

Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen

Teilbericht

Verbringung von Baggergut zur Tonne E3

Bericht über den Zeitraum 1.1.2019 bis 31.12.2020



Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung	4
2	Entwicklung in den Jahren 2019 und 2020.....	5
3	Charakterisierung der Sedimente aus der Delegationsstrecke und aus den Hafenzufahrten	10
3.1	Chemische Belastung	17
3.2	Ökotoxikologische Wirkung.....	26
4	Monitoring im Verbringungsgebiet	30
4.1	Monitoring im Jahr 2019 und 2020	30
4.2	Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments	32
4.2.1	Peilungen 2019 und 2020.....	32
4.2.2	Verdriftung während der Verbringungen.....	36
4.3	Sedimentuntersuchung	44
4.3.1	Beprobung der Sedimente	44
4.3.2	Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente.....	47
4.3.3	Ökotoxikologische Belastung	71
4.4	Makrozoobenthos	76
4.5	Fischfauna.....	85
4.6	Makrophyten.....	95
4.7	Bioakkumulation.....	104
4.7.1	Bioakkumulation in der Wellhornschnecke	106
4.7.2	Bioakkumulation in der Pfeffermuschel.....	121
4.7.3	Bioakkumulation in der Kliesche	131
4.7.4	Bioakkumulation in der Scholle	144
4.7.5	Bioakkumulation in der Krabbe	155
4.7.6	Bewertung der Ergebnisse anhand von EAC- und ERL-Werten sowie Umweltqualitätsnormen (UQN)	160
4.8	Untersuchungen der Wasserphase	164
4.9	Wattmessstellen.....	176
5	Tragfähigkeit der Verträglichkeitsvorprüfung gemäß FFH- und VS-Richtlinie sowie der artenschutzrechtlichen Bestimmungen	182
6	Übersicht über die Erfüllung der Maßgaben der Einvernehmenserklärung.....	187
7	Literatur	206

Anhang

Hamburg Port Authority
Hafeninfrastruktur
Infrastruktur Wasser
Mai 2022/Januar 2023

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 2019/2020 wird hiermit vorgelegt. Er wurde nach Vorgaben von und in Abstimmung mit dem MEKUN (früher: MELUR/MELUND) verfasst. In der AG-Monitoring wurde im Dezember 2020 festgelegt, dass aufgrund des Umfangs der Monitoringuntersuchungen und des damit verbundenen Auswertungs- und Bearbeitungsaufwandes die Erstellung des Jahresberichts 2019 und des Jahresberichts 2020 zusammenfassend für beide Jahre erfolgen soll. 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 MELUND 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 MELUND der HPA ein Einvernehmen zur Verbringung von Elbesedimenten aus der Hamburger Delegationsstrecke zur Verbringstelle 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.

Im Frühjahr 2019 zeichnete sich ab, dass die Mengen dieser Zulassungen im Laufe des Jahre 2019 ausgeschöpft sein würden (s. Kapitel 2). HPA stellte deshalb am 29. Mai 2019 einen Antrag auf Verlängerung der bestehenden Zulassungen. Beantragt wurde 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 MELUND 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 Zulassung aus dem Jahr 2016 (25. April 2016, geändert am 18. Juni 2018) gelten hierbei unverändert.

Gemäß Einvernehmen vom 25.4.2016 (geändert am 18. Juni 2018; geändert am 14. Oktober 2019) hat die HPA dem MELUND „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) wird ein derartiger Bericht gefordert. Dieser Bericht wird hiermit für das Jahr 2019 und 2020 vorgelegt. In der AG-Monitoring wurde im Dezember 2020 festgelegt, dass aufgrund des Umfangs der Monitoringuntersuchungen und des damit verbundenen Auswertungs- und Bearbeitungsaufwandes die Erstellung des Jahresberichts 2019 und des Jahresberichts 2020 zusammenfassend für beide Jahre erfolgen soll.

Die Maßgaben des Einvernehmens vom 25.4.2016 (geändert am 18. Juni 2018; geändert am 14. Oktober 2019) 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 2019 und 2020. Für detaillierte Ergebnisse aus früheren Untersuchungen wird auf die Berichte der Jahre 2005 bis 2018 verwiesen (E3-Jahresberichte der HPA, 2005 bis 2018; <https://www.hamburg-port-authority.de/de/infoport/download-terminal>).

2 Entwicklung in den Jahren 2019 und 2020

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.*

In beiden Jahren wurde das Einbringzentrum Süd (400x400m, 54°02'59.124932"N_7°57'41.156912"E) beaufschlagt. Im Jahr 2019 erfolgte die Einbringung vom 24.6.2019 bis zum 26.12.2019 und im Jahr 2020 in der Zeit vom 23.6.2020 bis zum 02.12.2020.

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 2.16 (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 2019 und 2020 Sedimente in die Nordsee verbracht wurden, waren die Gebiete Köhlfleet, 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 2019 und 2020 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 2014 bis 2020 dargestellt. In den Jahren 2019 und 2020 lag die mittlere Abflussmenge der Elbe mit 403 m³/s (2019) und 408 m³/s (2020) - wie auch bereits in den Jahren bis 2014 bis 2018 – sehr deutlich unterhalb des langjährigen Mittels von 683 m³/s (Mittel der Jahre 1983 – 2012).

Im Jahr 2019 wurden im Januar und März zwei kurzfristige Abflussereignisse verzeichnet. Das Maximum im Januar lag mit 966 m³/s noch unter 1000 m³/s, das Jahresmaximum von 1155 m³/s am 25. März knapp darüber (Abbildung 2-1). Die für die Elbe typischen Frühjahrshochwasser mit Abflüssen von 2000 m³/s und mehr sind damit auch in den Jahren 2019 und 2020 ausgeblieben. Bereits im April 2019 sank der Oberwasserabfluss dann auf unter 400 m³/s. Bis zum Jahresende lag der Abfluss konstant unterhalb von 450 m³/s, mit einer langen Phase extrem niedriger Abflüsse

von sogar unter 200 m³/s an 83 Tagen. Eine so langanhaltende Zeitphase mit derart niedrigen Abflüssen der Elbe hat es seit Beginn der Datenaufzeichnungen noch nicht gegeben. Das Minimum des Abflusses wurde am 8. September 2019 mit 160 m³/s registriert; auch dies ist ein ähnlich niedriger Minimalwert wie im Jahr 2018 - und einer der niedrigsten der überhaupt in Neu Darchau gemessenen Abflüsse.

Das Jahr 2020 begann mit sehr niedrigen Abflüssen von unter 400 m³/s (Abbildung 2-1). Im März 2020 folgte ein Frühjahrshochwasser mit einer Abflussspitze von 1050 m³/s. Nachdem die Werte bis Anfang Juni auf unter 250 m³/s abgesunken waren, folgte, bedingt durch Niederschläge im mittleren Teil des Elbeinzugsgebiets, im Sommer ein kurzfristiger Abflusspeak mit einem Maximalwert von 580 m³/s. Nach einer weiteren Niedrigwasserphase mit einem Abfluss von durchschnittlich 250 m³/s im August und September stieg er im November wieder leicht an, um dann zum Jahreswechsel erneut auf unter 400 m³/s abzusinken.

Auch wenn der Sommer 2020 damit nicht so extrem trocken ausfiel wie in den Jahren 2018 und 2019, wurde letztlich auch im Jahr 2020 in keinem Monat der langjährige mittlere Abfluss erreicht oder sogar überschritten. Insgesamt waren die hydrologischen Randbedingungen für die Wassertiefeninstandhaltung im Hafen auch im vergangenen Jahr schlecht. Die geringen Oberwasserabflüsse in den Jahren 2019 und 2020 sind damit das sechste und siebte Jahr in Folge auf die extreme Trockenheit im Elbeinzugsgebiet zurückzuführen.

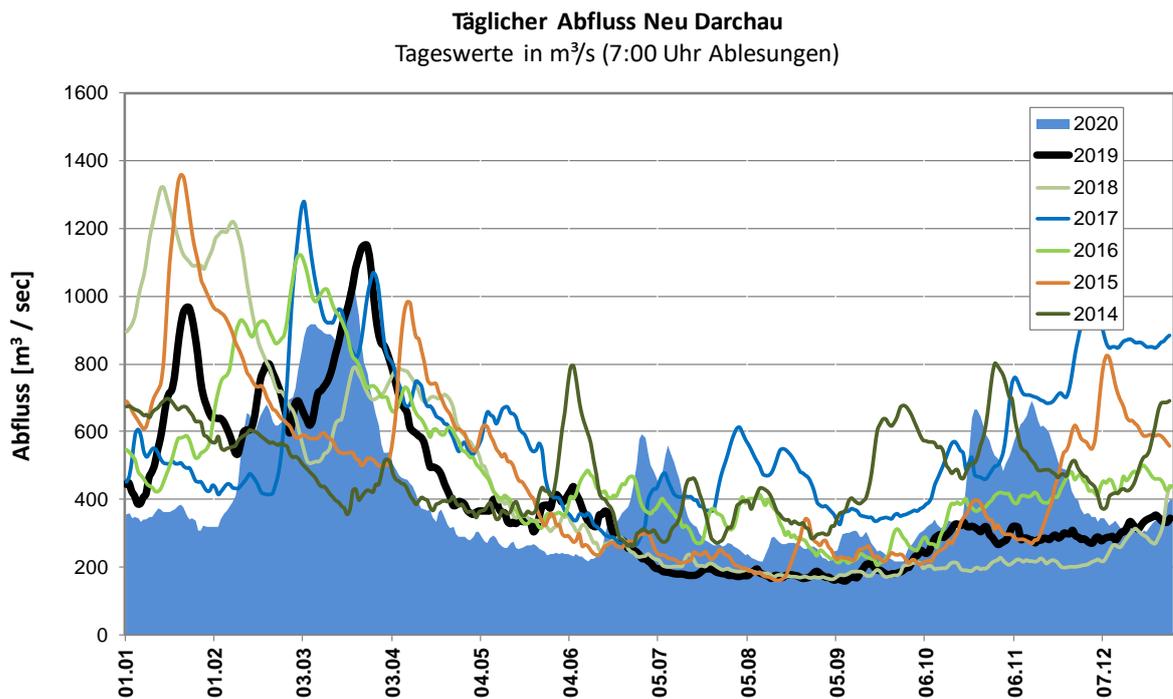


Abbildung 2-1 Abfluss am Pegel Neu-Darchau [m³/s], Gegenüberstellung der Jahreskurven 2015 bis 2020 (Jahr 2019: fettgedruckt, Jahr 2020: ausgefüllt)

Am 25. April 2016 hatte das MELUND der HPA ein Einvernehmen für die Verbringung von Elbesedimenten aus der Hamburger Delegationsstrecke sowie eine wasserrechtliche Erlaubnis sowie eine naturschutzfachliche Genehmigung zur Verbringung von Material aus den Landeshafengewässern zur Verbringestelle Tonne E3 in der Nordsee erteilt. Die Verbringung in die Nordsee folgte zunächst, wie auch in den Jahren 2016 ab Oktober und in den Jahren 2017 und 2018 nach diesen drei genannten Zulassungen. Am 14. Oktober 2019 erteilte das MELUND nach Antrag der HPA 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 (Kapitel 1). Ab Oktober 2019 erfolgte die Verbringung dann sowohl in den Gebieten der Delegationsstrecke als auch in den Gebieten der Landeshafengewässer nach diesen drei neuen, geänderten Zulassungen.

Aufgrund des insgesamt geringen Oberwasserabflusses (s.o.) begann bereits Ende Mai bis Anfang Juni 2019 eine verstärkte Sedimentation in den Hauptbaggergebieten. Am 24.6.2019 wurde daher mit der Verbringung von Material aus dem Köhlbrand zur Tonne E3 begonnen. Die Verbringungen wurden von Juni bis Dezember 2019 durchgeführt. Innerhalb dieser Zeitspanne wurden zwei Laderaumsaugbagger eingesetzt: Der Bagger James Cook mit einem Laderaumvolumen von 11.750 m³ und der deutlich kleinere Al Idrisi mit einem Laderaumvolumen von 7.500 m³, der vorwiegend in den Landeshafengewässern gearbeitet hat.

Vom 24.6. bis 11.7.2019 erfolgten die Verbringungen mit dem Bagger James Cook aus dem Gebiet Köhlbrand und ab 5.7.2019 auch aus dem Gebiet Parkhafen sowie ab 12.7.2019 zusätzlich aus dem Gebiet Vorhafen. Vom 26.7. bis 17.8.2019 wurde vor allem Material aus der Süderelbe verbracht. Ab dem 17.8.2019 bis zum 1.11.2019 wurde zusätzlich der Bagger Al Idrisi eingesetzt. Dieser führte Verbringungen aus den Landeshafengewässern Parkhafen, Vorhafen, Köhlfleet, Rethe und Sandauhafen aus. Ab dem 2.11.2019 bis zum 26.12.2019 wurden die Baggerungen dann wieder ausschließlich mit James Cook durchgeführt. Mit diesem Gerät wurde über den gesamten Zeitraum betrachtet sowohl Material aus den großen Gebieten der Stromelbe Köhlbrand, Süderelbe Bl.5 und Norderelbe Bl.7 als auch aus den Landeshafengewässern Parkhafen, Vorhafen und Köhlfleet verbracht.

Über einen Zeitraum von zweieinhalb Monaten (15.8. bis 1.11.) wurden für die Verbringungen zwei Bagger gleichzeitig eingesetzt. Die mittlere Umlaufzeit des Baggers James Cook war mit 15,5 Stunden etwas geringer als die des Baggers Al Idrisi mit 17 Stunden.

Ab Oktober 2019 waren die Mengen der alten Zulassungen sowohl für die Delegationsstrecke als auch für die Landeshafengewässer erschöpft, so dass die weitere Verbringung nach den geänderten Zulassungen vom 14. Oktober 2019 erfolgte. Die aus den einzelnen Bereichen der Delegationsstrecke sowie den Hafenzufahrten verbrachten Mengen sind in Abbildung 2-2 aufgeführt, wobei auch die Mengen aus den neuen Zulassungen mit aufgeschlüsselt wurden.

Aus der Delegationsstrecke wurden auf der Basis des Einvernehmens von 2016 zwischen Juni und Oktober 2019 insgesamt 793.000 tTS (1.953.000 m³ LRV) verbracht, von denen der größte Anteil auf die Süderelbe Bl.5 (436.000 tTS) entfiel, gefolgt von dem Köhlbrand (314.000 tTS) und der Norderelbe Bl.7 (43.000 tTS). Auf der Basis des geänderten Einvernehmens aus dem Oktober 2019 entfielen auf die Süderelbe 77.000 tTS, auf den Köhlbrand 23.000 tTS und auf die Norderelbe Bl.7 107.000 tTS. Dies ergibt in der Summe 207.000 tTS (465.000 m³ LRV).

Die Verbringung aus den Hafenzufahrten erfolgte aus den Bereichen Vorhafen, Parkhafen, Köhlfleet, Rethe und Sandauhafen. Die größte Menge an Material entfiel hierbei mit 260.000 tTS (708.000 m³ LRV) auf den Vorhafen, wovon der Hauptteil mit 201.000 tTS im November auf Basis der geänderten wasserrechtlichen Erlaubnis vom Oktober 2019 erfolgte. Aus den Gebieten Parkhafen und Köhlfleet wurden insgesamt 130.000 tTS (324.000 m³ LRV) und 60.000 tTS (177.000 m³ LRV) verbracht, wobei diese Mengen hauptsächlich der alten wasserrechtlichen Erlaubnis aus 2016 zuzuordnen waren. Auf die neue wasserrechtliche Erlaubnis ab Oktober 2019 entfielen lediglich 9.000 tTS aus dem Parkhafen und 6.000 tTS aus dem Köhlfleet (Abbildung 2-2). Aus den beiden verbleibenden Gebieten Rethe (33.000 tTS) und Sandauhafen (16.000 tTS) wurde Material nur auf Basis der wasserrechtlichen Erlaubnis aus dem Jahr 2016 verbracht (Abbildung 2-2).

Insgesamt wurden damit zwischen dem 06.07.2019 und dem 25.11.2019 aus den Hafenzufahrten 499.000 tTS (1.351.000 m³ LRV) auf Grundlage der wasserrechtlichen Erlaubnis entfernt. Hiervon entfielen 283.000 tTS (765.000 m³ LRV) auf die wasserrechtliche Erlaubnis aus dem Juni 2016 und 216.000 tTS (586.000 m³ LRV) auf die geänderte wasserrechtliche Erlaubnis vom Oktober 2019.

Damit wurde im Zeitraum 24.6.2019 bis 26.12.2019 mit 360 Umläufen bei einer durchschnittlichen Umlaufzeit von 16 Stunden eine Gesamtmenge von 1,499 Mio. tTS (entsprechend 3,77 Mio. m³ LRV) in die Nordsee verbracht.

Im Jahr 2020 fiel der Oberwasserabfluss bereits Mitte April unter 400 m³ und lag Ende Mai 2020 dann durchgängig unter 240 m³/s (s.o.). Bereits Ende Mai war daher dann auch eine verstärkte Sedimentation in den Hauptbaggergebieten zu verzeichnen.

Am 23.6.2020 wurde mit der Verbringung von Baggergut zur Tonne E3 aus dem Gebiet Süderelbe Bl.5 begonnen. Eingesetzt wurde zunächst der Laderaumsaugbagger James Cook mit einem Laderaumvolumen von 11.750 m³. Vom 29.7. bis zum 20.9. wurde, wie auch bereits im Jahr 2019, zusätzlich der etwas kleinere Bagger Al Idrisi mit einem Laderaumvolumen von 7.500 m³ eingesetzt. Am 3.10.2020 begann der Bagger Pedro Alvares Cabral (LRV 14.000 m³) seinen Einsatz bei der Verbringung von Material zur Nordsee, der bis zum 7.10.2020 zusammen mit James Cook eingesetzt wurde. Vom 7.10.2020 bis zum Ende der Verbringungen am 1.12.2020 wurde James Cook dann durch Pedro Alvares Cabral abgelöst. Insgesamt waren im Jahr 2020 damit über einen Zeitraum von ungefähr 2 Monaten jeweils zwei Bagger im Einsatz.

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 2020 insgesamt 874.000 tTS (1.950.000 m³) verbracht, von denen auf die Süderelbe 503.000 tTS und auf den Köhlbrand 371.000 tTS entfielen. Aus den Hafenzufahrten wurde Material vorwiegend aus den Gebieten Vorhafen (236.000 tTS), Parkhafen (182.000 tTS) und Rethe (141.000 tTS) entnommen. Auf die Gebiete Sandauhafen und Köhlfleet wurden mit 39.000 tTS und 25.000 tTS deutlich geringere Mengen gebaggert. Insgesamt wurden damit zwischen 8.7.2020 und 23.11.2020 aus den Hafenzufahrten 624.000 tTS (1.636.000 m³ LRV) auf Grundlage der wasserrechtlichen Erlaubnis entfernt.

Die Gesamtmenge an Material, die damit im Zeitraum 23.6.2020 bis 1.12.2020 in insgesamt 309 Umläufen bei einer durchschnittlichen Umlaufzeit von 16,5 Stunden in die Nordsee verbracht wurde, betrug, wie in Abbildung 2-3 dargestellt, damit knapp 1,50 Mio. tTS (entsprechend 3,59 Mio. m³ LRV).

Einen Gesamtüberblick über Verbringmengen und Verbleib des Baggerguts von 2000 bis 2020 zeigt Abbildung 2-4.

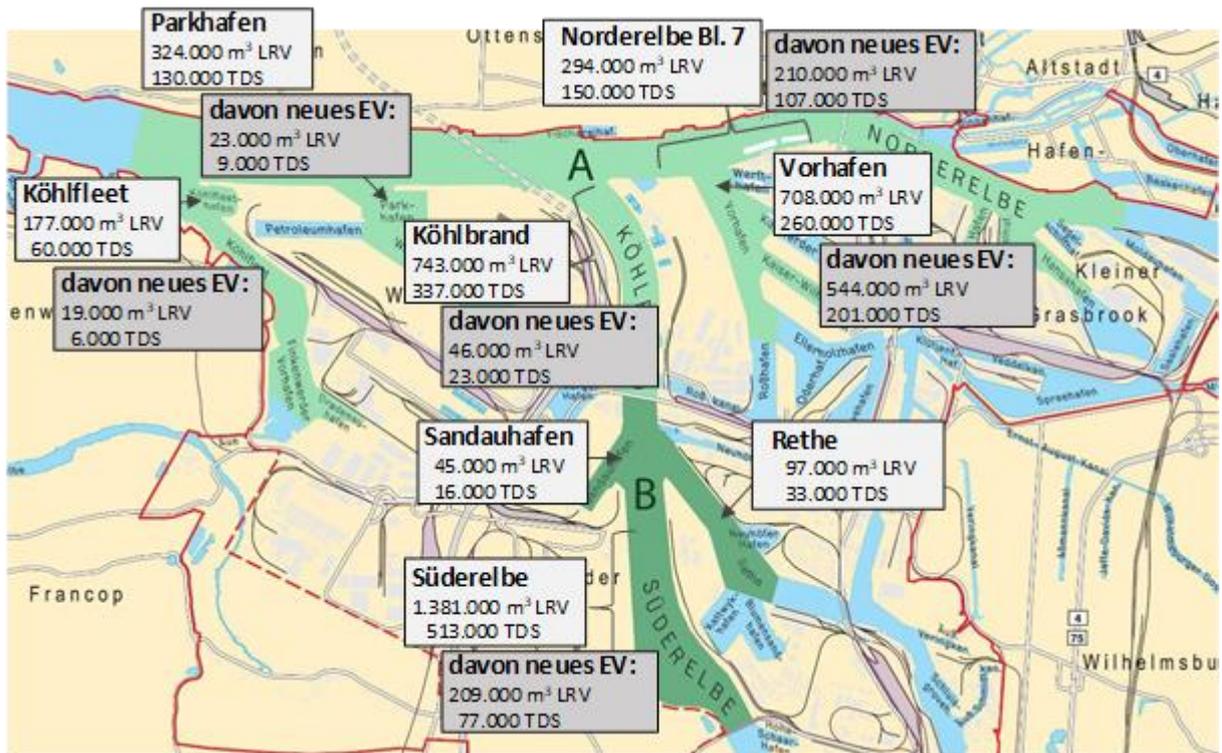


Abbildung 2-2 Herkunft und Menge der im Jahr 2019 in die Nordsee nach dem Einvernehmen resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis vom 25.4.2016 verbrachten Sedimente (Laderaumvolumen und Tonnen Trockensubstanz)

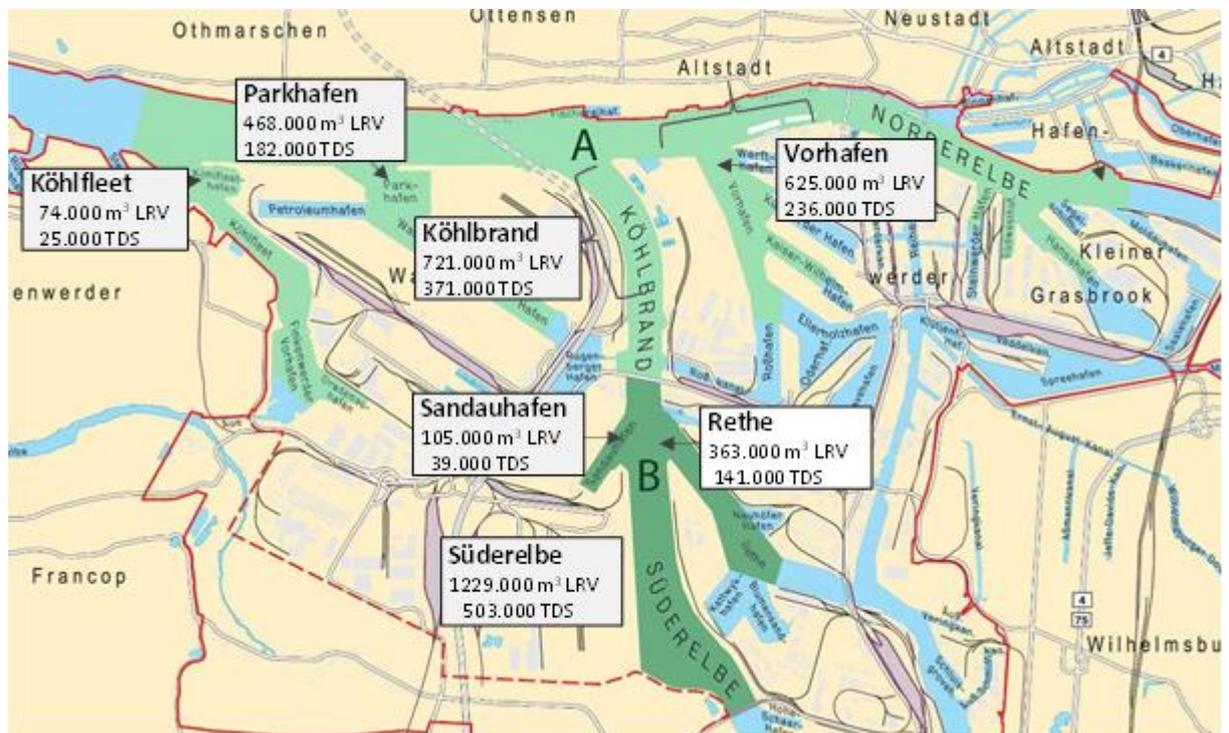


Abbildung 2-3 Herkunft und Menge der im Jahr 2020 in die Nordsee nach dem Einvernehmen resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis vom 25.4.2016 verbrachten Sedimente (Laderaumvolumen und Tonnen Trockensubstanz)

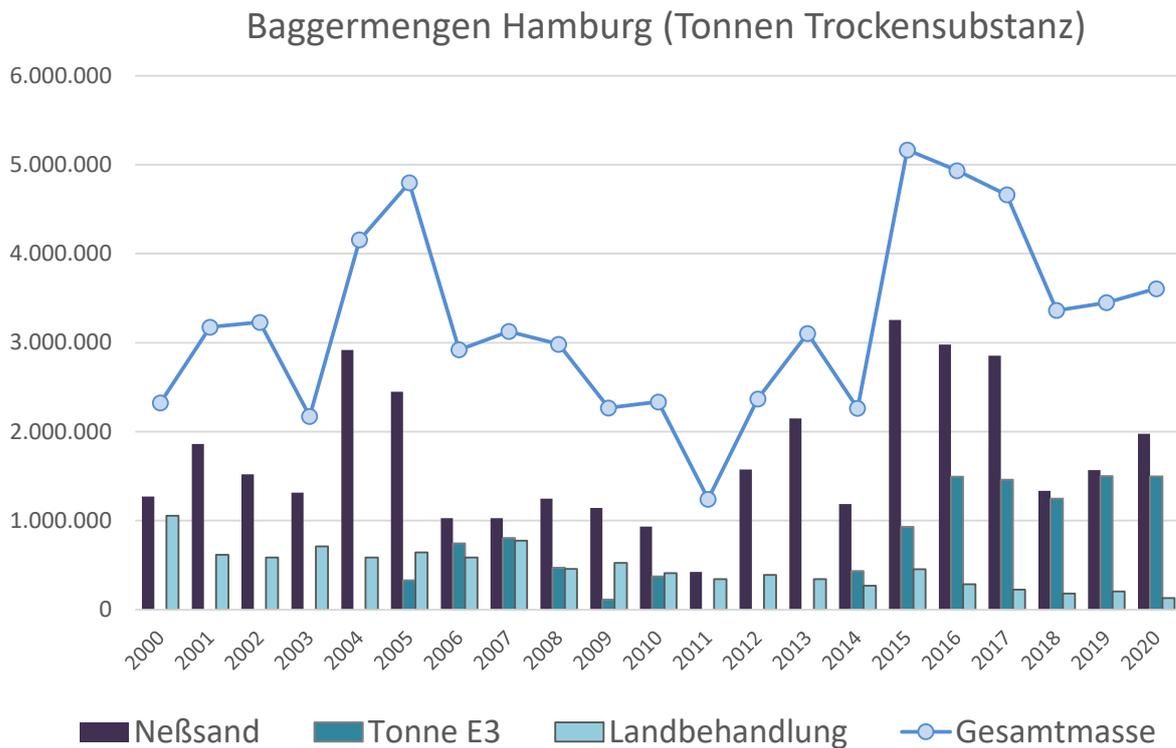


Abbildung 2-4 Übersicht über Baggergutmengen und Verbleib 2000 – 2020

3 Charakterisierung der Sedimente aus der Delegationstrecke 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 2019 im Rahmen der Freigabeuntersuchungen insgesamt 36 Proben aus drei Gebieten der Stromelbe (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7, Süderelbe Bl.5) und 52 Proben aus fünf Landeshafengewässern (Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Sandauhafen, Rethe) entnommen. Die ökotoxikologischen Untersuchungen wurden an 23 Proben aus der Stromelbe und 34 Proben aus den Landeshafengewässern durchgeführt.

Im Jahr 2020 wurden für die chemischen Untersuchungen in Summe 33 Proben in zwei Gebieten der Stromelbe (Köhlbrand und Süderelbe Bl.5) und 50 Proben aus fünf Landeshafengewässern (Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Sandauhafen, Rethe) genommen. Ökotoxikologische Analysen wurden an 16 Proben aus der Stromelbe sowie an 30 Proben aus den Landeshafengewässern durchgeführt (zur Verteilung der Probenanzahlen auf die Einzelbereiche s. nächste Absätze; Maßgabe 2.8 und 2.9).

Das Gebiet Norderelbe Bl.7 wurde auch im Jahr 2020 im Rahmen der Freigabeuntersuchungen beprobt und analysiert. Gleiches gilt für das Gebiet Norderelbe Bl.6 / Strandhafen in den Jahren 2019 und 2020. Auch wenn in allen drei Fällen 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 umfasste 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 (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. Abschn. 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 aufgeführt.

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 Köhlbrand und Norderelbe Bl.7 und den Teilbereichen der Landeshafengewässer Parkhafen, Vorhafen und Sandauhafen wurden mindestens 10 Einzelproben entnommen (Norderelbe Bl.7, Sandauhafen und Köhlfleet im Jahr 2019 mit 12 Einzelproben, Köhlbrand im Jahr 2020 mit 12 Einzelproben). Der Bereich der Süderelbe wurde im Jahr 2019 mit 14 und im Jahr 2020 mit 20 Einzelproben analysiert. Die ökotoxikologischen Analysen erfolgten im Köhlbrand, im Köhlfleet und im Vorhafen in beiden Jahren an jeweils 6 Einzelproben. In der Norderelbe Bl.7 wurden im Jahr 2019 insgesamt 6, im Parkhafen und in der Rethe jeweils 7 und im Sandauhafen 8 Einzelproben entnommen. Im Jahr 2020 erfolgten die Analysen in den Teilgebieten Parkhafen, Rethe und Sandauhafen an 6 Einzelproben. Die Süderelbe wurde im Jahr 2019 an 11 und im Jahr 2020 an 10 Punkten ökotoxikologisch untersucht.

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 4.3 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 ja 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.

Werden die nach GÜBAK empfohlenen Probenanzahlen der Teilgebiete mit den gebaggerten Volumina als Laderaumvolumen verglichen, so liegen in beiden Jahren die Gebiete Parkhafen, Rethe, Sandauhafen und Köhlfleet mit jeweils mindestens 10 Proben pro Freigabebeprobung oberhalb der erforderlichen Mindestanzahl nach GÜBAK. Dies gilt auch für die Norderelbe Bl.7 im Jahr 2019, während im Jahr 2020 aus diesem Gebiet kein Baggergut verbracht wurde (s. oben). Die empfohlene Mindest-Probenanzahl beträgt dabei 4 Proben für Mengen bis 100.000 m³ und 7 Proben bis 500.000 m³ (für Baggermengen s. **Abbildung 2-2** und **Abbildung 2-3**).

Für die Gebiete Köhlbrand und Vorhafen in den Jahren 2019 und 2020 sowie Süderelbe Bl.5 im Jahr 2019 liegen, aufgrund der in diesen Gebieten angefallenen, höheren Baggergutmengen von über 500.000 m³ (Laderaumvolumina), die Probenanzahlen von 10 (Köhlbrand im Jahr 2019, Vorhafen beide Jahre), von 13 (Köhlbrand im Jahr 2020) sowie 14 (Süderelbe Bl.5 im Jahr 2019) hingegen unterhalb der empfohlenen Mindestanzahl von 16. Im Gebiet Süderelbe Bl.5 im Jahr 2020 wurde mit 20 Proben die empfohlene Mindestanzahl dann wieder überschritten.

Am 9. März 2020 wurde in einer Absprache zwischen MELUND, LLUR und HPA festgelegt, dass für die Freigabebeprobungen 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 Freigabebeprobung, genommen werden, eine gestaffelte Freigabe soll nicht erfolgen. Weiterhin wurde vereinbart, dass im „Sedimentationsraum A“, zu dem die Gebiete Köhlbrand 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. 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 hier vorliegende Anzahl an Proben in jedem Fall als GÜBAK-konform anzusehen.

Im Verlauf der Baggerperiode Sommer bis Herbst 2019 und 2020 wurden, wie auch in den vorangegangenen Jahren, in allen freigegebenen Gebieten noch zusätzlich drei Proben genommen (resp. sechs im Vorhafen 2020) und chemisch analysiert, um die Entwicklung der Schadstoffgehalte über die Zeit zu verfolgen („Verlaufsproben“). Sie sind nicht Bestandteil der Freigabeuntersuchung. Aufgrund der Absprache zwischen HPA und MELUND vom März 2020 werden diese (mit Ausnahme der drei Verlaufsproben in der Süderelbe im Jahr 2019) 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 v.a. bei den Parametern Cadmium und DDT-Metabolite und schwächer ausgeprägt auch bei Kupfer, Quecksilber, Zink sowie PAK-Verbindungen eine Abnahme der mittleren Sedimentbelastung. Dies ist ein Indiz dafür, dass über den Sommer bei den niedrigen Abflüssen mehr unterstromiges Material eingetragen wird 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 Freigabebeprobungen inklusive einer Bewertung nach den Maßgaben des Einvernehmens resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden dem MELUND jeweils vor Beginn der Baggerungen in den einzelnen Bereichen per E-Mail zugesandt.

Für 2019 war dies jeweils am: Köhlbrand 24.06.2019, Parkhafen 04.07.2019, Vorhafen 09.07.2019, Süderelbe 26.7.2019, Köhlfleet 14.8.2019, Rethe 14.8.2019, Sandauhafen 28.08.2019, Norderelbe Bl.7 11.09.2019.

Für 2020 war dies jeweils am: Köhlbrand 22.06.2020, Süderelbe 22.06.2020, Parkhafen 10.07.2020, Sandauhafen 10.07.2020, Vorhafen 30.07.2020, Rethe 30.07.2020, Köhlfleet 03.08.2020.

Die Analysenergebnisse 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 2019 - Probenahmepunkte

Im Jahr 2019 wurde im Zeitraum 24.06.2019 bis 26.12.2019 Material aus insgesamt drei Bereichen der Delegationsstrecke (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe Bl.5) entnommen und in die Nordsee verbracht. Aus der Süderelbe wurden gemäß Maßgabe 2.9 des Einvernehmens vom April 2016 jeweils 14, aus der Norderelbe Bl.7 und dem Köhlbrand 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 und in der Norderelbe Bl.7 an 6, in der Süderelbe an 11 Einzelproben. Die Lage der jeweiligen Beprobungspunkte findet sich in Abbildung 3-1.

Für das Teilgebiet Norderelbe Bl.6/Strandhafen, das auch zur Delegationsstrecke gehört, wurde im Juli 2019 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 fehlenden Bedarfs wurde aus diesem Bereich im Jahr 2019 aber kein Material in die Nordsee verbracht. Auf eine Darstellung der Analysenergebnisse im Rahmen der Freigabeanalytik wird daher in diesem Bericht verzichtet.

Die am 26.4.2016 zusammen mit dem Einvernehmen erteilte wasserrechtliche Erlaubnis erlaubt die Verbringung von Material aus einzelnen Hafenzufahrten. Im Jahr 2019 wurde zwischen 05.07.2019 und 25.12.2019 Material aus den Bereichen Köhlfleet, 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, Köhlfleet und Sandauhafen 12 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 (Köhlfleet und Vorhafen 6, Rethe und Parkhafen 7 und Sandauhafen 8 Einzelproben).

Damit liegen für das Jahr 2019 Ergebnisse von insgesamt drei Freigabeuntersuchungen aus der Delegationsstrecke und fünf 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 drei Gebiete der Delegationsstrecke (Norderelbe Bl.7, Köhlbrand und Süderelbe Bl.5) sowie die fünf Hafenzufahrten (Köhlfleet, Parkhafen, Sandauhafen, Rethe und Vorhafen) jeweils getrennt aufgeführt.

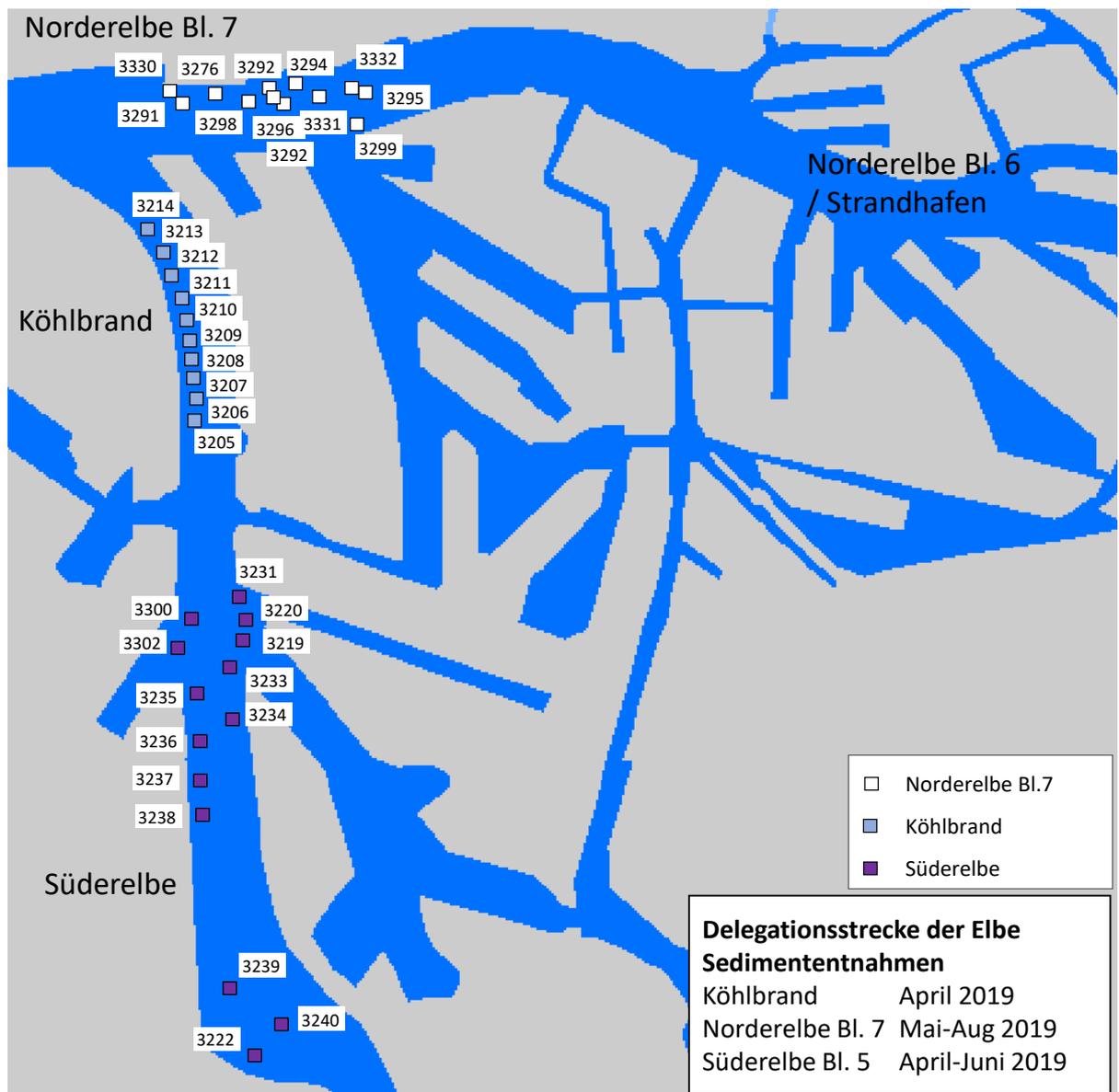


Abbildung 3-1 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2019 in den Teilbereichen der Delegationsstrecke

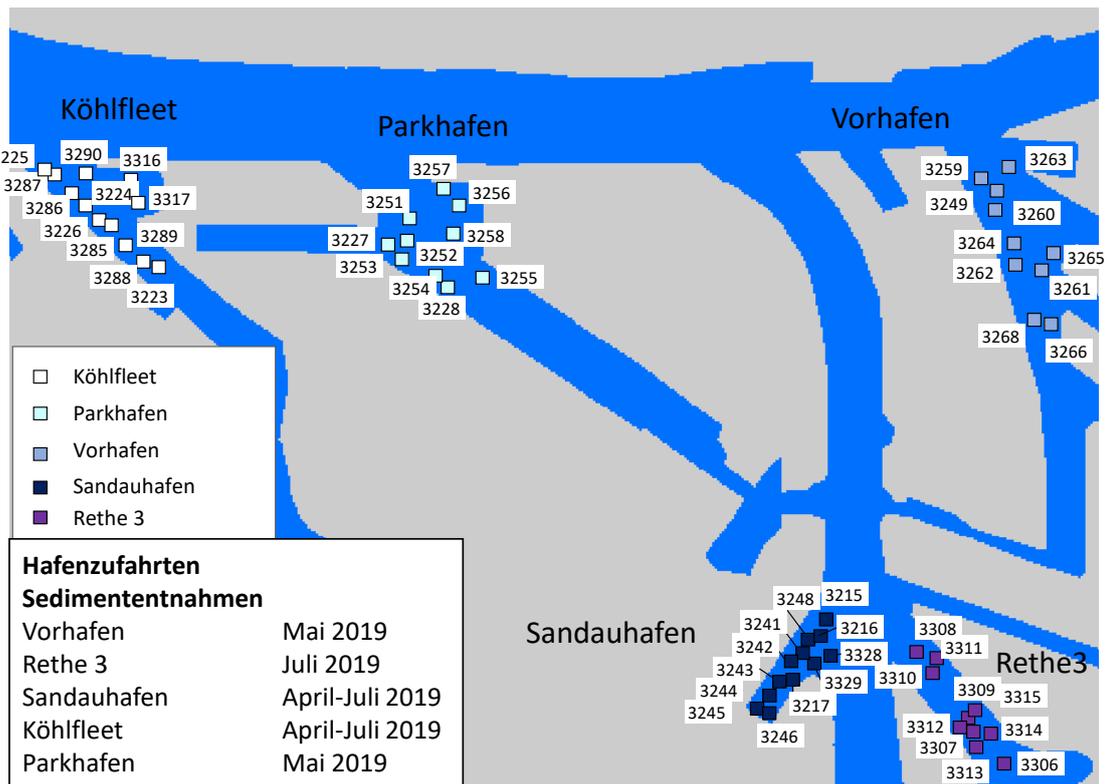


Abbildung 3-2 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2019 in den Teilbereichen der Landeshafengewässer

Freigabeuntersuchungen im Jahr 2020 - Probenahmepunkte

Im Jahr 2020 wurde im Zeitraum 23.06.2020 bis 02.12.2020 Material aus zwei Bereichen der Delegationsstrecke (Köhlbrand und Süderelbe Bl.5) entnommen und in die Nordsee verbracht. Aus der Süderelbe wurden gemäß der Absprache zwischen MELUND, LLUR 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 13 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 an 6, in der Süderelbe an 10 Einzelproben. Die Lage der jeweiligen Beprobungspunkte findet sich in Abbildung 3-3.

Für die Teilgebiete Norderelbe Bl.7 und Norderelbe Bl.6/Strandhafen, die beide ebenfalls zur Delegationsstrecke gehören, wurden zwischen April und August ebenfalls Freigabeuntersuchungen mit 10 Proben sowie ökotoxikologischen Analysen an sechs Proben durchgeführt. Die Analysen zeigten, dass in beiden Bereichen eine Freigabe hätte erteilt werden können. Aufgrund der Priorisierung nach nautischen Erfordernissen (Norderelbe Bl.7) resp. fehlenden Bedarfs (Norderelbe Bl.6/Strandhafen) wurde aus diesen Bereichen im Jahr 2020 aber kein Material in die Nordsee verbracht. Auf eine Darstellung der Analyseergebnisse im Rahmen der Freigabeanalytik wird daher in diesem Bericht verzichtet.

Im Jahr 2020 wurde zwischen dem 09.7. und dem 23.11. gemäß der wasserrechtlichen Erlaubnis vom 26.4.2016 aus den Bereichen der Landeshafengewässer Köhlfleet, 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) 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.

Damit liegen für das Jahr 2020 Ergebnisse von insgesamt zwei Freigabeuntersuchungen aus der Delegationsstrecke und fünf 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 Bl.5) sowie der fünf Hafenzufahrten (Köhlfleet, Parkhafen, Rethe, Sandauhafen und Vorhafen) jeweils getrennt aufgeführt.

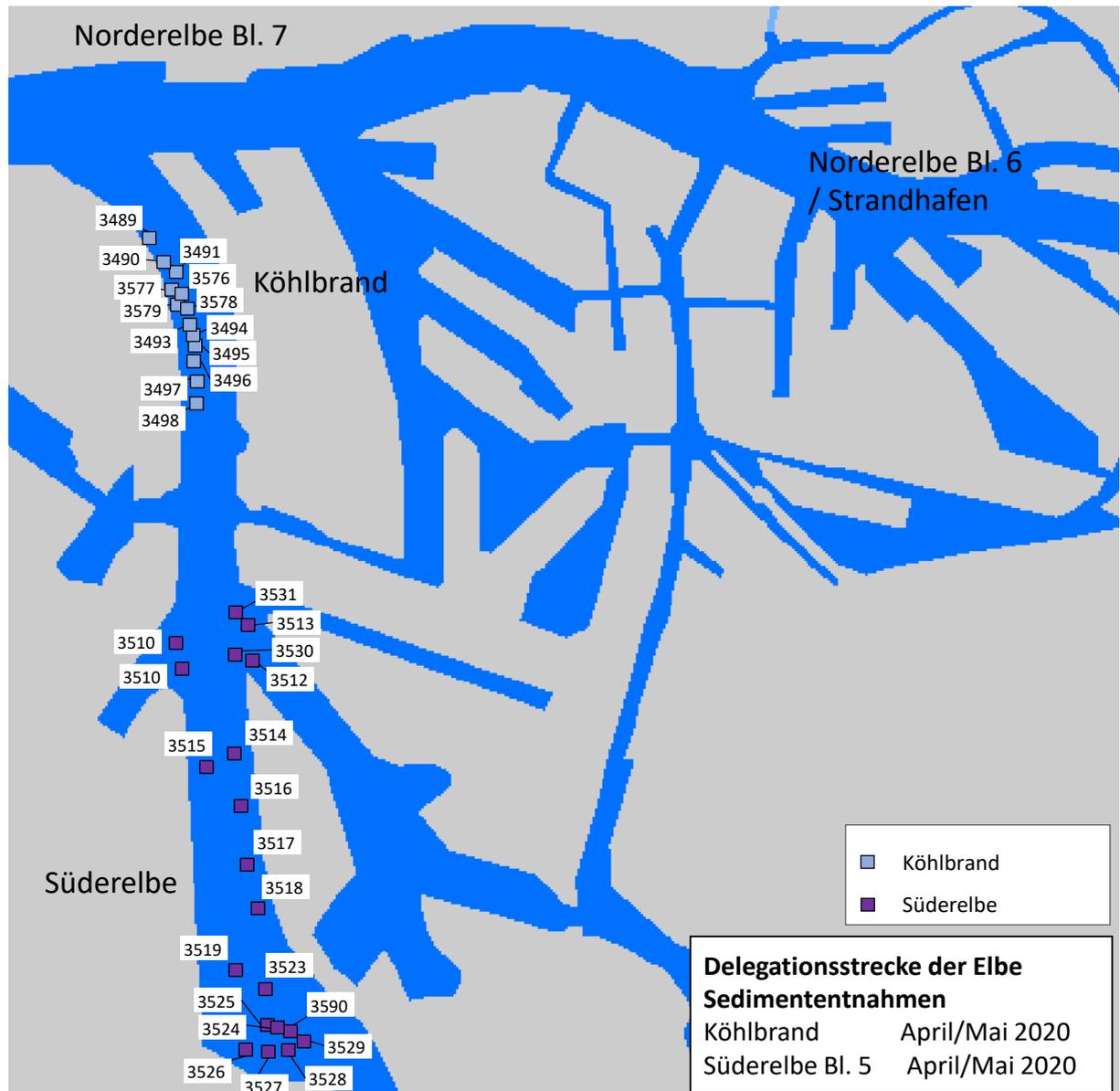


Abbildung 3-3 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2020 in den Teilbereichen der Delegationsstrecke

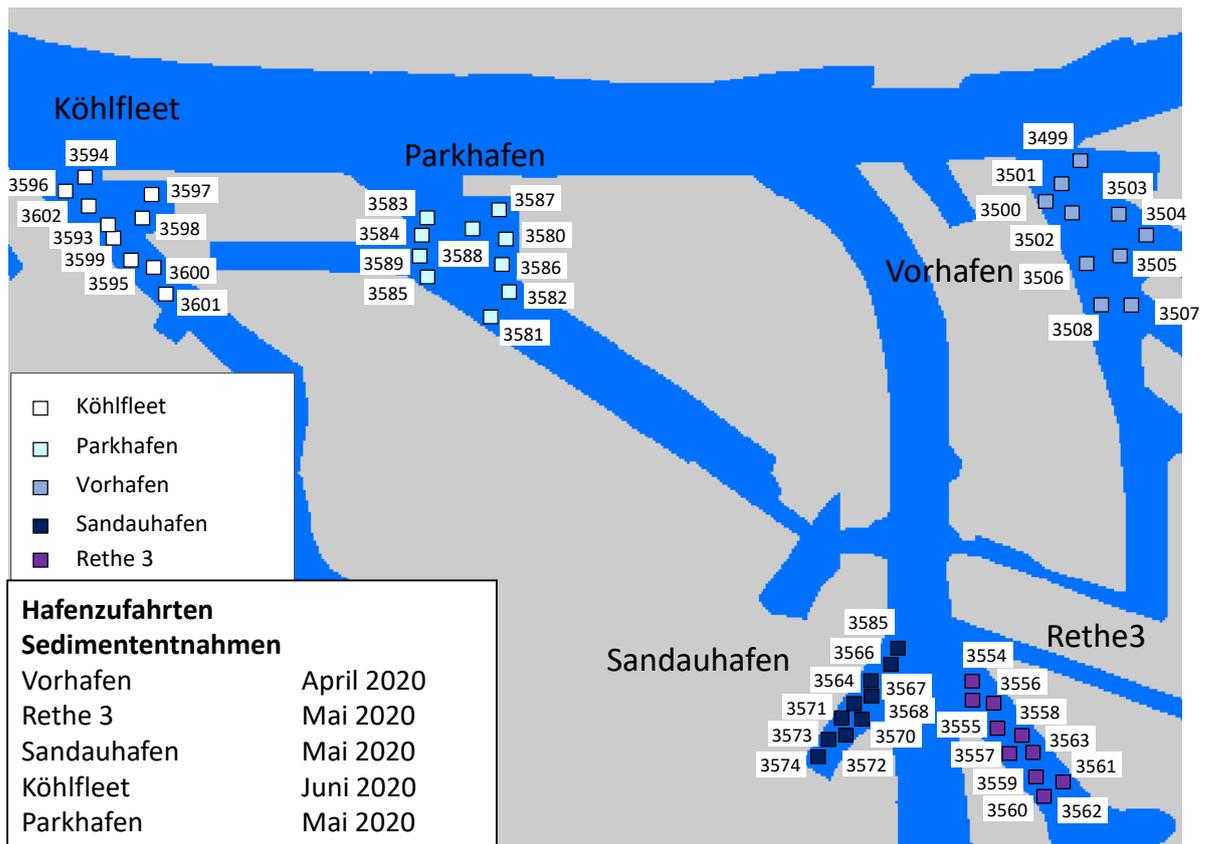


Abbildung 3-4 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2020 in den Teilbereichen der Landeshafengewässer

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.“

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 Freigabebehebungen 2019 und 2020 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 2019 und 2020 sowohl oberhalb des RW1 der GÜBAK als auch oberhalb des Mittelwertes des jeweiligen Referenzwertes („Schwellenwert 1“) lagen, erfolgte eine statistische Prüfung.

Im Jahr 2019 wurden von den 8 Freigabeuntersuchungen bei insgesamt 19 Prüfparametern jeweils 152 Mittelwerte mit den Referenzwerten verglichen. Von diesen Mittelwerten lagen 71 unterhalb des RW1. Von den verbleibenden 81 Werten lag lediglich einer im arithmetischen Mittel oberhalb der jeweiligen Referenz-Mittelwerte der drei Delegationsstreckengebiete aus 2005 bis 2015. Eine statistische Prüfung ergab, dass die Überschreitung dieses einen Mittelwertes nicht signifikant war (Ergebnis Tabelle A-18). Als Signifikanzniveau wird hier, wie auch im Folgenden, $\alpha < 0,05$ verwendet.

Im Jahr 2020 wurden von den 7 Freigabeuntersuchungen bei insgesamt 19 Prüfparametern jeweils 133 Mittelwerte mit den Referenzwerten verglichen. Von diesen Mittelwerten lagen erneut 71 unterhalb von Richtwert 1. Von den verbleibenden 62 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 2019 und bei keiner der 7 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2020 signifikant überschritten.

Das 90. Perzentil des Zeitraums 2005 bis 2015 der drei Parameter HCB, TBT und Summe 6 DDX der Bereiche Parkhafen, Vorhafen, Süderelbe, Rethe und Sandauhafen wurde in den Jahren 2019 und 2020 von allen Einzelwerten unterschritten. Im Gebiet Norderelbe Bl. 7 wurde nur im Jahr 2019 Baggergut verbracht. Auch dort wurden die Werte des 90. Perzentils der drei Parameter von allen Einzelwerten unterschritten. Im Köhlbrand wurde im Jahr 2019 eine Überschreitung des 90. Perzentils von TBT und im Köhlfleet von Summe 6 DDX ermittelt. Weitere Überschreitungen aus diesen drei Gebieten wurden in beiden Jahren nicht festgestellt.

Damit wurden bei 519 Einzelwerten im Vergleich insgesamt 2 Werte oberhalb des jeweiligen 90. Perzentils festgestellt. Diese Überschreitungen bewegen sich noch innerhalb der einfachen resp. der erweiterten Messunsicherheit und sind nach dem von der BfG vorgeschlagenen Prüfverfahren (Anlage 1; BfG, 2020) nicht als signifikant zu werten. Der „Schwellenwert 2“ nach Maßgabe 2.11 wird damit also bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2019 signifikant überschritten. Im Jahr 2020 wird er bei allen 7 Freigabeuntersuchungen unterschritten.

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 2019 und 2020 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 lagen in den Jahren 2019 und 2020 deutlich mehr Messwerte unterhalb des Mittels 2005 bis 2015, 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 2019 und 2020 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, dem Nahfeld, dem Fernfeld und dem Referenzgebiet ermittelt (s. Abschn. 4.3.2). Die Auswertung der Ergebnisse der Bioakkumulation ergab für die Pfeffermuschel, die Wellhornschnecke, die Kliesche und die Scholle 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, Scholle 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 2020). 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 2019 und 2020 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 2019 und der 7 Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2020 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 2019 findet sich in Tabelle A-18 und aus dem Jahr 2020 in Tabelle A-19.

Die in der < 20 µm-Fraktion analysierten Schwermetalle liegen in den Jahren 2019 und 2020 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. Auch die Mehrzahl der Mittelwerte des Parameters Quecksilber bewegt sich zwischen RW1 und RW2. Bei der Freigabeuntersuchung aus der Norderelbe Bl. 7 im Jahr 2019 liegt hingegen der Mittelwert unterhalb des RW1. Bei der Rethe im Jahr 2019 gilt dies auch für alle Einzelwerte.

Die Mittelwerte für Cadmium liegen entweder zwischen RW1 und RW2 (Köhlbrand 2019, Süderelbe 2019, Parkhafen 2019, Sandauhafen 2019, Köhlbrand 2020, Süderelbe 2020, Vorhafen 2020) oder unterhalb des RW1 (Norderelbe Bl.7 2019, Köhlfleet 2019, Vorhafen 2019, Parkhafen 2020, Rethe 2020, Sandauhafen 2020), bei zwei Freigabeuntersuchungen (Rethe 2019, Köhlfleet 2020) gilt dies auch für alle Einzelwerte.

Die Messwerte für Arsen, Blei, Chrom und Nickel unterschreiten hingegen durchgängig den RW1 nach der GÜBAK (2009).

Der in der Gesamtfraktion bewertete Gehalt an TBT liegt bei den 15 Freigabeuntersuchungen in allen Mittelwerten zwischen dem RW1 und dem RW2 der GÜBAK (2009). Überschreitungen des RW2 werden nicht festgestellt. Unterschreitungen des RW1 werden bei immerhin 5 Freigaben bei einigen Einzelwerten ermittelt: Über alle Freigaben betrachtet liegen für beide Jahre zusammengefasst 28 von 173 Einzelwerten kleiner oder gleich dem RW1 von 20 µg/kg.

Bei den übrigen, auf die Fraktion < 63 µm normierten organischen Schadstoffen, zeigen bei vier 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 Köhlbrand 2019, Süderelbe 2019, Parkhafen 2019 und Sandauhafen 2019. Insgesamt noch drei Überschreitungen werden bei Köhlfleet 2019 und Vorhafen 2020 (pp-DDE, pp-DDD, pp-DDT, aber nicht HCB) sowie Süderelbe 2020 (pp-DDE, pp-DDD, HCB, aber nicht pp-DDT) festgestellt. Bei den Freigaben Vorhafen 2019, Rethe 2019 und Sandauhafen 2020 überschreiten noch zwei Parameter den RW2 (pp-DDE und pp-DDD). Bei 5 Freigabeuntersuchungen (Norderelbe Bl. 7 2019, Köhlbrand 2020, Köhlfleet 2020, Parkhafen 2020, Rethe 2020) überschreitet lediglich ein Parameter, pp-DDD, den RW2.

Da damit aber in allen Freigabeuntersuchungen mindestens einer der vier Parameter (pp-DDD) über dem RW2 liegt, wird weiterhin, wie auch in den vorangegangenen Jahren, eine Falleinstufung der Sedimente aller Teilgebiete in den Fall 3 der GÜBAK (2009) festgestellt.

Der Parameter PCB Summe 7 liegt bei 10 der 15 Freigabeuntersuchungen im Mittel zwischen RW1 und RW2 der GÜBAK, bei 4 Freigabeuntersuchungen wird im Mittel der RW1 unterschritten (Köhlbrand 2020, Süderelbe 2020, Rethe 2020, Sandauhafen 2020) und bei einer Untersuchung (Vorhafen 2020) unterschreiten auch alle Einzelwerte den RW1.

Für α -HCH liegen die Mittelwerte von vier Freigaben zwischen RW1 und RW2 der GÜBAK (Köhlbrand und Süderelbe 2019 und 2020), in den übrigen 11 Freigaben wird im Mittel der RW1 unterschritten. Die Werte für γ -HCH unterschreiten den RW1 in allen Einzelwerten durchgängig.

Der Parameter Pentachlorbenzol liegt im Mittel bei 3 von 15 der Freigabeuntersuchungen zwischen RW1 und RW2 der GÜBAK (2009) (Köhlbrand, Süderelbe und Sandauhafen 2019), bei den übrigen Freigabeuntersuchungen wird der RW1 im Mittel unterschritten.

Die Werte für PAK Summe 16 liegen im betrachteten Zeitraum lediglich in zwei Freigabeuntersuchungen im Mittel zwischen RW1 und RW2 der GÜBAK (Köhlbrand und Sandauhafen 2019). Bei den übrigen 13 Freigabeuntersuchungen liegt der Mittelwert unterhalb von RW1, bei 6 Freigabeuntersuchungen (Rethe 2019, Köhlfleet 2020, Parkhafen 2020, Vorhafen 2020, Rethe 2020 und Sandauhafen 2020) gilt dies auch für alle Einzelwerte.

Der Parameter Kohlenwasserstoffe liegt bei allen Freigabeuntersuchungen im Mittel unter RW1. Bei 13 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 durchgeführt, wie von der BfG vorgeschlagen. Das entsprechende Prüfverfahren ist im Anhang in Anlage A-1 aufgeführt. Die arithmetischen Mittelwerte der jeweils 9 Freigabeuntersuchungen der Teilgebiete Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe aus den Jahren 2005 bis 2015, die für den Vergleich der Mittelwerte aus dem Jahr 2019 und 2020 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 2019 gegenübergestellt. In Tabelle A-19 erfolgt die Gegenüberstellung der Werte des Referenzzeitraums zu denen aus dem Jahr 2020 (s. auch Abbildung 3-5).

Hierbei werden nach Maßgabe 2.11 des Einvernehmens die Teilgebiete der Stromelbe Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe aus dem Jahr 2019 und die Teilgebiete Köhlbrand und Süderelbe aus dem Jahr 2020 mit den Daten des entsprechenden Vergleichsgebietes aus 2005 bis 2015 verglichen. 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 Freigabebehebungen der Teilgebiete aus dem Jahr 2019 und aus dem Jahr 2020 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.

Da die GÜBAK (2009) insgesamt 19 Prüfparameter vorsieht und im Jahr 2019 insgesamt 8 Freigabeuntersuchungen vorliegen, ergeben sich hier 152 Einzelvergleiche. Im Jahr 2020 liegen 133 Einzelvergleiche für 7 Freigaben vor.

Die Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2019 weisen für 71 der 152 Mittelwerte Werte unterhalb des RW1 auf. Von den verbleibenden 81 Werten liegen 80 im arithmetischen Mittel unterhalb der jeweiligen Referenz-Mittelwerte der drei Delegationsstreckengebiete aus 2005 bis 2015 und ein Wert (pp-DDT im Köhlbrand) liegt darüber (Tabelle A-18, Abbildung 3-5), so dass gemäß den Zulassungen eine statistische Prüfung durchgeführt werden muss (s.u.). Für das Jahr 2020 wurden von den 133 Werten 71 Werte unterhalb des RW1 registriert. Alle verbleibenden 62 Werte liegen unterhalb des Mittels aus 2005 bis 2015 (Tabelle A-19, Abbildung 3-5).

Für den einen Mittelwert, der höher liegt als der Referenzmittelwert der Jahre 2005-2015 des entsprechenden Vergleichsgebietes, wurde von der BfG die im Einvernehmen geforderte statistische Prüfung durchgeführt (Testverfahren: Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc Nemenyi, Erläuterung s. Anlage 1; Abbildung 3-5). Der Test ergab, dass dieser Unterschied nicht signifikant ist (Tabelle A-18). Damit wurde das Prüfkriterium „Mittelwert“ des Einvernehmens in den Freigabeuntersuchungen aller Teilbereiche eingehalten.

Da damit von 285 Werten lediglich einer im Mittel und dieser auch nur geringfügig und nicht statistisch signifikant oberhalb des Mittels aus 2005 bis 2015 liegt, kann die Belastung im Jahr 2019 und 2020 im Vergleich zu den Vorjahren insgesamt 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 damit also bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2019 und bei keiner der 7 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2020 signifikant überschritten.

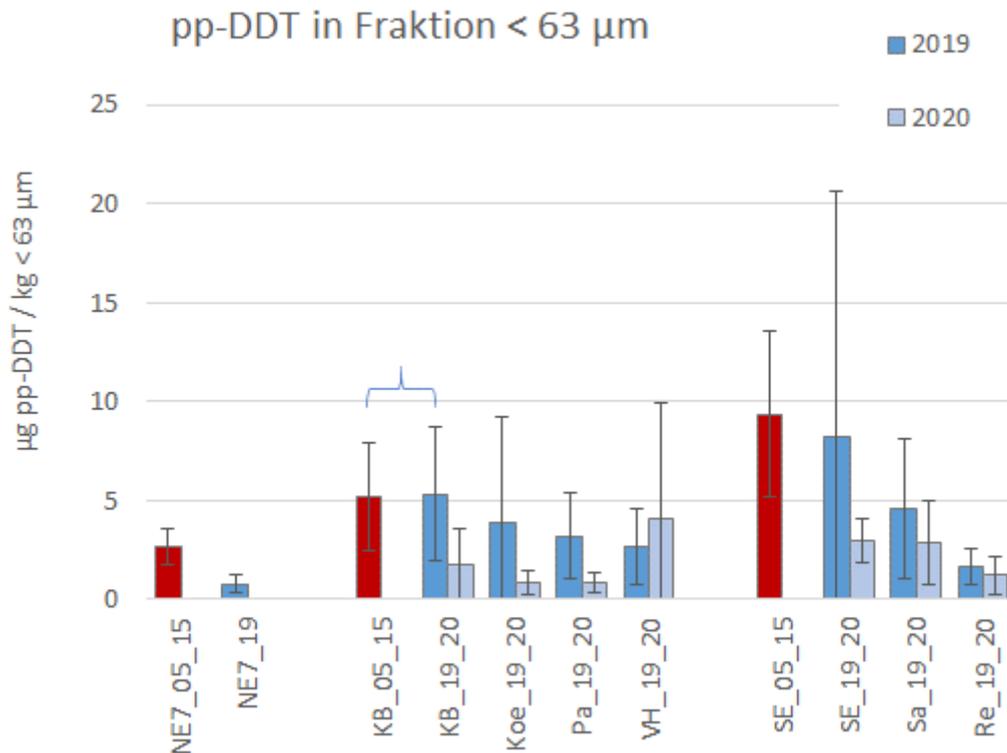


Abbildung 3-5 Mittelwerte der Freigaben 2019 und 2020 (blaue Balken) in Relation zum Referenzzeitraum (rote Balken) für pp-DDT. NE7 = Norderelbe Bl.7, KB = Köhlbrand, SE Bl.5 = Süderelbe Bl. 5, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE6 = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, Re = Rethe, Sa = Sandauhafen. Fehlerbalken geben Standardabweichung an. Klammer gibt Überschreitung des Mittelwertes des Referenzzeitraums an.

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 2019 und 2020 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 3-6). 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 2019 wurde das 90. Perzentil 2005-2015 des Referenzgebietes Köhlbrand im Köhlbrand für TBT und im Köhlfleet für die Summe 6 DDX an jeweils einem Messpunkt überschritten (Abbildung 3-6). 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 2020 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 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2019 und bei keiner der 7 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2020 signifikant überschritten.

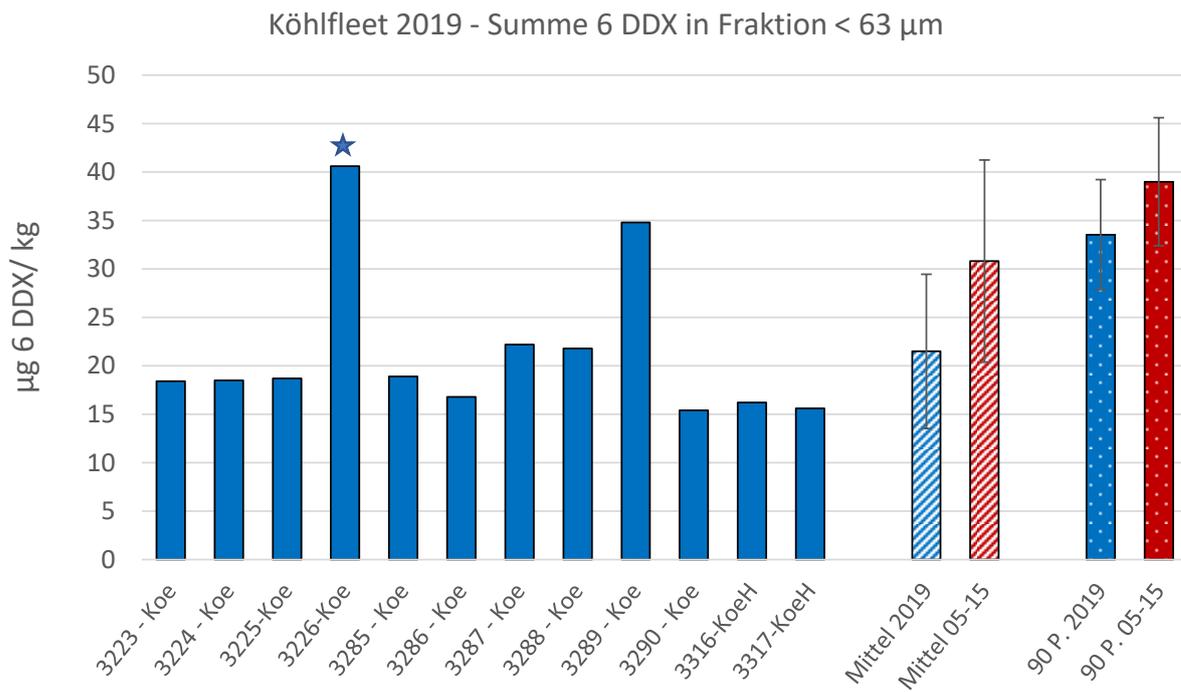
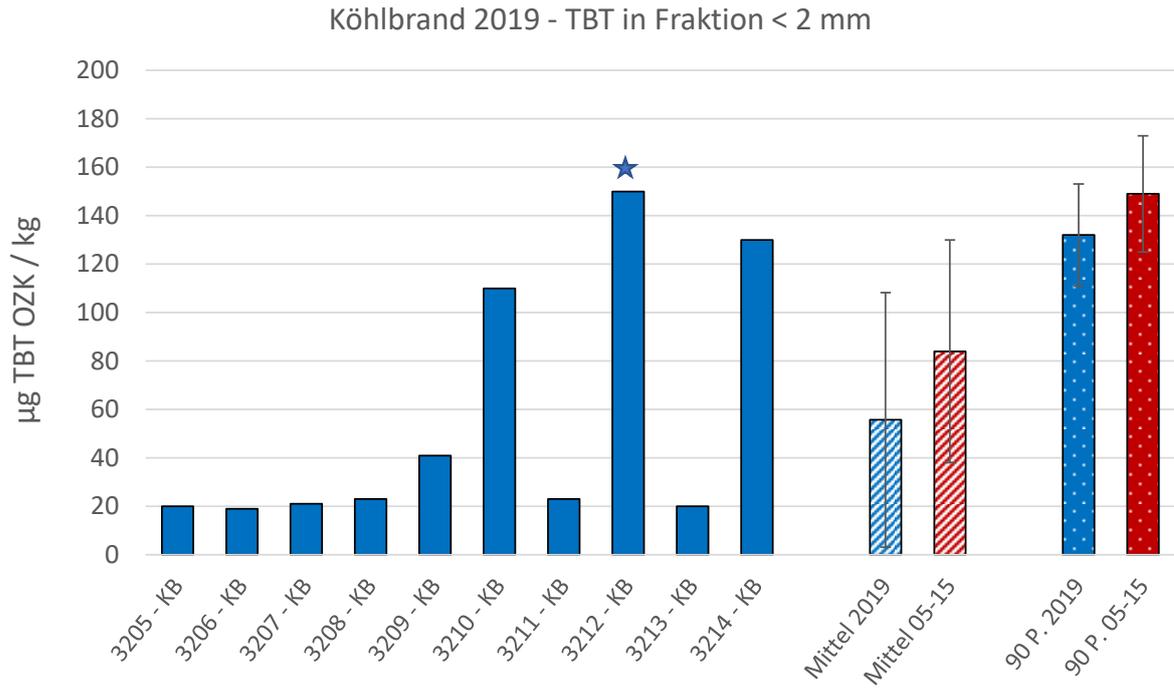


Abbildung 3-6 Einzelwerte der Freigaben aus dem Köhlbrand 2019 (TBT, A) und Köhlfleet 2019 (DDX, B) in Relation zu den Mittelwerten und dem 90. Perzentil der jeweiligen Freigabe und des Referenzzeitraums 2005-2015. Balken der Mittelwerte geben Standardabweichung an. Balken des 90. Perzentils geben die erweiterte Messunsicherheit an. Sternchen bezeichnen Überschreitungen des 90. Perzentils aus 2005-2015.

Es wurden in den Jahren 2019 und 2020, 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 Ansicht von MELUND und HPA, wie auf einem Treffen im März 2020

festgestellt, nicht als notwendig angesehen, um die Maßgabe 2.9 (Maßgabe zur Verdichtung der Anzahl im Einvernehmen) zu erfüllen. Die Verlaufsproben 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 Verlaufsproben, die seit 2016 unregelmäßig in den einzelnen Gebieten genommen wurden, betragen nur drei (bis maximal 6) pro Gebiet. Ziel der Datenerhebung ist es, den Verlauf der Belastung über den Sommer zu verfolgen. Aufgrund der geringen Probenanzahl ist ein gebietsbezogener statistischer Vergleich der Daten mit denen der Freigabeuntersuchung nicht sinnvoll. Die Daten aus den Jahren 2019 und 2020 sind als Mittelwerte in Tabelle A-20 aufgeführt und den Mittelwerten aus den Freigabeuntersuchungen gegenübergestellt (für vier der Parameter siehe auch Abbildung 3-7).

Der direkte Vergleich der Mittelwerte aus den Freigaben mit denen der Verlaufsproben zeigt, dass letztere in 80 % der Fälle (d.h. 233 von 285) niedriger liegen (285 Einzelvergleiche = 19 Parameter*15 Freigaben). Werden nur Mittelwerte der Freigaben über dem Richtwert 1 der GÜBAK betrachtet, so sind es 85 %.

Die 15 % der höheren Verlaufsproben-Mittelwerte unterschreiten aber fast alle noch den jeweiligen Richtwert aus 2005-2015 (= Schwellenwert 1). Lediglich zwei der 285 Mittelwerte der Verlaufsproben liegen oberhalb der Richtwerte aus 2005-2015 (Abbildung 3-7 C und D, PCB und HCB und Tabelle A-20, beide Werte markiert). Die Ursache war jeweils ein Einzelwert: Ein Hexachlorbenzolwert in einer von drei Verlaufsproben im Köhlbrand und ein PCB7-Wert in der Süderelbe, beide im Jahr 2019. Der HCB-Wert lag bei $28 \mu\text{g}/\text{kg} < 63 \mu\text{m}$ und ergab in der Nachbestimmung einen deutlich niedrigeren Wert von $3,2 \mu\text{g}/\text{kg} < 63 \mu\text{m}$ (Abbildung 3-7 D). Ursache der beiden deutlich voneinander abweichenden Werte ist vermutlich das Vorhandensein einer partikulären Belastung in der Probe. Der hohe PCB7-Einzelwert lag bei $49 \mu\text{g}/\text{kg} < 63 \mu\text{m}$, die übrigen drei Werte zwischen 10 und $12 \mu\text{g}/\text{kg} < 63 \mu\text{m}$ und damit noch unterhalb des RW1. Eine Nachbestimmung dieses Wertes wurde nicht durchgeführt. Beide Einzelwerte liegen noch unter dem 90. Perzentil der Schwebstoffe bei Geesthacht aus dem Vorjahr, so dass ein oberstromiger Eintrag plausibel erscheint. Da alle anderen Mittelwerte sowohl der Freigaben als auch der Verlaufsproben für PCB7 und für HCB unter der Referenz von 2005-2015 liegen (Abbildung 3-7), ist damit also keine Zunahme der Belastung für diese beiden Parameter zu verzeichnen.

Die Verlaufsproben zeigen damit also insgesamt, dass die Belastung der Sedimente in den Teilgebieten über den Sommer abgenommen hat. Besonders auffällig ist diese Abnahme bei einigen Parametern wie z.B. Cadmium und DDT-Metaboliten, für die ein deutlicher Gradient von Oberstrom nach Unterstrom bekannt ist (Abbildung 3-7 A und B). Dies ist ein Indiz dafür, dass über den Sommer bei den niedrigen Abflüssen mehr unterstromiges Material eingetragen wird als im Frühjahr bei höheren Abflüssen.

