzungen kann hingegen ein

ähnliches Ausbreitungsverhalten beobachtet werden. Dies betrifft ebenso die Betrachtung aller vorliegenden Messungen aus dem Ebbstrom aus den Jahren 2005 und 2016. Hier reihen sich die Messungen mit feinerem Baggergut aus dem Jahr 2016 gut in das Datenset von 2005 ein. Hinweise auf eine möglicherweise weitere Ausbreitung der Schwebstoffe aus feinerem Baggergut in die Schutzgebiete während des ausgeprägten Ebbstroms können nicht abgeleitet werden.

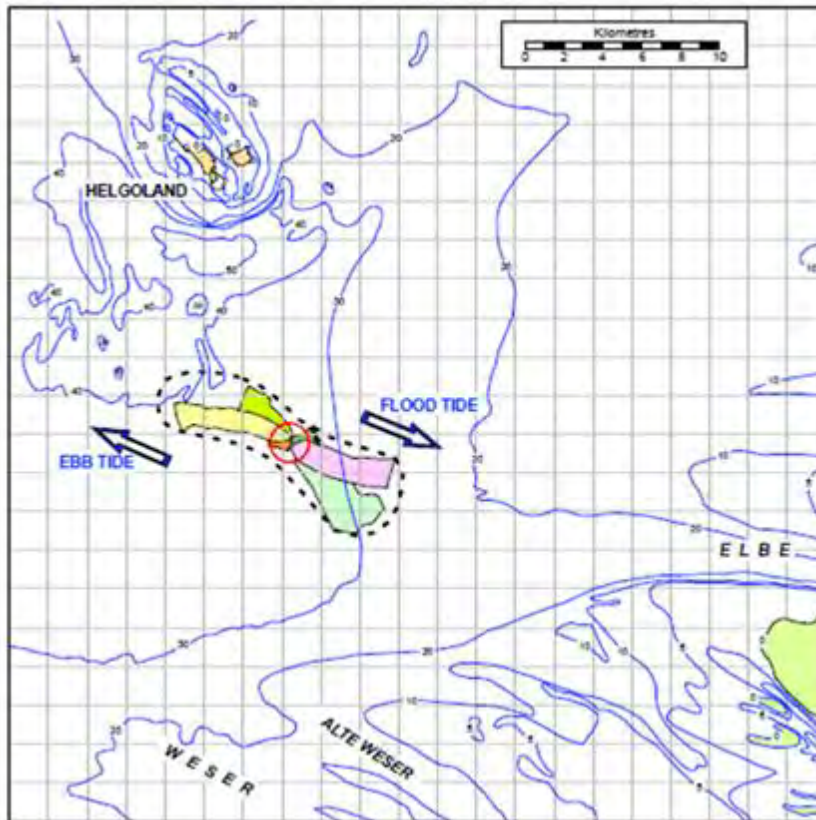


Abbildung 4-5 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2005. Die abgebildeten farbigen Bereiche zeigen die bei den jeweiligen Messungen insgesamt gemessene Fläche. Diese ist größer als die messbare Schwebstoffwolke (DLR, 2005)

c) Zusammenfassung

Durch die Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass keine messbare Konzentration an Schwebstoffen aus den Verbringungen in das FFH-Gebiet/Nationalpark Wattenmeer eingetragen wird. Ebenso können keine Hinweise auf eine möglicherweise weitere Ausbreitung des feineren Baggerguts in die Schutzgebiete abgeleitet werden, wenn die Ergebnisse von 2016 auf den ausgeprägten Ebbstrom übertragen werden. Theoretisch sind natürlich Eintreibungen denkbar, da sich Schwebstoffe aus Verbringungen innerhalb der Hintergrundkonzentration auch mit der Strömung in das FFH-Gebiet/Nationalpark Wattenmeer bewegen können. Diese geringen Konzentrationen sind jedoch nur schwerlich nachweisbar, zudem ist auf Grund der sehr feinen Fraktionen ein Absetzen auf den Gewässerboden auch unwahrscheinlich. Diese nicht mehr nachweisbaren Schwebstoffe der Verbringungen werden daher wahrscheinlich mit dem großräumigen Schwebstoff- und Sedimenttransport, der in der Deutschen Bucht - neben dem Küstenlängstransport - zu bestimmten Zeiten / Randbedingungen aus den Fahnen der Tideästuare

und den Wattengebieten genährt wird, weiterverdünnt und entlang der Küste weiter nordwärts bis in die norwegische Rinne transportiert (Kappenberg & Fanger, 2007).

Das Gutachten von HR Wallingford lässt keine Aussage über eine langfristige Veränderung der Schwebstoffhintergrundkonzentration im Verbringgebiet bei Tonne E3 zu. Durch den Vergleich der Ergebnisse der beiden ADCP-Kampagnen im Jahr 2005 und 2016 konnte aber keine Erhöhung der Schwebstoffhintergrundkonzentration im Jahr 2016 festgestellt werden. Anhand vom Simulationsergebnissen der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) und den Erkenntnissen aus großräumigen Untersuchungen z.B. innerhalb der Forschungs Kooperation COSYNA, scheint die Schwebstoffhintergrundkonzentration in der Nordsee auch weniger von dem Verbringungs geschehen, sondern vielmehr von den globalen, aber auch lokalen Gegebenheiten (Tidephase, Nipp-Spring-Zyklus, örtliche Hydrodynamik, Seegang) beeinflusst zu sein. Es ist aus den im Jahre 2016 durchgeführten Messungen mit zeitlich nah beieinanderliegenden Verbringungsereignissen erkennbar, dass keine Akkumulationen bei der Schwebstoffverdriftung aufgetreten sind. Jede Ausbreitungswolke konnte solitär für sich betrachtet und verfolgt werden, ohne dass sich diese mit einer Wolke aus einer zeitlich gerade davor eingebrachten Verbringung vermischt hätte.

d) Maßnahmenbedingte Verdriftung – Gesamtbetrachtung

Herangehensweise für die Bewertung

Im folgenden Kapitel werden alle Monitoringuntersuchungen berücksichtigt, die für eine Abschätzung der maßnahmenbedingten Verdriftung herangezogen werden können. Die Darstellung der Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen erfolgt gesondert in jeweils eigenständigen Kapiteln. Es wurden einzelne Aspekte aus folgenden Untersuchungen betrachtet:

- Regelmäßige Peilungen im Verbringbereich (2005 – 2022, Kapitel 4.2.1)
- Messungen der Sedimenttextur und der Sedimentchemie sowohl im Verbringbereich als auch an den über einen weiten Umkreis verteilten Monitoringstationen (2005 – 2022, Kapitel 4.3.2)
- Messungen der Sedimentchemie an Wattmessstellen auf schleswig-holsteinischem und niedersächsischem Gebiet (2005 – 2022, Kapitel 4.9)
- Untersuchung der Schwebstoffe vor Helgoland (2021 und 2022, Kapitel 4.6)
- ADCP-Untersuchungen zur Verfolgung der Schwebstoffwolke während der Verklappung (2005 und 2016, s. oben)
- Mathematische Simulationen der Verdriftung (2005, 2006 und 2016)

Betrachtung der Einzelaspekte der berücksichtigten Untersuchungen

Aufgrund der Peilgenauigkeit von 25 cm ist eine Volumenermittlung im Bereich der Einbringstelle nicht sehr präzise (Kapitel 4.2.1.). Wie bereits in früheren Jahresberichten dargestellt, lässt sich der verdriftete Anteil der einzelnen Kornfraktionen durch eine Kombination von Peil- und Texturdaten dennoch annähernd abschätzen (E3-Jahresbericht der HPA, 2011). Die folgenden Rechnungen sind aufgrund der Unsicherheiten (u.a. Peilgenauigkeit und getroffene Annahmen der Lagerungsdichten) nur als sehr grobe Abschätzungen zu verstehen, liefern aber in Kombination mit den weiteren Untersuchungen, insbesondere den Untersuchungen zur Sedimentchemie an den Monitoringstationen und im Wattenmeer, eine verlässliche Einschätzung darüber, dass baggergutbedingte Beeinträchtigungen der Schutzgebiete durch die Verdriftungen ausgeschlossen werden können.

Für die Abschätzung des verdrifteten Anteils wird zunächst die Volumendifferenz der Peilungen zugrunde gelegt, durch die sich das Auftragsvolumen des Baggergutes ermitteln lässt. Als Differenz zwischen den Peildaten aus 2005 und März 2022 ergibt sich für den 1-km-Kreis damit ein Volumen

von 4,7 Mio. m³ (Verbringungen 2005 bis 2010 sowie 2014 bis 2021) und für die Differenz 2005 zu März 2023 ein Volumen von 5,3 Mio. m³ (Verbringungen 2005 bis 2010 sowie 2014 bis 2022).

Wird die Differenz betrachtet, die innerhalb eines Jahres im zentralen Einbringbereich ermittelt wurde (= 1,5-km um die Zentrumskoordinate Ost), werden für die Verbringung in 2021 (Differenz der Peilungen 2022 zu 2021, 1,5-km-Kreis) und für die Verbringung in 2022 (Differenz der Peilungen 2023 zu 2022, 1,5-km-Kreis) Differenzen von ca. 392.000 m³ resp. 671.000 m³ festgestellt (Kapitel 4.2.1).

Werden die Peilungsdaten mit den Texturdaten kombiniert, so zeigt sich, dass das Baggergut eine West-Nordwest-Ost-Südost orientierte Aufhöhung gebildet hat, die insbesondere im Bereich der Klappstelle Süd eine sandigere Textur aufweist als der native Gewässergrund (Kapitel 4.3.2). Mit den Werten für das Volumen und der Textur des vor der Verbringung in der Delegationsstrecke beprobten als auch des abgelagerten Baggergutes wurde mit Annahmewerten für die Lagerungsdichte eine Wiederfindung der einzelnen Kornfraktionen im Bereich der Verbringestelle abgeschätzt. Für den Zeitraum 2005 bis 2015 wurde dabei ein Radius von 1,0 km zugrunde gelegt und für den Zeitraum 2016 bis 2022 - aufgrund der weiteren Ausbreitung der Baggergutauflage (Kapitel 4.2.1 und 4.3.2) sowie der größeren Ausdehnung der gepellten Fläche (Kapitel 4.2.1) - ein Radius von 1,5 km.

Nach dieser Rechnung werden von den 2005 bis 2015 zur Tonne E3 verbrachten feinen Fraktionen des Baggergutes (< 20 µm und 20 bis 63 µm) insgesamt jeweils zwischen 30 und 40 % noch im Bereich der Verbringestelle (1-km-Radius) wiedergefunden. Wird der Differenzenplot des 2-km-Kreises für die Jahre 2015 bis 2023 zugrunde gelegt, wird für die Verbringungen in den Jahren 2016 bis 2022 zusammengenommen eine mittlere Wiederfindung der feinen Fraktionen im 1,5-km-Kreis von 28 % und dementsprechend eine Verdriftung von 72 % über den 1,5-km-Kreis hinaus ermittelt (s. auch Kapitel 4.2.1).

Damit ist im Gesamtzeitraum 2005 bis 2022 von einer Verdriftung von ungefähr 70 % der feinen Fraktionen über den 1,5-km-Kreis hinaus auszugehen. In Verbindung mit der Auswertung der nachfolgenden Untersuchungen, insbesondere der Sedimentchemie, wird deutlich, dass die verdrifteten feinen Fraktionen außerhalb der in Kapitel 4 beschriebenen Bereiche der Baggerguteinmischung zu keinen messbaren Effekten geführt haben (Kapitel 4.3.2).

Für die Fraktion des feinen Feinsandes (63 bis 100 µm) wird eine Verdriftung von etwas über 40 % geschätzt. Umweltauswirkungen von verdriftenden Anteilen auf angrenzende Gebiete, wie Küsten- und Schutzgebiete, werden nicht festgestellt. Die gröberen Sande bleiben nach bisherigen Kenntnissen vollständig auf der Klappstelle. Insgesamt ist damit von einem Verbleib von knapp der Hälfte des gesamten Materials im 1,5-km-Kreis auszugehen.

Die Daten zur Sedimentchemie, die außer im direkten Verbringbereich auch in der unmittelbaren sowie weiteren Umgebung bis in eine Ausdehnung von 6 km, teilweise auch bis in 9 resp. 12 km Entfernung sowie an Wattmessstellen auf schleswig-holsteinischem und niedersächsischem Gebiet erhoben werden (Kapitel 4.9), würden Rückschlüsse auf potenzielle verklappungsbedingte Effekte zulassen. Diese Daten zeigen außerhalb der Baggergutauflage einen diesen umgebenden Bereich der Baggerguteinmischung an. Dieser umfasst einen Umkreis von 1-km im Norden, 1,5 km bis 2-km im Süden, 3-km im Nordwesten sowie bis zu 4 km im Südosten (Kapitel 4.3.2, Abbildung 4-18). An einer Station im Nordwesten in 6-km Entfernung kann eine Beeinflussung durch verdriftetes Baggergut nicht ausgeschlossen werden (Kapitel 4.3.2). An den anderen Stationen im Schlickgebiet bis in 12 km Entfernung wird keine Erhöhung der Schadstoffgehalte ermittelt. Dies schließt eine geringfügige Ablagerung von verdrifteten Materialien außerhalb der benannten Bereiche im Schlickfallgebietes nicht aus, zeigt jedoch, dass es sich, bezogen auf den jeweils betrachteten Standort, nicht um quantitativ nennenswerte Mengen handeln kann. Die niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattmessstellen, die seit 2007 beprobt werden, zeigen keine Auswirkungen der Baggergutverklappungen bei Tonne E3 an (Kapitel 4.9).

Zur direkten Ermittlung der Verdriftung während einer Verklappung wurden im Herbst 2005 und erneut im Herbst 2016 aufwändige ADCP-Messungen (ADCP = Acoustic Doppler Current Profiler) durchgeführt. Mittels ADCP kann die beim Verklappen entstehende Feststoffwolke in der Wassersäule sowohl über die Zeit als auch in der Tiefe sichtbar gemacht werden. Die Messungen zeigen, dass der größte Teil des Materials innerhalb kürzester Zeit zu Boden sinkt und sich direkt im Anschluss als Dichteströmung weiter seitlich ausbreitet (Abbildung A-2 im Anhang). Insgesamt lag die festgestellte maximale Ausbreitung der Schwebstoffwolke im September 2016 bei 5 km und war damit nicht so weit wie die maximale Ausbreitung bei der Kampagne 2005 mit 6 km, obwohl im Jahr 2016 teilweise feineres Baggergut als im Jahr 2005 eingebracht wurde. Insgesamt konnte bei Betrachtung der Messungen aus den Jahren 2005 und 2016 während vergleichbarer Tiderandbedingungen und Baggergutzusammensetzungen aber ein ähnliches Ausbreitungsverhalten beobachtet werden. Durch die Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass keine messbare Konzentration an Schwebstoffen aus den Verbringungen in das FFH-Gebiet/Nationalpark Wattenmeer sowie in die FFH-Gebiete Helgoländer Felsensockel und Steingrund eingetragen wird. Eine Trübungswolke, die diese FFH-Gebiete oder die Watten erreicht, kann damit ausgeschlossen werden.

Um Aufschluss über den weiteren Verbleib der feinen Schwebstoffe auch in den niedrigen Konzentrationsbereichen zu erhalten, die durch Messungen nicht mehr erfasst werden können, wurden zudem von der BAW in den Jahren 2005 und 2006 sowie im Jahr 2016 mathematische Simulationen der Sedimentausbreitung durchgeführt (E3-Jahresbericht der HPA, 2006; Auswirkprognose der BfG, 2016). Hierzu wurde ein hochauflösendes dreidimensionales Rechenmodell der Nordsee eingesetzt, in dem sowohl der Einfluss des Salzgehaltes als auch meteorologische Einflüsse berücksichtigt sind.

Für die Modellierung wurde angenommen, dass das gesamte Baggergut in Suspension (zu 100% als Suspensionskonzentration) eingebracht wird. Diese modelltechnisch vereinfachte Annahme bildet somit ein Worst-Case-Szenario ab, da die anfängliche Verdriftung maximal ist und somit zu größeren Transporten und stärkeren Akkumulationen als in der Realität führt. Unter diesen Rahmenbedingungen ergibt sich für das Schlickfallgebiet im Modell 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 5-6 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. Im Modell erreicht die Schwebstoffkonzentration aus der Baggergutverbringung also nur lokal begrenzt und kurzzeitig Werte über 1 mg/l, liegt also in küstennahen Gebieten und in den Schutzgebieten weit unter den natürlichen Schwebstofffrachten. Die Erhöhung der Trübung ist vor dem Hintergrund der dynamischen Prozesse im großräumigen Untersuchungsgebiet als gering einzustufen. Die gemessene natürliche Variabilität von temporären Schwebstoffkonzentrationsänderungen liegt küstennah zwischen 6 und 50 mg/l (BSH, 2020), und im Bereich des Schlickfallgebiets ggfs. sogar darüber. Diese berechneten Modellierungsergebnisse bestätigen somit auch in dieser Hinsicht die in der Natur mittels ADCP gemessenen Vorgänge, nach denen Schutzgebiete oder die Watten nicht beeinträchtigt werden.

Abschließende Bewertung

Zusammenfassend ergibt sich aufgrund von Untersuchungen und Modellierungen folgendes Bild: Das Material sinkt innerhalb kurzer Zeit zu Boden und breitet sich dort als räumlich begrenzte bodennahe Dichteströmung seitlich aus. Knapp die Hälfte des bei der Tonne E3 im Zeitraum 2005 bis 2022 eingebrachten Materials ist im Bereich des 1,5-km-Kreises zur Ablagerung gekommen. Die Untersuchungen zeigen, dass dieses Material dort im Wesentlichen lagestabil verbleibt. Erhöhte Schadstoffkonzentrationen in der Umgebung werden vorwiegend im Bereich der Baggergutauflage gemessen. Im Bereich der Baggerguteinmischung, welcher die Baggergutauflage umgibt, werden Schadstoffkonzentrationen in geringerem Umfang festgestellt. Mit

Ausnahme von Einzelwerten an einer Station im 6-km-Kreis wird im Fernfeld keine Erhöhung von Schadstoffgehalten ermittelt. Entstehende, über den 1-km-Kreis hinausreichende Trübungswolken sind nach spätestens 4 bis 5 Stunden und einer Entfernung von 5 bis 6 km als Konzentrationen nicht mehr zu erfassen.

Eine Beeinträchtigung sowohl von näher gelegenen Gebieten, wie z.B. Helgoland und Schutzgebieten, als auch von den weiter entfernten Wattflächen durch die Verdriftungen kann nach diesen Ergebnissen ausgeschlossen werden.

4.3 Sedimentuntersuchung

4.3.1 Beprobung der Sedimente

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.22: *Das künftige Raster der Probennahmen im Einbringbereich und dessen Umfeld ist an die zu erwartende Form und Größe der Baggergutaufgabe anzupassen und z. B. in den Randbereichen entsprechend der Abstimmungen innerhalb der Monitoring-AG zu verdichten sowie konzentrisch um die neuen Einbringzentren anzuordnen. Wegen der vergrößerten Fläche der gesamten Einbringbereiche ist die weitere Unterteilung in verschiedene Probennahmebereiche mit entsprechender Probenzahl und die Erhöhung der Anzahl der zu beprobenden Bereiche im Vergleich zum bisherigen Monitoring im Rahmen der Monitoring-AG zu prüfen. Die Probennahmeraster für die Untersuchungen des Makrozoobenthos, der Korngrößenverteilung, der Schadstoffgehalte und der ökotoxikologischen Untersuchungen sind aufeinander abzustimmen.*

Abweichend von den in Abschnitt A Ziffer 1 des Einvernehmens festgelegten Einbringbereichen um die Zentralkoordinate Ost (1,5-km-Radius) sowie um die Zentralkoordinaten Süd, West und Nord (je 1-km-Radius) wurden diese nach einer Änderung des Einvernehmens vom 18. Juni 2018 zu einem gemeinsamen Einbringbereich zusammengefasst (s. Kapitel 6). Dieser ergibt sich aus der Überlagerung der Einzelbereiche. Er bildet einen Kreis mit einem Radius von 1,5-km um die Zentralkoordinate Ost ergänzt um eine Ausbuchtung im Westen durch den 1-km-Radius der Zentralkoordinate West.

Die Verdichtung von Stationen für die Untersuchungen des Makrozoobenthos, der Korngrößenverteilung, der Schadstoffgehalte und der ökotoxikologischen Untersuchungen insbesondere im Einbringbereich folgt seit dem Jahr 2016 einem in der Monitoring-AG abgestimmtem Plan der BfG. Die Stationen sind in [Abbildung 4-6](#) und [Abbildung 4-7](#) aufgeführt (s. auch [Tabelle 4-1](#)). Im Jahr 2018 wurde zur Beprobung des gesamten Einbringbereichs das Monitoringprogramm um vier Stationen zur Sedimentbeprobung auf der Ausbuchtung des Einbringbereichs im Westen ergänzt ([Abbildung 4-7](#)). Auch in den Jahren 2021 und 2022 wurden die Beprobungen gemäß dieses abgestimmten Probenrasters durchgeführt. Zusätzlich wurden erstmalig Proben in einem Radius von 4 km um die Verbringstelle herum entnommen ([Abbildung 4-8](#)).

Das Probenahmeraster in den Jahren 2021 und 2022

Um die Auswirkungen auf die Sedimente im Verbringungsgebiet zu erfassen, wurde von der BfG zu Beginn des Monitorings im Jahr 2005 ein Probenahmeraster entworfen. Das gesamte Untersuchungsgebiet wurde in das direkte Klappzentrum, ein Feld von 400x400 m, die dieses umgebende Verbringstelle (1-km-Radius), zwei umhüllende Ringe in zwei und drei Kilometer Abstand zum Zentrum der Verbringstelle, vier Strahlen nach Südost, Südwest, Nordwest und Nordost, die bis in zwölf Kilometer Entfernung reichen, sowie ein nördlich gelegenes, von den Verbringungen unbeeinflusstes Referenzgebiet, unterteilt ([Abbildung 4-6](#) und [Abbildung 4-7](#)). Im April 2008 erfolgte eine Verdichtung des Rasters im Bereich des 1-km-Radius. Zudem wurden die Beprobungsstationen im August 2008 um einen Ring aus 20 Probenpunkten in 1,5 km Entfernung vom Klappzentrum erweitert. Für die Positionen im Klappzentrum sowie für die ab 2008 neu hinzugekommenen Positionen innerhalb der Verbringstelle und im 1,5-km Ring liegt somit keine Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 vor. Ab September 2016 erfolgte eine erneute Verdichtung des

Probenrasters gemäß der Maßgabe 2.22 des Einvernehmens. Die Verdichtung ist dabei jeweils vorwiegend auf den Einbringbereich und das ihn umgebende Nahfeld konzentriert.

Aufgrund des Wechsels des Klappfeldes von K-Ost auf K-Süd im Oktober 2016 wurde auf dem neuen Klappfeld sowohl für Makrozoobenthos als auch für Textur und Chemie die Stationszahl erweitert, so dass seitdem 10 Stationen auf K-Süd vorliegen (Abbildung 4-6, Abbildung 4-7). Auch auf den weiteren Klappfeldern West und Nord, die bisher noch nicht beaufschlagt waren, fand im September 2016 eine erstmalige Beprobung von jeweils 10 Stationen als Status-Quo-Feststellung für die chemischen Untersuchungen statt. Anschließend wurden von diesen Stationen drei in das reguläre Monitoringprogramm mit aufgenommen. Für die beiden Termine im August / September der Jahre 2021 und 2022 wurden die Stationen erneut komplett beprobt.

Darüber hinaus wurde das Stationsnetz für die chemischen Analysen seit 2016 und auch in den Jahren 2021 und 2022 um eine Station im 1-km, vier Stationen im 1,5-km und drei Stationen 2-km-Kreis erweitert (Stationen: 6 (1-km), 234 (1,5-km), 235 (1,5-km), 236 (1,5-km), 239 (1,5-km), 27 (2-km), 35 (2-km), 39 (2-km); s. Abbildung 4-7). Seit Mai 2018 wurden noch vier Stationen auf dem Rand des 1-km-Kreises West hinzugenommen (s. Kasten zu Beginn dieses Kapitels; Stationen 241-244; Abbildung 4-7). Im Jahr 2021 erfolgte im Juni erstmalig die Untersuchung im 4 km-Kreis mit 10 Stationen zur Orientierung. Im September 2021 und im August 2022 wurde der 4-km-Kreis analog dem 3-km-Kreis mit je 5 Stationen beprobt. Der 4-km-Kreis gehört bislang nicht zum regulären Monitoring und wird daher in Abbildung 4-8 gesondert dargestellt. Die Sedimentproben werden mit einem Van-Veen-Greifer mit Klappen entnommen und auf einen Parameterumfang gemäß den Anforderungen der GÜBAK (2009) untersucht.

Um der Forderung des Einvernehmens entsprechend Maßgabe 2.20 Rechnung zu tragen, nach der die Verschlickung vor Helgoland ausgeschlossen werden soll, wurde im Jahr 2016 das Raster um einen Strahl von Proben Richtung Helgoland erweitert. An diesen Proben wird die Textur erhoben, an den Stationen 172 und 173 werden auch chemische Untersuchungen durchgeführt. An den Stationen südlich vor Helgoland (174, 175) wird darauf verzichtet, da der Feinkornanteil zu gering ist (s. Abschn. 4.3.2).

Damit sind die Stationen für die chemischen Messungen von 52 im April 2016 nach Maßgabe 2.22 auf 94 in den Jahren 2021 und 2022 (jeweils August / September) erweitert worden. Die Texturanalysen wurden von 96 Stationen im April 2016 auf 146 für die Herbstbeprobung verdichtet. Nach dem abgestimmten Monitoringprogramm kann eine Beprobung der Sedimente im Regelfall einmal jährlich im Herbst, begleitend zur Baggergutverbringung, als ausreichend angesehen werden (s. Kapitel 4.1). Ergänzend hierzu wurden im Rahmen der Makrozoobenthosuntersuchung im Frühjahr noch zusätzlich 85 Sedimentproben entnommen und chemisch untersucht, um die Ergebnisabsicherung zu verbessern (Tabelle 4-1, Abbildung 4-7).

Die Beprobung zur Durchführung der Bioteste war mit 34 Proben für ökotoxikologische Testverfahren bis zum April 2016 bereits sehr umfangreich gewesen und an der Grenze der Laborkapazität. Da die Möglichkeit einer Erweiterung damit sehr begrenzt ist, sind ab dem Jahr 2016 nur zwei neue Stationen hinzugenommen (39 (2-km) und 146 (1-km); Abbildung 4-7).

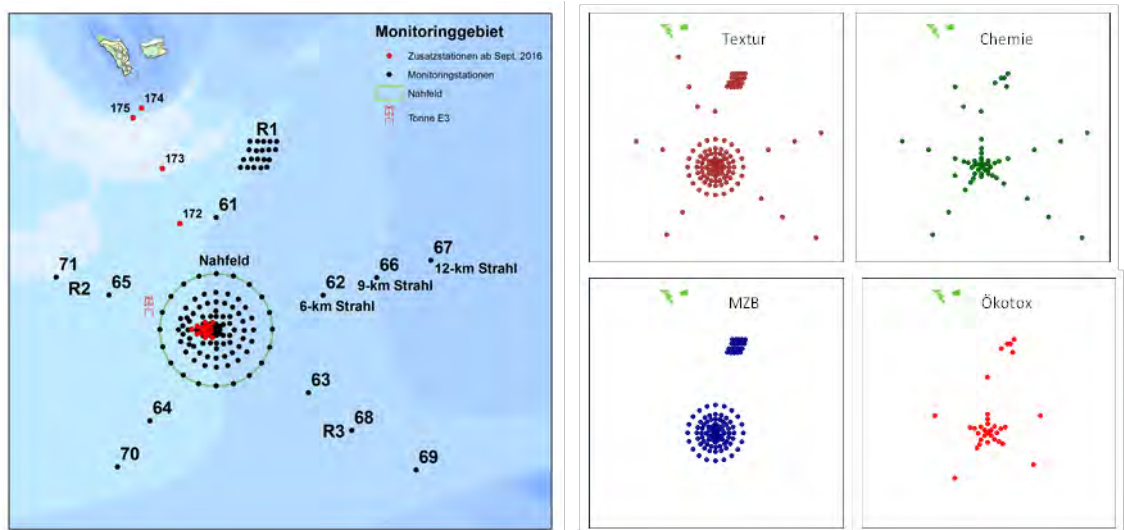


Abbildung 4-6 Stationsnetz 2021 und 2022 ohne 4-km-Kreis

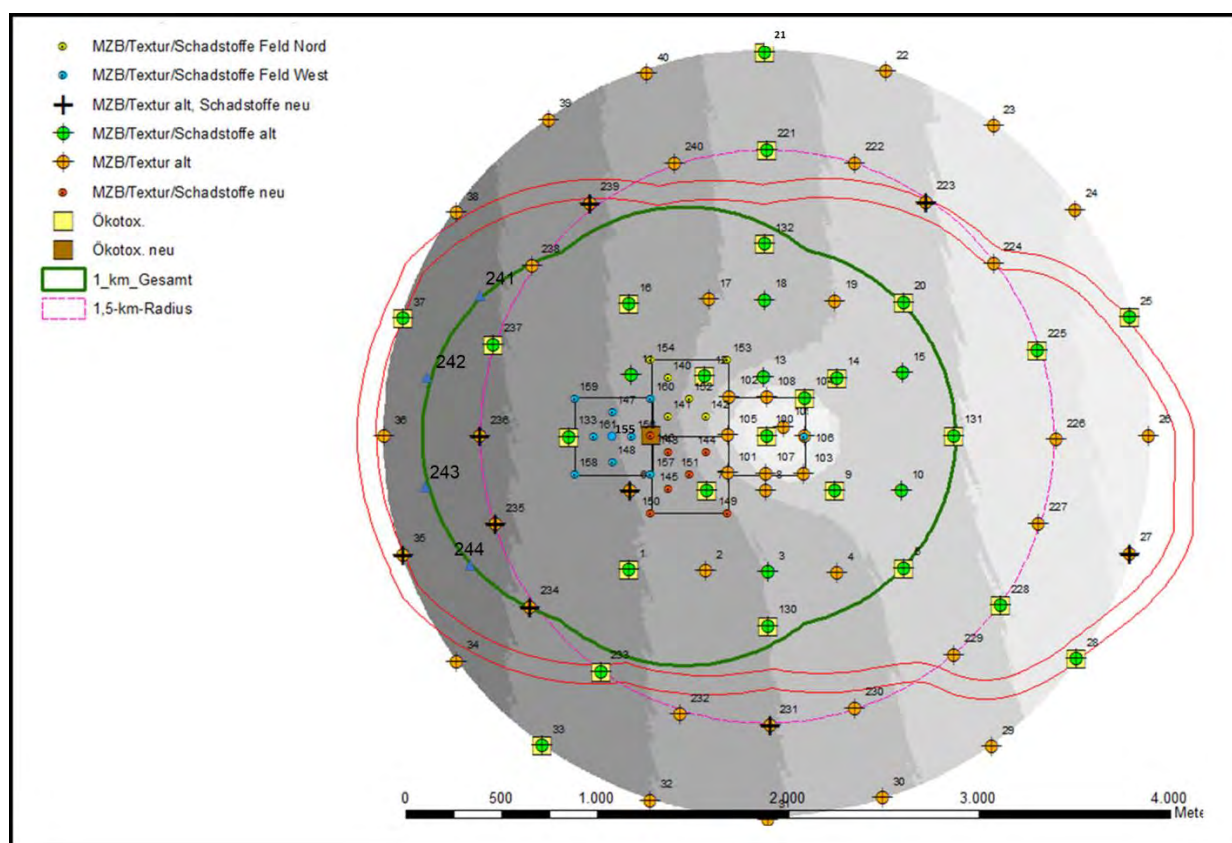


Abbildung 4-7 Stationsnetz im Nahbereich der Verbringestelle (2-km-Kreis) im Jahr 2021 und 2022 (Der rosafarbene Kreis (1,5-km-Radius) mit der Ausbuchtung in grün im Westen mit den Stationen 241-244 stellt den Einbringbereich dar, s. Text im Kasten am Anfang des Kapitels)

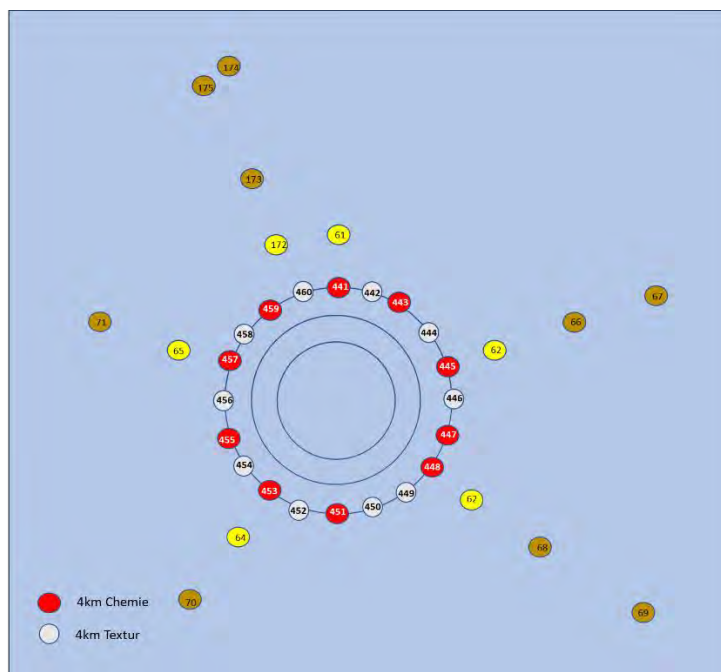


Abbildung 4-8 Schematische Darstellung des 4-km-Kreises mit Stationen im Fernfeld und dem 3- und 2-km-Kreis (ohne Stationen)

Tabelle 4-1 Anzahl der pro Termin beprobten Sedimentstationen in den Jahren 2021 und 2022

Ort	Bereich	April/Juni 2021 / April 2022			Sept 2021 / Aug 2022		
		Textur	Chemie (nur 21)	Benthos	Textur	Chemie	Biotest
K-Ost	400x400m	8	2	8	10	2	2
K-Süd	400x400m	8	8	10	7 / 8	8	2
K-Nord		2	2	0 / 7	6	7	
K-West		1	1	0 / 7	8	8	
Verbringstelle	1-km	24	17	25 / 23	24	17	11
	1,5-km	24	15	24	24	15	5
Nahfeld	2-km	20	8	20	20	8	6
	3-km	20 / 19	6	20	20	6	
	4-km	20 / 0	10		5	5	
Fernfeld	6-km	5 / 0	5		8	6	5
	9/12-km	6 / 0	6		8	7	
Referenz		5	5	20	5	5	5
Summe		143 / 111	85	127 / 139	145 / 146	94	36

4.3.2 Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.20: *Um sicherzustellen, dass Auswirkungen auf geschützte Gebiete in schleswig-holsteinischen Küstengewässern, insbesondere maßnahmenbedingte Verschlickungen in umliegenden Hartboden-Lebensräumen wie z.B. der Tiefen Rinne und dem NSG Helgoländer Felssockel, auszuschließen sind, müssen ökologische Untersuchungen an weiteren geeigneten und mit dem MELUR abzustimmenden Messstellen durchgeführt und diese zusätzlich in das Monitoringprogramm aufgenommen werden.*

Im Jahr 2016 wurden in Richtung Helgoland in Abstimmung mit dem MEKUN neue Sedimentstationen eingerichtet und wie in den Vorjahren auch im Jahr 2021 und 2022 beprobt (Stationen 172, 173, 174 und 175; Abbildung 4-6). Die Stationen 174 und 175 in der Nähe von Helgoland sind durch kiesiges bis sandiges Material geprägt und zeigen keine Anzeichen einer Verschlickung (für ökologische Untersuchungen s. Kapitel 4.6).

Maßgabe 2.13: *Baggergut, dessen Schadstoffgehalt eine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb der jeweiligen Einbringbereiche erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden.*

Im Kapitel 4.3 erfolgt durch Vergleiche der Sedimente mit der Umgebung sowie der Nullbeprobung im Jahr 2005 eine möglichst genaue Erfassung der Baggergutaufgabe und damit auch der baggergutbedingten Veränderung der Sedimentqualität (s. unten, Maßgabe 2.23). Zu den Beprobungsterminen in beiden Jahren wurden keine signifikanten Gebietsunterschiede der ökotoxikologischen Belastung zwischen dem Einbringbereich bzw. dem Nahfeld und dem Fernfeld und Referenzgebiet ermittelt (s. Kapitel 4.3.3). Die Auswertung der Ergebnisse der Bioakkumulation ergab für die Pfeffermuschel, die Wellhornschnecke und die Kliesche bei den einzelnen chemischen Parametern keine signifikanten Unterschiede zwischen den Proben des – den Einbringbereich umgebenden – Außenbereichs im Vergleich zu den jeweiligen Referenzgebieten (Wellhornschnecke Kapitel 4.7.1, Pfeffermuschel Kapitel 4.7.2, Kliesche Kapitel 4.7.3). Für die Scholle wurden im Jahr 2021 signifikante Anreicherungen im Außengebiet von PCB 101 und PCB 180 gegenüber beiden Referenzgebieten im Muskelgewebe festgestellt. Eine signifikante Anreicherung im Einbringgebiet wurde nicht festgestellt. Die räumliche Verteilung der Befunde sowie die Schadstoffbelastung in Leber und Muskel der Scholle insgesamt legen nahe, dass es sich dabei nicht um baggergutbedingte Anreicherungen handelt. Eine Einvernehmensverletzung liegt somit nicht vor (s. Kapitel 4.7.4.).

Maßgabe 2.21: *(...) Die Verdriftung der Feinkornfraktion in der Umgebung des genutzten Einbringbereiches wird darüber hinaus weiterhin im Rahmen des regulären Monitorings durch die Entnahme schichtenauflösender Proben (Kastengreifer) und deren Analyse auf Schadstoffbelastungen überwacht. (...)*

Im Rahmen des regulären Monitorings wurden Sedimentproben im Einbringbereich sowie der näheren und weiteren Umgebung mittels Greifer entnommen und auf Textur- und Schadstoffgehalte analysiert (s. Kapitel 4.3.2 b) und c); s. auch Maßgabe 2.22, Beginn Kapitel. 4.3).

Zusätzlich wurden im September 2021 schichtauflösende Greiferproben an sechs Stationen auf dem 3-km Kreis und an fünf Stationen im 6-km Radius gewonnen (Abbildung 4-19). Im August 2022 erfolgte die Entnahme der schichtauflösenden Proben an sieben Stationen des 3-km Kreises (Abbildung 4-20). Die Analysen dieser Proben dienen zusammen mit den Ergebnissen der Peilung aus den Jahren 2021 und 2022 (s. Maßgabe 2.23; Kapitel 4.2) zum einen der möglichst exakten Bestimmung der Form der Baggergutaufgabe und zum anderen dem Nachweis, dass in der näheren und weiteren Umgebung dieser Auflage inklusive dem sie umgebenden Bereich der Baggerguteinmischung keine signifikante baggergutbedingte Verschlechterung der Sedimentqualität zu verzeichnen ist.

Maßgabe 2.23: *Um die Baggergutaufgabe möglichst exakt erfassen zu können, sind an geeigneten Stellen Kernproben zu entnehmen sowie mindestens einmal jährlich die laut Antragsunterlagen prognostizierte weitgehende Lagestabilität der verbrachten Sedimente im Einbringungsbereich zusätzlich durch Peilungen zu überwachen.*

Eine Peilung im 2-km-Kreis wurde im Februar 2021 und im März 2022 durchgeführt (s. Kapitel 4.2.1). Zur möglichst exakten Erfassung der Baggergutaufgabe s. ansonsten oben (Maßgabe 2.21).

a) Untersuchungsprogramm und Datenauswertung

Nach Maßgabe 2.23 der aktuellen Zulassungen zur Verbringung von Baggergut zur Tonne E3 ist die Form und Ausdehnung der Baggergutaufgabe sowohl durch die Analyse von Sedimentproben als auch durch die Auswertung von Peildaten (Kapitel 4.2.1) möglichst exakt zu erfassen. Grundsätzlich kann eine baggergutbedingte Veränderung der Gewässersohle außer durch volumetrische Analysen auch über eine Veränderung der chemisch-physikalischen sowie über die chemische Sedimentcharakteristik festgestellt werden. Hierbei können die Begriffe „Baggergutaufgabe“ und „Bereich der Baggerguteinmischung“ unterschieden werden. Die Baggergutaufgabe ist hierbei definiert als der Bereich, der durch Peilungen ermittelt werden kann und im Kapitel 4.2.1 dargestellt ist (Abbildung 4-3). Im Zentrum der Baggergutaufgabe ist ein deutlich herausgehobener Ablagerungskörper erkennbar, der durch eine sandigere Textur gekennzeichnet ist. Der umgebende Teil der Baggergutaufgabe wird zu den Rändern hin zunehmend schlickiger, ist flächenhaft ausgebreitet und eher eben.

Um den Bereich der Baggergutaufgabe herum schließt sich der Bereich der Baggerguteinmischung an. Beim Verbringvorgang verdriften Sedimente aus dem direkten Verbringzentrum resp. der Baggergutaufgabe in die unmittelbare Umgebung und werden dort, z. B. infolge von Bioturbation, in die obere Sedimentschicht eingemischt. Da hierdurch keine bzw. eine nur sehr geringe Volumenveränderung zu erwarten ist, kann eine Baggerguteinmischung nicht durch die Auswertung von Peildaten erkannt werden. Ein Nachweis ist im näheren Bereich ggf. durch Veränderungen bei der Korngrößenverteilung, auf jeden Fall durch veränderte Schadstoffgehalte möglich.

Im Untersuchungsgebiet wurden im April/Juni 2021, im September 2021 und im August 2022 jeweils Sedimente mittels Greifer entnommen und hinsichtlich ihrer Korngrößenverteilung und ihres Schadstoffgehaltes analysiert (s. Kapitel 4.3.2 c). Außerdem wurden insgesamt 18 schichtenauflösende Kernproben gezogen: Im September 2021 waren es sechs auf dem 3-km Kreis und fünf im 6-km Radius. Im August 2022 wurden jeweils nochmals sieben Proben auf dem 3-km-Kreis genommen (Abbildung 4-19, Abbildung 4-20).

Die Bestimmung der chemischen Parameter und die Korngrößenanalysen erfolgten sowohl hinsichtlich Parameterauswahl als auch Analyseverfahren gemäß den Vorgaben der GÜBAK (2009). Zusätzlich wurden die Schwermetall-Gesamtgehalte an allen Proben ermittelt. Darüber hinaus wurden im Jahr 2021 und 2022 - wie auch in den vorangegangenen Jahren - die für die Elbe relevanten Dioxine und Furane an ausgewählten Proben auf der Verbringstelle, im 12-km-Strahl und im Referenzgebiet untersucht.

Die baggergutbedingte Texturveränderung im Nahbereich wurde bis zum Jahr 2021 mit dem Softwareprogramm Surfer in Form einer Isoliniendarstellung visualisiert. Hierfür wurden jeweils die Mittelwerte der Beprobungen aus dem Zeitraum von 3 Jahren verwendet, da Einzelwerte aufgrund der heterogenen Zusammensetzung eine zu große Streuung aufweisen würden (Abbildung 4-9, Abbildung 4-10). Seit dem Jahr 2022 erfolgt die Visualisierung der Texturveränderungen im Nahbereich mit Arc GIS. Die Darstellung erfolgt ebenfalls in Form von Isolinen, ermittelt aus dem Mittelwert der Sandgehalte (Anteil der Fraktion > 63 µm) aus dem Zeitraum 2020-2022 (Abbildung 4-11).

Bei den Sedimenten auf der Einbringstelle, im Nahbereich sowie bei weiter entfernt liegenden Stationen soll geprüft werden, ob eine Erhöhung der chemischen Parameter durch Baggergut festzustellen ist. Bei dem Vergleich von chemischen Analyseergebnissen ist zu berücksichtigen, dass die Gehalte der chemischen Parameter von der Zusammensetzung der Sedimente, insbesondere ihrem

Feinkornanteil und ihrem Gehalt an organischen Bestandteilen, abhängen. Außerdem erschweren die natürliche räumliche und zeitliche Varianz sowie unvermeidliche methodisch bedingte Unsicherheiten von Messwerten den direkten Vergleich der Gehalte chemischer Stoffe in der Umwelt. Um Gehalte von Sedimenten unterschiedlicher Zusammensetzung miteinander vergleichen zu können, werden nach den Regeln der GÜBAK (2009) die Schwermetalle in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ gemessen. Die organischen Verbindungen werden aus methodischen Gründen in der Gesamtfraktion bestimmt und anschließend auf die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ normiert.

Für eine Prüfung, ob an den einzelnen Stationen im Nahbereich eine Erhöhung der chemischen Parameter festzustellen ist, wurden die Werte für die 19 Prüfparameter der GÜBAK zunächst mit den Werten aus dem Jahr 2005 jeweils graphisch verglichen. Hierbei erfolgte ein Vergleich der Einzelstationen. Für die Stationen aus dem Einbringbereich und seiner Umgebung, die in den Jahren 2008 und 2016 in das Messprogramm aufgenommen wurden, liegt keine Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 vor. Für diese Stationen wurde der Mittelwert der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 aller Stationen im Bereich 1-km bis 3-km als Hintergrundwert des Nahbereichs verwendet.

Im Jahr 2021 wurde erstmalig auch der 4-km-Kreis beprobt. Im Juni wurden hierzu 10 Proben im Rahmen einer orientierenden Untersuchung für Schadstoffgehalte entnommen. Im September 2021 und September 2022 wurden dann, analog zum 3-km-Kreis, noch jeweils 5 Stationen beprobt. Auch hier wurde der Mittelwert der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 aller Stationen im Bereich 1-km bis 3-km als Hintergrundwert verwendet. Bei der Interpretation ist hier besonders zu berücksichtigen, dass in diesem Bereich bisher keine Daten vorlagen, so dass Hintergrundgehalte auch unabhängig von der Baggergutverbringung höher oder niedriger als im 3-km-Kreis liegen könnten.

In diesem Zusammenhang wurde in der AG Monitoring die Frage diskutiert, ob der Hintergrund aus dem Jahr 2005 noch geeignet ist, um baggertgutbedingte Veränderungen aufzuzeigen oder ob aktuellere Werte verwendet werden sollten (E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020). Für den Nahbereich ist die Verwendung aktuellerer Daten als Hintergrundwerte insofern problematisch, als dass dieser Bereich ja in seinem Zentrum durch die Baggertgutverbringung beeinflusst wurde, resp. in seinem Randbereich beeinflusst worden sein könnte. Der Fernbereich ist wiederum räumlich heterogen und weiter vom Nahbereich entfernt, so dass dessen Belastung ebenfalls nicht direkt der Hintergrundbelastung des Nahbereichs entspricht.

Im Jahresbericht 2019-2020 wurde berichtet, dass die BfG an einer genauen Auswertung der zeitlichen Verläufe der Belastung der Oberflächensedimente im Schlickgebiet und an der Erstellung von Hintergrundkarten mittels geostatistischer Verfahren (Kriging) arbeiten würde, die für die Abschätzung von Hintergrundwerten herangezogen werden könnten (E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020). Aufgrund der räumlich zu heterogenen Verteilung der Daten ließen sich jedoch keine plausiblen Hintergrundbelastungskarten erstellen. Im BfG-Bericht 2018-2020 wurde daher wieder die Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 für den Hintergrund im Nahbereich verwendet (BfG-2129, 2023).

In der vorliegenden Auswertung wurden für die Greiferproben zusätzlich die Hintergrundwerte aus dem Jahr 2018 als Mittelwerte aus dem Fernfeld analog BfG (2019) geprüft. Diese wurden auch für die Auswertung der Schichtproben herangezogen, um die Auswertung mit der aus dem vorigen Bericht vergleichbar zu halten (E3-Jahresbericht 2019-2020). Die Hintergrundwerte aus 2018 (Fernfeld) liegen auf einem ähnlichen Konzentrationsniveau wie die Daten der Nullbeprobung 2005 und geringfügig niedriger als die Hintergrundwerte aus dem 3-km-Kreis des Jahres 2018 (BfG, 2019; E3-Jahresbericht der HPA 2019-2020), wobei die Ergebnisse, die mit den jeweiligen Datensätzen erzielt werden, untereinander vergleichbar sind. Im Fernfeld wurden zusätzlich Trendanalysen durchgeführt, um zeitliche Veränderungen an einzelnen Stationen besser einschätzen zu können.

Als Hilfsgröße zur Abschätzung eines signifikanten Unterschieds bei Einzelwerten wurde das von HLU (2002) vorgeschlagene Verfahren verwendet, da der Vergleich von Einzelwerten nicht mit anderen statistischen Verfahren, wie beispielsweise varianzanalytischen Berechnungen, durchgeführt werden kann. Nach HLU (2002) wird die Standardabweichung (Variationskoeffizient) zunächst aus Doppelbestimmungen errechnet. Wird sie mit dem Faktor 2 multipliziert, stellt sie nach HLU (2002)

den Bereich der Messunsicherheit dar, in dem der tatsächliche Wert mit einer 95%igen Wahrscheinlichkeit liegt.

Hierfür werden die verdeckten Doppelbestimmungen aus den Kampagnen 2005 bis 2022 herangezogen, für die mittlerweile 150 Wertepaare vorliegen (Tabelle A-34). Nach dem HLUG-Verfahren zeigen die Schwermetalle mehrheitlich Variationskoeffizienten zwischen 5 und 10 %. Der Wert für Quecksilber liegt bei 17 % und damit etwas höher. Die PAK-Verbindungen, die DDT-Isomere sowie die PCB-Verbindungen zeigen sowohl als normierte als auch als nicht normierte Werte Messunsicherheiten von 15 bis 30 %, während die Werte für pp-DDT darüberliegen (Tabelle A-34). Diese Werte sind im Vergleich zu anderen Untersuchungen als durchaus zufriedenstellend anzusehen.

In den drei Gebieten des Fernfeldes (6-km-Kreis, 9/12-km-Strahl und Referenzgebiet) erfolgt die Analyse der Sedimentchemie analog der im Nahbereich als Vergleich zwischen den Jahren 2021 resp. 2022 und 2005 pro Station (graphisch und mit Signifikanztest nach dem HLUG-Verfahren). Der Variationskoeffizient für pp-DDT ist dabei zu hoch, um als Signifikanzkriterium verwendet zu werden, die Auswertung erfolgt hier rein graphisch. Unterstützend wurde pro Gebiet und Parameter eine zweifaktorielle Varianzanalyse mit den Faktoren Station und Beprobungstermin durchgeführt.

b) Korngrößenverteilung an der Verbringstelle und im Nahbereich

Durch das Einbringen des Baggerguts ändert sich laufend die Zusammensetzung der obersten Sedimentschicht im Einbringbereich (= 1,5-km-Kreis um die Zentrumsordinate des Klappfeldes Ost mit der Ausbuchtung, die durch die Überlappung mit dem 1-km-Kreis um die Zentrumsordinate West entsteht, s. Kasten am Beginn des Kapitels 4.3.1). In Abbildung 4-9, Abbildung 4-10 und Abbildung 4-11 ist die Ausdehnung der Sandauflage dargestellt. Der Sandumring, definiert als ein Bereich mit mehr als 50 % Sandanteil, wird hier aus den Körnungsdaten der Mittelwerte der Beprobungen 2019-2021 (Abbildung 4-10) und der Mittelwerte der Beprobungen 2020-2022 (Abbildung 4-11) dargestellt und mit dem Sandumring aus den Jahren 2016-2018 verglichen (Abbildung 4-9). Die Auswertung erfolgt nur über die Mittelwerte mehrerer Jahre, da Einzelwerte aufgrund der heterogenen Zusammensetzung eine zu große Streuung aufweisen. Anhand der Körnungsänderung der obersten Sedimentschicht lassen sich die Ausbreitungsbereiche des sedimentierten Baggerguts erkennen. Aus den drei Grafiken ist ersichtlich, dass das Klappzentrum Ost und seine unmittelbare Umgebung auch im Zeitraum 2019-2021 resp. 2020-2022 durch die Entmischung des Baggerguts beim Einbringen durch eine sandige Auflage geprägt wird. Durch den Wechsel der Beaufschlagung von KS Ost auf KS Süd im Jahr 2016 hat sich der Bereich, in dem die höchsten Sandgehalte zu finden sind, vom Zentrum der Klappstelle Ost in Richtung der Klappstelle Süd verschoben.

Im Vergleich zur Situation 2016 bis 2018 zeigt sich in den Daten 2019 bis 2021 und 2020 bis 2022 zudem eine Veränderung der Form und Ausdehnung der Sandauflage. Im Zeitraum 2019-2021 hat sie sich im Vergleich zum vorigen Zeitraum weiter aus dem Osten zurückgezogen und ragt nicht mehr bis über den 1-km-Kreis hinaus, sondern nur noch etwa 200 m über den östlichen Rand der KS Ost hinweg, hat sich dafür aber im Südwesten bis an den 1-km-Kreis heranbewegt und leicht verbreitert. Insgesamt erstreckt sich die Sandauflage in Nordost-Südwest orientierter Richtung (Abbildung 4-11). Im Südosten und Nordwesten haben sich hingegen zwei flächige feinkörnige Bereiche mit Sandgehalten von 30 % herausgebildet und die Schlickauflage hat sich sowohl im Westen als auch im Osten weiter nach Süden verlagert. Im Norden hat über die betrachteten Zeiträume keine wesentliche Veränderung der Ausbreitung der Sandauflage stattgefunden.

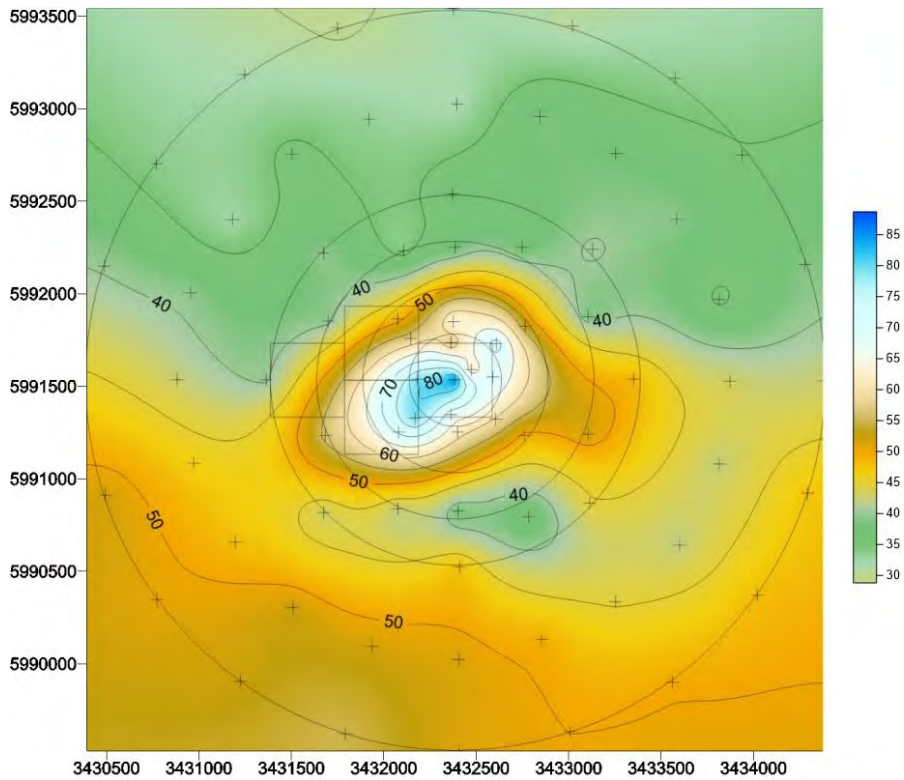


Abbildung 4-9 Sandige Auflage aus Baggergut im Nahfeld (2-km-Kreis). In der Farblegende ist der Sandanteil (Fraktion > 63 µm) als Gew.-% dargestellt (Werte aus den Beprobungen 2016 bis 2018).

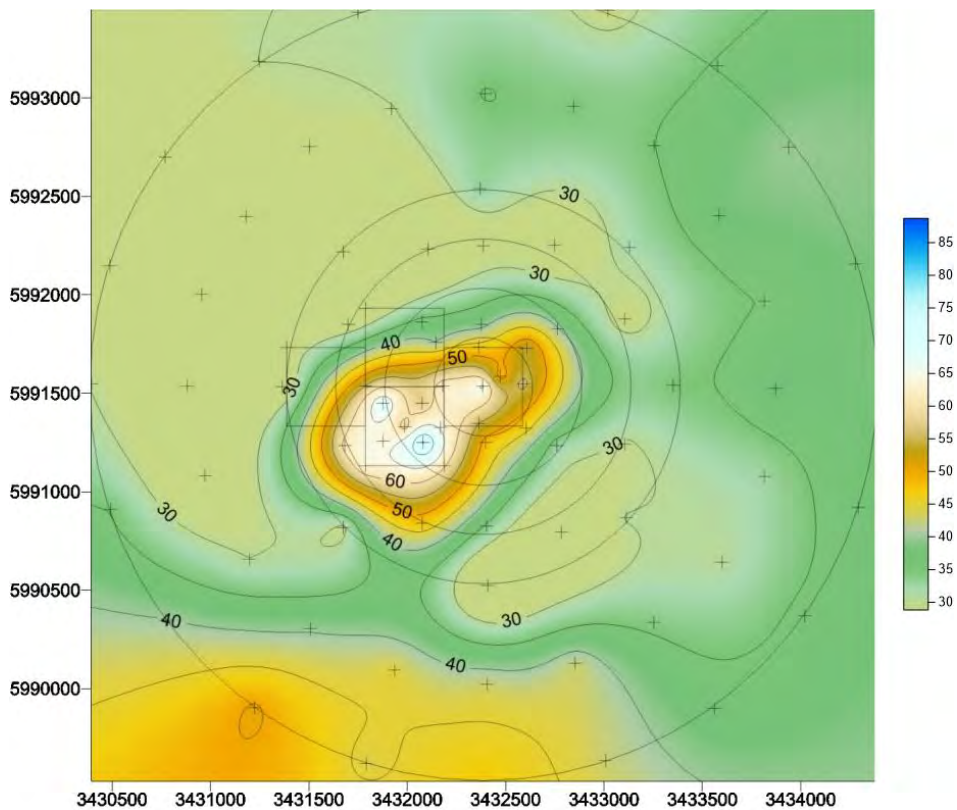


Abbildung 4-10 Sandige Auflage aus Baggergut im Nahfeld (2-km-Kreis). In der Farblegende ist der Sandanteil (Fraktion > 63 µm) als Gew.-% dargestellt (Werte aus den Beprobungen 2019 bis 2021).

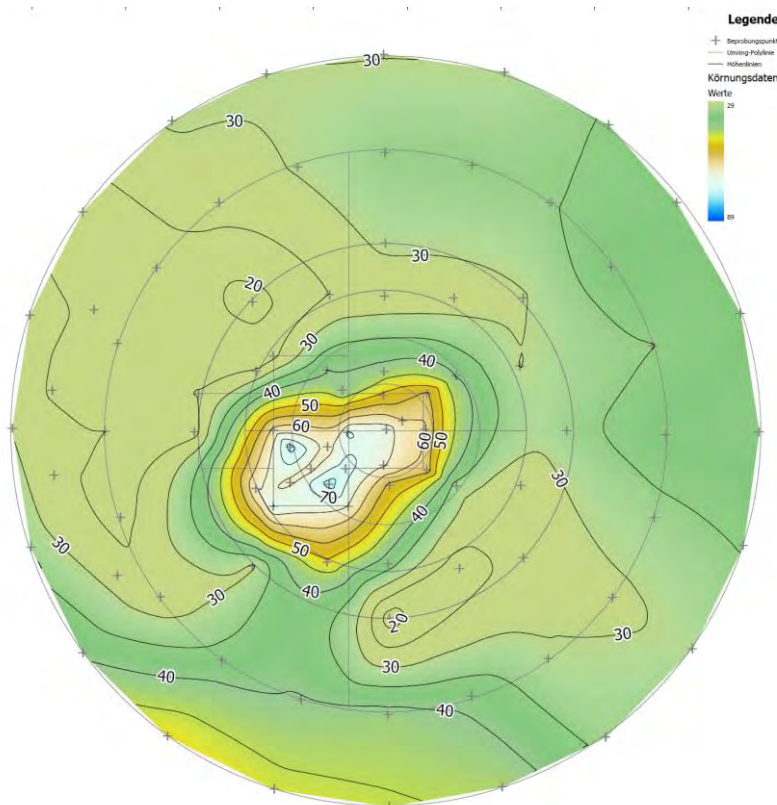


Abbildung 4-11 Sandige Auflage aus Baggergut im Nahfeld (2-km-Kreis). In der Farblegende ist der Sandanteil (Fraktion > 63 µm) als Gew.-% dargestellt (Werte aus den Beprobungen 2020 bis 2022).

Nach der Mittelwertsdarstellung der Sandgehalte aus dem Zeitraum 2020-2022 hat sich im Zentrum die Form und Ausbreitung der Sandauflage im Vergleich zum Zeitraum 2019-2021 kaum verändert (Abbildung 4-10 im Vergleich zu Abbildung 4-11). Der feinkörnigere Bereich mit Sandgehalten um 30 % im Nordwesten ist in der Ausdehnung ungefähr gleich geblieben. Im Südosten hat sich die Fläche mit feinkörniger Auflage (Sandgehalt um 30 %) vergrößert und reicht etwa 200 m über den 1,5-km-Radius hinaus.

Die beschriebenen Veränderungen sind zum einen darauf zurückzuführen, dass im Oktober 2016 von dem Klappzentrum Ost auf das Klappzentrum Süd gewechselt wurde. Zum anderen ist die Körnung des ausgebrachten Materials seit 2016 feinkörniger geworden. Dies liegt zum einen an der Verbringung der generell feinkörnigeren Hafenzufahrten, zum anderen aber auch daran, dass das Baggergut in den Gebieten der Delegationsstrecke seit 2016 einen im Mittel ungefähr 10 % höheren Feinkornanteil aufweist als im Zeitraum davor. Somit ist davon auszugehen, dass vor allem im Osten, aber auch im Westen, die sandige Fläche durch feines Baggergut überschlickt wurde.

c) Schadstoffbelastung der Sedimente

In Abbildung 4-12 bis Abbildung 4-15 ist die Datenverteilung in den Jahren 2005 und in den Jahren 2021 und 2022 für pp-DDD und den Gehalt an PAK (Summe 16) an den einzelnen Beprobungsstationen für die beiden Beprobungstermine im August / September getrennt exemplarisch dargestellt. Im Anhang sind als Überblicksstatistik alle Werte an der Verbringstelle (Klappzentrum, 1-km, 1,5-km) sowie die Werte aus der näheren und weiteren Umgebung (2-km, 3-km, 6-km, 9/12-km, Referenz)

jeweils getrennt nach den drei Beprobungsterminen April/Juni 2021, September 2021 und August 2022 zusammengefasst (Tabelle A-25 bis Tabelle A-33).

Werden die Werte der Beprobungsstationen im Gesamtbereich betrachtet, so fällt auf, dass es im Bereich der so genannten "Elbfahne" (Stationen 62, 63, 66-69 im Abstrom der Elbe, Abbildung 4-6) auch schon vor Beginn der Verklappungen im Jahr 2005 höhere Werte gegeben hat als in den anderen Bereichen des Fernfelds (hier exemplarisch für pp-DDD und PAK Summe 16 in Abbildung 4-12 bis Abbildung 4-15, Stationen der Elbfahne sind mit Sternchen markiert). Höhere Werte im Bereich der Elbfahne wurden in allen bisherigen Untersuchungsjahren außer für PAK und pp-DDD auch für weitere elbetypische Schadstoffe (u.a. Cadmium und Quecksilber $< 20 \mu\text{m}$, DDT und weitere Metabolite und PCB Summe 7) registriert (E3-Jahresberichte der HPA 2005 bis 2020; s. auch Auswertung der Daten der Jahre 2021 und 2022 im Fernfeld weiter unten in diesem Kapitel).

Im Bereich des alten Klappzentrums Ost, des neuen Klappzentrums Süd und des umliegenden 1-km-Kreises um die Zentralkoordinate des Klappzentrums Ost sind die Werte seit Beginn der Baggergutverklappung im Jahr 2005 erwartungsgemäß angestiegen und liegen im Jahr 2021 und 2022 an der Mehrzahl der Stationen signifikant oberhalb der Werte der Nullbeprobung aus dem Juli 2005.

Dies ist exemplarisch für pp-DDD in Abbildung 4-12 und Abbildung 4-13 zu erkennen und wird im folgenden Abschnitt näher erläutert. In den vergangenen Jahren wurde dies auch für die Summe 16 der PAK festgestellt. In den Jahren 2021 und 2022 war die PAK-Konzentration im Einbringbereich hingegen gesunken: So lagen im September 2021 lediglich drei Stationen aus KS Süd und eine aus dem 1,5-km-Kreis signifikant oberhalb der Nullbeprobung, im August 2022 waren es zwei Stationen im Einbringbereich (Abbildung 4-14, Abbildung 4-15). Damit ist allenfalls nur noch ein sehr geringer Einfluss von Baggergut auf die PAK-Konzentration zu erkennen. Dies ist vermutlich auf die gesunkenen PAK-Konzentrationen im Baggergut zurückzuführen (Kapitel 3).

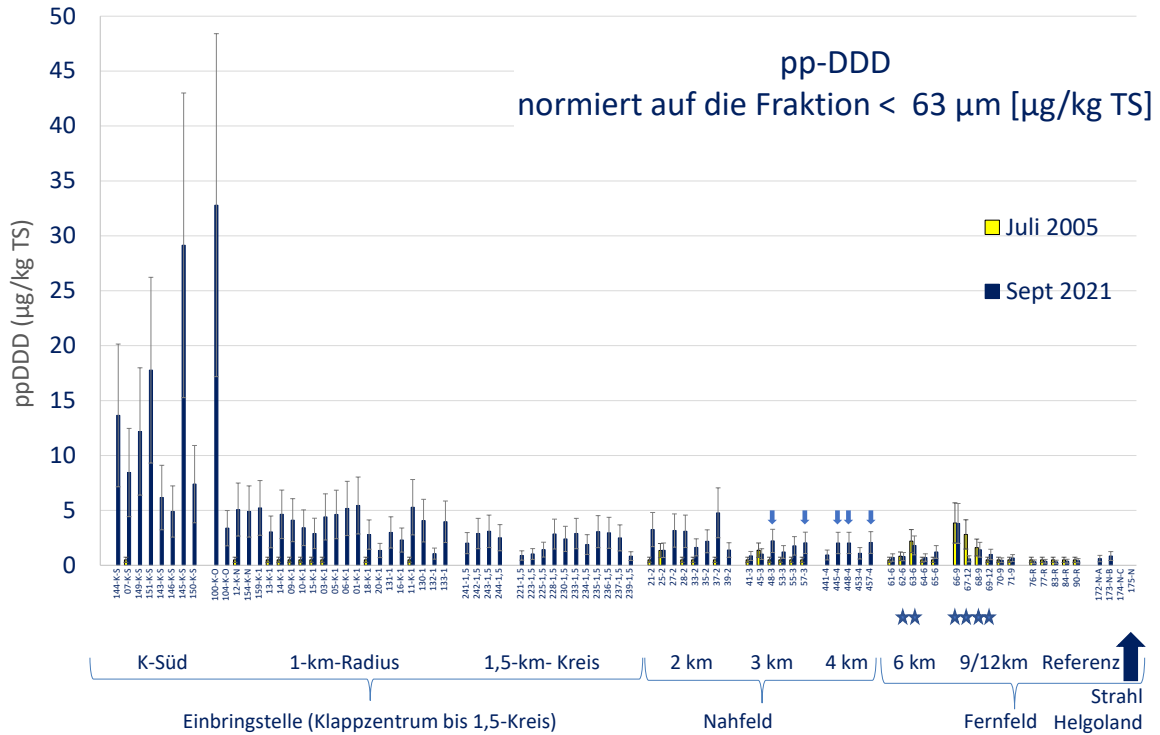


Abbildung 4-12 pp-DDD normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und August/September 2021 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an. Mit Sternchen markierte Stationen liegen im Abstrom der Elbe (s. Text).

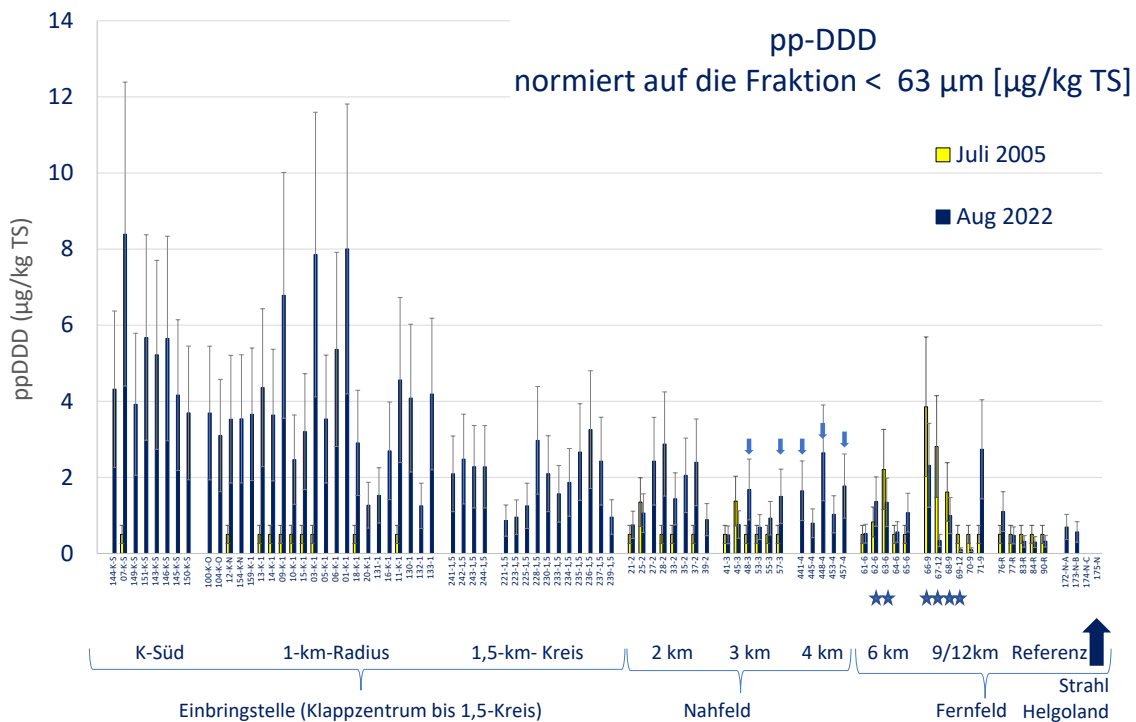


Abbildung 4-13 pp-DDD normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und August 2022 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an. Mit Sternchen markierte Stationen liegen im Abstrom der Elbe (s. Text)

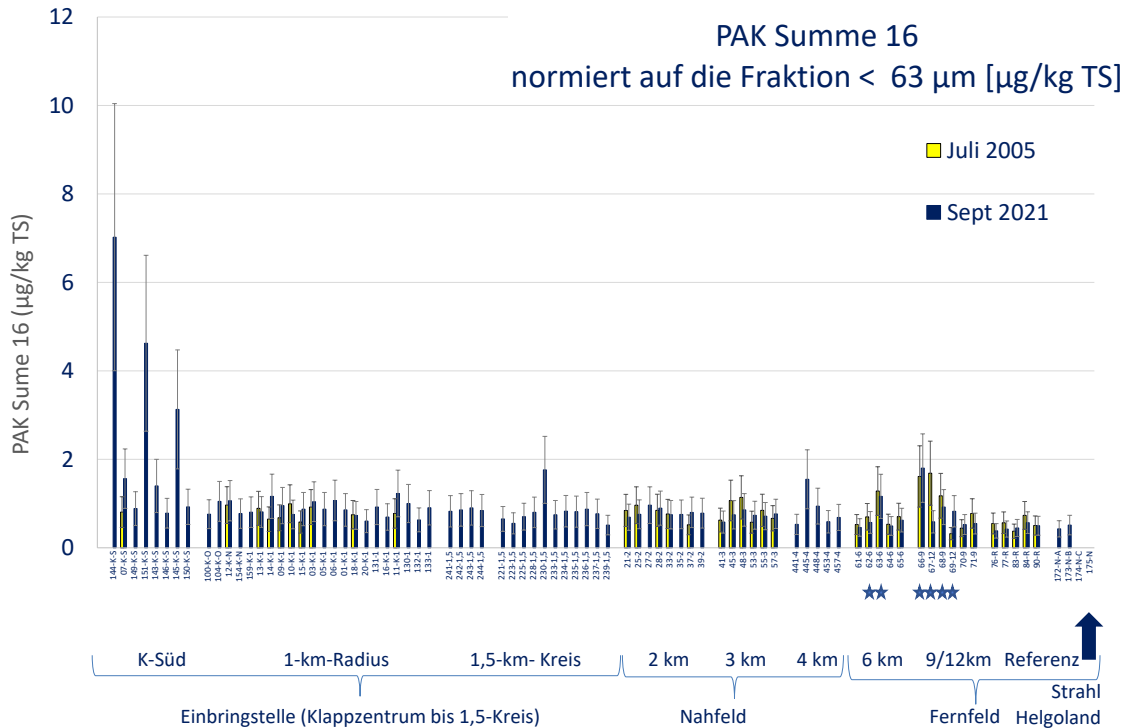


Abbildung 4-14 PAK-Gehalt normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und August/September 2021 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an. Mit Sternchen markierte Stationen liegen im Abstrom der Elbe (s. Text).

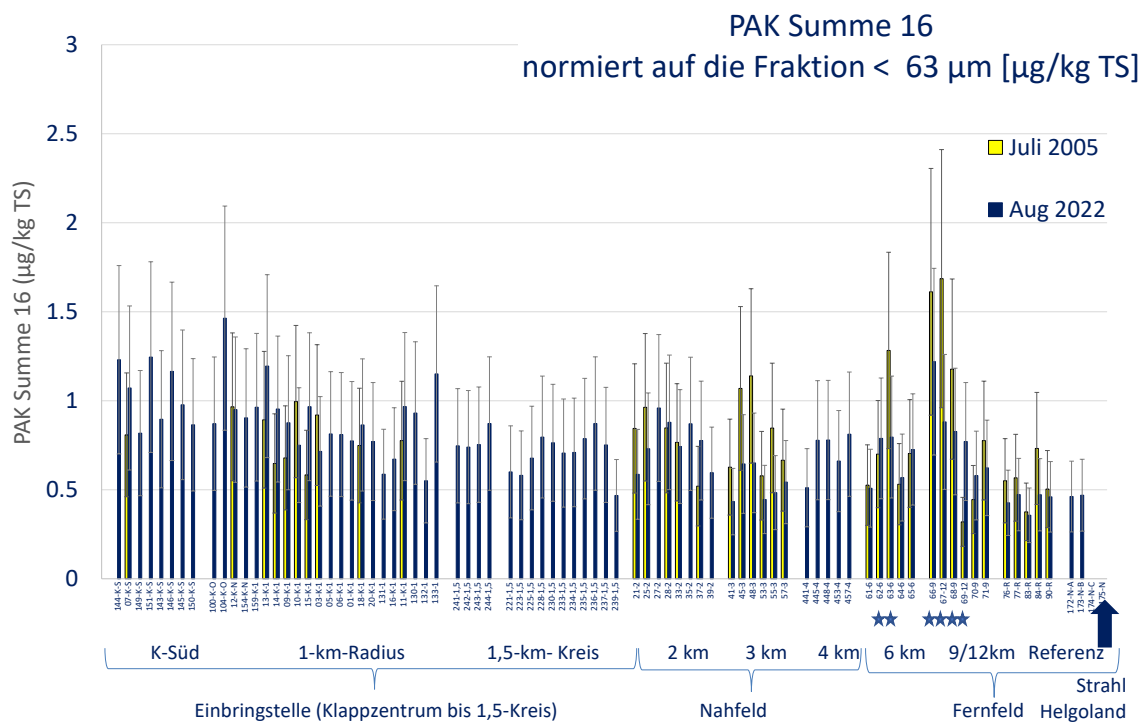


Abbildung 4-15 PAK-Gehalt normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und August 2022 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an. Mit Sternchen markierte Stationen liegen im Abstrom der Elbe (s. Text).

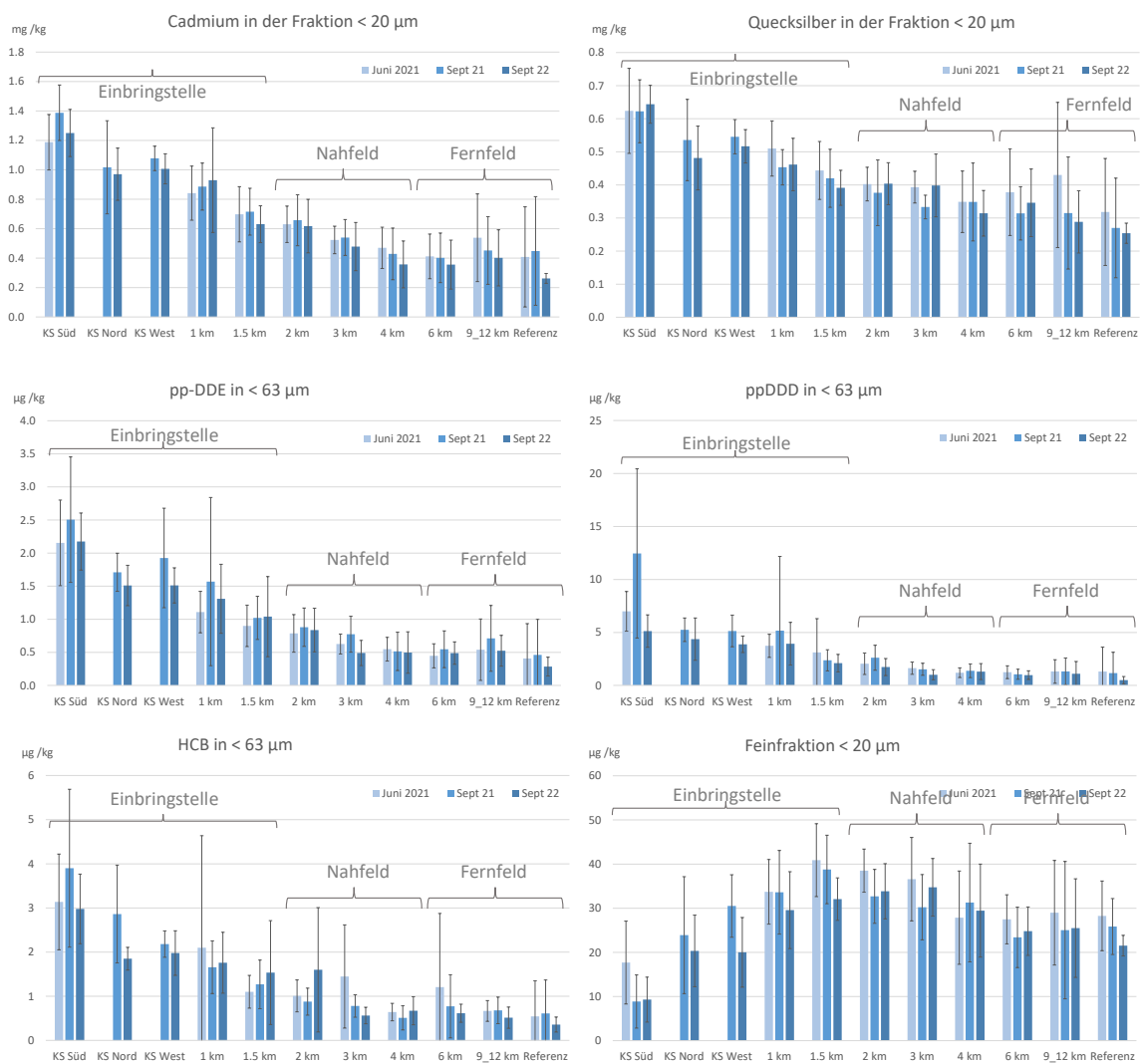


Abbildung 4-16 Exemplarische Darstellung der Parameter Cadmium, Quecksilber, pp-DDE, pp-DDD, HCB und Feinfraktion < 20 µm in den Sedimenten der Einbringstelle (K-Süd, K-West, K-Nord, 1-km, 1,5-km), des Nahfeldes (2-km, 3-km und 4-km) sowie des Fernfeldes (6-km, 9- und 12-km und Referenz). Balken stellen Standardabweichung dar.

Schadstoffbelastung der Sedimente an der Verbringstelle und im Nahbereich - Greiferproben

In den Jahren 2021 und 2022 wurden, wie auch in den Vorjahren, im 1-km-Kreis inklusive des Klappzentrums Süd (KS Süd) für die Mehrzahl der organischen Schadstoffe (DDT und Metabolite, zinnorganische Verbindungen, Hexachlorbenzol, Pentachlorbenzol, α -HCH, PCB Summe 7 und PAK Summe 16) sowie für die Schwermetalle Cadmium, Quecksilber und Zink an den einzelnen Stationen jeweils unterschiedlich ausgeprägte Erhöhungen in Relation zur Nullbeprobung im Jahr 2005 festgestellt. Die Höhe der Konzentrationen lag dabei zwischen den Hintergrundwerten der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 und Werten im Baggergut, wobei in der Regel im Bereich der Klappzentren höhere Werte gefunden werden als zum Rand des 1-km- und des 1,5-km-Kreises (s. Einzelstationen exemplarisch für pp-DDD und PAK16 in Abbildung 4-12 bis Abbildung 4-15 und Teilgebiete im Überblick in Abbildung 4-16).

Für die Schadstoffe Arsen, Blei, Chrom, Nickel, Kupfer und Kohlenwasserstoffe wird bei dem Vergleich der Einzelwerte gegenüber den Werten der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 bezogen auf die drei Beprobungstermine in den Jahren 2021 und 2022 keine oder keine eindeutige baggergutbedingte Erhöhung der Konzentration im Einbringbereich ermittelt. Diese Parameter werden im Folgenden näher betrachtet. Anschließend wird auf die Werte an den einzelnen Stationen am Rand der Baggergutaufgabe eingegangen, um die maximale Ausdehnung der Auflage besser eingrenzen zu können.

Bei den Metallen Blei, Kupfer, Chrom und Nickel sowie bei Arsen und den Kohlenwasserstoffen ist die Differenz zwischen der Konzentration im Baggergut und in den Nordseesedimenten relativ gering, so dass baggergutbedingte Differenzen weniger auffällig sind. Mit Ausnahme von Kupfer liegen diese Parameter im Baggergut auch unterhalb des RW1 nach der GÜBAK (2009), und entsprechen damit dem Belastungszustand im Küstennahbereich.

Bei der Nullbeprobung im Jahr 2005 wurden bei Kupfer systematisch zu hohe Werte bestimmt, so dass sich diese nicht als Referenz eignen. Auch bei Blei und Nickel lagen die Werte der ersten beiden Beprobungen 2005 im Gesamtgebiet höher als zu den Folgeterminen, so dass auch hier ein Vergleich mit der Nullbeprobung geringere Differenzen zwischen aktuellen Werten und dem Hintergrund maskiert. Bei Chrom zeigen sich über die Gesamtzeit besonders hohe Unterschiede zwischen den Terminen, die nicht auf realen Konzentrationsunterschieden beruhen, sondern methodenbedingt sind (Tagesstreuung, d.h. hier Serienunterschied im Aufschluss mit Königswasser). Auch dies führt dazu, dass der Vergleich zu den Daten der Nullbeprobung (oder einem anderen Referenztermin) nicht geeignet ist, baggergutbedingte Unterschiede aufzuzeigen. Auch bei den Kohlenwasserstoffen lässt sich die Nullbeprobung nicht als Referenz heranziehen, da die Bestimmungsgrenze damals deutlich höher lag und daher keine Konzentrationen bestimmt werden konnten.

Für diese sechs Parameter wird daher eine Varianzanalyse durchgeführt (ANOVA, einfaktoriell, Post-Hoc Scheffe, $p < 0,05$), bei der die Teilgebiete pro Beprobungstermin miteinander verglichen werden (K-Süd, 1-km, 1,5-km, 2-km, 3-km, 4-km, 6-km, 9-12-Strahl und Referenz für Juni 2021 und für September 2021, für August 2022 zusätzlich K-West und K-Nord). Dies ermöglicht einen Vergleich der Gebiete, aber keine räumliche Differenzierung nach einzelnen Stationen.

Kupfer zeigt zu allen drei Terminen eine Erhöhung durch Baggergut im Zentrum des Einbringbereichs (Abbildung 4-17 D). Im Juni 2021 liegt die Klappstelle K-Süd signifikant über den Gebieten des Fernfeldes, während sich die übrigen Gebiete nicht unterscheiden. Im September 2021 und August 2022 sind auch die Klappstellen K-West und K-Nord betroffen, die im Juni 2021 noch nicht extra beprobt wurden. Im August 2022 ist die Konzentration auch im 1-km-Kreis signifikant höher als im Fernfeld.

Die Arsenkonzentration zeigt zu allen drei Beprobungsterminen auf K-Süd die höchsten Werte, gefolgt von K-West und K-Ost im September 2021 und August 2022 (Abbildung 4-17 A). Signifikant ist diese Differenz aber nur für K-Süd im August 2022. Auch bei Nickel liegt K-Süd zu allen drei Terminen höher als in den anderen Teilgebieten (Abbildung 4-17 E), wobei der Unterschied in seiner absoluten Höhe gering und auch nicht durchgängig signifikant ist: Im Juni 2021 wird keine signifikante Differenz zum Referenzgebiet, im September 2021 und August 2022 nicht zum 9/12 km Strahl festgestellt. Bei Blei wird im August 2022 auf K-Süd ein signifikant höherer Wert als in den anderen Teilgebieten ermittelt, der sich von dem Wert im Juni 2021 und September 2021 allerdings nicht unterscheidet. Zu diesen beiden Terminen wird jeweils kein signifikanter Unterschied zwischen Teilgebieten festgestellt (Abbildung 4-17 B). Für Arsen, Nickel und auch Blei deutet sich auf K-Süd im Zentrum der Einbringung damit ein allenfalls geringfügiger Baggerguteinfluss an.

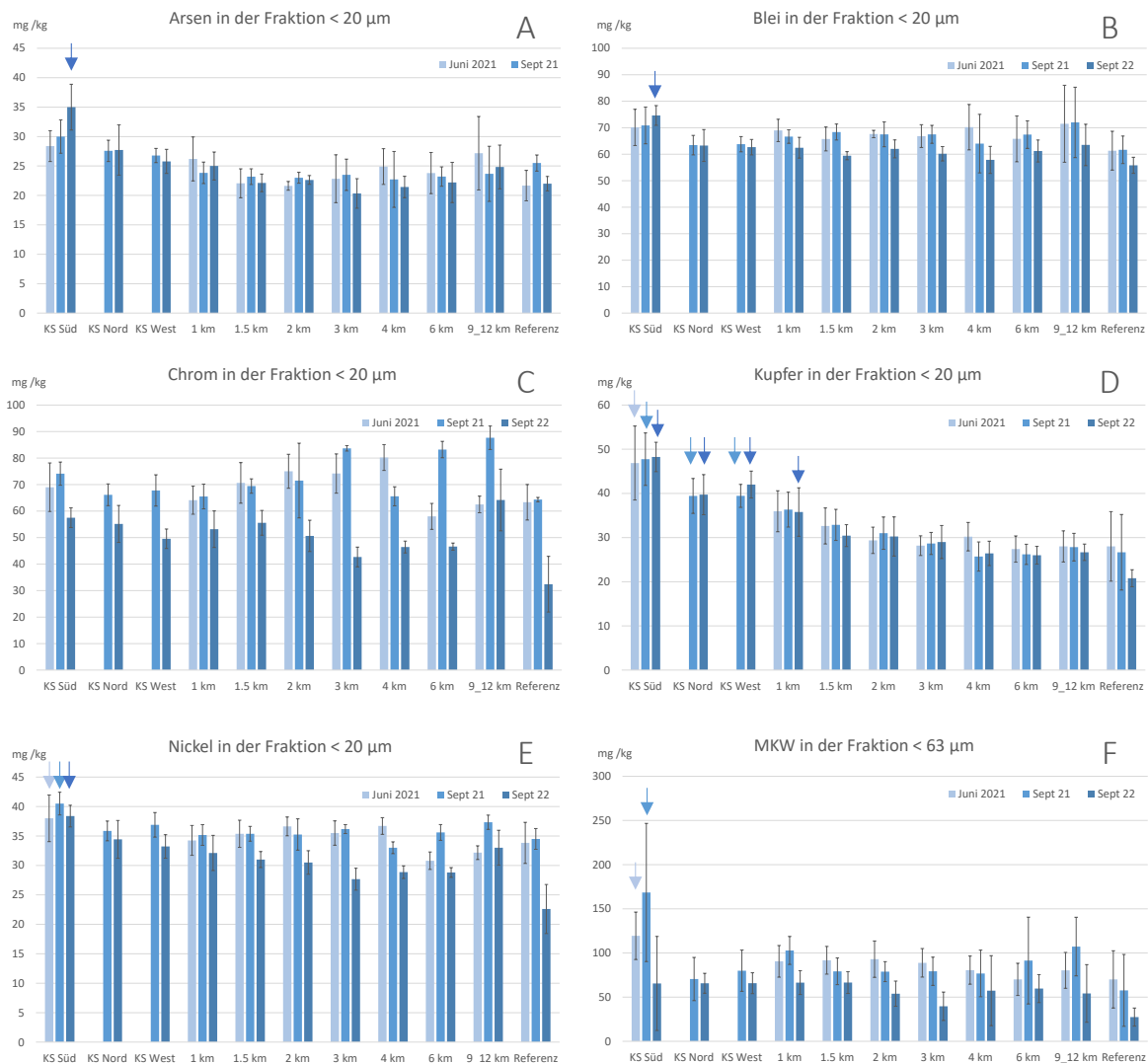


Abbildung 4-17 Die Parameter Arsen, Blei, Chrom, Kupfer, Nickel und Kohlenwasserstoffe (MKW) in den Sedimenten der Einbringstelle (K-Süd, K-West, K-Nord, 1-km, 1,5-km), des Nahfeldes (2-km, 3-km und 4-km) sowie des Fernfeldes (6-km, 9- und 12-km und Referenz). Balken stellen Standardabweichung dar. Pfeile stellen signifikant höhere Werte in Relation zu Teilgebieten des Fernfeldes dar, Näheres s. Text

Die Konzentration an Kohlenwasserstoffen liegt auf K-Süd im Juni und September 2021 höher als in den anderen Gebieten. Signifikant ist die Differenz lediglich zur Referenz und im Juni 2021 zum 6-km-Kreis, jedoch nicht zum 9/12-km-Strahl und zum 6-km-Kreis im September 2021. Im August 2022 liegen die Kohlenwasserstoffe auf K-Süd wieder niedriger und unterscheiden sich nicht von der Konzentration in anderen Teilgebieten. Damit ist eine baggergutbedingte Erhöhung der Konzentration direkt auf K-Süd im Jahr 2021 nicht auszuschließen, wobei die Werte nicht höher lagen als im Küstennahbereich (< RW1). Im Jahr 2022 ist keine baggergutbedingte Erhöhung erkennbar.

Chrom zeigt zu allen drei Terminen im Einbringbereich keine höheren Werte als in der Umgebung (Abbildung 4-17 C), ein Einfluss von Baggergut ist damit nicht zu erkennen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass von den geprüften Parametern bei Kupfer eine baggergutbedingte Erhöhung bis in den 1-km-Kreis festzustellen ist. Die Parameter Arsen, Nickel, Blei und Kohlenwasserstoffe zeigen lediglich im Zentrum der Einbringstelle auf K-Süd eine durch Baggergut

bedingte Erhöhung an, die aber nicht durchgängig signifikant und auch nicht zu jedem Beprobungstermin festzustellen ist. Chrom zeigt keinen baggergutbedingten Einfluss. Diese Befunde sind ähnlich der aus den vergangenen Jahren für diese Parameter (E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020).

In Abbildung 4-18 sind die Beprobungspunkte im Einbringbereich und seiner Umgebung bis 4 km Entfernung dargestellt. Sedimentproben, bei denen drei oder mehr Parameter zu den Beprobungsterminen in den Jahren 2021 und 2022 signifikant höher liegen als zum Zeitpunkt der Nullbeprobung im Jahr 2005, sind mit einem orangenen Punkt markiert. Proben, bei denen ein bis zwei Parameter signifikant höher liegen, sind mit einem hellblauen Punkt versehen. Die dunkelblauen Punkte zeigen, dass für keinen Parameter eine signifikante Erhöhung der Schadstoffgehalte in Relation zum Hintergrund im Jahr 2005 festgestellt wurde.

Diese Darstellung liefert lediglich einen Hinweis über die mögliche Ausdehnung der Baggergutaufgabe sowie den diese umgebenden Bereich der Baggerguteinmischung (s. oben), aber keinen Beweis. Es ist nicht auszuschließen, dass eine geringmächtige Baggergutaufgabe resp. eine geringfügige Einmischung von Baggergut in die obere Sedimentschicht durch diesen Test nicht erfasst wird. Auf der anderen Seite können auch einzelne Parameter an einer Station höher liegen als im Jahr 2005, ohne dass das Baggergut hierfür zwingend als Ursache angesehen werden muss.

Wie auch in den vergangenen Jahren festgestellt, ist die Höhe der Parameter im Zentrum der Baggergutaufgabe resp. im Klappzentrum am höchsten und nimmt zu den Rändern hin ab (s. oben und auch Abbildung 4-12 bis Abbildung 4-15). Im Randbereich werden noch vereinzelt und zunehmend in der Höhe geringere signifikante Überschreitungen der Nullbeprobung ermittelt. Im 3-km-Kreis wurden in beiden Jahren im August / September schichtauflösende Proben entnommen, um Form und Größe des durch Baggergut beeinflussten Bereichs näher bestimmen zu können (Quadrate in Abbildung 4-18). Diese Befunde werden im nächsten Abschnitt noch näher erläutert.

Zu den drei Terminen wird für die Mehrzahl der Proben auf der Einbringstelle **im 1,5-km-Kreis** eine signifikante Erhöhung von mindestens drei Schadstoffparametern im Sediment festgestellt (s. Abbildung 4-18). Im September 2021 findet sich in der Mitte im Klappzentrum Süd ein blauer Punkt, der Schadstoffgehalte auf dem Niveau der Nullbeprobung anzeigt (Abbildung 4-18, Station 142). Hierbei handelt es sich um grob- bis mittelsandiges Baggergut mit einem Feinkornanteil < 63 µm von 5,5 Gew.%, bei dem die Schwermetallgehalte niedrig (< RW1 der GÜBAK) und die Mehrzahl der organischen Schadstoffe unter der Bestimmungsgrenze lagen. Im Norden des 1,5-km-Kreises wird an fünf bis sechs Beprobungsstationen zu allen drei Terminen entweder keine oder nur eine Überschreitung der Werte der Nullbeprobung von maximal zwei Parametern registriert (Abbildung 4-18, dunkelblaue und hellblaue Punkte). Damit ist in nördlicher Richtung nicht von einer Ausdehnung der Baggergutaufgabe über den 1,5-km-Kreis hinaus auszugehen.

Auch **im 2-km-Kreis** ist an den Stationen im Nordwesten und Südosten ein Baggerguteinfluss festzustellen, jedoch keiner im Norden. Im Südwesten an Station 33 ist dieser nicht auszuschließen, aber noch nicht sicher nachgewiesen (Abbildung 4-18, Erhöhung von pp-DDD über Niveau 2005 im Juni 2021 und September 2021, kein Unterschied zur Nullbeprobung im August 2022).

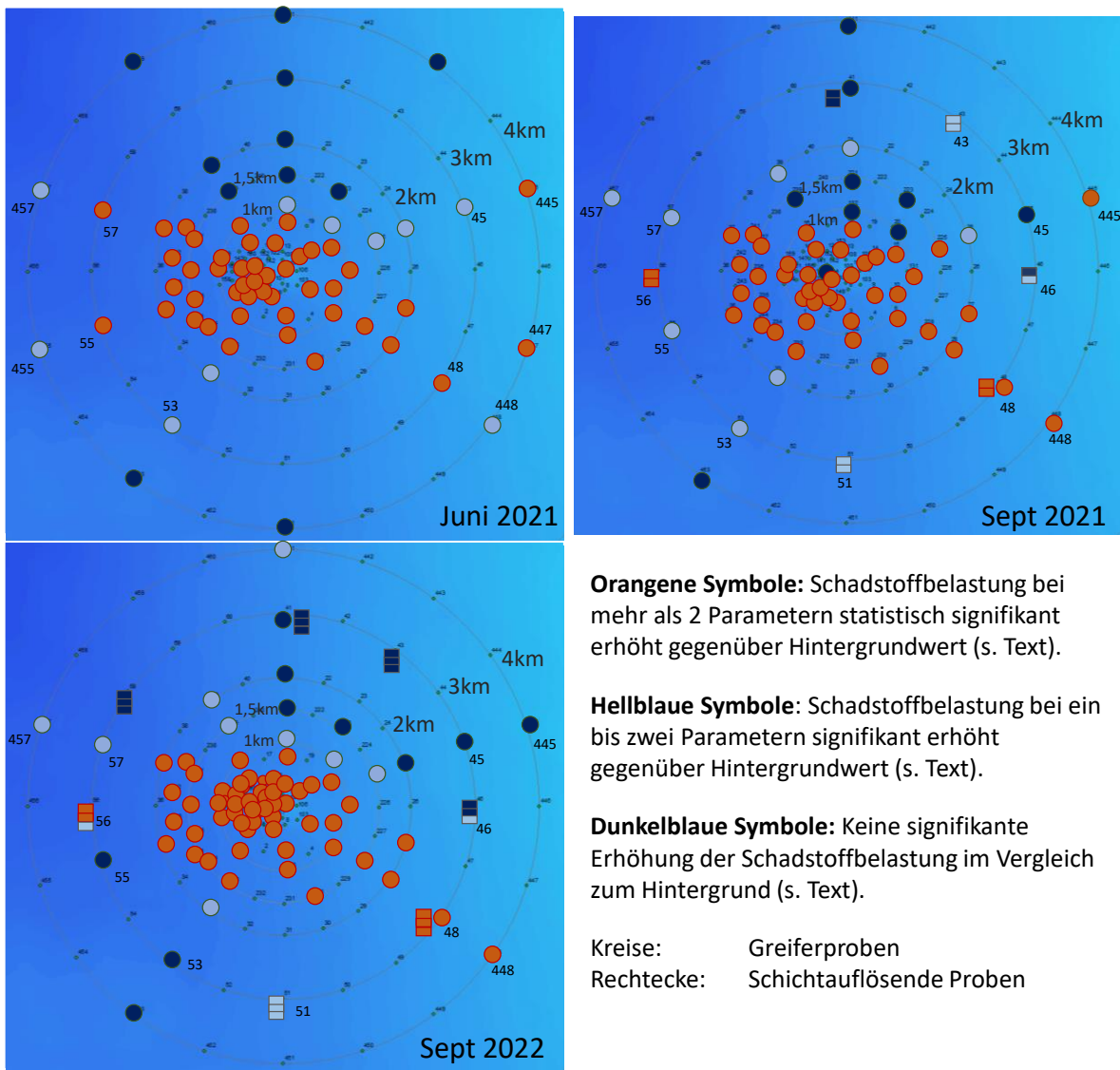


Abbildung 4-18 Probenstellen mit / ohne Änderung der Schadstoffbelastung in den Jahren 2021 und 2022 im Vergleich zum Hintergrund (s. Text). Ausschnitt mit Klappzentrum bis 4-km-Kreis bei Tonne E3.

Im Nordosten im 3- und 4-km Kreis ist das Ergebnis uneindeutig: Im 3-km Kreis wird im Juni 2021 bei Station 45 eine signifikante Überschreitung von PCB Summe 7 und von Arsen ermittelt. Im September 2021 und August 2022 liegt kein Parameter an dieser Station über der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 (Abbildung 4-18). Im 4-km-Kreis bei Station 445 befinden sich hingegen im Juni 2021 sieben Parameter oberhalb der Nullbeprobung (Arsen, Blei, Cadmium, TBT, Quecksilber, Zink, pp-DDD), im September 2021 sind es noch vier (Arsen, Cadmium, pp-DDE und pp-DDD) und im August 2022 keiner. Zumindest bei Arsen und Blei ist zu vermuten, dass hier unabhängig von der Verbringung eine höhere Hintergrundkonzentration vorliegt, da diese Parameter im Baggeregut nur geringfügig höher konzentriert sind als in den Nordseesedimenten (siehe oben). Auch das ehemalige Klärschlammverklappungsgebiet (Station KS11 vom BSH in ca. 7 km Entfernung) könnte hier zu einer höheren Grundbelastung beigetragen haben. Eine Verdriftung von Baggeregut in diese Richtung können wir anhand der Daten nicht ganz ausschließen, Indizien für eine durchgängige Baggeregutaufgabe liegen hier aber nicht vor.

Anders verhält es sich **in Richtung Südosten** entlang der Stationen 48 und 447 (Juni 21) resp. 448 (September 2021 und August 2022; Abbildung 4-18). Hier reicht der Bereich, in dem eine signifikante Erhöhung von mehr als zwei Parametern gegenüber der Nullbeprobung aus 2005 festgestellt wird, bis in 4-km-Entfernung und zeigt damit in dieser Richtung die weiteste Ausdehnung. Im E3-Jahresbericht 2017-2018 der HPA wurde festgestellt, dass sich an der Station 48 im 3-km-Kreis bereits im Jahr 2017 ein erster Einfluss von verdriftetem Baggergut gezeigt hat (E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018), der bis zum Jahr 2020 zugenommen hatte (E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020). Im August 2022 liegen hier 5 Parameter oberhalb der Hintergrundgehalte (pp-DDD, pp-DDE, pp-DDT, TBT und Cd). Im 4-km-Kreis ist von Juni 2021 bis August 2022 eine Zunahme der Werte zu verzeichnen: Während im Juni 2021 lediglich pp-DDD oberhalb der Hintergrundbelastung aus 2005 liegt, sind es im August 2022 zusätzlich pp-DDE, Cadmium, TBT und pp-DDT (Station 448, Abbildung 4-18). Aufgrund dieser Befunde ist davon auszugehen, dass sich der Bereich des Baggerguteinflusses bis 2022 bis in 4-km-Entfernung ausgedehnt hat.

Im Südwesten im 3-km-Kreis ist ein erster Einfluss von verdriftetem Baggergut festzustellen, eine geschlossene Baggergutaufgabe scheint aber noch nicht vorzuliegen (Station 53, Abbildung 4-18). Im Juni 2021 liegen zwei Parameter oberhalb des Hintergrundes des Jahres 2005 (pp-DDD, HCB), im September 2021 einer (pp-DDE), aber keiner im August 2022. Im 4-km-Kreis wird an allen drei Terminen kein Wert oberhalb der Nullbeprobung ermittelt.

Im Nordwesten wurde auch in der Vergangenheit bereits in den Jahren 2017 und 2018 an der Station 57 im 3 km Kreis ein erster Baggerguteinfluss vermutet, der nur ein bis zwei Parameter betraf (E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018). Auch in den Jahren 2021 und 2022 wurden jeweils zwei Parameter an dieser Station als erhöht angezeigt (pp-DDE, pp-DDD), im Juni 2021 zusätzlich pp-DDT, wobei sich dieser Wert in einer Nachmessung nicht bestätigt hat. Die Station 55 zeigt ähnliche Befunde wie 57 (pp-DDE und pp-DDD im Jahr 2021, im Juni 2021 noch Zink, keine Erhöhung eines Parameters gegenüber der Nullbeprobung im August 2022).

Auch an der Station 457 im 4-km-Kreis werden die Parameter pp-DDD und z.T. auch pp-DDE zu den drei Beprobungsterminen als erhöht gegenüber der Nullbeprobung eingestuft. Station 455 zeigt im Juni 2021 lediglich eine geringfügige Erhöhung von pp-DDD gegenüber der Nullbeprobung. Die festgestellten Überschreitungen im 3- und 4-km Kreis im Nordwesten zeigen einen Einfluss des Baggergutes an, liegen aber im Vergleich zu den Werten des Einbringbereichs noch deutlich niedriger (exemplarisch für pp-DDD: Pfeile in Abbildung 4-12 und Abbildung 4-13).

Zusammenfassend lässt sich anhand der Greiferbeprobungen festhalten, dass aus den Schadstoffdaten insgesamt eine Nordwest-Südost-gerichtete Verteilung zu erkennen ist, die in ihrer Richtung auch der durch Differenzenpeilungen ermittelten Baggergutaufgabe entspricht (Abbildung 4-3), räumlich aber darüber hinausgeht. Die baggergutbedingte Schadstoffbelastung im Sediment ist erwartungsgemäß im Zentrum des Einbringbereichs am höchsten und nimmt zu den Rändern ab, sowohl was die Anzahl erhöhter Parameter als auch die Höhe der Belastungen angeht. Wie auch in den vorangegangenen Jahren seit 2017 festgestellt, ist der 3-km-Kreis an mehreren Stellen durch Baggergut beeinflusst (E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018; 2019-2020). Im Südosten in Richtung der Elbfahne betrifft dies auch den erstmalig im Jahr 2021 beprobten 4-km-Kreis. Weitere Befunde im 4-km-Kreis sind anhand der Greiferproben nicht ganz eindeutig, im Nordwesten erscheint eine Beeinflussung durch Baggergut allerdings ebenfalls wahrscheinlich. Wegen der Messungenauigkeit der Peilungen von ca. 25 cm ist auch davon auszugehen, dass die Erhöhung der Schadstoffgehalte in einem weiteren Umkreis beobachtet werden kann als über die mittels Peilung festgestellte Baggergutaufgabe, so dass dieses Ergebnis grundsätzlich den Erwartungen entspricht. Eine weitergehende Betrachtung der Einflüsse im Randbereich erfolgt über die schichtauflösenden Proben im nächsten Abschnitt.

Schadstoffbelastung der Sedimente im 3- und 6-km-Kreis – Schichtauflösende Proben

Im September 2021 wurden schichtauflösende Greiferproben an sechs Stationen auf dem 3-km Kreis und an fünf Stationen im 6-km Radius gewonnen (siehe Abbildung 4-19). Im August 2022 erfolgte die Entnahme der Schichtproben an sieben Stationen des 3-km Kreises (Abbildung 4-20). Für die Auswertung wurden exemplarisch acht Parameter (Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink in der Fraktion <math><20\ \mu\text{m}</math>, pp-DDE, pp-DDD, Hexachlorbenzol in der Fraktion <math><63\ \mu\text{m}</math> und TBT in der Gesamtfraktion) mit den Hintergrundwerten verglichen (Hintergrund aus 2018, s. Einleitung zu diesem Kapitel).

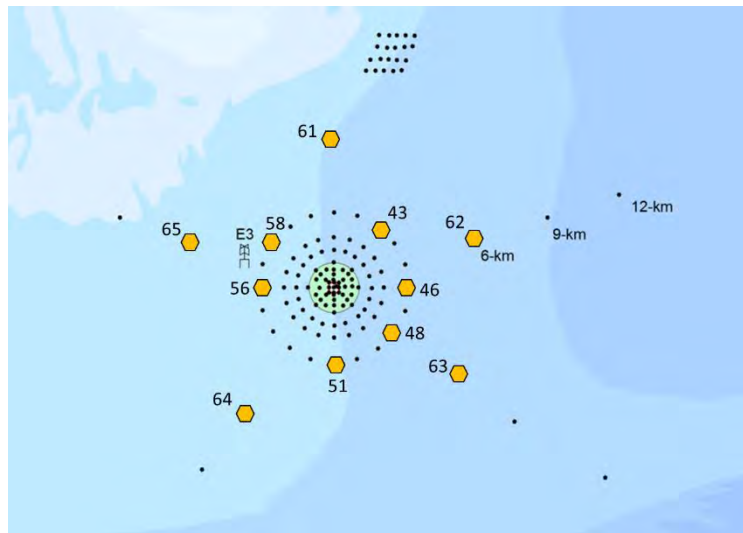


Abbildung 4-19 Entnahmestellen der Kernproben im September 2021

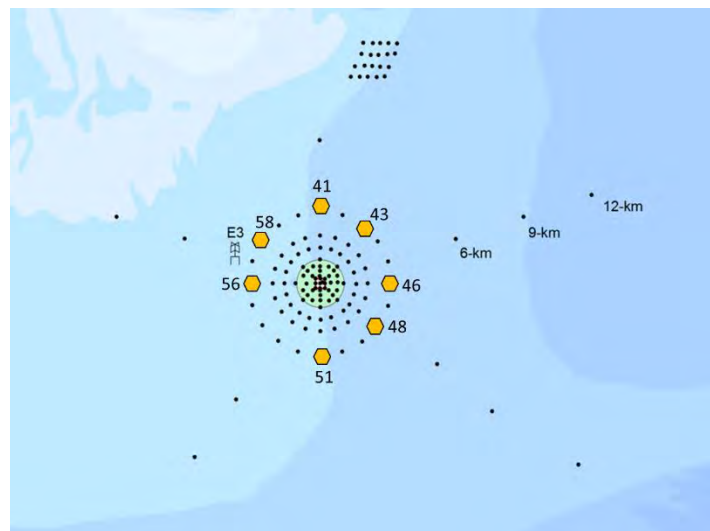


Abbildung 4-20 Entnahmestellen der Kernproben im August 2022

Die Ergebnisse der Schichtproben hinsichtlich ausgewählter Parameter sind exemplarisch für eine Auswahl von Proben in Abbildung 4-21 und Abbildung 4-22 dargestellt. Die Abbildung 4-18 gibt eine Übersicht über die Greiferprobenstellen für die Schichtproben mit bzw. ohne signifikante Änderung der Schadstoffbelastung im September 2021 sowie im August 2022 gegenüber den Hintergrundgehalten zusammen mit den Greiferprobenstellen.

Im September 2021 wurden schichtauflösende Greiferproben an sechs Stationen auf dem 3-km Kreis und an fünf Stationen im 6-km Radius gezogen (Abbildung 4-19). Aus den Ergebnissen der Schadstoffuntersuchungen ist für die in der Hauptströmungsrichtung liegenden Stationen 48 und 56 im 3-km-Kreis ein Baggerguteinfluss in beiden untersuchten Tiefenstufen 0-3 und 3-6 cm feststellbar (Abbildung 4-21, Abbildung 4-18). Am Standort 48 ergaben die Analysen der Proben beider Tiefenstufen signifikante Überschreitungen des Hintergrundes für die Parameter Cd, Zn, TBT, pp-DDD und pp-DDE. HCB war nur in der oberen Tiefenstufe signifikant erhöht. Für den Standort 56 wurden ebenfalls in beiden Tiefenstufen signifikante Überschreitungen des Hintergrundes für Cd, TBT und pp-DDE festgestellt. Zn war hier in der unteren Tiefenstufe signifikant gegenüber dem Hintergrund erhöht. Dies Ergebnis stützt die mit den Greiferuntersuchungen gewonnenen Befunde.

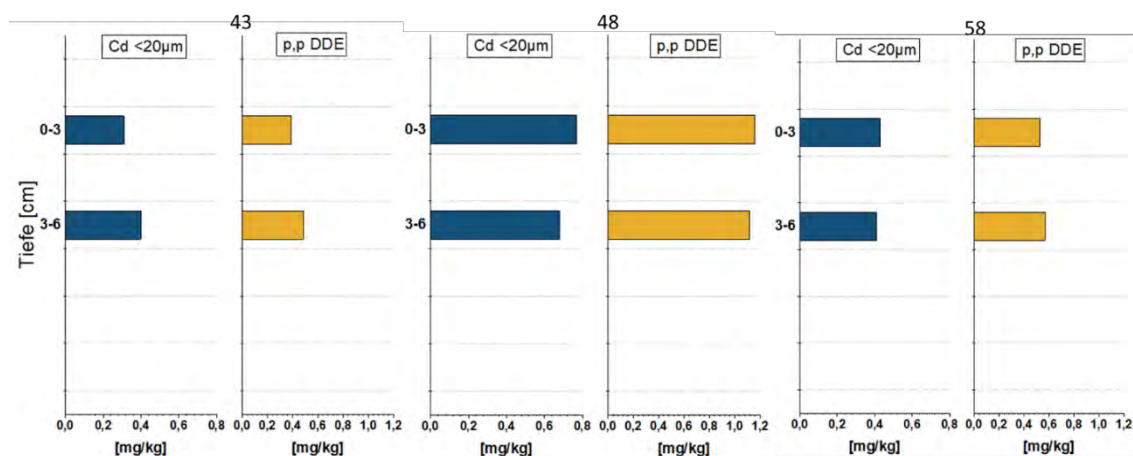


Abbildung 4-21 Schadstoffgehalte ausgewählter Schichtproben vom 3-km-Kreis im September 2021

Bei Station 51 auf dem südlichen 3-km-Kreis liegen die Gehalte an pp-DDD und pp-DDE in der oberen Tiefenstufe (0-3cm) signifikant über dem Hintergrund. Pp-DDE ist auch in der darunter liegenden Beprobungstiefe signifikant erhöht. An Station 46 im Westen zeigt sich an der Probe aus 3-6 cm Tiefe eine signifikante Erhöhung von pp-DDD. An der nord-westlichen Station des 3-km-Kreises (58) wird keine Schadstoffhöhung festgestellt. Bei Station 43 (nordöstlicher 3-km-Kreis) ist pp-DDD in beiden Tiefenstufen signifikant gegenüber dem Hintergrund erhöht.

Für Standort 63 auf dem 6-km Strahl wird eine signifikante Erhöhung der Parameter Cd, TBT und pp-DDE gegenüber dem mittleren Hintergrund des Fernfeldes festgestellt. An dieser Station zeigt sich ein Einfluss der Elbfahne (Abbildung 4-22, s. auch weiter unten, Abschnitt Fernfeld). Für die übrigen Stationen des 6-km Kreises wird im Jahr 2021 keine Erhöhung gegenüber dem Hintergrund ermittelt.

Im August 2022 erfolgte die Entnahme von Schichtproben mittels Greifer an sieben Stationen des 3-km Kreises (Abbildung 4-18, Abbildung 4-23). Analysiert wurden jeweils die drei Tiefenstufen 0-3 cm, 3-6 cm und 6-12 cm. Wie auch im Jahr 2021 wird 2022 an der nordwestlich gelegenen Stationen 58 kein Baggerguteinfluss festgestellt. Auch an der nordöstlich gelegenen Station 43 wird, anders als im Jahr 2021, keine signifikante Schadstoffanreicherung für einen der geprüften Parameter festgestellt. Gleiches gilt für die im Norden auf dem 3-km-Kreis befindliche Station 41. Dies stützt die Befunde der Greiferuntersuchung, nach denen im Norden ebenfalls keine weitere Ausbreitung der Baggergutaufgabe festgestellt wurde.

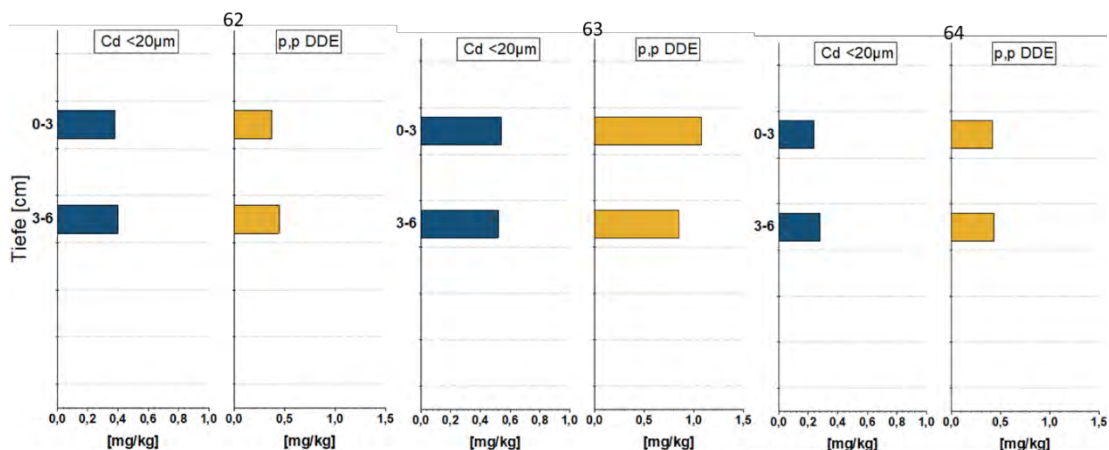


Abbildung 4-22 Schadstoffgehalte ausgewählter Schichtproben vom 6-km-Kreis im September 2021

Für Station 46 im Osten wird in der untersten Tiefenstufe (6-12 cm) eine signifikante Erhöhung der Parameter Cd und pp-DDE ermittelt. Bei der in Hauptströmungsrichtung liegenden Station 48 wird 2022, wie auch im Vorjahr, für die Parameter Cd, Zn, HCB, pp-DDD, pp-DDE und TBT eine signifikante Überschreitung des Hintergrundes festgestellt, wobei HCB und TBT nur in der obersten Tiefenstufe (0-3 cm) erhöht sind, während die anderen Parameter in allen drei untersuchten Tiefenstufen signifikant oberhalb des Hintergrundes liegen. An Station 51 (südlicher 3-km-Kreis) wird HCB in der Tiefenstufe 6-12 cm mit einem Gehalt signifikant oberhalb des Hintergrundes ermittelt. Pp-DDE ist in allen drei Tiefenstufen signifikant gegenüber dem Hintergrund erhöht. Eine signifikante Anreicherung von pp-DDD in der obersten Tiefenstufe, wie 2021, wurde hier im Jahr 2022 nicht festgestellt. Für den Standort 56 werden, wie im Jahr 2021, signifikante Überschreitungen des Hintergrundes für mehrere Parameter registriert. So ist pp-DDE in allen Tiefenstufen erhöht, pp-DDD und Zn in den oberen beiden Tiefenstufen (0-3 und 3-6 cm) und Cd und Hg in der Tiefenstufe 3-6 cm.

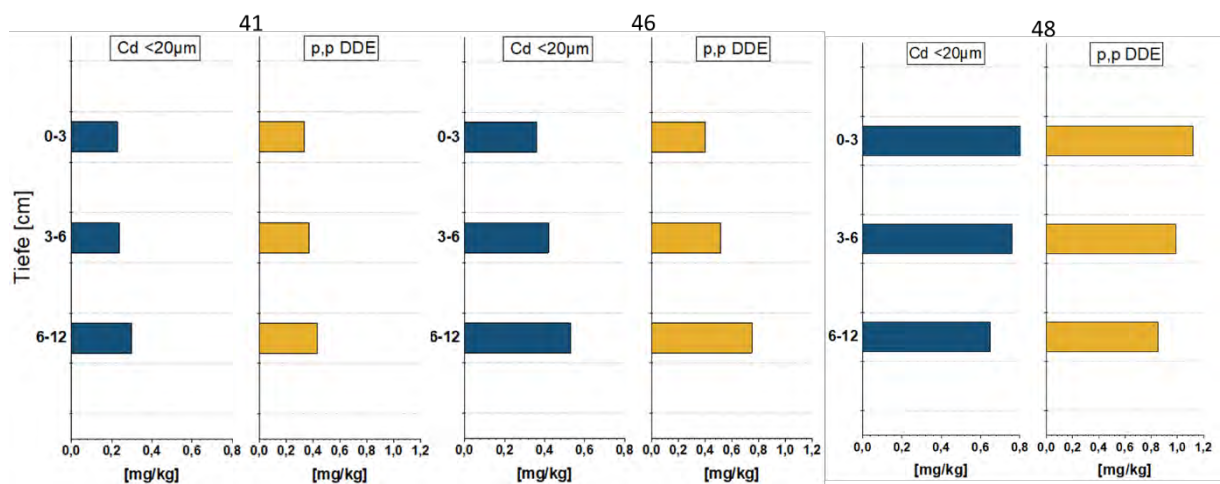


Abbildung 4-23 Schadstoffgehalte ausgewählter Schichtproben August 2022

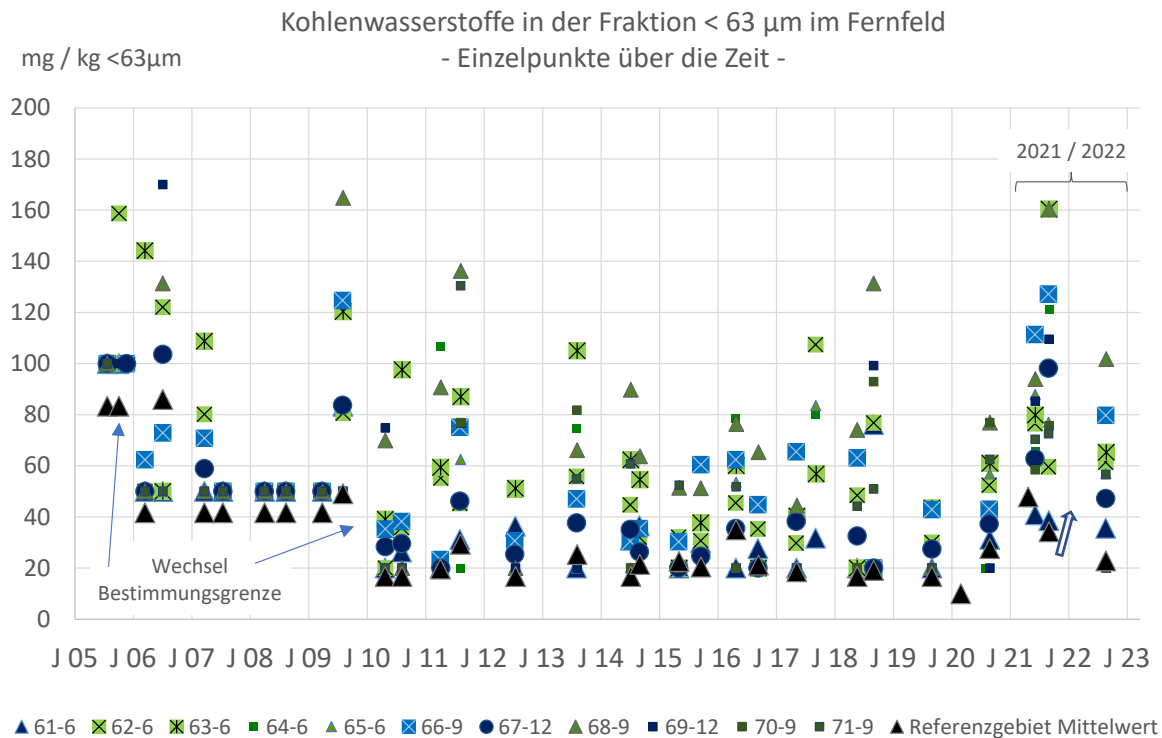


Abbildung 4-24 Sedimentbelastung mit Kohlenwasserstoffen im Fernfeld von 2005 bis 2022 (6-km-Kreis Stationen 61-65, 9/12-km-Strahl Stationen 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen).

Schadstoffbelastung der Sedimente im Fernfeld (6-km-Kreis, 9/12-km-Strahl und Referenz)

Zur Prüfung, ob im Fernfeld der Verbringstelle eine Erhöhung der Sedimentbelastung feststellbar ist, wurden zunächst die drei Teilgebiete (6-km-Kreis, 9/12-km-Strahl, Referenzgebiet) getrennt voneinander mittels einer zweifaktoriellen Varianzanalyse mit den Faktoren Beprobungstermin und Station (Datensatz 2005 bis 2022) überprüft. Bei keinem der drei Gebiete wurde für die drei Termine in den Jahren 2021 und 2022 eine signifikante Erhöhung der Schadstoffbelastung im Vergleich zu den Terminen der Vorjahre inklusive dem der Nullbeprobung im Jahr 2005 ermittelt.

Da im Jahr 2010 bei der Mehrzahl der organischen Schadstoffe eine Absenkung der Bestimmungsgrenze erfolgte, wurde die Varianzanalyse für diese Parameter für den Zeitraum 2010 bis 2022 wiederholt. Hierbei wurde eine signifikante Erhöhung der Kohlenwasserstoffe im Jahr 2021 in Relation zu den übrigen Beprobungsterminen festgestellt: Im September 2021 betraf diese den 9/12-km-Strahl und im Juni 2021 das Referenzgebiet, wobei der betreffende Wert bei 49 mg/kg < 63 µm und damit insgesamt nicht hoch lag (Pfeil in Abbildung 4-24 -Punkt-MKW). Im 6-km-Kreis lag der Mittelwert im September 2021 am höchsten, die Beprobungstermine unterschieden sich jedoch alle nicht signifikant voneinander. In Abbildung 4-24 sind die Einzelwerte im Fernfeld über die Gesamtzeit aufgeführt. Die tendenzielle Erhöhung der Werte im Jahr 2021 zu beiden Terminen ist optisch erkennbar. Es wird aber auch deutlich, dass alle Einzelwerte unterhalb des RW1 der GÜBAK (2009) von 200 mg/kg liegen, sich also nicht von der Belastung des Küstennahbereichs abheben. Eine Ursache für die Variation über die Zeit ist nicht bekannt, ein Zusammenhang zur Baggergutverbringung ist nicht ersichtlich.

Neben den zeitlichen Unterschieden zeigt die Varianzanalyse auch, dass einige Stationen im Fernfeld über die Gesamtzeit betrachtet (2005 bis 2022 resp. 2010) statistisch gesehen signifikant höhere Schadstoffgehalte aufweisen als die übrigen Stationen. Dies gilt insbesondere für die Position 67 im 12-km-Strahl, für die Positionen 66 und 68 im 9-km-Strahl und für die Positionen 63 sowie 62 im 6-km-Kreis (Lage der Stationen s. Abbildung 4-6). Die Analyse erlaubt hierbei keine Differenzierung nach Terminen.

Um zu prüfen, ob signifikante Erhöhungen von Parametern innerhalb des Zeitraums 2021 / 2022 an einzelnen Stationen aufgetreten sind, wurden, wie auch in den vorangegangenen Jahren, die Stationen im Fernfeld der drei Beprobungstermine mit der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 unter Verwendung der aus verdeckten Doppelbestimmungen errechneten erweiterten Messunsicherheit verglichen (analog dem Vorgehen im Nahbereich der Einbringstelle, siehe oben und analog dem Vorgehen in den vergangenen Jahren; E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020).

Hierbei zeigte sich, dass an der Mehrzahl der Stationen bei den meisten Parametern in beiden Jahren kein signifikanter Unterschied zur Nullbeprobung im Jahr 2005 aufgetreten war. Insgesamt werden jedoch 14 Einzelwerte ermittelt, bei denen im Fernfeld Parameter signifikant oberhalb der Nullbeprobung lagen. Hierbei handelt es sich um:

- HCB an Station 65 im Juni 2021 und im September 2021 (6-km-Kreis)
- pp-DDD an Station 65 im Juni 2021, September 2021 und August 2022 und an Station 71 und 76 im August 2022 (6-km-Kreis, 9-km-Strahl, Referenzgebiet)
- pp-DDE an Station 63 und Station 68 jeweils im Juni 2021 (6-km-Kreis, 9-km-Strahl)
- α -HCH an Station 66 im Juni 2021 und September 2021 (9-km-Strahl)
- Quecksilber im Juni 2021 an Station 76 und an Station 76 und 77 im August 2022 (Referenzgebiet)

Diese Einzelwerte werden im Folgenden bezogen auf die Stationen und die Himmelsrichtung näher betrachtet.

Fernfeld Richtung Westen

An der Station 65 im 6-km-Kreis Richtung Nordwest wird eine signifikante Erhöhung von HCB und pp-DDD an zwei resp. drei Beprobungsterminen ermittelt (graphische Darstellung der Einzelwerte s. Abbildung 4-25 und Abbildung 4-26). Aufgrund dieses Befundes wurde für beide Parameter an dieser Station eine Trendanalyse durchgeführt (Programm LOESS-Trend V1.1, Zeitreihe von 2010 bis 2022).

Die beiden HCB-Werte im Jahr 2021 heben sich deutlich sichtbar von den übrigen Werten ab (Abbildung 4-25). In einer Nachbestimmung wurden diese beiden Werte jeweils nicht bestätigt. Dies lässt die Vermutung zu, dass HCB partikulär vorlag. Die Trendanalyse ergab keinen signifikanten Trend für HCB an dieser Station über die Zeit (2010 bis 2022). Bei pp-DDD wird hingegen ein signifikant zunehmender Trend festgestellt (LOESS-Trend V1.1, $p < 0,01$). In Abbildung 4-26 ist zu erkennen, dass die Werte an Station 65 in absoluten Zahlen dabei aber noch deutlich unterhalb der Werte aus der Elbfahne liegen. Die schichtauflösende Probe an der Station 65 zeigt, wie im vorigen Abschnitt dargestellt, hingegen für keinen Parameter eine signifikante Erhöhung gegenüber der Nullbeprobung.

An Station 71, in 9-km Entfernung zur Verbringstelle, wird ein signifikant höherer pp-DDD-Wert in Relation zur Nullbeprobung ermittelt (Abbildung 4-26). Auch im September 2016 war schon mal ein erhöhter Einzelwert aufgetreten (Abbildung 4-26). Ein signifikanter zunehmender Trend für pp-DDD über die Zeit liegt nicht vor (LOESS-Trend V1.1; $p > 0,05$). Alle weiteren Parameter sind an dieser Station nicht auffällig.

Insgesamt kann aufgrund dieses Befunds nicht ausgeschlossen werden, dass an Station 65 eine Beeinflussung durch Baggergut stattfindet, wobei es sich aber nicht um eine durchgängige Auflage handelt. Beide Stationen in nordwestlicher Richtung müssen weiter beobachtet werden.

Richtung Osten

In den vergangenen Jahren (2016, 2017, 2018) wurden signifikant erhöhte Werte an den drei Stationen (62, 66, 68) für die Parameter pp-DDD, pp-DDE und α -HCH festgestellt (E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018). Die Stationen liegen im Abstrom der Elbe und zeigten auch bereits 2005 höhere Werte als die übrigen Stationen im Fernfeld. Als mögliche Ursachen kamen Einträge aus der Mittel-Elbe aufgrund von Baggerarbeiten und Remobilisierung älterer Sedimente in Frage. Die Belastung mit DDT-Metaboliten ist in den Jahren 2019 und 2020 wieder zurückgegangen und es wurde in diesen beiden Jahren keine Erhöhung oberhalb des Hintergrundes mehr registriert (Abbildung 4-26) (FGG Elbe, 2018a; E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020).

In den Jahren 2021 und 2022 wurden hingegen erneut für pp-DDD, pp-DDE und α -HCH Einzelwerte signifikant oberhalb der Nullbeprobung festgestellt (Station 63-6, 68-9 und 66-9; Punkte markiert in Abbildung 4-26 bis Abbildung 4-28). An Station 66-9 wird z.T. die Nullbeprobung dabei nicht überschritten, da die Werte schon im Jahr 2005 höher lagen als an anderen Stationen. Die genannten drei Stationen liegen alle im Abstrom der Elbe („Elbfahne“). Ein signifikanter zunehmender Trend für die genannten Parameter an den drei Stationen wird nicht festgestellt, die Belastung dürfte weiterhin aus der Elbe stammen.

Referenzgebiet

Im Referenzgebiet ist im August 2022 für pp-DDD ein gegenüber der Nullbeprobung signifikant erhöhter Einzelwert ermittelt worden (Abbildung 4-26, Station 76). Ein signifikant zunehmender Trend über die Zeit liegt an dieser Station nicht vor. Der Mittelwert für das Referenzgebiet ist ebenfalls nicht erhöht. Die anderen organischen Parameter sind zu allen drei Terminen nicht auffällig. Damit ist von zufallsbedingten Schwankungen auszugehen.

Für Quecksilber werden zwar drei Einzelwerte ermittelt, die oberhalb der durch die erweiterte Messunsicherheit vorgegebenen Signifikanzgrenze liegen (im Juni 2021 an Station 76 und an Station 76 und 77 im August 2022). Alle drei Werte liegen um $0,3 \text{ mg/kg} < 20 \text{ } \mu\text{m}$ (s. Pfeile in Abbildung 4-29) und damit nur knapp oberhalb des Mittelwertes der Konzentration im Referenzgebiet. Bereits in den vergangenen Jahren wurde festgestellt, dass die Variation der Werte im Referenzgebiet eher der natürlichen Variabilität resp. der Messgenauigkeit geschuldet sein dürfte. Die Werte variieren über die Gesamtzeit mit Zu- und Abnahmen um einen Mittelwert von $0,25 \text{ mg/kg} < 20 \text{ } \mu\text{m}$, ein Trend ist nicht erkennbar (E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass an Station 65 in 6 km Entfernung von der Verbringstelle in nordwestlicher Richtung eine Zunahme von pp-DDD, pp-DDE und HCB registriert wird, bei der ein Einfluss von Baggergut nicht ausgeschlossen werden kann. Diese Werte liegen aber noch unterhalb der Konzentrationen, die im Bereich der Elbfahne festgestellt werden. Die in der Nähe liegende Schichtprobe zeigt keine Werte oberhalb der Nullbeprobung. Eine geschlossene Baggergutaufgabe in diesem Bereich wird nicht beobachtet. Die Werte an dieser Station müssen weiter beobachtet werden. In östlicher Richtung, im Abstrom der Elbe, werden z.T. Einzelwerte oberhalb des Hintergrundes gefunden, die in der Größenordnung den Ergebnissen aus den vergangenen Jahren entsprechen. Diese sind sehr wahrscheinlich auf einen Einfluss der Elbe zurückzuführen.