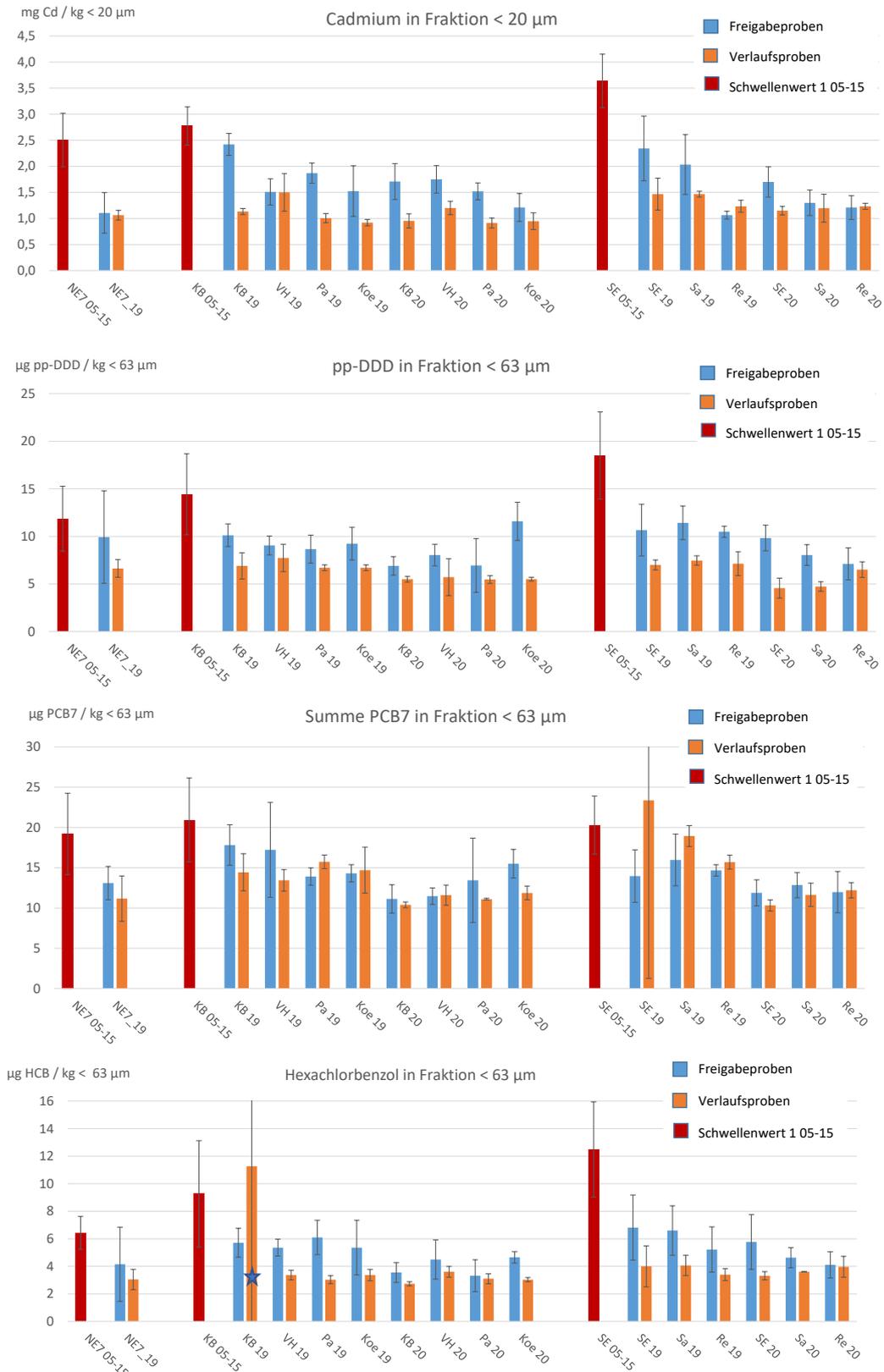


Abbildung 3-7 Mittelwerte der Freigabe- und Verlaufspröben 2019 und 2020 in Relation zu den Referenzwerten aus 2005-2015 für vier Parameter (blauer Stern gibt Lage der Nachbestimmung eines Maximalwertes an, s. Text)

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 2019 und im Jahr 2020 den arithmetischen Mitteln der Freigabebeobachtungen aus der Stromelbe (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 (nur 2019) und Süderelbe) und den Landeshafengewässern (Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Rethe und Sandauhafen) gegenübergestellt (Tabelle A-24).

Die Mittelwerte der Freigaben 2019 in den Gebieten Parkhafen, Köhlfleet, Vorhafen, Norderelbe Bl. 7 und Sandauhafen lagen mit der marinen Testpalette niedriger als im Referenzzeitraum 2005-2015. In den Gebieten Köhlbrand, Süderelbe 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 2.1, Tabelle A-24, **Abbildung 3-8**).

Im Jahr 2020 wurden in allen 7 Gebieten, für die Freigabeuntersuchungen vorliegen (Köhlbrand, Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Süderelbe Bl.5, Rethe und Sandauhafen) mit der marinen Testpalette niedrigere Mittelwerte als im Referenzzeitraum 2005-2015 festgestellt (Tabelle A-24, **Abbildung 3-8**).

Maßgabe 2.13: *Text s. Kapitel 3.1*

Die Beprobung des Baggergutes vor Beginn der Verbringung in den Jahren 2019 und 2020 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 2019 und 2020 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).

Die Überprüfung der Einhaltung dieser Bedingung im Jahr 2019 und im Jahr 2020 ist in Kapitel 4.3.3 (Ökotoxikologie Nordsee) dargestellt. Zu den Beprobungsterminen in den Jahren 2019 und 2020 wurden keine signifikanten Gebietsunterschiede der ökotoxikologischen Belastung zwischen dem Einbringbereich, dem Nahfeld, 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.*

Es wurden keine pT-Werte von 5 und von 6 ermittelt.

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 den Jahren 2019 wurden 57 und im Jahr 2020 wurden 46 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 3-8 sind die arithmetischen Mittelwerte der Klassen der marinen Testbatterie aus dem Jahr 2019 sowie die Mittelwerte der marinen Testbatterie aus dem Jahr 2020 den Referenzwerten aus 2005-2015 gegenübergestellt.

Die Spanne der in den Testverfahren ermittelten pT-Werte, reicht im Jahr 2019 von pT0 (unbelastet) bis zu pT4 (belastet) (Tabelle A-22). Im Jahr 2020 ist sie mit Werten von pT0 (unbelastet) bis pT3 (mäßig belastet) etwas enger (Tabelle A-23). Werte von pT5 (hoch belastet) und pT6 (sehr hoch belastet) wurden in keiner der Proben festgestellt. Im Jahr 2019 wird mittels der marinen Testbatterie die Klasse 0 (unbelastet) am häufigsten ermittelt, gefolgt von den Klassen II (gering belastet) und I (sehr gering belastet). Die Klassen III (mäßig belastet) und IV (belastet) werden noch in jeweils 16 % der Fälle ermittelt (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 0,2 (Norderelbe Bl. 7) bis 2,8 (Süderelbe).

Im Jahr 2020 wird mittels der marinen Testbatterie, wie bereits im vergangenen Jahr, die Klasse 0 (unbelastet) am häufigsten ermittelt, gefolgt von der Klasse II (gering belastet) und Klasse I (sehr gering belastet). Die Klasse III (mäßig belastet) wird lediglich in 4 % der Fälle und die Klasse IV (belastet) gar nicht ermittelt (Tabelle A-23). Die Klassen V (hoch belastet) und VI (sehr hoch belastet) werden ebenfalls nicht festgestellt. Die höchste Einstufung kommt durch den Leuchtbakterientest im Porenwasser zustande, gefolgt vom marinen Algentest im Porenwasser. Die Tests an Eluaten ergeben niedrigere Werte.

Die Spanne der arithmetischen Klassenmittel reicht für die marine Testbatterie von 0,0 (Köhlbrand, Köhlfleet, Parkhafen) bis 1,0 (Reihe).

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 2019 resp. im Jahr 2020 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 2019 und 2020 sind im Anhang in Tabelle A-24 aufgeführt und den Referenzmittelwerten aus den Jahren 2005 – 2015 gegenübergestellt (s. auch Abbildung 3-8).

Marine Testbatterie 2019: Aus dem Jahr 2019 liegen 8 Freigabeanalysen vor, die nach den Bedingungen des Einvernehmens geprüft wurden. In fünf der 8 Gebiete liegen die Werte der marinen Testbatterie unterhalb der Mittelwerte aus dem Referenzzeitraum 2005 – 2015 (Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Sandauhafen, Norderelbe Bl. 7; Abbildung 3-8; Tabelle A-24). Die Mittelwerte aus dem Köhlbrand, der Rethe und der Süderelbe lagen im Jahr 2019 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 (Tab. A-24).

Marine Testbatterie 2020: Von den Mittelwerten der 7 nach dem Einvernehmen durchgeführten Freigabeuntersuchungen liegen alle Werte unterhalb der Mittelwerte aus dem Referenzzeitraum 2005-2015 (Köhlbrand, Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Süderelbe, Sandauhafen, Rethe). Eine statistische Prüfung war damit nicht erforderlich (Tabelle A-24; Abbildung 3-8).

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

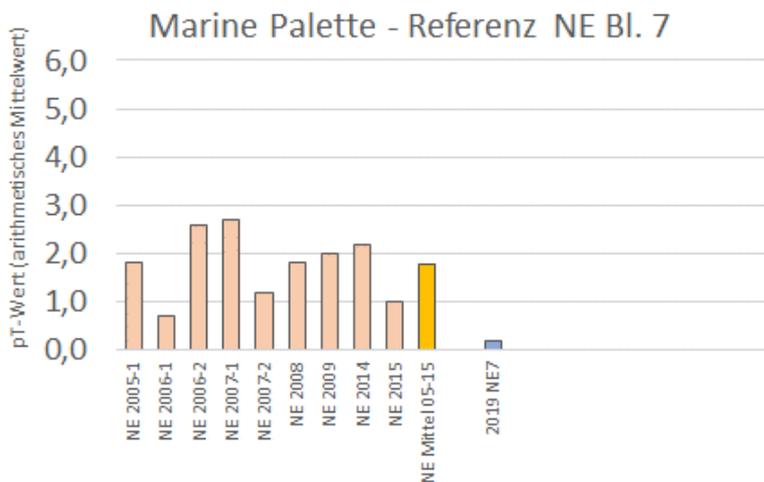
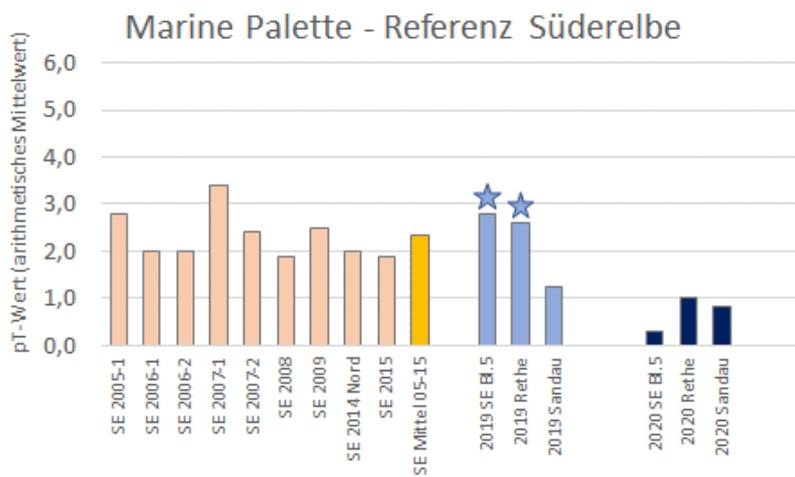
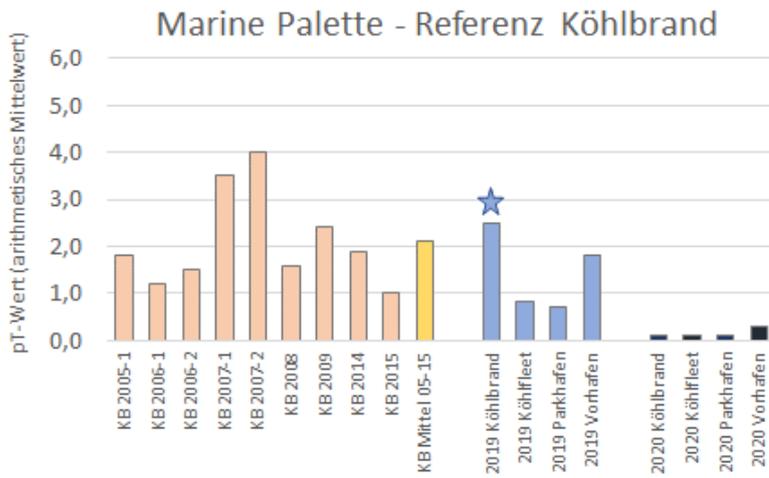


Abbildung 3-8 Mittelwerte der Freigaben der marinen Testpalette für den Referenzzeitraum 2005-2015 sowie das Gesamtmitel des Zeitraums in Relation zu den Mittelwerten der Freigaben 2019 und 2020. Sternchen zeigen Mittelwerte an, die über den Mittelwerten des Referenzzeitraums 2005-2015 liegen und einen Statistiktest erforderten (s. Text).

4 Monitoring im Verbringungsereich

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 datiert auf den 20.3.2020 und fasst den Stand des Monitoringprogramms zu diesem Zeitpunkt zusammen. Im Jahr 2020 wurden dann keine weiteren Anpassungen des Monitoringkonzeptes vorgenommen.

Wesentliche Änderungen des Monitoringkonzeptes der letzten Jahre, 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 27.3.2019, am 03.12.2019 sowie am 14.12.2020 statt. Die Frühjahrssitzung des Jahres 2020 wurde aufgrund der Corona-Lage kurzfristig abgesagt.

Das Protokoll der Sitzung aus dem März 2019 wurde im Nachgang zur Sitzung im Dezember 2019 noch einmal überarbeitet und am 14.12.2020 angenommen und in der abschließenden Fassung anschließend an die Teilnehmer versandt. Das Protokoll der Sitzung vom Dezember 2019 wurde im Nachgang zur Sitzung im Dezember 2020 noch einmal überarbeitet, während der Monitoring-AG-Sitzung am 26.3.2021 finalisiert und am 8.4.2021 an die Teilnehmer der Monitoring-AG versandt. Das Protokoll der Sitzung vom Dezember 2020 wurde am 18.2.2021 im Entwurf an die Teilnehmer der Monitoring-AG versandt. Im Nachgang zur Sitzung am 26.3.2021 wurde das Protokoll noch einmal überarbeitet und bei der Sitzung am 15.12.2021 endgültig abgestimmt.

4.1 Monitoring im Jahr 2019 und 2020

Tabelle A-1 gibt einen Überblick über die Monitoringmaßnahmen aus den Jahren 2019 und 2020. Das Monitoring wird nach einem Konzept durchgeführt, das in der Monitoring-AG abgestimmt und kontinuierlich fortgeschrieben wird und in der aktuellen Fassung auf den 20.3.2020 datiert.

Wesentliche Änderungen des Monitoringskonzeptes ergaben sich in den letzten Jahren vorwiegend aus Forderungen der Zulassungen 2016 sowie aufgrund von ergänzenden Absprachen zwischen MELUND, LLUR 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 14.10.2019). In diesem wurden im Vergleich zum Zeitraum davor (2005 bis 2015) weitere Untersuchungen gefordert. Hierzu zählten eine Verdichtung des Rasters bei Probenahmen im Einbringbereich (s. Kapitel 4.3), ökologische Untersuchungen vor Helgoland (Maßgabe 2.20, Kapitel 4.2.2 und 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, 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 MELUND, LLUR 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.

In den Jahren 2019 und 2020 wurde dementsprechend 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.

Die jährliche Beprobung des Makrozoobenthos erfolgte im Mai 2019 und im März 2020 (s. Tabelle A-1). Die Messstationen im Einbringbereich wurden gemäß Maßgabe 2.22 verdichtet (s. Kapitel 4.3). 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). In einer weiteren Ausfahrt im Juni 2019 und April 2020 wurden die Untersuchungen der Fischfauna und des Imposex-Phänomens der Wellhornschnelle inklusive der Abundanz der Wellhornschnelle durchgeführt.

Im Frühjahr 2019 und 2020 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 2020 ermitteln (mit den Daten der Peilung aus dem Jahr 2021), während der Aufwuchs der Baggergutaufgabe im 1-km-Kreis seit 2005 darstellbar ist.

Die Peilung zeigte im Mai 2020 unerwarteterweise nur einen sehr geringen Auftrag direkt auf dem Klappfeld Süd (s. Kapitel 4.2.1). Daher wurde im Juli 2020 zur Überprüfung der Peilerggebnisse eine Nachpeilung vorgenommen. Außerdem wurde eine Bohrung von Sedimentkernen veranlasst, über deren Ergebnisse in Kapitel 4.3 berichtet wird.

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 2019 und 2020

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).

Die Untersuchungen an den Wattmessstellen wurden analog den vorigen Jahren in den Jahren 2019 und 2020 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 (Sauerstoff und die Untersuchung der Nährstoffe in der Wasserphase an Proben von Juni-September 2019 sowie im August 2020). Der Sauerstoffgehalt im Jahr 2020 wurde im Juni und August direkt an der Station E3 gemessen, für Juli und September wurden die umliegenden Messstationen herangezogen. Die Darstellung der Ergebnisse findet sich in Kapitel 4.8.

4.2 Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments

4.2.1 Peilungen 2019 und 2020

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.*

In den Jahren 2019 und 2020 fand die Beaufschlagung ausschließlich auf dem Einbringzentrum Süd statt (400x400m, 54°02'59.124932"N_7°57'41.156912"E, vom 24.6.2019 bis 26.12.2019 und vom 22.6.2020 bis 1.12.2020). 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. Über beide Jahre war anhand der Daten der Peilungen nicht von einem Unterschreiten der geforderten Mindestwassertiefe von – 25 m KN auf dem Klappzentrum Süd auszugehen, so dass kein weiterer Wechsel des Klappfeldes für nötig erachtet wurde.

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 Mai 2019 und im Mai 2020 jeweils im 2-km-Kreis durchgeführt (für Kernproben s. Kapitel 4.3). Nach den Peilungsergebnissen vom Mai 2020 war im zentralen Bereich der Klappstelle nahezu kein Auftrag festzustellen, während an den Rändern der Einbringstelle im Westen und Süden ein Auftrag festgestellt wurde. Daher wurde im Juli 2020 eine Nachpeilung in Verbindung mit einer Bohrung durchgeführt. Diese zeigte im Ergebnis, dass der Untergrund weiterhin stabil war, aber –

wahrscheinlich durch den Auftrag von sandigerem Material auf wenig konsolidierten Schlick – ein Teil des Materials vom Klappzentrum in den Randbereich der Einbringstelle hineingerutscht ist und deshalb der Auftrag auf dem Klappzentrum so gering ausgefallen ist (Kapitel 4.2 und Kapitel 4.3).

In den Jahren 2005 bis 2020 wurden insgesamt 23 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 Mai 2019 und Mai 2020 findet sich im Anhang in Abbildung A-1.

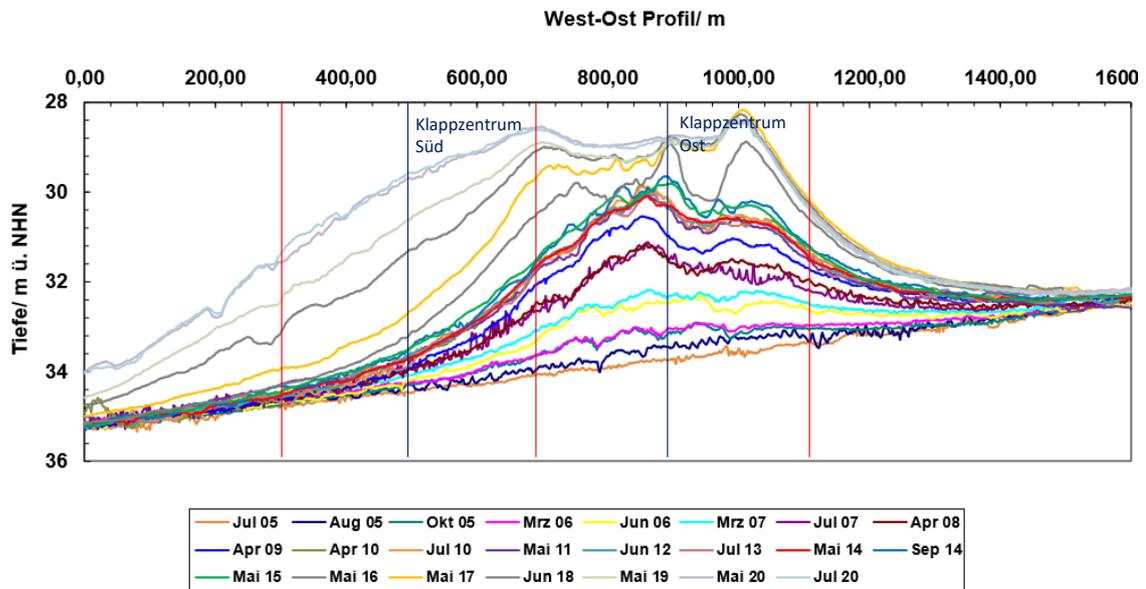


Abbildung 4-1 Querprofile (West-Ost) der Peilungen über den Verbringbereich von 2005 bis 2020 (Darstellung stark überhöht)

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.

Nach einer Maßgabe der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung darf die Wassertiefe von -25 m KN nicht unterschritten werden. Nach Auswertung der Peildaten vom Mai 2016 wurde daher am 24.8.2016 von der Monitoring-AG der Wechsel des Klappzentrums zum 1.10.2016 beschlossen, damit die sichere Unterschreitung der für die Schiffssicherheit geforderten Mindestwassertiefe von -25 m KN gewährleistet ist. Seitdem wurde nur das Klappfeld Süd genutzt. Die Gefahr einer Unterschreitung der Mindestwassertiefe bestand bis Ende 2020 nicht, so dass kein Wechsel eines Klappfeldes nötig wurde.

Mit einem Differenzenplot kann die Form und Ausdehnung der Baggergutaufgabe anhand von Peildaten flächig dargestellt werden. Abbildung 4-2 A zeigt die Differenz zwischen Mai 2019 und der Situation vor Beginn der Verbringungen im Jahr 2005 im 1-km-Kreis. Aus dieser Abbildung, die die gesamte Baggergutaufgabe 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 ca. 40 cm beträgt.

Darunter in Abbildung 4-2 C ist die Differenz zwischen Mai 2019 und Mai 2018 im 2-km-Kreis dargestellt, der im Jahr 2015 erstmalig gepeilt wurde. Die Abbildung zeigt den Auftrag, der aus der Verbringung des Jahres 2018 entstanden ist. Die Form des Auftrags des Jahres 2018 ist, bedingt durch die Hauptströmungsrichtung, in Nordwest-Südost-Richtung orientiert. Genutzt wurde nur das Klappzentrum K-Süd. Es ist bei diesen Ergebnissen immer zu berücksichtigen, dass geringe

Aufträge von wenigen Zentimetern aufgrund der Peilungenauigkeit hierbei nicht erkannt werden können. Insgesamt reicht der durch die Peildaten feststellbare Auftrag des Jahres 2018 im Westen bis an den Rand des 1-km-Kreises um das Klappzentrum Ost heran (Mai 2019, Abbildung 4-2 A).

In dem Differenzenplot Mai 2020 zu Mai 2019 (Abbildung 4-2 D), der das Ergebnis der Verbringungen aus dem Jahr 2019 anzeigt, ist ein in Form und Ausdehnung anderer Auftrag als für das Jahr davor zu erkennen: Im zentralen Bereich des Klappzentrums Süd wird fast kein Auftrag ermittelt, obwohl nur dort verklappt wurde. Dafür reicht die Aufhöhung aus der Verbringung 2019 jetzt weiter nach Westen als im Jahr davor. Im Differenzenplot von 2005 bis 2020 für den 1-km-Kreis (Abbildung 4-2 B) sieht die entstandene Form so aus, als hätte es einen „Einbruch“ in der Mitte der Baggergutaufgabe gegeben.

Zur Überprüfung dieses Ergebnisses wurde gleich im Juli 2020 eine Kontrollpeilung veranlasst. Deren Ergebnisse ergaben ein ähnliches Muster wie im Mai 2020, so dass die Peilergebnisse aus dem Mai damit bestätigt wurden (Abbildung 4-3 A im Vergleich zu Abbildung 4-2 A). Der festgestellte Auftrag von Baggergut auf K-Süd zwischen Mai und Juli 2020 fand nur zwischen dem 22.6. und dem 19.7.2020 statt und war damit naturgemäß sehr gering (Abbildung 4-3 C).

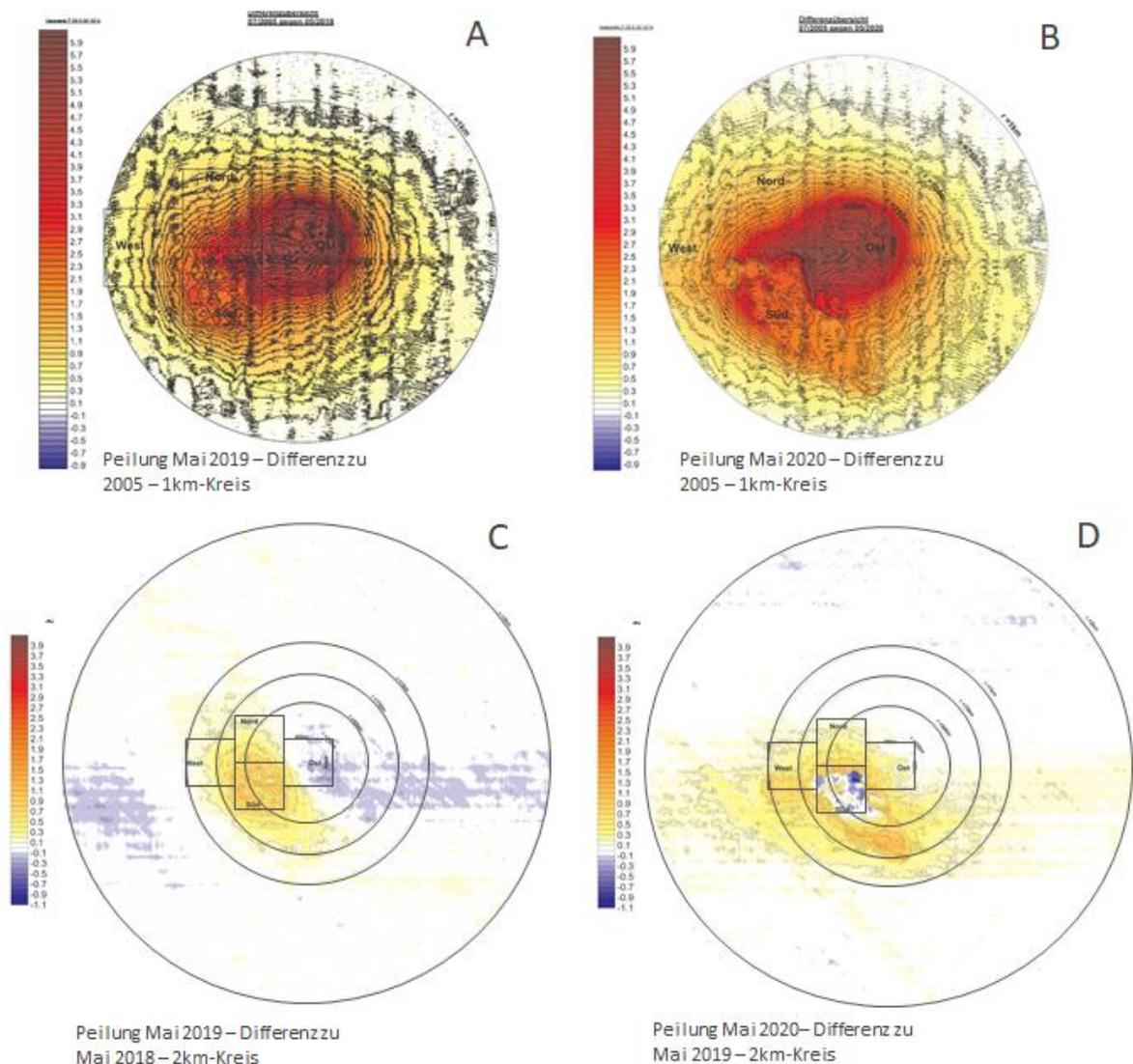


Abbildung 4-2 Differenzenplot im 1-km Umring der Klappstelle im Vergleich der Jahre 2005 – Mai 2019 (A), 2005 – Mai 2020 (B) sowie im 2-km-Kreis im Vergleich der Jahre Mai 2018 zu Mai 2019 (C) und Mai 2019 zu Mai 2020 (D)

Nach Auswertung der Peilerggebnisse vom Mai 2020, nach denen der Auftrag im zentralen Bereich der Klappstelle unerwartet gering ausgefallen war, wurde im Juli 2020 eine Nachpeilung in Verbindung mit einer Bohrkampagne durchgeführt. Diese zeigte im Ergebnis, dass der Untergrund weiterhin stabil war, aber – wahrscheinlich durch den Auftrag von sandigerem Material auf wenig konsolidierten Schlick – ein Teil des Materials in den Randbereich der Verbringstelle hineingerutscht und daher der Auftrag im Klappzentrum gering ausgefallen ist (s. auch Kapitel 4.3.2).

Eine weitere Kontrollpeilung, die direkt nach Ende der Verbringungen im Dezember 2020 durchgeführt werden sollte, musste aufgrund von Wetterbedingungen verschoben werden und wurde erst im Februar 2021 abgeschlossen. Sie diente daher dann auch als reguläre Jahrespeilung. Der Differenzenplot Februar 2021 zu Mai 2020 (Abbildung 4-3 D), auf dem der Einfluss der Verbringung aus dem Jahr 2020 zu sehen ist, zeigt einen sehr deutlichen Auftrag auf dem Klappzentrum Süd von z.T. über einem Meter Mächtigkeit im Zentrum und ein Ausstreichen des Materials von Nordwest nach Südost.

Im Mai 2019 zeigt die Baggergutaufgabe im 1-km-Kreis ein Gesamtvolumen von 3,2 Mio. m³ (berechnet als Differenz der Peilung 2019 zu 2005, 1-km-Kreis). Im Mai 2020 werden 3,9 Mio. m³ erreicht (Differenz der Peilung 2020 zu 2005, 1-km-Kreis). Hieraus ergibt sich für das Jahr 2019 im 1-km-Kreis ein Auftragsvolumen von 0,6 Mio. m³. Dies beinhaltet auch die „Rutschung“. Das Gesamtvolumen des Auftrags ist insgesamt damit nicht niedriger als in den vergangenen Jahren, in denen es zwischen 0,4 und 0,5 Mio. m³ lag, sondern sogar noch etwas höher. Für das Jahr 2020 werden 0,5 Mio. m³ festgestellt (Differenz nach der Peilung 2021 zu 2020 jeweils gegenüber 2005 sind 4,8 zu 3,8 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 2019 (Differenz der Peilungen 2020 zu 2019, 1,5-km-Kreis) und für die Verbringung in 2020 (Differenz der Peilungen 2021 zu 2020, 1,5-km-Kreis) Differenzen von ca. 903.000 m³ resp. 540.000 m³ festgestellt. Das relativ gesehen höhere Auftragsvolumen der Verbringung aus dem Jahr 2019 ist vorwiegend im Randbereich des 1-km- resp. im 1,5-km-Kreis lokalisiert, während der Abtrag zentral im Klappzentrum zu beobachten war (s. Abbildung 4-3 D).

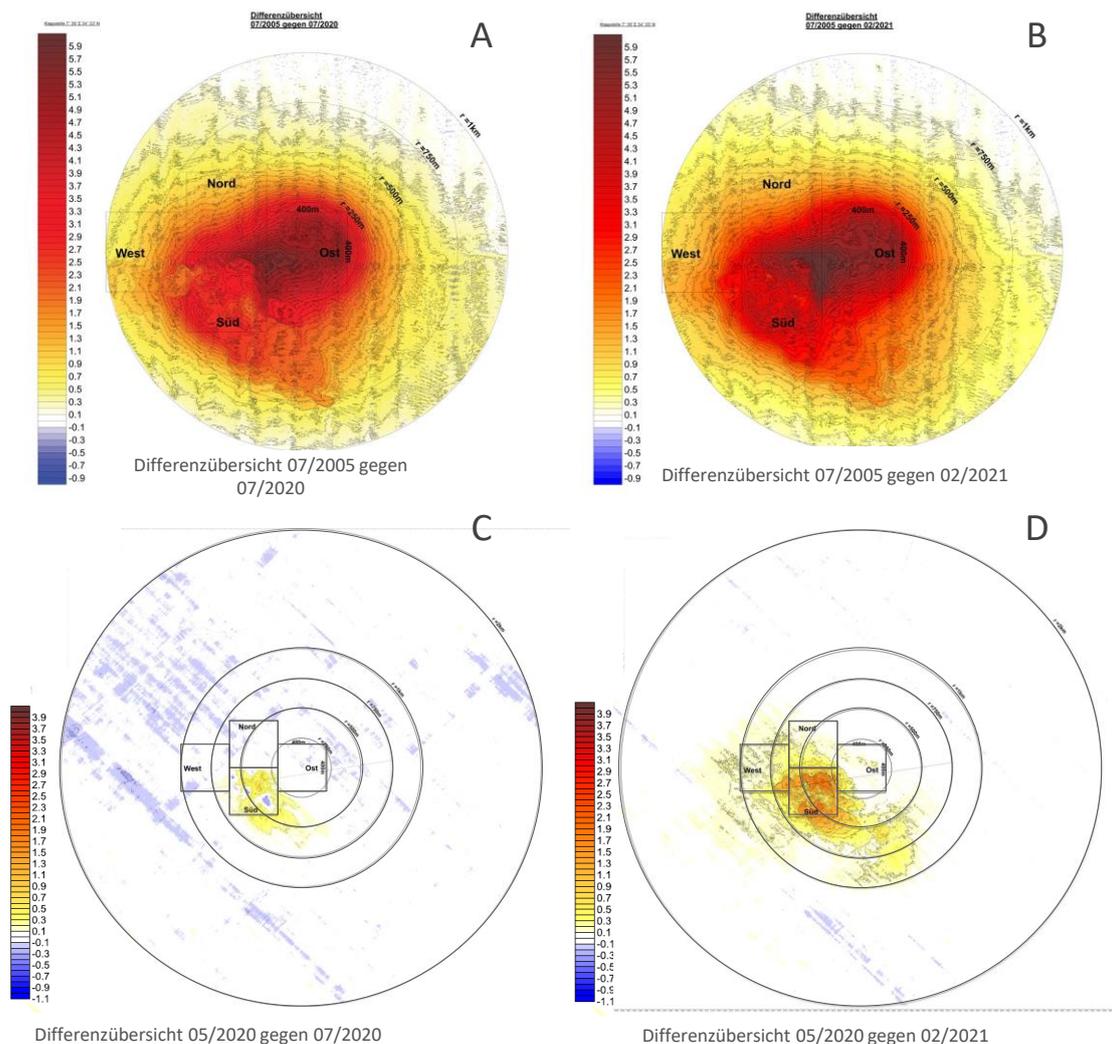


Abbildung 4-3 Differenzenplot im 1-km Umring der Klappstelle im Vergleich der Jahre 2005 – Juli 2020 (A), 2005 – Februar 2021 (B) sowie im 2-km-Kreis im Vergleich Mai 2020 zu Juli 2020 (C) und Mai 2020 zu Februar 2021 (D)

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.

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, 2019 und 2020 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 verdriftete Schwebstoffe ausgeschlossen werden kann. Eine detaillierte Darstellung dieser Untersuchungen findet sich in Kapitel 4.6 d.

Die Untersuchung zeigt, dass in allen vier 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 Umweltgesichtspunkten 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 von 5. bis 9. September 2016 unter der Leitung der Firma HR Wallingford insgesamt 11 Verklappungsvorgänge 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 soweit aufgelöst hatten, dass keine Unterscheidung vom Hintergrundgehalt der Schwebstoffkonzentration in der Wassersäule mehr möglich war. Somit ist eine Beeinflussung von angrenzenden Schutzgebieten durch Verdriftungen nicht zu befürchten.

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.

a) Beprobung

Zur Untersuchung der maßnahmenbedingten Verdriftung wurde im September 2016 die ADCP-Kampagne aus dem Jahr 2005 wiederholt. Für die Untersuchung wurden von 5. bis 9. September 2016 unter der Leitung der Firma HR Wallingford insgesamt 11 Verklappungsvorgänge 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 Baggerguts 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 auch eine Verdriftung der Schwebstoffe in Oberflächennähe mit den Tidebedingungen statt, während die sohlnahe Schwebstoffwolke mit den lokalen Strömungsgeschwindigkeiten am Boden entgegen den Tidenstrom gerichtet war.

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 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 Ebbstroms 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.

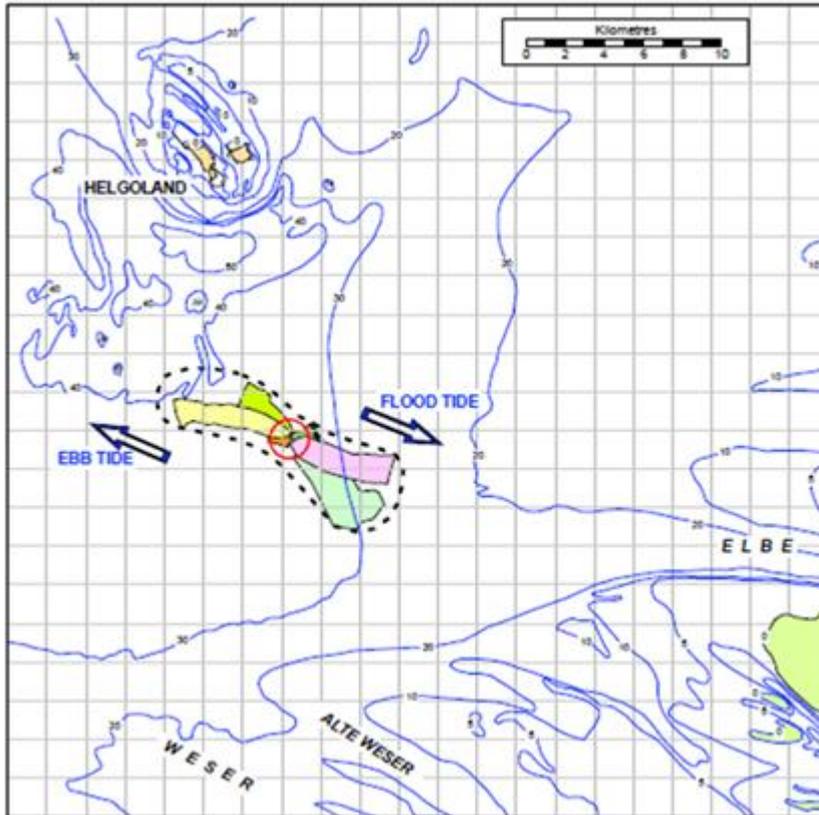


Abbildung 4-5 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2005. Die abgebildeten farbigen Bereiche zeigen die bei den jeweiligen Messungen ins-gesamt gemessene Fläche. Diese ist größer als die messbare Schwebstoffwolke (DLR, 2005)

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, werden die Ergebnisse von 2016 auf den ausgeprägten Ebbstrom übertragen. 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 nicht nur nicht mehr nachweisbar, auf Grund der sehr feinen Fraktionen ist ein Absetzen auf den Gewässerboden auch unwahrscheinlich. Diese nicht mehr nachweisbaren Schwebstoffe der Verbringungen werden daher wahrscheinlich mit dem allgemeinen 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 Verbringungsgebiet 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 Forschungskoooperation 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 den jeweils eigenständigen Kapiteln. Es wurden einzelne Aspekte aus folgenden Untersuchungen betrachtet:

- Regelmäßige Peilungen im Verbringbereich (2005 – 2020, Kapitel 4.2.1)
- Messungen der Sedimenttextur und der Sedimentchemie sowohl im Verbringbereich als auch an den über einen weiten Umkreis verteilten Monitoringstationen (2005 – 2020, Kapitel 4.3.1)
- Messungen der Sedimentchemie an Wattmessstellen auf schleswig-holsteinischem und niedersächsischem Gebiet (2005 – 2020, Kapitel 4.9)
- Untersuchung der Schwebstoffe vor Helgoland (2019 und 2020, 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 Mai 2020 ergibt sich für den 1-km-Kreis damit ein Volumen von 3,8 Mio. m³ (Verbringungen 2005 bis 2010 sowie 2014 bis 2019) und für die Differenz 2005 zu Februar 2021 ein Volumen von 4,3 Mio. m³ (Verbringungen 2005 bis 2010 sowie 2014 bis 2020).

Wird die Differenz betrachtet, die innerhalb eines Jahres im zentralen Einbringbereich ermittelt wurde (= 1,5-km um die Zentrumsordinate Ost), werden für die Verbringung in 2019 (Differenz der Peilungen 2020 zu 2019, 1,5-km-Kreis) und für die Verbringung in 2020 (Differenz der Peilungen 2021 zu 2020, 1,5-km-Kreis) Differenzen von ca. 903.000 m³ resp. 540.000 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 2020 - aufgrund der weiteren Ausbreitung der Baggergutaufgabe (Kapitel 4.2.1 und 4.3.2) sowie der größeren Ausdehnung der gepeilten 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 ($< 20 \mu\text{m}$ und $20 \text{ bis } 63 \mu\text{m}$) 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 2021 zugrunde gelegt, wird für die Verbringungen in den Jahren 2016, 2017, 2018, 2019 und 2020 zusammengenommen eine mittlere Wiederfindung der feinen Fraktionen im 1,5-km-Kreis von 32 % und dementsprechend eine Verdriftung von 68 % über den 1,5-km-Kreis hinaus ermittelt (s. auch Kapitel 4.2.1).

Damit ist im Gesamtzeitraum 2005 bis 2020 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 Verdriftung dieser feinen Fraktionen außerhalb des in Kapitel 4.3.2 beschriebenen Bereichs der Baggerguteinmischung zu keinen messbaren Effekten geführt haben (Abbildung 4-15, Kapitel 4.3.2). Für die Fraktion des feinen Feinsandes ($63 \text{ bis } 100 \mu\text{m}$) wird eine Verdriftung von knapp 50 % 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 ungefähr 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 4.3.2 und Kapitel 4.9), würden Rückschlüsse auf potenzielle verklappungsbedingte Effekte zulassen. Diese Daten zeigen außerhalb der Baggergutaufgabe und dem sie umgebenden Bereich der Baggerguteinmischung, der mittlerweile einen Umkreis von 1-km im Norden, 1,5 km im Süden bis jeweils 2 km bis an zwei Punkten maximal 3-km im Südosten und Nordwesten umfasst, von 2005 bis 2020 keinen signifikanten baggergutbedingten Anstieg der Belastung an (Kapitel 4.3.2). Dies schließt eine geringfügige Ablagerung von verdrifteten Materialien im weiteren Bereich des 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. Ungefähr die Hälfte des bei der Tonne E3 im Zeitraum 2005 bis 2020 eingebrachten Materials ist im Bereich des 1,5-km-Kreises zur Ablagerung gekommen. Die Untersuchungen zeigen, dass dieses Material dort im Wesentlichen lagestabil verbleibt. Die Peilergebnisse des Jahres 2020 deuten allerdings darauf hin, dass im Jahr 2019 ein Teil des Materials vom Klappzentrum abgerutscht ist und in der Nähe, noch innerhalb des 1,5 km-Kreises, zur Ablagerung kam. Dies war vermutlich darauf zurückzuführen, dass relativ sandiges Material auf feineres, noch wenig konsolidiertes Material aufgetragen wurde. 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. Erhöhte Schadstoffkonzentrationen in der Umgebung außerhalb der Baggergutaufgabe und dem diese umgebenden Bereich der Baggerguteinmischung werden bis einschließlich 2020 nicht festgestellt und sind nach den Ergebnissen der mathematischen Simulationen auch nicht zu erwarten. 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 Einbringungsbereich 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 2019 und 2020 wurden die Beprobungen gemäß dieses abgestimmten Probenrasters durchgeführt.

Das Probenahmeraster in den Jahren 2019 und 2020

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 Verbringestelle (1-km-Radius), zwei umhüllende Ringe in zwei und drei Kilometer Abstand zum Zentrum der Verbringestelle, 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 4-5](#) und [Abbildung 4-6](#)). 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 Verbringestelle 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 so erweitert, so dass nun seitdem 10 Stationen auf K-Süd vorliegen ([Abbildung 4-5](#), [Abbildung 4-6](#)). Auch auf den weiteren Klappfeldern West und Nord, die bisher noch nicht beaufschlagt waren, fand im September 2016 eine einmalige 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. Darüber hinaus wurde das Stationsnetz für die chemischen Analysen seit 2016 und auch in den Jahren 2019 und 2020 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). 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 78 in den Jahren 2019 und 2020 erweitert worden.

Die Texturanalysen wurden von 96 Stationen im April 2016 auf 126 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 jeweils im Frühjahr noch zusätzlich 111 resp. 112 Sedimentproben entnommen, um die Ergebnisabsicherung zu verbessern. Dafür wurde im September 2019 die Texturanalyse im 3-km-Kreis nur an den Standorten der chemischen Untersuchung durchgeführt, so dass zu diesem Termin 112 statt 126 Proben vorliegen (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).

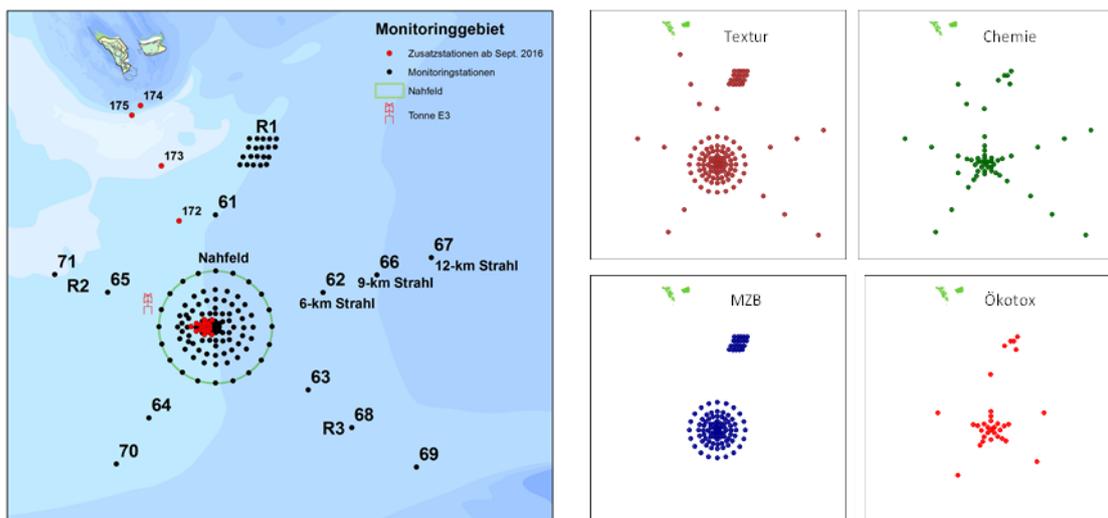


Abbildung 4-6 Stationsnetz 2019 und 2020

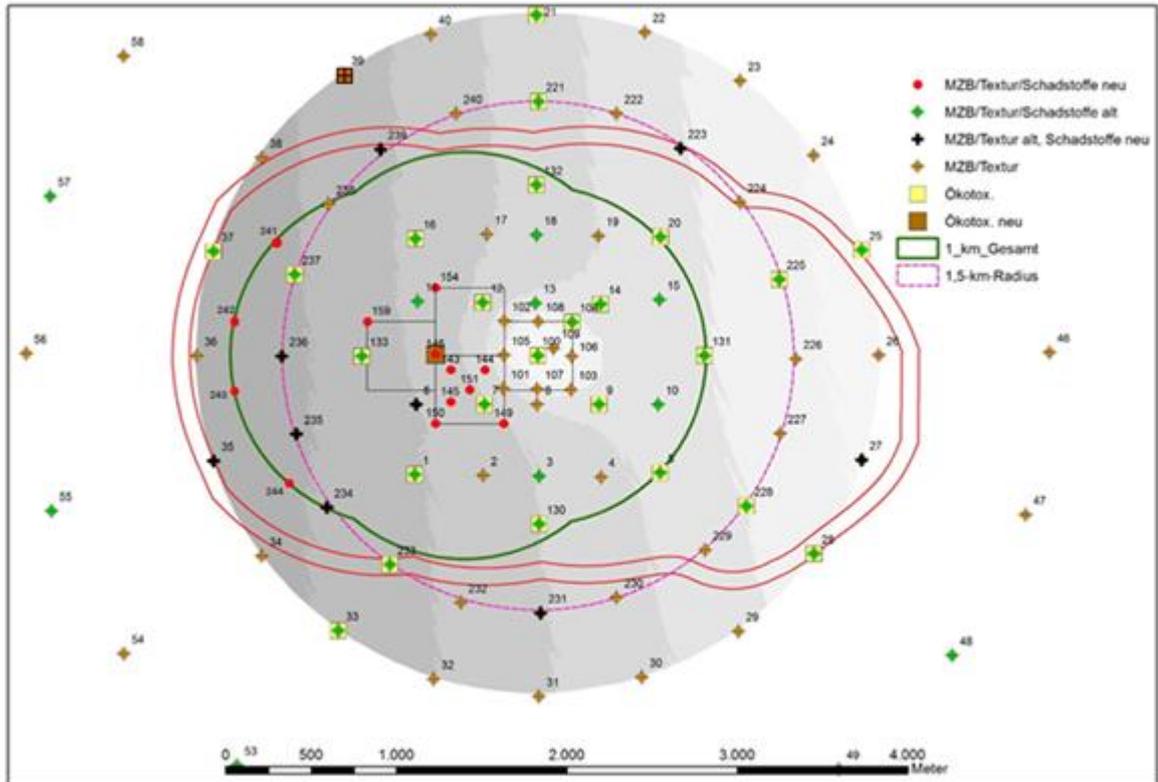


Abbildung 4-7 Stationsnetz im Nahbereich der Verbringstelle (2-km-Kreis) im Jahr 2019 und 2020 (Der rosafarbene Kreis (1,5-km-Radius) mit der Ausbuchtung in grün im Westen mit den Stationen 241-244 stellt den Einbringbereich dar, s. Text im Kasten am Anfang des Kapitels)

Tabelle 4-1 Anzahl der pro Termin beprobten Sedimentstationen in den Jahren 2019 und 2020

Ort	Bereich	Mai 2019 / März 2020		Sept 2019 / Aug 2020		
		Textur	Benthos	Textur	Chemie	Biotest
K-Ost	400x400m	8	8	8	2	2
K-Süd	400x400m	10	10	10	8	2
Verbringstelle	1-km	25 / 24	25	25	20	11
	1,5-km	23 / 24	24	24	15	5
Nahfeld	2-km	19 / 20	20	20	8	6
	3-km	20	20	6 / 20*	6	
Fernfeld	6-km	0		5	5	5
	9/12-km	0		9	8	
Referenz		5	20	5	5	5
Summe		110 / 111	127	112 / 126	77	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 MELUND neue Sedimentstationen eingerichtet und wie in den Vorjahren auch im Jahr 2019 und 2020 beprobt (Stationen 172, 173, 174 und 175; Abbildung 4-6). Die Station 172 liegt noch im Schlickgebiet. Die Station 173 befindet sich im Übergang zwischen Schlickgebiet und dem grobkörnigen-felsigen Bereich vor Helgoland und weist einen natürlichen Gehalt an Feinkorn von ungefähr 20 % auf. 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 4.3.2 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, dem Außengebiet und dem Referenzgebiet ermittelt (s. Abschn. 4.3.3). Die Auswertung der Ergebnisse der Bioakkumulation ergab für die Pfeffermuschel, die Wellhornschnecke, die Kliesche und die Scholle bei den einzelnen chemischen Parametern keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Proben des – den Einbringbereich umgebenden – Außenbereichs im Vergleich zu allen der bei den Untersuchungen jeweils zu berücksichtigenden Referenzgebiete (Wellhornschnecke Kapitel 4.7.1, Pfeffermuschel Kapitel 4.7.2, Kliesche Kapitel 4.7.3, Scholle 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 2019 schichtauflösende Kernproben mittels Frahmplot an vier Stationen auf der Ausbuchtung des westlichen 1,5-km Kreises sowie an 5 Stationen auf dem westlichen 2-km Kreis gewonnen (siehe Abbildung 4-16). Im September 2020 erfolgte die Entnahme der Frahmplotproben an jeweils vier Stationen auf dem nördlichen 1,5- und 2-km-Kreis (Abbildung 4-17). Die Analysen dieser Proben dienen zusammen mit den Ergebnissen der Peilung aus den Jahren 2019 und 2020 (s. Maßgabe 2.23; Kapitel 4.2.1) zum einen der möglichst exakten Bestimmung der Form der Baggergutaufgabe und des Baggerguteinmischungsbereiches.

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 Mai 2019, im Mai 2020 und im Juni 2020 durchgeführt (s. Kapitel 4.2.1). Zudem wurden im Juni 2020 auf der KS Süd, in nordwestlich-südöstlicher

Hauptverdriftungsrichtung, sowie auf KS Nord und KS Ost insgesamt 15 Bohrungen mittels Vibrocore-Verfahren durchgeführt. Zur möglichst exakten Erfassung der Baggergutauflage 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 Baggergutauflage 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 „Baggergutauflage“ und „Bereich der Baggerguteinmischung“ unterschieden werden. Die Baggergutauflage ist hierbei definiert als der Bereich, der durch Peilungen ermittelt werden kann und im Kapitel 4.2.1 dargestellt ist (Abbildung 4-2, Abbildung 4-3). Im Zentrum der Baggergutauflage ist ein deutlich herausgehobener Ablagerungskörper erkennbar, der durch eine sandigere Textur gekennzeichnet ist. Der umgebende Teil der Baggergutauflage wird zu den Rändern hin zunehmend schlickiger, ist flächenhaft ausgebreitet und eher eben.

Um den Bereich der Baggergutauflage herum schließt sich der Bereich der Baggerguteinmischung an. Beim Verbringvorgang verdriften Sedimente aus dem direkten Verbringzentrum resp. der Baggergutauflage 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 September 2019 und August 2020 Sedimente mittels Van-Veen-Greifer entnommen und hinsichtlich ihrer Korngrößenverteilung und ihres Schadstoffgehaltes analysiert (s. Kapitel 4.3.2 c). Außerdem wurden insgesamt 17 schichtenauflösende Kernproben mittels eines Frahmlothes gezogen, wobei die Mächtigkeit der Schichten jeweils individuell nach visueller Ansprache festgelegt wurde: Im September 2019 waren es vier auf der Ausbuchtung des westlichen 1,5-km Kreises und fünf auf dem westlichen 2-km Kreis. Im August 2020 wurden jeweils vier Frahmlothe auf dem nördlichen 1,5- und 2-km-Kreis entnommen (Abbildung 4-16 und Abbildung 4-17).

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 2019 und 2020 - 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 wird mit dem Softwareprogramm Surfer in Form einer Isoliniendarstellung visualisiert. Hierfür werden jeweils die Mittelwerte der Beprobungen 2017 bis 2019 und 2018 bis 2020 verwendet, da Einzelwerte aufgrund der heterogenen Zusammensetzung eine zu große Streuung aufweisen würden (Abbildung 4-9 und Abbildung 4-10).

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 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 Mittelwert für den Hintergrundwert des Nahbereichs verwendet.

Im Zusammenhang mit diesen Auswertungen stellt sich die Frage, ob der Hintergrund aus dem Jahr 2005 noch geeignet ist, um baggergutbedingte Veränderungen aufzuzeigen oder ob aktuellere Werte verwendet werden sollten. Für den Nahbereich ist die Verwendung aktuellerer Daten als Hintergrundwerte insofern problematisch, als dass dieser Bereich ja in seinem Zentrum durch die Baggergutverbringung beeinflusst wurde resp. in seinem Randbereich beeinflusst worden sein könnte. Der Fernbereich ist wiederum räumlich heterogen, und liefert damit keine Daten, die trennscharf als Hintergrundwerte für den Nahbereich geeignet wären. Die BfG verwendet als Hintergrundwerte statt der Daten aus dem Jahr 2005 gemittelte Daten aus dem Jahr 2018 aus dem 3-km-Kreis (BfG, 2019). Auch wenn im 3-km-Kreis erste Baggerguteinflüsse festgestellt werden (s.u.), betreffen diese lediglich einzelne Stationen und Parameter und sprechen daher nicht grundsätzlich gegen eine Verwendung dieser Werte als Hintergrund. Die Werte aus 2018 liegen auf einem ähnlichen Konzentrationsniveau wie die Daten aus dem Jahr 2005. Sie wurden hier für die Auswertung der Frahmotproben herangezogen, da diese aus dem Randbereich des Nahbereichs entnommen wurden. Zurzeit (März 2022) arbeitet 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), die in Zukunft für die Abschätzung von Hintergrundwerten herangezogen werden könnten.

Als Hilfsgröße zur Abschätzung eines signifikanten Unterschieds bei Einzelwerten wurde das von HLUG (2002) vorgeschlagene Verfahren verwendet, da der Vergleich von Einzelwerten nicht mit anderen statistischen Verfahren, wie beispielsweise varianzanalytischen Berechnungen, durchgeführt werden kann. Nach HLUG (2002) wird die Standardabweichung (Variationskoeffizient) zunächst aus Doppelbestimmungen errechnet. Wird sie mit dem Faktor 2 multipliziert, stellt sie nach HLUG (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 2020 herangezogen, für die mittlerweile 140 Wertepaare vorliegen (Tabelle A-29). Nach dem HLUG-Verfahren zeigen die Schwermetalle mehrheitlich Variationskoeffizienten um die 10 %. Der Wert für Quecksilber liegt bei 21 % 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 Hexachlorbenzol und pp-DDT noch darüberliegen (Tabelle A-29). 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 2019

resp. 2020 und 2005 pro Station (graphisch und mit Signifikanztest nach dem HLUG-Verfahren). Unterstützend wurde pro Gebiet eine zweifaktorielle Varianzanalyse mit den Faktoren Station und Beprobungstermin durchgeführt.

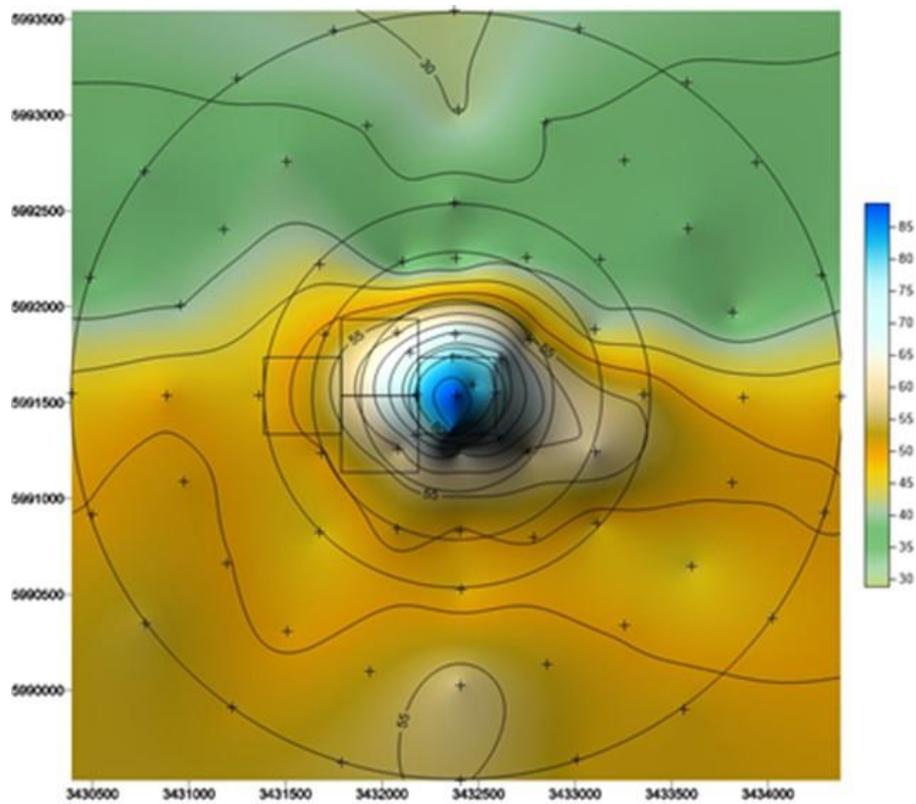


Abbildung 4-8 Sandige Auflage aus Baggergut im Nahfeld (2-km-Kreis). In der Farblegende ist der Sandanteil (Fraktion > 63 µm) als Gew.-% dargestellt (Werte aus den Beprobungen 2014 bis 2016).

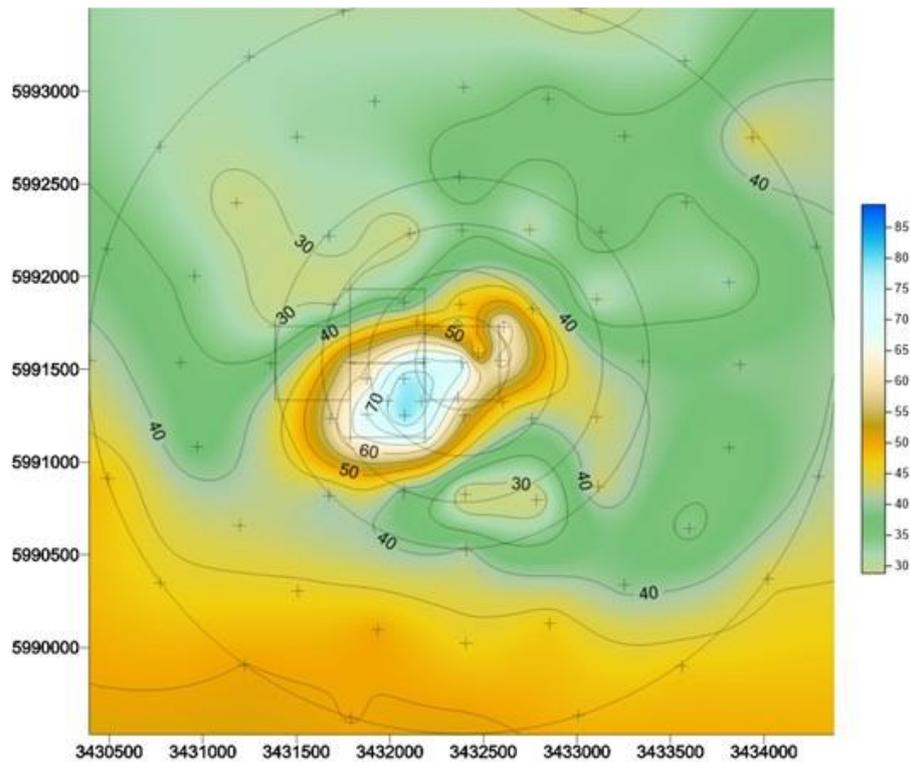


Abbildung 4-9 Sandige Auflage aus Baggergut im Nahfeld (2-km-Kreis). In der Farblegende ist der Sandanteil (Fraktion > 63 µm) als Gew.-% dargestellt (Werte aus den Beprobungen 2017 bis 2019).

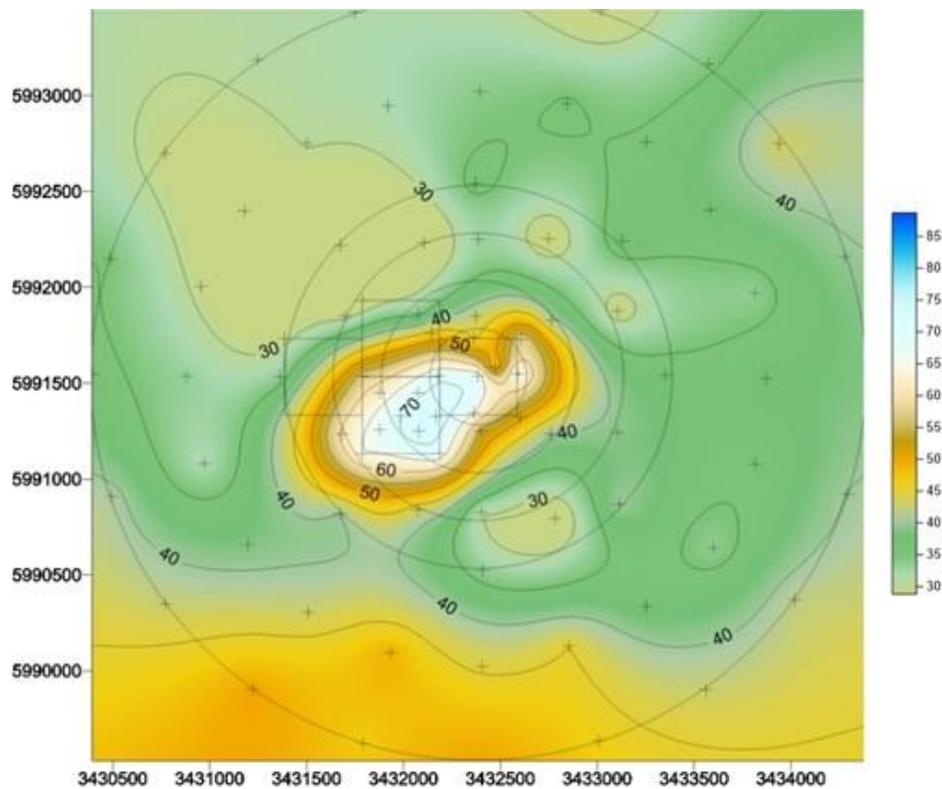


Abbildung 4-10 Sandige Auflage aus Baggergut im Nahfeld (2-km-Kreis). In der Farblegende ist der Sandanteil (Fraktion > 63 µm) als Gew.-% dargestellt (Werte aus den Beprobungen 2018 bis 2020).

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 den Grafiken (Abbildung 4-8, Abbildung 4-9 und Abbildung 4-10) 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 2017-2019 (Abbildung 4-9) und der Mittelwerte der Beprobungen 2018-2020 (Abbildung 4-10) dargestellt und mit dem Sandumring aus den Jahren 2014-2016 verglichen (Abbildung 4-8). 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 weiterhin aufgrund der Entmischung des Baggerguts beim Einbringen durch eine sandige Auflage geprägt werden. 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 2014 bis 2016 zeigt sich in den Daten 2017 bis 2019 und 2018 bis 2020 zudem eine Veränderung der Form und Ausdehnung der Sandauflage. Im Zeitraum 2017-2019 hat sie sich im Vergleich zum vorigen Zeitraum weiter aus dem Osten zurückgezogen und ragt nicht mehr bis über den 2-km-Kreis hinaus, sondern nur noch bis knapp an den 500-m-Kreis heran, hat sich dafür aber im Südwesten bis an den 1 km Kreis heranbewegt und leicht verbreitert. Insgesamt erstreckt sich die Sandauflage 2017-2019 nun eher in Nordost-Südwest orientierter Richtung (Abbildung 4-9). Im Südosten und Nordwesten haben sich hingegen zwei feinkörnige Bereiche mit Sandgehalten von 30% herausgebildet und die Schlickauflage hat sich sowohl im Westen als auch im Osten weiter nach Süden bewegt. Im Norden hat über die betrachteten Zeiträume keine wesentliche Veränderung der Ausbreitung der Sandauflage stattgefunden.

Nach der Mittelwertsdarstellung der Sandgehalte aus dem Zeitraum 2018-2020 hat sich die Form und Ausbreitung der Sandauflage im Vergleich zum Zeitraum 2017-2019 kaum verändert (Abbildung 4-10/Abbildung 4-9 im Vergleich zu Abbildung 4-9). Der Sandgehalt auf der Klappstelle Ost hat leicht abgenommen. Die feinkörnigeren Bereiche mit Sandgehalten um 30 % im Nordwesten und Südosten haben sich vergrößert und die schlickige Auflage hat sich sowohl im Westen als auch im Osten weiter Richtung Süden verlagert.

Die beschriebenen Veränderungen sind zum einen darauf zurückzuführen, dass im Oktober 2016 von dem Verbringzentrum Ost auf das Verbringzentrum 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 als zum anderen aber auch daran, dass das Baggergut in den Gebieten der Delegationsstrecke von 2016 bis 2020 einen im Mittel ungefähr 10 % höheren Feinkornanteil aufwies 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 4-11 bis Abbildung 4-14 ist die Datenverteilung in den Jahren 2005 und in den Jahren 2019 und 2020 für den Gehalt an PAK (Summe 16) und für pp-DDD an den einzelnen Beprobungsstationen für die beiden Beprobungstermine 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 vier Beprobungsterminen zusammengefasst (Tabelle A-25 bis Tabelle A-28).

Werden die Werte der Beprobungsstationen im Gesamtbereich betrachtet, so fällt auf, dass es im Bereich der so genannten "Elbfahne" (Abbildung 4-6, Stationen 62, 63, 66-69 im Abstrom der Elbe) auch schon vor Beginn der Verklappungen im Jahr 2005 höhere Werte gegeben hat als in den anderen Bereichen des Fernfelds (hier exemplarisch für PAK Summe 16 und pp-DDD in Abbildung 4-11 bis Abbildung 4-14, Stationen der Elbfahne sind mit Sternchen markiert). Höhere Werte im Bereich der Elbfahne wurden in allen bisherigen Untersuchungs Jahren außer für PAK und pp-DDD auch für weitere elbetypische Schadstoffe (u.a. Cadmium und Quecksilber < 20 µm, DDT und weitere Metabolite und PCB Summe 7) registriert (E3-Jahresberichte der HPA 2005 bis 2018; s. auch Auswertung der Daten der Jahre 2019 und 2020 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 2019 und 2020 an der Mehrzahl der Stationen signifikant oberhalb der Werte der Nullbeprobung im Juli 2005. Dies ist exemplarisch für PAK Summe 16 und pp-DDD in Abbildung 4-11 bis Abbildung 4-14 zu erkennen und wird im folgenden Abschnitt näher erläutert. Im Jahr 2019 wurde im Referenzgebiet ein ungewöhnlich hoher PAK-Wert gemessen. Dieser wurde in einer Wiederholungsanalyse nicht bestätigt (Abbildung 4-11). An den anderen Stationen im Referenzgebiet ist bis 2020 keine signifikante Zunahme an PAK-Gehalten über die Zeit zu verzeichnen (s. auch Abschnitt „Schadstoffbelastung der Sedimente im Fernfeld“ unten in diesem Kapitel).

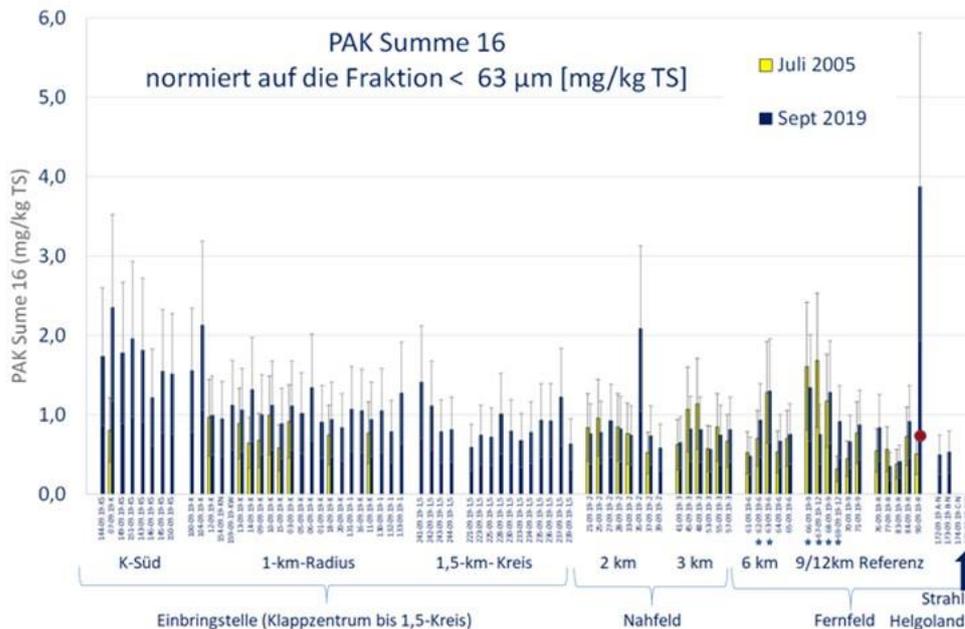


Abbildung 4-11 PAK-Gehalt normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und September 2019 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an, der rote Punkt zeigt die Lage einer Wiederholungsanalyse an

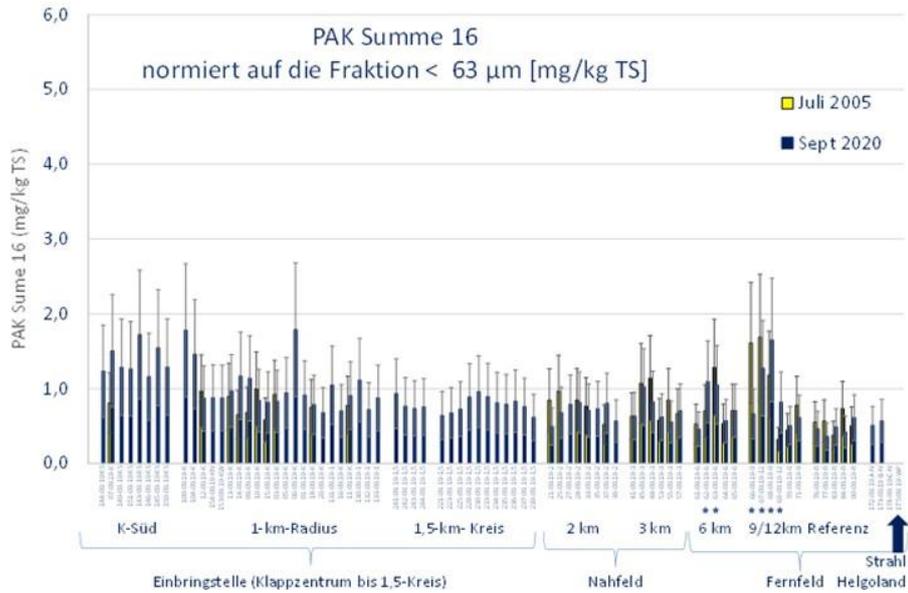


Abbildung 4-12 PAK-Gehalt normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und September 2020 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an

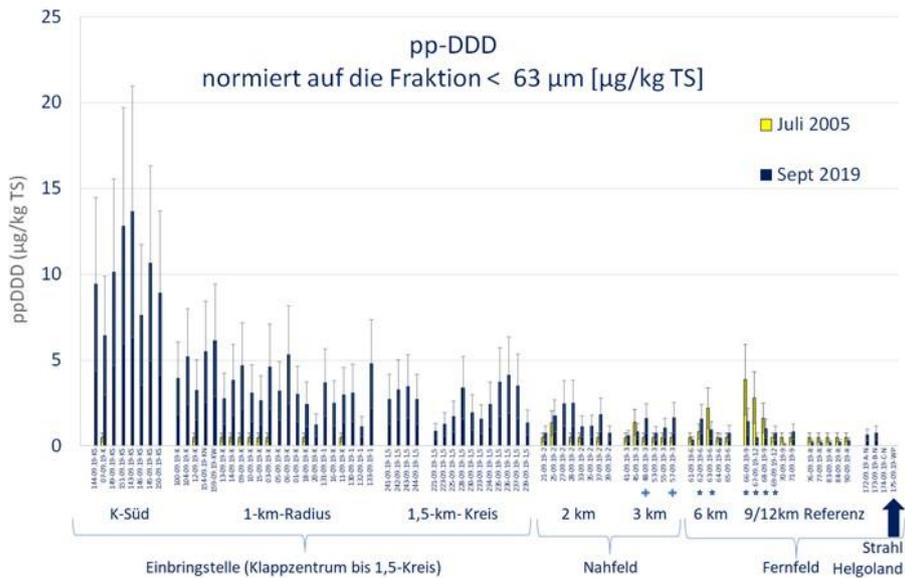


Abbildung 4-13 pp-DDD normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und September 2019 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an

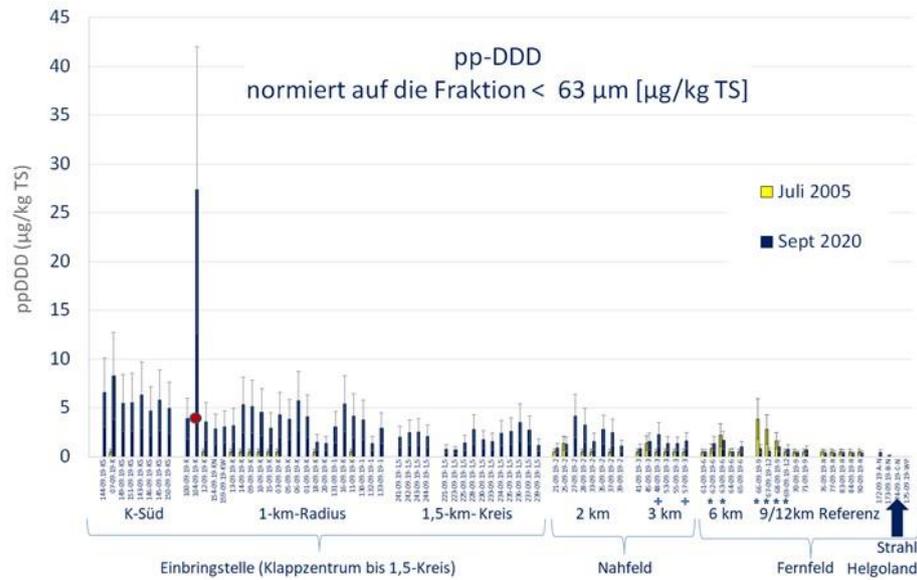


Abbildung 4-14 pp-DDD normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und September 2020 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an, der rote Punkt zeigt die Lage einer Wiederholungsanalyse an

Schadstoffbelastung der Sedimente an der Verbringstelle und im Nahbereich - Greiferproben

In den Jahren 2019 und 2020 wurden, wie auch in den Vorjahren, im 1-km-Kreis inklusive des Klappzentrums 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, wie in Abbildung 4-11 bis Abbildung 4-14 exemplarisch für die elbetypischen Schadstoffe pp-DDD und PAK Summe 16 dargestellt. Die Höhe der Konzentrationen liegt 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-Kreises.

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 keine oder keine eindeutige baggergutbedingte Erhöhung der Konzentration im Einbringbereich ermittelt. Diese Parameter werden zunächst im Folgenden näher betrachtet.