HCB in der Fraktion < 63 µm im Fernfeld - Einzelpunkte über die Zeit

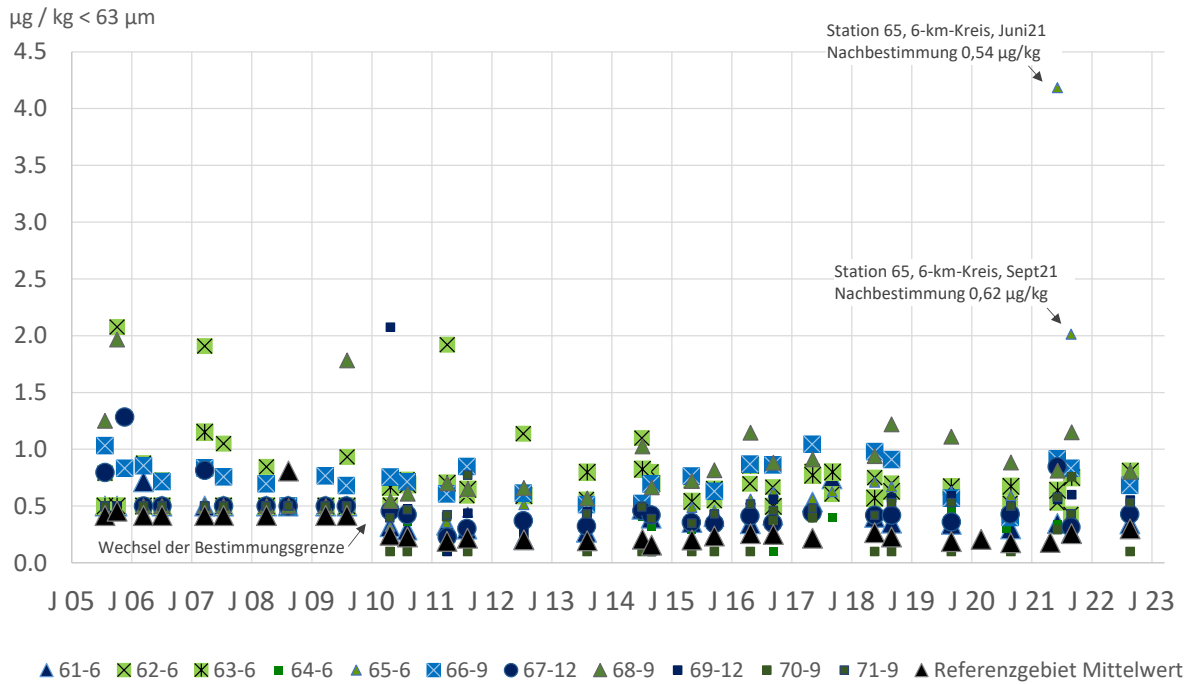


Abbildung 4-25 Sedimentbelastung mit HCB im Fernfeld (6-km-Kreis Stationen 61-65, 9/12-km-Strahl Stationen 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen) von 2005 bis 2022.

ppDDD in der Fraktion < 63 µm im Fernfeld - Einzelpunkte über die Zeit

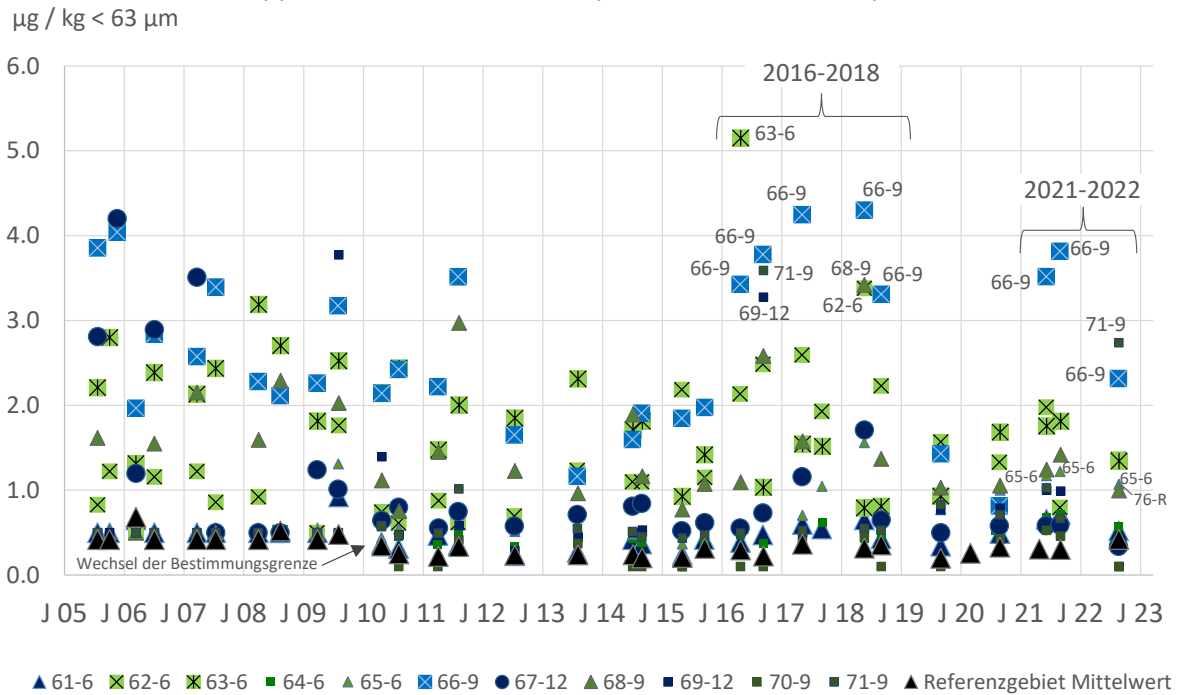


Abbildung 4-26 Sedimentbelastung mit pp-DDD im Fernfeld (6-km-Kreis Stationen 61-65, 9/12-km-Strahl Stationen 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen) von 2005 bis 2022.

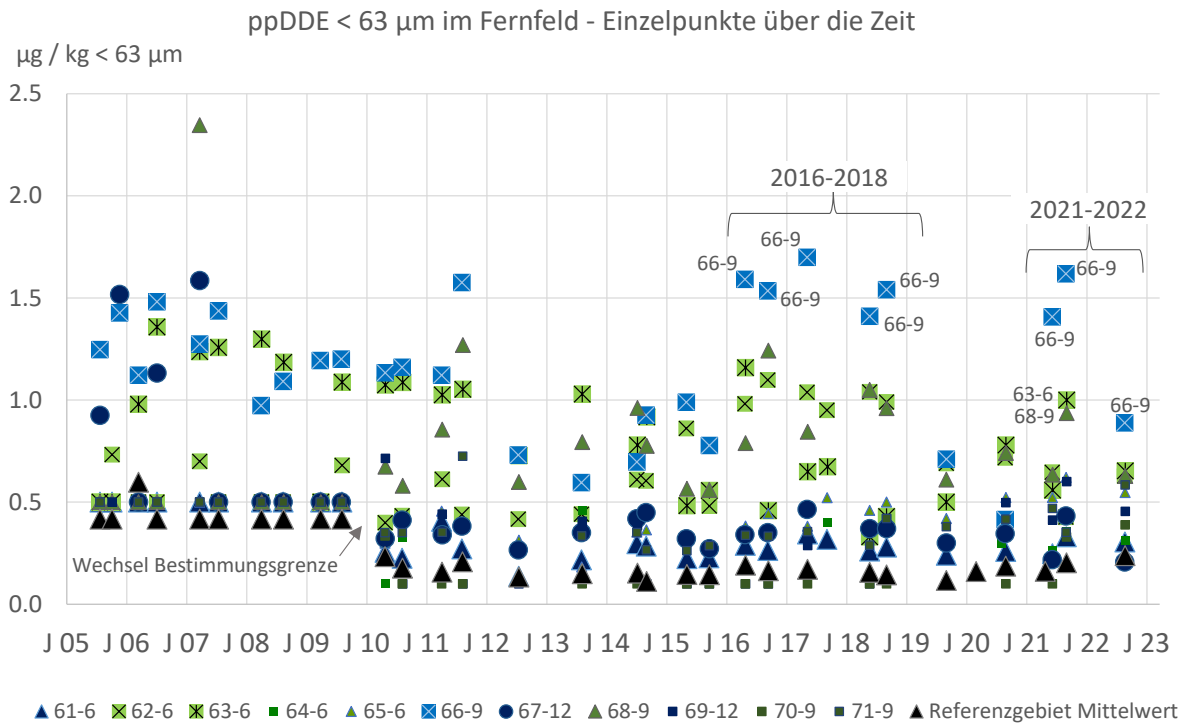


Abbildung 4-27 Sedimentbelastung mit pp-DDE im Fernfeld (6-km-Kreis Stationen 61-65, 9/12-km-Strahl Stationen 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen) von 2005 bis 2022.

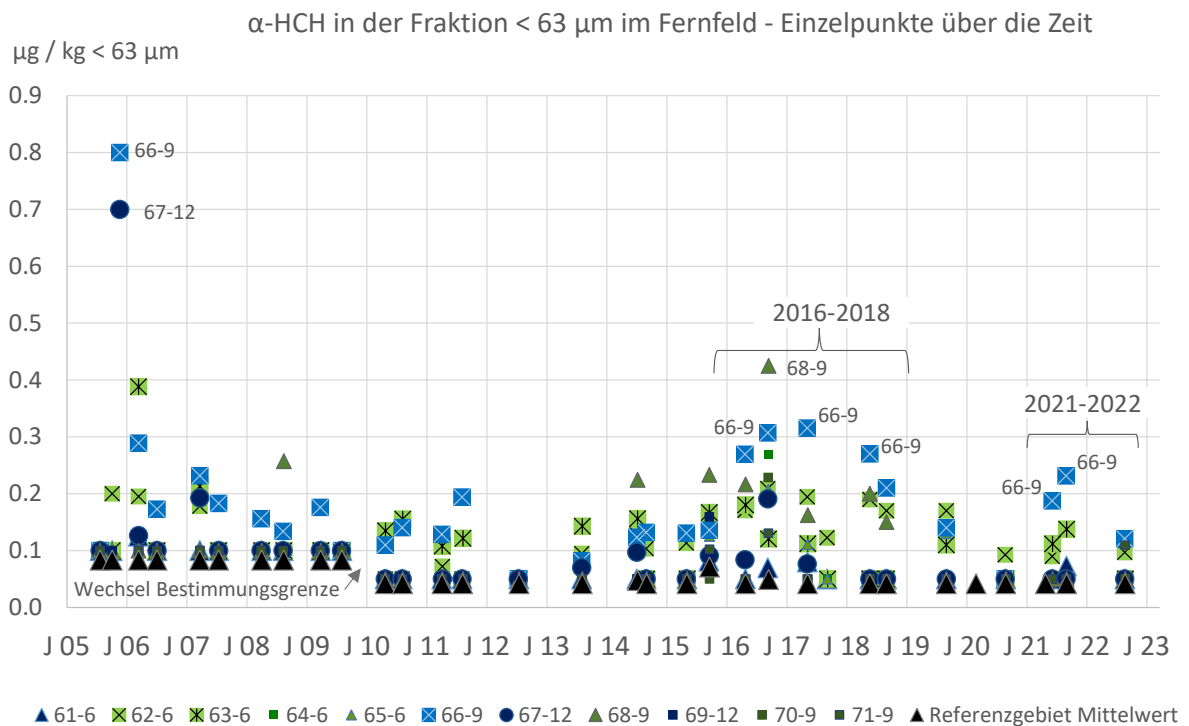


Abbildung 4-28 Sedimentbelastung mit α-HCH im Fernfeld (6-km-Kreis Stationen 61-65, 9/12-km-Strahl Stationen 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen) von 2005 bis 2022.

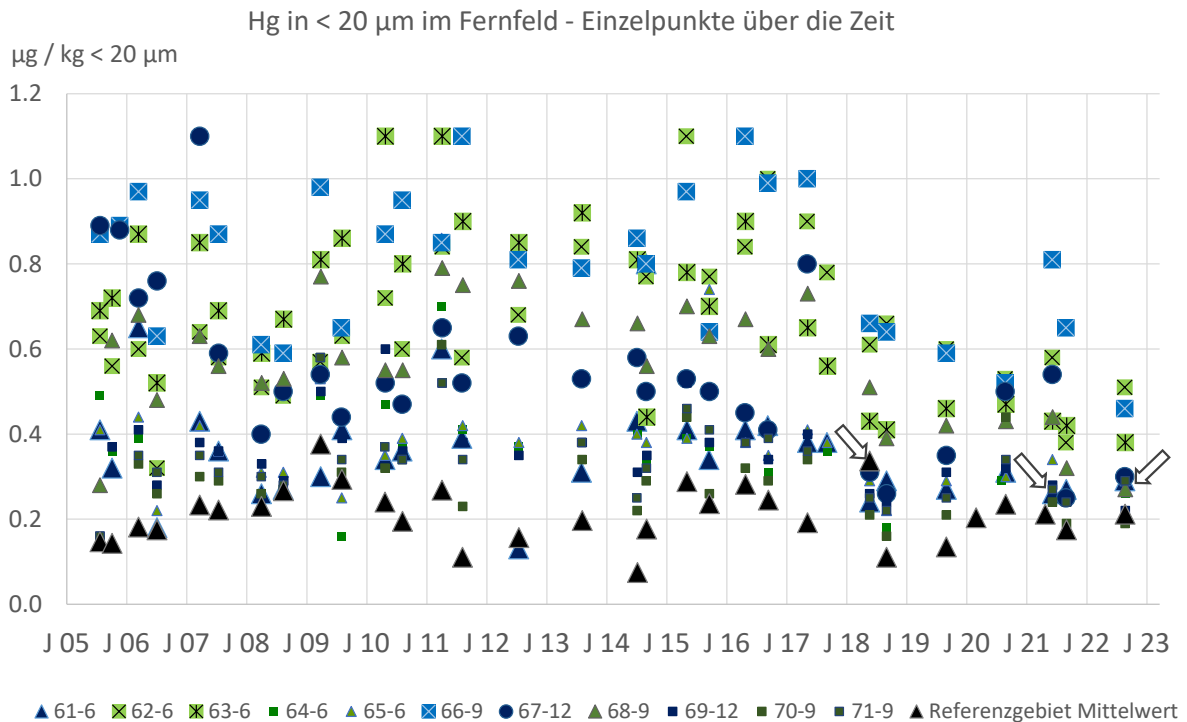


Abbildung 4-29 Sedimentbelastung mit Quecksilber im Fernfeld (6-km-Kreis Stationen 61-65, 9/12-km-Strahl Stationen 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen) von 2005 bis 2022.

Sedimentproben auf einem Strahl Richtung Helgoland

Um sicherzustellen, dass keine maßnahmenbedingten Verschlickungen vor Helgoland nachgewiesen werden können (Maßgabe 2.20, s. oben), wurden im September 2021 und August 2022 im Zuge der Sedimentkampagne jeweils vier Proben auf einem Strahl Richtung Helgoland entnommen (Station 175, 174, 173 und 172; s. Abbildung 4-6 Anfang Kapitel 4). Bei der Station 174 wurden vorwiegend Kies und Steine vorgefunden. Der Feinkornanteil lag bei beiden Terminen unter 1 %. Auch die Station 175, am Nordrand der Tiefen Rinne in der Nähe von Helgoland gelegen, war mit einem Feinkornanteil von 1 und 3 % zu beiden Terminen sehr grobkörnig. Wie auch im Zeitraum 2016 bis 2020 festgestellt, war hier der Mittelsand die dominierende Fraktion, gefolgt von Grobsand und Kies. Auf eine Analyse der chemischen Parameter wurde bei beiden Proben dieser Station aufgrund ihres sehr geringen Feinkorngehaltes verzichtet.

Die Station 173 weist, wie auch bereits in den vorangegangenen Jahren festgestellt, ca. 20 % Schlick und ca. 60 bis 70 % Mittelsand auf, während der Kiesanteil unter 1 % liegt. Die Station 172 liegt bereits direkt im Schlickgebiet in der Nähe der Station 61 (Abbildung 4-6) und zeigt einen Schlickanteil von 85 % (2021) und 89 % (2022).

An den Stationen 172 und 173 erfolgte jeweils eine chemische Analyse. Die Konzentrationen waren dabei denen aus dem Referenzgebiet R1 resp. denen der nahe gelegenen Station 61 vergleichbar und wurden, wie diese, mit dem Hintergrund verglichen. Im September 2021 lag bei beiden Stationen keiner der Parameter signifikant oberhalb des Hintergrundes. Im August 2022 wurde ein Wert von 3,6 µg/kg für DBT und 1,9 µg/kg für TBT an der Station 172 (in ca. 6 km Abstand zur Klappstelle) und damit knapp oberhalb des Hintergrundes ermittelt. Alle übrigen Parameter zeigten hingegen Werte auf dem

Hintergrundniveau. Im Jahr 2021 waren sowohl DBT als auch TBT an der Station 172 unterhalb der Bestimmungsgrenze gewesen. An Station 173 lagen auch im August 2022 alle Werte für Zinnorganika unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg. Eine Trendanalyse zeigte sowohl für DBT als auch für TBT keine signifikante Zunahme von 2016 bis 2022 an der Station 172, so dass es sich bei den festgestellten Werten vermutlich um zufallsbedingte Schwankungen gehandelt hat. Maßnahmenbedingte Auffälligkeiten wurden damit nicht festgestellt.

Dioxine und Furane

Dioxine und Furane wurden im September 2021 und August 2022 an drei resp. zwei Stationen im Einbringbereich, zwei Stationen im Referenzgebiet sowie einer Station in 12 km Entfernung (Station 67-12, Abbildung 4-6) auf dem Strahl Richtung Südosten analysiert. Die Dioxingehalte liegen an allen Stationen mit Werten zwischen 1,0 und 7,0 ng I-Teq/kg (NATO/CCMS) unterhalb des Safe Sediment Value von 20 ng I-Teq/kg nach Evers et al. (1996) und damit in einem niedrigen Bereich. Die Werte im Einbringbereich liegen hierbei mit 4,8 bis 6,8 ng I-Teq/kg (NATO/CCMS) und einem Mittel von 5,7 ng I-Teq/kg höher als die Werte im Referenzgebiet, die eine Spanne von 1,0 bis 2,2 mit einem Mittelwert 1,5 ng I-Teq/kg (NATO/CCMS) aufweisen. Die Station im 12-km-Strahl liegt im Jahr 2021 mit 1,9 ng I-Teq/kg (NATO/CCMS) ähnlich dem Referenzgebiet, im Jahr 2022 weist sie mit 7,0 ng I-Teq/kg (NATO/CCMS) den höchsten Wert beider Jahre und Stationen auf.

Im Zeitraum 2005 bis 2016 wurden im 12-km-Strahl in Relation zum Einbringbereich höhere Werte festgestellt (6,0 ng I-Teq/kg im 12-km-Strahl zu 3,2 ng I-Teq/kg im Einbringbereich, Zeitraum 2005 – 2016, n=21 und n=60). Zwischen 2016 und 2022 sind die Dioxingehalte im Einbringbereich mit im Mittel 6,0 ng I-Teq/kg (NATO/CCMS) hingegen höher im Vergleich zu der Station 67 im Fernfeld von im Mittel 4,9 ng I-Teq/kg (NATO/CCMS). Dies ist sehr wahrscheinlich auf höhere TOC-Gehalte in den Proben des Einbringbereichs im Zeitraum 2016-2022 zurückzuführen, die zu den fünf Terminen mit im Mittel 1,5 % TOC höher lagen als zu den früheren Terminen mit einem Mittel von 0,9 % TOC (2005-2016).

Die höchsten Gehalte über den Gesamtzeitraum von 2005 bis 2022 sind sowohl bezogen auf TOC als auch in absoluten Zahlen (12 bis 16 ng I-Teq (NATO/CCMS)/kg) im Fernfeld vor allem in 12 km Entfernung an der Station 67-12 im Bereich der Elbfahne aufgetreten. Eine baggergutbedingte Erhöhung der Dioxingehalte an der Verbringstelle, die über die im Fernfeld vorgefundenen Gehalte hinausgeht, wird damit weiterhin nicht ermittelt. Der Safe Sediment Value (Evers et al., 1996) wird an keiner der Stationen überschritten.

Zusammenfassung Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass im Einbringbereich eine Baggergutaufgabe registriert wird, die Richtung Nordwest-Südost orientiert ist und die sich in den Jahren 2021 und 2022 weiter ausgedehnt hat. Ein Einfluss des Baggergutes im Sediment wird anhand der chemischen Parameter in der Hauptverdriftungsrichtung, die von Südosten nach Nordwesten reicht, bis in eine Entfernung von mindestens 3 km von der Verbringstelle, im Südosten auch bis in 4 km von der Verbringstelle entfernt, festgestellt. Bereits im Jahr 2017 hatte sich im 3-km-Kreis an diesen Stellen ein erster Einfluss von eingemischtem Baggergut in der oberen Sedimentschicht angedeutet (E3-Jahresbericht der HPA 2017-2018). Im Nordwesten kann eine Beeinflussung auch in 4-km Entfernung nicht ganz ausgeschlossen werden, die Werte sind hier aber nicht ganz eindeutig. Im Nordwesten an der Station 65 in 6 km

Entfernung von der Verbringstelle wird ein Anstieg einzelner Parameter festgestellt, bei dem ein Einfluss von verdriftetem Baggergut als Ursache nicht ausgeschlossen werden kann.

Direkt auf der Klappstelle K-Süd findet sich vorwiegend sandiges Material wieder. Das ist darin begründet, dass während des Entleerungsprozesses des Hopperbaggers sandiges Material im Vergleich zu feinkörnigem schneller zu Boden sinkt, da es schwerer ist. In den umliegenden Bereichen befinden sich schlickigere Ablagerungen. Das ehemalige Klappzentrum K-Ost sowie die nach Osten ausgedehnte sandige Baggergutaufgabe wurden in den vergangenen vier Jahren zunehmend überschlickt, da nach dem Wechsel der Verbringung von K-Ost auf K-Süd vermehrt feinkörniges Material zur Ablagerung kam. Auch im Westen der Verbringstelle wurde das Sediment in den vergangenen Jahren zunehmend feinkörniger. Im Norden hat hingegen von 2016 bis 2022 keine wesentliche Veränderung der Korngrößenzusammensetzung stattgefunden.

Ein Teil der Sedimentstationen im Fernfeld von 6 km bis in 12 km wies bereits zum Zeitpunkt der Nullbeprobung 2005 sowie auch in allen folgenden Jahren höhere Schadstoffwerte auf als die Proben der Umgebung. Hierbei handelt es sich um Stationen, die sich auf einer Achse in Richtung der Elbmündung befinden und anzeigen, dass es einen Einfluss der Elbeschwebstoffe bis in dieses Gebiet hinein gibt. Auch in den Jahren 2021 und 2022 ist der Einfluss der Elbe an diesen Stationen auszumachen.

Die seit 2016 neu beprobten Sedimentstationen, die kurz vor Helgoland liegen, sind durch Steine, Kiese und Sande geprägt und weisen nur einen sehr geringen Feinkornanteil auf. Indizien für eine Verschlickung vor Helgoland werden somit nicht festgestellt.

4.3.3 Ökotoxikologische Belastung

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.13: *Baggergut, dessen Schadstoffgehalt eine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb der jeweiligen Einbringbereiche erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden.*

Mit der Änderung vom 18. Juni 2018 der im April 2016 erteilten Zulassung gilt der 1,5-km-Kreis als Einbringbereich. In den Jahren 2021 und 2022 wurde keine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität im Einbringbereich festgestellt.

Maßgabe 2.15: *Zur Ermittlung der unter 2.11. und 2.13. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Tests durchzuführen*

Für die Ermittlung der Signifikanz wird aufgrund des logarithmischen Charakters der Daten in Absprache mit der BfG mit dem Kruskal-Wallis-Test und einem anschließenden Nemenyi–Damico–Wolfe–Dunn Test als Post-Hoc Test ein nicht-parametrisches Testverfahren angewendet.

a) Probennahme

Ausgewählte Sedimente im Einbringbereich, 2-km-Kreis, 6-km-Kreis und Referenzgebiet (Abbildung 4-6) werden neben den Analysen der Textur und Schadstoffe auch auf ihre ökotoxikologische Wirkung untersucht. Die Proben werden mit dem Greifer entnommen und in für Lebensmittel geeigneten PE-Eimern (2,5 l) unter Kühlung gelagert.

Die Proben werden mit der marinen Biotestpalette gemäß BfG-Merkblatt (2011, 2020) untersucht, die den marinen Algentest (MAT), den Leuchtbakterientest (LBT) sowie den Corophientest (CVT) umfasst.

Beim MAT und LBT werden jeweils die Testgüter Porenwasser und Eluat getestet. Zur Bewertung der ökotoxikologischen Wirkungen auf die hier untersuchten Modellorganismen (*Phaeodactylum tricornutum*, *Aliivibrio fischeri*) wird die vom Testgut ausgehende Toxizität dadurch charakterisiert, wievielfach die Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt werden muss, damit sie nicht toxisch wirkt. Angegeben wird dieses als pT-Wert (pT 0 = unverdünnt bis pT 6 = mindestens 1:64 verdünnt). Für die beiden Testverfahren liegen damit vier Testergebnisse pro Sedimentprobe als pT-Werte vor. Das insgesamt schlechteste Testergebnis des Algen- und Leuchtbakterientests wird für die Einstufung des untersuchten Sediments in eine Toxizitätsklasse verwendet. Diese Bewertung kann nur bei den Tests angewandt werden, bei denen mit Verdünnungsreihen gearbeitet wird.

Zusätzlich wird an den Sedimenten der Corophientest durchgeführt. Hierbei dient das Sediment als Testgut. Für die Ableitung der Toxizität wird eine Mortalitätsrate von über 20% als Anzeichen für leicht ökotoxikologische Effekte und 40% als Grenze für toxische Effekte angesetzt.

In den Jahren 2021 und 2022 wurden im September 2021 und im August 2022 je 36 Proben auf ihr ökotoxikologisches Potential untersucht. Zur internen Qualitätskontrolle wurden pro Termin je sieben (2021) bzw. acht (2022) Proben in einem zweiten Labor mit dem CVT untersucht und für den LBT und MAT je drei verdeckte Doppelbestimmungen durchgeführt sowie weitere acht Proben als Parallelbestimmung durch die BfG untersucht. Im September 2021 wurden vier Proben in einem alternativen Zweitlabor analysiert, da in Labor 1 Kapazitätsprobleme bestanden.

b) Gebietsvergleich

Die Ergebnisse des Corophientests zeigen in beiden Jahren unauffällige Werte an. Der Schwellenwert von 20% für eine geringfügige Toxizität der Sedimente wurde in den Jahren 2021 und 2022 zu keinem Zeitpunkt in keiner Probe überschritten. (s. Tabelle A-30).

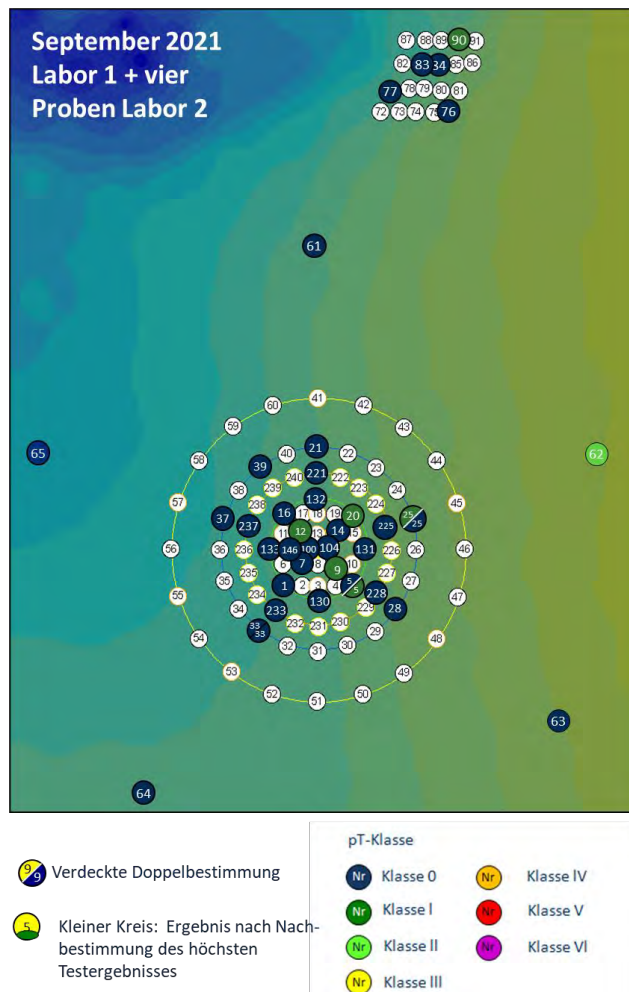


Abbildung 4-30 Verteilungsmuster der ökotoxikologischen Befunde im Verbringungsgebiet bei E3 im September 2021 (Messergebnisse Labor 1 mit vier Proben Labor 2) Die Einfärbung der Klassen erfolgt nach BfG (2020) und entspricht nicht den ökologischen Zustandsklassen nach EU-Recht

Die Toxizitätsklassen, die durch den Algen- und Leuchtbakterientest für September 2021 ermittelt wurden, sind in Abbildung 4-30 dargestellt. Die internen Doppelbestimmungen sind gesondert aufgeführt. Im September 2021 wurde meist die Toxizitätsklasse 0 (Toxizität nicht nachweisbar) ermittelt. In fünf Proben (Einbringbereich, Außengebiet und Referenzgebiet 1) wurde eine Toxizitätsklasse von I (sehr gering toxisch belastet) und im 6-km-Kreis eine Probe mit einer Toxizitätsklasse von II (gering toxisch belastet) bestimmt (Abbildung 4-30). Die Ergebnisse der Parallelbestimmung zur Qualitätssicherung (Labor 3) ergab in sieben Fällen eine Toxizitätsklasse von 0 und einmal eine Toxizitätsklasse von I (Abbildung 4-31). Bei der statistischen Auswertung wurden keine signifikanten Toxizitäten im Einbringgebiet oder dem Außengebiet festgestellt.

Im August 2022 wurde überwiegend die Toxizitätsklasse 0 (Toxizität nicht nachweisbar) ermittelt (Abbildung 4-32). Insgesamt fünf Proben aus allen Gebieten wurden der Toxizitätsklasse I (sehr gering toxisch belastet) und drei Proben (zwei aus dem Einbringbereich und eine im Referenzgebiet 1) der Toxizitätsklasse II (gering toxisch belastet) zugeordnet und für eine Probe aus dem 6-km-Kreis wurde die Toxizitätsklasse III ermittelt (Abbildung 4-32). Zwei Proben im Einbringbereich, die während des regulären Monitorings mit einer Toxizitätsklasse von II (gering toxisch belastet) bestimmt wurden, ergaben in der Parallelbestimmung in Labor 3 (BfG) eine Toxizität der Klasse 0, zwei Proben mit der Toxizitätsklasse 0 aus dem 2-km-Kreis wurden bei der Parallelbestimmung mit der Toxizitätsklasse I (sehr gering toxisch belastet) bzw. III (mäßig toxisch belastet) gemessen (Abbildung 4-33).

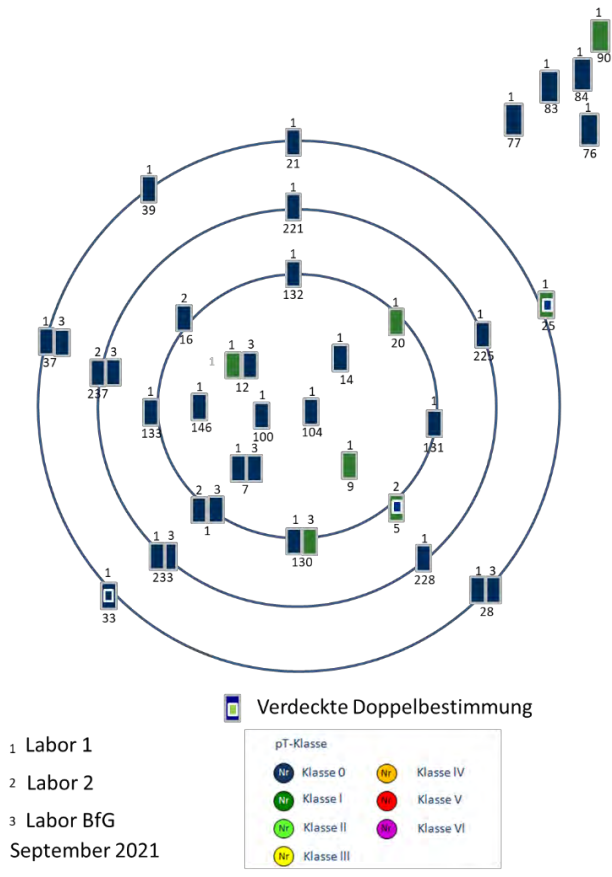


Abbildung 4-31 Doppelbestimmungen September 2021 von Labor 1, Labor 2 und Labor 3 (BfG). Die Einfärbung der Klassen erfolgt nach BfG (2020) und entspricht nicht den ökologischen Zustandsklassen nach EU-Recht.

Insgesamt ist über den gesamten Zeitraum zu sehen, dass die Mittelwerte der Klassen in allen Teilgebieten schwanken, wobei der Grad der Schwankung zwischen 0 und 2 moderat ist (Abbildung 4-34). Werte über 1 werden sowohl für den verbringfreien Zeitraum zwischen April 2010 und Juli 2014 als auch für den Zeitraum September 2014 bis September 2017, in dem wiederholte Verbringungen stattgefunden haben, festgestellt, so dass hier kein Zusammenhang mit der Baggergutverbringung hergestellt werden kann. Dies wird auch dadurch untermauert, dass höhere Klassen nicht nur im Einbringbereich, sondern wiederholt auch im 6-km-Kreis ermittelt wurden und im 1-km-Kreis seit 2011 bis September 2018 vergleichbare Klassen ermittelt werden. Im September 2016 treten die bislang höchsten Werte im 1,5-km- und 2-km-Kreis auf, bei gleichzeitig etwas höheren Werten im Referenzgebiet im Vergleich zu den übrigen Beprobungsterminen seit Juli 2012, so dass auch hier ein Einfluss der Baggergutverbringung unwahrscheinlich bleibt. Zu den Terminen in den Jahren 2021 und 2022 bleiben die mittleren Werte insgesamt unterhalb der Klasse I. In beiden Jahren liegen die mittleren Toxizitäten im 6-km-Kreis und im Referenzgebiet geringfügig höher als im Einbringbereich.

Auffällig ist hingegen, dass erst seit August 2009 Werte über 1 ermittelt werden (Abbildung 4-34). Der Zeitpunkt entspricht einer methodischen Umstellung in den Laboren und kann nicht mit einer veränderten Belastung der Sedimente in Verbindung gebracht werden.

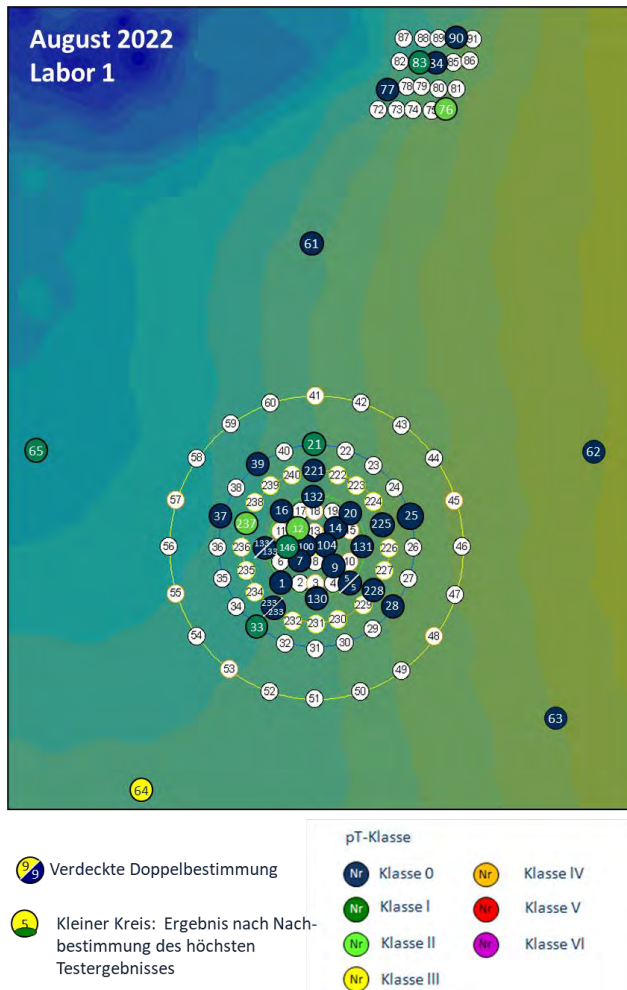


Abbildung 4-32 Verteilungsmuster der ökotoxikologischen Befunde im Verbringungsgebiet bei E3 im August 2022 (Messergebnisse Labor 1) Die Einfärbung der Klassen erfolgt nach BfG (2020) und entspricht nicht den ökologischen Zustandsklassen nach EU-Recht

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

In den Jahren 2021 und 2022 wurden zu keinem Untersuchungstermin signifikante Gebietsunterschiede festgestellt. Wie bereits in den Jahren zuvor wurde eine Qualitätskontrolle durch interne Doppelbestimmungen, die im gleichen Labor durchgeführt wurden, sowie durch Parallelbestimmungen, die in einem zweiten Labor durchgeführt wurden, veranlasst. Insgesamt liegen so für den September 2021 und für den August 2022 je 11 Doppelbestimmungen vor.

In den Jahren 2021 und 2022 weichen die Ergebnisse in jeweils 36 % der Fälle in mindestens einer Toxizitätsklasse voneinander ab. Im Jahr 2022 besteht in 27 % der Fälle ein Unterschied von mindestens zwei Toxizitätsklassen (Abbildung 4-33). Wie bereits dargestellt, illustrieren die Ergebnisse, dass die Aussagekraft ökotoxikologischer Testverfahren mit einer gewissen Unsicherheit behaftet ist. Das Auftreten von vereinzelt Toxizitäten oberhalb der Toxizitätsklasse II sollte auch vor diesem Hintergrund bewertet werden. Ein signifikanter Einfluss der Baggergutverbringung auf die ökotoxikologischen Eigenschaften der Sedimente ist bislang nicht erkennbar.

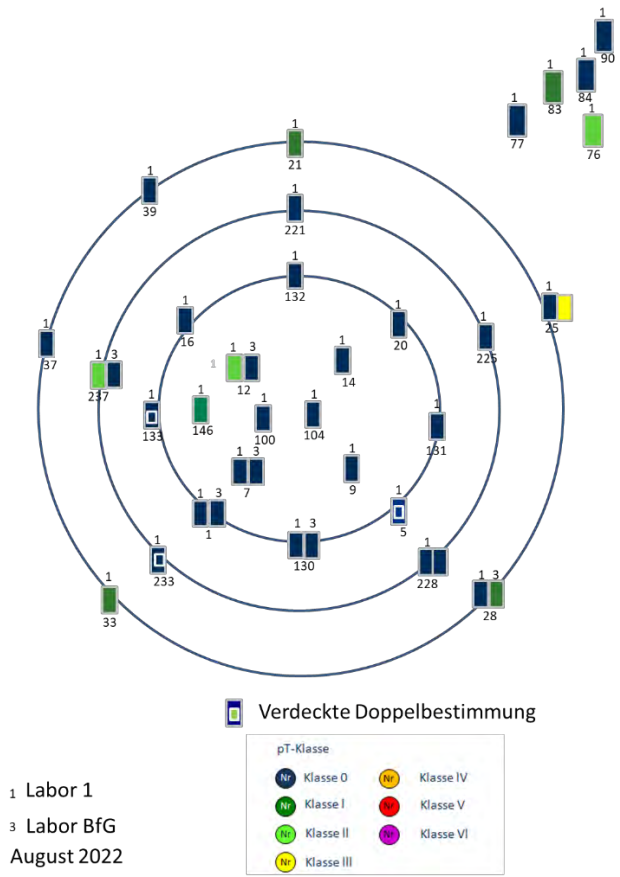


Abbildung 4-33 Doppelbestimmungen August 2022 von Labor 1 und Labor 3 (BfG). Die Einfürbung der Klassen erfolgt nach BfG (2020) und entspricht nicht den ökologischen Zustandsklassen nach EU-Recht.

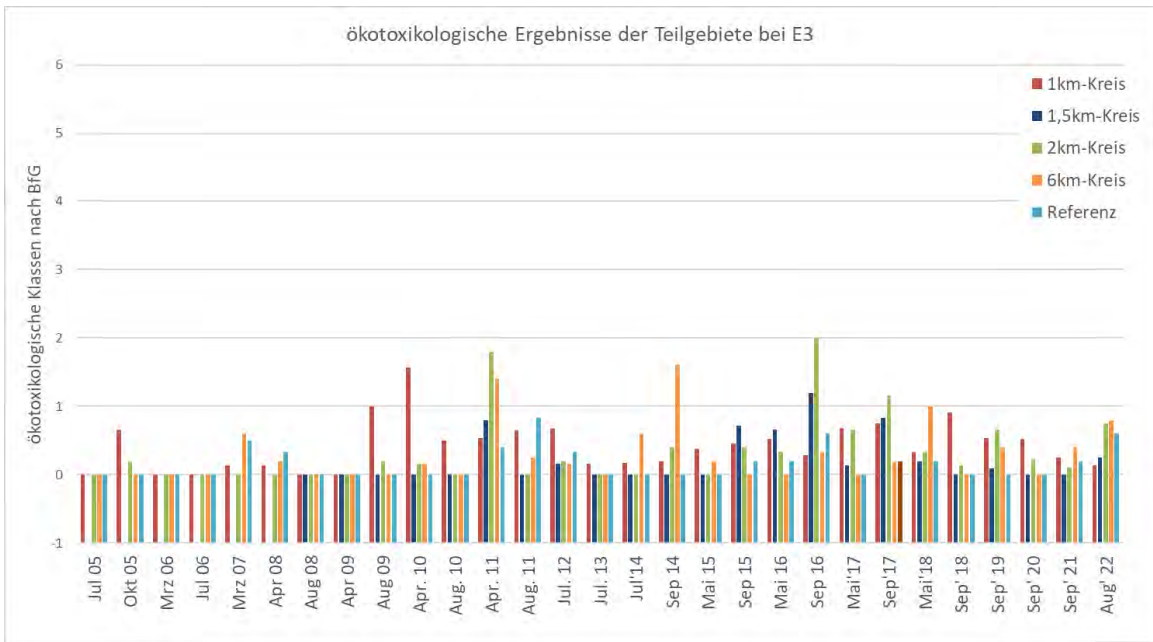


Abbildung 4-34 Gebietsmittelwerte der Ergebnisse des ökotoxikologischen Monitorings bei E3 2005-2022

Zugrunde liegende Maßgaben:

Maßgabe 2.22: Text s. Kapitel 4.3 (Beprobung der Sedimente)

Die Untersuchung des Makrozoobenthos wurde in den Jahren 2021 und 2022 mit jeweils einer Kampagne pro Jahr fortgeführt. Die Beprobungen fanden im April 2021 und im April 2022 statt.

In der Monitoring-AG wurde im August 2016 abgestimmt, dass im September 2016, vor dem Wechsel vom Klappfeld K-Ost zum Klappfeld K-Süd, im Rahmen einer „status quo ante“ Untersuchung alle drei neuen potentiellen Klappfelder (K-Süd, K-West, K-Nord) in die Benthos-Untersuchung einbezogen werden.

Die Klappfelder wurden hierfür im September 2016 an je 7 neuen Stationen beprobt und es erfolgte eine Erstbewertung der Benthosbesiedlung. Nach der ersten Baggergutverbringung auf das neue Klappfeld K-Süd im Herbst 2016 wurde im Anschluss im Mai 2017 das Klappfeld K-Süd als weiteres Teilgebiet in das reguläre Monitoringprogramm integriert. Zudem erfolgte die Aufnahme von 5 neuen Stationen zur Untersuchung des Makrozoobenthos im 1-km-Kreis. Im Jahr 2018 wurden auf der westlichen Ausbuchtung des 1,5 -km Kreises vier weitere Stationen hinzugenommen (s. Kapitel 4.3 Anfang). Im Jahr 2022 wurden die zusätzlichen Stationen auf den Klappfeldern K-West und K-Nord in das Monitoring Programm aufgenommen, da die Verklappungen im Anschluss im Jahr 2022 auf einem Teil des Klappfeldes Nord durchgeführt werden sollten (Kapitel 4.2.1). Die Auswertung dieser zusätzlichen Stationen wird von BioConsult zusammen mit den Daten aus dem Jahr 2023 im Bericht 2023 vorgenommen.

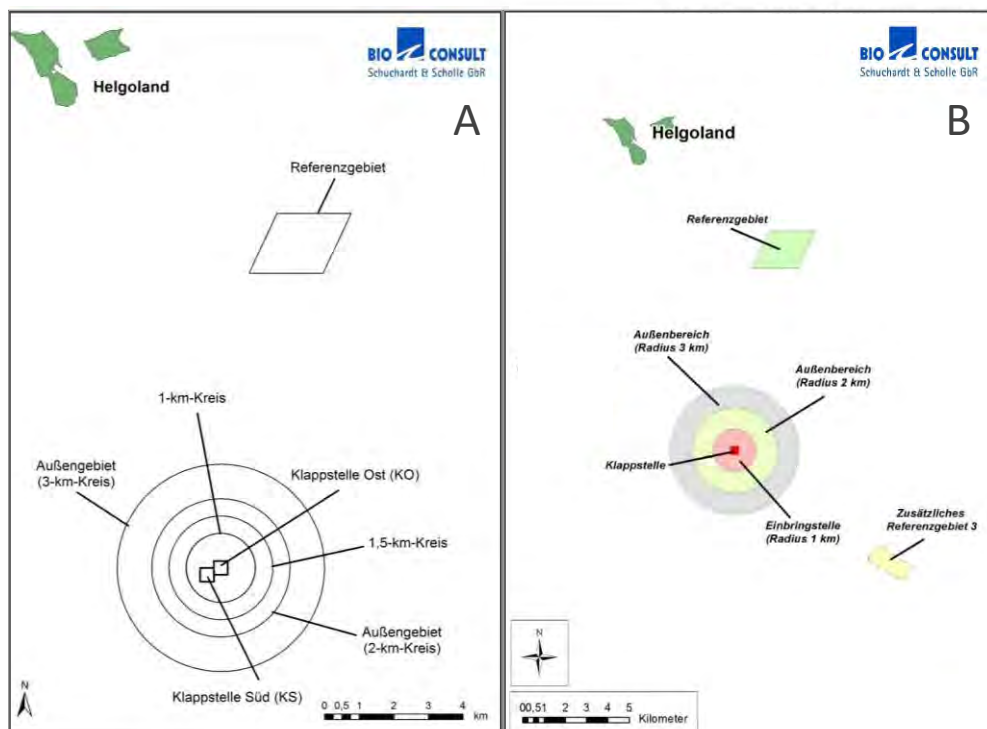


Abbildung 4-35 Gebiete für Makrozoobenthosbeprobung (A) und Klieschenmonitoring (B)

a) Untersuchungsprogramm und Datenauswertung

Für die Untersuchung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft durch die Firma BioConsult wurden im April 2021 und im April 2022 Sedimentproben entnommen. Die Auswertungen der Beprobungen sind in BioConsult 2022a und 2023a dargestellt und im Folgenden zusammengefasst. Das gesamte

Untersuchungsgebiet umfasste im April 2021 mit dem 1-km-Kreis (25 Stationen mit jeweils einer Bodengreiferprobe), dem 1,5-km-Kreis (24 Stationen), dem Außengebiet, das den 2- und 3-km-Kreis umfasst (Gebiet AU, 40 Stationen), dem Referenzgebiet (20 Stationen), dem Bereich des ehemaligen Klappzentrums K-Ost (8 Stationen) und dem Bereich des Klappzentrums K-Süd mit 10 Stationen sechs Teilgebiete (Abbildung 4-35 A). Im April 2022 wurden die Felder K-West und K-Nord mit je 7 Stationen beprobt. Hiervon zählten zwei Stationen vorher zum 1-km-Kreis, so dass dieser im April 2022 noch 23 Stationen umfasste statt 25. Außerdem wurden im Bereich von K-Süd 9 statt 10 Stationen ausgewertet, da es zum Verlust einer Probe kam.

Damit ergeben sich für die Beprobung vom April 2021, wie auch in den Vorjahren, insgesamt 127 Stationen. Die Anzahl der Stationen wurde damit, wie in Maßgabe 2.22 gefordert, im Einbringbereich verdichtet. Hiervon sind 110 Stationen mit den Stationen des alten Einvernehmens (bis April 2016) identisch. Zu den neuen Stationen zählen 7 Stationen auf dem neuen Klappzentrum K-Süd, 5 Stationen im 1-km-Kreis und 4 Stationen auf der westlichen Ausbuchtung des 1,5-km-Kreises. Im April 2022 wurden regulär ebenfalls 126 Stationen beprobt und ausgewertet (Verlust einer Probe, s. oben). Zusätzlich kamen je 6 Stationen auf dem Klappfeld Nord und auf dem Klappfeld West hinzu (damit dann 138 Stationen gesamt). Die neuen Stationen auf den Klappfeldern Nord und West wurden genommen, da ein Wechsel auf diese Klappfelder geplant ist. Sie wurden im April 2022 noch nicht mit ausgewertet, die Auswertung erfolgt im nächsten Bericht.

An jeder Station wurde eine Makrozoobenthosprobe mit einem Van-Veen-Greifer (0,1 m² Grundfläche) entnommen. Die Siebmaschenweite betrug 1 mm. Die Siebrückstände wurden mit Formalin konserviert. Die Tiere wurden im Labor soweit möglich bis zur Art bestimmt und quantifiziert. Die Biomasse wurde bis zum Sommer 2012 durch und auf der Ebene der Großtaxa (2005) bzw. auf Artebene (ab 2006) ermittelt. Von Belegtieren ist nur das Feuchtgewicht bestimmt worden, das anschließend mittels Konvertierungsfaktoren in aschefreies Trockengewicht umgerechnet wurde (Rumohr et al. 1987). Von Hydrozoen und Bryozoen wurde ab März 2008 nur die Gesamtbiomasse auf Großtaxaebene ermittelt. Ab dem Untersuchungsjahr 2015 wurde für diese Taxa keine Biomasse erhoben. Ab der Kampagne Sommer 2013 wurde die Biomasse mit Ausnahme der Bryozoa (AFTG s.o.) als Feuchtgewicht bestimmt und mithilfe von Konvertierungsfaktoren (Ricciardi & Bourget 1998), bzw., wenn dort nicht vorhanden, aus Daten früherer Kampagnen erstellt) in AFTG umgerechnet.

Als Kenngrößen der Makrozoobenthosgemeinschaft werden u.a. mittlere Artenzahl, Abundanz, Biomasse und Diversität ermittelt. Außerdem erfolgt die Auswertung der Dominanzstruktur pro Termin und Teilgebiet sowohl bezogen auf die Abundanz (auf Artebene) als auch auf die Biomasse (auf Gruppenebene). Die Parameter Artenzahl und Abundanz werden zudem für eine Gemeinschaftsanalyse herangezogen. Bei dieser werden Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten der Gemeinschaft durch die räumliche Nähe bzw. Distanz der Symbole veranschaulicht (MDS-Plot mit anschließender ANOSIM-Statistik, für Details s. BioConsult 2023a).

Die Interpretation der Ergebnisse wurde von der Firma BioConsult sowohl auf den jeweiligen Untersuchungstermin bezogen als auch in der Gesamtschau aller Daten 2005 bis 2022 graphisch durchgeführt. Zusätzlich wurde für den Zeitraum 2016 bis 2021 sowie 2016 bis 2022 mit sechs Teilgebieten ein MDS-Plot erstellt (BioConsult 2022a, BioConsult 2023a). Der räumliche Vergleich der sechs Teilgebiete (K-Süd, K-Ost, 1-km, 1,5-km, AU, R) erfolgt zusätzlich statistisch mittels einer nichtparametrischen Varianzanalyse getrennt für die beiden Untersuchungstermine im April 2021 und im April 2022 (Mediantest, Post-Hoc Nemenyi). Entscheidend für die Interpretation der Daten ist die Kombination der Ergebnisse eines Beprobungstermins in Verbindung mit dem Verlauf der Parameter über die Gesamtzeit, da es erst durch die Datenbasis längerfristiger Untersuchungen u.a. vor dem Hintergrund der natürlichen Variabilität ermöglicht wird, Beeinträchtigungen belastbarer zu identifizieren oder auszuschließen.

Tabelle 4-2

Ergebnis des Statistikttests für Makrozoobenthos aus den Jahren 2021 und 2022 (Median-Test, Post-Hoc Test Nemenyi, s = signifikant mit $p < 0,05$, ns = nicht signifikant, BioConsult 2022a; 2023a)

Mittlere Artenzahl						Abundanz				
4.21	K-Ost	1-km	1,5-km	AU	R	K-Ost	1-km	1,5-km	AU	R
K-Süd	sig	sig	sig	sig	sig	ns	ns	sig	sig	sig
K-Ost		ns	ns	ns	sig		ns	ns	ns	sig
1-km			ns	sig	sig			ns	sig	sig
1,5-km				ns	sig				ns	sig
AU					ns					sig
Mittlere Artenzahl						Abundanz				
4.22	K-Ost	1-km	1,5-km	AU	R	K-Ost	1-km	1,5-km	AU	R
K-Süd	ns	sig	sig	sig	sig	ns	ns	sig	sig	sig
K-Ost		sig	sig	sig	sig		ns	sig	sig	sig
1-km			ns	ns	sig			ns	ns	sig
1,5-km				ns	ns				ns	sig
AU					ns					sig
Biomasse						Diversität				
4.21	K-Ost	1-km	1,5-km	AU	R	K-Ost	1-km	1,5-km	AU	R
K-Süd	ns	sig	sig	sig	sig	sig	sig	sig	sig	sig
K-Ost		ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns	ns
1-km			ns	ns	ns			sig	sig	sig
1,5-km				ns	ns				ns	ns
AU					ns					ns
Biomasse						Diversität				
4.22	K-Ost	1-km	1,5-km	AU	R	K-Ost	1-km	1,5-km	AU	R
K-Süd	ns	sig	sig	sig	sig	ns	sig	sig	sig	sig
K-Ost		ns	ns	ns	ns		sig	sig	sig	sig
1-km			ns	ns	ns			sig	ns	sig
1,5-km				ns	ns				ns	ns
AU					ns					ns

b) Ergebnisse: Makrozoobenthos in den Jahren 2021 und 2022

Dominanzstruktur im Jahr 2021

Auf den Klappstellen K-Süd und K-Ost erreichten der Polychaet *Notomastus latericeus* und die Muschel *Kurtiella bidentata* die höchsten Anteile an der Abundanz (*Notomastus latericeus* 16 % K-Süd und 20 % K-Ost; *Kurtiella bidentata* 17 % K-Süd und 15 % K-Ost). An dritter Stelle folgte in beiden Gebieten die Pfeffermuschel *Abra alba* mit 4 % und 9 % für K-Süd und K-Ost. Im 1-km-Kreis hatte ebenfalls *Notomastus latericeus* mit 18 % den höchsten Anteil an der Abundanz, gefolgt von *Abra alba* mit 9 % und dem Schlangensterne *Amphiura filiformis* mit 8 %. Die Muschel *Kurtiella bidentata* folgte mit 7 % auf Rang 4.

Im 1,5-km-Kreis, im Außengebiet 2-3 km (AU) und im Referenzgebiet (R) wiesen ebenfalls die Arten *Notomastus latericeus*, *Kurtiella bidentata*, *Abra alba* und *Amphiura filiformis* die höchsten Abundanzen auf. Im 1,5-km-Kreis und im Außengebiet lag der Anteil an *Kurtiella bidentata* mit 15 und 18 % vorne, während im Referenzgebiet *Amphiura filiformis* mit 22 % den höchsten Wert aufwies. Zusätzlich relevant war in diesen drei Gebieten auch der Hufeisenwurm *Phoronis* ssp., der mit jeweils 14 % im Außen- und im Referenzgebiet an zweiter Stelle und im 1,5-km-Kreis immerhin noch an vierter Stelle der Abundanz zu finden war. Auf der Klappstelle K-Süd wurde *Phoronis* ssp. im April 2021 hingegen gar nicht nachgewiesen (BioConsult, 2022a).

Generell wies die Dominanzstruktur aller Teilgebiete damit eine gewisse Ähnlichkeit untereinander auf. Die deutlichsten Unterschiede wurden durch das Vorkommen von *Phoronis ssp.* und von *Amphiura filiformis* hervorgerufen, die vom 1,5-km-Kreis bis zum Referenzgebiet deutlich häufiger als auf den Klappstellen und im 1-km-Kreis anzutreffen waren.

Bei der Biomasse wurde die Rangreihenfolge durch 10 Taxa dominiert (BioConsult, 2022a). Auf den Klappstellen K-Süd und K-Ost sowie im 1-km-Kreis dominierten die Polychaeten *Notomastus latericeus* und *Lagis koreni* sowie der massereiche Herzseeigel *Echinocardium cordatum*. Auf den drei von den Klappzentren weiter entfernten Gebieten 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenzgebiet war der Polychaet *Notomastus latericeus* ebenfalls dominant vertreten, gemeinsam mit *Amphiura filiformis*. Beide Arten zusammen machten in allen drei Gebieten bereits 35 – 37 % der Biomasse aus. Auf Platz drei folgte in den drei Gebieten jeweils eine andere Art: im 1,5-km-Kreis war dies der Nordische Kammstern *Astropecten irregularis*, im Außengebiet die Islandmuschel *Arctica islandica* und im Referenzgebiet die Schlammgarnele *Callinassa subterranea*. Der Polychaet *Lagis koreni* und der Herzseeigel *Echinocardium cordatum* waren im 1,5-km-Kreis und im Außengebiet noch mit einem Masseanteil von 7 bis 8 % (*Echinocardium cordatum*) resp. 3 bis 4 % (*Lagis koreni*) vertreten. Im Referenzgebiet lagen die Anteile beider Arten noch deutlich geringer, d.h. unterhalb von 1,5 %.

Diese Ergebnisse zeigen mit Blick auf die Dominanzränge zwar einige Gemeinsamkeiten, aber auch Unterschiede zwischen den beiden Parametern Abundanz und Biomasse. Letztere wurde v.a. von biomassereichen Individuen des Seeigels *Echinocardium cordatum*, der Muschel *Arctica islandica* und des Krebses *Callinassa subterranea* bestimmt, die hinsichtlich der Abundanz nicht in den Vordergrund traten (BioConsult, 2022a).

Dominanzstruktur im Jahr 2022

Im Jahr 2022 wurden bei der Abundanz sieben Arten festgestellt, die in den Teilgebieten die Artenzusammensetzung dominiert haben (BioConsult, 2023a). Fünf dieser Arten zählten auch bereits im Jahr 2021 zu den dominanten, nämlich der Polychaet *Notomastus latericeus*, die Muscheln *Kurtiella bidentata* und *Abra alba*, der Hufeisenwurm *Phoronis ssp.* und der Schlangensterne *Amphiura filiformis* (s. oben).

Den höchsten Anteil an der Abundanz hatte auf K-Süd der Polychaet *Scalibregma inflatum* mit 74 %. Auch auf K-Ost und im 1-km-Kreis war er noch mit über 25 % die Art mit der höchsten Abundanz. Auf Platz 2 folgte auf den Klappstellen der Polychaet *Notomastus latericeus* mit den Anteilen 9 und 25 % für K-Süd und K-Ost. Platz 3 nahm auf der Klappstelle K-Süd dann die Muschel *Kurtiella bidentata* mit lediglich 3 % ein. Auf K-Ost folgte auf Platz 3 die Muschel *Nucula nitidosa* mit 17 %, die im Jahr 2021 nicht zu den dominanten Arten gehört hatte. Im 1-km-Kreis war sie auf Platz 2 mit 14 %, gefolgt von *Notomastus latericeus* mit 13 %. Auf dem 1-km-Kreis erreichten auch *Kurtiella bidentata* und *Amphiura filiformis* noch relevante Anteile mit 12 und 9 %. Deutlich weniger Abundanz erreichten *Abra alba* mit 5 % und *Phoronis ssp.* mit 2 %.

In den drei Gebieten 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenz war jeweils *Amphiura filiformis* mit 21 bis 24 % die häufigste Art, gefolgt von *Kurtiella bidentata* mit 13 bis 15 %. Im 1,5-km-Kreis und im Außengebiet folgte *Notomastus latericeus* auf Rang 3 (11-12 %). Im Referenzgebiet lag *Abra alba* mit 11 % auf Platz 3, die im 1,5-km-Kreis und im Außengebiet lediglich 4 % erreichte. Im Referenzgebiet lag *Notomastus latericeus* mit 2,5 % lediglich auf Rang 7, hinter *Nucula nitidosa* und *Phoronis ssp.* mit jeweils 7 %. *Scalibregma inflatum* war in den drei Gebieten mit jeweils 4 bis 6 % vertreten (BioConsult 2023a).

Damit zeigten alle Teilgebiete im Jahr 2022 zwar Ähnlichkeiten miteinander, aber auch auffällige Besiedlungsunterschiede, die vor allem durch den Polychaeten *Scalibregma inflatum* und dessen auffällige Dominanz auf K-Süd verursacht wurden. Auch in den Jahren 2017 bis 2019 war *Scalibregma inflatum* in allen Teilgebieten, insbesondere aber auf K-Süd mit hohen Abundanzen

vertreten, während er im März 2020 und im April 2021 nicht zu den dominanten Arten zu zählen war. Dies kann unter anderem mit einem relativ frühen Beprobungstermin zusammenhängen, bei dem die Rekrutierung von *Scalibregma inflatum* noch keine Rolle gespielt hatte (BioConsult, 2023a).

Die Biomasse zeigte im April 2022 ein etwas anderes Dominanzgefüge als das der Abundanz. Von den 7 häufigsten Arten gehörten vier auch zu den größten Biomasselieferanten. Hierbei lag *Notomastus latericeus* auf Platz 1 bei den Klappstellen K-Süd und K-Ost (54 und 58 % der Abundanz) sowie dem 1-km-Kreis (27 %). Auf dem 1-km-Kreis war der Schlangensterne *Amphiura filiformis* noch mit einem Anteil von 10 % und die Pfeffermuschel *Abra alba* mit 4,9 % vertreten.

In den drei von den Verklappungen entfernteren Teilgebieten 1,5-km-Kreis, Außen- und Referenzgebiet nahm der Biomasseanteil von *Notomastus latericeus* ab, während der Schlangensterne *Amphiura filiformis* mit 21-23 % der Abundanz noch gut vertreten war. Auch die Muschel *Abra alba* zählte noch zu den dominanten Arten, mit ebenfalls 23 % im Referenzgebiet und immerhin noch 7 % im Außengebiet und im 1,5-km-Kreis. Die vierte der abundanten Arten, die auch nennenswerte Biomasse lieferte, war der Hufeisenwurm *Phoronis* ssp., der im 1,5-km-Kreis, im Außen- und im Referenzgebiet zwischen 5 und 6 % innehatte. *Scalibregma inflatum* war selbst auf der Klappstelle K-Süd gerade einmal für 3 % der Biomasse verantwortlich, ungeachtet des Abundanzanteils von 74 % (siehe oben).

Drei weitere Arten zählten zu den relevanten Biomasselieferanten, die bei den abundanten Arten nicht vertreten waren. Hierzu gehörte die Wellhornschnecke, die mit 24 % auf K-Süd und 15 % im 1-km-Kreis sehr stark, in den anderen Teilgebieten hingegen kaum zu finden war, sowie der Herzseeigel *Echinocardium cordatum* mit 23 % auf K-Ost, 12 % im 1-km-Kreis und 8 % auf K-Süd und im Außengebiet. Der Polychaet *Aphrodita aculeata* gehörte mit einem Maximalwert von 8 % im Außengebiet ebenfalls noch zu den relevanten Biomasselieferanten (BioConsult, 2023a).

Kenngößen (mittlere Artenzahl, Diversität, Abundanz, Biomasse) in den Jahren 2021 und 2022

Die Parameter mittlere Artenzahl und Diversität liegen im April 2021 und im April 2022 auf K-Süd signifikant niedriger als in den Teilgebieten 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenzgebiet (Tabelle 4-2, Abbildung 4-36, Abbildung 4-37 für die Parameter über die Gesamtzeit). K-Süd liegt bei beiden Parametern dabei auch niedriger als K-Ost, wobei dieser Unterschied nur im April 2021 signifikant ist. Auch die Abundanz ist im April 2021 und April 2022 auf K-Süd die niedrigste der Teilgebiete. Signifikant ist diese Differenz zu dem 1,5-km-Kreis, dem Außengebiet und dem Referenzgebiet (Tabelle 4-2, Abbildung 4-38).

Auf dem 1-km-Kreis liegen die Werte der mittleren Artenzahl, der Diversität und der Abundanz zu beiden Terminen höher als auf dem Klappzentrum K-Süd, aber noch niedriger als die der Teilgebiete 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenz. Die Differenz zwischen 1-km-Kreis und Referenzgebiet ist in allen Fällen signifikant. Für die mittlere Artenzahl und die Abundanz gilt dies für das Außengebiet im April 2021, nicht jedoch im April 2022. Zwischen 1-km-Kreis und 1,5-km-Kreis wird hingegen für beide Parameter zu beiden Terminen kein signifikanter Unterschied festgestellt (Tabelle 4-2). Bei der Diversität liegt der 1-km-Kreis im April 2021 signifikant niedriger als der 1,5-km-Kreis und das Außengebiet, im April 2022 gilt dies nur für den 1,5-km-Kreis (Tabelle 4-2, Abbildung 4-37, Abbildung 4-38).

Auf dem ehemaligen Klappzentrum K-Ost wird im April 2021 bei den Parametern mittlere Artenzahl, Abundanz und Diversität kein signifikanter Unterschied zu den Gebieten 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis und Außengebiet ermittelt. Bei der Diversität besteht auch kein signifikanter Unterschied zum Referenzgebiet, bei der Abundanz und der mittleren Artenzahl hingegen schon, da diese im Referenzgebiet zu diesem Termin besonders hoch lagen.

Anders verhält es sich im April 2022: Die Werte für die mittlere Artenzahl, die Diversität und die Abundanz sind auf K-Ost deutlich gesunken. Die Parameter mittlere Artenzahl und Diversität sind

signifikant niedriger als die Werte der vier Teilgebiete vom 1-km-Kreis bis zum Referenzgebiet. Im Falle der Abundanz liegen sie signifikant niedriger als die Werte der drei Teilgebiete 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenzgebiet (Tabelle 4-2). Die deutliche Erniedrigung der Kennzahlen auf K-Ost ist sehr wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass im Oktober 2021 für einen kurzen Zeitraum von zwei Wochen dieses Klappfeld beaufschlagt wurde.

Der MDS-Plot, in dem die Parameter Abundanz und Artenzahl integriert werden, zeigt in beiden Jahren, dass sich die Stationen des 1,5-km-Kreises, des Außengebiets und des Referenzgebietes sowie auch ein Teil der Stationen des 1-km-Kreises in enger räumlicher Nähe zueinander anordnen. Die Stationen des Klappfeldes K-Süd, Stationen von K-Ost und aus dem 1-km-Kreis ordnen sich hingegen räumlich weiter entfernt ein und bilden verschiedene Untergruppen. Dies deutet darauf hin, dass die Stationen insbesondere vom Klappfeld K-Süd, aber auch in Teilen von K-Ost und dem 1-km-Kreis, durch die Verklappungen beeinflusst werden (multivariater MDS-Plot mit ANOSIM, für Details BioConsult, 2022a; 2023a). Damit zeigt sich in der MDS-Analyse beider Jahre, dass eine Veränderung durch die Verbringung vor allem auf K-Süd und K-Ost und auf Stationen des 1-km-Kreises, die diesen beiden Teilgebieten benachbart sind, beschränkt bleibt.

Bei dem Parameter Biomasse wurde auf K-Süd im April 2021 der höchste, im April 2022 hingegen der niedrigste Wert der Teilgebiete ermittelt. Die Differenz ist zu den Teilgebieten 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenz zu beiden Terminen jeweils signifikant, nicht jedoch zu dem Gebiet K-Ost (Tabelle 4-2, Abbildung 4-39). Die vergleichsweise hohe Biomasse im April 2021 auf K-Süd wurde vor allem durch den Polychaeten *Lagis koreni* (44 % der Biomasse), den massereichen Herzseeigel (22 % der Biomasse) und auch durch den abundanten, aber weniger massereichen Polychaeten *Notomastus latericeus* (7 % der Biomasse) bestimmt. Die Werte der anderen Teilgebiete lagen alle eng beieinander und wiesen keine signifikanten Unterschiede untereinander auf (Tabelle 4-2, Abbildung 4-39).

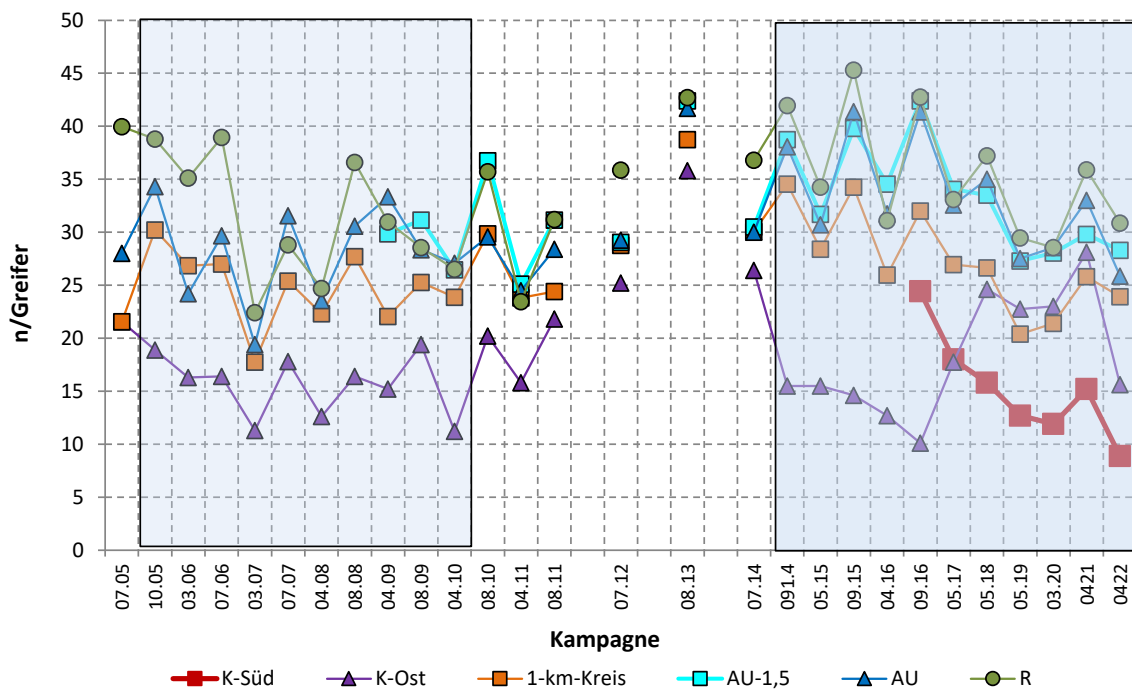


Abbildung 4-36 Entwicklung der mittleren Artenzahl (in Anzahl Arten pro Greifer) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 bis 2022 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an).

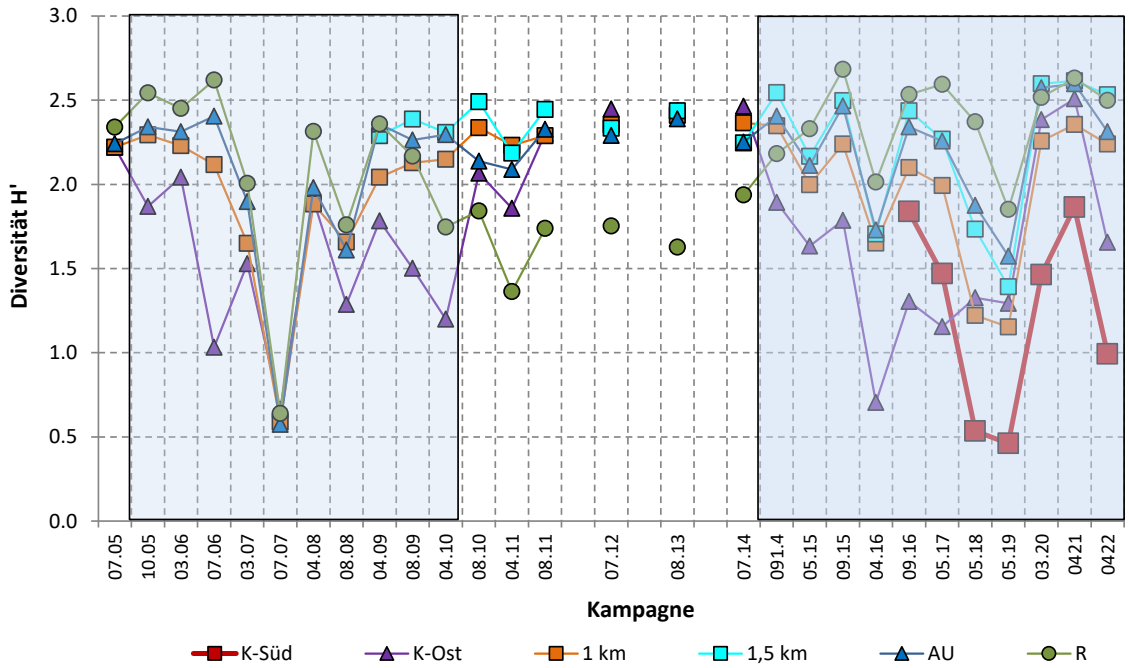


Abbildung 4-37 Entwicklung der Diversität in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 bis 2022 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an).

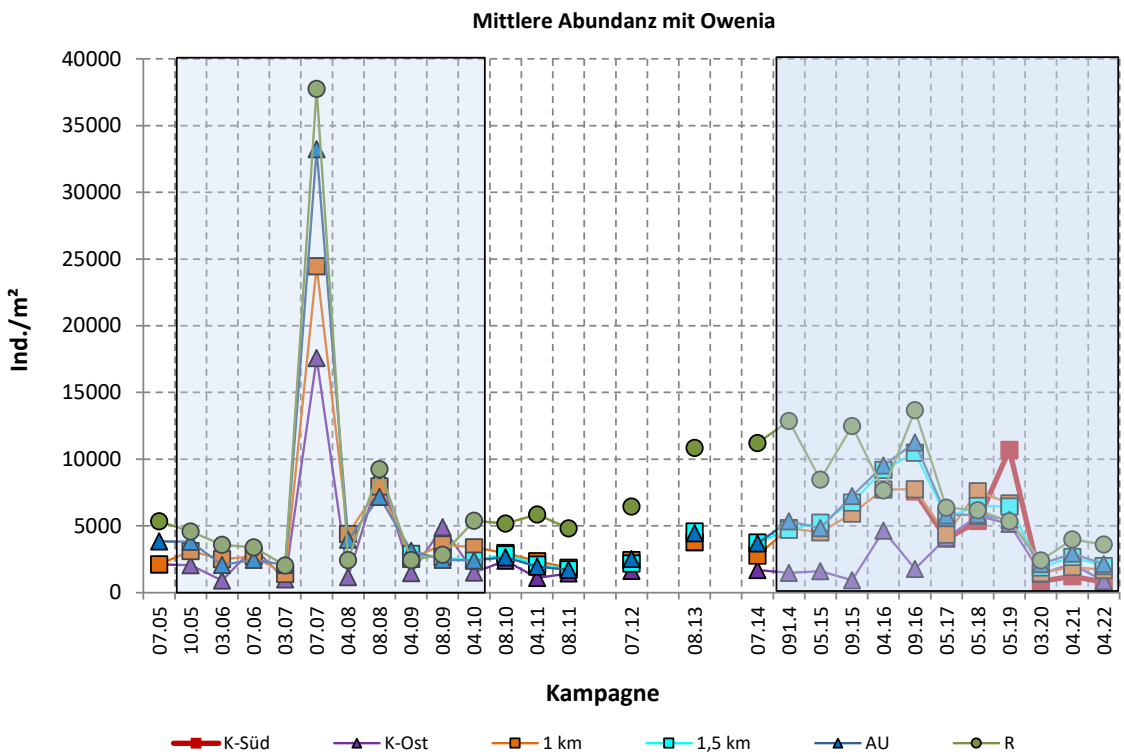


Abbildung 4-38 Entwicklung der Abundanz (in Ind./m2) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 bis 2022 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an).

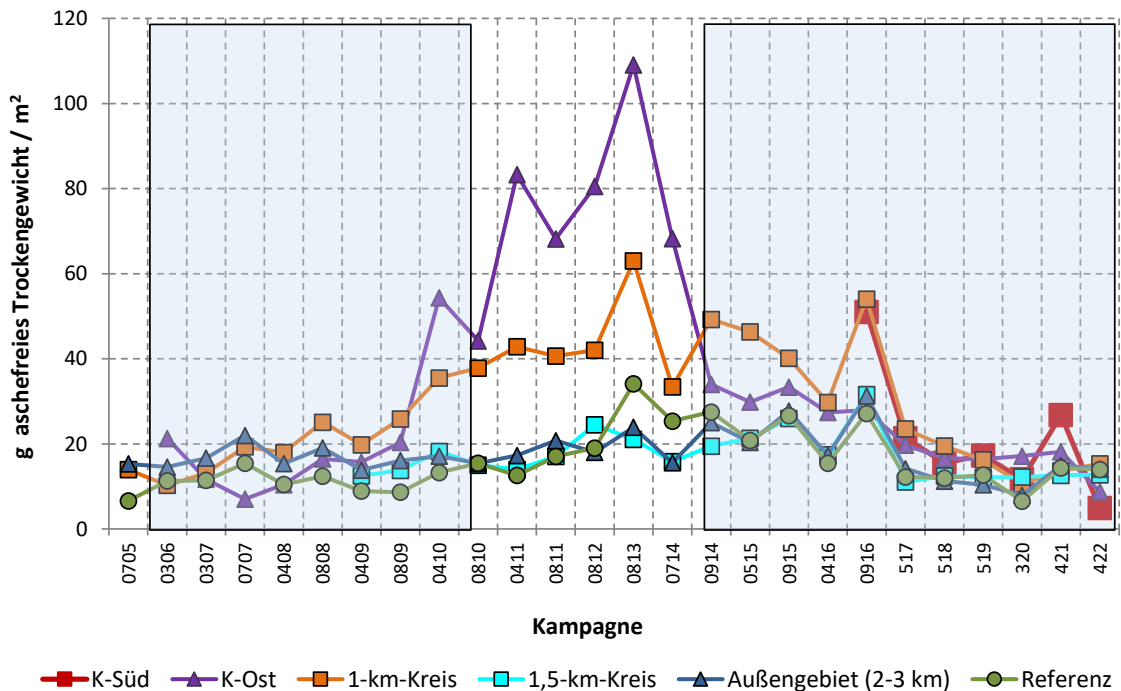


Abbildung 4-39 Entwicklung der Biomasse (als aschefreies Trockengewicht) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 bis 2022) (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an).

c) Makrozoobenthos in der Gesamtschau der Jahre 2005 bis 2022

Um einen Einfluss der Baggertgutverbringung auf die drei Kenngrößen mittlere Artenzahl (Abbildung 4-36), Diversität (Abbildung 4-37) und Abundanz (Abbildung 4-38) darstellen zu können, werden diese über den Gesamtzeitraum 2005 bis 2022 als Zeitreihe ausgewertet.

Alle drei Parameter zeigen seit Beginn der Verbringungen im Jahr 2005 bis zum Herbst 2016 auf K-Ost niedrigere Werte als in den Teilgebieten 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenz. Dies ist als Einfluss der Baggertgutverbringung zu werten. Im verbringungsfreien Zeitraum von Frühjahr 2010 bis Sommer 2014 ging der Einfluss der Verbringung teilweise zurück, so dass sich die drei Parameter auf K-Ost denen der anderen Teilgebiete wieder annäherten (Abbildung 4-36, Abbildung 4-37, Abbildung 4-38): Bei den Parametern Abundanz und Diversität wurde zwischenzeitlich kein Unterschied mehr festgestellt (Sommer 2013 Diversität, Sommer 2011 bis Sommer 2014 Abundanz), während bei dem Parameter mittlere Artenzahl auch im verbringungsfreien Zeitraum ein Unterschied bestehen blieb (Abbildung 4-36). Nach der Wiederaufnahme der Baggertgutverbringung im Jahr 2014 wurde die Differenz zwischen K-Ost und den anderen Gebieten wieder deutlicher. Dies war besonders ausgeprägt bei der mittleren Artenzahl zu beobachten (Abbildung 4-36), aber auch bei den Parametern Abundanz bis September 2016 (Abbildung 4-38) und Diversität (vor allem April 2016, Abbildung 4-37).

Die Klapptaste K-Süd, die im Oktober 2016 erstmalig beaufschlagt wurde, lag zur Beprobung im September 2016 bei mittlerer Artenzahl und Diversität in der Höhe der Werte zwischen K-Ost und den anderen Teilgebieten. Nach Beginn der Baggertgutverbringung auf K-Süd nahmen die Werte der mittleren Artenzahl bis April 2022 sehr deutlich ab, während die Werte auf K-Ost zunächst wieder zunahm. Dieser Effekt ist sehr wahrscheinlich auf den Wechsel des Klappfeldes zurückzuführen. Auch die Diversität nahm auf K-Süd mit Beginn der Nutzung ab und erreichte im Mai 2018 und Mai 2019 sehr niedrige Werte. Bis April 2021 war die Diversität auf K-Süd wieder

angestiegen und bis April 2022 erneut abgesunken. Diese Variation war in allen Teilgebieten zu verzeichnen, lag dabei auf K-Süd immer noch niedriger als in den anderen Gebieten.

Auf K-Ost nahm die Diversität seit 2016 hingegen zu und unterschied sich im März 2020 und im April 2021 nicht mehr von der der anderen Teilgebiete (Abbildung 4-37). Im April 2022 waren die Werte sowohl der Diversität als auch der mittleren Artenzahl auf K-Ost dann wieder gesunken. Damit ist auf K-Ost nach Aufgabe des Klappfeldes von Oktober 2016 bis zum April 2021 eine deutliche Erholung zu erkennen, und ein erneutes Absinken der Werte, nachdem K-Ost im Herbst 2021 für einen kurzen Zeitraum von zwei Wochen erneut beaufschlagt worden war.

Die Werte der Abundanz unterschieden sich nach dem Klappfeldwechsel hingegen weniger deutlich: Auf K-Ost haben sie ab Mai 2017 zugenommen und unterschieden sich bis April 2021 nicht mehr von denen der anderen Teilgebiete. Nach der Wiedernutzung von K-Ost im Herbst 2021 kam es im April 2022 erneut zu niedrigeren Werten. Auf K-Süd wurden im Mai 2019 aufgrund des Massenvorkommens von *Scalibregma inflatum* höhere Abundanzen als in den anderen Gebieten festgestellt, während von März 2020 bis April 2022 die Abundanz auf K-Süd die niedrigste der Teilgebiete war. Zu diesen drei Terminen wurden generell niedrige Abundanzen festgestellt und die Unterschiede zwischen den Teilgebieten waren ebenfalls gering ausgeprägt (Abbildung 4-38, s. auch vorigen Abschnitt).

Damit lässt sich zusammenfassend sagen, dass der Wechsel des Klappfeldes auf K-Süd seit Oktober 2016 zu einer deutlich ausgeprägten Abnahme der Parameter Diversität und mittlere Artenzahl auf diesem Teilgebiet geführt hat, während der Einfluss auf die Abundanz geringer ausfällt. Auf dem Klappfeld K-Ost kann man bei allen drei Parametern nach dem Klappfeld-Wechsel bis zum April 2021 einen Anstieg und damit eine gewisse „Erholung“ feststellen. Im April 2022, nach einer kurzzeitigen erneuten Benutzung des Klappfeldes Ost, waren die Kennzahlen hingegen wieder gesunken.

Der 1-km-Kreis liegt über die Gesamtzeit betrachtet bei der mittleren Artenzahl und bei der Diversität in der Höhe zwischen dem jeweils beaufschlagten Klappfeld (K-Ost, K-Süd) und den übrigen drei Teilgebieten (Abbildung 4-36, Abbildung 4-37). Bei der Abundanz ist diese Differenz in der Tendenz ebenfalls vorhanden, aber schwächer und nicht durchgängig über alle Termine ausgeprägt (Abbildung 4-38).

Von BioConsult wurden Gemeinschaftsanalysen durchgeführt, in denen die Parameter Abundanz und mittlere Artenzahl integriert werden (multivariater MDS-Plot mit ANOSIM, BioConsult 2023a). Es wurde sowohl eine Analyse aller Stationen als auch eine Analyse der Gebietsmittelwerte seit 2016 durchgeführt (2016 bis 2021 in BioConsult, 2022a; 2016 bis 2022 in BioConsult, 2023a). Die Auswertung zeigt, dass sich über die Gesamtzeit die Stationen insbesondere von K-Süd, aber auch von K-Ost deutlich getrennt von den Stationen der Teilgebiete 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenz anordnen, während der 1-km-Kreis eine Mittelstellung annimmt. Die gebietsinterne Variabilität ist dabei auf K-Ost und K-Süd erheblich höher als in den anderen Teilgebieten. Werden die gebietsinternen Mittelwerte betrachtet, so zeigt K-Ost von 2016 bis 2021 eine Annäherung an das Gebiet 1-km-Kreis, im Jahr 2022 ist K-Ost, vermutlich aufgrund einer kurzzeitigen Nutzung im Herbst 2021, hingegen wieder deutlich von den anderen Teilgebieten getrennt positioniert.

Damit wird durch die multivariate Statistik für die Parameter Abundanz und mittlere Artenzahl sowohl der Einfluss der Baggergutverbringung auf das jeweils genutzte Klappzentrum und den diesem direkt benachbarten Stationen als auch eine Tendenz zu einer gewissen Erholung bei einem Aussetzen der Nutzungen im MDS-Plot bestätigt.

Die Biomasse zeigt demgegenüber einen anderen Verlauf: In den Jahren 2009 bis 2013 kam es auf K-Ost und im 1-km-Kreis zu deutlichen Zuwächsen. Dies lag an einer Schwertmuschelkolonie (*Ensis leei*), die im Einbringzentrum aufgewachsen war (Abbildung 4-39). Bis September 2016 nahm die Biomasse auf K-Ost dann wieder ab. Im 1-km-Kreis war die Biomasse zu allen fünf Terminen im zweiten Verklappungszeitraum von September 2014 bis zum September 2016 die höchste der Teilgebiete (Abbildung 4-39). Die hohe Biomasse wurde hier nur teilweise durch das Wachstum

von Schwertmuscheln verursacht, sondern war auch auf das Vorkommen von massereichen Herzseeigeln (*Echinocardium cordatum*) sowie auf kleinere Arten wie die Pfeffermuschel *Abra alba* und verschiedene Borstenwürmer zurückzuführen. In den Jahren 2017 bis 2020 ging die Biomasse im 1-km-Kreis erneut deutlich zurück und unterschied sich auch 2021 und 2022 nicht mehr von der der anderen Teilgebiete.

Auf der neuen Klappstelle K-Süd wurde im September 2016 die zweithöchste Biomasse der Teilgebiete registriert. Hierfür waren vorwiegend die kleinen, aber sehr abundanten Arten *Abra alba* und *Scalibregma inflatum*, aber auch der massereiche Seeigel *Echinocardium cordatum* verantwortlich. Die Biomasse auf K-Süd unterschied sich in den Jahren 2017 bis 2020 ebenfalls nicht signifikant von der der anderen Teilgebiete. Im Jahr 2021 war die Biomasse auf K-Süd hingegen signifikant höher und im Jahr 2022 signifikant niedriger als die der anderen Teilgebiete. In den Teilgebieten 1,5-km-Kreis, Außengebiet sowie Referenzgebiet unterlag die Biomasse hingegen nur einer moderaten interannuellen Variabilität, gerichtete Änderungen waren nicht erkennbar.

d) Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass bei der Makrozoobenthosbesiedlung auf dem Klappzentrum K-Süd seit Beginn der Beaufschlagung im Herbst 2016 bis April 2022 ein negativer Einfluss der Baggergutverbringung durch eine Verminderung der Diversität und der mittleren Artenzahl zu verzeichnen ist. Zu einigen Terminen gilt dies auch für die Abundanz (Mai 2020, April 2021, April 2022), während zu den Terminen Mai 2017 und Mai 2018 die Werte für die Abundanz aufgrund des hohen Aufkommens von *Scalibregma inflatum* kaum vermindert und im Mai 2019 sogar erhöht waren.

Auf dem ehemaligen Klappzentrum K-Ost ist in dem Zeitraum 2016 bis 2021 eine Erholung nach dem Ende der Verbringungen zu verzeichnen, die sich in einem Anstieg der Werte der mittleren Artenzahl, der Abundanz und der Diversität zeigt. Im April 2022 kam es aufgrund der kurzfristigen Nutzung von K-Ost zu einem erneuten Abfall der Werte. Diese Entwicklung wird auch im MDS-Plot nachgezeichnet.

Auch auf dem 1-km-Kreis zeigt sich weiterhin ein Einfluss der Baggergutverbringung, der besonders an den Stationen in der Nähe von K-Ost und K-Süd ausgeprägt ist.

Im 1,5-km-Kreis, im Außengebiet und im Referenzgebiet wurden in den Jahren 2021 und 2022, wie bereits in den vergangenen Jahren festgestellt, auf der vorhandenen Datengrundlage weder signifikante Unterschiede der Kenngrößen noch Hinweise auf verklappungsbedingte Wirkungen ermittelt (BioConsult, 2022a; BioConsult, 2023a).

Maßgabe 2.22: Text s. Kapitel 4.3

Nach Abstimmung in der Monitoring-AG wurde das seit dem Oktober 2016 neu beaufschlagte Klappzentrum K-Süd in das Untersuchungsprogramm integriert. Wie auch in den Vorjahren wurden in den Jahren 2021 und 2022 insgesamt zwei Hols auf dem Klappzentrum K-Süd und zwei Hols auf dem Klappzentrum K-Ost durchgeführt. Auch die Anzahl an Hols in den übrigen Teilgebieten (1-km-Kreis, Außengebiet, Referenzgebiet) blieb mit je vier in Relation zu den Vorjahren unverändert.

Maßgabe 2.28: Bisherige Untersuchungen der Fischfauna sind zur Beweissicherung fortzuführen. Fischereibiologische Auswirkungen und Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft, einschließlich der Krabbenfischerei, müssen zudem unter dem Einsatz von realem Fanggeschirr ermittelt werden.

Die Untersuchungen der Fischfauna wurden mit einer Untersuchungskampagne im April 2021 und einer im Mai 2022 fortgeführt. Die Untersuchungen wurden mit einem kommerziellen Schollengeschirr durchgeführt.

Die fischfaunistischen Untersuchungen aus den Jahren 2005 bis 2022 zeigen, dass die Baggergutverbringung zu Vergrämungen von Fischen auf dem jeweils genutzten Klappzentrum geführt hat.

Im Zeitraum 2005 bis 2016, während der Nutzung der Klappstelle K-Ost, wurde dies nur bei einem Teil der Untersuchungstermine beobachtet. Direkt auf K-Ost wurden geringere Werte bei den Parametern Abundanz (2005, 2014, 2015, 2016), Biomasse (2005, 2014, 2015) und mittlere Artenzahl (2005, 2015, 2016) ermittelt. Hinweise auf einen Einfluss der Verklappung auf weitere Indikatoren der Fischfauna (Diversität, Stetigkeit, Dominanzstruktur) ließen sich nicht ermitteln. Insgesamt waren die festgestellten Effekte auf K-Ost dabei nur schwach ausgeprägt und vorübergehend.

Die Nutzung der Klappstelle K-Süd im Zeitraum Oktober 2016 bis Mai 2022 führte hingegen zu deutlicheren Effekten, zu denen insbesondere eine niedrigere mittlere Artenzahl und eine verminderte Diversität gehörten. Ein Effekt auf die Biomasse und die Abundanz der Fische auf K-Süd war weniger stark ausgeprägt, konnte aber auch nicht ausgeschlossen werden. Insgesamt könnte die stärkere Vergrämung von Fischen auf dem Klappzentrum K-Süd im Vergleich zu K-Ost auf die höheren jährlichen Verbringmengen von Baggergut seit 2016 zurückzuführen sein. Insgesamt sind die festgestellten Effekte aber weiterhin auf die genutzte Klappstelle begrenzt und damit lokal beschränkt.

In den Jahren 2021 und 2022 wurden weder bei Pigmentstörungen noch bei anderen Krankheitsanzeichen signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten festgestellt. Ein Zusammenhang zwischen Krankheitsanzeichen und der Baggergutverbringung ist nach der derzeitigen Datenlage nicht zu erkennen. Bei der Hyperpigmentierung der Kliesche ist im Gesamtgebiet ab 2014 eine Zunahme erkennbar. Die Ursache hierfür ist nicht bekannt.

Da zusätzlich zu den in diesem Kapitel dargestellten Befunden der fischfaunistischen Untersuchung, wie in Kapitel 4.7.6 dargelegt, keine durch die Baggergutverbringung bedingten Überschreitungen der Lebensmittel-Höchstgehalte (Klieschen, Schollen, Krabben) aufgetreten sind, sind aufgrund der festgestellten Befunde keine nennenswerten Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft zu erwarten.

Zudem ist die Fischereiintensität nach dem Kenntnisstand der Fa. BioConsult in diesem Gebiet sehr gering. Nach BioConsult (2023b) geht aus entsprechenden Untersuchungen hervor, dass das Gebiet um E3 herum nicht zu den intensiv befischten Gebieten gehört. Ob es aber tatsächlich gänzlich von Fischerei verschont ist, lässt sich aufgrund der geringen Tiefenschärfe der Fischereidaten nicht bestimmen. Die Sedimentverhältnisse mit dem für die Fischerei ungünstigen Schlickgrund lassen dies aber vermuten (BioConsult, 2023b).

(Für Krabbenfischerei s. ansonsten auch Kapitel 4.7.5).

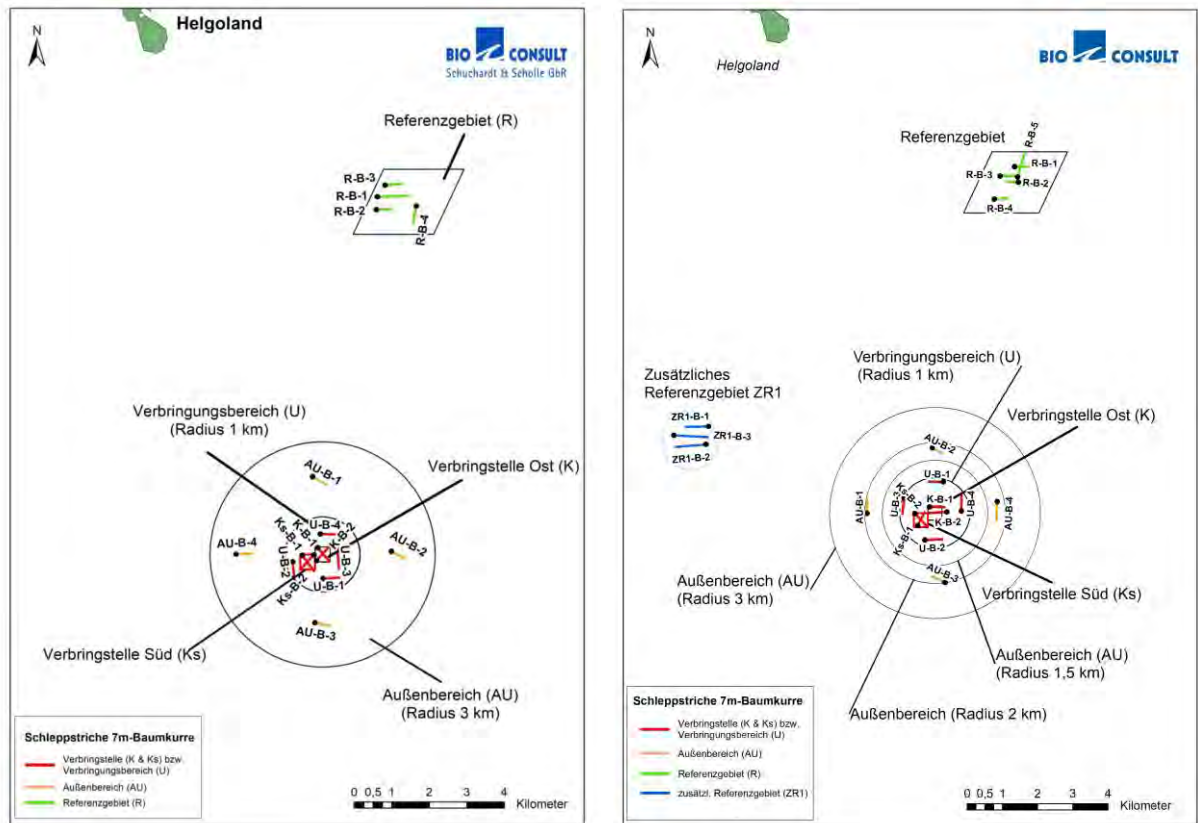


Abbildung 4-40 Lage der Hols der Beprobung der Fischfauna im April 2021 (links) und im Mai 2022 (rechts)

a) Untersuchungsprogramm und Datenauswertung

Zur Erfassung der Fischfauna, insbesondere der am Boden lebenden Fischarten, wurden im April 2021 und im Mai 2022 auf der Verbringungsstelle, im Referenzgebiet und im Außenbereich jeweils vier sowie auf dem kleineren, direkten Verklappungsbereich K-Süd sowie dem ehemaligen Verklappungsbereich K-Ost von 400*400 m jeweils 2 Fischzüge (Hols) mit einem kommerziellen Schollengeschirr durchgeführt (Abbildung 4-40). Wie auch in den vorangegangenen Jahren wurden alle Fische auf Artniveau bestimmt und Anzahl und Gesamtgewicht pro Art ermittelt. Zudem wurden äußerlich erkennbare Krankheitsanzeichen der Fische miterfasst. Die Daten wurden von der Firma BioConsult erhoben und ausgewertet (BioConsult, 2022b; BioConsult, 2023b).

Zur Bewertung der Fischfauna werden die Parameter Artenspektrum, mittlere Artenzahl, Abundanz, Biomasse, Dominanzstruktur, Stetigkeit und Diversität herangezogen. Die Parameter Artenzahl und Abundanz werden zudem in einer Gemeinschaftsanalyse integriert ausgewertet. Bei dieser werden Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten der Fischgemeinschaft durch die räumliche Nähe bzw. Distanz der Symbole veranschaulicht (multivariater MDS-Plot mit ANOSIM). Die Auswertung der Ergebnisse wird für beide Jahre auf den jeweiligen Untersuchungstermin bezogen vorgenommen. Aufgrund der Holzahl pro Gebiet (maximal vier) wird kein Signifikanztest der Teilgebiete pro Termin durchgeführt. Der Schwerpunkt der Auswertung liegt auf dem Verlauf der Parameter über die Gesamtzeit, da es, u.a. vor dem Hintergrund der natürlichen Variabilität, erst durch die Datenbasis längerfristiger Untersuchungen ermöglicht wird, Beeinträchtigungen belastbarer zu identifizieren oder auszuschließen (BioConsult 2023b). Die ANOSIM-Analyse wurde dementsprechend – außer für das jeweilige Berichtsjahr – auch für den Gesamtzeitraum 2005 bis 2021 resp. 2022 durchgeführt (BioConsult, 2022b; BioConsult 2023b).

Die im Folgenden zusammengefassten Ergebnisse sind den Berichten von BioConsult (2022b; 2023b) entnommen.

b) Ergebnisse: Fischfauna im Jahr 2021 und 2022

Wie auch in den Vorjahren wurde bei den Befischungen in den Jahren 2021 und 2022 das für diesen Teil der Nordsee typische Artenspektrum vorgefunden. Sowohl im April 2021 als auch im Mai 2022 wurden die Fänge in allen Teilgebieten vor allem von der Kliesche (*Limanda limanda*) dominiert.

Im April 2021 lag der Anteil der Klieschen (*Limanda limanda*) in den Teilgebieten zwischen 31 (Referenzgebiet) und 75 % (Außengebiet). Darüber hinaus waren im Gebiet vorwiegend Wittlinge (*Merlangius merlangus*), Steinpicker (*Agonus cataphractus*) und Schollen (*Pleuronectes platessa*) vertreten. Die Wittlinge erreichten in den Teilgebieten K-Süd und 1-km-Kreis mit 15 bzw. 17 % höhere Dominanzanteile als in den anderen Teilgebieten (K-Ost 7 %, Außengebiet und Referenz 2-3 %). Der Steinpicker wies im Referenzgebiet einen Dominanzanteil von 35 % auf, während er in den anderen Gebieten weniger stark vertreten war (3 % 1-km-Kreis bis 13 % K-Süd). Die Schollen waren vor allem auf den Klappstellen K-Ost und K-Süd sowie im 1-km-Kreis mit 7 bis 9 % vertreten. Im Referenzgebiet zählte auch der Gestreifte Leierfisch (*Callionymus lyra*) mit 12 % zu den dominanten Arten. Auffällige Unterschiede zwischen den Verbringstellen K-Süd und K-Ost und den anderen Teilbereichen waren aber nicht zu konstatieren.

Auch im Mai 2022 war der Anteil der Klieschen (*Limanda limanda*) in den Fängen in allen Teilgebieten mit 55 % (K-Ost) bis 76 % (Referenzgebiet) sehr hoch. An zweiter Stelle der Häufigkeit folgten in allen Teilgebieten die Scholle (*Pleuronectes platessa*) und an dritter Stelle der Steinpicker (*Agonus cataphractus*). Die Scholle erreichte auf den Klappstellen und im 1-km-Kreis mit 28 % für den 1-km-Kreis, 31 % für K-Ost und 26 % für K-Süd recht hohe Werte, während sie im Außengebiet mit 14 % und im Referenzgebiet mit 9 % deutlich niedriger lagen. Der Steinpicker wies hingegen in allen Teilgebieten einen ähnlichen Dominanzanteil von 6 bis 9 % auf.

Auffällige Unterschiede in der Dominanzstruktur und der Stetigkeit zwischen Verbringstellen (K-Ost, K-Süd) und den anderen Teilbereichen sind für beide Jahre damit nicht zu konstatieren. Auch die Gemeinschaftsanalysen mittels MDS-Plots zeigten keine auffälligen Unterschiede zwischen den Teilgebieten an.

Die Unterschiede in der mittleren Artenzahl der Teilgebiete sind in Abbildung 4-41 dargestellt. In beiden Untersuchungsjahren wurden auf K-Süd jeweils 6,5 Arten/Hol ermittelt. Die höchste mittlere Artenzahl wurde mit 8 Arten/Hol im April 2021 auf K-Ost und im 1-km-Kreis ermittelt, im Mai 2022 im Referenzgebiet. Die niedrigste mittlere Artenzahl lag in beiden Jahren bei 5,75 im April 2021 resp. 6,0 Arten/Hol im Mai 2022 im Außengebiet. Die aktuell genutzte Klappstelle K-Süd war damit in den beiden Jahren nicht auffällig.

Wie auch bereits in den vergangenen Jahren festgestellt (E3-Jahresbericht der HPA 2019-2020), ähnelten die teilgebietsübergreifenden Unterschiede der Diversität (H') zu beiden Beprobungsterminen denen der mittleren Artenzahl (Abbildung 4-42): Im April 2021 wurden die höchsten Diversitätswerte für K-Ost, den 1-km-Kreis und das Referenzgebiet festgestellt, während die Werte auf K-Süd darunter lagen. Die niedrigsten Werte wurden im Außengebiet gefunden. Im Mai 2022 konnte der höchste Diversitätswert im Referenzgebiet ermittelt werden. Ähnlich hohe Werte ließen sich für die aktuelle Verbringstelle K-Süd und für K-Ost feststellen. Die relativ niedrigsten Werte wurden im 1-km-Kreis und im Außengebiet bestimmt (Abbildung 4-42). Damit war auch bei diesem Parameter die Klappstelle K-Süd nicht auffällig.

Die Abundanz war in beiden Jahren in allen Teilgebieten gering und die Unterschiede zwischen den Teilgebieten nicht sehr ausgeprägt (Abbildung 4-43). Im Jahr 2021 wurde das Abundanzmaximum mit 123 Individuen/ha im Außengebiet festgestellt. K-Süd und das Referenzgebiet wiesen mit 52 und 50 Individuen/ha die niedrigsten Werte auf. Im Mai 2022 entfiel

das Maximum mit 262 Individuen/ha auf das Referenzgebiet, gefolgt von K-Ost, 1-km-Kreis und K-Süd mit 202, 186 und 183 Individuen/ha. Die geringste mittlere Abundanz wurde mit 153 Individuen/ha in dem Außengebiet ermittelt (Abbildung 4-43).

Auch der Parameter Biomasse liegt, wie die Abundanz, in beiden Jahren niedrig (Abbildung 4-44). Der 1-km-Kreis und das Außengebiet erreichten im April 2021 mit 5,8 resp. 5,4 kg/ha die höchsten Biomassen, gefolgt von K-Ost mit 4,2 und K-Süd mit 2,6 kg/ha. Der niedrigste Wert wurde analog zur Abundanz im Referenzgebiet mit 2,1 kg/ha verzeichnet (Abbildung 4-44). Im Mai 2022 erreichte das Referenzgebiet, ebenfalls analog zur Abundanz, mit 13,7 kg/ha die höchsten Werte, während die Klappstellen K-Ost und K-Süd mit jeweils etwa 10 kg/ha geringere Werte zeigten. Die niedrigsten Biomassen wurden in den beiden Teilgebieten 1-km-Kreis und Außengebiet mit ca. 9 kg/ha festgestellt (Abbildung 4-44).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Werte für die Abundanz und die Biomasse zu dem Beprobungstermin im Jahr 2021, wie auch in den Vorjahren, in allen Teilgebieten sehr niedrig lagen. Im Jahr 2022 waren die Werte beider Parameter dagegen, ebenfalls in allen Teilgebieten, etwas angestiegen. Die mittlere Artenzahl und die Diversität bewegten sich zu beiden Terminen in einem eher durchschnittlichen Bereich. Die Werte der aktuell genutzten Klappstelle waren zu diesen beiden Terminen nicht auffällig und die Werte aller Teilgebiete lagen vergleichsweise eng beieinander.

c) Ergebnisse: Fischfauna in der Gesamtschau der Jahre 2005 bis 2022

In der Gesamtschau der Daten im ersten Verbringungszeitraum von 2005 bis 2010 wurden nur wenig Hinweise auf eine Beeinflussung der Fischfauna durch die Verklappungen gefunden. Lediglich in 2005/2006 wurde ein schwacher negativer Einfluss der Baggergutverbringungen auf die Parameter Gesamtabundanz, Biomasse und mittlere Artenzahl (Herbst 2005) sowie Diversität (Sommer 2006) vermutet (BioConsult, 2006; Abbildung 4-41 bis Abbildung 4-44). In den folgenden Jahren (2007 bis 2010) wurde bei insgesamt 7 Kampagnen bei keinem Parameter ein Zusammenhang zwischen Baggergutverbringung und Fischfauna festgestellt. Auch das vorläufige Ende der Verbringung im Februar 2010 führte nicht zu erkennbaren Veränderungen im Fischbestand (Untersuchungen 2010, 2011 und 2013; alle Daten).

In den ersten drei Jahren nach der Wiederaufnahme der Verklappungen (2014 bis 2016) wurde jeweils eine Befischung vor und eine kurz nach der Baggergutverbringung durchgeführt. In den Jahren 2017 bis 2022 erfolgte jeweils eine Befischung im Zeitraum April bis Juni, vor der Baggergutverbringung des jeweiligen Jahres. Innerhalb des zweiten Verbringungszeitraums (2014 bis 2022) werden Hinweise auf einen gewissen Vergrümpfungseffekt durch die Verklappungen festgestellt.

Im Klappzentrum K-Ost, das vom Sommer 2014 bis zum Herbst 2016 und für einen kurzen Zeitraum im Herbst 2021 beaufschlagt wurde, wird dies bei der mittleren Artenzahl aufgrund des ausgeprägteren Rückgangs der Werte auf K-Ost in Relation zu den anderen Gebieten vermutet. Bei den Parametern Biomasse und Abundanz ist laut BioConsult (2023b) ein Zusammenhang der Werte von K-Ost von 2014 bis 2016 mit den Verklappungen nicht zu belegen, kann aber auch nicht vollkommen ausgeschlossen werden. Bei den Parametern Dominanzstruktur, Stetigkeit und Diversität (Abbildung 4-42) wurde auf dem Klappzentrum K-Ost hingegen kein Einfluss der Baggergutverbringung festgestellt.

Auf dem seit Oktober 2016 beaufschlagten Klappzentrum K-Süd wurden zu vier der sieben Beprobungstermine zwischen 2016 und 2022 für mittlere Artenzahl und Diversität Minimalwerte der fünf Teilgebiete festgestellt (Abbildung 4-41; Abbildung 4-42). Im Mittel weist K-Süd damit im Zeitraum 2016 bis 2022 die geringste mittlere Artenzahl und die niedrigste Diversität auf. Im Mittel zeigen auch die Parameter Abundanz und Biomasse für diesen Zeitraum die niedrigsten Werte auf K-Süd, auch wenn sie nur zu einem Termin (Mai 2019) den Minimalwert der Teilgebiete stellen

(Abbildung 4-43, Abbildung 4-44). Die insgesamt geringeren Kennzahlen auf K-Süd könnten auf einen Vergrämungseffekt durch die Verklappungen zurückzuführen sein.

Sowohl bei den Parametern Dominanzstruktur und Stetigkeit als auch mittels Gemeinschaftsanalysen (MDS und ANOSIM) unterschied sich die Klappstelle K-Süd in den Jahren 2016 bis 2022 nicht auffällig von den anderen Teilgebieten. Allenfalls ist festzustellen, dass einige Arten auf K-Süd in diesem Zeitraum nicht (z.B. Seeszunge) resp. weniger häufig (z.B. Lammzunge, Seeskorpion) als in anderen Teilgebieten erfasst wurden. Schwächere verklappungsbedingte Wirkungen auf die Dominanzstruktur sind daher nicht gänzlich auszuschließen (BioConsult 2023b).

Bemerkenswert ist, dass sich ab 2013 bis 2022 der Dominanzanteil der Kliesche in allen Teilgebieten von ca. 20 % auf über 60 % erhöht hat, während der der anderen Arten, insbesondere von Steinpicker, Scholle, Seeszunge und Lammzunge, zurückgegangen ist. Im Jahr 2022 war erstmalig seit Jahren jedoch ein etwas höherer Dominanzanteil an Schollen zu verzeichnen (je nach Teilgebiet zwischen 10 und 30 %). Auch in der AWZ ist der Anteil der Klieschen in diesem seit 2013 deutlich angestiegen. Eine Ursache hierfür ist nicht bekannt (BioConsult 2023a).

Die Befunde aus den Jahren 2005 bis 2022 deuten insgesamt darauf hin, dass die Baggergutverbringungen zu Vergrämungen von Fischen auf dem jeweils genutzten Klappzentrum geführt haben.

Im Zeitraum 2005 bis 2016, während der Nutzung der Klappstelle K-Ost, waren diese nur zeitweise festzustellen. So wurden zu einigen der Termine geringere Abundanzwerte (2005, 2014, 2015, 2016; Abbildung 4-43) und eventuell auch weniger Biomassen (2005, 2014, 2015; Abbildung 4-44) sowie eine Erniedrigung der mittleren Artenzahl (2005, 2015, 2016; Abbildung 4-41) ermittelt. Diversität und Stetigkeit waren nicht beeinflusst. Insgesamt waren die Effekte nur schwach ausgeprägt.

Die Nutzung der Klappstelle K-Süd ab Oktober 2016 bis 2022 führte hingegen im Mittel über die Zeit zu einer deutlicheren Reduktion der Kennwerte mittlere Artenzahl und Diversität. Dies könnte auf eine stärkere Vergrämung von Fischen aufgrund der höheren jährlichen Verbringungen seit 2016 zurückzuführen sein. Für die Abundanz und Biomasse war eine Verringerung der Werte durch die Verklappungen weniger deutlich ausgeprägt, aber auch nicht auszuschließen.

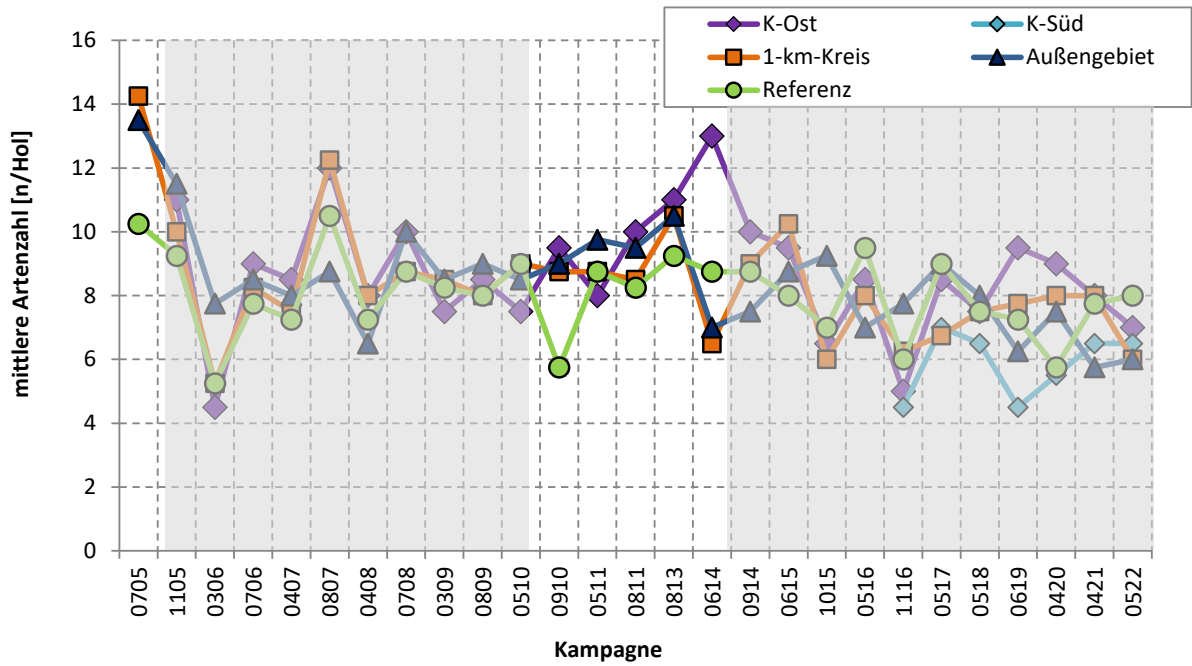


Abbildung 4-41 Entwicklung der Mittleren Artenzahl der Fischfauna in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 - 2020 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Zeiträume mit Baggergutverbringungen an)

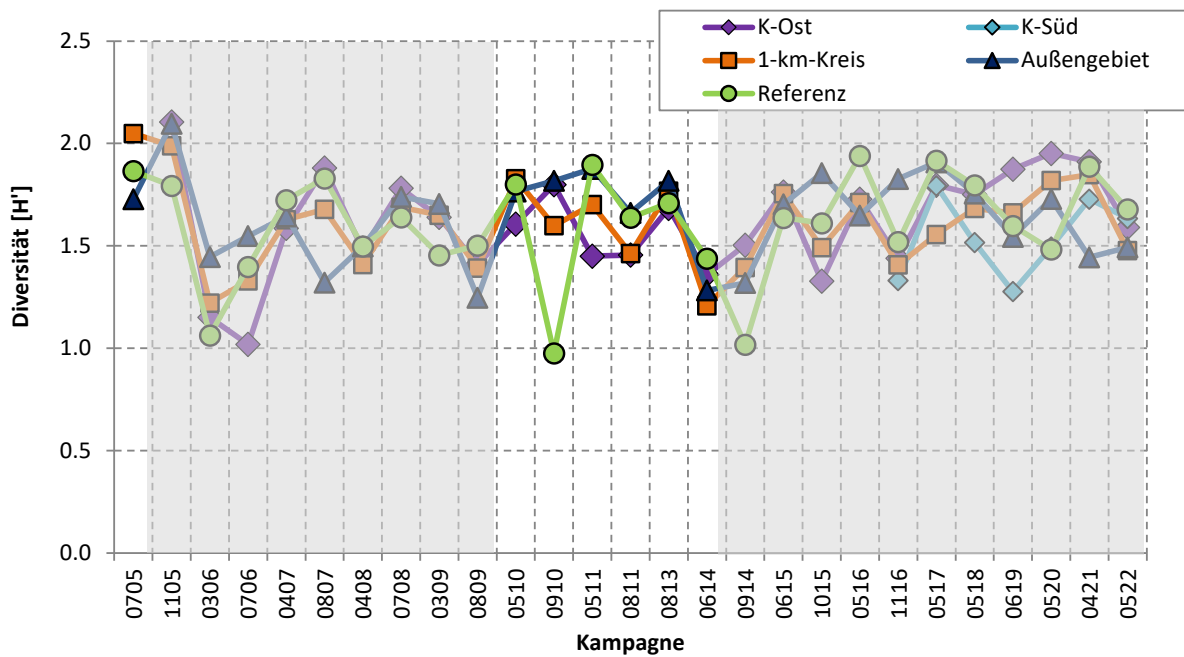


Abbildung 4-42 Entwicklung der Diversität der Fischfauna in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 - 2022 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Zeiträume mit Baggergutverbringungen an).

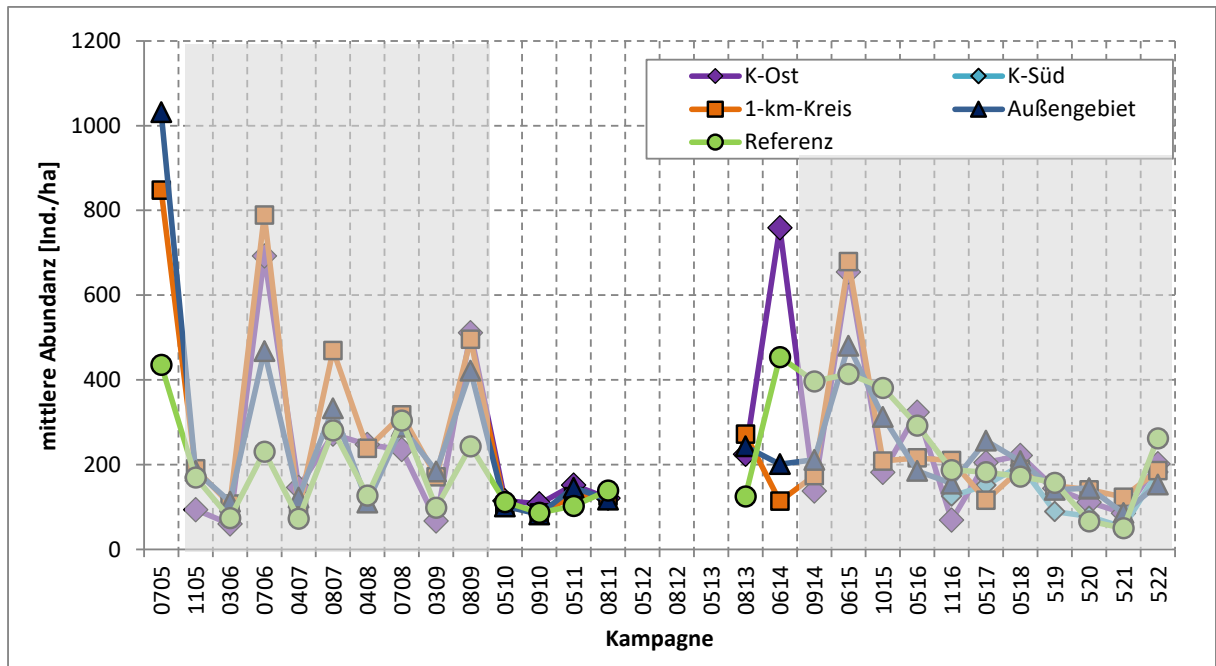


Abbildung 4-43 Entwicklung der Abundanz der Fischfauna in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 - 2020 (Graphik: BioConsult, verändert. . Graue Balken geben Zeiträume mit Baggergutverbringungen an)

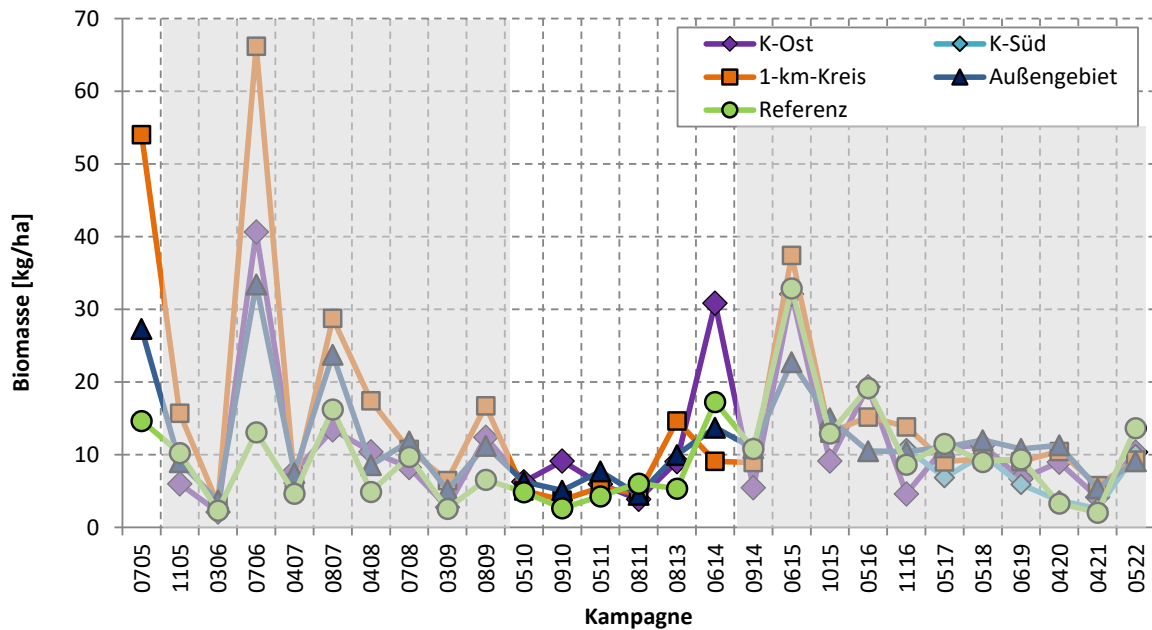


Abbildung 4-44 Entwicklung der Biomasse der Fischfauna in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 - 2022 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Zeiträume mit Baggergutverbringungen an).

d) Fischkrankheiten

Seit 2009 werden bei der Untersuchung der Fischfauna auch die „Fischkrankheiten“ miterfasst. Hierbei werden alle äußerlich sichtbaren Krankheitsanzeichen (Krankheitssymptome, Anomalien oder Parasitenbefall) aufgenommen.

Die in den Jahren 2021 und 2022 am häufigsten festgestellten Fehlbildungen waren, wie auch in allen vergangenen Untersuchungsjahren, Pigmentanomalien, die überwiegend bei Schollen, Flundern und Klieschen zu verzeichnen waren. Bei der Fehlpigmentierung der Schollen und Flundern sind auf der Blindseite bräunliche und auf der Augenseite weiße Flecken auf der Haut (teilweiser Albinismus) erkennbar. Nach BioConsult (2023b) beruhen solche Fehlpigmentierungen auf ernährungs- oder erbbedingten Störungen der Haut.

Die Hyperpigmentierung der Kliesche ist eine Erkrankung, bei der auf der Oberseite grüne bis schwarze Flecken auf der Haut auftreten, während auf der Unterseite kleine perlmuttglänzende Knubbel zu verzeichnen sind (BioConsult, 2023b). In den letzten 30 Jahren ist in fast allen Gebieten der Nordsee eine signifikante Zunahme dieser Hyperpigmentierung festgestellt worden. In besonders betroffenen Gebieten lag diese bei 5 bis 50 %. Die Ursachen für die Pigmentstörung sind noch nicht geklärt. Es wird ein Zusammenhang zur Nahrungsqualität bzw. dem Ernährungszustand der Klieschen vermutet (BioConsult, 2023b).

Im April 2021 waren bei Schollen und Flundern jeweils ungefähr 20 % der Individuen von einer Fehlpigmentierung betroffen. Im Mai 2022 betrug der Anteil betroffener Schollen ebenfalls 20 %. Bei Flundern lag er bei 50 %, wobei zu diesem Termin nur zwei Flundern gefangen wurden. Auch zu den anderen Beprobungsterminen war die Anzahl ausgewerteter Fische in den Teilgebieten nicht identisch und z.T. auch gering. Der Großteil der Fische befand sich, ebenfalls wie in den Vorjahren, in Stadium I, die Stadien II und III wurden nur sehr selten dokumentiert.

Bei der Hyperpigmentierung der Klieschen wurden in den Jahren seit 2014 im Vergleich zu den Vorjahren der Untersuchung (2010 und 2011) höhere Anzahlen der Hyperpigmentierung von Klieschen festgestellt. So wurden auf der Grundlage der Fänge im Jahr 2014 im Mittel 55 % betroffener Klieschen im Juni und 42 % im September 2014 in Relation zu 7 bis 11 % in den Jahren 2010 und 2013 ermittelt. Zwischen Frühjahr 2015 und 2020 lagen die Anteile pro Termin zwischen 11 % (Oktober 2015) und 77 % (Frühjahr 2017). Im April 2021 lag der Anteil bei 44 % und im Mai 2022 bei 23 %. Gebietsbezogen sind zwar je nach Kampagne Unterschiede feststellbar, insgesamt zeigt sich jedoch kein systematisches Muster. Auch auf den Verbringstellen (K-Ost und K-Süd) sowie im 1-km-Kreis wurden keine auffällig höheren Werte als in den anderen Teilgebieten ermittelt.

Werden bei der Betrachtung von Krankheitsanzeichen leichte Pigmentstörungen (Stadium 1) nicht berücksichtigt, beträgt die Rate an Tieren mit Krankheitssymptomen im Jahr 2014 noch 4,4 % (Juni) und 2,0 % (September). Im Jahr 2015 wurde eine Rate von 4 % im Juni und 1,6 % im Oktober ermittelt. Demgegenüber liegen die Werte in den Folgejahren mit 8,3 % (Mai 2016), 6,4 % (November 2016), 5,6 % (Mai 2017), 7,9 % (Mai 2018), 12 % (Mai 2019) und 7,5 % (Mai 2020) etwas höher. Gleiches gilt für die Beprobungstermine im April 2021 mit 6,4 % und im Mai 2022 mit 9,9 % (jeweils alle Krankheitssymptome aller Fischarten ohne Pigmentstörungen im Stadium 1). Damit ergibt sich für den Zeitraum 2014 bis 2022 ein Gesamtmittel von 6,5 %. Dies ist eine Erhöhung gegenüber dem Zeitraum 2009 bis 2010 (Gesamtmittel 1,6 %) und dem Zeitraum ohne Baggergutverbringung 2011 bis 2014 (Gesamtmittel 2,1 %).

Die Erhöhung der Raten in der jüngeren Vergangenheit ist dabei fast ausschließlich auf die zunehmende Rate an Hyperpigmentierung zurückzuführen, die aber alle Teilgebiete inklusive des Referenzgebietes gleichermaßen betrifft. Eine Sonderstellung (z.B. besonders hohe Krankheitsraten) der Klappstellenbereiche K-Ost und K-Süd ist dabei nicht zu beobachten.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass in den Jahren 2021 und 2022 weder bei Pigmentstörungen noch bei anderen Krankheitsanzeichen signifikante Unterschiede zwischen den

Gebieten festgestellt wurden. Ein Zusammenhang zwischen Krankheitsanzeichen und der Baggergutverbringung ist nach der derzeitigen Datenlage nicht zu erkennen. Bei der Hyperpigmentierung der Kliesche ist im Gesamtgebiet ab 2014 eine Zunahme erkennbar. Die Ursachen für die Pigmentstörung sind nicht bekannt. Es gibt aber Untersuchungen, die einen Zusammenhang mit der Nahrungsqualität bzw. dem Ernährungszustand der Klieschen vermuten (BioConsult, 2023b).

e) Zusammenfassung

Die Befunde aus den Jahren 2005 bis 2022 deuten insgesamt darauf hin, dass die Baggergutverbringungen zu Vergrämungen von Fischen auf dem jeweils genutzten Klappzentrum geführt haben, aber nicht über dieses hinausgehen. Im Zeitraum 2005 bis 2016, während der Nutzung der Klappstelle K-Ost, war dies nur zu wenigen Terminen (2005, 2014, 2015 und 2016) durch teilweise geringere Werte bei Abundanz, Biomasse und mittlerer Artenzahl festzustellen. Insgesamt waren die Effekte dabei gering ausgeprägt (Abbildung 4-41, Abbildung 4-43, Abbildung 4-44).

Die Nutzung der Klappstelle K-Süd ab Oktober 2016 bis 2022 führte hingegen zu deutlicheren Effekten insbesondere auf die mittlere Artenzahl und die Diversität (Abbildung 4-41, Abbildung 4-42). Dies könnte auf eine stärkere Vergrämung von Fischen aufgrund der höheren jährlichen Verbringmengen seit 2016 zurückzuführen sein. In den Jahren 2021 und 2022 waren die Kennzahlen auf der Klappstelle K-Süd dabei nicht auffällig, über alle Jahre seit 2016 betrachtet ist ein Effekt der Baggergutverbringung jedoch erkennbar.

In den Jahren 2021 und 2022 wurden weder bei Pigmentstörungen noch bei anderen Krankheitsanzeichen signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten festgestellt. Ein Zusammenhang zwischen Krankheitsanzeichen und der Baggergutverbringung ist nach der derzeitigen Datenlage nicht zu erkennen. Bei der Hyperpigmentierung der Kliesche ist im Gesamtgebiet ab 2014 eine Zunahme erkennbar. Die Ursache hierfür ist nicht bekannt.

Maßgabe 2.20: *Um sicherzustellen, dass Auswirkungen auf geschützte Gebiete in schleswig-holsteinischen Küstengewässern, insbesondere maßnahmenbedingte Verschlickungen in umliegenden Hartboden-Lebensräumen wie z.B. der Tiefen Rinne und dem NSG Helgoländer Felssockel, auszuschließen sind, müssen ökologische Untersuchungen an weiteren geeigneten und mit dem MELUR abzustimmenden Messstellen durchgeführt und diese zusätzlich in das Monitoringprogramm aufgenommen werden.*

Im Jahr 2016 wurde das Makrophytenmonitoring vor Helgoland eingerichtet, um sicherzustellen, dass die Baggergutverbringung nach E3 keinen Einfluss auf die Hartboden-Lebensräume hat. Diese Untersuchungen wurden auch in den Jahren 2021 und 2022 fortgeführt. Sowohl die Ergebnisse aus 2021, als auch die Ergebnisse aus 2022 zeigen, dass kein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Laminarien-Wälder vor Helgoland festgestellt werden kann.

Maßgabe 2.21: *s. Kapitel 4.2.2*

Im Sommer 2017 wurde die Firma submaris, die auch das Makrophytenmonitoring durchführt, damit beauftragt, versuchsweise Schwebstofffallen südlich vor Helgoland zu installieren. Hierdurch sollte geprüft werden, ob die verwendete Technik für die Schwebstoffgewinnung geeignet ist und ob durch die Untersuchung eine Beeinträchtigung des Helgoländer Felswatts durch verdriftende Schwebstoffe ausgeschlossen werden kann. Die Schwebstofffallen erwiesen sich als grundsätzlich geeignet. Seitdem werden die Schwebstoffuntersuchungen fortgesetzt. Die Untersuchung über sechs Jahre ist noch relativ kurz und die Probenanzahl gering, sodass belastbare Unterschiede zwischen Gebieten in der Menge und der Schadstoffbelastung der Schwebstoffe noch nicht herausgearbeitet werden konnten. Die Konzentration an Schwermetallen in den Schwebstoffen ist niedriger als die regionale Hintergrundkonzentration im Schlickfallgebiet, während die Gehalte einiger organischer Schadstoffe die Hintergrundkonzentrationen im Schlickfallgebiet erreichen.

a) Beprobung

Für die Umsetzung der Maßgabe 2.20 finden seit 2016 Untersuchungen der Makrophytenflora vor Helgoland statt, die auch in den Jahren 2021 und 2022 fortgeführt wurden. Die Untersuchungen werden durch die Firma submaris durchgeführt. Die Standorte für das Makrophytenmonitoring sind drei Transekte, die 2 km südlich der Düne Helgoland und ca. 13 km nördlich zum Verbringgebiet E3 liegen. Außerdem werden für eine Einbettung der Ergebnisse Daten des LfU (bis 2022 LLUR) genutzt. Da die Bezeichnung der Transekte im Norden Helgoland noch als LLUR-Transekte bezeichnet werden, wird das LfU in diesem Kapitel ebenfalls noch als LLUR bezeichnet. Für das LLUR wird seit 2008 an drei entsprechenden Transekten im Norden Helgolands ein vergleichbares Monitoring durchgeführt (Abbildung 4-45).

Neben der Erfassung der einzelnen Algenarten werden auch die Tiefengrenzen von fünf Algenarten als Parameter für die Gewässergüte bestimmt. Darüber hinaus werden Messungen der Lichtintensität und Wassertemperatur an insgesamt drei Standorten (Nord-Transekte des LLUR, Süd-Transekte HPA und Steingrund) mit Hilfe von Licht- und Temperaturloggern durchgeführt (Abbildung 4-45). Zusätzlich wurden auch in den Jahren 2021 und 2022 jeweils drei Sedimentfallen installiert und über einen Zeitraum von zwei bis drei Wochen betrieben. Die Untersuchungen fanden jeweils parallel zur Baggergutverbringung zur Tonne E3 statt.

Im Sommer 2021 erfolgt das Makrophytenmonitoring an jeweils drei Transekten parallel zu der Untersuchung der Lichtverhältnisse im Zeitraum zwischen dem 9.7. und 25.7. Das Schwebstoffmonitoring erfolgt vom 8.7 und 25.7.

Im Jahr 2022 wurde das Makrophytenmonitoring zwischen dem 3.7. und dem 12.7 durchgeführt. Das Schwebstoffmonitoring erfolgte im Zeitraum 28.6.-19.7.22.

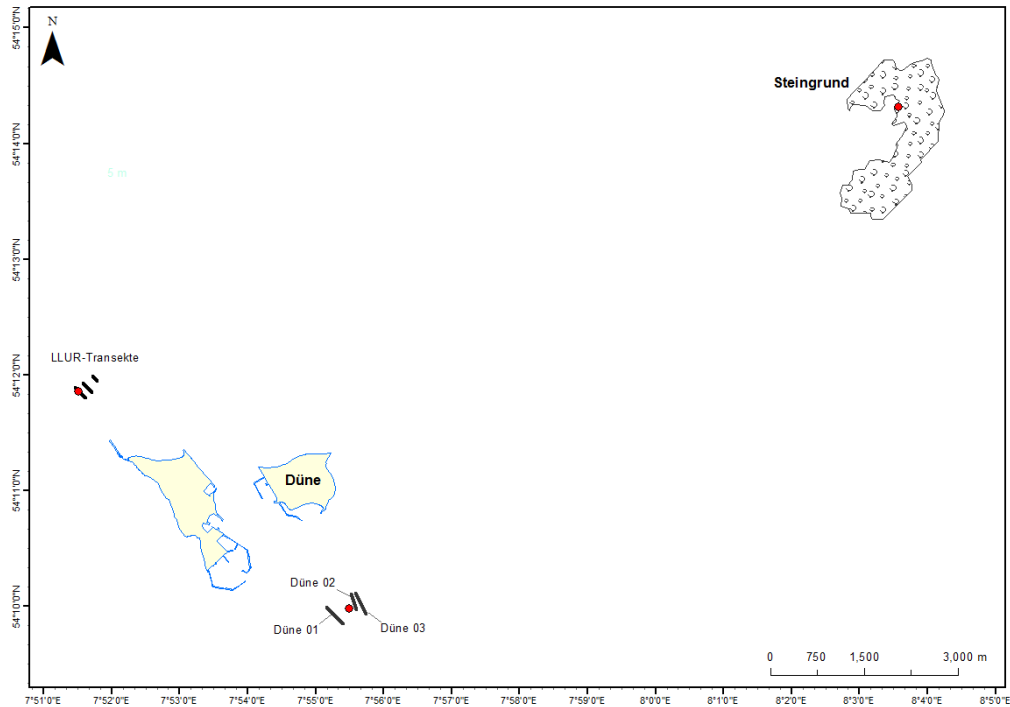


Abbildung 4-45 Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes bei Helgoland. Zum Vergleich zu den HPA-Transekten (Düne 01 – 03) die drei etablierten Transekte im Norden der Hauptinsel (LLUR-Transekte). Die drei roten Punkte markieren die Standorte der Verankerungen für Sedimentfallen und Logger (submaris, 2022)

b) Ergebnisse - Algenbestände und Tiefengrenzen

Die drei HPA-Transekte südlich der Helgoländer Düne besitzen eine Länge von 320-380 Metern und haben einen Tiefengradienten von 6-14 Metern. Als Vergleichsstandort dienen die seit 2008 betriebenen Transekte des LLUR im Norden Helgolands (Abbildung 4-45).

Die Artenzahl war in den Untersuchungsjahren 2019 und 2020 an beiden Standorten sehr ähnlich (submaris, 2019; 2020). Im Jahr 2021 wurden an den HPA-Transekten 27 Arten gefunden und an den LLUR-Transekten 26 Algenarten (submaris, 2021). 2022 wurden an den HPA-Transekten 21 Arten gezählt, an den LLUR-Transekten wurde die Artenzahl mit 23 bestimmt (submaris, 2022). In den beiden vorangegangenen Jahren waren ähnliche Werte für die Artenzahl ermittelt worden (2019: 25 Arten an den HPA-Transekten und 23 Arten an den LLUR-Standorten; 2020: 27 Algenarten an den LLUR-Transekten und 24 an den HPA-Transekten).

Das Artenspektrum beider Standorte war 2021 ebenfalls sehr ähnlich, wobei an den HPA-Transekten zwei Arten (*Saccharina latissima* und *Polysiphonia fucoides*) gefunden werden, die nicht an den LLUR-Transekten vorkommen. Andersherum wird im Norden der Insel (LLUR-Transekte) die Art *Ceramium virgatum* ermittelt, die nicht an den HPA-Transekten nachgewiesen wird.

2022 finden sich an den HPA-Transekten keine Algenarten, die nicht auch an den LLUR-Transekten im Norden der Insel gefunden wurden. Die Arten *Ceramium virgatum* und *Bryopsis plumosa* wurden im Jahr 2022 nur im Norden gefunden.

Wie bereits in den vorigen Jahren ist auch in den Jahren 2021 und 2022 die geringere Größe der vorhandenen *Laminaria hyperborea* Individuen bei den HPA-Transekten auffällig. Auch das im Jahr 2018 ermittelte jüngere Alter (im Mittel 3,8 Jahre) der Laminarien im Süden im Vergleich zum Norden (im Mittel 5,3 Jahre) war schon in den Vorjahren bemerkenswert (submaris, 2018).

Der Grund hierfür liegt wahrscheinlich am instabileren Kreidesubstrat im Süden der Insel, das regelmäßigen Störungen (Abbruch, Zersetzung) unterworfen ist im Unterschied zu dem etwas härteren Buntsandstein im Norden der Insel, sowie an der strömungsexponierteren Lage der Laminarienwälder südlich der Düne.

In das Bild des jüngeren Bestandes im Süden passt laut submaris auch der dort festgestellte höhere Bedeckungsgrad von 20,3 % im Gegensatz zu 13,4 % im Norden, da sich Laminarienbestände mit zunehmendem Alter von selbst ausdünnen („self-thinning-rule“).

Die Mittelwerte der Tiefengrenzen ausgewählter Algenarten im Vergleich der Untersuchungsjahre 2016-2022 zeigt Tabelle 4-3. Die mittlere Tiefengrenze über alle Arten lag an beiden Standorten 2017 bei 1200 cm, 2018 bei 1180 cm, 2019 bei 1110 cm, 2020 bei 1180 cm und 2021 bei 1170 cm. Seit 2016 wurden keine großen Unterschiede zwischen den ermittelten Tiefengrenzen an den HPA-Transekten im Süden und den LLUR-Transekten im Norden festgestellt.

Die Ergebnisse der Beprobung im Sommer 2016 ergaben bei beiden Gebieten eine vergleichbare Tiefenverbreitung der untersuchten Algenarten. Im Jahr 2017 lag die mittlere Tiefengrenze über alle Arten an beiden Standorten bei 1200 cm, kleinere Unterschiede ergaben sich nur bei einzelnen Arten. 2018 fiel die mittlere Tiefengrenze über alle Arten südlich der Düne etwas geringer aus als im Norden (1150 cm vs. 1206 cm, Tabelle 4-3). Im Jahr 2019 lag die mittlere Tiefengrenze über alle Bewertungsarten südlich der Düne mit 1120 cm etwas tiefer als im Norden mit 1090 cm. Im Vergleich zu den Vorjahren ist die Tiefengrenze insgesamt geringer, was wohl auf die vergleichsweise geringe Lichtintensität in diesem Jahr zurückzuführen ist. Im Jahr 2020 liegt die Tiefengrenze der meisten Bewertungsarten der HPA-Transecte in der Höhe des Vorjahres, während beim LLUR-Transect die Tiefengrenze bei allen Arten tiefer liegt als im Jahr 2019. Im Jahr 2021 war, wie 2018 und 2020, die mittlere Tiefengrenze an den HPA-Transekten mit 1130 cm etwas geringer als im Norden mit 1200 cm. Im Jahr 2022 wurden die mittleren Algentiefengrenzen im mit 1160 cm im Norden und 1080 cm an den HPA Transekten bestimmt. Auch die maximale Tiefenausbreitung der einzelnen Bewertungsarten ist 2021 (um 40-100 cm) und 2022 (um 30-110 cm), wie auch in allen anderen Jahren außer 2019, an den HPA-Transekten durchgängig niedriger.

Es bleibt abzuwarten, wie sich die Lage in den nächsten Jahren darstellt, da bisher erst sieben Jahre vergleichende Untersuchungen an beiden Standorten stattfanden und man aus diesen noch keinen Trend oder generelle Unterschiede der beiden Standorte herauslesen kann (submaris, 2022). Insgesamt ist es außerdem schwierig Trends in der Tiefengrenze sicher herauszuarbeiten, da ein Teil der Variation zwischen den Jahren vermutlich auch darauf zurückzuführen ist, dass die Transect-Kartierungen nicht immer an den gleichen Endpunkten (eine Bohrung im Substrat Kreide zur Befestigung von Bojen ist nicht möglich) durchgeführt werden können und dadurch nicht das exakt selbe Relief betrachtet wird.

Die höchsten Lichtmengen im Untersuchungszeitraum wurden an allen drei Standorten im Jahr 2018 aufgenommen (Abbildung 4-46). Ein Grund hierfür war die vermehrte Sonneneinstrahlung an der Wasseroberfläche durch den sonnigen und trockenen Juli (submaris, 2018). Zusätzlich war die mittlere Windstärke während des Untersuchungszeitraums die geringste seit Beginn der Arbeiten auf Helgoland 2008. Auch durch die Ostwindlage wurden in der flachen Nordsee weniger Sedimente aufgewirbelt, was 2018 zu sehr guten Sichtweiten unter Wasser führte (Beobachtung der Taucher).

Tabelle 4-3 Mittelwerte der Tiefengrenzen ausgewählter Algenarten an den drei HPA Transekten und den drei LLUR-Transekten. MW=Mittelwert

Transekte 1-3	Jahr	<i>Laminaria hyperborea</i>	<i>Delesseria sanguinea</i>	<i>Brongiartella byssoides</i>	<i>Plocamium cartilagineum</i>	<i>Lomentaria spp.</i>	MW
HPA	2016	10,8 m	11,9 m	12,8 m	12,8 m	12,4 m	12,14 m
LLUR	2016	11,5 m	12,3 m	12,1 m	11,7 m	12,4 m	12,00 m
HPA	2017	11,3 m	12,4 m	12,2 m	12,0 m	12,1 m	12,00 m
LLUR	2017	10,6 m	12,7 m	12,7 m	11,3 m	12,7 m	12,00 m
HPA	2018	10,4 m	12,4 m	11,8 m	10,9 m	12,0 m	11,50 m
LLUR	2018	10,7 m	12,9 m	12,3 m	11,5 m	12,9 m	12,06 m
HPA	2019	10,6 m	11,7 m	11,3 m	11,7 m	11,7 m	11,20 m
LLUR	2019	9,7 m	11,2 m	11,2 m	11,1 m	11,5 m	10,90 m
HPA	2020	10,0 m	11,7 m	11,6 m	11,7 m	11,7 m	11,30 m
LLUR	2020	10,0 m	12,9 m	12,0 m	12,7 m	12,9 m	12,20 m
HPA	2021	10,0 m	11,7 m	11,7 m	11,6 m	11,7 m	11,3 m
LLUR	2021	10,4 m	12,9 m	12,7 m	12,0 m	12,9 m	12,2 m
HPA	2022	9,7 m	11,5 m	11,2 m	10,5 m	11,2 m	10,8 m
LLUR	2022	10,0 m	12,6 m	11,9 m	10,9 m	12,5 m	11,6 m

In den Jahren 2019 und 2020 lagen die mittleren Lichtintensitäten an allen drei Standorten deutlich unter dem Niveau von 2018, wobei die Lichtintensitäten in 2019 noch geringer waren als 2020. In beiden Jahren herrschten im Messzeitraum (Juli) stürmische Wetterbedingungen.

2021 erfolgte die Messung der Lichteindringtiefen/Intensitäten über 17 Tage im Juli (5.-29.7.). Wie bereits in den Jahren 2016, 2017, 2019 und 2020 war der Mittelwert aller Messungen (mehrere Tiefen) am Standort LLUR-Transekte am höchsten (560 Lux), gefolgt vom Standort HPA-Transekte (459 Lux) und dem Steingrund (225 Lux). Nur in 2018 waren die Lichtwerte am Steingrund höher als am Standort HPA-Transekte. Beides gilt 2021 und 2022 auch für die mittlere Lichtintensität am tiefsten Logger (35 cm) über Grund. Hier lagen die Werte 2021 zwischen 220 Lux am Standort Steingrund und 547 Lux beim Standort LLUR-Transekte. 2022 wurden die mittleren Lichtintensitäten an den tiefsten Loggern mit 422,4 Lux (LLUR-Transekte), 400,5 Lux (HPA-Transekte) und 124,6 Lux (Steingrund) bestimmt. Dabei erfolgte die Messung über 22 Tage im Zeitraum vom 28.6.-19.7.22.

c) Ergebnisse – Lichtintensitäten

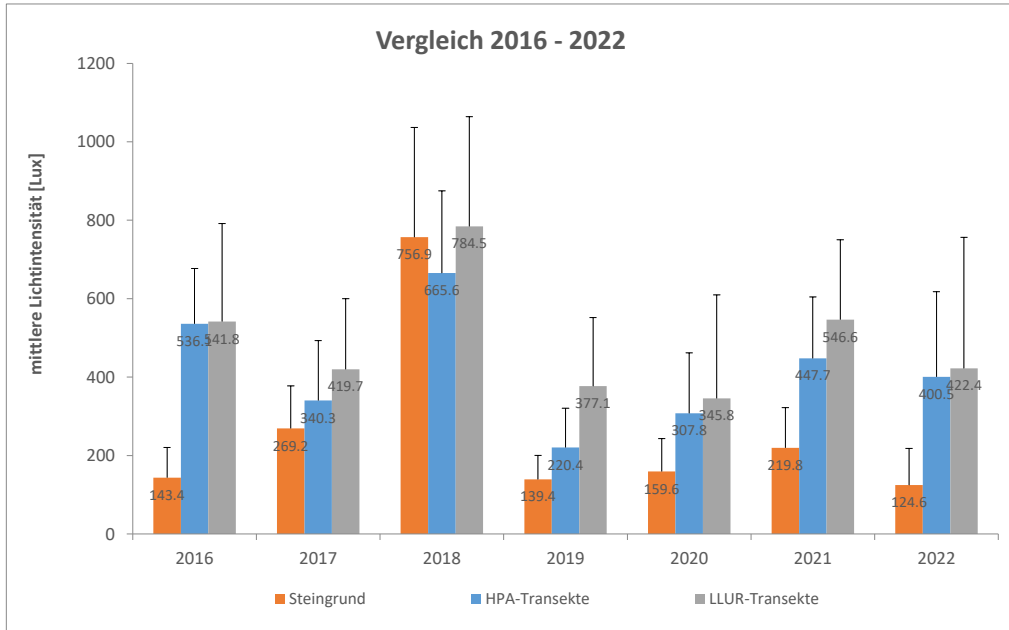


Abbildung 4-46: Vergleich der mittleren Lichtintensitäten des tiefsten Loggers (35 cm über dem Grund) in den Jahren 2016 bis 2022. Norden: LLUR-Transecte, Düne: HPA-Transecte, Steingrund: Helgoländer Steingrund. Fehlerbalken zeigen Standardabweichung (Abbildung aus: submaris, 2022)

Ergebnisse – Schwebstoffuntersuchungen

Abbildung 4-47 zeigt die Menge des im Mittel pro Tag gewonnenen Schwebstoffs der einzelnen Messzeiträume seit 2017. Erkennbar ist, dass die gewonnenen Schwebstoffmengen sehr unterschiedlich sind. Im Steingrund treten stets die höchsten Werte auf. Im Vergleich der einzelnen Jahre können diese aber durchaus Unterschiede mit dem Faktor 10 aufweisen (2019: 0,4 g/d vs. 2020 4 g/d). Dabei zeigt sich eine Abhängigkeit der gefangenen Schwebstoffmengen von Wind und Wellengang. Nach Daten von Meteostat.net wurden an (<https://meteostat.net/de/station/10015>) der Station Helgoland im Untersuchungszeitraum 2020 an acht Tagen Windböen von über 40 km/h (Windstärke ≥ 6 Bft) registriert, im Untersuchungszeitraum 2021 an neun Tagen, in 2022 hingegen an 14 Tagen. Von diesen 14 Tagen überschritt der Wind an sieben Tagen sogar 7 Bft (>50 km/h) (submaris, 2022).

An den zwölf Schwebstoffproben und weiteren Doppelproben (DP) aus den zwei Jahren 2021 und 2022 wurden neben der Körnung die organischen Anteile, die Schwermetallkonzentration in der $< 20 \mu\text{m}$ -Fraktion sowie organische Schadstoffgehalte ermittelt (Tabelle A-32). Die Ergebnisse der Kornanalyse zeigen weiterhin, dass die Schwebstoffe zum überwiegenden Anteil aus Partikeln der Feinkornfraktion bestehen. Eine Veränderung über die Jahre ist nicht zu erkennen (Fr. $< 63 \mu\text{m}$: 72-94 %, Abbildung 4-48). Die Feinkornanteile der Sedimente des Referenzgebietes liegen dagegen zwischen 52 % und 61 %. Allerdings zeigt sich auch, dass die Sandanteile der Schwebstoffe infolge von Seegang zunehmen und 2022 im Steingrund 28 % erreicht hatten.

Die TOC-Gehalte (Abbildung 4-49) liegen in den Untersuchungsjahren 2021 und 2022 konstant bei ca. 2,5 %. Eine Ausnahme stellt die zweite Probe des Jahres 2021 vom Transekt Süd dar. Dort wurden lediglich 1,8 % TOC ermittelt. Der organische Kohlenstoffgehalt der Sedimente des Referenzgebietes beträgt dagegen lediglich 0,9-1 % und unterstreicht erneut die Unterschiede der Matrices Schwebstoff und Sediment.

Die Schwermetallgehalte der Schwebstoffe in der < 20 µm-Fraktion zwischen 2018 und 2022 haben ein vergleichbares Niveau (Tabelle A-32). Die Gehalte liegen nach wie vor für Chrom und teilweise auch Nickel in den Schwebstoffen etwas höher als in den Sedimenten des Schlickfallgebietes, die Konzentrationen an Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink jedoch systematisch und z.T. deutlich niedriger. Eine Ausnahme stellen die vergleichsweise hohen Kupfergehalte in Schwebstoffen im Jahr 2021 dar, für die es bisher keine Erklärung gibt. Im Jahr 2022 liegen die Kupfergehalte wieder in der Spannweite der Vorjahre.

Ob die Arsengehalte in der < 20 µm-Fraktion an den drei Schwebstoffmessstellen in den Jahren 2021 und 2022 einen ansteigenden Trend andeuten (eine Zunahme von 15 mg/kg auf bis zu 22 mg/kg) muss weiter beobachtet werden.

Die organischen Schadstoffe werden vereinzelt seit 2018 untersucht. Während für viele organische Schadstoffe, wie α-HCH, β-HCH, γ-HCH, Hexachlorbutadien, Pentachlorbenzol, einzelne PAK, op-DDE, op-DDT und in den letzten beiden Jahren auch pp-DDT überwiegend Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze vorliegen, schwanken zum Beispiel die Hexachlorbenzolgehalte in Schwebstoffen standortunabhängig (Abbildung 4-50, Tabelle A-32). Nur im ersten Untersuchungszeitraum im Jahr 2022 werden noch die Stoffgehalte des Referenzgebietes an den Messstellen im Süden und im Steingrund überschritten. Bei pp-DDT wurden die Gehalte des Referenzgebietes nur in einzelnen Proben bis 2020 deutlich übertroffen, während die jüngsten Befunde unter der Bestimmungsgrenze liegen (Ausnahme Doppelprobe), wie es Abbildung 4-51 zeigt. Abbildung 4-52 zeigt am Beispiel für Benzo(a)pyren, dass die Sedimente des Referenzgebietes kontinuierlich höhere Gehalte aufweisen als die Schwebstoffe. Die Befunde aus den Jahren 2021 und 2022 liegen innerhalb der Spannweite der Ergebnisse aus den Vorjahren. Bei den großen Matrixunterschieden von Sedimenten und Schwebstoffen, den Messunsicherheiten aufgrund des niedrigen Konzentrationsniveaus und auch aufgrund der unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen zwischen den Messjahren (starke Variation der Sturmstage) muss die Datengrundlage immer noch als zu gering eingestuft werden, um Aussagen zur Verdriftung von Baggeregut auf Basis der Schwebstoffuntersuchungen ableiten zu können.

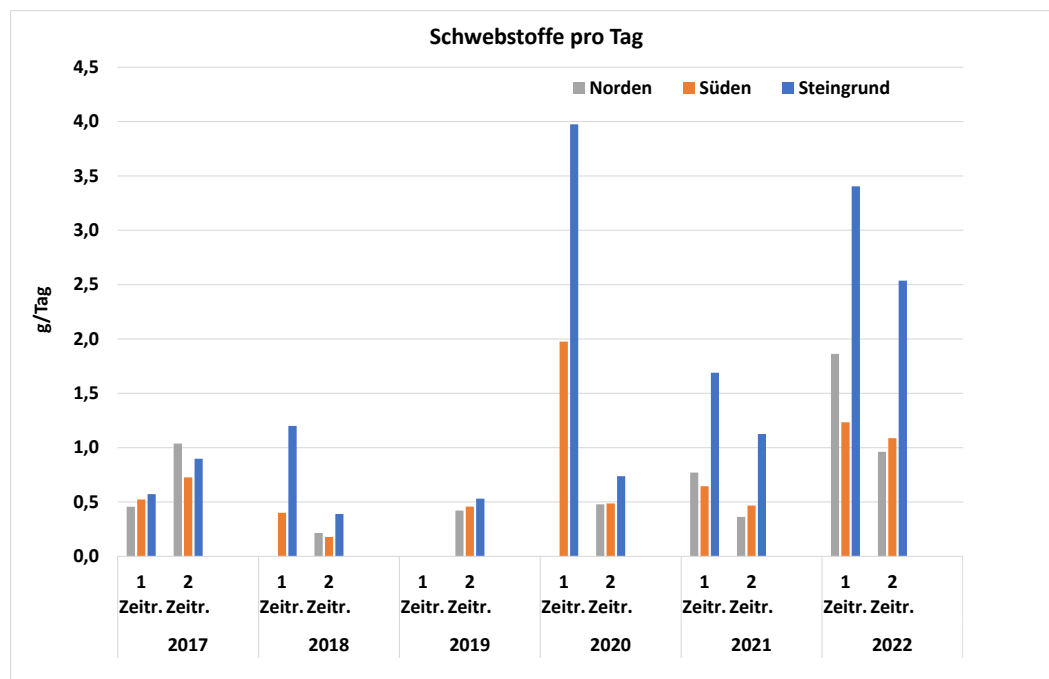


Abbildung 4-47 Gesammelte Schwebstoffmenge in Gramm pro Tag (35 cm über dem Grund) in den Jahren 2017 bis 2022. Norden: LLUR-Transekte, Süden: HPA-Transekte, Steingrund: Helgoländer Steingrund.

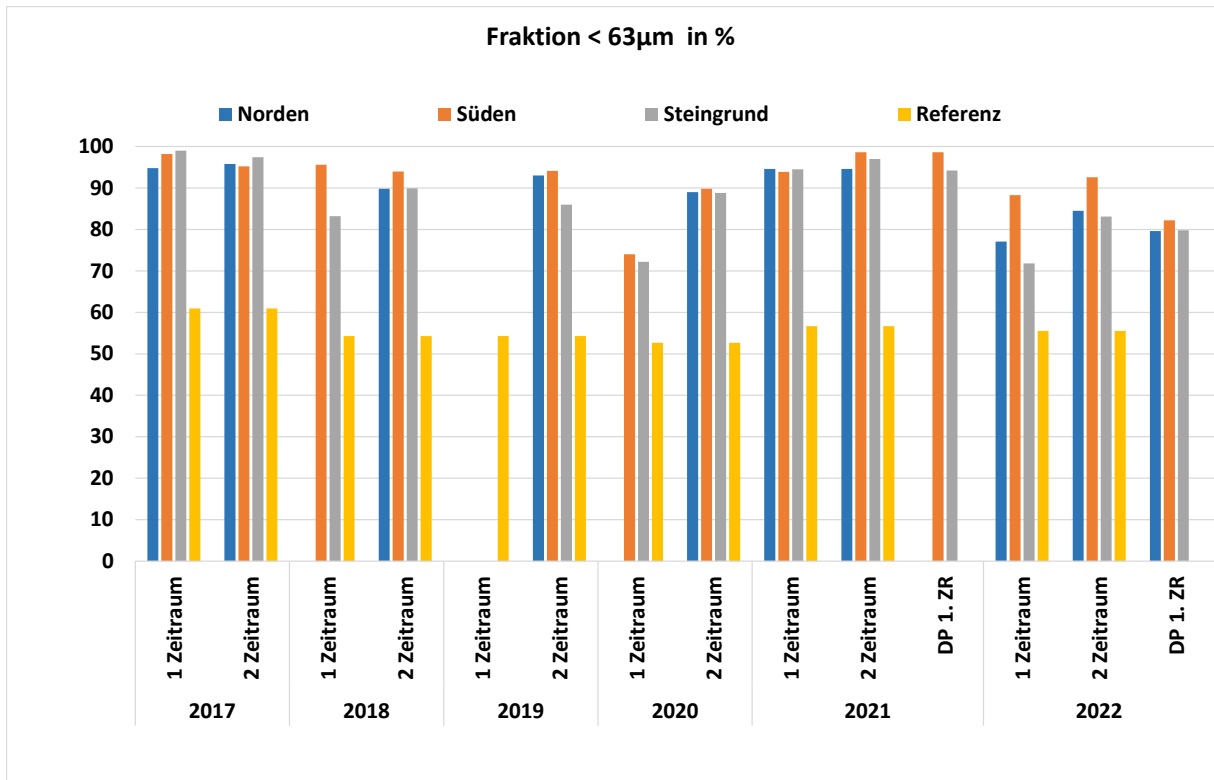


Abbildung 4-48 Anteile der < 63 µm-Fraktion in Schwebstoffen der LLUR- und HPA-Transekte und des Steingrunds sowie in Sedimenten des Referenzgebietes (DP: Doppelprobe).

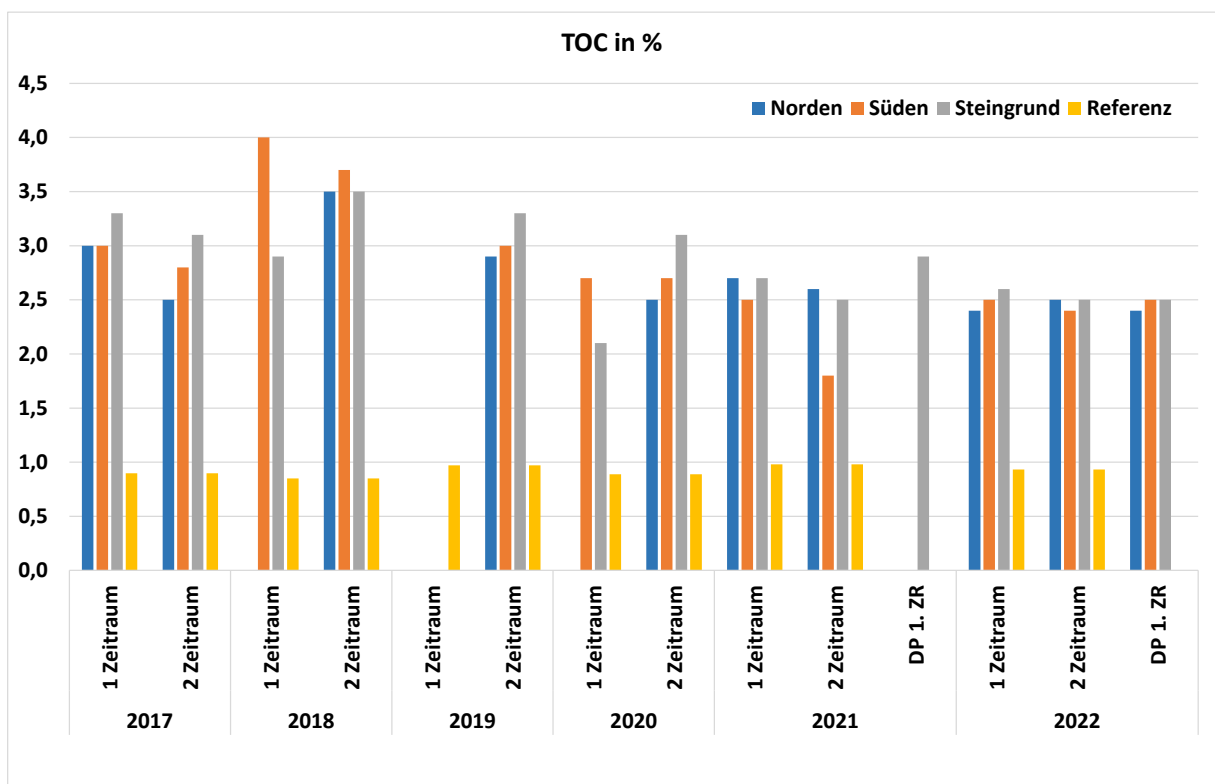


Abbildung 4-49 TOC-Gehalte in Schwebstoffen der LLUR- und HPA-Transekte und des Steingrunds sowie in Sedimenten des Referenzgebietes (DP: Doppelprobe).

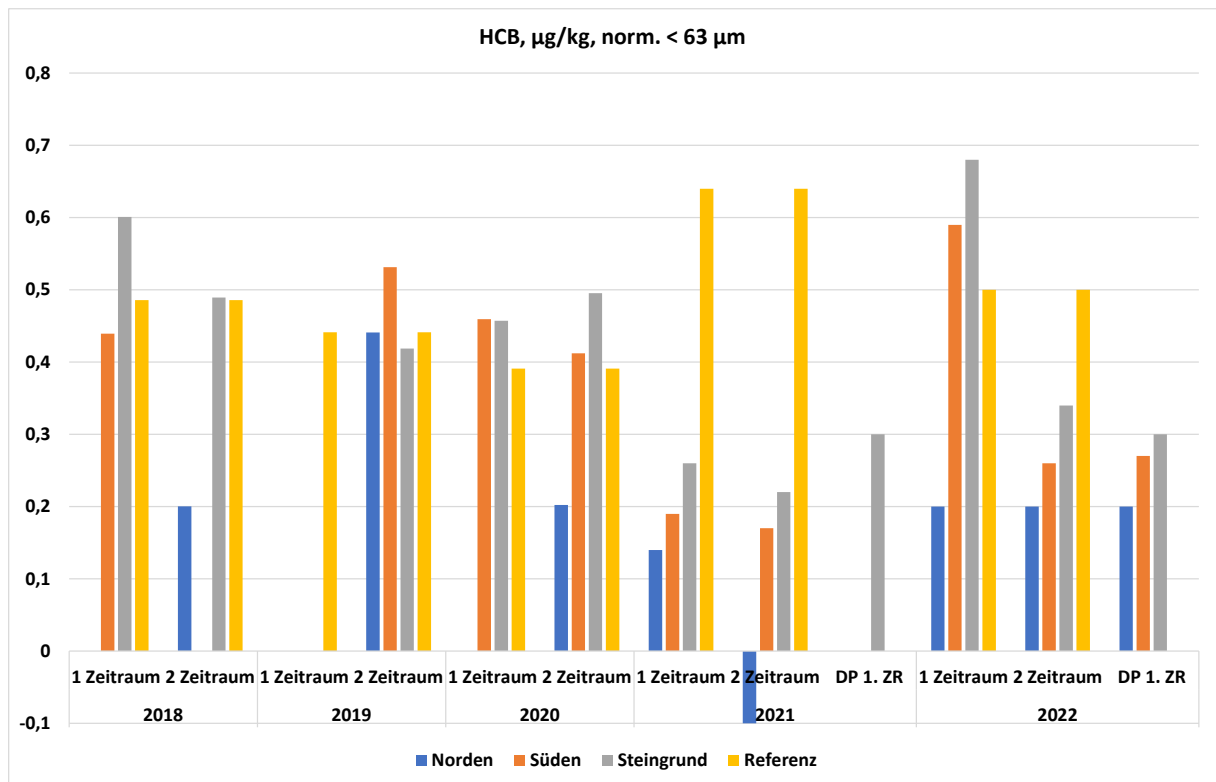


Abbildung 4-50 Hexachlorbenzolgehalte (HCB) in der < 63 µm-Fraktion in Schwebstoffen der LLUR- und HPA-Transecte und des Steingrunds sowie in Sedimenten des Referenzgebietes (DP: Doppelprobe, negative Werte bezeichnen die Bestimmungsgrenze).

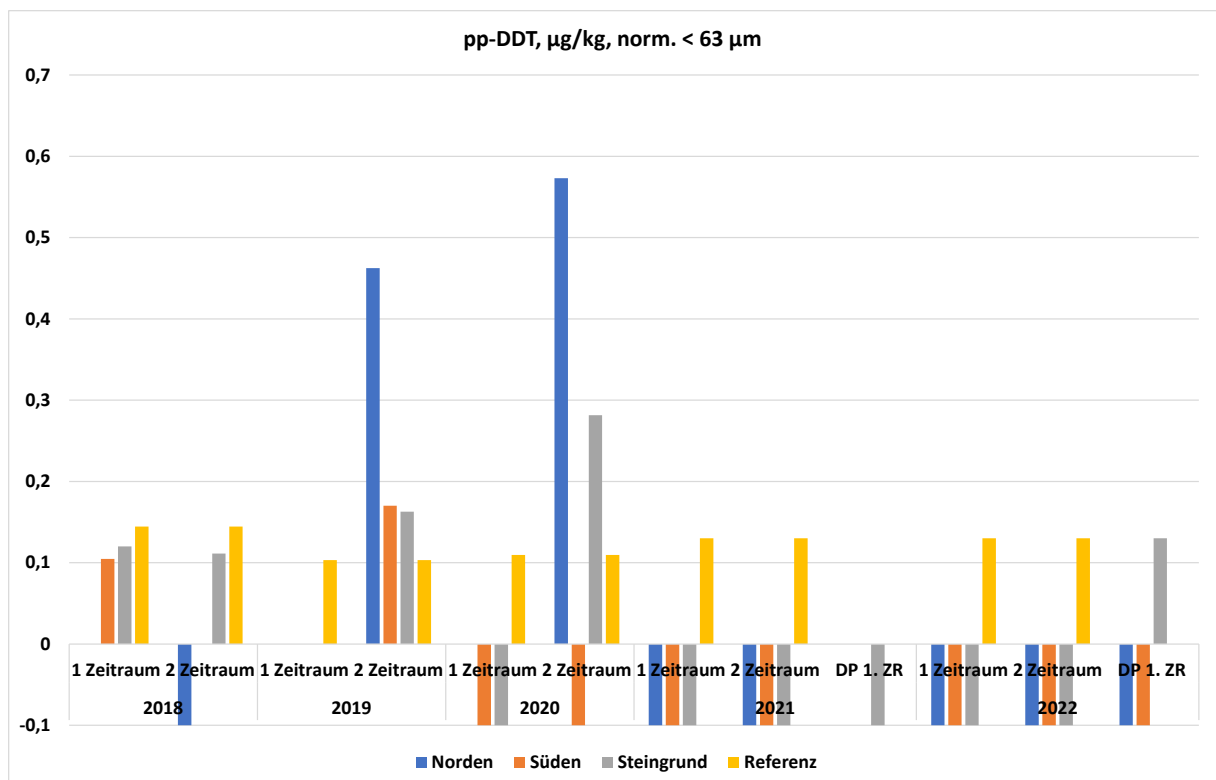


Abbildung 4-51 pp-DDT-Gehalte in der < 63 µm-Fraktion in Schwebstoffen der LLUR und HPA Transecte und des Steingrunds sowie in Sedimenten des Referenzgebietes (negative Werte bezeichnen die Bestimmungsgrenze).

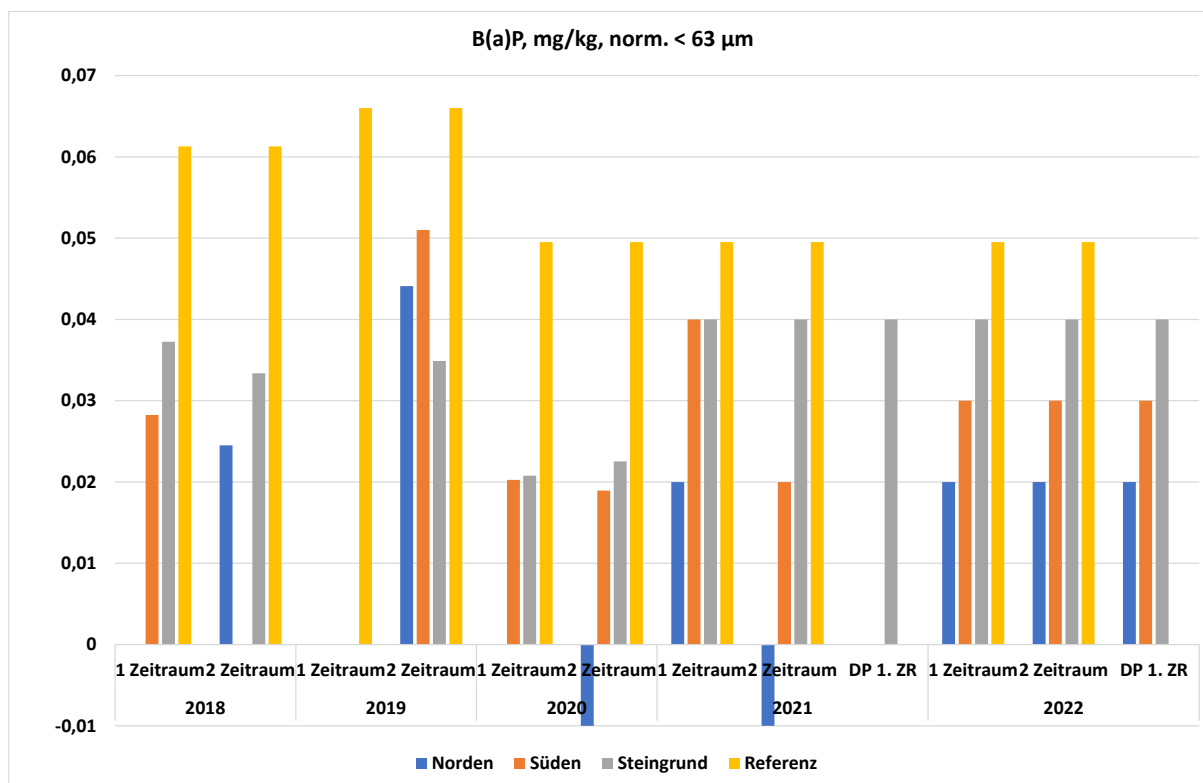


Abbildung 4-52 Benzo(a)pyren-Gehalte (BaP) in der < 63 µm-Fraktion in Schwebstoffen der LLUR und HPA Transekte und des Steingrunds sowie in Sedimenten des Referenzgebietes (negative Werte bezeichnen die Bestimmungsgrenze, DP: Doppelprobe).

e) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Die Transekte im Norden von Helgoland (LLUR) und südlich der Düne (HPA) zeigen in allen Untersuchungsjahren 2016-2022 ein ähnliches Artenspektrum. Lediglich zwei Arten wurden nur an den HPA-, nicht jedoch an den LLUR-Transekten gefunden. Da die vorhandenen Substrate an den LLUR-Transekten und den HPA-Transekten recht unterschiedlich sind (LLUR-Transekte: Buntsandstein, HPA-Transekte: Kreide), überrascht die Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung. Die *Laminaria*-Bestände der HPA-Transekte zeigen dabei eine geringere Größe und ein geringeres Alter als die Standorte im Norden und auch einen verminderten Unterwuchs, während die Kelp-Bestände selbst dichter sind. Der Grund hierfür liegt wahrscheinlich unter anderem am instabileren Substrat (Kreide), das häufigeren Störungen (Abbruch, Zersetzung) unterworfen ist als der etwas härtere und damit stabilere Buntsandstein im Norden der Insel.

Die Tiefengrenzen ausgewählter Algenarten zeigen zwischen den drei Transekten im Norden und südlich der Düne in den Jahren 2016 und 2017 nur einen geringen Unterschied, während sie im Jahr 2018 über alle Arten südlich der Düne geringer ausgefallen sind als im Norden. 2019 war die Algentiefengrenze an den LLUR-Transekten geringer. Im Jahr 2020 wurde, wie auch 2018, eine niedrigere mittlere Tiefengrenze an den HPA-Transekten festgestellt. Gleiches gilt für die Jahre des Berichtszeitraumes 2021 und 2022. Auch die maximale Tiefenausbreitung der einzelnen Bewertungsarten ist 2021 und 2022, wie auch in allen anderen Jahren außer 2019, an den HPA-Transekten durchgängig niedriger als an den LLUR-Transekten im Norden.

Es bleibt abzuwarten, wie sich die Lage in den nächsten Jahren darstellt, da bisher erst sieben Jahre vergleichende Untersuchungen an beiden Standorten stattfanden und man aus diesen noch

keinen Trend oder generelle Unterschiede der beiden Standorte herauslesen kann (submaris, 2022).

Die höchsten Lichtmengen im gesamten Untersuchungszeitraum wurden an allen drei Standorten im Jahr 2018 aufgenommen. Gründe hierfür waren unter anderem die vermehrte Sonneneinstrahlung durch den sonnigen Juli, die geringe mittlere Windstärke und das Vorherrschen von Ostwindlagen im Untersuchungszeitraum, wodurch weniger Sedimente aufgewirbelt werden (submaris, 2018).

Wie bereits in allen Untersuchungsjahren außer 2018, war der Mittelwert aller Lichtintensitätsmessungen (mehrere Tiefen) am Standort LLUR-Tranekte am höchsten, gefolgt vom Standort HPA-Tranekte und dem Steingrund. Für die mittlere Lichtintensität am tiefsten Logger (35 cm) über Grund zeigt sich das gleiche Bild. Hier wurden in den vergangenen vier Jahren jeweils signifikante Unterschiede zwischen den Standorten festgestellt, wobei die mittlere Lichtintensität an den LLUR-Tranekten jeweils höher war als an den HPA-Tranekten und am Standort Steingrund.

Die Metallkonzentrationen im Schwebstoff liegen im und unterhalb des Bereichs der regionalen Hintergrundbelastung der Sedimente im Schlickgebiet. Einige organische Schadstoffe in Schwebstoffen erreichen in einzelnen Messkampagnen und standortunabhängig die Gehalte in den Sedimenten. Die unterschiedlichen Stoffkonzentrationen von Schwebstoffen und Sedimenten sowie auch die Verhältnisse von Glühverlust zu TOC zeigen, dass Schwebstoffe eine andere Matrix als Sedimente darstellen und nicht mit diesen gleichgesetzt werden können.

Ein Hinweis auf einen Einfluss der Baggergutverbringung auf die *Laminaria*-Wälder vor Helgoland ist anhand dieser Daten bisher nicht erkennbar.

4.7 Bioakkumulation

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.13: Baggergut, dessen Schadstoffgehalt eine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb der jeweiligen Einbringbereiche erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden

Die Ergebnisse der Bioakkumulation der verschiedenen Organismengruppen wurden statistisch ausgewertet. Bei der Wellhornschnecke, der Pfeffermuschel und der Kliesche wurde in den Jahren 2021 und 2022 keine statistisch signifikante Bioakkumulation der untersuchten Schadstoffe außerhalb des Einbringbereiches registriert. Für die Scholle wurden im Jahr 2021 signifikante Anreicherungen im Außengebiet von PCB 101 und PCB 180 im Muskelgewebe festgestellt. Eine signifikante Anreicherung im Einbringgebiet wurde nicht ermittelt. Die räumliche Verteilung der Befunde sowie die Schadstoffbelastung in Leber und Muskel der Scholle insgesamt legen nahe, dass es sich dabei nicht um baggertgutbedingte Anreicherungen handelt. Eine Einvernehmensverletzung liegt somit nicht vor. Für die Nordseegarnele wurden in den Jahren 2021 und 2022 Befischungen in den küstennahen Gebieten durchgeführt. Eine Bioakkumulation in der Nordseegarnele im Zusammenhang mit der Baggertgutverbringung ist nicht festzustellen.

Maßgabe 2.15: Zur Ermittlung der unter 2.11. und 2.13. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Tests durchzuführen

Für die Ermittlung der Signifikanz werden in Abhängigkeit von der Verteilung der Daten parametrische und nicht-parametrische Tests durchgeführt. Anwendung finden die einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) mit dem Post-hoc Test Scheffé sowie der Kruskal-Wallis-Test mit einem anschließenden Nemenyi–Damico–Wolfe–Dunn Test als Post-hoc Test.

Maßgabe 2.27: Im Zusammenhang mit dem Überwachungsmonitoring müssen in Abstimmung mit der Monitoring-AG ergänzende Untersuchungen und/oder Bewertungen zur besseren Beurteilung der Bioakkumulation ermittelt und bei Bedarf maßnahmenbegleitend umgesetzt werden (z. B. chronische

*toxische Wirkeffekte oder bioakkumulative Effekte, Passivsammler u. a. zur direkten Messung freigelöster, bioverfügbarer Schadstoffkonzentrationen). Die bereits bei bisherigen Einbringungen in das Schlickfallgebiet bei Tonne E3 durchgeführten Untersuchungen an der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*), der Pfeffermuschel (*Abra alba*) und der Kliesche (*Limanda limanda*) werden entsprechend der erweiterten Einbringbereiche fortgeführt und durch Untersuchungen der Nordseegarnele (*Crangon crangon*) sowie weiteren für höhere Trophieebenen relevanten Arten (z. B. die in den Einbringbereichen vorkommende Muschel *Nucula nitidosa* als bevorzugte Nahrung von Plattfischen) erweitert mit dem Ziel, die Vermeidung von Anreicherungseffekten in der Nahrungskette zu überwachen. Probenumfang und Probennahmegebiete müssen so gewählt werden, dass aussagekräftige und statistisch abgesicherte Ergebnisse erzielt werden. Die Untersuchungsdetails sind in der Monitoring-AG zu konkretisieren.*

In den Jahren 2021 und 2022 wurden die Untersuchungen an der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) und der Pfeffermuschel (*Abra alba*) der vergangenen Jahre weiter fortgesetzt. Im Herbst 2021 und 2022 erfolgte ebenfalls die nach dem Monitoringprogramm vorgesehene Untersuchung an der Kliesche (*Limanda limanda*) sowie das seit 2016 erweiterte Monitoring zur Bioakkumulation in Schollen als Konsument der Muschel *Nucula nitidosa*. Die Befischung der Muschel selbst würde aufgrund der Größe der Art und der dadurch benötigten Fangmenge zu einem sehr hohen Tierverbrauch führen. Daher wurde im Rahmen der E3 Monitoring AG am 8. 6.2016 beschlossen, stattdessen die Scholle (*Pleuronectes platessa*) in das reguläre Monitoringprogramm bei E3 aufzunehmen, für die *Nucula nitidosa* eine bevorzugte Nahrungsquelle darstellt. Ebenfalls wird das im Jahr 2016 aufgenommene Monitoring der Nordseegarnele im Sommer 2021 und 2022 fortgeführt. Das Monitoringprogramm wird fortlaufend angepasst und berücksichtigt auch weitere Fragen, die im Zusammenhang mit der Bioakkumulation stehen. So werden z. B. an der Wellhornschnecke seit 2007 das Imposex-Phänomen, die Längenhäufigkeitsverteilung sowie die Besiedlungsdichte in den verschiedenen Gebieten betrachtet. Des Weiteren ist der Einsatz von Passivsammlern Gegenstand laufender Beratungen in der Monitoring-AG. Im Jahr 2018 wurden erstmalig Sedimente in den Teilgebieten des E3 Monitorings entnommen und im Labor mit Passivsammlern inkubiert. Diese Untersuchung wurde im Jahr 2021 und 2022 wiederholt. Ergebnisse liegen aus den Jahren 2021/2022 aufgrund von Laborproblemen bislang nicht vor und werden im nächsten Jahresbericht der HPA vorgestellt. Inwiefern die Methode in das reguläre Monitoring aufgenommen wird, ist Gegenstand von Abstimmungen innerhalb der E3 Monitoring AG.

Maßgabe 2.28: *Bisherige Untersuchungen der Fischfauna sind zur Beweissicherung fortzuführen. Fischereibiologische Auswirkungen und Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft, einschließlich der Krabbenfischerei, müssen zudem unter dem Einsatz von realem Fanggeschirr ermittelt werden.*

Die Lebensmittelrichtwerte der Parameter und der als Lebensmittel dienenden Organismen (Kliesche, Scholle, Nordseegarnele), für die im Rahmen des Monitorings Messwerte vorliegen, wurden eingehalten. Ein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Fischereiwirtschaft wird daher nicht erwartet. Untersuchungen zur Fischfauna siehe Kapitel 4.5. Die Befischung der Krabben erfolgte mit realem Fanggeschirr.

Maßgabe 2.29: *Schadstoffkonzentrationen sind zudem im Einbringbereich auf der Grundlage der so genannten „ecotoxicological assessment criteria“ (EAC) bzw. die Effects Range-Low (ERL)-Werte nach OSPAR sowie entsprechend der aktuellen Umweltqualitätsnormen (UQN) der deutschen Oberflächengewässerverordnung (OGewV) in ihrer jeweils geltenden Fassung in der jeweils relevanten Umweltmatrix zu bewerten. In diesem Zusammenhang ist im Rahmen der Monitoring-AG auch zu prüfen, für welche der acht neuen Schadstoffe/ Schadstoffgruppen, für die in 2013 UQN in Biota festgelegt wurden, maßnahmenbedingt erhöhte Bioakkumulationen in den Einbringbereichen möglich und daher in das Messprogramm zu integrieren sind.*

Die Bewertung der EAC- bzw. ERL-Werte sowie der UQN für Sedimente ist in Kapitel 4.7.6 dargestellt. Eine Überschreitung der von OSPAR verwendeten Bewertungskriterien wird für Quecksilber und PCB 118 festgestellt, wobei insbesondere die Belastung mit PCB 118 großräumig im Gesamtgebiet aufgetreten ist. Für übrigen EAC/ERL-Werte, die von OSPAR für die Bewertung von Sedimenten empfohlen werden, wird hingegen keine Überschreitung ermittelt. Dies deckt sich mit der Einstufung, die auch in den Vorjahren für Sedimente im Gebiet festgestellt wurde (BfG, 2018b).

Die Bewertung der EAC-Werte sowie der UQN für Biota ist ebenfalls in Kapitel 4.7.6 dargestellt. Überschreitungen der EAC für PCB 118 und PCB 138 sind flächendeckend in den Jahren 2021 und 2022

in der Wellhornschncke und für PCB 118 in Fischlebern von Kliesche und Scholle festgestellt worden. Für Pyren wurde, wie bereits seit dem Jahr 2018, eine flächendeckende Überschreitung der EAC-Werte in der Pfeffermuschel festgestellt. Außerdem wurde in allen Organismen im Gewebe eine Grundbelastung an Quecksilber festgestellt, die zu einer generellen Überschreitung der UQN führt.

Die Auswahl, für welche der acht Schadstoffe, für die eine neue UQN eingeführt wurde, eine Prüfung einer maßnahmenbedingten Bioakkumulation durchzuführen ist, beruhte auf den Ergebnissen des Biota-Messprogramms in der Elbe (FGG, 2018b). Hier wurden die Parameter PFOS, BDE und Heptachlor als Parameter identifiziert, die am Fischmuskel gemessen werden sollen. Die Gehalte für PFOS lagen im Jahr 2018 in allen untersuchten Proben unterhalb der Nachweisgrenze, eine Untersuchung des Parameters erfolgte in den Jahren 2021 und 2022 nach Abstimmungen innerhalb der E3-Monitoring AG (Dezember 2020) daher nicht. Die Ergebnisse der Untersuchungen in den Jahren 2021 und 2022 zeigen, dass die UQN für BDE und Heptachlor flächendeckend in allen Gebieten und Proben überschritten wird. Die Einhaltung von zwei der UQN für PAK in Weichtieren (Muscheln) wird bereits im Rahmen des E3-Monitorings seit 2016 an der Pfeffermuschel überprüft. Seit September 2018 werden die PAK ebenfalls in der Wellhornschncke gemessen. Beide UQN werden in allen Gebieten und Organismen im Mittel eingehalten.

Für die Parameter Hg und PCB 118 in Sedimenten werden damit, wie auch in den vergangenen Jahren, im Gesamtgebiet Überschreitungen ermittelt. Die Parameter Hg, PCB 118 und PCB 138 bzw. PBDE und Heptachlor zeigen, wie auch flächendeckend in der Nordsee bzw. in der Elbe festgestellt, eine großräumige Überschreitung in Biota. Überschreitungen der Biota-EAC-Werte resp. der Biota-UQN, die direkt auf die Baggergutverbringung zurückzuführen wären, wurden hingegen nicht ermittelt.

Neben der akuten und chronischen Toxizität von Schadstoffgehalten auf Organismen verschiedener Trophieebenen wird auch die Schadstoffanreicherung in Organismen (Bioakkumulation) untersucht. Dies erfolgt in der Wellhornschncke (*Buccinum undatum*), der Pfeffermuschel (*Abra alba*), der Kliesche (*Limanda limanda*), der Scholle (*Pleuronectes platessa*) und der Nordseegarnele (*Crangon crangon*).

Zusätzlich wird die Abundanz der Wellhornschncke in dem Gebiet erfasst und an Klieschen und Schollen eine Altersbestimmung vorgenommen, um die Alters-Schadstoffbeziehung zu untersuchen. Diese Untersuchungen werden im Rahmen der halbjährlich durchzuführenden E3-Monitoring AG abgestimmt und beschlossen (Maßgabe 2.17; Maßgabe 2.18). Die Ergebnisse der begleitenden Untersuchungen der Altersdatierung der Fische sind im Anhang (A-2 und A-3) dargestellt.

4.7.1 Bioakkumulation in der Wellhornschncke

Wellhornschncken (*Buccinum undatum*) sind räuberisch lebende und aasfressende Organismen, die in der Nahrungskette sehr weit oben stehen und daher ein hohes Bioakkumulationspotenzial aufweisen.

a) Probennahme

Seit März 2006 werden Wellhornschncken im Rahmen der Befischungen aus Gebieten direkt im Einbringbereich sowie in den Außen- und Referenzgebieten entnommen und auf Schadstoffanreicherung (Bioakkumulation) untersucht. Die Untersuchungen wurden im Laufe des Monitorings sukzessiv erweitert. Seit Herbst 2016 werden die Untersuchungen aufgrund der Beaufschlagung des südlichen Klappzentrums (K-Süd) in insgesamt acht Gebieten durchgeführt (Tabelle 4-4). Das alte Klappzentrum wird seit Oktober 2016 nicht mehr genutzt und im vorliegenden Bericht als Klappzentrum Ost (K-Ost) bezeichnet. Mit dem im Jahr 2016 erteilten Einvernehmen zur Baggergutverbringung zu E3 und einem Änderungsbescheid aus dem Jahre

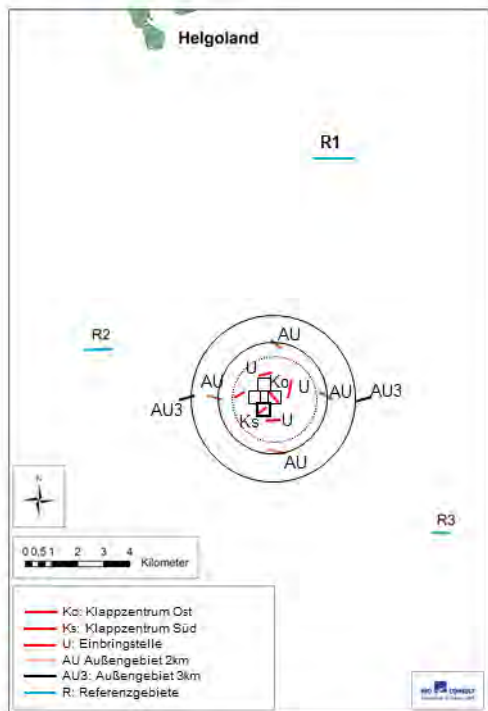


Abbildung 4-53 Schematische Darstellung der Lage der Hols im Herbst 2021 und 2022. Der gestrichelte Kreis entspricht dem Einbringbereich mit dem Radius 1,5-km um die Zentrumskoordinate des Klappzentrums Ost. Abbildung verändert nach BioConsult (2022c)

2018 entspricht der Einbringbereich nicht mehr dem 1-km-Kreis, sondern dem Überlappungsbereich des 1,5-km-Kreises um die Zentrumskoordinate des Klappzentrums Ost sowie den 1-km-Kreisen um die Zentrumskoordinaten der Klappzentren Süd, Nord und West. Um die Kontinuität mit den vorangehenden Untersuchungen und Berichten zu wahren, wurde in den Jahren 2021 und 2022 die Beprobung der Wellhornschnecke aber weiterhin auf dem 1-km-Kreis durchgeführt, der in der folgenden Darstellung daher auch als „Einbringstelle“ bezeichnet wird. Die Probenanzahl und der Parameterumfang im Zeitraum 2008 bis 2022 sind in Tabelle 4-4 aufgeführt. Die Lage der Hols zeigt Abbildung 4-53.

Die Proben werden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Quecksilber, Zink) und Arsen, PCB (Summe 7), chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) und zinnorganische Verbindungen (MBT, DBT, TBT, TeBT) sowie den Fettgehalt untersucht (Tabelle 4-4). Durch die Formulierung neuer Umweltqualitätsnormen für Fluoranthene und Benzo(a)pyren in Weichtieren sind diese polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) im September 2018 in das Untersuchungsprogramm aufgenommen worden. Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt für die Schwermetalle und die zinnorganischen Verbindungen bezogen auf die Trockensubstanz und für die PCB, PAKs und die weiteren chlororganischen Verbindungen bezogen auf den Lipidgehalt. Ausgewählte Schadstoffe werden auch als Grafik dargestellt, um die Entwicklung über die Zeit und die qualitativen Unterschiede zwischen den Teilgebieten abzubilden. Die abgebildeten Schadstoffe repräsentieren die jeweiligen Schadstoffgruppen. Seit August 2009 werden zusätzlich auch die Schalengröße, das Schalenengewicht sowie das Weichkörpergewicht aufgenommen. In den Jahren 2021 und 2022 erfolgte die Untersuchung der Wellhornschnecke jeweils im November.

b) Gebietsvergleich

In der statistischen Auswertung werden alle untersuchten Gebiete miteinander verglichen, um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede (Signifikanzniveau $\alpha < 0,5$) zwischen den einzelnen Teilgebieten im Belastungsniveau der jeweiligen Schadstoffe bestehen. In der nachfolgenden Darstellung werden alle signifikanten Unterschiede dargestellt, die für das Einvernehmen relevant sind. Dies sind signifikante Anreicherungen auf den Klappzentren, der Einbringstelle (1-km-Kreis) sowie den Außengebieten (2-km-Kreis und 3-km-Kreis) in Bezug zu allen drei Referenzgebieten. In Einzelfällen werden weitere Signifikanzen erwähnt, um die Hintergrundbelastung der Nordseesedimente darzustellen oder um Anreicherungen zu belegen, die unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten. Eine vollständige Übersicht über die ermittelten signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten und den drei Referenzgebieten bieten Tabelle 4-5 und Tabelle 4-6.

Tabelle 4-4 Anzahl Proben für Bioakkumulationsanalysen an der Wellhornschncke

Jahr	Kampagne	K-Ost	K-Süd	1km	AU 2km	AU 3km	Ref. 1	Ref. 2	Ref. 3	Gesamt pro Termin	Gesamt pro Jahr
2008/09*	Frühjahr 08 Sommer 08 Frühjahr 09	5		5	5	0	5	5	5	30	60*
2009/10**	Sommer 09 Frühjahr 10 Sommer 10	20		4x10	4x10	2x10	20	20	20	180	360 (140)**
2011***	Frühjahr 11	10		10	4x10	0	10	10	10	90	230 (140)***
	Sommer 11	10		4x10	4x10	2x10	10	10	10	140	
2012/14****	Sommer 12 Sommer 13 Sommer 14 Herbst 14	10		4x10	4x10	2x10	10	10	10	140	140 (280 in 14)
2015*****	Frühjahr 15	10		10	4x10	0	10	10	10	90	230 (140)*****
	Sommer 15	10		4x10	4x10	2x10	10	10	10	140	
2016*****	Frühjahr 16	10		10	4x10	0	10	10	10	90	240 (150)*****
	Herbst 16	10	10	4x10	4x10	2x10	10	10	10	150	
2017"	Frühjahr 17	10	10	4x10	4x10	2x10	10	10	10	100	250 (100)"
	Herbst 17	10	10	10	4x10		10	10	10	150	
2018""	Frühjahr 18	10	10	4x10	4x10	2x10	10	10	10	100	250 (100)""
	Herbst 18	10	10	10	4x10		10	10	10	150	
2019	Herbst 19	10	9	33	35	2x10	10	10	10	137	137
2020	Herbst 20	9	9	39	4x10	2x10	10	10	9	146	146
2021	Herbst 21	10	10	4x10	4x10	2x10	10	10	10	150	150
2022	Herbst 22	10	10	4x10	4x10	2x10	10	10	10	150	150

K-Ost: Klappzentrum Ost, K-Süd: Klappzentrum Süd, 1km: Einbringstelle, AU: Außengebiet, Ref.: Referenzgebiet

* 60 Proben aus zwei Individuen, gepoolt

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

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

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

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

***** 240 (150) 240 Proben für Zinnorganika, Chlororganika und PCB, 150 Proben aus dem Herbst für Schwermetalle

" 250 (100) 250 Proben für Zinnorganika, Chlororganika und PCB, 150 Proben aus dem Frühjahr für Schwermetalle

"" 250 (100) 250 Proben für Zinnorganika, Chlororganika und PCB, 100 Proben aus dem Herbst für Schwermetalle und PAK

Gebietsvergleich für November 2021

Die Untersuchungen zeigen, dass im November 2021 die Schadstoffe α -HCH, γ -HCH und op-DDT in den Wellhornschnecken vollständig unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen.

Die Stoffgehalte der PCB-Kongeneren in den Tieren zeigen im November 2021 für das PCB Kongener PCB 52 baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen ($p < 0,0001$, auf TS bezogen) im Einbringbereich gegenüber den drei Referenzgebieten an (Tabelle 4-5). Auch bei den niederchlorierten PCB-Kongeneren PCB 28 und PCB 101 liegen die mittleren Gehalte im Einbringgebiet höher als in den Referenzgebieten, eine Signifikanz ist hier aber aufgrund einer hohen Variabilität der Messungen nicht gegeben. Für die übrigen untersuchten Kongenere (PCB 118, 138, 153 und 180) liegen ebenfalls keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbringbereich oder im Außengebiet gegenüber den drei Referenzgebieten vor. Hingegen liegen die mittleren Gehalte im Referenzgebiet 1 oberhalb der Gehalte, die in den Klappzentren und im Einbringbereich festgestellt wurden, wie für die Summe der sieben untersuchten PCB Kongenere exemplarisch abgebildet ist (Abbildung 4-54). Der seit November 2017 zu beobachtende Trend ansteigender PCB-Gehalte im Einbringbereich (E3 Jahresbericht der HPA 2017/2018) zeigt für November 2021, wie auch bereits im Jahr 2020, wieder eine leichte Abnahme an (Abbildung 4-54).

Für die zinnorganischen Verbindungen MBT, DBT und TeBT werden, wie in den Vorjahren, im November 2021 baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen in den Klappzentren und/oder im 1-km-Kreis (Tabelle 4-5, Abbildung 4-55) in den Wellhornschnecken festgestellt ($p < 0,0001$, bezogen auf das Trockengewicht). Für MBT und DBT sind die Anreicherungen für die Klappzentren Ost sowie den 1-km-Kreis und für TeBT nur für die Klappzentren Ost signifikant in Relation zu den drei Referenzgebieten. Für MBT wird eine signifikante Anreicherung im Klappzentrum Süd und im 2-km-Kreis und für DBT im 2-km-Kreis gegenüber den Referenzgebieten 1 und 2, nicht aber gegenüber Referenzgebiet 3 nachgewiesen. Die TeBT-Gehalte liegen in allen Gebieten auf einem vergleichbaren Niveau, es werden keine signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt (Abbildung 4-56).

Die Gehalte der untersuchten Metalle Arsen, Cadmium, Kupfer, Zink und Quecksilber liegen in den Referenzgebieten (besonders in Referenzgebiet 1) höher als im Einbringbereich wie am Beispiel des Kupfers und Quecksilbers zu sehen ist (Abbildung 4-57). Für Blei werden hingegen signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Klappzentrum Ost und im 1-km-Kreis festgestellt (Abbildung 4-59).

Im November 2021 liegen die Gehalte der DDT-Verbindungen in den Wellhornschnecken auf dem Niveau der Vorjahre. Generell sind im Einbringbereich (K-Ost, K-Süd und 1-km-Kreis) höhere Gehalte als in den Referenzgebieten in den Wellhornschnecken gemessen worden. Eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung gegenüber allen drei Referenzgebieten ist aber nur für das pp-DDT auf dem Klappzentrum Ost ($p < 0,0001$ auf TS normiert, Tabelle 4-5) festzustellen.

Für Hexachlorbenzol und Octachlorstyrol liegen im Jahr 2021 keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen im Einbring- oder im Außengebiet vor.

Die Gehalte der Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) im Weichkörper der Wellhornschnecken liegen weitgehend unterhalb der Bestimmungsgrenze, baggergutbedingte signifikante Anreicherungen sind nicht festzustellen (Tabelle 4-5). Auch die Gehalte von Fluoranthen und Benzo(a)pyren liegen in allen Gebieten größtenteils unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Umweltqualitätsnormen (UQN) für Fluoranthen und Benz(a)pyren wurden in allen Gebieten eingehalten.

Im November 2021 werden für keinen Parameter in den Außengebieten (2-km- und 3-km-Kreis) baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen gegenüber den drei Referenzgebieten festgestellt (Tabelle 4-5).

Tabelle 4-5

Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Wellhornschnecke in Bezug zu Referenzgebiet 1, 2 und 3 für November 2021

	Nov 21 TS	Nov 21 TS	Nov 21 TS	Nov 21 TS	Nov 21 TS	Nov 21 Lipid	Nov 21 Lipid	Nov 21 Lipid	Nov 21 Lipid	Nov 21 Lipid
	K-Ost	K-Süd	1km	2km AU	3km AU	K-Ost	K-Süd	1km	2km AU	3km AU
As	ns	ns	ns	ns	ns					
Cd	ns	ns	ns	ns	ns					
Cu	ns	ns	ns	ns	ns					
Hg	ns	ns	ns	ns	ns					
Pb	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns	ns					
Zn	ns	ns	ns	ns	ns					
MBT	Sign. ↑		Sign. ↑	ns	ns					
DBT	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns	ns					
TBT	ns	ns	ns	ns	ns					
Tebt	Sign. ↑		ns	ns	ns					
PCB7	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB28	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB52	Sign. ↑	ns	ns	ns	ns					
PCB101	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB118	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB138	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB153	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB180	ns	ns	ns	ns	ns					
AHCH	BG	BG	BG	BG	BG					
BHCH	BG	BG	BG	BG	BG					
GHCH	BG	BG	BG	BG	BG					
OPDDE	ns	ns	ns	ns	ns					
OPDDE	ns	ns	ns	ns	ns					
OPDDE	ns	ns	ns	ns	ns					
OPDDE	ns	ns	ns	ns	ns					
OPDDT	BG	BG	BG	BG	BG					
OPDDT	Sign. ↑	ns	ns	ns	ns					
DDX	ns	ns	ns	ns	ns					
OCS	ns	ns	ns	ns	ns					
HCB	ns	ns	ns	ns	ns					
Benof(a)pyren	BG	BG	BG	BG	BG					
Fluoranthen	BG	BG	BG	BG	BG					
PAK 12	ns	ns	ns	ns	ns					

Erläuterung s. Tabelle 4-6

Tabelle 4-6

Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Wellhornschnecke in Bezug zu Referenzgebiet 1, 2 und 3 für November 2022

	Nov 22 TS	Nov 22 TS	Nov 22 TS	Nov 22 TS	Nov 22 TS	Nov 22 Lipid	Nov 22 Lipid	Nov 22 Lipid	Nov 22 Lipid	Nov 22 Lipid
	K-Ost	K-Süd	1km	2km AU	3km AU	K-Ost	K-Süd	1km	2km AU	3km AU
As	ns	ns	ns	ns	ns					
Cd	ns	ns	ns	ns	ns					
Cu	ns	ns	ns	ns	ns					
Hg	ns	ns	Sign. ↓	ns	ns					
Pb	ns	ns	ns	ns	ns					
Zn	ns	ns	ns	ns	ns					
MBT	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns	ns					
DBT	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns	ns					
TBT	ns	ns	ns	ns	ns					
TeBT	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB7	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB28	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB52	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB101	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB118	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB138	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB153	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB180	ns	ns	ns	ns	ns					
AHCH	BG	BG	BG	BG	BG					
bHCH	BG	BG	BG	BG	BG					
hHCH	BG	BG	BG	BG	BG					
oDDDE	BG	BG	BG	BG	BG					
ppDDE	ns	ns	ns	ns	ns					
opDDD	ns	Sign. ↑	ns	ns	ns					
ppDDD	ns	ns	ns	ns	ns					
opDDT	BG	BG	BG	BG	BG					
ppDDT	ns	ns	ns	ns	ns					
DDX	ns	ns	ns	ns	ns					
OCS	ns	ns	ns	ns	ns					
HCB	ns	Sign. ↑	ns	ns	ns					
Benof(a)pyre	BG	BG	BG	BG	BG					
Fluoranthene	BG	BG	BG	BG	BG					
PAK 12	ns	ns	ns	ns	ns					

Tabelle 4.5 und 4.6: Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert (Signifikanzniveau $\alpha < 0,05$). Unterlegung in grün: signifikant abgereichert. Signifikanztests: ANOVA-Test mit Post-Hoc-Test Scheffe bei Vorliegen einer Normalverteilung, sonst Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi. Als signifikant wird ein Unterschied dann bezeichnet, wenn die Signifikanz gegenüber allen Referenzgebieten auftritt.

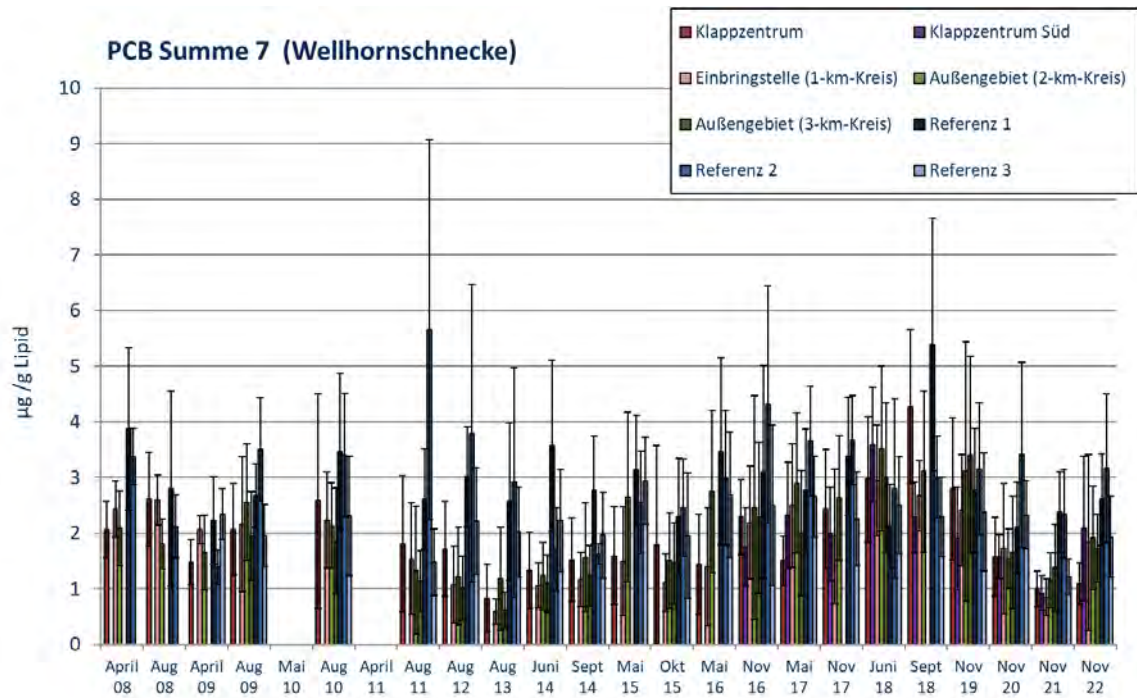


Abbildung 4-54 Belastung der Wellhornschnecken: Summe der 7 PCB Kongenere von 2008 bis 2022 (Bezugsbasis Lipid)

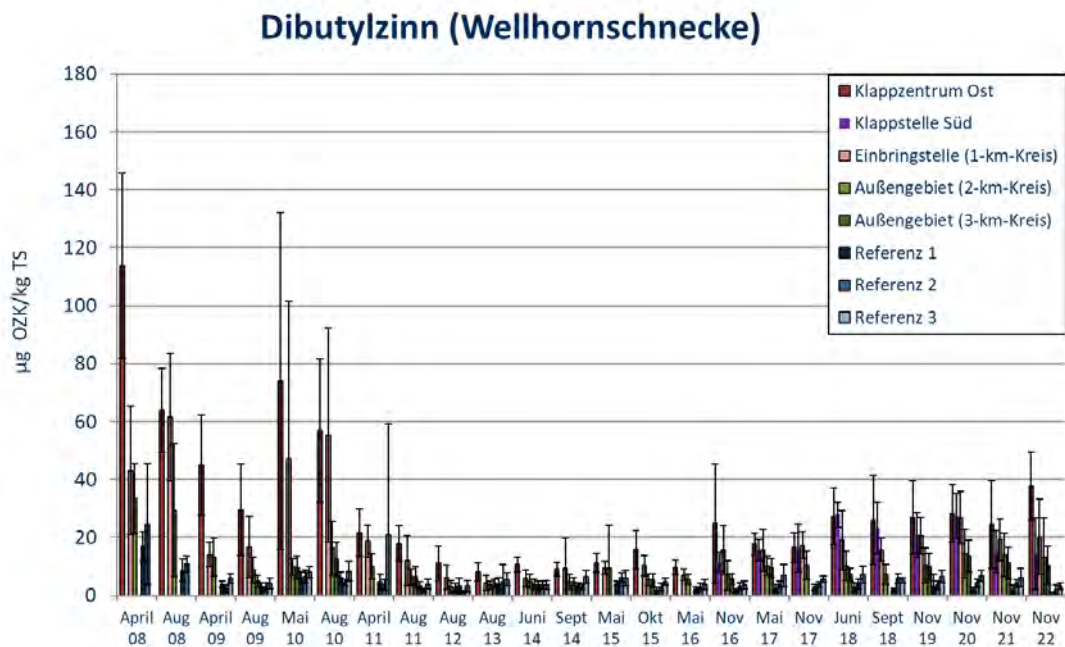


Abbildung 4-55 Belastung der Wellhornschnecken mit DBT von 2008 bis 2022 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

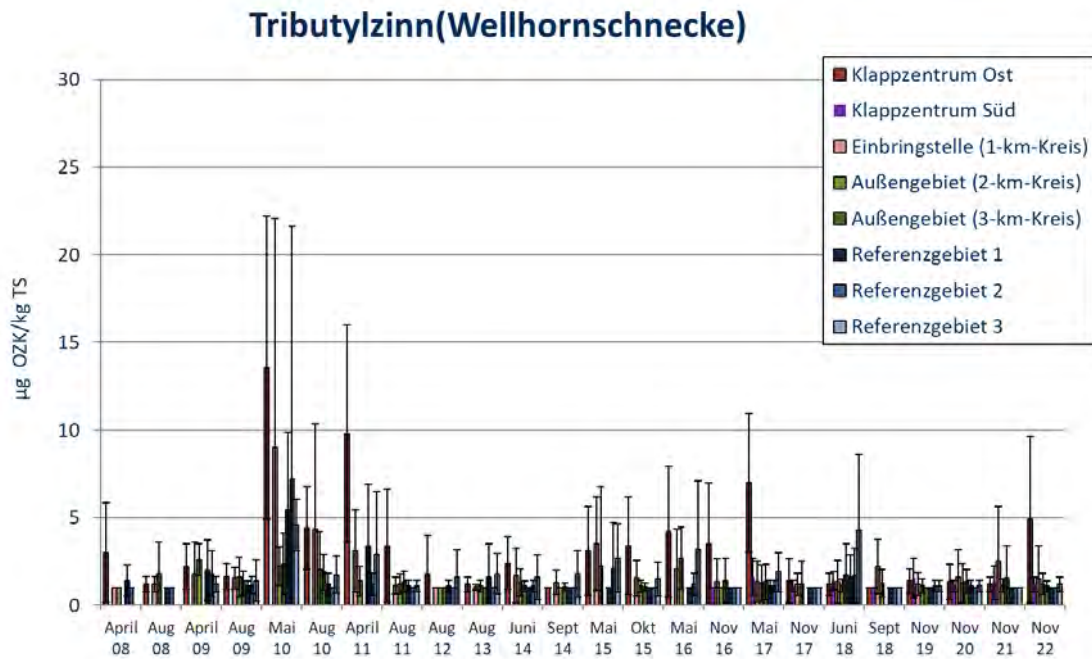


Abbildung 4-56 Belastung der Wellhornschnecken mit TBT von 2008 bis 2022 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

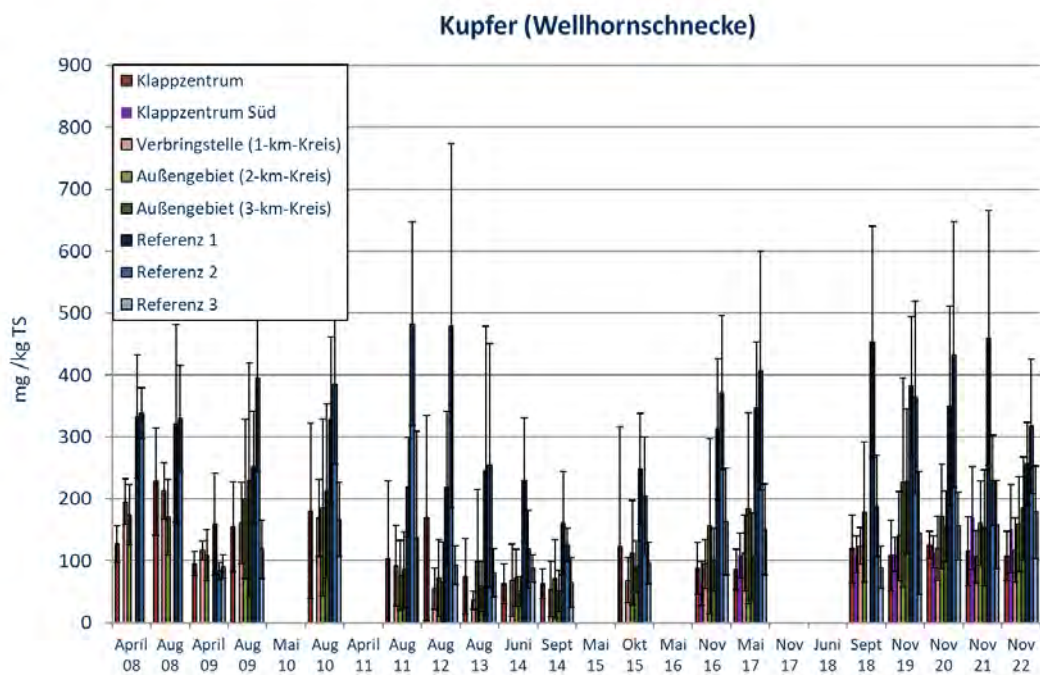


Abbildung 4-57 Belastung der Wellhornschnecken mit Kupfer von 2008 bis 2022 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

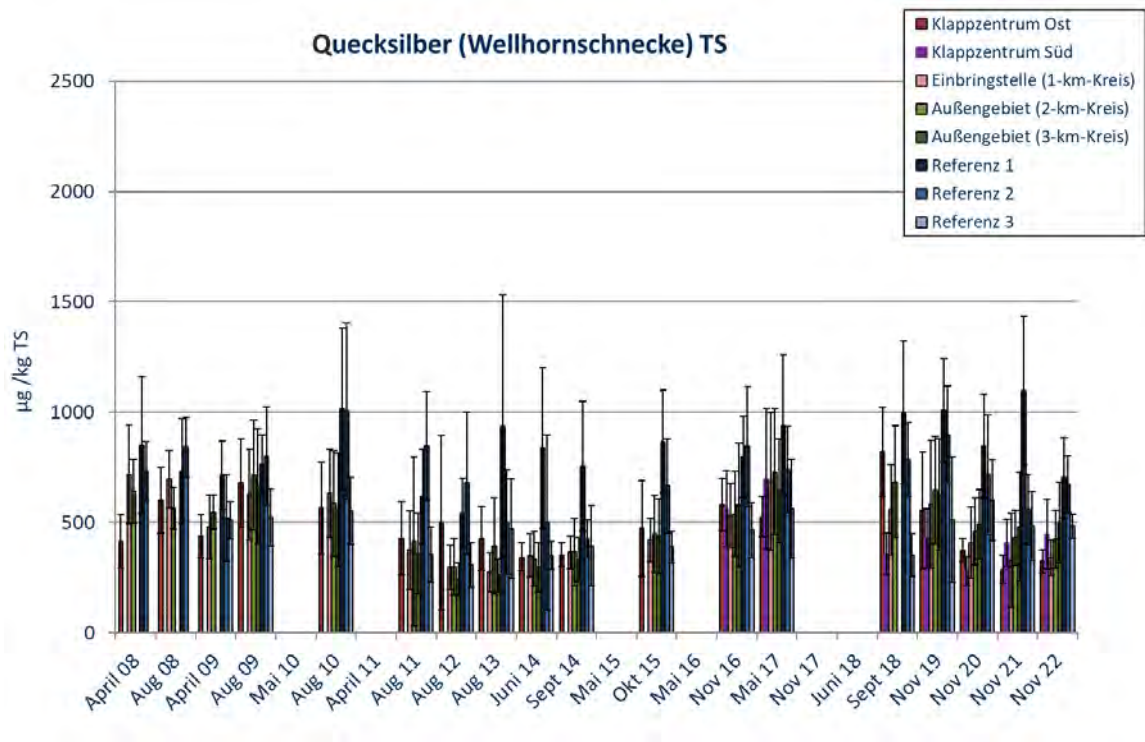


Abbildung 4-58 Belastung der Wellhornschnecken mit Quecksilber von 2008 bis 2022 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

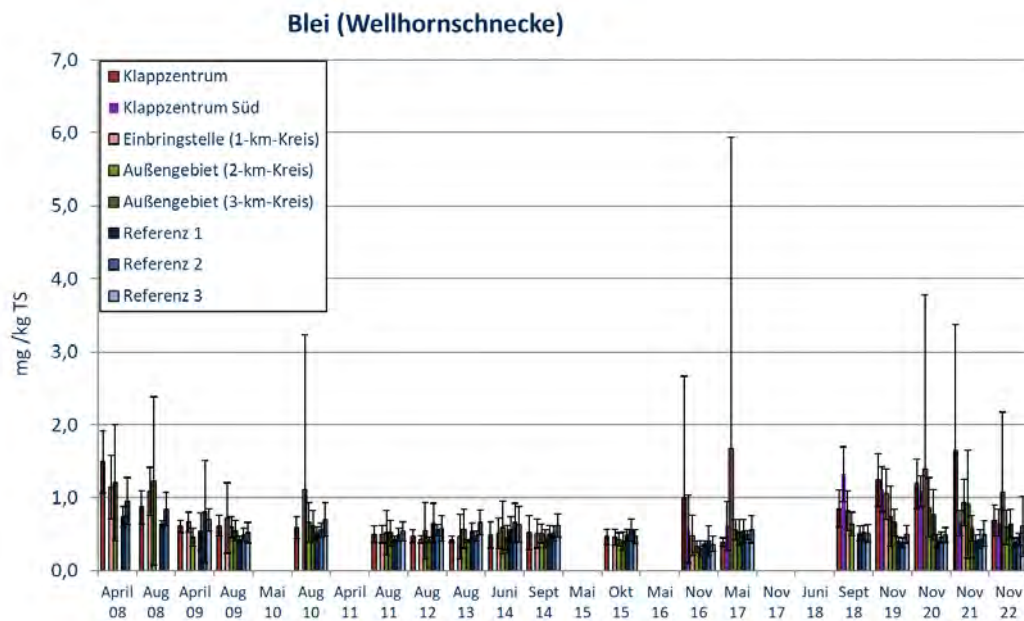


Abbildung 4-59 Belastung der Wellhornschnecken mit Blei von 2008 bis 2022 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Gebietsvergleich für November 2022

Im **November 2022** liegen die Schadstoffe α -HCH, β -HCH, γ -HCH, PCB 52, op-DDE und op-DDT unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Stoffgehalte der PCB Kongenere zeigen keine baggergut-

bedingten, signifikanten Gebietsunterschiede an (Tabelle 4-6, Abbildung 4-54) und die Gehalte der Summe der sieben PCB Kongenere liegen in den Referenzgebieten höher als im Einbringbereich (Abbildung 4-54).

Für die zinnorganischen Verbindungen MBT und DBT werden im November 2022 baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen in Klappzentrum Ost und im 1 km-Kreis in den Wellhornschnellen festgestellt (Tabelle 4-6, $p < 0,0001$, bezogen auf das Trockengewicht, Abbildung 4-56). Für MBT wird eine signifikante Anreicherung im 2-km- und 3-km-Kreis, jeweils gegenüber Referenzgebiet 1, nicht aber gegenüber Referenzgebiet 2 und 3 nachgewiesen. Für DBT liegt eine signifikante Anreicherung im 2-km-Kreis gegenüber Referenzgebiet 1 und 2 vor, nicht aber gegenüber Referenzgebiet 3, so dass keine Verletzung der Maßgaben vorliegt (Abbildung 4-55). Die TBT-Gehalte in den Schnellen zeigen keine signifikanten Gebietsunterschiede (Tabelle 4-6, Abbildung 4-56). Im Jahr 2022 werden jedoch im Klappzentrum Ost wieder etwas höhere mittlere Gehalte von TBT festgestellt. Diese beruhen auf Ergebnissen einzelner Schnellen (Maximum 14 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS), während die Hälfte der aus diesem Gebiet stammenden Schnellen nicht quantifizierbare Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze zeigt. Im Jahr 2022 liegen die TeBT-Gehalte in den Schnellen aller Gebiete überwiegend unter der Bestimmungsgrenze.

Die untersuchten Metalle zeigen für Arsen bzw. Cadmium signifikant höhere Gehalte in Referenzgebiet 1 bzw. Referenzgebiet 2 gegenüber dem Klappzentrum Ost, dem 1-km-Kreis und dem 2-km-Kreis. Für Quecksilber (Tabelle 4-6) liegen signifikant höhere Gehalte in allen Referenzgebieten gegenüber dem 1-km-Kreis vor (Tabelle 4-6). Für Kupfer sind die Referenzgebiete 1 und 2 signifikant höher als die Gehalte im Klappzentrum Ost und im 1-km-Kreis (Abbildung 4-57). Für Blei liegt eine signifikante Anreicherung im 1-km-Kreis gegenüber Referenzgebiet 1 und 2 vor, nicht aber gegenüber Referenzgebiet 3. Für Zink liegen keine signifikanten Gebietsunterschiede vor.

Bei den DDT-Metaboliten liegen die Gehalte von op-DDE und op-DDT im November 2022 in den Wellhornschnellen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Für die auf Lipid normierten Gehalte der weiteren DDT-Verbindungen op-DDD, pp-DDD, pp-DDE und pp-DDT liegen keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen gegenüber allen drei Referenzgebieten vor (Tabelle 4-6). Anreicherungen im Klappzentrum Süd liegen bei op-DDD gegenüber Referenzgebiet 1 und 3 vor, nicht aber gegenüber Referenzgebiet 2. Signifikant höher als in Referenzgebiet 1 und 2 sind auch die pp-DDD-Gehalte im Klappzentrum Süd (Abbildung 4-60, Abbildung 4-61). Werden die Gehalte auf Trockensubstanz bezogen, sind signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen gegenüber allen drei Referenzgebieten nur für op-DDD (Klappzentrum Süd, $p < 0,0001$) festzustellen (Tabelle 4-6). Für pp-DDT liegen keine signifikanten Gebietsunterschiede vor. Insgesamt liegen die Gehalte der DDT-Verbindung seit 2020 verglichen mit den Gehalten der Jahre 2017-2019 auf einem relativ niedrigen Niveau.

Eine baggergutbedingte, statistisch signifikante Anreicherung liegt im November 2022 für die auf Trockensubstanz bezogenen HCB-Gehalte der Tiere aus dem Klappfeld Süd vor (Tabelle 4-6, $p < 0,0001$). Werden die Gehalte auf Lipid normiert, liegen keine signifikanten Gebietsunterschiede vor. Die Gehalte an OCS zeigen sowohl auf Trockensubstanz als auch auf Lipid bezogen keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen an (Tabelle 4-6). Im Vergleich zu den Ergebnissen aus dem November 2019 liegen die Gehalte für OCS und HCB auf den Klappzentren und im 1 km-Kreis wieder auf einem deutlich niedrigeren Niveau (Abbildung 4-62).

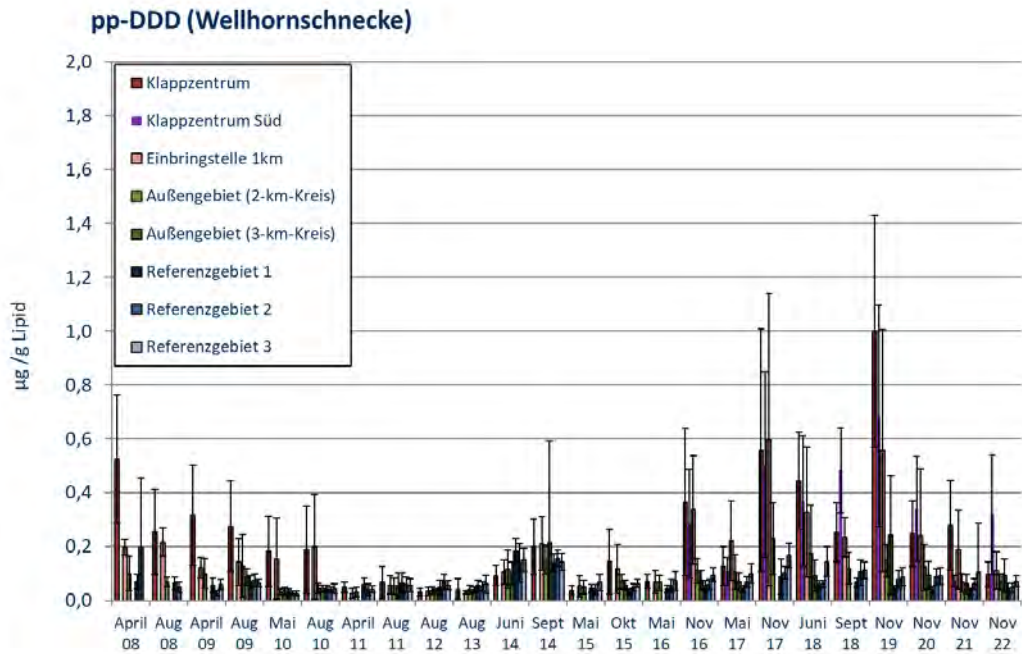


Abbildung 4-60 Belastung der Wellhornschnecken mit pp-DDD von 2008 bis 2022 (Bezugsbasis Lipid)

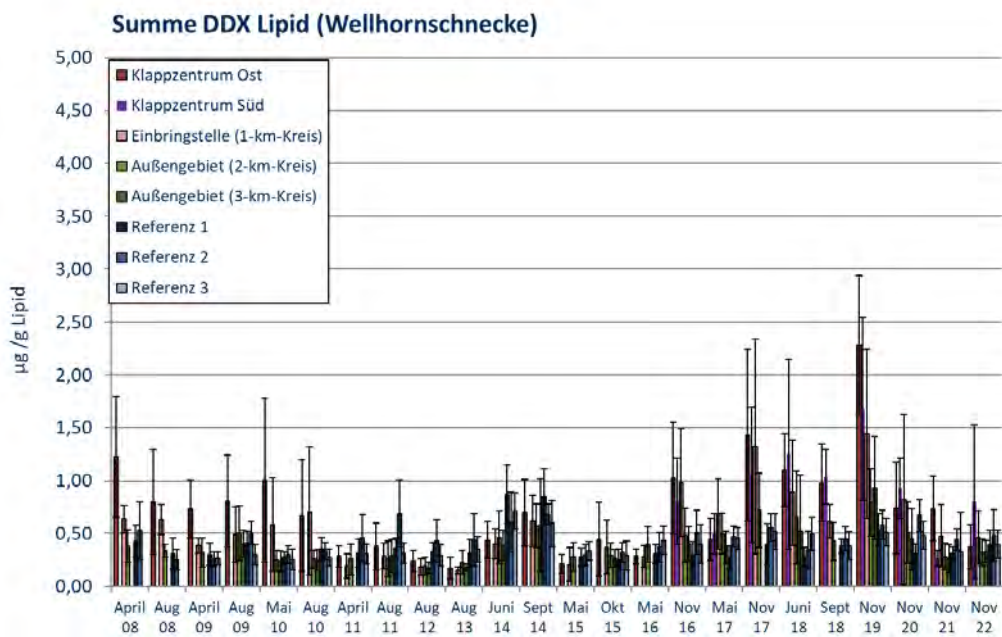


Abbildung 4-61 Belastung der Wellhornschnecken mit der Summe der DDT-Verbindungen von 2008 bis 2022 (Bezugsbasis Lipid)

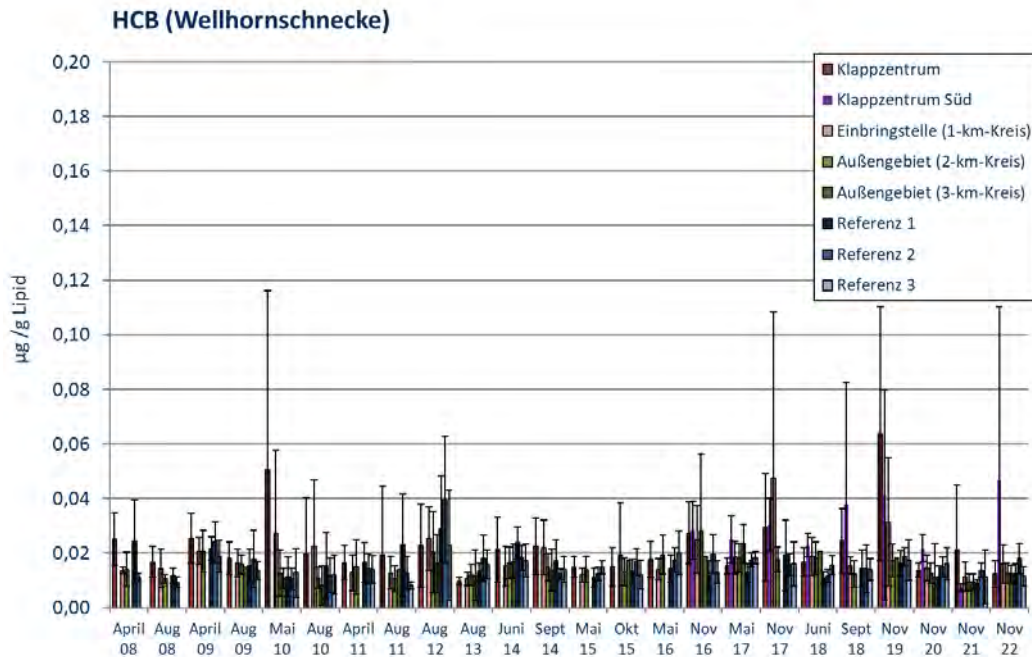


Abbildung 4-62 Belastung der Wellhornschncken mit HCB von 2008 bis 2022 (Bezugsbasis Lipid)

Wie bereits im Vorjahr liegen die Gehalte der Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) im Weichkörper der Wellhornschncken im November 2022 weitgehend unter der Bestimmungsgrenze. Baggergutbedingte signifikante Anreicherungen sind nicht festzustellen (Tabelle 4-6). Die Umweltqualitätsnormen (UQN) für Fluoranthen und Benz(a)pyren wurden in allen Gebieten eingehalten.

Im November 2022 werden für keinen Parameter in den Außengebieten (2-km- und 3-km-Kreis) baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen festgestellt (Tabelle 4-6).

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Zwischen 2016 und 2020 haben in Wellhornschncken für die PCB-Kongenerere keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet stattgefunden. Im Jahr 2021 ist hingegen für die auf Trockensubstanz normierten Gehalte eine Anreicherung des PCB Kongenerere 52 festgestellt worden, die im Jahr 2022 nicht bestätigt wurde. Die auf Lipid normierten Gehalte zeigen keine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung an. Die Gehalte der Kongenerere PCB 28 und PCB 52 in den Schncken aus dem Einbringbereich (Klappzentren und 1-km-Kreis) zeigen generell eine hohe Variabilität und liegen außerhalb des Einbringbereichs meist unterhalb der Bestimmungsgrenze. Im Jahr 2022 liegen die Gehalte für das PCB 28 überwiegend und für PCB 52 vollständig in allen Gebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Die Gehalte der PCB-Kongenerere in den Referenzgebieten liegen meist etwas höher als die Gehalte auf den Klappzentren und im 1 km-Kreis. In den Jahren 2017 und 2018 konnte ein zunehmender Trend der PCB-Gehalte im Einbringbereich beobachtet werden (E3 Jahresbericht der HPA, 2017/2018). Dieser Trend setzt sich in den Jahren 2019 und 2021 nicht weiter fort und speziell für die Jahre 2020-2021 liegen die PCB-Gehalte in den Wellhornschncken aus dem Einbringbereich wieder auf einem niedrigeren Niveau. Im Jahr 2022 liegen die auf Lipid normierten Gehalte im Einbringbereich wieder auf einem etwas höheren Niveau, ob sich hier wieder ein zunehmender

Trend abzeichnet, muss in den nachfolgenden Untersuchungen beobachtet werden (Abbildung 4-54).

Die Metalle Arsen, Cadmium, Kupfer und Quecksilber sind in den Schnecken der Referenzgebiete höher angereichert als im Einbringbereich und den Außengebieten. Für Quecksilber waren die Unterschiede zwischen dem 1-km-Kreis und den Referenzgebieten im Jahr 2022 statistisch signifikant. Für Arsen liegen die Gehalte im Einbringbereich und den Außengebieten im Mittel mit 125 mg/kg etwas höher als in den Jahren 2020 und 2021 (im Mittel ca. 70 mg/kg TS), ohne dass die Gehalte in den Referenzgebieten im gleichen Maß angestiegen wären.

Die Gehalte von Zink liegen wie in den Vorjahren in den verschiedenen Gebieten auf einem vergleichbaren Niveau. Während die Gehalte insgesamt seit Oktober 2015 etwas angestiegen sind, war im Jahr 2019 ein Rückgang erkennbar. Seit 2020 sind die Gehalte insgesamt auf einem gleichen Niveau geblieben. Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet sind in den einzelnen Kampagnen für Arsen, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink nicht festzustellen. Die Gehalte von Blei in den Schnecken aus dem Einbringbereich (Klappzentren und 1km-Kreis) zeigen eine hohe Variabilität und liegen seit 2016 im Mittel über dem Niveau der Gehalte aus den übrigen Gebieten (Abbildung 4-59). Im September 2018 trat erstmals eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung auf dem Klappzentrum Süd auf, im Jahr 2019 und 2020 zusätzlich auf dem Klappzentrum Ost und im 1 km-Kreis. Im Jahr 2021 hat sich dies fortgesetzt und eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung ist für das Klappzentrum Ost und den 1-km-Kreis erkennbar. Im Jahr 2022 liegen die Gehalte im Einbringbereich wieder auf einem etwas niedrigeren Niveau und signifikante Gebietsunterschiede sind nicht festzustellen.

Das Konzentrationsniveau für die zinnorganischen Verbindungen MBT und DBT liegt im Einbringbereich in den Jahren 2021 und 2022 weiterhin unterhalb der Konzentrationen des ersten Verbringungszeitraums (Abbildung 4-55). Eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung wird während aller Kampagnen im Einbringbereich für MBT und DBT festgestellt. Das Niveau der Gehalte liegt hierbei auf dem der Kampagnen seit 2018. Für TBT werden seit November 2017 keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen festgestellt. Insgesamt liegt der Gehalt an TBT in den Schnecken erheblich niedriger als der der Abbauprodukte MBT und DBT (Abbildung 4-56). Dies ist wahrscheinlich auf einen Abbau von TBT in den Schnecken zurückzuführen (BfG-Bericht 1711, 2011; E3-Jahresbericht der HPA, 2015). Im Jahr 2022 werden im Klappzentrum Ost wieder etwas höhere mittlere Gehalte von TBT festgestellt. Durch die hohe Variabilität der Messwerte (50% <Bestimmungsgrenze) unterscheiden sich die Gehalte im Klappzentrum Ost nicht signifikant von den anderen Gebieten. Inwiefern es sich bei den im Jahr 2022 an einzelnen Schnecken festgestellten höheren TBT-Gehalten um einen Wiederanstieg der Belastung mit TBT handelt, wird in den nächsten Jahren sichtbar werden. Die Gehalte von TeBT in den Schnecken des Einbringbereichs lagen zwischen Oktober 2016 und November 2021 oft oberhalb der Bestimmungsgrenze und seit Mai 2017 sind signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich festgestellt worden (E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018; 2019-2020). Da in den Sedimenten (bei E3 und in den Baggergebieten) keine erhöhten TeBT-Gehalte festzustellen sind, wurde diskutiert, ob hier möglicherweise eine veränderte Laboranalytik die Ursache für die messbaren Werte ist. Bisher konnte hierfür jedoch kein Anhaltspunkt gefunden werden und Messungen in einem Parallellabor haben die Höhe der TeBT-Gehalte an einzelnen Proben bestätigt. Im Jahr 2021 wurden signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen für das Klappzentrum Ost festgestellt, während im Jahr 2022 keine signifikanten Unterschiede festgestellt wurden und die TeBT-Gehalte in allen Gebieten erstmalig wieder weitgehend unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen. Lediglich die Gehalte jeweils einer einzelnen Schnecke aus den Gebieten Klappzentrum Ost, Klappzentrum Süd und 1-km-Kreis liegen oberhalb der Bestimmungsgrenze.

Nach der bisher stärksten Schadstoffanreicherung in den Wellhornschnecken aus dem Verbringbereich (Klappzentren und 1 km-Kreis) im Jahr 2019 liegen die organischen Schadstoffe (DDT-Verbindungen und HCB) in den Jahren 2021 und 2022 insgesamt wieder auf einem

niedrigeren Niveau (Abbildung 4-61, Abbildung 4-62). Das gilt sowohl für die auf Trockensubstanz als auch für die auf Lipid bezogenen Gehalte. Dennoch ist im Jahr 2022 erstmalig eine signifikante Anreicherung von HCB im Einbringbereich (Klappzentrum Süd) festgestellt worden. Die Signifikanz besteht nur für die auf Trockensubstanz bezogenen Gehalte, bei den auf Lipid normierten Gehalten bestehen keine signifikanten Gebietsunterschiede. Für Octachlorstyrol bestanden zwischen September 2018 und November 2020 signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich. Diese wurden in den Jahren 2021 und 2022 nicht mehr festgestellt.

Im Untersuchungszeitraum November 2021 bis November 2022 wurde für keinen der untersuchten Parameter eine baggergutbedingte Anreicherung außerhalb des Einbringbereiches festgestellt.

4.7.1.1 *Ergänzende Untersuchungen zur Bioakkumulation in der Wellhornschnecke: Das Imposex-Phänomen*

Die Wellhornschnecke gilt als besonders sensibel gegenüber TBT. Daher wird seit Frühjahr 2007 im Rahmen eines Effektmonitorings die Vermännlichung weiblicher Wellhornschnecken, das so genannte Imposex-Phänomen, untersucht, welches durch TBT induziert werden kann. Zur Ermittlung der Imposex-Rate werden nur größere und damit ältere Individuen herangezogen. Die Untersuchungen wurden im April 2021 und Mai/Juni 2022 in sechs Gebieten durchgeführt (Tabelle 4-7).

Im Jahr 2021 wurde an insgesamt zwei von 150 Weibchen das Imposex-Phänomen festgestellt. Beide Fälle sind dem Imposexstadium 1 zuzuordnen. Jeweils eins der Tiere wurde im Referenzgebiet 1 bzw. im Referenzgebiet 2 gefunden. Im Jahr 2022 wurde das Imposex-Phänomen bei keinem der 150 untersuchten Weibchen festgestellt.

Der PCI-Index liegt im Jahr 2021 in allen Gebieten unterhalb der Marke von 0,3 und damit in der Klasse B (=TBT-Exposition unterhalb der für TBT entwickelten Umweltbewertungskriterien gemäß OSPAR-Schema) (Tabelle 4-7). Im Jahr 2022 liegt der PCI-Index bei 0 und wird demnach in Klasse A eingeordnet (BioConsult, 2023). Die Imposexrate insgesamt liegt in den Jahren im Mittel bei rund 1 % der Tiere (2021) bzw. bei 0 % der Tiere (2022) und bestätigt somit den bereits seit 2011 festgestellten Rückgang der Imposexrate in den untersuchten Gebieten (E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020).

Die Imposexrate war über den Zeitraum 2007 bis 2010 auf dem 1-km-Kreis und auf dem Klappzentrum Ost in der Regel nicht höher, sondern tendenziell sogar etwas niedriger als in den beiden Referenzgebieten (Tabelle 4-7). Ein Zusammenhang zwischen Baggergutverbringung und der Ausprägung des Imposexphänomens war damit über den Gesamtzeitraum aufgrund der räumlichen Verteilung nicht zu erkennen.

Bei der Interpretation der Daten ist das Alter der Tiere zu berücksichtigen. Wellhornschnecken können bis zu 15 Jahre alt werden. Das Imposex-Phänomen wird über die Wasserphase vermittelt, wird nur bei juvenilen Tieren ausgeprägt und ist irreversibel. Nach BioConsult (2021, 2022c) ist davon auszugehen, dass die Schnecken Imposex in den ersten zwei Lebensjahren entwickeln.

Die Altersdatierung mittels Opercula (s. E3-Jahresbericht der HPA, 2016, Anlage A-3) hat gezeigt, dass die in den Jahren 2013, 2014 und 2015 beprobten Tiere (an denen kaum noch Imposex festgestellt wurde) in allen Gebieten mehrheitlich 7,5 – 12 Jahre alt waren. Die Jugendphase der in diesen Jahren beprobten Schnecken lag damit teilweise noch vor Beginn der Baggergutverbringung in 2005 (so ab ca. 2003), teilweise auch danach (bis ca. 2008). An diesen Schnecken ist die Imposex-Rate sehr gering. In den Schnecken der früheren Jahrgänge (Beprobungen 2007 bis 2010) lag sie deutlich höher. Wenn man davon ausgeht, dass diese Schnecken ein ähnliches Durchschnittsalter hatten, wie die von 2013 bis 2015 beprobten, können sie Imposex mehrheitlich nur vor der Baggergutausbringung entwickelt haben.

Im Jahr 2021 und 2022 lag die Gehäuselänge meist zwischen 62 und 83 mm, was einem Alter zwischen 5 und 13 Jahren entsprechen kann (BioConsult, 2017). Demzufolge fand die juvenile Phase der Schnecken vermutlich nach dem Beginn der Baggergutverbringung statt. Ein Anstieg der Imposex Rate ist dennoch nicht erkennbar.

Es erscheint damit sehr wahrscheinlich, dass das TBT-Verbot 2003/2008 für den Rückgang des Imposex-Phänomens in allen Gebieten hauptsächlich verantwortlich ist. Langjährige Zeitreihen der TBT-Belastung der Wasserphase im Gesamtgebiet liegen HPA zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht vor. Daher ist im Rahmen dieser Auswertung eine weiträumig gesunkene TBT-Hintergrundbelastung der Wasserphase aufgrund des Verbots in 2003/2008 nicht nachweisbar. BioConsult (2021c) weist auch darauf hin, dass eventuell noch weitere, bislang unbekannte Faktoren einen Einfluss auf die Entstehung von Imposex haben können.

Tabelle 4-7 Bewertung der TBT-spezifischen biologischen Effekte (Imposexlevel als PCI) bei der Wellhornschnecke in den Untersuchungen von 2007 – 2020 (Gelb: Werte von 0,3-2,0, Imposexlevel deutet auf einen Kontakt mit TBT-Konzentrationen über den für TBT entwickelten Umweltbewertungskriterien hin; hellgrün: Werte <0,3: Imposexlevel deutet auf einen Kontakt mit TBT-Konzentrationen unter den für TBT entwickelten Umweltbewertungskriterien hin, dunkelgrün: Wert bei 0), aus BioConsult (2022c)

	Ks	K	U	AU	R	ZR 1
April 2007		0,11	0,72	0,44	1,13	0,35
August 2007		0,48	0,43	0,43	0,75	0,55
April 2008		0,30	0,21	0,33	0,17	0,83
Juli 2008		0,04	0,52	0,38	0,50	0,64
März 2009		0,71	1,00	0,61	0,63	0,52
Juli 2009		0,21	0,16	0,52	0,50	0,73
Mai 2010		0,26	0,13	0,21	1,08	0,16
September 2010		0,30	0,06	0,62	0,52	0,40
Mai 2011		0,04	0,24	0,00	0,06	0,20
August 2011		0,36	0,30	0,05	0,19	0,40
September 2012		0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
August 2013		0,03	0,00	0,00	0,00	0,04
Juni 2014		0,04	0,08	0,04	0,04	0,00
September 2014		0,00	0,00	0,08	0,08	0,40
Juni 2015		0,08	0,08	0,00	0,12	0,00
Oktober 2015		0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
Mai 2016		0,00	0,00	0,00	0,12	0,00
November 2016	0,00	0,04	0,00	0,12	0,04	0,00
Mai 2017	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,04
Mai 2018	0,00	0,12	0,00	0,00	0,04	0,00
Juni 2019	0,04	0,04	0,04	0,08	0,00	0,00
April 2020	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
April 2021	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,04
Mai 2022	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mittelwert	0,01	0,14	0,17	0,16	0,25	0,22
Stabw	0,01	0,18	0,26	0,21	0,34	0,27

Eine Auslösung von Imposex durch die Baggergutverbringung seit 2005 ist daher unwahrscheinlich, jedoch nicht ausgeschlossen. Diese müsste sich vermutlich auf den Verbringbereich

konzentrieren, auch wenn über die Mobilität der Schnecken im Gelände keine genaue Kenntnis existiert. Vor dem Hintergrund der Gesamtabnahme in allen Gebieten und dem Durchschnittsalter der untersuchten Population ist weder eine baggergutbedingte Auslösung von Imposex noch eine Abnahme der Imposexrate durch Beendigung der Baggergutverbringungen zu erkennen.

4.7.2 *Bioakkumulation in der Pfeffermuschel*

Die Kleine Pfeffermuschel (*Abra alba*) lebt in den obersten Sedimentschichten und ernährt sich durch Filtration von organischen Bestandteilen im Sediment. Die Art wird 1-3 Jahre alt und steht am unteren Ende der Nahrungskette.

a) Probennahme

Seit dem Jahr 2005 werden Pfeffermuscheln im Rahmen der Monitoringausfahrt aus Gebieten direkt im Einbringbereich (1-km-Kreis), im 2-km-Kreis als Außengebiet und in dem als Referenzgebiet geltenden 6-km-Kreis sowie dem Referenzgebiet 1 mit der Dredge entnommen und auf Schadstoffanreicherung (Bioakkumulation) untersucht. Die Untersuchungen wurden im Laufe des Monitorings sukzessiv erweitert. So wird seit dem Jahr 2008 der 1,5-km-Kreis als Untersuchungsgebiet mituntersucht. Seit dem im Jahr 2016 erteilten Einvernehmen und dessen Anpassung im Jahr 2018 zur Baggergutverbringung zu E3 entspricht nicht mehr der 1-km-, sondern der 1,5-km-Kreis um die Zentrumsordinate Ost mit Überlappungsbereich des 1-km-Kreis um die Zentrumsordinate West dem Einbringbereich. Um die Kontinuität mit den vorangehenden Untersuchungen und Berichten zu wahren, werden in dem vorliegenden Bericht dennoch der 1-km-Kreis und der 1,5-km-Kreis separat betrachtet. Die Probenanzahl in den Jahren 2021 und 2022 ist in Tabelle 4-8 aufgeführt. Die Lage der Hols zeigt Abbildung 4-63.

Die Proben werden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink), PCB (Summe 7), chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) sowie den Fettgehalt untersucht. Seit 2016 werden in der Pfeffermuschel auch 12 Polyaromatische Kohlenstoffe (PAK) analysiert. In die Auswertung fließen die Ergebnisse der beiden PAK-Verbindungen, für die neue Umweltqualitätsnormen für Muscheln formuliert wurden (Benzo(a)pyren und Fluoranthen), sowie die Summe der 12 untersuchten PAK ein. Die Auswertung aller Schadstoffe erfolgt bezogen auf die Trockensubstanz. Zusätzlich werden die organischen Schadstoffe lipidnormiert betrachtet. Da nicht für jede Probe ein Lipidwert existiert, liegen der Normierung nicht für alle Fälle reale Werte zugrunde, daher hat die Auswertung der lipidnormierten Werte lediglich einen orientierenden Charakter. Ausgewählte Schadstoffe werden auch als Grafik dargestellt, um die Entwicklung über die Zeit und die qualitativen Unterschiede zwischen den Teilgebieten abzubilden. Die abgebildeten Schadstoffe repräsentieren die jeweiligen Schadstoffgruppen. Die Beprobung der Pfeffermuschel erfolgte im August/September 2021 und im August 2022. Durch einen Fehler im Labor sind die Pfeffermuscheln im Jahr 2021 vor der Bearbeitung aufgetaut worden. Durch eine dadurch bedingte geringere Probenmenge konnten im Jahr 2021 die HCH-Verbindungen größtenteils (1-km-Kreis und Mehrheit der Proben im 1,5- und 2-km-Kreis) nicht analysiert werden. Im Jahr 2022 war die Pfeffermuschelausbeute sehr gering. Trotz hohem Aufwand konnten in den Gebieten 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis und 6-km-Kreis nur 1-4 Parallelproben generiert werden (Tabelle 4-8).

b) Gebietsvergleich

In der nachfolgenden Betrachtung sowie im statistischen Vergleich werden alle untersuchten Gebiete pro Termin miteinander verglichen, um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Teilgebieten im Belastungsniveau der jeweiligen Schadstoffe bestehen (Signifikanzniveau $\alpha < 0,05$). In der nachfolgenden Darstellung werden hiervon alle

Tabelle 4-8 Anzahl Individuen, Einwaage und Parallelen für die Bestimmung der Pfeffermuscheln in den Jahren 2021 und 2021

		1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz
Sept 2021	Anzahl	2039	1904	2245	1796	2103
	Einwaage ¹	2	2	2	2	2
	Gewicht/Tier ²	19	20	20	18	9
	Parallelen	5	5	6	5	5
	Lipidgehalt ³	5,8	5,3	5,1	4,4	5,7
Aug 2022	Anzahl	1104	167	1382	976	1426
	Einwaage ¹	2	2	2	2	2
	Gewicht/Tier ²	34	27	29	26	29
	Parallelen	4	1	5	3	5
	Lipidgehalt ³	3,3	4,1	3,8	3,4	3,7

¹ Einwaage pro Parallele für chlororganische Parameter in g

² Mittleres Trockensubstanzgewicht pro Tier pro Gebiet in mg

³ Lipidgehalt in Gew.% Trockensubstanz

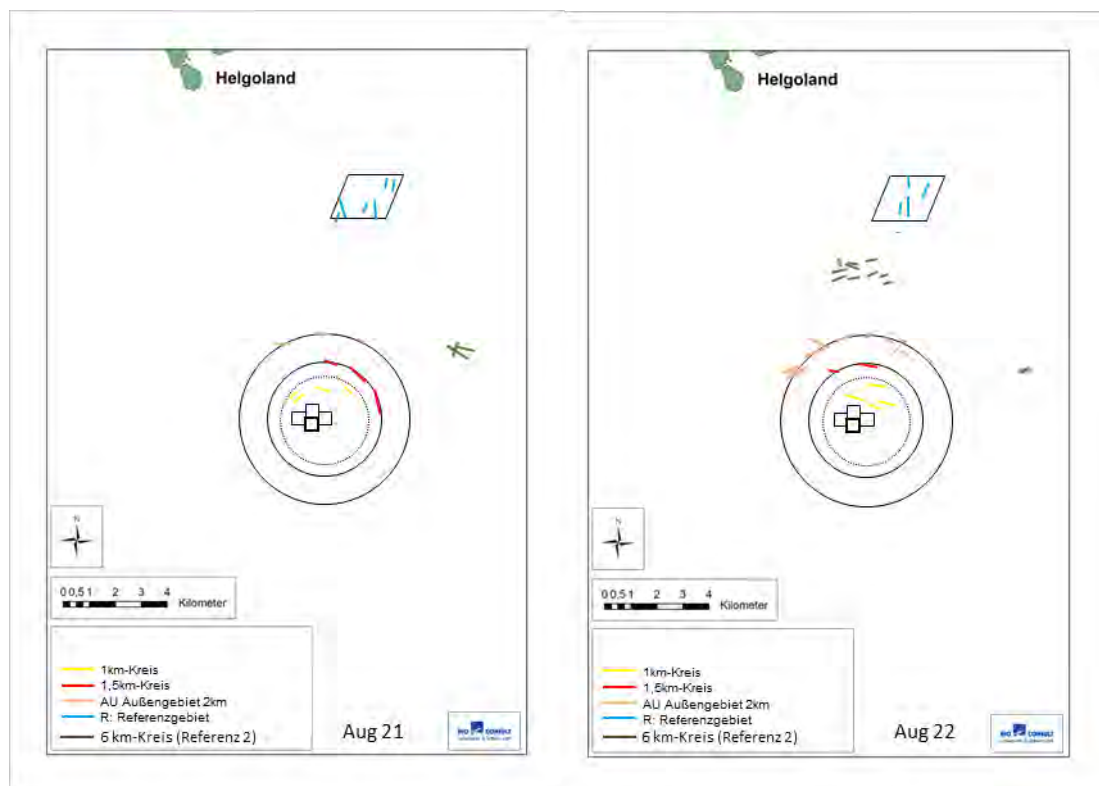


Abbildung 4-63 Schematische Dredgenzüge der Probenahme von Pfeffermuscheln in den Jahren 2021-2022, Karten nach BioConsult (2021) verändert.

signifikanten Unterschiede dargestellt, die für das Einvernehmen relevant sind. Für die Auswertung werden der 6-km-Kreis sowie das Referenzgebiet 1 als Referenzgebiete gewertet. Da die Unterschiede (Alter, Fettgehalt, Größe) pro Termin in den Populationen der einzelnen Teilgebiete zusammen mit der geringen Variabilität der Parallelproben eines Gebietes (Poolen einer hohen Anzahl von Tieren pro Probe) bei einem Vergleich der Proben eines Termins leicht zu signifikanten Unterschieden zwischen den Gebieten führen, ohne dass hierfür eine externe Ursache wie die Baggergutverbringung verantwortlich sein muss, wird auch die Hintergrundbelastung der Pfeffermuschel über den Verlauf der Zeit mit in die Auswertung einbezogen. Als signifikant im Sinne des Einvernehmens sind nach Absprache in der Monitoring-AG in der Sitzung vom 30.3.2017 demnach Werte aus dem 1-km-, dem 1,5-km- und dem 2-km-Kreis zu betrachten, die zum einen pro Termin im Schadstoffgehalt signifikant oberhalb der beiden Referenzgebiete liegen und deren Werte zum anderen auch oberhalb des Hintergrundgehaltes liegen. Der Hintergrundgehalt ist definiert als die Spanne der Werte, die über die Gesamtzeit in den Referenzgebieten ermittelt wurde. In Einzelfällen werden weitere Signifikanzen erwähnt, um die Hintergrundbelastung der Nordseesedimente darzustellen oder um Anreicherungen zu belegen, die unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten. Eine vollständige Übersicht über die ermittelten signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten und den beiden Referenzgebieten sowie der Hintergrundbelastung bieten Tabelle 4-9 und Tabelle 4-10.

Im **Jahr 2021** wurde durch das versehentliche Auftauen im Labor vor der Analyse der Proben ein Teil der Trockensubstanz abgebaut. Die Anteile der Trockensubstanz liegen daher mit Mittelwerten zwischen 9 und 10,5 % unterhalb der Anteile, die im vergleichbaren Zeitraum (Spätsommer/Herbst) zwischen 2016-2020 mit 11 bis 15 % festgestellt wurden. Signifikante Gebietsunterschiede für die Trockensubstanz wurden im Jahr 2021 nicht festgestellt, allerdings liegen die Gehalte einiger auf Trockensubstanz bezogener Schadstoffe im Durchschnitt dadurch vermutlich etwas höher als in den Vorjahren.

Die Untersuchungen zeigen, dass die Stoffgehalte der PCB Kongenere 28 und 52 im Jahr 2021 auf einem höheren Niveau liegen als in den Vorjahren. Dies betrifft alle Gebiete, jedoch sind die Mittelwerte im 1-km-Kreis jeweils am höchsten. Eine statistische baggergutbedingte Anreicherung besteht hingegen nicht (Tabelle 4-9). Die Gehalte der PCB Kongenere 101-180 liegen auf dem Niveau der Vorjahre (Abbildung 4-64), mit höheren Mittelwerten im 1-km-Kreis, die statistisch zwar höher sind als die Gehalte in Referenzgebiet 1, nicht aber als im 6-km Referenzgebiet. Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich oder im Außengebiet liegen demnach nicht vor (Tabelle 4-9).

Für die Metalle wird im Jahr 2021 eine signifikante Anreicherung im 1-km-Kreis für Cadmium gegenüber beiden Referenzgebieten festgestellt. Die mittleren Cd-Gehalte liegen jedoch im Hintergrund der Gehalte, die in vorangehenden Messungen festgestellt wurden (Abbildung 4-65). Eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung liegt demzufolge nicht vor (Tabelle 4-9). Für Blei wird im statistischen Vergleich ein signifikanter Gebietsunterschied zwischen dem 1-km-Kreis und Referenzgebiet 1, nicht aber dem gegenüber dem 6-km-Kreis Referenzgebiet festgestellt (Tabelle 4-9, Abbildung 4-66). Die Gehalte der Metalle Kupfer und Zink liegen im 2-km-Kreis signifikant höher als im 6-km-Kreis Referenzgebiet, aber nicht höher als im Referenzgebiet 1, so dass ebenfalls keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen vorliegen. (Tabelle 4-9). Die Quecksilbergehalte in den Pfeffermuscheln zeigen höhere Gehalte im Referenzgebiet 1 und im 2-km-Kreis als im 1,5-km-Kreis an.

Bei den chlororganischen Verbindungen wird für pp-DDD und die Summe aller untersuchten DDT-Verbindungen (Tabelle 4-9, Abbildung 4-68) eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im 1-km-Kreis festgestellt (TS: $p < 0,0005$). Für pp-DDE wurde ebenfalls eine signifikante Anreicherung im 1-km-Kreis gegenüber beiden Referenzgebieten festgestellt, die mittleren Gehalte liegen jedoch im Hintergrund, so dass keine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung besteht (Abbildung 4-69). Für Octachlorstyrol liegen baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen im 1-km-Kreis vor (Tabelle 4-9). Für HCB liegen die Gehalte in den Pfeffermuscheln aus dem 1-km-

Kreis im Mittel zwar höher als die Gehalte in den anderen Gebieten, es werden aber keine baggergutbedingten signifikanten Anreicherungen festgestellt (Tabelle 4-9, Abbildung 4-70). Für die auf Lipid bezogenen Gehalte der organischen Schadstoffe werden keine baggergutbedingten Anreicherungen festgestellt.

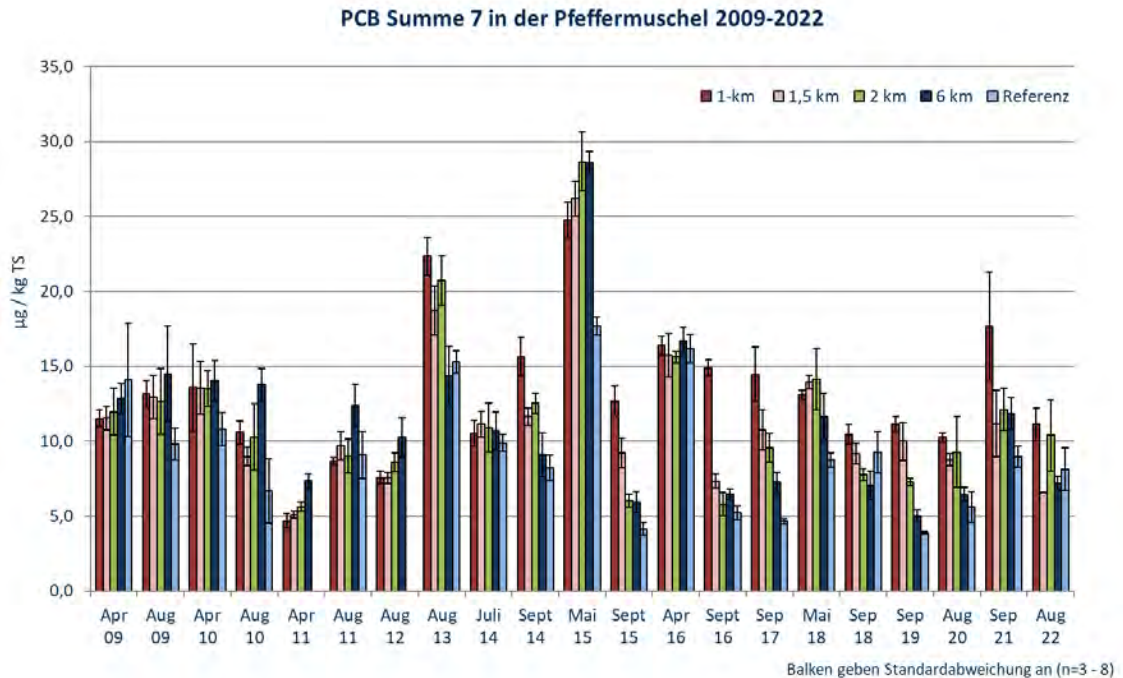


Abbildung 4-64 Gehalte der Summe der sieben PCB Kongenere in der Pfeffermuschel (Bezugsbasis Trockensubstanz).

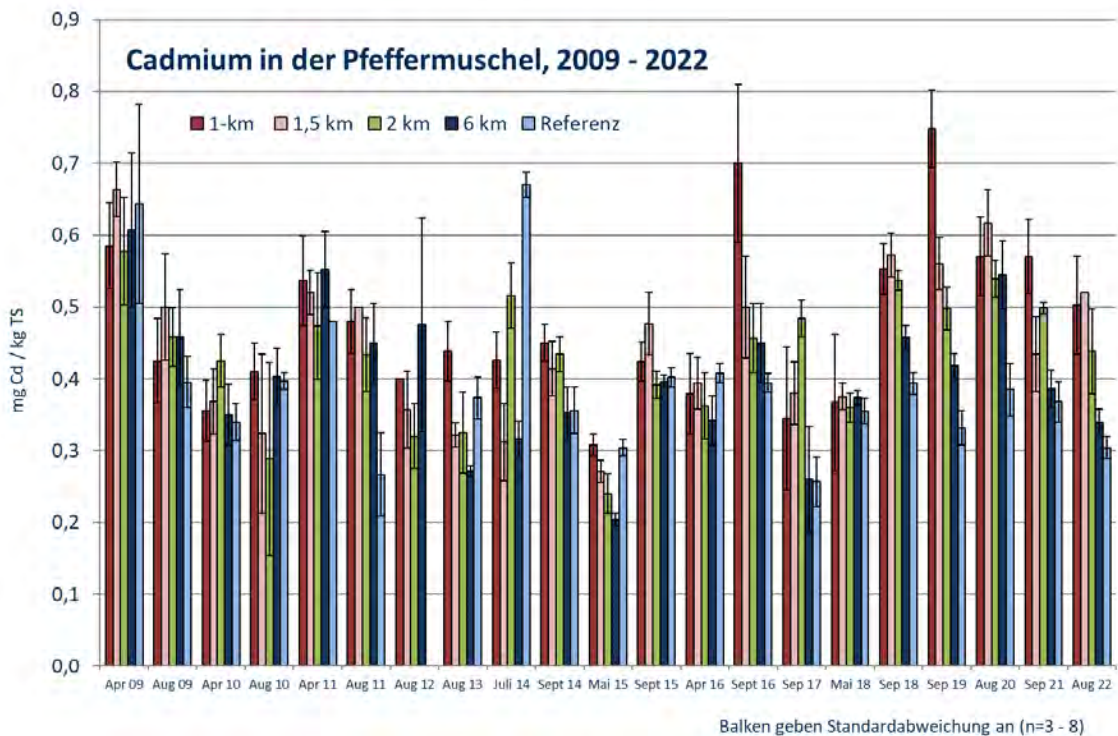


Abbildung 4-65 Belastung der Pfeffermuschel mit Cadmium (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

Tabelle 4-9 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Pfeffermuschel in Bezug zu den Referenzgebieten (Referenzgebiet 1 und 6-km-Kreis) und Hintergrund für Sept 2021.**

Parameter	TS 1-km	TS 1,5-km	TS 2-km	Lipid 1-km	Lipid 1,5-km	Lipid 2-km
Cd	n.s.	n.s.	n.s.			
Cu	n.s.	n.s.	n.s.			
Hg	n.s.	n.s.	n.s.			
Pb	n.s.	n.s.	n.s.			
Zn	n.s.	n.s.	n.s.			
PCB7	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB28	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB52	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB101	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB118	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB138	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB153	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB180	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
αHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG
βHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG
γHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG
opDDE	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDE	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDD	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDD	Sign. ↑	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
DDX	Sign. ↑	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
OCS	Sign. ↑	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
HCB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Fluoranthen	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Benzo(a)pyren	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PAK 12	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Unterlegung in grau: keine Signifikanz in Bezug zu beiden Referenzgebieten und zur Hintergrundbelastung, N<10, daher Signifikanztest: Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi. Unterlegung in rot: signifikant gegenüber beiden Referenzgebieten und zur Hintergrundbelastung (Signifikanzniveau $\alpha < 0,05$); TS: Trockensubstanz als Bezugsbasis, Lipid: Lipid als Bezugsbasis., BG: Parameter unterhalb der Bestimmungsgrenze

Bei den PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren (Abbildung 4-71) sowie der Summe der 12 PAK sind keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbring- oder Außengebiet festzustellen (Tabelle 4-9). Die vorliegenden Umweltqualitätsnormen (UQN) werden eingehalten (Kapitel 4.7.6).

Im Jahr 2021 sind bei keinem Parameter signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Außengebiet aufgetreten (Tabelle 4-9).

Im **August 2022** konnten trotz eines hohen Aufwandes nicht in allen Gebieten eine ausreichende Anzahl von Pfeffermuscheln gefischt werden. So liegt für den 1,5-km-Kreis nur eine einzelne Probe vor (Tabelle 4-8). Da gemäß dem im Jahr 2016 erteilten Einvernehmen und dessen Anpassung im Jahr 2018 zur Baggergutverbringung zu E3 der 1,5-km-Kreis um die Zentrumsordinate Ost dem Einbringbereich entspricht, wurde für den statistischen Gebietsvergleich im Jahr 2022 die Probe aus dem 1,5-km-Kreis mit den vier Einzelproben aus dem 1-km-Kreis zu einem Gebiet zusammengefasst. Um dennoch einen Überblick über die Entwicklungen im 1,5-km-Kreis zu bekommen, ist in der grafischen Darstellung das Gebiet dennoch separat abgebildet. Ein Fehlerbalken für den 1,5-km-Kreis Balken entfällt aufgrund des Fehlens von Parallelproben.