Bei Arsen liegen zu den Beprobungen 2019 und 2020 die Werte auf dem Klappzentrum Süd sowie im angrenzenden 1-km-Kreis an jeweils 8 Stationen signifikant oberhalb der Werte aus der Nullbeprobung. Nach diesem Befund wäre dieser Parameter ebenfalls als baggergutbedingt erhöht zu betrachten. Hierbei ist aber zu berücksichtigen, dass in den vergangenen Jahren auf dem Klappzentrum Süd nicht nur signifikant höhere, sondern z.T. auch signifikant niedrigere mittlere Arsenkonzentrationen gefunden wurden (z.B. im Mai 2018, s. Jahresbericht der HPA für 2017-2018). Zudem ist der mittlere Unterschied der Werte auf K-Süd von 28,5 mg/kg zu den Hintergrundwerten im Nahfeld (25 mg/kg im Mittel für 2005) sowie im Fernfeld (24 mg/kg nach der BfG-Auswirkprognose, 1984, 2019; Werte dabei bis 2018 berücksichtigt) nicht besonders hoch. Damit kann zusammenfassend von einer baggergutbedingten Erhöhung der Arsenwerte auf K-Süd in den Jahren 2019 und 2020 ausgegangen werden, die in ihrer absoluten Höhe aber gering ist.

Für Chrom und Nickel werden zu beiden Beprobungsterminen in den Jahren 2019 und 2020 keine baggergutbedingten signifikanten Erhöhungen der Werte im Einbringbereich in Relation zu den Werten der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 ermittelt. Die Werte sind im Einbringbereich nicht signifikant höher als im Fernfeld. Damit ist für die Parameter Nickel und Chrom insgesamt nicht von einer baggergutbedingten Erhöhung der Werte im Einbringbereich auszugehen.

Für Blei werden im Jahr 2019 in den Teilbereichen KS-Süd und 1-km-Kreis bei insgesamt 8 Proben signifikant höhere Werte als 2005 während der Nullbeprobung festgestellt, die zudem auch in der absoluten Höhe sehr auffällig sind (bei ca. 110 mg/kg), während die übrigen 22 Werte auf dem Niveau der Nullbeprobung liegen (bei ca. 70 mg/kg). Wenn man den in der Feinfraktion ermittelten Bleigehalt auf die Gesamtfraktion umrechnet, liegt er bei sieben dieser acht Proben höher als der jeweils in der Gesamtfraktion gemessene. Dies spricht dafür, dass die hohen Bleikonzentrationen in der Feinfraktion auf einer fehlerhaften Bestimmung beruhen. Im Jahr 2020 liegt keine der Bleikonzentrationen signifikant über denen der Nullbeprobung. Damit ist insgesamt nicht von einer baggergutbedingten Erhöhung der Bleikonzentration auf K-Süd auszugehen.

Für Kupfer lagen die Werte der Nullbeprobung im Jahr 2005 in Relation zu den Werten der folgenden Termine relativ hoch („Serieneffekt“), so dass für die Jahre 2019 und 2020, wie auch für die vorangegangenen Jahre, keine Erhöhung gegenüber der Nullbeprobung festgestellt werden kann. Daher wurde eine Varianzanalyse als Gebietsvergleich durchgeführt, jeweils für die Termine September 2019 und September 2020, mit allen Teilgebieten (Klappzentrum, 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, 2-km-Kreis, 3-km-Kreis, 6-km-Kreis, 9/12-km-Kreis, Referenzgebiet). Im Ergebnis werden für September 2019 und September 2020 auf K-Süd signifikant höhere Kupfergehalte als in allen Gebieten außerhalb des Einbringbereichs ermittelt. Im September 2020 sind zudem auch die Kupfergehalte im Einbringbereich signifikant höher als die im Referenzgebiet. Damit ist insgesamt von einer baggergutbedingten Erhöhung der Kupfergehalte in den Sedimenten im Einbringbereich auszugehen.

Die Gehalte an Kohlenwasserstoffen liegen in fast allen Proben der Jahre 2019 und 2020 unter der Bestimmungsgrenze aus dem Jahr 2005, so dass keine Erhöhung gegenüber der Nullbeprobung 2005 festgestellt werden kann. Daher wurde hier ebenfalls, wie bei Kupfer, eine Varianzanalyse als Gebietsvergleich durchgeführt. Mit dieser werden in beiden Jahren auf K-Süd jeweils signifikant höhere Werte als in allen anderen Teilgebieten ermittelt. Die übrigen Teilgebiete einschließlich des Einbringbereichs bis 1,5-km unterschieden sich im Jahr 2019 hingegen nicht voneinander. Im Jahr 2020 lag der 1-km-Kreis signifikant oberhalb des Referenzgebiets, unterschied sich jedoch nicht von den anderen Teilgebieten. Damit ist insgesamt von einer baggergutbedingten signifikanten Anreicherung der Kohlenwasserstoffe auf dem direkten Klappzentrum K-Süd auszugehen. Die Werte auf K-Süd sind in ihrer absoluten Höhe jedoch nicht hoch und liegen mit im Mittel 38 und 51 mg/kg für 2019 und 2020 noch deutlich unter der Bestimmungsgrenze aus dem Jahr 2005 von 100 mg/kg.

In Abbildung 4-15 sind die Beprobungspunkte im Einbringbereich und seiner Umgebung dargestellt. Sedimentproben, bei denen drei oder mehr Parameter zu den Beprobungsterminen in den Jahren 2019 und 2020 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 markiert. 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.

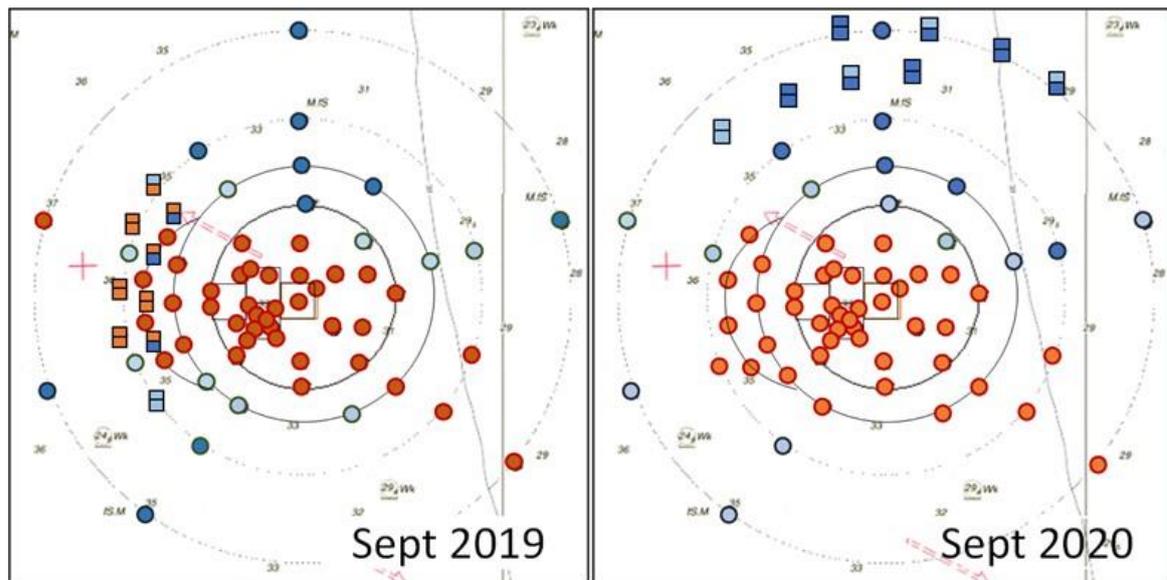


Abbildung 4-15 Probenstellen mit / ohne Änderung der Schadstoffbelastung in den Jahren 2019 und 2020 im Vergleich zu 2005 (Greifer) und 2018 (BfG, 2019) (Frahmlote)

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

Orangene Symbole: Schadstoffbelastung bei mehr als 2 Parametern statistisch signifikant erhöht gegenüber Hintergrundwert (s. Text).

Hellblaue Symbole: Schadstoffbelastung bei ein bis zwei Parametern signifikant erhöht gegenüber Hintergrundwert

Dunkelblaue Symbole: Keine signifikante Erhöhung der Schadstoffbelastung im Vergleich zum Hintergrund.

Zu beiden Beprobungsterminen 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 4-15). Lediglich an Beprobungsstationen im Norden und im September 2019 auch noch im Süden wird keine resp. nur eine Überschreitung der Hintergrundwerte von 2005 von maximal zwei Parametern registriert (Abbildung 4-15, blaue und hellblaue Punkte).

Der Bereich, in dem ein signifikanter Baggerguteinfluss von mehr als zwei Parametern festgestellt wird, reicht im Südosten in den 2-km-Kreis, an dem zu beiden Terminen jeweils die gleichen zwei Stationen betroffen sind. Im September 2020 ist auch eine Station im Westen des 2-km-Kreises betroffen. Im 3-km-Kreis wird jeweils zu beiden Terminen an einer Station im Südosten und 2019 auch an einer Station im Nordwesten eine signifikante Erhöhung von mehr als zwei Parametern ermittelt. Diese beiden Stationen liegen in der Verlängerung der festgestellten Baggergutaufgabe. Sowohl im 2-km- als auch im 3-km-Kreis wird zudem an mehreren Stationen eine signifikante Erhöhung von 1 bis 2 Parametern oberhalb des Hintergrundes ermittelt (symbolisiert durch die hellblaue Färbung der Punkte in Abbildung 4-15). Diese Befunde werden im Folgenden näher betrachtet.

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. auch Abbildung 4-11 bis Abbildung 4-14). Im Randbereich werden noch vereinzelte und zunehmend in der Höhe geringere signifikante Überschreitungen der Nullbeprobung ermittelt. Im 2-km-Kreis wurden im Jahr 2019 im Westen und im Jahr 2020 schichtauflösende Proben mit dem Frahmlot entnommen, um Form und Größe des durch Baggergut beeinflussten Bereich näher bestimmen zu können. Die Größe und Mächtigkeit beeinflusster Sedimentschichten im 2-km-Kreis wird daher

im nächsten Abschnitt näher erläutert, während im Folgenden die Befunde im 3-km-Kreis noch näher betrachtet werden.

Im 3-km-Kreis im Nordwesten wird im Jahr 2019 eine signifikante Überschreitung der Parameter pp-DDD, pp-DDE, Cadmium und Zink an einer Station registriert (roter Punkt in Abbildung 4-15). Im Jahr 2020 betrifft dies noch die Parameter pp-DDD und pp-DDE (hellblauer Punkt). Im 3-km-Kreis im Südosten betrifft die Überschreitung des Hintergrundwertes ebenfalls pp-DDD und Cadmium, im Jahr 2019 zudem TBT und im Jahr 2020 pp-DDE und pp-DDT. Die Werte für pp-DDD sind für alle Stationen in Abbildung 4-13 und Abbildung 4-14 exemplarisch aufgeführt. Die Stationen im 3-km-Kreis, an denen die beschriebene signifikante Überschreitung des Hintergrundes registriert wurde, sind in den Abbildungen mit einem Kreuz markiert. Diese Darstellung zeigt, dass zwar noch ein „Peak“ und damit auch eine signifikante Überschreitung gegenüber dem Hintergrund registriert wird, dieser ist jedoch deutlich niedriger als direkt auf der Klappstelle und nähert sich dem Hintergrund zunehmend an. Dies gilt auch für die anderen Parameter, die im 3-km-Kreis als signifikant oberhalb des Hintergrundes registriert werden. Eine baggergutbedingte Erhöhung von Feinsandanteilen wurde an diesen beiden Stationen (48 und 57 im 3-km-Kreis) nicht registriert.

Im E3-Jahresbericht 2017-2018 der HPA wurde bereits festgestellt, dass sich an beiden Stationen ein erster Einfluss von verdriftetem Baggergut bemerkbar macht, der aber erst bei ein bis maximal zwei Parametern zu Werten knapp oberhalb der Hintergrundgehalte geführt hatte. Hier ist im Zeitraum 2019 und 2020 eine gewisse Zunahme zu verzeichnen, wobei jeweils zwei bis vier Parameter oberhalb der Hintergrundgehalte liegen (s. oben).

Zusammenfassend lässt sich anhand der Greiferbeprobungen also 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 4-2), 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. Wegen der Messungenauigkeit der Peilungen von ca. 25 cm ist auch davon auszugehen, dass die Erhöhung der Schadstoffgehalte in einem weiteren Umkreis festzustellen ist als über die mittels Peilung festgestellte Baggergutaufgabe, so dass dieses Ergebnis grundsätzlich den Erwartungen entspricht. Eine nähere Betrachtung der Einflüsse im Randbereich erfolgt über die Frahmplotproben im nächsten Abschnitt.

Schadstoffbelastung der Sedimente an der Verbringstelle und im Nahbereich - Frahmplot

Im September 2019 wurden schichtauflösende Kernproben mittels Frahmplot an vier Stationen auf der Ausbuchtung des westlichen 1,5-km Kreises sowie an 5 Stationen auf dem westlichen 2-km Kreis gewonnen (Abbildung 4-16). Im August 2020 erfolgte die Entnahme der Frahmplotproben an jeweils vier Stationen auf dem nördlichen 1,5- und 2-km-Kreis (Abbildung 4-17

Abbildung 4-17). An den Frahmplotproben wurden exemplarisch acht Parameter (Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink in der Fraktion <20 µm, ppDDE, ppDDD und Hexachlorbenzol in der Fraktion <63 µm sowie TBT in der Gesamtfraktion) mit den Hintergrundwerten der BfG aus 2018 verglichen. Als Hintergrundwerte wurden die Werte aus der Auswirkprognose der BfG (2019) herangezogen, die sich an Werten aus dem Jahr 2018 im 3-km-Kreis orientieren (s. oben).

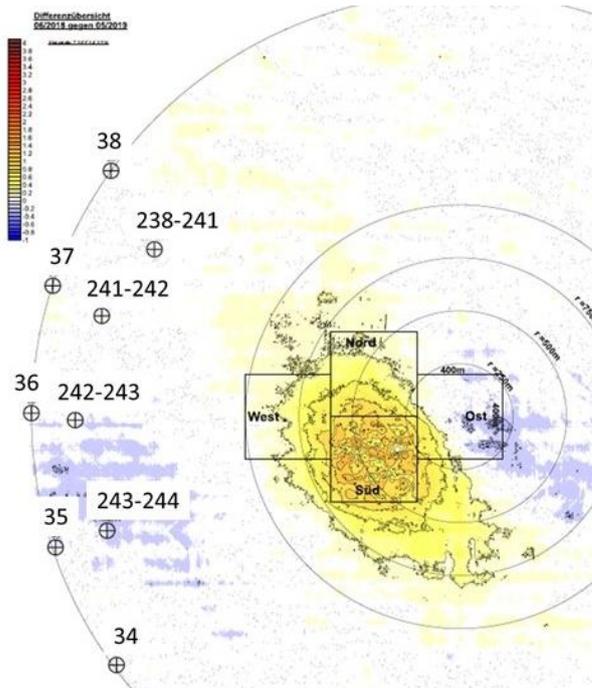


Abbildung 4-16 Entnahmestellen der Kernproben im September 2019 (Hintergrundkarte: Differenzenplan 06/2018 gegen 05/2019)

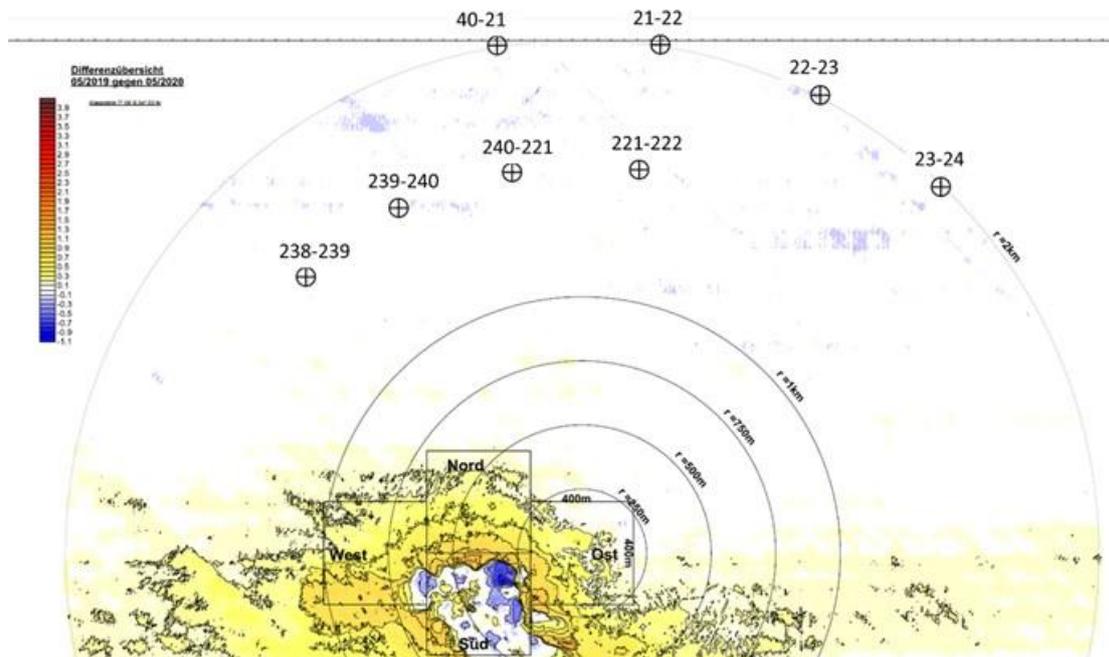


Abbildung 4-17 Entnahmestellen der Kernproben im August 2020 (Hintergrundkarte: Differenzenplan 05/2019 gegen 05/2020)

Der Schichtaufbau der Kernproben hinsichtlich ausgewählter Parameter ist exemplarisch für eine Auswahl von Proben in Abbildung 4-18 und Abbildung 4-19 dargestellt. Die Abbildung 4-15 gibt eine Übersicht über die Frahmplotprobenstellen mit bzw. ohne signifikante Änderung der Schadstoffbelastung im September 2019 sowie im August 2020 gegenüber den Hintergrundgehalten aus dem Jahr 2018 (BfG, 2019) zusammen mit den Greiferprobenstellen.

Im September 2019 wurden auf dem westlichen 2-km-Kreis an fünf Standorten Proben mit dem Frahmplot gezogen. Aus den Ergebnissen der Schadstoffuntersuchungen ist für alle Stationen ein Baggerguteinfluss bis in 6 cm Tiefe abzuleiten. Am Standort 34 liegen die Gehalte an HCB und pp-DDE in der Probe aus 0-3 cm Tiefe signifikant über dem Hintergrund. In der Schicht darunter (3-6 cm) überschreiten hingegen die Cadmium- und die pp-DDD-Gehalte die Hintergrundwerte signifikant. An den Standorten 35, 37 und 38 wird ebenfalls bis in 6 cm Tiefe ein Baggerguteinfluss festgestellt. Hier werden mit Cadmium, TBT und pp-DDE die jeweiligen Hintergrundgehalte für drei Parameter signifikant überschritten. Für den Standort 36 wird in der Tiefenstufe bis 6 cm eine signifikante Überschreitung der Hintergrundwerte für die Parameter Cadmium, Kupfer, Zink, TBT und pp-DDE ermittelt. In der Schicht darunter (6-12 cm) ist eine Überschreitung der Hintergrundgehalte noch für Cadmium und TBT feststellbar. Die Ergebnisse bestätigen, wie bereits im September 2018 festgestellt, das Vorhandensein eines Baggerguteinflusses im Oberflächensediment des westlichen 2-km-Kreises. Eine Zunahme der Mächtigkeit dieser Schicht ist aus den Ergebnissen nicht abzuleiten.

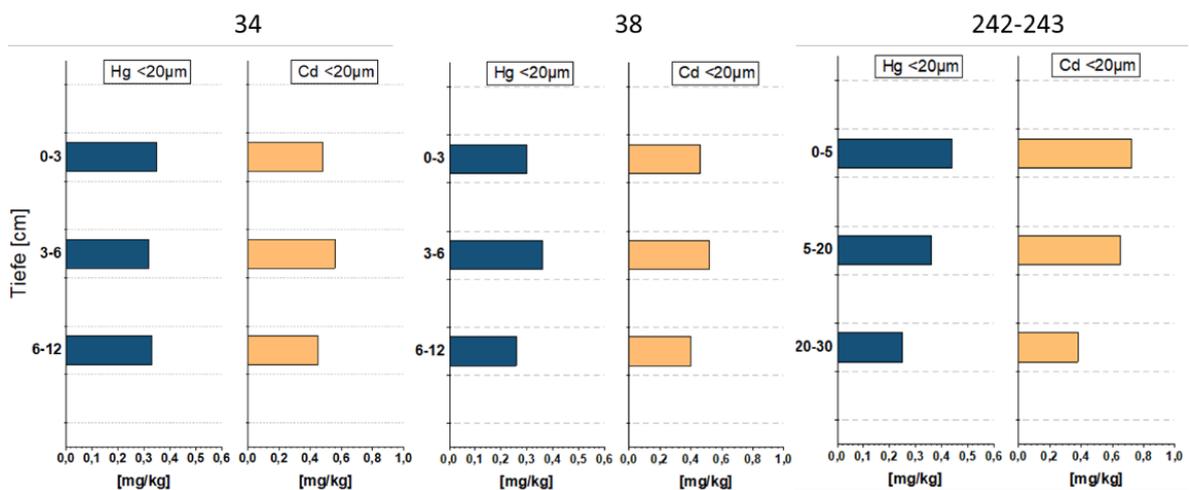


Abbildung 4-18 Schichtaufbau ausgewählter Kernproben September 2019

Auf der westlichen Ausbuchtung des 1,5-km-Kreises wurden im September 2019 vier Frahmplotproben genommen. Die Mächtigkeit eines Baggerguteinflusses an den beprobten Stationen beträgt zwischen 10 und 20 cm. An allen beprobten Standorten wird eine Überschreitung der Hintergrundgehalte von Cadmium, TBT und pp-DDE in der obersten oder auch den obersten beiden beprobten Schichten festgestellt. An den Standorten 243-244 und 238-241 wird auch der Zink-Hintergrundgehalt in 0-10 cm Tiefe überschritten. Am Standort 242-243 tritt die Überschreitung des Zink-Hintergrundes bis in 20 cm Tiefe auf. Zudem ist hier in den oberen 5 cm mit einem Gehalt von 0,81 µg/kg eine signifikante Überschreitung des HCB-Hintergrundes normiert auf die Fraktion <63µm ermittelt worden.

Im August 2020 wurden auf dem nördlichen 1,5-km-Kreis vier Frahmplotproben gezogen. Signifikante Überschreitungen des Hintergrundes für 2 Parameter (Cadmium und TBT) wurden am Probenahmestandort 238-239 bis in 18 cm Tiefe ermittelt. Am Standort 240-221 wird in der obersten Schicht (0-10 cm Tiefe) der Hintergrundwert für Cadmium signifikant überschritten. An den Proben der anderen beiden Standorte auf dem nördlichen 1,5-km-Kreis wurde keine Überschreitung der Hintergrundgehalte detektiert. Auf dem nördlichen 2-km-Kreis wurden im August 2020 ebenfalls vier Frahmplotproben entnommen. Am Probenahmestandort 21-22 wird ein Baggerguteinfluss bis in eine Tiefe von 10 cm festgestellt. Hier wird der Hintergrundgehalt für Hexachlorbenzol in der Fraktion < 63 µm sowie für TBT in der Gesamtfraktion mit Gehalten von 9,7 µg/kg (HCB63) und 5 µg/kg (TBT) an der Probe aus der Tiefe 0-10 cm signifikant überschritten.

Am Standort 23-24 überschreitet der Cadmiumgehalt der oberen 7 cm mit 0,51 mg/kg signifikant den Hintergrund. An den anderen beiden Standorten auf dem nördlichen 2-km-Kreis wird im August 2020 keine Überschreitung der Hintergrundgehalte festgestellt.

Damit ist im August 2020 im nördlichen Teil des Nahbereichs bis in 2-km Entfernung an der Hälfte der beprobten Stationen ein erster Einfluss der Baggergutverbringung festzustellen. Da maximal zwei Parameter pro Probe als signifikant oberhalb des Hintergrundwertes eingestuft wurden, ist dieser Einfluss jedoch als gering anzusehen.

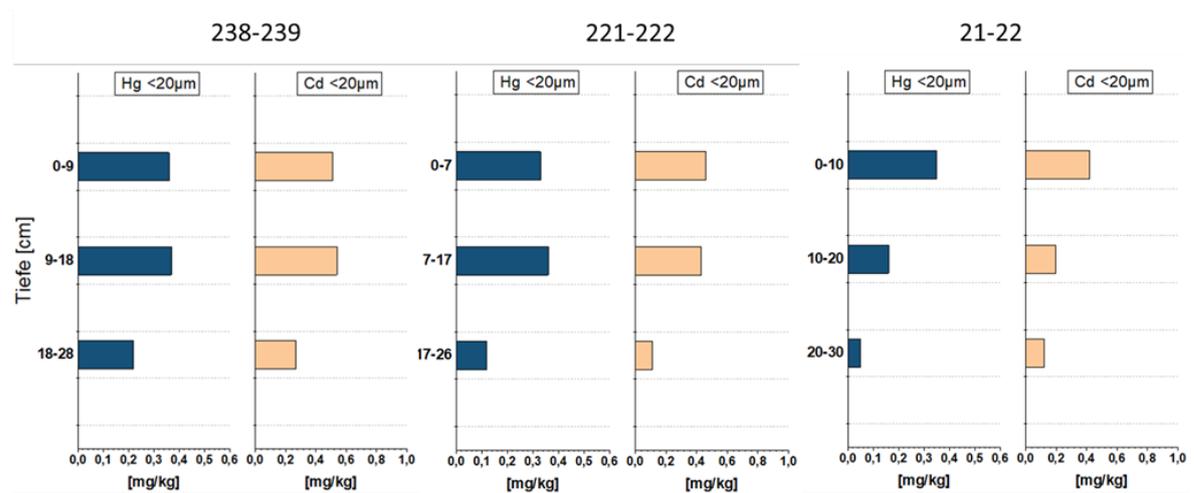


Abbildung 4-19 Schichtaufbau ausgewählter Kernproben August 2020

Vibrocore Bohrung Juli 2020

Wie in Kapitel 4.2.1. beschrieben, ergab die Peilung im Mai 2020 Unregelmäßigkeiten hinsichtlich des Sedimentauftrages auf KS Süd. Auch in der daraufhin veranlassten Peilung vom Juni 2020 zeigte sich ein ähnliches Bild, nämlich dass kaum ein Sedimenteintrag im Bereich der KS Süd durch die Beaufschlagung in der vorigen Verbringsaison 2019 zu erkennen war, sondern eher ein Sedimentabtrag. Dafür waren aber Sedimentaufträge im westlichen und südöstlichen Randbereich des Einbringbereiches erkennbar.

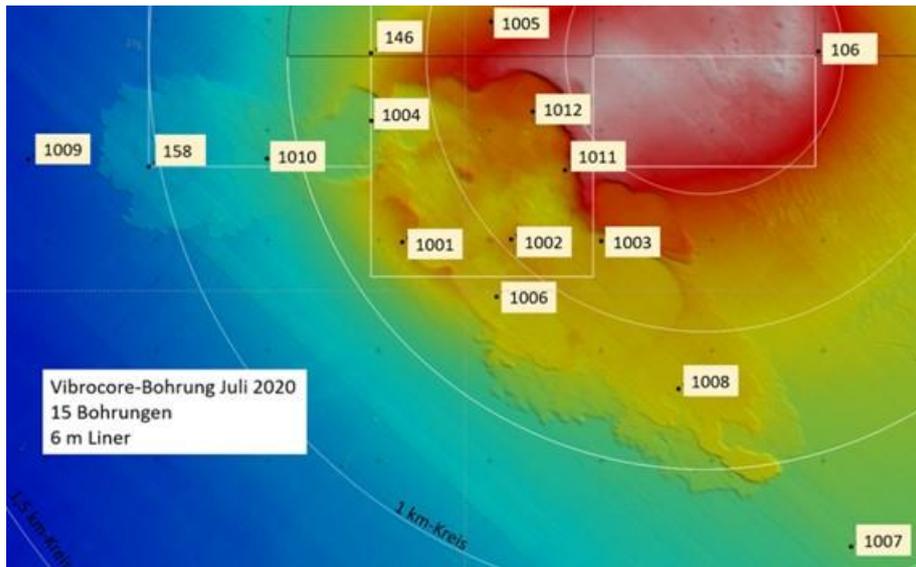


Abbildung 4-20 Übersicht über die Lage der Bohrpunkte

Im Juli 2020 wurden, aufgrund der in den Peilungen sichtbaren Anomalie, Bohrungen mit dem Vibrocore-Verfahren durchgeführt, um den Schichtaufbau an und neben den gestörten Bereichen nachvollziehen zu können und so Hinweise auf mögliche Ursachen zu erlangen. Insgesamt wurden 15 Kerne über jeweils 6 m Tiefe abgeteuft. Die Lage der Bohrpunkte ist in Abbildung 4-20 dargestellt.

Die gewonnenen Bohrkern wurden präpariert und bodenkundlich angesprochen.

Zur Überprüfung der visuell festgelegten Schichtgrenzen wurden Proben zur Korngrößenanalytik und zur Analyse der Schwermetallgehalte (<20 µm Fraktion) entnommen. Die Ergebnisse dieser Analysen bestätigten im Wesentlichen die Erkenntnisse aus der visuellen Ansprache. In der festgestellten Schichtabfolge der Kerne konnte der Horizont des rezenten Schlicks, der anhand der Schadstoffgehalte bereits als anthropogen beeinflusst eingestuft wird und dessen Schadstoffgehalte dem regionalen Hintergrund entsprechen, sehr gut als durchgängige Schicht in einer Tiefe identifiziert werden. Anhaltspunkte für eine Absackung des Untergrundes, die z.B. durch die Kompression gashaltiger Schichten im Untergrund hätte entstehen können, bestehen daher nicht. Im Ergebnis wird eine bzw. werden mehrere Rutschungen der Sedimente als Ursache für die in den Peilungen festgestellten Auffälligkeiten vermutet.

Diese Rutschungen könnten die Kombination aus verschiedenen Faktoren sein, wobei folgende vier Faktoren bisher diskutiert worden sind:

1. Eine Verbringung großer Mengen (feinkörnigeren) Materials innerhalb kurzer Zeit
2. Die Beaufschlagung eines im Vergleich zur Klappstelle Ost (KS Ost) weniger lagestabilen Hangbereichs, der zusätzlich einen höheren Schlickanteil im Untergrund besitzt, der durch die Beaufschlagung der KS Ost bis 2016 induziert wurde (Schlickkragen).
3. Die Aufbringung von schwererem Material (z.B. sandigeres Material aus der Norderelbe Bl. 7) auf wenig konsolidierten, vergleichsweise schlickigen Untergrund sowie
4. Effekte der Aufhöhung auf der KS Ost auf das Strömungsverhalten.

Zu 1:

Im Jahr 2019 wurde, wie auch bereits in den Jahren 2016 und 2017, jährlich die maximal erlaubte Menge von 1,5 Mio TDS verbracht. Die Menge an feinkörnigerem Material aus den Hafengebäckenzufahrten war mit 499.000 TDS 2019 vergleichsweise hoch. Zudem wurden gegen Ende der Verbringsaison 2019 größere Mengen (150.000 TDS) aus dem Gebiet NE Bl. 7

verbracht. Dieses Baggergebiet weist die höchsten Feststoffanteile/Lagerungsdichten auf. Die Beaufschlagung wenig konsolidierter, vergleichsweise feinkörnigerer Sedimente mit geringerer Lagerungsdichte mit diesem Material könnte zur Destabilisierung des zuvor verbrachten Baggerguts und zu Rutschungen geführt haben.

Zu 2:

Von Oktober 2005 bis Oktober 2016 wurde die Klappstelle Ost beaufschlagt. Anschließend erfolgte die Beaufschlagung der Klappstelle Süd. Am Rand der Klappstelle Süd liegt der Hangbereich des Klappfeldes Ost.

Die Auswertung der Bohrungen zeigen, dass die Klappstelle Ost und deren direktes Umfeld durch eine mächtige Baggergutauflage mit typischer, durch die Entmischung bei der Verklappung und den Sedimentationsprozess bedingte Wechsellagerung aus Sand und Schlick geprägt ist, die mit Entfernung zur Klappstelle zunehmend ausstreicht und in ihrer Korngrößenzusammensetzung feinkörniger wird. Am Randbereich des Ablagerungskörpers der KS Ost befinden sich feinkörnigere Ablagerungen (schlickdominierte Schlick/Sand-Wechsellagerungen), die zudem eine gewisse Neigung aufweisen. Es ist davon auszugehen, dass diese Ablagerungen bei Verbringung großer Mengen von Material mit z.T. höherer Dichte (z.B. Material aus NE Bl.7) weniger lagestabil sind als eher sanddominierte Bereiche. Möglicherweise fungieren die teilweise relativ mächtigen Schlickschichten innerhalb der Schlick/Sand-Wechsellagerung unter Auflast infolge von Dichteströmungen als Gleitbahnen, sodass es zu Rutschungen kommt.

Zu 3:

Aufgrund der hohen Jahresmengen ist davon auszugehen, dass das feinkörnige Material gegen Ende der Verbringperiode noch nicht ausreichend konsolidiert ist, um einem Auftrag von schwererem, sandigen Material standzuhalten.

Zu 4:

Inwiefern derartige Effekte eine Rolle spielen könnten, ist noch unklar. Dies wäre ggf. noch anhand hydrologischer Fachexpertise zu prüfen.

Im Ergebnis ist zunächst festzuhalten, dass die Aufbringung von sandigen Materialien auf wenig konsolidierten Schlick in Zukunft vermieden werden muss. Im Jahr 2020 zeigte sich bei der weiteren Nutzung der Klappstelle Süd keine weitere Rutschung und es erfolgte ein regulärer Auftrag.

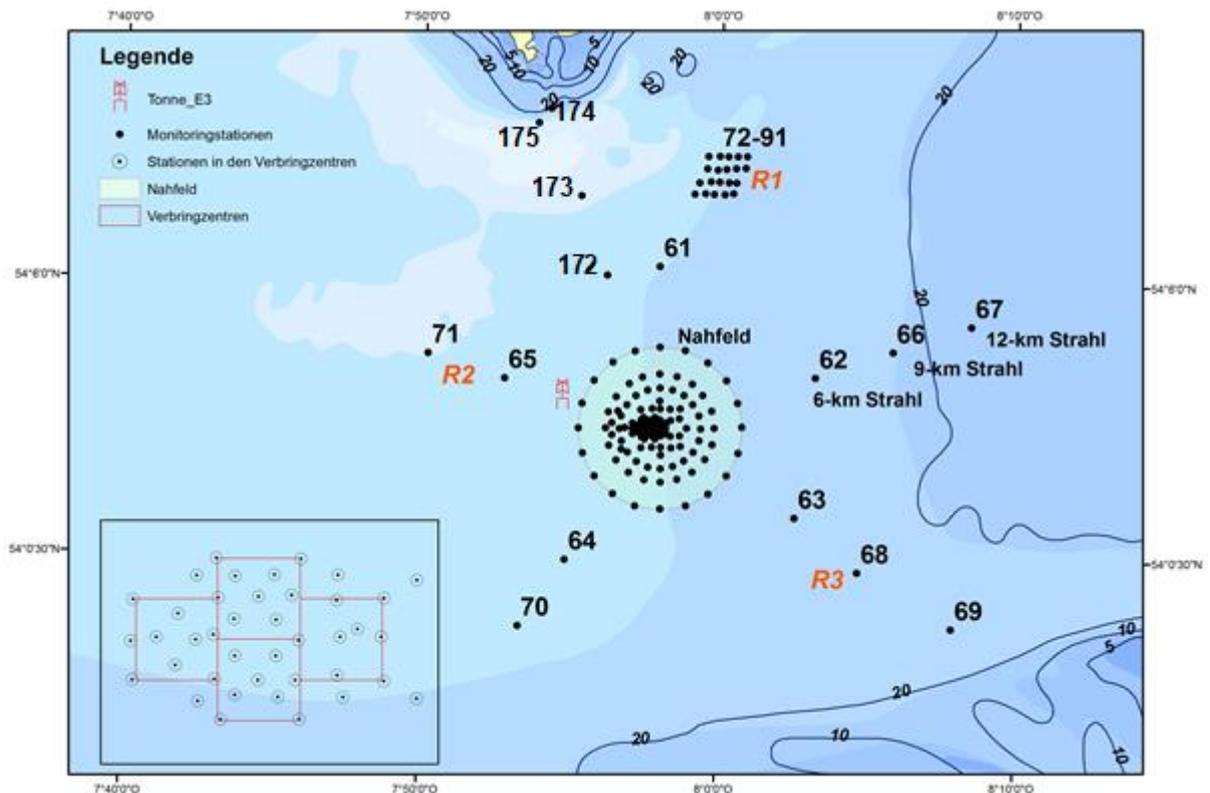


Abbildung 4-21 Stationen im Fernfeld (6-km-Kreis mit Station 61 – 65, 9/12-km-Strahl mit Station 66-71, Referenzgebiet mit Station 72-91 und Strahl Richtung Helgoland mit Station 172-175)

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 2020) überprüft. Bei keinem der drei Gebiete wurde für die vier Termine in den Jahren 2019 und 2020 eine signifikante Erhöhung der Schadstoffbelastung im Vergleich zu den Terminen der Vorjahre inklusive dem der Nullbeprobung im Jahr 2005 ermittelt.

Deutlich wird hingegen, dass einige Stationen im Fernfeld über die Gesamtzeit betrachtet (2005 bis 2020) statistisch signifikant höhere Schadstoffgehalte aufweisen als die übrigen Stationen. Dies gilt insbesondere für die Positionen 67 im 12-km-Strahl, für die Positionen 66 und 68 im 9-km-Strahl und für die Position 63 sowie 62 im 6-km-Kreis (Lage der Stationen s. Abbildung 4-21). Hierbei handelt es sich um Punkte, die auf einer Achse in Richtung der Elbemündung liegen und anzeigen, dass es einen Einfluss der Elbeschwebstoffe bis in dieses Gebiet hinein gibt. Bei den erhöhten Parametern handelt es sich um elbetypische Schadstoffe, u.a. Cadmium, Zink, Quecksilber, pp-DDE, pp-DDD und op-DDD, PAK Summe 16, PCB Summe 7 und α -HCH. Die durchgeführte Analyse (2faktorieller ANOVA) liefert aber keinen Aufschluss darüber, welche Stationen zu welchen Terminen eine signifikante Erhöhung zeigten. Hier wäre in der vorliegenden Auswertung besonders der Berichtszeitraum September 2019 und September 2020 relevant.

Daher wurden anschließend die Stationen im Fernfeld der beiden Beprobungstermine in den Jahren 2019 und 2020 mit der Nullbeprobung im 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 2017-2018 der HPA).

Hierbei zeigte sich, dass an der Mehrzahl der Stationen in beiden Jahren kein signifikanter Unterschied zur Nullbeprobung im Jahr 2005 aufgetreten war. Insgesamt werden jedoch 4 Werte ermittelt, bei denen im Fernfeld Parameter signifikant über den Stationen der Hintergrundbelastung liegen. Hierbei handelt es sich um:

- PAK Summe 16 an Station 90 im Referenzgebiet im Jahr 2019
- PCB Summe 7 an Station 173 in 12 km Entfernung im Jahr 2019
- TBT an Station 62 und Station 65 im Jahr 2020

Im Folgenden werden diese vier Werte näher betrachtet. Außerdem wird auf die Parameter eingegangen, die in den vergangenen Jahren Auffälligkeiten gezeigt hatten, d.h. insbesondere auf die DDT-Metabolite und α -HCH im Fernfeld sowie auf Quecksilber im Referenzgebiet (s. E3-Jahresbericht 2017-2018 der HPA).

Im September 2019 wurde an der Station 90 im Referenzgebiet mit 3,9 mg/kg < 63 μ m ein PAK Summe 16-Wert registriert, der signifikant oberhalb des Hintergrundes liegt. Eine Wiederholungsuntersuchung ergab einen deutlich niedrigeren und innerhalb des Hintergrundes liegenden Wert von 0,7 mg/kg < 63 μ m. Beide Werte sind in der Balkengraphik in Abbildung 4-11 mit dargestellt. Die übrigen Stationen im Referenzgebiet zeigten zu diesem Termin keine erhöhten Werte (Abbildung 4-11). Auch im Jahr 2020 wurde im Referenzgebiet keine Erhöhung der PAK-Belastung ermittelt (Abbildung 4-12). Punktuelle PAK-Belastungen können auf verschiedene Ursachen, wie z.B. auf das Vorhandensein von Kohlestücken, zurückzuführen sein. Hinweise auf eine baggergutbedingte Erhöhung der Sedimentbelastung liegen damit aufgrund des einen erhöhten Einzelwertes nicht vor.

Die Station 173 liegt auf einem Strahl Richtung Helgoland und in ca. 12 km Entfernung von der Verbringstelle E3. Sie wird seit September 2016 beprobt (Abbildung 4-21). Im September 2019 wurde ein gegenüber dem Hintergrund aus diesem Bereich signifikant erhöhter PCB-Wert von 19 μ g/kg in der Fraktion < 63 μ m ermittelt (Abbildung 4-22). Dieser lag noch in der Größenordnung von Werten, die sonst im Bereich der Elbfahne gefunden werden. Eine Wiederholungsuntersuchung ergab einen niedrigen Wert von 3,5 μ g/kg < 63 μ m (Abbildung 4-22). Als eine mögliche Quelle käme hier aufgrund der relativen Nähe zu Helgoland auch eine Verdriftung von Sedimentpartikeln aus der Räumung des Helgoländer Binnenhafens in Betracht, die ca. ein Jahr zuvor erfolgte. Hierbei wurde das u.a. mit PCB kontaminierte Sediment aus dem Hafenbecken entfernt und nach Hamburg zur Behandlung und Deponierung gebracht. Da es sich nur um einen Einzelbefund handelt, der zudem in der Größenordnung nicht reproduzierbar war, ist aber nicht von einer Änderung der Sedimentbelastung in diesem Bereich auszugehen (Abbildung 4-11).

Die Werte für TBT sind in Abbildung 4-23 dargestellt. Deutlich zu sehen ist über die Gesamtzeit betrachtet ein Abfall der Werte. Die beiden signifikant erhöhten Werte aus dem September 2020 sind jeweils markiert (Station 62 mit 7,9 μ g/kg und Station 65 mit 3,5 μ g/kg). Wiederholungsuntersuchungen wurden nicht durchgeführt. Station 62 liegt im Bereich der Elbfahne (Abbildung 4-21). Diese Station hatte bereits zu Beginn des Untersuchungsprogramms die höchsten Werte, so dass hier von einer erhöhten TBT-Vorbelastung im Sediment auszugehen ist. Möglicherweise ist dies auf die südöstlich der Station gelegene Außenelbe-Reede zurückzuführen. Station 65 liegt westlich der Verbringstelle E3 in 6 km Entfernung in der Nähe der Elbe-Approach-Reede. Beide erhöhten TBT-Werte sind vermutlich auf verdriftete Partikel zurückzuführen, die sowohl aus dem Baggergut als auch – insbesondere an Station 62 – aus Altbelastungen der Reeden im Sediment resp. aus der Elbe stammen können. Die weitere Entwicklung der Belastung an diesen beiden Stationen muss beobachtet werden. Insgesamt ist aus der Abbildung 4-23 – wenn man von den beiden erhöhten Werten absieht – über die Gesamtzeit seit 2005 eine Abnahme der TBT-Gehalte der Stationen im Fernfeld zu erkennen.

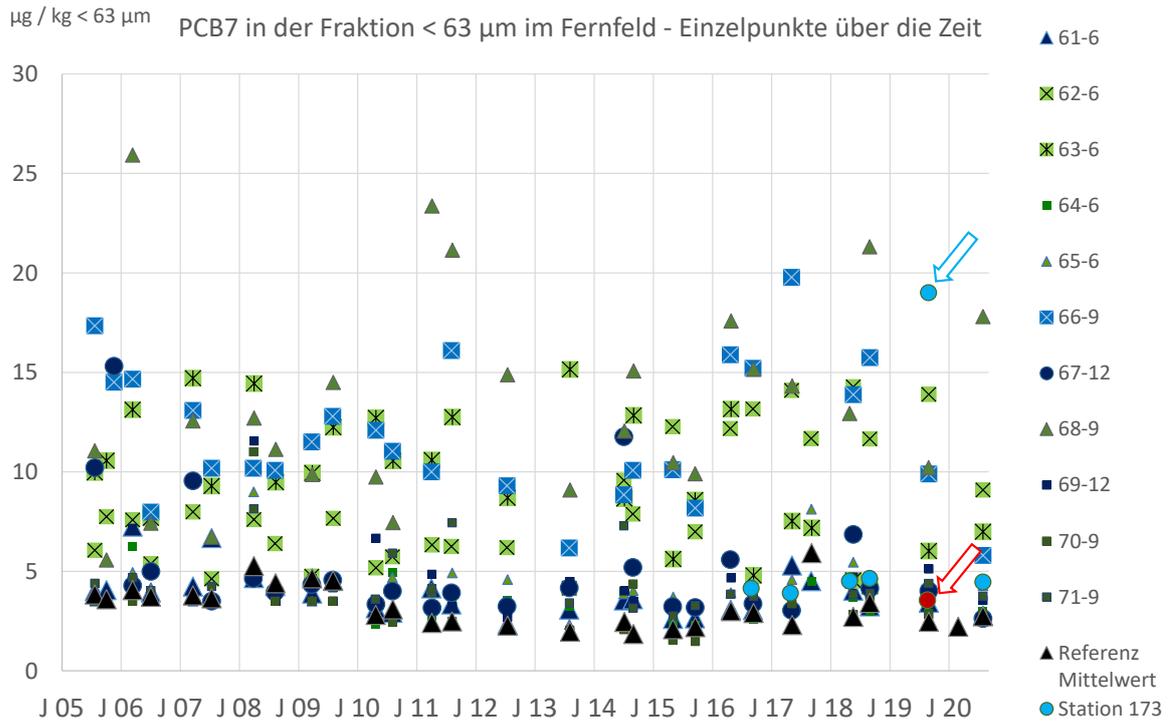


Abbildung 4-22 Sedimentbelastung mit PCB Summe 7 im Fernfeld von 2005 bis 2020 (6-km-Kreis Station 61-65, 9/12-km-Strahl Station 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen, Station 173 auf einem Strahl Richtung Helgoland ab 2016). Versatz in den Daten aufgrund des Wechsels der Bestimmungsgrenze im Jahr 2010. Blauer Pfeil: Wert bei 173 im September 2019 signifikant über Hintergrund. Roter Wert: Nachbestimmung (s. Text)

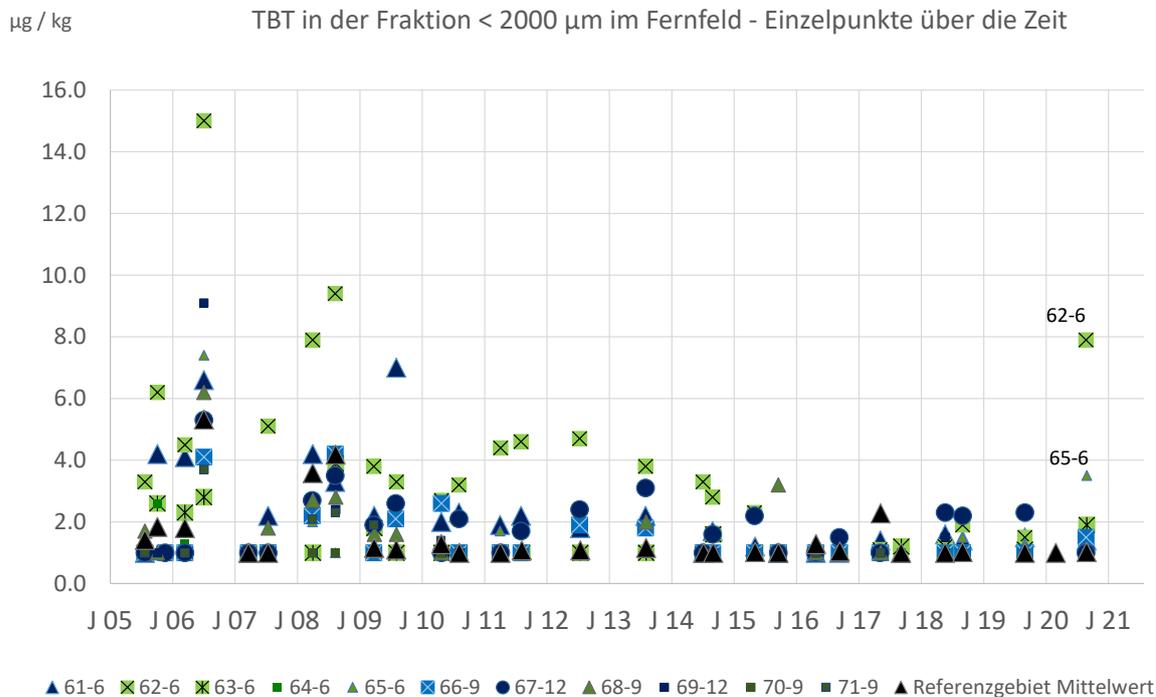


Abbildung 4-23 Sedimentbelastung mit TBT im Fernfeld von 2005 bis 2020 (6-km-Kreis Station 61-65, 9/12-km-Strahl Station 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen. Zwei Werte im Jahr 2020 signifikant über Hintergrund, s. Text)

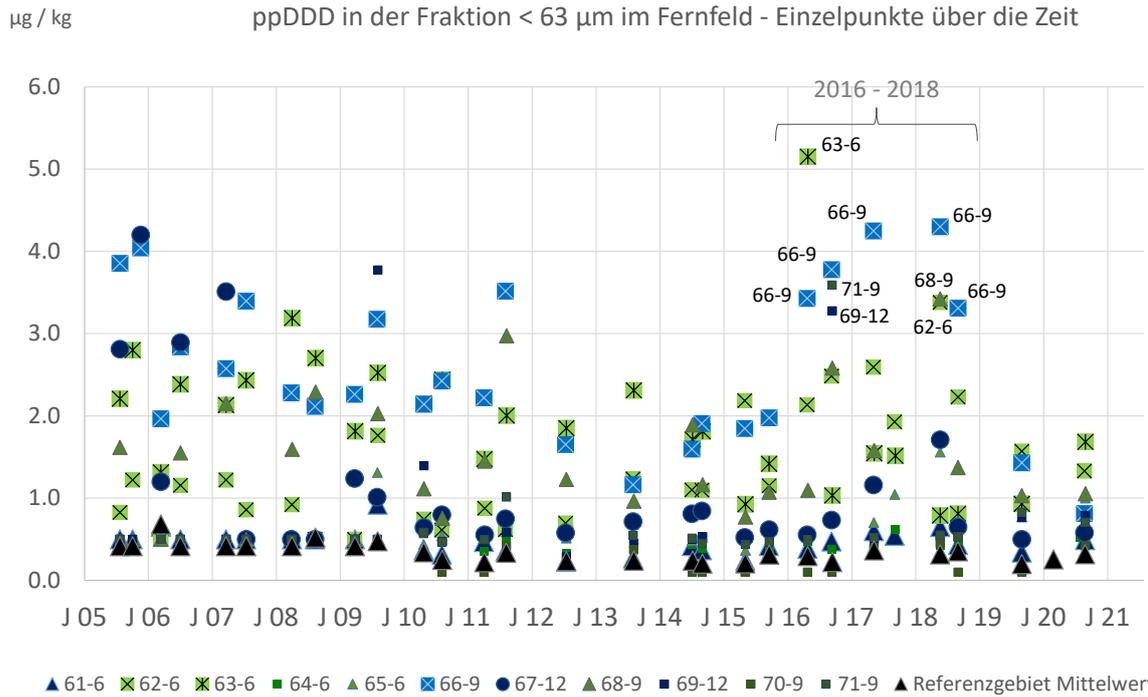


Abbildung 4-24 Sedimentbelastung mit pp-DDD im Fernfeld (6-km-Kreis Station 61-65, 9/12-km-Strahl Station 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen) von 2005 bis 2020. Versatz in den Daten aufgrund des Wechsels der Bestimmungsgrenze im Jahr 2010

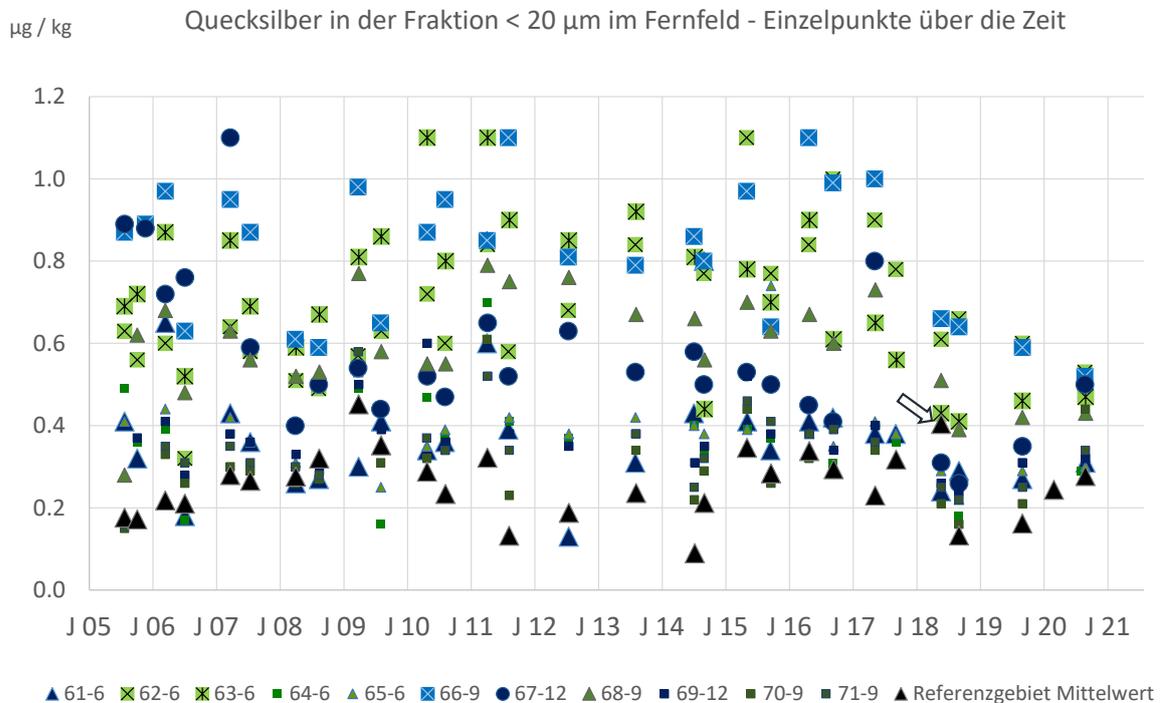


Abbildung 4-25 Sedimentbelastung mit Quecksilber im Fernfeld (6-km-Kreis Station 61-65, 9/12-km-Strahl Station 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen) von 2005 bis 2020

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. Durch das Messprogramm der Flussgebietsgemeinschaft Elbe wurden in den Jahren 2015 und 2016 erhöhte Einträge verschiedener Schadstoffe in der Mittelelbe ermittelt (DDX, HCB, PCB, Hg und α -HCH), die auf ein Schadereignis (PCB), auf Baggerarbeiten in Tschechien (DDX, HCB, Hg) sowie auf die Remobilisierung von älteren Sedimenten (α -HCH) zurückzuführen waren (E3-Jahresbericht der HPA, 2016; FGG Elbe, 2018a). In den Jahren 2017 und 2018 war an den betreffenden im Abstrom der Elbe gelegenen Stationen weiterhin eine gewisse Erhöhung an DDT-Metaboliten und auch (geringfügig) an α -HCH zu verzeichnen, wobei die Belastung aber abgenommen hatte (E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018). Die weitere Entwicklung ist in Abbildung 4-24 exemplarisch für pp-DDD dargestellt. Die Belastung mit DDT-Metaboliten ist in den Jahren 2019 und 2020 wieder zurückgegangen und es wird keine Erhöhung oberhalb des Hintergrundes mehr registriert (Abbildung 4-24). Auch für α -HCH wird keine weitere Erhöhung mehr festgestellt und die Werte liegen 2019 und 2020 mehrheitlich unter der Bestimmungsgrenze (nicht dargestellt).

Im Mai 2018 wurde im Referenzgebiet eine signifikante Überschreitung der Hintergrundwerte bei dem Element Quecksilber an 4 von 5 Stationen festgestellt (E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018). Die Werte reichten hier von 0,32 bis 0,50 mg/kg < 20 μ m mit einem Mittelwert von 0,40 mg/kg < 20 μ m (s. Pfeil in Abbildung 4-25). Im September 2018 lagen die Werte wieder deutlich geringer mit einem Mittelwert von 0,13 mg/kg < 20 μ m (Abbildung 4-25). Die Werte im Referenzgebiet zu den beiden Beprobungsterminen im Jahr 2019 und 2020 bewegten sich zwischen 0,2 und 0,3 mg/kg < 20 μ m (Abbildung 4-25). Im E3-Jahresbericht der HPA von 2017-2018 wurde bereits vermutet, dass die Variation der Werte im Referenzgebiet eher der Messungenauigkeit geschuldet sein dürfte als Veränderungen in der Sedimentation, zumal die natürliche Neusedimentation in diesem Gebiet sehr gering ist. Mit den aktuellen Daten variieren die Werte über die Gesamtzeit im Referenzgebiet insgesamt mit Zu- und Abnahmen um einen Mittelwert von 0,26 mg/kg < 20 μ m herum und ein Trend zu einer Zunahme ist nicht erkennbar.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass es bei keinem der Schadstoffe zu einer stationsübergreifenden Zunahme im Fernfeld gekommen ist. Zwei erhöhte Einzelwerte im Jahr 2019 (PCB7, PAK16) ließen sich durch Nachmessungen jeweils nicht bestätigen und weisen nicht auf einen zunehmenden Trend hin. Die Erhöhung der DDT-Metabolite und HCH-Verbindungen im Bereich der Elbfahne, die aufgrund eines höheren Eintrags über die Elbe in den Jahren 2015 und 2016 aufgetreten war, ist bis September 2020 wieder auf das Ausgangsniveau abgesunken. An zwei Stationen ist im Jahr 2020 eine TBT-Belastung oberhalb des Hintergrundwertes zu erkennen, die vermutlich auf verdriftete Partikel zurückzuführen ist. Von diesen beiden Werten abgesehen ist aber über die Gesamtzeit ein Trend zur Abnahme von TBT im Untersuchungsgebiet zu erkennen. Hier bleibt die weitere Entwicklung abzuwarten.

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 der Jahre 2019 und 2020 jeweils vier Proben auf einem Strahl Richtung Helgoland entnommen (Station 175, 174, 173 und 172; s. Abbildung 4-21). Bei der Station 174 wurden nur Kies und Steine vorgefunden. Aufgrund des nicht vorhandenen Feinkornanteils wurde hier keine Analyse des Sediments vorgenommen.

Die Station 175, am Nordrand der Tiefen Rinne in der Nähe von Helgoland gelegen, ist mit einem Feinkornanteil von unter 2 % sehr grobkörnig. Zu beiden Terminen 2019 und 2020 ist, wie auch im Zeitraum 2016 bis 2018 festgestellt, der Mittelsand die dominierende Fraktion, gefolgt von 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 % Mittelsand auf, während der Kiesanteil unter 1 % liegt. Die Station 172 liegt bereits direkt im Schlickgebiet in der Nähe der Station 61 (Abbildung 4-21) und zeigt in beiden Jahren einen Schlickanteil von um die 80 %.

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. Lediglich ein Wert lag dabei statistisch signifikant über diesen Vergleichswerten, wobei er aber in einer Wiederholungsuntersuchung nicht bestätigt wurde (PCB7 an Station 173 im September 2019, Näheres s. oben). Maßnahmenbedingte Auffälligkeiten wurden damit nicht festgestellt.

Dioxine und Furane

Dioxine und Furane wurden im September 2019 und September 2020 an drei resp. zwei Stationen im Einbringbereich, zwei Stationen im Referenzgebiet sowie einer Station in 12 km Entfernung (Station 67-12, Abbildung 4-21) auf dem Strahl Richtung Südosten analysiert.

Die Dioxingehalte liegen an allen Stationen mit Werten zwischen 0,7 und 7,6 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 4,9 bis 7,5 ng I-Teq/kg (NATO/CCMS) und einem Mittel von 6,5 ng I-Teq/kg höher als die Werte im Referenzgebiet, die eine Spanne von 0,7 bis 1,7 mit einem Mittelwert 1,3 ng I-Teq/kg (NATO/CCMS) aufweisen. Die Station im 12-km-Strahl liegt im Jahr 2019 mit 3,6 ng I-Teq/kg (NATO/CCMS) zwischen dem Werten im Einbringbereich und dem Referenzgebiet, im Jahr 2020 weist sie mit 7,6 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 2020 sind die Dioxingehalte im Einbringbereich mit im Mittel 6,2 ng I-Teq/kg (NATO/CCMS) hingegen höher im Vergleich zu der Station 67 im Fernfeld von im Mittel 5,0 ng I-Teq/kg (NATO/CCMS). Dies ist sehr wahrscheinlich auf höhere TOC-Gehalte in den Proben des Einbringbereichs im Zeitraum 2016-2020 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 2020 sind sowohl bezogen auf TOC als auch in absoluten Zahlen (12 bis 16 ng I-Teq (NATO/CCMS)/kg) im Außengebiet 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 weiterhin eine Baggergutaufgabe registriert wird, die Richtung Nordwest-Südost orientiert ist und die sich in den Jahren 2019 und 2020 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 3-km von der Verbringstelle festgestellt. Bereits in den Jahren 2017 und 2018 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).

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 vier Jahren zunehmend feinkörniger. Im Norden hat hingegen von 2016 bis 2020 keine wesentliche Veränderung der Korngrößenzusammensetzung stattgefunden.

Die Peilungen von 2005 bis 2019 hatten gezeigt, dass die Baggergutaufgabe im Wesentlichen lagestabil war. Die Peilerggebnisse aus dem Mai 2020 deuteten allerdings darauf hin, dass im Jahr 2019 Material vom Klappzentrum K-Süd aus erodiert war. Zur Verifizierung dieses Ergebnisses wurde im Juli 2020 eine Nachpeilung in Verbindung mit Bohrungen durchgeführt. Diese zeigte im Ergebnis, dass der Untergrund weiterhin stabil war, aber – wahrscheinlich durch den Auftrag von Sanden auf wenig konsolidierten Schlick – Material von K-Süd abgerutscht ist und in der Nähe, noch innerhalb des 1,5 km-Kreises, zur Ablagerung kam.

Ein Teil der Sedimentstationen im Fernfeld von 6 km bis in 12 km wiesen 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. Die Sedimentstationen im Fernfeld zeigten in den Jahren 2019 und 2020 für die Mehrzahl der Parameter keine signifikante Erhöhung der Belastung im Vergleich zu früheren Jahren. An zwei Stationen in jeweils 6-km Entfernung wurde allerdings eine über dem Hintergrund liegende TBT-Konzentration ermittelt, die vermutlich auf verdriftete Partikel zurückzuführen ist.

In den Jahren 2016 bis 2018 wurde an einigen der Fernfeld-Stationen im Bereich der Elbfahne eine teilweise signifikante Erhöhung vor allem von DDT-Metaboliten sowie, geringer ausgeprägt, auch von α -HCH festgestellt, die wahrscheinlich auf erhöhte Einträge aus der Ober- und Mittelbe in den Jahren 2015 und 2016 zurückzuführen ist. Diese Werte sind in den Jahren 2019 und 2020 wieder auf das Ausgangsniveau abgesunken.

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 2019 und 2020 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 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 2019 und 2020 wurden im September 2019 und im August 2020 36 Proben auf ihr ökotoxikologisches Potential untersucht. Zur internen Qualitätskontrolle wurden pro Termin je acht Proben in einem zweiten Labor mit dem CVT untersucht und für den LBT und MAT je drei verdeckte Doppelbestimmungen durchgeführt sowie weitere vier bis sechs Proben als Parallelbestimmung durch die BfG untersucht. Im September 2019 wurden zusätzlich 24 Proben in einem alternativen Zweitlabor analysiert, da es in Labor 1 zu zunächst ungültigen Ergebnissen gekommen war.

b) Gebietsvergleich

Die Ergebnisse des Corophientests zeigen in beiden Jahren unauffällige Werte an. Im **Jahr 2019** wurde in einer Probe ein Hemmwert von 21,7 % im 1 km-Kreis gemessen, womit die Schwelle für

eine geringfügige Toxizität knapp überschritten ist. Alle anderen Proben liegen jedoch weit unterhalb dieser Schwelle. Im Labor 2, in dem acht Proben parallel bestimmt wurden, liegt ein Wert im 2-km-Kreis mit 25 % oberhalb der Schwelle einer geringfügigen Toxizität. Die Parallelprobe in Labor 1 bestätigt diese Toxizität nicht, hier wurde ein Wert von 3,3 % gemessen (s. Tabelle A-30).

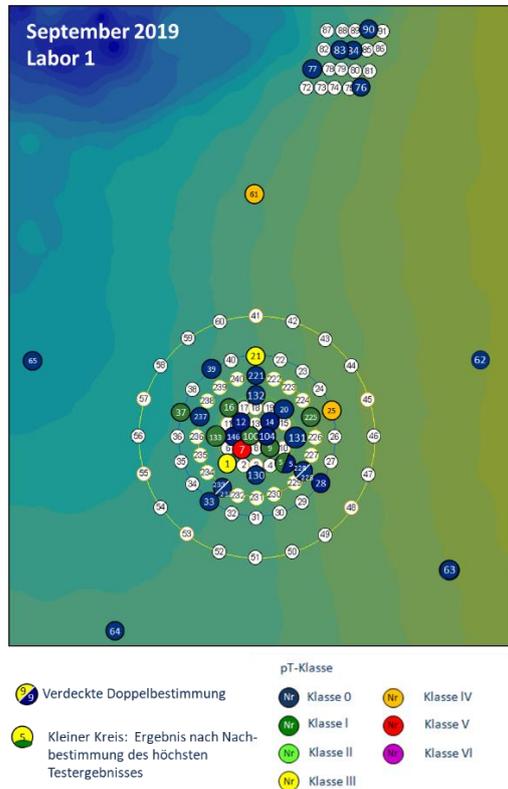


Abbildung 4-26 Verteilungsmuster der ökotoxikologischen Befunde im Verbringungsgebiet bei E3 im September 2019 (Messergebnisse Labor 1) Die Einfärbung der Klassen erfolgt nach BfG (2020) und entspricht nicht den ökologischen Zustandsklassen nach EU-Recht

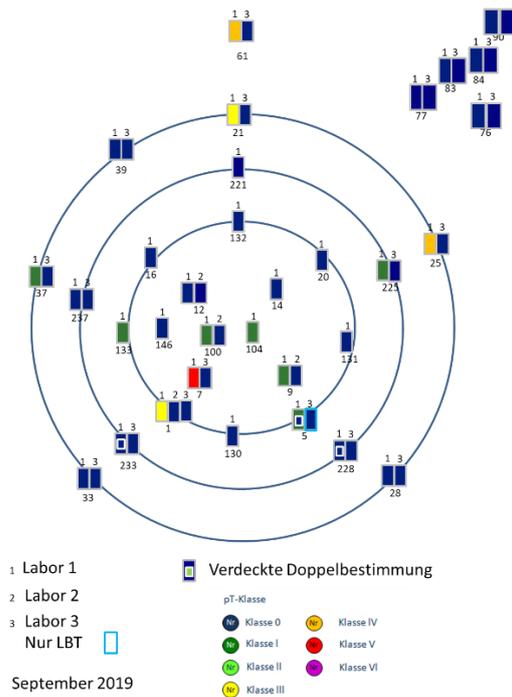


Abbildung 4-27 Doppelbestimmungen September 2019 von Labor 1, Labor 2 (BfG) und Labor 3. Die Einfärbung der Klassen erfolgt nach BfG (2020) und entspricht nicht den ökologischen Zustandsklassen nach EU-Recht.

Die Toxizitätsklassen, die durch den Algen- und Leuchtbakterientest für September 2019 ermittelt wurden, sind in Abbildung 4-26 dargestellt. Die internen Doppelbestimmungen sind gesondert dargestellt. Im September 2019 wurden meist Toxizitätsklassen von 0 (Toxizität nicht nachweisbar) bis I (sehr gering toxisch belastet) ermittelt (Abbildung 4-26). Im Einbringbereich wurde je eine Probe mit einer Toxizitätsklasse von III (mäßig toxisch belastet) und V (hoch toxisch belastet) bewertet, im 2 km-Kreis wurde je eine Probe mit einer Toxizitätsklasse von III (mäßig toxisch belastet) und IV (erhöht toxisch belastet) und im 6 km-Kreis eine Probe mit einer Toxizitätsklasse von IV (erhöht toxisch belastet) bewertet. Die höheren Toxizitäten wurden ausschließlich anhand des MAT abgeleitet. Das ausführende Labor hatte zunächst von einem Serieneffekt bei den Ergebnissen des Algentests berichtet, bei dem alle Proben, die in einer Serie untersucht wurden und dabei allen Gebieten (so auch dem Referenzgebiet) entstammten, einen pT-Wert von 5 zeigten. Auffällig war, dass die Hemmung in den einzelnen Verdünnungsstufen stets knapp oberhalb 20 % lag. Die Messungen wurden an diesen Proben wiederholt. Die Ergebnisse der Wiederholungen zeigten deutlich niedrigere Werte, wurden vom Labor als gültig bewertet und sind in Abbildung 4-26 und Abbildung 4-27 dargestellt. Unabhängig davon wurden die Proben zur Parallelbestimmung in einem zweiten Labor (Labor 3) analysiert, da nicht klar war, ob die Probleme in dem ausführenden Labor behoben werden konnten. Für alle Proben, die eine Toxizitätsklasse von III, IV oder V zeigen, liegen Parallelbestimmungen vor (Abbildung 4-27). In allen Fällen ergab die Parallelbestimmung eine Toxizitätsklasse von 0 (Abbildung 4-27). Eine zusätzliche Qualitätssicherung wurde an vier Proben durch die BfG durchgeführt. Auch hier ergab sich in allen Fällen eine Toxizitätsklasse von 0. Bei der statistischen Auswertung wurden keine signifikanten Toxizitäten im Einbringgebiet oder dem Außengebiet festgestellt.

Im **Jahr 2020** wurden für den CVT in beiden Laboren in allen Proben Werte unterhalb von 20% Hemmung bestimmt (s. Tabelle A 31).

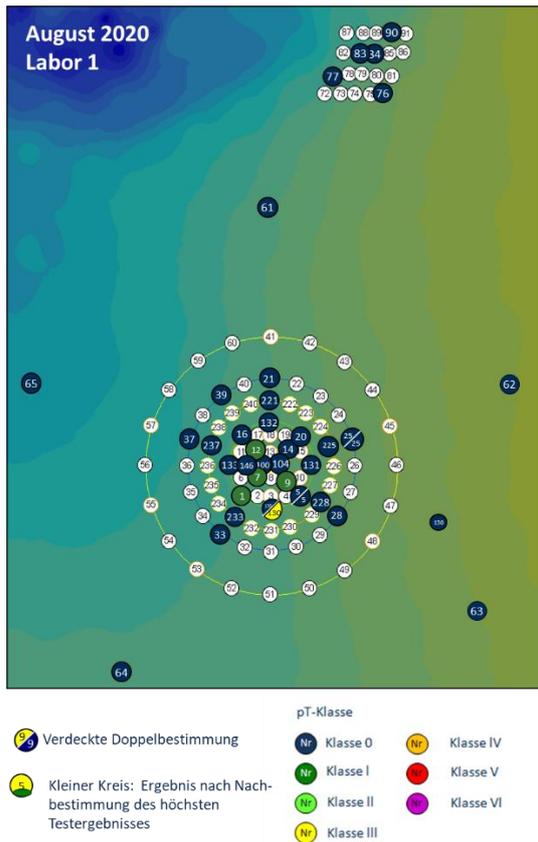


Abbildung 4-28 Verteilungsmuster der ökotoxikologischen Befunde im Verbringungsgebiet bei E3 im August 2020 (Messergebnisse Labor 1) Die Einfärbung der Klassen erfolgt nach BfG (2020) und entspricht nicht den ökologischen Zustandsklassen nach EU-Recht

Im August 2020 wurden Toxizitätsklassen ermittelt, die zwischen 0 (Toxizität nicht nachweisbar) und I (sehr gering toxisch belastet) liegen (Abbildung 4-28). Eine Probe im Einbringbereich, die während des regulären Monitorings mit einer Toxizitätsklasse von 0 (Toxizität nicht nachweisbar) bestimmt wurde, ergab in einer verdeckten Doppelbestimmung die Toxizitätsklasse von III (mäßig toxisch belastet). Bei der Parallelbestimmung der BfG wurde eine Probe im Einbringbereich statt einer Toxizitätsklasse von I mit einer Toxizitätsklasse von II (gering toxisch belastet) bestimmt (Abbildung 4-29).

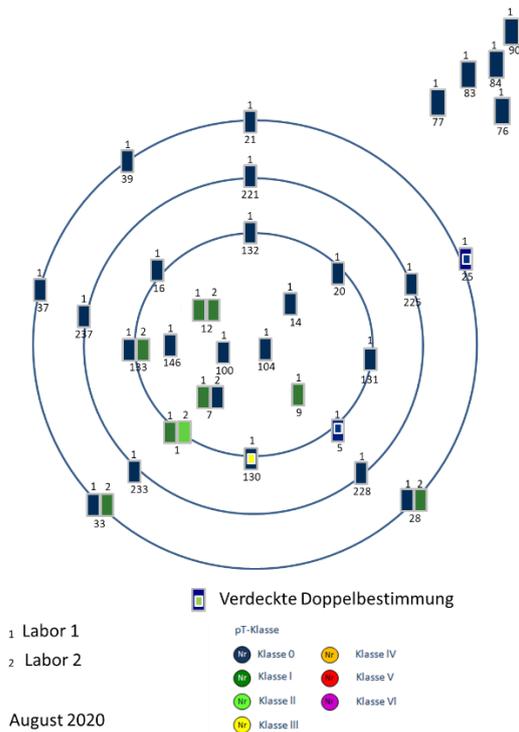


Abbildung 4-29 Doppelbestimmungen August 2020 von Labor 1 und Labor 2 (BfG). Die Einfärbung der Klassen erfolgt nach BfG (2020) und entspricht nicht den ökologischen Zustandsklassen nach EU-Recht.

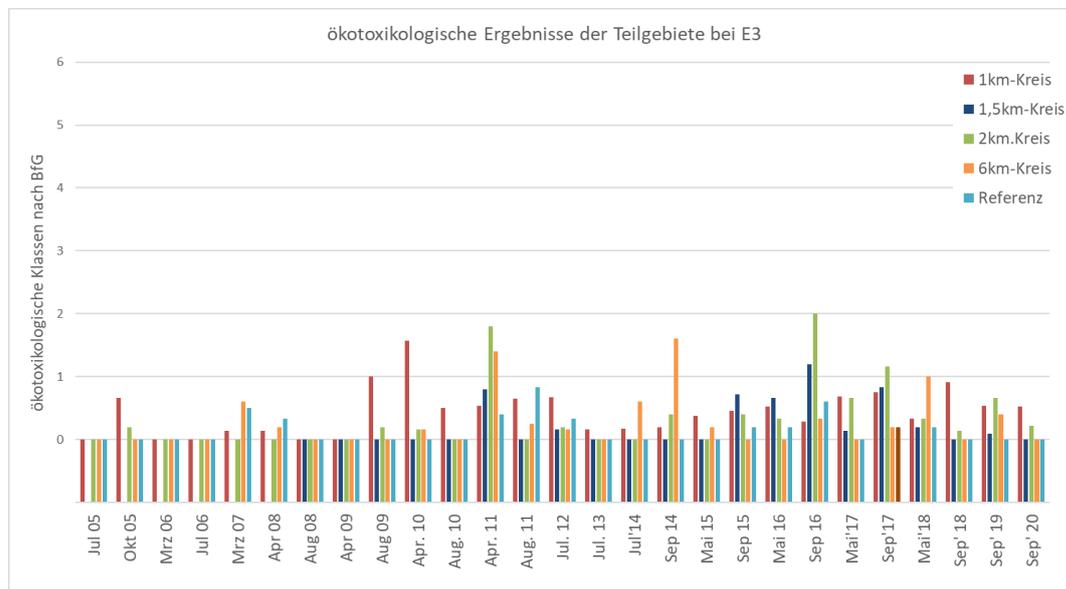


Abbildung 4-30 Gebietsmittelwerte der Ergebnisse des ökotoxikologischen Monitorings bei E3 2005-2020

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 4-30). Werte über 1 werden sowohl für den verbringfreien Zeitraum zwischen April 2010 und Juli 2014 als auch für den Zeitraum September 2014 bis Mai 2018, in denen 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 2019 und 2020 bleiben die mittleren Werte insgesamt unterhalb der Klasse I.

Auffällig ist hingegen, dass erst seit August 2009 Werte über 1 ermittelt werden (Abbildung 4-30). Der Zeitpunkt entspricht einer methodischen Umstellung in den Laboren und kann nicht mit einer veränderten Belastung der Sedimente in Verbindung gebracht werden.

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

In den Jahren 2019 und 2020 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 und teilweise dritten Labor durchgeführt wurden, veranlasst. Insgesamt liegen so für den September 2019 28 und für den August 2020 sechs Doppelbestimmungen vor. Im Jahr 2019 weichen die Ergebnisse in 28 % der Fälle voneinander ab, in 14 % der Fälle besteht ein Unterschied von mindestens zwei Toxizitätsklassen (Abbildung 4-27). Im Jahr 2020 zeigen nur 17 % abweichende Ergebnisse an und nur eine Probe weist eine Abweichung von mehr als einer Toxizitätsklasse auf (Abbildung 4-29). Generell zeigen die Ergebnisse der Jahre 2019-2020 eine höhere Reproduzierbarkeit an, als es in den Vorjahren der Fall gewesen ist (E3 Jahresbericht der HPA 2017-2018), dennoch illustrieren die Ergebnisse, dass die Aussagekraft der ökotoxikologischen Ergebnisse 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.