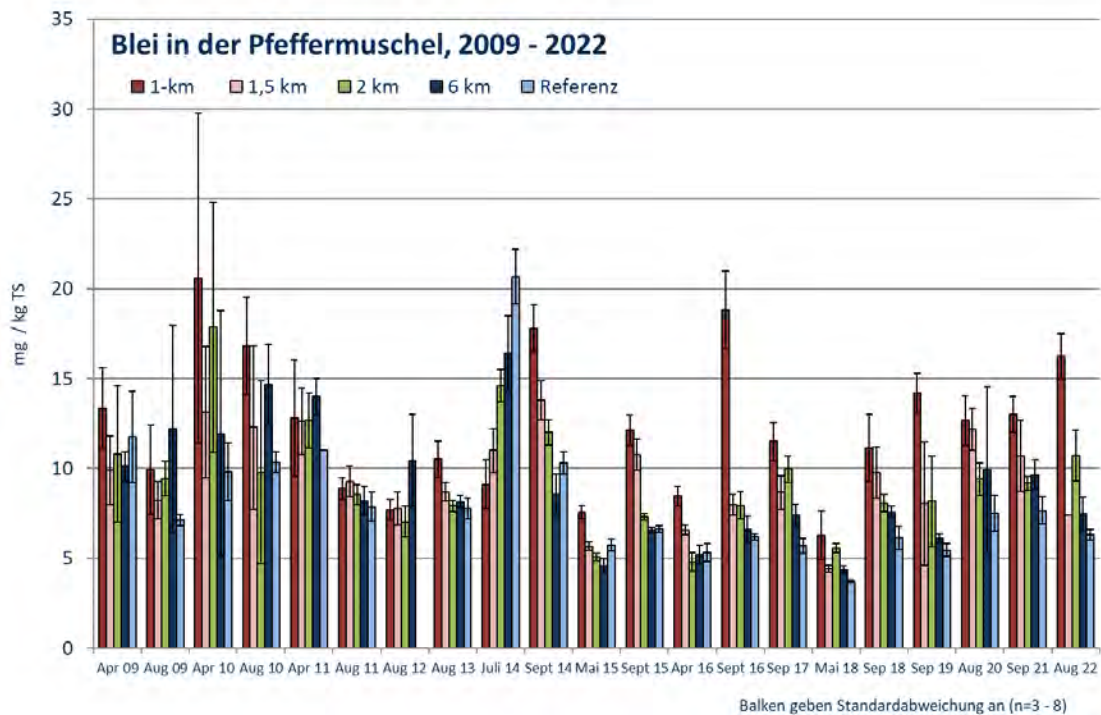


Abbildung 4-66 Belastung der Pfeffermuschel mit Blei (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

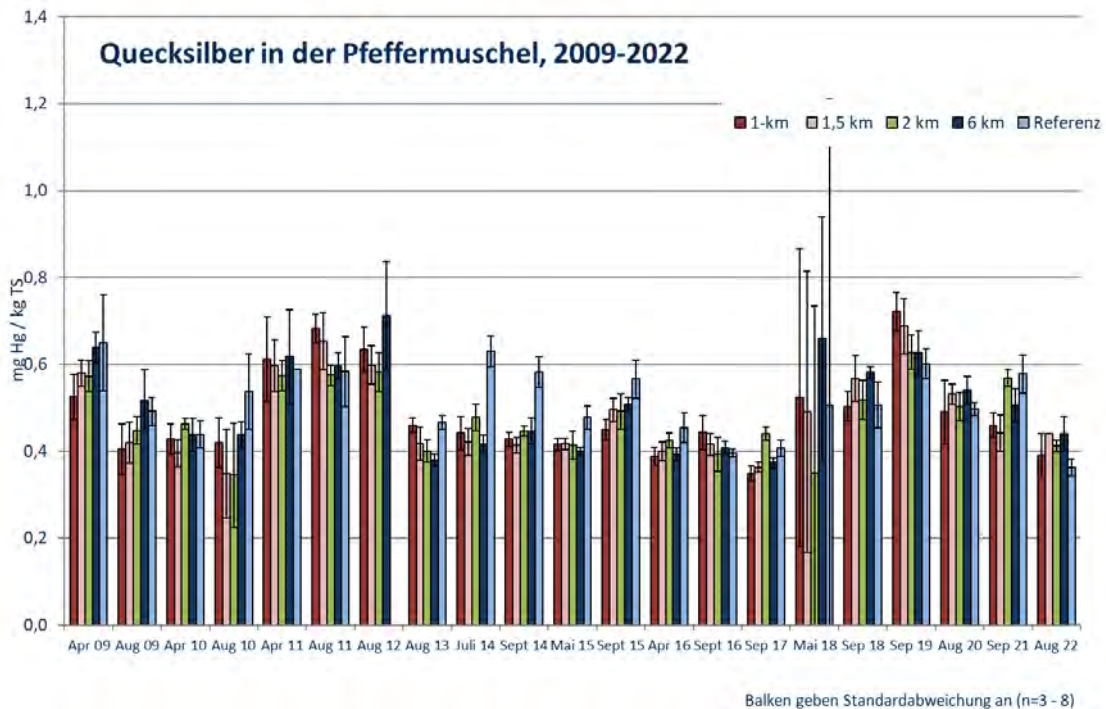


Abbildung 4-67 Belastung der Pfeffermuschel mit Quecksilber (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

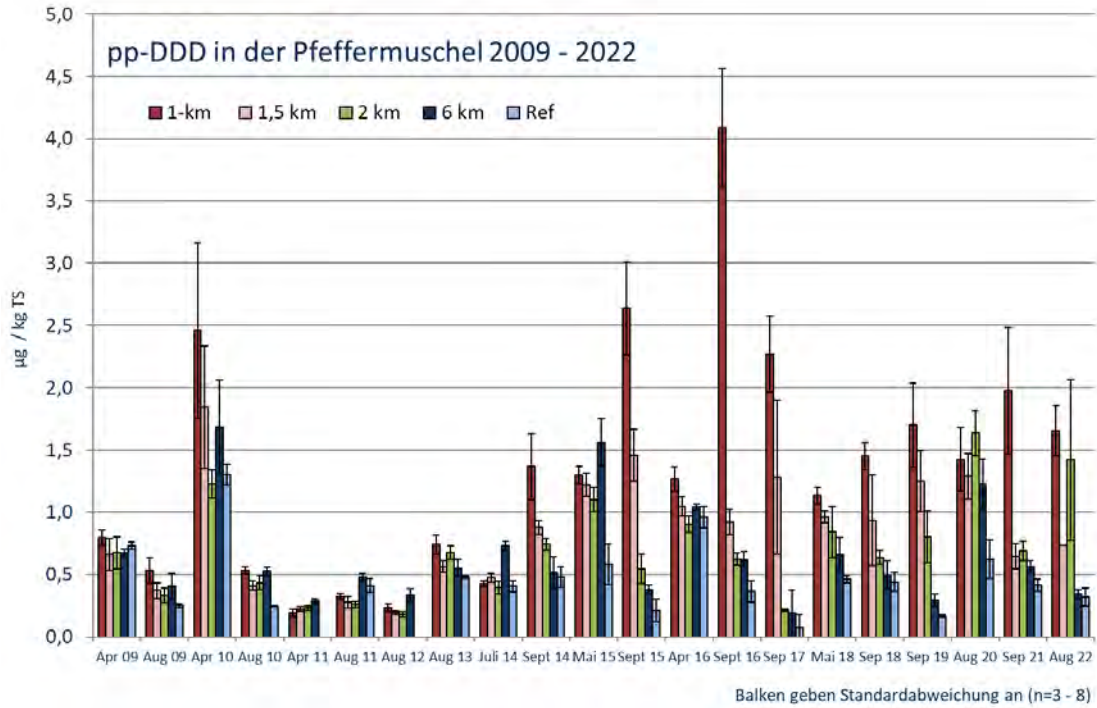


Abbildung 4-68 Belastung der Pfeffermuschel mit pp-DDD (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

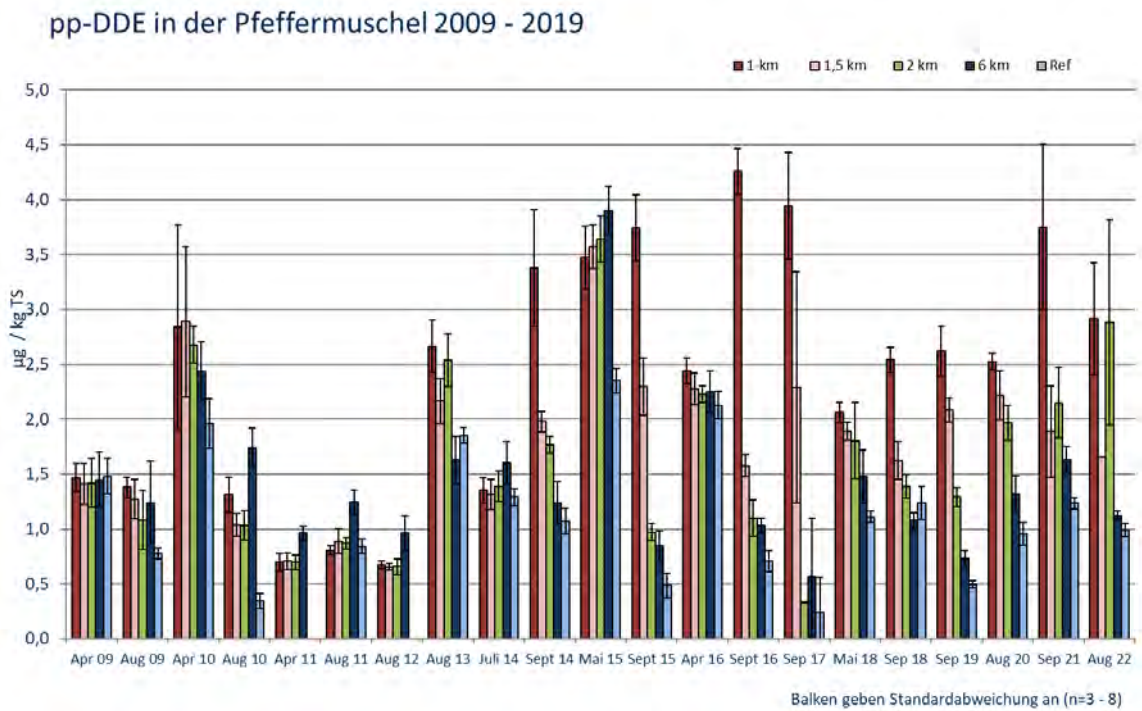


Abbildung 4-69 Belastung der Pfeffermuschel mit pp-DDE (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

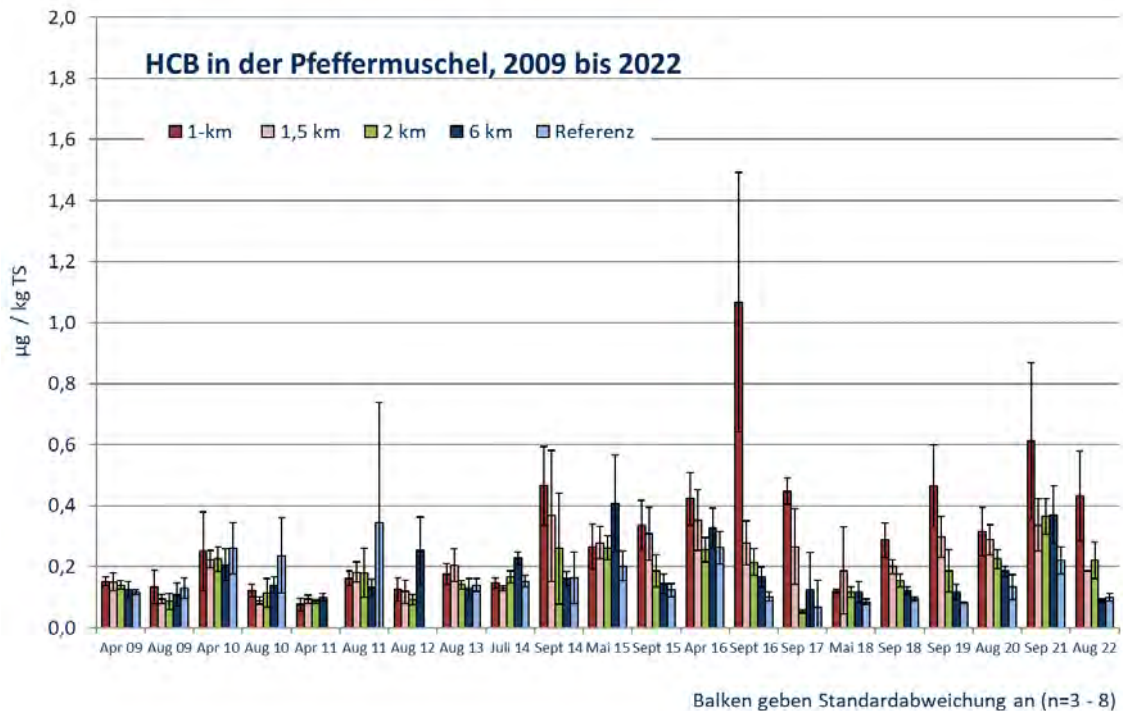


Abbildung 4-70 Belastung der Pfeffermuschel mit HCB (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

Für August 2022 liegen die Gehalte der PCB Kongenere 28 – 180 wieder auf dem Niveau der Vorjahre (2016-2020), baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet bestehen weder für die auf Trockensubstanz noch für die auf Lipid bezogenen Gehalte (Abbildung 4-64, Tabelle 4-10).

Bei den Metallen liegen die Stoffgehalte von Cadmium, Blei und Kupfer im 1-km-Kreis signifikant höher als im Referenzgebiet 1, nicht aber als im 6-km-Kreis Referenzgebiet (Abbildung 4-65, Abbildung 4-66). Für Zink und Quecksilber liegen keine signifikanten Gebietsunterschiede vor. Eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich oder im Außengebiet ist im Jahr 2022 für kein Metall festgestellt worden (Tabelle 4-10, Abbildung 4-67).

Im August 2022 liegen die HCH-Verbindungen β - bzw. γ -HCH im Gegensatz zu dem Großteil der Untersuchungen der Vorjahre im Einbringbereich und Außengebiet bzw. in allen Gebieten weitgehend oberhalb der Bestimmungsgrenze. Für α -HCH liegen vorrangig die Gehalte der Muscheln in Referenzgebiet 1 und sporadisch aus den anderen Gebieten oberhalb der Bestimmungsgrenze. Für β -HCH zeigen die auf Trockensubstanz bezogenen Stoffgehalte im Außengebiet signifikante Gebietsunterschiede zum Referenzgebiet 1, nicht aber zum 6-km-Kreis Referenzgebiet an. Für α - und γ -HCH sind keine Gebietsunterschiede feststellbar. Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich oder im Außengebiet sind daher für die HCH-Verbindungen nicht festzustellen (Tabelle 4-10). Für die Summe der sechs DDT-Verbindungen, op-DDD und pp-DDE liegen die Gehalte im Einbringgebiet und Außengebiet zwar signifikant höher als im Referenzgebiet 1, aber nicht zum 6-km-Kreis Referenzgebiet (Abbildung 4-69). Aufgrund einer hohen Variabilität und eines geringen Probenumfangs sind im Jahr 2022 für die DDT-Verbindungen und für das OCS ebenfalls keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen festzustellen (Tabelle 4-10). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich sind hingegen für HCB sowohl für die auf Trockensubstanz als auch für die auf Lipid bezogenen Gehalte festzustellen (p jeweils $< 0,005$, Tabelle 4-10).

Tabelle 4-10 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Pfeffermuschel in Bezug zu den Referenzgebieten (Referenzgebiet 1 km- und 6 km-Kreis) sowie zur Hintergrundbelastung für August 2022**

Parameter	TS 1+1,5km	TS 2-km AU	Lipid 1+1,5-km	Lipid 2-km
Cd	n.s.	n.s.		
Cu	n.s.	n.s.		
Hg	n.s.	n.s.		
Pb	n.s.	n.s.		
Zn	n.s.	n.s.		
PCB7	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB28	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB52	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB101	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB118	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB138	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB153	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB180	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
αHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
βHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
γHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDE	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDE	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDD	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDD	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
DDX	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
OCS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
HCB	Sign. ↑	n.s.	Sign. ↑	n.s.
Fluoranthen	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Benzo(a)pyren	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PAK 12	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Unterlegung in grau: keine Signifikanz, N<10, daher Signifikanztest Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi. Unterlegung in rot: signifikant angereichert in Bezug zu beiden Referenzgebieten und zur Hintergrundbelastung (Signifikanzniveau $\alpha < 0,05$). TS: Trockensubstanz als Bezugsbasis, Lipid: Lipid als Bezugsbasis, BG: Parameter unterhalb der Bestimmungs-grenze.

Bei den PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren sowie der Summe der 12 untersuchten PAK (Tabelle 4-10, Abbildung 4-71) sind keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbring- oder Außengebiet für das Jahr 2022 festzustellen. Die Gehalte der PAK liegen im Jahr 2022 wieder auf einem niedrigeren Niveau als in den Jahren 2020 und 2021 (E3 Jahresbericht der HPA, 2019-2020). Die vorliegenden UQN für Benzo(a)pyren und Fluoranthen werden eingehalten.

Eine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung außerhalb des Einbringbereichs wird im August 2022 für keinen Parameter festgestellt (Tabelle 4-10).

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

In den Kampagnen der Jahre 2021 bzw. 2022, die verbringungsbegleitend durchgeführt wurden, werden bei den Pfeffermuscheln signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen einzelner chlororganischer Verbindungen (pp-DDD, Summe DDT, OCS bzw. HCB) im 1-km-Kreis hauptsächlich für die auf Trockensubstanz bezogenen Gehalte festgestellt.

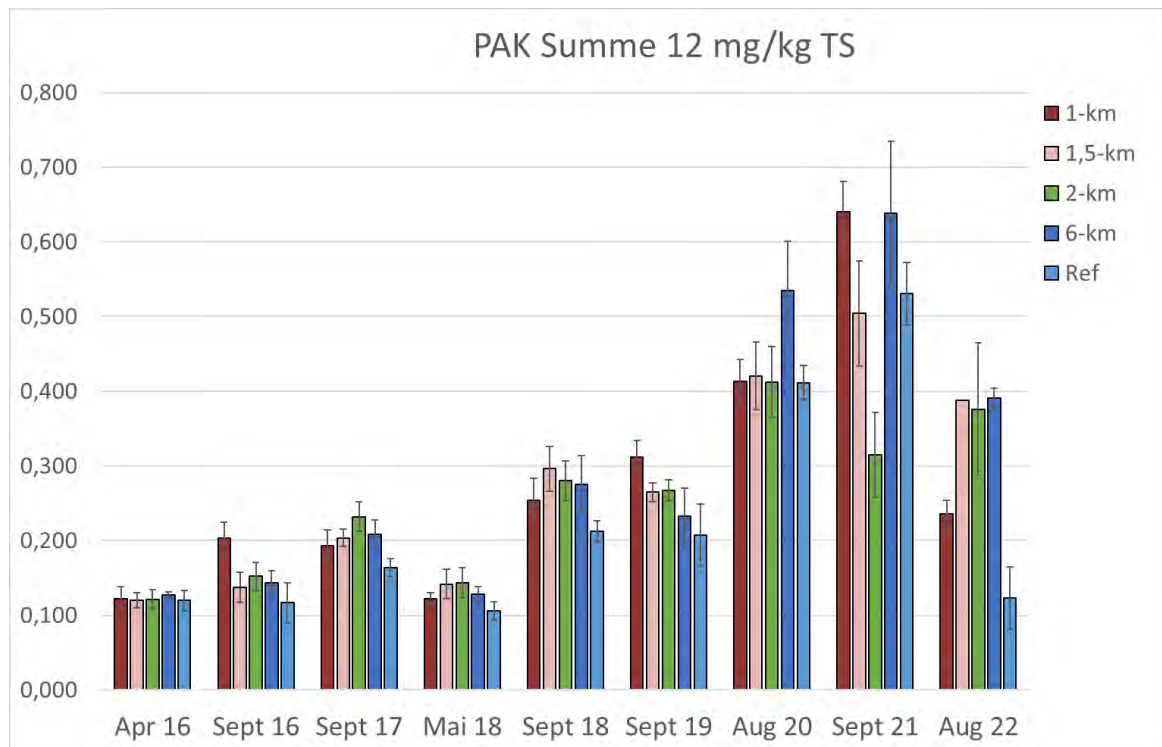


Abbildung 4-71 Belastung der Pfeffermuschel mit der Summe der 12 untersuchten PAK-Verbindungen (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

Während im September 2016 die bisherigen Maxima für die mittleren op-DDD, pp-DDD, op-DDE, pp-DDE, OCS und HCB-Gehalte festgestellt wurden (E3-Jahresbericht der HPA, 2016), liegen die Gehalte seit 2017 wieder auf einem niedrigeren Niveau, was auch für die Jahre 2021 und 2022 bestätigt werden kann. Dennoch liegen die mittleren Gehalte der Summe der sechs DDT-Verbindungen im Einbringbereich in den Jahren 2021/2022 mit 5,2-6,5 µg/kg TS etwas über den mittleren Gehalten (4,1-4,5 µg/kg TS) der Jahre 2018-2020 (Abbildung 4-68, Abbildung 4-69, Abbildung 4-70). Inwiefern das einen generellen ansteigenden Trend darstellt, wird in den nächsten Jahren weiter beobachtet werden müssen. Im Jahr 2022 liegen auch die mittleren Gehalte der organischen Schadstoffe im 2-km-Kreis auf einem, im Vergleich zu den Vorjahren, höheren Niveau. Dennoch wurde durch eine hohe Variabilität und einen geringen Stichprobenumfang keine signifikante Anreicherung gegenüber beiden Referenzgebieten festgestellt. Im Jahr 2022 wurden quantifizierbare Gehalte von β- und γ-HCH in den Pfeffermuscheln des Einbringbereichs festgestellt, während der Großteil der Proben aus den vorangehenden Untersuchungsjahren unterhalb der Bestimmungsgrenze lag. In welchem Ausmaß die messbaren Gehalte der Verbindungen eine zunehmende Anreicherung der Parameter darstellen, wird in den nächsten Jahren weiter beobachtet werden müssen.

Das bisherige Maximum der Cadmiumgehalte aus dem Jahr 2016 wurde im Jahr 2019 übertroffen. Seit 2020 haben die Gehalte im Einbringbereich wieder abgenommen. Dies hat sich in den Jahren 2021 und 2022 fortgesetzt. Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen wurden seit 2019 nicht mehr festgestellt. Für das Blei liegen die Gehalte im Einbringbereich innerhalb des Hintergrunds der Gehalte des Untersuchungszeitraums. Nach einem lokalen Maximum im Jahr 2016, gefolgt von einem deutlichen Rückgang im Jahr 2017, scheinen die Gehalte in allen Gebieten, aber besonders im Einbringbereich, jedoch wieder etwas anzusteigen. Ob es sich hierbei um einen ansteigenden Trend handelt, muss weiter geprüft werden.

Die Gehalte der Summe der 12 untersuchten PAK (auf Trockensubstanz bezogen) liegen im Jahr 2021 noch einmal höher als im Jahr 2020 und damit vier- bis fünfmal so hoch wie im Jahr 2016 bei

der ersten Messung (Abbildung 4-71). Werden die Gehalte auf das Frischgewicht (oder Lipid) bezogen, liegen die Gehalte unterhalb des Niveaus des Jahres 2020. Möglicherweise hat das Auftauen vor der Schadstoffanalyse der Pfeffermuscheln (s.o.) zu einem teilweisen Abbau der Trockensubstanz geführt, so dass höhere Gehalte der PAK (und möglicherweise auch anderer Parameter) auch dadurch zu begründen sind. Im Jahr 2022 liegen die PAK-Gehalte auf TS (und auf Frischgewicht und Lipid) bezogen insgesamt wieder auf einem niedrigeren Niveau als in den Jahren 2020 und 2021. Für die Einhaltung der UQN in Muscheln ist der Gehalt von Fluoranthen und Benzo(a)pyren auf das Frischgewicht zu beziehen. Ein Anstieg der Gehalte in den Jahren 2021 oder 2022 ist für beide Parameter nicht festzustellen. Wie bereits in den Vorjahren liegen die jeweils höchsten mittleren Gehalte im 6-km-Kreis. Die UQN werden in allen Gebieten in den Jahren 2021 und 2022 eingehalten.

In den Jahren 2021 und 2022 ist zu keiner Zeit bei keinem Parameter im 2-km-Kreis eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung abzuleiten. Eine signifikante, baggergutbedingte Bioakkumulation außerhalb des Einbringbereichs liegt damit für die Jahre 2021 bis 2022 nicht vor.

4.7.3 Bioakkumulation in der Kliesche

Die Fischart Kliesche (*Limanda limanda*) ist ein am Boden lebender Plattfisch, der sich von benthischen, wirbellosen Organismen wie Schnecken, Muscheln und Seeigeln ernährt. Die Kliesche wurde als Organismus für das Bioakkumulationsmonitoring an Fischen ausgewählt, da sie in dem Gebiet häufig anzutreffen ist. Außerdem wird die Kliesche auch im Monitoring des BLMP beprobt, so dass Vergleichsdaten vorliegen. Ein weiterer Vorteil bei dieser Fischart ist, dass die Kliesche im Vergleich zu anderen Arten relativ ortstreu ist.

a) Probennahme

Die Beprobung der Kliesche wird seit 2009 jeweils im Herbst durchgeführt. Für die Analysen werden, bis auf wenige Ausnahmen, weibliche Tiere untersucht, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. In der Verbringpause zwischen 2010 und 2014 wurde im Jahr 2012 keine Befischung der Kliesche durchgeführt. Im Frühjahr 2019 hat eine zusätzliche Klieschenbeprobung stattgefunden, um die Untersuchungsergebnisse des Jahres 2018 besser einordnen zu können. Die Ergebnisse wurden im E3 Jahresbericht der HPA der Jahre 2017-2018 vorgestellt (E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018).

Die Untersuchungen wurden im Laufe des Monitorings sukzessiv erweitert. So werden seit 2011 nicht mehr nur 30, sondern 45 Klieschen der Größenklasse 19-25 cm gesammelt. Von den gesammelten Klieschen wird das Lebergewebe von meist drei Tieren vereinigt, um ausreichend Material für die Analysen zu erhalten. Insgesamt sollen so seit 2011 pro Gebiet 15 Proben untersucht werden. In den Jahren 2021 bzw. 2022 wurden pro Probe bis zu sieben Lebern vereinigt, um eine ausreichend große Probenmenge und Anzahl zu generieren. Im Jahr 2021 wurden pro Gebiet 11-14 und im Jahr 2022 12-15 Proben untersucht. Neben den Untersuchungen an den Lebern wird seit 2011 auch die Bioakkumulation im Muskelgewebe der Klieschen überprüft. Zunächst wurden hierfür fünf Proben pro Gebiet verwendet, im Jahr 2016 wurde die Anzahl der Muskelproben von 5 auf 10 pro Gebiet erhöht, um eine verbesserte statistische Auswertung zu ermöglichen.

Die Proben werden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink) und Arsen, PCB (Summe 7), chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) und zinnorganische Verbindungen (MBT, DBT, TBT, TeBT) sowie den Fettgehalt untersucht. Seit dem Jahr 2018 werden außerdem die Stoffe, für die im Jahr 2018 neue Umweltqualitätsnormen gültig geworden sind und für die im Hamburger Hafen Überschreitungen festgestellt wurden (FGG Elbe 2018b), an jeweils fünf Muskelproben pro Gebiet analysiert. Zu den

Stoffen gehören die bromierten Diphenylether BDE28, 47, 99, 100, 153 und 154 sowie Heptachlor mit Heptachlorepoxyd. Die Auswertung der Proben wird in Kapitel 4.7.6 vorgenommen. Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt für die Schwermetalle und die zinnorganischen Verbindungen bezogen auf die Trockensubstanz (TS) und für die PCB und die weiteren chlororganischen Verbindungen in den Lebern zusätzlich auf den Lipidgehalt. Aufgrund der geringeren Lipidgehalte werden die organischen Schadstoffe in den Muskelproben ebenfalls auf die Trockensubstanz bezogen ausgewertet und zusätzlich eine lipidbezogene Auswertung mit informellem Charakter durchgeführt. Die Analysen finden an Kliesen aus den vier Gebieten Einbringstelle (1-km-Kreis mit Klappzentren), Außengebiet (2- bis 3-km-Kreis), Referenzgebiet 1 und Referenzgebiet 2 (Abbildung 4-72) statt. Für das Teilgebiet Einbringstelle werden die Klappzentren Ost und Süd sowie der 1-km-Kreis um die Zentralkoordinate des Klappzentrums Ost als Überschneidungsbereich zusammengefasst beprobt. Seit der Änderung des Einvernehmens zur Baggergutverbringung nach E3 im Jahr 2018 entspricht eigentlich nicht mehr der 1-km-, sondern der 1,5-km-Kreis um die Zentralkoordinate des Klappzentrums Ost und der Überlappungsbereich mit dem 1-km-Kreis um die Zentrumskoordinate West dem Einbringbereich. Um die Kontinuität mit den vorangegangenen Untersuchungen zu wahren, wurde in den Jahren 2021 und 2022 auch weiterhin der 1-km-Kreis beprobt, der im Folgenden als „Einbringstelle“ bezeichnet wird. Eine gesonderte Beprobung des 1,5-km-Kreises erfolgte, wie auch in den vergangenen Jahren, nicht.

Ausgewählte Schadstoffe werden als Grafik dargestellt, um die Entwicklung über die Zeit und die qualitativen Unterschiede zwischen den Teilgebieten abzubilden. Die abgebildeten Schadstoffe stehen stellvertretend für die jeweiligen Schadstoffgruppen.

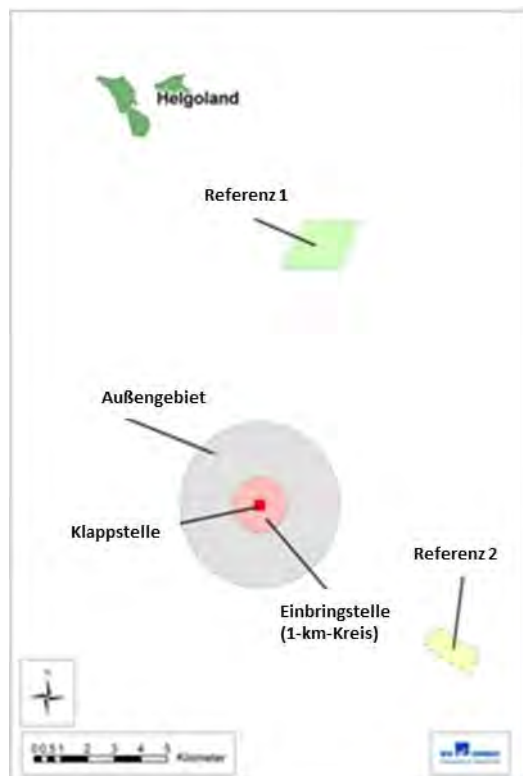


Abbildung 4-72 Untersuchungsgebiete für das Kliesen- und Schollenmonitoring.

b) Gebietsvergleich

In der statistischen Auswertung werden alle vier untersuchten Gebiete miteinander verglichen, um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede ($\alpha < 0,05$) zwischen den einzelnen Teilgebieten im Belastungsniveau der jeweiligen Schadstoffe bestehen. In der nachfolgenden Darstellung werden alle signifikanten Unterschiede dargestellt, die für das Einvernehmen relevant sind. Dies sind

signifikante Anreicherungen auf der Einbringstelle sowie dem Außengebiet in Bezug zu den beiden Referenzgebieten. In Einzelfällen werden weitere Signifikanzen erwähnt, um die Hintergrundbelastung darzustellen oder um Anreicherungen zu belegen, die unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten. Eine vollständige Übersicht über die ermittelten, signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten und den beiden Referenzgebieten bieten Tabelle 4-11, Tabelle 4-12, Tabelle 4-13 und Tabelle 4-14.

Im **Herbst 2021** liegen die Stoffgehalte der PCB-Kongenere in den Leberproben der Kliesche auf einem ähnlichen Niveau wie im Jahr 2020. Die höchsten Mittelwerte werden im Außengebiet festgestellt, allerdings zeigen die Gehalte in allen Gebieten eine hohe Variabilität, so dass baggergutbedingte Anreicherungen hier nicht abzuleiten sind (Abbildung 4-73).

Bei den Metallen sind ebenfalls keine baggergutbedingten Anreicherungen festzustellen. Insgesamt liegen die Gehalte in allen Gebieten auf einem vergleichbaren Niveau. Die Gehalte von Arsen, Blei, Cadmium und Kupfer liegen im Jahr 2021 auf einem etwas höheren Niveau als in den Jahren 2019 und 2020 und für Arsen nehmen die Gehalte seit 2018 sogar kontinuierlich zu (Abbildung 4-74). Hinweise auf einen Zusammenhang mit der Baggergutverbringung liegen hierfür nicht vor. Für Quecksilber sind kaum Änderungen zu den Vorjahren erkennbar, für Zink liegen die Gehalte insgesamt jedoch seit 2019 auf einem höheren Niveau (Abbildung 4-75, Abbildung 4-76).

Für die Metalle und die PCB-Kongenere sind damit keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbringbereich sowie im Außengebiet festzustellen (s. Tabelle 4-11).

Tabelle 4-11 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Kliesche in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2021**

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	ns	ns		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	ns	ns		
Zn	ns	ns		
MBT	BG	BG		
DBT	ns	ns		
TBT	BG	BG		
TeBT	BG	BG		
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
αHCH	BG	BG	BG	BG
βHCH	ns	ns	ns	ns
γHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	ns	ns	ns	ns
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	ns	ns	ns	ns
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	ns	ns	ns	ns
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	ns	ns	ns	ns
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Signifikanztest: ANOVA-Test mit Post-Hoc-Test Scheffe bei Vorliegen einer Normalverteilung, sonst Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi. Unterlegung in Rot: signifikant angereichert in Bezug zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist ($\alpha < 0,05$).

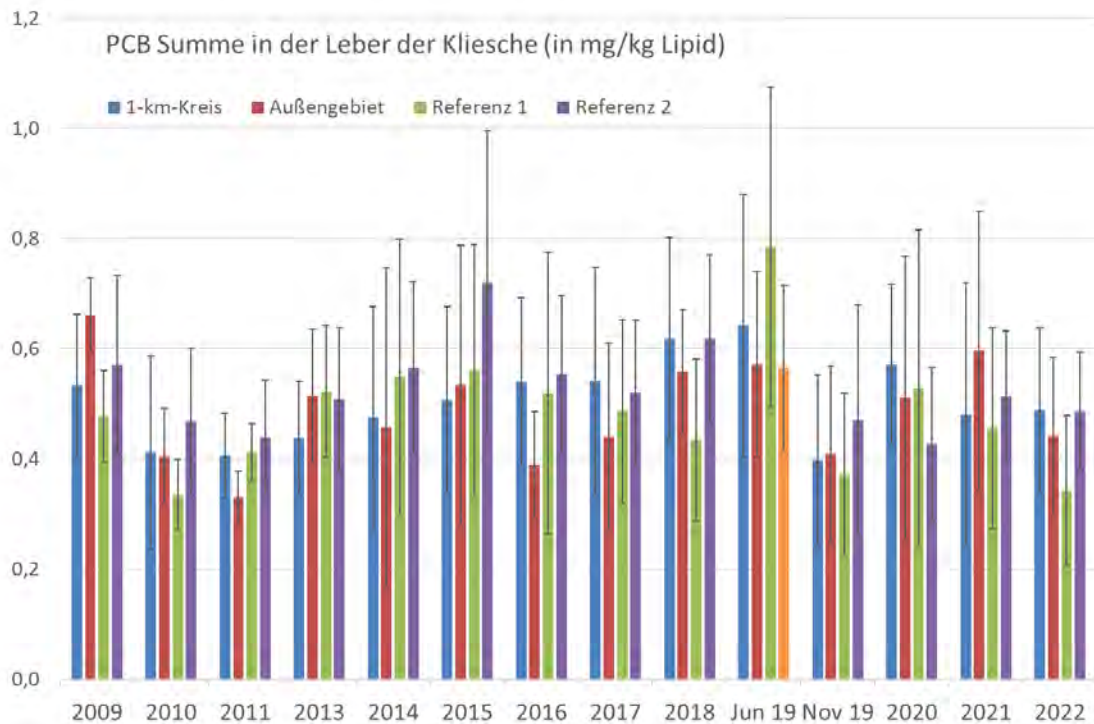


Abbildung 4-73 Mittlere Gehalte der Summe der sieben PCB-Kongenere im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Lipid)

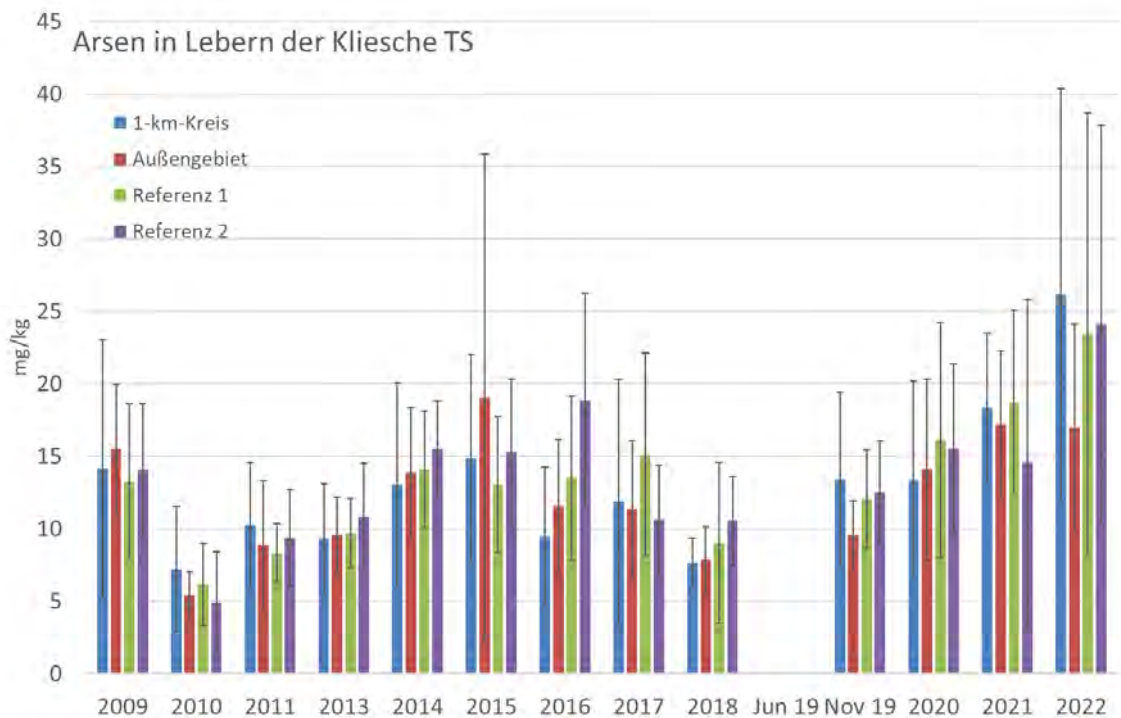


Abbildung 4-74 Mittlere Arsengehalte im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

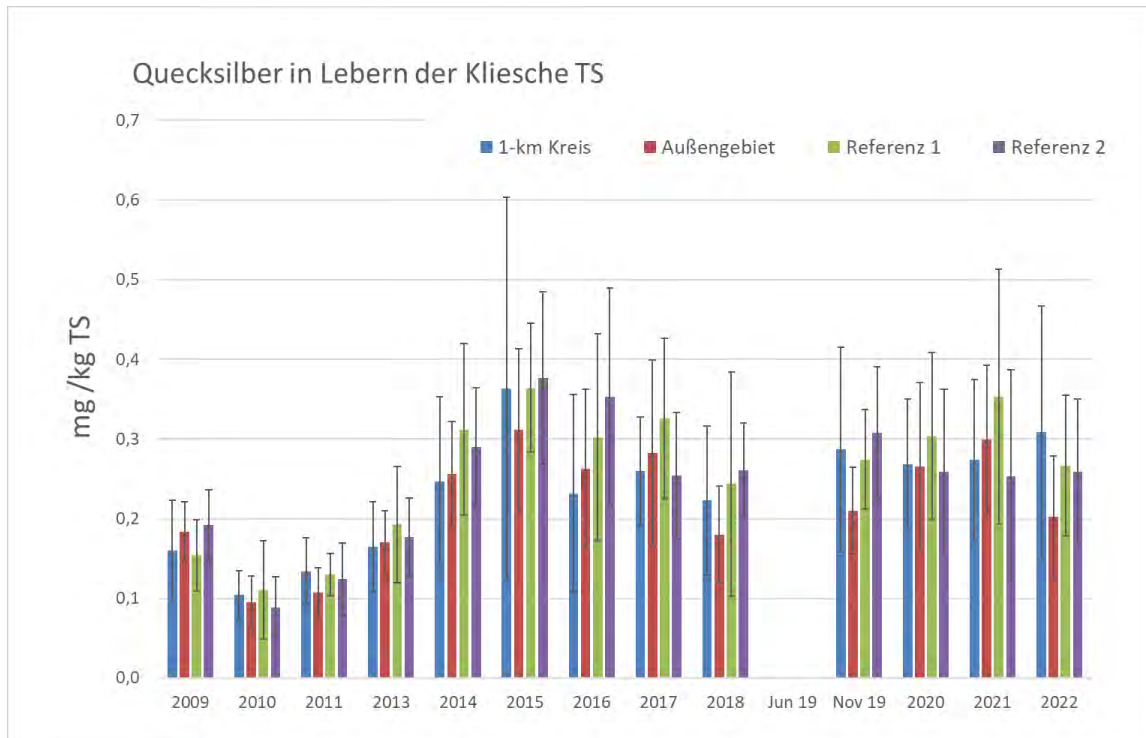


Abbildung 4-75 Mittlere Quecksilbergehalte im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

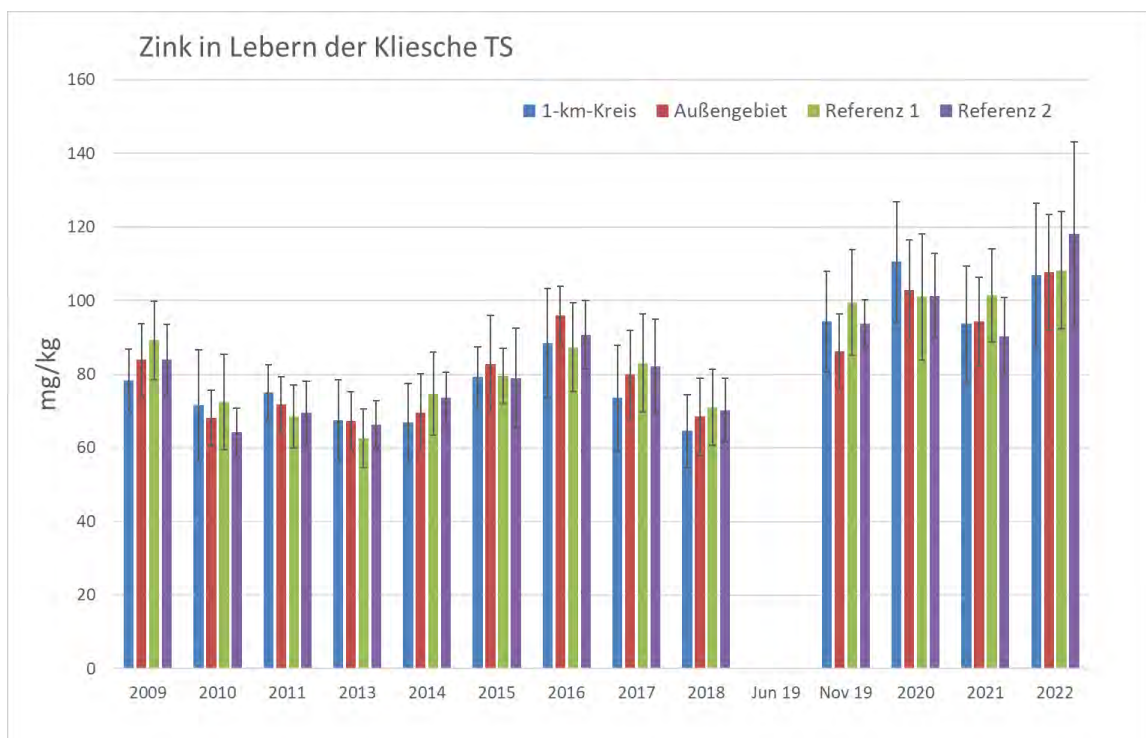


Abbildung 4-76 Mittlere Zinkgehalte im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

In den Lebern der Kliesche liegen die zinnorganischen Verbindungen MBT, DBT und TBT im November 2021 im Einbringbereich und im Außengebiet unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für TeBT wird in einer einzelnen Probe ein Befund oberhalb der Bestimmungsgrenze im Außengebiet festgestellt. In beiden Referenzgebieten werden vereinzelt Gehalte von MBT und DBT oberhalb

der Bestimmungsgrenze festgestellt. Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbring- oder Außengebiet liegen demnach für die zinnorganischen Verbindungen im Jahr 2021 nicht vor (Abbildung 4-77, Tabelle 4-11).

Bei den chlororganischen Schadstoffen sind im Herbst 2021 ebenfalls keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen auf der Einbringstelle oder dem Außengebiet festzustellen (Tabelle 4-11). Für HCB ist zu den Jahren 2019 und 2020 keine Veränderung festzustellen. Die Gehalte liegen in den Gebieten auf einem vergleichbaren Niveau (Abbildung 4-78). Bei den DDT-Verbindungen zeigen die op-DDD Gehalte etwas niedrigere Gehalte als in den Jahren 2019 und 2020 an (Abbildung 4-79), für die Summe der DDT-Verbindungen ist zu sehen, dass die Gehalte auf dem Niveau der Vorjahre liegen (Abbildung 4-80). Im Gegensatz zu den anderen chlororganischen Stoffen zeigen die OCS-Gehalte im Jahr 2021 in allen Gebieten, besonders aber im Einbringbereich, im Außengebiet und in Referenzgebiet 2 einen starken Anstieg an und liegen ca. doppelt so hoch wie im Jahr 2020, ohne dass dies auf die Verbringung zurückgeführt werden kann.

In den Klieschenlebern wurde im Jahr 2021 für keinen Parameter eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich oder im Außengebiet festgestellt (Tabelle 4-11).

Im **Herbst 2022** liegen die Gehalte der PCB Kongenere in den Gebieten Einbringbereich, Außengebiet und Referenzgebiet 2 höher als in Referenzgebiet 1. Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen einzelner PCB Kongenere in den Leberproben der Kliesche sind jedoch nicht festzustellen (Abbildung 4-73, Tabelle 4-12).

Bei den Metallen sind ebenfalls keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen abzuleiten (Tabelle 4-12). Insgesamt liegen die Gehalte von Blei, Kupfer, und Quecksilber im Jahr 2022 im Bereich langjähriger Mittelwerte (Abbildung 4-75). Für die Arsen- und Zinkgehalte scheint sich der Trend zu höheren Gehalten im Jahr 2022 weiter fortzusetzen (Abbildung 4-74, Abbildung 4-76). Dies betrifft jedoch alle Gebiete, ein Einfluss der Baggergutverbringung kann hierfür nicht hergestellt werden.

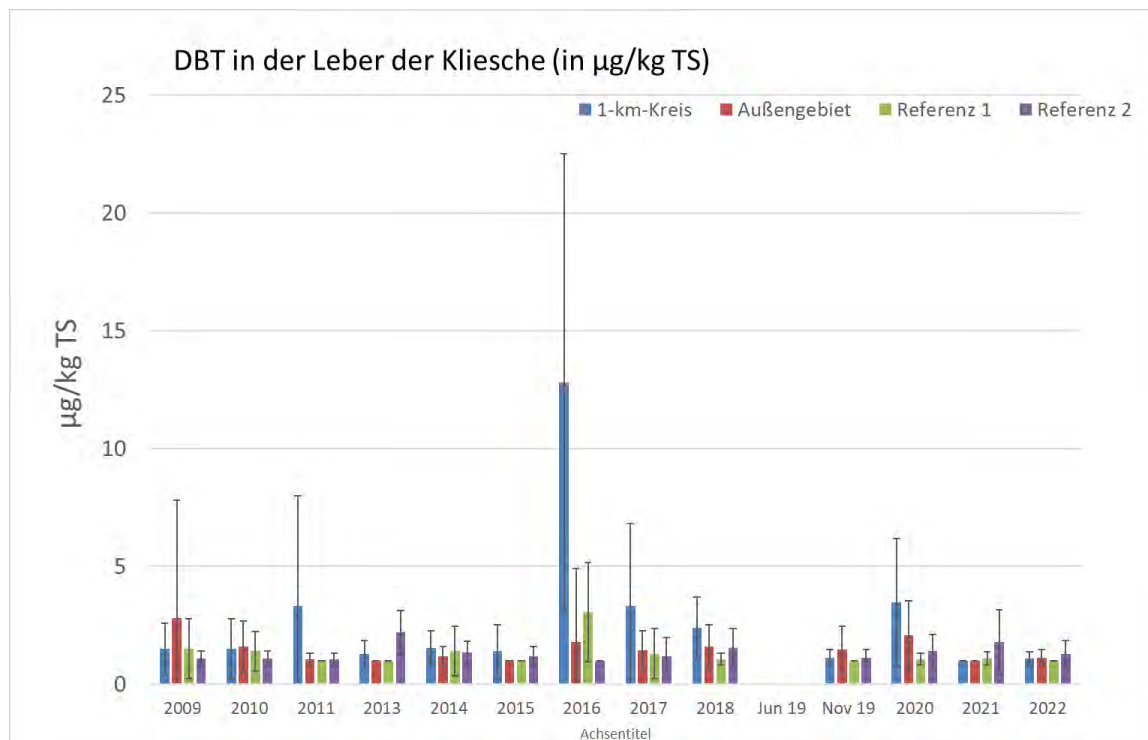


Abbildung 4-77 Mittlere Gehalte an DBT im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Tabelle 4-12 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Kliesche in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2022**

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	ns	ns		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	ns	ns		
Zn	ns	ns		
MBT	BG	BG		
DBT	ns	ns		
TBT	BG	BG		
TeBT	BG	BG		
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
αHCH	ns	ns	ns	ns
βHCH	ns	ns	ns	ns
γHCH	ns	ns	ns	ns
opDDE	ns	ns	ns	ns
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	ns	ns	ns	ns
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	ns	ns	ns	ns
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	ns	ns	ns	ns
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Signifikanztest: ANOVA-Test mit Post-Hoc-Test Scheffe bei Vorliegen einer Normalverteilung, sonst Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi. Unterlegung in Rot: signifikant angereichert in Bezug zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant ($\alpha < 0,05$) wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

Bei den zinnorganischen Verbindungen liegen die Gehalte von MBT, TBT und TeBT unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für DBT liegen vereinzelte Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze vor. Insgesamt liegen die dadurch bedingten Mittelwerte der DBT-Gehalte im Jahr 2022 auf einem sehr niedrigen Niveau (Abbildung 4-77). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen wurden nicht festgestellt (Tabelle 4-12).

Bei den chlororganischen Schadstoffen sind im Jahr 2022 ebenfalls keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen in den Klieschenlebern festzustellen (Tabelle 4-12). Die DDT-Verbindungen liegen auf einem etwas niedrigeren Niveau als im Jahr 2021 (Abbildung 4-79, Abbildung 4-80) und auch die OCS-Gehalte in den Klieschenlebern sind auf dem niedrigsten Stand seit 2016. Im Gegensatz dazu treten bei α - und β -HCH im Jahr 2022 höhere Gehalte als in den Vorjahren auf (Abbildung 4-81), für γ -HCH liegen sie knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze. Für α -HCH liegen die Gehalte erstmalig seit 2017 oberhalb der Bestimmungsgrenze, für γ -HCH seit 2019. Eine Erklärung für den Anstieg ist nicht bekannt, ein Hinweis auf einen Zusammenhang mit der Baggergutverbringung besteht nicht, da die höheren Gehalte in allen Gebieten auftreten (Abbildung 4-81).

In den Klieschenlebern wurde im Jahr 2022 für keinen Parameter eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich oder im Außengebiet festgestellt (Tabelle 4-12).

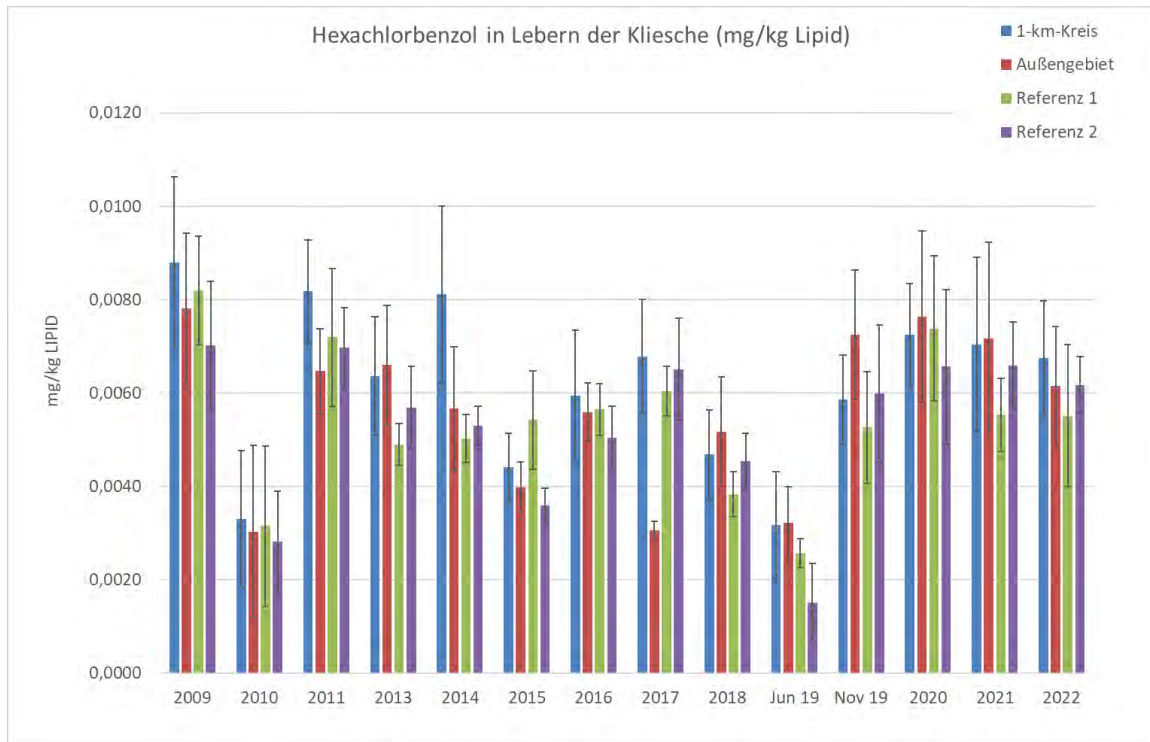


Abbildung 4-78 Mittlere Gehalte an HCB im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Lipid)

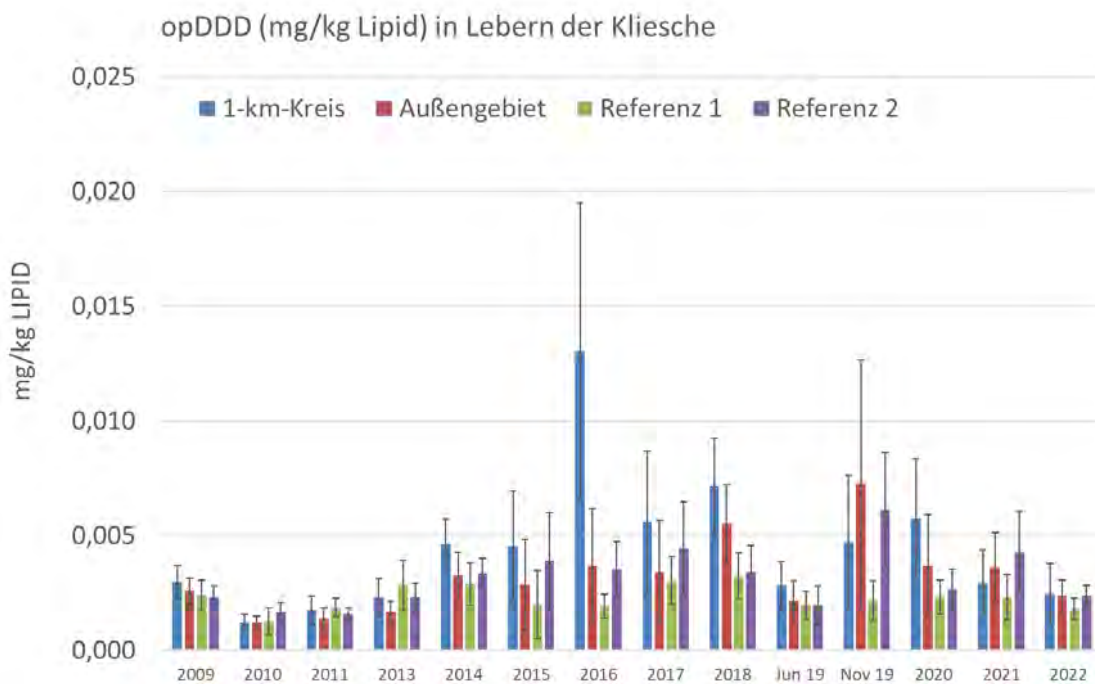


Abbildung 4-79 Mittlere Gehalte an op-DDD im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Lipid)

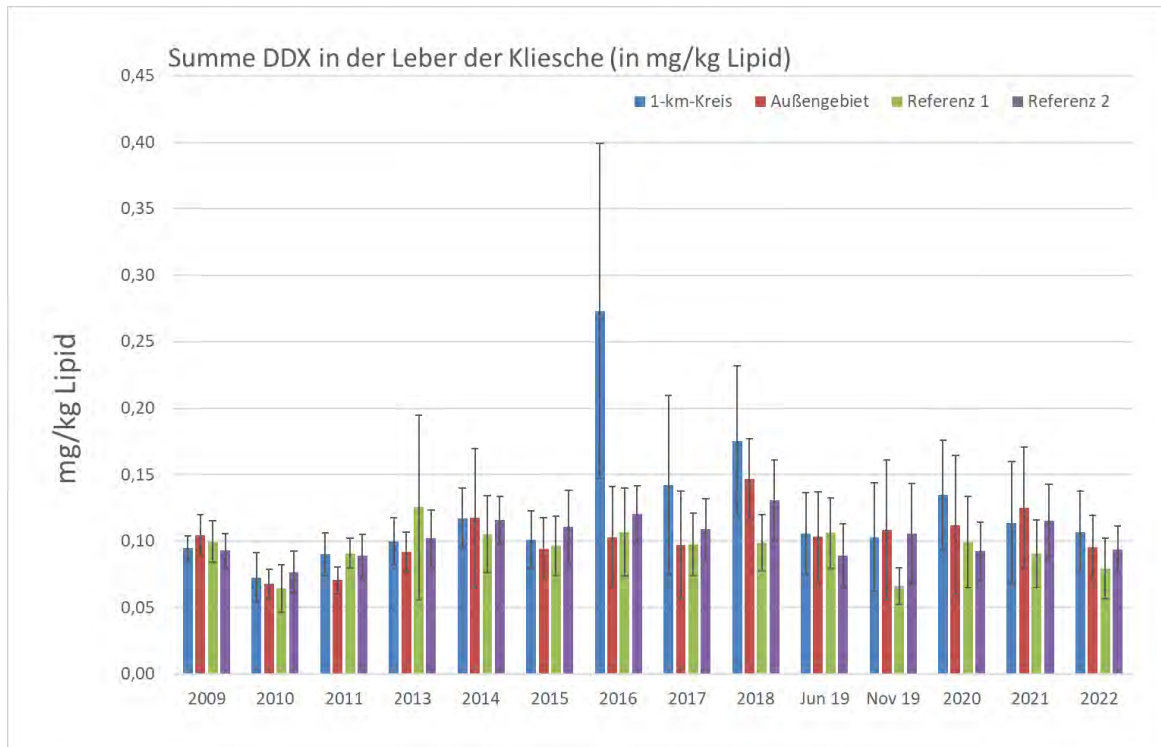


Abbildung 4-80 Mittlere Gehalte der Summe der DDT-Verbindungen im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Lipid)

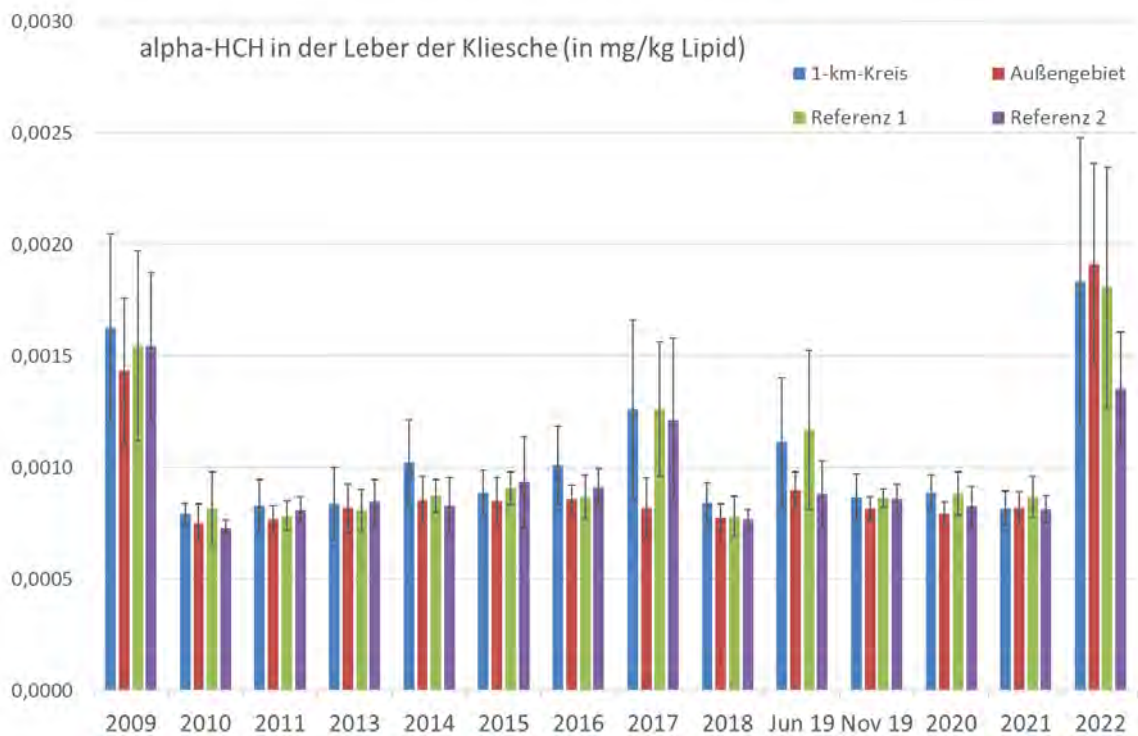


Abbildung 4-81 Mittlere Gehalte an α -HCH im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Lipid)

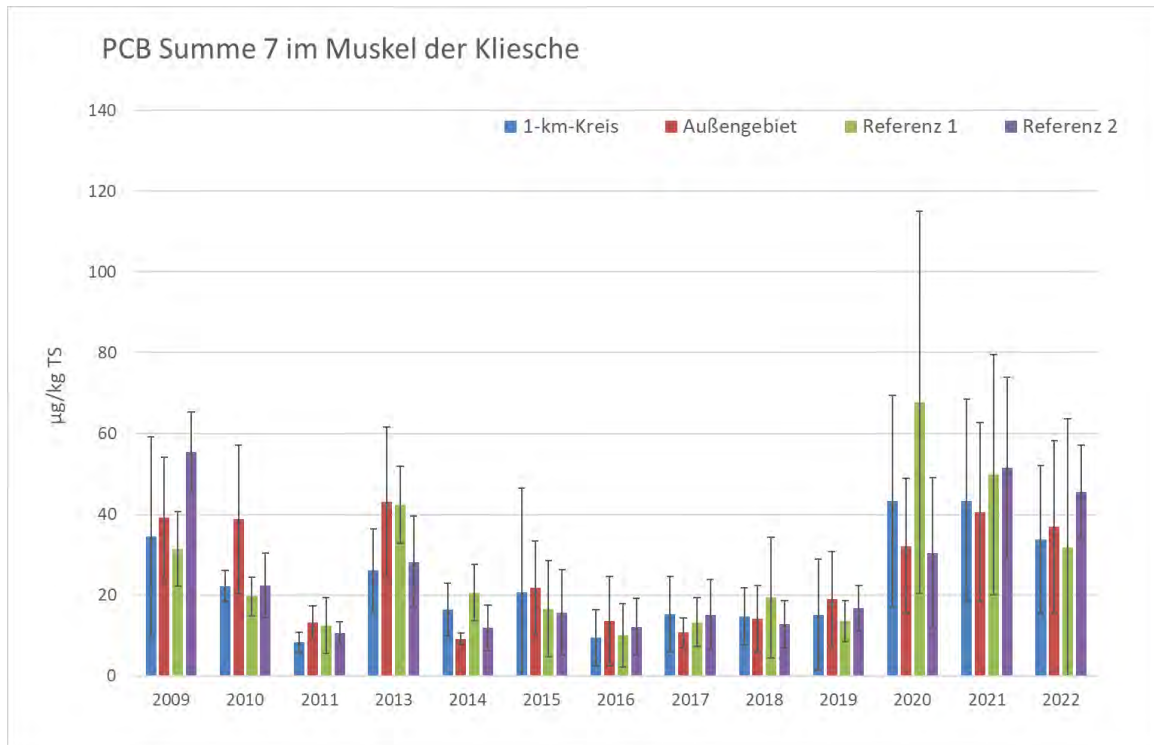


Abbildung 4-82 Mittlere Gehalte der Summe der sieben PCB-Kongenere im Klieschenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

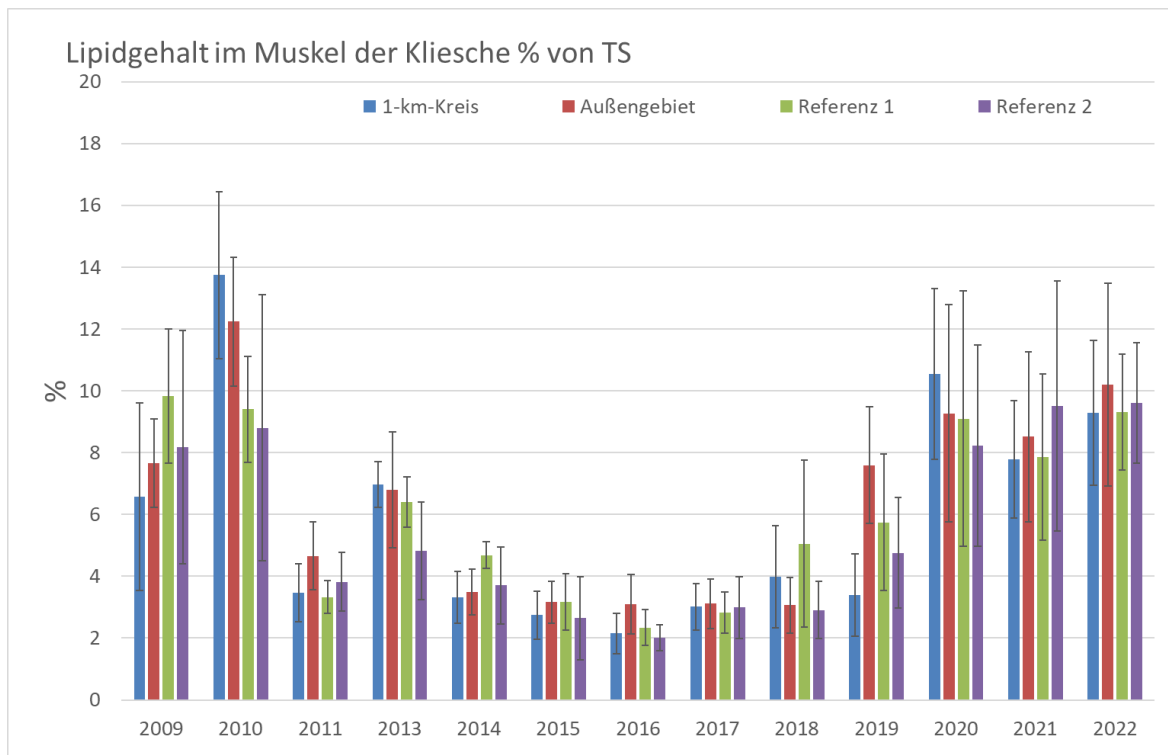


Abbildung 4-83 Mittlere Lipidanteile im Klieschenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

In den **Muskelproben** der Klieschen im **Jahr 2021** liegen, wie auch schon in den Vorjahren (E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020), ein Großteil der untersuchten Parameter (α -HCH, β -HCH, γ -HCH, op-DDE, op-DDD, op-DDT, pp-DDT, Blei, Cadmium, MBT, DBT, TBT und TeBT) unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Tabelle 4-13 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Kliesche in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2021**

	Muskel TS K/1km	Muskel TS AU	Muskel Lipid K/1km	Muskel Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	BG	BG		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	BG	BG		
Zn	ns	ns		
MBT	BG	BG		
DBT	BG	BG		
TBT	BG	BG		
TeBT	BG	BG		
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
αHCH	BG	BG	BG	BG
βHCH	BG	BG	BG	BG
γHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	BG	BG	BG	BG
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	BG	BG	BG	BG
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	BG	BG	BG	BG
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	BG	BG	BG	BG
HCB	BG	BG	BG	BG

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Signifikanztest: ANOVA-Test mit Post-Hoc-Test Scheffe bei Vorliegen einer Normalverteilung, sonst Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi. Unterlegung in Rot: signifikant angereichert, BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant ($\alpha < 0,05$) zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

Bei den PCB Kongeneren wurden im Jahr 2021 keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen im Einbringbereich oder im Außengebiet festgestellt (Tabelle 4-13). Die PCB-Gehalte liegen dabei auf dem im Vergleich zu den Jahren 2014-2019 höheren Niveau, das bereits im Jahr 2020 festgestellt wurde (Abbildung 4-82). Dies kann vermutlich mit den seit dem Jahr 2020 festgestellten höheren Fettgehalten im Muskel erklärt werden (Abbildung 4-83). Werden die PCB-Gehalte auf Lipid normiert, liegen die Gehalte der PCB-Kongeneren auf dem Niveau der vorangegangenen Untersuchungsjahre. Im Jahr 2021 liegen die Gehalte der PCB-Kongeneren PCB 28 und PCB 52 wie bereits im Jahr 2020 teilweise oberhalb der Bestimmungsgrenze.

Bei den Metallen liegen die Gehalte von Zink und Quecksilber auf dem Niveau der Vorjahre (Abbildung 4-84). Für Arsen und Kupfer liegen die mittleren Gehalte auf einem etwas höheren Niveau als in den Jahren 2016-2020. Die höchsten mittleren Gehalte werden für Kupfer im Außengebiet festgestellt. Gegenüber dem Einbringbereich und dem Referenzgebiet 1 sind diese Anreicherungen signifikant, nicht aber gegenüber Referenzgebiet 2 (Abbildung 4-85). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich und im Außengebiet wurden für die Metalle nicht festgestellt (Tabelle 4-13).

Die zinnorganischen Verbindungen MBT, DBT, TBT und TeBT sind in allen Gebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze gemessen worden.

Tabelle 4-14 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Kliesche in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2022**

	Muskel TS K/1km	Muskel TS AU	Muskel Lipid K/1km	Muskel Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	BG	BG		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	BG	BG		
Zn	ns	ns		
MBT	BG	BG		
DBT	BG	BG		
TBT	BG	BG		
TeBT	BG	BG		
PCB28	BG	BG	BG	BG
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
αHCH	BG	BG	BG	BG
βHCH	BG	BG	BG	BG
γHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	BG	BG	BG	BG
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	BG	BG	BG	BG
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	BG	BG	BG	BG
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	BG	BG	BG	BG
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Signifikanztest: ANOVA-Test mit Post-Hoc-Test Scheffe bei Vorliegen einer Normalverteilung, sonst Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi. Unterlegung in Rot: signifikant angereichert, BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant ($p < 0,05$) zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

Im Jahr 2021 liegen die Gehalte der chlororganischen Schadstoffe HCB bzw. OCS und pp-DDT in den Klieschenmuskeln auf niedrigem Niveau – allerdings, wie bereits im Jahr 2020 aber im Gegensatz zu den Untersuchungen der Vorjahre, überwiegend bzw. vereinzelt oberhalb der Bestimmungsgrenze. Außerdem liegen die mittleren Gehalte von pp-DDD und pp-DDE auf dem höheren Niveau, das bereits im Jahr 2020 festgestellt wurde, was in Abbildung 4-86 exemplarisch anhand der Summe der DDT-Verbindungen dargestellt ist. Dies ist vermutlich auf die seit dem Jahr 2020 höheren Fettgehalte zurückzuführen, da für die auf Lipid normierten Gehalte der Anstieg nicht sichtbar ist (Abbildung 4-87). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich und im Außengebiet wurden für die chlororganischen Schadstoffe nicht festgestellt (Tabelle 4-13).

In den Muskelproben der Klieschen im **Jahr 2022** liegen die meisten untersuchten Parameter (α -HCH, β -HCH, γ -HCH, op-DDE, op-DDD, pp-DDT, op-DDT, Blei, Cadmium, MBT, DBT, TBT und TeBT) vollständig oder größtenteils (PCB 28, PCB 52, OCS) unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Bei den PCB-Kongeneren wurden im Jahr 2022 keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen im Einbringbereich oder im Außengebiet festgestellt (Tabelle 4-14). Die mittleren Gehalte der PCB Summe 7 liegen wieder auf einem etwas geringeren Niveau als in den Jahren 2020-2021 (Abbildung 4-82) und die PCB-Kongenere PCB 28 und PCB 52 wieder weitgehend unterhalb der Bestimmungsgrenze, obgleich die Fettgehalte in den Muskeln das Niveau der Vorjahre aufweisen (Abbildung 4-83).

Die Metalle Arsen, Kupfer, Zink und Quecksilber liegen auf dem Niveau des Jahres 2021 (Abbildung 4-84, Abbildung 4-85). Signifikante Gebietsunterschiede sind nicht abzuleiten (Tabelle 4-14). Die zinnorganischen Verbindungen MBT, DBT, TBT und TeBT sind in allen Gebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze gemessen worden.

Im Jahr 2022 liegen die Gehalte der chlororganischen Schadstoffe von pp-DDT in den Kliesenmuskeln wieder unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für OCS wurde nur ein einzelner Wert im Einbringbereich oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt. Die Summe der DDT-Verbindungen verbleibt auf dem gleichen Niveau wie in den Jahren 2020-2021 (Abbildung 4-86, Abbildung 4-87). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich und im Außengebiet wurden für die chlororganischen Schadstoffe nicht festgestellt (Tabelle 4-14).

Im Kliesenmuskel wurde für die Jahr 2021 und 2022 für keinen Parameter eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich oder im Außengebiet festgestellt (Tabelle 4-13, Tabelle 4-14).

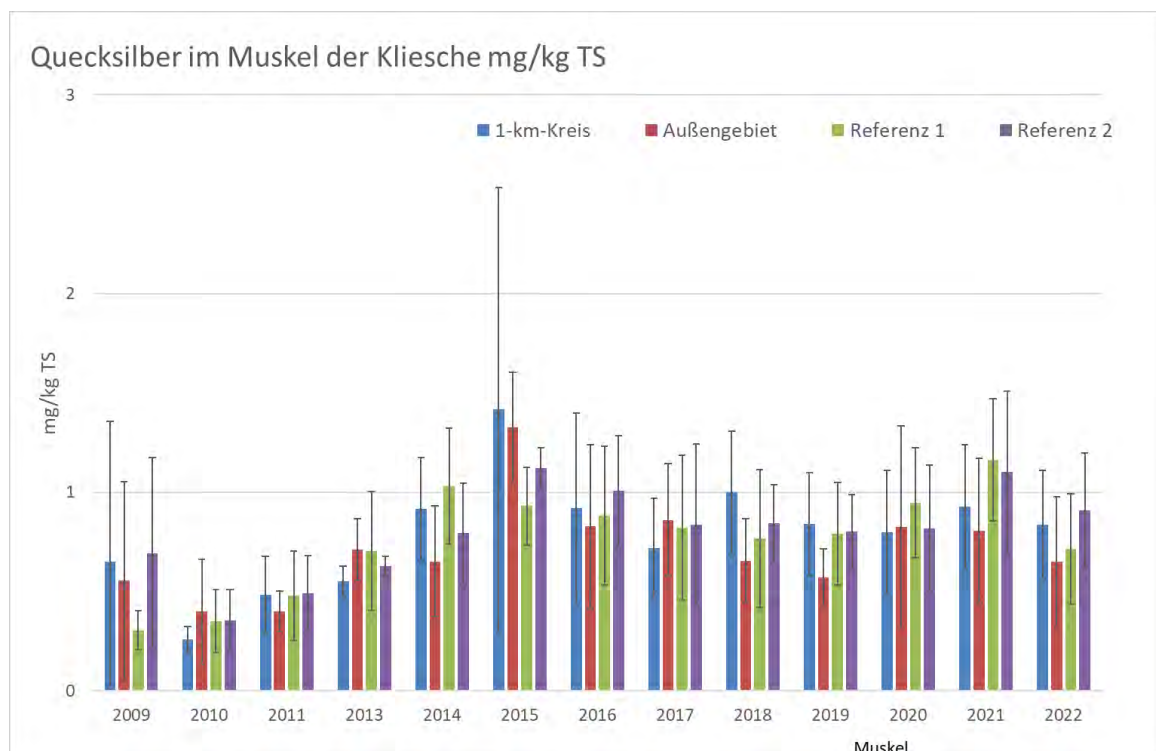


Abbildung 4-84 Mittlere Quecksilbergehalte im Kliesenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

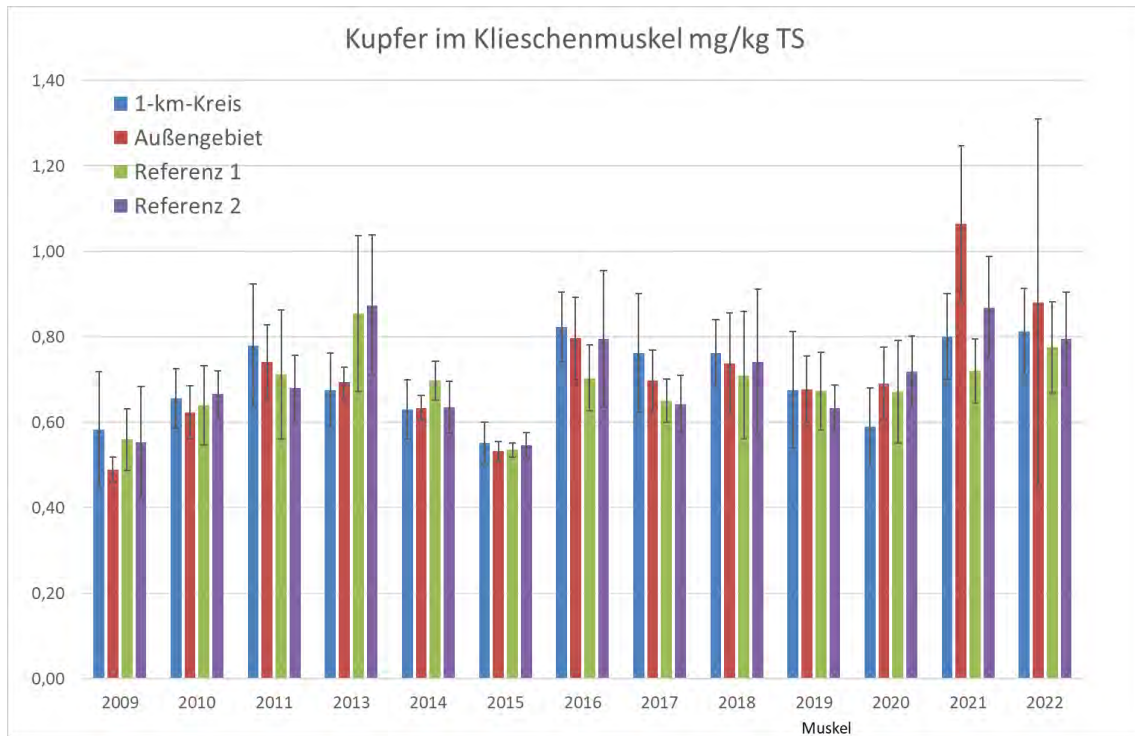


Abbildung 4-85 Mittlere Kupfergehalte im Klieschenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

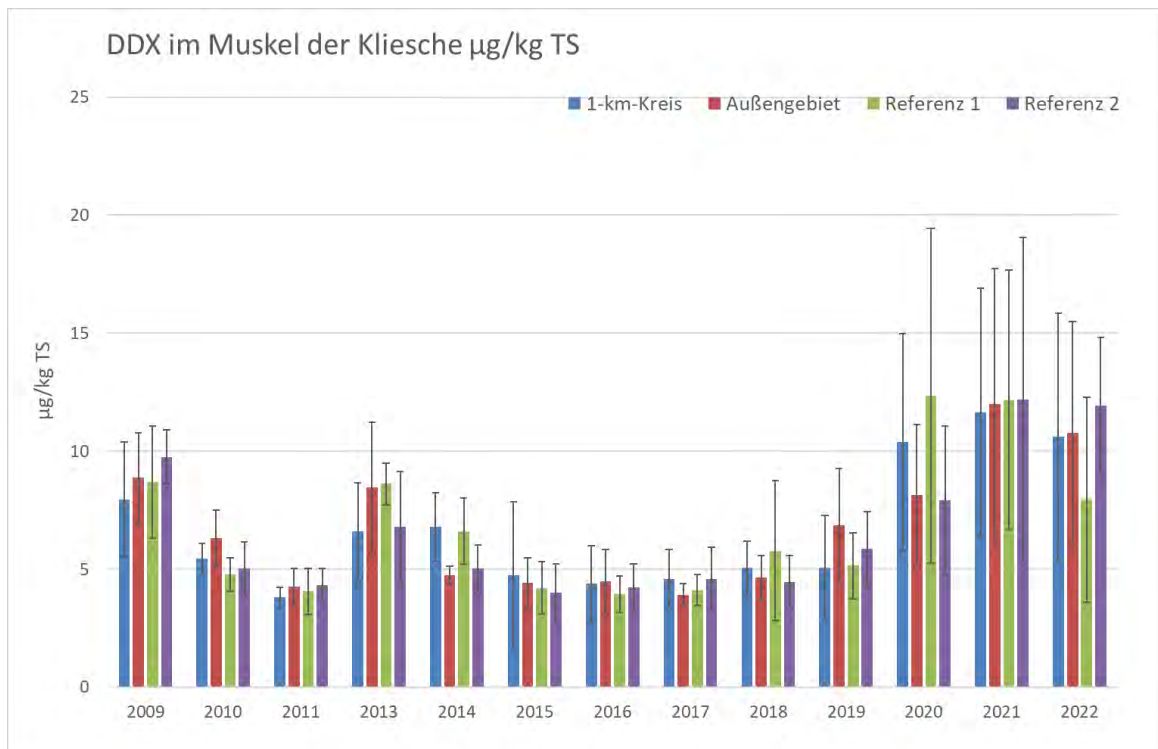


Abbildung 4-86 Mittlere Gehalte der Summe der DDT-Verbindungen im Klieschenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

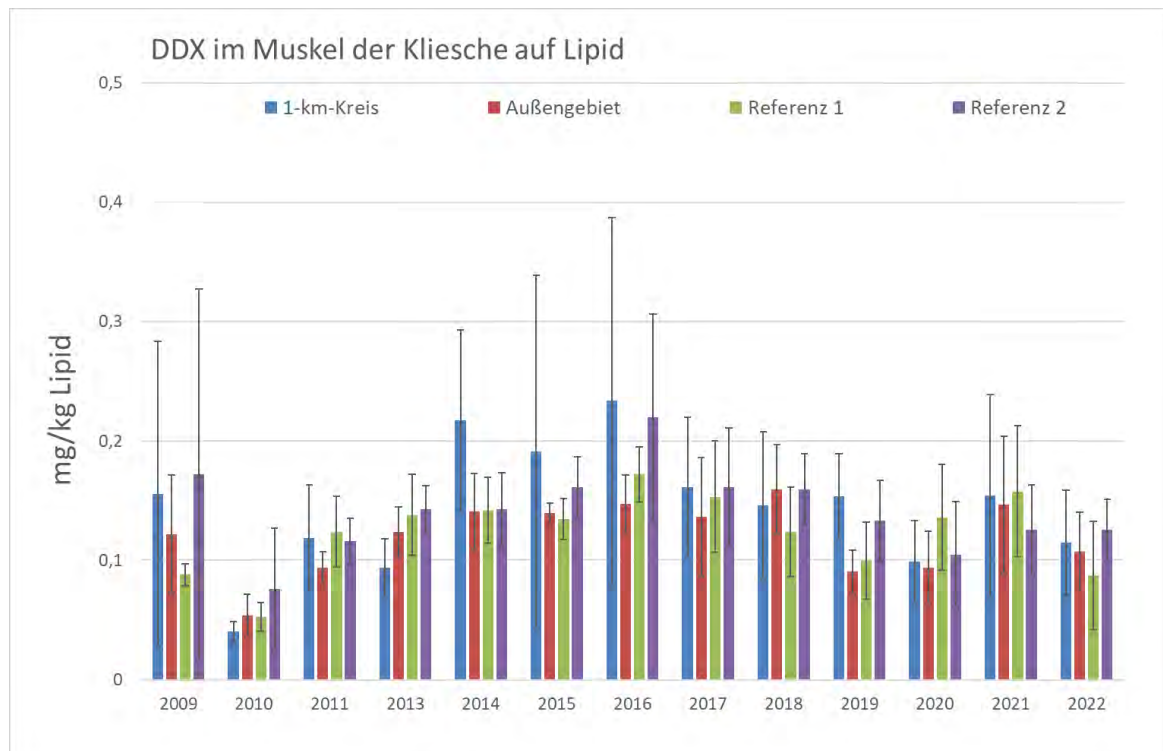


Abbildung 4-87 Mittlere Gehalte der Summe der DDT-Verbindungen im Klieschenmuskel (Bezugsbasis Lipid)

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Seit Beginn des Monitorings wurden bei einzelnen Parametern immer einige wenige signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten gefunden, wobei sich kein klares räumliches Muster abgezeichnet hat (s. E3-Jahresberichte der HPA, 2009 bis 2013). Im Jahr 2016 wurde bei einigen Parametern (op-DDE, op-DDD, pp-DDD sowie die Summe der DDT-Metabolite und die Organozinnverbindung MBT) in den **Klieschenlebern** eine baggergutbedingte signifikante Anreicherung auf der Einbringstelle im Vergleich zu den Referenzgebieten festgestellt. Zudem lagen die mittleren Belastungswerte für die DDT-Metabolite oberhalb der Hintergrundbelastung des Untersuchungszeitraums 2009-2015. In den Jahren 2017 bis 2022 haben die mittleren Gehalte der DDT-Verbindungen im Einbringbereich wieder etwas abgenommen und in den Jahren 2021 und 2022 wurden für die organischen Schadstoffe keine signifikanten, baggergutbedingten Gebietsunterschiede festgestellt. Im Jahr 2018 war es zu einer temporären signifikanten Anreicherung von op-DDD im Einbringgebiet und auch im Außengebiet gekommen. Durch die zusätzliche Untersuchung der Klieschen im Frühjahr 2019 konnten die Ergebnisse in einem größeren Kontext betrachtet und ein Eindruck über eventuelle längerfristige Auswirkungen der Baggergutverbringung gewonnen werden. Es hat sich gezeigt, dass es sich bei den im Jahr 2018 festgestellten, signifikanten Anreicherungen von op-DDD und op-DDE nur um temporäre Ereignisse gehandelt hat. Nach Beendigung der Verbringungen war keine baggergutbedingte Anreicherung mehr festzustellen und auch während der Baggergutverbringungsphase im Herbst 2019 wurde in der Klieschenleber für keinen Schadstoff eine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung im Einbringbereich oder im Außengebiet festgestellt. Obgleich im Jahr 2020 baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen im Einbringbereich für op-DDE, op-DDD und pp-DDD festgestellt wurden, liegen die organischen Schadstoffe (DDT-Verbindungen und PCB-Kongenerne) insgesamt im Jahr 2019 und 2020 auf dem Niveau der vergangenen Jahre. Für die Jahre 2021 und 2022 wurden für die DDT-Verbindungen keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet festgestellt. Für Octachlorstyrol wurden im Jahr 2021 die bislang höchsten Gehalte in den Klieschenlebern festgestellt. Dies gilt für alle

Gebiete, besonders aber für den Einbringbereich, das Außengebiet und Referenzgebiet 2. Auch im **Klieschenmuskel** werden seit 2020 quantifizierbare OCS-Gehalte festgestellt, die im Jahr 2021 besonders im Außengebiet und Referenzgebiet 2 aufgetreten sind. Im Jahr 2022 liegen die OCS-Gehalte in der Leber jedoch wieder auf einem deutlich niedrigeren Niveau und die Gehalte im Klieschenmuskel bis auf einen einzelnen Wert unterhalb der Bestimmungsgrenze. Worauf der Anstieg des Parameters in den Jahren 2020 und 2021 in der Kliesche beruht, kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht erklärt werden und bedarf der weiteren Beobachtung.

Im Jahr 2022 liegen die Gehalte von α - und γ -HCH seit 2017 bzw. 2019 in den **Klieschenlebern** oberhalb der Bestimmungsgrenze, die β -HCH-Gehalte liegen auf einem höheren Niveau als in den Vorjahren. Eine Erklärung für den Anstieg ist nicht bekannt, ein Hinweis auf einen Zusammenhang mit der Baggergutverbringung besteht nicht, da die höheren Gehalte in allen Gebieten auftreten. Auffällig ist hingegen, dass auch in der Pfeffermuschel quantifizierbare Gehalte von β - und γ -HCH im Jahr 2022 aufgetreten sind. Auch hier ist keine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung sichtbar. In der Wellhornschnecke wurden bezüglich der Parameter keine Auffälligkeiten festgestellt. Die Entwicklung der Anreicherung von HCH-Verbindungen in den verschiedenen Biota muss in den kommenden Untersuchungen weiter überwacht werden.

Einen Rückgang der mittleren Stoffgehalte in den **Klieschenlebern** im Vergleich zum Jahr 2016 ist bei der Organozinnverbindung MBT zu sehen. Für DBT liegen die Gehalte im Jahr 2019 auf dem niedrigsten Niveau seit 2015, im Jahr 2020 wurde hingegen eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich festgestellt, in den Jahren 2021 und 2022 liegen die Gehalte wieder auf dem Niveau des Jahres 2019. Die TBT-Gehalte in der Klieschenleber liegen seit 2019 durchgängig unterhalb der Bestimmungsgrenze. Im **Klieschenmuskel** liegen die zinnorganischen Verbindungen in den Jahren 2021 und 2022 unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Für die Metalle ist weiterhin kein Effekt der Baggergutverbringung in den **Klieschenlebern** sichtbar und die Gehalte bewegen sich für Quecksilber im Bereich der langjährigen Mittelwerte. Für Arsen, Blei, Cadmium und Kupfer sind im Jahr 2021 etwas höhere Gehalte in allen Gebieten erkennbar als in den Vorjahren. Im Jahr 2022 sind die Gehalte von Blei, Cadmium und Kupfer wieder rückläufig. Für Arsen zeichnet sich seit 2018 ein zunehmender Trend ab, der jedoch alle Gebiete gleichermaßen betrifft. Die Zinkgehalte liegen seit 2019 auf einem höheren Niveau mit einem Maximum im Jahr 2022 in Referenzgebiet 2. Worauf der Anstieg der Arsen- und Zink-Gehalte beruht, ist unklar. Zunahmen der Zinkgehalte waren von 2015-2019 ebenfalls in allen Gebieten bei der Wellhornschnecke sichtbar. Im **Klieschenmuskel** liegen die mittleren Gehalte von Kupfer ebenso wie für Arsen in den Jahren 2021 und 2022 höher als in den Vorjahren, in einzelnen Tieren werden Gehalte von über 100 mg/kg TS in allen Gebieten festgestellt. Für Zink liegen die Gehalte im Klieschenmuskel seit 2017 auf einem vergleichbaren Niveau. Für die Metalle wurden weder in der Leber noch im Muskel signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet festgestellt.

Im **Klieschenmuskel** wurde in den Jahren 2021 und 2022 für keinen Parameter eine signifikante Erhöhung aufgrund der Baggergutverbringung ermittelt. Die höheren Gehalte an organischen Schadstoffen seit dem Jahr 2020 im Klieschenmuskel sind wahrscheinlich auf die höheren Lipidgehalte zurückzuführen, die vermutlich auf einem guten Ernährungszustand der Fische beruhen.

Ähnlich wie in der Pfeffermuschel treten im **Lebergewebe der Kliesche** im Jahr 2021 höhere Gehalte von PCB 28 und PCB 52 auf und auch im **Klieschenmuskel** liegen die Gehalte in den Jahren 2020 und 2021 oberhalb der Bestimmungsgrenze. Worauf diese Zunahme beruht, ist ungeklärt. Im Jahr 2022 liegen die Gehalte in der Klieschenleber wieder auf dem Niveau der Jahre 2016-2019 und die Gehalte im Klieschenmuskel weitgehend unterhalb der Bestimmungsgrenze.

4.7.4 Bioakkumulation in der Scholle

Die Fischart Scholle (*Pleuronectes platessa*) ist ein am Boden lebender Plattfisch, der sich von benthischen, wirbellosen Organismen wie Schnecken, Muscheln und Seeigeln ernährt. Da die Befischung des ursprünglich im Einvernehmen (Maßgabe 2.27) vorgesehenen Organismus, der Muschel *Nucula nitidosa*, als bevorzugte Nahrungsquelle für Plattfische sehr klein ist und damit eine sehr hohe Anzahl an Tieren für eine statistische Auswertung erforderlich wären, wird seit Abstimmung in der E3 Monitoring-AG im Juni 2016 die Scholle im Rahmen des regelmäßigen Monitoringprogramms bei E3 untersucht.

Im Gegensatz zur Kliesche ist die Scholle weniger ortstreu und zeigt ein saisonales Wanderverhalten über weite Distanzen. Aufgrund dieses Wanderverhaltens ist es wichtig, dass die Interpretation der Ergebnisse nicht zu engräumig erfolgt.

a) Probennahme

Die Beprobung der Scholle erfolgt seit Herbst 2016 jährlich zeitgleich mit der Beprobung der Klieschen. Als Untersuchungsgebiete werden die vier Gebiete Einbringstelle, Außengebiet, Referenzgebiet 1 und Referenzgebiet 2 (Abbildung 4-72) verwendet, in denen auch das Klieschenmonitoring durchgeführt wird (Kapitel 4.7.3).

In den Jahren 2021 und 2022 wurden während ausgedehnter Beprobungskampagnen 201 bzw. 150 Schollen gefangen. Die gefangenen Schollen waren teilweise relativ klein und zeigen im Jahr 2021 zu 80 Prozent eine Größe zwischen 9,5 und 20,3 cm (Mittelwert 13,7 cm) bzw. für das Jahr 2022 von 11 bis 22,3 cm (Mittelwert 17,1 cm). Die Datensätze bestehen sowohl aus männlichen als auch aus weiblichen Tieren. Eine Mindestgröße der zu untersuchenden Schollen, sowie die ausschließliche Verwendung von weiblichen Tieren, konnten aufgrund der geringen Probenumfänge nicht berücksichtigt werden.

Vergleichbar zu den Untersuchungen an den Klieschen wird anvisiert, das Schollenmonitoring an je 15 Leberproben und 10 Muskelproben pro Gebiet durchzuführen.

Aufgrund der Anzahl und einer relativ geringen Größe der Tiere konnten im Jahr 2021 insgesamt 28 und im Jahr 2022 31 Leberproben gewonnen werden. Dies entspricht einer Stichprobengröße von 5 bis 10, bzw. von 4 bis 10 Proben pro Gebiet. Pro Probe wurden bis zu 17 Lebern vereint, um eine ausreichende Probenmenge für die Analysen zu erhalten.

Auch für die Gewinnung der Muskelproben mussten teilweise Muskeln von kleineren Tieren zu einer Probe vereinigt werden. Im Jahr 2021 standen insgesamt 25 Proben, mit 5-10 Proben pro Gebiet, zur Verfügung. Im Jahr 2022 konnten 40 Proben mit 8-12 Proben pro Gebiet für die Untersuchungen gewonnen werden.

Die Befischung von jungen Schollen unterliegt Bestimmungen der KüFVO, die den Fang von untermaßigen Fischen reglementieren. Eine Ausnahmegenehmigung für die Entnahme von untermaßigen Fischen liegt für die betreffenden Jahre vor.

Der Analysenumfang entspricht prinzipiell dem der Bioakkumulationsuntersuchung in der Kliesche (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink, Arsen, PCB (Summe 7), DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH, MBT, DBT, TBT, TeBT sowie Lipidgehalt). Trotz des Poolens von bis zu 17 Lebern konnte für die Analysen der Metalle und der organischen Zinnverbindungen am Lebergewebe keine ausreichende Materialmenge gewonnen werden, so dass die betreffenden Parameter im Jahr 2021 und 2022 ausschließlich im Muskelgewebe bestimmt wurden.

Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt analog zum Klieschenmonitoring für die PCB und die weiteren chlororganischen Verbindungen in den Lebern vorrangig auf den Lipidgehalt. Aufgrund der geringeren Lipidgehalte werden die organischen Schadstoffe in den Muskelproben auf die

Trockensubstanz bezogen ausgewertet, dennoch wird eine lipidbezogene Auswertung mit informellem Charakter zusätzlich durchgeführt.

Ausgewählte Schadstoffe werden als Grafik dargestellt, um die Entwicklung über die Zeit und die qualitativen Unterschiede zwischen den Teilgebieten abzubilden. Die abgebildeten Schadstoffe stehen stellvertretend für die jeweiligen Schadstoffgruppen.

Tabelle 4-15 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Scholle in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2021**

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
αHCH	BG	BG	BG	BG
βHCH	BG	BG	BG	BG
γHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	ns	ns	ns	ns
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	ns	ns	ns	ns
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	ns	ns	ns	ns
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	ns	ns	ns	ns
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), da N<10 Signifikanztest Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist ($\alpha < 0,05$).

b) Gebietsvergleich

In der statistischen Auswertung werden alle untersuchten Gebiete miteinander verglichen, um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede ($\alpha < 0,05$) zwischen den einzelnen Teilgebieten im Belastungsniveau der jeweiligen Schadstoffe bestehen. Nachfolgend werden alle signifikanten Unterschiede beschrieben, die für das Einvernehmen relevant sind. Dies sind signifikante Anreicherungen auf der Einbringstelle sowie dem Außengebiet in Bezug zu den beiden Referenzgebieten. In Einzelfällen werden weitere Signifikanzen erwähnt, um die Hintergrundbelastung darzustellen oder um Anreicherungen zu belegen, die unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten. Eine vollständige Übersicht über die ermittelten, signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten und den beiden Referenzgebieten bieten Tabelle 4-15, Tabelle 4-16, Tabelle 4-17 und Tabelle 4-18.

Aufgrund des geringen Probenmaterials wurden **im Jahr 2021** in den **Schollenlebern** keine Metalle und Organozinnverbindungen untersucht. Für die PCB-Kongenere werden keine signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt. Die Gehalte liegen für alle Kongenere im Jahr 2021 deutlich unterhalb der Gehalte, die in den Jahren 2017-2019 festgestellt wurden (Abbildung 4-88). Insgesamt werden keine signifikanten, baggertgutbedingten Anreicherungen von PCB-Kongeneren im Einbringbereich und Außengebiet festgestellt (Tabelle 4-15).

Bei den chlororganischen Verbindungen liegen die Stoffgehalte für α-, β- und γ-HCH sowie op-DDT unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für die weiteren chlororganischen Verbindungen werden keine signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt. Die mittleren Gehalte der weiteren DDT-

Verbindungen und von Octachlorstyrol liegen im Jahr 2021 auf einem niedrigeren Niveau als in den Jahren 2017-2019 (Abbildung 4-89), es werden keine signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt. Auch für Hexachlorbenzol sind keine signifikanten Gebietsunterschiede sichtbar, die Gehalte liegen seit dem Jahr 2019 jedoch auf einem höheren Niveau als in den Jahren 2016-2018 (Abbildung 4-90). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet liegen für keinen Parameter vor (Tabelle 4-15).

Im Jahr 2022 konnten aufgrund einer zu geringen Materialmenge, wie in den Vorjahren, keine Metalle und Organozinnverbindungen gemessen werden.

Die PCB-Gehalte liegen im Jahr 2022, wie bereits in den Jahren 2020-2021, auf einem niedrigeren Niveau als in den Jahren 2017-2019 (Abbildung 4-88). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen wurden für kein Kongener im Einbringbereich oder Außengebiet festgestellt (Tabelle 4-16).

Bei den chlororganischen Verbindungen liegen die Stoffgehalte für α -, β - und γ -HCH sowie op-DDT unterhalb der Bestimmungsgrenze. Insgesamt liegen die organischen Schadstoffe (DDT-Verbindungen, OCS) in den Schollenlebern, wie bereits in den Jahren 2020-2021, auf dem Niveau des Jahres 2016 und damit deutlich niedriger als zwischen 2017 und 2019 (Abbildung 4-89). Mit den Vorjahren vergleichbare Gehalte zeigt hingegen das HCB. Hier liegen die Gehalte im Außengebiet und im Referenzgebiet 2 signifikant höher als in Referenzgebiet 1 (Abbildung 4-90). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich oder im Außengebiet treten bei keinem chlororganischen Schadstoff auf (Tabelle 4-16).

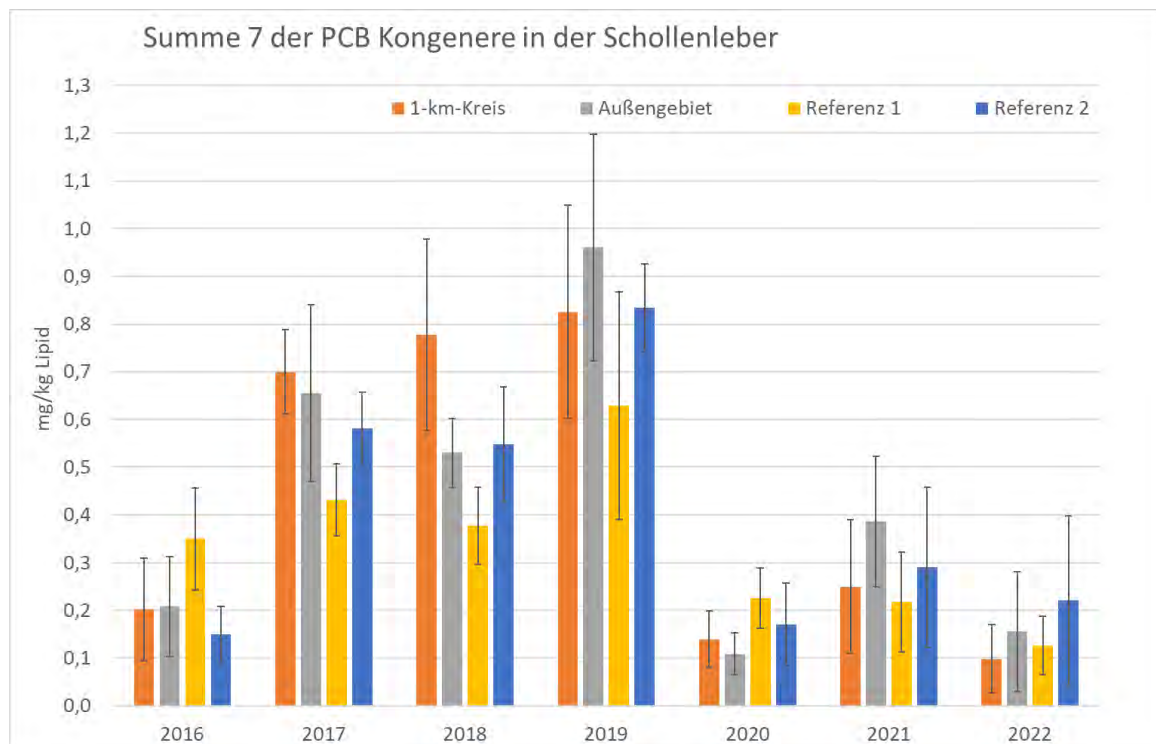


Abbildung 4-88 Mittlere Gehalte der PCB Summe 7 im Lebergewebe der Scholle (Bezugsbasis Lipid)

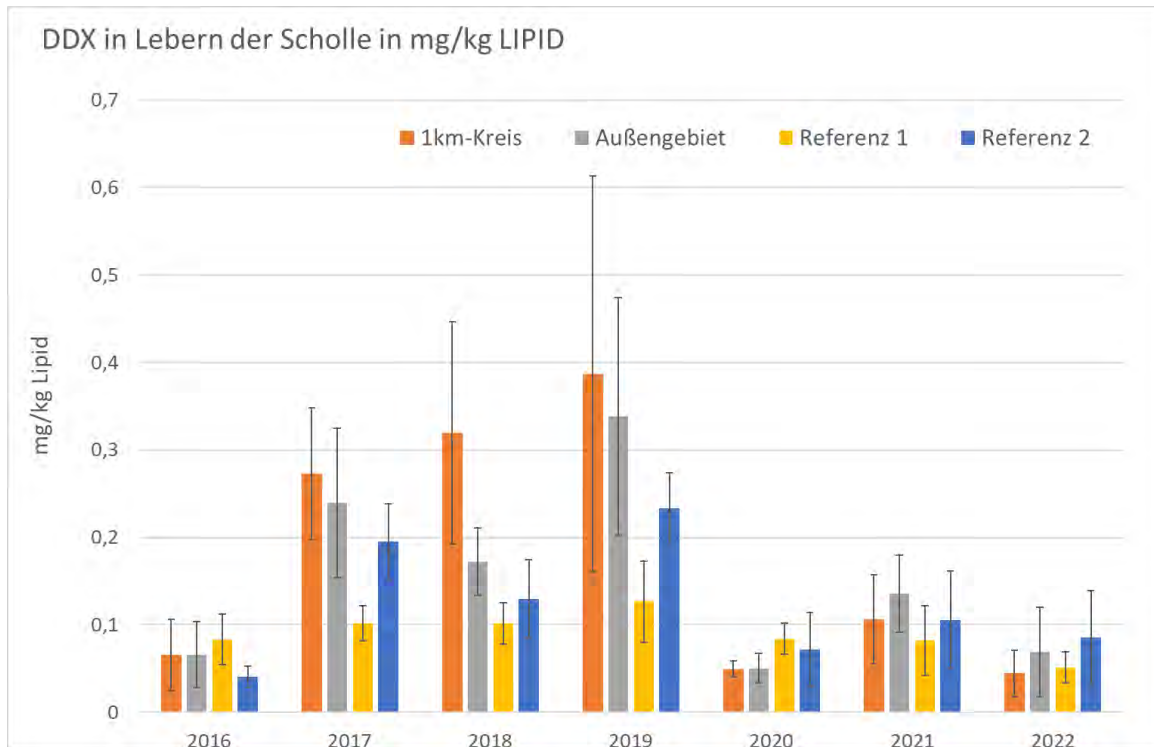


Abbildung 4-89 Mittlere Gehalte der sechs DDT-Verbindungen im Lebergewebe der Scholle (Bezugsbasis Lipid)

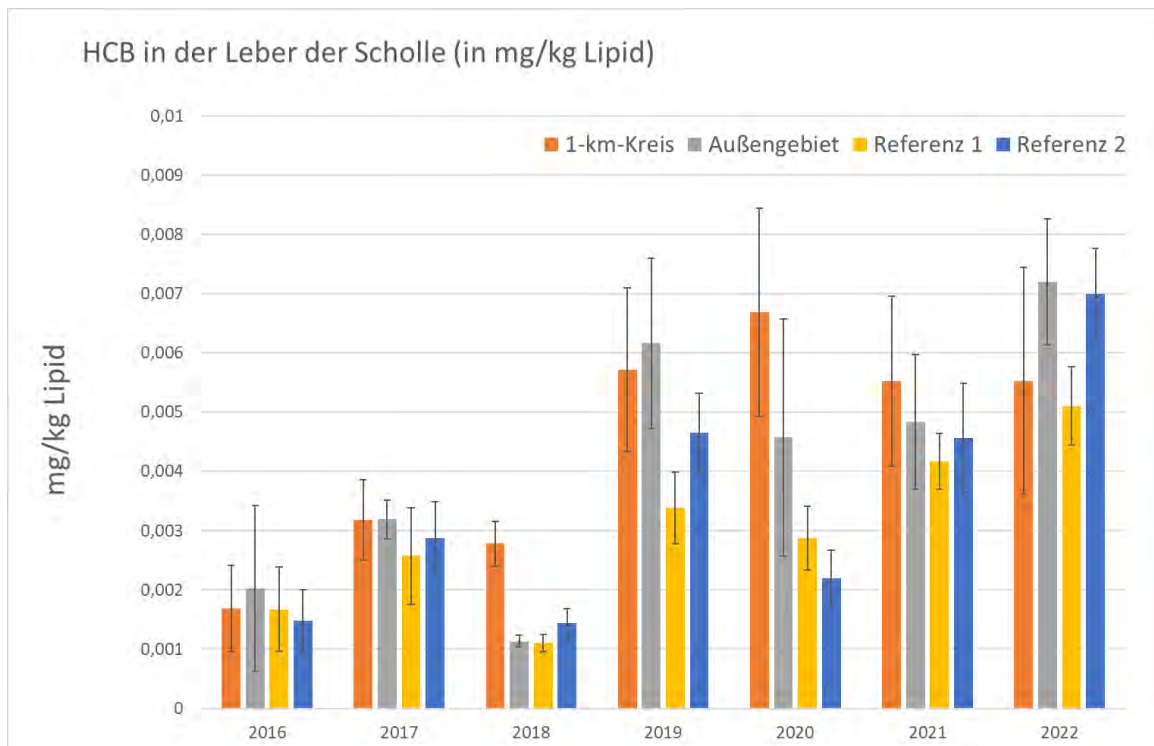


Abbildung 4-90 Mittlere HCB-Gehalte im Lebergewebe der Scholle (Bezugsbasis Lipid)

Tabelle 4-16 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Scholle in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2022**

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
αHCH	BG	BG	BG	BG
βHCH	BG	BG	BG	BG
γHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	ns	ns	ns	ns
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	ns	ns	ns	ns
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	ns	ns	ns	ns
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	ns	ns	ns	ns
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert in Bezug zu beiden Referenzgebieten ($\alpha < 0,05$), da $N < 10$ Signifikanztest Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Ergebnis in Klammern: Es liegen keine Ergebnisse aus R2 vor. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

Im **Muskelgewebe** der Schollen im **Jahr 2021** liegen die Parameter Blei, Cadmium, MBT, TeBT, op-DDT, pp-DDT, OCS sowie α -, β - und γ -HCH bzw. PCB 28, PCB 52, HCB, opDDD, opDDE, DBT und TBT vollständig bzw. überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Die Metalle Arsen, Kupfer, Zink und Quecksilber liegen auf dem Niveau der Vorjahre (Abbildung 4-91, Abbildung 4-92). Für Kupfer werden zwar signifikant höhere Gehalte im Außengebiet als in Referenzgebiet 2 festgestellt, nicht aber als in Referenzgebiet 1 (Abbildung 4-91). Signifikante, baggergutbedingte Gebietsunterschiede sind für kein Metall im Einbringbereich oder im Außengebiet festzustellen (Tabelle 4-17). Die zinnorganischen Verbindungen MBT und TeBT liegen in allen Gebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze. Einzelne Proben (1-2) im Einbringbereich und Außengebiet haben DBT- und TBT-Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze und liegen im Mittel unterhalb des Niveaus der Vorjahre (Abbildung 4-93), signifikante Anreicherungen sind nicht festzustellen (Tabelle 4-17).

Insgesamt werden bei den PCB-Kongeneren im Jahr 2021 höhere mittlere Gehalte im Außengebiet als in den anderen Gebieten festgestellt. Für das PCB 101 und 180 sowie für die PCB Summe 7 sind die Anreicherungen bezogen auf die Trockensubstanz im Außengebiet signifikant höher als in beiden Referenzgebieten ($p < 0,05$ bzw. $< 0,001$, Abbildung 4-94, Tabelle 4-17). Die Werte im Außengebiet sind im November 2021 zwar höher als in den anderen drei Gebieten, liegen aber nicht signifikant höher als die Werte, die im Zeitraum 2016 bis 2020 auch in den Referenzgebieten ermittelt wurden und bewegen sich damit im gebietstypischen Hintergrund. Auf Lipid bezogen werden keine signifikanten Anreicherungen gegenüber beiden Referenzgebieten festgestellt. Eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich gegenüber beiden Referenzgebieten wurde für kein Kongener festgestellt. (Tabelle 4-17).

Tabelle 4-17 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Scholle in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2021**

	Muskel TS K/1km	Muskel TS AU	Muskel Lipid K/1km	Muskel Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	BG	BG		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	BG	BG		
Zn	ns	ns		
MBT	BG	BG		
DBT	ns	ns		
TBT	ns	ns		
TeBT	BG	BG		
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	BG	BG	BG	BG
PCB101	ns	Sign. ↑	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	Sign. ↑	ns	ns
PCB7	ns	Sign. ↑	ns	ns
αHCH	BG	BG	BG	BG
βHCH	BG	BG	BG	BG
γHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	ns	ns	ns	ns
ppDDE	ns	ns	ns	Sign. ↑
opDDD	BG	BG	BG	BG
ppDDD	ns	ns	ns	Sign. ↑
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	BG	BG	BG	BG
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	BG	BG	BG	BG
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), da N<10 Signifikanztest Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist ($\alpha < 0,05$).

Im Jahr 2021 liegen die Gehalte der chlororganischen Schadstoffe OCS, op-DDT, pp-DDT, op-DDE und op-DDD in den Schollenmuskeln unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die HCB-Gehalte liegen im Einbringbereich ebenfalls unterhalb der Bestimmungsgrenze. In den Gebieten Außengebiet und den Referenzgebieten 1 und 2 liegt jeweils nur ein Wert oberhalb der Bestimmungsgrenze. Die mittleren Gehalte der Parameter pp-DDD und pp-DDE liegen im Jahr 2021 im Außengebiet höher als in den anderen drei Gebieten (Abbildung 4-95). Für die auf Trockensubstanz bezogenen Werte bestehen signifikante Unterschiede zwischen dem Außengebiet und Referenzgebiet 1, aber nicht gegenüber Referenzgebiet 2. Werden die Gehalte auf Lipid normiert sind die pp-DDD und pp-DDE Gehalte im Außengebiet signifikant höher als in beiden Referenzgebieten (Tabelle 4-17), wobei dieser Test hier nur nachrichtlich angewendet wird und nicht als einvernehmensrelevant gilt. Die Werte im Außengebiet bewegen sich zudem in der Spanne, die in den letzten Jahren auch in den Referenzgebieten aufgetreten ist (Abbildung 4-96). Sie entsprechen damit dem typischen Hintergrund für dieses Gebiet.

Signifikante Anreicherungen im Einbringbereich gegenüber beiden Referenzgebieten wurden im Schollenmuskel im Jahr 2021 nicht festgestellt (Tabelle 4-17).

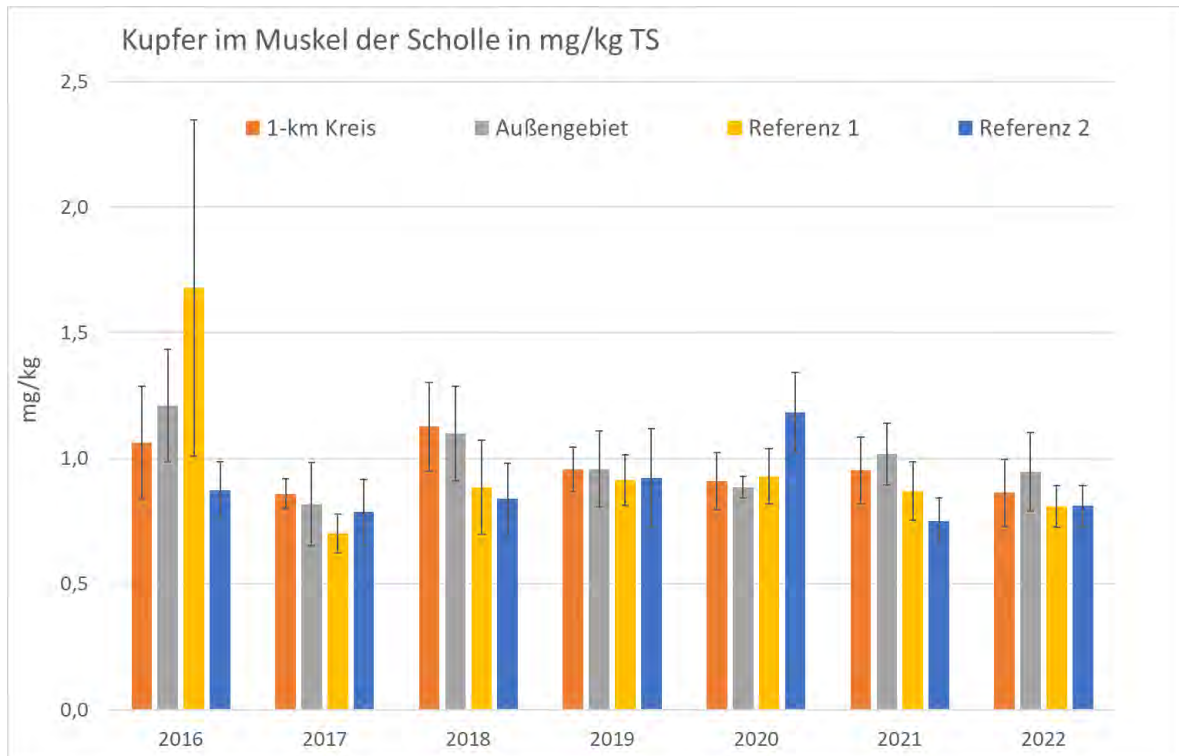


Abbildung 4-91 Mittlere Kupfergehalte im Schollenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

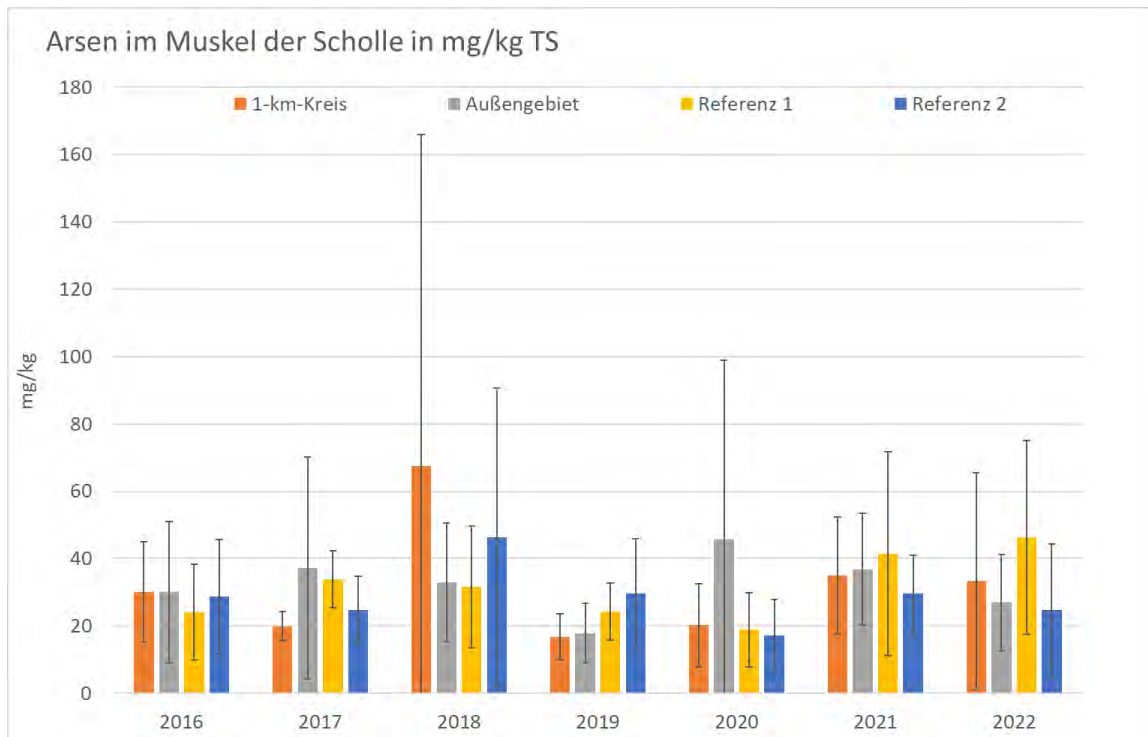


Abbildung 4-92 Mittlere Arsengehalte im Schollenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

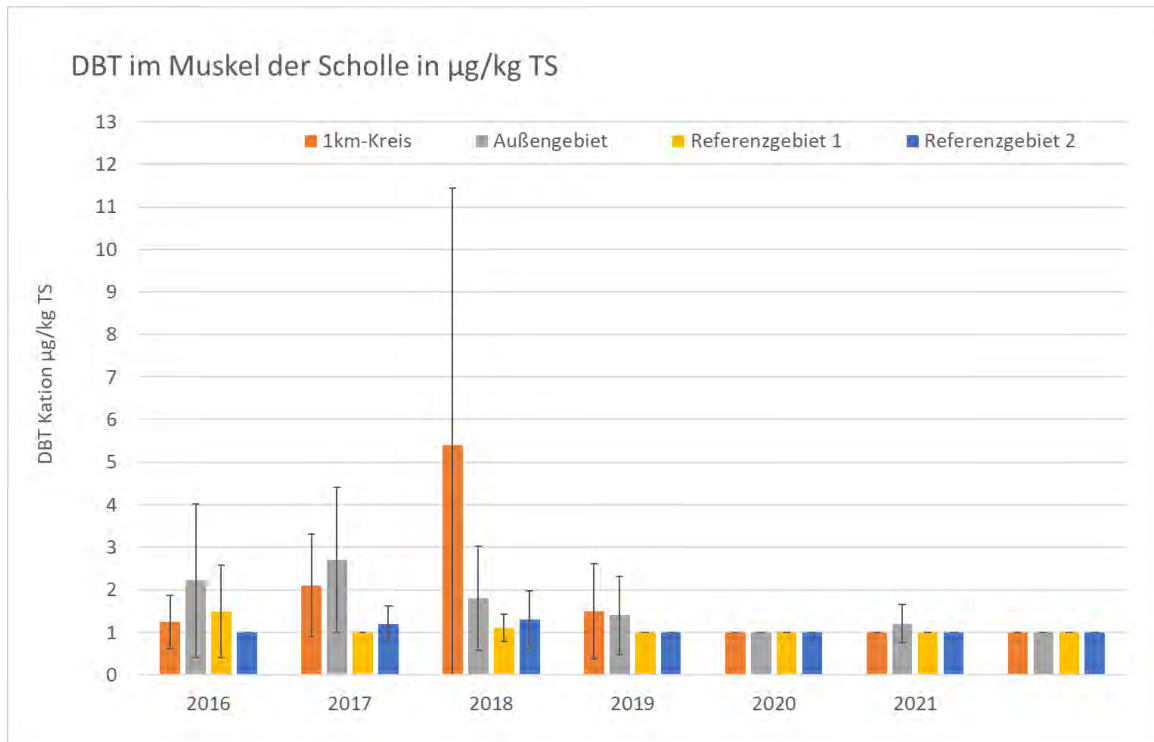


Abbildung 4-93 Mittlere DBT-Gehalte im Schollenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

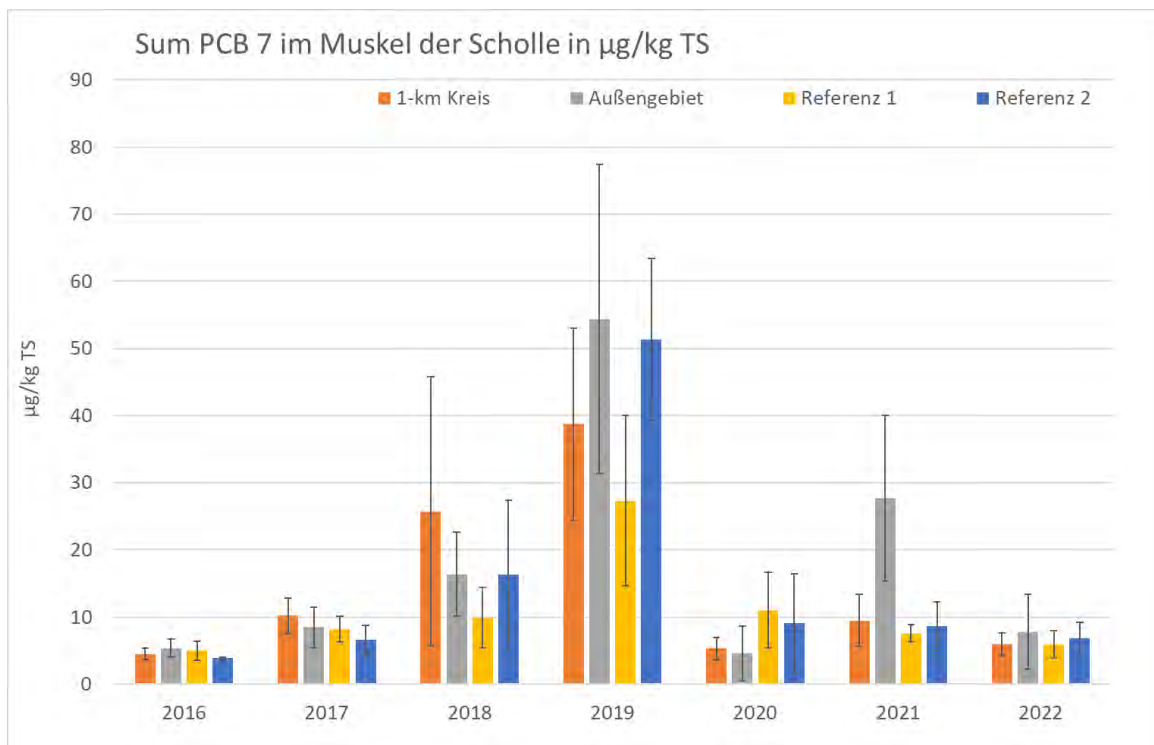


Abbildung 4-94 Mittlere Gehalte der Summe der sieben PCB Kongenere im Schollenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

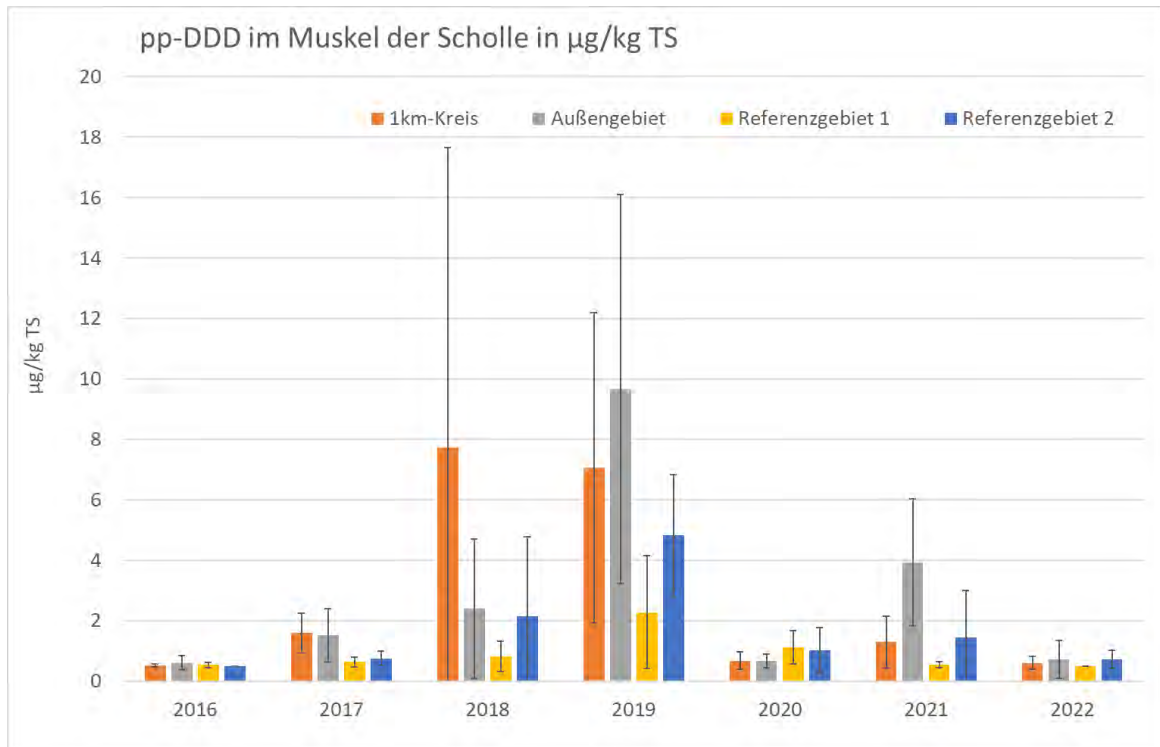


Abbildung 4-95 Mittlere Gehalte von pp-DDD im Schollenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

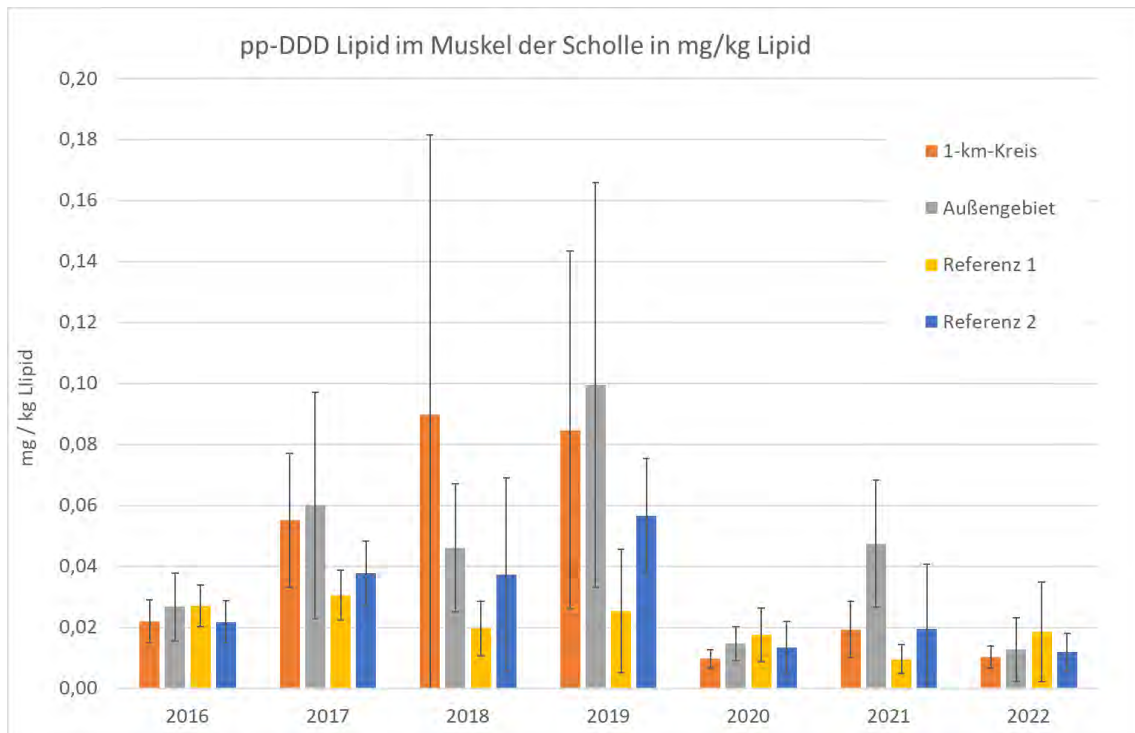


Abbildung 4-96 Mittlere Gehalte von pp-DDD im Schollenmuskel (Bezugsbasis Lipid)

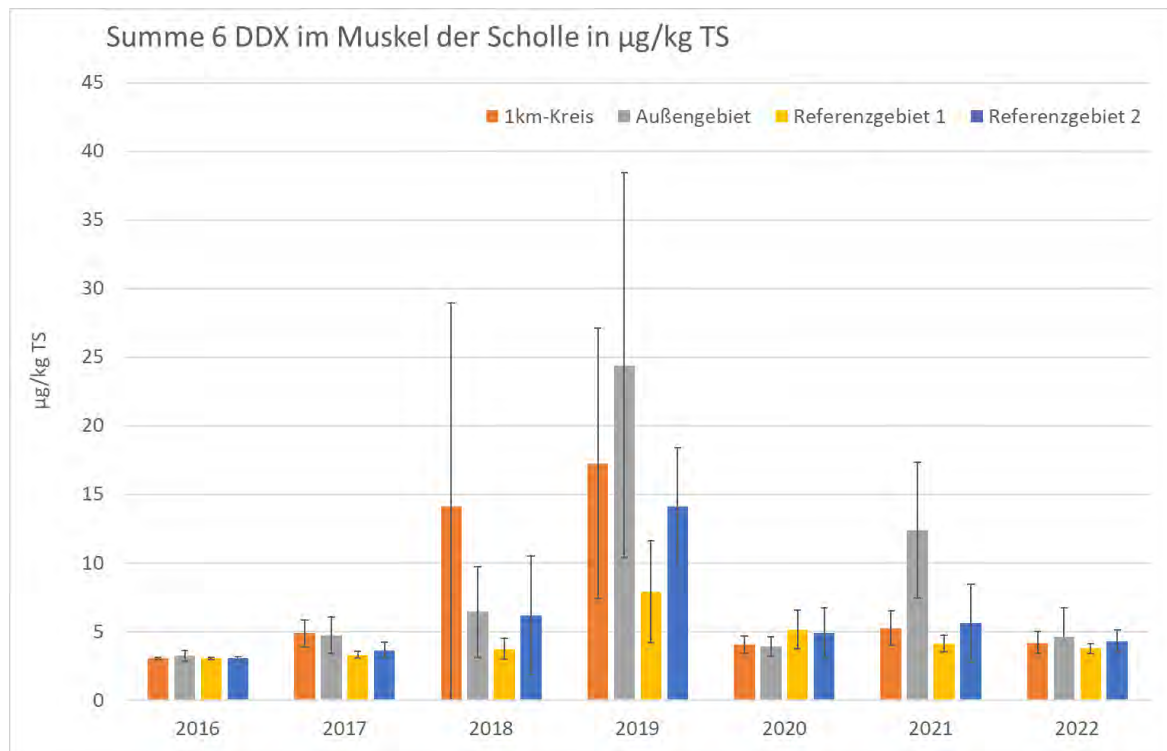


Abbildung 4-97 Mittlere Gehalte der Summer der 6 DDT-Verbindungen im Schollenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Im **Jahr 2022** liegen die Parameter Cadmium, MBT, DBT, TBT, TeBT, PCB 28, PCB 52, op-DDT, pp-DDT, op-DDD, op-DDE, OCS sowie α -, β - und γ -HCH bzw. Blei, HCB und op-DDE im **Muskelgewebe** der Schollen vollständig bzw. überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Die Metalle Arsen, Kupfer, Zink und Quecksilber liegen auf dem Niveau der Vorjahre (Abbildung 4-91, Abbildung 4-92). Im Schollenmuskel treten seit 2018 sporadisch höhere Arsengehalte von über 100 mg/kg TS auf, im Jahr 2022 wird dies im Referenzgebiet 1 festgestellt. Ein Zusammenhang mit der Baggergutverbring kann nicht hergestellt werden und es liegen keine signifikanten Gebietsunterschiede vor (Tabelle 4-18). Im Jahr 2022 wird, wie bereits einmalig im Jahr 2018, ein einzelner Wert (0,08 mg/kg TS) im Außengebiet oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,075 mg/kg TS) gemessen. Bei den Metallen insgesamt werden keine signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt (Tabelle 4-18).

Tabelle 4-18 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Scholle in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2022**

	Muskel TS K/1km	Muskel TS AU	Muskel Lipid K/1km	Muskel Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	BG	BG		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	BG	BG		
Zn	ns	ns		
MBT	BG	BG		
DBT	BG	BG		
TBT	BG	BG		
TeBT	BG	BG		
PCB28	BG	BG	BG	BG
PCB52	BG	BG	BG	BG
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
αHCH	BG	BG	BG	BG
βHCH	BG	BG	BG	BG
γHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	BG	BG	BG	BG
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	BG	BG	BG	BG
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	BG	BG	BG	BG
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	BG	BG	BG	BG
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Signifikanztest: da N<10 nur nicht parametrisches Verfahren mit Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist ($\alpha < 0,05$).

Die zinnorganischen Verbindungen liegen im Jahr 2022 in allen Gebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze (Abbildung 4-93).

Im Jahr 2022 liegen die Gehalte aller PCB Kongenere im Schollenmuskel in allen Gebieten auf einem niedrigen Niveau. Signifikante Gebietsunterschiede werden nicht festgestellt (Abbildung 4-94, Tabelle 4-18).

Auch die Gehalte der chlororganischen Schadstoffe im Schollenmuskel liegen im Jahr 2022 meist unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Gehalte von pp-DDD und pp-DDE sind quantifizierbar, liegen aber auf einem deutlich niedrigeren Niveau als im Jahr 2019 (Abbildung 4-95, Abbildung 4-97). Baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen bestehen weder im Einbringbereich noch im Außengebiet für die chlororganischen Schadstoffe (Tabelle 4-18).

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Die Gehalte der chlororganischen Schadstoffe und der PCB liegen seit 2020 auf einem niedrigeren Niveau als in den Jahren 2017-2019. Dies betrifft sowohl das **Leber-** als auch das **Muskelgewebe**. Eine Erklärung für die höheren Anreicherungen der organischen Schadstoffe in den Jahren 2017-2019 bzw. dem beobachteten Rückgang der Gehalte ab 2020 könnte zumindest teilweise in der Entwicklung der Fettgehalte liegen. So werden in den **Schollenlebern** im Jahr 2016 mittlere

Fettanteile um 40 %, in den Jahren 2017 bis 2019 bis über 50 % und in den Jahren 2020-2022 im Mittel unter 50 % gemessen. Im **Schollenmuskel** werden in den Jahren 2016 und 2017 mittlere Fettanteile von ca. 2-3 %, im Jahr 2019 von über 8 % und in den Jahren 2020-2022 von 6-7 % festgestellt.

Eine Ausnahme bei dem beobachteten Rückgang der Gehalte der organischen Schadstoffe bildet das Hexachlorbenzol in der **Schollenleber**, hier liegen seit 2019 insgesamt höhere Gehalte vor und im Jahr 2020 wurde eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich festgestellt. In den Jahren 2021-2022 sind die HCB-Gehalte in allen Gebieten vergleichbar (2021) bzw. zeigen keinen Zusammenhang mit der Baggergutverbringung an (2022), da die höheren Gehalte auch in Referenzgebiet 2 auftreten. Im **Muskel** liegen die HCB-Gehalte in allen Gebieten sporadisch über der Bestimmungsgrenze. Signifikante Gebietsunterschiede werden nicht festgestellt.

Signifikante Anreicherungen gegenüber beiden Referenzgebieten im Einbringbereich sind weder im Leber- noch im Muskelgewebe für die organischen Parameter in den Jahren 2021 und 2022 festzustellen (Tabelle 4-15, Tabelle 4-16, Tabelle 4-17, Tabelle 4-18).

Im Jahr 2021 wurden im **Muskelgewebe** für die auf Trockensubstanz bezogenen Gehalte der Kongenere PCB 101 und PCB 180 und die auf Lipid bezogenen Gehalte pp-DDD und pp-DDE signifikante Anreicherungen im Außengebiet gegenüber beiden Referenzgebieten festgestellt. Daher stellt sich hier die Frage, ob die ermittelten signifikanten Differenzen zwischen Außengebiet und den Referenzgebieten 1 und 2 für die genannten Parameter eine signifikante Überschreitung im Sinne des Einvernehmens nach Maßgabe 2.13 („Baggergut, dessen Schadstoffgehalt (...) eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb des Einbringbereichs erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden“) darstellen. Bei beiden Substanzgruppen sind die Werte im Einbringbereich (wo die stärkste Akkumulation zu erwarten wäre) jedoch niedriger als in den Referenzgebieten. Damit wird also keine baggergutbedingte Anreicherung dieser Parameter im Einbringbereich ermittelt. Für die PCB-Kongenere wurden zudem in den Jahren von 2016 bis 2020 weder in den Klieschen noch in den Schollenmuskeln signifikante Anreicherungen im Einbringbereich ermittelt. Dies spricht zusätzlich dafür, dass die gefundene Anreicherung im Außengebiet 2021 nicht baggergutbedingt ist. Die Werte im Außengebiet sind im November 2021 zwar höher als in den anderen drei Gebieten, liegen aber nicht signifikant höher als die Werte, die im Zeitraum 2016 bis 2020 auch in den Referenzgebieten ermittelt wurden. Die Gehalte in den Referenzgebieten über die Zeit geben Auskunft über die Spanne der Hintergrundbelastung in dem Gebiet. Da die Gehalte im Außengebiet im Jahr 2021 innerhalb dieser Spanne liegen, kann kein Zusammenhang mit der Baggergutverbringung hergestellt werden. Rein formal liegt für die DDT-Metabolite pp-DDE und pp-DDD keine signifikante Überschreitung im Sinne des Einvernehmens vor, da für die chlororganischen Schadstoffe in den Muskeln die Trockensubstanz die relevante Bezugsbasis ist (s. oben) und hier kein signifikanter Unterschied zum Referenzgebiet 2 festgestellt wird. Außerdem wurden in den ebenfalls untersuchten Leberproben keine Gebietsunterschiede festgestellt. Die signifikanten Anreicherungen der PCB-Kongenere PCB 101 und PCB 180 sowie von pp-DDD und pp-DDE stellen daher in Abstimmung mit der Zulassungsbehörde keine Einvernehmensverletzung in Bezug auf Maßgabe 2.13 dar.

Die Bioakkumulation der Metalle im Schollenmuskel liegt in den Jahren 2021 und 2022 auf einem vergleichbaren Niveau zu den Vorjahren. Die organischen Zinnverbindungen liegen seit 2020 größtenteils unter der Bestimmungsgrenzen, aus den Schollenlebern liegen aufgrund zu geringer Materialmengen keine Metall- und OZV-Daten vor.

Hinweise auf eine stärkere Akkumulation der HCH-Verbindungen oder der PCB Kongenere PCB 28 und PCB 52, wie sie in der Pfeffermuschel oder der Kliesche zu beobachten war bzw. zunehmende Trends bei den Arsen- oder Zinkgehalten wie sie bei Kliesche und Wellhornschnecke vorliegen, können in der Scholle weder im Muskel noch im Lebergewebe nachvollzogen werden, obgleich

sporadisch auftretende Arsengehalte von über 100 mg/kg TS seit 2018 in den Schollen (Muskel) aus allen Gebieten zu sehen sind.

Für keinen der untersuchten Parameter im Leber- oder Muskelgewebe der Scholle wurde eine Maßgabenverletzung festgestellt.

4.7.5 Bioakkumulation in der Krabbe

Nordseegarnelen (*Crangon crangon*), regional auch Granat oder Krabbe benannt, sind benthisch lebende Organismen, die sich räuberisch sowohl von kleineren Invertebraten als auch von Aas ernähren. Die Nordseegarnele zeigt ein saisonales Wanderverhalten: Im Sommerhalbjahr hält sie sich vorwiegend in Flussmündungsgebieten und Wattengebieten auf, im Winter wandert sie seewärts in tiefere Bereiche, um sich vor der Kälte zu schützen.

a) Probennahme

Im Schlickfallgebiet bei E3 kann durch das verbreitete Schlickvorkommen aus technischen Gründen keine Befischung der Nordseegarnele mit realem Fanggeschirr durchgeführt werden. Auch wurden bislang nur wenige Individuen bei verschiedenen Probennahmen gesichtet, was möglicherweise auch auf das saisonale Wanderverhalten der Art zurückzuführen ist. Für die Beprobung des Organismus wird daher als Untersuchungsgebiet die norddeutsche Küste von der Elbmündung bis zu den nordfriesischen Inseln herangezogen (Abbildung 4-98).

Die Krabben wurden im Jahr 2021 im August und im Jahr 2022 Ende Juli mit realem Fanggeschirr gefischt. Pro Gebiet konnten jeweils ca. 1000 g gewonnen werden. Pro Jahr wurden zwei Parallelproben pro Gebiet untersucht.

Die Proben werden, wie die übrigen Organismen, an denen im Rahmen des E3-Monitorings die Bioakkumulation untersucht wird, ungebrüht analysiert. Dies erschwert jedoch möglicherweise die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit Untersuchungen der Lebensmittelüberwachung, die Nordseegarnelen als Nahrungsmittel im gebrühten Zustand untersuchen. Eventuell können so bei leicht flüchtigen Schadstoffen andere Schadstoffgehalte gemessen werden als bei ungebrühtem Material. Für die Analysen werden Kopf und Panzer der Tiere entfernt und die gewonnene Muskelmasse analysiert.

Die Proben werden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink) und Arsen, PCB (Summe 7), chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) und zinnorganische Verbindungen (MBT, DBT, TBT, TeBT) sowie den Fettgehalt untersucht. Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt aufgrund des geringen Fettgehalts von maximal 3,1% bezogen auf die Trockensubstanz (TS). Die Analysen finden an Nordseegarnelen aus sechs Gebieten statt (Abbildung 4-98). Die Gebiete sind das Elbmündungsgebiet bei Cuxhaven (Gebiet 1), das Wattenmeer vor Büsum (Gebiet 2), weiter westlich entlang des Süderpieps (Gebiet 2b) und in Richtung offene Nordsee im Einzugsgebiet von Elbe und Eider (Gebiet 3). Das Gebiet 4 befindet sich entlang der Küste an der Eidermündung vor dem Wesselburener Loch, das Gebiet 5 befindet sich vor Pellworm. Ein Einfluss der Baggergutverbringung bei E3 auf die Gebiete ist aufgrund der großen Entfernung zum Einbringbereich sehr unwahrscheinlich. Ein Einfluss auf die Schadstoffqualität in den Gebieten ist aus den Mündungsgebieten der Flüsse Elbe, Miele und Eider zu erwarten. Die abgebildeten Schadstoffe stehen stellvertretend für die verschiedenen Schadstoffgruppen, um die qualitativen Unterschiede zwischen den Gebieten darzustellen. Die Gebiete sind hierfür so angeordnet, dass der abnehmende Einfluss der Elbfahne sichtbar wird.

b) Gebietsvergleich

Ein statistischer Gebietsvergleich ist aufgrund des Vorliegens von nur zwei Proben pro Gebiet nicht zielführend. Die Daten werden daher qualitativ betrachtet. Die Ergebnisse der Parallelproben sind jeweils sehr gut vergleichbar, daher wird trotz dem teilweisen Vorliegen von nur zwei Einzelwerten ein Mittelwert zu Gunsten einer besseren Darstellbarkeit der Ergebnisse in den Abbildungen verwendet.



Abbildung 4-98 Untersuchungsgebiet Nordseegarnelenmonitoring

Die Parameter PCB 28 bis PCB 101, MBT, TeBT, OCS, HCB, die HCH-Isomere, op-DDD, pp-DDD, op-DDE, pp-DDE, op-DDT, pp-DDT und Blei liegen in den Jahren 2021 und 2022 unterhalb der Bestimmungsgrenze. Während die Zinkgehalte innerhalb der Gebiete sehr ähnlich verteilt sind, bilden die meisten übrigen Schadstoffe wie die PCB-Kongenere PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180, DBT, TBT, Cadmium und Kupfer erwartungsgemäß den Einfluss der Elbfahne ab. Dies ist für die quantifizierbaren organischen Schadstoffe hier am Beispiel der Summe der PCB-Kongenere dargestellt (Abbildung 4-99). Seit dem Jahr 2017 ist bei den PCB-Gehalten in Gebiet 1 wieder ein zunehmender Trend zu sehen, der im Jahr 2021 sein Maximum zeigt, aber unterhalb der Gehalte des Jahres 2016 bleibt. In allen anderen Gebieten bleiben die PCB-Kongenere weitgehend unterhalb der Bestimmungsgrenze (Abbildung 4-99).

Der Einfluss der Elbfahne ist insbesondere bei der zinnorganischen Verbindung TBT gut zu erkennen (Abbildung 4-100). Seit 2016 nehmen die Gehalte in allen Gebieten mit Ausnahme von Gebiet 5 ab. Ob im Jahr 2022 die Gehalte in Gebiet 5 von 12,5 µg/kg TS einen Anstieg darstellen oder innerhalb der Variabilität in dem Gebiet liegen, muss bei den folgenden Untersuchungen weiter beobachtet werden. Generell ist ein kontinuierlich abnehmender Trend der Stoffgehalte von der Elbmündung bis Gebiet 5 sichtbar. Dieser Verlauf wurde mit sehr ähnlichen Werten auch durch eine Untersuchung im Jahr 2009 an der Nordseegarnele von Verhagen et al. (2012) festgestellt und ebenfalls mit dem abnehmenden Einfluss der Elbfahne erklärt. Für TBT gibt es keinen Lebensmittelgrenzwert. Die WHO (1999) empfiehlt auf Basis von Untersuchungen von Penninks (1993) eine Tagesdosis bis zu 0,25 µg/kg Körpergewicht. Dies würde in den Jahren 2021 und 2022 bei einem durchschnittlichen Körpergewicht von 70 kg einer täglichen Verzehrmenge frischen Krabbenfleisches von mehr als 1,5 kg (2021) bzw. 3,1 kg (2022) für die Proben mit den jeweils höchsten Gehalten entsprechen.

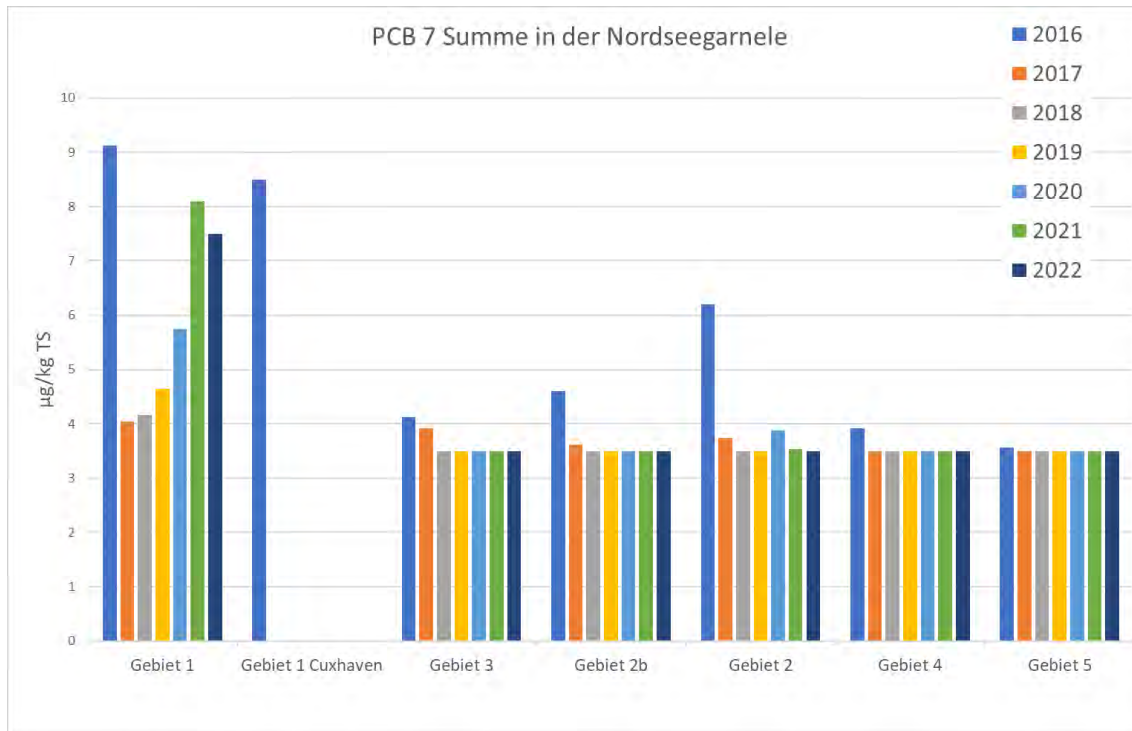


Abbildung 4-99 Mittlere Gehalte der Summe der sieben PCB Kongenere in der Nordseegarnele (Bezugsbasis Trockensubstanz)

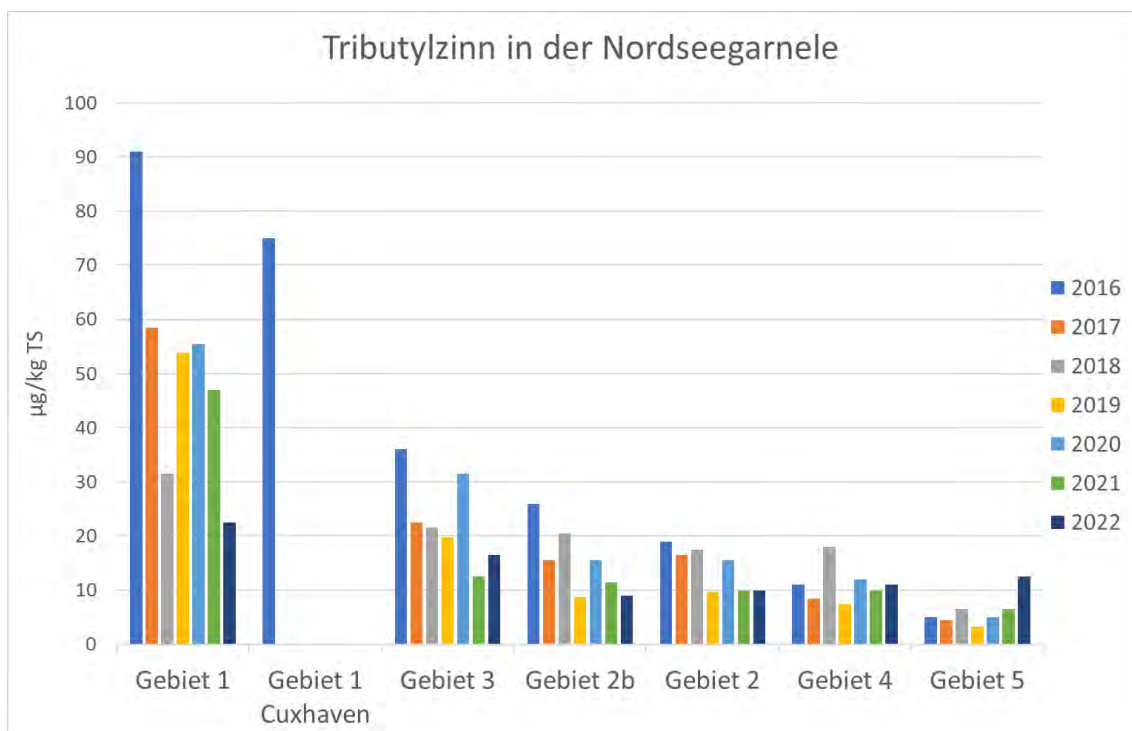


Abbildung 4-100 Mittlere TBT-Gehalte in der Nordseegarnele (Bezugsbasis Trockensubstanz)

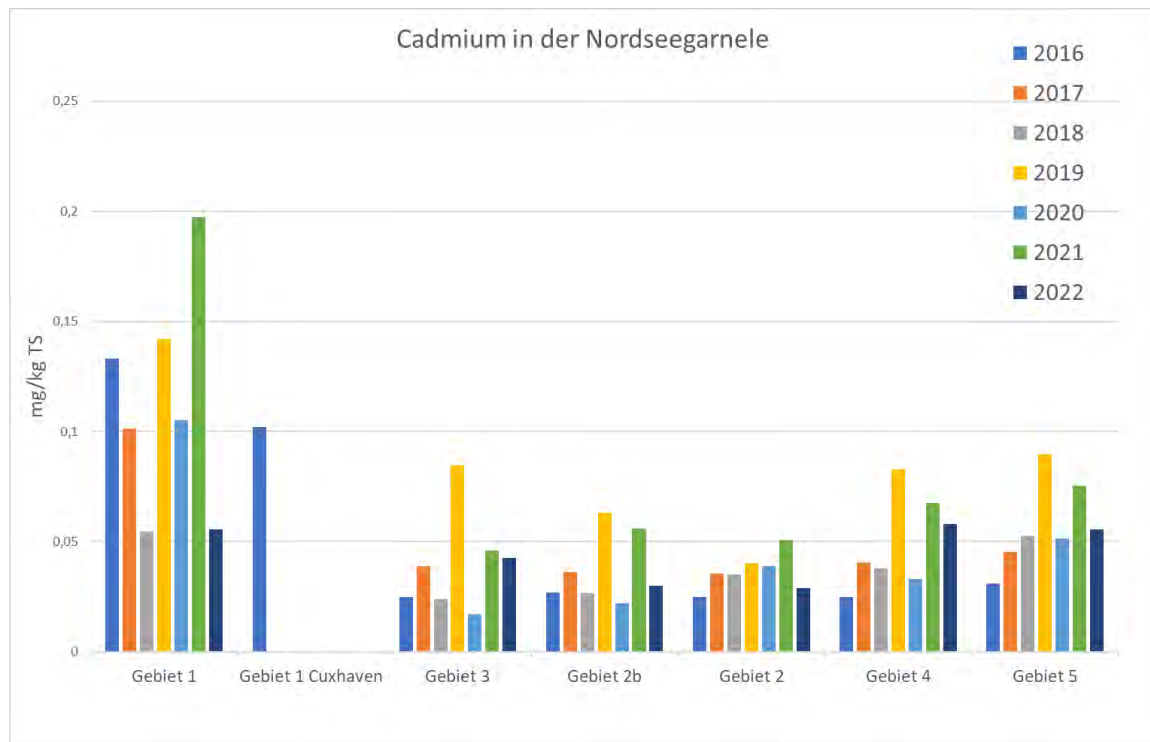


Abbildung 4-101 Mittlere Cadmiumgehalte in der Nordseegarnele (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Die Gehalte der Metalle liegen in den Jahren 2021 und 2022 auf dem Niveau der Vorjahre. Eine Ausnahme bilden Kupfer und Cadmium. Für Kupfer und Cadmium werden in der Elbmündung im Jahr 2021 die höchsten Gehalte festgestellt. Tendenziell höhere Gehalte im Jahr 2021 sind für Cadmium und Kupfer auch in den anderen Gebieten zu sehen, liegen aber innerhalb der Variabilität der Vorjahre. Für die untersuchten Metalle ist der Einfluss der Elbfahne für das Cadmium (Abbildung 4-101) und das Kupfer aufgrund der höheren Gehalte in Gebiet 1 nachvollziehbar, während ein eindeutiger räumlicher und / oder zeitlicher Trend für Quecksilber, Zink und Arsen nicht festgestellt werden kann.

Folgende Beobachtungen lassen sich festhalten: Die Arsengehalte liegen im Gebiet 5 im Norden tendenziell etwas höher als in den anderen Gebieten, wobei dieser Unterschied aber sehr gering ist (Abbildung 4-103). Im Vergleich zum Jahr 2018 liegen die Quecksilbergehalte in den Gebieten in den Jahren 2021-2022 auf einem niedrigeren Niveau (Abbildung 4-104). Für Cadmium und Kupfer (Abbildung 4-101) werden im Jahr 2021 in Gebiet 1 die bislang höchsten Gehalte festgestellt. Eine Ursache für die Unterschiede zwischen den Jahren ist nicht bekannt.

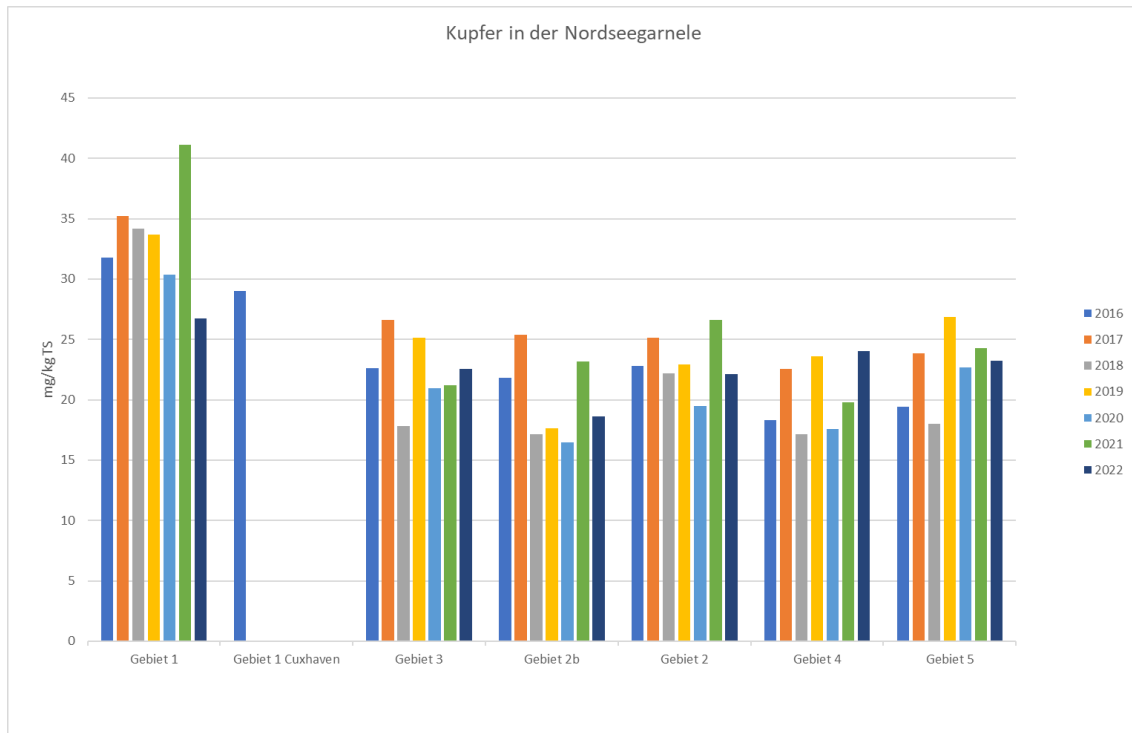


Abbildung 4-102 Mittlere Kupfergehalte in der Nordseegarnele (Bezugsbasis Trockensubstanz)

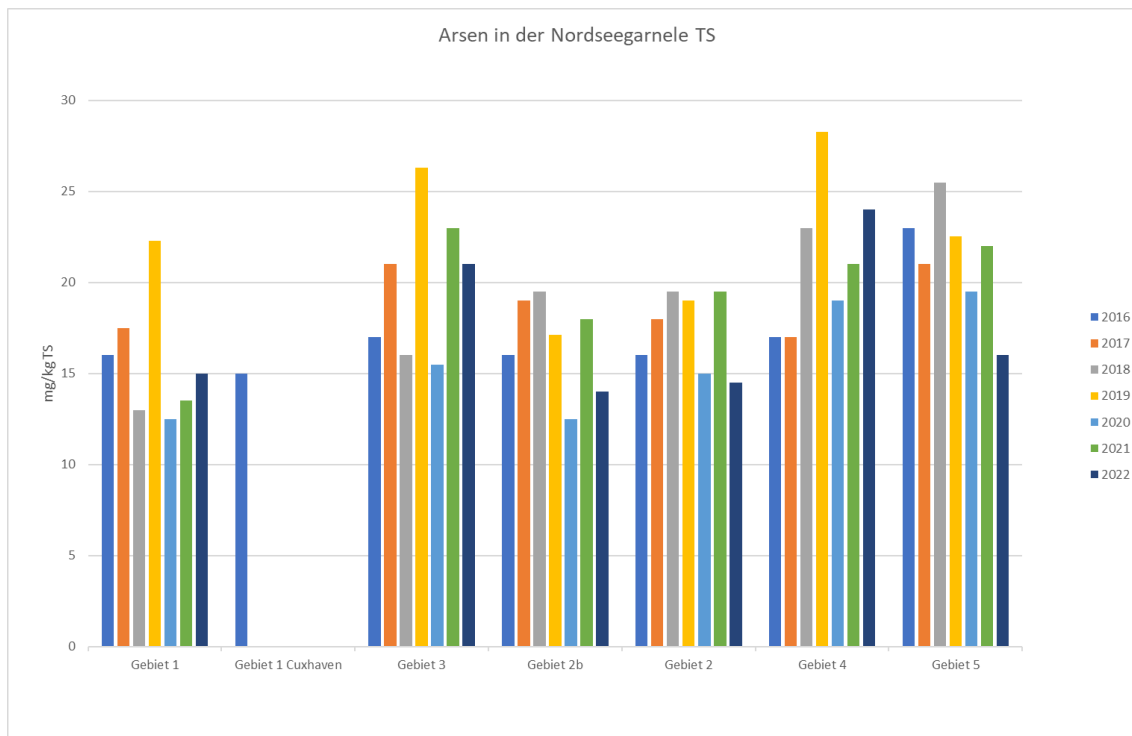


Abbildung 4-103 Mittlere Arsengehalte in der Nordseegarnele (Bezugsbasis Trockensubstanz)

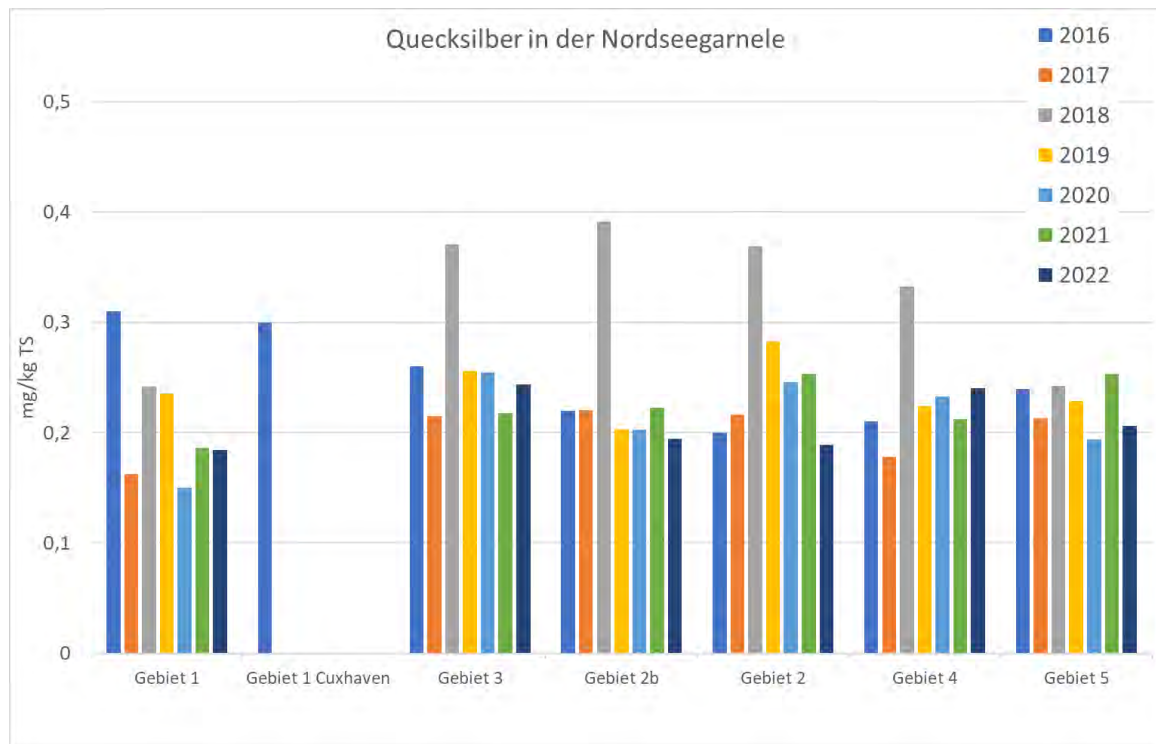


Abbildung 4-104 Mittlere Quecksilbergehalte in der Nordseegarnele (Bezugsbasis Trockensubstanz)

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Insgesamt liegen die meisten Schadstoffgehalte 2021 und 2022 auf einem niedrigeren Niveau als im Jahr 2016, wie für die Summe der PCB-Kongenere und TBT beispielhaft zu sehen ist. Ausnahmen bilden hier nur Cadmium und Kupfer, für die höhere Werte im Jahr 2021 ermittelt wurden.

Insgesamt werden in dem bislang untersuchten Zeitraum (2016-2022) die vorliegenden Lebensmittel-Richtwerte (s. Anhang Tabelle-A-44), für die im Rahmen des Monitorings Untersuchungen durchgeführt wurden, in den Krabben eingehalten.

Ein Einfluss der Baggergutverbringung bei E3 auf die Bioakkumulation von Schadstoffen in der Nordseegarnele kann auf Grundlage der Daten nicht hergestellt werden.

4.7.6 Bewertung der Ergebnisse anhand von EAC- und ERL-Werten sowie Umweltqualitätsnormen (UQN)

Bewertung der Sedimentuntersuchungen 2021 und 2022

In Tabelle A-38 sind die mittleren, in den Sedimentproben der Untersuchungskampagnen im Monitoringgebiet gemessenen Schadstoffgehalte für Spurenmetalle und PAKs aus den Jahren 2021 und 2022 in der Fraktion < 2mm, bzw. die auf 2,5% TOC-normierten Werte der PCBs, den von OSPAR (OSPAR 2009) empfohlenen EAC (Environmental Assessment Criteria)-Werten bzw. den derzeit verwendeten alternativen ERL (Effect Range Low)-Kriterien für die Bewertung von Monitoringergebnissen gegenübergestellt.

Hierbei werden, wie auch in den vorangegangenen Jahren, für Quecksilber und für PCB 118 Überschreitungen des ERL- resp. EAC-Wertes nach OSPAR (2009) ermittelt (E3-Jahresbericht der

HPA, 2019-2020; BfG, 2018b). Überschreitungen der ERL-Werte durch die arithmetischen Mittelwerte der Teilgebiete für Blei und Cadmium konnten nicht festgestellt werden (Tabelle A-38). Die Mittelwerte der PAK-Gehalte lagen während beider Beprobungen und in allen Teilgebieten ebenfalls unterhalb der ERL-Werte (Tabelle A-38). Die sechs PCB-Kongenerne 28, 52, 101, 138, 152 und 180 zeigten keine Überschreitungen des empfohlenen EAC-Wertes (Tabelle A-38).

Eine Überschreitung des ERL für Quecksilber wurde bei allen drei Beprobungskampagnen an der Verbringstelle (1.5-km-Kreis inkl. K-Süd und K-Ost) ermittelt (Tabelle A-38). Im Nahfeld (2-3 km-Kreis) lag der Mittelwert im Juni 2021 über, im September 2021 unter und im September 2022 genau auf dem ERL-Wert nach OSPAR. Im Fernfeld (von 6 bis 12 km) und im Referenzgebiet wurde in beiden Jahren im Mittel keine Überschreitung des ERL-Wertes für Quecksilber festgestellt. Insgesamt lagen die Werte in den betrachteten Teilgebieten damit in einer ähnlichen Größenordnung wie in den Jahren seit 2017 (E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018; 2019): In den Bereichen Verbringstelle und Nahfeld bewegten sie sich zwischen 0,12 und 0,26 mg/kg (2017 bis 2020) sowie zwischen 0,15 und 0,23 mg/kg (2021/2022). Im Fernfeld inklusive Referenzgebiet lag die Spanne der Gebietsmittelwerte sowohl 2017 bis 2020 als auch 2021 bis 2022 jeweils bei 0,06 bis 0,15 mg/kg.

Eine Auswertung der Werte über den Gesamtzeitraum 2005 bis 2018 wurde von der BfG durchgeführt und ist im E3-Jahresbericht der HPA 2017-2018 dargestellt (HPA, 2017-2018 - Kapitel 4.7.6, BfG, 2018b). Hier zeigte sich, dass die Werte an der Verbringstelle meist höher lagen als im Nahfeld. Im Fernfeld wurde ab Mitte 2007 im Bereich der Elbfahne eine Erniedrigung der Werte festgestellt und der ERL wurde häufiger unterschritten. In den Sedimenten des küstenfernen Referenzgebietes wurden für die mittleren Quecksilbergehalte keine Überschreitungen des ERL festgestellt. Die Daten aus den Jahren 2021 und 2022 fügen sich damit in die Verteilung über den Gesamtzeitraum ein.

Der EAC-Wert für PCB118 wurde im Juni 2021 in allen Teilgebieten überschritten (Tabelle A-38). Zu den beiden Folgeterminen wurde jeweils im Referenzgebiet auch eine Unterschreitung festgestellt. Die Auswertung der BfG über den Zeitraum von 2005 bis 2018 ergab, dass der EAC in den Sedimenten aller Teilgebiete bis Anfang 2010 überschritten wurde. Höchste Gehalte fanden sich sowohl an der Verbringstelle als auch im Fernfeld, das im östlichen Bereich durch den Einfluss des Elbeabflusses geprägt ist. In dem Zeitabschnitt nach 2010 waren geringere mittlere Gehalte des PCB 118 in den Sedimenten zu finden, die aber nur im Referenzgebiet teilweise unterhalb des EAC lagen, in allen anderen Teilgebieten jedoch weiterhin darüber (E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018; BfG, 2018b). Dies deckt sich mit den Befunden aus den Jahren 2021 und 2022.

Für die Bewertung der Sedimente anhand der für Sedimente vorliegenden UQN (OGewV 2016) beziehen sich die Metalle auf die Fraktion kleiner 63 µm und bei organischen Schadstoffen auf die Fraktion kleiner 2 mm. Die Befunde von Sedimentproben können hinsichtlich der organischen Schadstoffe nur dann zur Bewertung herangezogen werden, wenn die Sedimentproben einen Feinkornanteil (Korndurchmesser kleiner als 63 µm) von größer als 50% aufweisen. Für die Bewertung der Sedimente im Monitoringgebiet werden die Metalle in der Fraktion < 20 µm gemessen, die so in der Tabelle A-39 angegeben werden und damit für einen Vergleich mit der UQN eigentlich zu hoch lägen. Es zeigt sich aber, dass die UQN selbst bei den Metallgehalten in der < 20 µm Fraktion eingehalten werden. Die Messung organischer Schadstoffe bezieht sich auf den Anteil der Fraktion < 2 mm. Die Prüfung der Sedimente im Monitoringgebiet zeigt für die Jahre 2021 und 2022, dass keine Überschreitung der vorliegenden UQN festgestellt werden kann (Tabelle A-39).

Fazit

Eine Überschreitung der von OSPAR verwendeten Bewertungskriterien wird für Quecksilber und PCB 118 festgestellt. Diese ist in den einzelnen Teilgebieten in den Jahren 2021 und 2022 für Quecksilber an der Verbringstelle (Klappstellen mit Einbringbereich bis zu einem Radius von 1,5-km) und dem Nahfeld (2- bis 3-km) zu beobachten, für PCB 118 hingegen auch im Fernfeld und im Referenzgebiet. Die Werte unterscheiden sich dabei in beiden Jahren nur unwesentlich von den Ergebnissen früherer Beprobungskampagnen (E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020; BfG 2018b). Eine Überschreitung der OSPAR-Kriterien für Cadmium, Blei, die 10 PAK-Verbindungen, für die ERL-Werte vorliegen sowie für die PCB-Kongenere 28, 52, 101, 138, 152 und 180 wird hingegen in keinem der Teilgebiete festgestellt. Eine Überschreitung der Umweltqualitätsnormen (OGewV 2016) wird in dem untersuchten Gebiet ebenfalls nicht beobachtet.

Bewertung der Biotauntersuchungen 2021 und 2022

In den untersuchten Organismen überschritten in den Jahren 2021 und 2022 einzelne Analyten die Bewertungskriterien nach OSPAR (2009) und die UQN nach OGewV (2011,2016): In allen Organismen wurde im Gewebe eine Grundbelastung an Quecksilber festgestellt, die zu einer generellen Überschreitung der UQN nach der OGewV (2011, 2016) führt (Tabellen A 40 – A 44). Überschreitungen der EAC-Kriterien in Biota nach OSPAR wurden flächendeckend für PCB 118 und PCB 138 in der Wellhornschncke und für PCB 118 in den Lebern von Klieschen und Schollen in allen Teilgebieten festgestellt (s. Tabellen Anlage A-40, A-42, A-43). Im Jahr 2020 wurde erstmalig eine Unterschreitung von PCB 118 in den Schollenlebern im Außengebiet und in Referenzgebiet 2 festgestellt. Eine Unterschreitung dieses Wertes wird erneut im Jahr 2021 in Referenzgebiet 1 und im Jahr 2022 im Einbringbereich, im Außengebiet und im Referenzgebiet 1 festgestellt. Für die Pfeffermuschel wird seit 2018 eine flächendeckende Überschreitung des EAC-Wertes für Pyren festgestellt. Im Jahr 2022 wird hingegen in Referenzgebiet 1 erstmalig keine Überschreitung gefunden (Tabelle A-41). Darüber hinaus wurden im Jahr 2021 Überschreitungen des Lebensmittel-Höchstgehalt (LMHG) nach OSPAR in allen Gebieten sowie im Jahr 2022 im Einbringbereich und im Außengebiet in der Pfeffermuschel für Blei ermittelt. Überschreitungen dieses Kriteriums für Blei in der Pfeffermuschel wurden bereits in vorherigen Kampagnen in allen Teilgebieten festgestellt (BfG, 2018b), da die Pfeffermuschel offenbar ein Organismus ist, der Blei anreichert. Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen von Blei im Einbring- oder im Außengebiet (Prüfkriterium Signifikanz gegenüber beiden Referenzgebieten sowie gegenüber des Hintergrunds siehe Kapitel 4.7.2, Beschluss E3 Monitoring AG, März 2017) wurden in den Jahren 2021 und 2022 in der Pfeffermuschel nicht festgestellt (Kapitel 4.7.2). Sowohl in Fischen und in Krabben sowie in Wellhornschncken werden die Werte für Quecksilber, Blei und Cadmium in den Teilgebieten eingehalten (s. Anlage Tabellen A-40, A-42, A-43, A-44).

Neue Umweltqualitätsnormen (UQN) in Biota

Nach Maßgabe 2.29 ist zu prüfen, für welche der acht neuen Schadstoffe/Schadstoffgruppen, für die in 2013 UQN in Biota festgelegt wurden, maßnahmenbedingt erhöhte Bioakkumulationen in den Einbringbereichen möglich und daher in das Messprogramm zu integrieren sind.

Die 16 EPA-PAK werden seit September 2018 in den Wellhornschncken untersucht. In der Pfeffermuschel werden 12 PAK seit 2016 analysiert. Die UQN für Benzo(a)pyren und Fluoranthen werden im Jahr 2021 und 2022 in der Wellhornschncke und in der Pfeffermuschel in keinem der Gebiete überschritten (Tabellen A 40, A-41).

Im Klieschenmuskel werden seit 2018 orientierende Untersuchungen für die Parameter durchgeführt, für die seit 2018 neue Umweltqualitätsnormen (UQN) gelten und für die im Rahmen des KEMP-Monitorings 2016 im Bereich der Elbe (FGG Elbe, 2018b) Überschreitungen im

Fischmuskel festgestellt wurden. Dies betrifft die Parameter PFOS, BDE (Summenparameter aus BDE 28, BDE 47, BDE 99, BDE 100, BDE 153 und BDE 154) sowie Heptachlor mit Heptachlorepoxid.

Da die PFOS-Gehalte aus dem Jahr 2018 in allen Gebieten und Proben (n=20) unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen wurde in Abstimmung mit der E3-Monitoring AG im Dezember 2020 beschlossen, zunächst keine weiteren Messungen von PFOS durchzuführen.

Die Gehalte an Heptachlor bzw. BDE aus dem Jahr 2018 überschritten zum Teil bzw. in allen Fällen die UQN von 0,0067 µg/kg FG bzw. 8,5 ng/kg FG. Signifikante Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet gegenüber beiden Referenzgebieten wurden nicht festgestellt. Die Messungen wurden im Jahr 2018 ausschließlich an gefriergetrocknetem Rückstellproben durchgeführt. Im Jahr 2019 und 2020 wurde hingegen gefrorenes Frischfilet analysiert. Um eine Vergleichbarkeit zu den Untersuchungen aus dem Jahr 2018 zu gewährleisten, wurden im Jahr 2019 bei der Bestimmung der BDE-Gehalte ebenfalls die gefriergetrockneten Proben parallel gemessen. Bei der Bestimmung der Heptachlor-Gehalte im Jahr 2020 wurden nachträglich einzelne Proben ebenfalls parallel als gefriergetrocknete Proben gemessen. Im Jahr 2021 und 2022 wurde ausschließlich Frischfilet analysiert.

Die BDE-Gehalte liegen in den Jahren 2021 und 2022 auf einem vergleichbaren Niveau wie im Jahr 2020, wobei im Jahr 2022 zwei Proben (jeweils eine aus dem Einbringbereich und eine aus dem Referenzgebiet 2) die bislang höchsten gemessenen Gehalte zeigen (Abbildung 4-105). Im Vergleich mit den Jahren 2018 und 2019 bleiben die Gehalte somit auf dem hohen Niveau. Vermutlich kann dies auf die erhöhten Fettgehalte im Klieschenmuskel seit dem Jahr 2020 zurückgeführt werden (Abbildung 4-83). Werden die Gehalte auf Lipid normiert liegen die Gehalte von BDE in den Jahren 2018 (4,38 µg/kg Lipid) und 2021 bzw. 2022 (4,95 µg/kg bzw. 4,6 Lipid) auf einem vergleichbaren Niveau. Die UQN für BDE wurde in allen Gebieten und Proben überschritten (Abbildung 4-105).

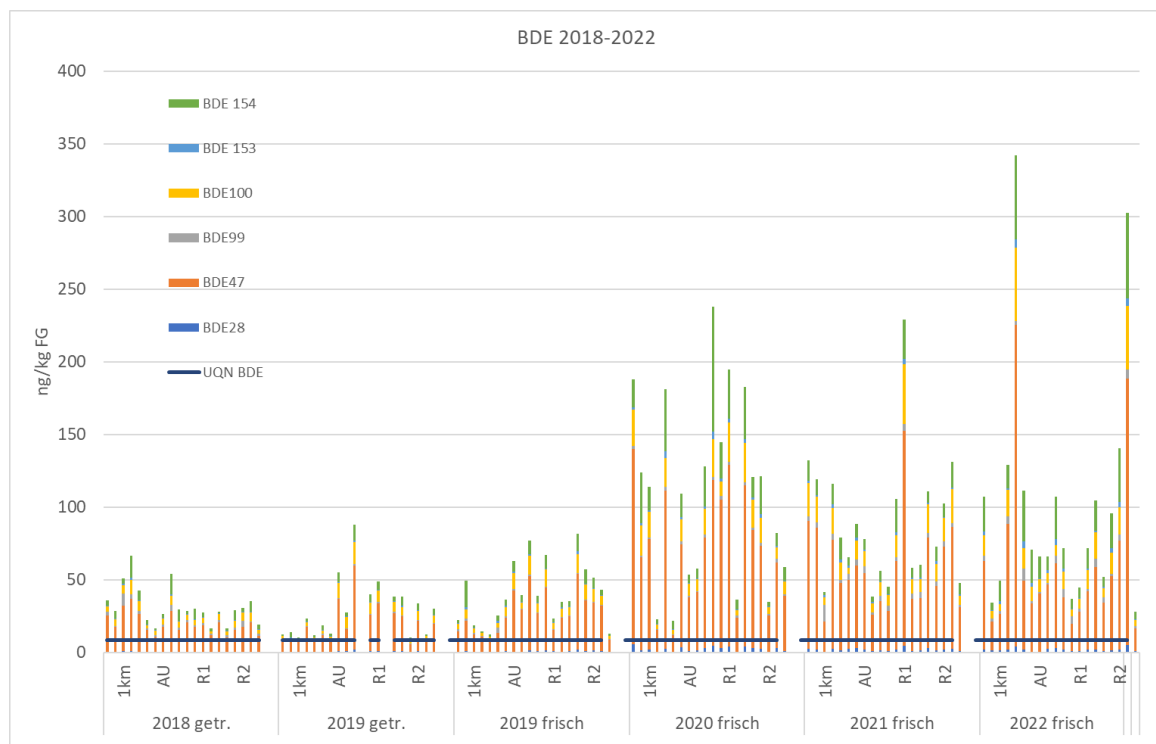


Abbildung 4-105 Gehalte der BDE-Verbindungen im Klieschenmuskel 2018-2022 (Bezugsbasis Frischgewicht)

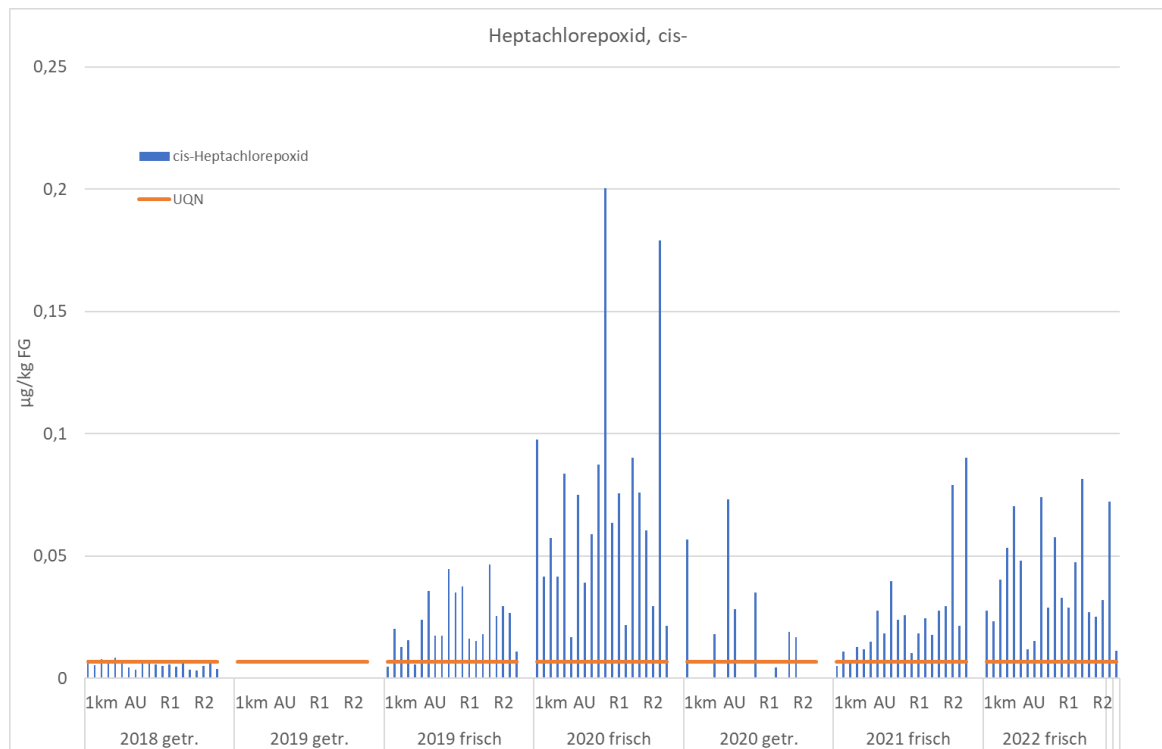


Abbildung 4-106 Gehalte von cis-Heptachlorepoxyd im Klieschenmuskel 2018-2022 gemessen an gefriergetrocknetem und/oder frischem Material (Bezugsbasis: Frischgewicht)

Die Gehalte für Heptachlor und trans-Heptachlorepoxyd liegen in allen Proben unterhalb der Nachweisgrenze, nachweisbar ist allein das cis-Enantiomer Heptachlorepoxyd. Die UQN für Heptachlorepoxyd wurde in beiden Jahren in allen Proben und Gebieten überschritten, mit Ausnahme einer Probe aus dem Einbringbereich im Jahr 2021. Während die durchschnittlichen Gehalte im Jahr 2018 bei ca. 0,0057 µg/kg FG lagen, lagen die mittleren Gehalte im Jahr 2021 bei 0,026 µg/kg und im Jahr 2022 bei 0,041 µg/kg FG und damit wieder etwas niedriger als im Jahr 2020 mit 0,071 µg/kg FG (Abbildung 4-106). Signifikante, baggergutbedingte Unterschiede zwischen den Gebieten lagen für kein Untersuchungsjahr vor. Im Jahr 2020 liegt das Niveau der Gehalte in allen Teilgebieten des Untersuchungsgebietes oberhalb der Ergebnisse, die im Rahmen des KEMP-Monitorings im Jahr 2016 im Maximum in Brassen festgestellt wurden (Messstation Schmilka) (FGG Elbe, 2018b). Eine nachträgliche Analyse an jeweils zwei Proben pro Gebiet (teilweise durch nachträgliche Poolbildung gewonnen) aus dem Jahr 2020 an gefriergetrocknetem Material zeigt, dass der Anstieg der Gehalte seit 2018 nicht auf das unterschiedliche Probenmaterial (gefriergetrocknet versus eingefrorenes Frischfilet) zurückgeführt werden kann. Worauf die seit 2019 bestehenden höheren Heptachlorepoxyd-Gehalte beruhen, ist unklar. Für den Parameter liegen bislang nur sehr wenige Vergleichsmessungen vor. Untersuchungen des NLWKN, die über die MUDAB zugänglich sind, zeigen Gehalte von unterhalb der Bestimmungsgrenze an, wobei die Bestimmungsgrenze für getrocknetes Material bei 1 µg/kg TS liegt und somit oberhalb der Messwerte, die im Rahmen des Monitorings bei E3 erhoben wurden (Gehalte zwischen 0,1 und 0,9 µg/kg TS im Jahr 2020). Verfügbare Messwerte seit 2011 von Sedimenten und Schwebstoffen entlang der Elbe zeigen ausschließlich Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze an. Ein Anstieg der Heptachlorgehalte in den zur Tonne E3 verbrachten Sedimenten kann daher nicht festgestellt werden. Durch das Vorliegen vergleichbarer Biota-Gehalte in allen Gebieten ergeben sich keine Anzeichen für einen baggergutbedingten Anstieg bzw. einen Einfluss der Baggergutverbringung auf die Heptachlorepoxyidgehalte in den Klieschenmuskeln.

Fazit

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass in den Biota Überschreitungen der EAC für PCB 118 und PCB 138 flächendeckend in den Jahren 2021 und 2022 in der Wellhornschncke und für PCB 118 in Fischlebern von Kliesche und Scholle festgestellt wurden. Für Pyren wurde, wie in den Vorjahren, eine flächendeckende Überschreitung der EAC-Werte in der Pfeffermuschel festgestellt. Außerdem wurde in allen Organismen im Gewebe eine Grundbelastung an Quecksilber festgestellt, die zu einer generellen Überschreitung der UQN führt. Die Gehalte an BDE zeigen im Untersuchungsgebiet, wie auch im gesamten Elbeverlauf, eine flächendeckende Überschreitung der neuen UQN. Für cis-Heptachlorepoxyd, das im Längsverlauf der Elbe ebenfalls eine flächendeckende Überschreitung der UQN im Fischmuskel bis nach Cuxhaven aufweist, wird die UQN in den Jahren 2021 und 2022 flächendeckend überschritten. Der gute chemische Zustand wurde daher zu keinem Zeitpunkt erreicht. Durch das Vorliegen vergleichbarer Biota-Gehalte in allen Gebieten einschließlich der Referenzgebiete ergeben sich derzeit keine Anzeichen für einen baggergutbedingten Anstieg bzw. einen Einfluss der Baggergutverbringung.

Für die Pfeffermuschel, die nicht als Lebensmittel dient, wurden in allen Gebieten Überschreitungen der LHMG für Blei festgestellt, die bereits in früheren Untersuchungskampagnen flächendeckend festgestellt wurden. Die Pfeffermuschel scheint ein Organismus zu sein, der Blei besonders stark anreichert. Ein Grund hierfür ist nicht bekannt. Signifikante Gebietsunterschiede liegen für Blei in der Pfeffermuschel nicht vor. In den Fischen und in der Wellhornschncke wurden die Lebensmittelhöchstgehalte der untersuchten Parameter eingehalten.

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

4.8 Untersuchungen der Wasserphase

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.24: *Die Erfassung des Sauerstoffgehaltes, der Nährstoffe und des Phytoplanktons ist in das künftige Monitoringprogramm zu integrieren. Die durchzuführende Untersuchungsfrequenz wird im Rahmen der Monitoring-AG abgestimmt.*

Die Frequenz der Untersuchungen wird im Rahmen der Monitoring-AG abgestimmt und soll laut Beschluss der Monitoring-AG vom 18.12.2018 alle drei Jahre innerhalb der Vegetationsperiode mit drei bis fünf Fahrten an den Stationen Elbe I-IV sowie E3 mit Messungen des Sauerstoffs, der Nährstoffe sowie Untersuchungen zum Phytoplankton stattfinden. Außerhalb des Drei-Jahres-Turnus soll stets jährlich eine Messfahrt entlang des Transektes im Sommer (August oder September) an den Stationen des Elbeschnitts (Elbe II, Elbe III und E3) stattfinden. Im Sommer 2021 liegen die Daten der Messfahrt aus dem September vor. Im Jahr 2022 wurden die Daten von drei Messfahrten im Juni, Juli und August herangezogen. Die Messfahrten wurden durch das Alfred-Wegener-Institut durchgeführt. Ein zusätzliches, mehrtägiges Sauerstoffmonitoring wurde im Monitoringgebiet bei E3 im August und September 2022 durchgeführt.

Maßgabe 2.25: *Vor der ersten Einbringung ist eine umfangreiche Beprobung der Wasserphase durchzuführen, bei der neben Nährstoffen und Trübung auch die Parameter zur Ermittlung des chemischen Zustands, insbesondere die prioritären Stoffe nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) in ihrer jeweils geltenden Fassung bei diesbezüglich bestehenden Belastungen der von den Baggerungen betroffenen Bereiche der Landeshafengewässer (ggf. im Rahmen der Freigabebeprobungen zu ermitteln), untersucht werden.*

Die Untersuchung wurde vor dem ersten Einbringen von Baggergut aus Landeshafengewässern im Jahr 2016 durchgeführt. Dies umfasste einerseits eine umfangreiche Beprobung der Wasserphase im Mai und Juni 2016, die die Erfassung der Nährstoffe, des Phytoplanktons des Sauerstoffs und der Trübung beinhaltet hat und andererseits die Erfassung der organischen Schadstoffe der für den Hamburger

Bereich relevanten prioritären Stoffe nach der Oberflächengewässerverordnung. Für die Ermittlung der Quecksilberkonzentration in der Wasserphase wurde auf Daten des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) zurückgegriffen. Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen der OGewV von 2011 und von 2016 in der Wasserphase wurden lediglich bei PAK-Verbindungen festgestellt (Summe Benzo[ghi]perylen und Indeno[1,2,3-cd]pyren für die OGewV von 2011 sowie Fluoranthen, Benzo[a]pyren und Benzo[ghi]perylen für die OGewV von 2016). Die räumliche Verteilung dieser Konzentrationen, die von der Elbmündung Richtung Helgoland deutlich abnehmen, zeigten an, dass es sich hier um Einträge aus der Elbe handelt (E3 Jahresbericht der HPA, 2016).

Die Substanzen PFOS und Heptachlor, für die ab dem 22. Dezember 2018 eine UQN in der Wasserphase gültig ist, konnten noch nicht mit der erforderlichen Bestimmungsgrenze analysiert werden.

Maßgabe 2.26: Bei Anhaltspunkten oder Erkenntnissen zu temporären Sauerstoffdefiziten in den Einbringbereichen (s. Ziffer A 1) sind im jeweils genutzten Einbringbereich die Sauerstoffgehalte an geeigneten noch abzustimmenden Messstellen, durch Vertikalprofilmessungen zu überprüfen mit dem Ziel, zusätzliche maßnahmenbedingte, Sauerstoffabsenkungen während langanhaltender Schichtungsverhältnisse mit bereits kritischen bodennahen Sauerstoffsituationen von unter 5 mg/l zu vermeiden. Bei Nachweis von Sauerstoffsituationen von unter 5 mg/l darf kein Baggergut eingebracht werden, das die Sauerstoffsituation weiter verschlechtert. Darüber hinaus sind wegen der beantragten Intensivierung der Einbringungen die Sauerstoffgehalte im Einbringbereich und deren evtl, maßnahmenbedingte Absenkung mittels mehrtägig kontinuierlich und in verschiedenen Wassertiefen eingesetzten Multiparametersonden oder durch Messungen, die die Entladung der Hopperbagger begleiten, zu überprüfen.

Im Jahr 2021 konnten bei Sauerstoffmessungen mittels CTD-Sonde keine temporären Sauerstoffdefizite bei E3 festgestellt werden. Im Jahr 2022 wurden in der Deutschen Bucht Sauerstoffkonzentrationen von unter 5 mg/l festgestellt. Die Baggergutverbringung wurde daher kurzfristig ausgesetzt. Ein intensives zusätzliches Sauerstoffmonitoring sowie die weitflächige Ausdehnung des Sauerstoffdefizites zeigten, dass die Baggergutverbringung weder die Ursache des Sauerstoffdefizites war, noch dass das Baggergut zu einer weiteren Verschlechterung der Sauerstoffsituation beigetragen hätte. Hinweise auf eine Schädigung des Makrozoobenthos wurden ebenfalls nicht gefunden. Die Baggergutverbringung wurde daraufhin nach siebentägiger Pause wieder aufgenommen.

Während der im Jahr 2016 durchgeführten ADCP-Kampagne wurden mehrtägige Sauerstoffmessungen mittels CTD-Sonden und Treibbojen in verschiedenen Wassertiefen durchgeführt, die die Entladung der Hopperbagger begleitet haben, um eventuelle Absenkungen der Sauerstoffkonzentration durch die Baggergutenladung aufzuzeichnen. Es wurde kein Einfluss auf das Sauerstoffregime festgestellt (E3 Jahresbericht der HPA, 2016).

Zu den Anforderungen, die das Land Schleswig-Holstein als Voraussetzung für eine Sedimentverbringung nach E3 formuliert hat, gehört die Überwachung des Sauerstoff- und Nährstoffgehalts in der Wasserphase bei E3. Zielsetzung dieser Monitoring-Komponente ist die Gewinnung von Erkenntnissen über mögliche regionale Auswirkungen der Baggergutverbringung auf die gelösten Nährstofffraktionen, den Sauerstoffgehalt sowie das Phytoplankton in der Wasserphase.

a) Probennahme

Im Jahr 2021 fand eine Messfahrt im September und im Jahr 2022 fanden drei Messfahrten von Juni bis August mit Messungen an jeweils fünf Stationen (Elbe I bis Elbe IV sowie E3) statt. Im August 2022 wurde die Monitoringausfahrt nicht am Anfang, sondern gegen Ende des Monats mit einem alternativen Schiff durchgeführt. Zusätzlich wurden im Jahr 2021 an der Station E3 Sauerstoffmessungen im Juli, August und September vorgenommen. Die Untersuchungen wurden durch das Alfred-Wegener-Institut durchgeführt. Die Lage der Stationen entspricht dem regulären Monitoring der Nordseeschnitffahrten („Elbe-Schnitt“) des Alfred-Wegener-Instituts (Abbildung 4-107). Die Aufnahme der chemisch-physikalischen Parameter Temperatur, Salzgehalt sowie Sauerstoffgehalt erfolgte mittels Sonden im Tiefenprofil in jeweils 5-20 cm Schritten. Es liegen

ebenfalls Tiefenprofile für die Trübung sowie die Bestimmung der Sichttiefe anhand der Secchi-Scheibe vor. Für die Untersuchung der Nährstoffe (Ammonium, Nitrit, Nitrat, Phosphat, Silikat) und des pH-Werts wurden an jeder Station an der Oberfläche und 1-3 m über dem Meeresboden Schöpfproben entnommen. Die Oberflächenwasserproben wurden auch hinsichtlich der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons untersucht. Im Juli 2022 konnte aus technischen Gründen kein Tiefenprofil an der Station Elbe IV gemessen werden, hierfür liegt hilfsweise ein Profil von Station Elbe V vor. Im August 2022 wurde ein alternatives Schiff eingesetzt. Die Position der Messstation E3 wurde hier durch einen Übertragungsfehler ca. 1,5 km nach Osten verlegt, entspricht somit noch immer einer Messstation im Einbringbereich. Durch die Nutzung des alternativen Schiffes konnte die Secchi-Tiefe an keiner Station bestimmt und an Station Elbe I keine Wasserproben in Bodennähe untersucht werden.

Während der Juni 2022 den Zeitraum vor dem Einbringen des Baggerguts repräsentiert, wurden die Profile von Juli-September parallel zur Baggergutverbringung gemessen. Für die Zellzahlen des Phytoplanktons sowie die daraus ermittelte Algenbiomasse und die Nährstoffdaten wurde zusätzlich ein statistischer Gebietsvergleich durchgeführt. Dafür wurden die Datensätze 2021 und 2022 gemeinsam ausgewertet. Die Ergebnisse sind jedoch durch die Stichprobengröße pro Station (n= 3-4) nur als orientierende Angabe zu werten.

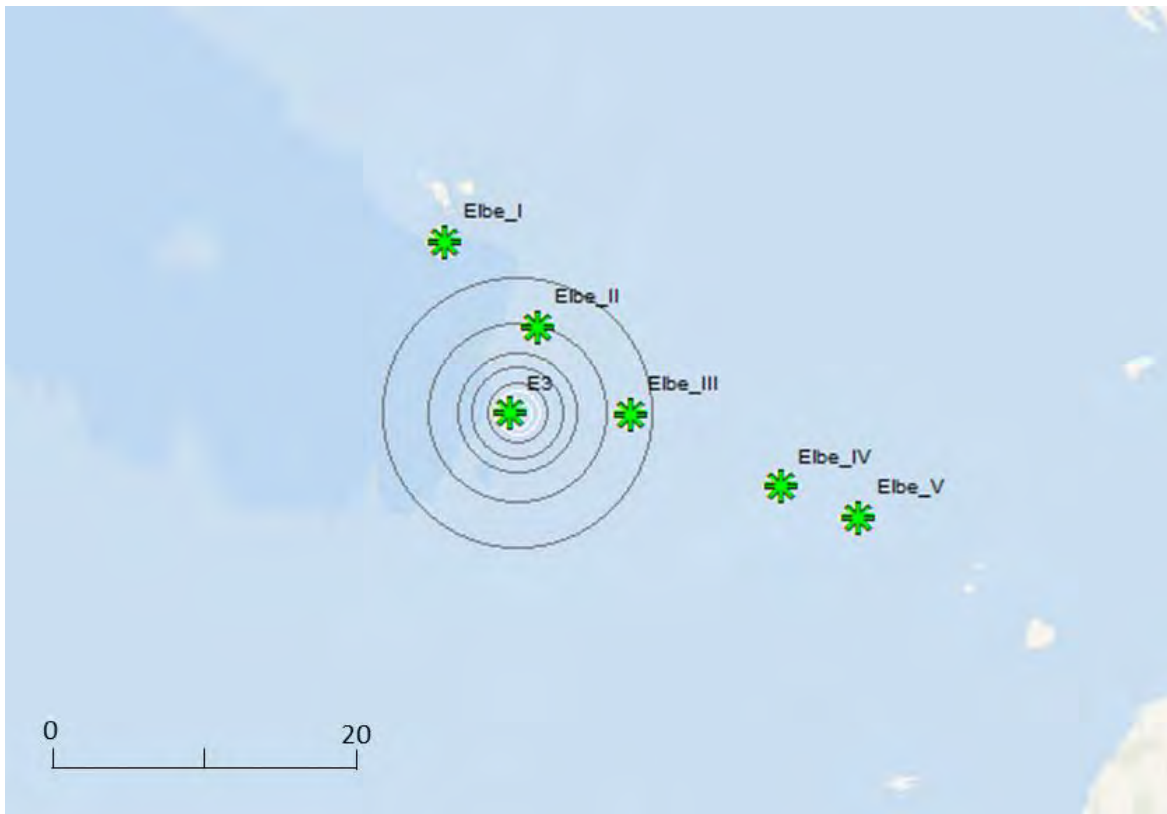


Abbildung 4-107 Karte des Elbe Schnitts der AWI-Messfahrten. Die Kreise entsprechen den Radien um das Klappfeld Ost. 2-km-, 3-km-, 4-km-, 6-km- und 9-km-Kreis.

b) Gebietsvergleich

Sauerstoff und Trübung

Die Trübungsmessungen zeigen im Juni 2022 eine in Bodennähe zunehmende Trübung von ca. 1-11 NTU (Abbildung 4-108). Im August 2022 ist dieser Anstieg nicht zu sehen und die Trübung bleibt unter 4-6 NTU (Abbildung 4-109). Station Elbe I liegt am Rand des Schlickfallgebiets und zeigt somit

stets die geringsten Trübungswerte. Im Vergleich zu den Stationen Elbe I, II und E3 liegen die Trübungswerte an den Stationen Elbe III und Elbe IV im August etwas höher, was auf den Einfluss der Elbfahne zurückgeführt werden kann. Der Einfluss der Elbfahne ist ebenfalls anhand der Sichttiefe nachvollziehbar (Abbildung 4-110).

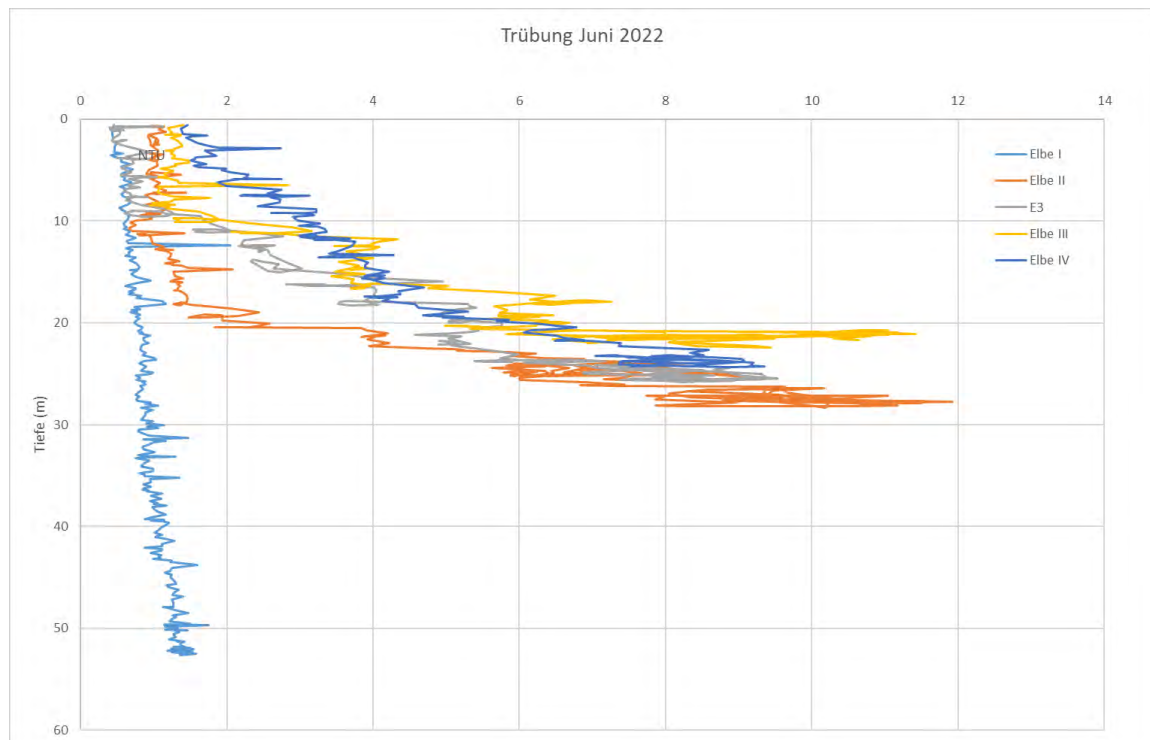


Abbildung 4-108 Trübung in der Wassersäule an den untersuchten Messstationen im Juni 2022 (vor Beginn der Baggergutverbringung)

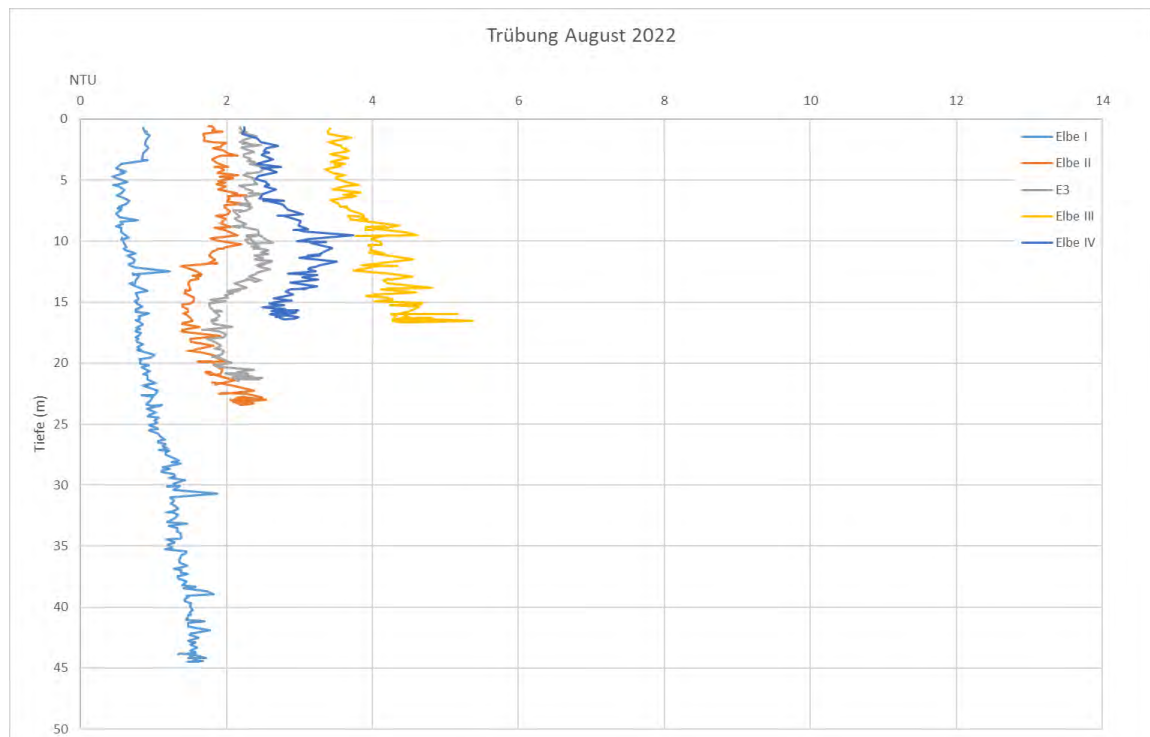


Abbildung 4-109 Trübung in der Wassersäule an den untersuchten Messstationen im August 2022 (während der Baggergutverbringungen)

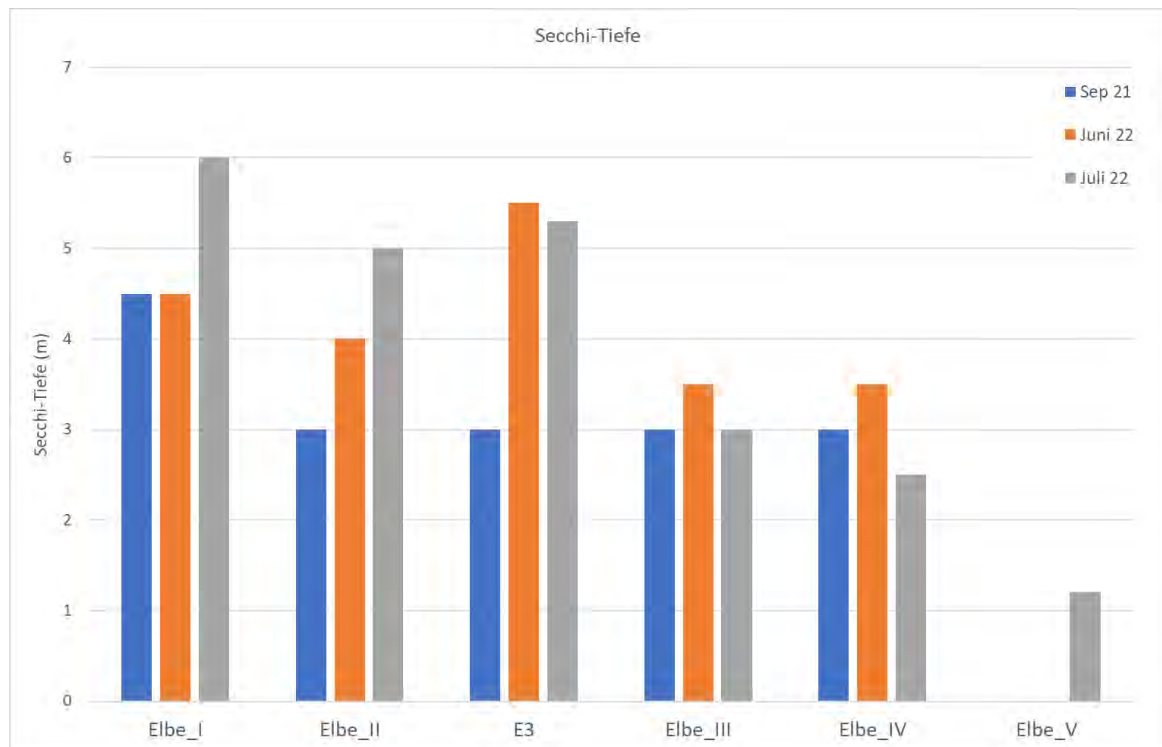


Abbildung 4-110 Sichttiefe an den untersuchten Messstationen von September 2021 und Juni-Juli 2022 (August 2022 keine Messung)

Im Jahr 2021 wurden bei den Sauerstoffmessungen mittels CTD-Sonde keine temporären Sauerstoffdefizite bei E3 festgestellt und die Sauerstoffgehalte in Bodennähe lagen stets über 6 mg/l (Abbildung 4-111). Je nach Temperatur, Schichtung der Wassersäule und Algenentwicklung lagen die Gehalte zu den untersuchten Zeitpunkten zwischen ca. 6 bis 10 mg/l.

Während im Juli 2022 an der Station E3 in Bodennähe noch eine Sauerstoffkonzentration von 7,3 mg/l festgestellt wurde, lagen für Anfang August 2022 zunächst keine Werte vor, da die reguläre Messfahrt des AWI zunächst wegen Corona und dann wegen eines Schiffsschadens abgesagt werden musste. Daher wurde für die Einschätzung der Sauerstoffkonzentrationen in Bodennähe die Daten des BSH-Messpfahls „Deutsche Bucht“ für das Monitoring herangezogen. Die Gehalte zeigten am 11. August ein Minimum von 5,3 mg O₂/l (umgerechnet aus 3,7 ml/l, Abbildung 4-112) und 65 % Sauerstoffsättigung in Bodennähe und eine Temperaturdifferenz zwischen der Oberfläche und bodennahen Schichten von 4,5° C an. Die HPA veranlasste daraufhin eine außerplanmäßige Sauerstoffmessfahrt bei E3, um die Situation vor Ort besser einschätzen zu können. Die Messungen am 15. August 2022 im Bereich der Verbringstelle zeigten bodennahe Sauerstoffgehalte zwischen 5,5 und 6 mg/l, was einer Sauerstoffsättigung von >70% entsprach. Hinweise auf eine starke Algenblüte, indiziert durch eine hohe Sauerstoffübersättigung der Wasseroberfläche, lagen nicht vor; die Sättigung an der Oberfläche betrug im Mittel 95%. Die nächste Sauerstoffmessfahrt sollte daher eine Woche später während der regulären Monitoringausfahrt der HPA Ende August stattfinden.

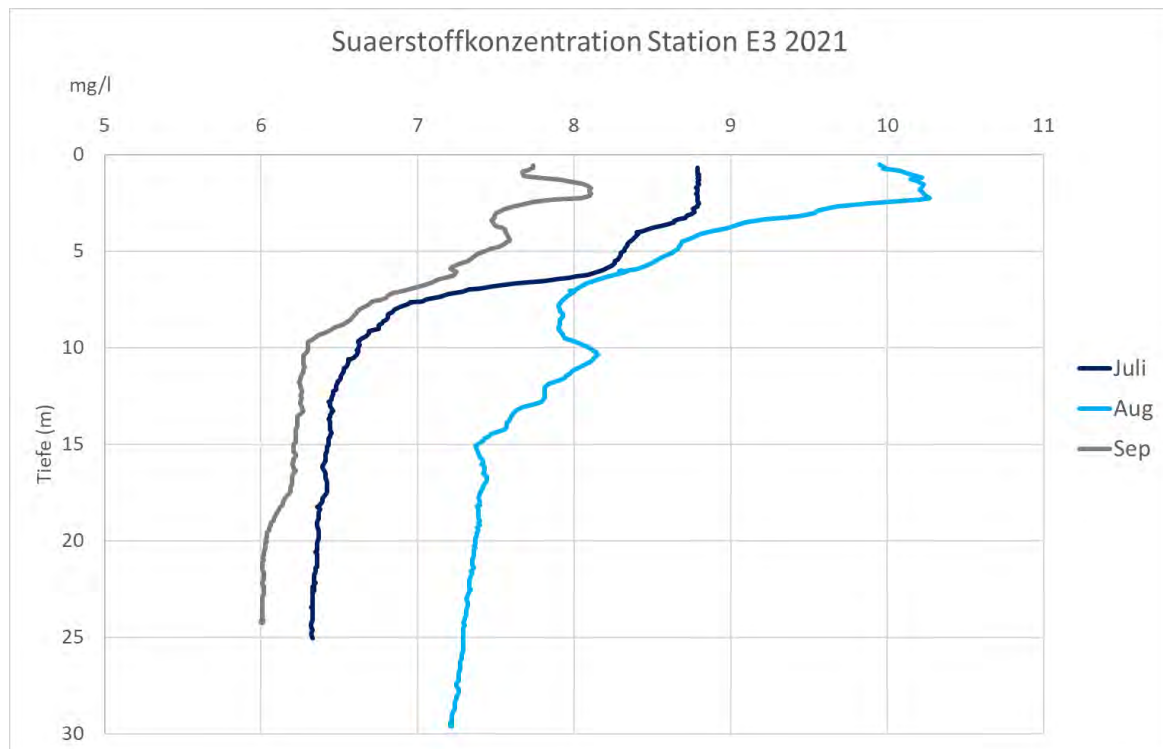


Abbildung 4-111 Tiefenprofil Sauerstoffgehalte an der Messtation E3 von Juli-September 2021

Während der Monitoringausfahrt wurden Sauerstoffgehalte in Bodennähe bei Tonne E3 und benachbarter Gebiete zwischen 4,5 und 5,1 mg/l festgestellt, die – wie auch die Daten des BSH-Messpfahls zeigen – nicht auf den Einflussbereich der Baggergutverbringung beschränkt waren, sondern ein regional auftretendes Phänomen darstellten (Abbildung 4-113).

Anzeichen von Sauerstoffmangel durch vermehrte Funde von leblosen Tieren oder mangelnde Aktivität waren während der Untersuchungen beim angetroffenen Makrozoobenthos sowie der am Grund lebenden Fische nicht zu sehen. Dies ist nach Arbeiten von Scholz & Waller (2007) auch nicht zu erwarten, da eine erhöhte Sterblichkeit von beispielsweise Schollen und Klieschen erst ab einer Sauerstoffsättigung von unter 30 % auftritt. Laut einer Zusammenstellung durch „The Marine Life Information Network“ (<https://www.marlin.ac.uk/>) zeigen die vor Ort anzutreffenden kleinen Pfeffermuscheln erst Anzeichen von Sauerstoffmangel unterhalb von 3 mg/l. Im Monitoringgebiet wurden Werte im Sauerstoffmangelbereich von unter 4 mg/l bzw. einer Sättigung von unter 50 % nicht festgestellt. Ein auf Wunsch der Zulassungsbehörde veranlasster Fitnesscheck des Makrozoobenthos (Endo- und Epifauna), der während der im Herbst (November 2022) routinemäßig durchzuführenden Befischungen für Schadstoffuntersuchungen an Biota (siehe Kapitel Bioakkumulation) durchgeführt wurde, lässt anhand des Gesamteindrucks, der Färbung und der Agilität nicht erkennen, dass (nachhaltige) Schädigungen durch die Sauerstoffdefizite verursacht wurden (BioConsult, 2023c).

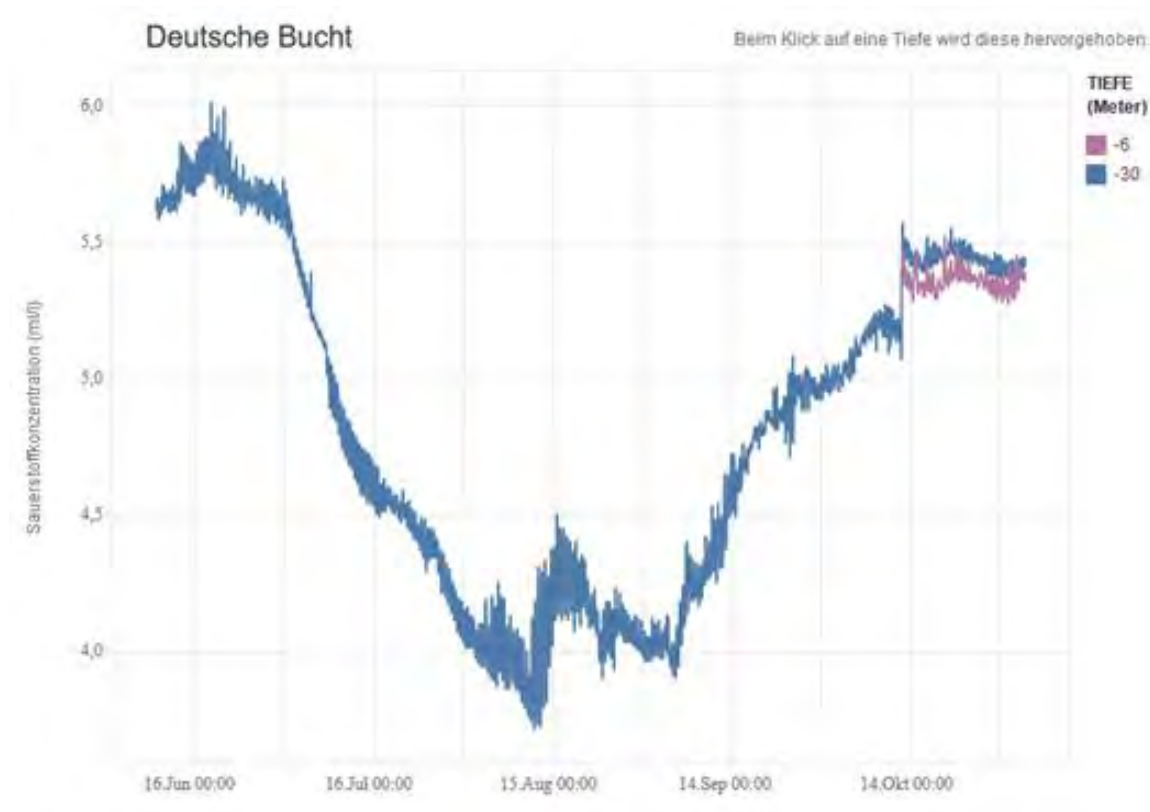


Abbildung 4-112 Sauerstoffgehalt (ml/l) in Bodennähe, Feuerschiff des BSH „Deutsche Bucht“ Sommer 2022 Quelle: https://www.bsh.de/DE/DATEN/Klima-und-Meer/Meeresumweltmessnetz/messnetz-marnet_node.html

Gemäß den Vorgaben der Zulassungsbehörde wurde in der Zeit vom 23.8.-30.8.2022 die Baggergutverbringungen zu Tonne E3 unterbrochen. Anhand der Datenlage bestanden jedoch keine Anzeichen einer baggergutbedingten Absenkung des Sauerstoffgehalts in Bodennähe. Hinweise auf eine Auswirkung der Baggergutverbringung auf den Sauerstoffgehalt in Bodennähe im Verbringbereich wurden im Jahr 2016 bei einer die Baggergutverbringung begleitenden Untersuchung während der ADCP-Kampagne ebenfalls nicht festgestellt (E3-Jahresbericht der HPA, 2016). Dort konnte nach der Einbringung des Baggerguts keine Absenkung der Sauerstoffkonzentration in der Wassersäule und in Bodennähe beobachtet werden. Einem Antrag der HPA auf Wiederaufnahme der Verbringung bei der Zulassungsbehörde wurde daher stattgegeben. Die Sauerstoffmessungen wurden parallel weitergeführt und bestätigten, dass die Baggergutverbringung keinen messbaren Einfluss auf die Sauerstoffgehalte in Bodennähe hatte, da trotz des Wiedereinsetzens der Baggergutverbringung keine weitere Absenkung des Sauerstoffgehalts in Bodennähe, sondern ein langsamer Anstieg festgestellt wurde. Das Sauerstoffmonitoring wurde am 10. September 2022 bei Sauerstoffgehalten über 6 mg/l eingestellt (Abbildung 4-114). Als Gründe für die Ausbildung des bodennahen Sauerstoffdefizites in der Deutschen Bucht werden langanhaltende Schichtungsbedingungen vermutet, die mit hohen Temperaturen an der Oberfläche und fehlenden Westwinden einen Austausch zwischen sauerstoffreichem Oberflächenwasser und sauerstoffarmen, tieferen Wasserschichten verhindert haben. Ergebnisse des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) zeigen, dass die Oberflächentemperaturen in der Nordsee im Sommer 2022 insgesamt ca. 0,7 °C über dem langjährigen Mittel lagen und der Sommer 2022 damit der drittwärmste seit 1969 ist (BSH, 2022). Aufgrund des Klimawandels ist zu erwarten, dass ähnliche Sauerstoffverhältnisse wie im Jahr 2022 in Zukunft in der Deutschen Bucht häufiger auftreten werden.

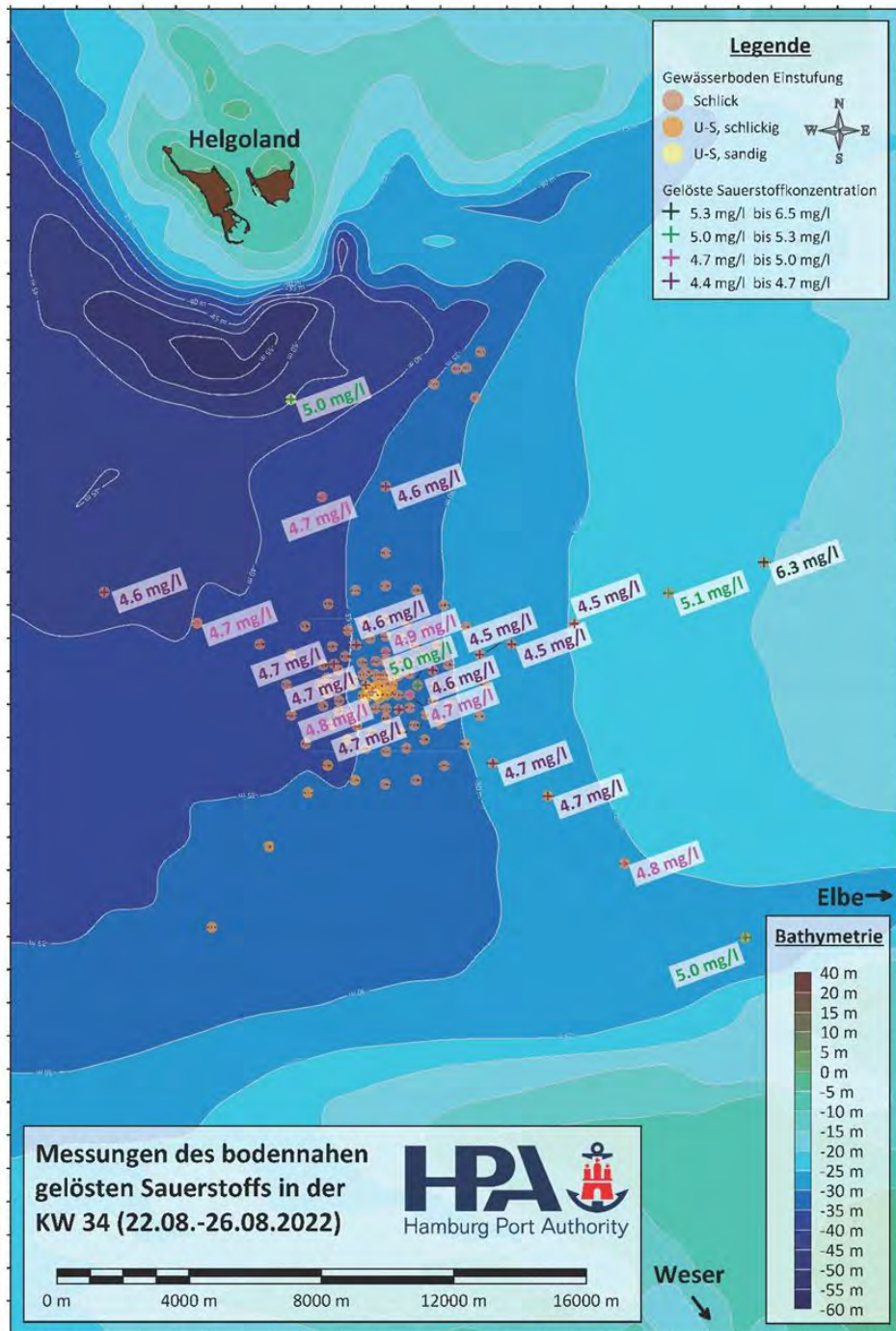


Abbildung 4-113 Sauerstoffgehalte (mg/l) in Bodennähe während der HPA Monitoringausfahrt im August 2022

Nährstoffe

Die Nährstoffkonzentrationen an einzelnen Stationen in der Nordsee hängen stark von den vorherrschenden Strömungen und der Entwicklung des Algenwachstums ab. So kommt es im Untersuchungszeitraum zu relativ hohen Fluktuationen der einzelnen Nährstoffgehalte. Exemplarisch dargestellt sind die Ammoniumkonzentrationen, die Phosphatkonzentrationen sowie die Konzentration des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) für die Untersuchungen 2021-2022 an der Wasseroberfläche (Abbildung 4-115, Abbildung 4-116, Abbildung 4-117) und in Bodennähe (Abbildung 4-118, Abbildung 4-119, Abbildung 4-120). Die übrigen Parameter sind in den Tabellen A-45 und A-46 im Anhang einsehbar.

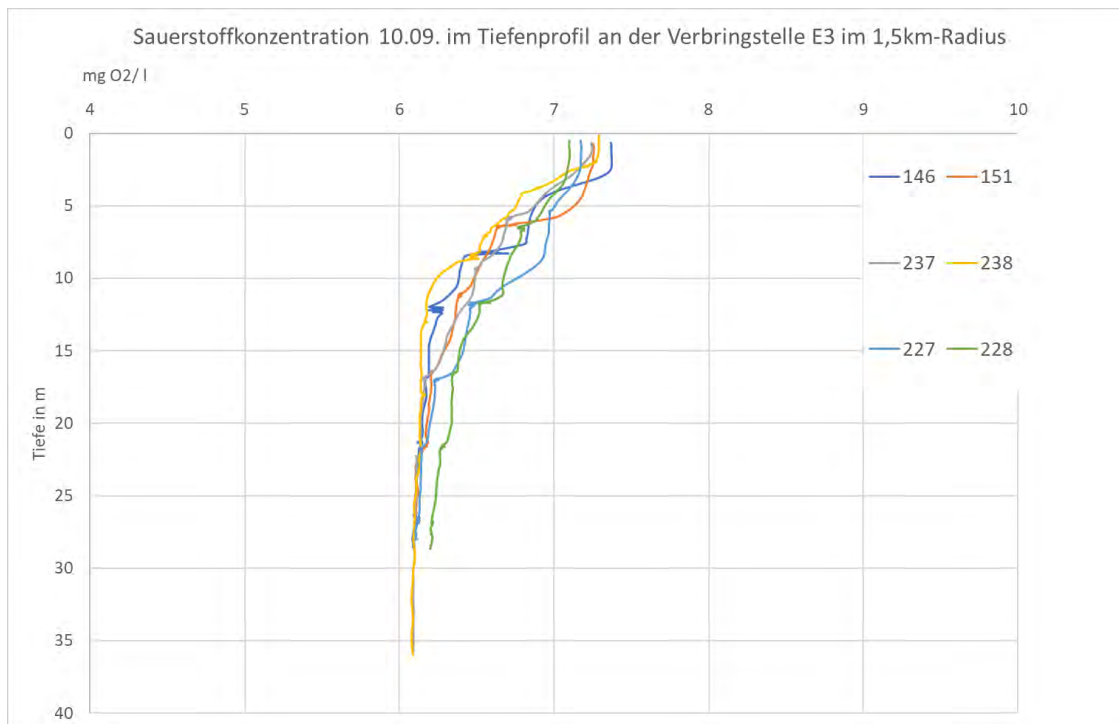


Abbildung 4-114 Sauerstoffkonzentration am 10. September innerhalb des 1,5-km-Kreises im Tiefenprofil.

Die Konzentrationen im Oberflächenwasser sind durch Algenwachstum und Strömungsmuster in den Jahren 2021 und 2022 relativ heterogen. Für Ammonium und Phosphat ist kein klarer Trend ersichtlich und die Konzentrationen liegen im Bereich langjähriger Messwerte (Brockmann et al., 2018) (Abbildung 4-115; Abbildung 4-116). Die Summe aller gemessenen anorganischen Stickstoffverbindungen, als DIN bezeichnet, zeigt im September 2021 und Juni 2022 insgesamt höhere Konzentrationen an, während im Juli und August 2022 der Stickstoffpool vermutlich aufgrund der Algenentwicklung gezehrt ist (Abbildung 4-117).

Die Messwerte der Nährstoffe in Bodennähe zeigen ebenfalls ein relativ heterogenes Bild. Die höchste Ammoniumkonzentration wird im Juni 2022 an Station Elbe III festgestellt. Die Gehalte zu den übrigen Zeiträumen liegen an den Stationen im Schlickfallgebiet auf einem vergleichbaren Niveau (Abbildung 4-118).

Für Phosphat werden die höchsten Konzentrationen im September 2021 an Station Elbe III festgestellt, insgesamt ist für das Phosphat der Einfluss der Elbfahne zu sehen, wobei die Stationen im Schlickfallgebiet etwas höhere Gehalte zeigen (Abbildung 4-119). Der Einfluss der Elbfahne ist ebenfalls für die Summe der anorganischen Stickstoffverbindungen zu sehen, während im September 2021 und Juni 2022 höhere Konzentrationen festgestellt werden, liegen die DIN-Konzentrationen im August 2022 unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Schon in den Vorjahren wurde beobachtet, dass die Nährstoffkonzentrationen im Schlickfallgebiet (Stationen Elbe II, III und E3) meist höher liegen als an den Stationen Elbe I und Elbe IV, was vermutlich auf den hohen Feinkornanteil in den Sedimenten des Schlickfallgebiets bei einem niedrigen Oberwasserabfluss der Elbe und einem damit einhergehenden geringen Einfluss der Elbfahne in dem Gebiet zurückgeführt werden kann (E3 Jahresbericht der HPA, 2017-2018). Dies ist tendenziell auch in den Jahren 2021 und 2022 zu beobachten (Abbildung 4-118 - Abbildung 4-120).

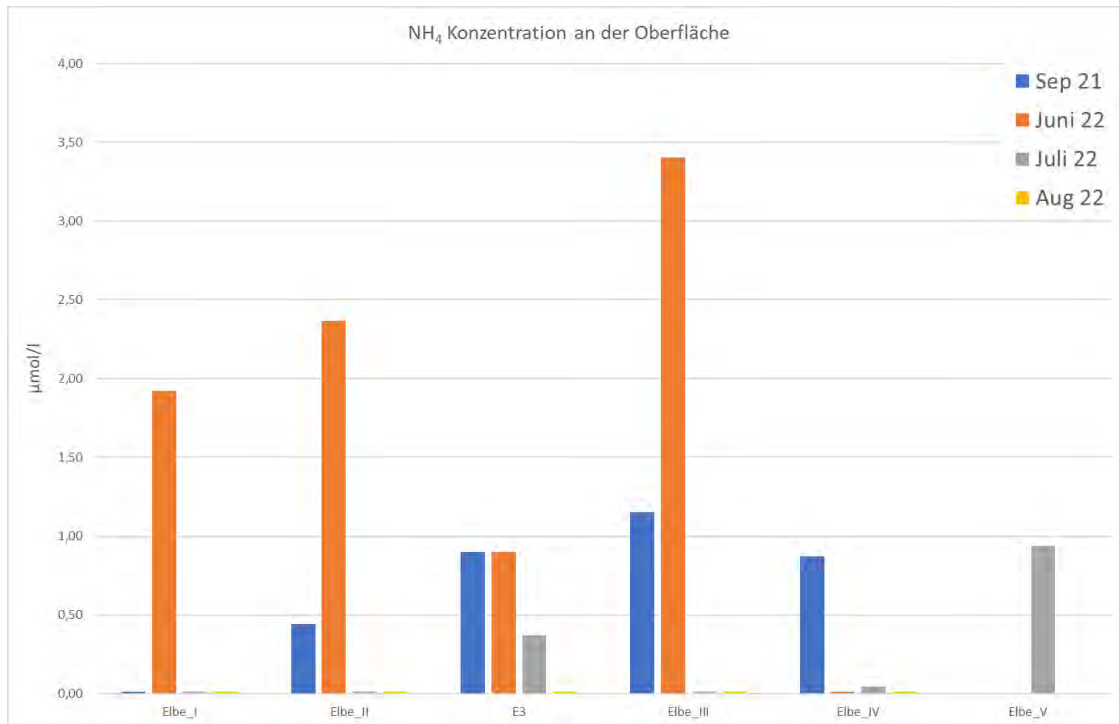


Abbildung 4-115 Ammoniumkonzentrationen (µmol/l) an den einzelnen Messstationen an der Oberfläche im-September 2021 und im Juni-August 2022

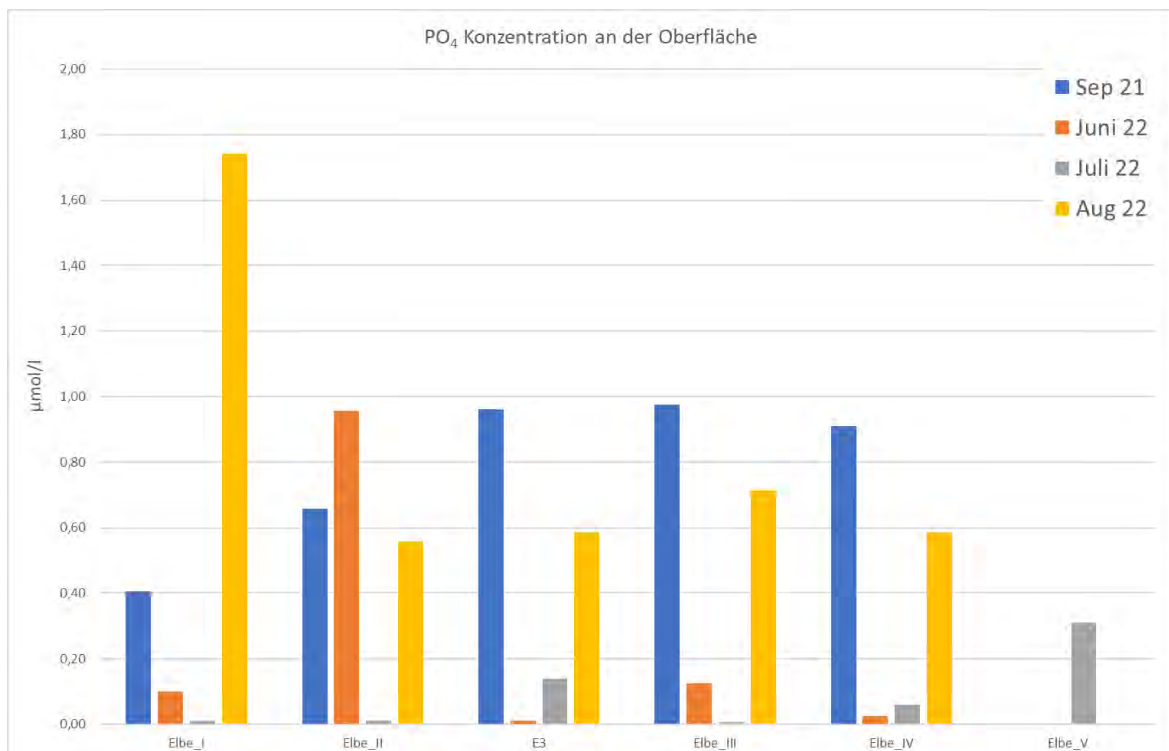


Abbildung 4-116 Phosphatkonzentrationen (µmol/l) an den einzelnen Messstationen an der Oberfläche im-September 2021 und im Juni-August 2022

Insgesamt liegen die jeweils gemessenen maximalen Nährstoffkonzentrationen von Ammonium und DIN im Juni 2022 bei Station Elbe III (NH₄: 3,9 µmol/l, DIN: 6,2 µmol/l) und für Phosphat im September 2021 an Station Elbe III (1,0 µmol/l) im Bereich langjähriger Messreihen (NH₄: 0,4-5,1 µmol/l, PO₄: 0,24-1,2 µmol/l, DIN:1,9-10,7 µmol/l, Brockmann et al., 2018).

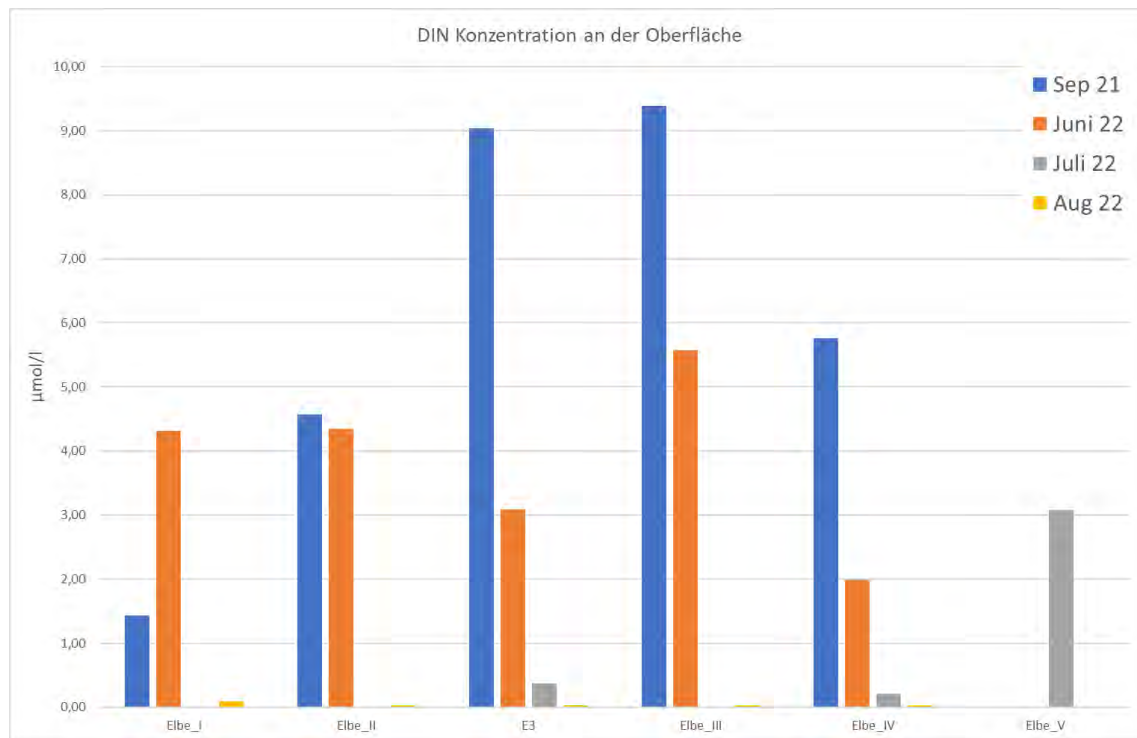


Abbildung 4-117 Summe der gemessenen Stickstoffverbindungen ($\mu\text{mol/l}$) an den einzelnen Messtationen an der Oberfläche im-September 2021 und im Juni-August 2022

Phytoplankton

Die Ergebnisse der Phytoplanktonbestimmung zeigen bezüglich der Zellzahlen und des Biomassekohlenstoffs an den untersuchten Standorten im September 2021 und im Jahr 2022 die üblichen Schwankungen, die für den Zeitraum zu erwarten sind. Im September 2021 und im Juni 2022 wurden niedrigere Biomassewerte zwischen $160 \mu\text{g C/l}$ (Elbe I Juni 2022) und $320 \mu\text{g C/l}$ (Elbe IV Juni 2022) festgestellt (Abbildung 4-121), während im Juli 2022 an den Stationen Elbe I, Elbe II und E3 um $600 \mu\text{g C/L}$ sowie im August 2022 an Station E3 ($760 \mu\text{g C/L}$) und Elbe III ($730 \mu\text{g C/l}$) höhere Biomassewerte zu sehen sind (Abbildung 4-121). Laut Experteneinschätzung liegen Kohlenstoffkonzentrationen um $600 \mu\text{g/l}$ innerhalb der üblichen Schwankungen in dem Gebiet (persönliche Kommunikation C.D. Dürselen (AquaEcology), Juli 2019). Die Biomassewerte im August liegen an den Stationen E3 und Elbe III somit etwas über diesem Wert, sind aber noch nicht ungewöhnlich (persönliche Kommunikation C.D. Dürselen (AquaEcology), Februar 2023). An Station E3 beruhen rund $150 \mu\text{g C/l}$ auf dem Vorkommen eines einzelnen gezählten Individuums, das in die Berechnungen der Biomasse eingeflossen ist. Da die Art *Neocalyptrella robusta*, eine Größe von über $200 \mu\text{m}$ besitzt, ist dadurch der hohe Biomassewerte bedingt. Die Biomassewerte korrelieren hier nicht mit den gemessenen Chlorophyll a Konzentrationen an der Oberfläche (Abbildung 4-122). Hier werden Werte um $5 \mu\text{g/l}$ gemessen. Das Verhältnis Kohlenstoff zu Chlorophyll liegt meist zwischen 10-150 und kann ein Hinweis auf die Lichtverfügbarkeit sein. Im August 2022 deutet das Verhältnis von 148 (115 ohne *Neocalyptrella robusta*) daher auf sehr gute Lichtverhältnisse in der Wassersäule trotz höherer Biomassewerte hin. An Station Elbe IV wurden im August 2022 zwei Individuen des Dinoflagellaten *Protoperidinium spec.* gezählt, die mit ca. $180 \mu\text{g C/l}$ zur Biomassensumme an der Station beitragen. Die Chlorophyllgehalte zeigen an Station Elbe IV für den August und den Juli höhere Gehalte als an den anderen Stationen an (Abbildung 4-122).

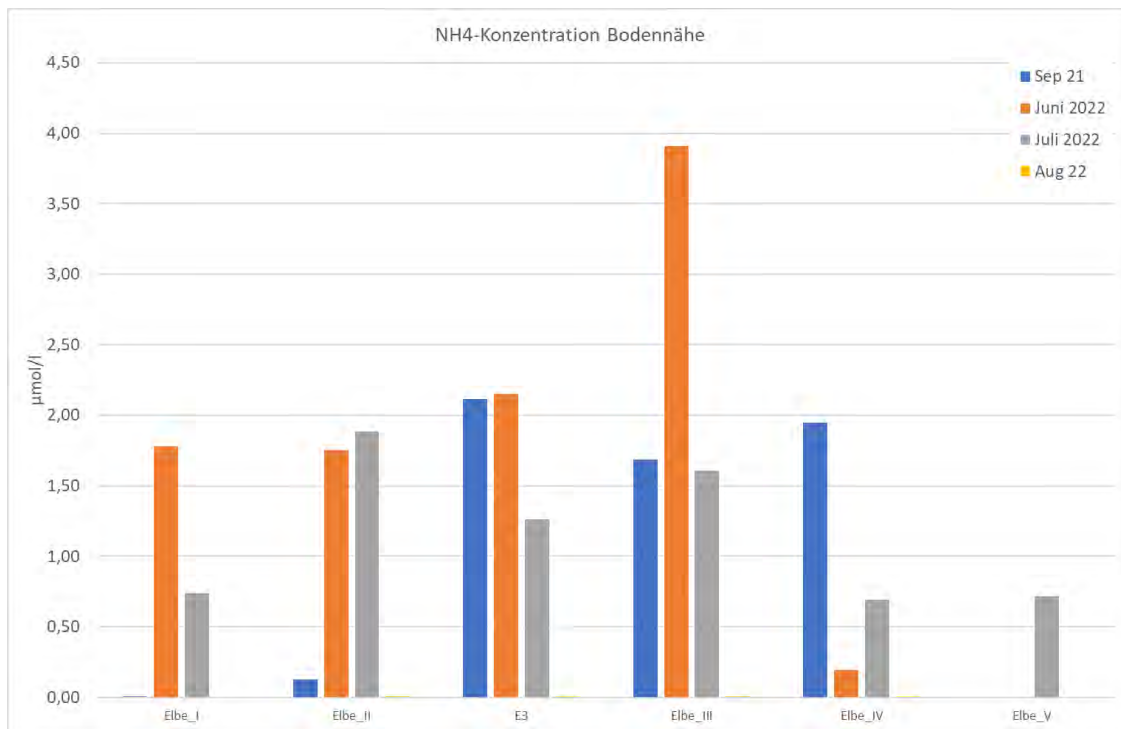


Abbildung 4-118 Ammoniumkonzentrationen (µmol/l) an den einzelnen Messstationen in Bodennähe im-September 2021 und im Juni-August 2022

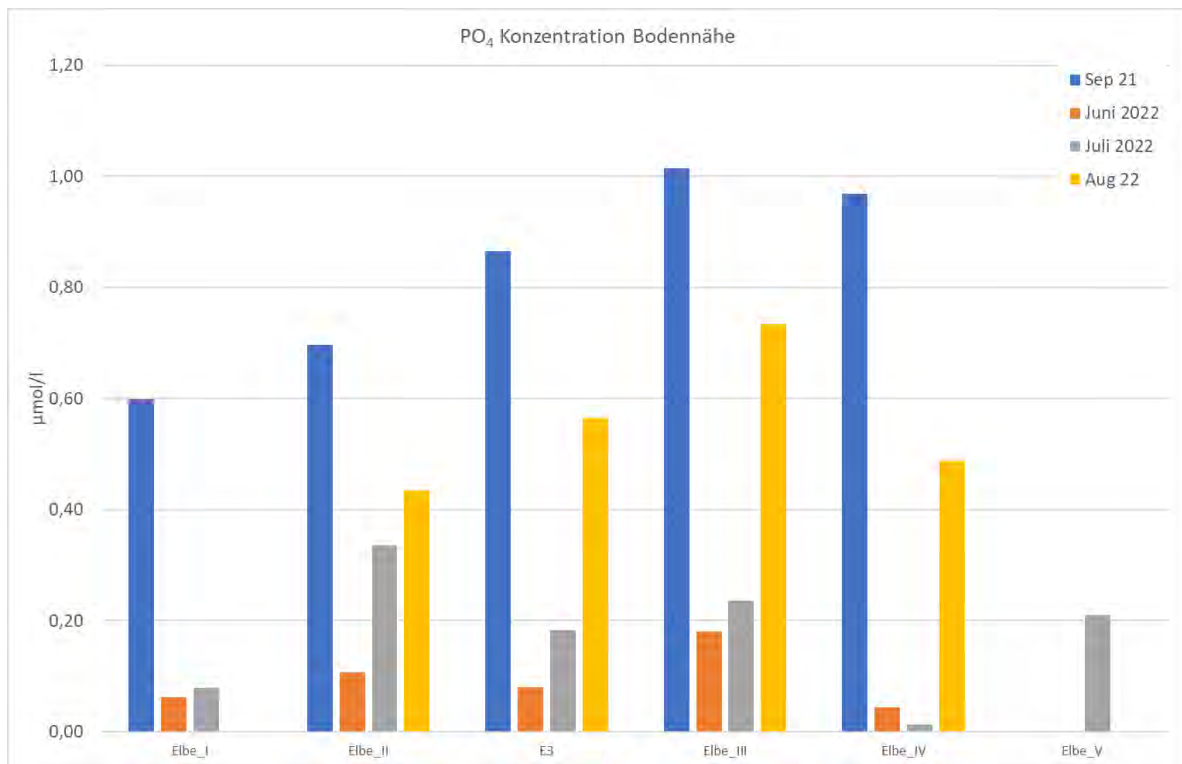


Abbildung 4-119 Phosphatkonzentrationen (µmol/l) an den einzelnen Messstationen in Bodennähe im-September 2021 und im Juni-August 2022

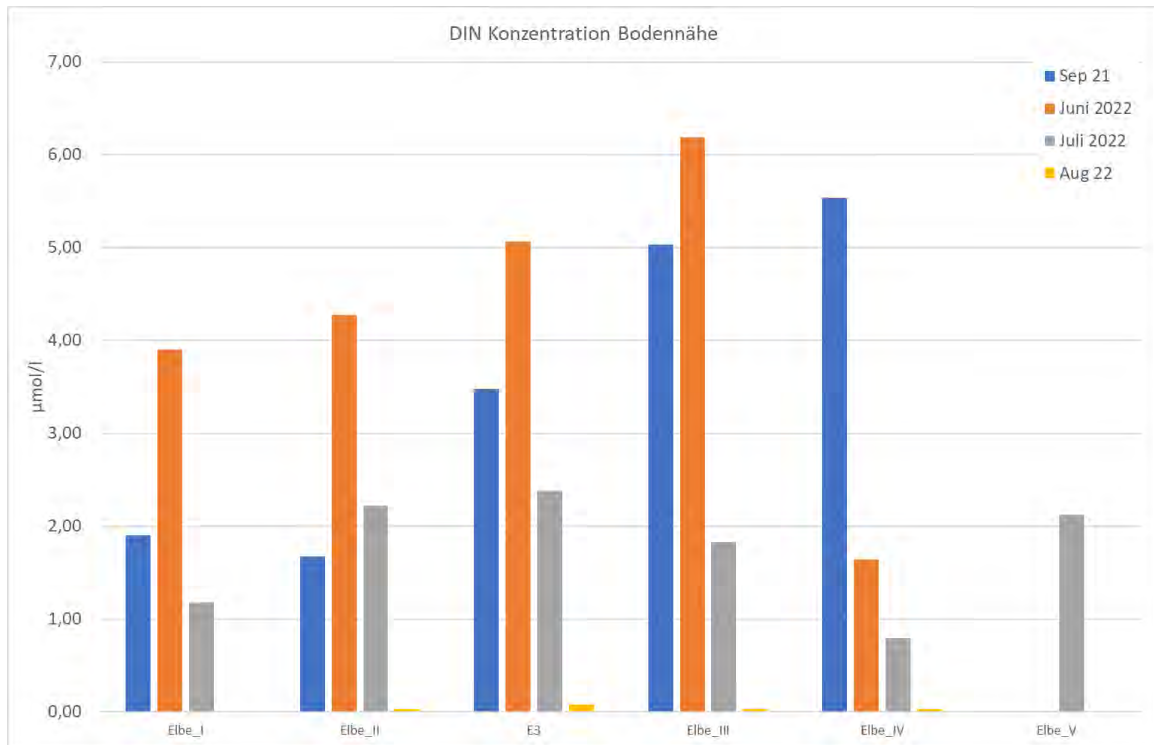


Abbildung 4-120 Summe der gemessenen anorganischen Stickstoffverbindungen ($\mu\text{mol/l}$) an den einzelnen Messstationen in Bodennähe im-September 2021 und im Juni-August 2022

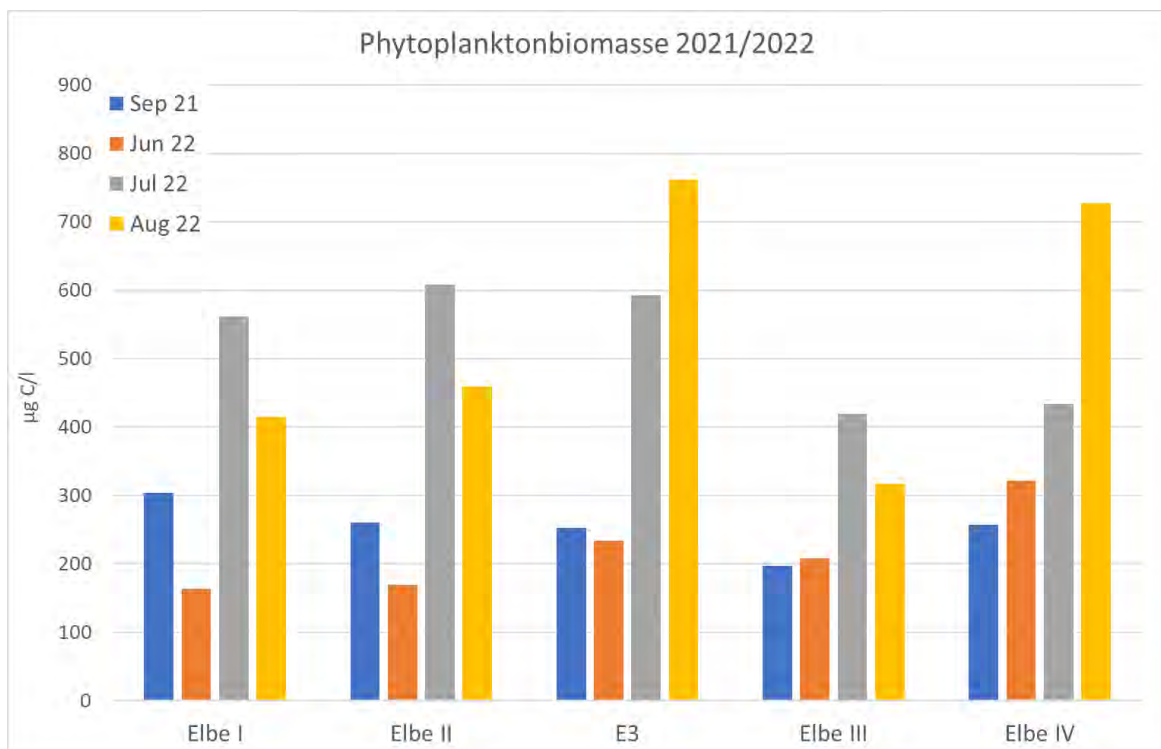


Abbildung 4-121 Zellkohlenstoff als Maß für die Phytoplankton-Biomasse an den einzelnen Messstationen im-September 2021 und im Juni-August 2022

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons wird durch jahreszeitliche Abläufe bestimmt und zeigt insgesamt keine auffälligen Unterschiede an den einzelnen Stationen. Toxische Algen treten sporadisch an allen Stationen auf. Für *Prorocentrum spec.* wird der OSPAR (2008) Richtwert von 10.000 Individuen pro Liter im September 2021 an allen Stationen überschritten. Von Station Elbe I (150.000 Ind/l) bis Station Elbe IV (20.000 Ind/l) ist hierbei ein abnehmender Trend zu beobachten. Weitere Überschreitungen sind nur für den August 2022 an Station Elbe II zusehen. Bei der Betrachtung der *Prorocentrum* Arten ist zu beachten, dass nicht alle berücksichtigten Arten als gefährlich gelten. Für *Dinophysis spec.* wird der OSPAR (2008) Richtwert von 100 Individuen pro Liter im September 2021 an den Stationen Elbe I und Elbe II überschritten. Überschreitungen treten ebenfalls im Juni 2022 an den Stationen Elbe I, Elbe II, E3, Elbe III und Elbe IV mit Individuenzahlen bis max. 1.350 pro Liter auf. Die Überschreitungen beziehen sich im September und Juni auf 1-2 gezählte Individuen pro Station. Im Juli 2022 fallen die Überschreitungen an den Stationen Elbe I-III und E3 mit 8.000 (Elbe III) bis 15.500 Individuen/l (Station E3) höher aus. Im August 2022 tritt die Art nur noch an der Station Elbe II mit Individuenzahlen von 1345 pro Liter auf. *Dinophysis spec.* wird in der Jahreszeit regelmäßig in dem Gebiet angetroffen, im Juli 2022 wurden hingegen relativ hohe Individuenzahlen an den Stationen Elbe I, Elbe II, Elbe III und E3 abgeleitet. Studien stellen einen Zusammenhang zwischen der Wahrscheinlichkeit einer Zunahme von Dinoflagellaten Blüten und zunehmenden Temperaturen her (Peperzak, 2003). Inwieweit die höheren *Dinophysis* Individuenzahlen einen zunehmenden Trend darstellen, sollte daher weiter beobachtet werden. Ein Zusammenhang mit der Verklappung ist bislang nicht abzuleiten.

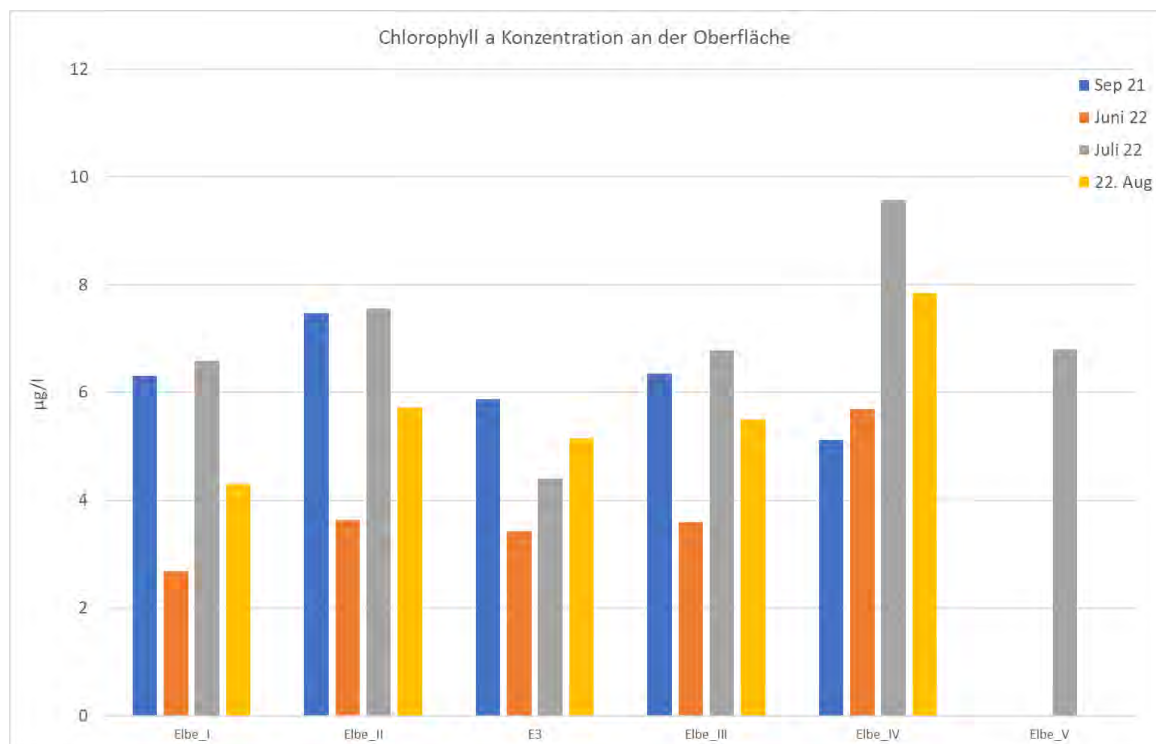


Abbildung 4-122 Chlorophyll a Konzentration an den einzelnen Messstationen an der Oberfläche im-September 2021 und im Juni-August 2022

c) Zusammenfassung und abschließende Bewertung

Bei der Untersuchung der Wasserphase kann kein direkter Einfluss der Baggergutverbringung auf die Trübung, das Sauerstoffregime, die Nährstoffgehalte und die Entwicklung des Phytoplanktons abgeleitet werden. Der Sauerstoffgehalt liegt bei E3 im Jahr 2021 stets oberhalb 6 mg/l, auffällige Unterschiede zwischen den Stationen werden nicht beobachtet. Im Jahr 2022 werden weiträumig Sauerstoffkonzentrationen von unter 5 mg/l festgestellt. Konzentrationen

von unter 4,5 mg/l wurden nicht beobachtet. Ein Zusammenhang mit der Baggergutverbringung wird nicht festgestellt. Kurzfristige und längerfristige Auswirkungen der niedrigen Sauerstoffkonzentrationen auf das MZB werden nicht beobachtet.

Die Messwerte der Nährstoffgehalte an den einzelnen Stationen liegen innerhalb der Messreihen, die seit 1998 bzw. 2001 für die Deutsche Bucht vorliegen (Brockmann et al., 2018). Die Entwicklung des Phytoplanktons wird durch die zunehmenden Temperaturen im Wasserkörper im Frühjahr gesteuert, während die Verteilung der Algenblüten ebenfalls durch die Gezeitenströme mitbestimmt wird. Signifikante Stationsunterschiede wurden für keinen der untersuchten Nährstoffe, die Phytoplanktonbiomasse oder die Algenkonzentration festgestellt. Insgesamt zeigen die Auswertungen zeigen, dass bislang kein Einfluss der Baggergutverbringung auf den Wasserkörper des Untersuchungsgebiets festgestellt werden konnte.

4.9 Wattmessstellen

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.19: *Um sicherzustellen, dass Auswirkungen auf niedersächsische und schleswig-holsteinische Küstenregionen auszuschließen sind, sind weiterhin so genannte Wattmessstellen in das Monitoringprogramm zu integrieren sowie das Messstellennetz in Abstimmung mit der Monitoring-AG zu überprüfen und sinnvoll auszuweiten.*

Die Untersuchung an den Wattmessstellen in den Jahren 2021 und 2022 wurde fortgeführt. Die Möglichkeit einer Ausweitung des Messstellennetzes war im Jahr 2016 geprüft worden. Im Dezember 2016 hatte die Monitoring-AG beschlossen, dass zwei neue Stationen in das Messstellennetz mit aufgenommen werden. Hierbei handelt es sich um die Stationen Ostersiell auf Pellworm und Tümlauer Koog auf Eiderstedt. Die Lage dieser Messstellen lässt die Gewinnung hinreichend schlickiger Materialien erwarten. Diese beiden Stationen sind seit dem Jahr 2017 in das Wattmessstellennetz integriert.

In Schleswig-Holstein werden seit 2007 Sedimente an den Messstellen Holmer Siel und Wesselburener Loch beprobt. In Niedersachsen erfolgt die Beprobung ebenfalls seit 2007 an den Messstellen Harlesiel und Schillighörn. Zudem werden die Ergebnisse der Beprobung der Messstelle Cuxhaven seit 2008 in das Monitoringprogramm integriert. Im Jahr 2017 wurden die beiden Stationen Ostersiell und Tümlauer Koog auf Schleswig-Holsteinischem Gebiet in das Wattmessstellennetz aufgenommen. Die Lage dieser Messstationen zeigt Abbildung 4-123.

Die Betrachtung der Daten der niedersächsischen Messstellen wurde bis einschließlich des Jahres 2016 von der BfG als eigenständige Auswertung vorgenommen (BfG, 2018a). Seit dem Jahr 2017 werden die Daten in den E3-Jahresbericht der HPA integriert. Die Daten des Schwebstoffsammlers Norderney sollten nach dem Beschluss in der Monitoring-AG vom Dezember 2016 ebenfalls in die Auswertung einbezogen werden, sobald sie veröffentlicht sind. Mittlerweile liegen lt. BfG zwar Daten bis 2018 vor. Auf eine Einbeziehung wird dennoch verzichtet, da die Metalle in der Fraktion < 63 µm gemessen werden und somit mit den Daten der vorliegenden Untersuchung nicht direkt vergleichbar sind. Zudem sind die Bestimmungsgrenzen der organischen Schadstoffe z.T. höher als in dem vorliegenden Untersuchungsprogramm, so dass hier ebenfalls keine gute Vergleichbarkeit zu den Daten der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattmessstellen gegeben ist.



Abbildung 4-123 Lage der Wattmessstellen (Karte: BfG) schwarze Punkte: Dauermessstationen ab 2007. grüne Punkte: Stationen neu ab dem Jahr 2017. heller Punkt: Schwebstoffsammler auf Norderney

a) Schleswig-Holsteinische Wattmessstellen – Datensatz

Um die im Einvernehmen gemäß Maßgabe 2.19 geforderte mögliche Ausweitung des Messstellennetzes zu prüfen, wurde im Jahr 2016 sowohl anhand von Sedimentkarten als auch mittels der Ergebnisse des BLMP-Messprogramms geprüft, an welchen Stellen möglichst feinkörnige Sedimente zu finden sind, an denen zudem eine aktuelle Sedimentation von schlickigem Material aus der Nordsee zu erwarten ist. Im Ergebnis wurde im Dezember 2016 in der AG Monitoring festgelegt, dass das Küstenstationsnetz um die Beprobungsstationen Ostersiel bei Pellworm und Tümlauer Koog an der Halbinsel Eiderstedt ergänzt wird. Die Lage dieser beiden Stationen lässt eine Beprobung schlickiger Sedimente zu.