4.4 Makrozoobenthos

Zugrunde liegende Maßgaben:

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

Die Untersuchung des Makrozoobenthos wurde in den Jahren 2019 und 2020 mit jeweils einer Kampagne pro Jahr fortgeführt. Die Beprobungen fanden im Mai 2019 und im März 2020 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). In diesem Zuschnitt wurden dann auch die Untersuchungen der Jahre 2019 und 2020 durchgeführt.

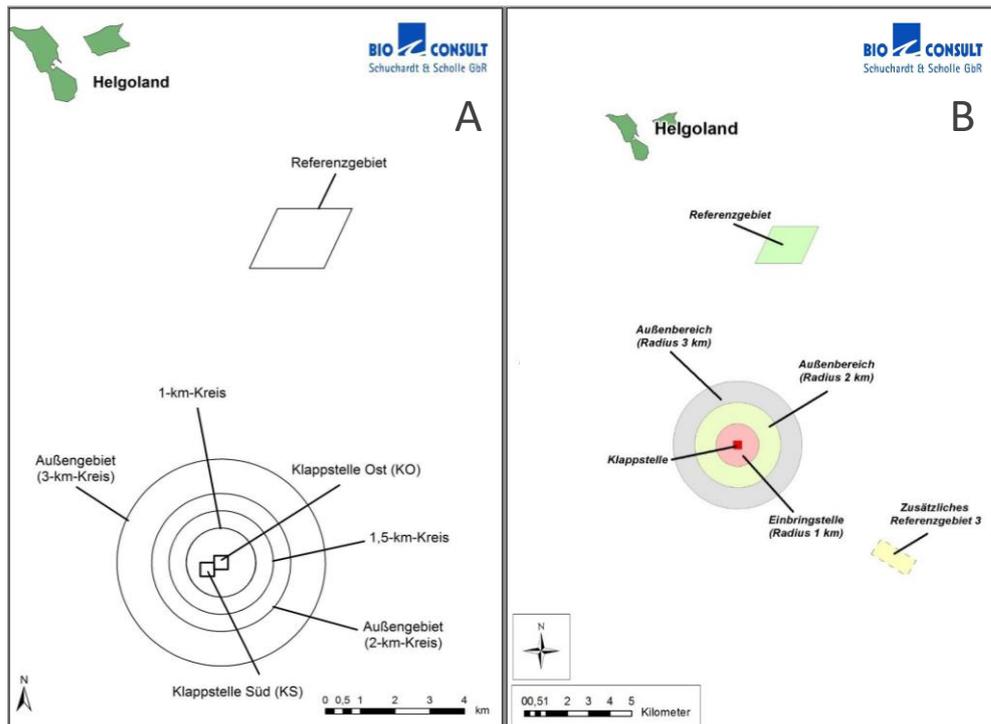


Abbildung 4-31 Gebiete für Makrozoobenthosbeprobung (A) und Klieschenmonitoring (B)

a) Untersuchungsprogramm und Datenauswertung

Für die Untersuchung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft durch die Firma BioConsult wurden im Mai 2019 und im März 2020 Sedimentproben entnommen. Das gesamte Untersuchungsgebiet umfasste im Mai 2019 und im März 2020 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 4-31 A).

Damit ergeben sich für die Beprobungen vom Mai 2019 und März 2020 insgesamt 127 Stationen. 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. Die Anzahl der Stationen wurde damit, wie in Maßgabe 2.22 gefordert, im Einbringbereich verdichtet.

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 als Feuchtgewicht bestimmt und anschließend mit Konvertierungsfaktoren in aschefreies Trockengewicht 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 2020a).

Die Interpretation der Ergebnisse wurde von der Firma BioConsult sowohl auf den jeweiligen Untersuchungstermin bezogen als auch in der Gesamtschau aller Daten 2005 bis 2020 graphisch durchgeführt. Zusätzlich wurde für den Zeitraum 2016 bis 2019 sowie 2016 bis 2020 mit sechs Teilgebieten ein MDS-Plot erstellt (BioConsult 2020a, BioConsult 2021a). 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 Mai 2019 und im März 2020 (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 Statistiktests für Makrozoobenthos aus den Jahren 2019 und 2020 (Median-Test, Post-Hoc Test Nemenyi, s = signifikant mit $p < 0,05$, ns = nicht signifikant, BioConsult 2020a; 2021a)

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

b) Ergebnisse: Makrozoobenthos in den Jahren 2019 und 2020

Dominanzstruktur im Jahr 2019

Im Mai 2019 nahm der Polychaet *Scalibregma inflatum* mit einem Anteil an der Gesamtabundanz von 93 % in K-Süd bis zu 53 % im Referenzgebiet in allen Teilgebieten Rang 1 der numerischen

Dominanz ein. Rang 2 wurde in allen Teilgebieten außer dem Referenzgebiet mit der Muschel *Kurtiella bidentata* besetzt, von 9,4 % im 1,5-km-Kreis bis zu 2,6 % im Gebiet K-Süd. Im Referenzgebiet lag hingegen die Schnecke *Hyala vitrea* mit einem Anteil von 9,4 % auf Rang 2. Rang 3 wurde in den einzelnen Teilgebieten durch unterschiedliche Arten eingenommen: *Abra alba* mit 2 % auf K-Süd, *Nucula nitidosa* mit 6 % im 1-km-Kreis und 4 % auf K-Ost, *Hyala vitrea* mit 4 % im 1-km-Kreis, *Amphiura filiformis* mit 4 % im Außengebiet und *Kurtiella bidentata* mit 6 % im Referenzgebiet (BioConsult 2020a). Generell wies die Dominanzstruktur aller Teilgebiete damit eine gewisse Ähnlichkeit auf. Am deutlichsten unterschied sich die Klappstelle K-Süd mit der sehr hohen Dominanz von *Scalibregma inflatum* von den übrigen Teilgebieten.

Anders als bei der Abundanz wiesen die Teilgebiete bezüglich der Biomasse recht unterschiedliche Rangreihenfolgen auf. Auf der aktuell beaufschlagten Klappstelle K-Süd war der zwar kleine, aber sehr abundante Borstenwurm *Scalibregma inflatum* mit 24 % auf Rang 1 zu finden. Der irreguläre Seeigel *Echinocardium cordatum* nahm mit 19 % Rang 2 ein, gefolgt von der Seemaus *Aphrodita aculeata*, einem Borstenwurm, mit 18 %.

Auf der ehemaligen Klappstelle Ost nahm der massereiche Seeigel *Echinocardium cordatum* mit 35 % Rang 1 ein, vor der ebenfalls massereichen Wellhornschnecke *Buccinum undatum* mit 11 % und dem Borstenwurm *Notomastus latericeus* mit 10 %. *Echinocardium cordatum* nahm auch im Gebiet des 1-km-Kreises Rang 1 ein (36 %), vor der Pfeffermuschel *Abra alba* (18 %) und *S. inflatum* (14 %). Die Rangreihenfolge bei der Biomassedominanz war im Außengebiet identisch zu der im 1,5-km-Kreis mit je 15 % für die Anthozoa (Blumentiere), 13 bzw. 12 % für *Abra alba* und 10 bzw. 11 % für *Scalibregma inflatum*. Im Referenzgebiet wurde die Biomasse von der grabenden Krebsart *Callianassa subterranea* dominiert (35 %) gefolgt von der Pfeffermuschel *A. alba* (15 %) und dem Polychaeten *Notomastus latericeus* (15 %) (BioConsult 2020a).

Dominanzstruktur im Jahr 2020

Im März 2020 war die Infauna der aktuellen Verbringstelle K-Süd mit 32 % und der 1,5-km-Kreis mit 12 % durch die Muschel *Kurtiella bidentata* dominiert. Auf Rang 2 folgten *Abra alba* auf K-Süd mit 18 % und *Amphiura filiformis* im 1,5-km-Kreis mit 10 %. *Abra alba* hatte im Teilgebiet 1,5 km-Kreis mit einem Anteil von 10 % Rang 3 inne. Im Teilgebiet K-Süd war es hingegen die glänzende Nussmuschel (*Nucula nitidosa*) mit 9 %.

In den beiden Teilgebieten K-Ost und 1-km-Kreis wurde die Infauna von der Muschel *Abra alba* (Rang 1 mit 25 bzw. 21 %) dominiert. Auf K-Ost hatten der Polychaet *Notomastus latericeus* und die Nussmuschel *Nucula nitidosa* die Ränge 2 und 3 mit 17 bzw. 8 % Anteil an der Gesamtabundanz inne. Im Teilgebiet 1-km-Kreis waren es *Kurtiella bidentata* (12 %) und *Ophiura albida* (9 %) (BioConsult 2021a).

Tiere der Gattung *Phoronis* (Hufeisenwürmer) stellten sowohl im Außengebiet als auch im Referenzgebiet das häufigste Taxon (Rang 1) mit 15 bzw. 21 % Anteil an der Gesamtabundanz. Rang 2 und 3 wurden im Außengebiet durch die Arten *Amphiura filiformis* (15 %) und *Kurtiella bidentata* (10 %) eingenommen. Im Referenzgebiet waren es *Ophiura albida* (13 %) und *Amphiura filiformis* (13 %) (BioConsult 2021a).

Der Polychaet *Scalibregma inflatum*, der in den Jahren 2017 bis 2019 auf allen Teilgebieten, aber insbesondere auf K-Süd, mit hohen Abundanzen vertreten war, zählt im März 2020 aufgrund des relativ frühen Beprobungstermins nicht zu den dominanten Arten.

Auf den beiden Verbringstellen K-Süd und K-Ost war der biomassereiche, irreguläre Herzseeigel (*Echinocardium cordatum*) mit 25 bzw. 42 % Anteil an der Gesamtbiomasse auf Rang 1 zu finden. Rang 2 nahm in K-Süd der Köcherwurm *Lagis koreni* ein (ca. 24 %) gefolgt von der Seemaus *Aphrodita aculeata* (17 %). Auf der ehemaligen Verbringstelle K-Ost wurden diese Ränge von *N. latericeus* (Rang 2, 24 %) und *Abra alba* (14 %) besetzt.

Bei der Biomassedominanz im 1-km-Kreis belegten die gleichen Arten wie in K-Ost die ersten drei Ränge, allerdings war ihre Rangreihenfolge anders. Rang 1 hatte die weiße Pfeffermuschel *A. alba* inne (24 %), gefolgt von *E. cordatum* (22 %) und *N. latericeus* (9 %). Im 1,5-km-Kreis zeigte die Biomasse die folgende Rangreihenfolge: Rang 1 (12 %) wurde durch die Seemaus, *Aphrodita aculeata*, besetzt, Rang 2 (10 %) durch die Wellhornschncke, *Buccinum undatum*, und Rang 3 (9 %) durch die weiße Pfeffermuschel, *Abra alba*.

Bei der Infauna im Außenbereich fanden sich bzgl. der Biomasse die drei Arten *Amphiura filiformis* (19 %), *Abra alba* (13 %) und *Notomastus latericeus* (13 %) auf den ersten drei Rängen. Im Referenzgebiet wurde die Biomasse von der grabenden Krebsart *Callianassa subterranea* dominiert (16 %) gefolgt von *Notomastus latericeus* (14 %) und *Abra alba* (13 %) (BioConsult 2021a).

Kenngrößen (mittlere Artenzahl, Diversität, Abundanz, Biomasse) in den Jahren 2019 und 2020

Die Parameter mittlere Artenzahl und Diversität liegen im Mai 2019 und im März 2020 auf K-Süd signifikant niedriger als in den Teilgebieten 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenzgebiet (Tabelle 4-2, Abbildung 4-32 und Abbildung 4-33 für die Parameter über die Gesamtzeit). Im März 2020 gilt dies auch für den Parameter Abundanz, während im Mai 2019 die Abundanz auf K-Süd die höchste der Teilgebiete war, mit einem signifikanten Unterschied zu dem Außengebiet und dem Referenzgebiet und zu der alten Klappstelle K-Ost (Tabelle 4-2, Abbildung 4-34). Hier zeigte sich das schon früher auf K-Ost beobachtete „Überschießen“ bei der Bestandsentwicklung einer Art, in diesem Fall des Kosmopoliten *Scalibregma inflatum* (BioConsult, 2021a).

Auf dem 1-km-Kreis liegen die Werte der mittleren Artenzahl höher als auf dem Klappzentrum K-Süd, aber noch signifikant niedriger als die der Gebiete 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenz. Gleiches gilt für die Diversität, wobei die Differenz zu den drei Teilgebieten allerdings gering und nur teilweise signifikant ist (Mai 2019 zu Referenz, März 2020 zu 1,5-km-Kreis und Außengebiet; Abbildung 4-32, Abbildung 4-33). Bei der Abundanz unterscheidet sich der 1-km-Kreis im Mai 2019 nicht signifikant von den anderen Teilgebieten. Im März 2020 ist der Wert auf dem 1-km-Kreis lediglich in Relation zum Referenzgebiet signifikant geringer.

Auf dem ehemaligen Klappzentrum K-Ost liegt, wie auch im 1-km-Kreis, die Abundanz in beiden Jahren über der von K-Süd, aber unter der der drei Teilgebiete 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenz. Die Differenz der Parameter mittlere Artenzahl, Diversität und Abundanz von K-Ost zu den anderen Teilgebieten ist jedoch nicht signifikant. Auch die Gebiete 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenz zeigen bei den drei Parametern keine signifikanten Unterschiede.

Der MDS-Plot, in dem die Parameter Abundanz und Artenzahl integriert werden, zeigt im Mai 2019, dass 6 Stationen von K-Süd, zwei Stationen des 1-km-Kreises (02 und 06) sowie eine Station von K-Ost (Station 107) als deutlich von den übrigen Stationen getrennt dargestellt werden (BioConsult, 2020a). Im März 2020 gilt dies für vier Stationen des Teilgebietes K-Süd sowie drei Stationen des 1-km-Kreises (Stationen 02, 03 und 06) (BioConsult, 2021a). Weitere Stationen von K-Süd sowie teilweise auch K-Ost und im 1-km-Kreis liegen in den Auswertungen beider Jahre näher an den Stationen der übrigen Gebiete, sind aber auch noch von diesen getrennt. Die Abtrennung dieser Gruppe deutet ebenfalls auf Verklappungseffekte hin, die entweder älter oder weniger stark ausgeprägt sind.

Die restlichen Stationen des 1-km-Kreises, des 1,5-km-Kreises, des Außengebietes und des Referenzgebietes liegen in räumlicher Nähe und überlappen sich teilweise (multivariater MDS-Plot mit ANOSIM, für Details s. BioConsult 2021a). Damit zeigt sich in der MDS-Analyse, 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 wird im Mai 2019 kein signifikanter Unterschied zwischen den Teilgebieten ermittelt. Im März 2020 liegt die ehemalige Klappstelle K-Ost als das Teilgebiet mit

den höchsten Biomassen signifikant über den Werten des 1,5-km-Kreises, des Außengebietes und des Referenzgebietes, in dem die niedrigsten Biomassen festgestellt werden (Tabelle 4-2, Abbildung 4-35). Hierfür ist vor allem ein höheres Vorkommen des massereichen Seeigels *Echinocardium cordatum* sowie des Polychaeten *Notomastus latericeus* verantwortlich.

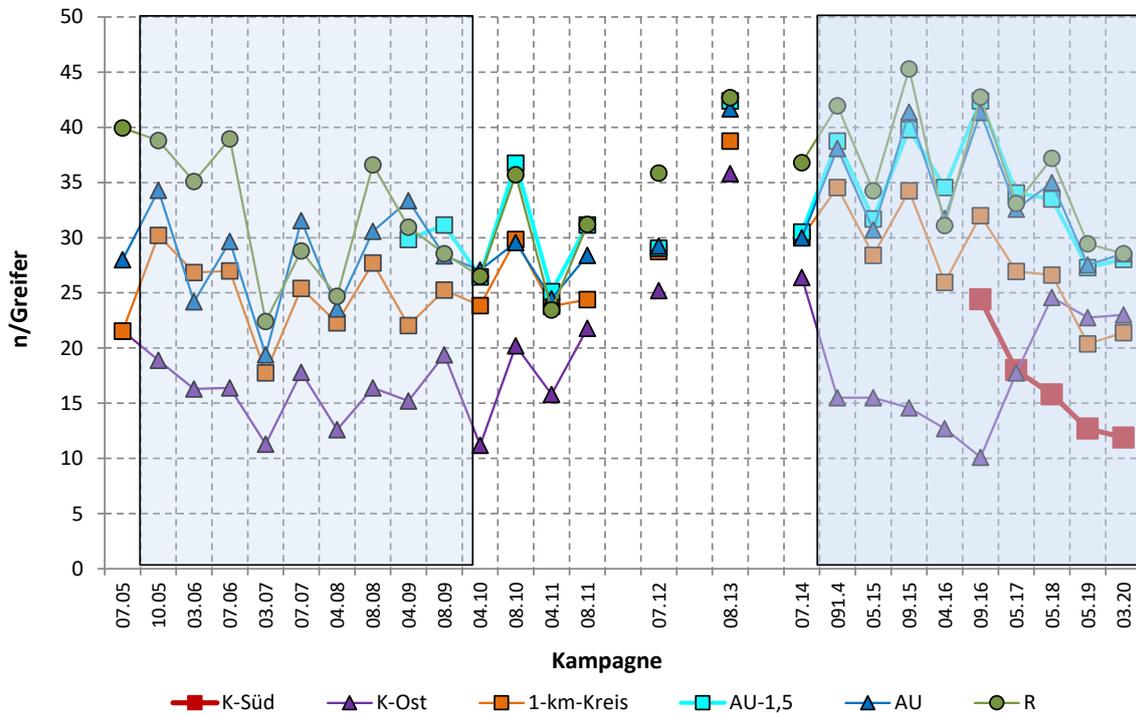


Abbildung 4-32 Entwicklung der mittleren Artenzahl (in Anzahl Arten pro Greifer) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 bis 2020 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an).

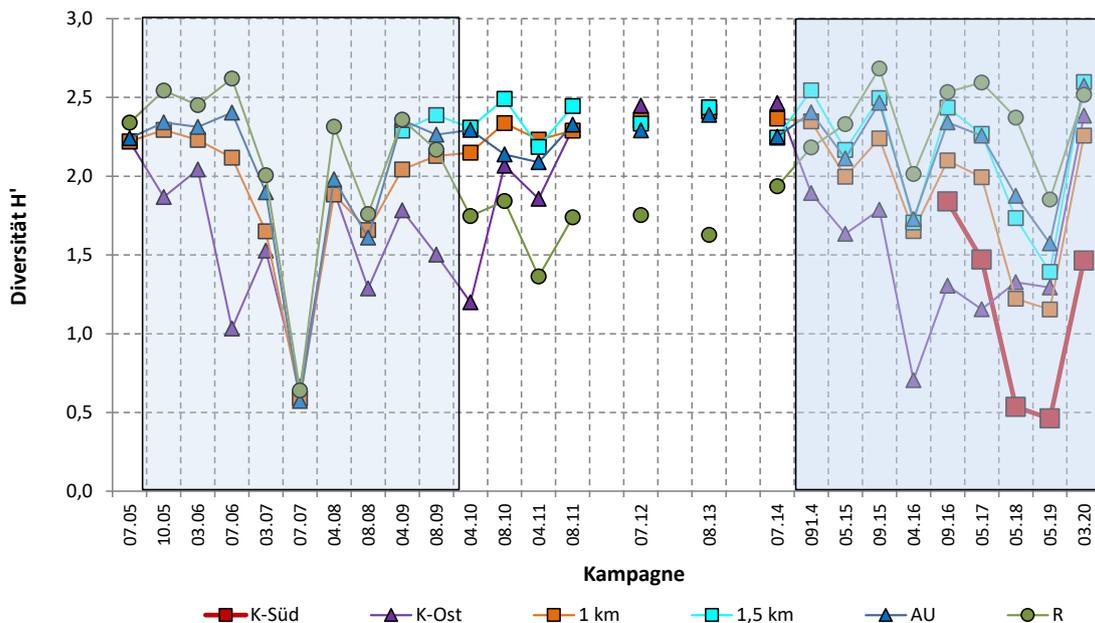


Abbildung 4-33 Entwicklung der Diversität in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 bis 2020 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an).

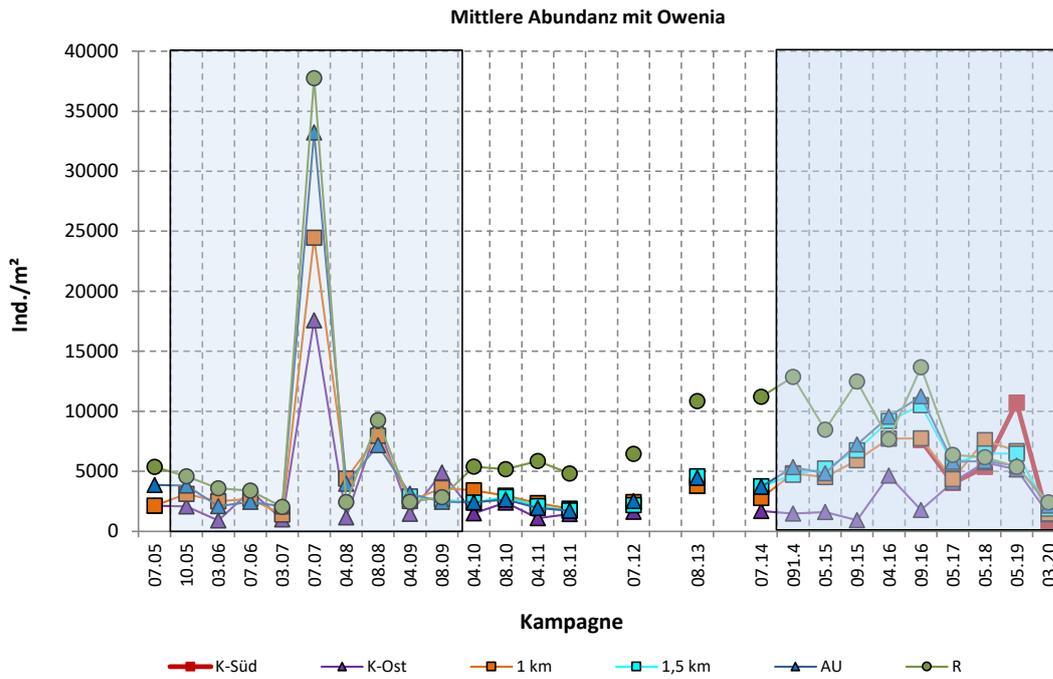


Abbildung 4-34 Entwicklung der Abundanz (in Ind./m²) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 bis 2020 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an).

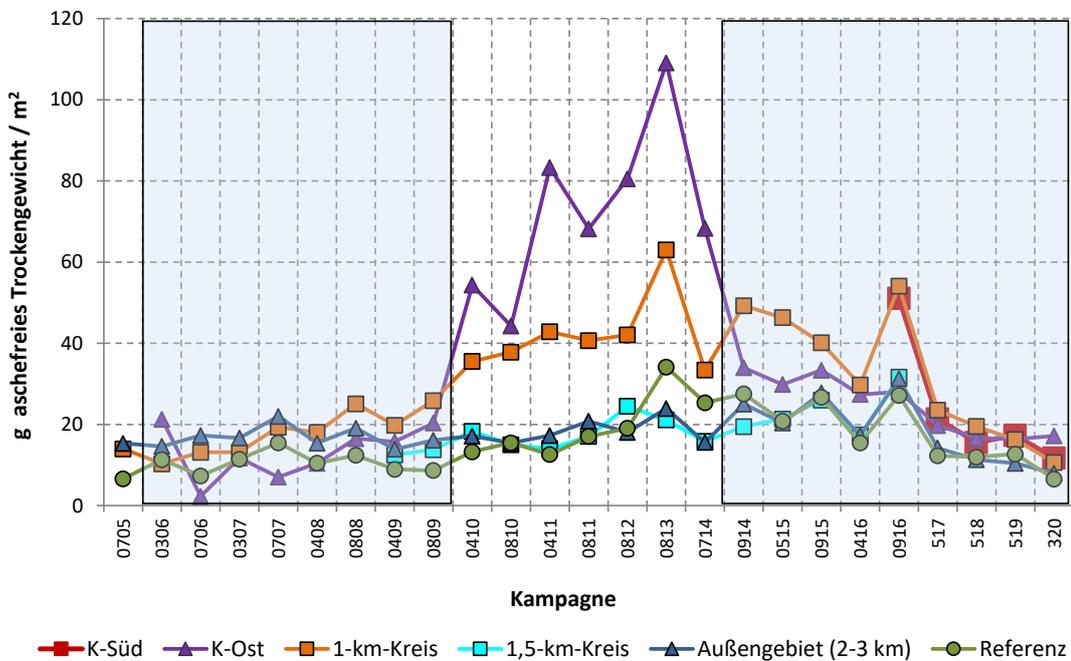


Abbildung 4-35 Entwicklung der Biomasse (als aschefreies Trockengewicht) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 bis 2020 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an).

c) Makrozoobenthos in der Gesamtschau der Jahre 2005 bis 2020

Um einen Einfluss der Baggergutverbringung auf die drei Kenngrößen mittlere Artenzahl (Abbildung 4-32), Diversität (Abbildung 4-33) und Abundanz (Abbildung 4-34) darstellen zu können, werden diese über den Gesamtzeitraum 2005 bis 2020 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 Baggergutverbringung 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 4-32, Abbildung 4-33, Abbildung 4-34): 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 4-32). Seit der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung 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 4-32), aber auch bei den Parametern Abundanz bis September 2016 (Abbildung 4-33) und Diversität (vor allem April 2016, Abbildung 4-34).

Die Klappstelle 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 Baggergutverbringung auf K-Süd nahmen die Werte der mittleren Artenzahl bis März 2020 sehr deutlich ab, während die Werte auf K-Ost wieder zunahmten. 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. Im März 2020 war die Diversität auf K-Süd wieder angestiegen. Da dieser Anstieg allerdings in allen Teilgebieten zu verzeichnen war, lag sie 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 nicht mehr von der der anderen Teilgebiete (Abbildung 4-34).

Die Werte der Abundanz unterschieden sich nach dem Klappfeldwechsel hingegen weniger deutlich: Die Werte auf K-Ost haben im Mai 2017 zugenommen und unterscheiden sich seitdem nicht mehr von denen der anderen Teilgebiete. Auf K-Süd wurden im Mai 2019 aufgrund des Massenvorkommens von *Scalibregma inflatum* höhere Werte als in den anderen Gebieten festgestellt, während sie im März 2020 die niedrigsten der Teilgebiete waren. Zu diesem Termin wurden generell niedrige Abundanzen festgestellt und die Unterschiede zwischen den Teilgebieten waren ebenfalls gering ausgeprägt (Abbildung 4-34; 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 einen Anstieg und damit eine gewisse „Erholung“ verzeichnen.

Der 1-km-Kreis liegt über die Gesamtzeit betrachtet bei der mittleren Artenzahl und bei der Diversität in der Höhe zwischen dem jeweils beaufschlagte Klappfeld (K-Ost, K-Süd) und den übrigen drei Teilgebieten (Abbildung 4-32, Abbildung 4-33). Bei der Abundanz ist diese Differenz in der Tendenz ebenfalls vorhanden, aber schwächer und nicht durchgängig über alle Termine ausgeprägt (Abbildung 4-34).

Von BioConsult wurden Gemeinschaftsanalysen durchgeführt, in denen die Parameter Abundanz und mittlere Artenzahl integriert werden (multivariater MDS-Plot mit ANOSIM, BioConsult 2021a). Eine Analyse mit 5 Teilgebieten über den Zeitraum 2005-2016 ist in BioConsult 2019 dargestellt (Bericht vom Zeitraum 2018; s. auch E3-Jahresbericht der HPA, 2016). In BioConsult (2021a) findet sich eine MDS-Analyse mit den aktuell 6 Teilgebieten für die Jahre 2016 – 2020.

Für die fünf Untersuchungstermine ab September 2016 zeigt sich in Übereinstimmung mit den oben beschriebenen Entwicklungen, dass die Unähnlichkeit der Klappstelle K-Süd zu den anderen Teilgebieten vom September 2016 bis zum März 2020 kontinuierlich zunimmt, während sich die Werte von K-Ost im gleichen Zeitraum den übrigen Teilgebieten wieder annähern. Damit wird durch die multivariate Statistik ein zunehmender Einfluss der Baggergutverbringung auf K-Süd und eine gewisse Erholung auf K-Ost 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 4-35). 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 4-35). 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 2019 und 2020 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. Insgesamt ist von 2014 bis 2020 eine Abnahme der Biomasse im Gesamtgebiet zu verzeichnen (Abbildung 4-35).

d) Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass bei der Makrozoobenthosbesiedlung auf dem Klappzentrum K-Süd seit Beginn der Beaufschlagung im Herbst 2016 bis März 2020 ein negativer Einfluss der Baggergutverbringung durch eine Verminderung der Diversität und der mittleren Artenzahl zu verzeichnen ist. Im Mai 2020 gilt dies auch für die Abundanz, 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 2020 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. Die Artenzahl ist dabei gegenüber den Teilgebieten 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenz weiterhin noch vermindert. Diese Differenz ist 2019 und 2020 aber nicht mehr signifikant. Auch der MDS-Plot zeigt eine Annäherung an die anderen Teilgebiete, jedoch keine Überlappung. Dies deutet darauf hin, dass auf K-Ost zwar eine Erholung zu verzeichnen ist, jedoch immer noch ein Einfluss der Verbringungen feststellbar bleibt.

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 2019 und 2020, wie bereits in den vergangenen Jahren festgestellt, auf der vorhandenen Datengrundlage weder signifikante Unterschiede der Kenngrößen noch Hinweise auf verklappungsbedingte Wirkungen ermittelt (BioConsult, 2020a; BioConsult, 2021a).

4.5 Fischfauna

Zugrunde liegende Maßgaben:

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 beiden Vorjahren wurden in den Jahren 2019 und 2020 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 Mai 2019 und einer im April 2020 fortgeführt. Die Untersuchungen wurden mit einem kommerziellen Schollengeschirr durchgeführt.

Die fischfaunistischen Untersuchungen aus den Jahren 2005 bis 2020 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. Insgesamt waren die festgestellten Effekte dabei nur schwach ausgeprägt. Hinweise auf einen Einfluss der Verklappung auf weitere Indikatoren der Fischfauna (Diversität, Stetigkeit, Dominanzstruktur) ließen sich nicht ermitteln.

Die Nutzung der Klappstelle K-Süd im Zeitraum Oktober 2016 bis Mai 2020 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. Diese Annahme ist nach BioConsult (2021b) derzeit jedoch noch nicht eindeutig zu belegen. Auf der ehemaligen Klappstelle K-Ost wird seit dem Jahr 2017 kein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Fischfauna mehr ermittelt, was zeigt, dass die festgestellten baggergutbedingten Vergrämungen lokal und auch temporär für die Dauer der Nutzung begrenzt bleiben.

In den Jahren 2019 und 2020 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 seit 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 (2021b) 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, 2021b).

(Für Krabbenfischerei s. ansonsten auch Kapitel 4.7.5).

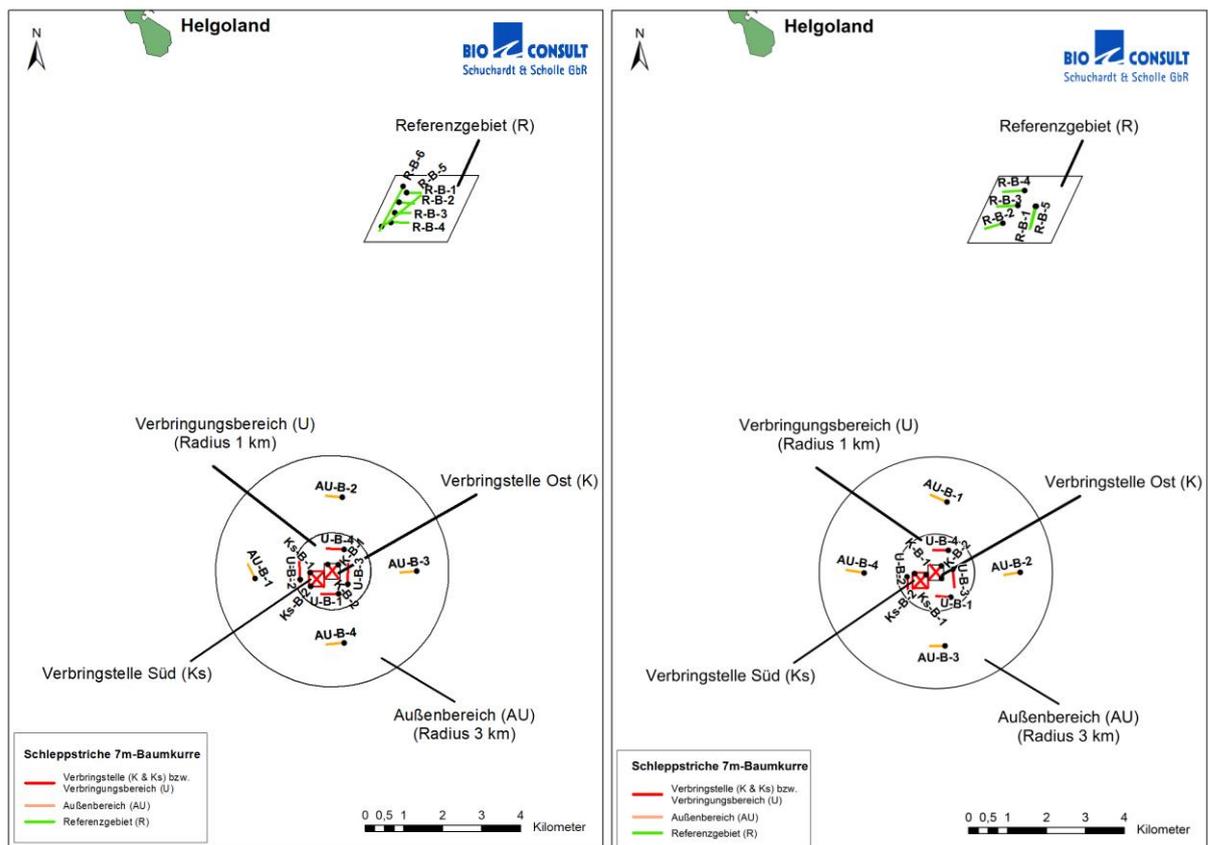


Abbildung 4-36 Lage der Hols der Beprobung der Fischfauna im Mai 2019 und im April 2020

a) Untersuchungsprogramm und Datenauswertung

Zur Erfassung der Fischfauna, insbesondere der am Boden lebenden Fischarten, wurden im Mai 2019 und im April 2020 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 4-36). 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, 2020b; BioConsult, 2021b).

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 2021b). Die ANOSIM-Analyse wurde dementsprechend – außer für das jeweilige Berichtsjahr – auch für den Gesamtzeitraum 2005 bis 2019 resp. 2020 durchgeführt (BioConsult, 2020b; BioConsult 2021b).

Die im Folgenden zusammengefassten Ergebnisse sind den Berichten von BioConsult (2020b; 2021b) entnommen.

b) Ergebnisse: Fischfauna im Jahr 2019 und 2020

Wie auch in den Vorjahren wurde bei den Befischungen in den Jahren 2019 und 2020 das für diesen Teil der Nordsee typische Artenspektrum vorgefunden. Sowohl im Mai 2019 als auch im April 2020 wurden die Fänge in allen Teilgebieten vor allem von der Kliesche (*Limanda limanda*) dominiert.

Im Mai 2019 lag der Anteil der Klieschen (*Limanda limanda*) in den Teilgebieten zwischen 67 (K-Ost) und 80 % (K-Süd). Darüber hinaus waren vorwiegend Schollen (*Pleuronectes platessa*) für räumliche Unterschiede verantwortlich. Die Art erreichte im Referenzgebiet und im Teilgebiet K-Ost mit 12 % bzw. 10 % etwas höhere Dominanzanteile als in den anderen Teilgebieten, bei denen sie bei 3 % (Außengebiet), 5 % (1-km-Kreis) und 6,5 % (K-Süd) lag. Weitere geringe Unterschiede ergaben sich noch hinsichtlich des Grauen Knurrhahns (*Eutrigla gurnardus*), der mit 4 % im Außengebiet einen etwas höheren Individuenanteil am Gesamtfang erreichte als in den anderen Teilgebieten, in denen der Anteil zwischen 0,9 und 2,5 % lag.

Auch im April 2020 war der Anteil der Klieschen (*Limanda limanda*) in den Fängen in allen Teilgebieten mit 70 bis 77 % sehr hoch. Darüber hinaus waren Schollen (*Pleuronectes platessa*) und Steinpicker (*Agonus cataphractus*) für kleinere räumliche Unterschiede verantwortlich. Die Scholle erreichte im Teilgebiet K-Ost mit 10 % etwas höhere Dominanzanteile als in den anderen Teilgebieten (K-Süd 6 %, Außengebiet und 1-km-Kreis 3 %, Referenzgebiet 1 %). Der Steinpicker wies im Teilgebiet K-Süd einen Dominanzanteil von 12 % auf, während er in den anderen Gebieten mit 0,9 % (Außengebiet) bis 4 % (Referenz) geringere Werte zeigte. Weitere geringe Unterschiede ergaben sich noch hinsichtlich des Gestreiften Leierfisches (*Callionymus lyra*), der mit 6,7 % im Referenzgebiet einen etwas höheren Individuenanteil am Gesamtfang erreichte als in den anderen Teilgebieten mit 0,5 % (1-km-Kreis) bis 2,3 % (K-Ost) (BioConsult, 2021b).

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 4-37 dargestellt. In beiden Untersuchungsjahren wurde auf K-Süd mit 4,5 und mit 5,5 Arten die jeweils geringste mittlere Artenzahl/Hol ermittelt. Im April 2020 wurde auf dem Referenzgebiet mit 5,7 Arten allerdings eine ähnlich geringe Anzahl wie auf K-Süd festgestellt. Die höchsten mittleren Artenzahlen sind in beiden Jahren mit 9,5 resp. 9,0 auf dem ehemaligen Klappzentrum K-Ost zu verzeichnen.

Die teilgebietsübergreifenden Unterschiede der Diversität (H') im Mai 2019 und April 2020 waren denen der mittleren Artenzahl vergleichbar (Abbildung 4-40): In beiden Jahren wurde der höchste Wert für die ehemalige Verbringstelle K-Ost ermittelt. Die Klappstelle K-Süd wies hingegen im Mai 2019 den niedrigsten Wert der Teilgebiete auf. Im April 2020 wurde der niedrigste Wert im Referenzgebiet ermittelt, gefolgt von K-Süd (Abbildung 4-40).

Die Abundanz war in beiden Jahren in allen Teilgebieten gering und die Unterschiede zwischen den Teilgebieten waren dabei nicht sehr ausgeprägt (Abbildung 4-38). Im Jahr 2019 wurde das Abundanzmaximum mit 158 Individuen/ha im Referenzgebiet festgestellt. Die drei Gebiete 1-km-Kreis, Außengebiet und K-Ost wiesen zwischen 150 und 140 Ind./a auf. Die niedrigste Abundanz wurde auf K-Süd mit 89 Ind./ha ermittelt. Im April 2020 entfiel das Abundanzmaximum mit durchschnittlich 145 Ind./ha auf das Außengebiet. Im 1-km-Kreis und auf K-Ost wurden mit 141 und 111 Ind./ha etwas weniger Fische erfasst. Die geringsten Abundanzen wurden mit 78 Ind./ha auf K-Süd und 66 Ind./ha im Referenzgebiet festgestellt.

Auch der Parameter Biomasse liegt, wie die Abundanz, in beiden Jahren niedrig (Abbildung 4-39). Das Außengebiet und der 1-km-Kreis zu beiden Terminen, K-Ost im April 2020 und das Referenzgebiet im Mai 2019 liegen mit Werten zwischen 9,0 und 11,3 kg/ha sehr eng beieinander. Auf K-Ost lag die Biomasse im Mai 2019 mit 6,7 kg/ha etwas darunter. Im April 2020 werden auf K-Süd und im Referenzgebiet, analog zur Abundanz, mit 3,7 und 3,3 kg/ha die niedrigsten Werte verzeichnet.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Werte für die Abundanz und die Biomasse zu beiden Terminen in allen Teilgebieten niedrig lagen, während sich die Werte für die mittlere Artenzahl und die Diversität in einem eher durchschnittlichen Bereich bewegten. Auf der aktuell genutzten Klappstelle K-Süd wurden für den Parameter mittlere Artenzahl in beiden Jahren die niedrigsten Werte ermittelt. Für die Parameter Abundanz, Biomasse und Diversität traf dies im Mai 2019 ebenfalls zu. Im April 2020 zeigte K-Süd die zweitniedrigsten Werte nach dem Referenzgebiet. Ein Einfluss der Baggergutverbringung auf K-Süd ist damit insbesondere auf den Parameter mittlere Artenzahl, aber auch auf den der Diversität für beide Jahre als sehr wahrscheinlich anzusehen. Bei den Parametern Biomasse und Abundanz ist dies weniger deutlich ausgeprägt, da die Werte für die Teilgebiete enger beieinander liegen, kann aber auch hier nicht ausgeschlossen werden.

c) Ergebnisse: Fischfauna in der Gesamtschau der Jahre 2005 bis 2020

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 4-37, Abbildung 4-38, Abbildung 4-39, Abbildung 4-40). 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 2020 erfolgte jeweils eine Befischung im Zeitraum April bis Juni, vor der Baggergutverbringung des jeweiligen Jahres.

Innerhalb des zweiten Verbringungszeitraums werden Hinweise auf einen gewissen Vergrämungseffekt durch die Verklappungen festgestellt. Im Klappzentrum K-Ost, das vom Sommer 2014 bis zum Herbst 2016 beaufschlagt wurde, wurden bei der Abundanz sowohl im September 2014 als auch im Jahr 2015 aufgrund des ausgeprägteren Rückgangs der Werte auf K-Ost in Relation zu den anderen Gebieten Hinweise auf eine gewisse Vergrämung durch die zum Zeitpunkt der Beprobung gerade abgeschlossenen Verklappungen festgestellt. Bei den Parametern Biomasse und mittlere Artenzahl ist laut BioConsult (2021b) 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 4-40) wurde in den Jahren 2014 bis 2016 kein Einfluss der Baggergutverbringung festgestellt.

Auf dem seit Oktober 2016 beaufschlagten Klappzentrum K-Süd wurden zu den fünf Beprobungsterminen zwischen 2016 und 2020 mittlere Artenzahlen festgestellt, die fast durchgängig unter den Werten aus den anderen Teilgebieten lagen (Abbildung 4-37). Der Unterschied bei der Diversität war weniger deutlich ausgeprägt, aber auch hier lagen die Werte auf K-Süd über den Gesamtzeitraum betrachtet niedriger als in den anderen Teilgebieten. Dies könnte beides auf einen Vergrämungseffekt von Arten durch die Verklappungen zurückzuführen sein (Abbildung 4-40). Auch bei den Parametern Abundanz und Biomasse war K-Süd über den

Zeitraum 2016 bis 2020 durch eher geringe Werte gekennzeichnet. Die Unterschiede zu den anderen Teilgebieten waren aber weniger auffällig, da beide Parameter im fraglichen Zeitraum zu allen Beprobungsterminen niedrig lagen (Abbildung 4-38, Abbildung 4-39).

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 2020 nicht auffällig von den anderen Teilgebieten. Allenfalls ist festzustellen, dass einige Arten auf K-Süd in diesem Zeitraum nicht (z.B. Seeskorpion) resp. weniger häufig (z.B. Lammzunge) als in anderen Teilgebieten erfasst wurden. Schwächere verklappungsbedingte Wirkungen auf die Dominanzstruktur sind daher nicht gänzlich auszuschließen (BioConsult 2021b).

Bemerkenswert ist, dass sich ab 2013 bis 2020 der Dominanzanteil der Kliesche in allen Teilgebieten von ca. 20 % auf über 60 % erhöht hat, während der der anderen Arten, insbesondere von Steinpicker, Scholle, Seezunge und Lammzunge, zurückgegangen ist. Auch in der AWZ ist der Anteil der Klieschen in diesem Zeitraum deutlich angestiegen. Eine Ursache hierfür ist nicht bekannt (BioConsult 2021).

Die Befunde aus den Jahren 2005 bis 2020 deuten damit 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 temporär festzustellen. So wurden zu einigen der Termine geringere Abundanzwerte (2005, 2014, 2015, 2016; Abbildung 4-38) und eventuell auch weniger Biomassen (2005, 2014, 2015; Abbildung 4-39) sowie eine Erniedrigung der mittleren Artenzahl (2005, 2015, 2016; Abbildung 4-37) ermittelt. Diversität und Stetigkeit waren nicht beeinflusst. Insgesamt waren die Effekte nur schwach ausgeprägt.

Die Nutzung der Klappstelle K-Süd ab Oktober 2016 bis 2020 führte hingegen zu deutlicheren Effekten. Dies könnte auf eine stärkere Vergrämung von Fischen aufgrund der höheren jährlichen Verbringmengen seit 2016 zurückzuführen sein. Diese Annahme ist derzeit jedoch noch nicht eindeutig zu belegen (BioConsult, 2021b). Festgestellt wurde insbesondere eine geringe mittlere Artenzahl, aber auch niedrigere Diversitätswerte. Bei den Parametern Abundanz und Biomasse waren Effekte ebenfalls nicht auszuschließen, obwohl die Unterschiede zwischen den Teilgebieten im fraglichen Zeitraum bei diesen beiden Parametern generell nicht hoch waren. Auf der ehemaligen Klappstelle K-Ost wird ab 2017 kein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Fischfauna mehr ermittelt, was zeigt, dass die festgestellten Vergrämungen lokal und temporär begrenzt bleiben.

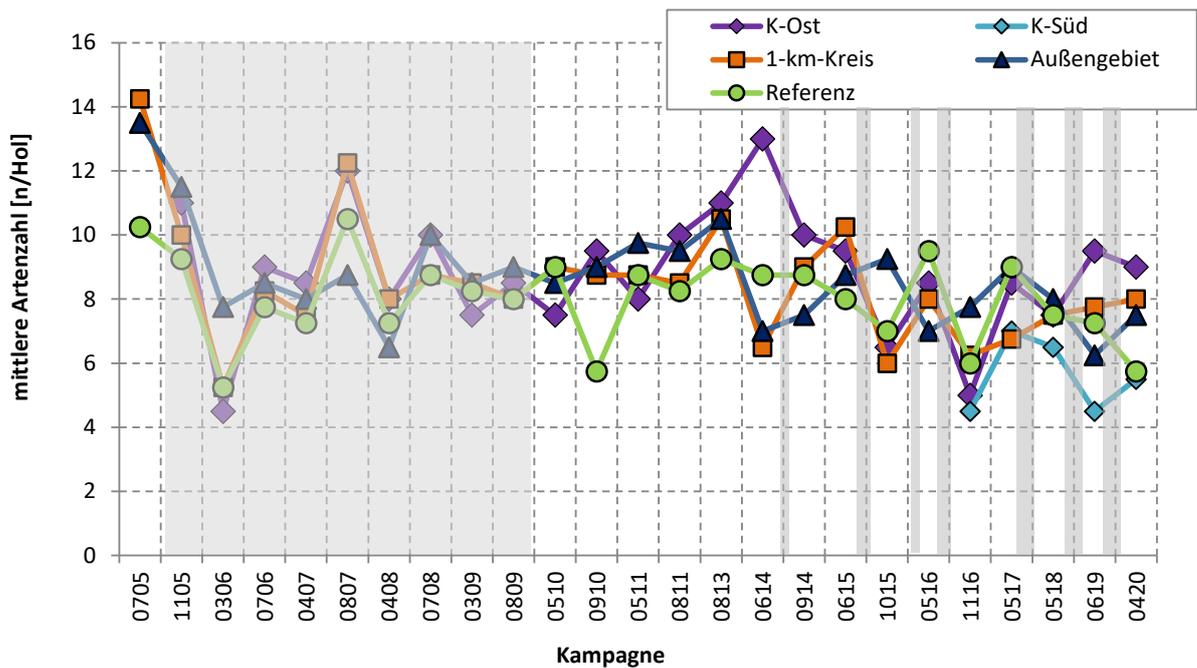


Abbildung 4-37 Entwicklung der Mittleren Artenzahl der Fischfauna in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 - 2020 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Baggergutverbringung an). K-Ost = Klappstelle Ost im Nov16 wegen zu geringer Holzanzahl nicht berücksichtigt, s. Text

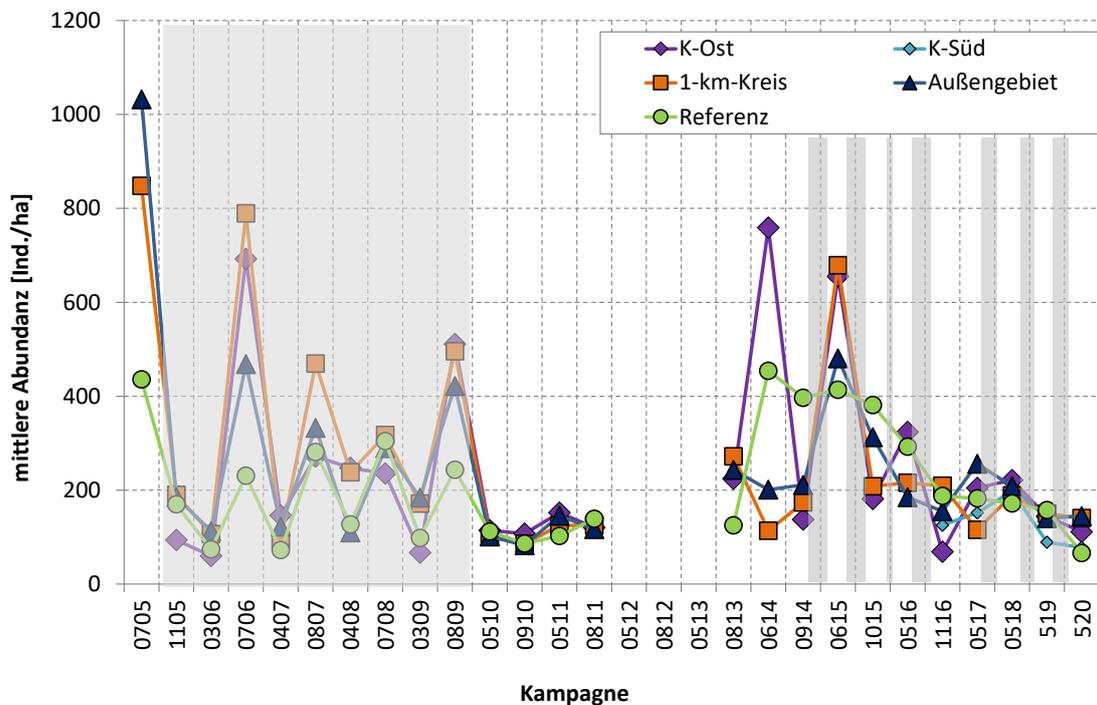


Abbildung 4-38 Entwicklung der Abundanz der Fischfauna in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 - 2020 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben

Baggergutverbringung an). K-Ost = Klappstelle Ost im Nov16 wegen zu geringer Holzahl nicht berücksichtigt, s. Text

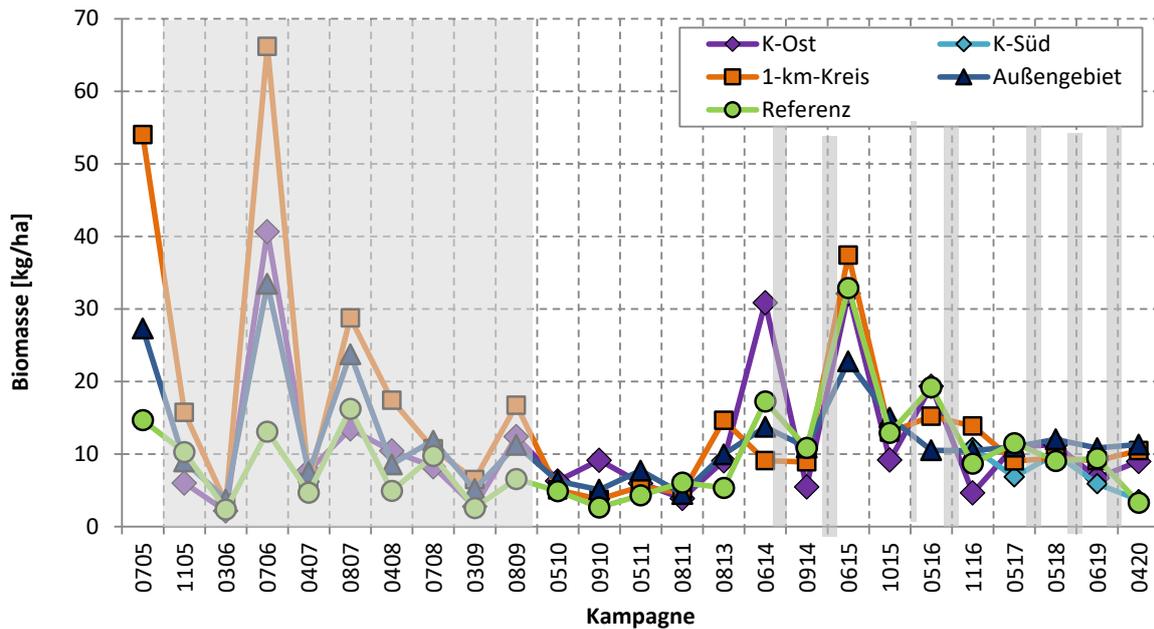


Abbildung 4-39 Entwicklung der Biomasse der Fischfauna in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 - 2020 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Baggergutverbringung an). K-Ost = Klappstelle Ost im Nov16 wegen zu geringer Holzanzahl nicht berücksichtigt, s. Text

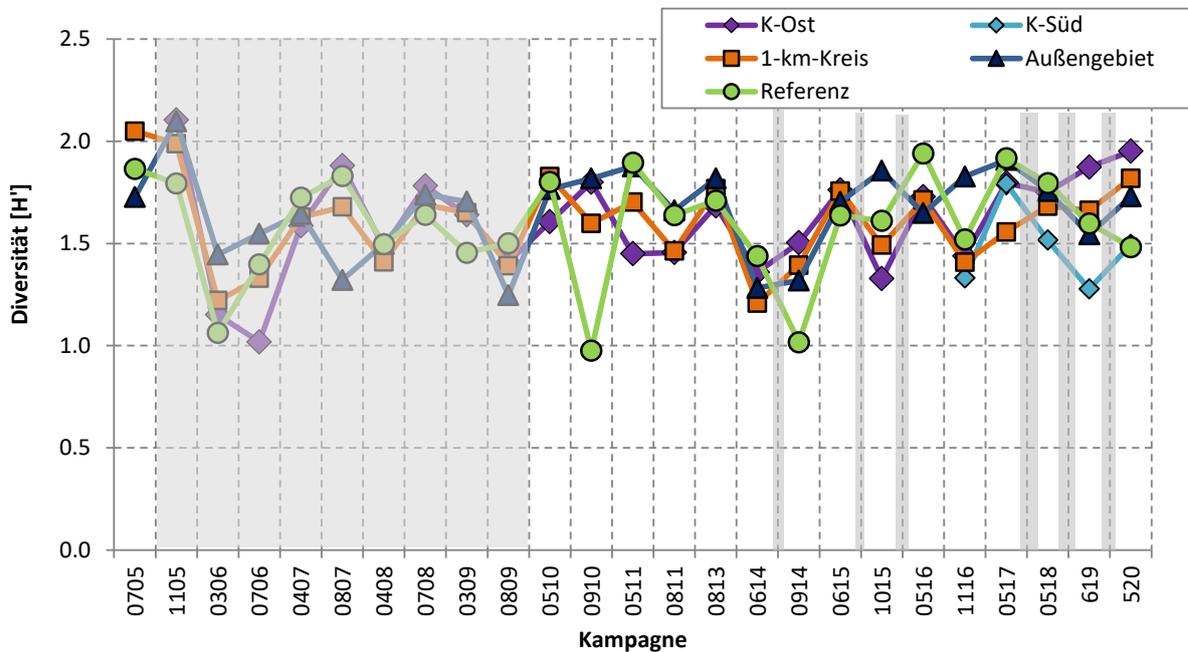


Abbildung 4-40 Entwicklung der Diversität der Fischfauna in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 - 2020 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Baggergutverbringung an). K-Ost = Klappstelle Ost im Nov16 wegen zu geringer Holzanzahl nicht berücksichtigt, s. Text

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 2019 und 2020 am häufigsten festgestellten Fehlbildungen waren 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 (2021b) 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, 2021b). 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, 2021b).

Im Mai 2019 waren bei Schollen 18 % und bei Flundern 37 % der Individuen von einer Fehlpigmentierung betroffen. Im April 2020 betrug der Anteil betroffener Schollen und Flundern jeweils 21 %. Es ist hierbei zu berücksichtigen, dass die Anzahl ausgewerteter Fische in den Teilgebieten nicht identisch und z.T. auch gering war. Der Großteil der Fische befand sich in Stadium I, die Stadien II und III wurden nur sehr selten dokumentiert. In den Vorjahren wurden ähnliche Befunde festgestellt.

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 Juni 2015 und Mai 2018 lagen die Anteile pro Termin zwischen 11 % (Oktober 2015) und 77 % (Frühjahr 2017). Im Frühjahr 2019 lag der Anteil bei 37 % und im April 2020 bei 52 %. 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) und 7,9 % (Mai 2018) etwas höher. Auch im Mai 2019 werden mit 12 % und im Mai 2020 mit 7,5 % weiterhin höhere Krankheitsraten festgestellt (jeweils alle Krankheitssymptome ohne Pigmentstörungen im Stadium 1).

Damit ergibt sich für den Zeitraum 2014 bis 2020 ein Gesamtmittel von 6,2 %. 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 Klapptellenbereiche K-Ost und K-Süd ist dabei nicht zu beobachten.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass in den Jahren 2019 und 2020 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 seit 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, 2021b).

e) Zusammenfassung

Es wurden im Frühjahr der Jahre 2019 und 2020 geringere Werte für die mittlere Artenzahl und die Diversität auf dem Klappzentrum K-Süd ermittelt, die sehr wahrscheinlich durch die Baggergutverbringung bedingt sind. Bei den Parametern Biomasse und Abundanz ist dies weniger deutlich ausgeprägt, kann aber auch hier nicht ausgeschlossen werden.

Die Befunde aus den Jahren 2005 bis 2020 deuten damit 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, 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 4-37, Abbildung 4-38, Abbildung 4-39, Abbildung 4-40).

Die Nutzung der Klappstelle K-Süd ab Oktober 2016 bis 2020 führte hingegen zu deutlicheren Effekten insbesondere auf die mittlere Artenzahl und die Diversität (Abbildung 4-37; Abbildung 4-40). Dies könnte auf eine stärkere Vergrämung von Fischen aufgrund der höheren jährlichen Verbringmengen seit 2016 zurückzuführen sein. Diese Annahme ist nach BioConsult (2021b) derzeit jedoch noch nicht eindeutig zu belegen. Auf der ehemaligen Klappstelle K-Ost wird ab 2017 kein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Fischfauna mehr ermittelt, was zeigt, dass die festgestellten Vergrämungen lokal begrenzt bleiben.

In den Jahren 2019 und 2020 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 seit 2014 eine Zunahme erkennbar. Die Ursache hierfür ist nicht bekannt.

4.6 Makrophyten

Zugrunde liegende 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 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 2019 und 2020 fortgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass kein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Laminarien-Wälder vor Helgoland festgestellt werden kann.

Maßgabe 2.21: *s. Kapitel 4.1*

Im Jahr 2016 wurden in der AG Monitoring auf den Sitzungen im Juni 2016, August 2016 und Dezember 2016 verschiedene Möglichkeiten zur Einrichtung von Sedimentfallen diskutiert. Im Ergebnis wurde beschlossen, dass die Firma submaris, die die Untersuchungen der Makrophytenbestände durchführt, im Sommer 2017 versuchsweise Schwebstofffallen südlich vor Helgoland installieren sollte. Hierdurch sollte geprüft werden, ob die verwendete Technik für die Schwebstoffgewinnung geeignet ist und ob durch die Untersuchung eine Beeinträchtigung des Helgoländer Felswatts durch verdriftete Schwebstoffe ausgeschlossen werden kann. Die Schwebstofffallen erwiesen sich als grundsätzlich geeignet zur Gewinnung von Material. Seitdem werden die Schwebstoffuntersuchungen fortgesetzt. Die Untersuchung über vier Jahre ist aber noch relativ kurz und die Probenanzahl immer noch 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 2019 und 2020 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 LLUR genutzt. Für das LLUR wird seit 2008 an drei entsprechenden Transekten im Norden Helgolands ein vergleichbares Monitoring durchgeführt (Abbildung 4-41).

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 4-41). Zusätzlich wurden auch in den Jahren 2019 und 2020 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 2019 konnten aufgrund einer heftigen und langanhaltenden Schlechtwetterperiode nur jeweils zwei der drei Transekte im Süden und Norden von Helgoland untersucht werden. Das hatte auch zur Folge, dass 2019 die Lichtsensoren nicht wöchentlich gereinigt und die

Sedimentfallenflaschen nicht wie geplant gewechselt werden konnten, sodass es nur eine Untersuchungsperiode für Schwebstoffe gibt (10.-24.07.).

Im Sommer 2020 konnte das Makrophytenmonitoring wieder an jeweils drei Transekten durchgeführt werden. Die Untersuchung der Lichtverhältnisse sowie das Schwebstoffmonitoring erfolgten parallel im Zeitraum zwischen dem 01.07. und 22.07. Aufgrund starken Wellengangs ist am 05. oder 06.07.2020 der Installationsmast für die Lichtlogger und die Schwebstofffalle im Norden von Helgoland umgekippt. Dies wurde leider erst am 13.07. bemerkt. Infolgedessen wurden alle Sammelflaschen für Schwebstoffe gewechselt, sodass für einen Vergleich der Schwebstoffmengen und Schwebstoffqualitäten zwischen den Standorten lediglich das Material, welches zwischen dem 15.07. und dem 22.07. gesammelt wurde, zur Verfügung steht.

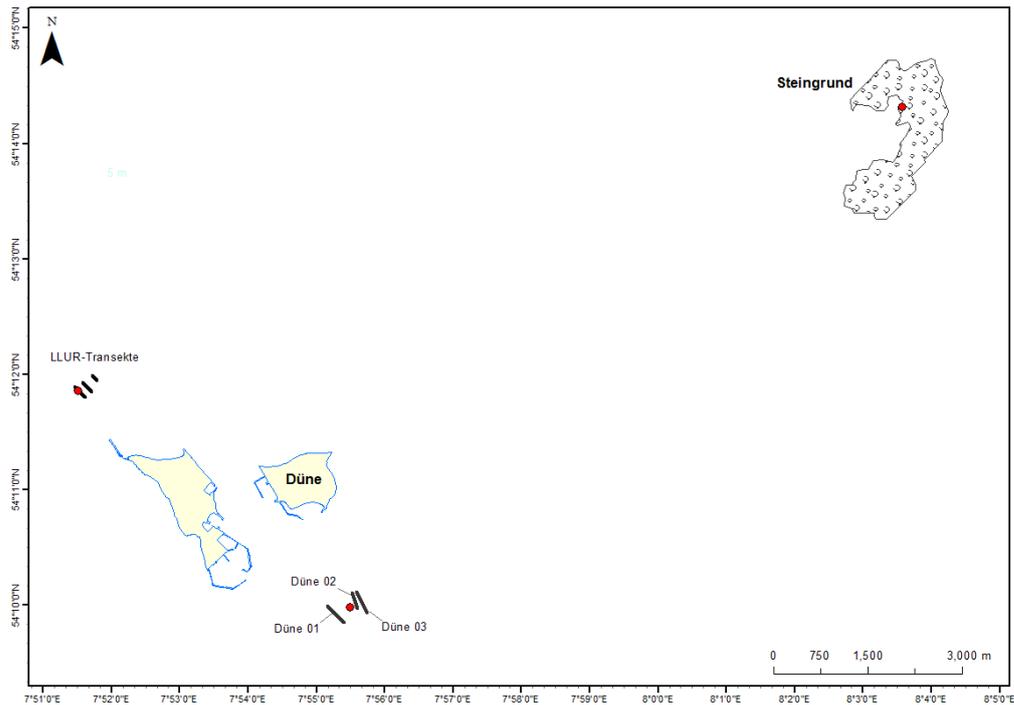


Abbildung 4-41 Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes bei Helgoland. Zum Vergleich zu den HPA-Transekten (Düne 01 – 03) die drei etablierten Transekten im Norden der Hauptinsel (LLUR-Transekten). Die drei roten Punkte markieren die Standorte der Verankerungen für Sedimentfallen und Logger (submaris, 2018)

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 4-41).

Die Artenzahl war in den Untersuchungsjahren 2019 und 2020 an beiden Standorten sehr ähnlich (submaris, 2019; 2020). Im Jahr 2019 wurden an den HPA-Transekten 25 Arten gefunden und an den LLUR-Transekten 23 Algenarten. 2020 wurden an den HPA-Transekten 24 Arten gezählt. An den LLUR-Transekten wurde die Artenzahl mit 27 bestimmt. In den beiden vorangegangenen Jahren waren ähnliche Werte für die Artenzahl ermittelt worden (2017: 27 Arten an beiden Standorten; 2018: 24 Algenarten an den LLUR-Transekten und 23 an den HPA-Transekten).

Das Artenspektrum beider Standorte war in den Jahren 2019 und 2020 ebenfalls sehr ähnlich, wobei auch einzelne Abweichungen ermittelt wurden: So wurden 2019 drei Arten (*Chaetomorpha melagonium*, *Polysiphonia fucoides* und *P. elongata*), von denen insbesondere die *Polysiphonia*-Arten als sedimenttolerant gelten, an den HPA Standorten, nicht aber an den LLUR-Transekten bestimmt. An den LLUR-Transekten wurden jedoch, wie bereits 2018, im Gegensatz zu den HPA-Transekten, Algen der Art *Derbesia marina* gefunden. Im Jahr 2020 fanden sich an den HPA-Transekten zwei Arten (*Chaetomorpha melagonium* und *Polysiphonia fucoides*), die nicht an den LLUR-Transekten gefunden wurden. Wie in den Vorjahren wurde die Art *Derbesia marina* 2020 wieder nur an den LLUR-Standorten gefunden. Zudem wurden im Jahr 2020 auch die Arten *Ulva* sp., *Dictyota dichotoma*, *Polysiphonia elongata* und *Saccharina latissima* nur an den LLUR-Transekten bestimmt (submaris, 2019; 2020).

Auffallend war in den Jahren 2019 und 2020, wie auch in den Vorjahren, die geringere Größe der vorhandenen *Laminaria hyperborea* Individuen bei den HPA-Transekten. Insgesamt lag ihre Größe und somit auch ihr durchschnittliches Alter bzw. Maximalalter deutlich unter den Werten der Algen an den LLUR-Transekten im Norden. Der Grund hierfür liegt wahrscheinlich am instabileren Kreidesubstrat im Süden der Insel, das häufigeren Störungen (Abbruch, Zersetzung) unterworfen ist als der etwas härtere Buntsandstein im Norden der Insel, sowie an der strömungsexponierteren Lage.

Die Mittelwerte der Tiefengrenzen ausgewählter Algenarten im Vergleich der Untersuchungsjahre 2016-2020 zeigt Tabelle 4-3. Die Ergebnisse der Beprobung im Sommer 2016 ergaben eine vergleichbare Tiefenverbreitung der verschiedenen Algenarten zwischen dem nördlichen und dem südlichen Gebiet. 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). Dabei war die maximale Tiefenausbreitung aller fünf Bewertungsarten an den HPA-Transekten etwas geringer (zwischen 30 und 90 cm). Diese Beobachtung kann den Besonderheiten im Jahr 2018 geschuldet sein mit insgesamt schlechteren Lichteindringtiefen an der Düne als im Norden (vgl. Abbildung 4-42). Im Jahr 2019 liegt 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. 2020 liegt die Tiefengrenze der meisten Bewertungsarten des HPA-Transektes in der Höhe des Vorjahres, während beim LLUR-Transekt die Tiefengrenze bei allen Arten tiefer liegt als im Jahr 2020.

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

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

c) Ergebnisse – Lichtintensitäten

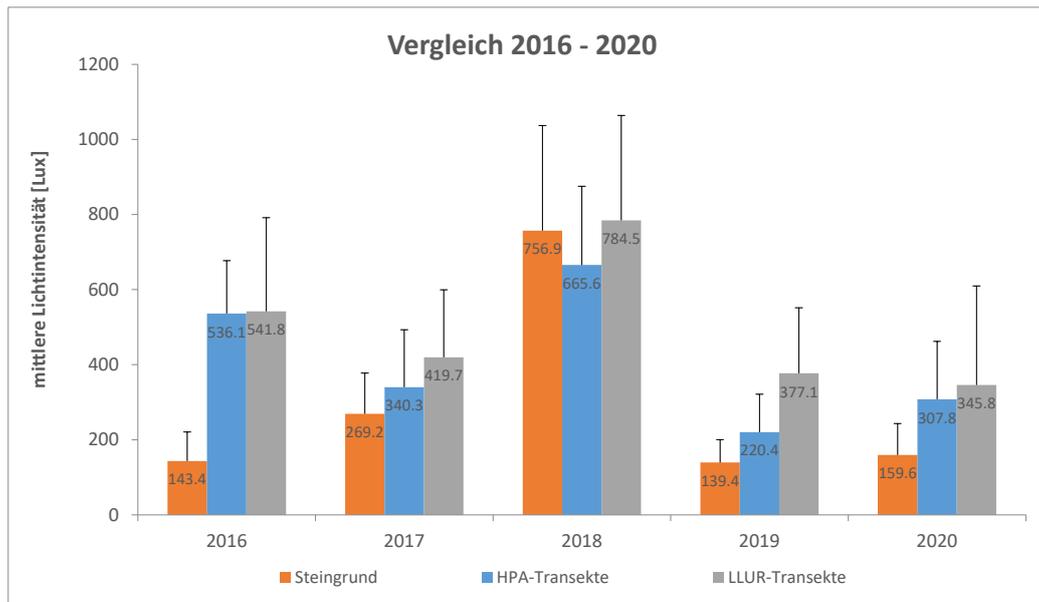


Abbildung 4-42: Vergleich der mittleren Lichtintensitäten des tiefsten Loggers (35 cm über dem Grund) in den Jahren 2016 bis 2020. Norden: LLUR-Transekte, Düne: HPA-Transekte, Steingrund: Helgoländer Steingrund. Fehlerbalken zeigen Standardabweichung (Abbildung aus: submaris, 2020)

Im Jahr 2018 wurden an allen drei Standorten die höchsten Lichtmengen im Untersuchungszeitraum aufgenommen (Abbildung 4-42). Ein Grund hierfür war sicherlich die vermehrte Sonneneinstrahlung an der Wasseroberfläche, bedingt durch einen 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).

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. Auch die Sichtweiten waren in beiden Jahren gering, insbesondere jedoch in 2019. Hier waren Lichtintensitäten und Sichtweiten so niedrig wie in keinem Jahr seit Beginn des Makrophytenmonitorings im Jahr 2008 (submaris, 2019). Die Gründe hierfür sind lt. submaris (2019) zum einen die sehr geringe Sonneneinstrahlung an der Oberfläche, sowie die stürmische und unbeständige Wetterlage im Juli 2019, die zu einer starken Resuspension des Sediments geführt hat. 2020 lag die mittlere Lichtintensität an den Standorten Steingrund und HPA-Transecte höher als im Jahr 2019, jedoch ebenfalls niedriger als in den Jahren 2016 bis 2018, was vermutlich auf die stürmischen Bedingungen im Juli 2020 zurückzuführen ist. An den LLUR-Transecten wurde 2020 im Mittel eine geringere Lichtintensität festgestellt als 2019. Hier kam es jedoch durch ein Umkippen der Verankerung zeitweise (5.-13.7.2020) zu einer deutlichen Lichtminderung. Insgesamt liegt die Lichtmenge an den LLUR-Transecten trotz der kurzzeitigen Störung der Messung wie im Vergleichszeitraum 2016-2019 höher als an den beiden anderen Standorten.

d) Ergebnisse - Schwebstoffuntersuchungen

Abbildung 4-43 zeigt die Menge des im Mittel pro Tag gewonnenen Schwebstoffs. Während im Jahr 2019 die Werte aller drei Gebiete relativ ähnlich lagen (0,42-0,53 g/d), gab es 2020 zwischen den beiden Zeiträumen deutliche Unterschiede. Im ersten Untersuchungszeitraum 2020, geprägt von starkem Wellengang, wurden die bisher höchsten Schwebstofffrachten seit 2017 ermittelt (2 und 4 g/d).

Die ermittelten Schwebstofffrachten korrelieren negativ mit den ermittelten, mittleren Lichtintensitäten. Am Steingrund werden die höchsten Schwebstofffrachten und bodennah die niedrigsten Lichtintensitäten gefunden. Die niedrigsten Schwebstofffrachten und höchsten Lichtintensitäten liegen am LLUR-Transect im Norden von Helgoland vor (submaris 2020).

An den acht Schwebstoffproben aus den zwei Jahren 2019 und 2020 wurden neben der Körnung die organischen Anteile, die Schwermetallkonzentration in der < 20 µm-Fraktion sowie organische Schadstoffgehalte ermittelt (Tabelle A-32). Die Werte der Körnung zeigen erwartungsgemäß, wie auch in den vorangegangenen Jahren, dass die Schwebstoffe zum überwiegenden Anteil aus Partikeln der Feinkornfraktion bestehen (72-94 %, Abbildung 4-44). Die Feinkornanteile der Sedimente des Referenzgebietes liegen dagegen zwischen 52 % und 61 %. Allerdings zeigt sich auch, dass die Feinsandanteile der Schwebstoffe infolge von Seegang vor allem im ersten Untersuchungszeitraum 2020 deutlich zugenommen hatten und im Steingrund 25 % und beim HPA-Transect 10 % erreicht hatten.

Die TOC Gehalte (Abbildung 4-45) schwanken in der Größenordnung der Vorjahre zwischen 2,5-3,3 %. Eine Ausnahme stellt die erste Probe des Jahres 2020 vom Steingrund dar. Dort wurden lediglich 2,1 % TOC ermittelt, wahrscheinlich eine Folge des höheren Anteils Sandes in diesem Zeitfenster. Der organische Kohlenstoffgehalt der Sedimente des Referenzgebietes beträgt dagegen lediglich 0,9-1 % und unterstreicht erneut die Unterschiede der Matrices Schwebstoff und Sediment.

Die Schwermetall- und Arsengehalte der Schwebstoffe in der < 20 µm-Fraktion der Jahre 2017/18 und 2019/20 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 Arsen, Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink jedoch systematisch und z.T. deutlich niedriger (s. auch E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018).

Anders sieht es für die organischen Schadstoffe aus, die 2019 und 2020 (und vereinzelt bereits 2018) analysiert wurden. Während für viele organische Schadstoffe, wie α -HCH, β -HCH, Hexachlorbutadien, Pentachlorbenzol, opDDE und opDDT überwiegend Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze vorliegen, schwanken zum Beispiel die Hexachlorbenzolgehalte in Schwebstoffen standortunabhängig im Bereich der Hintergrundgehalte des Referenzgebietes (Abbildung 4-46; Tabelle A-32). Bei pp-DDT werden die Gehalte des Referenzgebietes in einzelnen Proben deutlich übertroffen, während andere Befunde unter der Bestimmungsgrenze auftreten, wie es Abbildung 4-47 zeigt. Abbildung 4-48 zeigt am Beispiel für Benzo(a)pyren, dass die Sedimente des Referenzgebietes auch deutlich höhere Gehalte aufweisen können als die Schwebstoffe. Insgesamt lassen sich bisher aufgrund der großen Matrixunterschiede, der Messunsicherheiten und der geringen Datengrundlage keine eindeutigen Aussagen zur Verdriftung von Baggergut auf Basis der Schwebstoffuntersuchungen ableiten.