Die Beprobung der schleswig-holsteinischen Wattmessstelle Holmer Siel sowie die beiden neuen Wattmessstellen Ostersiel und Tümlauer Koog erfolgt durch HPA von Land aus, die Station Wesselburener Loch wird mit einem Schiff durch das WSA Tönning beprobt.

Für alle vier schleswig-holsteinischen Wattmessstellen ist eine quartalsweise Beprobung und damit die Gewinnung von insgesamt vier Proben pro Jahr und Messstation vorgesehen. Für die vier Messstationen Holmer Siel (= Holmer Fähre), Wesselburener Loch, Tümlauer Koog und Ostersiel konnten die vier Probenahmen in beiden Jahren plangemäß durchgeführt werden. Insgesamt liegen aus den beiden Jahren damit 32 Proben vor.

In den vorangegangenen Jahren wurde wiederholt berichtet, dass die genommenen Proben zu geringe Schlickanteile für eine Schadstoffanalyse aufwiesen (z.B. E3-Jahresbericht der HPA, 2016; BfG, 2018a), so dass die Probenehmer gebeten wurden, auf einen ausreichenden Feinkornanteil in den Proben zu achten. In den Jahren 2019 und 2020 wurde dann durchgehend ausreichend Feinkorn gewonnen (E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020). Auch in den Jahren 2021 und 2022 waren die Feinkornanteile in allen Proben für eine Analyse der Schadstoffe ausreichend.

Hierbei waren die Proben vom Holmer Siel mit im Mittel 77% und insbesondere die vom Tümlauer Koog mit im Mittel 93 % Schlickanteil sehr feinkörnig, während die Proben des Wesselburener Lochs mit einem Schlickanteil von im Mittel 49 % und einem Feinsandanteil von 46 % deutlich sandiger waren.

b) Niedersächsische Wattmessstellen – Datensatz

Die beiden niedersächsischen Wattmessstellen Harlesiel und Schillighörn können nur von einem Schiff aus beprobt werden. Aus arbeitsorganisatorischen Gründen und aus Gründen der Schiffsverfügbarkeit konnte das WSA nur die Hälfte der geplanten Beprobungen durchführen. Daher wurden die Proben im ersten Quartal 2021, in Harlesiel im dritten und in Schillighörn im vierten Quartal 2021 sowie an beiden Messstellen im zweiten und im vierten Quartal 2022 entnommen. Damit liegen pro Messstelle insgesamt vier statt acht Proben aus beiden Jahren vor.

Die dritte Messstelle auf niedersächsischem Gebiet ist die Wattmessstelle Cuxhaven, die seit den 1980er Jahren von der BfG betrieben wird. Hier erfolgte bis 2018 eine monatsweise Beprobung. Seit 2019 werden die Proben in etwas weiteren Abständen entnommen. Im Jahr 2021 wurden insgesamt drei, im Jahr 2022 sieben Proben entnommen. Insgesamt liegen damit 10 Proben über beide Jahre vor.

An den Stationen Harlesiel und Schillighörn wiesen nicht alle der in den Jahren 2021 und 2022 entnommenen Proben eine hinreichende Menge an Feinkorn auf (Tabelle A-48). An der Station Harlesiel lag der Feinkornanteil lediglich in der im März 2021 entnommenen Probe deutlich über 10 %. Die drei folgenden Proben wiesen einen Feinkornanteil von unter 3 % auf; der TOC-Gehalt lag unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 %. Sowohl auf die Analyse der Schwermetalle in der Feinkornfraktion < 20 µm als auch auf die Ermittlung der organischen Schadstoffgehalte wurde daher verzichtet. Dafür wurde eine Analyse der Schwermetalle in der Gesamtfraktion vorgenommen.

An der Station Schillighörn wurde an drei der vier Proben eine ausreichende Menge an Feinkorn von 26 bis 52 % gefunden (Tabelle A-48). Die Probe aus dem 4. Quartal 2022 wies hingegen einen Feinkornanteil von lediglich 4 % und einen TOC-Gehalt unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 % auf. Auf die Analyse der organischen Schadstoffe wurde daher verzichtet. Die Bestimmung der Schwermetalle erfolgte sowohl in der Gesamt- als auch in der < 20 µm-Fraktion.

Der Datensatz ist damit im Umfang ähnlich wie der aus den Jahren 2019 und 2020 (E3-Jahresbericht der HPA, 2019-2020). Bereits damals wurde ein Gespräch mit den Probenehmern durchgeführt, um erneut auf die Notwendigkeit der Beprobung hinreichend feinkörnigen Materials aufmerksam zu machen.

An der Messstelle Cuxhaven wurde zu allen 10 Terminen ausreichend feinkörniges Material gewonnen. Die Schlickanteile lagen bei 32 bis 75 %, mit einem Mittelwert von 47 %.

d) Schwermetall- und Arsenkonzentration an den Wattmessstellen

Die höchsten Schadstoffgehalte treten für den Zeitraum 2021 bis 2022 für Quecksilber, Zink, Kupfer und Cadmium an der elbnahen Messstelle der BfG in Cuxhaven auf (Abbildung 4-124, Tabelle A-48). Dies entspricht auch den Erwartungen, da für Cadmium und Zink und nachgeordnet auch für Quecksilber und Kupfer ein Gradient der Schadstoffe über die Tideelbe vom Wehr Geesthacht Richtung Elbmündung ermittelt wird, während die Belastungsunterschiede der Tideelbe im Längsverlauf Richtung Nordsee für Blei, Arsen, Chrom und Nickel deutlich geringer sind (Kleisinger et. al, 2015).

Auch über den Zeitraum 2007 bis 2020 lagen die betreffenden Metalle bei Cuxhaven erwartungsgemäß höher als in den übrigen Wattmessstellen (Abbildung 4-124, Tabelle A-48).

Lediglich an der Station Harlesiel lag der Cadmiumgehalt in der Feinfraktion in einigen Proben mit sehr geringen Feinfraktionsgehalten höher als in Cuxhaven (s. E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018), so dass die Mittelwerte beider Stationen über den Zeitraum 2007 bis 2020 vergleichbar sind (je 0,6 mg/kg Cd in < 20 µm, Tabelle A-48).

Für die Ermittlung der regionalen Hintergrundbelastung wurden die Werte von 13 niedersächsischen Messstellen des NLWKN und von 5 schleswig-holsteinischen Messstellen des LANU aus dem Zeitraum 2000 bis 2005 und damit vor Beginn der Baggergutverbringung herangezogen. Diese Werte sind jeweils in Tabelle A-47 und A-48 aufgeführt. Auch von der Messstelle bei Cuxhaven liegen Vergleichswerte aus diesem Zeitraum vor (Tabelle A-48).

Die Metalle aus dem Berichtszeitraum 2021 und 2022 zeigen für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink keine Erhöhung gegenüber der regionalen Hintergrundbelastung aus der Zeit vor Beginn der Baggergutverbringung im Jahr 2005. Die Konzentrationen der 8 Metalle der insgesamt 36 Proben aus den Jahren 2021 und 2022 liegen mit Ausnahme eines Kupferwertes bei Cuxhaven (siehe unten) innerhalb der Spannweite, die seit Beginn der Erhebung im Jahr 2007 bis 2020 an den jeweiligen schleswig-holsteinischen resp. niedersächsischen Wattmessstellen festgestellt wurde (Tabelle A-47; Tabelle A-48).

Insgesamt liegen die mittleren Gehalte für Zink und Quecksilber für den aktuellen Zeitraum 2021 bis 2022 der einzelnen Messstellen unter den jeweiligen Mittelwerten des Vergleichszeitraums 2007 bis 2020 sowohl für Cuxhaven als auch für die niedersächsischen und für die schleswig-holsteinischen Wattmessstellen (Tabelle A-47 und Tabelle A-48; Abbildung 4-124). Bei Cadmium gilt dies auch für die drei niedersächsischen Messstellen sowie für drei der vier Messstellen aus Schleswig-Holstein. An der Messstelle Wesselburener Loch ist die mittlere Cadmiumkonzentration 2021-2022 gleich hoch wie im Zeitraum 2007-2020.

Bei den Parametern, bei denen nur ein geringer bis kein Gradient der Belastung der Tideelbe festgestellt wird (Chrom, Nickel, Blei, Arsen), ist die Konzentration im Berichtszeitraum 2021 und 2022 der aus den vorangegangenen Jahren (2007 bis 2020) vergleichbar (Tabelle A-47, Tabelle A-48).

Kupfer zeigt im Bereich der schleswig-holsteinischen Messstellen in den Jahren 2021 und 2022 mit im Mittel 23 mg/kg < 20 µm höhere Werte als der Mittelwert von 18 mg/kg < 20 µm aus dem Zeitraum vor Beginn der Baggergutverbringung (Tabelle A-47). Ein systematischer Unterschied für Kupfer mit einem Mittelwert von 27 mg/kg < 20 µm von 2007 bis 2020 ist seit 2007 festzustellen. Auch die beiden niedersächsischen Messstellen liegen sowohl im Zeitraum 2021 bis 2022 als auch von 2007 bis 2020 mit im Mittel ca. 27 bis 30 mg/kg < 20 µm durchgängig über dem Hintergrundwert vor Beginn der Baggergutverbringung von 20 mg/kg < 20 µm von 2000 bis 2005. Dies ist sehr wahrscheinlich auf Unterschiede in der Analytik zurückzuführen (BfG, 2018a).

Werden die Kupfergehalte des aktuellen Berichtszeitraums 2021 – 2022 mit den vorangegangenen Jahren seit 2007 verglichen, so zeigt sich, dass die Schleswig-Holsteinischen Messstellen aktuell etwas geringere Kupfergehalte aufweisen als in der Vergangenheit, während sie an der Messstelle Cuxhaven sowie an den niedersächsischen Messstellen Harlesiel und Schillighörn im Mittel gleich hoch liegen. Ein Wert an der Messstelle Cuxhaven (Mai 2021) überschreitet dabei die Spanne bisheriger Werte (26 bis 90 mg/kg < 20 µm in Relation zu 23 bis 63 mg/kg < 20 µm 2007-2020, Mittelwert jeweils 36 mg/kg < 20 µm). Wie eine Analyse der BfG gezeigt hat, ist die Konzentration in der Gesamtfraktion in dieser Probe noch höher gewesen als in der Feinfraktion, so dass die Belastung in dieser Probe offenbar eine partikuläre gewesen ist. Über die Gesamtzeit von 2007 bis 2022 zeigt die Messstelle Cuxhaven, wie auch die anderen Messstellen, keinen ansteigenden Trend der Kupferbelastung.

Damit ist nicht von einer Zunahme der Schwermetall- und Arsengehalte durch die Baggergutverbringung auszugehen.

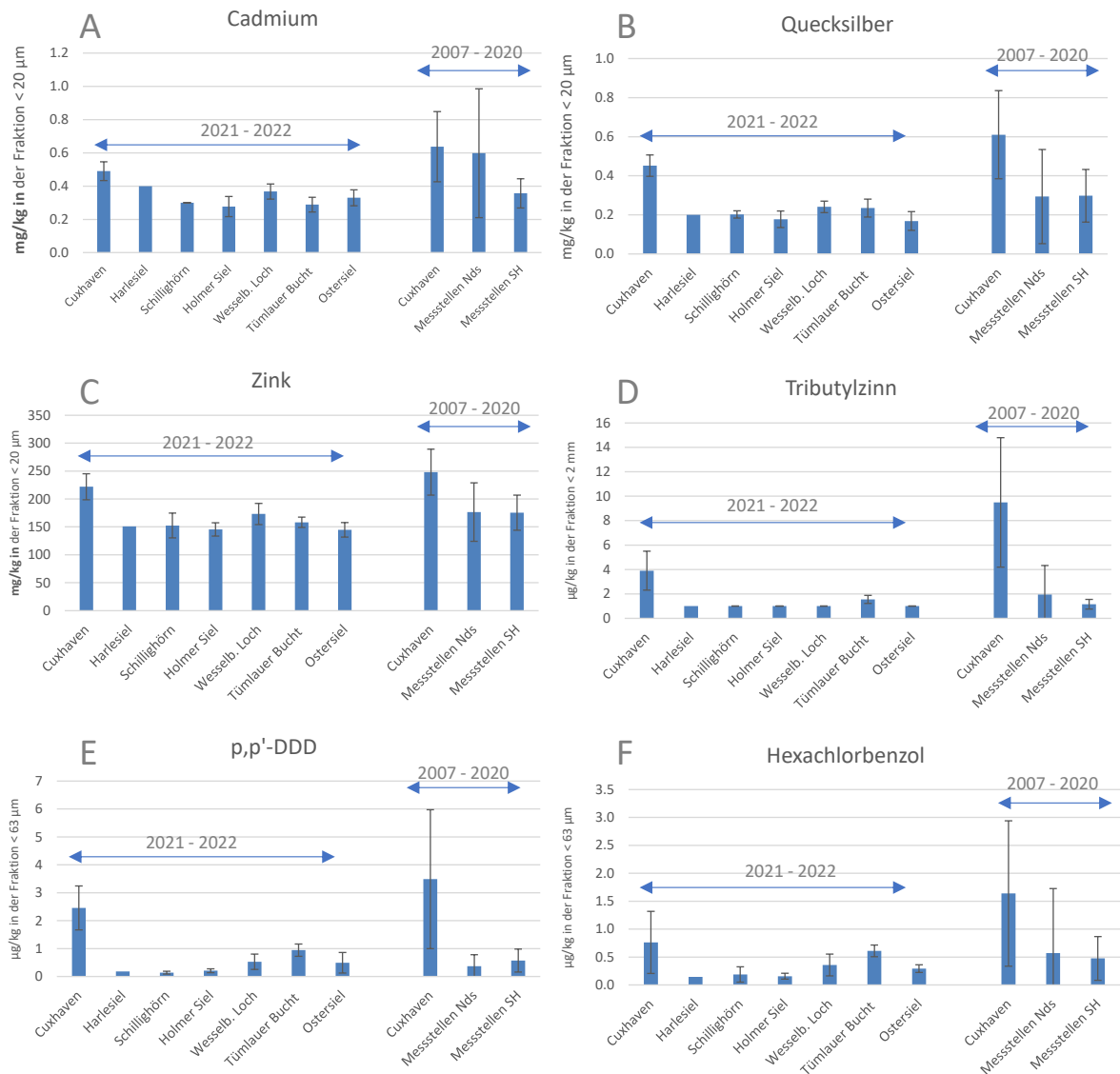


Abbildung 4-124 Mittlere Gehalte der Parameter Cadmium, Quecksilber, Zink, pp-DDD und Hexachlorbenzol in den Wattmessstellen in den Jahren 2021/2022 sowie im Vergleich im Zeitraum 2007 bis 2020. Balken geben Standardabweichung an.

e) Organische Schadstoffe an den Wattmessstellen

Bei den organischen Schadstoffen weist die Messstelle Cuxhaven aufgrund des Elbeeinflusses für die Mehrzahl der Parameter die höchsten Werte auf, und zwar sowohl in den Jahren 2021 und 2022 als auch im Zeitraum davor, von 2007 bis 2020 (Abbildung 4-124, Tabelle A-47, Tabelle A-48). Dies gilt besonders für pp-DDE und pp-DDD, für Hexachlorbenzol und für TBT (s. Abbildung 4-124 D-F), aber ebenfalls, wenn auch etwas weniger deutlich ausgeprägt, für PCB Summe 7 und Pentachlorbenzol (Tabelle A-47, Tabelle A-48).

Die PAK-Verbindungen und die Kohlenwasserstoffe zeigen bei den niedersächsischen Messstellen z.T. auch Werte, die etwas über denen aus Cuxhaven liegen, während die der schleswig-holsteinischen im Mittel geringer als die an der Messstelle Cuxhaven sind.

Die HCH-Verbindungen liegen hingegen an der Messstelle Cuxhaven nahe und an den anderen Messstellen alle unterhalb der Bestimmungsgrenze (Tabelle A-47, Tabelle A-48).

Regionale Belastungswerte aus dem Zeitraum vor 2005, wie für die Schwermetalle, liegen für die organischen Parameter nicht vor (BfG, 2018a). Der Feinkornanteil lag an den BLMP-Stationen in den küstennahen Bereichen nur in sehr wenigen Proben über 10 Gew.-%, sodass interpretierbare Ergebnisse schwer zu erhalten waren. Zusätzlich erweisen sich die hohen Bestimmungsgrenzen mit 2,5 µg/kg für die Chlorbenzole, Hexachlorcyclohexane, Polycyclischen Aromate, DDT und Metabolite sowie 4 µg/kg für die Organozinnverbindungen als problematisch für die Auswertungen (BfG, 2018a). Daher können die Konzentrationen aus den Jahren 2021 und 2022 lediglich mit den Konzentrationen verglichen werden, die seit 2007 an den gleichen Wattmessstellen ermittelt wurden.

Die Mittelwerte der organischen Parameter für 2021 und 2022 liegen in der gleichen Größenordnung, die an den jeweiligen niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Messstellen in den Jahren 2007 bis 2020 ermittelt wurden. Auch die Einzelwerte liegen innerhalb der Spanne der Werte der entsprechenden Messstellen im Zeitraum 2007 bis 2020 (Abbildung 4-124 für pp-DDD, Hexachlorbenzol und TBT; Tabelle A-47 und A-48 für die übrigen Werte).

Die Mittelwerte an der im Jahr 2017 neu aufgenommenen Messstelle Tümlauer Koog aus den Jahren 2021 und 2022 liegen bei den organischen Parametern im Gesamtgehalt größtenteils über den Werten der anderen Wattmessstellen aus Schleswig-Holstein. Werden die Werte auf die Feinfraktion < 63 µm normiert, wird dieser Unterschied teilweise nivelliert (Tabelle A-47). Etwas höhere Gesamtgehalte organischer Parameter an der Messstelle Tümlauer Koog sind auch zu erwarten, da der Feinkornanteil und der Gehalt an organischer Substanz an dieser Messstelle ebenfalls höher liegen als an den anderen Wattmessstellen.

Insgesamt entsprechen die im Jahr 2021 und 2022 ermittelten Werte damit denen aus den vorangegangenen Jahren. Im zeitlichen Verlauf ist seit Beginn der Untersuchungen im Jahr 2007 kein ansteigender Trend der Gehalte zu erkennen. Bei einzelnen Parametern bei Cuxhaven (TBT, HCB, DDX) ist über die Zeit eine Abnahme zu verzeichnen (s. Abbildung A-48 Vergleich Mittel 07-20 mit 21-22). Damit ist nicht von einer Zunahme der Belastung mit organischen Schadstoffen durch die Baggergutverbringung auszugehen.

f) Fazit

Eine Akkumulation bzw. eine Beeinträchtigung der Küstenregionen durch verdriftetes Baggergut lässt sich aus den seit 2007 erhobenen Daten der schleswig-holsteinischen und der niedersächsischen Wattmessstellen nicht ableiten.

5 Tragfähigkeit der Verträglichkeitsvorprüfung gemäß FFH- und VS-Richtlinie sowie der artenschutzrechtlichen Bestimmungen

Der im April 2016 erteilten Genehmigung des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung (MELUND) zur Baggergutverbringung aus Hamburger Landeshafengewässern in das Schlickfallgebiet bei Tonne E3 ging eine umfangreiche Vorprüfung der Verträglichkeit der Erhaltungsziele der umliegenden FFH- und Vogelschutzgebiete gemäß Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG; kurz: FFH-RL) und Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG; kurz: VS-RL) gemäß § 34 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) sowie eine Überprüfung der artenschutzrechtlichen Bedingungen nach dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) durch die HPA voraus, die mit dem Antrag auf Verlängerung der Maßnahme im August 2019 und anschließender Genehmigung im Oktober 2019 aktualisiert und im Juni 2021 und im Dezember 2022 ergänzt wurde (s. Kapitel 1).

Für die Prüfungen wurden Voraussetzungen angenommen, die im Folgenden anhand der aktuellen Datenlage überprüft und im Rahmen der maßnahmenbezogenen Berichterstattungen validiert werden.

Überprüfung der artenschutzrechtlichen Bestimmungen

Für die artenschutzrechtliche Prüfung müssen nach § 7 Absatz 2 Nr. 13 und 14 BNatSchG folgende Arten geprüft werden:

Tier- und Pflanzenarten, die in Anhang IV der FFH-RL aufgeführt sind sowie die in Europa natürlich vorkommenden Vogelarten im Sinne des Artikels 1 VS-RL (europäische Vogelarten).

Die Arten, die aufgrund ihrer Verbreitung und ihrer Lebensweise von der Baggergutverbringung betroffen sein könnten und durch die Listung im Anhang IV der FFH-Richtlinie als besonders geschützt gelten, sind der Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrinchus*) und der Europäische Stör (*Acipenser sturio*) als Vertreter der Fische sowie der Schweinswal (*Phocoena phocoena*) aus der Gruppe der Säugetiere.

Für den Nordseeschnäpel konnte gezeigt werden, dass das Einbringgebiet kein wichtiges Nahrungsgebiet darstellt und die Laichgebiete im Bereich oberhalb der Flussmündungen liegen. Bislang konnte der Nordseeschnäpel während regelmäßiger Untersuchungen der Fischfauna im Einbringgebiet nicht nachgewiesen werden (BioConsult, 2022b; 2023b). Der Europäische Stör gilt als ausgestorben, ein Exemplar wurde im Mai 2017 im Gebiet erfasst - hierbei handelte es sich um ein Exemplar aus einem Wiederansiedlungsprojekt des Bundesamtes für Naturschutz (BioConsult, 2023b). Eine signifikante Betroffenheit der beiden Arten ist daher weiterhin nicht gegeben.

Die artenschutzrechtliche Überprüfung durch die HPA im Jahr 2016 und 2019 hat für den Schweinswal keine signifikante Beeinträchtigung im Sinne des §44 Abs. 1 BNatSchG durch die Baggergutverbringung ergeben. Eine detaillierte Schweinswalkartierung liegt für die Jahre 2002 – 2007 und 2008-2015 vor (Viquerat et al., 2015). Hier werden das Sylter Außenriff als Hauptverbreitungsgebiet beschrieben, während ab 2008 auch der Borkum Riffgrund eine größere Rolle als Verbreitungsgebiet der Schweinswale spielt. Daten des BfN-Monitorings stehen in einzelnen Gebieten aus dem Jahr 2017 für das Frühjahr und für 2018 aus dem Frühjahr und Sommer zur Verfügung (Nachtsheim et al., 2017; 2018). Monitoringdaten aus dem Jahr 2019 liegen von Nachtsheim et al (2020) vor. Monitoringdaten aus den Jahren 2020-2021 stehen bislang ausschließlich als aggregierte Monitoringuntersuchungen über drei Jahre 2019-2021 zur Verfügung. Die Untersuchungen zeigen, dass Schweinswale in der Nähe der Verbringstelle sporadisch anzutreffen sind (<https://geodienste.bfn.de/schweinswalverbreitung>). Insgesamt ist anhand der vorliegenden Daten zu sehen, dass sich die Hauptverbreitungsgebiete sowie

Haupttrouten zur Nahrungsaufnahme seit der Detailkartierung (Viquerat et al., 2015) nicht wesentlich verändert haben.

Für die Verbreitung der Vogelarten, die durch die VS-RL geschützt werden, liegen für die Jahre 2017, 2018 und 2019 Daten aus dem Seevögelmonitoring der Nord- und Ostsee (Borkenhagen et al., 2017; 2018; 2020) sowie Daten vom Monitoring von Seevögeln im Offshore-Bereich der schleswig-holsteinischen Nordsee im Rahmen von NATURA 2000 (Guse et al. 2018) vor. Neuere Kartierungen liegen nicht vor. Aus der Prüfung der artenschutzrechtlichen Bedingungen im Februar 2016 und August 2019 geht hervor, dass das Einbringgebiet als Rast-, Durchzugs-, und Nahrungsgebiet von geringer Bedeutung ist und Brut- und Mauserplätze von dem Vorhaben nicht betroffen sind.

Es ist darauf hinzuweisen, dass die Dichte und räumliche Verbreitung der Arten in Abhängigkeit zum Wettergeschehen und vom Hauptdurchzug der Arten innerhalb der AWZ stark variiert und die Baggergutverbringung nur einen Faktor darstellt, der die Verbreitung der Seevögel beeinflussen könnte.

Verbotsbestände nach dem BNatSchG §44 Abs. 1 bestehen nicht.

Die Sachlage für den Biotopschutz gemäß § 30 BNatSchG i.V.m. § 21 LNatSchG hat sich seit der Prüfung durch die HPA im Februar 2016 und August 2019 nicht verändert. Die Verbringstelle liegt im Bereich des großräumig vorhandenen marinen Biotoptyps „Feinsubstratbiotop mit Schlicksubstrat“. Es sind keine gesetzlich geschützten Biotope von der Maßnahme betroffen.

FFH- und Vogelschutzgebiete

Für die Vorprüfung auf Verträglichkeit gemäß der FFH- und Vogelschutz-Richtlinie hat die HPA im Februar 2016 und im August 2019 eine detaillierte Studie zu den verschiedenen Natura 2000 Schutzgebieten durchgeführt. Die Studie hat ergeben, dass aufgrund der großen Distanzen zwischen Schutzgebieten und Einbringstelle kein direkter Einfluss der Baggergutverbringung auf die jeweiligen Schutzgebiete zu erwarten ist. Eine Untersuchung der Schwebstoffausbreitung wurde im September 2016 im Rahmen einer ADCP-Kampagne durchgeführt (E3 Jahresbericht der HPA, 2016). Die im Jahr 2021 und 2022 ausgebrachten Schwebstofffallen (Kapitel 4.6) zeigen, dass anhand der Menge der gesammelten Schwebstoffe kein Hinweis auf höhere Schwebstoffkonzentrationen an den HPA Transekten besteht, ein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Schutzgebiete ist daher anhand dieses Parameters nicht festzustellen. Dies wird durch die Ergebnisse der Analyse der Sedimentstation vor Helgoland gestützt, die zeigen, dass die Sedimente vor Helgoland weiterhin nur einen äußerst geringen Feinkornanteil aufweisen (Kapitel 4.3.2). Die Konzentration an Schwermetallen in den Schwebstoffen ist niedriger als die regionale Hintergrundkonzentration, während die Gehalte einiger organischer Schadstoffe im Mittel die Hintergrundkonzentrationen im Schlickfallgebiet erreichen. Ein Zusammenhang zwischen Schwebstoff- und Baggergutstoffgehalten kann derzeit nicht hergestellt werden.

Die Schutzgebiete, die am dichtesten zur Einbringstelle bei Tonne E3 liegen, sind:

- FFH-Gebiet „Helgoland mit Helgoländer Felssockel (1813-391)“ in 10,4 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- EU-Vogelschutzgebiet „Seevogelschutzgebiet Helgoland (1813-491)“ in 8,9 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- FFH-Gebiet „Steingrund (1714-391)“ in 14,3 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- FFH-Gebiet „Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer (2016-301)“ in 20,4 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen

- Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht (1011-401)“ in 36,5 km Entfernung zur Einbringstelle
- EU-Vogelschutzgebiet „Hamburgisches Wattenmeer (2016-401)“ in 23,9 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- FFH-Gebiet „Niedersächsisches Wattenmeer (2306-301)“ in 26,8 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- EU-Vogelschutzgebiet „Niedersächsisches Wattenmeer (2210-401)“ östl. in 15,0 km und südl. in 20,7 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- FFH-Gebiet „Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ und angrenzende Küstengebiete (0916-391) in 23,9 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- EU-Vogelschutzgebiet „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ und angrenzende Küstengebiete (0916-491) in 23,9 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen.

Die Gebiete haben sich seit der Prüfung im Jahr 2016 bzw. 2019 nicht in ihrer räumlichen Ausdehnung verändert, die genannten Entfernungen zur Einbringstelle sind demnach gleichgeblieben. Des Weiteren sind seit 2017 keine neuen FFH- oder Vogelschutzgebiete ausgewiesen worden. Die genannten Gebiete mit den angegebenen Entfernungen zur Einbringstelle können daher weiterhin als ausreichend für die Beurteilung angesehen werden.

Die Verträglichkeitsprüfung beruhte auf der Analyse von potenziellen Beeinträchtigungen auf die untersuchten Gebiete durch das Vorhaben und umfasst folgende Bestandteile von Wirkpfaden:

Vergrämung durch visuelle Störung bzw. Licht und/oder Lärm

Bei der Betrachtung dieses Wirkpfades wurden mögliche kurzzeitige Beeinträchtigungen einzelner Tiere der Artengruppe Meeressäuger und Vögel angenommen, populationsbeeinträchtigende Störungen und damit erhebliche Beeinträchtigungen der entsprechenden Erhaltungsziele der Schutzgebiete wurden hingegen ausgeschlossen, da die Einbringstelle in ausreichendem Abstand zu den Schutzgebieten der Arten liegt. Die Frequenz und Dauer der Maßnahme entsprechen den angenommenen Bedingungen, daher ist weiterhin ausschließlich mit kurzzeitigen Beeinträchtigungen zu rechnen. Die im Antrag der HPA im Jahr 2016 und 2019 formulierten Voraussetzungen sind somit weiterhin als tragfähig zu betrachten und es werden keine erheblichen Beeinträchtigungen durch die Baggeregutverbringung erwartet.

Bedeckung von Makrozoobenthos und Fischen mit Sediment und die verbundene Auswirkung der Bedeckung auf die Nahrungskette (Fische, marine Säuger und Vögel)

Das Monitoring des Makrozoobenthos (MZB) und der Fischfauna wird seit 2005 an der Einbringstelle durchgeführt. Die Auswertung der Daten seit 2005 hat ergeben, dass für das MZB nur in den direkten Klappzentren Ost und Süd und ihrer unmittelbaren Umgebung Auswirkungen der Verbringung auf das MZB festgestellt werden konnten. Über den Einbringbereich hinaus sind keine direkten verbringungsbedingten Effekte feststellbar. Dies konnte für das Jahr 2021 und 2022 weiterhin bestätigt werden (BioConsult, 2023a, 2023b).

Nach wie vor kann die Gefahr einer Schädigung oder Tötung von einzelnen Individuen geschützter Fisch- und Neunaugenarten oder deren Brut in Folge der Verklappung an der Verbringstelle selbst nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Eine indirekte negative Beeinflussung der sich vom Makrozoobenthos ernährenden Fischarten ist ebenfalls im Bereich der Klappstellen nicht auszuschließen. Allerdings ist in diesem Zusammenhang zu berücksichtigen, dass geschützte

Fischarten im Untersuchungsgebiet rund um „Tonne E3“ gar nicht (Nordseeschnäpel, Meerneunauge) oder nur vereinzelt (Stör, Flussneunauge, Finte) nachgewiesen wurden. Eine Auswirkung der Baggergutverbringung auf die Fischfauna beruht ausschließlich auf dem Effekt der Vergrämung (BioConsult, 2023b) im direkten Einbringbereich. Dies konnte für die Jahre 2021 und 2022 weiterhin bestätigt werden (BioConsult, 2022b und 2023b).

Die Bedeutung einer möglichen Bedeckung des MZB oder der Fischfauna, für die in der Nahrungskette höher angesiedelten Organismen, ist zeitlich begrenzt und tritt nur sehr lokal auf und spielt daher für die genannten Tiergruppen eine untergeordnete Rolle. Außerdem stellt die Einbringstelle für Vögel und Meeressäuger keine ausschließliche Nahrungsquelle dar. Es sind weiterhin keine erheblichen Beeinträchtigungen auf die verschiedenen Organismengruppen durch die Baggergutverbringung zu erwarten.

Störung der Nahrungsaufnahme durch Trübung der Wassersäule

Im Herbst 2016 wurde eine umfangreiche Untersuchung zur Verdriftung von Schwebstoffen während der Einbringung von Baggergut durchgeführt (E3 Jahresbericht der HPA, 2016; HR Wallingford, 2017). Die Ergebnisse der Kampagne zeigen, dass die Schwebstoffe maximal 5 km (6 km in 2005 (DLR 2005)) bzw. maximal 2,5 Stunden in der Wassersäule nachweisbar sind. Daher kann die Annahme, dass nur eine lokale und zeitlich sehr begrenzte Beeinträchtigung von Vögeln und Fischen bei der Nahrungssuche direkt während der Verklappung zu erwarten ist, bestätigt werden. Für marine Säuger spielen visuelle Sinne bei der Nahrungssuche eine untergeordnete Rolle.

Die Annahme, dass die Trübung der Wassersäule keine Beeinträchtigung des Jagdverhaltens darstellt, erweist sich vor diesem Hintergrund weiterhin als tragfähig.

Auswirkung durch Schadstoffbelastung und Bioakkumulation

Vogelarten, die sich hauptsächlich von benthischen Invertebraten ernähren, könnten von einer baggergutbedingten Schadstoffanreicherung betroffen sein, ebenso wie die in der Nahrungskette höher angesiedelten FFH-Arten Schweinswal, Kegelrobbe und Seehund.

Die Bewertung des bioakkumulativen Potentials zur Vorprüfung der FFH-Verträglichkeit wurde durch Bioakkumulationsuntersuchungen vorgenommen, die seit 2005 an der Pfeffermuschel, seit 2008 an der Wellhornschnecke, seit 2009 an der Kliesche und seit 2016 an der Scholle durchgeführt werden. Im Rahmen der Vorprüfung wurde darauf hingewiesen, dass bislang nur kurzzeitige und – mit einer Ausnahme (s. unten) – auch räumlich auf den Einbringbereich beschränkte, baggergutbedingte Anreicherungen festgestellt werden konnten, die die Annahme begründen, dass keine erheblich nachteiligen Auswirkungen auf die sich vom Benthos ernährenden Organismen Vögel und die in der Nahrungskette höher angesiedelten Arten Schweinswal, Seehund und Kegelrobbe zu erwarten sind. Nach der vorläufigen Beendigung der Verbringung im Jahr 2010 sanken die Werte wieder auf die Hintergrundgehalte ab.

Für 2021 bis 2022 wurden, wie in 2017 bis 2020, signifikante, baggergutbedingte Schadstoffanreicherungen in den Wellhornschnocken und der Pfeffermuschel im Einbringbereich festgestellt (siehe Kapitel 4.7). Diese Anreicherungen bleiben auf die Klappzentren und den 1 km-Kreis begrenzt. Im Jahr 2018 wurde in Klieschenlebern im Außengebiet eine signifikante Anreicherung an op-DDD festgestellt, die in einer Nachbeprobung im Frühjahr 2019 nicht mehr aufgetreten ist (Kapitel 4.7.3). Dies zeigt, dass die Anreicherung im Außengebiet lediglich temporären Charakter hatte. Auch während der regulären Beprobung im Herbst 2019, nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung, wurden weder in Kliesche noch in Scholle signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen festgestellt. Im Jahr 2020 wurden in den Lebern der Fische signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich festgestellt. In den

Jahren 2021 und 2022 sind in den Fischen keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbringbereich festgestellt worden. Die in den Schollenmuskeln festgestellten signifikanten Anreicherungen im Außengebiet im Jahr 2021 werden aufgrund der generellen Variabilität der betreffenden Schadstoffe in den Referenzgebieten und unauffälligen Befunden im Einbringgebiet als nicht baggergutbedingt eingestuft (s. Kapitel 4.7.). Da der Einbringbereich (definiert als Kreis mit dem Radius 1,5km um das Klappzentrum Ost inklusive westlicher Ausbuchtung entsprechend des 1 km-Kreises um das Klappzentrum West) sowie auch die unmittelbare Umgebung, dargestellt durch das Außengebiet (2-3 km Kreis um das Klappzentrum Ost), nicht das Hauptverbreitungs- und Nahrungsgebiet der betrachteten Arten darstellen bzw. diese eine hohe Mobilität besitzen, ist weiterhin davon auszugehen, dass keine erheblichen Auswirkungen der Baggergutverbringung auf Vögel, Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben zu erwarten sind.

Veränderung von geschützten Habitatstrukturen durch Veränderung des Substrats am Meeresboden (temporär oder dauernd)

Im Herbst 2016 wurde eine umfangreiche Untersuchung zur Verdriftung von Baggergut direkt während des Einbringvorganges im Rahmen einer ADCP-Kampagne durchgeführt (E3 Jahresbericht der HPA, 2016). Die Ergebnisse dieser Untersuchung bestätigen die bereits vorliegenden Annahmen, beruhend auf ADCP-Messungen im Jahr 2005 (DLR, 2005), sowie Modellierungen der BAW, dass das Baggergut im Bereich der Einbringstelle bzw. deren Umgebung verbleibt. Die Messungen zeigen, dass die Ausbreitung der Schwebstoffe bis maximal 5 km (6 km in 2005) vom Klappzentrum verfolgt werden kann und die Schwebstoffkonzentration in der Wassersäule nach 2-2,5 Stunden wieder auf dem Niveau des Hintergrundes liegt. Demzufolge ist keine nachweisbare Verdriftung des Baggergutes bzw. eine Trübungserhöhung in den Schutzgebieten zu erwarten. Dies wird auch durch die Schwebstoffmengen, die durch die Ausbringung von Schwebstofffallen gesammelt wurden, in den Jahren 2021 und 2022 bestätigt. Erkennbar ist, dass die gewonnenen Schwebstoffmengen sehr unterschiedlich sind. Im Vergleich der einzelnen Jahre können die Mengen Unterschiede mit dem Faktor 10 aufweisen (Beispiel Steingrund: 2019: 0,4 g/d vs 2020 4 g/d). Dabei zeigt sich eine Abhängigkeit der gefangenen Schwebstoffmengen von Wind und Wellengang. Nach Daten von Meteostat.net (<https://meteostat.net/de/station/10015>) wurden an der Station Helgoland im Untersuchungszeitraum 2020 an acht Tagen Windböen von über 40 km/h (Windstärke ≥ 6 Bft) registriert, im Untersuchungszeitraum 2021 an neun Tagen, in 2022 hingegen an 14 Tagen. Von diesen 14 Tagen überschritt der Wind an sieben Tagen sogar 7 Bft (>50 km/h) (submaris, 2022). Eindeutige Aussagen über die Verdriftung von Schadstoffen können anhand der Schadstoffanalysen der Schwebstoffe bislang nicht getroffen werden, sondern nur in Kombination mit weiteren Monitoringergebnissen (Kapitel 4.6). Eine erhebliche Beeinträchtigung von Habitatstrukturen, die durch die Schutzgebiete geschützt werden, ist auf Basis der durchgeführten Untersuchungen weiterhin auszuschließen. Die Annahmen, die zur Genehmigung der Maßnahme der Baggergutverbringung nach E3 beigetragen haben, haben sich demnach als tragfähig erwiesen.

6 Übersicht über die Erfüllung der Maßgaben der Einvernehmenserklärung

Änderung der Einbringbereiche im Einvernehmen im Juni 2018

Festlegung der Einbringbereiche im Einvernehmen in Abschnitt A) Ziffer 1 unter Gegenstand, Art und Dauer des Einvernehmens, geändert am 18. Juni 2018 (Änderung kursiv)

Gemäß § 4 WaStrG wird der Hamburg Port Authority AÖR (HPA) widerruflich und befristet bis zum 31.12.2021 das wasserwirtschaftliche Einvernehmen erteilt, Baggergut mit einer Gesamtmenge von maximal **6,67 Mio. m³ Laderaumvolumen (LRV)** bzw. **3,335 Mio. t Trockensubstanz (tTS)** aus Unterhaltungsmaßnahmen der hamburgischen Delegationsstrecke der Bundeswasserstraße Elbe aus Teilbereichen der Norderelbe, Süderelbe und des Köhlbrands in die mit nachfolgenden Koordinaten bestimmten vier jeweils 400 x 400 m großen Einbringzentren in der Nordsee (Schlickfallgebiet bei Tonne E 3, s. Anlage 13 der Antragsunterlagen) einzubringen (...):

Zentrumsordinate Ost	54°03'05.782579"N	7058'02.981205"E
Zentrumsordinate West	54°03'05.402851 "N	7°57'19.010038"E
Zentrumsordinate Süd	54°02'59.124932"N	7°57'41.156912"E
Zentrumsordinate Nord	54°03'12.061612"N	7°57'40.834243"E

Die Verteilung der Sedimente während der Einbringung geht über die genannten Einbringzentren hinaus. Unter Berücksichtigung dieser Rahmenbedingung und der durch die bisherigen Einbringungen bereits bestehenden Aufhöhung im Einbringbereich Ost und der nach Antragsunterlage (u. a. Anlage 13) ellipsenförmig nach Osten gerichteten Verteilungstendenz der Sedimente werden als Einbringbereiche Gebiete von einem Radius von 1,5 km um die Zentrumsordinate Ost und einem Radius von 1 km um die jeweiligen Zentrumskoordinaten Nord, Süd und West festgelegt. *Der gesamte Einbringbereich ist durch die Überlagerung dieser vier Einbringbereiche (Vereinigungsmenge) gegeben.*

Begründung der oben kursiv dargestellten Änderung: Die Änderung resultiert aus den Ergebnissen des Monitorings der Jahre 2016 und 2017. Diese zeigen, dass zwischen einem Einfluss der der Verbringung im Klappfeld Ost (bis September 2016) und im Klappfeld Süd (ab Oktober 2016) messtechnisch nicht unterschieden werden kann. Dies gilt sowohl für die chemische Belastung als auch für die Bioakkumulation. Vor diesem Hintergrund ist ein zusammengefasster Einbringbereich gemäß der Überlagerung der vier einzelnen Einbringbereiche zweckmäßig.

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.1: *Die Gewässerbenutzung ist nach den Festlegungen dieses Einvernehmens vorzunehmen. Bei Widersprüchen zwischen Einvernehmen und den unten genannten Antragsunterlagen gelten die Festlegungen des Einvernehmens, Abweichungen sind schriftlich zu begründen und bedürfen des vorherigen Einvernehmens des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein als oberste Wasserbehörde (MELUR).*

In den Jahren 2021 und 2022 wurden bei der Gewässerbenutzung keine Abweichungen von den Festlegungen des Einvernehmens registriert.

Maßgabe 2.2: *Der Maßnahmenträger stellt sicher, dass der beauftragte Baggerunternehmer eine Ausfertigung dieses Einvernehmens erhält und die Bestimmungen dieses Einvernehmens beachtet werden.*

Dies ist erfolgt.

Maßgabe 2.3: *Es sind für den gesamten Zeitraum der Unterhaltungsbaggerung und nachfolgenden Einbringung fortlaufend folgende Daten zu erheben und zu speichern:*

- die täglich gemessene Wassertemperatur an der Einbringungsstelle
- die Betriebszeiten des Entnahmebaggers (Datum und Uhrzeit)

- die Beladung jeder einzelnen Schiffseinheit in m³ LRV und t Trockensubstanz
- die Abfahrtszeit jeder einzelnen Schiffseinheit von der Entnahmestelle sowie
- die Ankunftszeit jeder einzelnen Schiffseinheit an der Einbringungsstelle und die Angabe des Zeitabstands zum Scheitelpunkt der Tide (HW/NW) und
- die Positionsangabe von jedem Einbringvorgang und Benennung des jeweils genutzten Einbringzentrums gemäß Ziffer 1.

Diese Daten sind der zuständigen Überwachungsbehörde und der Wasser- Schutzpolizei jederzeit auf Verlangen vorzulegen und halbjährlich dem MELUR zu übersenden.

Diese Daten wurden für den Verbringungszeitraum 18.6.2021 – 30.10.2021 und 20.6.2022 – 04.12.2022 zusammen mit 07.1.2023 – 19.2.2023 erhoben und zusammen mit dem Berichtsentwurf des vorliegenden Berichts dem MEKUN übersandt (in der Gesamtdarstellung der Jahre 2016-2022).

Maßgabe 2.30: Weitergehende Details zu den im Einvernehmen genannten Monitoringmaßnahmen sind in der Monitoring-AG abzustimmen.

Weitergehende Details wurden in der Monitoring-AG im Rahmen des fortzuschreibenden Monitoringkonzepts abgestimmt (s. auch Maßgabe 2.17 und Maßgabe 2.18 in Kapitel 4). In der Monitoring-AG abgestimmte Details zu den Monitoringmaßnahmen betreffen mehrere Maßnahmen und sind zusammenfassend im Kapitel 4 und im Detail in den entsprechenden Kapiteln aufgeführt: Maßgabe 2.22 (Verdichtung Probenahmeraster) in Abschn. 4.3, Maßgabe 2.20 und 2.21 (Frequenz Sedimentbeprobungen, Stationen vor Helgoland, ökologische Untersuchungen vor Helgoland, Schwebstofffallen vor Helgoland) in Abschn. 4.3 und 4.6, Maßgabe 2.24 und 2.25 und 2.26 (Wasserphase, Sauerstoffmessungen) in Abschn. 4.8, Maßgabe 2.27 (Bioakkumulation) in Abschn. 4.7, Maßgabe 2.22 (Untersuchung Makrozoobenthos) in Abschn. 4.4, Maßgabe 2.28 (Untersuchung Fischfauna) in Abschn. 4.5, Maßgabe 2.19 (Wattmessstellen) in Abschn. 4.9.

Maßgabe 2.31: Die HPA hat dem MELUR halbjährlich in geeigneter Weise einen Sachstand vorzulegen, z. B. in Form eines kurzen, fachlich präzisen und gleichzeitig populärwissenschaftlich verständlichen Zwischenberichts zur Gesamtmaßnahme, unter getrennter Aufzählung der jeweils aus der Stromelbe und den Landeshafengewässern verbrachten Sedimente in m³ LRV und tTS, der neben den wichtigsten Angaben zur Maßnahmendurchführung, zur Erfüllung der Maßnahmen sowie diesbezüglichen tabellarischen Zusammenfassungen und übersichtlichen erläuternden Grafiken auch eine Bewertung enthält.

HPA hat dem MEKUN entsprechende Sachstandsberichte für die beiden Halbjahre in den Jahren 2021 und 2022 vorgelegt. Diese vier Berichte sind auf der HPA-Website verfügbar gemacht (<https://www.hamburg-port-authority.de/de/infoport/download-terminal>): Kurzbericht 1. und 2. Halbjahr 2021 und Kurzbericht 1. und 2. Halbjahr 2022).

Maßgabe 2.32: Die HPA hat dem MELUR jährlich einen umfassenden Bericht über den Fortschritt der Gesamtmaßnahme, das durchgeführte Monitoring und dessen Ergebnisse sowie eine Bewertung vorzulegen, inkl. getrennter Aufzählung der jeweils aus der Stromelbe und den Landeshafengewässern verbrachten Sedimente in m³ LRV und tTS sowie einer Bewertung hinsichtlich des Verschlechterungsverbots nach EU-Richtlinien, und diesen Bericht in Abstimmung mit dem MELUR zeitnah zu veröffentlichen. Dabei ist die Erfüllung aller Maßnahmen des Einvernehmens jeweils einzeln begründet zu bestätigen.

Der Bericht wird hiermit vorgelegt. Aufgrund des Umfangs des Monitorings und des damit verbundenen Zeitbedarfes für die Untersuchungen, Auswertungen und Berichterstellungen wurde mit dem MEKUN (früher MELUR) vereinbart, die Berichte für die Jahre 2019/2020 sowie 2021/2022 zusammenzufassen. Die Einhaltung des Verschlechterungsverbots wird durch die Freigabeuntersuchungen nach GÜBAK 2009 sowie die zusätzlichen Anwendungen der Schwellenwerte der Zulassungen gewährleistet (Kapitel 3). Die Bewertungen der ERL, EAC sowie die Anwendung der neuen UQN (Kapitel 4.7.6.) zeigen, dass Überschreitungen der Werte in Sedimenten und Biota unabhängig zur Baggertgutverbringung auftreten können.

Maßgabe 2.33: Die HPA hat darüber hinaus gegenüber dem MELUR mindestens einmal jährlich über den im Rahmen der Ästuarpartnerschaft Tideelbe erfolgten Fortschritt zur Priorisierung und Umsetzung von Strombaumaßnahmen aus dem Ergebnisbericht des Dialogforums Tideelbe (2015) zu berichten. Dadurch ist die unverzügliche Umsetzung

notwendiger Einzelmaßnahmen entsprechend eines konkreten Zeitplans mit dem Ziel der schnellstmöglichen Reduzierung der Baggermengen zu dokumentieren.

Diese Dokumentation soll in Form eines konkreten, in der Ästuarpartnerschaft erarbeiteten Maßnahmenplans erfolgen, einschließlich zeitlicher Fristen für die nächsten fünf Jahre entsprechend des Gültigkeitszeitraums dieses Einvernehmens.

Das im Dezember 2016 gegründete Forum Tideelbe hat seine Arbeit im September 2020 plangerecht beendet und im Rahmen eines umfassenden Ergebnisberichts eine Auswahl potenziell geeigneter Strombaumaßnahmen vorgelegt, über deren weitere Umsetzung nun die zuständigen Verwaltungen der Länder und des Bundes entscheiden sollen. Sämtliche Ergebnisse der Arbeit sind auf der Internetseite des Forums dokumentiert¹. Die am Forum Tideelbe beteiligten Entscheidungsträger*innen waren sich einig, dass die konstruktive Zusammenarbeit auch zukünftig fortgesetzt werden soll. Über Form und Fokus eines möglichen Nachfolgeprozesses wird derzeit entschieden.

Maßgabe 2.34: *Zur Optimierung des künftigen Sedimentmanagements erarbeitet die HPA Grundlagen für die Erstellung von Sedimentationsbilanzen für die Tideelbe, die einen aussagekräftigen Zeitraum umfassen (mehrere Jahrzehnte) und berichtet zu dem diesbezüglichen Sachstand in den Jahresberichten (s. 2.33.).*

Die Maßgabe verpflichtet die HPA zur Erarbeitung von Grundlagen für die Erstellung von Sedimentationsbilanzen für die Tideelbe, die geeignet sind, einen Beitrag zur Optimierung des Sedimentmanagements (an der Tideelbe) zu leisten. Unter einer Sedimentationsbilanz versteht die HPA dabei die Gegenüberstellung des Ein- und Austrags von Feststoffen in das System mit der Volumenänderung des Gewässerbettes. Die Grundlagen für Letztere bestehen dabei vor allem in der Verfügbarmachung von Daten z.B. in Form digitaler Geländemodelle basierend auf möglichst synoptischen Vermessungen von Landtopographie und Peilungen der Unterwasserbathymetrie, aus denen sich die Volumenänderungen des Wasserkörpers über die Zeit zumindest qualitativ zufriedenstellend ermitteln lassen.

Für eine Bilanzierung der Ein- und Austräge werden auf der einen Seite die in einer Periode bewegten Baggermengen sowie der Verbleib dieser Mengen benötigt. Umlagerungen innerhalb des Gewässers sind dabei ebenso von Interesse wie die Entnahme von Material z.B. zur Landbehandlung oder die Verbringung aus dem Wasserkörper in die Nordsee. Daneben sind aber auch die natürlichen Ein- und Austräge über die Ränder des Bilanzraumes zu berücksichtigen. Diese -bezogen auf den Gesamttraum Tideelbe- überwiegend als Import über das Wehr Geesthacht, die Nebenflüsse und die Mündung stattfindende Zufuhr von neuen Sedimenten in das System ist nur vage bekannt und messtechnisch auch nicht zu erfassen, so dass sich auf dieser Seite zwangsläufig eine Lücke in der Bilanz auftritt, die nur durch grobe Abschätzungen geschlossen werden kann.

Von fachlicher Seite wird diese herausfordernde Aufgabenstellung durchaus begrüßt, verspricht sie doch einen Mehrwert für das System und Prozessverständnis, die HPA muss jedoch vorsorglich darauf hinweisen, dass die Tideelbe ein sehr großes Gebiet umfasst, das über eine Länge von rd. 160 km vom Wehr in Geesthacht bis zu ihrer Mündung in die Nordsee in 4 Revierabschnitte untergliedert ist und von ebenso vielen Verwaltungseinheiten gemanagt wird. Berücksichtigt man ferner die für eine möglichst nahe an den realen Gegebenheiten liegende Bilanz notwendige Einbeziehung aller den Sedimenthaushalt beeinflussenden Transporte und Interaktionen mit den Nebenflüssen und dem Nord-Ostseekanal, so erweitert sich die Zahl der involvierten Akteure um die für die Wasserwirtschaft zuständigen Landesbehörden der 3 Anrainerländer und das WSA Brunsbüttel auf acht. Nicht außer Acht gelassen werden darf zudem, dass weitere Akteure wie die Landeshäfen, Werftbetriebe oder auch eine Vielzahl kleinerer Yachthäfen zumeist in eigener Regie Unterhaltungstätigkeiten ausüben und somit einen Beitrag zum Stoffkreislauf leisten.

Die HPA verwaltet von dem hier zu betrachtenden Bilanzraum nur einen geringen Teil in eigener Regie und ist insofern zur Erfüllung dieser Auflage auf die Mitwirkung der übrigen Partner an der Tideelbe angewiesen. Aus diesem Grund ist dieses Thema (u.a.) auch Gegenstand einer im Jahr 2018 geschlossenen Kooperationsvereinbarung zwischen der HPA und der BAW, der BfG sowie der WSV und ein Auftrag für die Erstellung eines gemeinsam getragenen Konzeptes ist der unter diesem Dach eingesetzten „AG Sedimentmanagement“ erteilt worden.

Die „AG Sedimentmanagement“ hat sich in einem ersten Schritt zunächst mit einem schon in der Praxis angewendeten Ansatz zur Sedimentationsbilanzierung im Scheldeästuar befasst, der auch schon innerhalb des EU-Interreg-Projektes „Tide“ vorgestellt und diskutiert wurde:

¹ <https://www.forum-tideelbe.de/>

In der Scheldemündung gibt es gute Erfahrungen mit der Verwendung des sogenannten „Sandbalance Ansatzes“ als Instrument zur Interpretation der Beobachtungen in der Bathymetrie. Dieser Ansatz verwendet Daten, die oft recht gut verfügbar sind (bathymetrische Daten). Die Ergebnisse (kalkulierte Sedimentbudgets) haben einen direkten Bezug zum Sedimentmanagement und Interventionen, die in Flussmündungen relativ häufig sind (wie Baggerarbeiten und Entsorgung). Der "Sandbalance-Ansatz" ist in der Tat eine Volumenbilanz über einen bestimmten Zeitraum und bestimmten Bereich aller Sedimente und Objekte (einschließlich Schiffswracks), die sich aus dem Wasserbett abzeichnen. Er verwendet bathymetrische Messungen zur Berechnung von Volumen (nicht Masse). Sedimente in der Wassersäule (und nicht durch bathymetrische Messungen beobachtete) sind daher nicht inbegriffen. In sandigen Umgebungen (wie zum Beispiel der niederländischen und der flämischen Küste) ist dies hauptsächlich der Fall, Änderungen in den berechneten Sandbudgets erhalten daher den Namen "Sand-balance".

Die hinter dem Ansatz stehende Methodik ist im Grunde identisch zu dem oben dargestellten Verständnis von Sedimentationsbilanzierung. Allerdings konzentrieren sich die Ziele der flämischen Wasserbauverwaltung überwiegend auf die Stabilisierung der Sände im Mündungsgebiet und damit auf einen von der räumlichen Ausdehnung her wesentlich überschaubareren Bilanzraum als die gesamte Tideelbe.

Vor dem Hintergrund der Forderung, die Grundlagen für einen möglichst aussagekräftigen Zeitraum (mehrere Dekaden) aufzubereiten, wurden von der „AG Sedimentmanagement“ darüber hinaus Recherchen über bereits vorhandene morphologische Auswertungen für zumeist Teilräume der Tideelbe aus der Vergangenheit durchgeführt. Im Fokus der Überprüfung stand dabei vor allem die Brauchbarkeit und Nutzbarmachung der Ergebnisse im Hinblick auf vorhandene Georeferenzierung der betrachteten Teilräume und digitale Verfügbarkeit der verwendeten Grundlagendaten. Zu nennen sind hierbei vor allem die

- topographischen Auswertungen im Rahmen der Beweissicherung zur vorherigen Fahrrinnenanpassung (1999/2000). Diese sind im Abschlussbericht von 2011 im Kapitel III.5 zusammengefasst (WSA Hamburg & HPA 2011: Abschlussbericht Beweissicherung zur Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe an die Containerschiffahrt. Hamburg 2011). Eine Ergebnispräsentation mit den wichtigsten Inhalten der topografischen Auswertungen ist hier zu finden.
- Untersuchungen der BfG im Auftrag der HPA zur Aufstellung von Sandbilanzen für das Gebiet der Oberen Tideelbe zwischen 2003 und 2016. BfG (2016): Morphologische Entwicklung und Sandbilanz der Elbe von Geesthacht bis Hamburg. BfG-1862. Koblenz.
- Untersuchungen der HPA im Rahmen der Erstellung des Strombauberichts und des Tideelbekonzeptes zur Verlandung von Nebenelben, des Mühlendberger Loches, der Billwerder Bucht und anderer verlandeter ‚Hafenbrachen‘.
- Untersuchungen zur Morphodynamik im Mündungstrichter, z.B. im Rahmen des MORAN-Projekts (Morphologische Analysen Nordseeküste). Nur exemplarisch sei auf diese Untersuchung hingewiesen: Schüller, A. & Hofstede, J. (1992): Untersuchungen über die Morphodynamik im Wattgebiet der inneren Deutschen Bucht. Abschlussbericht. In: Die Küste, Heft 53, S. 277-312.
- Neuere GIS-basierte Untersuchungen durch Smile-Consult, zum Beispiel im Rahmen der Auswertungen der Befliegungen des Elbmündungstrichters im Zusammenhang mit der Genehmigungsaufgabe Nr. 26 zur Verbringung von Hamburger Baggergut zur Tonne E3 (HPA 2014, HPA 2018).
- Darüber hinaus gibt es eine Reihe von fundierten morphologischen Untersuchungen von Teilgebieten des Ästuars, auch unabhängig von Forschungsprojekten oder der Vorbereitung von Planfeststellungsverfahren. Nur exemplarisch sei hier auf die Arbeit von Fräßdorf (1999) zu morphologischen Veränderungen der Nebenelben von ca. 1950 bis 1995 hingewiesen.
(<https://izw.baw.de/publikationen/kolloquien/13/vortrag5.pdf>).

Generell ist darauf hinzuweisen, dass die Datengrundlage für die Tideelbe hinsichtlich der anthropogen bedingten Volumenänderungen des Gewässerbettes vergleichsweise gut aussieht, zumal Baggerungen und Umlagerungen der Revierverantwortlichen sowie strombauliche Maßnahmen und Maßnahmen zur Landgewinnung seit Jahrzehnten gut dokumentiert sind, unter anderem als Grundlage für die Umweltverträglichkeitsuntersuchungen zur vorherigen bzw. zur aktuellen Fahrrinnenanpassung oder als Gegenstand der Beweissicherung zur vorherigen Fahrrinnenanpassung (s.o.).

Den meisten früheren Auswertungen zur Darstellung und Bilanzierung morphologischer Änderungen mangelt es allerdings an der für aktuelle Methoden nach dem Stand der Technik notwendigen Georeferenzierung der untersuchten Teilflächen und der Verfügbarkeit digitaler Originaldaten. Brauchbare digitale Geländemodelle auf Basis quasi-synoptischer Vermessungen gibt es für die komplette Tideelbe erst seit 2003. Frühere von der BAW für

numerische Systemstudien z.T. auf Basis digitalisierter Seekarten ‚zusammengebastelte‘ Bathymetrien sind für das Vorhaben weniger gut geeignet. Der Aufwand für eine weiter in die Vergangenheit reichende Betrachtung morphologischer Zustandsänderungen steht somit vor dem Hintergrund der zunehmenden Unsicherheiten bezüglich der Datenqualitäten in keinem Verhältnis zum zu erwartenden Erkenntnisgewinn. Die partiell verfügbaren Daten und teilweise internen Ergebnisberichte sollten, soweit noch nicht geschehen, dennoch nutzbar gemacht werden.

Pilot einer Sedimenthaushaltsbilanz für den Hamburger Hafen (Zeitraum 2014-2018)

Parallel zur Diskussion und Formulierung der ambitionierten Ziele, die in der „AG Sedimentmanagement“ in den kommenden Jahren angegangen werden sollen, hat die HPA den ersten Piloten eines Bilanzierungsmodells für den besser überschaubaren Bilanzraum ‚Hamburger Hafen‘ aufgebaut und validiert. Das Konzept, die Eingangsdaten und das diesbezügliche Verbesserungspotenzial sowie erste vorläufige Ergebnisse und daraus abgeleitete Erkenntnisse für das Prozessverständnis wurden im E3-Jahresbericht der HPA 2017-2018 erstmals vorgestellt und sind an dieser Stelle in den vorliegenden Bericht übernommen:

Als Eingangsgrößen für die Sedimenthaushaltsbilanz dienen auf der einen Seite die Masse der natürlichen und anthropogenen Ein- und Austräge in den Bilanzraum sowie auf der anderen Seite der Gleichung die kontinuierliche Massenänderung des Sedimentinventars. Während sich letztere quantitativ vergleichsweise exakt aus den Volumenänderungen der je nach gebietstypischer Sedimentationsrate mehr oder weniger häufig durchgeführten Peilungen errechnen lassen, tauchen bei den Ein- und Austrägen in den Bilanzraum unbekannte Größen auf, die teilweise nur mit mathematischen Modellen lösbar sind.

Als natürliche Einträge in den Bilanzraum sind in diesem Kontext die mit dem fluvialen Zufluss über das Wehr Geesthacht in die Tideelbe eingetragene Schwebstofffracht und der unbekannte Eintrag von Unterstrom zu verstehen, der nicht durch Baggergutumlagerungen bei Neßsand gespeist wird. Der Jahresgang der Schwebstofffracht von Oberstrom kann über die Tagesmittelwerte der Trübungsmeßstation des NLWKN in Schnackenburg assoziiert werden und mit den Probennahmen der BfG zu einer Konzentration korreliert werden, die dann im Jahresmittel zu einem Eintrag von etwa 28 g/m^3 bzw. 618.106 t bei einem MQ von $700 \text{ m}^3/\text{s}$ führt. Der zusätzliche Geschiebetransport von sandigem Sohlmaterial wird bisher nicht in der Bilanz berücksichtigt. Die daraus resultierende Unschärfe kann aber als vernachlässigbar gering bewertet werden, da die von Oberstrom in den Kontrollraum eingetragenen Mittelsande ($150\text{-}200 \text{ tsd m}^3/\text{a}$) größtenteils an den Übergängen vom binnenschiffs-ins seeschiffstiefe Wasser bei den Norder- und Süderelbbrücken liegen bleiben, von wo sie überwiegend an Land verbracht werden und somit nicht mehr am Stoffkreislauf innerhalb der Tideelbe teilnehmen.

Als anthropogener Austrag aus dem Bilanzraum (bisher nur das Hamburger Hafengebiet) werden sowohl die in die Nordsee zur Tonne E3 verbrachten als auch die durch Umlagerungen bei Neßsand -unmittelbar unterhalb des Hafens- dem System zur Verfügung gestellten Baggermengen bezeichnet. Während die zur Tonne E3 verbrachten Mengen als unwiederbringlicher Austrag betrachtet werden dürfen, können die bei Neßsand eingebrachten Mengen je nach Abflussbedingungen anteilig sowohl in den Stromab- als auch in den Stromauftransport gelangen und so früher oder später auch zu einem anthropogenen Eintrag aus Umlagerungen für den Bilanzraum Hafen werden. Systemstudien der BAW haben gezeigt, dass erst bei Oberwasserabflüssen von $> 700 \text{ m}^3/\text{s}$, die über mehrere Wochen anhalten müssen, zumindest dreiviertel des bei Neßsand umgelagerten Baggerguts auch nachhaltig aus dem System ausgetragen werden. Kürzere Dauern transportieren das Baggergut nur so weit stromab, dass es bei geringer werden Abflussmengen wieder in den Rücktransport geht. In den Jahren 2019/20 fielen die mittleren Abflüsse am Pegel Neu Darchau mit $394 \text{ m}^3/\text{s}$ resp. $385 \text{ m}^3/\text{s}$ (Hydrologisches Jahr v.1.11.-31.10.) extrem niedrig aus. Sie ordneten sich damit auf Platz 2 und 3 der Niedrigwasserabflüsse seit Beginn der Pegelaufzeichnung im Jahr 1885 ein.

Die Herausforderung bestand somit in der Bestimmung des anthropogenen Eintrags von Unterstrom, dessen Zeitpunkt, Geschwindigkeit und Menge maßgeblich durch den z.T. bereits Wochen bis Monate zurückliegenden Abfluss geprägt werden. Überlagert wird dieser Eintrag zudem durch den ebenfalls abflussgesteuerten natürlichen Eintrag von aus der Trübungszone stromauf transportierten Sedimentmengen, die in ihrer Größe zunächst nicht bekannt sind, aber eine zeitkontinuierliche Bilanz schließen sollten.

Um dieses Problem zu lösen, wurde ein Datenmodell zur Sediment-Inventar-Bilanzierung mit Gedächtnis & „räumlicher“ Diskretisierung aufgestellt vgl. (Abbildung 6-1).

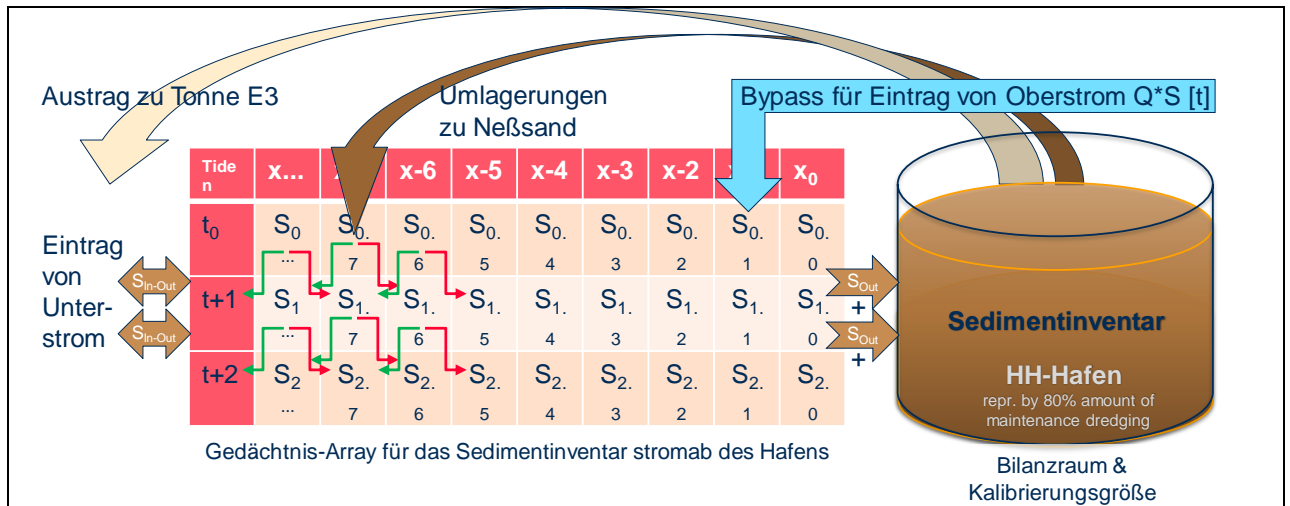


Abbildung 6-1 Sediment-Inventar-Bilanzierung mit Gedächtnis & „räumlicher“ Diskretisierung

Aufbau und Kalibrierung des Datenmodells

Das bei der HPA entwickelte Datenmodell zur Berechnung der Sedimentationsmengen im Hamburger Hafen verwendet einen Bilanzierungsansatz, der die komplexen hydro-dynamischen Wirkzusammenhänge auf den Sedimenttransport stark vereinfacht und dennoch zu validen Ergebnissen gelangt.

Grundidee des Ansatzes ist die Vorstellung, dass mit jeder Tide in Abhängigkeit vom Oberwasserzufluss jeweils ein prozentualer Anteil des in der Unterelbe befindlichen Sedimentinventars stromab und der Rest stromauf transportiert wird.

Der jeweilige prozentuale Anteil des stromab- und stromauf transportierten Materials wird durch eine Potenzfunktion bestimmt, deren Parameter so zu kalibrieren sind, dass eine möglichst gute Übereinstimmung zwischen den Ganglinien der über mehrere Jahre gemessenen Peilvolumina und den aufsummierten Einträgen in eine „Sammlerzelle Hafen“ resultiert. Da es keine analytische Lösung für das Problem gibt, bleibt nur der Weg, durch iterative Änderung der 3 Funktionsparameter eine zufriedenstellende Annäherung der beiden Ganglinien herbeizuführen. Das Ergebnis belegt die qualitativ hohe Ähnlichkeit von Modell und Messung (Abbildung 6-2).

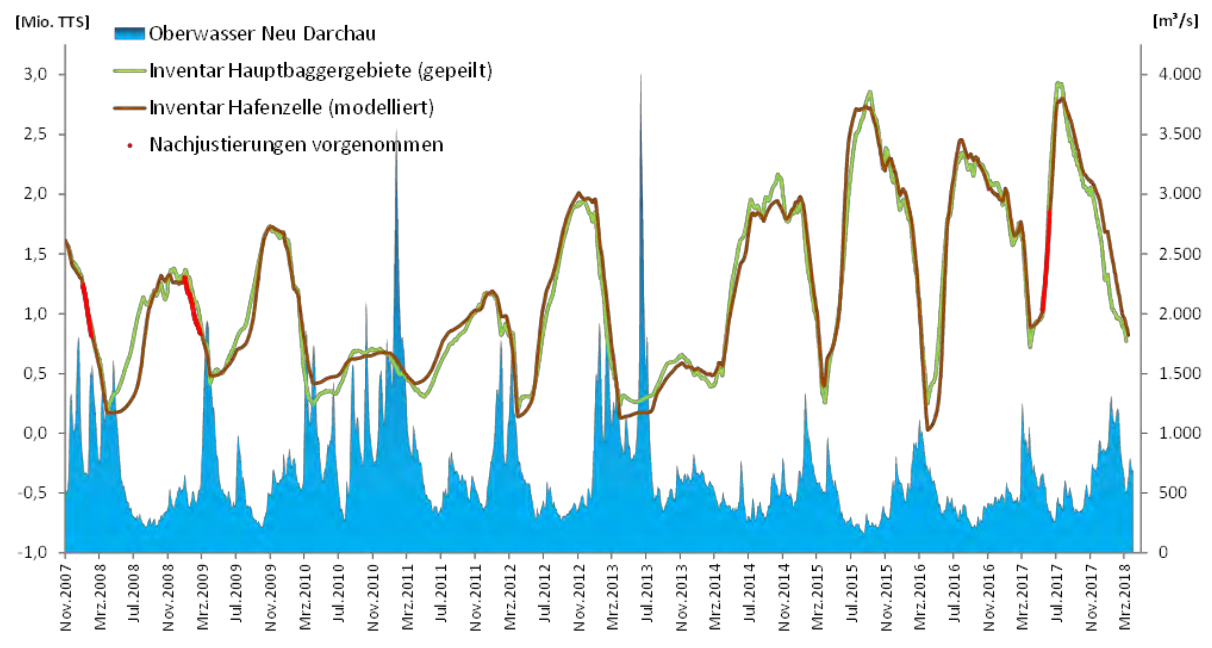


Abbildung 6-2 Ergebnis der Modellkalibrierung über einen Zeitraum von 11 Jahren

Da die Bilanzierung des Ein- und Austrags in die Modellzelle Hafen eine gute Übereinstimmung zwischen Beobachtung (Peilungen) und Modellierung zeigt, sind folgende Kernaussagen aus dem Modell ableitbar:

- Die Menge des Sedimenteintrags in den Hafen wird dominiert von der Menge der zuvor bzw. gleichzeitig ins System von Ober- und Unterstrom eingetragenen und im System mit Unterhaltungsbaggerungen verbrachten Sedimente (Sedimentverfügbarkeit).
- Der Oberwasserabfluss bestimmt im Wesentlichen die Geschwindigkeit, mit der Baggergutsedimente von der Verbringstelle Neßsand wieder in den Hafen zurücktransportiert werden. Bei langanhaltenden $MQ < 400 \text{ m}^3/\text{s}$ werden aufgrund der kurzen Entfernung rd. 99% der auf Neßsand verbrachten Baggergutsedimente binnen weniger Wochen wieder zurück in den Hafen transportiert. Ein natürlicher Austrag findet bei diesem Datenmodell erst bei dauerhaft $Q > 700 \text{ m}^3/\text{s}$ statt.
- In den Jahren bis einschl. Frühjahr 2018 war die Bilanz von ein- und ausgetragenen Sedimenten lediglich ausgeglichen, d.h. der Austrag zu Tonne E3 von insgesamt 4,33 Mio. t aus dem Hafen konnte noch nicht die beabsichtigte Wirkung erzielen, die Fracht in dem Sedimentkreislauf Hafen-Neßsand spürbar abzubauen.
- Seit dem Mai 2018 ist die Bilanz hochgradig positiv. Grund hierfür sind die bei langanhaltendem, extrem niedrigem Oberwasser exponentiell ansteigenden externen Einträge von Unterstrom.

Die Massenbilanz der Ein- und Austräge vom 01.04.2014 - 01.04.2018 (vgl. Abbildung 6-3) ist quasi ein Nullsummenspiel:

Eintrag v. Unterstrom (2,45 Mio. t) + Eintrag v. Oberstrom (1,86 Mio. t) - Austrag zu E3 (4,33 Mio. t) = - 0,02 Mio. t.

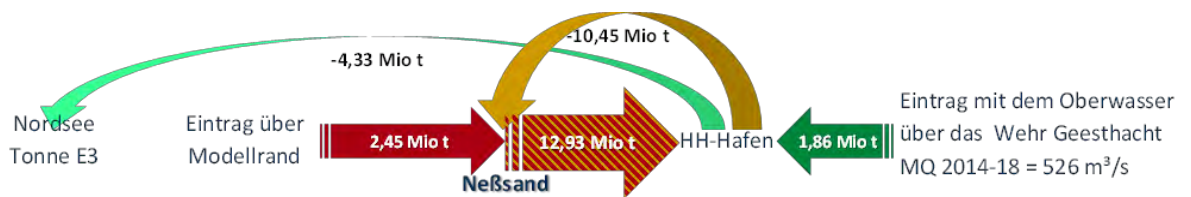


Abbildung 6-3 Bilanzierung der Ein- und Austräge vom 01.04.2014 - 01.04.2018.

Bilanzierung im Modell von 2010 bis zum Jahr 2022

Die Ergebnisse einer rückblickenden Bilanzierung der Ein- und Austräge in die Summenzelle „Sedimentinventar-Hafen“ des Datenmodells mit Stichtagsbetrachtung zum jeweils 31.12. eines Jahres (vgl. Abbildung 6-4) zeigen, dass sich der Aufwuchs des „Sedimentstaus“ im Hamburger Hafen vor allem in den Jahren 2011 bis 2014 vollzog, da in diesen Jahren kaum Baggergut ausgetragen wurde. Mit der Steigerung des Austrags auf 1,5 Mio. tTS in den Jahren seit 2016 konnte der Sedimentüberschuss nur anfänglich (in den Jahren 2016 und 2017) leicht abgebaut werden, während er bedingt durch die extrem niedrigen Abflussmengen in den Jahren 2018 bis 2020 wieder angestiegen ist.

Die insbesondere im Sommerhalbjahr 2021 vergleichsweise guten Oberwasserverhältnisse ($504 \text{ m}^3/\text{s}$) hatten auch über das Gesamtjahr 2021 einen positiven Effekt auf den „Sedimentstau“ im Hamburger Hafen, der durch die Verbringung von 1,54 Mio. tTS zu E3 und einem zusätzlichen Austrag von 0,25 Mio. tTS zum Neuen Lüchtergrund um insgesamt 0,8 Mio. tTS abgebaut werden konnte. Dies stellt neben den leicht positiven Bilanzen in den Jahren 2016 und 2017 und den geringen externen Einträgen in den Jahren 2010 bis 2013 den dominierenden Einfluss des Oberwassers (hier repräsentiert durch den Abfluss am Pegel Neu Darchau) auf die Menge der sedimentationswirksamen Einträge in den Hafen unter Beweis.

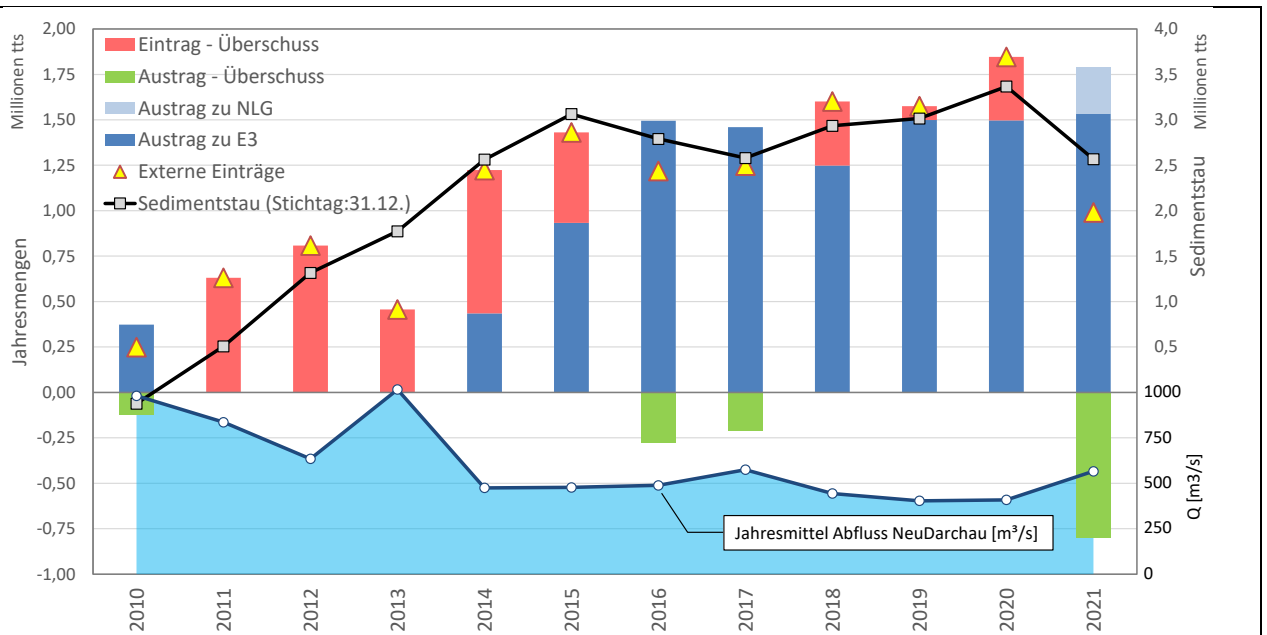


Abbildung 6-4 Masse der externen Einträge (ohne Umlagerung Neßsand) vs. Austräge zur Tonne E3

Als vorläufig sind die Ergebnisse dieses Piloten deshalb zu verstehen, weil noch nicht alle Sedimentationsräume und Einträge Dritter in den Kontrollraum bekannt und berücksichtigt sind. So ist aus Studien bekannt, dass in den nur selten gebaggerten „Hafenbrachen“ im Zeitraum zwischen 2014 und 2018 etwa 1 Mio m³ Neusedimentation hinzugekommen sind, die allerdings, wenn sie denn jemals gebaggert würden, größtenteils in die Landbehandlung gehen werden. Auch die noch nicht vollständig berücksichtigten WI-Baggerungen Dritter (z.B. Hafen Stade-Bützfleth, Stadthafen Wedel, Yachthafen Wedel, Liegeplatz Heizkraftwerk Wedel, Fahrwasser Außen-Este) stellen ein nicht zu vernachlässigendes Potential für den Sedimenteintrag in den Hamburger Hafen dar. Diese Einträge in das Sedimenttransportgeschehen der Unterelbe, sollen -sofern die Daten verfügbar gemacht werden- in den kommenden Jahren sukzessive in das Model eingepflegt werden und könnten ggf. noch zu marginalen Änderungen in den Bilanzen führen.

Zuletzt wurden bereits erste Verbesserungen zur Validierung der Modellergebnisse in den operativen Modellbetrieb vorgenommen, indem nunmehr jede Nacht das ggf. durch neu hinzugekommene Peilungen veränderte Sedimentinventar für den gesamten Hafen automatisiert berechnet wird, wodurch die bisherige repräsentative Verwendung der 7 Hauptbaggergebiete zur Abbildung des Ist-Inventars auf nunmehr ca. 95% der unterhaltenen Wasserflächen erhöht werden konnte.

Mittlerweile hat sich das Datenmodel von einem Piloten zu einem unverzichtbaren Controlling- und prognosefähigen Planungstool für die saisonale Wassertiefeninstandhaltung im Hamburger Hafen etabliert.

Sedimenthaushaltsbilanz für den Hamburger Hafen auf Basis von Peil- und Baggerdaten (Zeitraum 2007-2022)

Mit gewissen Abstrichen kann eine Sedimenthaushaltsbilanz über die letzten 16 Jahre auch aus dem durch Auswertung von Peildaten gewonnenen Sedimentinventar zu einem Stichtag x (hier zum Jahreswechsel) versus der im Interimszeitraum gebaggerten Baggermenge aufgestellt werden. Die Differenz zwischen der Jahresbaggermenge und der Inventaränderung von Jahresanfang bis Jahresende kann dann als Neusedimentation in dem jeweiligen Kalenderjahr ausgewiesen werden. Diese Neusedimentation als Boden- oder Peilvolumen (PV) weist allerdings eine gewisse Unschärfe auf, da zwar das vorhandene Sedimentinventar in m³PV (bzw. Solltiefe + Toleranz) erfasst wird, die Baggermengen aber in m³Ladungsvolumen und Tonnen Trockensubstanz. Das Verhältnis dieser Kenngrößen zum tatsächlich entfernten Peilvolumen variiert einerseits mit dem jeweiligen Baggergebiet (Manövrierbarkeit für den Hopper) andererseits mit der Sedimentzusammensetzung sowie der Jahreszeit und schließlich der Erfahrung der Hopperbaggerbesatzung. Die in den letzten Jahren gesteigerte Frequenz der Zwischenpeilungen in den Gebieten, die gerade bearbeitet werden, in Verbindung mit kontinuierlichen Sedimentationsauswertungen in benachbarten ungestörten Bereichen, hat dazu beigetragen diese Unschärfe weitestgehend zu eliminieren, so dass die übers Jahr bilanzierte Neusedimentation zumindest ab 2019 hoch valide ist.

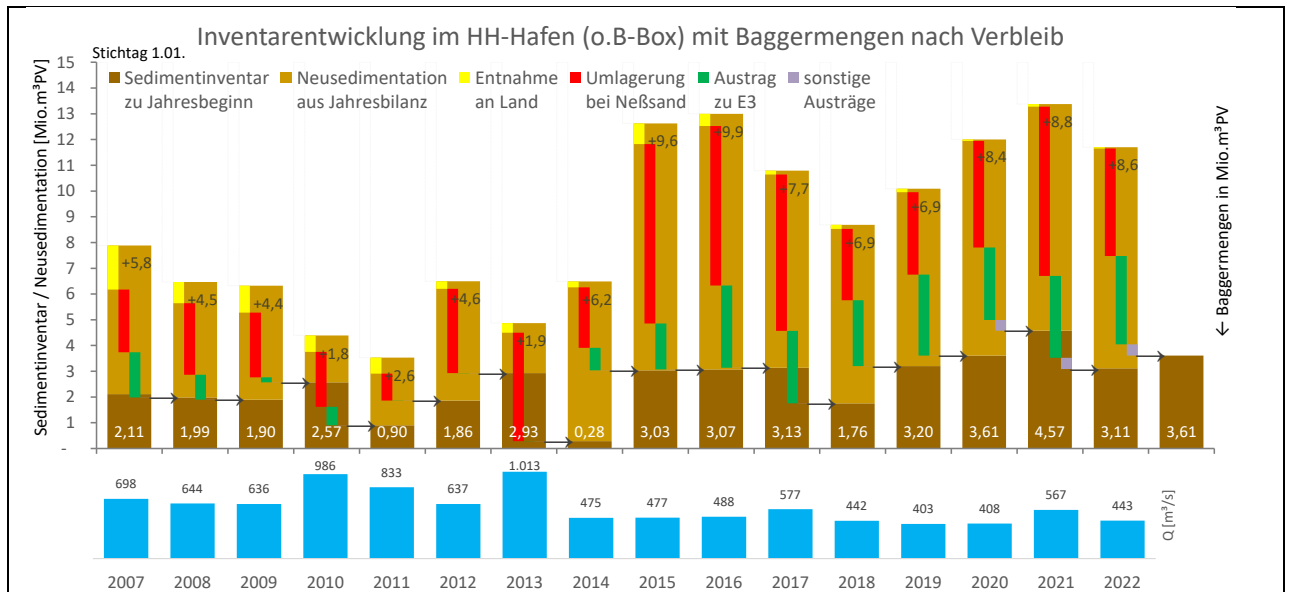


Abbildung 6-5 Jährliche Inventarentwicklung im Hamburger Hafen jeweils zum Jahreswechsel

Die Abbildung 6-5 zeigt die Entwicklung des Sedimentinventars im Hamburger Hafen seit 2007 zum Stichtag 1.1. sowie die Jahresneusedimentation als Zuwachs auf das Inventar zu Jahresbeginn und die Jahresbaggermengen gestaffelt nach Verbleib auf der rechten Ordinate als Abnahme von der Summe der beiden erstgenannten. Das Ergebnis dieser Bilanzierung wird symbolisiert durch den Pfeil als Anfangsbestand ins nächste Jahr übertragen.

Gut zu erkennen ist, dass sich in Jahren mit hohem Oberwasser (z.B. 2010,2013) nur eine vergleichsweise geringe Neusedimentation einstellt und sich daher das Sedimentinventar in diesen Jahren auch ohne Austrag von Baggermengen zu E3 teilweise deutlich reduzieren ließ. Seit 2014 liegen die Oberwasserabflüsse allerdings im Schnitt um 30% unter den langjährigen Jahresmitteln, so dass trotz einer zwischenzeitlichen Steigerung der Austragsmengen, aufgrund der hohen Neueinträge, kaum eine Verringerung des Sedimentinventars erzielt werden konnte. Kleine Erfolge wie im Jahr 2017, das von einem abflussreichen Nov./Dez. begünstigt wurde, konnten im Folgejahr 2018 mit langanhaltend niedrigen Sommerabflüssen nicht gehalten werden.

Weiterführende morphodynamische Untersuchungen im Unterelberaum

Ergänzend dazu standen in 2020 weitere Auswertungen zu morphodynamischen Veränderungen innerhalb der Tideelbe (Unterelbe) im Fokus. Dazu wurden die bekannten Geländemodelle aus der Beweissicherung zur Fahrinnenanpassung 1999 sowie die jährlichen Verkehrssicherungspeilungen des Bundes für die Wasserstraße bis 2019 einer gesamtheitlichen Auswertung unterzogen. Durch eine solche Verschneidung verschiedenster Datenquellen ist es gelungen, eine lückenlose historische Betrachtung morphodynamischer Veränderungen über zwanzig Jahre zu erreichen und unter ergänzenden Gesichtspunkten aufzubereiten. Neben der zeitintensiven (Neu-)Aufbereitung der Datensätze fokussierten sich die Auswertungen schließlich auf die folgenden Punkte:

I. Differenzanalyse und Volumenanalysen

In Anlehnung an die Auswertungen zur Beweissicherung bilden klassische **Differenzkarten** zur Darlegung und Festlegung von Fokusgebieten den Einstieg. Darüber hinaus wurden für die Abschätzung der Veränderungen innerhalb der gesamten Gerinnegeometrie **Volumenanalysen** zu äquidistanten Bezugshorizonten zwischen NHN-10m und dem ortsspezifischen MTnw durchgeführt.

Die Abbildung 6-6 zeigt für diese Auswertung die Einzeljahre seit 1999. Es ist ersichtlich, dass nach Unterstrom die Zunahmen am Wasserkörpervolumen in einem Bezugshorizont des MTnw im Laufe der Jahre deutlicher ausgeprägter sind. Dies lässt sich damit begründen, dass nach Unterstrom auch die Flächenanteile an den höher gelegenen Flächen in Relation zur Gewässerbreite (Böschungsbereiche werden ausladender/Sände) zunehmen.

Die zwischen 1999 und 2009 auftretenden negativen Änderungen, d.h. Verlust an Wasservolumen, werden innerhalb des Zeitraums größtenteils durch Zuwächse in den anderen Jahren kompensiert, so dass für den Zeitraum der Beweissicherung zur FAP 1999 keine signifikanten Veränderungen der Bathymetrie erkennbar waren. Dagegen

weisen die DGMW's der Jahre 2010 und 2016 mit rd. 40 Mio. m³ einen deutlicheren Zuwachs gegenüber dem mittleren Volumen von 1999-2009 aus. Wie die differenzierten Abschnittsbetrachtungen (s. Anhang Anlage A-4) zeigen, erstrecken sich diese Veränderungen in unterschiedlich starker Ausprägung über die gesamte Unterelbe. Den größten Beitrag in Relation zu den unterschiedlichen Volumina der betrachteten Untersuchungsgebiete liefert das UG 4 von Lühesand bis Glückstadt mit einer Zunahme des Wasservolumens im DGM-W 2016 von rd. 16,3 Mio m³ im Vergleich zum mittleren Volumen 1999-2009. Umgerechnet ($d=V/A$) resultiert daraus für diesen Abschnitt eine Zunahme der mittleren Wassertiefe von rd. 30 cm. Wie sich diese Eintiefungen über den Querschnitt resp. die Wassertiefen verteilen, wird im folgenden Abschnitt weiter analysiert.

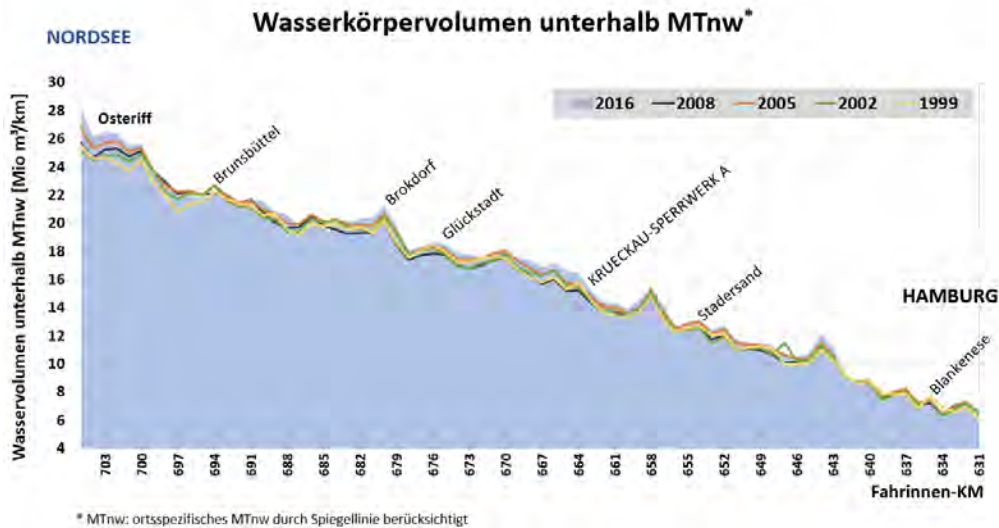


Abbildung 6-6 Veränderung des Wasserkörpervolumens unterhalb des MTnw

Tabelle 6-1 Bilanzierung des Wasservolumen [m³] entlang der Unterelbe

Hamburg - Ostemündung (km 631 - 704 ≙ UG 3-5 der BwS)			
Jahr	Volumen unterhalb MTnw		Änderung z. Vorwert
2016	DGM-W	1.201 Mio m ³	15,7 Mio m ³
2010	DGM-W	1.185 Mio m ³	22,3 Mio m ³
2009	A=137,0 Mio m ²	1.163 Mio m ³	2,7 Mio m ³
2008		1.160 Mio m ³	-11,3 Mio m ³
2007		1.172 Mio m ³	-9,5 Mio m ³
2006		1.181 Mio m ³	-2,4 Mio m ³
2005		1.183 Mio m ³	20,3 Mio m ³
2004	Ø 1.168 Mio m ³	1.163 Mio m ³	-5,8 Mio m ³
2003	Ød=8,53 m	1.169 Mio m ³	4,3 Mio m ³
2002		1.165 Mio m ³	-12,2 Mio m ³
2001		1.177 Mio m ³	17,4 Mio m ³
2000		1.159 Mio m ³	3,5 Mio m ³
1999		1.156 Mio m ³	

Die Betrachtung der Volumenverhältnisse auf einzelne Tiefenlinien bis Sohlentiefe und zusätzlich in Relation zu den zugehörigen Flächenanteilen veranschaulicht die Verteilung der Tiefenlinien untereinander innerhalb des Untersuchungsgebietes. Mit einer solchen hydrographischen (oder auch **hypsometrischen**) Auswertung lässt sich sehr eindrucksvoll die Veränderung der Geländegeometrie in ihrer Gesamtheit verdeutlichen und die Veränderungen lassen sich auf einzelne Strukturelemente interpretieren (Abbildung 6-7, Abbildung 6-8).

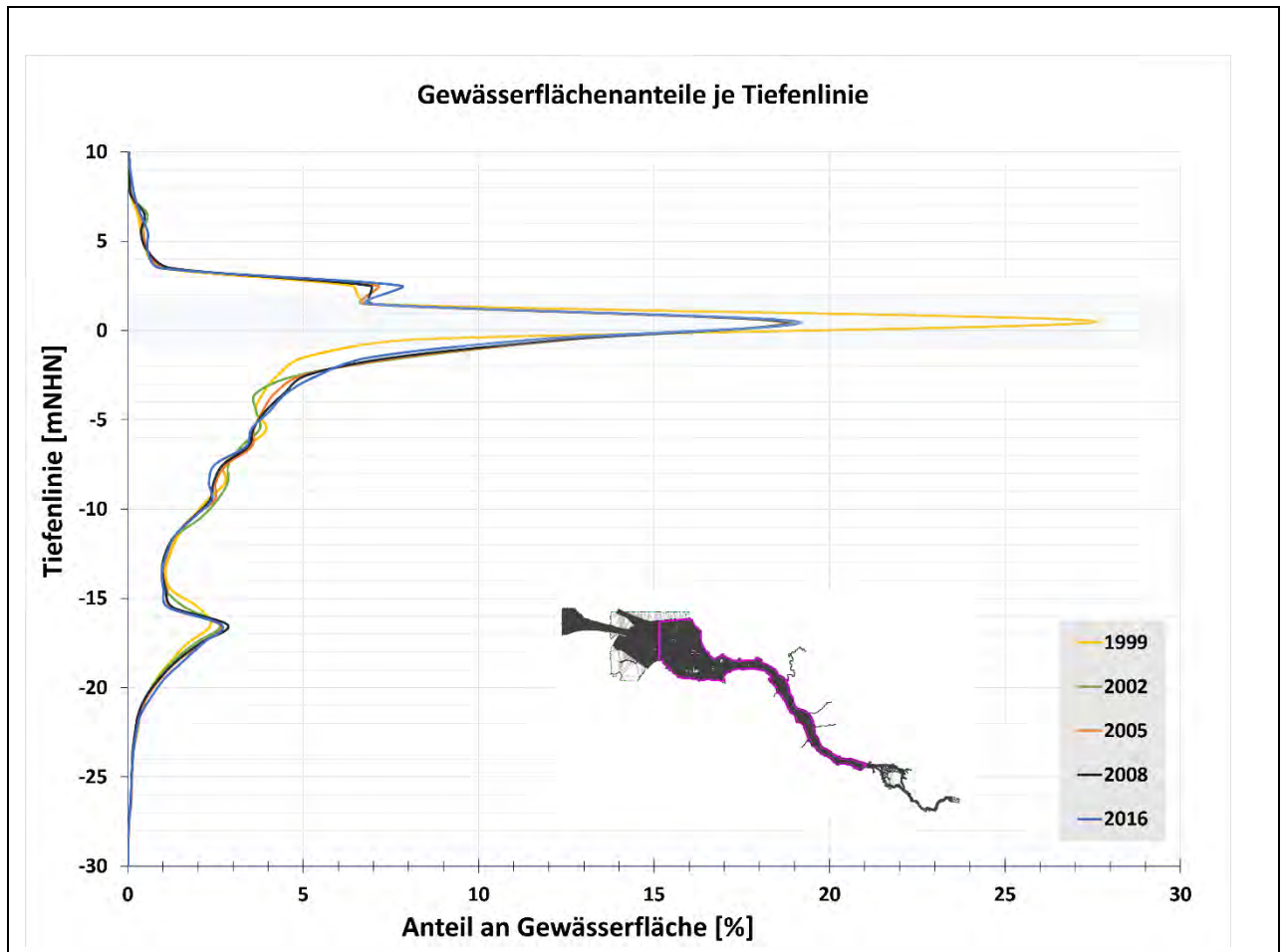


Abbildung 6-7 Hypsometrisches Histogramm für die Unter- und Außenelbe bis zur Beweissicherungsgrenze im Mündungsbereich

Abbildung 6-7 zeigt die veränderlichen Flächenanteile der einzelnen Tiefenlinien. Es ist gut zu erkennen, dass im Bereich der Wasserwechselzone starke Veränderungen in den vergangenen Jahren stattgefunden haben. Es ist jedoch zu beachten, dass die Auswertung bislang als Gesamtanalyse einschließlich des hoch dynamischen Mündungsbereiches und den dort liegenden Watten erfolgt ist. Daher ist davon auszugehen, dass auch ein Großteil der hier erkennbaren Veränderungen auf diesen Bereich zurückzuführen ist.

Die These kann mit einer Darstellung der Gewässerflächenanteile ohne den Mündungsbereich wie in Abbildung 6-8 gestützt werden. Aus der Abbildung ist wie erwartbar auch zu erkennen, dass der Anteil der Flächen mit der Fahrwassertiefe zw. NHN-15 und NHN -18m einen höheren Anteil einnimmt.

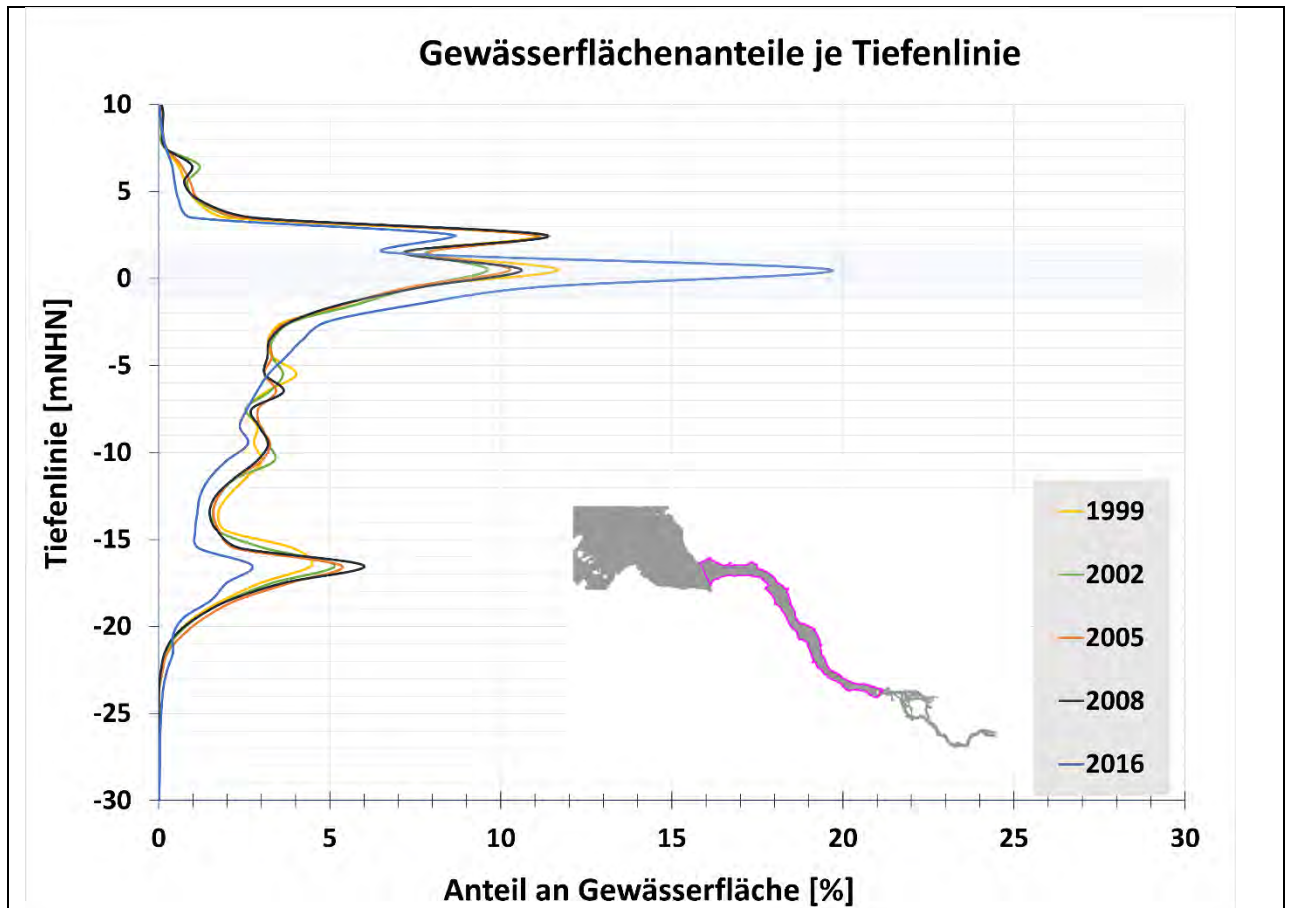


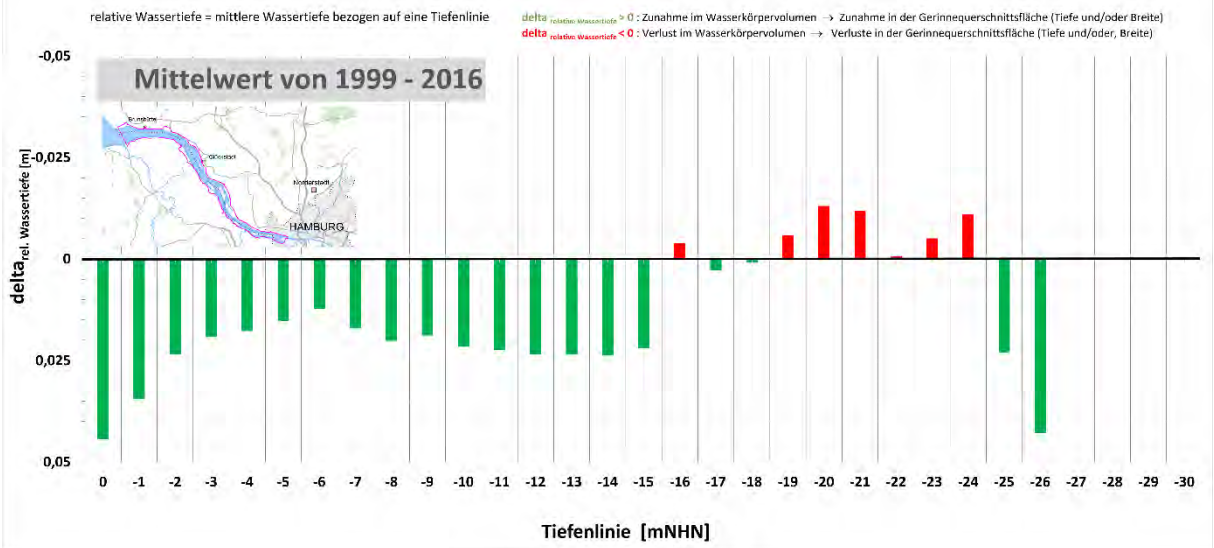
Abbildung 6-8 Hypsometrisches Histogramm für die Unterelbe von Hamburg bis zur Ostemündung

Die Abbildung 6-9 zeigt darüber hinaus die aus der Volumenanalyse bis Sohlentiefe abgeleiteten **Veränderungen in der relativen Wassertiefe**. Die nachfolgenden Abbildungen für die Veränderung der relativen Wassertiefe von Jahr zu Jahr zeigen, dass es keine stetigen Änderungen in eine Richtung (Zu- oder Abnahme) gibt und ein eindeutiges Muster für die Veränderungen der relativen Wassertiefe zwischen den einzelnen Tiefenlinien und Jahren allein auf einer solchen Darstellung nicht ausgemacht werden kann.

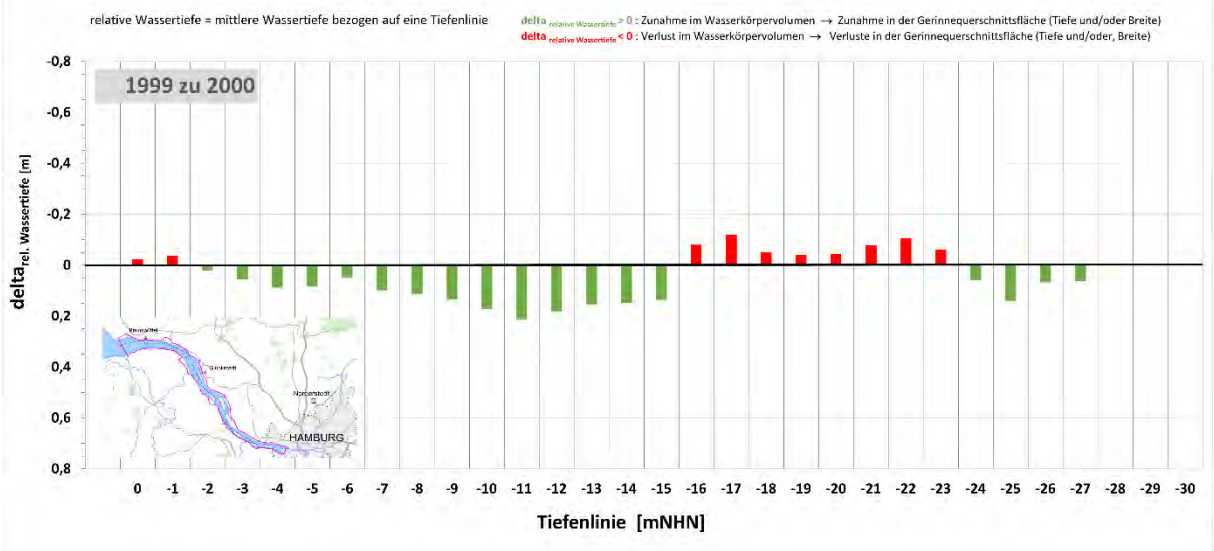
Die resultierenden Veränderungen für die jüngste Vergangenheit von 2010 bis 2016 zeigen einen Wechsel von Zu- und Abnahmen der relativen Wassertiefen innerhalb der Tiefenlinien. Die Lagen in und unmittelbar unterhalb der Wasserwechselzone zeichnen in einer solchen Bilanz einen Zuwachs in der relativen Wassertiefe aus, was als Zunahme in der Gewässerquerschnittsfläche interpretiert werden kann. Diese Zunahme kann sowohl von einer tieferen Sohlage als auch durch eine breitere zugehörigere Fläche zur Tiefenlinie oder einer Kombination aus beiden herrühren. Es ist auffällig, dass die Tiefenlinien 0mNHN und NHN-1m einen höheren Zuwachs in der relativen Wassertiefe aufweisen, was einen Hinweis auf erosive Tendenzen in den Uferbereichen gibt. Dieses abgetragene Material muss nicht zwingend zur Ablagerung in der benachbarten Tiefenlinie kommen, sondern kann auch im Fahrwasser zu einer Unterhaltungsnotwendigkeit führen oder in der Wassersäule mit dem tidal pumping tendenziell stromauf transportiert werden.

In den Übertiefenlagen jenseits der Fahrrinnsolltiefe haben die relativen Wassertiefen und somit der anstehende Wasserkörper dagegen abgenommen und sich demnach der Gerinnequerschnitt verringert. Dies ist z. B. durch verlagerte oder aufsedimentierte Übertiefen zu erklären.

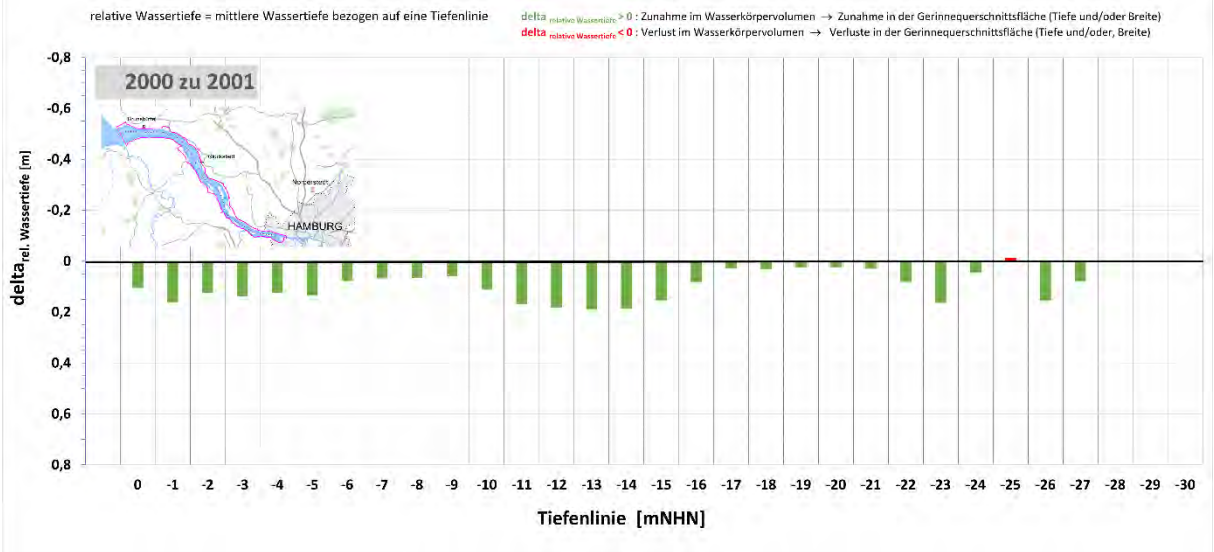
Veränderungen der relativen Wassertiefe



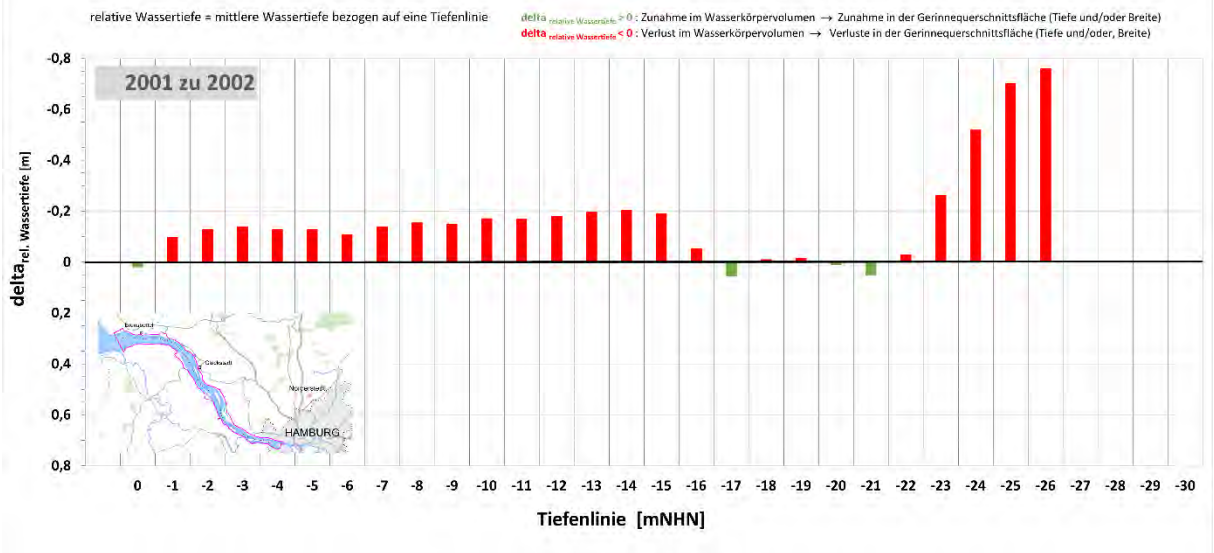
Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]



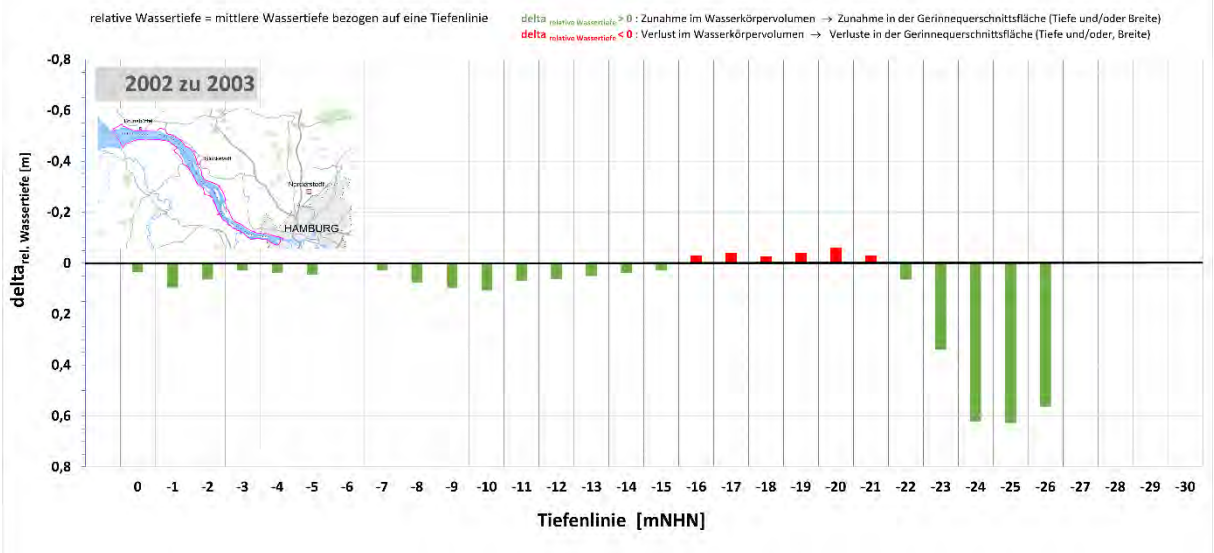
Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]



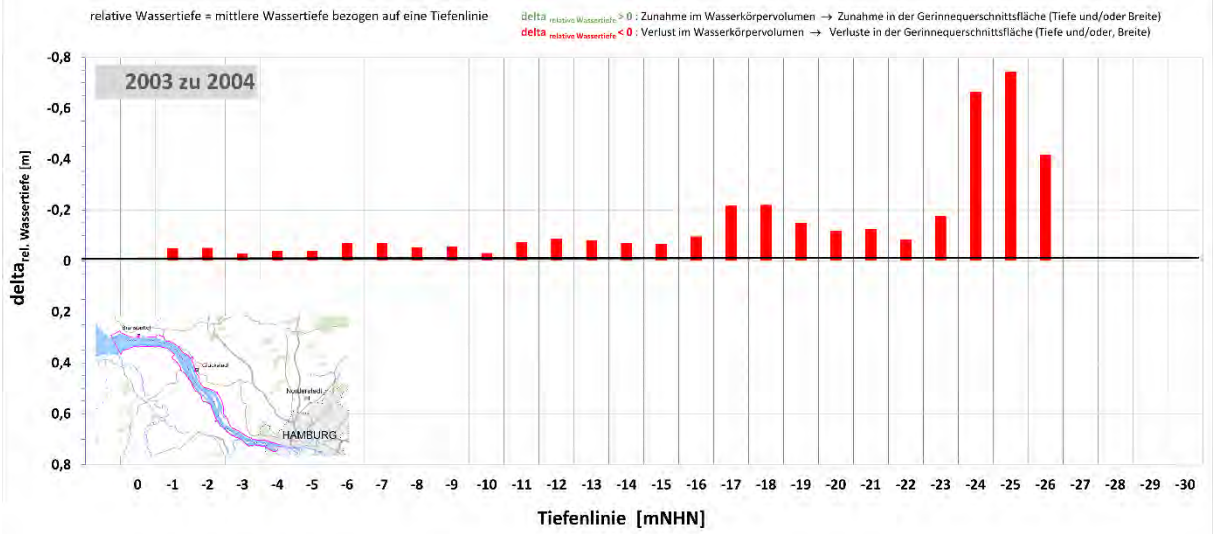
Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]



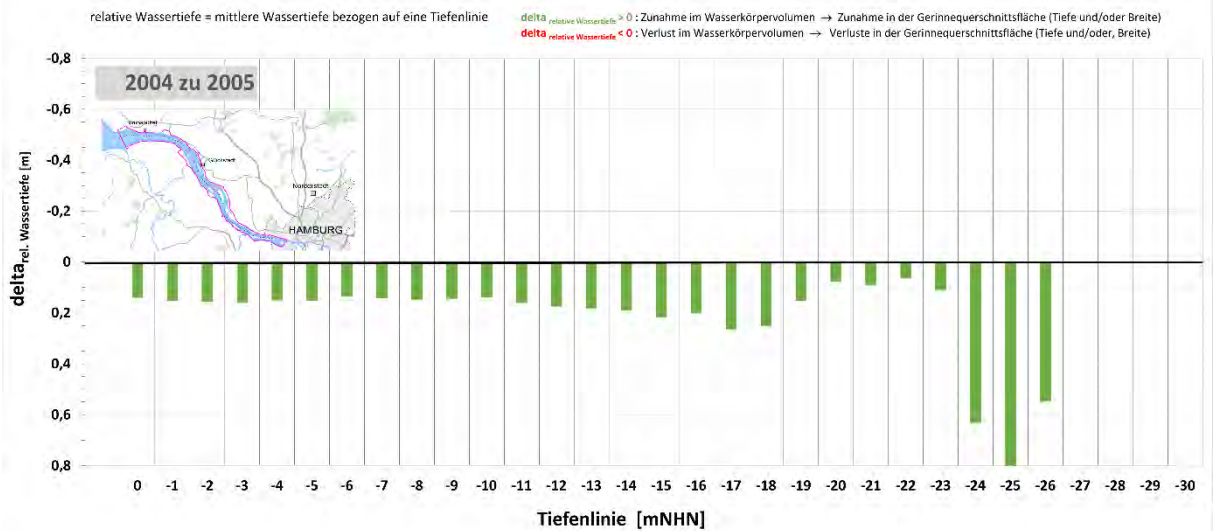
Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]



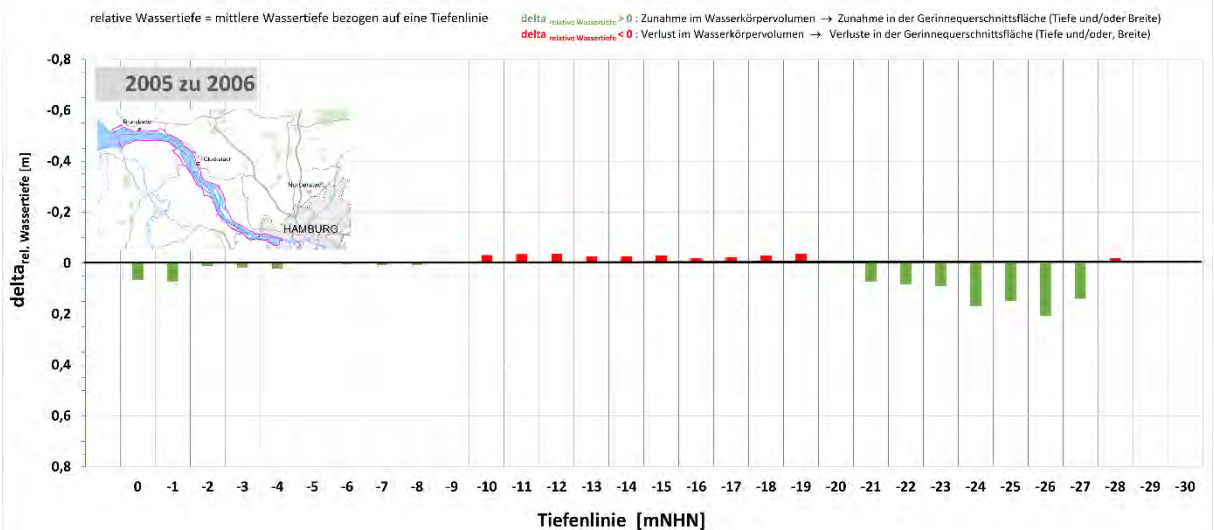
Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]



Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]



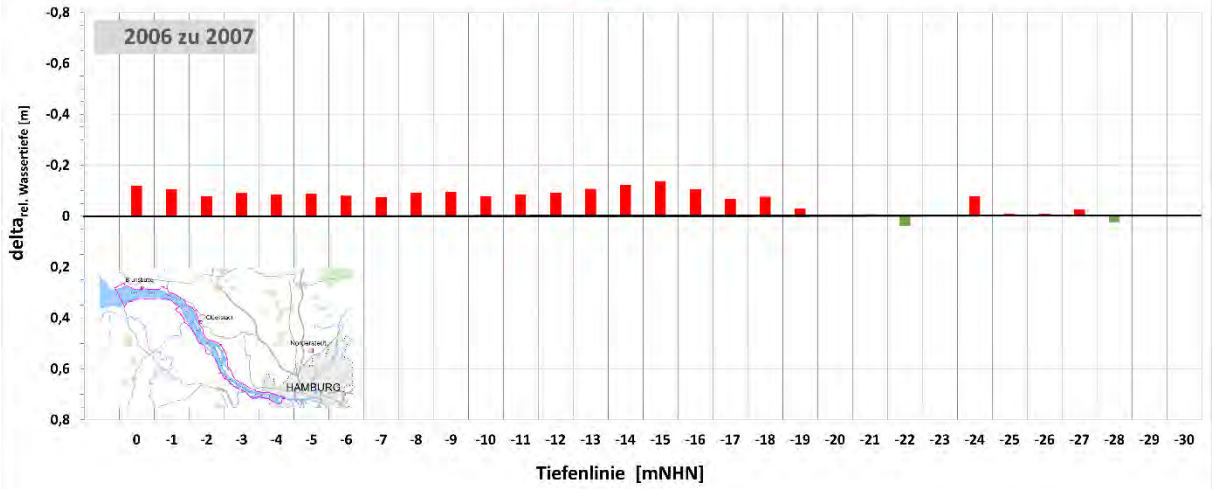
Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]



Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]

relative Wassertiefe = mittlere Wassertiefe bezogen auf eine Tiefenlinie

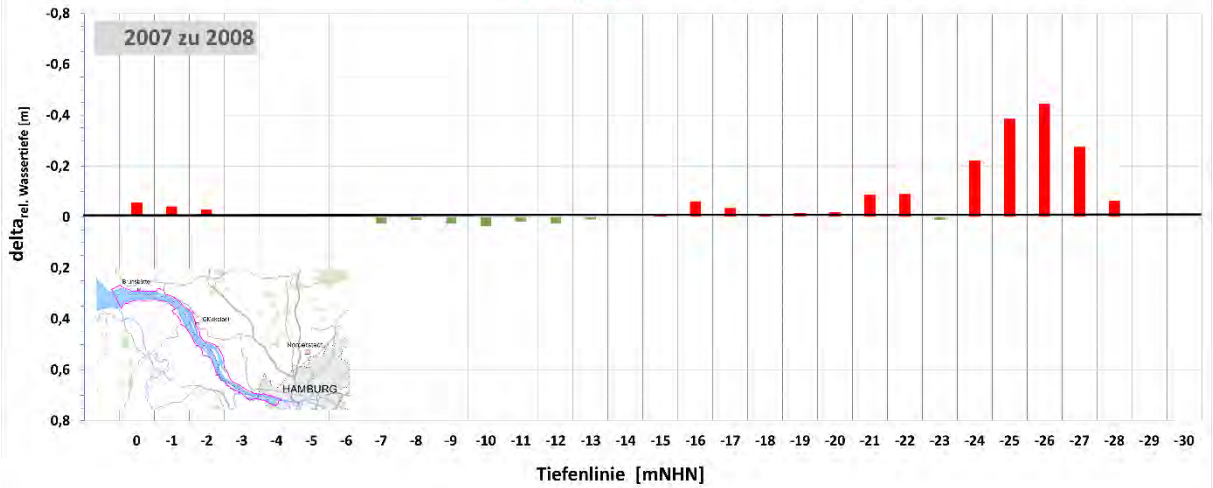
delta relative Wassertiefe > 0 : Zunahme im Wasserkörpervolumen → Zunahme in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)
 delta relative Wassertiefe < 0 : Verlust im Wasserkörpervolumen → Verluste in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)



Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]

relative Wassertiefe = mittlere Wassertiefe bezogen auf eine Tiefenlinie

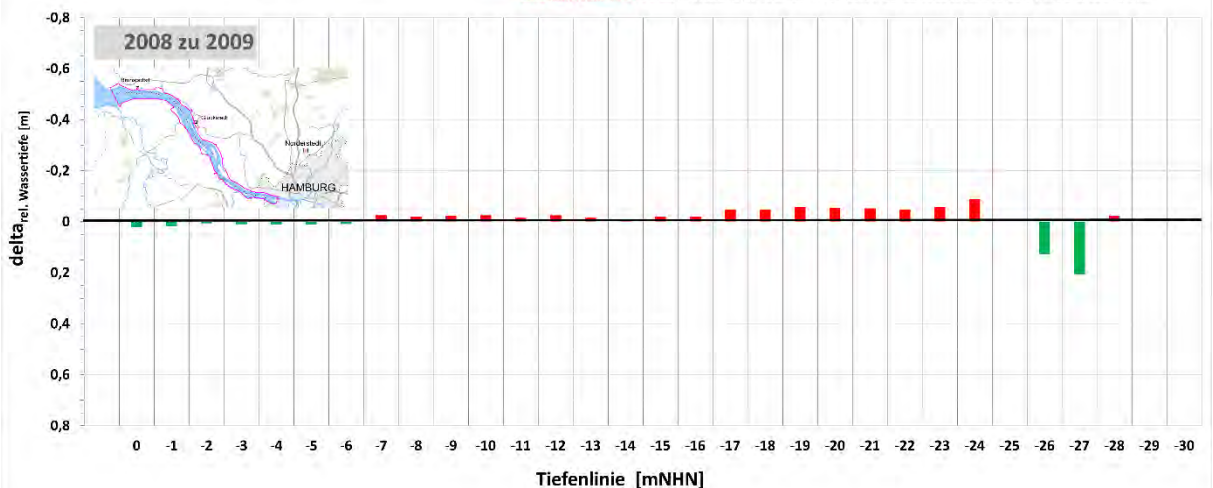
delta relative Wassertiefe > 0 : Zunahme im Wasserkörpervolumen → Zunahme in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)
 delta relative Wassertiefe < 0 : Verlust im Wasserkörpervolumen → Verluste in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)



Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]

relative Wassertiefe = mittlere Wassertiefe bezogen auf eine Tiefenlinie

delta relative Wassertiefe > 0 : Zunahme im Wasserkörpervolumen → Zunahme in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)
 delta relative Wassertiefe < 0 : Verlust im Wasserkörpervolumen → Verluste in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)



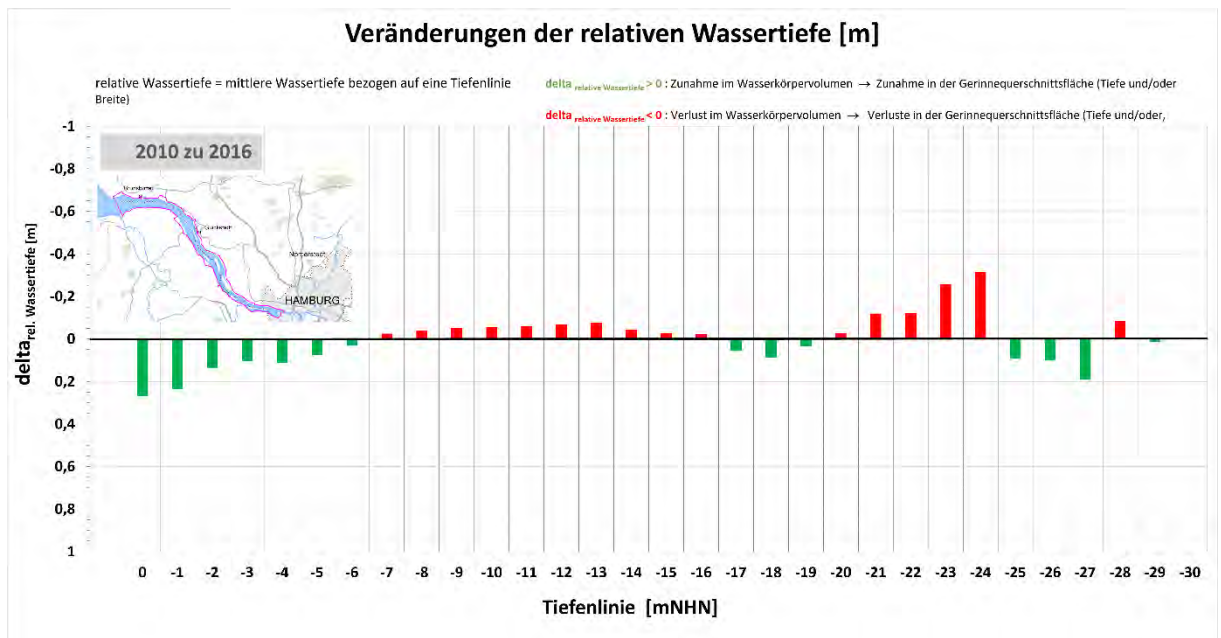
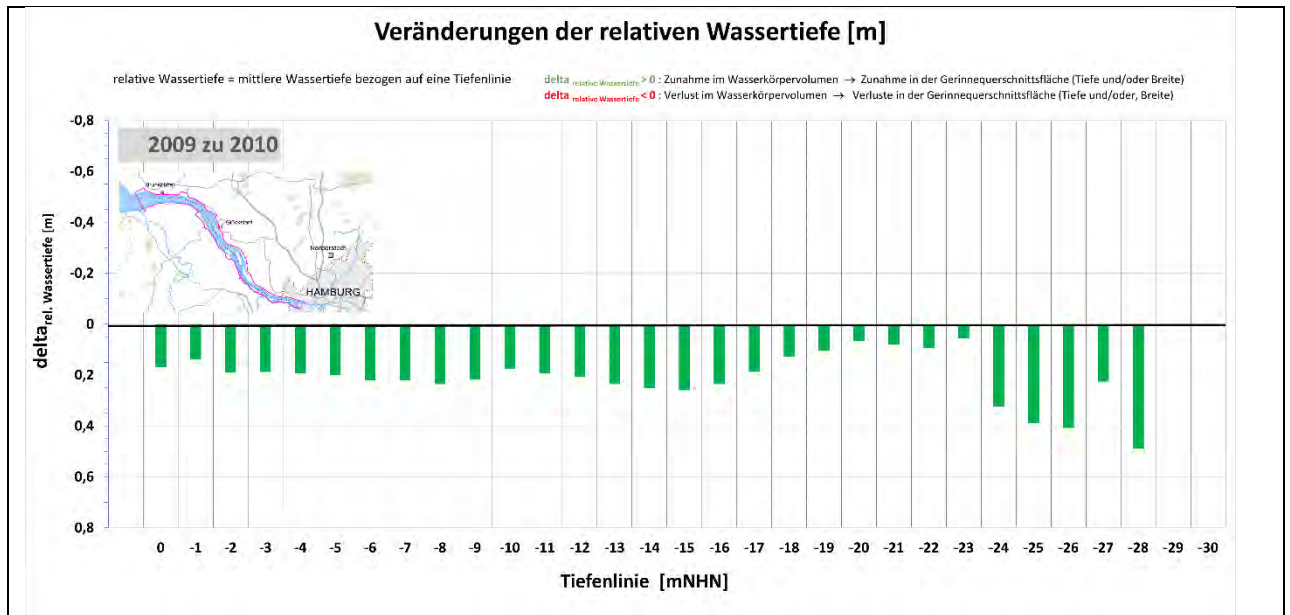
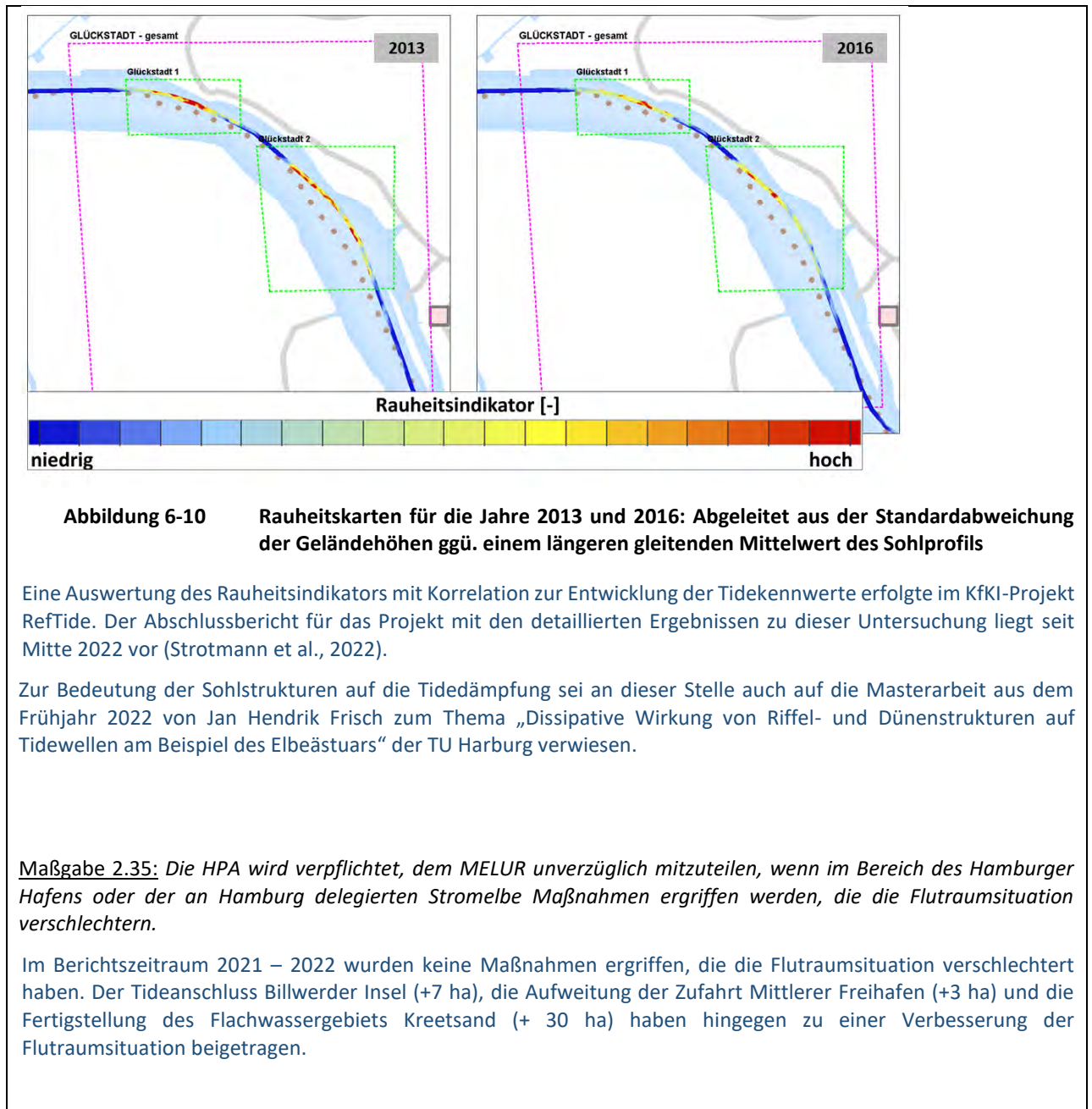


Abbildung 6-9 **Veränderung der relativen Wassertiefe zwischen den Jahren 1999 und 2016**

II. Profilschnitte und Rauheitsuntersuchung (Fahrrinnenbereich)

Einem neuen Aspekt zum Einfluss morphologischer Veränderungen auf die Tidedynamik wurde sich im Zusammenhang mit dem KfKI-Projekt RefTide gewidmet: der Veränderungen der Rauheitsverhältnisse seit dem Jahr 1998. Dazu wurden auf fünf Längsprofilen entlang der Fahrrinne in der Unterelbe ab Strom-km 630 bis Strom-km 724 über eine statistische Auswertung der im Meterraster variierenden Geländehöhen ein (dimensionsloser) Rauheitsindikator ermittelt. Dieser Rauheitsindikator wurde über die Erstellung von Modellgittern in „Rauheitskarten“ visualisiert.

Die Abbildung 6-10 zeigt exemplarisch die Rauheitskarten für die Jahre 2013 und 2016. Bereiche mit roter Färbung weisen auf eine hohe Rauheit durch die Struktur der Gewässersohle hin. Blau gefärbte Bereiche dagegen zeugen von geringer Rauheit und somit einer verhältnismäßig „glatte“ Sohlstruktur. Skalare Rauheitsbeiwerte lassen sich mit diesem Rauheitsindikator nicht explizit benennen.



FAZIT

Die Maßgaben des „Einvernehmens zum Verbringen von Baggergut aus Unterhaltungsmaßnahmen der hamburgischen Delegationsstrecke der Bundeswasserstraße Elbe aus Teilbereichen der Norderelbe, Süderelbe und des Köhlbrands“ vom 25.4.2016 mit Änderung vom 18. Juli 2018 und Änderung vom 14. Oktober 2019, 30. Juni 2021 und 29. Dezember 2022 sowie die Auflagen der „Wasserrechtlichen Erlaubnis zur Verbringung von Baggergut aus Unterhaltungsmaßnahmen der Hamburger Landeshafengewässer Köhlfleet und Köhlfleethafen, Parkhafen und Waltershofer Hafen, Vorhafen mit Kaiser Wilhelm-Hafen, Südwesthafen und Hansahafen sowie Sandauhafen und Rethe“ vom 25.4.2016 mit Änderung vom 18. Juli 2018 und Änderung vom 14. Oktober 2019 sowie der damit verbundenen naturschutzfachlichen Genehmigung vom 25.4.2016 mit Änderung vom 18. Juli 2018 und Änderung vom 14. Oktober 2019 und 30. Juni 2021 wurden in den Jahren 2021 und 2022 grundsätzlich eingehalten.

Abweichungen von den Maßgaben resp. Auflagen (s. Kapitel 3 Anfang zu Maßgabe 2.8/2.9: Unterschreitung der Mindestprobenanzahl nach GÜBAK in den Bereichen Parkhafen und Vorhafen

in den Jahren 2021 und 2022, Köhlbrand im Jahr 2021 sowie Norderelbe Bl. 7 im Jahr 2022 und Hinzunahme der „Verlaufsproben“ zur Auswertung; s. Kapitel 4 Anfang zu Maßgabe 2.18: Die Protokolle der Sitzungen der Monitoringarbeitsgruppe wurden nicht innerhalb von vier Wochen, sondern jeweils in den folgenden Sitzungen der Monitoring-Arbeitsgruppe endabgestimmt; s. Kapitel 4.7 Anfang zu Maßgabe 2.27: Bioakkumulationsuntersuchungen wurden an der Scholle statt an der kleinen Nussmuschel (*Nucula nitidosa*) durchgeführt) wurden mit dem MEKUN abgestimmt. Sie sind in den einzelnen Kapiteln unter den vorgenannten Punkten jeweils aufgeführt und begründet.

7 Literatur

BfG-Bericht 1711 (2011): Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe. Zwischenbericht 2009. Auftraggeber Hamburg Port Authority. BfG, Koblenz.

BfG (2016): Aktualisierung der Auswirkungsprognose zur Baggergutverbringung in die Nordsee (Stelle Tonne E3) unter geänderten Randbedingungen. Auftraggeber Hamburg Port Authority. BfG, Koblenz, 31.3.2016.

BfG (2018a): Dauermessstationen in nord- und ostfriesischen Watt. Auswertung der Schadstoffdaten 2007 bis 2016. BfG-Referat G1, U. Hentschke und B. Schubert, 7 Seiten.

BfG (2018b): Bewertung der Schadstoffbelastung von Sediment und Biota anhand von nationalen und internationalen Umweltbewertungskriterien. BfG-Referat G1, U. Hentschke und B. Schubert. Stand Februar 2018. 24 Seiten.

BfG-1984 (2019): Aktualisierung der Auswirkungsprognose zur Baggergutverbringung in die Nordsee (Stelle Tonne E3). Studie im Auftrag der HPA, SAP-Nr. M396020104017, 145 Seiten. Unveröffentlicht.

BfG (2020a): Merkblatt Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung. Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten, Eluaten und Porenwässern. BfG-Merkblatt, 11 Seiten. Link: http://www.bafg.de/Baggergut/DE/04_Richtlinien/merkblatt_oekotox.pdf.

BfG (2020b): BfG-2031. Statistische Verfahren zur Prüfung der Einhaltung von Konformitätsregeln bei den Verbringungen an der VS Tonne E3, Koblenz, Juni 2020. Auftraggeber: Arbeitsgruppe Monitoring der Verbringungen von Hamburger Baggergut an der Verbringstelle Tonne E3. BfG-SAP-Nr.: M39620104017, 32 Seiten.

BfG-2129 (2023): Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn - Ergebnisse des Monitorings 2018 – 2020. BfG-SAP-Nr.: M39620104030. 249 Seiten. Unveröffentlicht.

BfG-2142 (2023): Untersuchung der Ursachen eines Rutschungsereignisses auf der Verbringstelle Tonne E3 südöstlich von Helgoland. Untersuchung im Auftrag der HPA. SAP-Nummer: M39620104030. 31.3.2023. 40 Seiten. Unveröffentlicht.

BioConsult (2017): Altersbestimmung anhand der Opercula bei der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*). Ergebnisse 2015/2016. - 18 Seiten. Unveröffentlicht.

BioConsult (2021): Die Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) auf der Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2006-2021 und Imposex. Studie im Auftrag von HPA. 61 Seiten. Unveröffentlicht.

BioConsult (2022a). Das Makrozoobenthos auf der Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn. Untersuchungsjahr 2021 und Entwicklung 2005 2021. Studie im Auftrag von HPA. 81 Seiten. Unveröffentlicht.

BioConsult (2022b): Die Fischfauna auf der Verbringstelle Tonne E3 nördlich von Scharhörn. Monitoringergebnisse 2005 – 2021. Studie im Auftrag der HPA. 103 Seiten. Unveröffentlicht.

BioConsult (2022c): Die Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) auf der Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2006-2022 und Imposex. Studie im Auftrag von HPA. 61 Seiten. Unveröffentlicht.

BioConsult (2023a). Das Makrozoobenthos auf der Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn. Untersuchungsjahr 2022 und Entwicklung 2005-2022. Studie im Auftrag von HPA. 91 Seiten. Unveröffentlicht.

BioConsult (2023b): Die Fischfauna auf der Verbringstelle Tonne E3 nördlich von Scharhörn. Monitoringergebnisse 2005 – 2022. Studie im Auftrag der HPA. 103 Seiten. Unveröffentlicht.

BioConsult (2023c): Stellungnahme zur Fitness des Makrozoobenthos im November 2022. Studie im Auftrag der HPA. 5 Seiten. Unveröffentlicht

Borkenhagen, K., Guse, N., Markones, N., Schwemmer, H., Garthe, S. (2017): Monitoring von Seevögeln in der deutschen Nord- und Ostsee 2017. Im Auftrag des BfN.

Borkenhagen, K., Guse, N., Markones, N., Schwemmer, H., Garthe, S. (2018): Monitoring von Seevögeln in der deutschen Nord- und Ostsee 2018. Im Auftrag des BfN.

Borkenhagen, K., Markones, N., Schwemmer, H., Garthe, S. (2020): Monitoring von Seevögeln in der deutschen Nord- und Ostsee 2019. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Büsum. 54 S.

Brockmann, U.H., Topcu, D.H., Schütt, M., Leujak, W. (2018): Eutrophication assessment in the transit area German Bight (North Sea) 2006-2014 - Stagnation and limitations. Marine Pollution Bulletin 136: 68-78.

BSH 2020: Umweltbericht zum Flächenentwicklungsplan 2020 für die Deutsche Nordsee. Hamburg, 18. Dezember 2020. BSH-Nummer 7608. 375 Seiten.

BSH, 2022: Jahresbericht 2022: Für Meer und Mensch, Schifffahrt und Umwelt. BSH in Rostock. 64 Seiten .

DLR (2005): Measurements of Sediment Transport at the Buoy E3 Dredged Material Disposal Site, German Bight, North Sea, Report 348.EU.0905.1, Dredging Research Ltd, December 2005.

Evers, E.H.G.; Laane, R.W.P.M. and Goeneveld, G.J.J. (1996): Levels, temporal trends and risk of dioxins and related compounds in the Dutch aquatic environment. Organohalogen Compounds 28, pp 117-122.

FGG Elbe (2018a): Kurzbericht zum Umsetzungsstand des Sedimentmanagementkonzepts. Herausgeber: Flussgebietsgemeinschaft Elbe. November 2018, www.fgg-elbe.de

FGG Elbe (2018b): Schadstoffuntersuchungen in Biota. Projektbericht. Sonderuntersuchungen im Rahmen des KEMP 2016. Hrsg. FGG Elbe. www.fgg-elbe.de.

GÜBAK (2009): Gemeinsame Übergangsbestimmungen zwischen BMVBS, Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern. August 2009.

Guse, N., Borkenhagen, K., Schwemmer, H., Markones, N., Garthe, S. (2018): Monitoring von Seevögeln im Offshore-Bereich der schleswig-holsteinischen Nordsee im Rahmen von Natura 2000. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), im Auftrag der Nationalparkverwaltung im Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN).

HPA (2005ff): Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen. Teilbericht: Verbringung von Baggergut zur Tonne E3. Jahresberichte 2005 – 2020 Link: <http://www.hamburg-port-authority.de/de/presse/studien-und-berichte/Seiten/default.aspx>

HLUG (2002): Handbuch Altlasten: Analysenverfahren - Fachgremium Altlastenanalytik. Wiesbaden: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2002. S. 27 + Anhang, Band 7, Teil 6.

HR Wallingford (2017): Dredge Disposal Plume Monitoring. Sediview Survey – Buoy E3 Dredged Material Disposal Site. Report Number: DLR5637-RT002-R02-00. HR Wallingford Ltd.

Kappenberg, J. and Fanger, H.-U. (2007): Sedimenttransportgeschehen in der tidebeeinflussten Elbe, der Deutschen Bucht und in der Nordsee; GKSS-Forschungszentrum Geesthacht; Bericht Nr. 2007/20.

Kleisinger, C., Haase, H., Hentschke, U. & B. Schubert (2015): Contamination of sediments in the German North Sea Estuaries Elbe, Weser and Ems and its Sensitivity to climate change. In: Sediment Matters. Heininger, P. & J. Cullmann, S. 129-149 - Springer

Nachtsheim, D., Unger, B., Ramírez Martínez, N., Lemmel, J., Viquerat, S., Gilles, A., Siebert, U., (2017): Monitoring von marinen Säugetieren in der deutschen Nord- und Ostsee 2017. Im Auftrag des BfN.

Nachtsheim, D., Unger, B., Ramírez Martínez, N., Lemmel, J., Viquerat, S., Gilles, A., Siebert, U., (2018): Monitoring von marinen Säugetieren in der deutschen Nord- und Ostsee 2018. Im Auftrag des BfN.

Nachtsheim, D., Unger, B., Martinez, N.R., Schmidt, B., Gilles, A., Siebert, U., 2020. Monitoring von marinen Säugetieren 2019 in der deutschen Nord- und Ostsee. Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW), im Auftrag des Bundesamt für Naturschutz (BfN), Büsum.

OGewV (2011, 2016): Oberflächengewässerverordnung: Verordnung des Bundes zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1371). Ersetzt OGewV vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429), zitiert als OGewV (2011).

OSPAR (2009): Background Document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010

Penninks A:H (1993): The evaluation of data-derived safety factors for bis (tri-n-butyltin)oxide. Food Additives and Contaminants 10, 351-361

Peperzak L. (2003): Climate change and harmful algal blooms in the North Sea. Acta Oecologica, 24, 139–144.

Ricciardi, A., Bourget, E. (1998): Weight-to weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. Marine Ecology Progress Series 163: 245-251.

Rumohr, H., T. Brey & S. Ankar (1987): A compilation of biometric conversion factors for benthic invertebrates of the Baltic Sea. – The Baltic Marine Biologists Publ. 9: 1-56.

Scholz, U., Waller, U., 2007: The oxygen requirements of three fish species from the German Bight: cod *Gadus morhua*, plaice *Pleuronectes platessa*, and dab *Limanda limanda*. July 2007 Journal of Applied Ichthyology 8(1-4): 72 – 76.

Strotmann, T., Hein, S., Fröhle, P., Nelsen, E., Sohr, V. (2022): Abschlussbericht RefTide: Das Reflexions- und Resonanzverhalten Tide-dominierter Ästuare (RefTide), Eine Analyse des Antwortverhaltens der Tideelbe auf die Gezeitenanregung, Teilprojekte: Reflexion und Resonanz, Fachlicher Schlussbericht. Hg. v. Hamburg Port Authority, Technische Universität Hamburg. 187 Seiten.

Submaris (2018): Makrophyten-Monitoring im Verbringgebiet E3 / Helgoland. Bericht im Auftrag der Hamburg Port Authority. 6. Dezember 2018, Kiel.

Submaris (2019): Makrophyten-Monitoring im Verbringgebiet E3 / Helgoland. Bericht im Auftrag der Hamburg Port Authority. 2020, Kiel.

Submaris (2020): Makrophyten-Monitoring im Verbringgebiet E3 / Helgoland. Bericht im Auftrag der Hamburg Port Authority. September 2021, Kiel.

Submaris (2021): Makrophyten-Monitoring im Verbringgebiet E3 / Helgoland. Bericht im Auftrag der Hamburg Port Authority. November 2022, Kiel.

Submaris (2022): Makrophyten-Monitoring im Verbringgebiet E3 / Helgoland. Bericht im Auftrag der Hamburg Port Authority. Dezember 2023, Kiel.

Viquerat, S, Gilles, A., Herr, H., Siebert, U., Gallus, A., Klügel, K., Benke, H. (2015): Monitoring von marinen Säugetieren in der deutschen Nord- und Ostsee 2014. Im Auftrag vom BfN. <https://www.bfn.de/themen/meeresnaturschutz/downloads/berichte-zum-monitoring.html>

Verhaegen, Y; Monteyne, E.; Neudecker, T.; Tulp, I.; Smagghe, G.; Cooreman, G.; Roose, P.; Parmentier, K., (2012): Organotins in North Sea brown shrimp (*Crangon crangon* L.) after implementation of the TBT ban. *Chemosphere* 86, 979–984.

WHO (1999): Concise International Chemical Assessment Document No 14. Tributyltin Oxide. Genua, Italien. World Health Organisation.

ANHANG

Anlage A-1



Statistisches Verfahren zur Prüfung der Einhaltung der Schwellenwerte

Koblenz, 28.06.2016

Hentschke, U., Schubert, B.

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz

Das Auswahlverfahren zur Prüfung signifikanter Unterschiede zwischen verschiedenen Beprobungsgruppen ist in dem BfG Zwischenbericht für 2008 (BfG 2010) beschrieben und wird hier verkürzt dargestellt.

Ziel ist die Prüfung, ob sich die Schadstoffbelastung der Sedimente aus den verschiedenen Baggerbereichen (Köhlbrand, Norderelbe, Süderelbe und Landeshafengewässer) signifikant von der mittleren Belastung aus dem Beprobungszeitraum 2005 bis 2015 der jeweils selben Teilbereiche bzw. für die Landeshafengewässer von Köhlbrand/Süderelbe unterscheidet (Einvernehmen 2016, Punkt 2.15). Zur Berücksichtigung der oft unterschiedlichen Anzahl von Proben in den einzelnen Bereichen und Jahren ist es erforderlich, die Mittelwertbildung für den Vergleichszeitraum (2005-2015) aus den Jahresmittelwerten der verschiedenen Teilbereiche durchzuführen.

Wie die Auswertung der bisherigen Untersuchungen der Baggerbereiche zeigte, sind die Bedingungen der Normalverteilung und einer Varianzhomogenität der verschiedenen Gruppen für einen parametrischen Test für die meisten Datensätze nicht gegeben. Als geeigneter Test für einen Vergleich wird daher zur Prüfung auf signifikante Unterschiede der Test nach **Nemenyi-Damico-Wolfe-Dunn** (NDWD-Test) (Hollander & Wolfe (1999), Seite 244) eingesetzt. Der NDWD-Test ist unabhängiger von der Zusammensetzung des Datenkollektivs als die Signifikanzprüfung zwischen zwei Gruppen nach dem Test von Wilcoxon oder Mann-Whitney (U-Test) (Pohlert 2014).

Für die Parameter HCB, TBT sowie die Summe 6 DDX und Metabolite (Einvernehmen 2016, Punkt 2.11) ist außerdem die Signifikanz der Unterschiede zwischen den Werten der aktuellen Belastungen des Baggergutes aus den vorgegebenen Baggerbereichen und den Q₉₀-Perzentil-Werten des Vergleichszeitraums (2005-2015) der jeweiligen Teilbereiche erforderlich. Dabei ist die Messunsicherheit zu berücksichtigen. Sie ergibt sich aus der Standardabweichung der Mittelwertdifferenzen von Doppelbestimmungen. Die Bestimmung des prozentualen Variationskoeffizienten (VK) erfolgt dabei nach der Vorlage von Baumgarten & Schmid (2002), die sich auf das Verfahren der EURACHEM/CITAC (2003) bezieht. Bei der Angabe der Messunsicherheit ist der Messwert mit dem VK und einem Faktor 2 zu multiplizieren (Baumgarten & Schmid, Anlage 3.1 und 3.2).

Baumgarten, D., Schmid, T. (2002): Handbuch Altlasten, Analysenverfahren – Fachgremium Altlastenanalytik.-Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Band 7, Teil 6, 2. Fassung Okt 2003., pp.27, Wiesbaden, Hrsg. Adolph, W., Institut Fresenius.

EURACHEM/CITAC Guide (2003): Ermittlung der Messunsicherheit bei analytischen Messungen, 2. Auflage:
http://www.iswa.uni-stuttgart.de/ch/aqs/pdf/quam2000de_v2.pdf (23.06.2016)



- Hollander, M. & Wolfe, D. A. (1999): Nonparametric Statistical Methods.-Wiley Series in Probability and Statistics, John Wiley & Sons , 2. Edition - February 1999, pp. 816
- BfG (2010): Zwischenbericht 2008 - Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe.- BfG-1659 3. August 2010, pp.191
- Pohlert, T. (2014): The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR).R package. <http://CRAN.R-project.org/package=PMCMR>

Tabelle A 1 Monitoringprogramm im Jahr 2021 und 2022

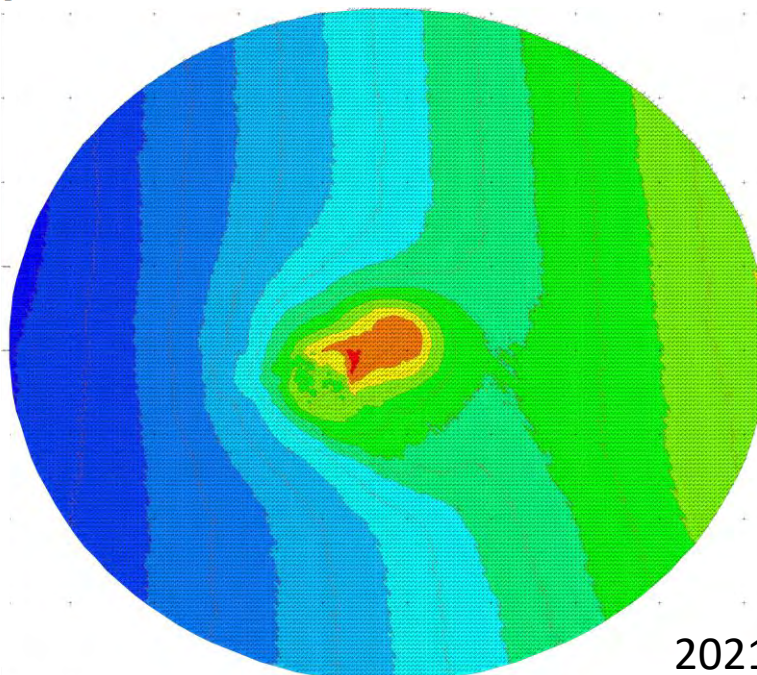
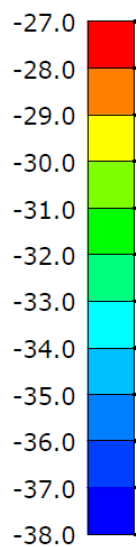
	Monitoring 2021 1. Jahreshälfte	Monitoring 2021 2. Jahreshälfte	Monitoring 2022 1. Jahreshälfte	Monitoring 2022 2. Jahreshälfte
Peilung	2-km-Kreis Februar 2021		2-km-Kreis März 2022	
Sedimenttextur	April/Juni 2021 143 Stationen ¹	Aug/Sept 2021 130 Stationen ¹	Mai 2022 123 Stationen ¹	Aug 2022 145 Stationen ¹
Sedimentchemie	April/Juni 2021 85 Stationen ²	Aug/Sept 2021 94 Stationen ² 11 Schichtproben ³		Aug 2022 95 Stationen ² 7 Schichtproben ³
Ökotoxikologie		Aug/Sept 2021 36 Stationen		August 2022 36 Stationen
Makrozoobenthos	April 2021 127 Stationen		Mai 2022 127 Stationen	
Wellhornschnecke Bestand, Imposex	April 2021, in Hols Abundanz, Imposex		Mai/Juni22, in Hols Abundanz, Imposex	
Fischfauna	April 2021, in Hols		Mai/Juni22, in Hols	
Wellhornschnecke Bioakkumulation		Nov 2021 150 Tiere		Nov 2022 150 Tiere
Pfeffermuschel Bioakkumulation		Aug/Sept 2021 26 Proben		August 2022 18 Proben
Makrophyten vor Helgoland		Juli 2021 Beprobung		Juni/Juli 2022 Beprobung
Kliesche Bioakkumulation Alter		Nov 2021 48 Proben Leber 40 Proben Muskel (193 Tiere)		Nov 2022 57 Proben Leber 40 Proben Muskel (185 Tiere)
Scholle Bioakkumulation Alter		Nov 2021 28 Proben Leber 25 Proben Muskel (161 Tiere)		Nov 2022 31 Proben Leber 40 Proben Muskel (140 Tiere)
Krabbe Bioakkumulation		August 2021 Beprobung Küste SH (12 Proben)		August 2022 Beprobung Küste SH (12 Proben)
Wattmessstellen	4 x im Jahr 4 Messstellen SH		4 x im Jahr 4 Messstellen SH	
Wasseranalysen	Elbe-Schnitffahrt des AWI mit Sauerstoff		Elbe-Schnitffahrt des AWI mit Sauerstoff	

1 Textur: Im Frühjahr 2021 erstmalig den 4-km-Kreis beprobt, mit 20 Stationen, aber ohne Helgoland. Im Frühjahr 2022 ohne 6/9-km und ohne Helgoland, da Begleitung der MZB-Kampagne. Im Sommer 2021 und 2022 im 4-km-Kreis 5 Stationen beprobt. Im Frühjahr 2022 keine Beprobung des 4-km-Kreises, da Begleitung der MZB-Kampagne. Mai und August 2022 Stationen auf K-Nord und K-West.

2 Im Frühjahr 2022 10 Stationen im 4-km-Kreis. September 2021 und August 2021 noch 5 Stationen im 4-km-Kreis. Im April 2022 Stationen auf K-Nord und K-West bei Texturkampagne beprobt, Auswertung bei August 2021. Im August 2022 auch Stationen auf K-Nord und K-West.

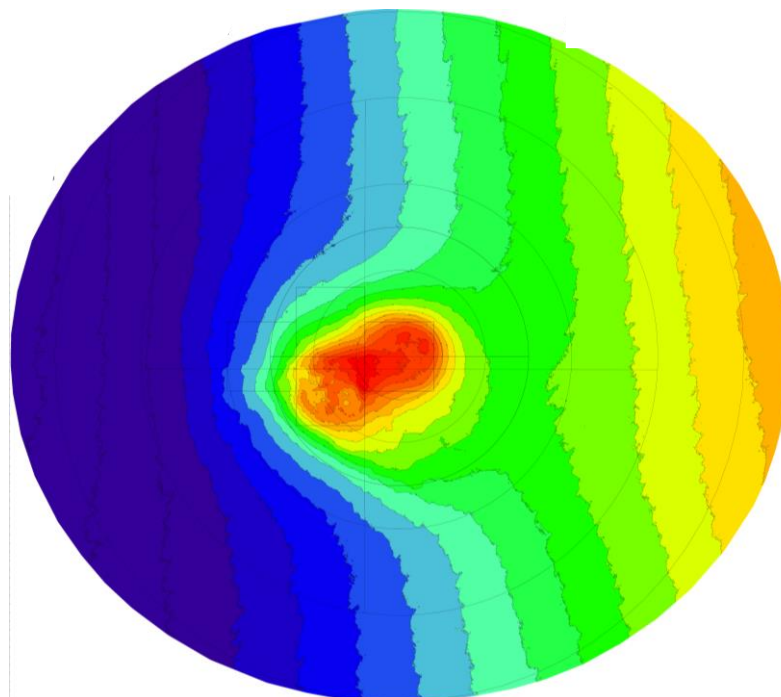
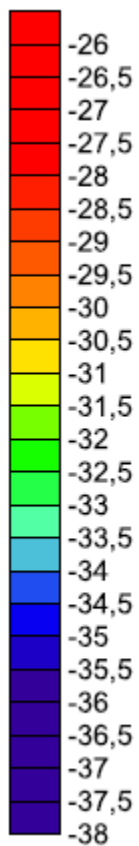
3 Im Aug 21 im 3-km-Kreis und im 6-km-Kreis, im Aug 22 im 3-km-Kreis.

Tiefenzahlen [m NN]



2021

Tiefenzahlen [m NN]



2022

Abbildung A-1 Bathymetrie im 2 km-Kreis um die Klappstelle in den Jahren 2021 und 2022

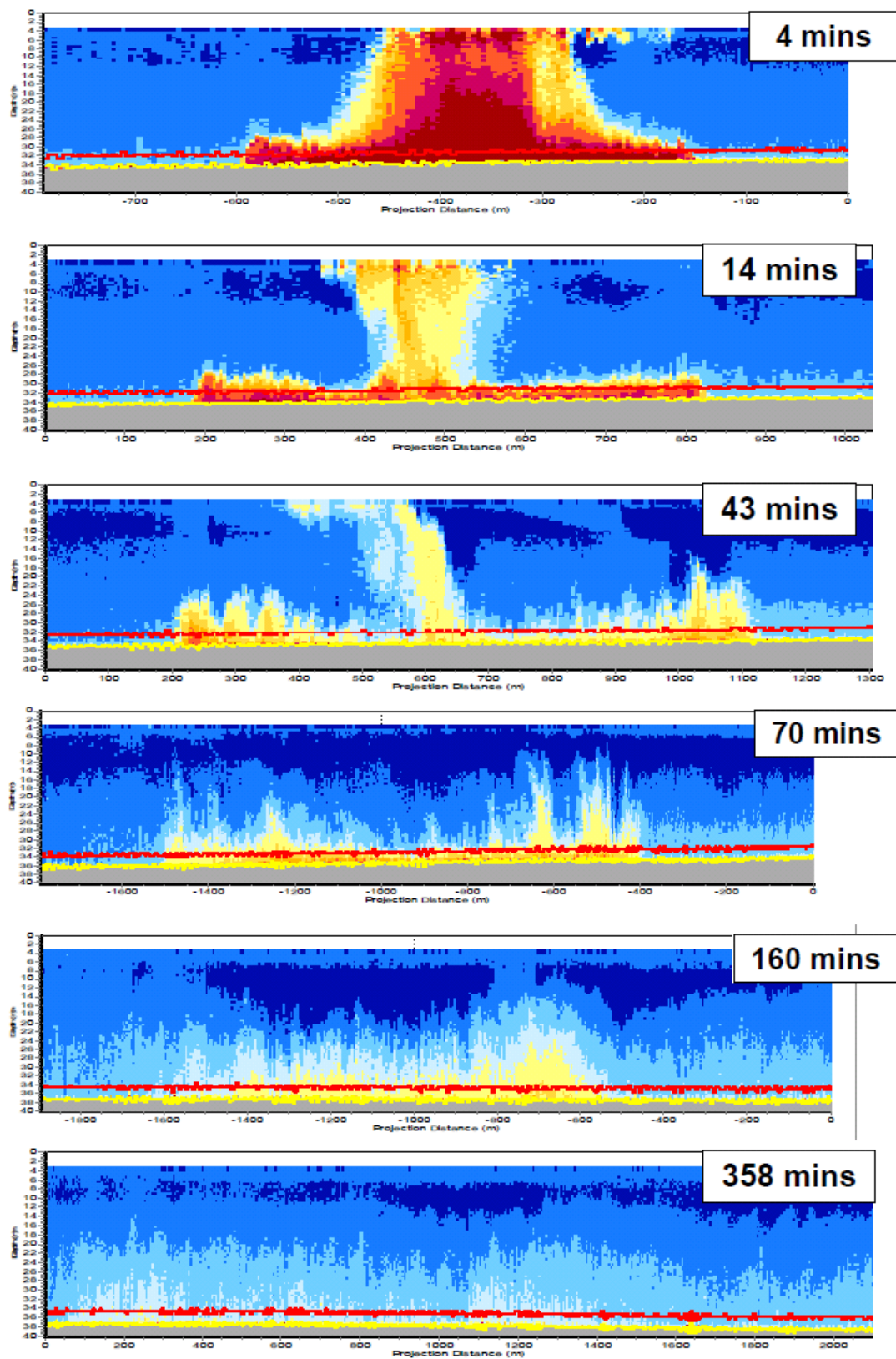


Abbildung A 2 ADCP-Messung Oktober 2005; Zeitliche Entwicklung der Schwebstoffwolke



Abbildung A 3-1 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2005. Der abgebildete Bereich zeigt die bei den jeweiligen Messungen insgesamt gemessene Fläche. Diese ist größer als die messbare Schwebstoffwolke.

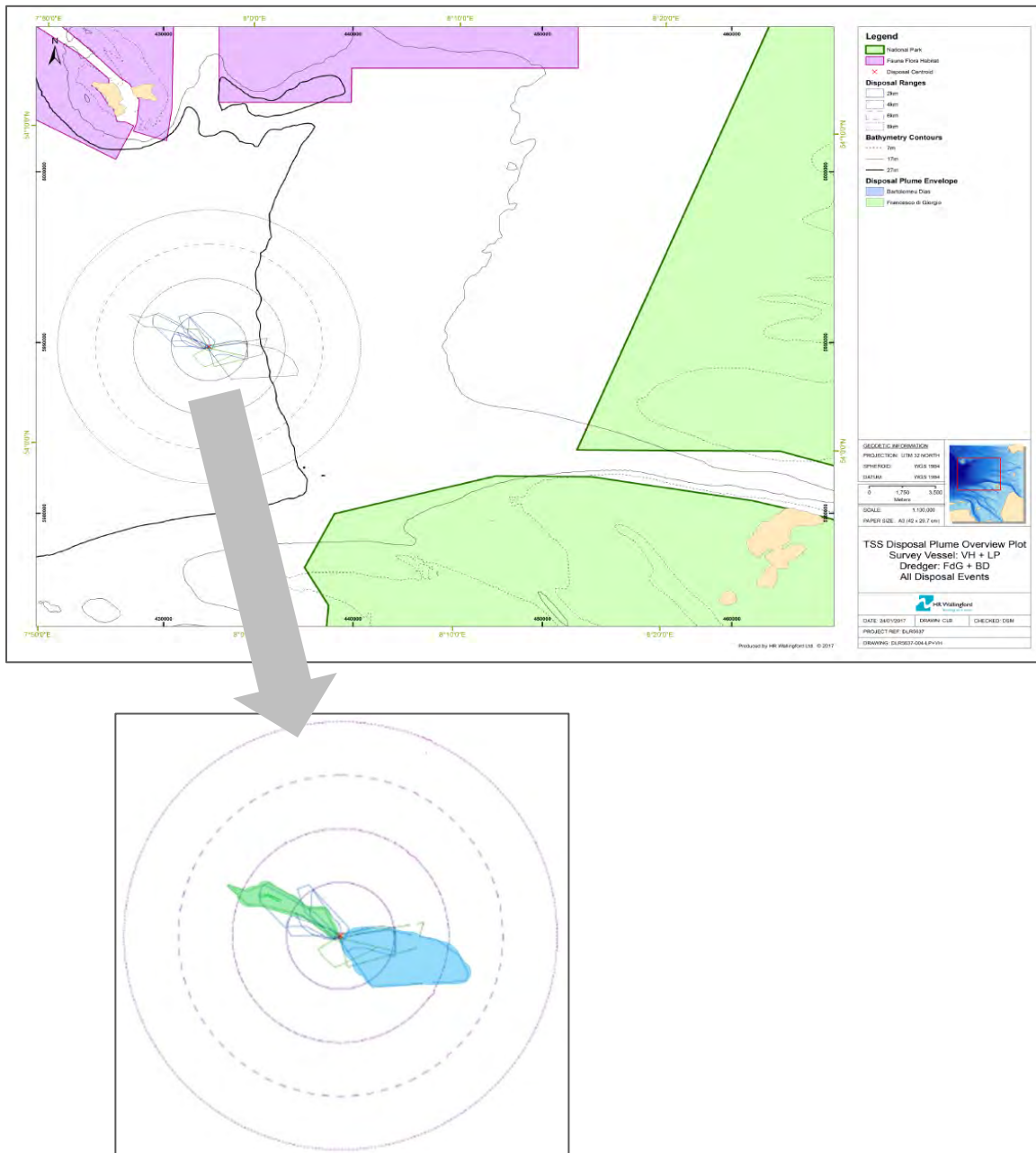


Abbildung A 3-2 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2016. Eingefärbt sind die längsten Verdriftungswege der Hopperbagger Bartholomeu Dias (blau) und Francesco di Giorgio (grün). Kreisentfernungen entsprechen 2-, 4-, 6- und 8-km Radius.

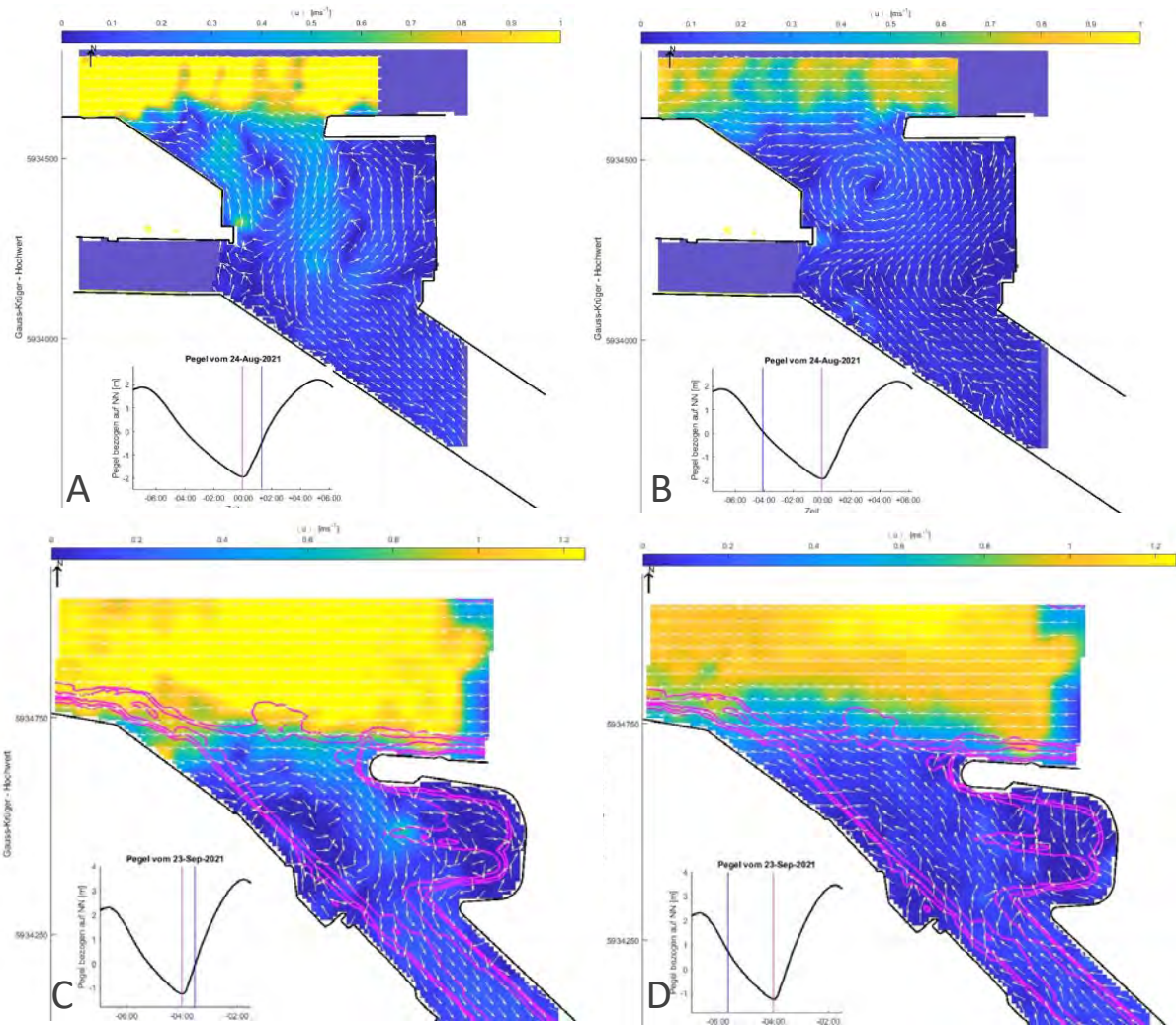


Abbildung A 4 Strömung (Flut- und Ebbstrom) in den Teilgebieten Parkhafen (A Flutstrom, B Ebbstrom) und Köhlfleet (C Flutstrom, D Ebbstrom) nach ADCP-Untersuchungen August und September 2021

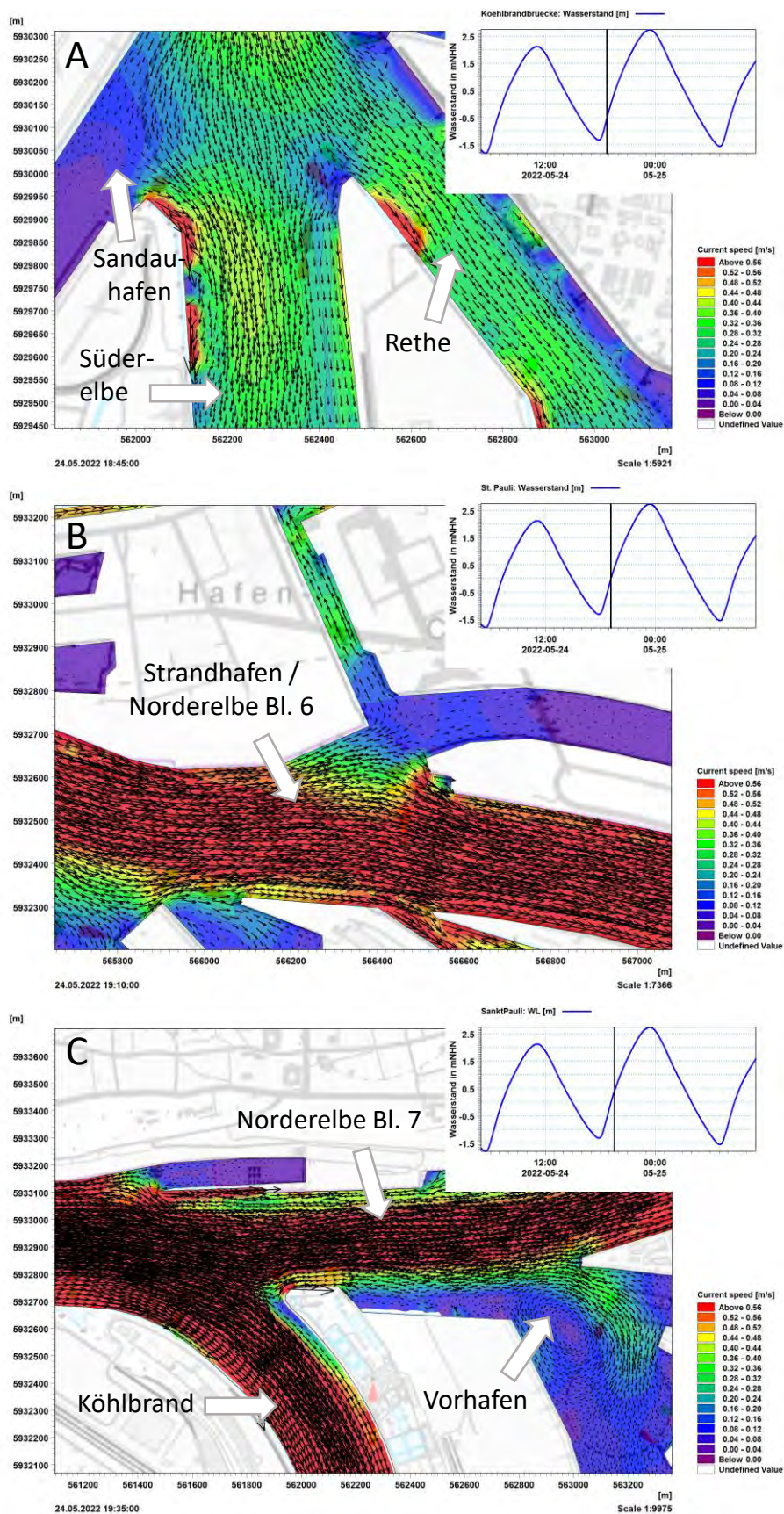


Abbildung A 5 Strömung (Flutstrom) in den Teilgebieten Süderelbe, Sandauhafen, Rethe (A), Norderelbe Bl.6/Strandhafen (B) und Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Vorhaen (C) nach operationellem Hafenmodell

Tabelle A 2 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Köhlbrand, Freigabe Mai 2021, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	29.3	37.53	37.1	43.03	47.8	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	1.9	2.77	2.9	3.11	3.2	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	29.1	40.45	40.9	47.53	47.8	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	28.8	35.15	35.85	37.98	38.7	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	9.2	12.85	11.75	16.72	20.5	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	5.3	9.36	9.25	11.98	13.6	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.8	1.87	1.45	3	3.9	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.12	0.1	0.2	0.2	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	2	<0,1	0.12	0.1	0.12	0.3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	3	<0,1	0.13	0.1	0.21	0.3	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	67.8	75.6	76.75	80.26	81.7	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	1960	2725	2780	3176	3320	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	470	991	1100	1110	1200	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	1600	3420	3700	3910	4000	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	14	17.3	18	19	19	
Blei	mg/kg TS	10	0	28	36.8	37.5	41	41	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.75	0.971	0.99	1.1	1.1	
Chrom	mg/kg TS	10	0	35	42.5	43.5	47	47	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	22	26.9	28	29.2	31	
Nickel	mg/kg TS	10	0	18	22.6	23	25.1	26	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.34	0.451	0.46	0.52	0.52	
Zink	mg/kg TS	10	0	171	221.4	227	251.3	263	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	25	26	26	27	27	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	64	66	66	68.1	69	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.1	1.35	1.4	1.5	1.5	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	56	59.4	59	62	63	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	37	41	41	44	45	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	33	35	35	37	37	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.53	0.59	0.57	0.66	0.73	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	359	381	380	399	404	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	44	78.1	72.5	130	130	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	8	<10	k.MW	<10	11.85	13.2	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	39.3	69.91	65.1	115.3	118	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.59	0.9321	0.966	1.0936	1.18	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.35	0.521	0.535	0.586	0.64	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.37	0.525	0.545	0.595	0.64	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0.57	0.951	0.955	1.22	1.4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.41	0.619	0.66	0.744	0.78	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.2	1.77	1.85	2.02	2.2	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1.3	2.32	2.5	2.81	2.9	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	0.91	1.521	1.55	1.82	2	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	5.11	8.227	8.655	9.665	9.89	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.08	0.29	0.31	0.34	0.46	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	1	<0,05	0.09	0.09	0.10	0.12	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1.7	2.2	2.2	2.5	2.7	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	1.0	5.2	5.8	6.7	7.3	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	1	<0,1	2.5	1.7	3.8	11	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0.48	0.64	0.64	0.75	0.79	
HCB	µg/kg TS	10	0	2.2	3.2	3.3	3.7	3.7	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	13	17	18	18.1	19	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	5.5	7.4	7.3	9.0	9.3	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	12	15.4	14.5	16.9	25	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	1	1.3	1.3	1.5	1.9	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180 min	g O ₂ /kg TS	10	0	0.59	0.81	0.82	0.93	1.1	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	65	102	95.5	164	170	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.83	1.21	1.20	1.41	1.52	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.5	0.69	0.7	0.8	0.8	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.5	0.69	0.7	0.8	0.8	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0.8	1.24	1.25	1.62	1.8	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.6	0.82	0.9	1	1	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.8	2.34	2.35	2.71	2.8	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1.9	3.03	3.3	3.51	3.6	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.3	1.98	2	2.4	2.4	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	7.4	10.8	11.6	12.1	12.3	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.1	0.4	0.4	0.42	0.6	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	1	<0,05	0.11	0.12	0.13	0.15	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.3	0.36	0.4	0.4	0.4	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.5	2.9	2.9	3.1	3.4	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	0.7	2.69	2.85	3.3	3.4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	1.5	6.8	7.4	8.4	8.9	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	1	<0,1	0.4	0.4	0.53	0.8	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	1	<0,1	3.2	2.2	4.8	13.5	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	5.2	16.4	16.4	20.7	29.1	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.8	0.9	1.0	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	3.2	4.2	4.3	4.7	4.9	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 3 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Nor-
derelbe BI7, Freigabe Juli 2021, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	28.5	33.2	32.8	35.8	38.5	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	2.5	3.0	3.0	3.3	3.4	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	37.2	44.8	44.7	52.7	53.0	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	28.1	35.3	35.7	38.2	43.6	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	8.2	12.0	12.1	14.5	17.0	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	2.6	6.4	7.3	8.3	8.8	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.5	1.0	0.9	1.5	1.6	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.2	0.4	0.4	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.1	0.5	0.6	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	2	<0,1	0.1	0.1	0.2	0.3	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	73.9	80.1	79.9	83.8	88.3	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2390	2901	2900	3247	3400	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	970	1056	1050	1110	1200	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3300	3680	3700	4020	4200	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	17	19.5	19.5	21	21	
Blei	mg/kg TS	10	0	36	42.1	42	45.2	47	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.61	0.76	0.77	0.88	0.89	
Chrom	mg/kg TS	10	0	27	31.3	31.5	33.3	36	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	23	26	26.5	28.1	29	
Nickel	mg/kg TS	10	0	20	23	23	24	25	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.41	0.46	0.47	0.50	0.52	
Zink	mg/kg TS	10	0	175	202.1	203.5	219.8	227	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	32	33.8	34	35.2	37	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	73	76.4	77	79.1	80	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.89	0.99	0.97	1.03	1.30	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	72	75.4	76	77.2	79	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	41	43.2	42.5	46.4	50	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	41	43.3	43.5	44.1	45	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.50	0.57	0.57	0.61	0.67	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	354	369.1	363.5	388.5	411	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	100	118	110	141	150	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	13	17	16	21	26	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	86	99	95	113	128	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.76	0.85	0.84	0.93	1.01	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.4	0.5	0.5	0.5	0.5	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.1	1.2	1.2	1.3	1.3	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.6	0.6	0.6	0.7	0.8	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.4	1.6	1.6	1.8	1.9	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1.9	2.3	2.3	2.6	2.7	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1	1.3	1.2	1.4	1.5	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	6.7	7.9	7.7	8.7	9.2	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.2	0.26	0.24	0.3	0.47	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0.06	0.06	0.06	0.07	0.07	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1.6	1.9	1.9	2.1	2.4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	4.7	5.2	5	5.8	6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.4	0.9	0.6	1.3	3.4	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0.5	0.5	0.5	0.6	0.7	
HCB	µg/kg TS	10	0	2.1	2.5	2.3	2.8	3.7	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	11	13	13	15	15	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	6	7	7	8	9	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	15	17	17	18	21	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	1	1	1	2	2	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	10	0	1	1.36	1.35	1.61	1.7	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	125	148	141	178	185	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.94	1.05	1.01	1.21	1.24	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.5	0.6	0.6	0.6	0.7	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.4	0.5	0.5	0.6	0.6	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.4	1.5	1.5	1.6	1.6	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.8	0.8	1	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.8	2	2	2.2	2.3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.5	2.9	2.9	3.2	3.3	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.3	1.6	1.6	1.7	1.9	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	8.7	9.8	9.7	10.7	11.3	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.2	0.33	0.3	0.42	0.6	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.07	0.08	0.08	0.09	0.09	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.0	2.4	2.4	2.6	3.0	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	2.2	2.4	2.5	2.7	2.8	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5.4	6.5	6.6	7.3	7.4	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	9	<0,2	k.MW	<0,2	<0,21	0.3	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.4	1.1	0.8	1.7	4.4	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	10.6	13	13	14.9	15.3	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0.6	0.7	0.7	0.8	0.8	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	2.5	3.0	2.8	3.4	4.6	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 4 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Südelbe Bl.5 (Nord), Freigabe Mai 2021, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	14	0	26.9	34.5	33.6	42.5	45.8	
TOC (C)	Gew.% TS	14	0	1.9	3.4	3.4	4.1	4.6	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	14	0	31.9	52.0	54.7	64.0	66.2	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	14	0	27.4	34.1	33.4	40.0	42.2	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	14	0	4.5	10.1	9.4	15.2	22.1	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	14	0	1.0	2.4	1.8	4.8	5.8	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	14	0	0.3	0.9	0.5	2.0	4.0	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	14	1	<0,1	0.2	0.2	0.4	0.6	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	14	0	0.1	0.2	0.2	0.3	0.4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	14	2	<0,1	0.2	0.1	0.4	0.5	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	14	0	69.0	86.1	87.7	92.6	93.7	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	14	0	1870	3573	3630	4581	5110	1500
Phosphor	mg/kg TS	14	0	840	1186	1200	1370	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	14	0	2700	4114	4400	4840	5300	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	14	0	12	19	20	23	27	
Blei	mg/kg TS	14	0	26	43	45	50	58	
Cadmium	mg/kg TS	14	0	0.76	1.19	1.2	1.47	1.5	
Chrom	mg/kg TS	14	0	23	39	37	54	63	
Kupfer	mg/kg TS	14	0	20	31	32	38	42	
Nickel	mg/kg TS	14	0	15	24	24	30	35	
Quecksilber	mg/kg TS	14	0	0.37	0.54	0.54	0.65	0.7	
Zink	mg/kg TS	14	0	164	271	270	325	375	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	14	0	27	28	28	29	29	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	14	0	70	74	74	77	78	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	14	0	1.3	1.49	1.5	1.67	1.7	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	14	0	60	63	63	65	66	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	14	0	40	44	45	46	48	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	14	0	36	38	38	40	40	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	14	0	0.59	0.65	0.66	0.69	0.71	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	14	0	393	423	424	440	446	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	48	93	93	131	190	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	14	12	<10	k.MW	<10	11	16	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	14	0	35	78	77	114	172	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	0.8	1.0	1.0	1.2	1.3	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	14	0	0.5	0.8	0.8	1.0	1.0	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0.4	0.7	0.7	0.8	0.8	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	1.0	1.7	1.7	1.9	2.0	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0.4	0.7	0.8	0.9	0.9	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	1.2	2.2	2.2	2.6	2.7	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	1.6	2.9	3.0	3.5	3.6	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	0.9	1.9	1.9	2.3	2.4	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	6.0	10.8	11.1	12.6	13.2	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	14	0	0.25	0.35	0.33	0.41	0.62	
gamma-HCH	µg/kg TS	14	0	0.06	0.1	0.1	0.13	0.14	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	1.5	2.7	2.8	3.5	3.6	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	4.0	7.2	7.6	9.3	10.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	0.3	3.4	2.0	9.1	15.0	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	14	0	0.6	0.8	0.9	1.0	1.0	
HCB	µg/kg TS	14	0	2.4	4.3	4.1	5.2	7.6	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	14	0	12	16	16	19	21	
Dibutylzinn	µg /kg TS	14	0	6	8	8	10	11	
Tributylzinn	µg /kg TS	14	0	11	16	16	19	21	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	14	2	<1	2	2	3	6	
Triphenylzinn	µg /kg TS	14	14	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	14	13	<1	k.MW	<1	<1	3	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	14	0	0.8	1.4	1.3	1.8	1.9	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	63	107	104	143	203	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	1.0	1.2	1.2	1.3	1.4	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	14	0	0.7	0.9	1.0	1.1	1.1	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0.5	0.8	0.8	0.9	0.9	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	1.4	1.9	2.0	2.2	2.4	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0.6	0.9	0.9	1.0	1.1	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	1.7	2.5	2.5	3.0	3.1	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	2.3	3.4	3.4	4.0	4.4	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	1.4	2.2	2.1	2.6	2.7	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	8.6	12.5	12.7	14.5	15.5	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0.3	0.42	0.4	0.5	0.7	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0.08	0.11	0.12	0.14	0.16	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	0.3	0.4	0.4	0.5	0.5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	2.2	3.2	3.2	3.8	3.8	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	1.7	3.3	3.6	4.2	4.3	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	4.4	8.3	8.7	10.7	11.2	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	0.1	0.5	0.5	0.7	0.9	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	0.3	3.9	2.3	11.5	16.0	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	14	0	9.8	19.6	18.9	29.0	35.2	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	0.9	1.0	1.0	1.1	1.1	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	3.5	4.9	4.7	5.9	8.7	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 5 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der BBox, Freigabe Juni 2021, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	41.7	47.9	48.3	50.9	56.3	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	1.4	1.9	1.9	2	2.2	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	24.2	32.4	33.9	36.6	39.5	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	17.4	25.9	26.8	32.3	32.9	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	11.6	25.2	26	33.5	37.1	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	3.5	10.1	9.5	16.7	19.8	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	2.9	5.9	4.2	9.4	16.8	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0	0.4	0.2	0.7	0.8	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	0	0	0.1	0.1	0.2	0.4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	1	<0,1	0.04	0	0.1	0.1	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	49.3	58.2	57.2	67.9	68.5	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	1200	1630	1565	1876	2110	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	700	831	842	909	931	500
Schwefel	mg/kg TS	4	0	2100	2400	2350	2680	2800	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	11	13	14	16	16	
Blei	mg/kg TS	10	0	20	25	25	30	30	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.47	0.55	0.53	0.61	0.66	
Chrom	mg/kg TS	10	0	16	32	37	44	44	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	15	19	19	20	20	
Nickel	mg/kg TS	10	0	13	17	17	21	21	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.29	0.35	0.37	0.4	0.4	
Zink	mg/kg TS	10	0	116	140	142	155	159	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	26	28	29	30	30	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	56	63	63	70	71	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.7	0.9	0.9	1.0	1.4	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	59	78	82	90	91	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	41	47	48	53	57	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	35	40	40	42	42	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.55	0.67	0.66	0.74	0.77	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	291	318	310	345	368	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	49	71	74	84	95	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	1	<10	13	12	18	20	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	39	58	59	73	83	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.56	0.66	0.64	0.77	0.81	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.2	0.3	0.3	0.4	0.4	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.2	0.3	0.3	0.4	0.5	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0.4	0.7	0.6	1.1	1.3	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.2	0.4	0.3	0.5	0.6	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	0.8	1	1	1.3	1.3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	0.9	1.3	1.3	1.7	1.8	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	0.5	0.8	0.8	1.1	1.2	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	3.3	4.9	4.6	6.2	7	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.11	0.19	0.19	0.26	0.3	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	8	<0,1	k.MW	<0,1	0.11	0.15	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.8	1.1	1.2	1.3	1.3	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	2.4	2.8	2.8	3.3	3.6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	1	<0,1	0.3	0.4	0.6	0.6	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0.3	0.4	0.4	0.4	0.5	
HCB	µg/kg TS	10	0	1.2	1.6	1.6	2	2.2	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	8	14	15	18	18	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	4	5	4	6	7	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	9	15	15	16	20	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	4	<6	3.5	<3	5.1	6	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	9	<1	k.MW	<1	<1,1	2	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	10	0	0.2	0.4	0.3	0.7	0.9	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	88	124	130	151	165	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.8	1.13	1.17	1.3	1.44	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.3	0.5	0.5	0.8	0.9	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.3	0.5	0.4	0.7	0.8	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0.6	1.3	1.1	1.9	2.2	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.3	0.6	0.6	0.9	0.9	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.2	1.8	1.8	2.2	2.4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1.3	2.3	2.3	2.9	3.2	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	0.8	1.5	1.4	1.9	2.1	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	4.8	8.5	8.1	10.4	12.3	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.2	0.3	0.3	0.4	0.4	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	8	<0,1	k.MW	<0,1	0.1	0.23	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	3	<0,1	0.2	0.2	0.2	0.3	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1.5	2.0	2.0	2.3	2.6	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	1.5	2.0	1.9	2.6	3	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.9	4.9	4.6	6.2	6.5	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	6	<0,1	k.MW	<0,1	0.3	0.4	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	1	<0,1	0.6	0.7	0.9	1.3	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	7.8	9.8	9.3	11.6	14.1	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0.5	0.6	0.6	0.8	0.9	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	2.1	2.8	2.7	3.6	4.0	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 6 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Parkhafen, Freigabe Mai 2021, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.%	10	0	25.3	28.7	28.7	30.6	36.3	
TOC (C)	Gew.%	10	0	3.3	3.6	3.7	3.9	3.9	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.%	10	0	48.7	62.4	63.7	68.3	70.2	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.%	10	0	24.0	27.1	26.1	30.8	31.1	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.%	10	0	4.8	7.2	7.2	9.4	11.5	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.%	10	0	0.7	2.1	2.0	3.2	5.1	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.%	10	0	0.1	0.9	0.7	1.5	3.0	
Fraktion 630 - 1000µm	Gew.%	10	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	
Fraktion 1000-2000µm	Gew.%	10	0	0.1	0.2	0.1	0.3	0.3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.%	10	4	<0,1	0.1	0.1	0.1	0.2	
Fraktion < 63 µm	Gew.%	10	0	79.8	89.5	89.5	93.6	94.2	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2840	3660	3710	4163	4190	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1100	1380	1400	1500	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3800	4990	5050	5420	5600	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	19	24	25	26	27	
Blei	mg/kg TS	10	0	39	52	53	58	58	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1.1	1.31	1.35	1.41	1.5	
Chrom	mg/kg TS	10	0	46	60	63	65	66	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	31	39	40	42	44	
Nickel	mg/kg TS	10	0	25	32	32	35	35	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.52	0.67	0.67	0.73	0.77	
Zink	mg/kg TS	10	0	246	311	315	341	343	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	25	28	28	29	29	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	63	66	67	68	69	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.0	1.2	1.2	1.3	1.3	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	57	63	63	67	68	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	38	42	42	45	49	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	33	36	37	39	39	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.52	0.59	0.59	0.62	0.66	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	343	385	390	411	414	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	80	126	125	149	230	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	2	<10	12	12	14	20	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	71	114	112	138	211	
PAK									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.86	1.08	1.12	1.17	1.25	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.6	0.7	0.7	0.8	0.8	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.6	0.7	0.7	0.8	0.8	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.2	1.5	1.5	1.6	1.7	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.4	0.7	0.7	0.9	1	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.4	2	2	2.4	2.5	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1.9	2.7	2.7	3.1	3.3	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.5	1.8	1.8	2	2.3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	8	10	9.8	11.3	11.3	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.1	0.3	0.3	0.4	0.5	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	2	<0,05	0.1	0.1	0.1	0.1	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.3	2.6	2.6	2.7	2.9	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	1.4	5.7	6.6	7.5	7.6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	1	<0,1	1.1	1.1	1.9	3.2	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.9	0.9	0.9	
HCB	µg/kg TS	10	0	3.4	3.9	3.8	4.5	4.8	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	16	21	20	24	28	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	9	13	11	14	36	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	14	25	20	28	79	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	4	<1	2	1	3	5	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	7	<1	k.MW	<1	3	10	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	10	0	0.9	1.2	1.3	1.4	1.5	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	100	140	135	165	249	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.92	1.21	1.22	1.31	1.56	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.8	0.8	0.9	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.8	0.8	0.9	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.3	1.7	1.7	1.8	2.1	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.4	0.8	0.8	1	1	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.5	2.2	2.2	2.7	3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2	3	3	3.6	3.9	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.6	2	2	2.3	2.4	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	8.4	11.2	11.1	12.4	13.9	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.1	0.35	0.4	0.5	0.5	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	2	<0,05	0.1	0.11	0.12	0.14	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.6	2.9	2.9	3.0	3.2	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	0.7	2.4	2.8	3	3.2	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	1.5	6.4	7.6	8.3	8.3	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	2	<0,1	0.3	0.3	0.4	0.6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	1	<0,1	1.3	1.2	2.1	3.5	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	5.4	13.6	15	17	18.3	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0.8	0.9	0.9	1.0	1.0	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	3.8	4.3	4.3	5.1	5.2	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 7 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Vorhafen, Freigabe Mai 2021, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	24.4	28.4	25.9	33.8	39.1	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	3.7	4.2	4.2	4.4	4.8	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	36.5	63.8	63.7	75.9	77.1	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	17.6	26.0	27.9	30.2	31.9	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	3.7	6.9	5.8	8.8	17.5	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0.5	2.3	1.1	3.6	11.2	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.2	0.6	0.3	1.6	2.2	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.1	0.3	0.3	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	1	<0,1	0.2	0.1	0.4	0.9	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	9	<0,1	k.MW	<0,1	<0,12	0.3	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	68.4	89.8	91.9	94.4	94.7	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2450	4090	4180	4602	4620	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	990	1349	1400	1410	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3200	4670	4800	4920	5100	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	16	24	24	25	26	
Blei	mg/kg TS	10	0	34	53	55	57	57	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.91	1.24	1.3	1.31	1.4	
Chrom	mg/kg TS	10	0	33	47	48	49	50	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	28	38	39	41	41	
Nickel	mg/kg TS	10	0	21	30	31	32	32	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.41	0.61	0.64	0.68	0.69	
Zink	mg/kg TS	10	0	213	311	321	342	343	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	27	29	29	30	34	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	68	72	72	77	81	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.1	1.32	1.3	1.5	1.9	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	63	68	66	72	86	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	42	46	45	50	61	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	36	40	40	41	48	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.56	0.64	0.64	0.70	0.83	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	374	410	401	429	505	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	91	157	150	190	280	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	10	20	18	25	50	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	81	136	134	165	229	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.94	1.12	1.11	1.27	1.29	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.6	0.8	0.8	0.9	1.0	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.4	0.7	0.7	0.7	0.9	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.1	1.8	1.8	2.0	2.2	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.5	0.8	0.8	1.0	1.1	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.3	2.1	2.2	2.5	2.6	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1.9	3.1	3.2	3.5	3.6	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.2	1.8	1.9	2.1	2.3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	7.0	11.0	11.4	12.4	13.5	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohe-									
alpha-HCH	µg/kg	10	0	0.22	0.3	0.31	0.34	0.35	
gamma-HCH	µg/kg	10	0	0.05	0.09	0.09	0.1	0.1	
DDT und Metabo-									
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	2.0	2.9	3.0	3.2	3.4	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	6.1	7.4	7.3	8.3	8.9	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	0.5	3.3	1.7	4.5	17.0	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg	10	0	0.6	0.8	0.8	0.9	0.9	
HCB	µg/kg	10	0	2.6	4.0	4.2	4.7	5.1	
Organozinnverbindungen									
Monobutylzinn	µg /kg	10	0	11	17	18	19	22	
Dibutylzinn	µg /kg	10	0	7	9	9	11	13	
Tributylzinn	µg /kg	10	0	15	20	19	25	28	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg	10	0	2	3	3	3	4	
Triphenylzinn	µg /kg	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung	g O ₂ /kg	10	0	0.9	1.6	1.7	1.8	1.9	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasser-									
Mineralöl	mg/kg	10	0	110	173	169	202	297	200 / 600
Polyzyklische Aro-									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg	10	0	1.07	1.26	1.25	1.38	1.41	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle <									
PCB 28	µg/kg	10	0	0.7	0.8	0.8	0.9	1.0	
PCB 52	µg/kg	10	0	0.6	0.8	0.8	0.8	1.0	
PCB 101	µg/kg	10	0	1.6	1.9	1.9	2.1	2.4	
PCB 118	µg/kg	10	0	0.8	0.9	0.9	1.1	1.2	
PCB 138	µg/kg	10	0	1.7	2.4	2.4	2.8	2.9	
PCB 153	µg/kg	10	0	2.8	3.4	3.4	3.7	4.0	
PCB 180	µg/kg	10	0	1.7	2.0	2.0	2.2	2.5	
PCB Summe 7	µg/kg	10	0	10.1	12.2	12.1	13.6	14.9	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63									
alpha-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg	10	0	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	2.9	3.2	3.3	3.4	3.6	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg	10	0	3.0	3.2	3.2	3.4	3.5	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	6.9	8.3	7.9	9.9	10.4	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg	10	0	0.2	0.4	0.4	0.5	0.7	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	0.5	4.2	1.9	5.5	24.9	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg	10	0	14.1	19.7	17.5	22.7	42.4	
Chlorbenzole < 63									
Pentachlorbenzol	µg/kg	10	0	0.8	0.9	0.9	1.0	1.0	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg	10	0	3.3	4.5	4.6	5.1	5.6	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 8 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Rethe, Freigabe Mai 2021, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	19.3	27.5	28.6	32.4	33.1	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	3.2	4.2	4.3	4.6	4.7	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	52.4	63.3	63.7	69.8	70.8	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	24.6	28.5	28.6	31.2	35.8	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	2.8	6.3	5.8	10.1	12.0	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0.6	1.1	1.0	1.5	2.1	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	1	<0,1	0.5	0.4	0.6	1.4	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.2	0.5	0.5	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	1	<0,1	0.2	0.2	0.3	0.5	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	8	<0,1	k.MW	<0,1	0.1	0.1	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	84.6	91.8	92.2	94.7	95.8	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	3370	4394	4535	5102	5120	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1200	1430	1500	1500	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	4300	4900	4950	5300	5300	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	20	24	24	26	27	
Blei	mg/kg TS	10	0	49	57	57	62	62	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.97	1.30	1.30	1.50	1.50	
Chrom	mg/kg TS	10	0	44	49	49	54	55	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	32	39	39	41	43	
Nickel	mg/kg TS	10	0	27	31	32	34	35	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.50	0.61	0.62	0.66	0.69	
Zink	mg/kg TS	10	0	252	323	329	353	367	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	30	32	33	34	34	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	66	71	71	73	73	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.20	1.39	1.45	1.51	1.60	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	63	67	67	70	71	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	40	45	46	47	48	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	37	39	39	40	41	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.58	0.64	0.64	0.68	0.73	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	368	410	418	435	448	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	110	147	145	163	190	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	13	15	15	17	17	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	101	133	129	150	168	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.02	1.18	1.17	1.27	1.28	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.8	0.9	0.9	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.6	0.7	0.7	0.7	0.8	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.6	1.8	1.8	1.8	1.9	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.8	0.9	0.9	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.8	2.2	2.3	2.4	2.4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.5	3.0	3.1	3.2	3.3	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.4	1.9	1.9	2.0	2.1	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	9.3	11.2	11.3	11.9	12.1	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg	10	0	0.26	0.36	0.37	0.39	0.40	
gamma-HCH	µg/kg	10	0	0.08	0.10	0.10	0.11	0.11	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	2.6	3.1	3.1	3.2	3.3	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	7.2	8.9	9.0	9.6	9.8	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	0.9	3.0	1.9	6.7	7.5	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg	10	0	0.8	0.9	0.9	0.9	1.0	
HCB	µg/kg	10	0	3.7	5.3	4.3	5.6	15.0	
Organozinnverbindungen									
Monobutylzinn	µg /kg	10	0	16	21	21	24	27	
Dibutylzinn	µg /kg	10	0	8	10	9	12	14	
Tributylzinn	µg /kg	10	0	12	17	18	19	22	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg	10	0	2	3	3	4	4	
Triphenylzinn	µg /kg	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung	g O ₂ /kg	10	0	1.5	2	2	2.4	2.4	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasser-									
Mineralöl	mg/kg	10	0	130	160	161	177	201	200 / 600
Polyzyklische Aro-									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg	10	0	1.17	1.28	1.26	1.39	1.42	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle <									
PCB 28	µg/kg	10	0	0.8	0.9	0.9	1.0	1.0	
PCB 52	µg/kg	10	0	0.7	0.8	0.8	0.8	0.9	
PCB 101	µg/kg	10	0	1.8	1.9	1.9	2.0	2.0	
PCB 118	µg/kg	10	0	0.8	0.9	0.8	0.9	1.0	
PCB 138	µg/kg	10	0	2.1	2.4	2.5	2.5	2.7	
PCB 153	µg/kg	10	0	3.0	3.3	3.3	3.5	3.6	
PCB 180	µg/kg	10	0	1.7	2.0	2.1	2.2	2.3	
PCB Summe 7	µg/kg	10	0	11.0	12.2	12.2	12.8	13.4	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63									
alpha-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0.30	0.38	0.40	0.40	0.40	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0.10	0.11	0.11	0.12	0.12	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg	10	0	0.4	0.4	0.4	0.4	0.5	
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	3.1	3.3	3.4	3.5	3.5	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg	10	0	3.3	3.6	3.6	3.8	4.0	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	8.5	9.7	9.7	10.7	10.9	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg	10	0	0.3	0.4	0.4	0.5	0.6	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	1.0	3.3	2.1	7.2	8.2	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg	10	0	17.8	20.7	19.5	24.4	27.2	
Chlorbenzole < 63									
Pentachlorbenzol	µg/kg	10	0	0.9	1.0	0.9	1.0	1.1	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg	10	0	4.0	5.8	4.6	6.1	17.7	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 9 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Sandauhafen, Freigabe Mai/Juni 21, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	13	0	25.1	29.0	28.2	32.8	33.5	
TOC (C)	Gew.% TS	13	0	3.5	4.1	4.1	4.6	4.7	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	13	0	54.3	66.2	67.4	75.3	78.7	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	13	0	14.9	25.8	27.0	33.1	35.0	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	13	0	2.9	6.0	5.4	9.3	9.6	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	13	0	0.4	1.0	0.9	1.3	2.0	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	13	0	0.1	0.6	0.4	1.4	2.4	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	13	0	0.1	0.2	0.2	0.5	0.7	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	13	1	<0,1	0.2	0.1	0.3	0.4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	13	8	<0,1	k.MW	<0,1	0.3	0.4	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	13	0	86.6	91.9	93.1	94.5	95.5	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	13	0	3380	4263	4420	4774	4910	1500
Phosphor	mg/kg TS	13	0	1200	1454	1500	1600	1700	500
Schwefel	mg/kg TS	13	0	3800	4708	4800	5180	5200	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	13	0	20	24	24	26	26	
Blei	mg/kg TS	13	0	44	54	56	58	60	
Cadmium	mg/kg TS	13	0	1.20	1.45	1.40	1.70	1.80	
Chrom	mg/kg TS	13	0	39	47	47	54	55	
Kupfer	mg/kg TS	13	0	32	40	41	46	47	
Nickel	mg/kg TS	13	0	26	31	32	34	35	
Quecksilber	mg/kg TS	13	0	0.56	0.71	0.75	0.83	0.85	
Zink	mg/kg TS	13	0	274	341	346	385	388	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	13	0	27	29	29	30	31	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	13	0	66	71	71	74	78	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	13	0	1.30	1.45	1.50	1.50	1.70	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	13	0	59	64	63	70	73	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	13	0	41	45	44	48	49	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	13	0	36	39	39	41	42	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	13	0	0.6	0.68	0.67	0.73	0.76	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	13	0	388	421	420	441	449	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	13	0	120	158	150	204	220	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	13	0	13	19	18	23	25	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	13	0	101	140	129	182	199	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	13	0	1.12	1.30	1.32	1.41	1.52	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	13	0	0.8	0.9	0.9	1.0	1.0	
PCB 52	µg/kg TS	13	0	0.6	0.7	0.7	0.8	0.8	
PCB 101	µg/kg TS	13	0	1.6	1.8	1.7	1.9	2.0	
PCB 118	µg/kg TS	13	0	0.7	0.9	0.9	1.0	1.0	
PCB 138	µg/kg TS	13	0	1.8	2.2	2.3	2.5	2.7	
PCB 153	µg/kg TS	13	0	2.6	3.1	3.2	3.5	3.7	
PCB 180	µg/kg TS	13	0	1.6	2.0	2.0	2.2	2.4	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	13	0	9.8	11.6	11.5	12.5	13.4	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg	13	0	0.28	0.35	0.35	0.42	0.49	
gamma-HCH	µg/kg	13	0	0.07	0.09	0.10	0.11	0.11	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg	13	0	2.7	3.3	3.4	3.7	3.8	
p,p'-DDD	µg/kg	13	0	7.8	9.4	9.1	10.8	11.0	
p,p'-DDT	µg/kg	13	0	1.2	2.8	2.8	3.9	6.1	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg	13	0	0.8	0.9	0.9	1.0	1.1	
HCB	µg/kg	13	0	3.5	5.4	5.1	5.8	12.0	
Organozinnverbindungen									
Monobutylzinn	µg /kg	13	0	15	18	18	20	20	
Dibutylzinn	µg /kg	13	0	7	8	8	9	10	
Tributylzinn	µg /kg	13	0	15	17	17	19	19	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg	13	0	2	3	3	4	4	
Triphenylzinn	µg /kg	13	13	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg	13	13	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung	g O ₂ /kg	13	0	1.4	1.9	1.8	2.1	2.9	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasser-									
Mineralöl	mg/kg	13	0	128	172	162	227	239	200 / 600
Polyzyklische Aro-									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg	13	0	1.23	1.41	1.44	1.50	1.62	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle <									
PCB 28	µg/kg	13	0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	
PCB 52	µg/kg	13	0	0.7	0.8	0.8	0.8	0.9	
PCB 101	µg/kg	13	0	1.7	1.9	1.9	2.1	2.1	
PCB 118	µg/kg	13	0	0.8	0.9	0.9	1.0	1.0	
PCB 138	µg/kg	13	0	2.1	2.4	2.5	2.6	2.8	
PCB 153	µg/kg	13	0	3.0	3.4	3.4	3.7	3.9	
PCB 180	µg/kg	13	0	1.8	2.1	2.1	2.3	2.6	
PCB Summe 7	µg/kg	13	0	11.4	12.5	12.4	13.3	14.0	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63									
alpha-HCH -63µm	µg/kg	13	0	0.30	0.38	0.40	0.48	0.50	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg	13	0	0.08	0.10	0.11	0.12	0.12	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg	13	0	0.4	0.5	0.5	0.5	0.5	
p,p'-DDE	µg/kg	13	0	3.0	3.5	3.6	3.9	4.1	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg	13	0	3.2	3.8	3.9	4.2	4.2	
p,p'-DDD	µg/kg	13	0	9.0	10.2	9.8	11.4	11.7	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg	13	0	0.4	0.5	0.4	0.8	0.9	
p,p'-DDT	µg/kg	13	0	1.3	3.1	3.0	4.5	6.9	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg	13	0	18.5	21.6	21.7	23.7	24.2	
Chlorbenzole < 63									
Pentachlorbenzol	µg/kg	13	0	0.9	1.0	1.0	1.1	1.2	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg	13	0	4.0	5.9	5.4	6.2	13.7	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 10 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Köhlbrand, Freigabe April 2022, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	31.9	39.3	38.9	46.3	53.8	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	1.6	2.7	2.8	3.3	3.4	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	19.6	39.0	39.7	47.4	51.6	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	26.4	32.8	32.6	36.6	39.3	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	9.2	14.8	11.3	23.9	28.2	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	5.2	9.8	8.0	13.2	21.6	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	1.0	3.3	2.2	7.9	9.2	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	5	<0.1	0.2	0.1	0.4	0.4	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	3	<0.1	0.2	0.2	0.3	0.4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	4	<0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	46.0	71.8	74.7	81.1	83.4	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	1470	2606	2600	3221	3320	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	690	1027	1040	1200	1200	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	2000	3240	3300	3900	3900	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	11	16	17	19	19	
Blei	mg/kg TS	10	0	21	34	34	41	41	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.55	0.87	0.89	1.01	1.10	
Chrom	mg/kg TS	10	0	24	36	37	42	44	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	17	26	27	30	31	
Nickel	mg/kg TS	10	0	14	21	22	24	25	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.23	0.38	0.40	0.47	0.49	
Zink	mg/kg TS	10	0	129	204	202	246	249	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	30	31	31	32	33	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	69	73	73	75	76	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.40	1.49	1.50	1.60	1.60	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	67	77	78	81	83	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	47	49	49	50	52	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	40	43	43	45	45	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.51	0.62	0.61	0.71	0.83	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	407	428	427	441	454	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	45	77	79	95	97	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	2	<10	12	12	14	18	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	39	65	66	82	83	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.62	0.92	0.90	1.11	1.30	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.3	0.5	0.5	0.6	0.6	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0.8	1.1	1.2	1.4	1.4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.4	0.5	0.6	0.6	0.7	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.0	1.5	1.6	1.8	1.8	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1.5	2.1	2.2	2.5	2.6	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	0.8	1.3	1.5	1.6	1.8	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	5.1	7.4	7.9	8.9	9.1	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.17	0.25	0.25	0.32	0.33	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0.06	0.09	0.09	0.12	0.12	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1.2	1.9	1.9	2.4	2.5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.6	5.0	4.8	5.9	6.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.4	2.2	1.9	3.1	8.0	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0.4	0.6	0.5	0.7	0.7	
HCB	µg/kg TS	10	0	1.6	2.9	2.8	3.7	4.6	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	6	11	11	13	14	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	5	7	7	8	9	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	10	16	16	19	20	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180 min	g O ₂ /kg TS	10	0	0.3	0.6	0.6	0.8	0.8	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	74	107	113	119	124	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1	1.26	1.3	1.39	1.56	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.4	0.5	0.5	0.5	0.5	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.5	0.7	0.7	0.7	0.9	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.3	1.6	1.6	1.7	1.9	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.6	0.7	0.7	0.8	0.9	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.6	2.1	2.2	2.4	2.5	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.4	3.0	3.0	3.5	3.6	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.3	1.8	1.9	2.2	2.2	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	8.3	10.3	10.5	11.7	12.5	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.30	0.35	0.35	0.40	0.40	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.10	0.13	0.13	0.15	0.17	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.3	2.7	2.7	3.0	3.0	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	2.3	2.5	2.6	2.7	2.8	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5.9	7.0	7.0	7.5	9.3	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.2	0.5	0.4	0.9	0.9	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.8	3.1	2.4	4.1	11.5	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	13.4	16.0	15.4	17.9	23.3	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.8	0.9	0.9	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	2.9	4.0	3.6	5.0	5.9	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 11 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Nor-
derelbe BI7, Freigabe Mai 2022, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	29.9	35.3	34.7	39.0	41.4	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	2.4	2.9	3.0	3.5	3.6	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	38.2	49.7	50.8	57.9	62.8	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	23.8	31.7	33.3	37.8	41.7	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	4.2	8.1	7.6	11.8	12.8	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	3.2	8.6	8.2	13.7	14.6	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.4	1.6	1.4	2.8	3.2	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	2	<0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	1	<0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	4	<0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10		74.6	81.4	80.9	88.5	91.6	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2510	3119	3190	3710	3800	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	990	1108	1100	1210	1300	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3300	3730	3750	4220	4400	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	16	20	20	22	24	
Blei	mg/kg TS	10	0	34	41	41	46	50	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.72	0.82	0.81	0.97	1.00	
Chrom	mg/kg TS	10	0	29	38	39	43	49	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	22	27	27	29	32	
Nickel	mg/kg TS	10	0	20	24	24	26	29	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.37	0.46	0.48	0.51	0.56	
Zink	mg/kg TS	10	0	187	217	218	245	263	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	30	32	32	33	33	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	67	71	71	72	72	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.98	1.14	1.10	1.40	1.40	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	59	66	67	69	71	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	38	43	43	45	46	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	36	39	39	40	40	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.48	0.55	0.57	0.58	0.59	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	324	365	368	386	392	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	56	97	98	131	140	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	6	<10	k.MW	<10	12	13	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	49	87	88	122	126	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.81	0.96	0.98	1.03	1.07	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.4	0.5	0.5	0.6	0.7	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.4	0.5	0.5	0.6	0.7	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.1	1.4	1.4	1.5	1.7	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.5	0.7	0.6	0.8	1.0	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.3	1.7	1.7	1.9	2.2	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1.8	2.3	2.4	2.5	2.9	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.2	1.4	1.4	1.6	2.2	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	6.7	8.5	8.4	9.5	11.4	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.15	0.22	0.22	0.23	0.26	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0.07	0.08	0.08	0.10	0.11	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1.6	2.1	2.2	2.4	2.4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.8	5.2	5.5	6.1	6.1	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.5	1.9	1.1	4.0	5.7	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0.5	0.6	0.6	0.7	0.8	
HCB	µg/kg TS	10	0	2.2	2.8	2.8	3.1	3.2	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	10	13	13	14	15	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	6	7	7	9	10	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	13	23	18	47	52	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	1	2	2	2	3	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	10	0	1.00	1.40	1.30	1.60	1.90	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	72	119	125	154	159	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.98	1.18	1.17	1.32	1.36	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.5	0.7	0.7	0.8	0.9	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.5	0.7	0.6	0.8	0.9	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.3	1.7	1.6	1.9	2.3	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.6	0.8	0.8	1.0	1.3	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.6	2.1	2.1	2.5	2.9	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.2	2.9	2.8	3.3	3.9	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.4	1.8	1.7	2.0	2.9	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	8.1	10.6	10.1	12.1	15.1	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.20	0.27	0.30	0.30	0.30	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.08	0.10	0.10	0.13	0.13	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1.9	2.6	2.7	3.1	3.2	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	1.8	2.5	2.5	3.0	3.4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	4.6	6.5	6.4	7.5	7.8	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.1	0.4	0.2	0.7	1.2	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.6	2.3	1.3	4.8	7.5	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	9.3	14.6	14.7	17.6	22.3	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0.5	0.7	0.7	0.9	0.9	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	2.6	3.4	3.5	4.0	4.1	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 12 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Süderelbe Bl.5, Freigabe April 2022, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	20	0	30.9	38.7	37.9	43.6	50.3	
TOC (C)	Gew.% TS	20	0	2.0	3.3	3.4	4.0	4.2	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	20	0	31.0	52.5	55.3	62.6	65.1	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	20	0	20.3	33.5	33.2	41.0	47.1	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	20	0	4.3	8.8	7.6	14.8	17.8	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	20	0	0.9	2.1	2.2	2.9	3.5	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	20	0	0.3	1.5	0.9	3.9	4.3	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	20	3	<0.1	0.3	0.2	0.8	1.2	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	20	6	<0.1	0.2	0.1	0.4	1.1	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	20	9	<0.1	1.1	0.1	0.7	16.7	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	20	0	69.9	86	87.8	92.1	93.2	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	20	0	1730	3190	3410	3896	3960	1500
Phosphor	mg/kg TS	20	0	900	1270	1300	1500	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	20	0	2600	3885	3950	4500	4900	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	20	0	13	20	21	24	24	
Blei	mg/kg TS	20	0	27	43	44	51	53	
Cadmium	mg/kg TS	20	0	0.8	1.3	1.3	1.6	1.7	
Chrom	mg/kg TS	20	0	28	43	43	51	53	
Kupfer	mg/kg TS	20	0	22	34	33	41	54	
Nickel	mg/kg TS	20	0	17	27	28	31	32	
Quecksilber	mg/kg TS	20	0	0.4	0.6	0.6	0.7	0.7	
Zink	mg/kg TS	20	0	182	285	294	353	358	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	20	0	29	31	32	33	33	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	20	0	69	73	73	76	76	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	20	0	1.3	1.6	1.7	1.9	2.0	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	20	0	64	74	74	81	85	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	20	0	46	51	51	55	57	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	20	0	38	42	42	44	47	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	20	0	0.6	0.7	0.7	0.8	0.9	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	20	0	403	442	440	485	490	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	20	0	50	104	110	130	140	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	20	4	<10	14	14	17	25	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	20	0	43	90	90	117	120	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	20	0	0.91	1.23	1.2	1.55	1.82	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	20	0	0.3	0.5	0.5	0.6	0.6	
PCB 52	µg/kg TS	20	0	0.4	0.6	0.6	0.8	0.9	
PCB 101	µg/kg TS	20	0	1.1	1.4	1.4	1.6	1.7	
PCB 118	µg/kg TS	20	0	0.5	0.7	0.7	0.8	0.9	
PCB 138	µg/kg TS	20	0	2.1	2.7	2.6	3.2	3.2	
PCB 153	µg/kg TS	20	0	1.5	1.9	1.9	2.3	2.4	
PCB 180	µg/kg TS	20	0	1.3	1.7	1.6	2.2	2.3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	20	0	7.5	9.4	9.4	11.0	11.6	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	20	0	0.24	0.39	0.36	0.50	0.61	
gamma-HCH	µg/kg TS	20	0	0.07	0.11	0.12	0.14	0.17	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	20	0	1.8	3.1	3.0	4.2	4.6	
p,p'-DDD	µg/kg TS	20	0	5.1	8.7	8.3	11.2	13.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	20	0	0.8	3.9	1.6	7.6	21.0	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	20	0	0.6	0.9	0.9	1.1	1.2	
HCB	µg/kg TS	20	0	2.9	4.7	4.1	6.6	7.6	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	20	0	12	17	18	20	22	
Dibutylzinn	µg /kg TS	20	0	6	9	9	12	13	
Tributylzinn	µg /kg TS	20	0	13	17	17	20	24	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	20	14	<1	k.MW	<1	1	2	
Triphenylzinn	µg /kg TS	20	19	<1	k.MW	<1	<1	3	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	20	20	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	20	0	0.6	1.4	1.5	1.8	1.9	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	20	0	64	120	124	148	186	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	20	0	1.10	1.42	1.41	1.66	2.04	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	20	0	0.4	0.5	0.6	0.6	0.7	
PCB 52	µg/kg TS	20	0	0.5	0.7	0.7	0.9	1.3	
PCB 101	µg/kg TS	20	0	1.3	1.6	1.6	1.7	2.3	
PCB 118	µg/kg TS	20	0	0.6	0.8	0.8	0.9	1.2	
PCB 138	µg/kg TS	20	0	2.4	3.1	3.1	3.5	3.8	
PCB 153	µg/kg TS	20	0	1.7	2.2	2.2	2.6	2.7	
PCB 180	µg/kg TS	20	0	1.5	2.0	1.9	2.5	2.5	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	20	0	8.4	10.9	10.7	12.7	14.2	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	20	0	0.30	0.46	0.40	0.60	0.70	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	20	0	0.08	0.13	0.13	0.17	0.20	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	20	0	0.3	0.5	0.5	0.6	0.7	
p,p'-DDE	µg/kg TS	20	0	2.3	3.5	3.4	4.6	5.1	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	20	0	2.4	3.6	3.5	4.6	5.1	
p,p'-DDD	µg/kg TS	20	0	6.5	10.1	9.6	13.1	14.4	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	20	0	0.2	0.6	0.4	1.2	1.5	
p,p'-DDT	µg/kg TS	20	0	1.0	4.5	2.1	8.9	22.9	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	20	0	13.5	22.7	19.9	32.4	45.3	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	20	0	0.8	1.0	1.0	1.2	1.3	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	20	0	3.5	5.5	5.1	8.1	9.2	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 13 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Parkhafen, Freigabe April 2022, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ W2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	29.1	32.1	31.5	35.9	36.8	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	3.0	3.5	3.6	3.7	3.8	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	47.1	59.9	60.7	65.3	72.1	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	21.8	28.5	29.2	31.6	35.0	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	4.6	7.1	6.9	9.5	10.2	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0.9	2.1	2.1	3.1	4.5	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.2	1.9	1.2	4.5	6.4	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	1	<0.1	0.3	0.2	0.6	1.2	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	2	<0.1	0.2	0.1	0.5	0.9	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	6	<0.1	k.MW	<0.1	0.2	0.2	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	78.3	88.3	88.9	91.7	93.9	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2810	3331	3475	3595	3820	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1200	1350	1400	1400	1400	500
Schwefel	mg/kg TS			3800	4340	4350	4600	4600	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	19	22	23	24	25	
Blei	mg/kg TS	10	0	40	49	50	53	55	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.99	1.20	1.20	1.31	1.40	
Chrom	mg/kg TS	10	0	44	50	49	53	59	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	32	37	37	40	43	
Nickel	mg/kg TS	10	0	24	29	29	31	34	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.44	0.52	0.52	0.58	0.67	
Zink	mg/kg TS	10	0	245	286	290	308	310	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	30	33	33	34	34	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	70	73	73	74	76	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.20	1.42	1.45	1.51	1.60	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	75	84	85	89	89	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	46	51	52	53	54	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	43	45	45	45	46	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.53	0.61	0.61	0.67	0.68	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	381	424	427	443	445	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	92	117	120	130	130	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	7	12	16	16	19	21	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	80	101	104	108	110	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.98	1.28	1.23	1.45	1.91	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.4	0.5	0.5	0.5	0.5	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.5	0.6	0.6	0.7	0.7	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.2	1.4	1.5	1.5	1.5	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.6	0.7	0.7	0.7	0.8	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.7	1.9	2.0	2.1	2.1	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.4	2.8	2.8	3.0	3.1	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.4	1.6	1.7	1.9	1.9	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	8.3	9.5	9.6	10.1	10.5	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.21	0.29	0.30	0.35	0.38	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0.09	0.13	0.13	0.15	0.16	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.3	2.6	2.6	2.8	2.8	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5.6	6.6	6.7	7.2	7.3	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.7	1.5	1.2	2.7	3.2	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.8	0.9	0.9	
HCB	µg/kg TS	10	0	3.1	3.7	3.7	4.1	4.2	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	12	16	16	17	19	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	7	10	10	11	12	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	15	22	22	28	29	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	1	1	1	2	2	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	10	0	0.7	1	1	1.4	1.4	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	117	133	132	145	149	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.25	1.44	1.35	1.59	2.02	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.6	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.6	0.7	0.7	0.8	0.8	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.5	1.6	1.6	1.7	1.8	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.8	0.8	0.9	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2.1	2.2	2.2	2.3	2.3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.9	3.2	3.2	3.4	3.4	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.6	1.9	1.9	2.1	2.2	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	10.0	10.8	10.8	11.5	11.7	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.20	0.33	0.30	0.40	0.40	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.11	0.15	0.15	0.17	0.17	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.4	2.9	2.9	3.1	3.1	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	2.4	2.7	2.7	3.0	3.4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	6.0	7.5	7.6	8.0	8.4	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.2	0.3	0.3	0.4	0.4	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.8	1.8	1.4	3.3	3.5	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	12.0	15.5	15.5	17.2	17.5	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0.9	0.9	0.9	1.0	1.0	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	3.6	4.2	4.2	4.6	4.6	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 14 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Vorhafen, Freigabe Mai 2022, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	23.1	30.0	29.9	35.0	35.7	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	3.1	4.0	4.0	4.6	4.8	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	47.1	62.0	60.4	72.7	72.8	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	20.8	28.3	29.8	31.8	32.3	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	3.4	6.9	6.5	9.1	14.9	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0.6	1.6	1.3	2.4	5.4	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.8	0.6	2.0	2.0	
Fraktion 630 - 1000µm	Gew.% TS	10	2	<0.1	0.2	0.1	0.3	0.4	
Fraktion 1000-2000µm	Gew.% TS	10	1	<0.1	0.2	0.1	0.2	0.7	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	7	<0.1	k.MW	<0.1	0.2	0.3	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	78.8	90.4	90.7	94.3	95.5	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2050	4004	3945	4948	6280	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1100	1410	1400	1510	1600	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3400	4370	4400	4920	5100	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	18	24	25	26	27	
Blei	mg/kg TS	10	0	41	54	54	60	61	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1.20	1.42	1.40	1.60	1.60	
Chrom	mg/kg TS	10	0	39	50	50	56	57	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	30	41	40	45	46	
Nickel	mg/kg TS	10	0	24	31	31	33	34	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.43	0.64	0.66	0.73	0.77	
Zink	mg/kg TS	10	0	232	320	322	357	371	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	30	31	31	32	32	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	73	75	75	76	77	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.50	1.75	1.80	1.90	1.90	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	58	61	61	64	68	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	44	49	49	51	54	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	37	39	38	40	45	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.68	0.82	0.82	0.87	0.89	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	400	435	434	458	463	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	110	145	145	170	170	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	16	19	18	23	23	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	89	126	127	148	149	
PAK									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.00	1.28	1.28	1.47	1.48	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.7	0.9	1.0	1.1	1.1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.6	0.9	0.8	1.0	1.1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.3	1.8	1.8	2.1	2.2	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.6	1.0	1.0	1.3	1.4	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.8	2.3	2.2	2.9	3.0	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.8	3.4	3.4	3.7	3.8	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.6	2.1	2.2	2.5	2.6	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	10.2	12.5	12.1	14.7	14.9	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.28	0.48	0.42	0.55	1.10	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0.09	0.13	0.13	0.17	0.20	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.7	3.6	3.7	4.0	4.1	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5.9	9.5	9.8	12.0	12.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1.0	3.8	3.0	6.3	12.0	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0.6	1.2	1.3	1.7	1.8	
HCB	µg/kg TS	10	0	2.9	5.9	5.5	8.9	9.1	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	11	18	18	21	23	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	8	10	10	12	12	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	17	22	22	27	28	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	1	<1	1	2	2	2	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	10	0	1.4	2.0	2.0	2.3	2.3	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	140	160	159	178	182	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.25	1.41	1.41	1.59	1.63	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.8	1.0	1.1	1.2	1.2	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.8	0.9	0.9	1.1	1.2	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.6	2.0	2.0	2.3	2.4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.7	1.2	1.1	1.5	1.5	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.9	2.5	2.5	3.0	3.4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3.5	3.8	3.7	4.0	4.3	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2.0	2.4	2.4	2.7	2.8	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	12.1	13.8	13.1	15.8	16.6	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.4	0.52	0.45	0.57	1.2	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.1	0.14	0.14	0.18	0.22	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.3	0.5	0.5	0.6	0.6	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3.4	4.0	4.0	4.4	4.5	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	2.2	3.4	3.5	4.2	4.4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	7.5	10.5	10.7	12.7	12.8	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.3	0.6	0.5	1.0	1.7	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1.1	4.2	3.3	6.8	13.4	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	15.6	23.1	22.9	28.7	31.2	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0.8	1.4	1.4	1.9	1.9	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	3.7	6.5	6.2	9.3	9.7	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 15 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Rethe, Freigabe Mai/Juni 2022, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	11	0	25.4	33.2	32.0	41.7	42.7	
TOC (C)	Gew.% TS	11	0	2.5	3.8	4.0	4.6	4.6	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	11	0	33.1	59.4	61.8	72.4	79.3	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	11	0	18.0	33.5	32.2	44.9	57.3	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	11	0	2.2	5.8	5.5	7.5	15.0	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	11	0	0.3	0.9	0.7	1.6	2.4	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	11	0	0.1	0.3	0.2	0.3	0.7	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	11	4	<0.1	0.2	0.1	0.3	0.5	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	11	7	<0.1	k.MW	<0.1	0.2	0.2	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	11	8	<0.1	k.MW	<0.1	0.2	0.2	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	11	0	81.9	92.9	93.2	96.3	97.3	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	11	0	2200	3938	4300	4900	5050	1500
Phosphor	mg/kg TS	11	0	1000	1364	1400	1500	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	11	0	3000	4227	4400	4900	5100	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	11	0	15	21	22	24	25	
Blei	mg/kg TS	11	0	33	48	48	55	57	
Cadmium	mg/kg TS	11	0	0.94	1.35	1.50	1.50	1.50	
Chrom	mg/kg TS	11	0	31	45	47	51	52	
Kupfer	mg/kg TS	11	0	27	36	38	40	40	
Nickel	mg/kg TS	11	0	20	28	29	31	33	
Quecksilber	mg/kg TS	11	0	0.31	0.60	0.68	0.73	0.74	
Zink	mg/kg TS	11	0	206	298	311	338	338	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	11	0	30	31	31	33	33	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	11	0	69	74	74	76	78	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	11	0	1.50	1.70	1.70	1.90	1.90	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	11	0	59	73	71	79	80	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	11	0	46	52	52	56	57	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	11	0	39	42	42	45	45	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	11	0	0.53	0.65	0.66	0.70	0.75	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	11	0	421	445	442	467	493	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	11	0	79	136	150	160	160	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	11	1	<10	18	18	22	29	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	11	0	70	117	122	143	144	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	11	0	0.98	1.24	1.31	1.36	1.38	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	11	0	0.5	0.7	0.7	0.9	0.9	
PCB 52	µg/kg TS	11	0	0.4	0.7	0.7	0.9	0.9	
PCB 101	µg/kg TS	11	0	1.3	1.7	1.7	1.9	2.1	
PCB 118	µg/kg TS	11	0	0.7	0.9	0.9	1.0	1.0	
PCB 138	µg/kg TS	11	0	1.6	2.2	2.2	2.6	2.8	
PCB 153	µg/kg TS	11	0	2.2	3.0	3.0	3.5	3.5	
PCB 180	µg/kg TS	11	0	1.3	1.9	1.9	2.3	2.3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	11	0	8.2	11.0	11.3	12.8	13.0	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohe-									
alpha-HCH	µg/kg	11	0	0.29	0.36	0.31	0.46	0.58	
gamma-HCH	µg/kg	11	0	0.09	0.13	0.12	0.16	0.22	
DDT und Metabo-									
p,p'-DDE	µg/kg	11	0	2.1	3.0	3.1	3.3	3.7	
p,p'-DDD	µg/kg	11	0	5.7	8.1	7.8	9.7	12.0	
p,p'-DDT	µg/kg	11	0	1.5	2.9	2.2	3.6	8.7	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg	11	0	0.6	0.8	0.9	0.9	0.9	
HCB	µg/kg	11	0	2.7	5.3	4.6	6.2	14.0	
Organozinnverbindungen									
Monobutylzinn	µg /kg	11	0	9	15	16	18	20	
Dibutylzinn	µg /kg	11	0	5	9	9	10	12	
Tributylzinn	µg /kg	11	0	15	19	19	21	24	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg	11	0	1	2	2	3	3	
Triphenylzinn	µg /kg	11	11	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg	11	11	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung	g O ₂ /kg	11	0	1.1	1.7	1.6	2.1	2.4	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasser-									
Mineralöl	mg/kg	11	0	87	146	156	164	172	200 / 600
Polyzyklische Aro-									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg	11	0	1.09	1.32	1.35	1.44	1.47	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle <									
PCB 28	µg/kg	11	0	0.6	0.8	0.8	0.9	1.0	
PCB 52	µg/kg	11	0	0.5	0.7	0.7	0.9	1.0	
PCB 101	µg/kg	11	0	1.4	1.8	1.8	2.1	2.2	
PCB 118	µg/kg	11	0	0.7	0.9	1.0	1.1	1.1	
PCB 138	µg/kg	11	0	1.8	2.4	2.4	2.8	3.4	
PCB 153	µg/kg	11	0	2.4	3.2	3.2	3.6	3.8	
PCB 180	µg/kg	11	0	1.5	2.0	2.0	2.4	2.5	
PCB Summe 7	µg/kg	11	0	9.0	11.9	11.9	13.5	13.9	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63									
alpha-HCH -63µm	µg/kg	11	0	0.30	0.38	0.30	0.50	0.60	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg	11	0	0.10	0.14	0.13	0.17	0.23	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg	11	0	0.2	0.3	0.3	0.4	0.5	
p,p'-DDE	µg/kg	11	0	2.3	3.2	3.3	3.6	3.8	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg	11	0	2.5	3.5	3.2	4.0	7.0	
p,p'-DDD	µg/kg	11	0	6.3	8.7	8.1	10.1	12.3	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg	11	0	0.2	0.5	0.4	0.7	1.3	
p,p'-DDT	µg/kg	11	0	1.6	3.1	2.3	3.9	8.9	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg	11	0	13.7	19.3	18.7	21.5	30.0	
Chlorbenzole < 63									
Pentachlorbenzol	µg/kg	11	0	0.7	0.9	0.9	1.0	1.0	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg	11	0	3.3	5.6	4.7	6.4	15.1	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 16 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Sandauhafen, Freigabe Mai 2022, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	26.6	32.3	31.2	37.3	40.4	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	3.0	4.0	4.0	4.5	4.7	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	52.8	63.0	62.1	69.4	72.7	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	20.9	28.5	28.5	33.4	33.8	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	2.4	5.6	5.4	8.9	11.6	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0.5	1.1	1.0	2.0	2.5	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.3	0.9	0.7	1.7	2.2	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	1	<0.1	0.4	0.3	0.7	1	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	1	<0.1	0.4	0.3	0.7	0.9	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	6	<0.1	k.MW	<0.1	0.5	0.7	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	82.8	91.5	92.3	95	95.9	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	3040	3977	3935	4620	4800	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1300	1470	1450	1600	1600	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3400	4380	4400	4910	5000	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	19	22	22	24	26	
Blei	mg/kg TS	10	0	46	52	52	58	61	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1.00	1.45	1.45	1.61	1.70	
Chrom	mg/kg TS	10	0	39	44	44	50	55	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	33	42	42	49	52	
Nickel	mg/kg TS	10	0	26	29	29	32	34	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.58	0.71	0.71	0.78	0.81	
Zink	mg/kg TS	10	0	262	326	331	359	363	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	30	31	32	32	32	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	71	74	74	77	79	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.30	1.67	1.65	1.82	2.00	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	74	78	77	82	82	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	47	52	52	56	59	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	42	43	42	43	44	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.67	0.72	0.69	0.78	0.90	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	407	449	452	471	496	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	120	147	155	160	160	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	19	24	24	28	30	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	103	122	127	135	138	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.14	1.35	1.32	1.49	1.73	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0						
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.6	0.8	0.8	0.9	1.0	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.4	1.8	1.8	2.0	2.2	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.8	0.9	0.9	1.1	1.1	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.8	2.3	2.4	2.8	2.9	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.6	3.3	3.3	4.0	4.0	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.6	2.1	2.1	2.3	2.6	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	9.3	12.0	12.1	13.9	14.7	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohe-									
alpha-HCH	µg/kg	10	0	0.26	0.37	0.38	0.46	0.47	
gamma-HCH	µg/kg	10	0	0.10	0.16	0.15	0.20	0.24	
DDT und Metabo-									
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	2.3	3.2	3.4	3.5	3.5	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	6.8	8.2	8.1	9.9	10.0	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	0.9	2.1	1.9	3.1	4.1	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg	10	0	0.8	0.9	0.9	0.9	1.0	
HCB	µg/kg	10	0	3.1	4.4	4.5	4.9	5.0	
Organozinnverbindungen									
Monobutylzinn	µg /kg	10	0	15	18	16	23	28	
Dibutylzinn	µg /kg	10	0	8	10	10	13	14	
Tributylzinn	µg /kg	10	0	18	24	22	31	41	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg	10	0	1	2	2	3	3	
Triphenylzinn	µg /kg	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung	g O ₂ /kg	10	0	1.5	2.0	1.9	2.6	2.7	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasser-									
Mineralöl	mg/kg	10	0	130	161	163	174	177	200 / 600
Polyzyklische Aro-									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg	10	0	1.28	1.48	1.46	1.60	1.90	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle <									
PCB 28	µg/kg	10	0	0.6	0.9	0.8	1.0	1.0	
PCB 52	µg/kg	10	0	0.6	0.8	0.8	0.9	1.1	
PCB 101	µg/kg	10	0	1.6	2.0	2.0	2.1	2.4	
PCB 118	µg/kg	10	0	0.8	1.0	1.0	1.2	1.2	
PCB 138	µg/kg	10	0	2.1	2.6	2.6	3.0	3.2	
PCB 153	µg/kg	10	0	3.0	3.6	3.6	4.2	4.4	
PCB 180	µg/kg	10	0	1.8	2.3	2.2	2.5	2.9	
PCB Summe 7	µg/kg	10	0	10.6	13.1	13.1	14.8	16.2	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63									
alpha-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0.30	0.41	0.40	0.50	0.50	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0.11	0.17	0.16	0.22	0.26	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg	10	0	0.2	0.3	0.3	0.4	0.5	
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	2.6	3.5	3.6	3.8	3.9	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg	10	0	2.7	3.5	3.5	3.9	4.0	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	7.6	9.0	8.7	10.8	10.9	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg	10	0	0.2	0.4	0.4	0.6	0.7	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	1.1	2.3	2.1	3.3	4.5	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg	10	0	14.6	19.0	18.8	20.9	24.0	
Chlorbenzole < 63									
Pentachlorbenzol	µg/kg	10	0	0.8	1.0	1.0	1.0	1.1	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg	10	0	3.7	4.7	4.8	5.3	5.3	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 17 **Arithmetische Mittelwerte der einzelnen Parameter des Referenzzeitraums 2005 bis 2015 in den Gebieten Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Bl 5 (für Prüfung Freigaben nach Maßgabe 2.11 des Einvernehmens)**

		KÖHLBRAND									KÖHLBRAND	
Parameter	Einheit	2005	2006_1	2006_2	2007_1	2007_2	2008	2009	2014	2015	Mittelwert 2005 - 2015	05-15
		X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	32	35	36	37	38	38	35	31	36	35	2,5
Blei < 20 µm	mg/kg TS	94	98	88	85	88	95	82	87	91	90	5,1
Cd < 20 µm	mg/kg TS	2,8	2,6	3,5	2,4	2,8	3,0	3,0	2,3	2,7	2,8	0,4
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	106	74	76	79	83	82	57	81	90	81	13
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	70	69	88	72	72	78	70	63	72	72	7
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	44	46	44	44	42	36	43	45	43	3
Hg < 20 µm	mg/kg TS	2,0	1,5	1,7	1,4	1,5	1,9	1,8	1,8	2,0	1,8	0,2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	604	526	696	525	614	729	601	581	644	613	69
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	157	162	65	43	79	89	75	44	42	84	46
KWST < 63 µm	mg/kg TS	210	329	228	139	149	179	125	146	103	179	69
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,0	2,1	3,2	1,9	4,5	2,7	1,9	2,0	2,0	2,5	0,9
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	29,8	17,0	26,3	19,1	24,8	23,2	16,2	16,3	15,7	20,9	5,2
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,4	0,9	1,6	1,0	1,0	0,8	0,5	0,7	0,7	1,0	0,4
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,4	0,1	0,4	0,4	0,3	0,2	0,1	0,3	0,2	0,4	0,4
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4,3	3,4	9,1	4,9	5,2	4,9	4,2	3,8	3,3	4,8	1,7
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	19,7	9,9	21,7	12,8	17,5	14,2	12,3	11,8	10,0	14,4	4,3
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	4,1	4,9	12,1	3,2	4,1	5,6	4,7	2,8	5,1	5,2	2,7
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1,2	2,2	2,9	1,4	1,7	1,2	1,1	1,5	1,8	1,7	0,6
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9,0	9,8	19,0	7,6	9,7	7,9	6,6	7,6	6,2	9,3	3,9

		NORDERELBE BLATT 7									NORDERELBE BLATT 7	
Parameter	Einheit	2005	2006-1	2006-2	2007-1	2007-2	2008	2009	2014	2015	Mittelwert 2005 - 2015	05-15
		X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	29	37	37	39	40	32	35	31	33	35	4
Blei < 20 µm	mg/kg TS	88	82	92	89	88	91	85	83	86	87	3
Cd < 20 µm	mg/kg TS	2,4	2,6	3,3	2,7	2,5	2,9	2,7	1,9	1,6	2,5	0,5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	86	77	78	83	90	67	57	81	70	77	10
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	62	73	91	77	71	86	75	56	57	72	12
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	40	46	46	46	46	39	36	42	42	43	4
Hg < 20 µm	mg/kg TS	2,0	1,6	1,7	1,6	1,4	1,7	1,7	1,3	1,4	1,6	0,2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	466	565	682	599	595	638	581	537	494	573	67
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	156	117	95	52	83	62	99	46	30	82	39
KWST < 63 µm	mg/kg TS	161	584	155	100	90	118	75	87	87	162	161
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	1,6	2,0	2,4	2,0	1,8	1,5	2,9	1,9	2,1	2,0	0,4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	28	25	18	17	18	15	24	13	15	19,2	5,1
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,8	0,9	1,0	0,7	0,8	0,5	0,6	0,6	0,6	0,7	0,2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,5	0,2	0,3	0,2	0,5	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,4
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	5,0	3,5	5,4	4,8	5,3	4,1	4,4	2,9	2,8	4,2	1,0
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	19,2	9,9	14,5	11,1	13,8	9,7	9,7	10,4	8,4	11,9	3,4
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2,6	1,8	3,3	2,0	4,7	3,0	2,2	2,5	2,0	2,7	0,9
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1,0	0,7	1,3	1,1	1,4	0,9	0,6	1,3	1,4	1,1	0,3
HCB < 63 µm	µg/kg TS	8,5	5,1	6,6	6,5	7,5	5,0	7,4	5,8	5,5	6,4	1,2

		SÜDERELBE BLATT 5									SÜDERELBE BLATT 5	
Parameter	Einheit	2005	2006-1	2006-2	2007-1	2007-2	2008	2009	2014	2015	Mittelwert 2005 - 2015	05-15
		X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	33	38	36	39	40	35	36	35	35	36	2
Blei < 20 µm	mg/kg TS	102	109	92	93	89	97	90	94	91	95	7
Cd < 20 µm	mg/kg TS	4,1	3,6	3,9	3,5	3,9	4,2	4,0	3,0	2,7	3,6	0,5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	74	76	79	84	71	62	84	72	75	7
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	110	79	86	85	83	93	82	69	69	84	12
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	47	45	45	45	45	42	37	45	42	43	3
Hg < 20 µm	mg/kg TS	1,7	1,9	1,8	2,0	1,8	2,3	1,9	1,7	1,7	1,9	0,2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	743	626	721	645	733	824	708	688	620	701	65
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	107	133	115	35	70	65	69	33	34	73	37
KWST < 63 µm	mg/kg TS	521	397	323	258	187	226	191	121	116	260	133
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,4	2,3	3,1	2,5	2,2	2,9	2,6	2,3	1,9	2,5	0,4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	23	21	19	22	19	24	24	14	15	20,3	3,6
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,6	1,3	2,0	2,1	1,3	1,2	1,0	0,9	0,7	1,3	0,5
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,7	0,2	0,4	0,6	0,6	0,4	0,4	0,2	0,2	0,4	0,2
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6,8	5,2	9,0	7,0	7,0	7,5	6,6	4,5	4,1	6,4	1,5
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	22,6	12,6	22,1	19,8	22,8	22,9	18,0	13,8	12,1	18,5	4,6
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	13,7	7,6	9,7	5,9	12,7	16,8	7,9	5,6	4,4	9,4	4,2
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2,5	2,1	3,2	2,0	2,3	1,9	2,0	1,9	1,8	2,2	0,4
HCB < 63 µm	µg/kg TS	17,0	13,6	15,4	16,4	12,8	11,1	9,8	9,3	6,9	12,5	3,5

Tabelle A 18

Vergleich der chemischen Parameter der Freigabebeprobungen aus dem Jahr 2021 der Teilgebiete mit den arithmetischen Mittelwerten des jeweiligen Referenzgebietes aus 2005 bis 2015

		Referenz KB 05-15	Referenz KB 05-15	Frei KB 21	Frei KB 21	Frei Pa21	Frei Pa21	Frei VH21	Frei VH21
		X	Stabw	X	Stabw	X	Stabw	X	Stabw
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	2.5	26	0.8	28	1.4	29	2.0
Blei < 20 µm	mg/kg TS	90	5.1	66	1.8	66	2.1	72	4.0
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.8	0.4	1.4	0.1	1.2	0.1	1.3	0.2
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	81	13	59	3	63	4	68	7
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	7	41	2	42	3	46	6
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3	35	2	36	2	40	3
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.8	0.2	0.6	0.1	0.6	0.0	0.6	0.1
Zink < 20 µm	mg/kg TS	613	69	381	14	385	26	410	37
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	84	46	15	4	25	19	20	4
KWST < 63 µm	mg/kg TS	179	69	102	38	140	43	173	49
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.9	1.2	0.2	1.2	0.2	1.3	0.1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.9	5.2	10.8	1.7	11.2	1.4	12.2	1.4
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.0	0.4	0.4	0.1	0.4	0.1	0.3	0.0
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.4	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.8	1.7	2.9	0.3	2.9	0.2	3.2	0.2
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	14.4	4.3	6.8	2.1	6.4	2.5	8.3	1.2
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	5.2	2.7	3.2	3.8	1.3	1.0	4.2	7.3
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.7	0.6	0.8	0.1	0.9	0.1	0.9	0.1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9.3	3.9	4.2	0.5	4.3	0.5	4.5	0.6

		Referenz SE 05-15	Referenz SE 05-15	Frei SN21	Frei SN21	Frei Sa21	Frei Sa21	Frei Re21	Frei Re21
		X	Stabw	X	Stabw	X	Stabw	X	Stabw
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	36	2.1	28	0.7	29	1.1	32	1.5
Blei < 20 µm	mg/kg TS	95	6.6	74	2.7	71	3.0	71	2.3
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	3.6	0.5	1.5	0.1	1.4	0.1	1.4	0.2
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	7	63	1.8	64	4.3	67	2.6
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	84	12	44	2.1	45	2.6	45	2.3
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3	38	1.1	39	1.7	39	1.1
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.9	0.2	0.65	0.03	0.68	0.05	0.6	0.04
Zink < 20 µm	mg/kg TS	701	65	423	18	421	18	410	27
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	73	37	16	3	17	1	17	3
KWST < 63 µm	mg/kg TS	260	133	107	35	172	33	160	19
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.4	1.2	0.1	1.4	0.1	1.3	0.1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.3	3.6	12.5	1.7	12.5	0.7	12.2	0.6
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.3	0.5	0.4	0.1	0.4	0.1	0.4	0.04
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.2	0.1	0.02	0.1	0.01	0.1	0.01
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.5	3.2	0.5	3.5	0.3	3.3	0.1
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	18.5	4.6	8.3	2.0	10.2	0.8	9.7	0.7
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	9.4	4.2	3.9	4.9	3.1	1.5	3.3	2.5
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2.2	0.4	1.0	0.1	1.0	0.1	1.0	0.1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	12.5	3.5	4.9	1.3	5.9	2.4	5.8	4.2

		Referenz NE7 05-15	Referenz NE7 05-15	Frei NE7 21	Frei NE7 21	Frei BBox 21	Frei BBox 21
		X	Stabw	X	Stabw	X	Stabw
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	4.0	34	1.5	28	1.5
Blei < 20 µm	mg/kg TS	87	3.4	76	2.2	63	5.0
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.5	0.5	1.0	0.1	0.9	0.2
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	77	10.4	75	2.3	78	11.9
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	12.0	43	2.8	47	5.2
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.9	43	1.2	40	2.4
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.6	0.20	0.6	0.04	0.67	0.07
Zink < 20 µm	mg/kg TS	573	67	369	18	318	24
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	82	39	17	2	15	3
KWST < 63 µm	mg/kg TS	162	161	148	21	124	26
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.0	0.4	1.1	0.1	1.1	0.2
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	19.2	5.1	10	0.8	8.5	2.1
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.7	0.17	0.3	0.11	0.3	0.09
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.42	0.1	0.01	k.MW	0.05
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.2	1.0	2.4	0.3	2.0	0.3
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	11.9	3.4	6.5	0.7	4.9	0.9
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2.7	0.9	1.1	1.2	0.6	0.4
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.1	0.3	0.7	0.1	0.6	0.1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.2	3.0	0.6	2.8	0.6

KB = Köhlbrand, NE6 = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE7 = Norderelbe Blatt 7, SE5 = Süderelbe Bl. 5, SN21 = Süderelbe Bl. 5 Nord 2021

Tabelle A 19

Vergleich der chemischen Parameter der Freigabebeobachtungen aus dem Jahr 2022 der Teilgebiete mit den arithmetischen Mittelwerten des jeweiligen Referenzgebietes aus 2005 bis 2015

		Referenz	Referenz	Frei	Frei	Frei	Frei	Frei	Frei
		KB 05-15	KB 05-15	KB 22	KB 22	Pa22	Pa22	VH22	VH22
		X	Stabw	X	Stabw	X	Stabw	X	Stabw
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	2.5	31	0.9	33	1.2	31	0.8
Blei < 20 µm	mg/kg TS	90	5.1	73	2.3	73	1.9	75	1.4
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.8	0.4	1.5	0.1	1.4	0.1	1.8	0.1
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	81	13.0	77	4.6	84	4.7	61	3.2
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	7.0	49	1.5	51	2.6	49	2.6
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.0	43	1.5	45	0.8	39	2.4
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.8	0.23	0.6	0.10	0.6	0.05	0.8	0.07
Zink < 20 µm	mg/kg TS	613	69	428	14	424	20	435	18
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	84	46	16	3	22	5	22	4
KWST < 63 µm	mg/kg TS	179	69	107	15	133	10	160	14
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.9	1.3	0.2	1.4	0.2	1.4	0.1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.9	5.2	10.3	1.3	10.8	0.5	13.8	1.5
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.0	0.35	0.4	0.05	0.3	0.07	0.5	0.24
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.41	0.1	0.02	0.1	0.02	0.1	0.04
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.8	1.7	2.7	0.3	2.9	0.2	4.0	0.4
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	14.4	4.3	7.0	0.9	7.5	0.6	10.5	1.8
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	5.2	2.7	3.1	3.1	1.8	0.9	4.2	3.6
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.7	0.6	0.8	0.1	0.9	0.1	1.4	0.4
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9.3	3.9	4.0	0.9	4.2	0.3	6.5	2.1

		Referenz	Referenz	Frei	Frei	Frei	Frei	Frei	Frei
		SE 05-15	SE 05-15	SE22	SE22	Sa22	Sa22	Re22	Re22
		X	Stabw	X	Stabw	X	Stabw	X	Stabw
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	36	2.1	31	1.1	31	0.8	31	1.3
Blei < 20 µm	mg/kg TS	95	6.6	73	2.2	74	2.4	74	2.3
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	3.6	0.5	1.6	0.2	1.7	0.2	1.7	0.1
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	6.8	74	5.7	78	3.3	73	6.1
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	84	12.4	51	3.6	52	3.9	52	3.3
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.0	42	2.0	43	0.7	42	2.1
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.9	0.19	0.7	0.11	0.7	0.07	0.7	0.06
Zink < 20 µm	mg/kg TS	701	65	442	29	449	26	445	21
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	73	37	17	3	24	7	19	2
KWST < 63 µm	mg/kg TS	260	133	120	28	161	15	146	25
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.4	1.4	0.2	1.5	0.2	1.3	0.1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.3	3.6	10.9	1.5	13.1	1.6	11.9	1.4
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.3	0.49	0.5	0.11	0.4	0.09	0.4	0.11
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.18	0.1	0.03	0.2	0.04	0.1	0.03
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.5	3.5	0.8	3.5	0.4	3.2	0.4
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	18.5	4.6	10.1	2.1	9.0	1.4	8.7	1.7
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	9.4	4.2	4.5	6.1	2.3	1.0	3.1	2.1
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2.2	0.4	1.0	0.2	1.0	0.1	0.9	0.1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	12.5	3.5	5.5	1.7	4.7	0.5	5.6	3.3

		Referenz	Referenz	Frei	Frei
		NE7 05-15	NE7 05-15	NE7_22	NE7_22
		X	Stabw	X	Stabw
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	4.0	32	1.1
Blei < 20 µm	mg/kg TS	87	3.4	71	1.7
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.5	0.5	1.1	0.2
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	77	10.4	66	3.4
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	12.0	43	2.3
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.9	39	1.3
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.6	0.20	0.6	0.03
Zink < 20 µm	mg/kg TS	573	67	365	20
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	82	39	23	14
KWST < 63 µm	mg/kg TS	162	161	119	31
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.0	0.4	1.2	0.1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	19.2	5.1	11	1.9
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.7	0.17	0.3	0.05
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.42	0.1	0.02
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.2	1.0	2.6	0.4
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	11.9	3.4	6.5	1.0
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2.7	0.9	2.3	2.3
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.1	0.3	0.7	0.1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.2	3.4	0.5

KB = Köhlbrand, NE6 = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE7 = Norderelbe Blatt 7, SE5 = Süderelbe Bl. 5

Tabelle A 20

Mittelwerte chemischen Parameter der Freigabebehebungen und der zusätzlichen Monitoringproben („Verlaufsproben“) der Jahre 2021 und 2022 sowie Werte des jeweiligen Referenzzeitraums 2005 bis 2015

		Referenz KB 05-15	Frei KB 21	Verlauf KB 21	Frei VH21	Verlauf VH21	Frei Pa21	Verlauf Pa21	Referenz NE7 05-15	Frei NE7_21
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	26	33	29	32	28	33	35	34
Blei < 20 µm	mg/kg TS	90	66	75	72	77	66	79	87	76
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.8	1.4	1.5	1.3	1.3	1.2	1.2	2.5	1.0
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	81	59	78	68	73	63	82	77	75
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	41	48	46	48	42	48	72	43
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	35	43	40	43	36	44	43	43
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.8	0.6	0.7	0.6	0.6	0.6	0.6	1.6	0.6
Zink < 20 µm	mg/kg TS	613	381	422	410	410	385	405	573	369
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	84	15	15	20	20	25	23	82	17
KWST < 63 µm	mg/kg TS	179	102	159	173	193	140	169	162	148
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	1.2	1.2	1.3	1.1	1.2	1.3	2.0	1.1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.9	10.8	10.6	12.2	10.0	11.2	11.6	19.2	10
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.0	0.4	0.5	0.3	0.3	0.4	0.3	0.7	0.3
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.8	2.9	2.7	3.2	3.1	2.9	3.0	4.2	2.4
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	14.4	6.8	8.2	8.3	8.1	6.4	10.6	11.9	6.5
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	5.2	3.2	1.7	4.2	1.7	1.3	0.8	2.7	1.1
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.7	0.8	0.8	0.9	0.8	0.9	0.8	1.1	0.7
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9.3	4.2	3.7	4.5	3.9	4.3	3.6	6.4	3.0

		Referenz SE 05-15	Frei SN21	Verlauf SN21	Frei Sa21	Verlauf Sa21	Frei Re21	Verlauf Re21	Referenz NE7 05-15	Frei BBox_21
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	36	28	33	29	31	32	34	35	28
Blei < 20 µm	mg/kg TS	95	74	77	71	71	71	70	87	63
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	3.6	1.5	1.3	1.4	1.2	1.4	1.2	2.5	0.9
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	63	79	64	62	67	72	77	78
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	84	44	48	45	47	45	44	72	47
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	38	44	39	39	39	41	43	40
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.9	0.65	0.6	0.68	0.7	0.6	0.6	1.6	0.67
Zink < 20 µm	mg/kg TS	701	423	418	421	375	410	377	573	318
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	73	16	18	17	13	17	17	82	15
KWST < 63 µm	mg/kg TS	260	107	134	172	119	160	112	162	124
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	1.2	1.4	1.4	1.3	1.3	1.3	2.0	1.1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.3	12.5	12.2	12.5	11.1	12.2	11.7	19.2	8.5
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.3	0.4	0.4	0.4	0.3	0.4	0.3	0.7	0.3
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	k.MW
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6.4	3.2	3.5	3.5	3.1	3.3	3.0	4.2	2.0
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	18.5	8.3	9.8	10.2	7.0	9.7	10.9	11.9	4.9
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	9.4	3.9	2.6	3.1	2.2	3.3	1.5	2.7	0.6
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2.2	1.0	0.9	1.0	0.8	1.0	0.9	1.1	0.6
HCB < 63 µm	µg/kg TS	12.5	4.9	5.0	5.9	3.8	5.8	3.6	6.4	2.8

		Referenz KB 05-15	Frei KB 22	Verlauf KB 22	Frei VH22	Verlauf VH22	Frei Pa22	Verlauf Pa22	Referenz NE7 05-15	Frei NE7_22	Verlauf NE7_22
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	31	30	31	32	33	32	35	32	32
Blei < 20 µm	mg/kg TS	90	73	67	75	73	73	69	87	71	68
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.8	1.5	1.0	1.8	1.1	1.4	0.9	2.5	1.1	0.9
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	81	77	59	61	67	84	59	77	66	69
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	49	41	49	45	51	41	72	43	39
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	43	37	39	40	45	37	43	39	39
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.8	0.6	0.5	0.8	0.6	0.6	0.5	1.6	0.6	0.5
Zink < 20 µm	mg/kg TS	613	428	330	435	371	424	333	573	365	330
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	84	16	16	22	22	22	19	82	23	16
KWST < 63 µm	mg/kg TS	179	107	136	160	144	133	152	162	119	78
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	1.3	1.2	1.4	1.2	1.4	1.2	2.0	1.2	1.1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.9	10.3	9.9	13.8	11.6	10.8	10.6	19.2	11	9
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.0	0.4	0.2	0.5	0.3	0.3	0.2	0.7	0.3	0.2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.1	0.1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.8	2.7	2.1	4.0	2.6	2.9	2.4	4.2	2.6	2.0
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	14.4	7.0	6.4	10.5	7.1	7.5	6.6	11.9	6.5	5.7
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	5.2	3.1	0.7	4.2	0.9	1.8	1.4	2.7	2.3	0.7
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.7	0.8	0.7	1.4	1.0	0.9	1.1	1.1	0.7	0.9
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9.3	4.0	3.2	6.5	3.6	4.2	3.3	6.4	3.4	2.9

		Referenz SE 05-15	Frei SE22	Verlauf SE22	Frei Sa22	Verlauf Sa22	Frei Re22	Verlauf Re22
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	36	31	31	31	31	31	31
Blei < 20 µm	mg/kg TS	95	73	68	74	71	74	68
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	3.6	1.6	1.2	1.7	1.1	1.7	1.0
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	74	57	78	66	73	60
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	84	51	42	52	43	52	42
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	42	36	43	39	42	37
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.9	0.7	0.6	0.7	0.6	0.7	0.5
Zink < 20 µm	mg/kg TS	701	442	349	449	362	445	347
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	73	17	20	24	18	19	21
KWST < 63 µm	mg/kg TS	260	120	148	161	137	146	181
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	1.4	1.5	1.5	1.2	1.3	1.2
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.3	10.9	11.9	13.1	11.6	11.9	10.9
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.3	0.5	0.3	0.4	0.3	0.4	0.2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6.4	3.5	2.8	3.5	2.7	3.2	2.6
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	18.5	10.1	8.2	9.0	7.6	8.7	7.9
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	9.4	4.5	2.0	2.3	2.9	3.1	1.1
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2.2	1.0	1.2	1.0	0.9	0.9	0.9
HCB < 63 µm	µg/kg TS	12.5	5.5	5.5	4.7	4.2	5.6	3.6

KB = Köhlbrand, NE6 = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE7 = Norderelbe Blatt 7, SE5 = Süderelbe Bl. 5, SN21 = Süderelbe Bl. 5 Nord 2021

Tabelle A 21 Gegenüberstellung der Werte des 90. Perzents der Teilbereiche Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5 aus dem Zeitraum 2005 bis 2015 inklusive Messunsicherheit zu den Werten der einzelnen Teilgebiete aus 2021 und 2022 (90. Perzentil und Maximalwert) – Prüfung der Perzentilbedingung gemäß Maßgabe 2.11 des Einvernehmens

Parameter	Einheit	Ref	90. Perz Ref	90. Perz Ref	90. Perz Ref	90. Perz Ref	Gebiet	90. Perz	2. höchster Wert	Max
			05-15	05-15 MU	05-15+1MU	05-15+2MU		2021	2021	2021
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	NE7	160	26	186	212	NE7	18	18	21
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	NE7	160	26	186	212	BBox	16	16	20
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	KB	17	16	25
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	VH	25	25	28
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	Pa	28	22	79
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	SE5	19	19	21
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Re3	19	19	22
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Sa	19	19	19
6 DDX- 63 µm	µg/kg	NE7	32.3	5.4	37.7	43.1	NE7	14.9	14.8	15.3
6 DDX- 63 µm	µg/kg	NE7	32.3	5.4	37.7	43.1	BBox	11.6	11.3	14.1
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6.6	45.6	52.2	KB	20.7	19.8	29.1
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6.6	45.6	52.2	VH	22.7	20.5	42.4
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6.6	45.6	52.2	Pa	17.0	16.9	18.3
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58.7	9.97	68.67	78.64	SE5	29.0	31.6	35.2
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58.7	9.97	68.67	78.64	Re3	24.4	24.1	27.2
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58.7	9.97	68.67	78.64	Sa	23.7	23.8	24.2
HCB- 63 µm	µg/kg	NE7	8.9	2	10.9	12.9	NE7	3.4	3.3	4.6
HCB- 63 µm	µg/kg	NE7	8.9	2	10.9	12.9	BBox	3.6	3.6	4.0
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12.1	2.8	14.9	17.7	KB	4.7	4.7	4.9
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12.1	2.8	14.9	17.7	VH	5.1	5.0	5.6
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12.1	2.8	14.9	17.7	Pa	5.1	5.1	5.2
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16.8	3.8	20.6	24.4	SE5	5.9	5.9	8.7
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16.8	3.8	20.6	24.4	Re3	6.1	4.8	17.7
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16.8	3.8	20.6	24.4	Sa	6.2	5.6	13.7
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	NE7	160	26	186	212	NE7	47	46	52
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	KB	19	19	20
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	VH	27	27	28
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	Pa	28	28	29
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	SE5	20	22	24
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Re3	21	21	24
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Sa	31	30	41
6 DDX- 63 µm	µg/kg	NE7	32.3	5.4	37.7	43.1	NE7	17.6	17.1	22.3
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6.6	45.6	52.2	KB	17.9	17.3	23.3
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6.6	45.6	52.2	VH	28.7	28.4	31.2
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6.6	45.6	52.2	Pa	17.2	17.2	17.5
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58.7	9.97	68.67	78.64	SE5	32.4	40.5	45.3
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58.7	9.97	68.67	78.64	Re3	21.5	21.5	30.0
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58.7	9.97	68.67	78.64	Sa	20.9	20.6	24.0
HCB- 63 µm	µg/kg	NE7	8.9	2	10.9	12.9	NE7	4.0	4.0	4.1
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12.1	2.8	14.9	17.7	KB	5.0	4.9	5.9
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12.1	2.8	14.9	17.7	VH	9.3	9.3	9.7
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12.1	2.8	14.9	17.7	Pa	4.6	4.6	4.6
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16.8	3.8	20.6	24.4	SE5	8.1	8.8	9.2
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16.8	3.8	20.6	24.4	Re3	6.4	6.4	15.1
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16.8	3.8	20.6	24.4	Sa	5.3	5.3	5.3

Legende

90. Perz = 90. Perzentil

Max = Maximalwert

Ref = Referenzzeitraum pro Teilgebiet

MU = Messunsicherheit, berechnet aus Doppelbestimmungen nach HLOG (2002)

TBT = Tributylzinn

6 DDX = Summe op-DDE, pp-DDE, op-DDD, pp-DDD, op-DDT, pp-DDT

HCB = Hexachlorbenzol

Kürzel Gebiete:

KB = Köhlbrand, NE7 = Norderblatt Blatt 7, SE5 = Süderelbe Blatt 5, NE6 = Norderelbe Blatt 6 / Strandha-
fen, Koe = Köhlfleet, Pa = Parkhafen, VH = Vorhafen, Sa = Sandauhafen, Re3 = Rethe Blatt 3

Tabelle A 22 Ökotoxikologische Testergebnisse aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten der Freigabeuntersuchungen 2021 im Überblick - Häufigkeit

Häufigkeiten	pT-Werte / Klasse	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
Norderelbe Bl. 7 n = 6	Leuchtbakt. PW	6						
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW		5	1				
	MaAlgen EL	6						
	Klasse Marin		5	1				
Köhlbrand n = 6	Leuchtbakt. PW	1	2	1	2			
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW	3	3					
	MaAlgen EL	6						
	Klasse Marin		3	1	2			
Süderelbe Bl. 5 n = 7	Leuchtbakt. PW	2	1	2	2			
	Leuchtbakt. EL	7						
	MaAlgen PW	2	5					
	MaAlgen EL	7						
	Klasse Marin	2	1	2	2			
BBox n = 6	Leuchtbakt. PW	6						
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW	6						
	MaAlgen EL	6						
	Klasse Marin	6						
Parkhafen n = 6	Leuchtbakt. PW	6						
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW	6						
	MaAlgen EL	6						
	Klasse Marin	6						
Vorhafen n = 6	Leuchtbakt. PW	1	2	3				
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW	1	5					
	MaAlgen EL	5	1					
	Klasse Marin		3	3				
Rethe Bl. 3 n = 6	Leuchtbakt. PW	1		2	1	2		
	Leuchtbakt. EL	1	2		2	1		
	MaAlgen PW		1	5				
	MaAlgen EL	1	3	2				
	Klasse Marin			3	1	2		
Sandauhafen n = 9	Leuchtbakt. PW	2		1	3	3		
	Leuchtbakt. EL	4	1	1	2	1		
	MaAlgen PW		4	5				
	MaAlgen EL	4	3	2				
	Klasse Marin		2	1	3	3		
Häufigkeiten								
Alle Gebiete 2021 n = 52	Leuchtbakt. PW	25	5	9	8	5		
	Leuchtbakt. EL	42	3	1	4	2		
	MaAlgen PW	18	23	11	0	0		
	MaAlgen EL	41	7	4	0	0		
	Klasse Marin	14	14	11	8	5		

Leuchtb. = Leuchtbakterientest, LimAlgen = limnischer Algentest, Daphnien = Daphnientest, MaAlgen = mariner Algentest // Porenw. = Porenwasser // Eluat = Eluat // Süderelbe Bl. 5 nur Bereich Nord (s. Text Kapitel 3).