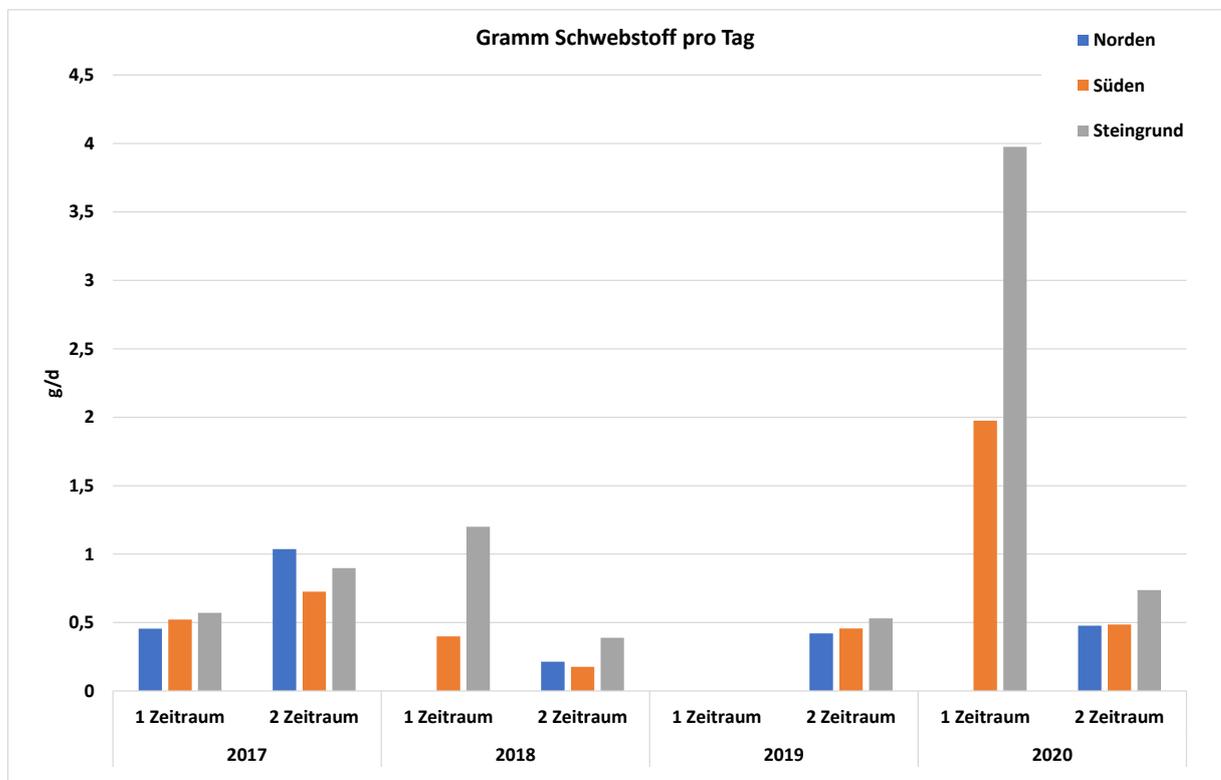


Abbildung 4-43 Gesammelte Schwebstoffmenge in Gramm pro Tag (35 cm über dem Grund) in den Jahren 2017 bis 2020. Norden: LLUR-Transekte, Süden: HPA-Transekte, Steingrund: Helgoländer Steingrund.

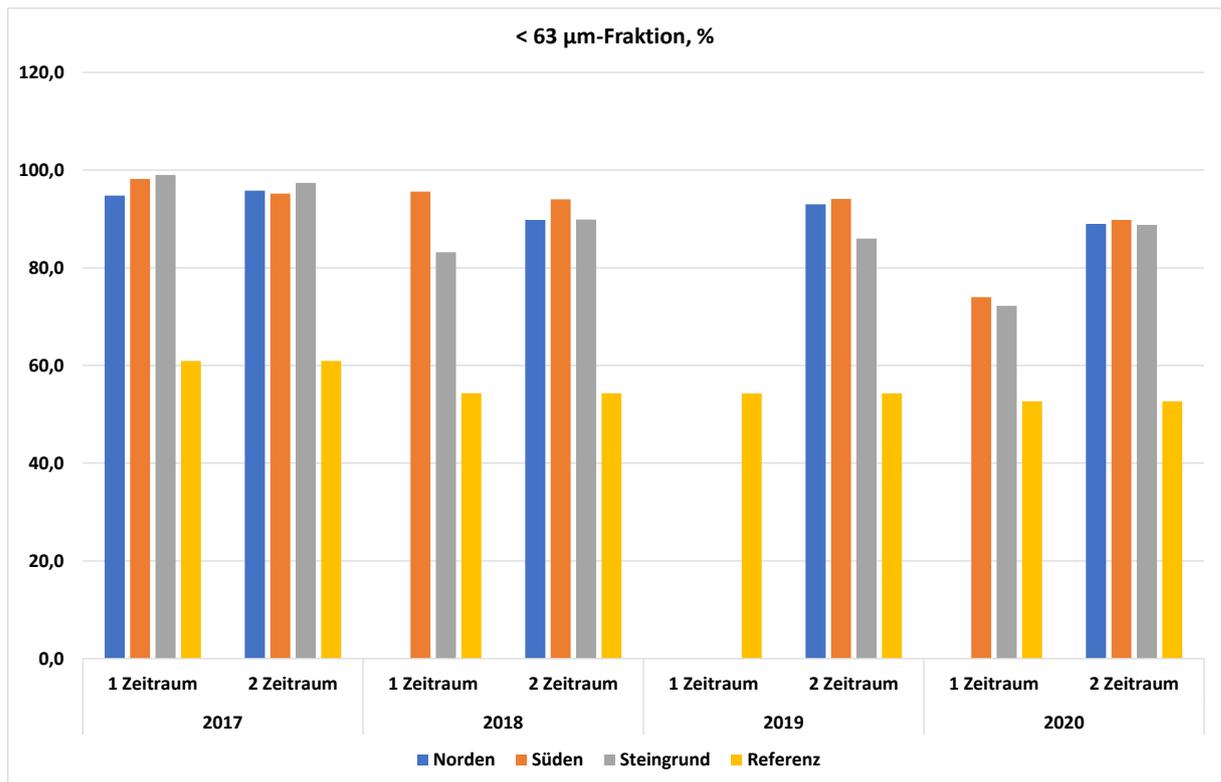


Abbildung 4-44 Anteile der < 63 µm-Fraktion in Schwebstoffen der LLUR- und HPA-Transekte und des Steingrunds sowie in Sedimenten des Referenzgebietes.

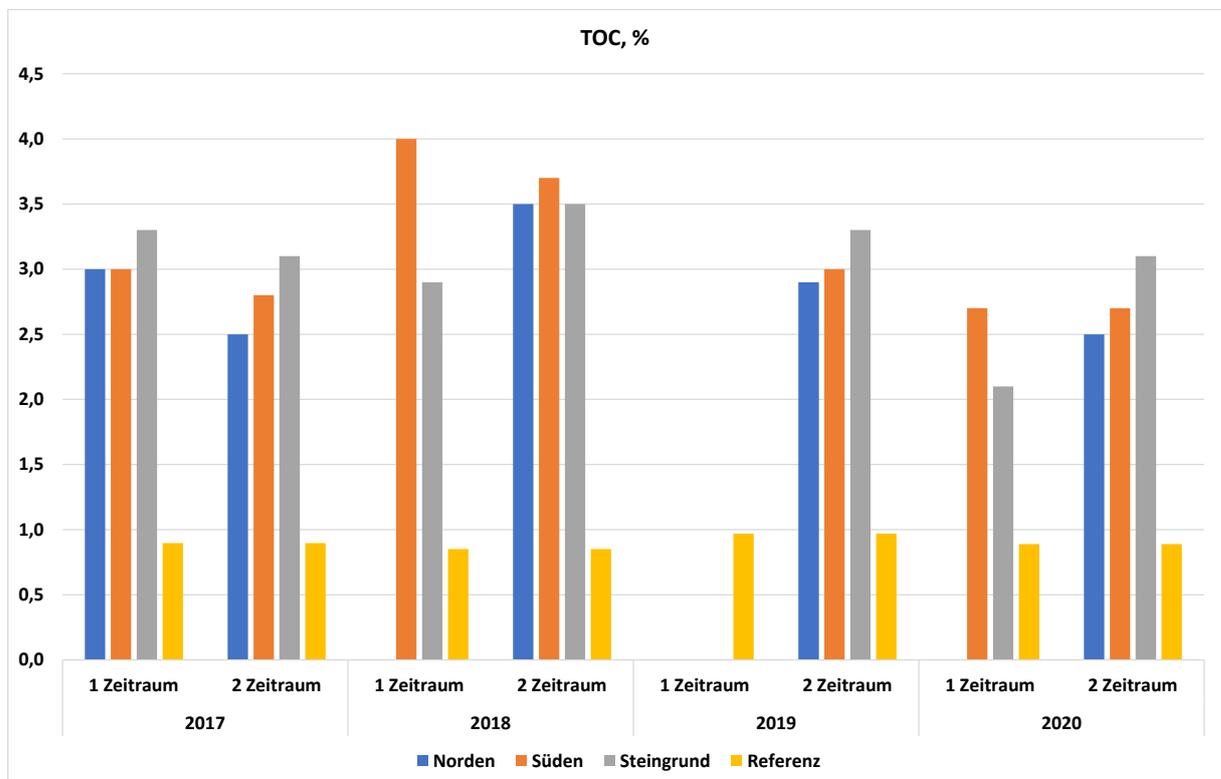


Abbildung 4-45 TOC-Gehalte in Schwebstoffen der LLUR- und HPA-Transekte und des Steingrunds sowie in Sedimenten des Referenzgebietes.

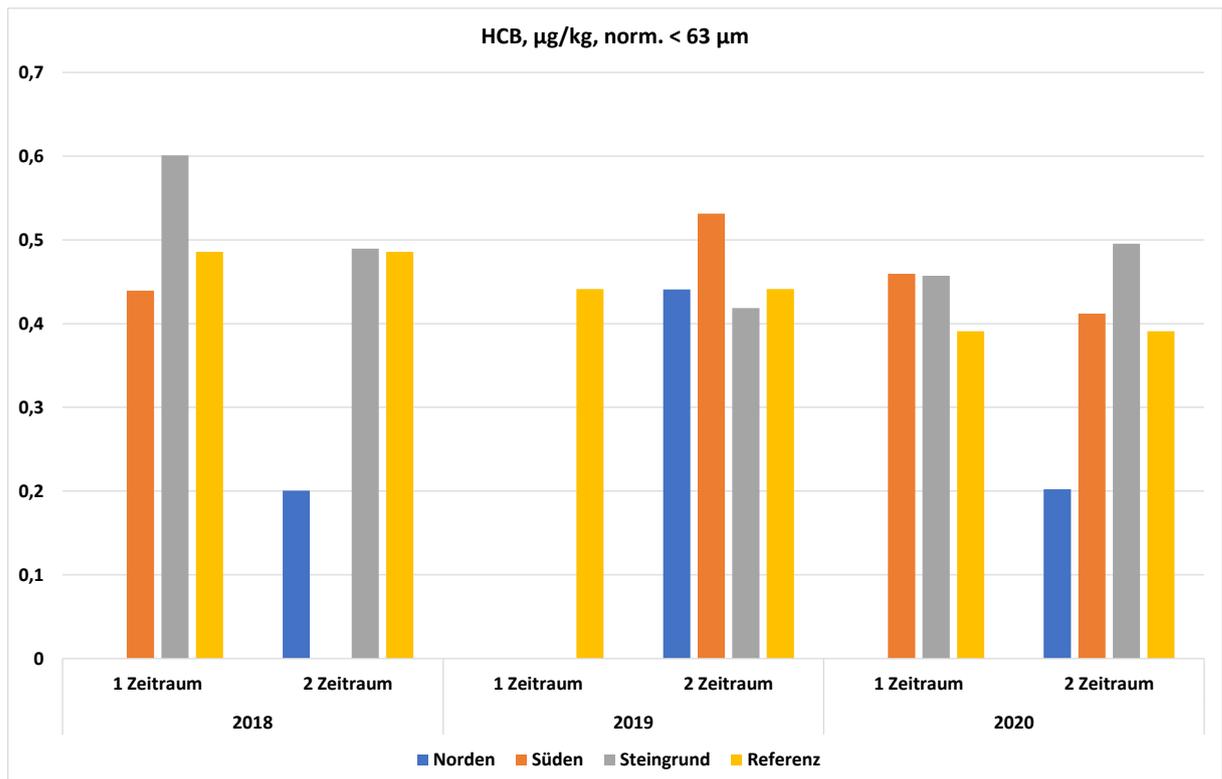


Abbildung 4-46 Hexachlorbenzolgehalte (HCB) in der < 63 µm-Fraktion in Schwebstoffen der LLUR- und HPA-Transecte und des Steingrunds sowie in Sedimenten des Referenzgebietes.

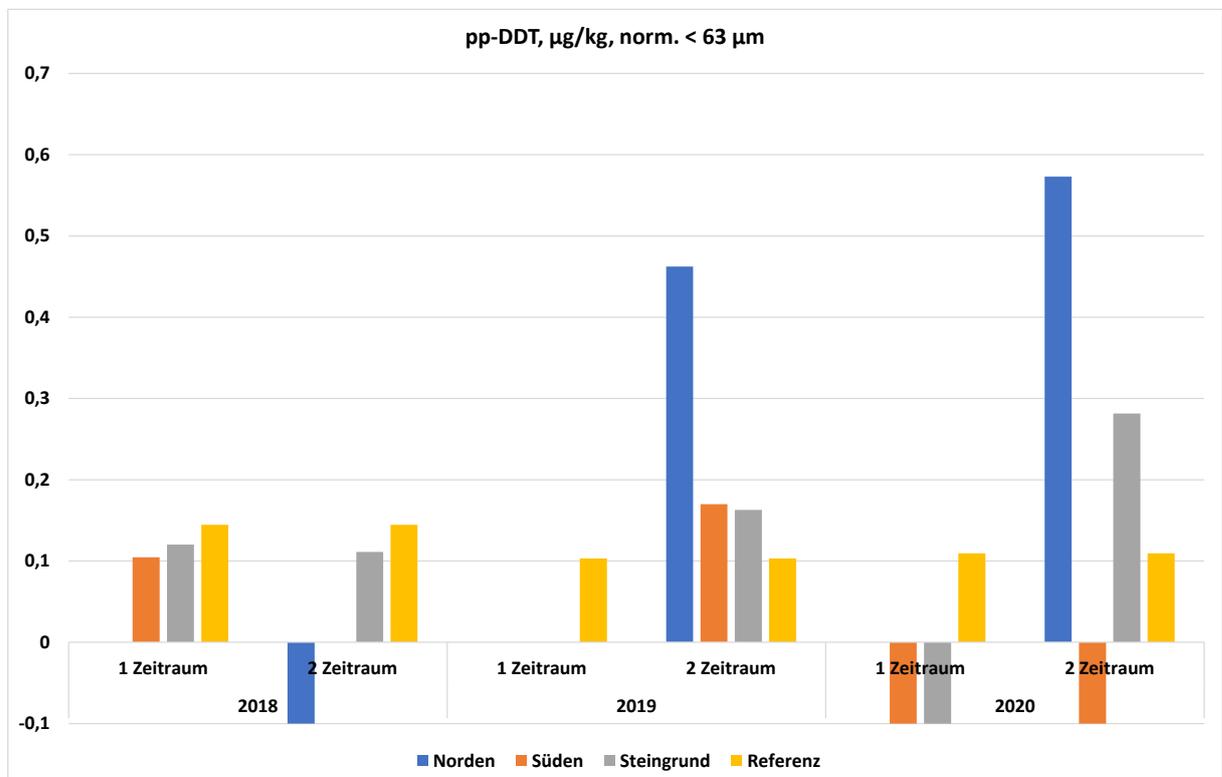


Abbildung 4-47 pp-DDT-Gehalte in der < 63 µm-Fraktion in Schwebstoffen der LLUR und HPA Transecte und des Steingrunds sowie in Sedimenten des Referenzgebietes (negative Werte bezeichnen die Bestimmungsgrenze).

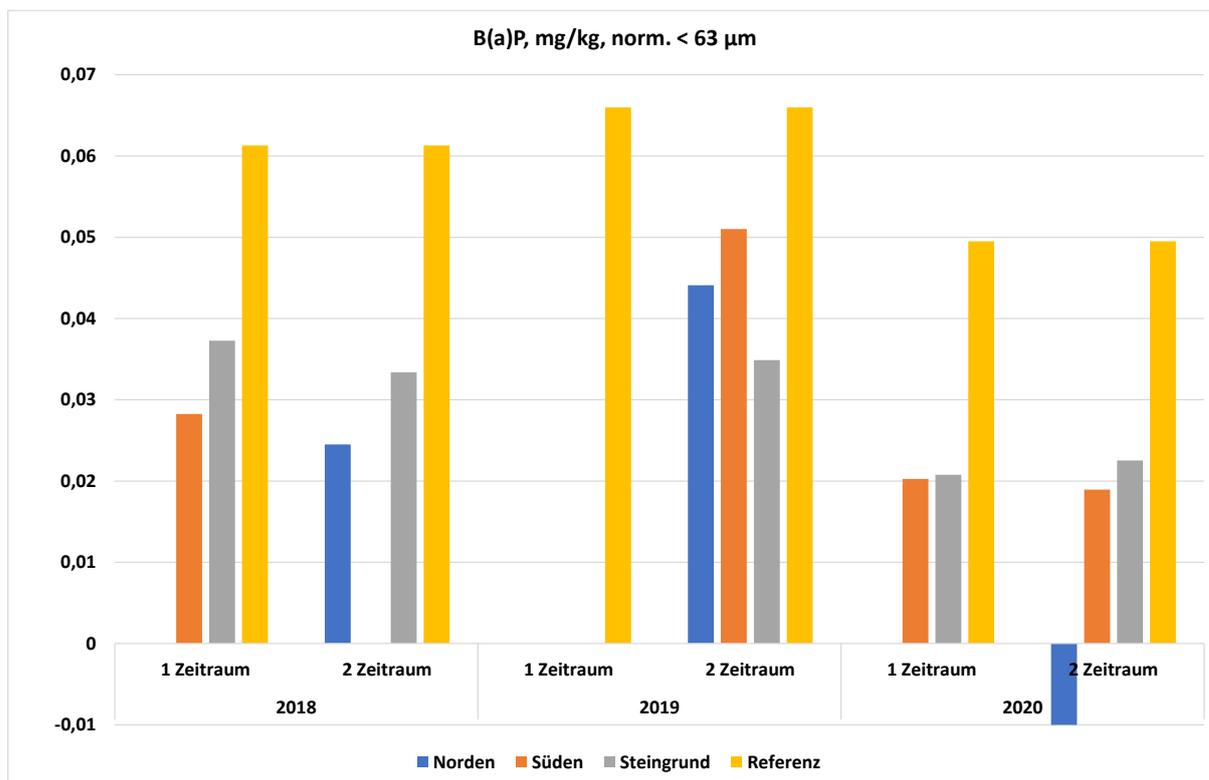


Abbildung 4-48 Benzo(a)pyren-Gehalte (BaP) in der < 63 µm-Fraktion in Schwebstoffen der LLUR und HPA Transekte und des Steingrunds sowie in Sedimenten des Referenzgebietes (negative Werte bezeichnen die Bestimmungsgrenze).

e) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Die Transekte im Norden von Helgoland (LLUR) und südlich der Düne (HPA) zeigen in allen drei Untersuchungsjahren 2016-2020 ein ähnliches Artenspektrum. Lediglich zwei sedimenttolerante 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 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. Es bleibt abzuwarten, wie sich die Lage in den nächsten Jahren darstellt, da bisher erst fünf Jahre vergleichende Untersuchungen an beiden Standorten stattfanden und man aus diesen noch keinen Trend oder generelle Unterschiede der beiden Standorte herauslesen kann (submaris, 2020).

In den Jahren 2016 und 2017 wurden an der Station Steingrund niedrigere Lichtintensitäten als an den Stationen Düne und Norden ermittelt. Der Grund hierfür ist nicht bekannt. Im Jahr 2018 waren die Lichtintensitäten an allen drei Standorten deutlich höher als in den Jahren davor. Ein Grund

hierfür war sicherlich die vermehrte Sonneneinstrahlung an der Wasseroberfläche, bedingt durch einen sonnigen und trockenen Juli. Die Station südlich der Düne wies dabei die geringste Lichtintensität auf, wobei die Unterschiede zwischen den drei Stationen nicht signifikant waren. In den Jahren 2019 und 2020 wurden an allen Standorten deutlich geringere Lichtintensitäten ermittelt. Insbesondere das Jahr 2019 war durch stürmisches und unbeständiges Wetter gekennzeichnet und auch 2020 wirkte sich der stürmische Juli negativ auf die Lichtintensitäten aus. In beiden Jahren waren die Unterschiede zwischen den Stationen signifikant, wobei die mittlere Lichtintensität an den LLUR-Transekten jeweils höher war als an den HPA-Transekten und am Standort Steingrund.

Die Metallkonzentrationen im Schwebstoff liegen im und unterhalb des Bereichs der regionalen Hintergrundbelastung der Sedimente im Schlickgebiet. Einzelne organische Schadstoffe in Schwebstoffen erreichen die Gehalte in den Sedimenten. Diese unterschiedlichen Stoffkonzentrationen von Schwebstoffen und Sedimenten sowie auch die Verhältnisse von Glühverlust zu TOC zeigen allerdings deutlich, 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, der Kliesche und der Scholle wurde in den Jahren 2019 und 2020 keine statistisch signifikante Bioakkumulation der untersuchten Schadstoffe außerhalb des Einbringbereiches festgestellt. Für die Nordseegarnele wurden in den Jahren 2019 und 2020 Befischungen in den küstennahen Gebieten durchgeführt. Eine Bioakkumulation in der Nordseegarnele im Zusammenhang mit der Baggergutverbringung 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 2019 und 2020 wurden die Untersuchungen an der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) und der Pfeffermuschel (*Abra alba*) der vergangenen Jahre weiter fortgesetzt. Im Herbst 2019 und 2020 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 08. 06.2016 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 2019 und 2020 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 Sedimente in den Teilgebieten des E3 Monitorings entnommen und im Labor mit Passivsammlern inkubiert. Diese Untersuchung wurde im Jahr 2021 wiederholt. Inwiefern die Methode in das reguläre Monitoring aufgenommen wird, soll nach Vorliegen der Ergebnisse im Rahmen der E3 Monitoring AG entschieden werden. Die Ergebnisse werden im E3 Jahresbericht 2021 der HPA vorgestellt.

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, für die im Rahmen des Monitorings Messwerte vorliegen, der untersuchten und als Lebensmittel dienenden Organismen (Kliesche, Scholle, Nordseegarnele) wurden eingehalten. Ein Einfluss der Baggeregutverbringung 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 großräumig für Quecksilber und PCB 118 festgestellt. 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 2019 und 2020 in der Wellhornschnecke und für PCB 118 in Fischlebern von Kliesche und Scholle festgestellt worden. Für Pyren wurde, wie bereits im 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 2019 und 2020 nach Abstimmungen innerhalb der E3-Monitoring AG (Dezember 2020) daher nicht. Die Ergebnisse der Untersuchungen in den Jahren 2019 und 2020 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 großräumige Überschreitungen ermittelt. Die Parameter Hg, PCB 118 und PCB 138 bzw. PBDE und Heptachlor zeigen, wie auch flächendeckend in der Nordsee bzw. wie auch in der Elbe, ebenfalls eine großräumige Überschreitung in Biota. Überschreitungen von OSPAR-Werten resp. von den 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 Kliesen 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 zur Alters-Schadstoffbeziehung in Fischen lagen zum Zeitpunkt der Berichtserstellung noch nicht vor und werden im Jahresbericht der HPA 2021 behandelt.

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.

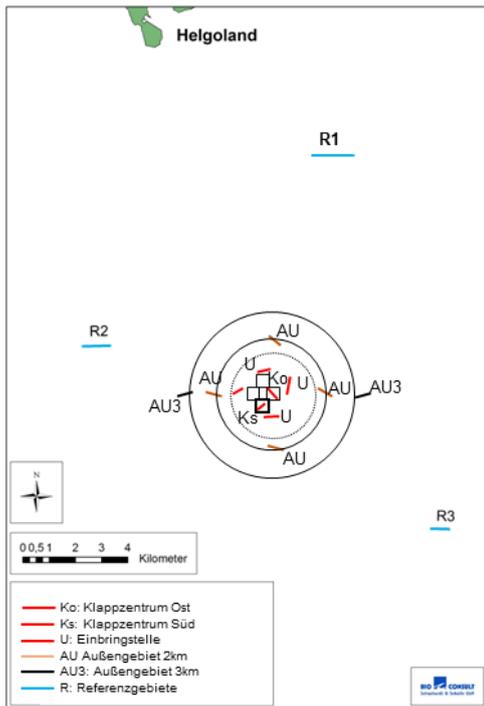


Abbildung 4-49 Schematische Darstellung der Lage der Hols im Herbst 2019 und 2020. Der gestrichelte Kreis entspricht dem Einbringbereich mit dem Radius 1,5 km um die Zentrumskoordinate des Klappzentrums Ost. Abbildung verändert nach BioConsult (2019)

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 2018 entspricht der Einbringbereich nicht mehr dem 1km-Kreis, sondern dem Überlappungsbereich des 1,5km-Kreis um die Zentrumskoordinate des Klappzentrums Ost sowie den 1km-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 2019 und 2020 die Beprobung der Wellhornschncke 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 2018 sind in Tabelle 4-4 aufgeführt. Die Lage der Hols zeigt Abbildung 4-49.

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 Fluoranthen 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 Schalengewicht sowie das Weichkörpergewicht aufgenommen. In den Jahren 2019 und 2020 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.

Gebietsvergleich für November 2019

Die Untersuchungen zeigen, dass im November 2019 die Schadstoffe α -HCH, γ -HCH und op-DDT in den Wellhornschnecken vollständig oder größtenteils unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen.

Tabelle 4-4 Anzahl Proben für Bioakkumulationsanalysen an der Wellhornschnecke

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

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

Die Stoffgehalte der PCB-Kongeneren in den Tieren zeigen keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet gegenüber den drei Referenzgebieten an (Tabelle 4-5). Die mittleren Gehalte im Referenzgebiet 1 und 2 liegen für die Summe aller sieben untersuchten PCB Kongeneren (PCB7) oberhalb der Gehalte, die in den Klappzentren und im Einbringbereich festgestellt wurden (Abbildung 4-50). Bei den niederchlorierten PCB Kongeneren PCB 28 – 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 (Tabelle 4-5). Der seit November 2017 zu beobachtende Trend ansteigender PCB Gehalte im Einbringbereich (E3 Jahresbericht der HPA 2017/2018) zeigt für November 2019 keinen weiteren Anstieg an (Abbildung 4-50).

Tabelle 4-5

Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Wellhornschnecke in Bezug zu Referenzgebiet 1, 2 und 3 für Nov 2019

	Nov 19 TS	Nov 19 Lipid	Nov 19 Lipid	Nov 19 Lipid	Nov 19 Lipid					
	K-Ost	K-Süd	1km	2km AU	3km AU	K-Ost	K-Süd	1kim	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. ↑	Sign. ↑	Sign. ↑	ns	ns					
Zn	ns	ns	ns	ns	ns					
MBT	Sign. ↑	Sign. ↑	Sign. ↑	ns	ns					
DBT	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns	ns					
TBT	ns	ns	ns	ns	ns					
TeBT	Sign. ↑	Sign. ↑	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	ns	ns	ns	ns	ns					
GHCH	BG	BG	BG	BG	BG					
OPDDE	ns	ns	ns	ns	ns					
PPDDE	ns	ns	ns	ns	ns					
OPDDD	Sign. ↑	Sign. ↑	Sign. ↑	ns	ns					
PPDDD	Sign. ↑	Sign. ↑	Sign. ↑	ns	ns					
OPDDT	BG	BG	BG	BG	BG					
PPDDT	ns	Sign. ↑	ns	ns	ns					
DDX	ns	ns	ns	ns	ns					
OCS	Sign. ↑	ns	ns	ns	ns					
HCB	ns	ns	ns	ns	ns					
Benof(a)pyre	BG	BG	BG	BG	BG					
Fluoranthene	BG	BG	BG	BG	BG					
PAK 12	ns	ns	ns	ns	ns					

Erläuterung s. Tabelle 4-6

Für die zinnorganischen Verbindungen MBT, DBT und TeBT werden, wie in den Vorjahren, im November 2019 baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen in den Klappzentren und/oder

im 1 km-Kreis (Tabelle 4-5, Abbildung 4-51) in den Wellhornschnecken festgestellt ($p < 0,0001$, bezogen auf das Trockengewicht). Für MBT sind die Anreicherungen für die Klappzentren Ost und Süd sowie den 1 km-Kreis, für DBT für das Klappzentrum Ost und den 1 km-Kreis und für TeBT für die Klappzentren Ost und Süd signifikant in Relation zu den Referenzgebieten. Für DBT wird zusätzlich eine signifikante Anreicherung im Klappzentrum Süd gegenüber den Referenzgebieten 1 und 2, nicht aber gegenüber Referenzgebiet 3 nachgewiesen. Die TBT-Gehalte liegen in allen Gebieten auf einem vergleichbaren Niveau, es werden keine signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt (Abbildung 4-52).

Die untersuchten Metalle zeigen für Arsen und Kupfer (Abbildung 4-53) signifikant höhere Gehalte im Referenzgebiet 1 und Referenzgebiet 2 gegenüber den Klappzentren Ost und Süd und dem 1 km-Kreis. Für Quecksilber sind Referenzgebiet 1 und 2 signifikant höher als das Klappzentrum Süd. Für Blei werden signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen in den beiden Klappzentren sowie im 1 km-Kreis festgestellt (Abbildung 4-54). Für Cadmium und Zink werden keine signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt (Tabelle 4-5).

Im November 2019 zeigen die Gehalte der DDT-Verbindungen in den Wellhornschnecken insgesamt ein Allzeitmaximum im Einbringbereich an (Abbildung 4-55, Abbildung 4-56). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen werden für op-DDD und pp-DDD in beiden Klappzentren und im 1 km-Kreis festgestellt (Tabelle 4-5, TS und Lipid jeweils $p < 0,0001$). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen der Summe der sechs DDT-Verbindungen werden für das Klappzentrum Ost für die auf Lipid bezogenen Gehalte festgestellt ($p < 0,0001$). Für pp-DDT liegen signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Klappzentrum Süd nur für die auf Trockensubstanz bezogenen Gehalte vor ($p < 0,0001$). Bei den Parametern op-DDE und op-DDT wurden nur im Einbringbereich einzelne Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen. Aufgrund einer hohen Variabilität liegen hier keine Signifikanzen vor (Tabelle 4-5).

Eine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung ist im November 2019 für Octachlorstyrol nur für die auf Trockensubstanz bezogenen Gehalte im Klappzentrum Ost festgestellt worden ($p < 0,0001$, Tabelle 4-5). Für die auf Lipid bezogenen Gehalte werden keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen festgestellt. Für Hexachlorbenzol werden im November 2019 ebenfalls keine signifikanten Anreicherungen im Einbringgebiet gegenüber allen drei Referenzgebieten festgestellt (Tabelle 4-5). Für die HCB Gehalte (lipidnormiert) in Wellhornschnecken des Klappzentrum Ost bestehen signifikante Unterschiede nur zwischen dem Referenzgebiet 1 und 3, nicht aber gegenüber Referenzgebiet 2 (Abbildung 4-57).

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 unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Umweltqualitätsnormen (UQN) für Fluoranthen und Benz(a)pyren wurden demzufolge in allen Gebieten eingehalten.

Im November 2019 werden für keinen Parameter in den Außengebieten (2 km- und 3 km-Kreis) baggergutbedingte signifikanten Anreicherungen festgestellt (Tabelle 4-5).

Tabelle 4-6

Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Wellhornschnecke in Bezug zu Referenzgebiet 1, 2 und 3 für November 2020

	Nov 20 TS	Nov 20 Lipid	Nov 20 Lipid	Nov 20 Lipid	Nov 20 Lipid					
	K-Ost	K-Süd	1km	2km AU	3km AU	K-Ost	K-Süd	1km	2km AU	3km AU
As	ns	Sign. ↓	ns	ns	ns					
Cd	ns	Sign. ↓	ns	ns	ns					
Cu	ns	ns	ns	ns	ns					
Hg	ns	Sign. ↓	ns	ns	ns					
Pb	Sign. ↑	Sign. ↓	Sign. ↑	ns	ns					
Zn	ns	ns	ns	ns	ns					
MBT	Sign. ↑	Sign. ↑	Sign. ↑	ns	ns					
DBT	Sign. ↑	Sign. ↑	Sign. ↑	ns	ns					
TBT	ns	ns	ns	ns	ns					
TeBT	Sign. ↑	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					
GHCH	BG	BG	BG	BG	BG					
OPDDE	BG	BG	BG	BG	BG					
OPDDE	ns	ns	ns	ns	ns					
OPDDE	ns	ns	ns	ns	ns					
OPDDD	ns	Sign. ↑	ns	ns	ns					
OPDDD	ns	ns	Sign. ↑	ns	ns					
OPDDD	BG	BG	BG	BG	BG					
OPDDT	ns	ns	ns	ns	ns					
DDX	ns	ns	ns	ns	ns					
OCS	ns	Sign. ↑	ns	ns	ns					
HCB	ns	ns	ns	ns	ns					
Benof(a)pyre	BG	BG	BG	BG	BG					
Fluoranthen	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. Signifikanztest 2019: ANOVA-Test mit Post-Hoc-Test Scheffe bei Vorliegen einer Normalverteilung, sonst Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi. 2020: $N < 10$, Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied dann gekennzeichnet, wenn die Signifikanz gegenüber allen Referenzgebieten auftritt

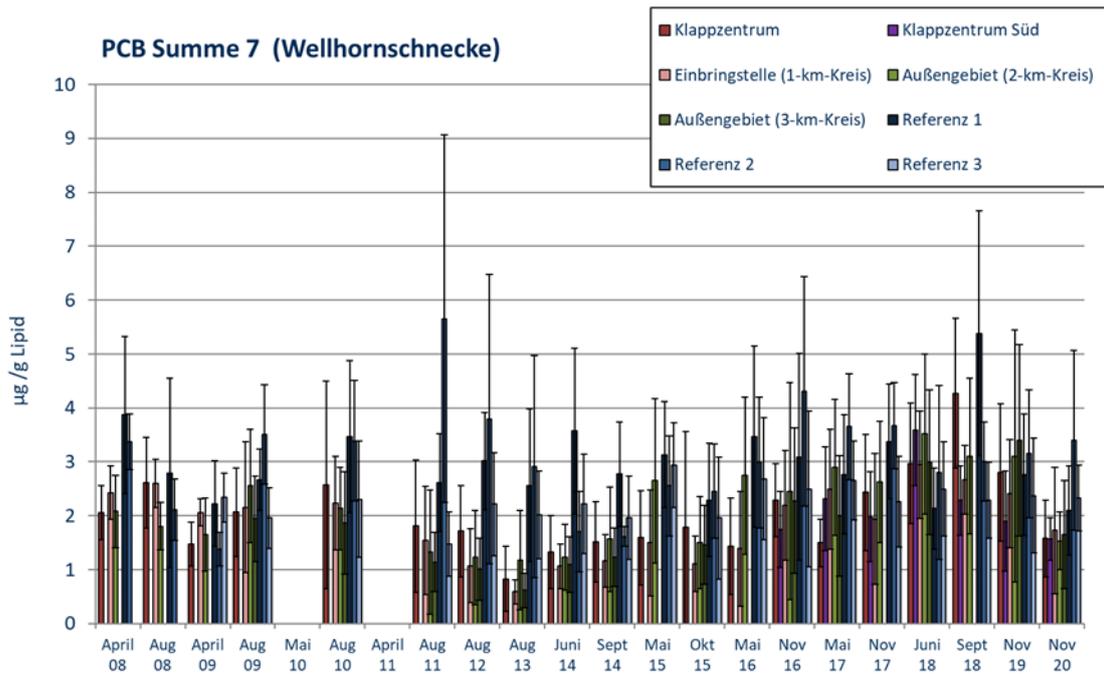


Abbildung 4-50 Belastung der Wellhornschncken: Summe der 7 PCB Kongenere von 2008 bis 2020 (Bezugsbasis Lipid)

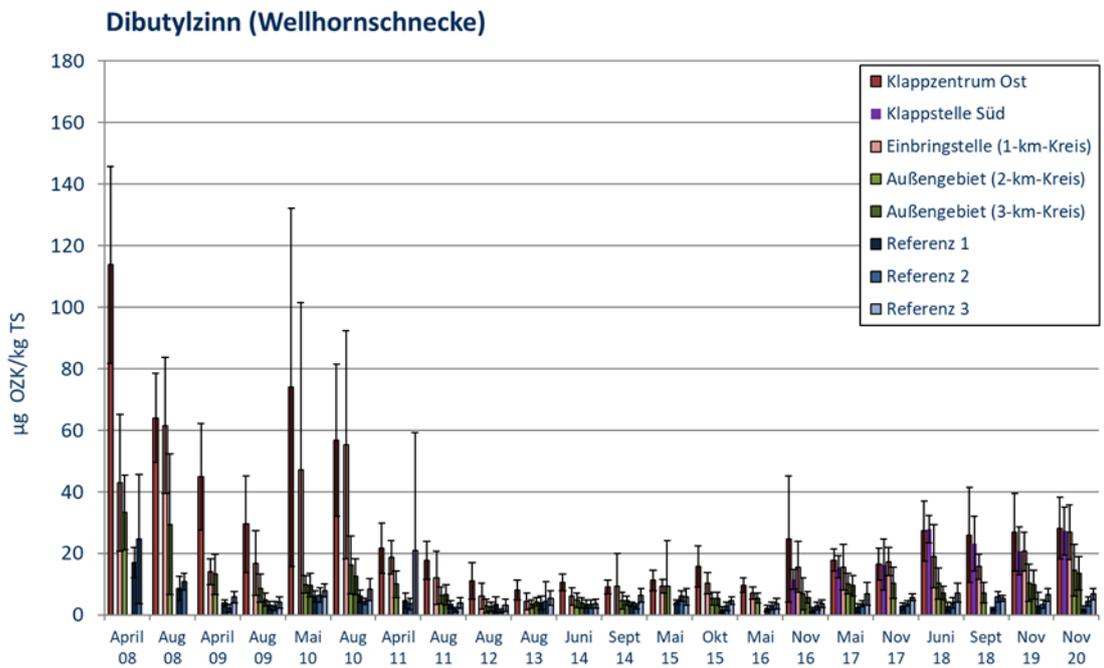


Abbildung 4-51 Belastung der Wellhornschncken mit DBT von 2008 bis 2020 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

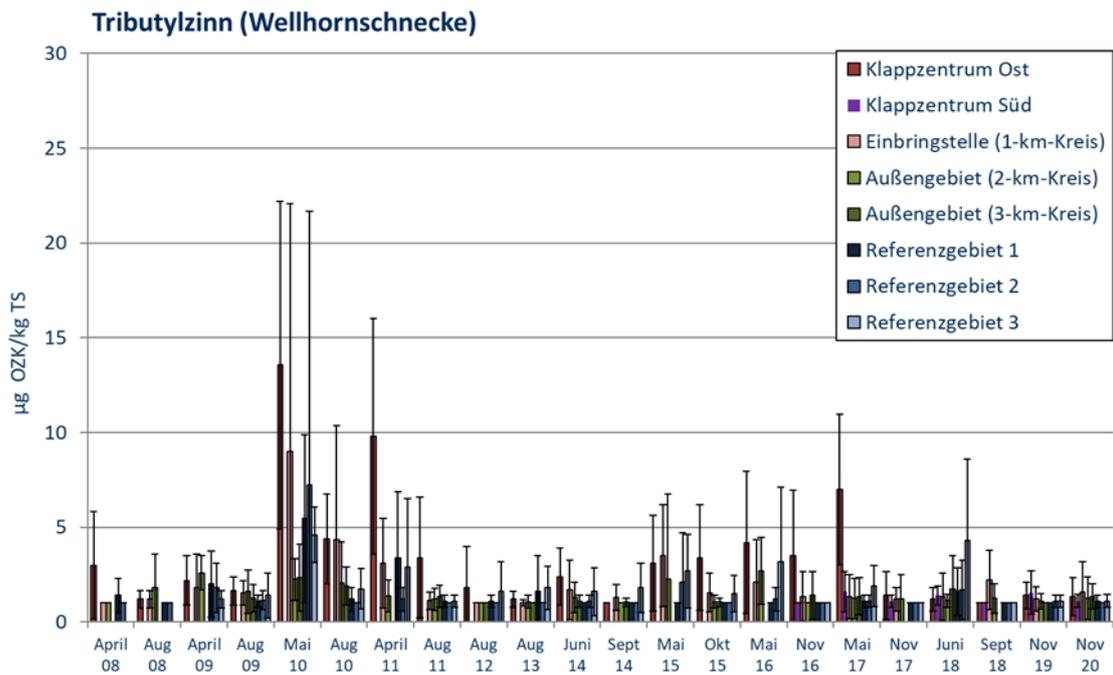


Abbildung 4-52 Belastung der Wellhornschnecken mit TBT von 2008 bis 2020 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

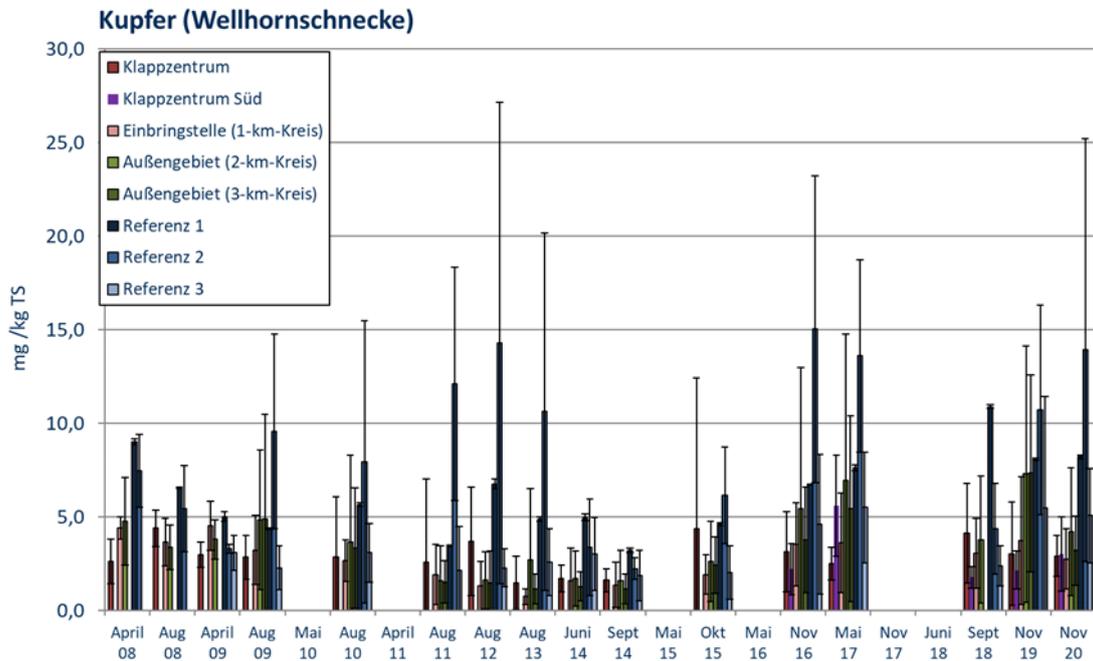


Abbildung 4-53 Belastung der Wellhornschnecken mit Kupfer von 2008 bis 2020 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

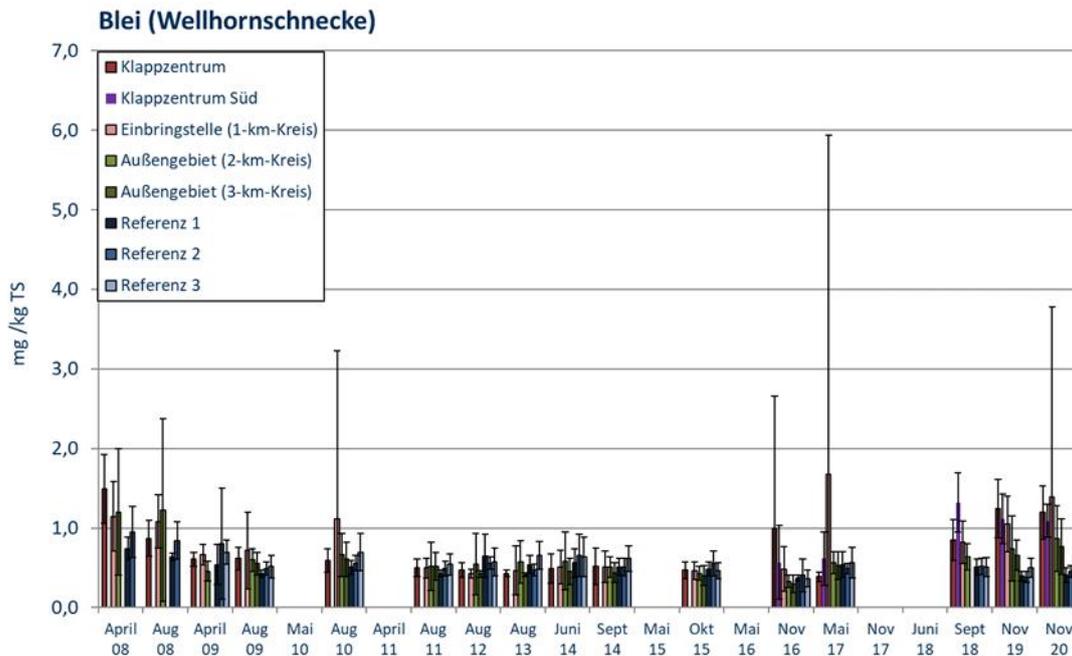


Abbildung 4-54 Belastung der Wellhornschncken mit Blei von 2008 bis 2020 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Gebietsvergleich für November 2020

Im **November 2020** liegen die Schadstoffe α -HCH, β -HCH, γ -HCH und op-DDT unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Stoffgehalte der PCB Kongenere zeigen keine baggergut-bedingten, signifikanten Gebietsunterschiede an (Tabelle 4-6, Abbildung 4-50). Für die Kongenere PCB 118, 138, 153, 180 sowie die Summe der sieben PCB Kongenere (PCB7) ist eine signifikante Anreicherung im Referenzgebiet 2 im Vergleich zum Klappzentrum Ost oder/ und zur Einbringstelle (1km-Kreis) gegeben (PCB 118 $p < 0,005$, PCB 153, PCB 180, PCB7 $p < 0,0001$, normiert auf Lipid).

Für die zinnorganischen Verbindungen MBT und DBT und TeBT werden im November 2020 baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen in beiden Klappzentren und im 1 km-Kreis in den Wellhornschncken festgestellt (Tabelle 4-6, $p < 0,0001$, bezogen auf das Trockengewicht). Für MBT wird eine signifikante Anreicherung im 2 km- und 3 km-Kreis, für DBT im 2 km-Kreis jeweils gegenüber Referenzgebiet 1, nicht aber gegenüber Referenzgebiet 2 und 3 nachgewiesen, so dass keine Verletzung der Maßgaben vorliegt (Abbildung 4-51). Die TeBT-Gehalte in den Schnecken vom Klappzentrum Ost sind signifikant gegenüber allen Referenzgebieten angereichert (Tabelle 4-6). Für TBT liegen keine signifikanten Gebietsunterschiede vor (Abbildung 4-52).

Die untersuchten Metalle zeigen für Arsen, Cadmium und Quecksilber (Tabelle 4-6) signifikant höhere Gehalte in allen Referenzgebieten gegenüber dem Klappzentrum Süd. Für Kupfer sind die Referenzgebiete 2 und 3 signifikant höher als die Gehalte im Klappzentrum Süd und im 1 km-Kreis (Abbildung 4-53). Eine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung im Einbringbereich inklusive der Klappzentren Ost und Süd (Tabelle 4-6) ist hingegen wie in den Vorjahren für das Blei festzustellen (Abbildung 4-54). Die Anreicherung liegt in beiden Klappzentren und dem 1 km-Kreis vor. Im 2 km-Kreis sind die Bleigehalte gegenüber Referenzgebiet 1 signifikant höher, nicht aber zu Referenzgebiet 2 und 3. Für Zink liegen keine signifikanten Gebietsunterschiede vor.

Bei den DDT-Metaboliten liegen die Gehalte von op-DDE und op-DDT im November 2020 in den Wellhornschnellen vollständig oder weitgehend 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 2 vor, nicht aber gegenüber Referenzgebiet 3. Signifikant höher als in Referenzgebiet 1 sind auch die pp-DDD-Gehalte in beiden Klappzentren und im 1 km-Kreis, bzw. für die Gehalte der Summe der DDT-Verbindungen im Klappzentrum Süd und 1 km-Kreis (Abbildung 4-55, Abbildung 4-56). Werden die Gehalte auf Trockensubstanz bezogen, sind signifikante Anreicherungen gegenüber allen drei Referenzgebieten für op-DDD (Klappzentrum Süd, $p < 0,0001$) und pp-DDD (1 km-Kreis, $p < 0,0001$) festzustellen (Tabelle 4-6). Für pp-DDT liegen keine signifikanten Gebietsunterschiede vor.

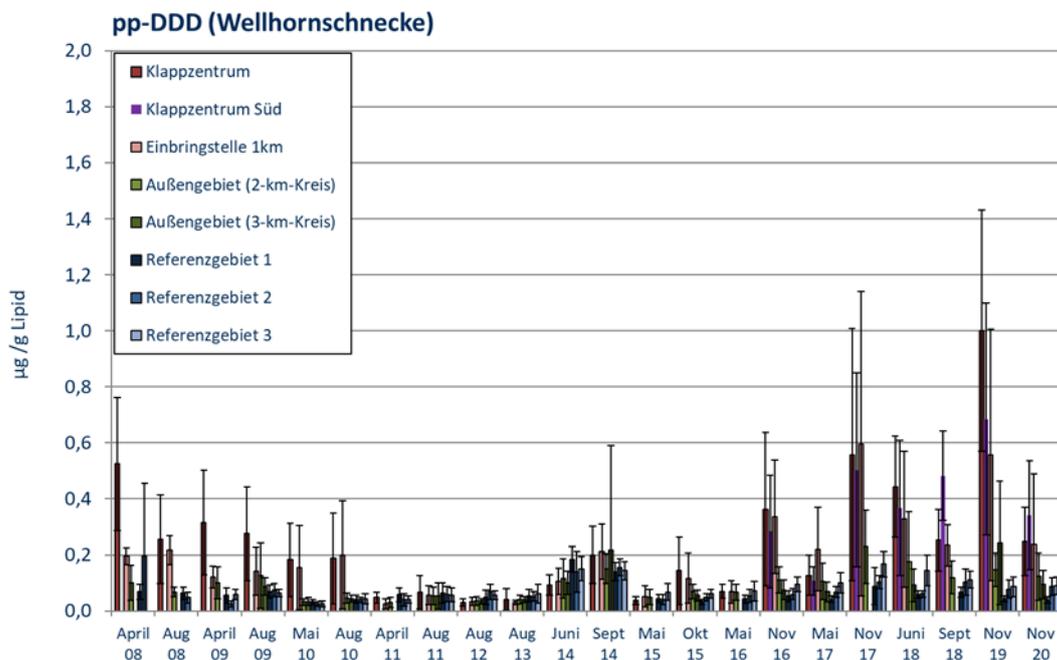


Abbildung 4-55 Belastung der Wellhornschnellen mit pp-DDD von 2008 bis 2020 (Bezugsbasis Lipid)

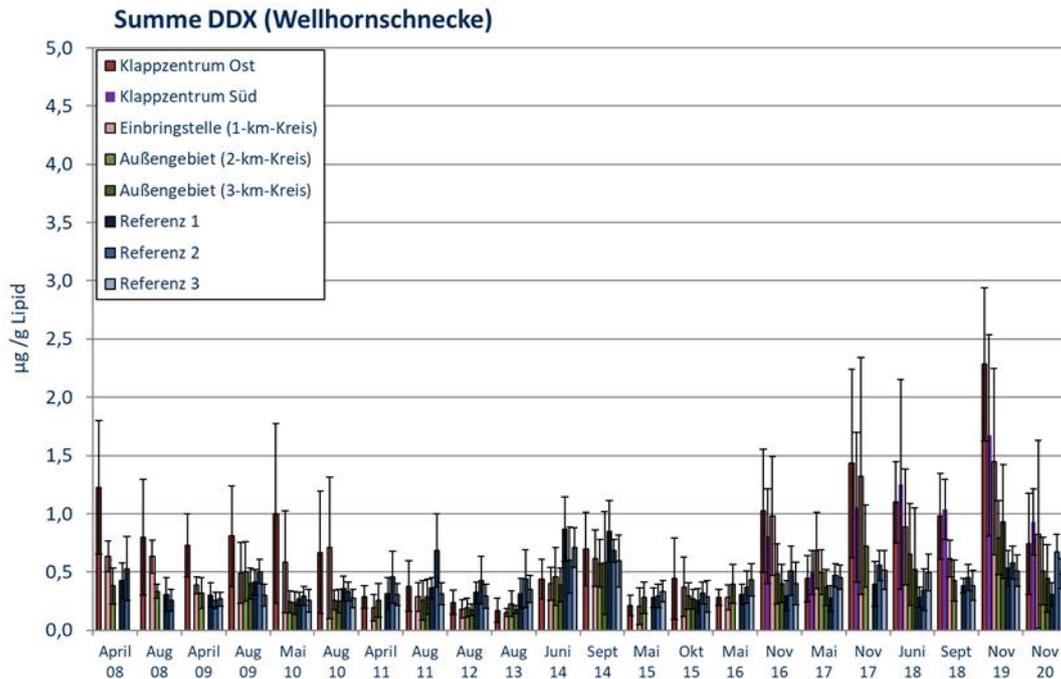


Abbildung 4-56 Belastung der Wellhornschnecken mit der Summe der DDT-Verbindungen von 2008 bis 2020 (Bezugsbasis Lipid)

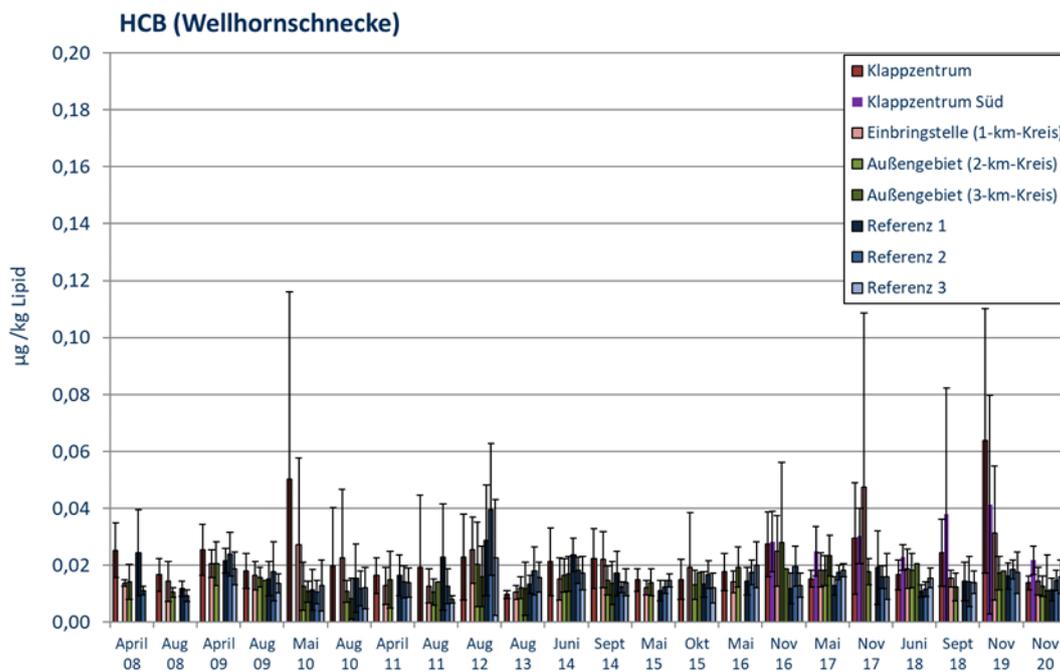


Abbildung 4-57 Belastung der Wellhornschnecken mit HCB von 2008 bis 2020 (Bezugsbasis Lipid)

Eine baggergutbedingte, statistisch signifikante Anreicherung liegt im November 2020 für die auf Trocken-substanz bezogenen Octachlorstyrol-Gehalte der Tiere aus dem Klappfeld Süd vor (Tabelle 4-6, $p < 0,0001$). Werden die Gehalte auf Lipid normiert liegen signifikante Anreicherungen

im Klappzentrum Süd für Octachlorstyrol und Hexachlorbenzol nur gegenüber dem Referenzgebiet 1 vor. Die Gehalte von HCB 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 4-57).

Wie bereits im Vorjahr liegen die Gehalte der Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) im Weichkörper der Wellhornschnellen im November 2020 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 2020 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

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass für die PCB Kongenere im betrachteten Zeitraum keine baggergutbedingten, statistisch signifikanten Anreicherungen im Einbringgebiet (Klappzentren und 1km-Kreis) oder im Außengebiet festgestellt werden. Die Gehalte 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 2020 nicht weiter fort und speziell für das Jahr 2020 liegen die PCB-Gehalte in den Wellhornschnellen aus dem Einbringbereich wieder auf einem niedrigeren Niveau (Abbildung 4-50).

Die Metalle Arsen, Kupfer und Quecksilber sind in den Schnecken der Referenzgebiete weiterhin höher angereichert als im Einbringbereich und den Außengebieten. Die Gehalte von Cadmium und Zink lagen in den Vorjahren in den verschiedenen Gebieten auf einem vergleichbaren Niveau, während die Gehalte insgesamt seit Oktober 2015 etwas angestiegen sind. Die vorliegenden Ergebnisse aus den Jahren 2019 und 2020 zeigen hingegen wieder einen Rückgang der Gehalte an. Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet sind in den einzelnen Kampagnen für Zink und Cadmium 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 4-54). 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. Ob sich dieser Trend fortsetzt muss in den folgenden Kampagnen bewertet werden.

Das Konzentrationsniveau für die zinnorganischen Verbindungen MBT und DBT liegt im Einbringbereich in den Jahren 2019 und 2020 weiterhin deutlich unterhalb der Konzentrationen des ersten Verbringungszeitraums (Abbildung 4-51). 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 keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen festgestellt und insgesamt liegt der Gehalt an TBT in den Schnecken erheblich niedriger als der der Abbauprodukte MBT und DBT (Abbildung 4-52). Dies ist wahrscheinlich auf einen Abbau von TBT in den Schnecken zurückzuführen (BfG-Bericht 1711, 2011a; E3-Jahresbericht der HPA, 2015). Die Gehalte von TeBT in den Schnecken des Untersuchungsgebietes liegen seit Oktober 2016 durchgängig oberhalb der Bestimmungsgrenze und sind im Jahr 2019 auf beiden Klappzentren und im Jahr 2020 auf dem Klappzentrum Ost signifikant gegenüber allen drei Referenzgebieten angereichert. Im Vergleich zum Juni 2018,

liegen die Gehalte im November 2020 wieder niedriger. 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. Bislang konnte hierfür jedoch kein Anhaltspunkt gefunden werden und Messungen in einem Parallellabor haben die Höhe der TeBT Gehalte an einzelnen Proben bestätigt.

Die organischen Schadstoffe (DDT-Verbindungen und HCB) zeigen im Jahr 2019 ein Allzeitmaximum der jeweiligen Gehalte in den Wellhornschnecken aus dem Verbringbereich (Klappzentren und 1 km-Kreis). Das gilt sowohl für die auf Trockensubstanz als auch für die auf Lipid bezogenen Gehalte. Ein Grund für die hohe Anreicherung der organischen Schadstoffe liegt vermutlich bei den relativ hohen Lipidgehalten der Schnecken in diesen Gebieten (Klappzentrum Süd mittleren Lipidgehalte 5,8%, Klappzentrum Ost 6,7%, 1 km-Kreis 4,9%) im Vergleich zu den Referenzgebieten (R1: 5,0%, R2: 3,9%, R3:3,0% %). Gleichzeitig sind die Tiere auf dem Klappzentrum Süd kleiner als die Schnecken aller anderer Gebiete. Dieser Unterschied ist zu den Referenzgebieten statistisch signifikant. Das Vorkommen kleinerer Schnecken auf den Klappzentren wird vor dem Hintergrund einer erhöhten Reproduktionstätigkeit in den Gebieten in den Jahren 2016/2017 diskutiert (BioConsult, 2019). Untersuchungen zur Anreicherung organischer Schadstoffe zeigen Hinweise auf einen negativen Zusammenhang zwischen Alter (Größe) und der Höhe der Anreicherung (E3 Jahresbericht der HPA, 2017-2018). Möglicherweise kann ein Teil der höheren Schadstoffgehalte auch dadurch erklärt werden, obgleich signifikant geringere Größen der Wellhornschnecken auf den Klappzentren und dem 1 km-Kreis auch für das Jahr 2020 festgestellt wurden. Im Jahr 2020 liegen die Gehalte der organischen Schadstoffe hingegen wieder auf dem Niveau der Vorjahre oder etwas niedriger.

Für HCB ist seit Wiederaufnahme der Baggergutverbringung bislang keine baggergutbedingte Anreicherung zu beobachten. Für OCS wird hingegen seit September 2018 eine baggergutbedingte signifikante Anreicherung für die auf Trockensubstanz normierten Gehalte auf den Klappzentren Ost und/oder Süd festgestellt.

Im Untersuchungszeitraum November 2019 bis November 2020 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 Juni 2019 und April 2020 in sechs Gebieten durchgeführt (Tabelle 4-7).

Im Jahr 2019 wurde an insgesamt fünf von 150 Weibchen das Imposex-Phänomen festgestellt. Alle fünf Fälle sind dem Imposexstadium 1 zuzuordnen. Jeweils eins der fünf Tiere wurden auf dem Klappzentrum Ost, auf dem Klappzentrum Süd (Stadium 1) und im 1 km-Kreis gefunden. Zwei Tiere wurden im Außengebiet gefunden. Im Jahr 2020 wurde das Imposex-Phänomen bei keinem der 150 untersuchten Weibchen festgestellt.

Der PCI-Index liegt im Jahr 2019 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 2020 liegt der PCI-Index bei 0 und wird demnach in Klasse A eingeordnet (BioConsult, 2021c). Die Imposexrate insgesamt liegt in den Jahren im Mittel bei

rund 3 % der Tiere (2019) bzw. bei 0 % der Tiere (2020) und bestätigt somit den bereits seit 2011 festgestellten Rückgang der Imposexrate in den untersuchten Gebieten (E3-Jahresbericht der HPA, 2017/2018).

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 bei den 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 (2019b, 2021c) 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 2019 und 2020 lag die Gehäuselänge meist zwischen 60 und 90 mm, was einem Alter zwischen 5 und 13 Jahren entsprechen kann (BioConsult, 2017a). 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, 2018d) 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 (2021c)

	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
Mittelwert	0,01	0,15	0,18	0,18	0,27	0,24
Stabw	0,02	0,18	0,26	0,22	0,35	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 2019 und 2020 ist in Tabelle 4-8 aufgeführt. Die Lage der Hols zeigt Abbildung 4-58.

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 ein, für die neue Umweltqualitätsnormen für Muscheln formuliert wurden (Benzo(a)pyren und Fluoranthen), sowie die Summe der 12 untersuchten PAK. 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 September 2019 und im August 2020.

Tabelle 4-8 Anzahl Individuen, Einwaage und Parallelen für die Bestimmung der Pfeffermuscheln in den Jahren 2019 und 2020

		1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz
Sept 19	Anzahl	1638	1652	1534	1721	2051
	Einwaage ¹	2	2	2	2	2
	Gewicht/Tier ²	22	20	20	21	18
	Parallelen	5	5	5	6	6
	Lipidgehalt ³	3,4	3,6	3,8	4,0	3,7
Aug 2020	Anzahl	2078	2018	2545	1731	1975
	Einwaage ¹	2	2	2	2	2
	Gewicht/Tier ²	27	24	24	28	24
	Parallelen	6	6	7	5	6
	Lipidgehalt ³	3,3	3,4	3,4	2,9	4,3

¹ Einwaage pro Parallele für chlororganische Parameter in g

² Mittleres Trockensubstanzgewicht pro Tier pro Gebiet in mg

³ Lipidgehalt in Gew.% Trockensubstanz

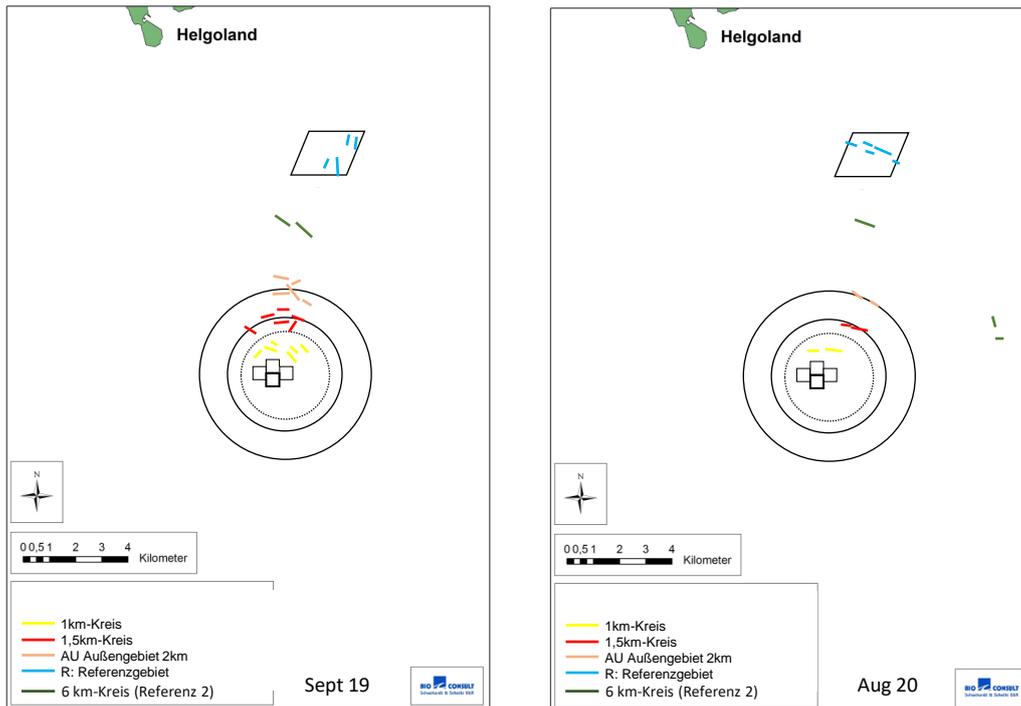


Abbildung 4-58 Dredgenzüge zur Probenahme von Pfeffermuscheln in den Jahren 2019-2020, Karten nach BioConsult (2019) verändert.

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 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 Termin 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.

Die Untersuchungen zeigen, dass die Stoffgehalte der PCB Kongenere 52-180 im **September 2019** in den Pfeffermuscheln im 1 km- und 1,5 km-Kreis im Mittel höher liegen als in den Referenzgebieten (Abbildung 4-59). Im direkten statistischen Vergleich sind die Unterschiede nur zu Referenzgebiet 1 für die genannten Kongenere signifikant und die Gehalte liegen deutlich innerhalb des Hintergrunds. Werden die Gehalte auf Lipid normiert, bestehen signifikante Anreicherungen im 1 km-Kreis gegenüber beiden Referenzgebieten, liegen jedoch innerhalb des Hintergrunds. Die Gehalte im 1 km-Kreis für PCB 180 liegen hingegen oberhalb des Hintergrunds, so dass hier eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung für den 1 km-Kreis vorliegt (Tabelle 4-9).

Für die Metalle wird im September 2019 eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im 1 km-Kreis für Cadmium festgestellt (Tabelle 4-9, $p < 0,0001$). Die Gehalte im 1 km-Kreis für Cadmium in der Pfeffermuschel zeigen dabei ein Allzeitmaximum (Abbildung 4-60). Für Blei wird im statistischen Vergleich ein signifikanter Gebietsunterschied zwischen dem 1 km-Kreis und beiden Referenzgebieten festgestellt. Die Bleigehalte liegen jedoch deutlich innerhalb des Hintergrunds, eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung im 1 km-Kreis ist daher hier nicht festzustellen (Tabelle 4-9, Abbildung 4-61). Die Gehalte der Metalle Kupfer und Zink liegen im 1,5 km- und 2 km-Kreis bzw. im 1 km- und 1,5 km-Kreis signifikant höher als in Referenzgebiet 1, aber nicht höher als im Referenzgebiet 6 km-Kreis, so dass keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen vorliegen. (Tabelle 4-9). Die Gehalte für beide Metalle liegen zudem innerhalb des Hintergrunds der Vorjahre (s oben). Die Quecksilbergehalte in den Pfeffermuscheln zeigen keine signifikanten Gebietsunterschiede an (Abbildung 4-62).

Bei den chlororganischen Verbindungen wird für op-DDD und pp-DDD (Tabelle 4-9, Abbildung 4-63) eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im 1 km-Kreis festgestellt (TS und Lipid: $p < 0,0001$). Werden die Daten auf die Basis Lipid bezogen, gilt dies auch für pp-DDE und die Summe der sechs DDT-Metabolite (Abbildung 4-64) sowie für HCB (pp-DDE und DDX: $p < 0,0001$, HCB: $p < 0,0005$). Insgesamt liegen die mittleren Gehalte der meisten Chlororganika im 1 km-Kreis im September 2019 auf einem vergleichbaren Niveau wie seit 2014 (Abbildung 4-63, Abbildung 4-64, Abbildung 4-65). Die Gehalte von OCS sowie alpha-, beta- und gamma-HCH liegen im September 2019 unterhalb der Bestimmungsgrenze.

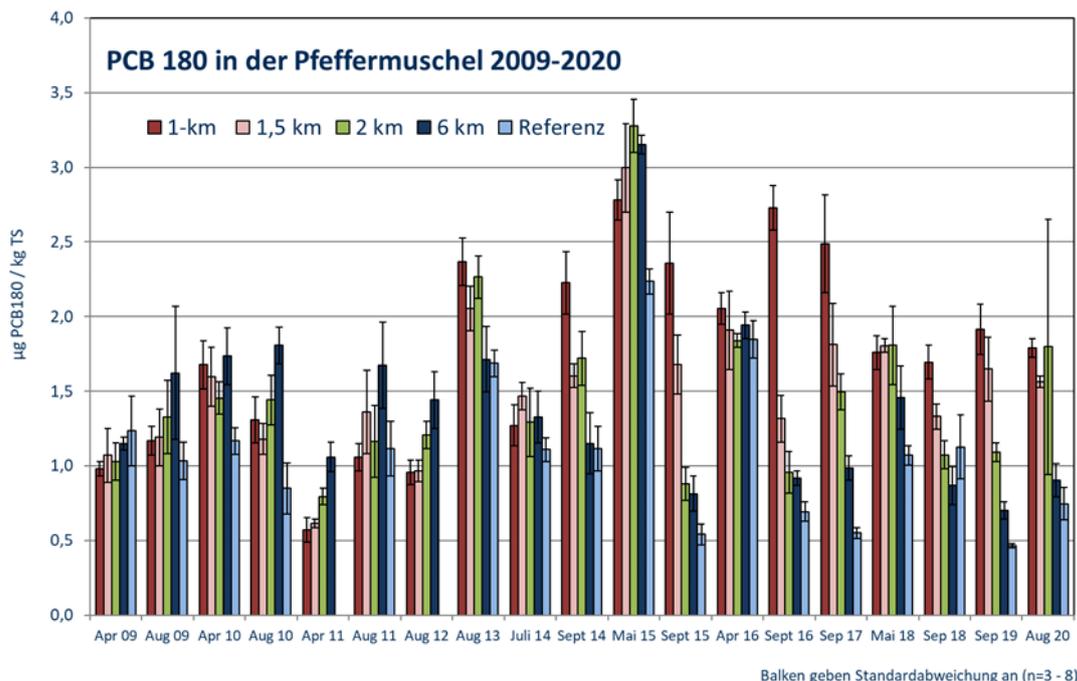


Abbildung 4-59 Belastung der Pfeffermuschel mit PCB 180 (Bezugsbasis Trockensubstanz).

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 2019.

Parameter	TS 1-km	TS 1,5-km	TS 2-km	Lipid 1-km	Lipid 1,5-km	Lipid 2-km
Cd	Sign. ↑	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.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
aHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG
gHCH	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.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
opDDD	Sign. ↑	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
ppDDD	Sign. ↑	n.s.	n.s.	Sign. ↑	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	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
OCS	BG	BG	BG	BG	BG	BG
HCB	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	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	Sign. ↑	n.s.	n.s.	Sign. ↑	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 4-66) sind keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbring- oder Außengebiet festzustellen (Tabelle 4-9). Die vorliegenden Umweltqualitätsnormen (UQN) werden eingehalten (Kapitel 4.7.6). Die Summe der 12 PAK zeigt hingegen eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im 1 km-Kreis (TS: $p < 0,005$, Lipid: $< 0,001$).

Im September 2019 sind bei keinem Parameter signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Außengebiet aufgetreten (Tabelle 4-9).