Tabelle A 23 Ökotoxikologische Testergebnisse aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten der Freigabeuntersuchungen 2022 im Überblick - Häufigkeit

Häufigkeiten	pT-Werte / Klasse	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
Norderelbe Bl. 7 n = 6	Leuchtbakt. PW	5		1				
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW		3	3				
	MaAlgen EL	4	2					
	Klasse Marin		3	3				
Köhlbrand n = 6	Leuchtbakt. PW	6						
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW	5	1					
	MaAlgen EL	6						
	Klasse Marin		3	1	2			
Süderelbe Bl. 5 n = 10	Leuchtbakt. PW	6	2	2				
	Leuchtbakt. EL	10						
	MaAlgen PW	1	5	4				
	MaAlgen EL	8	1	1				
	Klasse Marin	1	4	5				
Parkhafen n = 6	Leuchtbakt. PW	6						
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW	1	5					
	MaAlgen EL	6						
	Klasse Marin	1	5					
Vorhafen n = 6	Leuchtbakt. PW	3	1	2				
	Leuchtbakt. EL	5		1				
	MaAlgen PW		1	5				
	MaAlgen EL	2	2	2				
	Klasse Marin		1	5				
Rethe Bl. 3 n = 7	Leuchtbakt. PW	4		1		2		
	Leuchtbakt. EL	5			2			
	MaAlgen PW		3	4				
	MaAlgen EL	1	2	4				
	Klasse Marin		1	4		2		
Sandauhafen n = 6	Leuchtbakt. PW		1	4		1		
	Leuchtbakt. EL	5		1				
	MaAlgen PW		4	2				
	MaAlgen EL			6				
	Klasse Marin			5		1		

Häufigkeiten	pT-Werte / Klasse	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
Alle Gebiete 2022 n = 47	Leuchtbakt. PW	30	4	10	0	3		
	Leuchtbakt. EL	43	0	2	2	0		
	MaAlgen PW	7	22	18	0	0		
	MaAlgen EL	27	7	13	0	0		
	Klasse Marin	2	17	23	2	3		

Leuchtb. = Leuchtbakterientest, LimAlgen = limnischer Algentest, Daphnien = Daphnientest, MaAlgen = mariner Algentest // Porenw. = Porenwasser // Eluat = Eluat

Tabelle A 24 Ökotoxikologische Testergebnisse aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten der Freigabeuntersuchungen 2021 und 2022 im Überblick – Mittelwerte

Beprobungstermin	Köhlbrand (marin)	
	Klassenmittel	Proben n
2005-1	1.8	6
2006-1	1.2	6
2006-2	1.5	6
2007-1	3.5	6
2007-2	4.0	6
2008	1.6	11
2009	2.4	8
2014	1.9	10
2015	1.0	10
Mittel 2005-2015	2.1	69
2021 Köhlbrand	1.8	6
2021 Parkhafen	0.0	6
2021 Vorhafen	1.5	6
2022 Köhlbrand	0.2	6
2022 Parkhafen	0.8	6
2022 Vorhafen	1.8	6

Beprobungstermin	Süderelbe (marin)	
	Klassenmittel	Proben n
2005-1	2.8	4
2006-1	2.0	4
2006-2	2.0	5
2007-1	3.4	5
2007-2	2.4	5
2008	1.9	8
2009	2.5	8
2014 Nord	2.0	8
2015	1.9	14
Mittel 2005-2015	2.3	61
2021 SE - Nord	1.6	7
2021 Rethe*	2.8	9
2021 Sandau*	2.8	6
2022 SE Bl.5	1.4	10
2022 Rethe	2.3	6
2022 Sandau*	2.4	7

* nicht signifikant verschieden zum Mittel Süderelbe 2005-2015
nach Kruskal Wallis Test mit Post Hoc Test Nemenyi

Beprobungstermin	Norderelbe Bl7 (marin)	
	Klassenmittel	Proben n
2005-1	1.8	6
2006-1	0.7	6
2006-2	2.6	5
2007-1	2.7	9
2007-2	1.2	5
2008	1.8	6
2009	2.0	6
2014	2.2	10
2015	1.0	10
Mittel 2005-2015	1.8	63
2021 NE7	1.2	6
2021 BBox	0.0	6
2022 NE7	1,5	6

**Tabelle A 25 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3
(alle Stationen Klappzentrum, 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, Juni 2021)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	45	0	45	54.7	55.7	60.9	73.7
TOC (C)	Gew.% TS	45	0	0.5	1.4	1.4	1.9	2.2
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	45	0	1.5	35	33.1	47.6	54.3
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	45	0	5.4	31.8	31.7	41.9	44.7
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	45	0	4	19.4	19.1	25.5	34.4
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	45	0	1.4	5	8.8	18.5	28.5
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	45	0	0.4	1	4.7	18.1	22.6
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	45	3	<0.1	0.2	0.8	1.6	10.7
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	45	2	<0.1	0.2	0.6	0.7	11.8
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	45	1	<0.1	0.4	1.1	0.9	28.8
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	45	0	6.9	69.1	64.8	81.6	86.5
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	45	0	309	1420	1379	1856	2110
Phosphor	mg/kg TS	45	0	320	650	714	1060	1600
Schwefel	mg/kg TS	45	0	1300	3300	3138	3860	4400
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	45	0	5.1	11	10.4	13	16
Blei	mg/kg TS	45	0	8.3	25	24.1	30	38
Cadmium	mg/kg TS	45	7	<0.18	0.4	0.43	0.57	0.65
Chrom	mg/kg TS	45	0	9.6	27	25.7	33	37
Kupfer	mg/kg TS	45	0	6.2	15	14.5	18.6	22
Nickel	mg/kg TS	45	0	5.8	14	13.8	17	20
Quecksilber	mg/kg TS	45	0	0.08	0.23	0.23	0.32	0.45
Zink	mg/kg TS	45	0	51	111	110.9	145.6	162
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	45	0	19	25	25.1	29.6	35
Blei <20 µm	mg/kg TS	45	0	59	67	68.1	75.6	83
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	45	0	0.44	0.84	0.86	1.16	1.6
Chrom <20 µm	mg/kg TS	45	0	57	66	67.3	77.8	87
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	45	0	26	36	36.9	43.6	62
Nickel <20 µm	mg/kg TS	45	0	30	35	35.4	38.6	44
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	45	0	0.34	0.51	0.51	0.63	0.89
Zink <20 µm	mg/kg TS	45	0	181	270	276.8	345	429
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	45	0	37	60	62	80	97
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	45	38	<10	<10	10	11	13
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	45	0	32	53	55	72	86
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	45	0	0.19	0.61	0.63	0.81	2.53
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	45	0	0.1	0.4	0.3	0.4	0.5
PCB 52	µg/kg TS	45	1	<0.1	0.3	0.3	0.4	0.5
PCB 101	µg/kg TS	45	0	0.3	0.7	0.8	1	2
PCB 118	µg/kg TS	45	0	0.1	0.4	0.4	0.6	0.7
PCB 138	µg/kg TS	45	0	0.3	0.8	0.9	1.4	2.9
PCB 153	µg/kg TS	45	0	0.4	1.2	1.3	2	3.8
PCB 180	µg/kg TS	45	0	0.2	0.7	0.8	1.3	2.8
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	45	0	1.4	4.4	4.8	6.9	12.8

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	45	3	<0.05	0.1	0.1	0.2	0.3
gamma-HCH	µg/kg TS	45	35	<0.05	<0.05	0.1	0.1	0.1
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	45	0	0.3	0.8	0.8	1.2	1.6
p,p'-DDD	µg/kg TS	45	0	0.6	2.3	2.5	3.8	11
p,p'-DDT	µg/kg TS	45	12	<0.1	0.2	0.8	1	14
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	45	0	0.1	0.3	0.3	0.4	0.7
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	45	0	0.3	1	1.5	1.7	13
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	2	6	6	9	13 / 5.1*
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	1	3	4	5	35 / 2.6*
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	1	7	13	14	240 / 4.6*
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	31	<1	<1	1	1	3
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	44	<1	<1	1	<1	1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	45	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE/NATO/CCMS)	ng/kg TS							
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	44	0	62	99	97	124	157
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	44	0	0.62	0.86	1.03	1.19	6.41
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	44	0	0.4	0.5	0.5	0.6	0.8
PCB 52	µg/kg TS	44	0	0.2	0.4	0.4	0.7	0.9
PCB 101	µg/kg TS	44	0	0.6	1	1.2	1.7	4.5
PCB 118	µg/kg TS	44	0	0.3	0.6	0.6	0.8	1.5
PCB 138	µg/kg TS	44	0	0.5	1.2	1.5	2.4	6.5
PCB 153	µg/kg TS	44	0	0.8	1.8	2.2	3.5	8.5
PCB 180	µg/kg TS	44	0	0.4	1	1.3	2.4	6.3
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	44	0	3.3	6.5	7.8	11.9	28.7
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	44	3	<0.05	0.22	0.24	0.44	0.63
gamma-HCH	µg/kg TS	44	34	<0.05	<0.05	0.06	0.09	0.16
DDT +Metabolite <63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	44	23	<0.1	<0.1	0.2	0.3	0.4
p,p'-DDE	µg/kg TS	44	0	0.4	1.1	1.2	1.9	3
o,p-DDD	µg/kg TS	44	0	0.3	1.3	1.6	2.8	7.1
p,p'-DDD	µg/kg TS	44	0	0.9	3.7	4.1	6.7	14.4
o,p-DDT	µg/kg TS	44	35	<0.1	<0.1	0.2	0.4	0.9
p,p'-DDT	µg/kg TS	44	11	<0.1	0.3	1.1	1.9	19
Chlorbenzole <63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	44	0	0.2	0.4	0.5	0.7	0.9
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	44	0	0.5	1.6	1.9	2.9	12.7

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

* Zweiter Wert ist aus der Wiederholungsuntersuchung des Maximalwertes

**Tabelle A 26 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Nahfeld der Verbring-
stelle E3 Juni 2021 (alle Stationen 2-km-Kreis, 3-km-Kreis, 4-km-Kreis)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	24	0	49.7	57.4	57.6	63.7	65.2
TOC (C)	Gew.% TS	24	0	0.7	1.2	1.1	1.4	1.6
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	24	0	9.6	36.1	33.6	43.3	50.5
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	24	0	16.4	26.6	28.2	39	59.6
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	24	0	14.5	25.2	26.2	37.7	42.8
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	24	0	3.5	5.7	5.7	7.6	8.6
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	24	0	0.6	1.7	4.7	15.4	28.9
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	24	0	0.1	0.3	0.4	0.5	1.7
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	24	0	0.1	0.3	0.3	0.5	0.6
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	24	1	<0.1	0.6	0.9	1.3	5.5
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	24	0	31.5	64.8	61.8	74.7	77.1
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	24	0	687	1225	1186	1402	1510
Phosphor	mg/kg TS	24	0	350	520	558	737	820
Schwefel	mg/kg TS	24	0	1500	3350	3267	4170	5800
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	24	0	6.3	10.5	10.1	12	13
Blei	mg/kg TS	24	0	16	25.5	25	29.7	33
Cadmium	mg/kg TS	24	9	<0.17	0.39	0.36	0.41	0.48
Chrom	mg/kg TS	24	0	19	26.5	26.6	31	33
Kupfer	mg/kg TS	24	0	5.5	11	11.4	16.1	18
Nickel	mg/kg TS	24	0	8.6	14.5	13.6	16	17
Quecksilber	mg/kg TS	24	0	0.09	0.17	0.18	0.24	0.29
Zink	mg/kg TS	24	0	56	90	90.5	117.1	123
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	24	0	20	22.5	23.3	25.7	33
Blei <20 µm	mg/kg TS	24	0	62	67.5	68.5	74	90
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	24	0	0.31	0.54	0.54	0.73	0.83
Chrom <20 µm	mg/kg TS	24	0	60	78.5	77	83.7	85
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	24	0	25	29.5	29.4	33	34
Nickel <20 µm	mg/kg TS	24	0	32	37	36.4	38	38
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	24	0	0.26	0.38	0.38	0.44	0.59
Zink <20 µm	mg/kg TS	24	0	165	221.5	218.4	254.6	268
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	24	0	27	52	53	67	86
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	24	24	<10	<10	10	<10	<10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	24	0	23	46	47	60	77
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	24	0	0.26	0.54	0.52	0.64	0.67
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	24	0	0.1	0.4	0.4	0.5	0.7
PCB 52	µg/kg TS	24	2	<0.1	0.2	0.2	0.3	0.4
PCB 101	µg/kg TS	24	0	0.2	0.5	0.5	0.7	1.1
PCB 118	µg/kg TS	24	0	0.1	0.4	0.4	0.4	0.6
PCB 138	µg/kg TS	24	0	0.2	0.6	0.6	0.8	1.3
PCB 153	µg/kg TS	24	0	0.4	0.9	0.9	1.3	1.9
PCB 180	µg/kg TS	24	0	0.1	0.4	0.5	0.7	1.2
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	24	0	1.3	3.3	3.4	4.8	7.1

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	24	10	<0.05	0.1	0.1	0.1	0.1
gamma-HCH	µg/kg TS	24	24	<0.05	<0.05	0.1	<0.05	<0.05
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	24	0	0.2	0.4	0.4	0.7	0.8
p,p'-DDD	µg/kg TS	24	0	0.3	0.8	1	1.7	2.3
p,p'-DDT	µg/kg TS	24	17	<0.1	<0.1	0.2	0.4	2
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	24	3	<0.1	0.2	0.2	0.2	0.3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	24	0	0.2	0.5	0.6	0.9	2.3
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	24	0	1	3	4	6	6
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	24	5	<1	1	2	3	17
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	24	7	<1	1	2	4	6
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	24	23	<1	<1	1	<1	1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	24	24	<1	<1	1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	24	24	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE/NATO/CCMS)	ng/kg TS							
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	24	0	59	86	87	103	136
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	24	0	0.62	0.82	0.84	0.98	1.26
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	24	0	0.4	0.5	0.6	0.7	1
PCB 52	µg/kg TS	24	2	<0.1	0.3	0.3	0.5	0.6
PCB 101	µg/kg TS	24	0	0.6	0.8	0.9	1.1	1.7
PCB 118	µg/kg TS	24	0	0.4	0.5	0.6	0.7	0.9
PCB 138	µg/kg TS	24	0	0.6	1	1	1.2	2.1
PCB 153	µg/kg TS	24	0	0.9	1.4	1.4	1.9	3
PCB 180	µg/kg TS	24	0	0.3	0.7	0.7	1	1.9
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	24	0	3.4	5	5.4	6.8	11.2
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	24	10	<0.05	0.1	0.09	0.14	0.19
gamma-HCH	µg/kg TS	24	24	<0.05	<0.05	0.05	<0.05	<0.05
DDT +Metabolite <63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	24	23	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	0.2
p,p'-DDE	µg/kg TS	24	0	0.4	0.6	0.6	1	1.2
o,p-DDD	µg/kg TS	24	0	0.2	0.5	0.6	0.9	1.4
p,p'-DDD	µg/kg TS	24	0	0.7	1.4	1.6	2.5	3.5
o,p-DDT	µg/kg TS	24	24	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.1
p,p'-DDT	µg/kg TS	24	17	<0.1	<0.1	0.3	0.5	2.9
Chlorbenzole <63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	24	3	<0.1	0.3	0.2	0.3	0.4
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	24	0	0.4	0.8	1	1.5	3.6

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 27 **Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-
stelle (6-km, 9-/12-km-Strahl, Referenz, Juni 2021)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	16	0	50.9	61.5	60.7	65.8	68.7
TOC (C)	Gew.% TS	16	0	0.6	0.9	0.9	1.2	1.8
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	16	0	15.6	28.9	29	37.3	48.3
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	16	0	13.5	32	29.8	44.4	50.8
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	16	0	9.9	21.6	25.7	45.7	52.9
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	16	0	1.3	8.8	9.7	15.9	26.2
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	16	0	0.6	2.2	3.5	7.7	16.7
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	16	0	0.1	0.3	0.4	0.8	1.1
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	16	1	<0.1	0.3	0.4	0.9	1.4
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	16	1	<0.1	1.1	1.5	3.4	7.4
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	16	0	34	62.9	58.8	78.3	85.3
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	16	0	609	983	1000	1190	1650
Phosphor	mg/kg TS	16	0	330	400	422	505	570
Schwefel	mg/kg TS	16	0	1100	2450	3000	5400	7100
Metalle aus der Gesamtfraction								
Arsen	mg/kg TS	16	0	6	9	10	14.5	21
Blei	mg/kg TS	16	0	12	19	20.9	29	47
Cadmium	mg/kg TS	16	3	<0.1	0.17	0.2	0.35	0.62
Chrom	mg/kg TS	16	0	17	23	24.9	30	45
Kupfer	mg/kg TS	16	0	5	9.1	9.4	11.5	19
Nickel	mg/kg TS	16	0	9.5	12.5	12.8	15.5	20
Quecksilber	mg/kg TS	16	0	0.05	0.1	0.13	0.21	0.4
Zink	mg/kg TS	16	0	43	65.5	72.3	99.5	164
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	16	0	19	22.5	24.1	31	36
Blei <20 µm	mg/kg TS	16	0	52	61.5	65.9	80.5	95
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	16	0	0.23	0.31	0.42	0.67	1
Chrom <20 µm	mg/kg TS	16	0	52	60.5	61.3	66	75
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	16	0	21	26.5	26.9	30	34
Nickel <20 µm	mg/kg TS	16	0	29	32	32	33.5	38
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	16	0	0.21	0.28	0.36	0.56	0.81
Zink <20 µm	mg/kg TS	16	0	136	174	183.5	228.5	294
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	16	0	20	39	41	52	95
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	16	15	<10	<10	10	<10	10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	16	0	18	33	35	45	85
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	16	0	0.21	0.37	0.52	0.94	1.91
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	16	2	<0.1	0.2	0.3	0.6	0.7
PCB 52	µg/kg TS	16	8	<0.1	0.1	0.2	0.3	0.9
PCB 101	µg/kg TS	16	0	0.1	0.3	0.4	0.7	1.8
PCB 118	µg/kg TS	16	0	0.1	0.2	0.3	0.5	1.1
PCB 138	µg/kg TS	16	0	0.2	0.3	0.4	0.6	1.5
PCB 153	µg/kg TS	16	0	0.2	0.5	0.7	1.1	2.8
PCB 180	µg/kg TS	16	2	<0.1	0.2	0.3	0.5	1.3
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	16	0	1	1.7	2.5	4.2	10.1

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	16	13	<0.05	<0.05	0.1	0.1	0.2
gamma-HCH	µg/kg TS	16	14	<0.05	<0.05	0.1	0.1	0.1
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	16	1	<0.1	0.1	0.3	0.4	1.2
p,p'-DDD	µg/kg TS	16	0	0.2	0.4	0.6	1.2	3
p,p'-DDT	µg/kg TS	16	15	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	0.1
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	16	9	<0.1	<0.1	0.2	0.3	0.5
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	16	0	0.1	0.2	0.4	0.7	2
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	16	7	<1	1	1	2	3
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	16	15	<1	<1	1	<1	1
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	16	14	<1	<1	1	1	1
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	16	16	<1	<1	1	<1	<1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	16	16	<1	<1	1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	16	16	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE) (MTC(OMC))	ng/kg TS							
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	16	0	41	68	70	91	111
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	16	0	0.38	0.68	0.8	1.39	2.24
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	16	2	<0.1	0.3	0.4	0.9	1.1
PCB 52	µg/kg TS	16	8	<0.1	0.1	0.3	0.6	1
PCB 101	µg/kg TS	16	0	0.2	0.4	0.7	1.2	2.1
PCB 118	µg/kg TS	16	0	0.3	0.4	0.5	0.8	1.3
PCB 138	µg/kg TS	16	0	0.3	0.5	0.7	1.1	1.8
PCB 153	µg/kg TS	16	0	0.5	0.7	1.1	1.9	3.3
PCB 180	µg/kg TS	16	2	<0.1	0.3	0.4	0.8	1.5
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	16	0	1.9	2.7	4	7.5	11.8
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	16	13	<0.05	<0.05	0.06	0.1	0.19
gamma-HCH	µg/kg TS	16	14	<0.05	<0.05	0.06	0.06	0.14
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	16	15	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	0.3
p,p'-DDE	µg/kg TS	16	1	<0.1	0.3	0.4	0.6	1.4
o,p-DDD	µg/kg TS	16	5	<0.1	0.2	0.3	0.6	1.2
p,p'-DDD	µg/kg TS	16	0	0.3	0.7	1	1.9	3.5
o,p-DDT	µg/kg TS	16	16	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.1
p,p'-DDT	µg/kg TS	16	15	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	0.2
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	16	9	<0.1	<0.1	0.2	0.4	0.6
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	16	0	0.2	0.4	0.7	0.9	4.2

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 28 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3 (alle Stationen Klappzentrum, 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, September 2021)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	57	0	47.2	56.9	57.8	66.4	77.3
TOC (C)	Gew.% TS	57	0	0.1	1.3	1.3	1.9	3
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	57	0	2	31.9	29.4	43.2	56.3
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	57	0	2.5	32.6	30.7	39.6	44.7
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	57	0	3.7	19	18.3	24.7	34
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	57	0	1.3	6.4	10	19.2	54.2
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	57	0	0.3	1.5	8.1	27.6	43.4
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	57	7	<0.1	0.2	1	1.9	12.8
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	57	7	<0.1	0.2	0.9	1.3	9.2
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	57	4	<0.1	0.3	1.7	4.6	31.5
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	57	0	5.5	68.7	60	78.4	85.9
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	57	0	166	1310	1256	1670	1920
Phosphor	mg/kg TS	57	0	180	530	543	710	820
Schwefel	mg/kg TS	57	0	500	3200	2972	3840	5100
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	57	0	2.2	10	9.7	12	14
Blei	mg/kg TS	57	0	3.4	24	22.5	29.4	33
Cadmium	mg/kg TS	57	1	<0.1	0.45	0.43	0.58	0.67
Chrom	mg/kg TS	57	0	3.9	25	23.2	30	34
Kupfer	mg/kg TS	57	0	3.5	16	15.2	19.4	35
Nickel	mg/kg TS	57	0	2.2	14	13.2	17	20
Quecksilber	mg/kg TS	57	0	0.04	0.22	0.21	0.29	0.33
Zink	mg/kg TS	57	0	18	112	105.9	137	164
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	57	0	21	25	25.4	29.4	35
Blei <20 µm	mg/kg TS	57	0	57	67	67	71.4	83
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	57	0	0.36	0.93	0.95	1.34	1.7
Chrom <20 µm	mg/kg TS	57	0	58	69	68.3	75	80
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	57	0	25	37	37.9	45	57
Nickel <20 µm	mg/kg TS	57	0	32	36	36.4	39.4	43
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	57	0	0.27	0.47	0.49	0.6	0.82
Zink <20 µm	mg/kg TS	57	0	176	291	295	360	441
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	57	1	<20	58	56	78	93
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	57	46	<10	<10	10	11	16
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	57	1	<10	50	48	68	83
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	57	0	0.23	0.61	0.64	0.86	2.22
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	57	2	<0.1	0.3	0.3	0.4	0.5
PCB 52	µg/kg TS	57	3	<0.1	0.2	0.2	0.3	0.5
PCB 101	µg/kg TS	57	0	0.3	0.7	0.7	0.9	1.4
PCB 118	µg/kg TS	57	0	0.1	0.4	0.4	0.5	0.7
PCB 138	µg/kg TS	57	0	0.3	0.8	0.8	1.1	2.1
PCB 153	µg/kg TS	57	0	0.5	1.2	1.2	1.5	2.8
PCB 180	µg/kg TS	57	0	0.2	0.7	0.7	1.1	2.1
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	57	0	1.8	4.2	4.3	5.6	10

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	57	4	<0.05	0.2	0.1	0.2	0.3
gamma-HCH	µg/kg TS	57	44	<0.05	<0.05	0.1	0.1	0.1
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	57	0	0.1	0.8	0.9	1.2	2.7
p,p'-DDD	µg/kg TS	57	0	0.4	2.4	2.6	3.9	8.1
p,p'-DDT	µg/kg TS	57	6	<0.1	0.2	2.2	0.8	68 / 0.3*
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	57	1	<0.1	0.3	0.3	0.5	0.8
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	57	0	0.2	1.1	1.1	1.7	2.2
Organozinverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	57	0	1	5	6	10	12
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	57	1	<1	3	3	5	6
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	57	0	1	7	7	12	17
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	57	48	<1	<1	1	1	2
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	57	57	<1	<1	1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	57	57	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (MTC/OCMO))	ng/kg TS	3	0	4.8		5.2		6
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	57	1	<20	89	99	137	331
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	57	0	0.51	0.9	1.29	1.83	7.68
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	57	2	<0.1	0.5	0.5	0.6	1.2
PCB 52	µg/kg TS	57	3	<0.1	0.4	0.4	0.6	1.5
PCB 101	µg/kg TS	57	0	0.4	1.1	1.4	2.1	8.7
PCB 118	µg/kg TS	57	0	0.3	0.6	0.8	0.9	7.5
PCB 138	µg/kg TS	57	0	0.7	1.3	1.6	2.6	8.5
PCB 153	µg/kg TS	57	0	0.9	1.8	2.2	3.5	8.2
PCB 180	µg/kg TS	57	0	0.4	1.1	1.3	2.4	3.8
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	57	0	3.5	6.9	8.2	12.4	36.9
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	57	4	<0.05	0.27	0.3	0.48	1.39
gamma-HCH	µg/kg TS	57	44	<0.05	<0.05	0.07	0.09	0.34
DDT+Metabolite <63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	57	28	<0.1	0.1	0.2	0.3	0.7
p,p'-DDE	µg/kg TS	57	0	0.4	1.4	1.6	2.5	6.5
o,p-DDD	µg/kg TS	57	0	0.2	1.5	1.7	2.5	7.9
p,p'-DDD	µg/kg TS	57	0	0.8	4.1	5.4	8.6	33 / 5.2*
o,p-DDT	µg/kg TS	57	45	<0.1	<0.1	0.7	0.3	26 / <0.1*
p,p'-DDT	µg/kg TS	57	6	<0.1	0.4	5.3	1.6	162 / <0.1*
Chlorbenzole <63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	57	1	<0.1	0.5	0.6	0.8	2.6
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	57	0	0.4	1.9	2.1	3.4	6.7

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

* Zweiter Wert ist aus der Wiederholungsuntersuchung des Maximalwertes

Tabelle A 29 **Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Nahfeld der Verbring-
stelle E3 September 2021 (alle Stationen 2-km-Kreis, 3-km-Kreis, 4-km-Kreis)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	19	0	51.5	56	56.9	61.1	67.6
TOC (C)	Gew.% TS	19	0	0.5	1	1.1	1.2	3.1
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	19	0	17.7	32	31.6	40.1	40.7
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	19	0	16	33.4	31.1	39.7	41.1
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	19	0	12.2	24.8	25	35.4	41.4
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	19	0	3.7	5.5	5.6	7.4	7.6
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	19	0	0.9	2	5.5	19.1	27.4
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	19	0	0.1	0.2	0.3	0.5	1.6
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	19	2	<0.1	0.2	0.3	0.5	0.6
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	19	0	0.2	0.4	0.6	1.4	1.6
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	19	0	33.7	67.7	62.7	74.7	81.8
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	19	0	718	1240	1258	1490	1630
Phosphor	mg/kg TS	19	0	310	430	435	492	520
Schwefel	mg/kg TS	19	0	1300	3500	3321	4420	4700
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	19	0	5.9	10	9.9	11.2	13
Blei	mg/kg TS	19	0	17	26	25.3	29.2	31
Cadmium	mg/kg TS	18	0	0.17	0.3	0.31	0.42	0.47
Chrom	mg/kg TS	19	0	16	25	24.7	30	30
Kupfer	mg/kg TS	19	0	6.4	12	12.2	16.2	17
Nickel	mg/kg TS	19	0	8.7	13	13.5	15.2	17
Quecksilber	mg/kg TS	19	0	0.08	0.14	0.14	0.18	0.23
Zink	mg/kg TS	19	0	49	87	90.4	115.6	123
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	19	0	20	23	23.4	27.2	31
Blei <20 µm	mg/kg TS	19	0	57	67	67.8	73.8	80
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	19	0	0.34	0.55	0.58	0.8	0.88
Chrom <20 µm	mg/kg TS	19	0	58	70	74.2	86.6	90
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	19	0	25	28	29.3	33.4	36
Nickel <20 µm	mg/kg TS	19	0	32	34	35.1	38	39
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	19	0	0.25	0.34	0.37	0.49	0.54
Zink <20 µm	mg/kg TS	19	0	169	219	219.3	262.2	267
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	19	0	27	49	49	61	67
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	19	18	<10	<10	10	<10	11
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	19	0	22	40	42	54	60
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	19	0	0.23	0.5	0.52	0.63	1.07
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	19	0	0.2	0.3	0.3	0.4	0.5
PCB 52	µg/kg TS	19	2	<0.1	0.2	0.2	0.2	0.3
PCB 101	µg/kg TS	19	0	0.2	0.6	0.5	0.7	0.8
PCB 118	µg/kg TS	19	0	0.2	0.4	0.4	0.4	0.5
PCB 138	µg/kg TS	19	0	0.2	0.6	0.6	0.9	1
PCB 153	µg/kg TS	19	0	0.3	1	0.9	1.3	1.4
PCB 180	µg/kg TS	19	0	0.1	0.4	0.4	0.7	0.7
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	19	0	1.3	3.6	3.4	4.6	4.9

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	19	6	<0.05	0.1	0.1	0.1	0.3
gamma-HCH	µg/kg TS	19	19	<0.05	<0.05	0.1	<0.05	<0.05
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	19	0	0.2	0.4	0.5	0.8	0.8
p,p'-DDD	µg/kg TS	19	0	0.4	1.1	1.3	2.2	3.6
p,p'-DDT	µg/kg TS	19	9	<0.1	0.1	0.2	0.4	0.6
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	19	1	<0.1	0.2	0.2	0.3	0.3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	19	0	0.2	0.4	0.5	0.8	0.9
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	19	0	2	4	4	6	7
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	19	3	<1	1	2	3	3
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	19	6	<1	2	3	5	9
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	19	19	<1	<1	1	<1	<1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	19	19	<1	<1	1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	19	19	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (MTC/OCMS))	ng/kg TS							
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	19	0	53	83	78	90	98
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	19	0	0.53	0.76	0.8	0.95	1.55
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	19	0	0.4	0.5	0.5	0.6	0.7
PCB 52	µg/kg TS	19	2	<0.1	0.3	0.3	0.3	0.4
PCB 101	µg/kg TS	19	0	0.5	0.8	0.8	1.1	1.2
PCB 118	µg/kg TS	19	0	0.4	0.6	0.6	0.7	0.8
PCB 138	µg/kg TS	19	0	0.6	1	1	1.4	1.4
PCB 153	µg/kg TS	19	0	0.8	1.6	1.5	1.9	2
PCB 180	µg/kg TS	19	0	0.3	0.7	0.7	1	1
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	19	0	3.1	5.5	5.4	6.8	7
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	19	6	<0.05	0.1	0.12	0.2	0.36
gamma-HCH	µg/kg TS	19	19	<0.05	<0.05	0.05	<0.05	<0.05
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	19	16	<0.1	<0.1	0.1	0.1	0.2
p,p'-DDE	µg/kg TS	19	0	0.4	0.8	0.8	1.1	1.2
o,p-DDD	µg/kg TS	19	0	0.2	0.5	0.5	0.8	1
p,p'-DDD	µg/kg TS	19	0	0.9	2	2	3.2	4.8
o,p-DDT	µg/kg TS	19	16	<0.1	<0.1	0.1	0.2	0.4
p,p'-DDT	µg/kg TS	19	9	<0.1	0.2	0.3	0.5	0.8
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	19	1	<0.1	0.3	0.3	0.4	0.4
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	19	0	0.4	0.7	0.8	1.1	1.3

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 30 **Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-
stelle (6-km, 9-/12-km-Strahl, Referenz, September 2021)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	20	0	51.9	61	64.6	75.2	99.7
TOC (C)	Gew.% TS	18	0	0.4	1	1	1.3	1.6
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	20	0	0.1	24.9	23.6	34.2	52.5
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	20	0	0.1	29	26.5	40.9	47
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	20	1	<0.1	18.1	22.2	45.9	55.9
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	20	0	0.2	9.8	9.4	16.9	25
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	20	0	0.3	2.5	9.5	21.8	68.7
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	20	2	<0.1	0.2	0.9	1.4	9.2
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	20	1	<0.1	0.4	1.1	2.1	11.8
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	20	1	<0.1	1.2	7	8.1	97.6
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	20	0	0.2	51	50	74.3	86.5
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	18	0	502	1020	1000	1210	1520
Phosphor	mg/kg TS	18	0	150	380	373	459	480
Schwefel	mg/kg TS	18	0	860	2800	2720	4220	5600
Metalle aus der Gesamtfraction								
Arsen	mg/kg TS	18	0	2.8	7.9	7.9	9.4	15
Blei	mg/kg TS	18	0	7.6	18.5	18.8	21.6	44
Cadmium	mg/kg TS	17	0	0.11	0.15	0.18	0.23	0.46
Chrom	mg/kg TS	18	0	7.1	20	19.8	24.3	33
Kupfer	mg/kg TS	18	0	3.7	8.6	8.9	11.3	17
Nickel	mg/kg TS	18	0	4.2	11	10.9	13.3	17
Quecksilber	mg/kg TS	18	0	0.02	0.07	0.1	0.13	0.35
Zink	mg/kg TS	18	0	23	59	61.2	71.9	141
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	18	0	17	23	23.5	26.3	32
Blei <20 µm	mg/kg TS	18	0	50	63	65.2	74.9	97
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	18	0	0.22	0.31	0.37	0.56	0.85
Chrom <20 µm	mg/kg TS	18	0	61	83	77.1	88.5	94
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	18	0	21	25	25.4	29.3	33
Nickel <20 µm	mg/kg TS	18	0	32	35	35.3	38	39
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	18	0	0.16	0.25	0.28	0.39	0.65
Zink <20 µm	mg/kg TS	18	0	137	183.5	185.1	230.4	304
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	18	0	23	32	41	65	110
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	18	17	<10	<10	10	<10	17
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	18	0	18	26	35	58	98
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	18	0	0.18	0.32	0.4	0.47	1.56
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	18	0	0.1	0.2	0.2	0.4	1
PCB 52	µg/kg TS	18	13	<0.1	<0.1	0.2	0.2	1
PCB 101	µg/kg TS	18	0	0.1	0.3	0.4	0.7	2.4
PCB 118	µg/kg TS	18	0	0.1	0.2	0.3	0.4	1.5
PCB 138	µg/kg TS	18	0	0.2	0.3	0.5	0.6	2
PCB 153	µg/kg TS	18	0	0.2	0.5	0.7	0.9	3.3
PCB 180	µg/kg TS	18	2	<0.1	0.2	0.3	0.4	1.6
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	18	0	0.9	1.8	2.6	3.7	12.8

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	18	15	<0.05	<0.05	0.1	0.1	0.2
gamma-HCH	µg/kg TS	18	17	<0.05	<0.05	0.1	<0.05	0.1
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	18	1	<0.1	0.2	0.3	0.4	1.4
p,p'-DDD	µg/kg TS	18	0	0.1	0.3	0.5	0.7	3.3
p,p'-DDT	µg/kg TS	18	15	<0.1	<0.1	0.1	0.1	0.4
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	18	11	<0.1	<0.1	0.1	0.2	0.5
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	18	1	<0.1	0.2	0.3	0.5	0.9
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	3	<1	2	2	3	3
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	17	<1	<1	1	<1	1
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	16	<1	<1	1	<1.03	1
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	18	<1	<1	1	<1	<1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	18	<1	<1	1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	18	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (MTC/OMC))	ng/kg TS	3	0	0.89		1.36		1.9
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	18	0	38	74	81	137	160
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	18	0	0.38	0.54	0.66	0.99	1.8
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	18	0	0.2	0.4	0.5	0.8	1.2
PCB 52	µg/kg TS	18	13	<0.1	<0.1	0.2	0.4	1.2
PCB 101	µg/kg TS	18	0	0.3	0.5	0.7	1.6	2.8
PCB 118	µg/kg TS	18	0	0.3	0.4	0.5	1	1.7
PCB 138	µg/kg TS	18	0	0.4	0.6	0.8	1.4	2.3
PCB 153	µg/kg TS	18	0	0.6	0.9	1.2	2.1	3.8
PCB 180	µg/kg TS	18	2	<0.1	0.4	0.5	0.9	1.8
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	18	0	2.2	3.4	4.5	8.3	14.8
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	18	15	<0.05	<0.05	0.07	0.09	0.23
gamma-HCH	µg/kg TS	18	17	<0.05	<0.05	0.05	<0.05	0.07
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	18	17	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	0.3
p,p'-DDE	µg/kg TS	18	1	<0.1	0.3	0.5	1	1.6
o,p-DDD	µg/kg TS	18	8	<0.1	0.1	0.3	0.6	1.3
p,p'-DDD	µg/kg TS	18	0	0.3	0.7	0.9	1.5	3.8
o,p-DDT	µg/kg TS	18	18	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.2
p,p'-DDT	µg/kg TS	18	15	<0.1	<0.1	0.1	0.2	0.5
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	18	11	<0.1	<0.1	0.2	0.4	0.5
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	18	1	<0.1	0.4	0.5	0.9	2

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 31 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3 (alle Stationen Klappzentrum, 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, August 2022)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	58	0	44.8	54.6	55.5	62.4	70.5
TOC (C)	Gew.% TS	58	0	0.5	1.4	1.3	1.8	2.3
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	58	0	3.9	26.3	24.9	37.4	42.4
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	58	0	9.7	36.4	35.5	48.1	61.4
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	58	0	5.8	20.4	19.2	25.8	35.1
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	58	0	1.7	8.3	11.6	25.3	37.2
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	58	0	0.3	2.2	7.1	24.5	45.9
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	58	3	<0.1	0.2	0.6	1.4	3.7
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	58	1	<0.1	0.2	0.4	0.8	2.3
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	58	3	<0.1	0.2	0.7	1.4	13.2
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	58	0	13.6	67	60.4	76.7	88
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	58	0	464	1350	1322	1702	2210
Phosphor	mg/kg TS	58	0	300	580	588	800	940
Schwefel	mg/kg TS	58	0	1100	3000	2871	3700	4200
Metalle aus der Gesamtfraction								
Arsen	mg/kg TS	58	0	4.6	10	9.8	12	15
Blei	mg/kg TS	58	0	7.2	22	20.8	26.3	32
Cadmium	mg/kg TS	58	0	0.16	0.39	0.39	0.55	0.75
Chrom	mg/kg TS	58	0	8.7	21	22	32.3	35
Kupfer	mg/kg TS	58	0	6.8	14	14.2	18.3	30
Nickel	mg/kg TS	58	0	5.6	13	13	17	21
Quecksilber	mg/kg TS	58	0	0.07	0.19	0.18	0.25	0.32
Zink	mg/kg TS	58	0	44	107.5	103.8	137	184
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	58	0	20	25	26	34	41
Blei <20 µm	mg/kg TS	58	0	54	61	63.4	72.3	80
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	58	0	0.35	0.89	0.91	1.3	1.6
Chrom <20 µm	mg/kg TS	58	0	39	54	54.1	61	65
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	58	0	26	37	37.5	46.3	52
Nickel <20 µm	mg/kg TS	58	0	26	32	33.1	37.3	41
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	58	0	0.29	0.46	0.48	0.62	0.71
Zink <20 µm	mg/kg TS	58	0	174	272.5	279.9	370.3	400
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	58	4	<20	41	41	57	75
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	58	58	<10	<10	10	<10	<10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	58	2	<10	36	37	51	68
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	58	0	0.19	0.54	0.53	0.71	0.88
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	58	2	<0.1	0.3	0.3	0.4	0.6
PCB 52	µg/kg TS	58	1	<0.1	0.3	0.3	0.4	0.6
PCB 101	µg/kg TS	58	0	0.2	0.6	0.6	0.9	1.8
PCB 118	µg/kg TS	58	1	<0.1	0.4	0.4	0.5	0.7
PCB 138	µg/kg TS	58	0	0.3	0.9	0.9	1.3	3.9
PCB 153	µg/kg TS	58	0	0.3	1.1	1.2	1.6	5.5
PCB 180	µg/kg TS	58	0	0.2	0.6	0.7	1	4.6
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	58	0	1.3	4.1	4.4	5.9	17

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	58	5	<0.05	0.1	0.2	0.3	0.6
gamma-HCH	µg/kg TS	58	37	<0.05	<0.05	0.1	0.1	0.5
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	58	0	0.3	0.8	0.8	1.2	2.1
p,p'-DDD	µg/kg TS	58	0	0.6	2.1	2.1	3.3	6.3
p,p'-DDT	µg/kg TS	58	12	<0.1	0.2	0.6	1	10
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	58	1	<0.1	0.3	0.3	0.4	0.8
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	58	0	0.4	1	1.1	1.6	2.9
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	58	0	2	5	5	6	9
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	58	1	<1	3	3	5	15
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	58	1	<1	6	8	10	50
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	58	53	<1	<1	1	<1	2
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	58	58	<1	<1	1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	58	58	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (MTC/OMC))	ng/kg TS	3	0	5.5		6.1		6.8
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	58	4	<20	65	66	88	147
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	58	0	0.47	0.86	0.89	1.16	1.92
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	58	2	<0.1	0.5	0.5	0.7	0.9
PCB 52	µg/kg TS	58	1	<0.1	0.4	0.4	0.7	1.1
PCB 101	µg/kg TS	58	0	0.5	1	1.1	1.7	3.4
PCB 118	µg/kg TS	58	1	<0.1	0.6	0.6	0.8	1.3
PCB 138	µg/kg TS	58	0	0.6	1.3	1.6	2.4	6
PCB 153	µg/kg TS	58	0	0.9	1.9	2.1	3.1	8.5
PCB 180	µg/kg TS	58	0	0.4	1	1.2	1.8	7.1
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	58	0	3.5	6.6	7.5	11.2	26.1
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	58	5	<0.05	0.23	0.28	0.57	1.18
gamma-HCH	µg/kg TS	58	37	<0.05	<0.05	0.09	0.12	1.12
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	58	47	<0.1	<0.1	0.1	0.2	0.4
p,p'-DDE	µg/kg TS	58	0	0.5	1.3	1.4	2.4	3.1
o,p-DDD	µg/kg TS	58	0	0.3	1.2	1.3	2.4	2.6
p,p'-DDD	µg/kg TS	58	0	0.9	3.5	3.6	5.7	8.4
o,p-DDT	µg/kg TS	58	45	<0.1	<0.1	0.2	0.2	3
p,p'-DDT	µg/kg TS	58	12	<0.1	0.3	1.3	1.6	36.5
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	58	1	<0.1	0.5	0.5	0.7	1.2
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	58	0	0.5	1.8	1.9	3.1	5.3

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

**Tabelle A 32 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Nahfeld der Verbring-
stelle E3 August 2022 (alle Stationen 2-km-Kreis, 3-km-Kreis, 4-km-Kreis)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	19	0	48.9	54.8	54.9	59.7	63.1
TOC (C)	Gew.% TS	19	0	0.8	1.2	1.3	1.6	1.8
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	19	0	18.5	35.5	33.4	39.4	44.4
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	19	0	17.5	34.9	36	49.9	53
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	19	0	2.2	21	18.9	29.1	39.8
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	19	0	2.7	5.1	5.3	7.4	8.5
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	19	0	0.6	1.6	5.1	17.2	24.5
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	19	1	<0.1	0.3	0.4	0.7	1.3
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	19	0	0.1	0.3	0.3	0.5	0.7
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	19	1	<0.1	0.4	0.7	1.3	3.3
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	19	0	36	71	69.4	82.6	90.2
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	19	0	771	1290	1354	1668	1970
Phosphor	mg/kg TS	19	0	360	500	503	582	700
Schwefel	mg/kg TS	19	0	1400	3500	3363	4140	4300
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	19	0	6.8	10	10.1	12	13
Blei	mg/kg TS	19	0	14	24	23.8	27.2	30
Cadmium	mg/kg TS	19	0	0.1	0.27	0.29	0.4	0.52
Chrom	mg/kg TS	19	0	14	24	23.7	28.6	32
Kupfer	mg/kg TS	19	0	7.1	11	12.5	16.2	18
Nickel	mg/kg TS	19	0	8.2	14	13.4	15.2	17
Quecksilber	mg/kg TS	19	0	0.1	0.14	0.15	0.22	0.26
Zink	mg/kg TS	19	0	51	85	92.9	115.4	139
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	19	0	17	22	21.6	24	25
Blei <20 µm	mg/kg TS	19	0	56	61	60.9	65.2	67
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	19	0	0.24	0.44	0.52	0.77	0.84
Chrom <20 µm	mg/kg TS	19	0	37	48	47.1	54	55
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	19	0	23	29	29.1	35	36
Nickel <20 µm	mg/kg TS	19	0	26	30	29.2	32	32
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	19	0	0.26	0.37	0.39	0.48	0.55
Zink <20 µm	mg/kg TS	19	0	147	193	199.1	235	259
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	19	2	<20	34	38	52	88
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	19	19	<10	<10	10	<10	<10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	19	0	17	31	34	48	81
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	19	0	0.27	0.45	0.47	0.61	0.68
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	19	0	0.1	0.3	0.3	0.4	0.4
PCB 52	µg/kg TS	19	2	<0.1	0.2	0.2	0.3	0.4
PCB 101	µg/kg TS	19	0	0.2	0.4	0.5	0.7	0.8
PCB 118	µg/kg TS	19	0	0.2	0.4	0.4	0.4	0.5
PCB 138	µg/kg TS	19	0	0.3	0.6	0.6	0.9	1.2
PCB 153	µg/kg TS	19	0	0.4	0.8	0.9	1.3	1.5
PCB 180	µg/kg TS	19	0	0.2	0.4	0.4	0.6	0.9
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	19	0	1.5	2.9	3.2	4.7	5.6

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	19	9	<0.05	0.1	0.1	0.1	0.2
gamma-HCH	µg/kg TS	19	18	<0.05	<0.05	0.1	<0.05	0.1
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	19	0	0.2	0.4	0.5	0.7	1
p,p'-DDD	µg/kg TS	19	0	0.4	0.8	1	1.7	2.2
p,p'-DDT	µg/kg TS	19	11	<0.1	<0.1	0.7	0.6	8.7
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	19	3	<0.1	0.2	0.2	0.3	0.3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	19	0	0.2	0.5	0.7	1.1	3.4
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	19	0	1	2	3	4	6
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	19	3	<1	1	4	3	44 / 2.5*
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	19	2	<1	2	3	4	7
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	19	18	<1	<1	1	<1	1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	19	19	<1	<1	1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	19	19	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (MTC/OCMS))	ng/kg TS							
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	19	2	<20	48	53	74	129
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	19	0	0.43	0.66	0.68	0.87	0.96
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	19	0	0.2	0.5	0.4	0.6	0.6
PCB 52	µg/kg TS	19	2	<0.1	0.3	0.3	0.5	0.5
PCB 101	µg/kg TS	19	0	0.3	0.6	0.7	0.9	1.1
PCB 118	µg/kg TS	19	0	0.3	0.5	0.5	0.7	0.7
PCB 138	µg/kg TS	19	0	0.5	0.9	0.9	1.3	1.7
PCB 153	µg/kg TS	19	0	0.6	1.3	1.2	1.8	2.1
PCB 180	µg/kg TS	19	0	0.2	0.5	0.6	0.9	1.2
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	19	0	2.4	4.7	4.7	6.4	7.8
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	19	9	<0.05	0.07	0.09	0.14	0.27
gamma-HCH	µg/kg TS	19	18	<0.05	<0.05	0.05	<0.05	0.08
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	19	18	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	0.2
p,p'-DDE	µg/kg TS	19	0	0.3	0.6	0.7	1.1	1.3
o,p-DDD	µg/kg TS	19	0	0.1	0.4	0.5	0.9	1.2
p,p'-DDD	µg/kg TS	19	0	0.5	1.4	1.5	2.5	2.9
o,p-DDT	µg/kg TS	19	16	<0.1	<0.1	0.2	0.3	0.8
p,p'-DDT	µg/kg TS	19	11	<0.1	<0.1	1	0.9	13.5
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	19	3	<0.1	0.2	0.2	0.4	0.5
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	19	0	0.3	0.8	1	1.5	4.9

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

* Zweiter Wert ist aus der Wiederholungsuntersuchung des Maximalwertes

Tabelle A 33 **Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-
stelle (6-km, 9-/12-km-Strahl, Referenz, August 2022)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	20	0	51.4	59.2	60.5	68.2	78.4
TOC (C)	Gew.% TS	18	0	0.4	0.9	0.9	1.2	1.4
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	20	0	0.5	23.6	21.8	32.5	39.7
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	20	0	0.4	30.9	28.5	46.6	50.3
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	20	0	0.1	21.3	22.6	47.4	58
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	20	0	1.2	10.5	9.4	16.2	22.7
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	20	0	0.3	2.7	8.7	19.5	61.9
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	20	1	<0.1	0.4	1	2.8	6.5
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	20	3	<0.1	0.5	1.2	3	10
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	20	3	<0.1	1.4	6.8	6.7	78.1
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	20	0	0.9	57	50.3	77.8	89.1
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	18	0	519	984	953	1170	1210
Phosphor	mg/kg TS	18	0	250	400	402	466	550
Schwefel	mg/kg TS	18	0	1100	3100	2778	3990	4200
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	18	0	4.7	8.3	8.2	11	11
Blei	mg/kg TS	18	0	10	19	18.6	24.3	26
Cadmium	mg/kg TS	18	2	<0.1	0.15	0.18	0.28	0.32
Chrom	mg/kg TS	18	0	11	17	17.4	20.3	31
Kupfer	mg/kg TS	18	0	4.6	8.5	8.6	11.3	12
Nickel	mg/kg TS	18	0	7.1	9.7	10.1	12	16
Quecksilber	mg/kg TS	18	0	0.04	0.11	0.1	0.16	0.19
Zink	mg/kg TS	18	0	36	61	63.6	85.4	92
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	18	0	19	22	22.9	28	30
Blei <20 µm	mg/kg TS	18	0	51	58	59.4	68	75
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	18	0	0.17	0.29	0.33	0.54	0.66
Chrom <20 µm	mg/kg TS	18	0	26	46	48.4	71	75
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	18	0	19	25	24.6	27.6	30
Nickel <20 µm	mg/kg TS	18	0	20	29	28.4	34.3	36
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	18	0	0.19	0.28	0.29	0.4	0.51
Zink <20 µm	mg/kg TS	18	0	117	162	166.4	203.3	220
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	18	6	<20	27	30	46	62
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	18	18	<10	<10	10	<10	<10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	18	0	11	24	25	40	53
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	18	0	0.19	0.33	0.38	0.59	0.95
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	18	2	<0.1	0.2	0.2	0.4	0.6
PCB 52	µg/kg TS	18	7	<0.1	0.1	0.1	0.2	0.4
PCB 101	µg/kg TS	18	0	0.1	0.3	0.4	0.7	1.1
PCB 118	µg/kg TS	18	1	<0.1	0.3	0.3	0.4	0.7
PCB 138	µg/kg TS	18	0	0.2	0.4	0.4	0.7	1
PCB 153	µg/kg TS	18	0	0.2	0.5	0.6	1	1.8
PCB 180	µg/kg TS	18	3	<0.1	0.2	0.3	0.4	0.8
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	18	0	0.9	2	2.2	3.7	6.5

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	18	15	<0.05	<0.05	0.1	0.1	0.1
gamma-HCH	µg/kg TS	18	18	<0.05	<0.05	0.1	<0.05	<0.05
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	18	1	<0.1	0.2	0.2	0.4	0.7
p,p'-DDD	µg/kg TS	18	2	<0.1	0.3	0.5	1.2	1.8
p,p'-DDT	µg/kg TS	18	15	<0.1	<0.1	0.1	0.2	0.2
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	18	7	<0.1	0.1	0.1	0.2	0.3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	18	1	<0.1	0.3	0.3	0.5	0.6
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	11	<1	<1	1	2	2
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	14	<1	<1	1	1	4
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	11	<1	<1	1	1	2
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	18	<1	<1	1	<1	<1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	18	<1	<1	1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	18	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE q/CCMS)	ng/kg TS	3	0	1.6		3.6		7
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	18	6	<20	39	45	79	102
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	18	0	0.36	0.57	0.63	0.84	1.22
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	18	2	<0.1	0.4	0.4	0.7	0.8
PCB 52	µg/kg TS	18	7	<0.1	0.2	0.2	0.4	0.5
PCB 101	µg/kg TS	18	0	0.3	0.5	0.6	1.2	1.4
PCB 118	µg/kg TS	18	1	<0.1	0.4	0.4	0.7	1
PCB 138	µg/kg TS	18	0	0.4	0.7	0.7	1.2	1.4
PCB 153	µg/kg TS	18	0	0.5	0.9	1	1.8	2.3
PCB 180	µg/kg TS	18	3	<0.1	0.3	0.4	0.8	1
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	18	0	2	3.3	3.8	6.7	8.3
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	18	15	<0.05	<0.05	0.06	0.1	0.12
gamma-HCH	µg/kg TS	18	18	<0.05	<0.05	0.05	<0.05	<0.05
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	18	17	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	0.2
p,p'-DDE	µg/kg TS	18	1	<0.1	0.4	0.4	0.6	0.9
o,p-DDD	µg/kg TS	18	8	<0.1	0.2	0.2	0.4	0.6
p,p'-DDD	µg/kg TS	18	2	<0.1	0.6	0.8	1.6	2.7
o,p-DDT	µg/kg TS	18	18	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.1
p,p'-DDT	µg/kg TS	18	15	<0.1	<0.1	0.1	0.2	0.3
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	18	7	<0.1	0.2	0.2	0.4	0.5
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	18	1	<0.1	0.5	0.5	0.8	0.8

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 34 Ermittlung der Messunsicherheit anhand von Doppelbestimmungen (Daten 2005 bis 2022)

Parameter	Nordseeproben			
	bestimmt in Frakt. < 20 µm		bestimmt in Gesamtfraktion	
Anorganische Parameter	Messunsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**	Messunsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**
Arsen	6,4	147	7,8	115
Blei	5,2	145	6,0	111
Cadmium	10,0	141	11,1	105
Chrom	9,0	142	10,2	112
Kupfer	8,5	146	12,2	110
Nickel	6,6	143	9,1	114
Quecksilber	16,9	144	22,0	106
Zink	8,1	144	7,2	113
Organische Parameter	Normiert auf Fraktion < 63 µm		bestimmt in Gesamtfraktion	
PAK Summe 16	21,5	116	17	145
Mineralöl-KW (C10-C40)	21	48	20,5	48
PCB (Summe aus 7)	24	120	16	124
pp-DDE	15	91	13	96
pp-DDD	24	104	19	106
pp-DDT	71	31	71	30
a-HCH	23	58	23	54
g-HCH	18	9	18	9
Pentachlorbenzol	23,5	76	20	74
Hexachlorbenzol	29	97	26	99
TBT (OZK)			36	71

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

** Anzahl Doppelbestimmungen > BG: In die Berechnung gehen nur Doppelbestimmungen mit ein, bei denen beide Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze liegen. Wertepaare mit Ausreißern werden nicht berücksichtigt.

Tabelle A 35 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 (1km- und 1,5km-Kreis) und Umfeld (September 2021)

Verbringstelle (n = 21)*				
	Porenwasser(PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	20	18	17
	EL	21	20	
pT1	PW	0	3	4
	EL	0	1	
pT2	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT3	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	
Umfeld der Verbringstelle (n=18)**				
pT0	PW	17	17	15
	EL	18	17	
pT1	PW	1	1	2
	EL	0	0	
pT2	PW	0	1	1
	EL	0	0	
pT3	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	

*Auf der Verbringstelle 20 Proben und eine verdeckte Doppelbestimmung (n=21), **im Umfeld 16 Proben und zwei verdeckte Doppelbestimmungen (n=18).

Ergebnisse des Amphipodentests

	Labor 1 – Anzahl Proben			Labor 2 – Anzahl Proben			
	≤20 %	>20 %	>40 %	n = 7	≤20 %	>20 %	>40 %
Mortalität Corophium volutator (%), n = 36							
Einbringstelle 1km+1,5km-Ring (n=20)	20	0	0	3	3	0	0
2-km Ring (n=6)	6	0	0	2	2	0	0
6-km Ring (n=5)	5	0	0	1	1	0	0
Referenz (n=5)	5	0	0	1	1	0	0

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

Tabelle A 36 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 (1km- und 1,5km-Kreis) und Umfeld (August 2022)

Verbringstelle (n = 23)*				
	Porenwasser(PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	22	21	20
	EL	23	23	
pT1	PW	0	1	1
	EL	0	0	
pT2	PW	1	1	2
	EL	0	0	
pT3	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	
Umfeld der Verbringstelle (n=16)**				
pT0	PW	16	10	10
	EL	16	16	
pT1	PW	0	4	4
	EL	0	0	
pT2	PW	0	1	1
	EL	0	0	
pT3	PW	0	1	1
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	

*Auf der Verbringstelle 20 Proben und zwei verdeckte Doppelbestimmung (n=23), **im Umfeld 16 Proben und keine verdeckte Doppelbestimmung (n=16)

Ergebnisse des Amphipodentests

	Labor 1 – Anzahl Proben			Labor 2 – Anzahl Proben			
	≤20 %	>20 %	>40 %	n = 8	≤20 %	>20 %	>40 %
Mortalität <i>Corophium volutator</i> (%), n = 36							
Einbringstelle 1km+1,5km-Ring (n=20)	20	0	0	4	4	0	0
2-km Ring (n=6)	6	0	0	2	2	0	0
6-km Ring (n=5)	5	0	0	1	1	0	0
Referenz (n=5)	5	0	0	1	1	0	0

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

Tabelle A 37 Analysendaten der Schwebstoffe (2018 bis 2022)

	Jahr	2018	2018	2019	2020	2020	2021	2021
		Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 1 Doppelbest.
		Meßstelle	Steingrund	Steingrund	Steingrund	Steingrund	Steingrund	Steingrund
	Falle	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios
		mit Trichter	mit Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter
Ausbeute g		12,00	7,00	6,90	47,70	5,90	16,9	-
Einsatztage	Einsatzdauer d	10,00	18,00	13,00	12,00	8,00	10	-
TS/Tag g	Einheit	1,20	0,39	0,53	3,98	0,74	1,69	-
Überkorn (>2mm)	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0
Fraktion 1000-2000 µm	%	1,00	1,70	0,50	0,10	0,50	0	0
Fraktion 600-1000µm	%			1,00	0,50	0,50	0	0
Fraktion 200-600 µm	%	3,00	3,00	2,10	2,60	0,50	0,4	0,4
Fraktion 100-200 µm	%	12,80	5,40	6,20	13,90	4,30	1,9	2
Fraktion 63-100 µm	%			4,10	10,80	5,30	3,4	3,5
Fraktion 20-63 µm	%	18,10	12,40	12,40	18,20	16,50	14,3	8,3
Fraktion <20µm	%	65,10	77,50	73,60	54,00	72,30	80,2	85,9
Fraktion <63 µm	%	83,20	89,90	86,00	72,20	88,80	94,5	94,2
TOC	% TS	2,90	3,50	3,30	2,10	3,10	2,7	2,9
Glühverlust 550°C	% TS	14,00	18,60	n.b.	12,00	n.b.		
GV/TOC		4,83	5,31		5,71			
Arsen <20µm	mg/kg TS	17,00	14,00	15,00	17,00	n.b.	19	18
Blei <20µm	mg/kg TS	42,00	41,00	39,00	38,00	n.b.	42	41
Cadmium <20µm	mg/kg TS	0,20	0,20	0,20	0,20	n.b.	0,2	0,2
Chrom <20µm	mg/kg TS	74,00	72,00	73,00	81,00	n.b.	74	71
Kupfer <20µm	mg/kg TS	26,00	24,00	18,00	17,00	n.b.	37	48
Nickel <20µm	mg/kg TS	35,00	34,00	35,00	33,00	n.b.	31	31
Quecksilber <20µm	mg/kg TS	0,23	0,21	0,21	0,24	n.b.	0,25	0,24
Zink <20µm	mg/kg TS	151,00	149,00	151,00	142,00	n.b.	142	144
Organika in Fraktion < 63 µm								
PCB Nr. 28	µg/kg TS	0,37	0,38	0,53	0,57	0,88	0,32	0,28
PCB Nr. 52	µg/kg TS	0,20	0,22	0,22	0,22	0,37	0,12	0,13
PCB Nr.101	µg/kg TS	0,40	0,47	0,43	0,54	0,83	0,36	0,37
PCB Nr.118	µg/kg TS	0,48	0,40	0,37	0,37	0,55	0,41	0,42
PCB Nr.138	µg/kg TS	0,76	0,71	0,60	0,93	1,07	0,61	0,65
PCB Nr.153	µg/kg TS	0,93	0,96	0,79	1,09	1,35	0,84	0,79
PCB Nr.180	µg/kg TS	0,25	0,27	0,21	0,29	0,42	0,19	0,19
PCB7 Summe	µg/kg TS	3,39	3,40	3,16	4,02	5,47	2,85	2,82
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	0,18	0,21	0,28	-0,10	0,14	0,13	0,12
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,60	0,49	0,42	0,46	0,50	0,26	0,30
alpha-HCH	µg/kg TS	-0,10	-0,10	0,14	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10
gamma-HCH (Lindan)	µg/kg TS	0,12	0,11	0,13	-0,10	0,23	-0,10	-0,10
opDDD	µg/kg TS			0,22	0,53	0,54	0,21	0,25
p-p DDD	µg/kg TS	0,34	0,40	0,51	0,53	0,99	0,63	0,71
opDDE	µg/kg TS			-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10
p-p DDE	µg/kg TS	0,04	0,47	0,37	0,47	0,52	0,33	0,36
opDDT	µg/kg TS			-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10
p-p DDT	µg/kg TS	0,12	0,11	0,16	-0,10	0,28	-0,10	-0,10
ppDDX	µg/kg TS	0,50	0,98	1,05	1,10	1,79	1,06	1,17
DDX	µg/kg TS			1,47	1,82	2,53	1,47	1,63
Hexachlorbutadien	µg/kg TS	0,20	0,11	0,15	0,28	0,17	-0,10	-0,10
Naphthalin	mg/kg TS	0,05	0,06	0,06	0,08	0,09	0,06	0,05
Acenaphtylen	mg/kg TS	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01
Acenaphten	mg/kg TS	-0,01	-0,01	0,02	0,01	0,02	-0,01	-0,01
Fluoren	mg/kg TS	0,01	0,01	0,03	0,02	0,03	0,01	0,01
Phenanthren	mg/kg TS	0,08	0,06	0,09	0,09	0,10	0,06	0,06
Anthracen	mg/kg TS	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02
Fluoranthren	mg/kg TS	0,11	0,08	0,11	0,13	0,12	0,09	0,08
Pyren	mg/kg TS	0,07	0,06	0,07	0,09	0,10	0,06	0,06
Benz(a)anthracen	mg/kg TS	0,04	0,03	0,03	0,05	0,04	0,03	0,03
Chrysen	mg/kg TS	0,04	0,03	0,04	0,06	0,06	0,04	0,04
Benz(a)pyren	mg/kg TS	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,04	0,04
Dibenzo(a,h)anthracen	mg/kg TS	-0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01
Benzo(b)fluoranthren	mg/kg TS	0,09	0,08	0,08	0,09	0,09	0,09	0,08
Benzo(k)fluoranthren	mg/kg TS	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	mg/kg TS	0,06	0,05	0,06	0,03	0,03	0,05	0,05
Benzo(ghi)perylen	mg/kg TS	0,04	0,05	0,05	0,07	0,08	0,06	0,06
PAK TVO Summe	mg/kg TS	0,37	0,33	0,37	0,37	0,38	0,34	0,34
PAK EPA Summe	mg/kg TS	0,72	0,63	0,75	0,82	0,87	0,64	0,62

Tabelle A 37 Analysendaten der Schwebstoffe (2018 bis 2022) (Fortsetzung)

	Jahr	2021	2022	2022	2022	2018	2018	2019
		Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 1 Doppelbest.	Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 2
		Meßstelle	Steingrund	Steingrund	Steingrund	Steingrund	Düne Süd	Düne Süd
	Falle	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios
		ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	mit Trichter	mit Trichter	ohne Trichter
Ausbeute g		9	47,67	-	17,76	6,00	2,30	6,40
Einsatztage	Einsatzdauer d	8	14	-	7	15,00	13,00	14,00
TS/Tag g	Einheit	1,13	3,41	-	2,54	0,40	0,18	0,46
Übersicht (>2mm)	%	0	0	0	0	0,00	0,00	0,00
Fraktion 1000-2000 µm	%	0	0	0,3	0	0,80	2,70	0,00
Fraktion 600-1000µm	%	0	0,6	1	0,3			0,50
Fraktion 200-600 µm	%	0	4,8	5,3	4,8	1,20	2,00	2,00
Fraktion 100-200 µm	%	0,5	9	5,3	3,8	2,40	1,30	1,50
Fraktion 63-100 µm	%	2,6	13,8	8,3	8			2,00
Fraktion 20-63 µm	%	9,4	15,8	16,1	18,2	12,00	8,70	12,40
Fraktion <20µm	%	87,6	56	63,7	64,9	83,60	85,30	81,70
Fraktion <63 µm	%	97	71,8	79,8	83,1	95,60	94,00	94,10
TOC	% TS	2,5	2,6	2,5	2,5	4,00	3,70	3,00
Glühverlust 550°C	% TS		13,7	13,5	14,4	20,50	22,60	n.b.
GV/TOC						5,13	6,11	
Arsen <20µm	mg/kg TS	19	21	22	21	13,00	12,00	15,00
Blei <20µm	mg/kg TS	45	44	45	47	34,00	38,00	38,00
Cadmium <20µm	mg/kg TS	0,2	0,2	0,2	0,2	0,20	0,20	0,20
Chrom <20µm	mg/kg TS	68	77	78	81	62,00	64,00	70,00
Kupfer <20µm	mg/kg TS	38	20	19	21	23,00	22,00	21,00
Nickel <20µm	mg/kg TS	32	34	34	36	31,00	33,00	34,00
Quecksilber <20µm	mg/kg TS	0,25	0,24	0,24	0,25	0,15	0,15	0,20
Zink <20µm	mg/kg TS	161	160	165	168	119,00	126,00	133,00
Organika in Fraktion < 63 µm								
PCB Nr. 28	µg/kg TS	0,27	0,36	0,29	0,29	0,31		0,52
PCB Nr. 52	µg/kg TS	-0,10	-0,10	0,14	-0,10	0,24		0,26
PCB Nr.101	µg/kg TS	0,26	0,29	0,30	0,25	0,37		0,55
PCB Nr.118	µg/kg TS	0,22	0,26	0,24	0,22	0,45		0,41
PCB Nr.138	µg/kg TS	0,53	0,46	0,48	0,35	0,72		0,68
PCB Nr.153	µg/kg TS	0,62	0,78	0,69	0,61	0,90		1,02
PCB Nr.180	µg/kg TS	0,15	0,18	0,14	0,14	0,28		0,37
PCB7 Summe	µg/kg TS	2,14	2,48	2,27	1,99	3,27		3,82
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	0,15		0,33
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,22	0,68	0,30	0,34	0,44		0,53
alpha-HCH	µg/kg TS	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10		-0,10
gamma-HCH (Lindan)	µg/kg TS	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	0,10		0,18
opDDD	µg/kg TS	0,14	0,15	0,13	-0,10			0,23
p-p DDD	µg/kg TS	0,44	0,38	0,29	0,30	0,36		0,67
opDDE	µg/kg TS	-0,10	-0,10	0,13	-0,10			-0,10
p-p DDE	µg/kg TS	-0,10	0,36	0,29	0,26	0,37		0,47
opDDT	µg/kg TS	-0,10	-0,10	0,13	-0,10			-0,10
p-p DDT	µg/kg TS	-0,10	-0,10	0,13	-0,10	0,10		0,17
ppDDX	µg/kg TS	0,64	0,84	0,70	0,67	0,83		1,31
DDX	µg/kg TS	0,99	1,19	1,08	0,97			1,74
Hexachlorbutadien	µg/kg TS	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	0,10		0,17
Naphthalin	mg/kg TS	0,04	0,09	0,09	0,08	0,05		0,06
Acenaphtylen	mg/kg TS	-0,10	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01		-0,01
Acenaphten	mg/kg TS	-0,01	-0,01	-0,01	0,02	-0,01		0,02
Fluoren	mg/kg TS	0,01	0,03	0,02	0,02	0,01		0,03
Phenanthren	mg/kg TS	0,05	0,07	0,08	0,06	0,05		0,12
Anthracen	mg/kg TS	0,01	0,03	0,02	0,02	0,01		0,02
Fluoranthen	mg/kg TS	0,06	0,13	0,10	0,10	0,07		0,12
Pyren	mg/kg TS	0,05	0,08	0,07	0,06	0,05		0,09
Benz(a)anthracen	mg/kg TS	0,02	0,04	0,03	0,03	0,03		0,04
Chrysen	mg/kg TS	0,03	0,06	0,04	0,04	0,03		0,05
Benz(a)pyren	mg/kg TS	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03		0,05
Dibenzo(a,h)anthracen	mg/kg TS	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01		0,01
Benzo(b)fluoranthen	mg/kg TS	0,06	0,09	0,09	0,07	0,07		0,10
Benzo(k)fluoranthen	mg/kg TS	0,02	0,03	0,03	0,03	0,23		0,04
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	mg/kg TS	0,03	0,07	0,04	0,04	0,05		0,07
Benzo(ghi)perylene	mg/kg TS	0,05	0,06	0,05	0,05	0,05		0,07
PAK TVO Summe	mg/kg TS	0,25	0,42	0,34	0,33	0,29		0,44
PAK EPA Summe	mg/kg TS	0,58	0,85	0,73	0,68	0,76		0,90

Tabelle A 37 Analysendaten der Schwebstoffe (2018 bis 2022) (Fortsetzung)

	Jahr	2020	2020	2021	2021	2021	2022	2022	2022
		Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 1&2	Zeitraum 1	Zeitraum 1 Doppelbest.	Zeitraum 2
	Meßstelle	Düne Süd	Düne Süd	Düne Süd	Düne Süd	Düne Süd	Düne Süd	Düne Süd	Düne Süd
	Falle	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios
		ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter
Ausbeute g		23,70	3,40	5,80	4,20	-	17,27	-	7,61
Einsatztage	Einsatzdauer d	12,00	7,00	9,00	9,00	-	14	-	7
TS/Tag g	Einheit	1,98	0,49	0,64	0,47	-	1,2	-	1,1
Überkorn (>2mm)	%	0,00	0,00	0,00		0,00	0	0	0
Fraktion 1000-2000 µm	%	0,10	0,00	0,00		0,00	0	0	0,3
Fraktion 600-1000µm	%	1,20	1,10	0,40		0,20	0,3	0,3	0,3
Fraktion 200-600 µm	%	6,80	1,10	0,40		0,00	3,3	5,8	2,1
Fraktion 100-200 µm	%	12,30	4,50	3,20		0,40	2,8	4,3	1,5
Fraktion 63-100 µm	%	5,50	3,40	2,10		0,70	5,3	7,5	3,1
Fraktion 20-63 µm	%	14,20	6,80	9,60		53,20	8	7	8,6
Fraktion <20µm	%	59,80	83,00	84,30		45,40	80,3	75,2	84
Fraktion <63 µm	%	74,00	89,80	93,90	98,60	98,60	88,3	82,2	92,6
TOC	% TS	2,70	2,70	2,50	1,80		2,5	2,5	2,4
Glühverlust 550°C	% TS	14,00	n.b.				n.b.	n.b.	
GV/TOC		5,19							
Arsen <20µm	mg/kg TS	15,00	n.b.	16,00			17	17	18
Blei <20µm	mg/kg TS	35,00	n.b.	36,00			39	39	42
Cadmium <20µm	mg/kg TS	0,20	n.b.	0,20			0,2	0,2	0,2
Chrom <20µm	mg/kg TS	75,00	n.b.	63,00			71	69	75
Kupfer <20µm	mg/kg TS	18,00	n.b.	38,00			20	19	21
Nickel <20µm	mg/kg TS	32,00	n.b.	29,00			31	32	34
Quecksilber <20µm	mg/kg TS	0,19	n.b.	0,18			0,18	0,18	0,21
Zink <20µm	mg/kg TS	128,00	n.b.	123,00			141	143	148
Organika in Fraktion < 63 µm									
PCB Nr. 28	µg/kg TS	0,58	0,81	0,35	0,14		0,44	0,29	0,22
PCB Nr. 52	µg/kg TS	0,35	0,42	-0,10	-0,10		0,18	-0,10	-0,10
PCB Nr.101	µg/kg TS	0,54	1,34	0,27	0,14		0,51	0,26	0,18
PCB Nr.118	µg/kg TS	0,39	0,97	0,29	0,14		0,35	0,23	0,22
PCB Nr.138	µg/kg TS	0,85	1,67	0,45	0,29		0,80	0,40	0,26
PCB Nr.153	µg/kg TS	1,01	2,00	0,59	0,38		1,36	0,62	0,51
PCB Nr.180	µg/kg TS	0,28	0,63	0,15	-0,10		0,28	-0,10	-0,10
PCB7 Summe	µg/kg TS	4,01	7,85	2,19	1,30		3,93	2,04	1,60
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	0,14	-0,10	-0,10	-0,10		-0,10	-0,10	-0,10
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,46	0,41	0,19	0,17		0,59	0,27	0,26
alpha-HCH	µg/kg TS	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10		-0,10	-0,10	-0,10
gamma-HCH (Lindan)	µg/kg TS	-0,10	0,31	-0,10	0,17		-0,10	-0,10	-0,10
opDDD	µg/kg TS	0,49	0,88	0,13	-0,10		0,22	-0,10	-0,10
p-p DDD	µg/kg TS	0,54	0,95	0,48	0,21		0,63	0,23	0,25
opDDE	µg/kg TS	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10		-0,10	-0,10	-0,10
p-p DDE	µg/kg TS	0,35	0,36	0,29	-0,10		0,45	0,29	0,21
opDDT	µg/kg TS	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10		-0,10	-0,10	-0,10
p-p DDT	µg/kg TS	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10		-0,10	-0,10	-0,10
ppDDX	µg/kg TS	0,99	1,40	0,87	0,41		1,19	0,62	0,55
DDX	µg/kg TS	1,68	2,48	1,19	0,71		1,60	0,92	0,85
Hexachlorbutadien	µg/kg TS	-0,10	0,31	-0,10	-0,10		-0,10	-0,10	-0,10
Naphthalin	mg/kg TS	0,08	0,07	0,05	0,03		0,07	0,09	0,06
Acenaphtylen	mg/kg TS	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01		-0,01	-0,01	-0,01
Acenaphten	mg/kg TS	0,02	0,01	-0,01	-0,01		-0,01	0,02	-0,01
Fluoren	mg/kg TS	0,02	0,02	0,01	-0,01		0,02	0,02	0,02
Phenanthren	mg/kg TS	0,08	0,09	0,05	0,03		0,05	0,07	0,06
Anthracen	mg/kg TS	0,02	0,01	0,01	-0,01		0,03	0,02	0,02
Fluoranthren	mg/kg TS	0,12	0,11	0,08	0,03		0,08	0,09	0,01
Pyren	mg/kg TS	0,09	0,08	0,06	0,02		0,05	0,05	0,05
Benz(a)anthracen	mg/kg TS	0,04	0,04	0,03	0,02		0,02	0,03	0,03
Chrysen	mg/kg TS	0,05	0,04	0,03	0,02		0,03	0,03	0,04
Benz(a)pyren	mg/kg TS	0,02	0,02	0,04	0,02		0,03	0,03	0,03
Dibenzo(a,h)anthracen	mg/kg TS	-0,01	-0,01	-0,01	0,02		-0,01	-0,01	-0,01
Benzo(b)fluoranthren	mg/kg TS	0,08	0,08	0,07	0,04		0,07	0,07	0,07
Benzo(k)fluoranthren	mg/kg TS	0,03	0,03	0,01	-0,01		0,02	0,02	0,02
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	mg/kg TS	0,02	0,03	0,03	-0,01		0,04	0,03	0,04
Benzo(ghi)perylen	mg/kg TS	0,07	0,07	0,03	0,02		0,03	0,03	0,04
PAK TVO Summe	mg/kg TS	0,35	0,33	0,27	0,11		0,27	0,26	0,20
PAK EPA Summe	mg/kg TS	0,77	0,73	0,53	0,30		0,57	0,60	0,51

Tabelle A 37 Analysendaten der Schwebstoffe (2018 bis 2022) (Fortsetzung)

	Jahr	2018	2019	2020	2021	2021	2022	2022	2022
		Zeitraum 2	Zeitraum 2	Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 1 Doppelbest.	Zeitraum 2
	Meßstelle	Norden	Norden	Norden	Norden	Norden	Norden	Norden	Norden
	Falle	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios
		mit Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter
Ausbeute g		6	5,9	4,3	7,7	2,9	26,07		6,73
Einsatztage	Einsatzdauer d	28	14	9	10	8	14		7
TS/Tag g	Einheit	0,21	0,42	0,48	0,77	0,3625	1,9		1,0
Überkorn (>2mm)	%	0,00	0,00	0,00	0		0	0	0
Fraktion 1000-2000 µm	%	3,40	0,00	0,70	0		0,5	0,3	0
Fraktion 600-1000µm	%		0,60	0,70	0		0,8	0,8	0,4
Fraktion 200-600 µm	%	3,00	2,30	0,70	0,8		6,6	5,9	4,9
Fraktion 100-200 µm	%	3,7	1,8	2,9	0,8		3,4	2,5	1,8
Fraktion 63-100 µm	%		2,3	5,9	3,7		11,6	10,9	8,4
Fraktion 20-63 µm	%	10,1	14,6	9,6	8,3		11,9	14,4	14
Fraktion <20µm	%	79,7	78,4	79,4	86,3		65,2	65,2	70,5
Fraktion <63 µm	%	89,8	93	89	94,6	94,6	77,1	79,6	84,5
TOC	% TS	3,5	2,9	2,5	2,7	2,6	2,4	2,4	2,5
Glühverlust 550°C	% TS	21	n.b.	n.b.			12,6		
GV/TOC		6							
Arsen <20µm	mg/kg TS	12	13	n.b.	15		16	15	16
Blei <20µm	mg/kg TS	31	36	n.b.	32		34	34	36
Cadmium <20µm	mg/kg TS	0,2	0,2	n.b.	0,2		0,2	0,2	0,2
Chrom <20µm	mg/kg TS	59	68	n.b.	57		67	69	70
Kupfer <20µm	mg/kg TS	25	26	n.b.	49		23	23	24
Nickel <20µm	mg/kg TS	31	34	n.b.	28		32	33	33
Quecksilber <20µm	mg/kg TS	0,11	0,15	n.b.	0,15		0,14	0,14	0,15
Zink <20µm	mg/kg TS	114	127	n.b.	117		139	135	135
Organika in Fraktion < 63 µm									
PCB Nr. 28	µg/kg TS	0,31	0,63	0,37	0,22	0,36	0,25	0,15	0,20
PCB Nr. 52	µg/kg TS	0,18	0,28	0,24	0,16	-0,10	0,14	-0,10	-0,10
PCB Nr.101	µg/kg TS	0,45	0,49	0,65	0,26	0,20	0,65	0,23	0,14
PCB Nr. 118	µg/kg TS	0,61	0,29	0,34	0,19	0,16	0,26	0,19	0,14
PCB Nr.138	µg/kg TS	1,45	0,68	0,90	0,39	0,31	1,21	0,43	0,24
PCB Nr.153	µg/kg TS	1,67	0,78	0,96	0,52	0,43	1,56	0,62	0,38
PCB Nr. 180	µg/kg TS	0,97	0,31	0,27	0,13	0,13	1,14	0,28	-0,10
PCB7 Summe	µg/kg TS	5,63	3,47	3,72	1,87	1,69	5,20	2,01	1,34
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	-0,10	0,15	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,20	0,44	0,20	0,14	-0,10	0,21	0,20	0,20
alpha-HCH	µg/kg TS	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10
gamma-HCH (Lindan)	µg/kg TS	-0,10	0,20	0,22	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10
opDDD	µg/kg TS		0,25	0,37	-0,10	0,13	-0,10	-0,10	-0,10
p-p DDD	µg/kg TS	0,35	0,59	0,47	0,34	0,34	0,26	0,19	0,19
opDDE	µg/kg TS		-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10
p-p DDE	µg/kg TS	0,38	0,42	0,38	0,24	0,18	0,21	0,20	0,17
opDDT	µg/kg TS		0,15	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10
p-p DDT	µg/kg TS	-0,10	0,46	0,57	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10
ppDDX	µg/kg TS	0,82	1,47	1,43	0,68	0,62	0,57	0,49	0,46
DDX	µg/kg TS		1,97	2,00	0,98	0,94	0,87	0,79	0,76
Hexachlorbutadien	µg/kg TS	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10			
Naphthalin	mg/kg TS	0,05	0,05	0,07	0,05	0,03	0,08	0,07	0,07
Acenaphtylen	mg/kg TS	-0,01	0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01
Acenaphten	mg/kg TS	-0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01
Fluoren	mg/kg TS	-0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02
Phenanthren	mg/kg TS	0,04	0,10	0,06	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05
Anthracen	mg/kg TS	0,01	0,02	-0,01	-0,01	-0,01	0,02	0,02	0,01
Fluoranthren	mg/kg TS	0,06	0,11	0,07	0,04	0,05	0,08	0,08	0,07
Pyren	mg/kg TS	0,04	0,07	0,05	0,03	0,04	0,05	0,05	0,04
Benz(a)anthracen	mg/kg TS	0,02	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
Chrysen	mg/kg TS	0,02	0,04	0,03	-0,01	0,01	0,03	0,03	0,03
Benz(a)pyren	mg/kg TS	0,02	0,04	-0,01	0,02	-0,01	0,02	0,02	0,02
Dibenzo(a,h)anthracen	mg/kg TS	-0,01	0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01
Benzo(b)fluoranthren	mg/kg TS	0,05	0,08	0,04	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06
Benzo(k)fluoranthren	mg/kg TS	0,02	0,04	0,08	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	mg/kg TS	0,05	0,05	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,03
Benzo(ghi)perylen	mg/kg TS	0,04	0,05	0,04	0,02	0,03	0,03	0,04	0,03
PAK TVO Summe	mg/kg TS	0,24	0,38	0,23	0,16	0,16	0,24	0,26	0,23
PAK EPA Summe	mg/kg TS	0,47	0,76	0,53	0,36	0,38	0,53	0,56	0,50

Tabelle A 38 OSPAR-Bewertungskriterien und Ergebnisse der Beprobungen 2021 und 2022 im Monitoring bei Tonne E3. Grau=Überschreitung der EAC/ERL-Werte. Schwermetalle und PAK in Fraktion < 2 mm. PCB normiert auf 2,5 Gew.% TOC

Juni 2021						
Parameter	Einheit	ERL	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraktion						
Blei	mg/kg	47	24	25	23	16
Cadmium	mg/kg	1.2	0.4	0.4	0.2	0.1
Quecksilber	mg/kg	0.15	0.23	0.18	0.15	0.07
Polyzyklische Aromaten						
Naphthalin	mg/kg	0.16	0.03	0.03	0.04	0.02
Phenanthren	mg/kg	0.24	0.05	0.04	0.04	0.02
Anthracen	mg/kg	0.085	0.021	0.014	0.017	0.01
Fluoranthren	mg/kg	0.6	0.1	0.1	0.1	0
Pyren	mg/kg	0.665	0.074	0.051	0.063	0.03
Benz(a)anthracen	mg/kg	0.261	0.043	0.031	0.034	0.016
Chrysen	mg/kg	0.384	0.04	0.027	0.03	0.015
Benzo(a)pyren	mg/kg	0.43	0.04	0.03	0.04	0.02
Benzo(ghi)perylen	mg/kg	0.085	0.049	0.046	0.052	0.029
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0.24	0.06	0.06	0.07	0.04
Polychlorierte Biphenyle						
PCB 28	µg/kg	1.7	0.6	0.8	0.7	0.6
PCB 52	µg/kg	2.7	0.5	0.4	0.5	0.4
PCB 101	µg/kg	3	1.4	1.2	1	0.8
PCB 118	µg/kg	0.6	0.7	0.8	0.7	0.7
PCB 138	µg/kg	7.9	1.7	1.3	1	0.9
PCB 153	µg/kg	40	2.4	2	1.6	1.4
PCB 180	µg/kg	12	1.4	1	0.7	0.6

September 2021						
Parameter	Einheit	ERL	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraktion						
Blei	mg/kg	47	22	25	20	17
Cadmium	mg/kg	1.2	0.4	0.3	0.2	0.2
Quecksilber	mg/kg	0.15	0.21	0.14	0.11	0.07
Polyzyklische Aromaten						
Naphthalin	mg/kg	0.16	0.03	0.03	0.02	0.01
Phenanthren	mg/kg	0.24	0.06	0.03	0.03	0.02
Anthracen	mg/kg	0.085	0.022	0.016	0.014	0.01
Fluoranthren	mg/kg	0.6	0.11	0.07	0.05	0.04
Pyren	mg/kg	0.665	0.086	0.052	0.041	0.027
Benz(a)anthracen	mg/kg	0.261	0.044	0.03	0.024	0.017
Chrysen	mg/kg	0.384	0.04	0.027	0.021	0.015
Benzo(a)pyren	mg/kg	0.43	0.04	0.03	0.03	0.02
Benzo(ghi)perylen	mg/kg	0.085	0.041	0.047	0.045	0.026
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0.24	0.05	0.06	0.06	0.03
Polychlorierte Biphenyle						
PCB 28	µg/kg	1.7	0.7	0.9	0.6	0.5
PCB 52	µg/kg	2.7	0.5	0.4	0.4	0.3
PCB 101	µg/kg	3	1.6	1.3	1.1	0.6
PCB 118	µg/kg	0.6	0.9	0.9	0.8	0.5
PCB 138	µg/kg	7.9	1.9	1.6	1.2	0.8
PCB 153	µg/kg	40	2.6	2.4	1.7	1.1
PCB 180	µg/kg	12	1.5	1.1	0.8	0.5

September 2022						
Parameter	Einheit	ERL	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraktion						
Blei	mg/kg	47	21	24	19	17
Cadmium	mg/kg	1.2	0.4	0.3	0.2	0.1
Quecksilber	mg/kg	0.15	0.18	0.15	0.12	0.06
Polyzyklische Aromaten						
Naphthalin	mg/kg	0.16	0.02	0.03	0.03	0.01
Phenanthren	mg/kg	0.24	0.04	0.03	0.03	0.02
Anthracen	mg/kg	0.085	0.016	0.014	0.013	0.01
Fluoranthren	mg/kg	0.6	0.08	0.06	0.05	0.03
Pyren	mg/kg	0.665	0.065	0.05	0.044	0.025
Benz(a)anthracen	mg/kg	0.261	0.042	0.032	0.028	0.017
Chrysen	mg/kg	0.384	0.033	0.026	0.023	0.014
Benzo(a)pyren	mg/kg	0.43	0.04	0.03	0.03	0.02
Benzo(ghi)perylen	mg/kg	0.085	0.04	0.039	0.036	0.021
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0.24	0.05	0.05	0.05	0.03
Polychlorierte Biphenyle						
PCB 28	µg/kg	1.7	0.6	0.6	0.7	0.6
PCB 52	µg/kg	2.7	0.5	0.4	0.4	0.4
PCB 101	µg/kg	3	1.2	0.9	1	0.8
PCB 118	µg/kg	0.6	0.7	0.7	0.7	0.6
PCB 138	µg/kg	7.9	1.6	1.2	1.1	1
PCB 153	µg/kg	40	2.2	1.6	1.6	1.4
PCB 180	µg/kg	12	1.2	0.7	0.7	0.6

Tabelle A 39 UQN-Bewertungskriterien und Ergebnisse der Sedimentbeprobungen 2021/2022 im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3 und Umgebung

Die Umweltqualitätsnormen beziehen sich auf

1. Bei Metallen auf die Fraktion kleiner als 63 µm
2. Bei organischen Stoffen auf die Fraktion < 2 mm und einem Feinkornanteil < 63 µm von größer als 50 %

Parameter	Einheit	OGevV 2016	Juni 2021			Referenz
		UQN	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	
Schwermetalle < 20 µm						
Arsen	mg/kg	40	25	23	26	21
Chrom	mg/kg	540	67	77	60	63
Kupfer	mg/kg	160	37	29	28	25
Zink	mg/kg	800	277	218	199	149
< 2 mm						
PCB 28	µg/kg	20	0.35	0.36	0.3	0.17
PCB 52	µg/kg	20	0.26	0.2	0.22	0.1
PCB 101	µg/kg	20	0.75	0.54	0.49	0.23
PCB 118	µg/kg	20	0.39	0.36	0.34	0.19
PCB 138	µg/kg	20	0.92	0.6	0.47	0.26
PCB 153	µg/kg	20	1.34	0.9	0.77	0.39
PCB 180	µg/kg	20	0.79	0.46	0.33	0.16
Dibutylzinn	µg/kg	100	3.9	2.3	<1	<1
Tetrabutylzinn	µg/kg	40	1.1	<1	<1	<1
Triphenylzinn	µg/kg	20	<1	<1	<1	<1

Parameter	Einheit	OGevV 2016	September 2021			Referenz
		UQN	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	
Schwermetalle < 20 µm						
Arsen	mg/kg	40	25	23	23	24
Chrom	mg/kg	540	68	74	84	64
Kupfer	mg/kg	160	38	29	27	23
Zink	mg/kg	800	295	219	201	154
< 2 mm						
PCB 28	µg/kg	20	0.3	0.34	0.3	0.16
PCB 52	µg/kg	20	0.23	0.17	0.2	0.1
PCB 101	µg/kg	20	0.67	0.53	0.52	0.22
PCB 118	µg/kg	20	0.36	0.36	0.35	0.18
PCB 138	µg/kg	20	0.83	0.64	0.55	0.28
PCB 153	µg/kg	20	1.17	0.95	0.81	0.4
PCB 180	µg/kg	20	0.7	0.43	0.37	0.16
Dibutylzinn	µg/kg	100	3.1	1.7	<1	<1
Tetrabutylzinn	µg/kg	40	1.1	<1	<1	<1
Triphenylzinn	µg/kg	20	<1	<1	<1	<1

Parameter	Einheit	OGevV 2016	September 2022			Referenz
		UQN	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	
Schwermetalle < 20 µm						
Arsen	mg/kg	40	26	22	24	22
Chrom	mg/kg	540	54	47	55	34
Kupfer	mg/kg	160	37	29	26	21
Zink	mg/kg	800	280	199	183	134
< 2 mm						
PCB 28	µg/kg	20	0.31	0.31	0.27	0.17
PCB 52	µg/kg	20	0.25	0.2	0.16	0.12
PCB 101	µg/kg	20	0.63	0.45	0.42	0.24
PCB 118	µg/kg	20	0.37	0.35	0.3	0.18
PCB 138	µg/kg	20	0.9	0.63	0.45	0.29
PCB 153	µg/kg	20	1.2	0.85	0.67	0.41
PCB 180	µg/kg	20	0.69	0.39	0.3	0.17
Dibutylzinn	µg/kg	100	3.1	4	1.2	<1
Tetrabutylzinn	µg/kg	40	<1	<1	<1	<1
Triphenylzinn	µg/kg	20	<1	<1	<1	<1

Tabelle A 40 OSPAR- und OGewV-Bewertungskriterien und mittlere Belastung der Wellhornschnecke im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3 und Umgebung. Grau hinterlegte Datenbereiche kennzeichnen eine Überschreitung der nach OSPAR (2009) und OGewV (2011) empfohlenen Bewertungskriterien für Muscheln und Austern (gesonderte Werte für Schnecken nicht vorgesehen).

Wellhornschnecke (Buccinum undatum)			2021						
			Verbringzentren	1-km	2 km	3 km	Referenz 1	Referenz 2	Referenz 3
		LMHG							
Quecksilber	µg/kg TS	2500	347	329	430	481	1098	560	483
Cadmium	µg/kg TS	5000	1598	1506	1955	2115	3060	2685	2228
Blei	mg/kg TS	7,5	1,1	0,9	0,9	0,6	0,4	0,4	0,5
		EAC passive							
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,7	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,8	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB101	µg/kg TS	6	1,7	0,7	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6
PCB118	µg/kg TS	1,2	7,2	6,9	7,0	8,1	13,0	7,6	7,8
PCB138	µg/kg TS	15,8	19,4	17,2	18,7	20,3	36,3	23,6	21,4
PCB153	µg/kg TS	80	31,2	25,8	30,4	34,5	70,2	42,2	38,1
PCB180	µg/kg TS	24	7,7	5,6	7,2	7,7	11,3	9,5	7,4
TBT (OZK)	µg/kg TS	12	1,3	2,5	1,1	1,6	1,0	1,0	1,0
		UQN							
Quecksilber	µg/kg FG	20	87	76	95	110	229	121	120
HCB	µg/kg FG	10	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2
Fluoranthen	µg/kg FG	30	2,6	2,4	2,3	2,4	2,1	2,2	2,5
Benzo(a)pyren	µg/kg FG	5	2,5	2,4	2,3	2,4	2,1	2,2	2,5

Wellhornschnecke (Buccinum undatum)			2022						
			Verbringzentren	1-km	2 km	3 km	Referenz 1	Referenz 2	Referenz 3
		LMHG							
Quecksilber	µg/kg TS	2500	385	341	426	501	703	673	482
Cadmium	µg/kg TS	5000	1804	1708	2169	2108	2408	3811	2409
Blei	mg/kg TS	7,5	0,7	1,1	0,6	0,6	0,4	0,4	0,6
		EAC passive							
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB101	µg/kg TS	6	0,6	0,6	0,6	0,5	0,5	0,5	0,7
PCB118	µg/kg TS	1,2	8,0	6,4	7,9	7,5	6,7	5,4	5,9
PCB138	µg/kg TS	15,8	21,1	21,3	24,0	20,6	32,0	21,0	25,5
PCB153	µg/kg TS	80	32,5	35,4	38,9	36,4	59,3	49,5	43,4
PCB180	µg/kg TS	24	3,7	5,0	4,3	5,0	5,8	9,1	7,2
TBT (OZK)	µg/kg TS	12	3,1	1,5	1,2	1,1	1,0	1,0	1,2
		UQN							
Quecksilber	µg/kg FG	20	95	84	101	118	160	153	120
HCB	µg/kg FG	10	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Fluoranthen	µg/kg FG	30	2,5	2,6	2,4	2,4	2,3	2,4	2,5
Benzo(a)pyren	µg/kg FG	5	2,5	2,4	2,4	2,4	2,3	2,3	2,5

Tabelle A 41 OSPAR- und OGewV-Bewertungskriterien und mittlere Belastung der Pfeffermuscheln im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3 und Umgebung. Grau hinterlegte Datenbereiche kennzeichnen eine Überschreitung der nach OSPAR (2009) und OGewV (2011) empfohlenen Bewertungskriterien für Muscheln.

Abra alba			2021				
			1-km	1,5-km	2-km	6-km	Ref
		EAC					
Phenanthren	mg/kg TS	1,7	0,08	0,05	0,03	0,08	0,05
Anthracene	mg/kg TS	0,29	0,03	0,02	0,01	0,03	0,02
Fluoranthren	mg/kg TS	0,11	0,04	0,03	0,02	0,05	0,03
Pyren	mg/kg TS	0,1	0,30	0,24	0,13	0,24	0,30
Benzo(a)anthracen	mg/kg TS	0,08	0,02	0,02	0,01	0,03	0,01
Benz(a)pyren	mg/kg TS	0,6	0,03	0,02	0,02	0,04	0,02
Benzo(ghi)perylen	mg/kg TS	0,11	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02
		UQN					
Quecksilber	µg/kg FG	20	46	46	52	45	52
HCB	µg/kg FG	10	0,06	0,03	0,03	0,03	0,02
Fluoranthren	µg/kg FG	30	4,1	3,3	2,1	4,6	3,0
Benzo(a)pyren	µg/kg FG	5	2,5	2,4	1,7	3,1	1,8

Abra alba			2021				
			1-km	1,5-km	2-km	6-km	Ref
		LMHG					
Quecksilber	µg/kg TS	2500	460	442	568	506	578
Cadmium	µg/kg TS	5000	570	434	498	386	368
Blei	mg/kg TS	7,5	13,0	10,7	9,2	9,7	7,7
		EAC passive					
PCB28	µg/kg TS	3,2	1,5	0,7	0,5	0,6	0,7
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,8	0,5	0,4	0,5	0,5
PCB101	µg/kg TS	6	1,7	1,1	1,2	1,2	0,9
PCB118	µg/kg TS	1,2	0,8	0,6	0,6	0,6	0,5
PCB138	µg/kg TS	15,8	3,5	2,5	2,7	2,4	1,8
PCB153	µg/kg TS	80	6,9	4,6	5,2	5,1	3,7
PCB180	µg/kg TS	24	2,5	1,4	1,6	1,3	0,9

Abra alba			2022				
			1-km	1,5-km	2-km	6-km	Ref
		EAC					
Phenanthren	mg/kg TS	1,7	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Anthracene	mg/kg TS	0,29	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00
Fluoranthren	mg/kg TS	0,11	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01
Pyren	mg/kg TS	0,1	0,12	0,30	0,24	0,28	0,06
Benzo(a)anthracen	mg/kg TS	0,08	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
Benz(a)pyren	mg/kg TS	0,6	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Benzo(ghi)perylen	mg/kg TS	0,11	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01
		UQN					
Quecksilber	µg/kg FG	20	55	48	48	53	42
HCB	µg/kg FG	10	0,06	0,02	0,03	0,01	0,01
Fluoranthren	µg/kg FG	30	2,1	1,1	2,3	2,0	0,9
Benzo(a)pyren	µg/kg FG	5	1,5	0,7	1,2	1,0	0,6

Abra alba			2022				
			1-km	1,5-km	2-km	6-km	Ref
		LMHG					
Quecksilber	µg/kg TS	2500	390	440	412	440	362
Cadmium	µg/kg TS	5000	503	520	438	340	304
Blei	mg/kg TS	7,5	16,3	7,4	10,7	7,5	6,3
		EAC passive					
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,2	0,1	0,2	0,3	0,2
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,3	0,2	0,3	0,3	0,2
PCB101	µg/kg TS	6	1,1	0,7	1,2	0,8	0,7
PCB118	µg/kg TS	1,2	0,6	0,4	0,5	0,4	0,4
PCB138	µg/kg TS	15,8	2,2	1,3	2,0	1,4	1,7
PCB153	µg/kg TS	80	4,9	2,8	4,6	3,2	3,7
PCB180	µg/kg TS	24	1,8	1,1	1,6	0,9	1,3

Tabelle A 42 OSPAR-, EC 1881/06 und OGewV-Bewertungskriterien und mittlere Belastung der Kliesche im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3 und Umgebung. Grau hinterlegte Datenbereiche kennzeichnen eine Überschreitung der nach OSPAR (2009) und OGewV (2011, 2016) empfohlenen Bewertungskriterien für Fisch.

Kliesche (Limanda limanda)		LMHG	2021			
			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
Quecksilber_Muskel	µg/kg FG	500	194	174	245	232
Cadmium_Leber	µg/kg FG	1000	235	223	254	145
Blei_Leber	µg/kg FG	1500	44	42	36	39
		EAC passive				
PCB28_Leber	µg/kg Lipid	64	9	9	7	9
PCB52_Leber	µg/kg Lipid	108	10	11	6	11
PCB101_Leber	µg/kg Lipid	120	40	49	33	43
PCB118_Leber	µg/kg Lipid	24	48	52	51	43
PCB138_Leber	µg/kg Lipid	316	118	143	112	120
PCB153_Leber	µg/kg Lipid	1600	201	255	200	224
PCB180_Leber	µg/kg Lipid	480	55	77	47	64
		UQN				
Quecksilber (Muskel)	µg/kg FG	20	194	174	245	232
Quecksilber (Leber)	µg/kg FG	20	112	121	135	104
HCB (Leber)	µg/kg FG	10	1,8	1,8	1,3	1,7

Kliesche (Limanda limanda)		LMHG	2022			
			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
Quecksilber_Muskel	µg/kg FG	500	178	134	157	199
Cadmium_Leber	µg/kg FG	1000	199	110	147	130
Blei_Leber	µg/kg FG	1500	39	33	33	32
		EAC passive				
PCB28_Leber	µg/kg Lipid	64	5	6	4	5
PCB52_Leber	µg/kg Lipid	108	6	6	3	8
PCB101_Leber	µg/kg Lipid	120	38	38	26	41
PCB118_Leber	µg/kg Lipid	24	51	48	37	47
PCB138_Leber	µg/kg Lipid	316	121	110	86	112
PCB153_Leber	µg/kg Lipid	1600	222	192	160	229
PCB180_Leber	µg/kg Lipid	480	44	43	26	44
		UQN				
Quecksilber (Muskel)	µg/kg FG	20	178	134	157	199
Quecksilber (Leber)	µg/kg FG	20	116	82	107	103
HCB (Leber)	µg/kg FG	10	1,5	1,5	1,2	1,4

Kliesche (Limanda limanda)		UQN	neue UQN 2021-2022			
Muskel			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
BDE Summe 6_2021	ng/kg FG	8,5	98	65	100	93
Heptachlor_2021	µg/kg FG	0,0067	0,010	0,025	0,019	0,050
BDE Summe 6_2022	ng/kg FG	8,5	132	84	66	124
Heptachlor_2022	µg/kg FG	0,0067	0,043	0,036	0,050	0,034

Tabelle A 43 OSPAR- und OGewV-Bewertungskriterien und mittlere Belastung der Scholle im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3 und Umgebung. Grau hinterlegte Datenbereiche kennzeichnen eine Überschreitung der nach OSPAR (2009) und OGewV (2011, 2016) empfohlenen Bewertungskriterien für Fisch.

Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>)		LMHG	2021			
			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
Quecksilber_Muskel	µg/kg FG	500	32	49	28	30
Cadmium_Leber	µg/kg FG	1000	-	-	-	-
Blei_Leber	µg/kg FG	1500	-	-	-	-
		EAC passive				
PCB28_Leber	µg/kg Lipid	64	6	8	5	7
PCB52_Leber	µg/kg Lipid	108	6	9	4	7
PCB101_Leber	µg/kg Lipid	120	26	42	21	31
PCB118_Leber	µg/kg Lipid	24	29	40	22	31
PCB138_Leber	µg/kg Lipid	316	63	96	59	72
PCB153_Leber	µg/kg Lipid	1600	91	145	85	111
PCB180_Leber	µg/kg Lipid	480	29	46	23	32
		UQN				
Quecksilber (Muskel)	µg/kg FG	20	32	49	28	30
Quecksilber (Leber)	µg/kg FG	20	-	-	-	-
HCB (Leber)	µg/kg FG	10	0,8	0,7	0,5	0,9

Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>)		LMHG	2022			
			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
Quecksilber_Muskel	µg/kg FG	500	33	29	49	36
Cadmium_Leber	µg/kg FG	1000	-	-	-	-
Blei_Leber	µg/kg FG	1500	-	-	-	-
		EAC passive				
PCB28_Leber	µg/kg Lipid	64	4	5	3	5
PCB52_Leber	µg/kg Lipid	108	2	4	2	4
PCB101_Leber	µg/kg Lipid	120	9	16	11	21
PCB118_Leber	µg/kg Lipid	24	13	20	18	26
PCB138_Leber	µg/kg Lipid	316	26	34	34	55
PCB153_Leber	µg/kg Lipid	1600	37	65	51	88
PCB180_Leber	µg/kg Lipid	480	6	13	7	21
		UQN				
Quecksilber (Muskel)	µg/kg FG	20	33	29	49	36
Quecksilber (Leber)	µg/kg FG	20	-	-	-	-
HCB (Leber)	µg/kg FG	10	0,9	1,2	0,7	1,2

Tabelle A 44 OSPAR- -Bewertungskriterien und mittlere Belastung der Nordseegarnele im Untersuchungsgebiet. Grau hinterlegte Datenbereiche kennzeichnen eine Überschreitung der nach OSPAR (2009) empfohlenen Bewertungskriterien für Fisch.

Nordseegarnele (Crangon crangon)			2021					
			Gebiet 1	Gebiet 2	Gebiet 2b	Gebiet 3	Gebiet 4	Gebiet 5
		LMHG						
Quecksilber	µg/kg TS	2500	187	254	223	218	213	253
Cadmium	µg/kg TS	5000	198	51	56	46	68	76
Blei	mg/kg TS	7,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
		EAC passive						
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB101	µg/kg TS	6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB118	µg/kg TS	1,2	0,8	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB138	µg/kg TS	15,8	0,9	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB153	µg/kg TS	80	1,9	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB180	µg/kg TS	24	3,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Nordseegarnele (Crangon crangon)			2022					
			Gebiet 1	Gebiet 2	Gebiet 2b	Gebiet 3	Gebiet 4	Gebiet 5
		LMHG						
Quecksilber	µg/kg TS	2500	185	189	195	244	241	207
Cadmium	µg/kg TS	5000	56	29	30	43	58	56
Blei	mg/kg TS	7,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
		EAC passive						
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB101	µg/kg TS	6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB118	µg/kg TS	1,2	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB138	µg/kg TS	15,8	2,3	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB153	µg/kg TS	80	2,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB180	µg/kg TS	24	0,8	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Tabelle A 45 Physikalische und chemische Messdaten aus der Wasserphase, Oberfläche

Station	Datum / Uhrzeit	Tiefe Probe	SECCHI	Temperatur	Salzgehalt	SiO ₄	PO ₄	NO ₂	NO ₃	NO _x	NH ₄	pH
Elbe_I	07.09.2021	1,1	4,5	18,1	31,2	5,4	0,40	0,05	1,37	1,42	0,01	8,6
Elbe_II	07.09.2021	0,6	3,0	18,0	30,2	9,5	0,66	0,26	3,86	4,13	0,44	8,5
E3	07.09.2021	1,0	3,0	18,0	29,8	14,1	0,96	0,38	7,76	8,14	0,90	8,5
Elbe_III	07.09.2021	0,9	3,0	17,9	29,6	11,5	0,98	0,37	7,87	8,24	1,15	8,4
Elbe_IV	07.09.2021	0,8	3,0	18,1	30,7	10,2	0,91	0,33	4,55	4,89	0,87	8,4
Elbe_I	14.06.2022	0,3	4,5	14,7	31,2	2,1	0,10	0,37	2,02	2,39	1,92	8,2
Elbe_II	14.06.2022	1,0	4	15,0	30,8	2,5	0,96	0,35	1,63	1,98	2,37	8,2
E3	14.06.2022	1,6	5,5	15,2	31,1	1,0	0,01	0,33	1,86	2,19	0,90	8,3
Elbe_III	14.06.2022	0,8	3,5	15,1	30,9	2,9	0,13	0,33	1,83	2,17	3,41	8,2
Elbe_IV	14.06.2022	1,1	3,5	16,1	31,0	0,5	0,03	0,26	1,72	1,98	0,01	8,3
Elbe_I	06.07.2022	1,1	6	16,1	31,9	2,0	0,01	0,00	NA	NA	0,01	8,2
Elbe_II	06.07.2022	1,3	5	16,9	31,5	1,6	0,01	0,01	NA	NA	0,01	8,2
E3	06.07.2022	0,8	5,3	16,8	31,5	1,8	0,14	0,01	NA	NA	0,37	8,2
Elbe_III	06.07.2022	1,1	3	16,4	30,9	2,7	0,01	0,01	NA	NA	0,01	8,2
Elbe_IV	06.07.2022	1,0	2,5	18,1	30,7	2,4	0,06	0,05	0,11	0,16	0,05	8,2
Elbe_V	06.07.2022	1,2	1,2	18,5	30,9	3,4	0,31	0,24	1,90	2,14	0,94	8,1
Elbe_I	31.08.2022	0,7	NA	18,8	31,0	5,5	1,74	0,05	0,04	0,09	0,01	8,2
Elbe_II	31.08.2022	0,6	NA	19,5	30,8	7,2	0,56	0,01	0,04	0,02	0,01	8,1
E3	31.08.2022	1,4	NA	19,6	30,8	6,6	0,58	0,01	0,01	0,02	0,01	8,1
Elbe_III	31.08.2022	0,8	NA	20,0	30,1	10,0	0,71	0,01	0,01	0,02	0,01	8,1
Elbe_IV	31.08.2022	1,7	NA	19,6	30,2	4,2	0,58	0,01	0,01	0,02	0,01	8,1

Tabelle A 46 Physikalische und chemische Messdaten aus der Wasserphase, Bodennähe

Station	Datum / Uhrzeit	Tiefe Probe	Temperatur	Salzgehalt	SiO ₄	PO ₄	NO ₂	NO ₃	NO _x	NH ₄	pH
Elbe_I	07.09.2021	48,3	18,1	32,2	10,4	0,60	0,08	1,80	1,89	0,01	8,4
Elbe_II	07.09.2021	28,0	18,04	31,9	11,5	0,70	0,10	1,44	1,54	0,13	8,4
E3	07.09.2021	24,2	18,11	32,2	12,3	0,87	0,16	1,20	1,36	2,11	8,4
Elbe_III	07.09.2021	20,3	17,94	30,9	14,7	1,01	0,25	3,09	3,34	1,69	8,4
Elbe_IV	07.09.2021	21,3	18,06	31,3	13,8	0,97	0,30	3,30	3,59	1,95	8,4
Elbe_I	14.06.2022	52,3	13,7	31,3	1,9	0,06	0,36	1,76	2,12	1,78	8,2
Elbe_II	14.06.2022	27,1	13,3	32,1	2,3	0,11	0,33	2,19	2,52	1,75	8,2
E3	14.06.2022	25,8	13,2	32,1	3,0	0,08	0,32	2,59	2,91	2,15	8,2
Elbe_III	14.06.2022	20,8	13,8	31,7	4,1	0,18	0,35	1,92	2,27	3,91	8,2
Elbe_IV	14.06.2022	24,1	15,0	31,6	0,8	0,04	0,30	1,15	1,44	0,19	8,3
Elbe_I	06.07.2022	48,1	14,6	32,6	5,6	0,08	0,09	0,35	0,44	0,74	8,2
Elbe_II	06.07.2022	26,5	15,3	NA	6,1	0,34	0,10	0,23	0,33	1,89	8,1
E3	06.07.2022	25,3	15,7	31,9	6,7	0,18	0,06	1,05	1,11	1,26	8,1
Elbe_III	06.07.2022	20,3	16,3	32,0	7,9	0,24	0,07	0,15	0,22	1,61	8,1
Elbe_IV	06.07.2022	18,9	17,6	31,7	2,8	0,01	0,05	0,04	0,10	0,69	8,2
Elbe_V	06.07.2022	16,2	18,3	31,0	3,0	0,21	0,21	1,20	1,41	0,72	8,1
Elbe_I	31.08.2022	43,9	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Elbe_II	31.08.2022	23,0	18,6	32,3	14,2	0,44	0,01	0,01	0,02	0,01	8,0
E3	31.08.2022	21,1	18,5	32,2	15,5	0,56	0,07	0,00	0,07	0,01	8,0
Elbe_III	31.08.2022	16,4	19,6	31,3	11,5	0,73	0,01	0,01	0,02	0,01	8,1
Elbe_IV	31.08.2022	15,6	19,6	30,3	7,7	0,49	0,01	0,01	0,02	0,01	8,1

Tabelle A 47 Wattmessstellen Schleswig-Holstein (2021 und 2022 im Vergleich zu 2007 bis 2020 (alle Parameter) und zur regionalen Hintergrundbelastung (nur Schwermetalle))

		Holmer Siel	Wesselb. Loch	Tüml.Bucht	Pellworm	SH*	Hintergrund SH**
		2021_2022	2021_2022	2021_2022	2021_2022	2007-2020	2000 - 2005
		n=8	n=8	n=8	n=8	n=183***	n=20
Parameter		Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert
		Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	77	49	93	55	56	
		68 - 85	20 - 71	88 - 97	34 - 72	8.7 - 97	
Schwermetalle in Fraktion < 20 µm							
Arsen	mg/kg TS	27	26	28	23	28	24
		24 - 31	21 - 29	24 - 32	19 - 26	18 - 56	10 - 41
Blei	mg/kg TS	50	56	53	44	53	55
		38 - 66	50 - 68	47 - 58	34 - 49	34 - 92	9 - 99
Cadmium	mg/kg TS	0.28	0.37	0.29	0.33	0.36	0.6
		0.22 - 0.4	0.3 - 0.41	0.19 - 0.33	0.25 - 0.41	0.19 - 0.67	0.1 - 1.4
Chrom	mg/kg TS	58	66	60	57	69	115
		35 - 74	55 - 79	42 - 73	36 - 74	35 - 123	55 - 200
Kupfer	mg/kg TS	21	26	21	24	27	19
		17 - 26	22 - 39	19 - 23	17 - 33	16 - 60	8 - 31
Nickel	mg/kg TS	30	34	32	31	33	41
		24 - 34	31 - 37	27 - 36	24 - 35	24 - 56	25 - 58
Quecksilber	mg/kg TS	0.18	0.24	0.24	0.17	0.30	0.28
		0.13 - 0.25	0.19 - 0.27	0.18 - 0.31	0.12 - 0.26	0.1 - 1.1	0.04 - 0.56
Zink	mg/kg TS	146	173	158	145	176	155
		118 - 154	150 - 207	145 - 172	116 - 158	116 - 354	20 - 320
Mineralöl	mg/kg TS	25	27	67	36	32	
		< 20 - 41	< 20 - 43	< 20 - 100	< 20 - 62	< 20 - 100	
PAK Sum16 gBG	mg/kg TS	0.21	0.24	0.69	0.27	0.3	
		0.18 - 0.27	0.16 - 0.39	0.56 - 0.85	0.18 - 0.41	0.16 - 0.85	
PCB Sum7 gBG	mg/kg TS	1.21	1.37	3.67	1.34	1.94	
		0.77 - 3.79	0.75 - 2.09	3.24 - 4.61	0.7 - 2.18	0.7 - 4.6 (15.4)	
alpha-HCH	µg/kg TS	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.06	
		< 0.05 - < 0.05	< 0.05 - < 0.05	< 0.05 - 0.069	< 0.05 - < 0.05	< 0.05 - 0.18	
gamma-HCH	µg/kg TS	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.06	
		< 0.05 - < 0.05	< 0.05 - < 0.05	< 0.05 - < 0.05	< 0.05 - < 0.05	< 0.05 - 0.12	
p,p'-DDE	µg/kg TS	0.10	0.11	0.38	0.12	0.20	
		< 0.10 - 0.11	< 0.10 - 0.14	0.33 - 0.49	< 0.10 - 0.18	< 0.1 - 0.5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	0.16	0.25	0.87	0.28	0.31	
		0.1 - 0.25	0.1 - 0.45	0.64 - 1.3	< 0.10 - 0.73	< 0.1 - 1.3	
p,p'-DDT	µg/kg TS	0.12	0.11	0.35	0.17	0.18	
		< 0.10 - 0.26	< 0.10 - 0.14	< 0.1 - 2.1	< 0.1 - 0.63	< 0.1 - 2.1	
PeCB	µg/kg TS	< 0.10	0.11	0.23	0.10	0.17	
		< 0.1 - < 0.1	< 0.1 - 0.14	0.19 - 0.35	< 0.1 - 0.1	< 0.1 - 0.5	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0.12	0.18	0.57	0.17	0.25	
		< 0.1 - 0.19	< 0.1 - 0.54	0.45 - 0.73	< 0.1 - 0.29	< 0.1 - 0.93	
Monobutylzinn	µg OZK/kg TS	< 1	1.1	2.8	1.1	1.6	
		< 1 - < 1	< 1 - 1.3	1.5 - 4.5	< 1 - 1.5	< 1 - 1.1	
Dibutylzinn	µg OZK/kg TS	< 1	< 1	1.2	< 1	1.2	
		< 1 - < 1	< 1 - < 1	< 1 - 1.5	< 1 - < 1	< 1 - 1.7	
Tributylzinn	µg OZK/kg TS	< 1	< 1	1.6	< 1	1.2	
		< 1 - < 1	< 1 - < 1	1.2 - 2.1	< 1 - < 1	< 1 - 3.7	
Normiert auf < 63 µm							
Mineralöl	mg/kg TS	33	62	73	68	66	
		24 - 54	28 - 114	21 - 109	28 - 120	< 21 - 276	
PAK Summe 16	mg/kg TS	0.27	0.52	0.74	0.49	0.58	
		0.23 - 0.35	0.35 - 0.82	0.58 - 0.89	0.39 - 0.6	0.21 - 1.77	
PCB Sum7 gBG	µg/kg TS	1.58	2.97	3.96	2.44	3.77	
		0.95 - 4.97	1.73 - 4.59	3.47 - 4.91	1.81 - 3.64	0.95 - 19.4 (31.8)	
alpha-HCH	µg/kg TS	< 0.07	< 0.12	< 0.06	< 0.1	0.13	
		< 0.06 - < 0.07	< 0.07 - < 0.25	< 0.05 - 0.07	< 0.07 - < 0.15	< 0.05 - 0.55	
gamma-HCH	µg/kg TS	< 0.07	< 0.12	< 0.05	< 0.10	0.13	
		< 0.06 - < 0.07	< 0.07 - < 0.25	< 0.05 - < 0.06	< 0.07 - < 0.15	< 0.05 - 0.55	
p,p'-DDE	µg/kg TS	0.13	0.26	0.41	0.22	0.40	
		< 0.12 - 0.15	< 0.16 - 0.51	0.34 - 0.52	< 0.17 - 0.29	< 0.12 - < 2.76	
p,p'-DDD	µg/kg TS	0.21	0.53	0.94	0.49	0.57	
		0.12 - 0.33	< 0.24 - 0.99	0.66 - 1.38	< 0.22 - 1.35	< 0.12 - < 2.76	
p,p'-DDT	µg/kg TS	0.16	0.24	0.38	0.29	0.38	
		< 0.12 - 0.34	0.14 - 0.51	< 0.1 - 2.33	< 0.14 - 0.88	< 0.12 - < 2.76	
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	0.13	0.24	0.25	0.19	0.37	
		< 0.12 - < 0.15	< 0.16 - 0.51	0.20 - 0.36	< 0.14 - 0.29	< 0.12 - < 2.76	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0.16	0.36	0.61	0.29	0.48	
		< 0.12 - 0.28	< 0.19 - 0.76	0.51 - 0.76	< 0.2 - 0.41	< 0.12 - < 2.76	

*SH = Wattmessstellen Holmer Siel und Wesselburener Loch von 2007 bis 2018, ab 2017 mit Pellworm und Tümlauer Bucht

** Hintergrund SH = 5 Wattmessstellen des LANU aus dem Zeitraum 2000 - 2005 (List, Oland, Langeneß, Büsum)

***SH 2007-2020: n = 181 für organische Parameter normiert

PCB Sum7 ein "Ausreißer" im ersten Quartal 2008 Holmer Siel, diesen Wert in Klammern

Tabelle A 48 Wattmessstellen Niedersachsen (2021 und 2022 im Vergleich zu 2007 bis 2020 und zur regionalen Hintergrundbelastung (nur Schwermetalle))

		Cuxhaven 2021_2022	Cuxhaven 2007-2020	Cuxhaven 2002-2005	Harlesiel 2021_2022	Schillinghörn 2021_2022	Niedersachsen 2007-2020	Hintergrund Nds 2000-2005
		n = 10	n = 128***	n = 18	n = 4*	n = 4**	n = 75****	n = 53
Parameter		Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert
		Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	47	68	73	10	31	21	
		32 - 75	23 - 100	60 - 94	0,7 - 34	3,8 - 52	0,2 - 77	
Schwermetalle in Fraktion < 20 µm								
Arsen	mg/kg TS	26	25	28	22	25	24	24
		22 - 35	17 - 34	22 - 36		21 - 30	7,9 - 82	13 - 40
Blei	mg/kg TS	57	62	78	43	42	54	58
		51 - 79	46 - 85,1	70 - 91		41 - 43	15,8 - 106	32 - 96
Cadmium	mg/kg TS	0,49	0,64	0,70	0,40	0,30	0,60	0,50
		0,4 - 0,6	0,4 - 1,8	0,3 - 0,9		0,3 - 0,3	0,1 - 2,4	0,2 - 1,0
Chrom	mg/kg TS	87	85	92	90	85	87	84
		78 - 96	51,6 - 109	71 - 124		82 - 89	17,4 - 150	61 - 96
Kupfer	mg/kg TS	36	36	37	30	27	29	20
		26 - 90	23 - 63	33 - 42		19 - 48	11 - 106	14 - 28
Nickel	mg/kg TS	38	39	46	36	35	39	32
		35 - 41	28 - 47	41 - 59		33 - 36	9,8 - 62,8	22 - 39
Quecksilber	mg/kg TS	0,45	0,61	0,74	0,20	0,20	0,29	0,26
		0,37 - 0,56	0,27 - 2,27	0,46 - 1,03		0,19 - 0,23	0,1 - 1,85	0,13 - 0,45
Zink	mg/kg TS	222	249	304	151	153	177	179
		191 - 280	171 - 465	260 - 411		138 - 185	45 - 348	110 - 250
Mineralöl	mg/kg TS	73	56		35	63	43	
		41-100	<20 - 160			36-110	<20 - 290	
PAK Sum16 gBG	mg/kg TS	0,53	0,63		0,29	0,29	0,29	
		0,37-0,85	0,2 - 2,4			0,25 - 0,33	<0,01 - 1,8	
PCB Sum7 gBG	mg/kg TS	2,15	4,72		0,98	0,78	1,15	
		0,7-3,8	1,16 - 16,97			0,35 - 1,23	0,05 - 12,7	
alpha-HCH	µg/kg TS	0,06	0,10		< 0,05	< 0,05	0,05	
		<0,05-0,09	<0,02 - 0,44			<0,05-<0,05	<0,001 - 0,17	
gamma-HCH	µg/kg TS	0,05	0,09		<0,05	< 0,05	0,06	
		<0,05-0,07	<0,03 - 0,35			<0,05-<0,05	<0,001 - 0,36	
p,p'-DDE	µg/kg TS	0,29	0,76		0,10	0,07	0,09	
		<0,05-0,78	0,05 - 3,5			< 0,05 - 0,11	<0,01 - 0,65	
p,p'-DDD	µg/kg TS	1,14	2,37		0,06	< 0,05	0,14	
		0,64-2	0,079 - 12			<0,05-<0,05	<0,01 - 2,7	
p,p'-DDT	µg/kg TS	0,09	0,38		< 0,05	0,12	0,06	
		<0,05-0,49	<0,05 - 3,8			<0,05 - 0,27	<0,01 - 0,27	
PeCB	µg/kg TS	0,08	0,33		< 0,05	< 0,05	0,07	
		<0,05-0,18	<0,05 - 1,2			<0,05-<0,05	<0,01 - 0,49	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,35	1,12		< 0,05	0,06	0,14	
		<0,05-0,74	0,17 - 7,6			<0,05 - 0,09	<0,01 - 1,16	
Monobutylzinn	µg OZK/kg TS	5,6	10,24		<1	<1	2,07	
		3-9	<1 - 29			<1 - <1	<1 - 8,7	
Dibutylzinn	µg OZK/kg TS	2,5	4		<1	<1	1,76	
		<1-9	<1 - 12			<1 - <1	<1 - 8	
Tributylzinn	µg OZK/kg TS	3,9	9,49		<1	<1	1,94	
		2-7	<1 - 27			<1 - <1	<1 - 13	
Normiert auf < 63 µm								
Mineralöl	mg/kg TS	158	85		103	152	142	
		109 - 208	<25,5 - 260			109 - 210	<30 - 622	
PAK Summe 16	mg/kg TS	1,14	0,93		0,85	0,80	1,25	
		0,92 - 1,56	0,29 - 2,9			0,61 - 1,15	<0,03 - 13	
PCB Sum7 gBG	µg/kg TS	4,51	6,94		2,89	2,40	4,08	
		1,79 - 7,5	1,78 - 20,8			0,67 - 4,65	<0,12 - 29,33	
alpha-HCH	µg/kg TS	0,13	0,15		<0,15	<0,14	0,17	
		< 0,07 - 0,16	<0,04 - 0,5			<0,10 - <0,19	<0,002 - 0,52	
gamma-HCH	µg/kg TS	0,12	0,14		<0,15	<0,14	0,19	
		<0,07 - 0,16	<0,05 - 0,49			<0,10 - <0,19	<0,01 - 0,66	
p,p'-DDE	µg/kg TS	0,57	1,12		0,29	0,21	0,31	
		<0,09 - 1,56	0,08 - 4,16			<0,10 - 0,42	<0,03 - 1,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	2,46	3,49		0,18	<0,14	0,37	
		1,4 - 4	0,11 - 16,62			<0,10 - <0,19	<0,02 - 2,77	
p,p'-DDT	µg/kg TS	0,17	0,52		<0,15	0,41	0,24	
		<0,07 - 0,65	<0,05 - 4,82			<0,12 - 1,02	<0,01 - 1,9	
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	0,16	0,5		< 0,05	< 0,14	0,24	
		<0,09-0,36	0,1 - 3,41			<0,10-<0,19	<0,01 - 1,13	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,76	1,64		< 0,15	0,19	0,57	
		<0,09 - 1,65	0,38 - 13,19			<0,1 - 0,34	<0,02 - 8,5	

* Harlesiel 2021 und 2022: 4 Proben, für Schwermetalle und für organische Parameter 1 Probe

** Schillinghörn 2021 und 2022: 4 Proben, für Schwermetalle und für organische Parameter 3 Proben

***Cuxhaven 2007 - 2020: n = 118 für organische Parameter

****Nds 2007-2020: n = 69 für organische Parameter, n = 53 für organische Werte normiert

Nds = Stationen Harlesiel und Schillinghörn von 2007 bis 20* =

Hintergrund Niedersachsen = Daten von 9 Stationen des NLWKN aus dem Zeitraum 2000 bis 2005

(Spiekeroog, Borkum, Norderney, Jadebusen, Tettens, Cappel, Elisabethgroden, Leybucht, Dollart)

Anlage A-2 Altersbestimmung an der Kliesche

Im Jahr 2009 wurden an einigen Proben pro Gebiet jeweils exemplarische Altersbestimmungen mittels Gehörsteinen (Otolithen) durchgeführt. In den Untersuchungsjahren 2010 bis 2014 sowie von 2016-2018 erfolgte eine Altersdatierung an allen auf Schadstoffgehalte untersuchten Tieren. Im Jahr 2015 wurde keine Altersdatierung durchgeführt.

Die Altersstruktur der Klieschen war dabei von 2009 bis 2013 relativ ähnlich: Die Mehrheit der Tiere war zwischen zwei und vier Jahre alt. Jüngere (1 Jahr) sowie ältere Tiere (5 bis 8 Jahre) wurden nur selten gefunden. In 2014 waren die gefangenen Tiere mehrheitlich zwischen drei und vier, in 2016 zwischen drei und fünf und im Jahr 2017 zwischen drei und sechs Jahre alt und damit im Mittel etwas älter als in den vergangenen Jahren (Tabelle 1). Im Jahr 2017 wurden ein- und zweijährige Tiere gar nicht und siebenjährige Tiere insgesamt siebenmal gefunden. Im Jahr 2018 zeigte die Mehrheit der Klieschen ein Alter zwischen drei und fünf Jahren, einjährige Tiere wurden gar nicht, zweijährige Tiere vereinzelt und siebenjährige Tiere einmal gefunden. In den Jahren 2019 und 2020 war der Großteil der Klieschen zwischen drei und fünf Jahren alt, 21 Tiere waren jeweils sechs Jahre alt und zwei Tiere im Jahr 2019 und vier Tiere im Jahr 2020 sieben Jahre alt. Im Jahr 2021 war die Mehrheit der Tiere ebenfalls drei- bis fünfjährig, sieben Tiere waren sechs-, zwei Tiere sieben- und ein Tier war achtjährig. Im Jahr 2022 war die Mehrheit der Tiere drei bis vier Jahre alt, 18 Tiere waren fünf-, sechs Tiere sechs- und ein Tier siebenjährig.

Von 2009 bis 2017 konnte eine fast stetige Zunahme der Alter der untersuchten Klieschen festgestellt werden. Da es sich bei den Klieschen um relativ ortstreue Tiere handelt deutet dies auf eine generelle Entwicklung der Population hin, deren Verjüngung seit 2020 allmählich einsetzt.

Wie bereits für die Jahre zuvor ermittelt (E3-Jahresbericht HPA, 2015), zeigen die Leberproben in den Jahren 2019-2022 für Arsen, Cadmium, und Quecksilber einen moderaten statistisch signifikanten positiven Zusammenhang zum Alter. In den Muskeln besteht ein signifikanter Zusammenhang in den Jahren 2019 bis 2022 nur mit Quecksilber. Die Altersstruktur zwischen den einzelnen Gebieten ist vergleichbar und unterscheidet sich nicht signifikant.

Tabelle 1 Altersstruktur der untersuchten Klieschen 2009-2022

	2009	2010	2011	2013	2014	2016
Mittelwert Klieschenalter	2.9	2.6	2.8	3.2	3.7	4.0
Median Klieschenalter	3	2	3	3	4	4
	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Mittelwert Klieschenalter	4,6	4,2	4,4	4,1	4	3,4
Median Klieschenalter	5	4	5	4	4	3

Anlage A-3 Altersbestimmung an der Scholle

Eine Altersbestimmung wurde in den Jahren 2019 bis 2022 an allen gefangenen Schollen mittels Gehörsteinen (Otolithen) durchgeführt, die eine Länge über 14 cm zeigten. Im Jahr 2019 waren das 45% der Schollen im Jahr 2020 waren das 77%, im Jahr 2021 45% und im Jahr 2022 81% der gefangenen Schollen. Für Schollen, die kleiner/gleich 14cm lang waren, wurde ein Alter von einem Jahr eingesetzt. Die Mehrzahl der Tiere im Jahr 2019-2022 war wie bereits in den Vorjahren ein- bis zweijährig. Im Jahr 2019 waren zwei Tiere, im Jahr 2020 14 Tiere, im Jahr 2021 17 Tiere und im Jahr 2022 19 Tiere dreijährig. Im Jahr 2021 waren drei Tiere vierjährig und im Jahr 2022 waren vier Tiere vierjährig und ein Tier fünfjährig. Bei männlichen Schollen setzt die Geschlechtsreife nach ca. drei bis vier, bei weiblichen Tieren zwischen sechs und neun Jahren ein. Der Großteil der untersuchten Schollen befindet sich somit noch vor der Geschlechtsreife.

Der Zusammenhang zwischen dem Alter der Schollen und den Belastungswerten in den beiden untersuchten Gewebetypen wurde exemplarisch betrachtet, belastbare Zusammenhänge sind jedoch aufgrund der vorliegenden sehr homogenen Altersstruktur (90% der Fische sind ein- bis zweijährig), dem Zusammenführen von bis zu 17 Individuen zu einer Probe nicht abzuleiten.

Tabelle 2 Altersstruktur der Schollen im Untersuchungsgebiet

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Mittelwert Schollenalter	1,5	1,3	1,2	1,3	1,5	1,5	1,7
Median Schollenalter	1	1	1	1	1	1	2