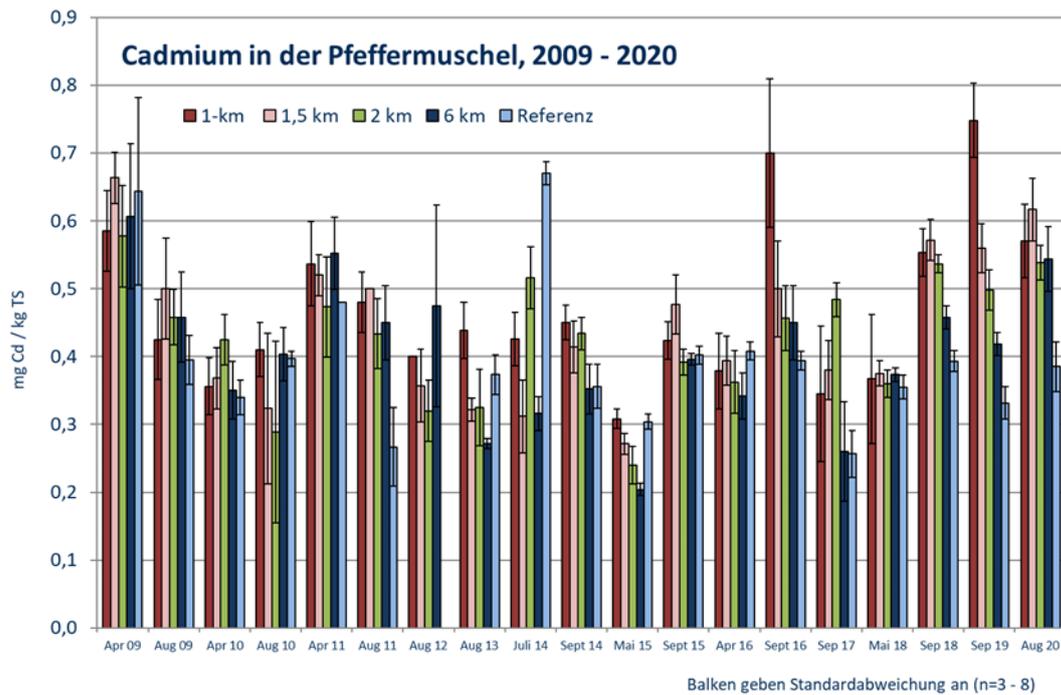


Abbildung 4-60 Belastung der Pfeffermuschel mit Cadmium (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

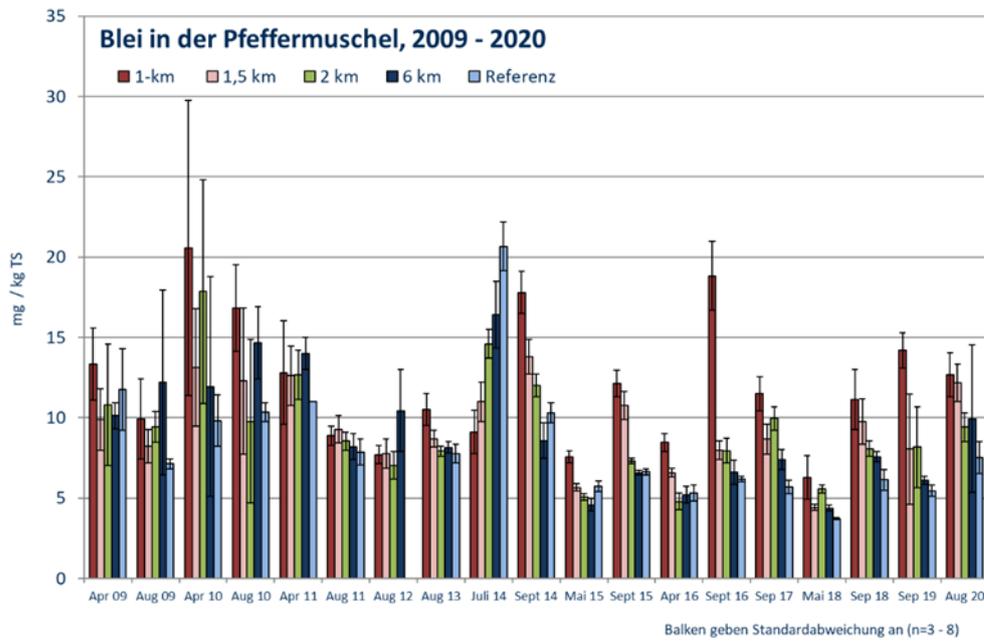


Abbildung 4-61 Belastung der Pfeffermuschel mit Blei (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

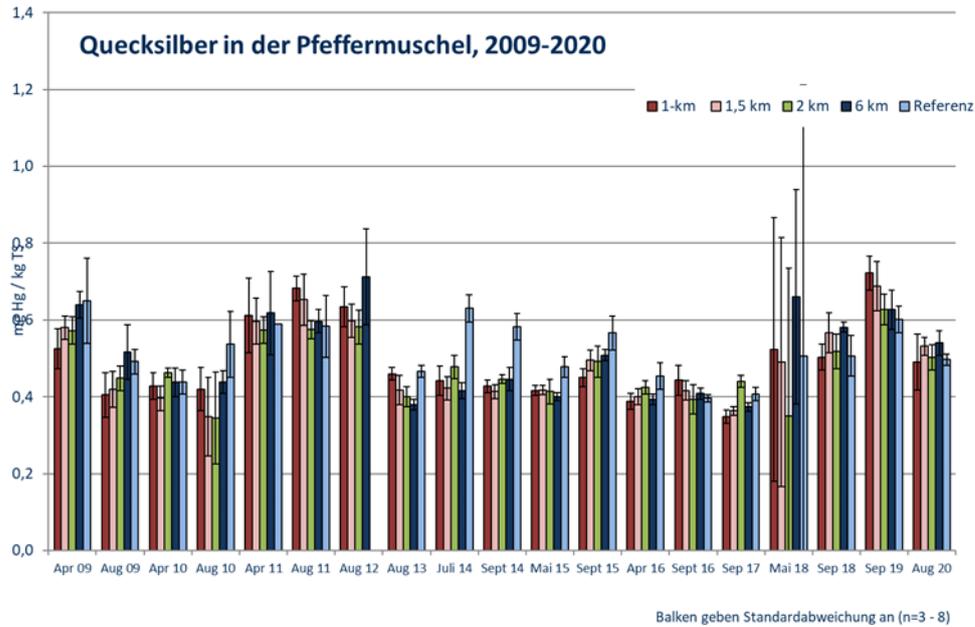


Abbildung 4-62 Belastung der Pfeffermuschel mit Quecksilber (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

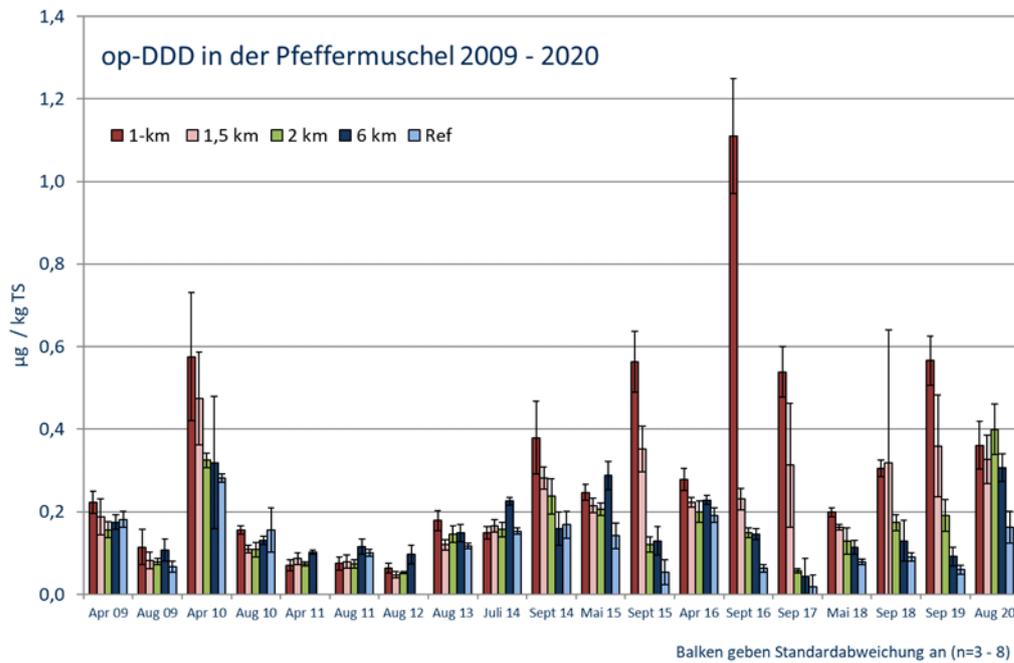


Abbildung 4-63 Belastung der Pfeffermuschel mit op-DDD (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

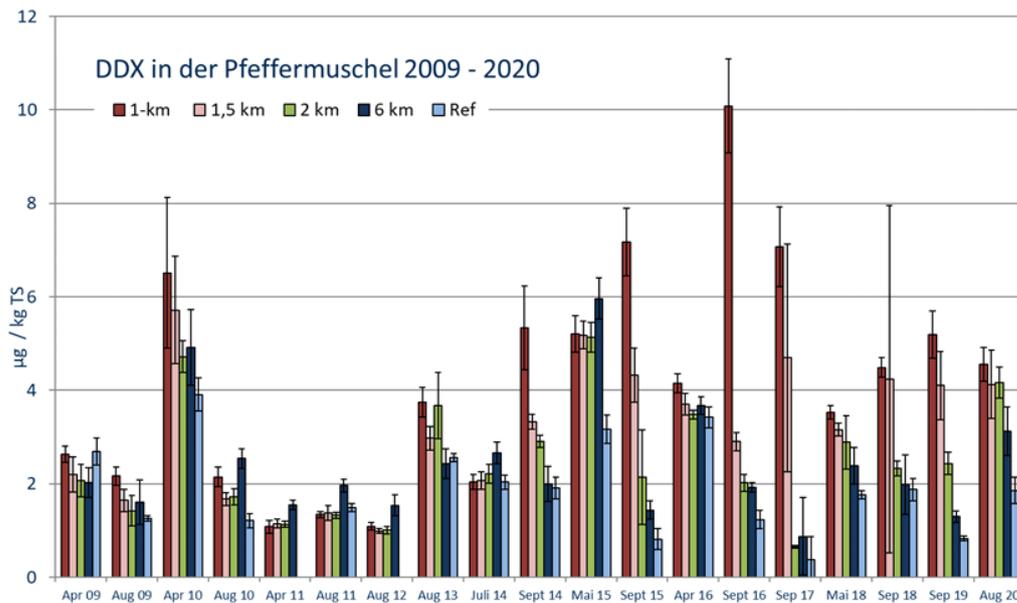
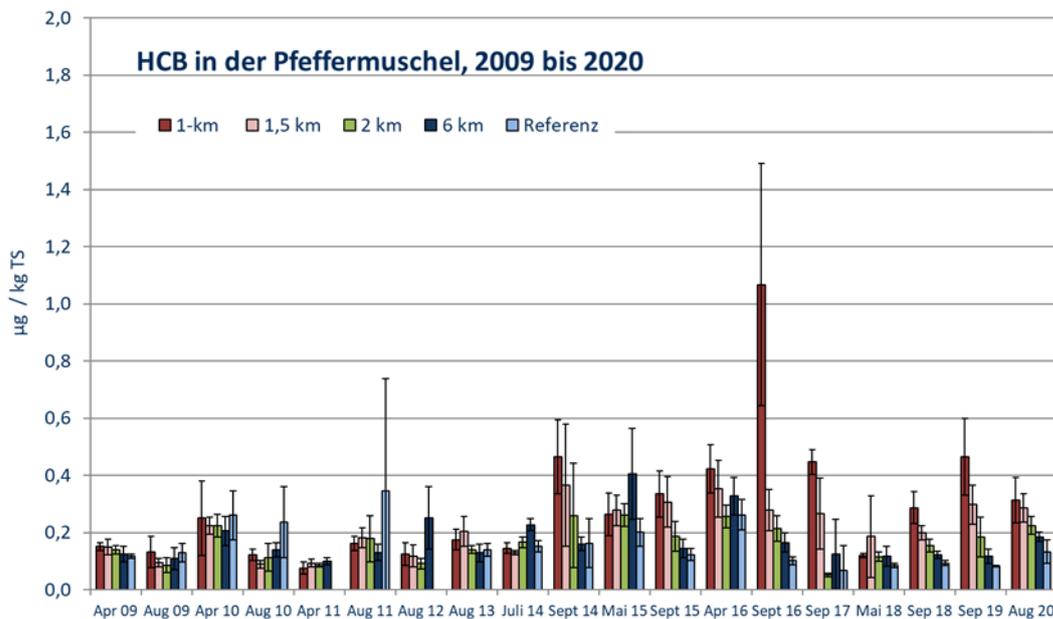


Abbildung 4-64 Belastung der Pfeffermuschel mit der Summe der sechs DDT-Verbindungen (Bezugsbasis: Trockensubstanz)



Balken geben Standardabweichung an (n=3 - 8)

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

Für **August 2020** liegen die Gehalte der PCB Kongenere 101, 118, 138, 153 und 180 sowie die Summe der 7 PCB Kongenere (Bezugsbasis Trockensubstanz) in den Pfeffermuscheln im 1 km-Kreis signifikant höher als im 6 km-Kreis und im Referenzgebiet 1. Insgesamt liegen die Gehalte der PCB Kongenere innerhalb des Hintergrunds, (Abbildung 4-59), signifikante baggergutbedingte Anreicherungen sind damit nicht festzustellen (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) so wie zur Hintergrundbelastung für August 2020**

Parameter	TS 1-km	TS 1,5-km	TS 2-km AU	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.
aHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG
gHCH	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	n.s.	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	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
OCS	Sign. ↑	n.s.	n.s.	Sign. ↑	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, 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 Bestimmungsgrenze.

Bei den Metallen liegen die Stoffgehalte von Cadmium, Blei und Zink im 1 km- und im 1,5 km-Kreis signifikant höher als im Referenzgebiet 1, nicht aber als im 6 km-Kreis (Abbildung 4-60, Abbildung 4-61). Beim Kupfer liegen die Gehalte im 1 km-Kreis und im 2 km-Kreis signifikant höher als in Referenzgebiet 1. Alle Metalle liegen im August 2020 innerhalb der Spanne der Hintergrundbelastung, eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich oder im Außengebiet ist somit nicht gegeben (Tabelle 4-10, Abbildung 4-62).

Im August zeigen die auf Trockensubstanz bezogenen Stoffgehalte der chlororganischen Verbindungen op-DDE, pp-DDE (beide p: $< 0,0001$) und die Summe der sechs DDT Metabolite (Tabelle 4-10, p $< 0,0005$) eine signifikante Anreicherung im 1 km-Kreis gegenüber beiden Referenzgebieten. Die Gehalte liegen innerhalb des Hintergrunds (Abbildung 4-64). Für OCS wird ebenfalls eine signifikante Anreicherung im 1 km-Kreis gegenüber beiden Referenzgebieten festgestellt, die sowohl für die auf Trockensubstanz als auch für die auf Lipid bezogenen Gehalte oberhalb des Hintergrunds liegt und somit ist eine baggergutbedingte signifikante Anreicherung im 1 km-Kreis festzustellen (p $< 0,0001$ für TS und Lipid, Tabelle 4-10).

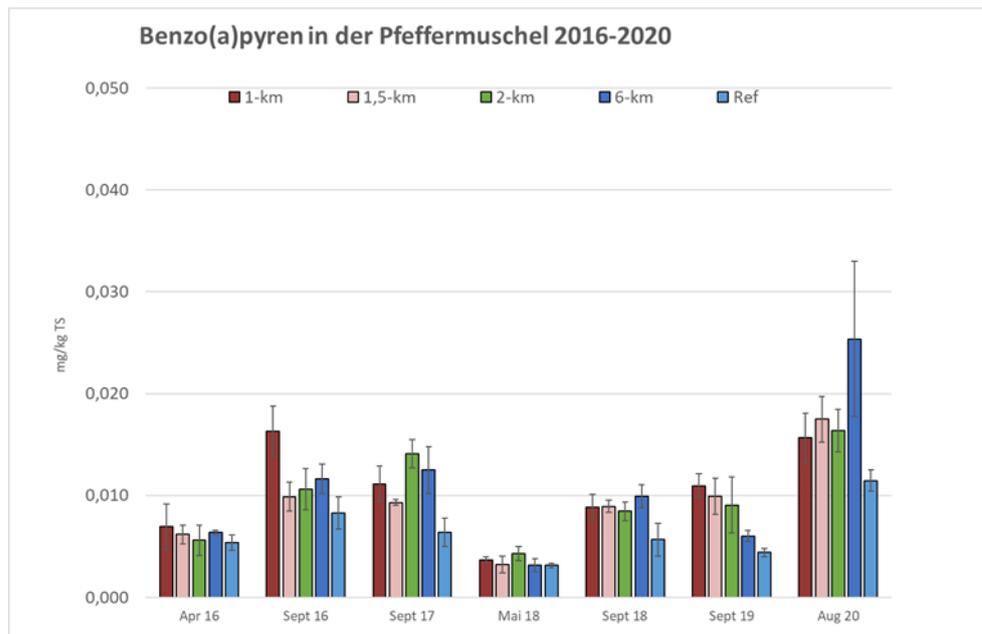


Abbildung 4-66 Belastung der Pfeffermuschel mit Benzo(a)pyren (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

Bei den PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren (Tabelle 4-10, Abbildung 4-66) sowie der Summe der 12 untersuchten PAK sind keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbring- oder Außengebiet für August 2020 festzustellen. Die Gehalte der PAK liegen jedoch im Jahr 2020 deutlich höher als in den Vorjahren. Die vorliegenden UQN für Benzo(a)pyren und Fluoranthen werden im Mittel eingehalten, im Referenzgebiet 6 km-Kreis liegen jedoch zwei Proben über der UQN für Benzo(a)pyren von 5µg/kg FG. Ein Zusammenhang mit der Baggergutverbringung kann nicht hergestellt werden: Zum einen sind die PAK-Werte im Baggergut über die vergangenen Jahre nicht angestiegen. Zum anderen deutet auch die räumliche Verteilung mit einem Maximalwert im 6-km-Kreis keinen Zusammenhang mit der Baggergutverbringung an. Eine Ursache für die höheren Werte im Jahr 2020 ist damit nicht bekannt. Die Ergebnisse der Untersuchung wurden in einem zweiten Labor an einzelnen Proben überprüft und bestätigt.

Eine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung außerhalb des Einbringbereichs wird im 2 km-Kreis im August 2020 für keinen Parameter festgestellt (Tabelle 4-10).

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

In den Kampagnen der Jahre 2019 und 2020, die verbringungsbegleitend durchgeführt wurden, werden bei den Pfeffermuscheln signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen einzelner chlororganischer Verbindungen (PCB180, pp-DDE, op-DDD, pp-DDD, Summe DDT, HCB, OCS) im 1 km-Kreis hauptsächlich für die auf Lipid normierten Gehalte festgestellt. Während im September 2016 ein Allzeitmaximum für op-DDD, pp-DDD, op-DDE, pp-DDE, OCS und HCB festgestellt wurde (E3-Jahresbericht der HPA, 2016), liegen die Gehalte seit 2017 wieder auf einem niedrigeren Niveau, was auch für die Jahre 2019 und 2020 bestätigt werden kann (Abbildung 4-63, Abbildung 4-64, Abbildung 4-65). Das Allzeitmaximum der Cadmiumgehalte aus dem Jahr 2016 wurde hingegen im Jahr 2019 übertroffen. Im August 2020 liegen die Cadmium-Gehalte wieder auf dem Niveau von September 2018, eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung ist hier nicht mehr festzustellen (Abbildung 4-60).

Die Gehalte der Summe der 12 untersuchten PAK liegen im Jahr 2020 knapp viermal so hoch wie im Jahr 2016 bei der ersten Messung. Ein Anstieg der Fluoranthen- und Benzo(a)pyren-Gehalte ist

im Jahr 2020 ebenfalls festzustellen. Dies gilt für alle Gebiete, wobei die mittleren Gehalte im 6 km-Kreis jeweils am höchsten sind. Obgleich die UQN für Fluoranthen und Benzo(a)pyren im Mittel in allen Gebieten eingehalten wurde, liegt in zwei von fünf Proben im Referenzgebiet 6 km-Kreis eine Überschreitung der UQN für Benzo(a)pyren (UQN: 5 µg/kg FG) von 5,4 bzw. 5,6 µg/kg FG vor. Hinweise auf einen Zusammenhang mit der Baggergutverbringung liegen hierfür nicht vor und gemäß den Freigabeuntersuchungen sind keine Erhöhungen der PAK Gehalte im Baggergut aufgetreten (Kapitel 3.1). Eine Parallelbestimmung in einem zweiten Labor an einzelnen Pfeffermuschelproben aus dem Jahr hat die Ergebnisse bestätigt.

In den Jahren 2019 und 2020 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 2019 bis 2020 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 (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. In den Jahren 2019 und 2020 wurden pro Probe 2-4 Lebern vereinigt, um eine ausreichend große Probenmenge und Anzahl zu generieren. Insgesamt werden so seit 2011 pro Gebiet 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 vorgeommen. 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 vorrangig auf die Trockensubstanz bezogen ausgewertet. Die Analysen finden an Klieschen aus den vier Gebieten Einbringstelle (1 km-Kreis mit Klappzentren), Außengebiet (2- bis 3-km), Referenzgebiet 1 und Referenzgebiet 2 (Abbildung 4-67) 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 (Kapitel 4.3.1). Um die Kontinuität mit den vorangehenden Untersuchungen zu wahren, wurde in den Jahren 2019 und 2020 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.

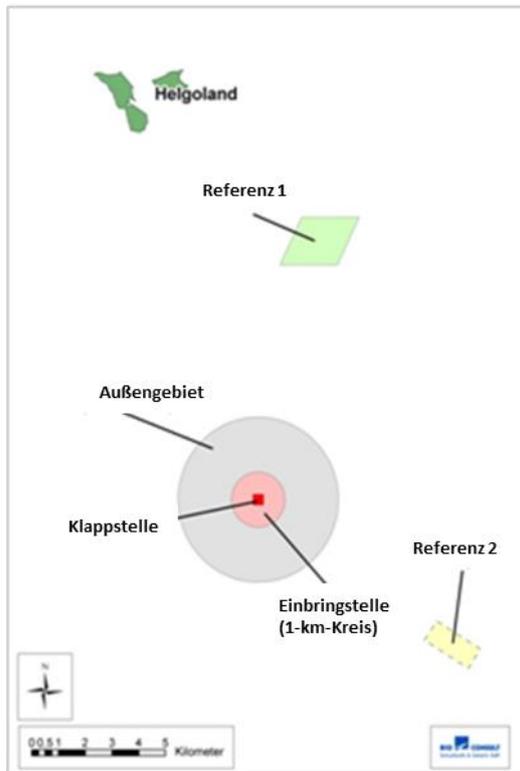


Abbildung 4-67 Untersuchungsgebiete für das Klieschen- und Schollenmonitoring.

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 2019** liegen die Stoffgehalte der PCB-Kongenere in den Leberproben der Kliesche auf einem etwas niedrigeren Niveau als in den Vorjahren, baggergutbedingte Anreicherungen sind hier nicht abzuleiten (Abbildung 4-68).

Bei den Metallen werden ebenfalls keine baggergutbedingten Anreicherungen festzustellen. Für Blei liegen die Gehalte der Tiere von der Einbringstelle signifikant höher als in Referenzgebiet 1, aber nicht zu Referenzgebiet 2. Insgesamt liegen die Gehalte von Blei, Kupfer, Cadmium, Arsen und Quecksilber (Abbildung 4-69) auf dem Niveau der Vorjahre. Für Zink liegen die mittleren Gehalte in allen Gebieten etwas über dem Durchschnitt der vergangenen Jahre, Hinweise auf einen Zusammenhang mit der Baggergutverbringung liegen hierfür nicht vor (Abbildung 4-70).

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 2019**

	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
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	ns	ns	ns	ns
gHCH	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 ($\alpha < 0,05$).

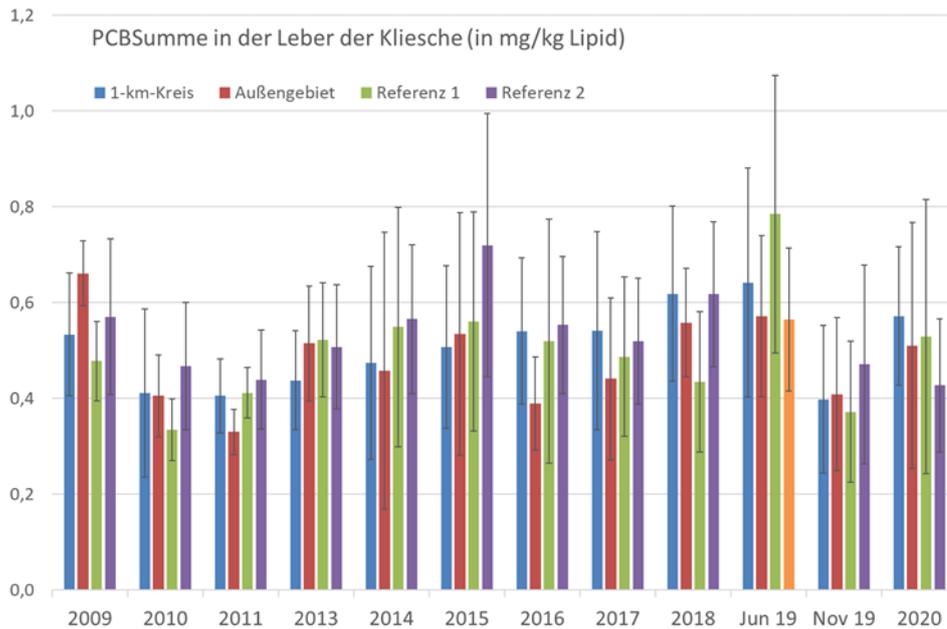


Abbildung 4-68 Mittlerer Gehalt der Summe der sieben PCB-Kongenerne im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Lipid)

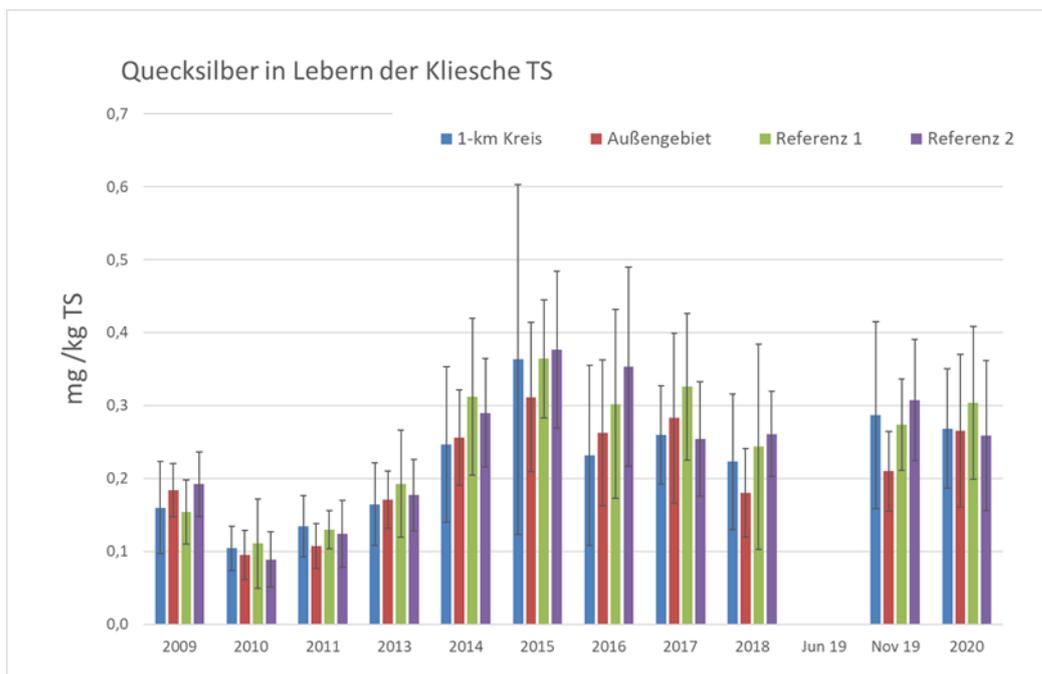


Abbildung 4-69 Mittlerer Quecksilbergehalt im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

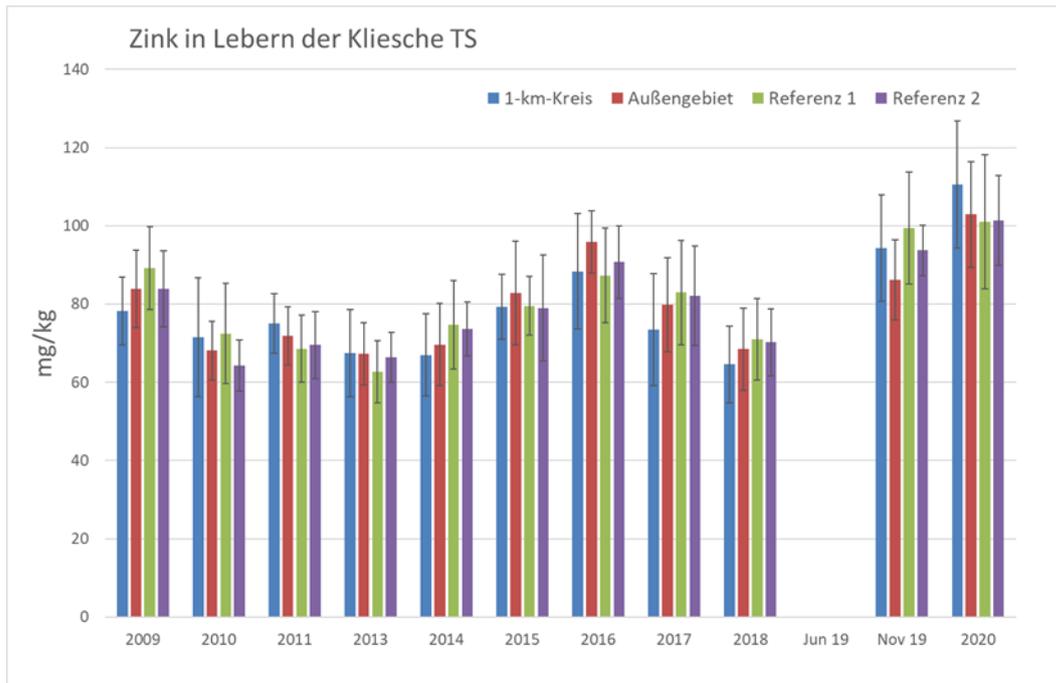


Abbildung 4-70 Mittlerer Zinkgehalt im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

In den Lebern der Kliesche liegen die zinnorganischen Verbindungen MBT, TBT und TeBT im November 2019 unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für DBT werden in einzelnen Proben Messungen oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt, signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen für die Einbringstelle oder das Außengebiet liegen nicht vor (Abbildung 4-71, Tabelle 4-11).

Bei den chlororganischen Schadstoffen sind im Herbst 2019 keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen auf der Einbringstelle oder dem Außengebiet festzustellen (Tabelle 4-11). Relativ gesehen liegen die mittleren Gehalte von HCB, OCS, op-DDD und pp-DDT im Außengebiet auf einem etwas höheren Niveau als in den anderen Gebieten (Abbildung 4-72, Abbildung 4-73). Statistisch gesehen sind die Gehalte von HCB und pp-DDT im Außengebiet signifikant höher als in Referenzgebiet 1, nicht aber zu Referenzgebiet 2. Für op-DDD, pp-DDD und die Summe der sechs DDT-Verbindungen sind die Gehalte im Einbringbereich, im Außengebiet und in Referenzgebiet 2 signifikant höher als in Referenzgebiet 1. Insgesamt liegen die Gehalte der DDT-Verbindungen und von OCS in den Klieschenlebern im Jahr 2019 auf dem Niveau des Jahres 2018 und niedriger als im Jahr 2016, wie anhand der Gehalte der Summe der DDT-Verbindungen dargestellt (Abbildung 4-74).

In den Klieschenlebern wurde im Jahr 2019 für keinen Parameter eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Außengebiet festgestellt.

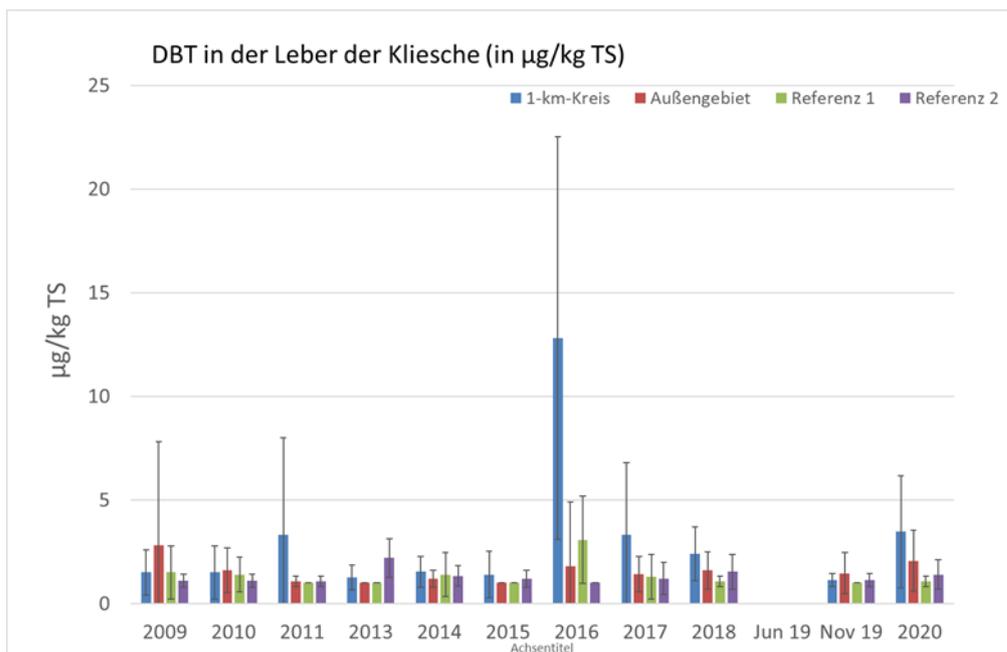


Abbildung 4-71 Mittlerer Gehalt von DBT im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Tabelle 4-12 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Kliesche in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2020

	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	ns	ns		
DBT	Sign. ↑	ns		
TBT	ns	ns		
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
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	ns	ns	ns	ns
gHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	Sign. ↑	ns	ns	ns
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns
ppDDD	ns	ns	Sign. ↑	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	ns	ns	ns	ns
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	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.

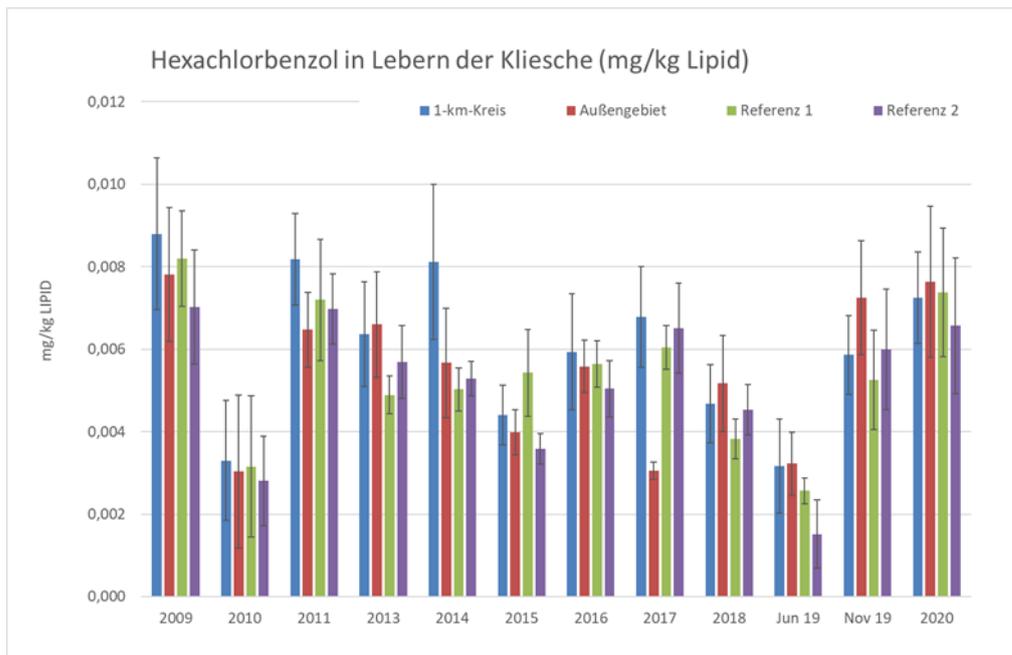


Abbildung 4-72 Mittlerer Gehalt von HCB im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Lipid)

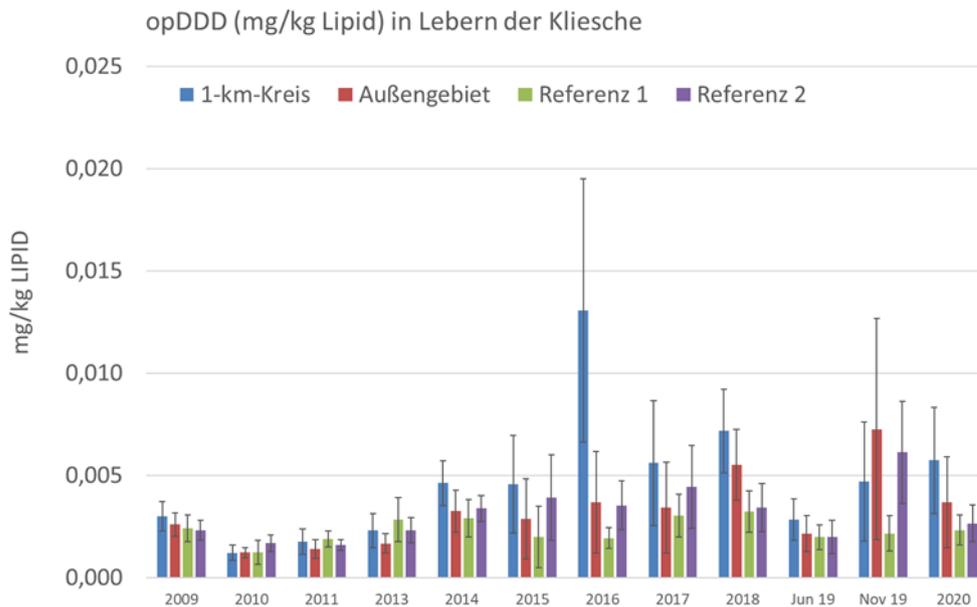


Abbildung 4-73 Mittlerer Gehalt von op-DDD im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Lipid)

Für die Stoffgehalte der PCB-Kongenere sind auch im **Herbst 2020** keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen in den Leberproben der Kliesche festzustellen (Tabelle 4-12). Die Gehalte der PCB-Kongenere liegen im Bereich langjähriger Mittelwerte (Abbildung 4-68).

Bei den Metallen sind ebenfalls keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen abzuleiten (Tabelle 4-12). Insgesamt liegen die Gehalte von Blei, Kupfer, Cadmium, Arsen und Quecksilber im Jahr 2020 im Bereich langjähriger Mittelwerte (Abbildung 4-69). Die Zinkgehalte

zeigen in allen Gebieten etwas höhere Gehalte als in den Untersuchungsjahren zuvor (Abbildung 4-70). Signifikante Gebietsunterschiede bestehen nicht.

Bei den zinnorganischen Verbindungen liegen die Gehalte von TBT vollständig sowie von MBT und TeBT größtenteils unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für DBT wird eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im 1-km-Kreis festgestellt ($p < 0,0005$, bezogen auf TS, Tabelle 4-12, Abbildung 4-71). Die DBT-Gehalte liegen in den Klieschenlebern im Jahr 2020 auf einem vergleichbaren Niveau zum Jahr 2017 (Abbildung 4-71).

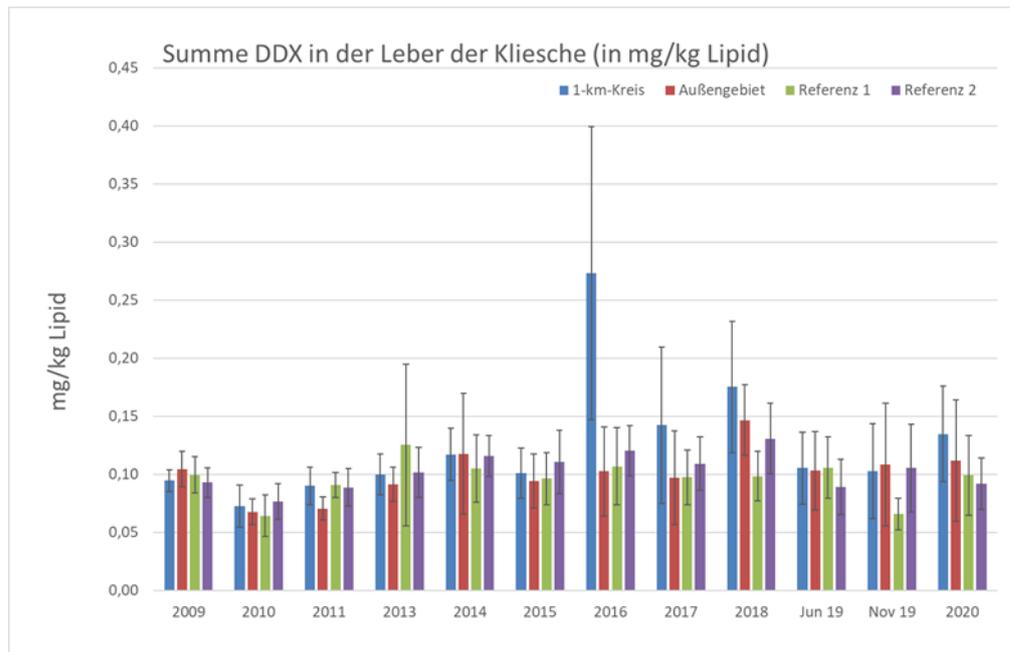


Abbildung 4-74 Mittlerer Gehalt der Summe der DDT-Verbindungen im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Lipid)

Bei den chlororganischen Schadstoffen sind im Jahr 2020 verschiedene signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen in den Klieschenlebern im Einbringbereich festzustellen (Tabelle 4-12). Dies betrifft op-DDE auf TS bezogen ($p < 0,001$) sowie OCS und op-DDD (Abbildung 4-73) beide sowohl auf Trockensubstanz als auch auf Lipid bezogen (p jeweils $< 0,0005$). Für pp-DDD besteht eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung für die auf Lipid normierten Werte ($p < 0,005$, Tabelle 4-12). Während die Gehalte der DDT-Verbindungen auf einem vergleichbaren Niveau wie in den Vorjahren liegen (Abbildung 4-73, Abbildung 4-74), liegen die mittleren OCS Gehalte im Schnitt doppelt so hoch wie im November 2019. Für HCB sind keine signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt worden (Tabelle 4-12).

In den Klieschenlebern wurde im Jahr 2020 für keinen Parameter eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Außengebiet festgestellt.

In den **Muskelproben** der Klieschen im **Jahr 2019** liegen, wie auch schon in den Vorjahren (E3-Jahresbericht der HPA, 2016), die Mehrheit der untersuchten Parameter (PCB 28, PCB 52, alpha-HCH, beta-HCH, gamma-HCH, HCB, op-DDE, op-DDD, op-DDT, pp-DDT, OCS, Blei, Cadmium, MBT, DBT, TBT und TeBT) unterhalb der Bestimmungsgrenze.

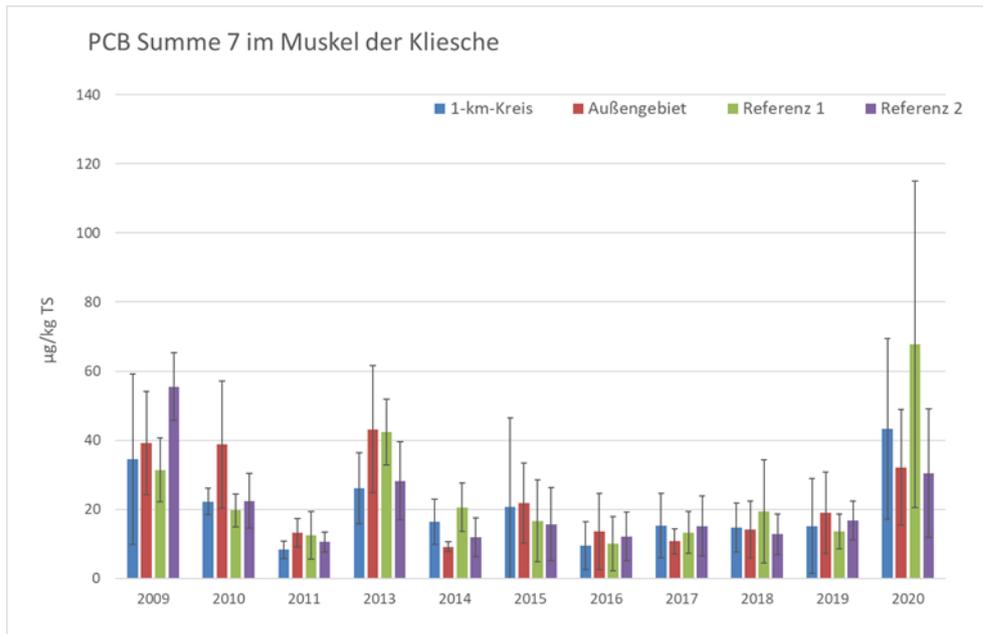


Abbildung 4-75 Mittlerer Gehalt der Summe der sieben PCB-Kongenerne im Klieschenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

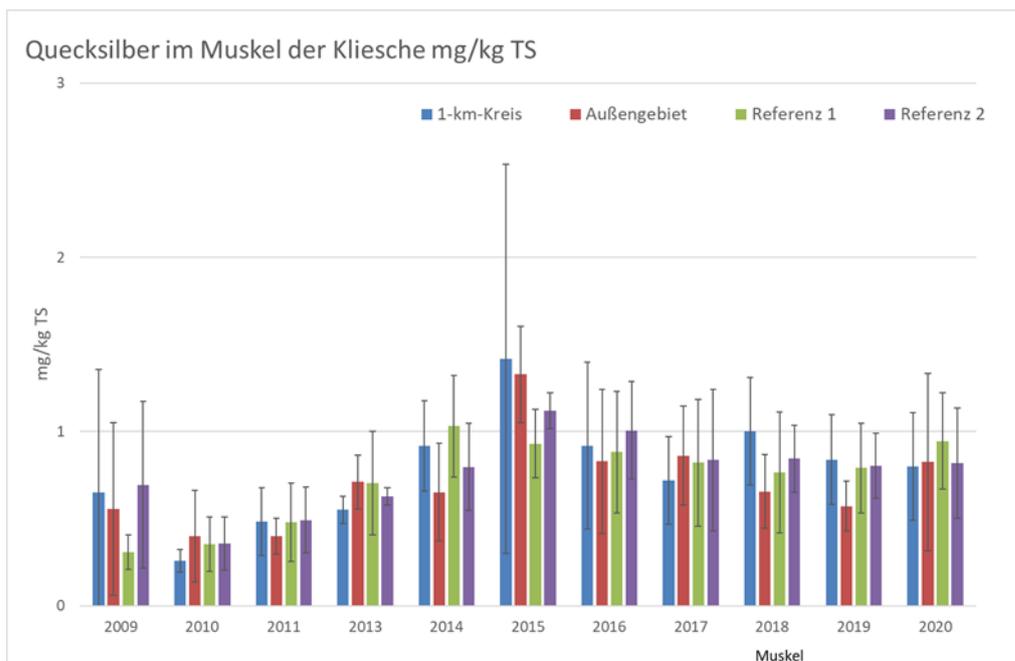


Abbildung 4-76 Mittlere Quecksilbergehalte im Klieschenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Im Jahr 2019 liegen keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen im Einbringbereich oder im Außengebiet vor (Tabelle 4-13). Die Gehalte der PCB-Kongenerne, der Metalle und der chlororganischen Schadstoffe liegen auf dem Niveau der Vorjahre (Abbildung 4-75, Abbildung 4-76, Abbildung 4-77). Die zinnorganischen Verbindungen liegen in den Teilgebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Tabelle 4-13 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Kliesche in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2019**

	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		
PCB52	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
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	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.

In den Muskelproben der Klieschen im **Jahr 2020** liegen viele der untersuchten Parameter (alpha-HCH, beta-HCH, gamma-HCH, op-DDE, op-DDD, op-DDT, Blei, Cadmium, MBT, DBT, TBT und TeBT) vollständig oder größtenteils (PCB 28, DBT, pp-DDT, OCS) unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Die Metalle Arsen, Kupfer, Zink und Quecksilber liegen auf dem Niveau der Vorjahre (Abbildung 4-76). Signifikante Gebietsunterschiede sind nicht abzuleiten (Tabelle 4-14). Die zinnorganischen Verbindungen MBT, TBT und TeBT sind in allen Gebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze gemessen worden. Ein Messwert oberhalb der Bestimmungsgrenze wurde für eine einzelne Muskelprobe von der Einbringstelle festgestellt.

Tabelle 4-14 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Kliesche in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2020**

	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
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	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	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, BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant ($p < 0,05$) zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

Bei den PCB Kongeneren wurden im Jahr 2020 keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen im Einbringbereich oder im Außengebiet festgestellt (Tabelle 4-14). Dabei liegen die mittleren Gehalte auf einem deutlich höheren Niveau als in den Vorjahren (Abbildung 4-75). Dies kann vermutlich mit den im Jahr 2020 höheren Fettgehalten im Muskel erklärt werden (Abbildung 4-78). Werden die PCB-Gehalte auf Lipid normiert, liegen die Gehalte der PCB-Kongeneren auf dem Niveau der vorangehenden Untersuchungsjahre. Für die auf Lipid normierten Gehalte sind signifikant höhere Gehalte für das PCB 52, das PCB 118 bzw. das PCB 138, PCB 153 und die Summe der 7 PCB Kongeneren in Referenzgebiet 1 im Vergleich zur Einbringstelle bzw. zum Außengebiet festzustellen.

Im Jahr 2020 liegen die Gehalte der chlororganischen Schadstoffe HCB, OCS und pp-DDT in den Klieschenmuskeln im Gegensatz zu den Untersuchungen der Vorjahre vereinzelt oberhalb der Bestimmungsgrenze. Außerdem liegen die mittleren Gehalte von pp-DDD und pp-DDE ebenso wie die der PCB Kongeneren auf einem höheren Niveau als in den Vorjahren, was in Abbildung 4-77 exemplarisch anhand der Summe der DDT-Verbindungen dargestellt ist. Dies ist vermutlich ebenso auf die im Jahr 2020 höheren Fettgehalten zurückzuführen, da für die auf Lipid normierten Gehalte der Anstieg nicht sichtbar ist (Abbildung 4-79). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich und im Außengebiet wurden für die chlororganischen Schadstoffe nicht festgestellt (Tabelle 4-14).

Im Klieschenmuskel wurde für die Jahr 2019 und 2020 für keinen Parameter eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Außengebiet festgestellt.

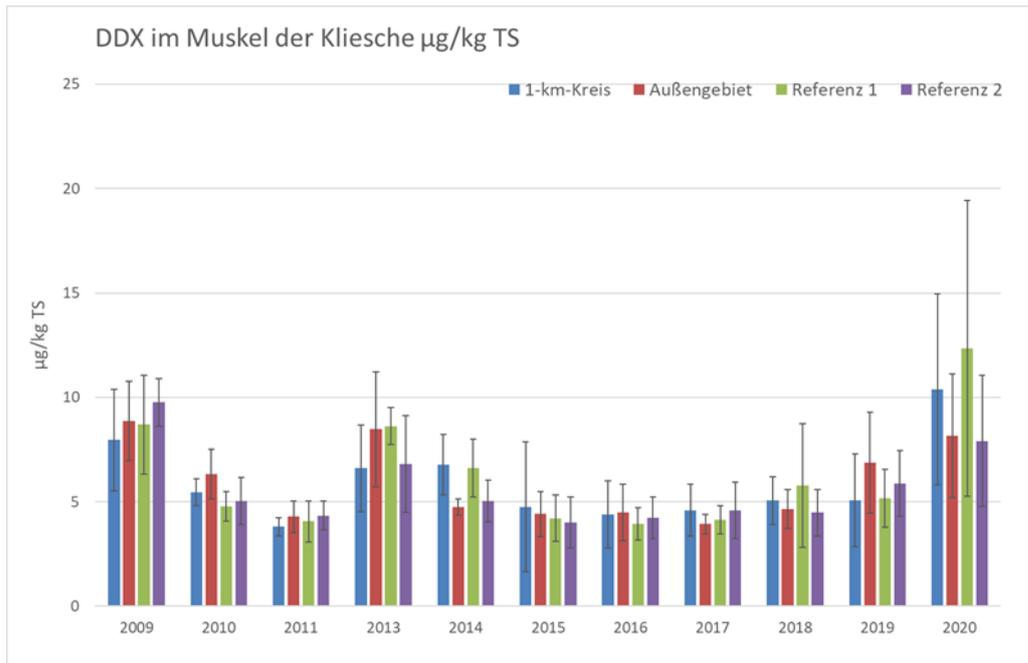


Abbildung 4-77 Mittlerer Gehalt der Summe der DDT-Verbindungen im Klieschenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

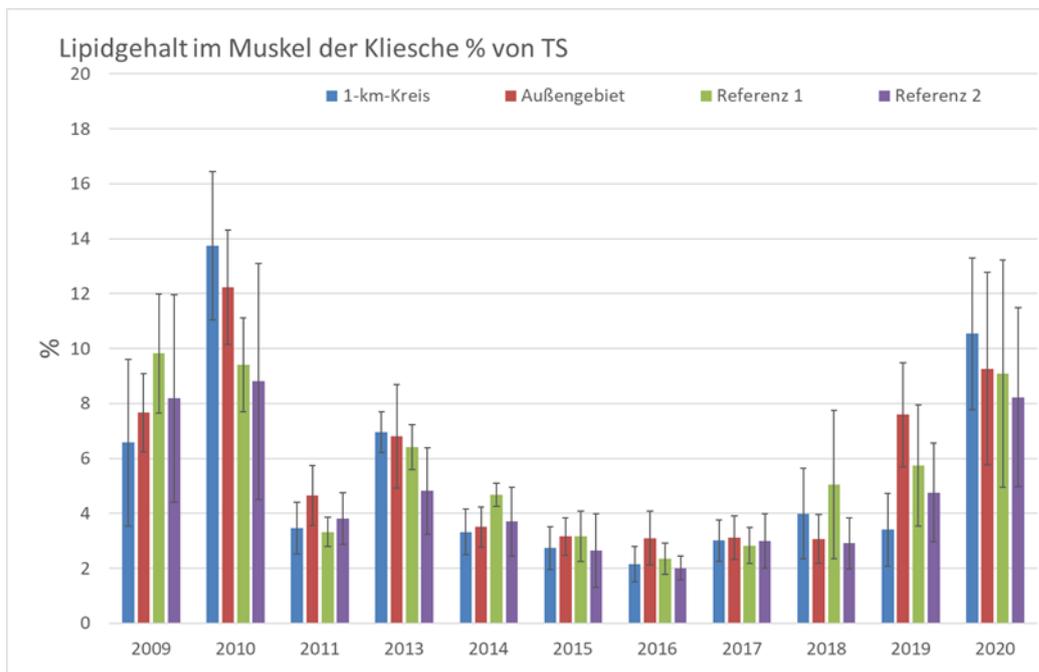


Abbildung 4-78 Mittlere Fettgehalte im Klieschenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

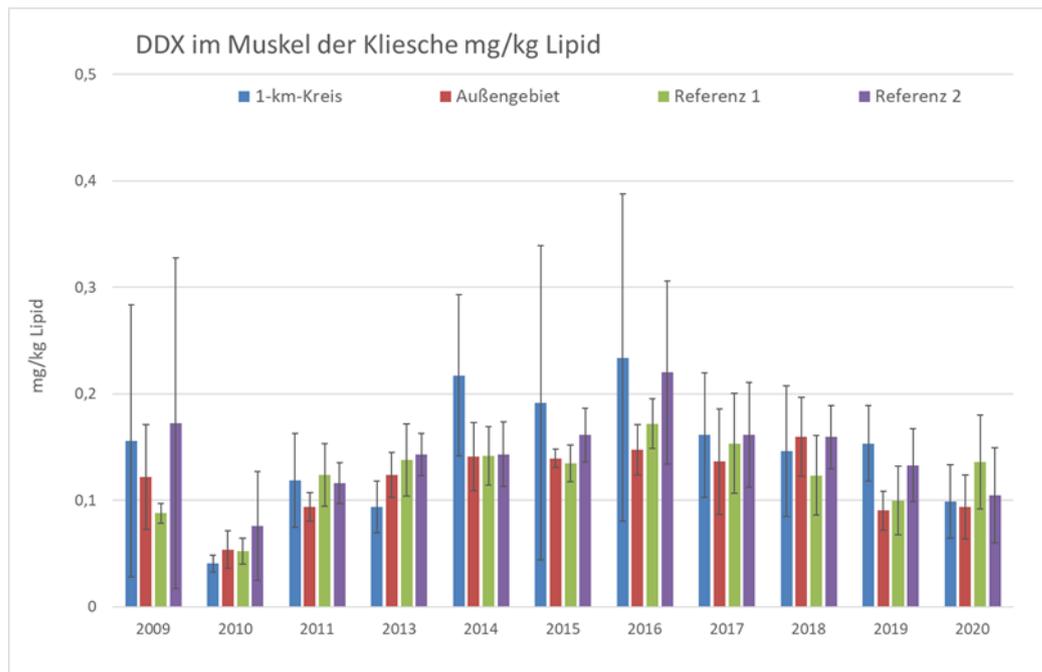


Abbildung 4-79 Mittlerer Gehalt der Summe der DDT-Verbindungen im Klieschenmuskel (Bezugsbasis Lipid)

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 in 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 2020 haben die mittleren Gehalte der DDT-Verbindungen im Einbringbereich wieder etwas abgenommen und in den Jahren 2017 und 2019 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 das OCS wurden im Jahr 2020 hingegen im Gesamtgebiet die bislang höchsten Gehalte in den Klieschenlebern festgestellt und auch im **Klieschenmuskel** wurden erstmalig quantifizierbare OCS-Gehalte in einzelnen Proben aus dem Einbringbereich und Referenzgebiet 2 festgestellt. Worauf der Anstieg des Parameters in der Kliesche beruht, kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht erklärt werden und muss weiterhin beobachtet 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. Wie bereits in den vergangenen Jahren wurden für TeBT im Jahr 2020 im Einbringbereich und Außengebiet nur an einzelnen Proben Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt.

Für die Metalle ist weiterhin kein Effekt der Baggergutverbringung in den Klieschenlebern sichtbar und die Gehalte bewegen sich für Arsen, Blei, Cadmium, Kupfer und Quecksilber im Bereich der langjährigen Mittelwerte. In den Jahren 2019 und 2020 liegen die Zinkgehalte der Leberproben im Mittel etwas höher als in den Jahren zuvor. Dies gilt für alle Gebiet und spiegelt sich nicht in den Zinkgehalten der Klieschenmuskeln wider. Ein Hinweis auf einen Einfluss der Baggergutverbringung besteht nicht.

Im **Klieschenmuskel** wurde in den Jahren 2019 und 2020 für keinen Parameter eine signifikante Erhöhung aufgrund der Baggergutverbringung ermittelt. Die höheren Gehalte an organischen Schadstoffen im Jahr 2020 im Klieschenmuskel sind auf die höheren Lipidgehalte zurückzuführen, die vermutlich auf einem guten Ernährungszustand der Fische beruhen.

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 Plattfisches sehr klein ist und damit eine sehr hohe Anzahl an Tieren für eine statistisch auswertbare Probenanzahl erforderlich wären, wird nach Abstimmung mit der E3 Monitoring AG im Juni 2016 die Scholle seit Herbst 2016 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 4-67) verwendet, in denen auch das Klieschenmonitoring durchgeführt wird (Kapitel 4.7.3).

In den Jahren 2019 und 2020 wurden während ausgedehnter Beprobungskampagnen 183 bzw. 229 Schollen gefangen. Die gefangenen Schollen waren teilweise relativ klein und zeigen im Jahr 2019 zu 80 Prozent eine Größe zwischen 12 und 19 cm bzw. für das Jahr 2020 von 13 bis 21 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 ist geplant, 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 2019 insgesamt 30 und im Jahr 2020 34 Leberproben gewonnen werden. Dies entspricht einer Stichprobengröße

von 3 bis 10, bzw. von 6 bis 13 Proben pro Gebiet. Pro Probe wurden bis zu 19 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 vereint werden. Im Jahr 2019 standen insgesamt 36 Proben, mit 6-10 Proben pro Gebiet, zur Verfügung, im Jahr 2020 konnten je 10 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 19 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 2019 ausschließlich im Muskelgewebe bestimmt wurden. Im Jahr 2020 konnte erstmalig eine orientierende Analyse der organischen Zinnverbindungen (OZV) in den Lebern vorgenommen werden. Für die Analyse stand jedoch nur noch wenig Material zur Verfügung, so dass nur Ergebnisse aus dem Einbringbereich, dem Außengebiet und dem Referenzgebiet 1 vorliegen, Analysen aus Referenzgebiet 2 fehlen. Aufgrund der geringen Materialmenge hat sich die Bestimmungsgrenze der OZV von 1µg/kg auf 2µg/kg TS erhöht.

Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt analog zum Klieschenmonitoring für die organischen Zinnverbindungen bezogen auf die Trockensubstanz 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.

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.

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. In der nachfolgenden Darstellung 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. Für die OZV wurden ebenfalls statistische Tests durchgeführt. Da für diese Parameter nur Ergebnisse aus drei Gebieten zur Verfügung stehen, wird das Ergebnis in den Tabellen in Klammern angegeben. 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 2019** in den **Schollenlebern** keine Metalle und Organozinnverbindungen untersucht. Für die PCB-Kongenere werden im Referenzgebiet 1 Stoffgehalte der PCB-Kongenere PCB 52 und PCB 180 festgestellt, die signifikant unterhalb der Gehalte im Außengebiet liegen. Signifikante Unterschiede der Gehalte im Einbringbereich oder im Außengebiet zu Referenzgebiet 2 sind hingegen nicht festzustellen. Die PCB-Gehalte im Jahr 2019

liegen auf dem Niveau der Vorjahre seit 2017. Insgesamt werden keine signifikanten baggergutbedingten Anreicherungen von PCB-Kongeneren im Einbringbereich und Außengebiet festgestellt (Tabelle 4-15, Abbildung 4-80).

Bei den chlororganischen Verbindungen liegen die Stoffgehalte für die alpha-, beta- und gamma-HCH sowie op-DDT und pp-DDT unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für Hexachlorbenzol wird eine signifikante Anreicherung im Außengebiet gegenüber Referenzgebiet 1, nicht aber gegenüber Referenzgebiet 2 festgestellt (Abbildung 4-81). Für die DDT-Verbindungen sowie Octachlorstyrol liegen die Gehalte in den Lebern der Schollen aus dem Außengebiet und teilweise auch aus dem Einbringbereich (OCS, op-DDD, DDX) und dem Referenzgebiet 2 (op-DDD, pp-DDD, DDX) (Abbildung 4-82) im Jahr 2019 signifikant oberhalb der Gehalte aus dem Referenzgebiet 1. Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet liegen für keinen Parameter vor (Tabelle 4-15).

Tabelle 4-15 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Scholle in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2019**

	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
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	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	BG	BG	BG	BG
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 ($\alpha < 0,05$).

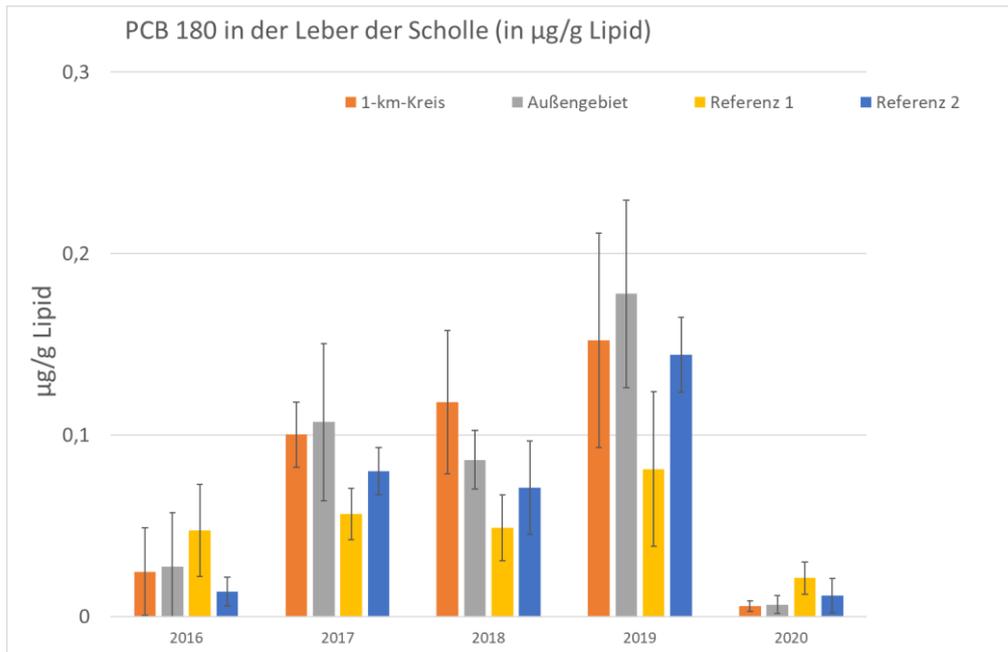


Abbildung 4-80 Mittlerer PCB 180 Gehalt im Lebergewebe der Scholle (Bezugsbasis Lipid)

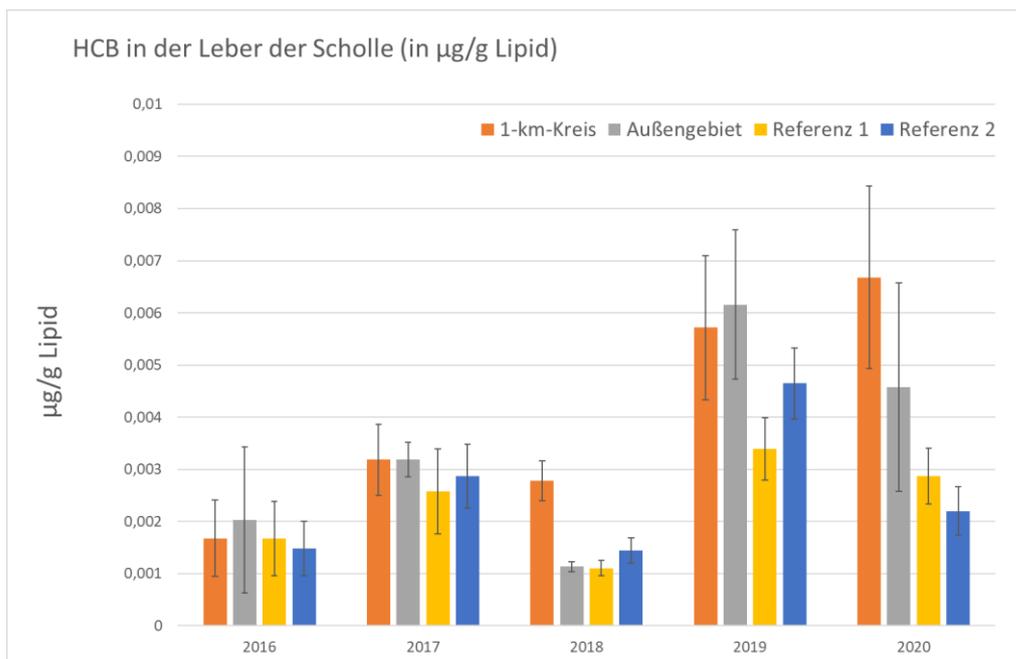


Abbildung 4-81 Mittlerer HCB-Gehalt im Lebergewebe der Scholle (Bezugsbasis Lipid)

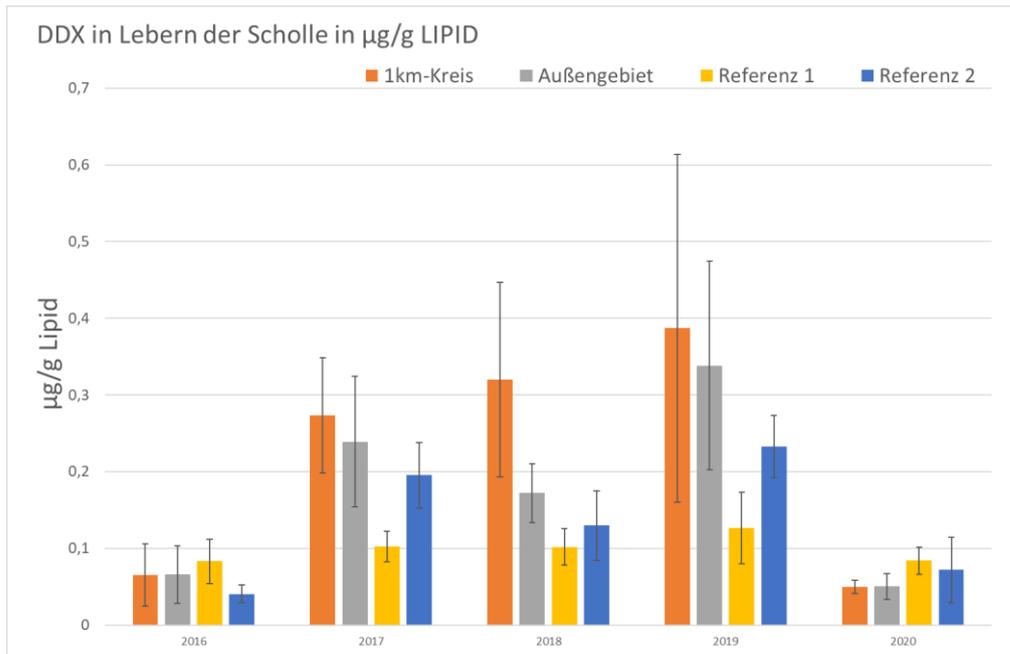


Abbildung 4-82 Mittlere Gehalte der sechs DDT-Verbindungen im Lebergewebe der Scholle (Bezugsbasis Lipid)

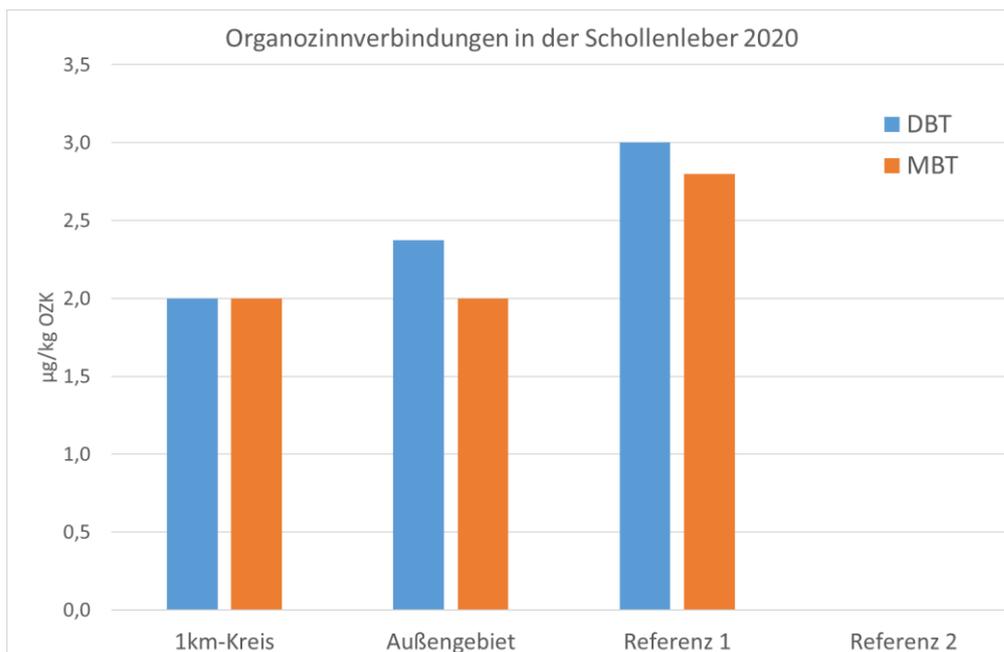


Abbildung 4-83 Mittlere Gehalte von MBT und DBT im Lebergewebe der Scholle (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Tabelle 4-16 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Scholle in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2020

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
MBT	(ns)	(ns)		
DBT	(ns)	(ns)		
TBT	BG	BG		
TeBT	BG	BG		
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
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
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	BG	BG	BG	BG
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	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	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 Nemeyi. 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 **Jahr 2020** konnten aufgrund einer zu geringen Materialmenge wie in den Vorjahren keine Metalle gemessen werden. Hingegen konnten erstmals an einigen Proben der Gebiete: Einbringbereich, Außengebiet und Referenzgebiet 1 die organischen Zinnverbindungen gemessen werden. Da dennoch nur wenig Material vorlag, lag die Bestimmungsgrenze mit $2 \mu\text{g}/\text{kg}$ TS doppelt so hoch wie in den Untersuchungen im Fischmuskel oder in der Klieschenleber. Während TBT und TeBT in allen Gebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, wurden für MBT und DBT messbare Gehalte in Referenzgebiet 1 bzw. für MBT auch messbare Gehalte im Außengebiet ermittelt (Abbildung 4-83).

Die PCB Gehalte liegen im Jahr 2020 ungefähr auf dem Niveau aus dem Jahr 2016 und damit auf einem deutlich niedrigeren Niveau als in den Vorjahren (Abbildung 4-80). Die Gehalte der Kongenere PCB 101-180 liegen im Referenzgebiet 1 signifikant höher als im Außengebiet und teilweise auch als im Einbringbereich (Abbildung 4-80). Signifikante Gebietsunterschiede zu beiden Referenzgebieten werden nicht festgestellt (Tabelle 4-16/Tabelle 4-4).

Bei den chlororganischen Verbindungen liegen die Stoffgehalte für die alpha-, beta- und gamma-HCH sowie op-DDE und op-DDE unterhalb der Bestimmungsgrenze. Insgesamt liegen die organischen Schadstoffe (DDT-Verbindungen, OCS) in den Schollenlebern wieder auf dem Niveau aus dem Jahr 2016 und damit deutlich niedriger als im Jahr 2019. Mit dem Vorjahr vergleichbare Gehalte zeigt hingegen das HCB. Hier wird eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung im Einbringgebiet gegenüber beiden Referenzgebieten festgestellt (Abbildung 4-81, Tabelle 4-16). Signifikante Anreicherungen gegenüber Referenzgebiet 2 bestehen auch im Außengebiet, nicht jedoch gegenüber Referenzgebiet 1. Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen treten bei Octachlorstyrol und den DDT-Verbindungen nicht auf (Tabelle 4-16). Für pp-DDD und die Summe der DDT-Verbindungen liegen die Gehalte in Referenzgebiet 1 signifikant höher als im Außengebiet (Abbildung 4-82). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Außengebiet liegen für keinen Parameter vor (Tabelle 4-16).

Im **Muskelgewebe** der Schollen liegen die Parameter Blei, Cadmium, MBT, TeBT, op-DDT, pp-DDT, HCB, a-, b-, und g-HCH im **Jahr 2019** unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Die Metalle Arsen, Kupfer, Zink und Quecksilber liegen auf dem Niveau der Vorjahre (Abbildung 4-84, Abbildung 4-85). Signifikante Gebietsunterschiede sind nicht abzuleiten (Tabelle 4-17). Die zinnorganischen Verbindungen MBT und TeBT liegen in allen Gebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze. Einzelne Proben im Einbringbereich und Außengebiet haben DBT- und TBT-

Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze und liegen im Mittel unterhalb des Niveaus der Vorjahre (Abbildung 4-86), signifikante Anreicherungen sind nicht festzustellen (Tabelle 4-17).

Insgesamt werden bei den PCB Kongeneren im Jahr 2019 die höchsten mittleren Gehalte seit Beginn der Untersuchungen festgestellt. Dabei werden für die Kongenere PCB 138 bzw. 153 und PCB 180 sowie für die Summe der sieben PCB Kongenere (Abbildung 4-87) signifikant höhere Gehalte im Außengebiet bzw. signifikant höhere Gehalte im Außengebiet und in Referenzgebiet 2 als in Referenzgebiet 1 festgestellt. Eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung im Außengebiet oder 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 2019**

	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	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
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	ns	ns	ns	ns
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	ns	ns	ns	ns
HCB	BG	BG	BG	BG

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 2019 liegen die Gehalte der chlororganischen Schadstoffe OCS und op-DDE in den Schollenmuskeln im Gegensatz zu den Untersuchungen der Vorjahre teilweise oberhalb der Bestimmungsgrenze. Auch liegen die mittleren Gehalte von pp-DDD, op-DDD und pp-DDE ebenso wie die der PCB Kongenere auf einem höheren Niveau als in den Vorjahren (Abbildung 4-88). Wie bei den Klieschenmuskeln kann dies mit den im Jahr 2019 relativ hohen Fettgehalten in Verbindung gebracht werden (ca. 8-9 % im Jahr 2019, ca. 4-6 % im Jahr 2018). Die Gehalte von OCS, pp-DDE, op-DDD, pp-DDD und die Summe der DDT-Verbindungen liegen im Außengebiet signifikant oberhalb der Gehalte des Referenzgebiets 1, aber nicht gegenüber Referenzgebiet 2. Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich und im Außengebiet wurden daher für die chlororganischen Schadstoffe nicht festgestellt (Tabelle 4-17).

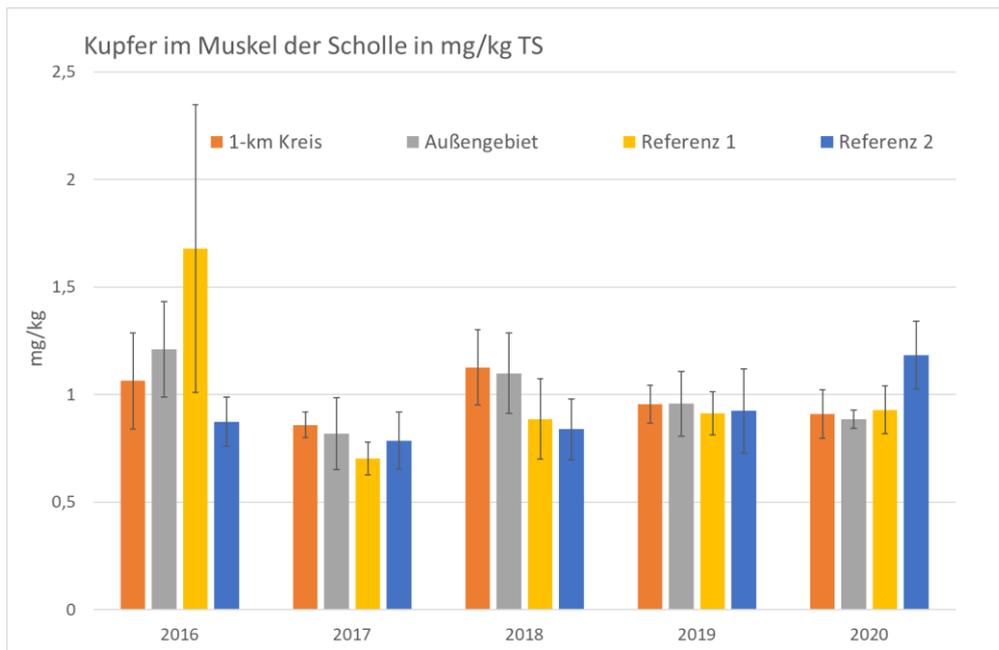


Abbildung 4-84 Mittlere Kupfergehalte im Schollenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

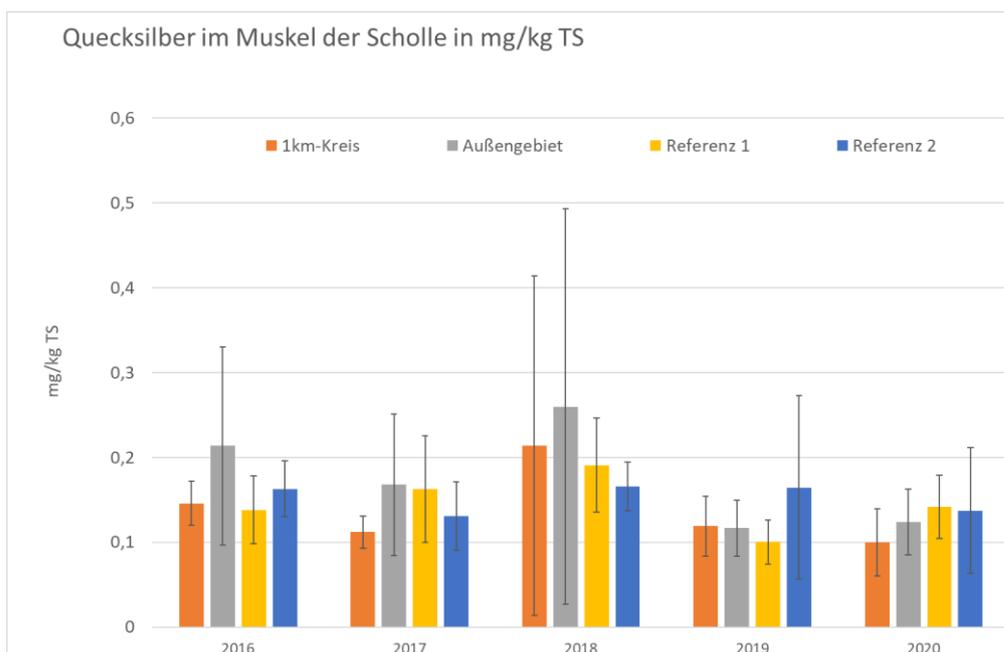


Abbildung 4-85 Mittlere Quecksilbergehalte im Schollenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

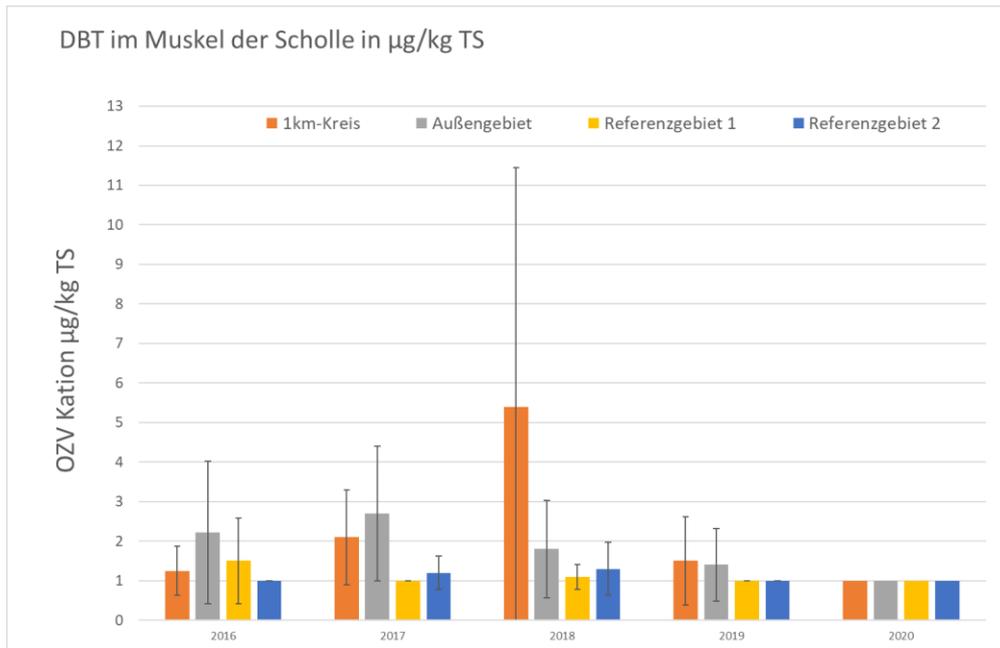


Abbildung 4-86 Mittlere DBT-Gehalte im Schollenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

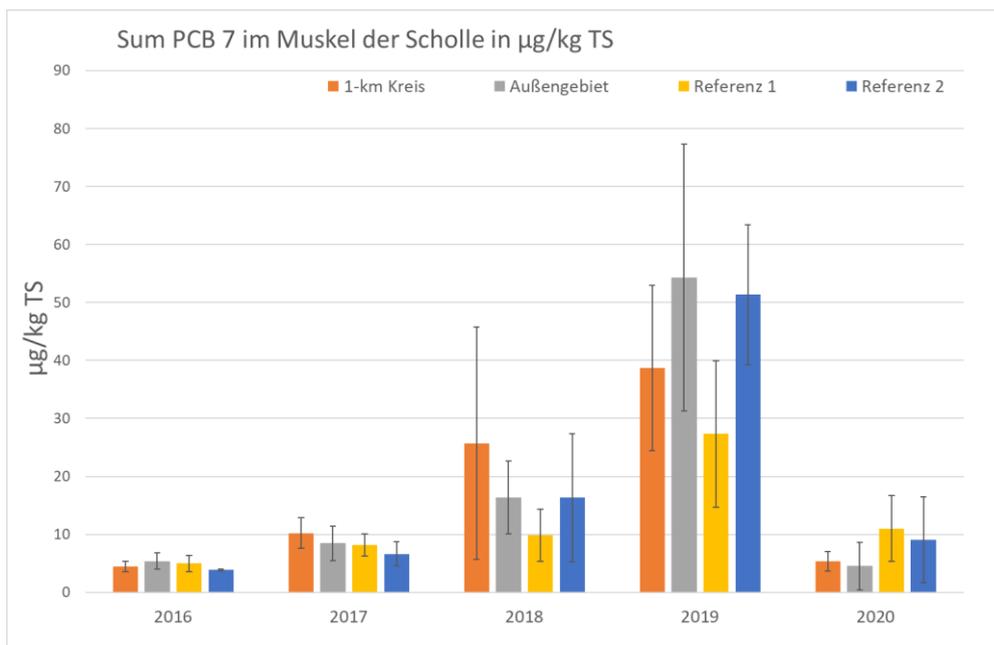


Abbildung 4-87 Mittlere Gehalte der Summe der sieben PCB Kongenere im Schollenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Tabelle 4-18 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Scholle in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2020

	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
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	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. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist ($\alpha < 0,05$).

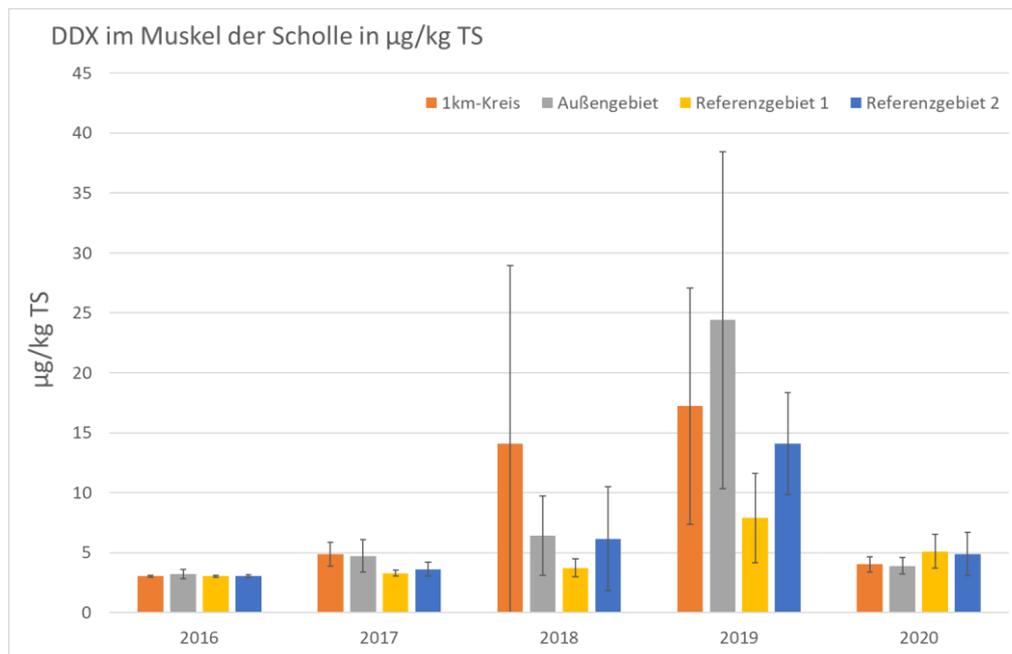


Abbildung 4-88 Mittlere Gehalte der Summe der sechs DDT-Verbindungen im Schollenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Im Jahr 2020 liegen die Parameter Blei, Cadmium, die organischen Zinnverbindungen MBT, DBT, TBT und TeBT, PCB 28, PCB 52, op-DDE, op-DDD, op-DDT, pp-DDT, OCS, a-, b-, und g-HCH vollständig, sowie HCB größtenteils, in den Schollenmuskeln unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Die Metalle Arsen, Kupfer, Zink und Quecksilber liegen auf dem Niveau der Vorjahre (Abbildung 4-84, Abbildung 4-85). Im Schollenmuskel treten sporadisch höhere Arsengehalte auf. Im Jahr

2020 wurde ein Wert über 100 mg/kg im Außengebiet festgestellt. Vergleichbare Gehalte wurden über die Zeit in allen Gebieten vereinzelt festgestellt. Ein Zusammenhang mit der Baggergutverbring kann nicht hergestellt werden und es liegen keine signifikanten Gebietsunterschiede vor (Tabelle 4-18). Signifikante Gebietsunterschiede werden bei den Kupfergehalten festgestellt. Hier liegen die Gehalte in Referenzgebiet 2 signifikant höher als in den drei anderen Gebieten (Abbildung 4-84). Die zinnorganischen Verbindungen liegen in allen Gebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze. (Abbildung 4-86). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich oder im Außengebiet sind für kein Metall festzustellen (Tabelle 4-18).

Im Jahr 2020 liegen die Gehalte aller PCB Kongenere im Schollenmuskel wieder auf dem Niveau von 2016 und 2017 und damit deutlich niedriger als in den beiden Vorjahren, wie exemplarisch anhand der Summe der sieben PCB Kongenere dargestellt ist (Abbildung 4-87). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich oder im Außengebiet werden nicht festgestellt (Tabelle 4-18). Für einige Kongenere liegen die Gehalte in Referenzgebiet 1 signifikant höher als im Außengebiet (PCB 101, PCB 118) bzw. höher als im Einbringbereich und im Außengebiet (PCB 138, PCB 153, PCB7).

Die Gehalte der chlororganischen Schadstoffe im Schollenmuskel liegen im Jahr 2020 liegen meist unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Gehalte von pp-DDE und pp-DDE sind bestimmbar, liegen aber auf einem deutlichen niedrigeren Niveau als im Jahr 2019, was durch die Summe der sechs DDT-Verbindungen deutlich wird (Abbildung 4-88). Die Gehalte im Referenzgebiet 1 sind bei den genannten Parametern signifikant höher als im Außengebiet. Weitere signifikante Gebietsunterschiede bestehen nicht. Baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen bestehen weder im Einbringbereich noch im Außengebiet für die chlororganischen Schadstoffe (Tabelle 4-18).

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Wie bereits in den Vorjahren festgestellt, ist in den Schollen ein Trend einer zunehmenden Schadstoffanreicherung zu sehen. Dieser Trend setzt sich bis zum Jahr 2019 fort und so liegen die Gehalte der PCB-Kongenere und der chlororganischen Schadstoffe in den **Schollenlebern** im Jahr 2019 deutlich höher im Jahr 2016. Die Gehalte der Schadstoffe unterscheiden sich hierbei nicht signifikant zwischen dem Einbringbereich, dem Außengebiet und dem Referenzgebiet 2. In den **Schollenmuskeln** spiegelt sich diese Entwicklung ebenfalls wider und im Jahr 2019 liegen die Parameter op-DDE und OCS im Schollenmuskel erstmals oberhalb der Bestimmungsgrenze.

Im Jahr 2020 stellt sich für die Schollen ein völlig anderes Bild dar. Die Gehalte der organischen Schadstoffe in der Schollenleber als auch im Schollenmuskel zeigen einen deutlichen Rückgang an. Einzige Ausnahme bildet das HCB, bei dem eine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung in den Lebern der Tiere aus dem Einbringbereich festgestellt wird.

Eine Erklärung für die höheren Anreicherungen in den Jahren 2016-2019 könnten zumindest teilweise die in den Jahren 2017-2019 erhöhten Fettgehalte in den Tieren sein. So werden in den Schollenlebern im Jahr 2016 mittlere Fettanteile von um die 40% festgestellt, in den Jahren 2017 bis 2019 liegen hingegen die mittleren Fettanteile bei ca. 50%. Im Schollenmuskel werden in den Jahren 2016 und 2017 mittlere Fettanteile von ca. 2-3% gemessen, während im Jahr 2019 mittlere Gehalte um 8% vorliegen. Die Fettgehalte sind dabei zwischen den Gebieten gut vergleichbar. Die Fettgehalte in den jeweiligen Gewebetypen liegen auch im Jahr 2020 auf einem vergleichbaren Niveau zum Jahr 2019. Die relativ mobilen Schollen haben im Jahr 2020 möglicherweise ein anderes Nahrungsgebiet als den direkten Einbringbereich genutzt, so dass keine erhöhte Bioakkumulation für die meisten Parameter festgestellt wurde. Die HCB-Gehalte und die festgestellten baggergutbedingten Anreicherungen von HCB im Einbringbereich sprechen jedoch gegen diese These.

Die mittlere Größe der untersuchten Schollen liegt im Jahr 2020 mit 17-24 cm geringfügig über der Länge von 17-21 cm der im Jahr 2019 untersuchten Fische. Die Unterschiede spiegeln sich ebenfalls im Alter wider. Im Jahr 2020 wurden Tiere eines mittleren Alters zwischen 1,7 und 2,3 Jahren untersucht und im Jahr 2019 Tiere mit einem mittleren Alter zwischen 1,3 und 2 Jahren. Die Altersstruktur der untersuchten Schollen ist innerhalb der Gebiete gut vergleichbar. Untersuchungen zur Alters-Schadstoffbeziehung in Klieschen haben ergeben, dass der Zusammenhang zwischen dem Alter der Tiere mit zunehmendem Alter und der Anreicherung organischer Schadstoffe negativ sein kann. Inwieweit diese geringfügigen Unterschiede einen Einfluss auf die unterschiedliche Bioakkumulation in den beiden Jahren hatten, sollte in Zukunft weiter betrachtet werden.

Die Bioakkumulation der Metalle liegt in den Jahren 2019 und 2020 auf einem vergleichbaren Niveau zum gesamten Untersuchungszeitraum.

Für keinen der untersuchten Parameter im Leber- oder Muskelgewebe der Scholle wurden baggergutbedingte Anreicherungen außerhalb des Einbringbereiches 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 in tiefere Wasser, um sich vor der Kälte zu schützen.

a) Probennahme

Im Schlickfallgebiet bei E3 kann durch das extensive 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 4-89).

Die Krabben wurden im Jahr 2019 im August und im Jahr 2020 Ende Juli mit realem Fanggeschirr gefischt. Pro Gebiet konnten jeweils ca. 1000 g gewonnen werden. Im Jahr 2019 wurden insgesamt vier, im Jahr 2020 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 4-89). 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 bis vier 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.

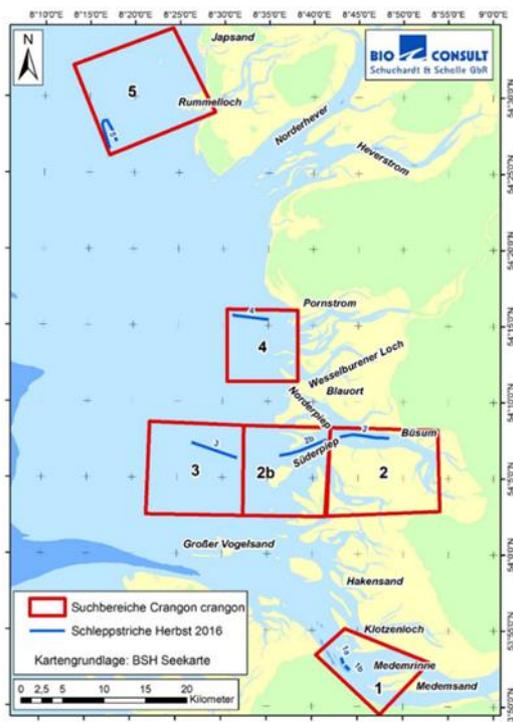


Abbildung 4-89 Untersuchungsgebiet Nordseegarnelenmonitoring

Die Parameter PCB 28 bis PCB 138, TeBT, OCS, HCB, die HCH-Isomere, op-DDD, pp-DDD, op-DDE, op-DDT und pp-DDT sowie weitgehend auch Blei liegen in den Jahren 2019 und 2020 unterhalb der Bestimmungsgrenze. Während die Zinkgehalte innerhalb der Gebiete sehr ähnlich verteilt sind, bilden die meisten übrigen Schadstoffe wie die PCB-Kongenere 153 und 180, DBT, TBT, Cadmium, Kupfer und pp-DDE erwartungsgemäß den Einfluss der Elbfahne ab. Dies ist für die quantifizierbaren organischen Schadstoffe hier am Beispiel der Summe der PCB-Kongenere abgebildet (Abbildung 4-90). Aufgrund geringerer Gehalte seit 2017 ist dies im Vergleich zum Jahr 2016 etwas weniger deutlich. In den Jahren 2019 und 2020 sind die Gehalte im Elbmündungsbereich im Vergleich zu den Jahren 2017 und 2018 wieder etwas angestiegen und liegen in den Gebieten im Norden aber weiterhin größtenteils unterhalb der Bestimmungsgrenze.

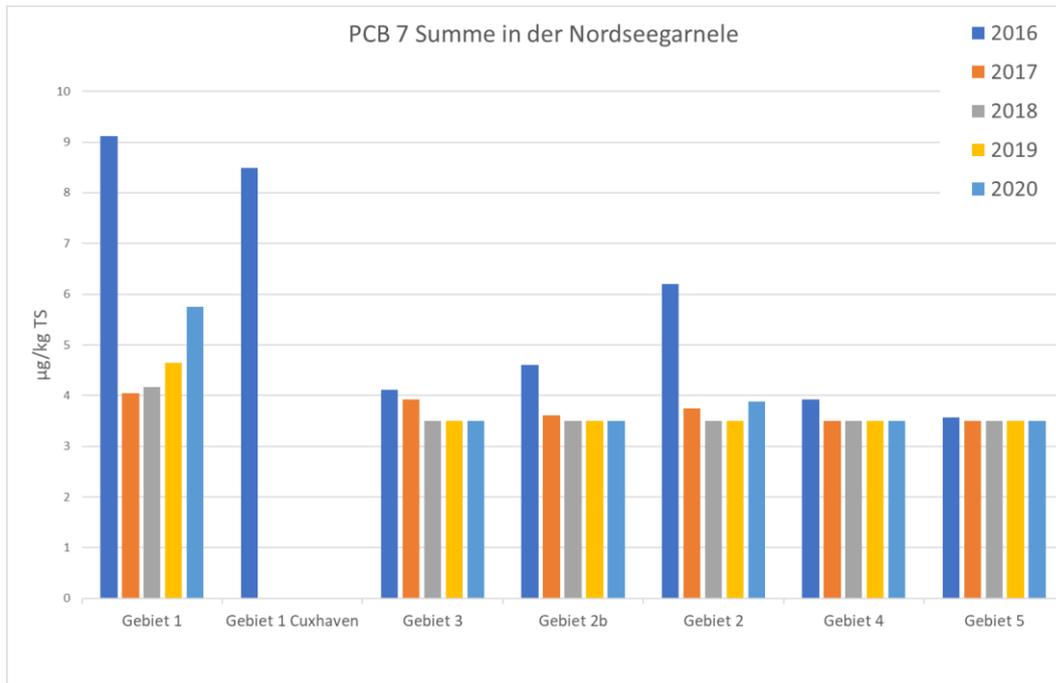


Abbildung 4-90 Mittlere Gehalte der Summe der sieben PCB Kongenere in der Nordseegarnele (Bezugsbasis Trockensubstanz)

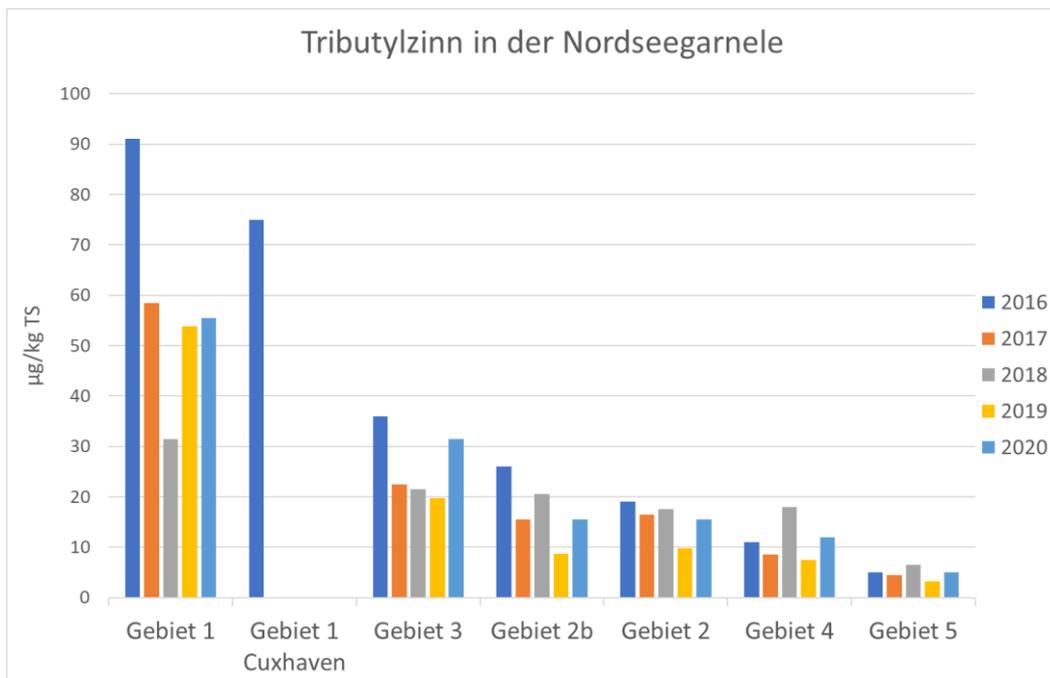


Abbildung 4-91 Mittlere TBT-Gehalte in der Nordseegarnele (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Der Einfluss der Elbfahne ist insbesondere bei der zinnorganischen Verbindung TBT gut zu erkennen (Abbildung 4-91). Hier 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 (Pennicks, 1993) empfiehlt eine Tagesdosis bis zu 0,25 µg/kg Körpergewicht. Dies würde in den Jahren 2019 und 2020 bei einem durchschnittlichen

Körpergewicht von 70 kg einer Verzehrmenge von mehr als 1,3 kg am Tag für die Proben mit den jeweils höchsten Gehalten entsprechen.

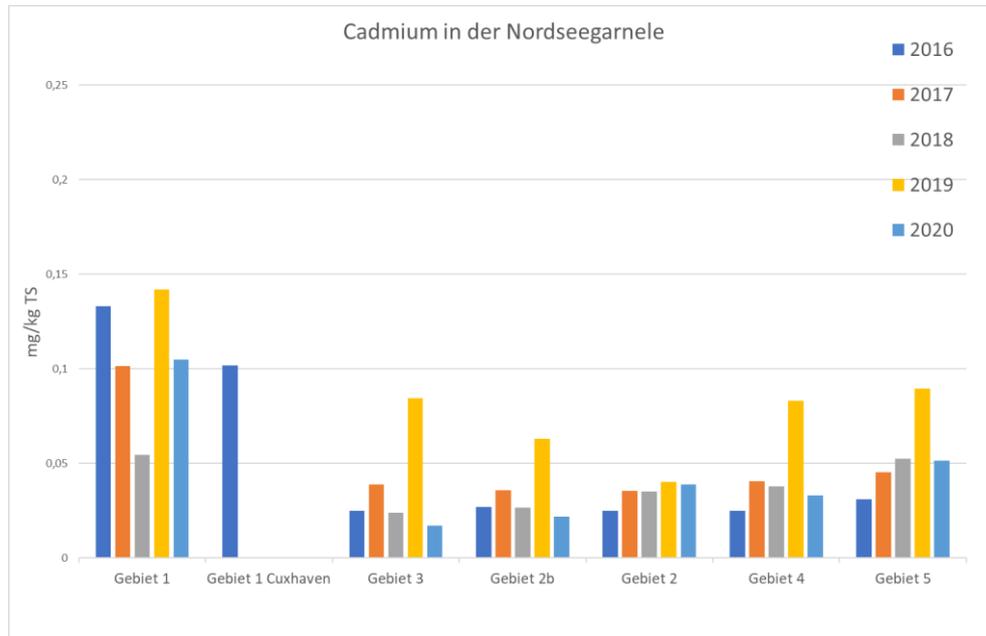


Abbildung 4-92 Mittlere Cadmiumgehalte in der Nordseegarnele (Bezugsbasis Trockensubstanz)

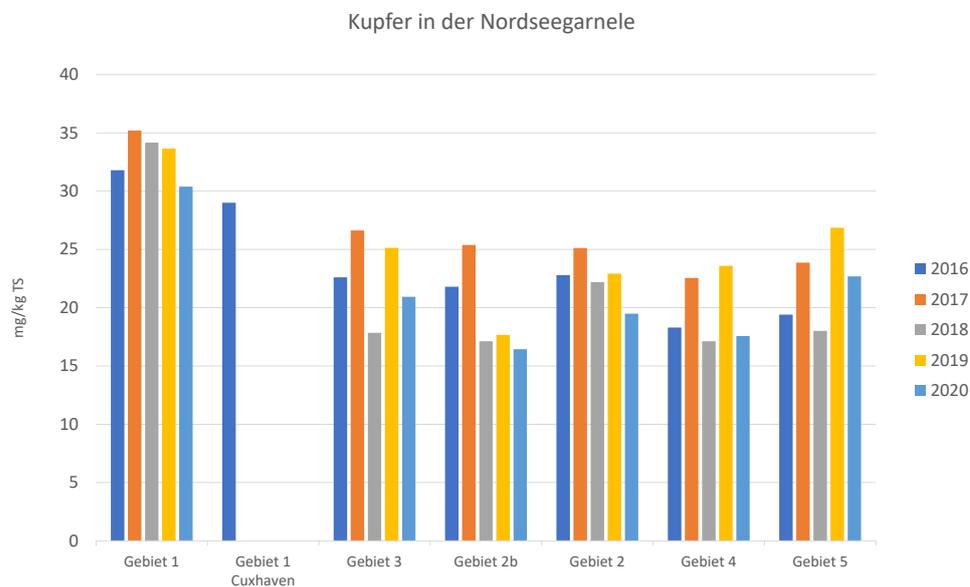


Abbildung 4-93 Mittlere Kupfergehalte in der Nordseegarnele (Bezugsbasis Trockensubstanz)

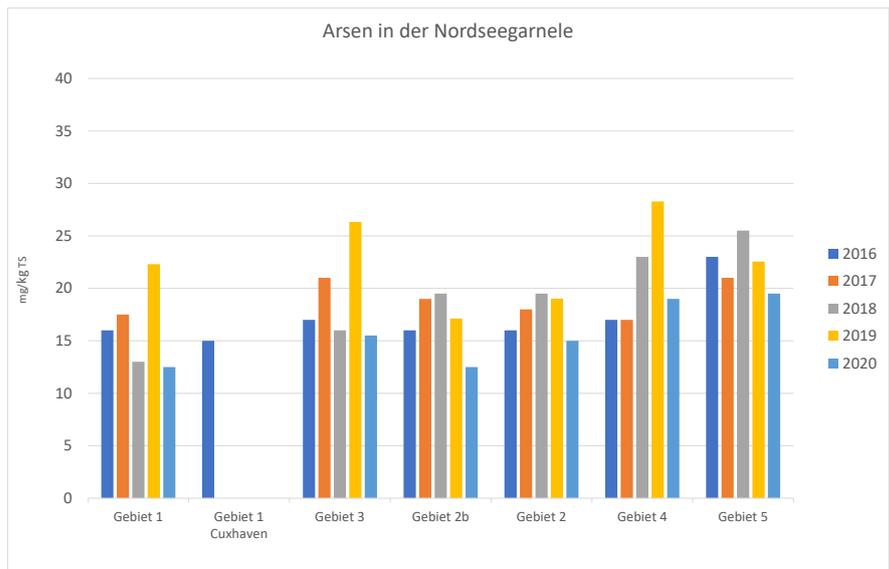


Abbildung 4-94 Mittlere Arsengehalte in der Nordseegarnele (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Für die untersuchten Metalle ist ein Einfluss der Elbfahne für das Cadmium (Abbildung 4-92) 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 4-94). Im Vergleich zum Jahr 2018 liegen die Quecksilbergehalte in den Gebieten in den Jahren 2019-2020 auf einem niedrigeren Niveau (Abbildung 4-95). Für Cadmium (Abbildung 4-92) werden im Jahr 2019 in allen Gebieten bis auf Gebiet 2 die bislang höchsten Gehalte festgestellt. Im Jahr 2020 liegen die Gehalte wieder auf dem Gebiet der Vorjahre. Eine Ursache für die Unterschiede zwischen den Jahren ist nicht bekannt.

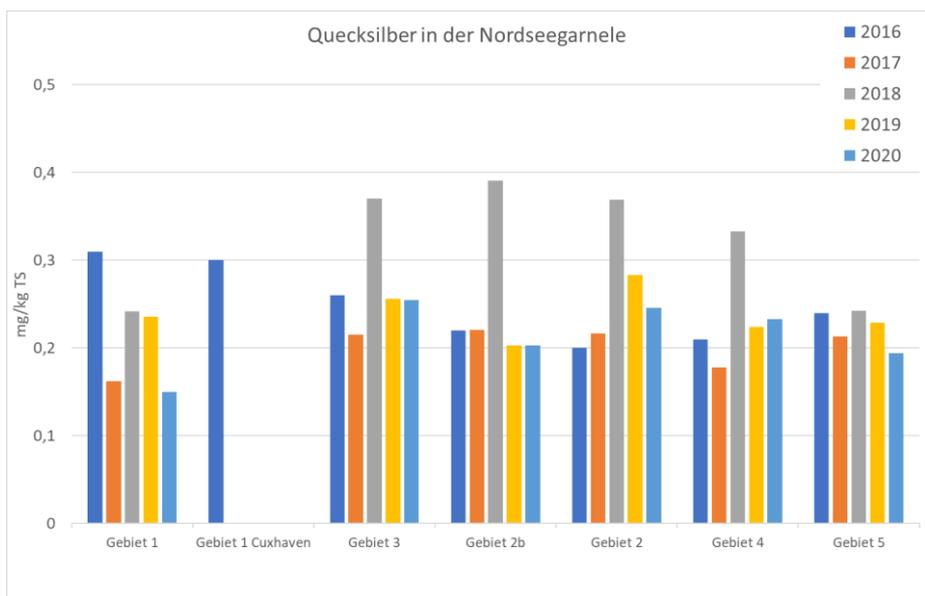


Abbildung 4-95 Mittlere Quecksilbergehalte in der Nordseegarnele (Bezugsbasis Trockensubstanz)

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Insgesamt liegen die meisten Schadstoffgehalte 2019 und 2020 auf einem niedrigeren Niveau als im Jahr 2016, wie für die Summe der PCB-Kongeneren und TBT beispielhaft zu sehen ist. Eine Ausnahme bilden hier nur Cadmium und Arsen für die geringfügig höhere Werte im Jahr 2019 ermittelt wurden.

Insgesamt werden in dem bislang untersuchten Zeitraum (2016-2020) alle vorliegenden Lebensmittel-Richtwerte, 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 2019 und 2020

In Tabelle A-33 A sind die mittleren, in den Sedimentproben der Untersuchungskampagnen im Monitoringgebiet gemessenen Schadstoffgehalte für Spurenmetalle und PAKs aus den Jahren 2019 und 2020 in der Fraktion < 2mm, bzw. die auf 2,5% TOC-normierten Werte der PCBs, den von OSPAR (OSPAR 2009) empfohlenen EAC-Werten bzw. den derzeit verwendeten alternativen ERL-Kriterien für die Bewertung von Monitoringergebnissen gegenübergestellt.

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, 2017-2018; BfG, 2018b). Überschreitungen der ERL-Werte durch die arithmetischen Mittelwerte der Teilgebiete für Blei und Cadmium konnten nicht festgestellt werden (Tabelle A-33 A). Die Mittelwerte der PAK-Gehalte lagen während beider Beprobungen und in allen Teilgebieten ebenfalls unterhalb der ERL-Werte (Tabelle A-33 A). Die sechs PCB-Kongeneren 28, 52, 101, 138, 152 und 180 zeigten keine Überschreitungen des empfohlenen EAC-Wertes (Tabelle A-33 A).

Eine Überschreitung des ERL für Quecksilber wurde bei der Beprobungskampagne 2019 an der Verbringstelle (1.5-km-Kreis inkl. K-Süd und K-Ost) ermittelt (Tabelle A-33 A). Im Nahfeld (2-3 km-Kreis) lag der Mittelwert genau auf dem ERL-Wert nach OSPAR. Im Jahr 2020 wurde der ERL-Wert für Quecksilber sowohl an der Verbringstelle als auch im Nahfeld überschritten. 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 2017 und 2018 (E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018 – Tabelle A-41): In den Bereichen Verbringstelle und Nahfeld bewegten sie sich zwischen 0,12 und 0,25 mg/kg (2017/2018) sowie zwischen 0,15 und 0,26 mg/kg (2019/2020). Im Fernfeld inklusive Referenzgebiet wurden 2017 und 2018 Werte von 0,06 bis 0,15 mg/kg ermittelt, in den Jahren 2019 und 2020 waren es 0,08 bis 0,12 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. In der Folge zeigten die mittleren Quecksilbergehalte in den Sedimenten des Fernfeldes eine ähnliche Variation um den ERL wie im Nahfeld, wobei hier aufgrund der größeren Gebietsabdeckung die Streuung größer war. In den Sedimenten des küstenfernen Referenzgebietes wurden für die mittleren Quecksilbergehalte keine Überschreitungen des ERL

festgestellt. Die Daten aus den Jahren 2019 und 2020 fügen sich damit in die Verteilung über den Gesamtzeitraum ein.

Der EAC-Wert für PCB118 wurde im Jahr 2019 in allen Teilgebieten mit Ausnahme des Referenzgebietes überschritten (Tabelle A-33 A). Im Jahr 2020 lag er hingegen auch im Referenzgebiet oberhalb des EAC. 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 2019 und 2020.

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 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-33 B angegeben werden und damit für einen Vergleich mit der UQN eigentlich zu hoch liegen. Die Messung organischer Schadstoffe bezieht sich auf den Anteil der Fraktion < 2 mm. Die Prüfung der Sedimente im Monitoringgebiet zeigt für die Jahre 2019 und 2020, dass keine Überschreitung der vorliegenden UQN festgestellt werden kann (Tabelle A 33 - B).

Fazit

Eine Überschreitung der von OSPAR verwendeten Bewertungskriterien wird für Quecksilber und PCB 118 festgestellt. Diese ist in den einzelnen Teilgebieten in den Jahren 2019 und 2020 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 vorhergehender Beprobungskampagnen (E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018; BfG 2018b). Eine Überschreitung der OSPAR-Kriterien für Cadmium, Blei, die 10 PAK-Verbindungen, für die ERL-Werte vorliegen sowie für die PCB-Kongenerne 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 2019 und 2020

In den untersuchten Organismen überschritten in den Jahren 2019 und 2020 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 34-38). 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 34, 36, 37). Im Jahr 2020 wurde erstmalig eine Unterschreitung von PCB 118 in den Schollenlebern im Außengebiet und in Referenzgebiet 2 festgestellt. Für die Pfeffermuschel wurde, wie bereits im Jahr 2018, eine flächendeckende Überschreitung der EAC Werte für Pyren in beiden Jahren festgestellt (Anlage Tabelle 35). Darüber hinaus wurden im Einbringbereich und im Außengebiet im Jahr 2019 und flächendeckend im Jahr 2020 Überschreitungen der Lebensmittel-Höchstgehalte (LMHG) nach OSPAR 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 2019 und 2020 während keiner Kampagne in der Pfeffermuschel festgestellt (Kapitel 4.7.2). Sowohl in Fischen und in Krabben sowie in Wellhornschnellen wurden die Werte für Quecksilber, Blei und Cadmium in den Teilgebieten eingehalten (s. Anlage Tabellen A 34, A 36-38).

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 Wellhornschnellen untersucht. In der Pfeffermuschel werden 12 PAK seit 2016 analysiert. Die UQN für Benzo(a)pyren und Fluoranthen werden im Jahr 2019 und 2020 in der Wellhornschnelle in keinem der Gebiete überschritten (Tabellen A 34-35). Die Gehalte von Benzo(a)pyren und Fluoranthen in der Pfeffermuschel werden im Jahr 2019 nicht und im Jahr 2020 im Mittel ebenfalls nicht überschritten. Hingegen wird bei zwei Einzelproben im Jahr 2020 im 6 km-Kreis eine Überschreitung der UQN für Benzo(a)pyren festgestellt (Kapitel 4.7.2). Ein Zusammenhang mit der Baggergutverbringung ist hierbei nicht erkennbar.

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 Heptachlorepoxyd.

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.

Die BDE-Gehalte liegen im Jahr 2019 auf einem vergleichbaren Niveau wie im Jahr 2018. Die UQN für BDE wurde in allen Gebieten und Proben überschritten (Abbildung 4-96). Dies ist für die Messungen, die in den gefriergetrockneten Proben durchgeführt wurden, aber auch für die Messungen am Frischfilet abzuleiten. Im Jahr 2020 liegen nur die Messdaten am Frischfilet vor. Hier liegen die Gehalte ungefähr 2-3-mal höher als in den Jahren 2018 und 2019. Vermutlich kann dies auf die erhöhten Fettgehalte im Klieschenmuskel im Jahr 2020 zurückgeführt werden (Abbildung 4-78). Werden die Gehalte auf Lipid normiert liegen die Gehalte von BDE in den Jahren 2018 (4,38 µg/kg Lipid) und 2020 (4,79 µg/kg Lipid) auf einem vergleichbaren Niveau.

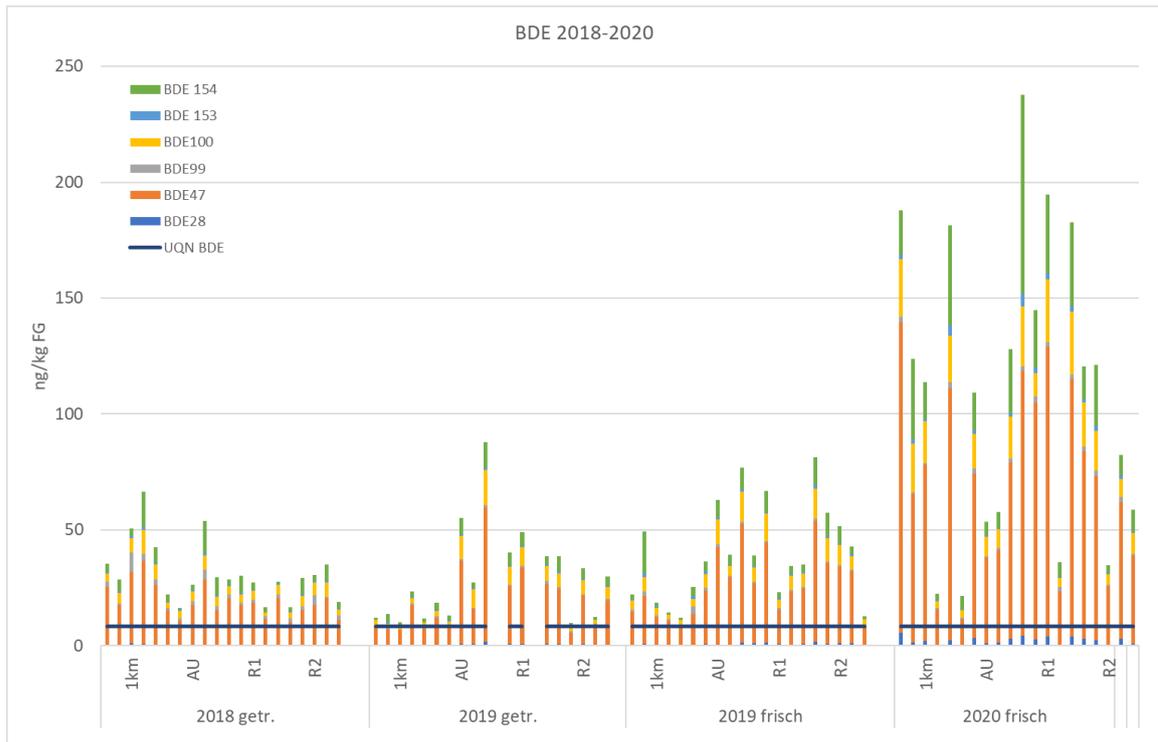


Abbildung 4-96 Gehalte der BDE-Verbindungen im Klieschenmuskel 2018-2020 (Bezugsbasis Frischgewicht)

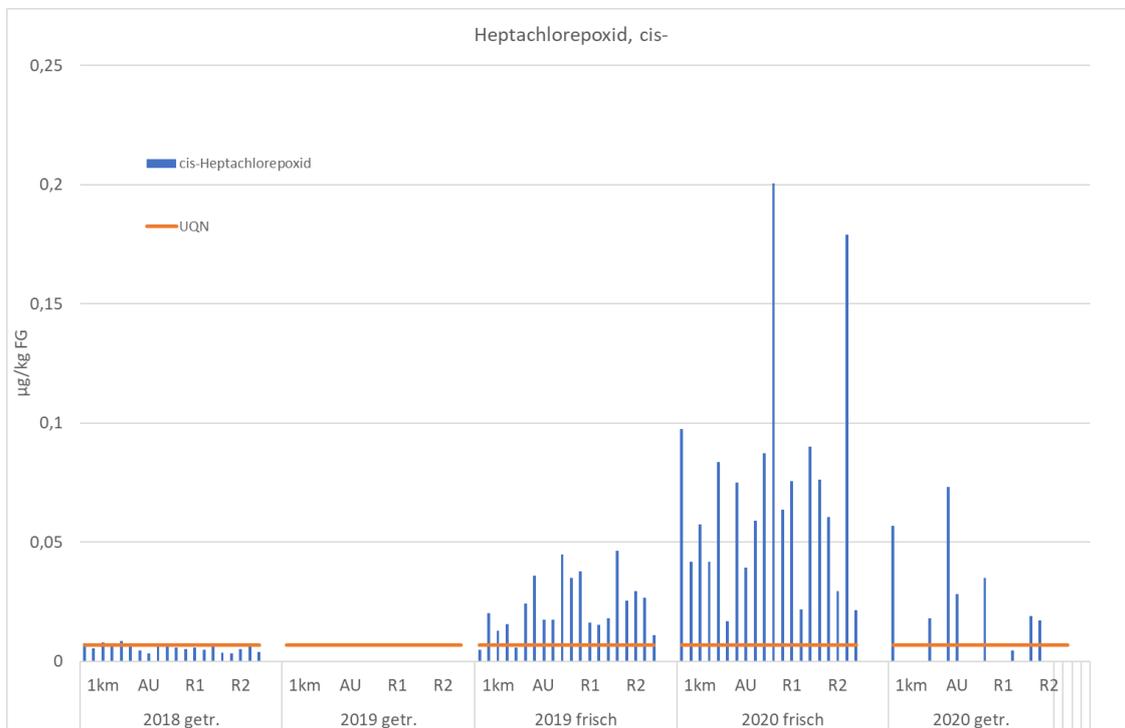


Abbildung 4-97 Gehalte von Heptachlor (cis-Heptachlorepid) im Klieschenmuskel 2018-2020 (Bezugsbasis: Frischgewicht)

Für Heptachlor wurden die Analysen in den Jahren 2019 – 2020 zunächst ausschließlich an Frischfilet durchgeführt. Die Gehalte für Heptachlor und trans-Heptachlorepid liegen in allen Proben unterhalb der Nachweisgrenze, nachweisbar ist allein das cis-Enantiomer Heptachlorepid, das im Folgenden als Heptachlor bezeichnet wird. Die UQN für Heptachlor

wurde in beiden Jahren in allen Proben und Gebieten überschritten, mit Ausnahme von zwei Proben im Einbringbereich des Jahres 2019. Während die durchschnittlichen Gehalte im Jahr 2018 bei ca. 0,0057 µg/kg FG lagen, lagen die mittleren Gehalte im Jahr 2019 bei 0,023 µg/kg und im Jahr 2020 bei 0,071 µg/kg FG (Abbildung 4-97). 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 der Anstieg der Heptachlorepid-Gehalte seit 2018 beruht, 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). Messwerte aus 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 Heptachlor-Gehalte 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 2019 und 2020 in der Wellhornschncke und für PCB 118 in Fischlebern von Kliesche und Scholle festgestellt wurden. Für Pyren wurde, wie bereits im 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 Gehalte an BDE zeigen im Untersuchungsgebiet, wie auch im gesamten Elbeverlauf, eine flächendeckende Überschreitung der neuen UQN. Für cis-Heptachlorepid, das im Längsverlauf der Elbe ebenfalls eine flächendeckende Überschreitung der UQN im Fischmuskel bis nach Cuxhaven aufweist, wird die UQN in den Jahren 2019 und 2020 flächendeckend überschritten. Der gute chemische Zustand wurde daher zu keinem Zeitpunkt erreicht.

Für die Pfeffermuschel, die nicht als Lebensmittel dient, wurden in allen Gebieten Überschreitungen der Lebensmittel Höchstgehalte für Blei festgestellt, die bereits für frühere 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 auftreten.

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 2019 wurden die Daten von vier Messfahrten im Juni, Juli, August und September herangezogen. Im Jahr 2020 liegen die Daten der Messfahrt aus dem August vor. Die Messfahrten wurden durch das Alfred-Wegener-Institut 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 Freigabebehebungen 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, zeigen 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 2019 und 2020 konnten bei Sauerstoffmessungen mittels CTD-Sonde keine temporären Sauerstoffdefizite bei E3 festgestellt werden.

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-Kampagne 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 2019 fanden vier Messfahrten von Juni bis September und im Jahr 2020 fand eine Messfahrt im August an jeweils fünf Stationen (Elbe I bis Elbe IV sowie E3) statt. Zusätzlich wurden im Jahr 2020 an der Station E3 Sauerstoffmessungen im Juni und eine zusätzliche Messung Ende August durchgeführt. Die Untersuchungen wurden durch das Alfred-Wegener-Institut durchgeführt. Die Lage der Stationen entspricht dem regulären Monitoring der Nordseeschnittfahrten („Elbe-Schnitt“) des Alfred-Wegener-Instituts (Abbildung 4-98). Eine Messung der Station Elbe IV war im September 2019 aufgrund der Wetterbedingungen nicht möglich. 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.

Während der Juni 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 2019 und 2020 gemeinsam ausgewertet. Die Ergebnisse sind jedoch durch die Stichprobengröße pro Station (n= 4-5) nur als orientierende Angabe zu werten.



Abbildung 4-98 Karte des Elbe Schnitts der AWI-Messfahrten. Die Kreise entsprechen den Radien um das Klappfeld Ost. 1= 1-km-Kreis, 2= 2-km-Kreis, 3= 3-km-Kreis.

b) Gebietsvergleich

Sauerstoff und Trübung

Die Ergebnisse der Trübung zeigen im Juni und August 2019 einen relativ gleichförmigen Verlauf (Abbildung 4-99, Abbildung 4-100). 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 etwas höher, was auf den Einfluss der Elbfahne sowie die im Juni zu beobachtende etwas höhere Algenentwicklung (s.u.) an den Stationen zurückgeführt werden kann. Der Einfluss der Elbfahne ist ebenfalls anhand der Sichttiefe nachvollziehbar (Abbildung 4-101).

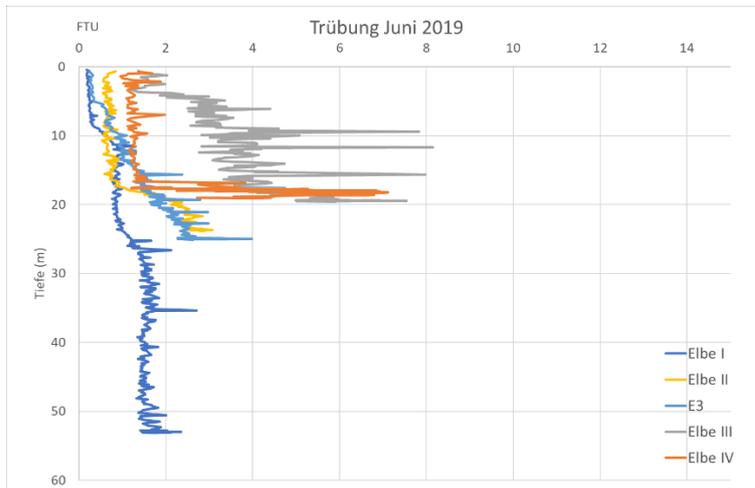


Abbildung 4-99 Trübung in der Wassersäule an den untersuchten Messstationen im Juni 2019 (vor Beginn der Baggergutverbringung)

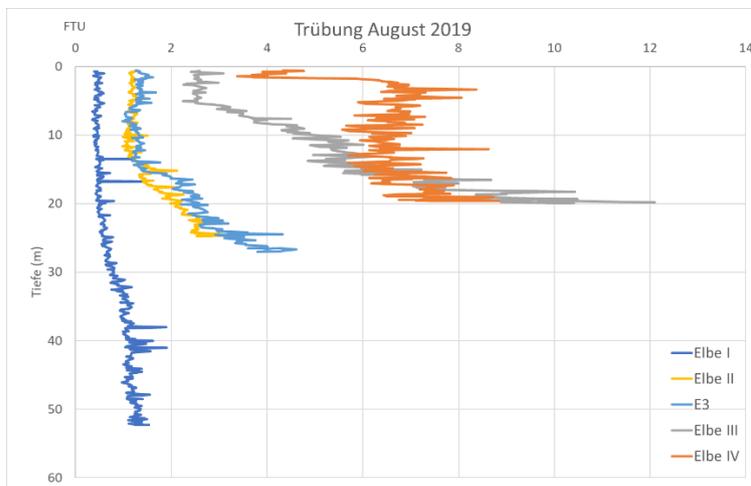


Abbildung 4-100 Trübung in der Wassersäule an den untersuchten Messstationen im August 2019 (während der Baggergutverbringungen)

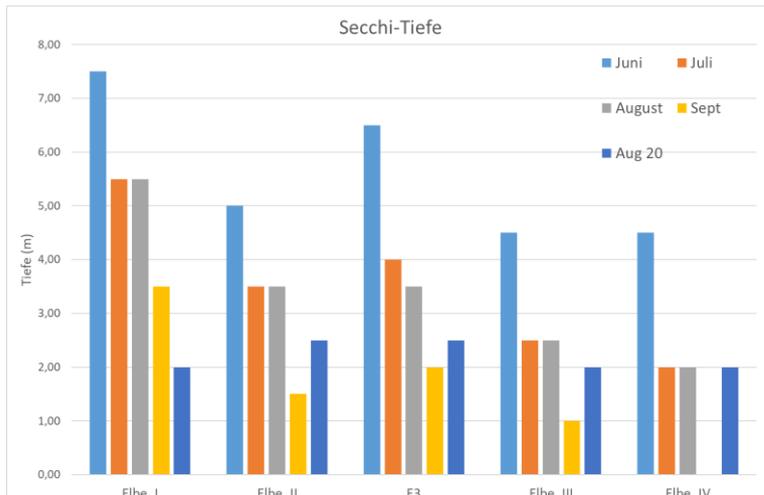


Abbildung 4-101 Sichttiefe an den untersuchten Messstationen von Juni-September 2019 und im August 2020

Im Jahr 2019 und 2020 konnten bei Sauerstoffmessungen mittels CTD-Sonde keine temporären Sauerstoffdefizite bei E3 festgestellt werden und die Sauerstoffgehalte in Bodennähe liegen stets über 6 mg/l (Abbildung 4-102). Je nach Temperatur, Schichtung der Wassersäule und Algenentwicklung liegen die Gehalte zu den untersuchten Zeitpunkten zwischen ca. 6 bis 10 mg/l. Die höchsten Gehalte in der ganzen Wassersäule werden für den Juni 2019 abgebildet, hier betrug die Wassertemperatur in Bodennähe ca. 11°C. In der wärmeren Sommersaison wurden Temperaturen zwischen knapp 15,5 (Juli) und 19 °C (September) gemessen. Die höheren Sauerstoffgehalte im August 2020 im Oberflächenwasser werden auf eine relativ hohe Algenproduktion (s.u.) zurückgeführt.

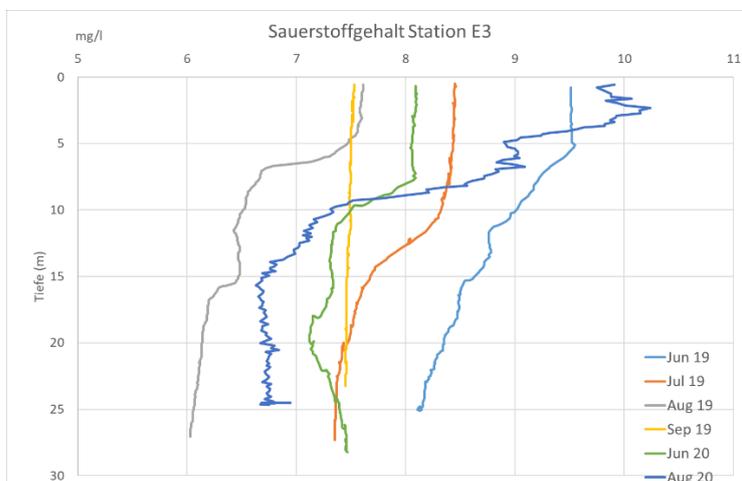


Abbildung 4-102 Tiefenprofil Sauerstoffgehalte an der Messstation E3 von Juni-September 2019 und im Juni und August 2020

Im August 2019 ist für alle Stationen, bis auf Station Elbe IV, eine Schichtung des Wasserkörpers zu beobachten. In Bodennähe liegen die Sauerstoffgehalte hier zwischen 6 und 6,7 mg/l (Abbildung 4-103).

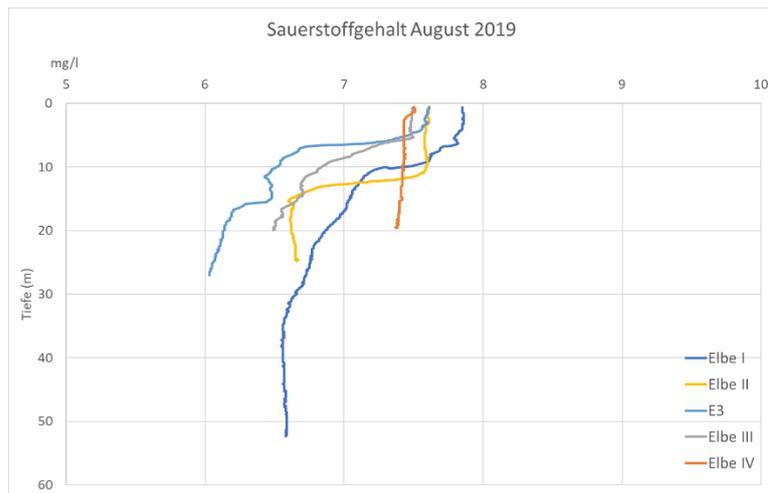


Abbildung 4-103 Sauerstoffgehalt (mg/l) an den einzelnen Messstationen im August 2019

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 2019-2020 an der Wasseroberfläche (Abbildung 4-104, Abbildung 4-105, Abbildung 4-106) und in Bodennähe (Abbildung 4-107, Abbildung 4-108, Abbildung 4-109). Die übrigen Parameter sind in den Tabellen A-39 und A-40 im Anhang einsehbar.

Die Konzentrationen im Oberflächenwasser sind durch Algenwachstum und Strömungsmuster in den Jahren 2019 und 2020 relativ heterogen. Für Ammonium ist kein klarer Trend ersichtlich und die Konzentrationen liegen im Bereich langjähriger Messwerte Brockmann et al. (2018) (Abbildung 4-104). Für das Phosphat ist der Einfluss der Elbfahne mit einem Konzentrationsgradienten von Station Elbe IV zu Station Elbe I erkennbar (Abbildung 4-105). Die Summe aller gemessenen anorganischen Stickstoffverbindungen, als DIN bezeichnet, zeigt ebenfalls gut vergleichbare Konzentrationen an den einzelnen Stationen (Abbildung 4-106). Im August 2019 wird an Station E3 ein Maximum festgestellt, das mit $8,1 \mu\text{mol/l}$ in seiner Höhe jedoch im Bereich langjähriger Messwerte liegt (Brockmann et al. (2018): Mittelwert: $7,3 \mu\text{mol/l}$ DIN). Ein Hinweis auf eine verstärkte Algenbildung, als Folge höherer Stickstoffkonzentrationen, liegt im August 2019 an Station E3 nicht vor (s.u.).

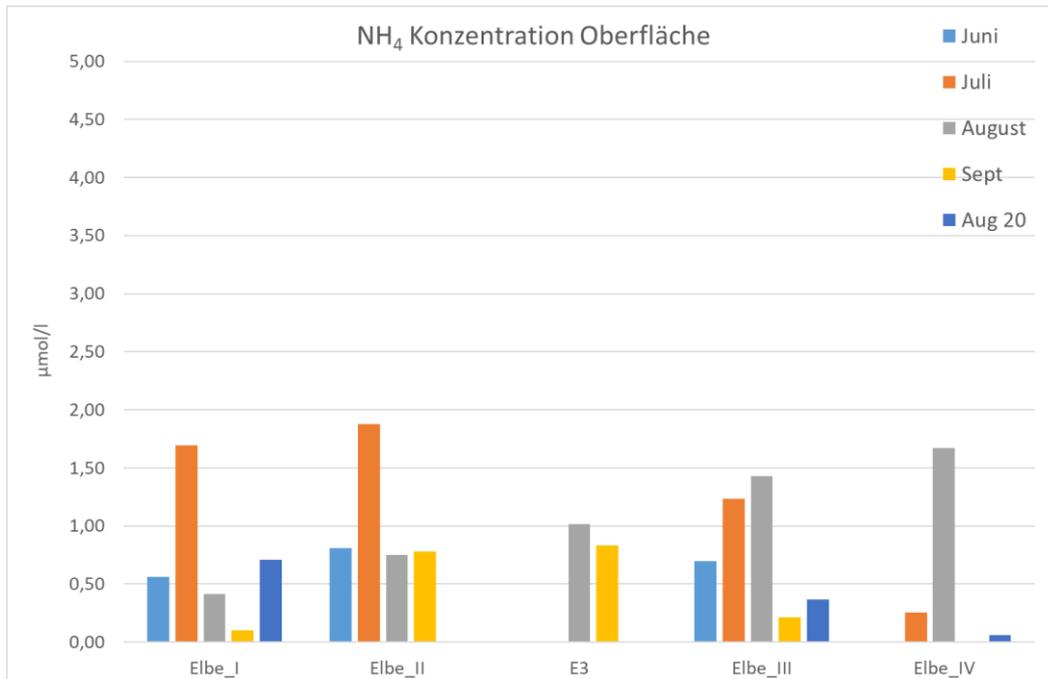


Abbildung 4-104 Ammoniumkonzentrationen (µmol/l) an den einzelnen Messtationen an der Oberfläche von Juni-September 2019 und im August 2020

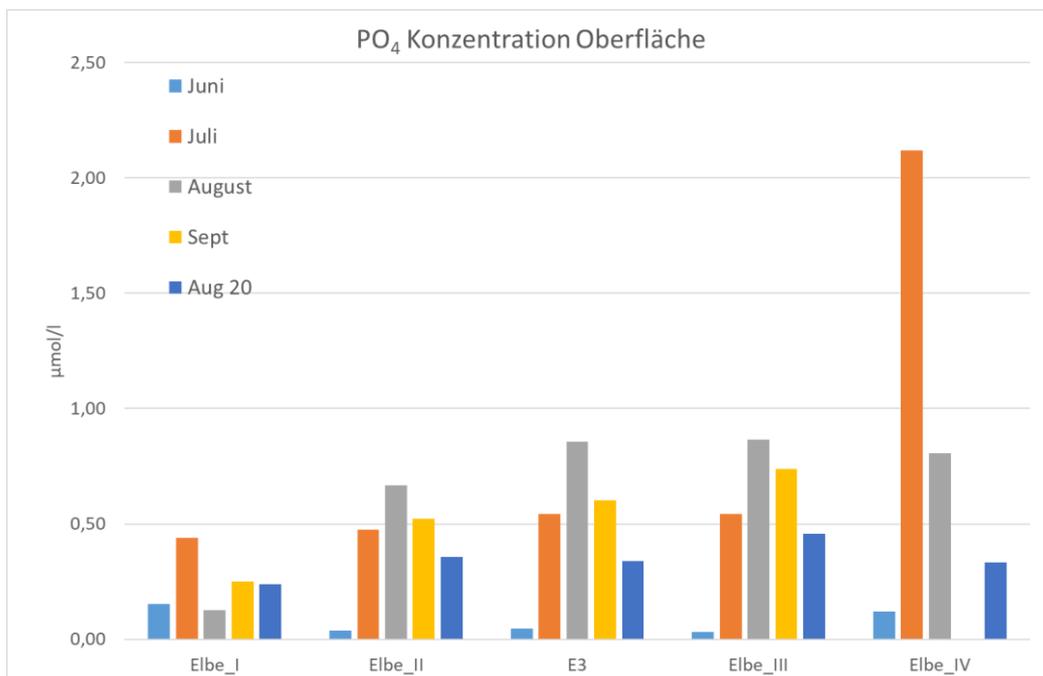


Abbildung 4-105 Phosphatkonzentrationen (µmol/l) an den einzelnen Messtationen an der Oberfläche von Juni-September 2019 und im August 2020

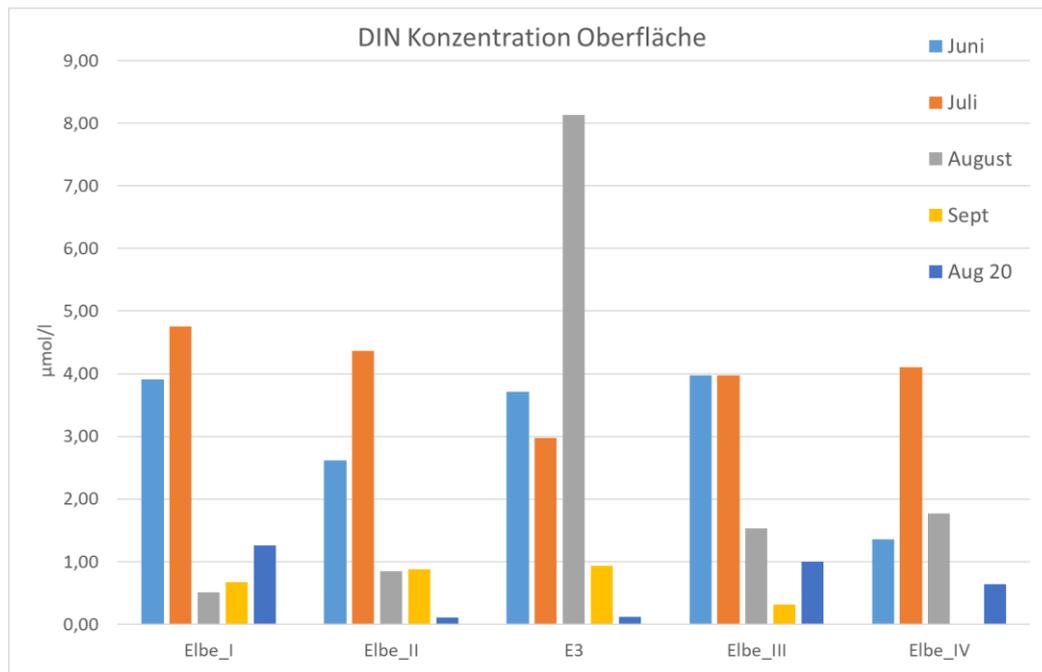


Abbildung 4-106 Summe der gemessenen Stickstoffverbindungen ($\mu\text{mol/l}$) an den einzelnen Messstationen an der Oberfläche von Juni-September 2019 und im August 2020

Die Messwerte der Nährstoffe in Bodennähe zeigen ebenfalls ein relativ heterogenes Bild. Während im Juli 2019 die höchsten Ammoniumkonzentrationen an Station Elbe I festgestellt werden, liegen im August 2019 die Konzentrationen an Station Elbe III und E3 am höchsten (Abbildung 4-107).

Für Phosphat werden die höchsten Konzentrationen ebenfalls im Juli und August 2019 festgestellt, hier an den Stationen Elbe III und E3 (Abbildung 4-108). Für die Summe der anorganischen Stickstoffverbindungen liegen die Stationen Elbe I und Elbe II im Juli 2019 am höchsten. Der Maximalwert an der Station E3 über die Zeit wird hingegen im Juni 2019 festgestellt.

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 2019 und 2020 zu beobachten (Abbildung 4-107 - Abbildung 4-109).

Insgesamt liegen die jeweils gemessenen maximalen Nährstoffkonzentrationen von Ammonium und DIN im Juni 2019 bei Station Elbe I (NH_4 : $5 \mu\text{mol/l}$, DIN: $7,6 \mu\text{mol/l}$) und für Phosphat im Juli 2019 an Station Elbe III ($0,97 \mu\text{mol/l}$) im Bereich langjähriger Messreihen (NH_4 : $0,4$ - $5,1 \mu\text{mol/l}$, PO_4 : $0,24$ - $1,2 \mu\text{mol/l}$, DIN: $1,9$ - $10,7 \mu\text{mol/l}$, Brockmann et al., 2018)

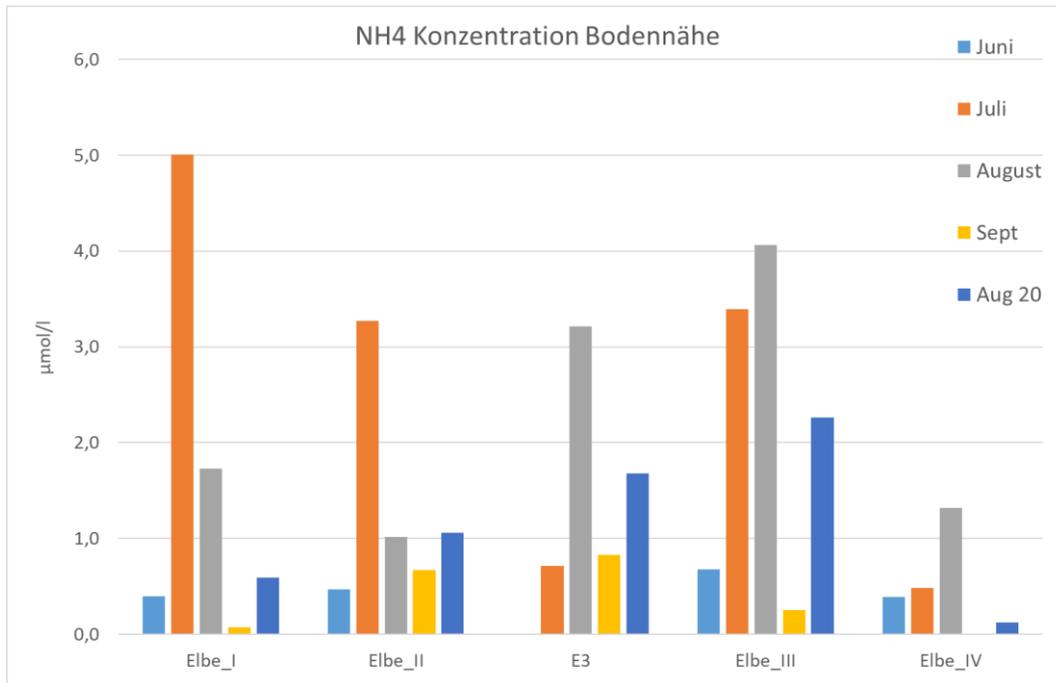


Abbildung 4-107 Ammoniumkonzentrationen (µmol/l) an den einzelnen Messstationen in Bodennähe von Juni-September 2019 und im August 2020

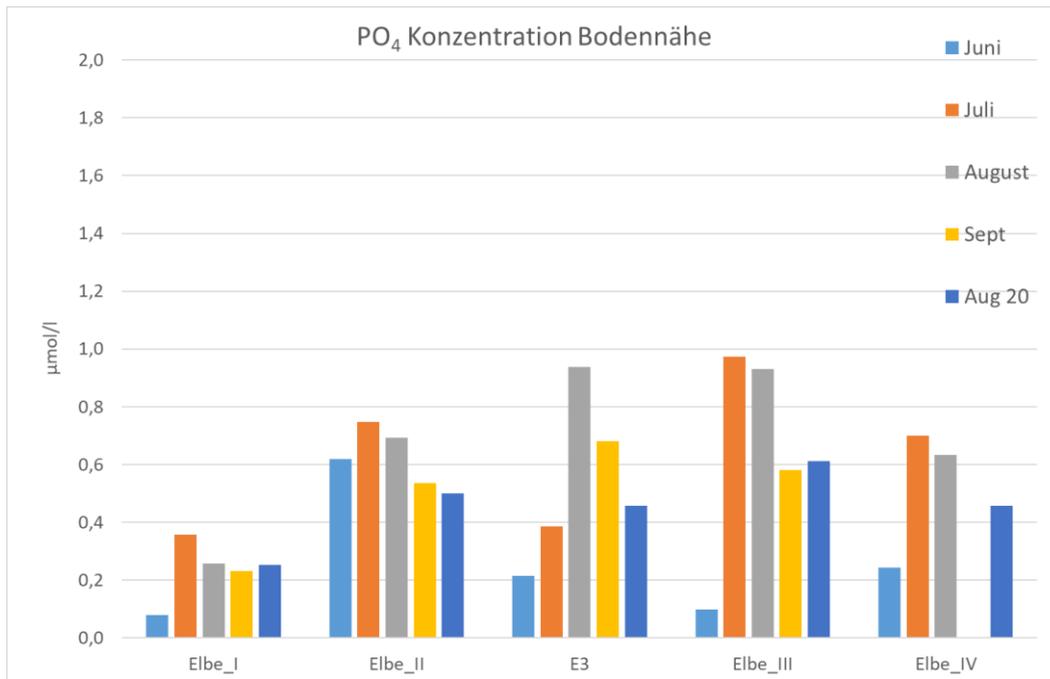


Abbildung 4-108 Phosphatkonzentrationen (µmol/l) an den einzelnen Messstationen in Bodennähe von Juni-September 2019 und im August 2020

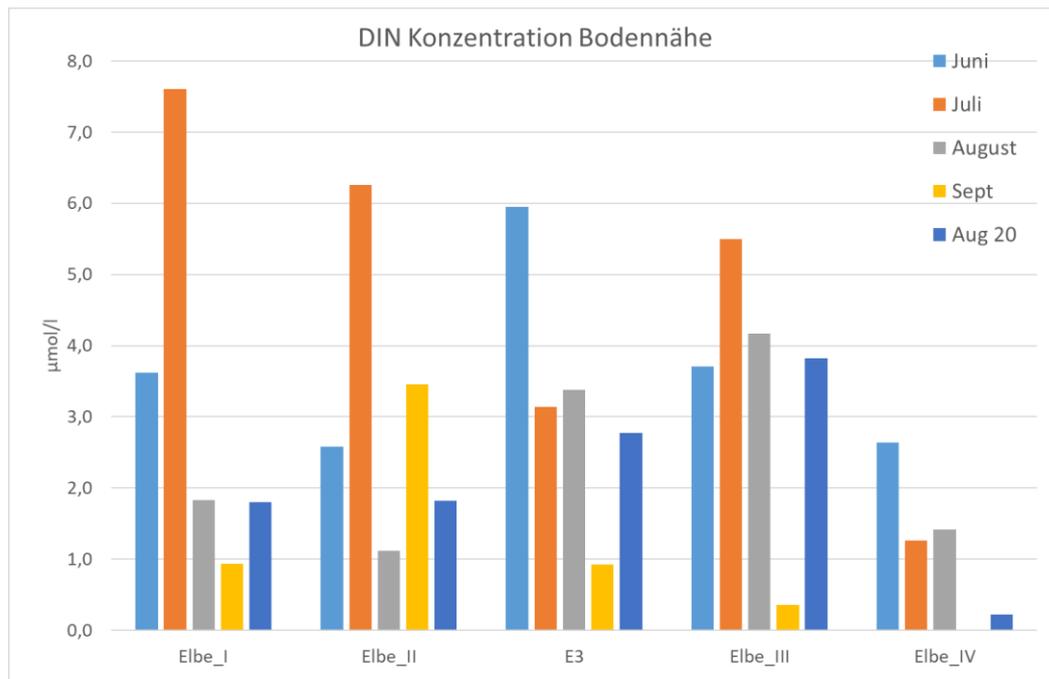


Abbildung 4-109 Summe der gemessenen anorganischen Stickstoffverbindungen ($\mu\text{mol/l}$) an den einzelnen Messstationen in Bodennähe von Juni-September 2019 und im August 2020

Phytoplankton

Die Ergebnisse der Phytoplanktonbestimmung zeigen bezüglich der Zellzahlen und des Biomassekohlenstoffs an den untersuchten Standorten im Jahr 2019 und im August 2020 die üblichen Schwankungen, die für den Zeitraum zu erwarten sind. Im Juni 2019 bzw. im August 2020 werden die höchsten Biomassewerte an Station Elbe III bzw. Station Elbe II und E3 festgestellt (Abbildung 4-110). Die Biomassewerte im Juni 2019 korrelieren mit den gemessenen Chlorophyll a Konzentrationen an der Oberfläche (Abbildung 4-111). Hier werden Werte zwischen 14 und 16 $\mu\text{g/l}$ gemessen.

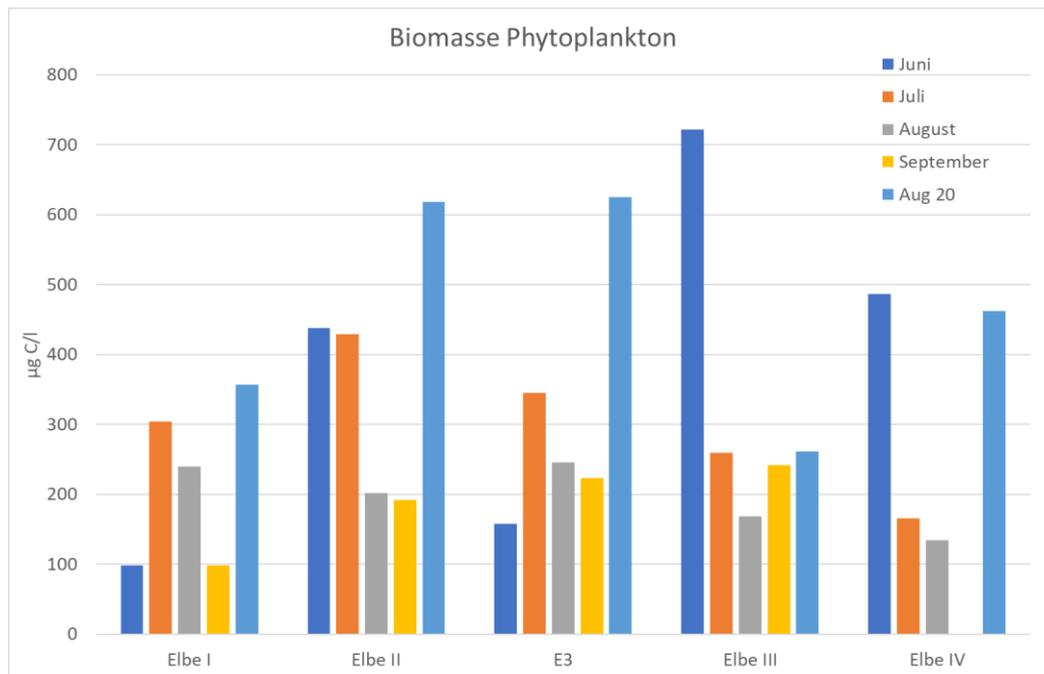


Abbildung 4-110 Zellkohlenstoff als Maß für die Phytoplankton-Biomasse an den einzelnen Messstationen von Juni-September 2019 und im August 2020

Im Juni 2019 wird die Biomasse an den Stationen Elbe II, Elbe III und Elbe IV durch Vorkommen der Alge *Guinardia flaccida* bestimmt. Die Alge ist mit ca. 80-90 µm relativ groß und besitzt eine große Vakuole. Dadurch wird die Biomasse, die auf Berechnung der Zellgröße beruht, überschätzt. Die Algenart tritt im Verlaufe der Vegetationsperiode 2019 nur noch vereinzelt auf. Im Juni 2019 werden in Bodennähe hohe Chlorophyll a Konzentrationen von bis zu 65 µg/l an Station Elbe III festgestellt. Dies ist vermutlich auf die Sedimentation der großen Alge unter ruhigen Wetterbedingungen zurückzuführen (pers. Kommunikation C.D. Dürselen April 2022). Die Chlorophyll a Konzentration in Bodennähe liegt zu den weiteren Messdaten im Jahr 2019 und 2020 zwischen 0,7 und 4,1 µg/l.

Im August 2020 zeigen die Biomassewerte an Station Elbe II und E3 Werte von 620 µg C/l. Laut Experteneinschätzung liegen Kohlenstoffkonzentrationen um 600 µg/l innerhalb der üblichen Schwankungen in dem Gebiet (persönliche Kommunikation C.D. Dürselen (AquaEcology), Juli 2019). An Station Elbe II wird der hohe Biomassewert ebenfalls durch eine große Algenart (*Odontella sinensis*) hervorgerufen, an Station E3 ist der Dinoflagellat *Gymnodinium spec.* für die höheren Biomassewerte verantwortlich. Laut Hickel et al. (1971) entwickeln sich die *Gymnodinium*-Blüten vor Helgoland besonders nach außergewöhnlich langen windarmen Perioden. Das Taxon ist ebenfalls an den anderen Stationen im August 2020 nachweisbar.

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 August 2019 an Station Elbe I, Elbe IV und E3 überschritten, wobei nicht alle berücksichtigten Arten als gefährlich gelten. Für *Dinophysis acuminata* wird der OSPAR (2008) Richtwert von 100 Individuen pro Liter an den Stationen Elbe I im Juli 2019 und an Station Elbe I, E3, Elbe III und Elbe IV im August 2019 sowie an Station Elbe IV im August 2020 überschritten. Laut AquaEcology (2015) ist dies für diese Jahreszeit normal. Ein Zusammenhang mit der Verklappung ist daher nicht abzuleiten. Ein Anstieg dieser Arten gegenüber früheren Untersuchungen wird nicht beobachtet.

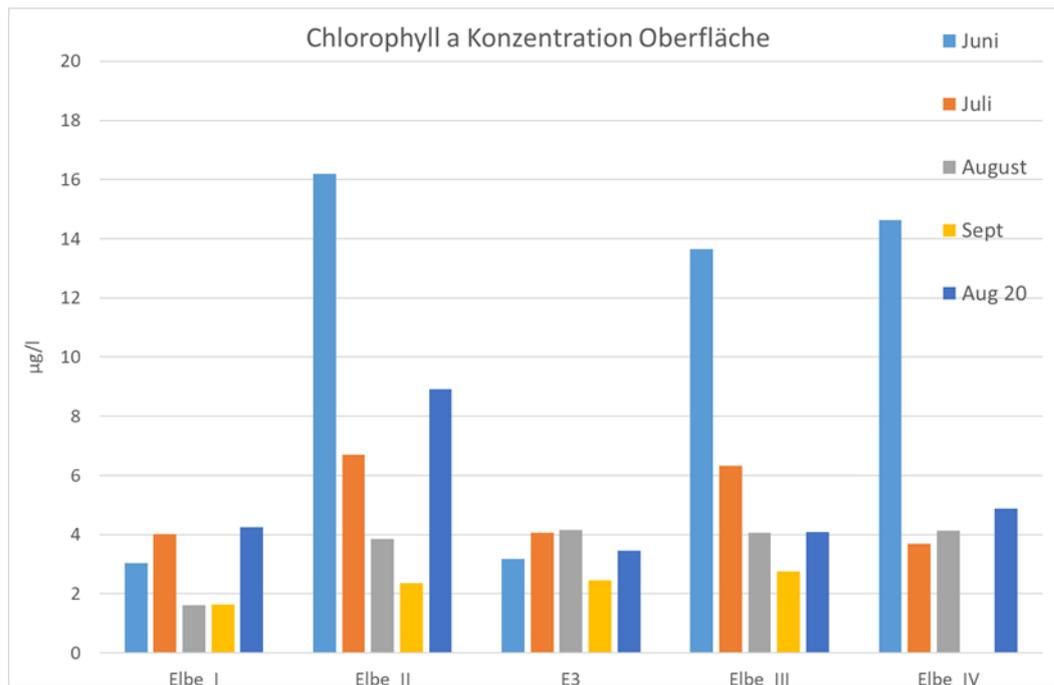


Abbildung 4-111 Chlorophyll a Konzentration an den einzelnen Messstationen an der Oberfläche von Juni-September 2019 und im August 2020

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 während des untersuchten Zeitraums stets oberhalb 6 mg/l, auffällige Unterschiede zwischen den Stationen 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.
- 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 2019 und 2020 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 Ostersiel auf Pellworm und Tümlauer Koog auf Eiderstedt. Die Lage dieser Messstellen lies 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 Ostersiel und Tümlauer Koog auf Schleswig-Holsteinischem Gebiet in das Wattmessstellennetz aufgenommen. Die Lage dieser Messstationen zeigt Abbildung 4-112.

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 $< 63 \mu\text{m}$ gemessen werden und somit mit den Daten der vorliegenden Untersuchung



Abbildung 4-112 Lage der Wattmessstellen (Karte: BfG)

schwarze Punkte: Dauermessstationen. grüne Punkte: Stationen neu ab dem Jahr 2017. heller Punkt: Schwebstoffsammler auf Norderney

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.

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 Messstationen Holmer Siel, Tümlauer Koog und Ostersiel konnten die vier Probenahmen in beiden Jahren plangemäß durchgeführt werden. An der Station Wesselburener Loch konnten aufgrund fehlender Schiffsverfügbarkeit im vierten Quartal 2019 und im zweiten Quartal 2020 keine Proben genommen werden. Insgesamt liegen aus den beiden Jahren damit 6 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. Für die Beprobungen in den Jahren 2019 und 2020 wurden an den 30 Proben der schleswig-holsteinischen Wattmessstellen Schlickanteile zwischen 15 und 91 % ermittelt (Tabelle A-41), so dass die Proben für eine Analyse der Schadstoffe hinreichend feinkörnig waren. Hierbei waren die Proben vom Holmer Siel mit im Mittel 76 % und insbesondere die vom Tümlauer Koog mit im Mittel 87 % Schlickanteil sehr feinkörnig, während die Proben des Wesselburener Lochs mit einem Schlickanteil von im Mittel 34 % und einem Feinsandanteil von 57 % 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 in beiden Jahren im zweiten und dritten, nicht jedoch im ersten und vierten Quartal 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 monatliche Beprobung. In den Jahren 2019 und 2020 wurden die Proben in etwas weiteren Abständen entnommen. Insgesamt liegen hier 13 Proben über beide Jahre vor.

An den Stationen Harlesiel und Schillighörn wiesen nicht alle der in den Jahren 2019 und 2020 entnommenen Proben eine hinreichende Menge an Feinkorn auf (Tabelle A-42). An der Station Harlesiel lag der Feinkornanteil lediglich in der im Mai 2019 entnommenen Probe deutlich über

10 %. Die drei folgenden Proben wiesen einen Feinkornanteil von 1,5 bis 7 % auf. An der Probe mit dem Feinkornanteil von 1,5 % wurden lediglich die Körnung und die Schwermetallgehalte in der Feinfraktion ermittelt. Auf eine Analyse der organischen Schadstoffe wurde verzichtet. An den anderen beiden sandigen Proben wurde hingegen trotz der geringen Menge an Feinfraktion eine Analyse der organischen Schadstoffe durchgeführt.

An der Station Schillighörn wurde an drei der vier Proben eine ausreichende Menge an Feinkorn von 20 bis 40 % gefunden (Tabelle A-42). Die Probe aus dem 2. Quartal 2020 wies hingegen einen Feinkornanteil von lediglich 3 % auf. Die Analysen wurden trotzdem vollständig durchgeführt, wobei die Werte für die organischen Schadstoffe in dieser Probe alle unter der Bestimmungsgrenze lagen. Ein Gespräch mit den Probenehmern wurde durchgeführt, um erneut auf die Notwendigkeit der Beprobung hinreichend feinkörnigen Materials aufmerksam zu machen.

An der Messstelle Cuxhaven wurde zu allen 13 Terminen ausreichend feinkörniges Material gewonnen. Die Schlickanteile lagen bei 23 bis 100 %, mit einem Mittelwert von 64 %.

e) Schwermetall- und Arsenkonzentration an den Wattmessstellen

Die höchsten Schadstoffgehalte treten für den Zeitraum 2019 bis 2020 für Quecksilber, Zink, Kupfer und Cadmium an der elbnahen Messstelle der BfG in Cuxhaven auf (Abbildung 4-113; Tabelle A-42). 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 2018 lagen die betreffenden Metalle bei Cuxhaven erwartungsgemäß höher als in den übrigen Wattmessstellen (Abbildung 4-113, Tabelle A-42). 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 2018 vergleichbar sind (Tabelle A-42).

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-41 und A-42 aufgeführt. Auch von der Messstelle bei Cuxhaven liegen Vergleichswerte aus diesem Zeitraum vor (Tabelle A-42). Die Metalle aus dem Berichtszeitraum 2019 und 2020 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. Lediglich Kupfer zeigt im Bereich der schleswig-holsteinischen Messstellen in den Jahren 2019 und 2020 mit im Mittel 25 mg/kg < 20 µm höhere Werte als der Mittelwert von 18 mg/kg < 20 µm aus dem Zeitraum vor Beginn der Baggergutverbringung (Tabelle A-41). Ein systematischer Unterschied für Kupfer ist seit 2007 festzustellen und sehr wahrscheinlich auf Unterschiede in der Analytik zurückzuführen (BfG, 2018a).

Die Konzentrationen der 8 Metalle der insgesamt 30 Proben aus den Jahren 2019 und 2020 liegen mit Ausnahme einer Probe innerhalb der Spannweite, die seit Beginn der Erhebung im Jahr 2007 bis 2018 an den jeweiligen schleswig-holsteinischen resp. niedersächsischen Wattmessstellen festgestellt wurde (Tabelle A-41; Tabelle A-42). Lediglich in einer Probe an der Messstelle Cuxhaven aus dem März 2020 wird eine Überschreitung der bisherigen Spanne für Zink und Cadmium ermittelt. Die Werte betragen 1,8 mg/kg < 20 µm für Cadmium und 465 mg/kg < 20 µm für Zink. Auch im Oktober 2017 wurde bereits ein Maximalwert für Cadmium und Zink in Cuxhaven

festgestellt, der außerhalb der bisherigen Spanne lag (s. E3-Jahresbericht der HPA, 2017-2018). Die übrigen Werte sind jedoch im Zeitraum 2007 bis 2020 gesunken. Im Mittel wird kein Anstieg über die Zeiträume für diese beiden Parameter bei Cuxhaven festgestellt, sondern eine leichte Abnahme (Cadmium: 0,7 mg/kg für 2007-2016 zu 0,6 für 2017-2018 und 2019-2020 // Zink 256 mg/kg für 2007-2016 zu 224 und 228 für 2017-2018 und 2019-2020; jeweils in Fraktion < 20 µm).

Insgesamt liegen die mittleren Gehalte nicht nur für Cadmium, sondern auch für Kupfer, Quecksilber und Zink für den aktuellen Zeitraum 2019 bis 2020 der einzelnen Messstellen unter den jeweiligen Mittelwerten des Vergleichszeitraums 2007 bis 2018 sowohl für Cuxhaven als auch für die niedersächsischen und für die schleswig-holsteinischen Wattmessstellen (Tabelle A-41 und Tabelle A-42; Abbildung 4-113).

Damit ist nicht von einer Zunahme der Schwermetall- und Arsengehalte durch die Baggergutverbringung auszugehen.

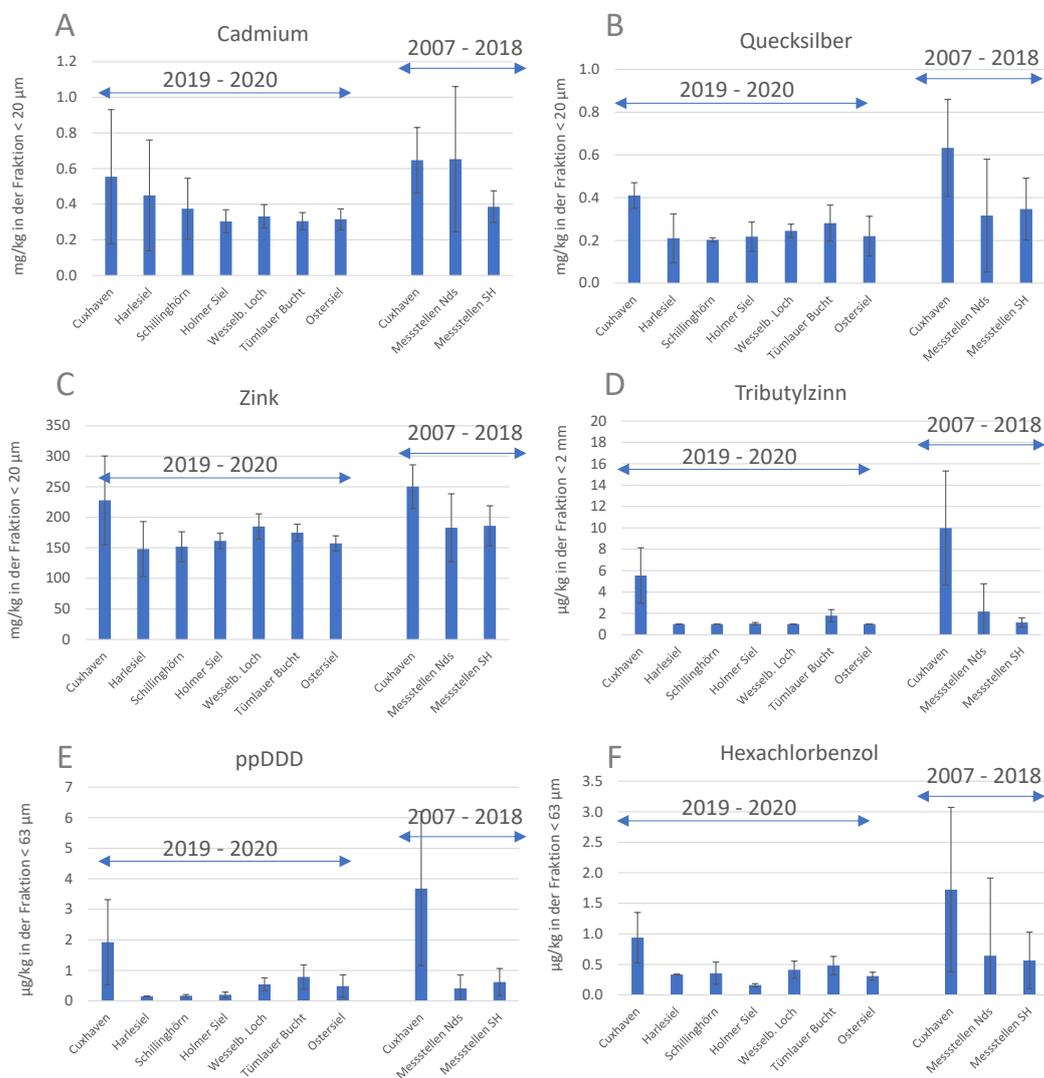


Abbildung 4-113 Mittlere Gehalte der Parameter Cadmium, Quecksilber, Zink, pp-DDD und Hexachlorbenzol in den Wattmessstellen in den Jahren 2019/2020 sowie im Vergleich im Zeitraum 2007 bis 2018. Balken geben Standardabweichung an.

f) 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 2019 und 2020 als auch im Zeitraum davor, von 2007 bis 2018 (Abbildung 4-113, Tabelle A-41, Tabelle A-42). Dies gilt besonders für die DDX-Verbindungen, für Hexachlorbenzol und für TBT (s. Abbildung 4-113 D-F), aber ebenfalls, wenn auch etwas weniger deutlich ausgeprägt, für PCB Summe 7, und Pentachlorbenzol (Tabelle A-41, Tabelle A-42). 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-41, Tabelle A-42).

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 2019 und 2020 lediglich mit den Konzentrationen verglichen werden, die seit 2007 an den gleichen Wattmessstellen ermittelt wurden.

Die Mittelwerte der organischen Parameter für 2019 und 2020 liegen in der gleichen Größenordnung, die an den jeweiligen niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Messstellen in den Jahren 2007 bis 2018 ermittelt wurden (Abbildung 4-113 für pp-DDD, Hexachlorbenzol und TBT; Tabelle A-41 und A-42 für die übrigen Werte). Auch die Einzelwerte liegen innerhalb der Spanne der Werte der entsprechenden Messstellen im Zeitraum 2007 bis 2018. Lediglich an der Messstelle Schillinghörn wurde bei einem Einzelwert ein Kohlenwasserstoffgehalt von 120 mg/kg ermittelt, der, normiert auf die Feinkornfraktion, knapp über 500 mg/kg < 63 µm beträgt (Tabelle A-42). Der Mittelwert beider Jahre der Messstelle Schillinghörn beträgt für Kohlenwasserstoffe dadurch 226 mg/kg < 63 µm, was einem Fall 2 nach der GÜBAK entsprechen würde (Richtwert 1 der GÜBAK 200 mg/kg, Richtwert 2 der GÜBAK 600 mg/kg). Alle übrigen Kohlenwasserstoffgehalte, die im Zeitraum 2019 und 2020 an den Wattmessstellen ermittelt wurden, lagen hingegen unterhalb des RW1 nach der GÜBAK.

Die Mittelwerte an der im Jahr 2017 neu aufgenommenen Messstelle Tümlauer Koog aus den Jahren 2019 und 2020 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, nivelliert sich dieser Unterschied wieder (Tabelle A-41). 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 2019 und 2020 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 4-113 Vergleich Mittel 07-18 mit 19-20). Damit ist nicht von einer Zunahme der Belastung mit organischen Schadstoffen durch die Baggergutverbringung auszugehen.

g) 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 wurde.

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, 2019; 2020). 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, 2018a, 2018b). 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 Nachtheimer et al (2020) vor. 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 erwarten, 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 und 2018 Daten aus dem Seevögelmonitoring der Nord- und Ostsee (Borkenhagen et al., 2017; 2018) 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 2019 und 2020 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 FHH- 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 Baggertgutverbringung 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 2019 und 2020 weiterhin bestätigt werden (BioConsult, 2020a, 2020b). Die aktuellen Untersuchungen aus dem Jahr 2020 zum Vorkommen und Abundanz von MZB zeigen eine Abnahme der Biomasse im Einbringbereich, aber auch in allen anderen Gebieten an. Ein Zusammenhang mit der Baggertgutverbringung kann daher hier nicht festgestellt werden.

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, Meererneunauge) oder nur vereinzelt (Stör, Flussneunauge, Finte) nachgewiesen wurden. Eine Auswirkung der Baggergutverbringung auf die Fischfauna beruht ausschließlich auf dem Effekt der Vergrämung (BioConsult, 2021) im direkten Einbringbereich. Dies konnte für die Jahre 2019 und 2020 weiterhin bestätigt werden (BioConsult, 2020a und 2021b).

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 maßgebende 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 Kilometer (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 2019 und 2020 wurden, wie in 2017 und 2018, 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. 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 und 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 2019 und 2020 bestätigt. 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 Einvernehmensklärung

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 2019 und 2020 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 Einbringungsvorgang und Benennung des jeweils genutzten Einbringenzentrums 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 24.06.2019 – 26.12.2019 und 22.6.2020 – 02.12.2020 erhoben und zusammen mit dem Berichtsentwurf des vorliegenden Berichts dem MELUND übersandt (in der Gesamtdarstellung der Jahre 2014-2020).

Maßgabe 2.30: Weitergehende Details zu den im Einvernehmen genannten Monitoringmaßgaben 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 Maßgaben 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 Aufführung 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 Maßgaben sowie diesbezüglichen tabellarischen Zusammenfassungen und übersichtlichen erläuternden Grafiken auch eine Bewertung enthält.

HPA hat dem MELUND entsprechende Sachstandsberichte für die beiden Halbjahre in den Jahren 2019 und 2020 vorgelegt. Die ersten drei dieser Berichte sind auf der HPA-Website verfügbar gemacht (<https://www.hamburg-port-authority.de/de/info-port/download-terminal/>): Kurzbericht 1. und 2. Halbjahr 2019 und Kurzbericht 1. und 2. Halbjahr 2020).

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 Bericht wird hiermit vorgelegt. Aufgrund des Umfangs des Monitorings und des damit verbundenen Zeitbedarfes für die Untersuchungen, Auswertungen und Berichterstellungen wurde mit dem MELUN (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 sind 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 Gewässerkörper 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 jüngst 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.

¹ <https://www.forum-tideelbe.de/>

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:

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:

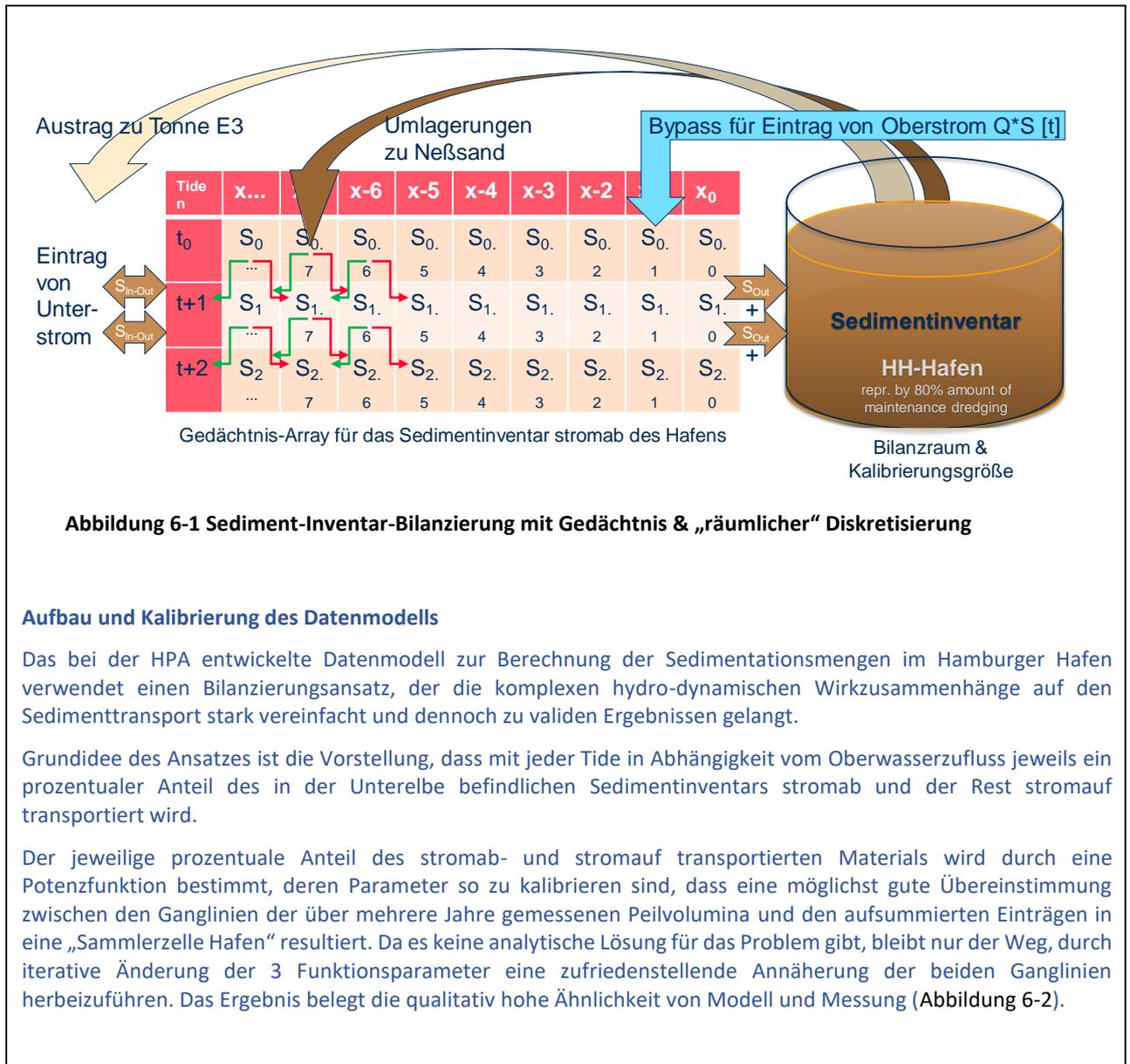
Als Eingangsgrößen für die Sedimenthaushaltsbilanz dienen auf der einen Seite die Masse der natürlichen und anthropogenen Ein- und Austräge in den Bilanzraum sowie auf der anderen Seite der Gleichung die kontinuierliche Massenänderung des Sedimentinventars. Während sich letztere quantitativ vergleichsweise 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.

Als anthropogener Austrag aus dem Bilanzraum 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 werdenden 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).



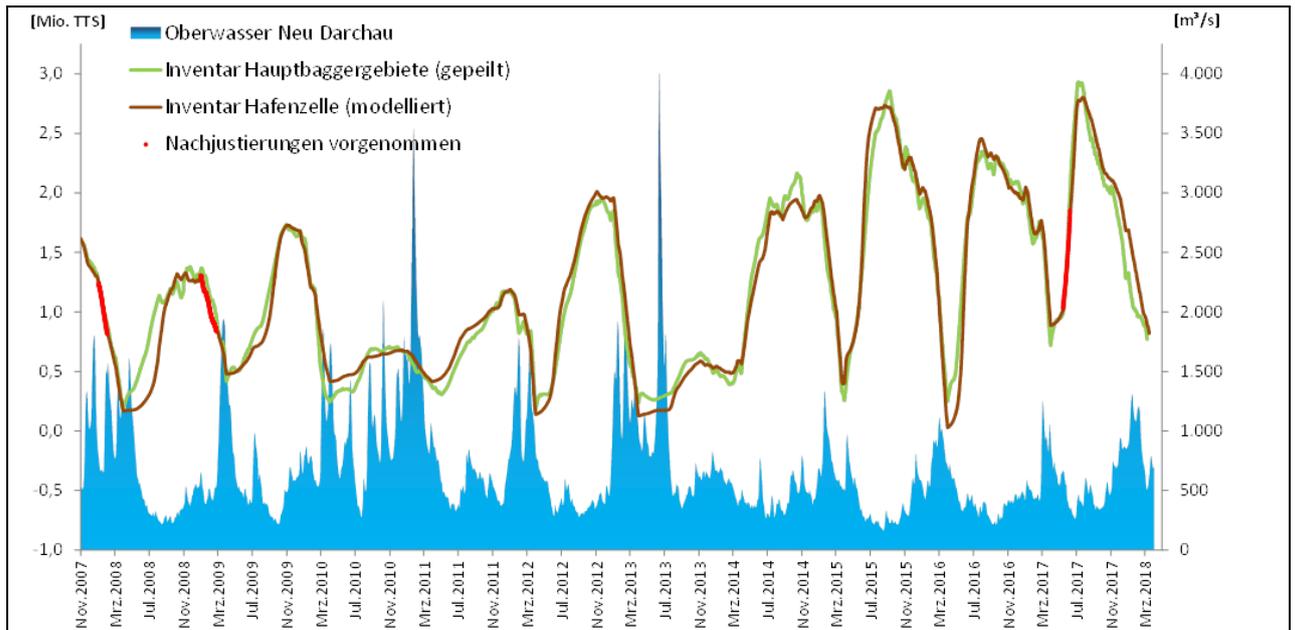


Abbildung 6-2 Ergebnis der Modellkalibrierung über einen Zeitraum von 11 Jahren

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 niedrigen 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.

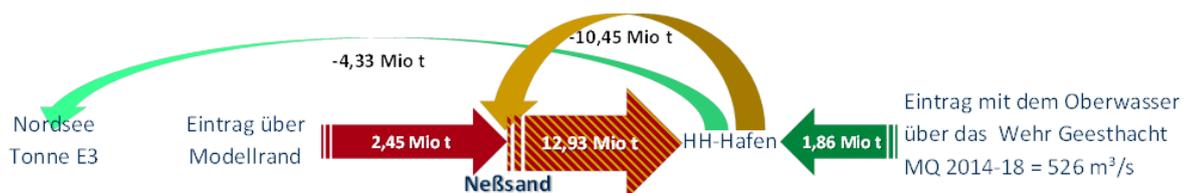


Abbildung 6-3 Bilanzierung der Ein- und Austräge vom 01.04.2014 - 01.04.2018.

Bilanzierung im Modell von 2010 bis zum Jahr 2021

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.

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 m^3 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 Wassertiefenstandhaltung im Hamburger Hafen etabliert.

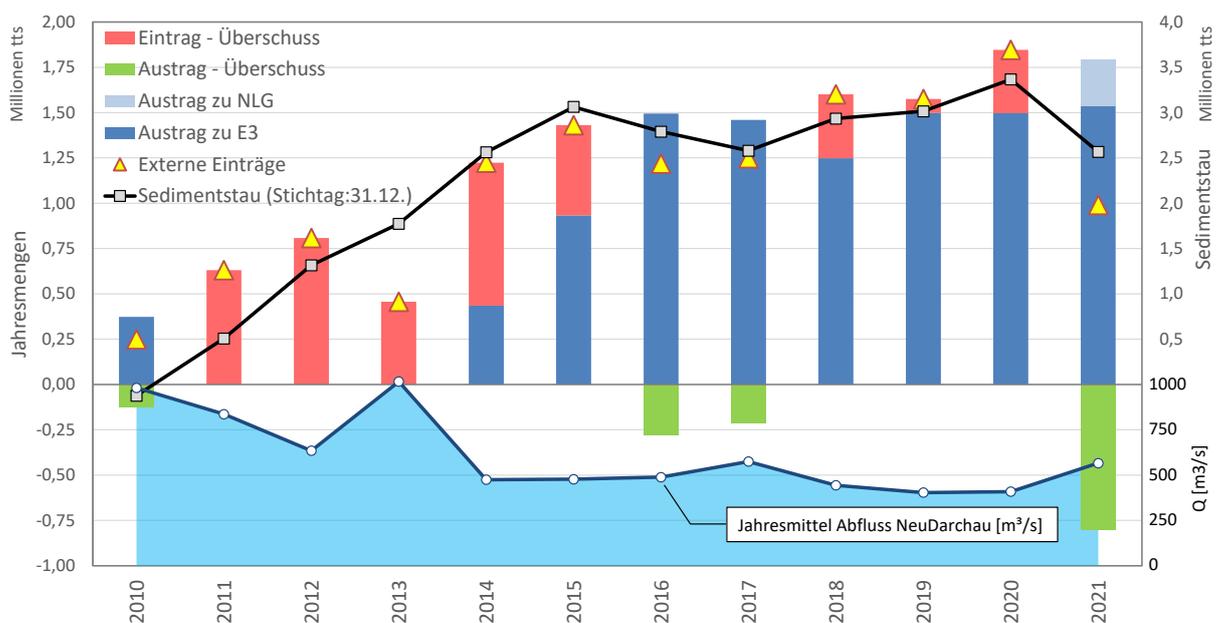


Abbildung 6-4 Masse der externen Einträge (ohne Umlagerung Neßsand) vs. Austräge zur Tonne E3

Weiterführende morphodynamische Untersuchungen im Untereelbeaum

Ergänzend dazu standen im letzten Jahr weitere Auswertungen zu morphodynamischen Veränderungen innerhalb der Tideelbe (Untereelbe) 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 6-5** 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 Untereelbe. Den größten Beitrag in Relation zu den unterschiedlichen Volumen 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.

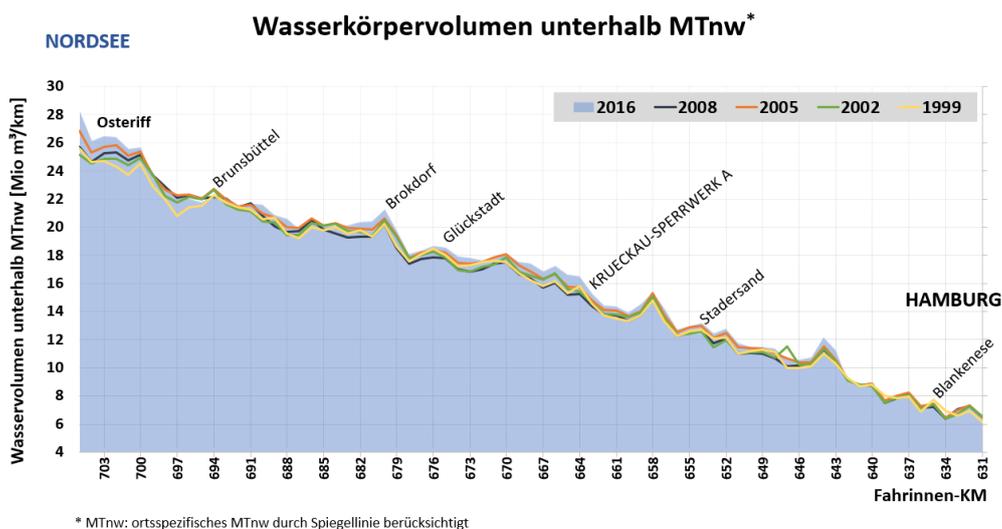


Abbildung 6-5 Veränderung des Wasserkörpervolumens unterhalb des MTnw

Tabelle 6-1 Bilanzierung des Wasservolumen [m³] entlang der Untereelbe

Hamburg - Ostemündung (km 631 - 704 ≙ UG 3-5 der BwS)

Jahr	Volumen unterhalb MTnw		Änderung z. Vorwert	Änd. z. Ø1999-2009
2016	DGM-W	1.201 Mio m ³	15,7 Mio m ³	33,0 Mio m ³
2010	DGM-W	1.185 Mio m ³	22,3 Mio m ³	17,3 Mio m ³
2009	A=137,0 Mio m ²	1.163 Mio m ³	2,7 Mio m ³	-5,0 Mio m ³
2008		1.160 Mio m ³	-11,3 Mio m ³	-7,7 Mio m ³
2007		1.172 Mio m ³	-9,5 Mio m ³	3,6 Mio m ³
2006		1.181 Mio m ³	-2,4 Mio m ³	13,1 Mio m ³
2005		1.183 Mio m ³	20,3 Mio m ³	15,4 Mio m ³
2004	Ø 1.168 Mio m ³	1.163 Mio m ³	-5,8 Mio m ³	-4,9 Mio m ³
2003	Ød=8,53 m	1.169 Mio m ³	4,3 Mio m ³	0,9 Mio m ³
2002		1.165 Mio m ³	-12,2 Mio m ³	-3,4 Mio m ³
2001		1.177 Mio m ³	17,4 Mio m ³	8,8 Mio m ³
2000		1.159 Mio m ³	3,5 Mio m ³	-8,6 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 6-6, Abbildung 6-7).

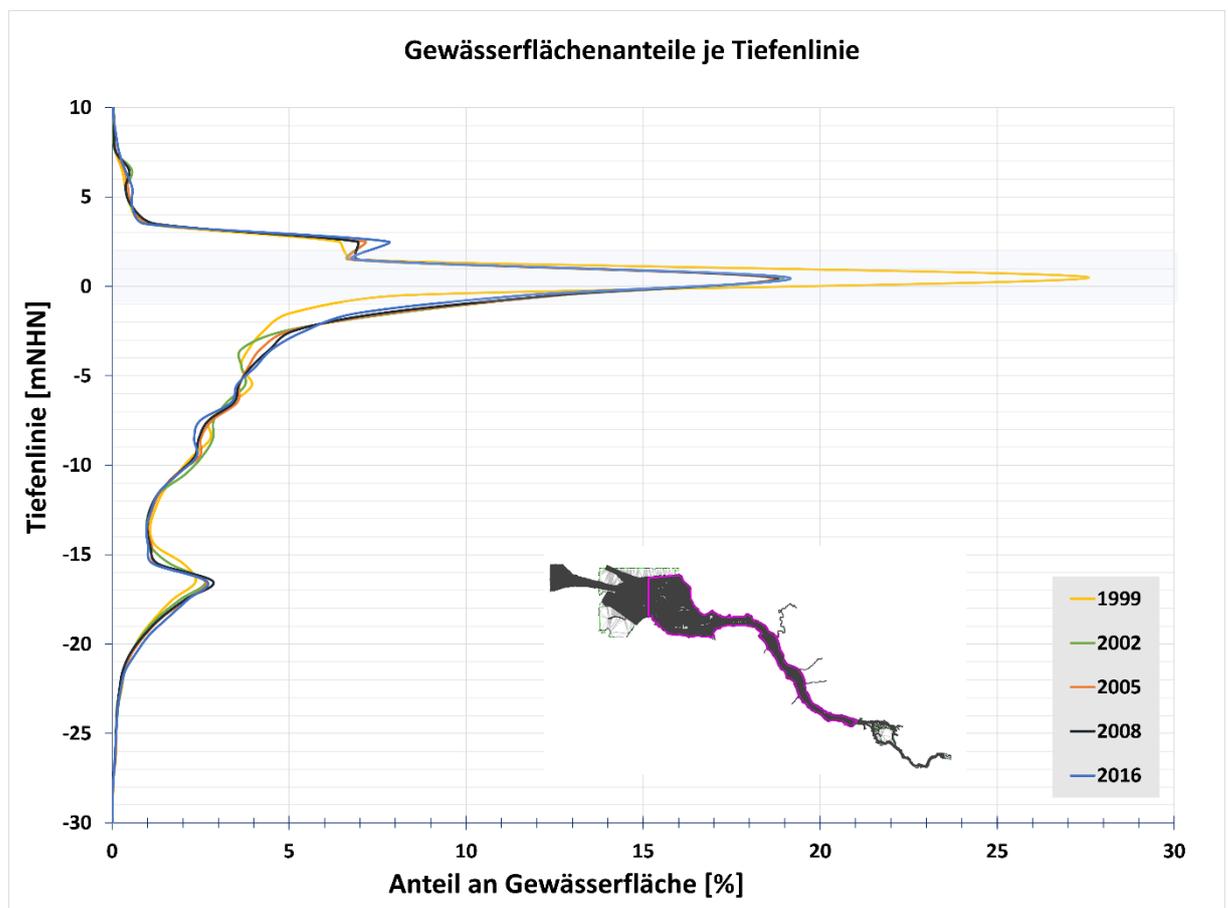


Abbildung 6-6 Hypsometrisches Histogramm für die Unter- und Außenelbe bis zur Beweissicherungsgrenze im Mündungsbereich

Abbildung 6-6 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 6-7 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.

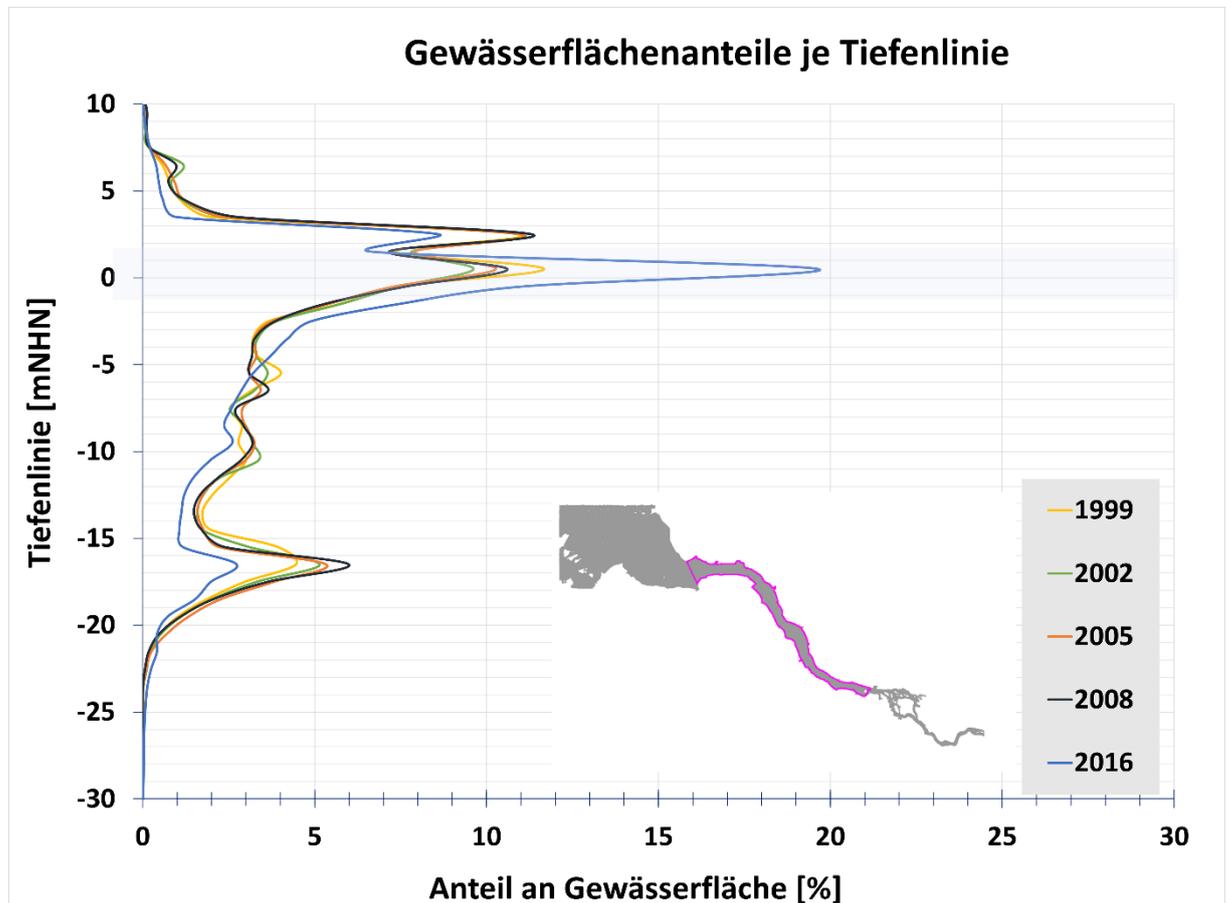


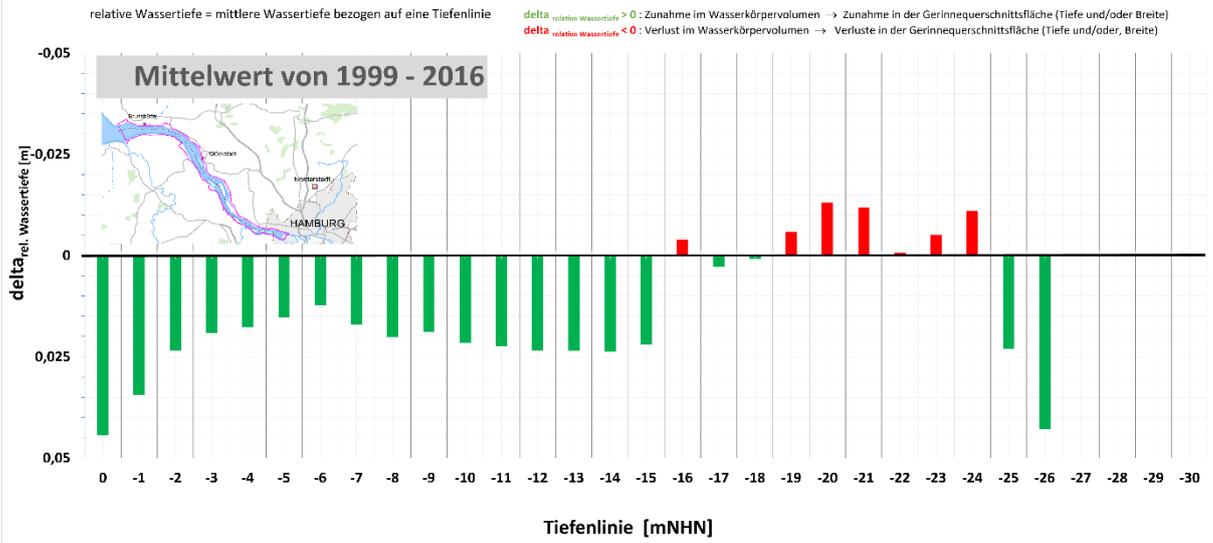
Abbildung 6-7 Hypsometrisches Histogramm für die Unterelbe von Hamburg bis zur Ostemündung

Die Abbildung 6-8 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.

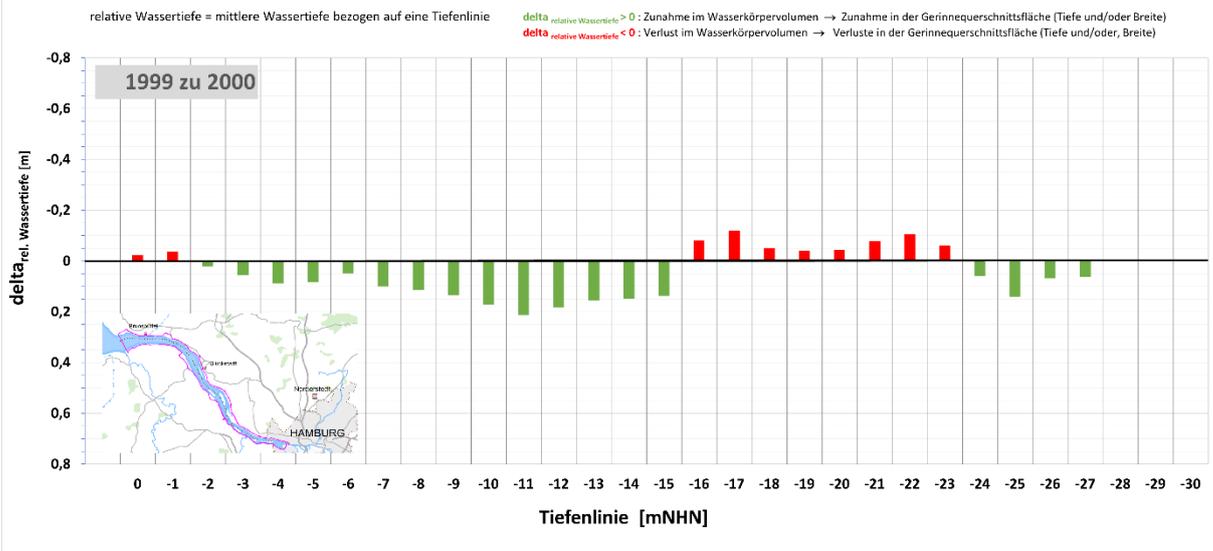
Die resultierenden Veränderungen für die jüngste Vergangenheit von 2010 bis 2016 zeigen einen Wechsel von Zu- und Abnahmen der relativen Wassertiefen innerhalb der Tiefenlinien. Die Lagen in und unmittelbar unterhalb der Wasserwechselzone zeichnen in einer solchen Bilanz einen Zuwachs in der relativen 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 Fahrrinnensolltiefe 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



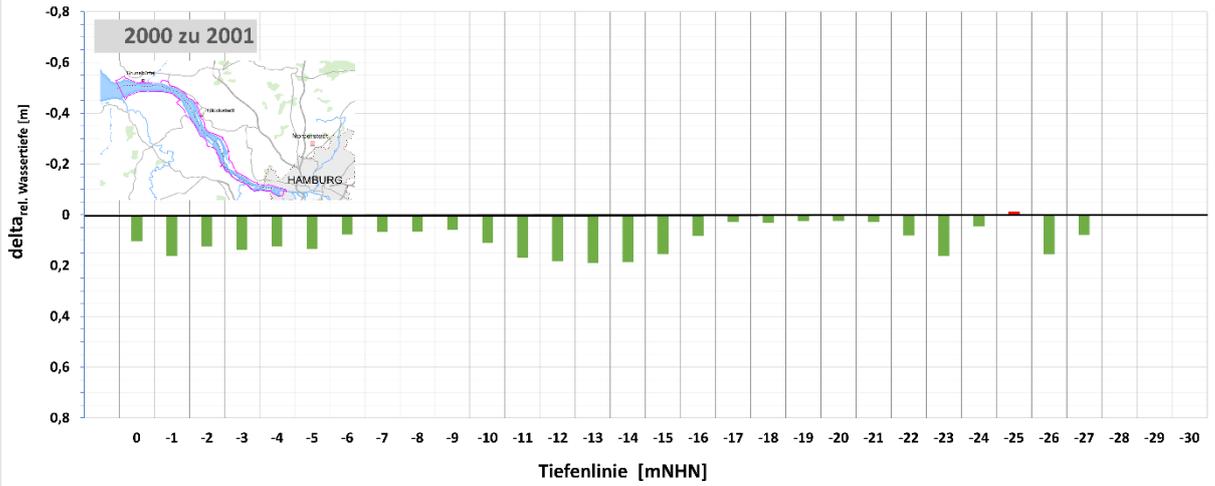
Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]



Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]

relative Wassertiefe = mittlere Wassertiefe bezogen auf eine Tiefenlinie

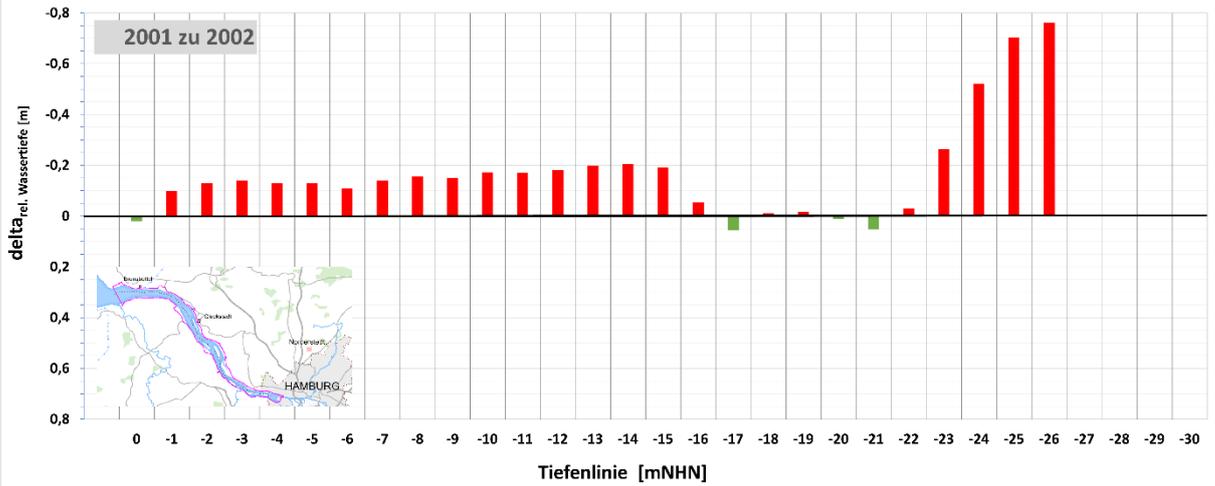
delta relative Wassertiefe > 0 : Zunahme im Wasserkörpervolumen → Zunahme in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)
 delta relative Wassertiefe < 0 : Verlust im Wasserkörpervolumen → Verluste in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)



Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]

relative Wassertiefe = mittlere Wassertiefe bezogen auf eine Tiefenlinie

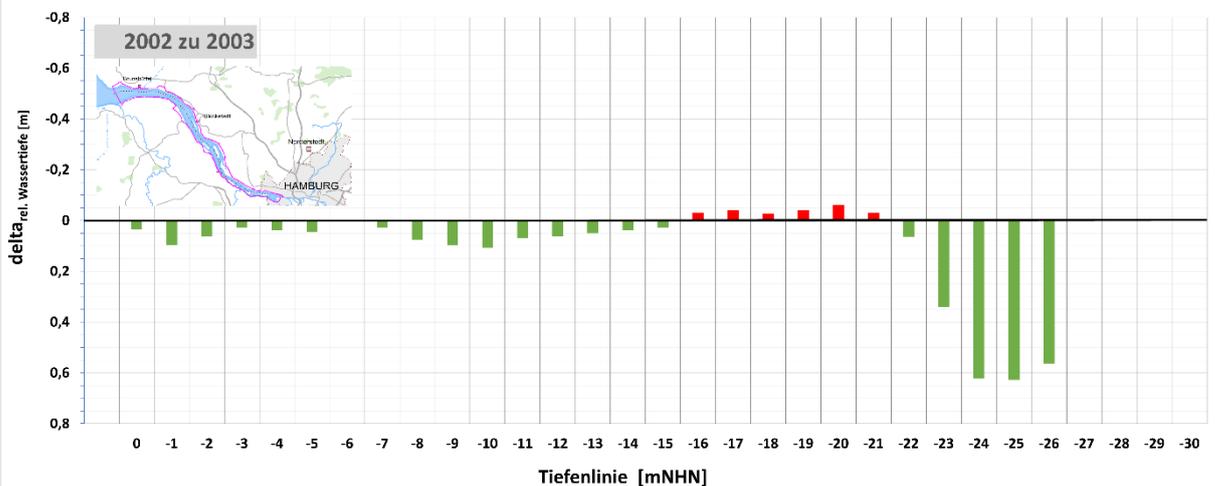
delta relative Wassertiefe > 0 : Zunahme im Wasserkörpervolumen → Zunahme in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)
 delta relative Wassertiefe < 0 : Verlust im Wasserkörpervolumen → Verluste in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)



Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]

relative Wassertiefe = mittlere Wassertiefe bezogen auf eine Tiefenlinie

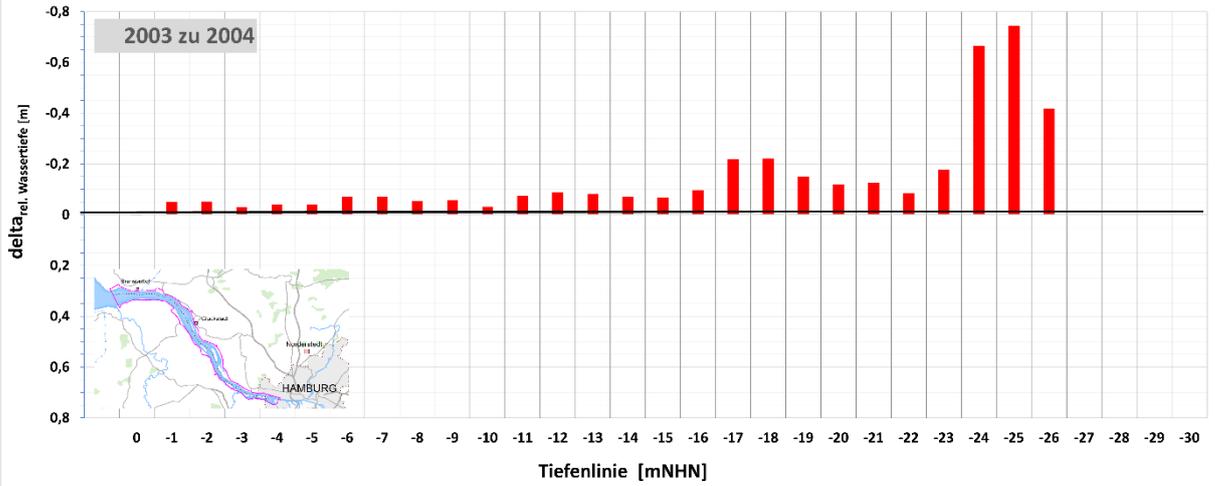
delta relative Wassertiefe > 0 : Zunahme im Wasserkörpervolumen → Zunahme in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)
 delta relative Wassertiefe < 0 : Verlust im Wasserkörpervolumen → Verluste in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)



Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]

relative Wassertiefe = mittlere Wassertiefe bezogen auf eine Tiefenlinie

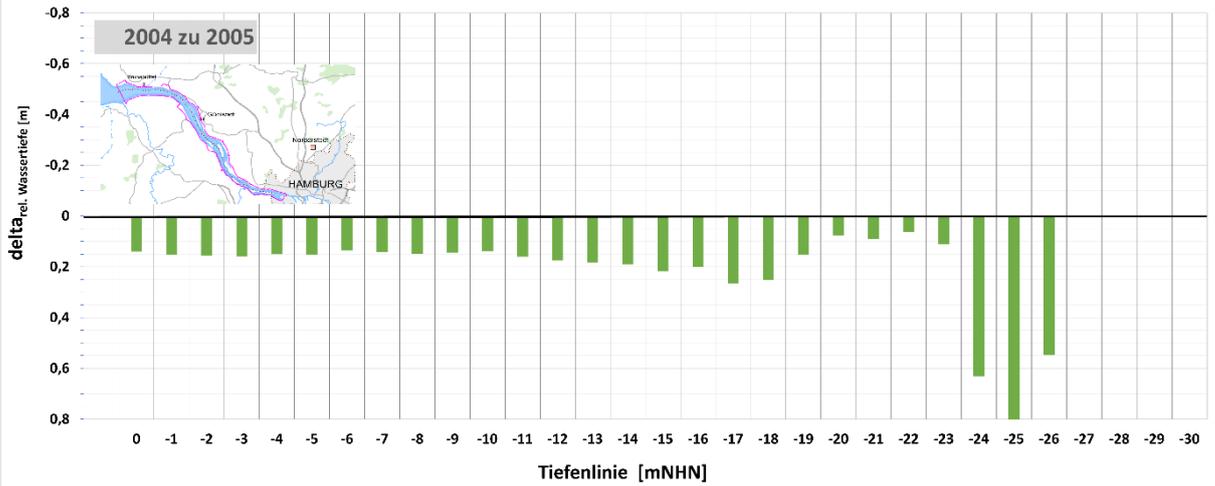
delta relative Wassertiefe > 0 : Zunahme im Wasserkörpervolumen → Zunahme in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)
 delta relative Wassertiefe < 0 : Verlust im Wasserkörpervolumen → Verluste in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)



Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]

relative Wassertiefe = mittlere Wassertiefe bezogen auf eine Tiefenlinie

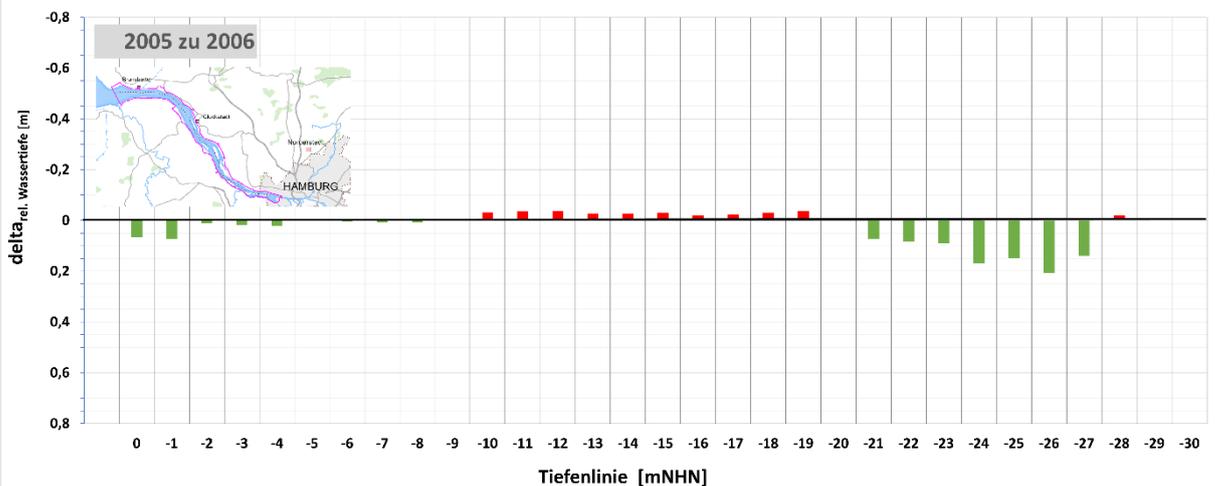
delta relative Wassertiefe > 0 : Zunahme im Wasserkörpervolumen → Zunahme in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)
 delta relative Wassertiefe < 0 : Verlust im Wasserkörpervolumen → Verluste in der Gerinnequerschnittsfläche (Tiefe und/oder Breite)



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)

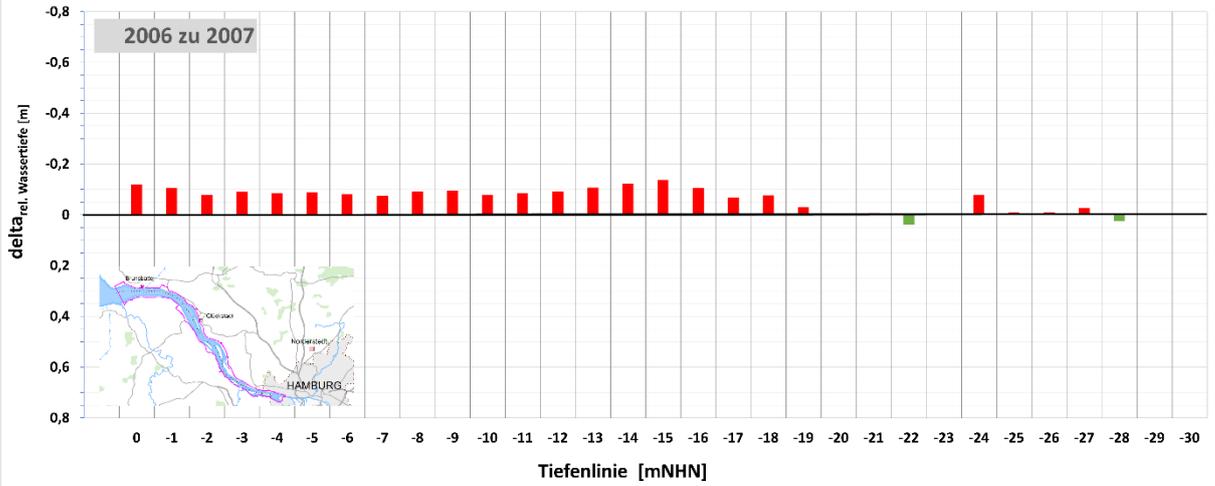


Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]

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)

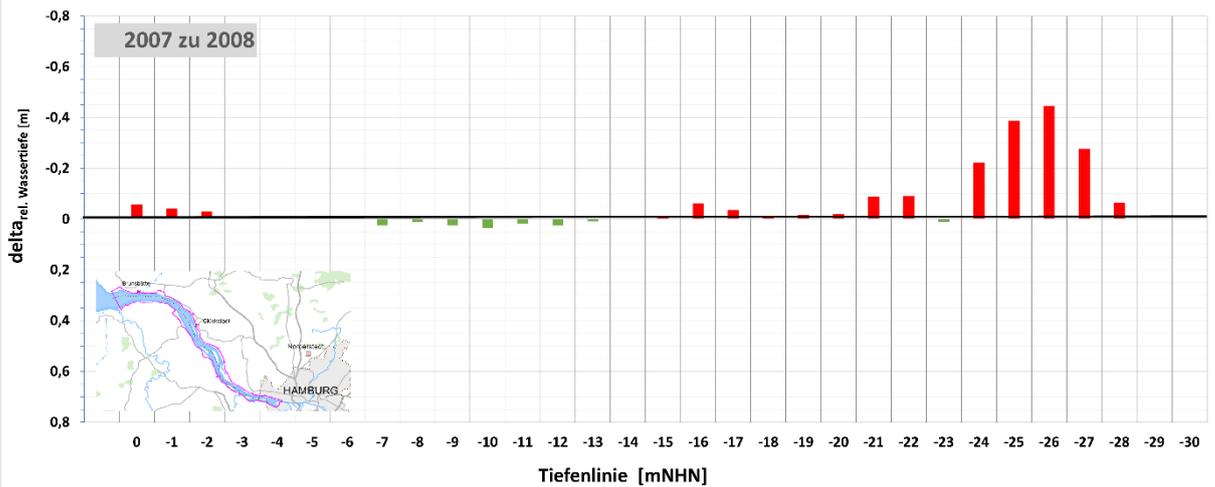


Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]

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)

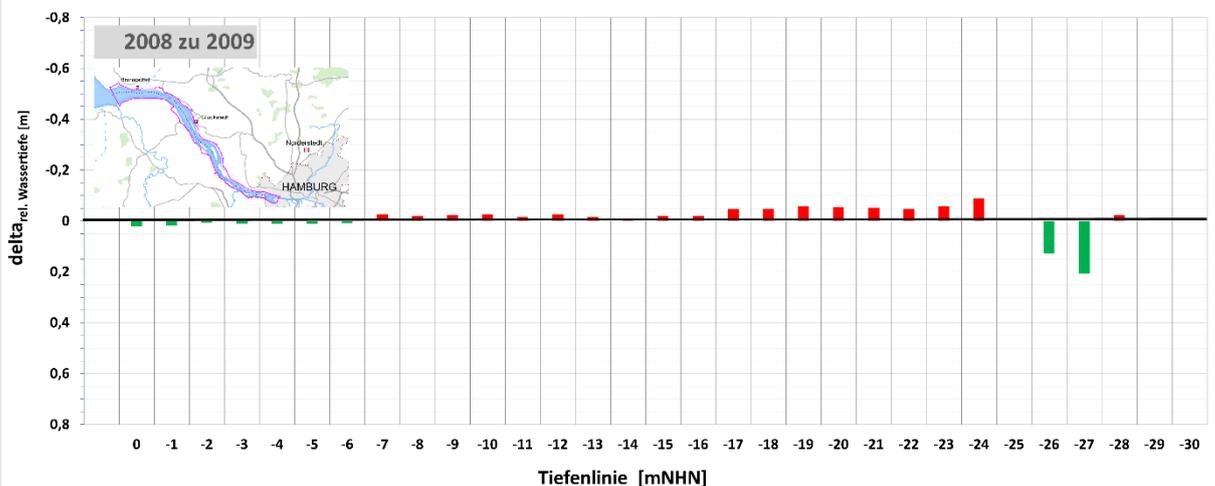


Veränderungen der relativen Wassertiefe [m]

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)



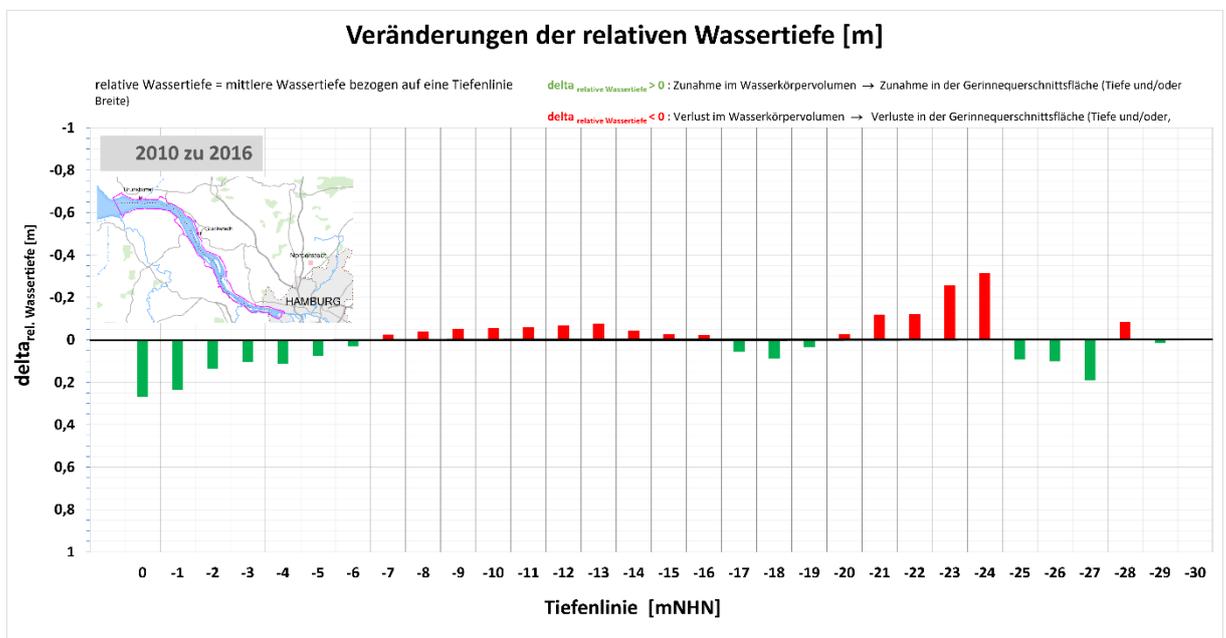
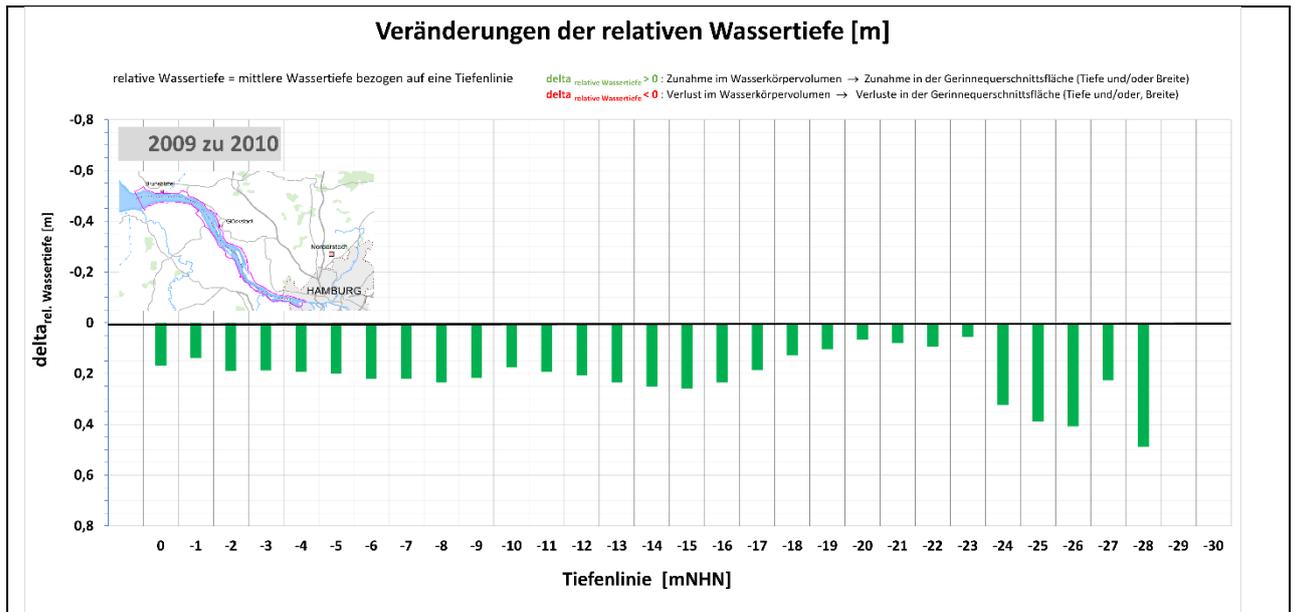


Abbildung 6-8 **Veränderung der relativen Wassertiefe zwischen den Jahren 1999 und 2016**

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 6-9 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.

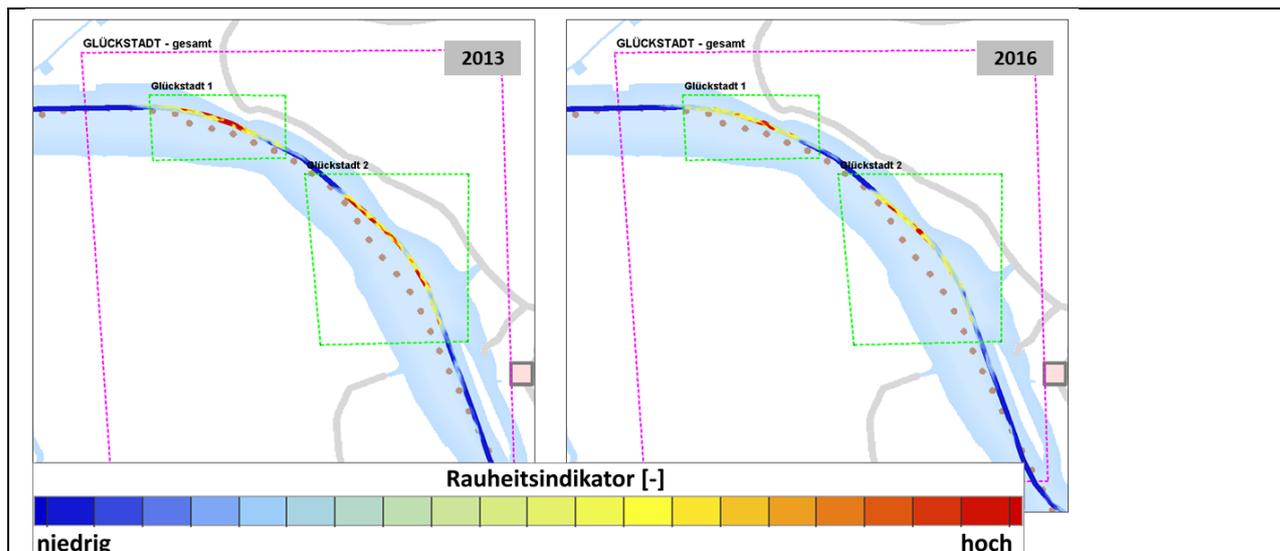


Abbildung 6-9 Rauheitskarten für die Jahre 2013 und 2016: Abgeleitet aus der Standardabweichung der Geländehöhen ggü. einem längeren gleitenden Mittelwert des Sohlprofils

Eine Auswertung des Rauheitsindikators mit Korrelation zur Entwicklung der Tidekennwerte erfolgte im KfKI-Projekt RefTide. Der Abschlussbericht für das Projekt mit den detaillierten Ergebnissen zu dieser Untersuchung liegt ab Mitte 2022 vor.

Zur Bedeutung der Sohlstrukturen auf die Tidedämpfung sei an dieser Stelle auch auf die Masterarbeit aus dem Frühjahr 2022 von Jan Hendrik Frisch zum Thema „Dissipative Wirkung von Riffel- und Dünenstrukturen auf Tidewellen am Beispiel des Elbeästuars“ der TU Harburg verwiesen.

Maßgabe 2.35: Die HPA wird verpflichtet, dem MELUR unverzüglich mitzuteilen, wenn im Bereich des Hamburger Hafens oder der an Hamburg delegierten Stromelbe Maßnahmen ergriffen werden, die die Flutraumsituation verschlechtern.

Im Berichtszeitraum 2019 – 2020 wurden keine Maßnahmen ergriffen, die die Flutraumsituation verschlechtern haben. Der Tideanschluss Billwerder Insel (+7 ha), die Aufweitung der Zufahrt Mittlerer Freihafen (+3 ha) und die Fortsetzung der Baumaßnahmen für das Flachwassergebiet Kreet sand (+ 30 ha) haben hingegen zu einer Verbesserung der Flutraumsituation beigetragen.

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 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 sowie der damit verbundenen naturschutzfachlichen Genehmigung vom 25.4.2016 mit Änderung vom 18. Juli 2018 wurden in den Jahren 2019 und 2020 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 Köhlbrand und Vorhafen in den Jahren 2019 und 2020 sowie Süderelbe Bl. 5 im Jahr 2019 und Hinzunahme der „Verlaufproben“ 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 der folgenden Sitzung 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 MELUND abgestimmt. Sie sind in den einzelnen Kapiteln unter den vorgenannten Punkten jeweils aufgeführt und begründet.

7 Literatur

- AquaEcology (2015): Monitoring zur Baggergutverbringung aus dem Hamburger Hafen zur Tonne E3 in der Nordsee - Untersuchungen im Wasserkörper im Sommer 2014. Auftraggeberin HPA. AquaEcology Stand April 2015. Oldenburg.
- 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 Auswirkprognose zur Baggergutverbringung in die Nordsee (Stelle Tonne E3). Studie im Auftrag der HPA, SAP-Nr. M396020104017, 145 Seiten. Unveröffentlicht.
- BfG (2020): 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.
- BioConsult (2020a). Das Makrozoobenthos auf der Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn Bestandsentwicklung 2005 – 2019. Studie im Auftrag von HPA. 62 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2021a). Das Makrozoobenthos auf der Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn Bestandsentwicklung 2005 – 2020. Studie im Auftrag von HPA. 59 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2020b): Die Fischfauna auf der Verbringstelle Tonne E3 nördlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2005 – 2019. Studie im Auftrag der HPA. 95 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2021b): Die Fischfauna auf der Verbringstelle Tonne E3 nördlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2005 – 2020. Studie im Auftrag der HPA. 98 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2019): Die Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) auf der Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2006-2019 und Imposex. Studie im Auftrag von HPA. 59 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2021c): Die Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) auf der Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2006-2020 und Imposex. Studie im Auftrag von HPA. 61 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.
- 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.
- 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).

Hickel, W., Hagemeyer, E., Drebes, G., 1971. *Gymnodinium* blooms in the Helgoland Bight (North Sea) during August, 1968. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 22, 401-416 (1971)

HPA (2005ff): Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen. Teilbericht: Verbringung von Baggergut zur Tonne E3. Jahresberichte 2005 – 2016 Link: <http://www.hamburg-port-authority.de/de/presse/studien-und-berichte/Seiten/default.aspx>

HPA (2017-2018): Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen. Teilbericht: Verbringung von Baggergut zur Tonne E3. Jahresbericht 2017-2018, Revision Juli 2021. Link: <http://www.hamburg-port-authority.de/de/presse/studien-und-berichte/Seiten/default.aspx>

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

OSPAR (2014): OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material, Revision 2014.

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.

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-monito-ring.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.

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 2019 und 2020

	Monitoring 2019 1. Jahreshälfte	Monitoring 2019 2. Jahreshälfte	Monitoring 2020 1. Jahreshälfte	Monitoring 2020 2. Jahreshälfte
Peilung	2-km-Kreis Mai 2019		2-km-Kreis Mai 2020	2-km-Kreis Sonderpeilung Juli 2020
Sedimenttextur	Mai 2019 110 Stationen ¹	Sept 2019 112 Stationen ¹	März/Äpril 2020 111 Stationen ¹	Aug 2020 126 Stationen ¹ Bohrproben ⁴
Sedimentchemie		Sept 2019 78 Stationen 9 Frahmlothe ³	März 2020 19 Stationen ²	Aug 2020 78 Stationen 8 Frahmlothe ³ Bohrproben ⁴
Ökotoxikologie		Sept 2019 36 Stationen		August 2020 36 Stationen
Makrozoobenthos	Mai 2019 127 Stationen		März/April 2020 127 Stationen	
Wellhornschnecke Bestand, Imposex	Juni 2019, in Hols Abundanz, Imposex		April 2020, in Hols Abundanz, Imposex	
Fischfauna	Juni 2019, in Hols		April 2020, in Hols	
Wellhornschnecke Bioakkumulation		Nov 2019 137 Tiere ⁵		Nov 2020 146Tiere ⁵
Pfeffermuschel Bioakkumulation		Sept 2019 27 Proben		August 2020 30 Proben
Makrophyten vor Helgoland		Juli 2019 Beprobung		Juli 2020 Beprobung
Kliesche Bioakkumulation Alter	Juni 2019 Nachbeprobung 59 Proben Leber (175 Tiere)	Nov 2019 60 Proben Leber 40 Proben Muskel (178 Tiere)		Nov 2020 60 Proben Leber 40 Proben Muskel (179 Tiere)
Scholle Bioakkumulation Alter		Nov 2019 30 Proben Leber 36 Proben Muskel (176 Tiere)		Nov 2020 34 Proben Leber 40 Proben Muskel (219 Tiere)
Krabbe Bioakkumulation		Aug 2019 Beprobung Küste SH (24 Proben)		August 2020 Beprobung Küste SH (12 Proben)
Wattmessstellen	3-4 x im Jahr ⁶ 5 Messstellen		3-4 x im Jahr ⁶ 5 Messstellen	
Wasseranalysen	Elbe-Schnittfahrt des AWI mit Sauerstoff		Elbe-Schnittfahrt des AWI mit Sauerstoff	

1 Textur: Im Mai 2019 und März 2020 ohne 6km und ohne Helgoland, da Begleitung MZB-Kampagne. Im Sept 2019 im 3-km-Kreis nur die Proben, die für chemische Untersuchungen genommen wurden. Im August 2020 alle Stationen beprobt.

2 Chemische Parameter: Im März 2020 nur orientierende Untersuchung im Rahmen der MZB-Kampagne

3 Im Jahr 2019 9 Proben im Westen auf dem 1,5- und dem 2-km-Kreis. Im Jahr 2020 je 4 im Norden im 1,5- und im 2-km-Kreis.

4 Bohrung im Juli 2020. Hierbei Proben an Bohrkernen auf Textur und z.T. auch auf chemische Parameter analysiert (Absch.4.3)

5 Buccinum November 2019 in Summe 137, und im November 2020 dann 146 Tiere statt 150, weil Tiere z.T. zu klein für Schadstoffanalytik und gepoolt werden mussten.

6 Je ein Ausfall bei Wesselburener Loch, daher 6 statt 8 Proben, s. Abschnitt 4.

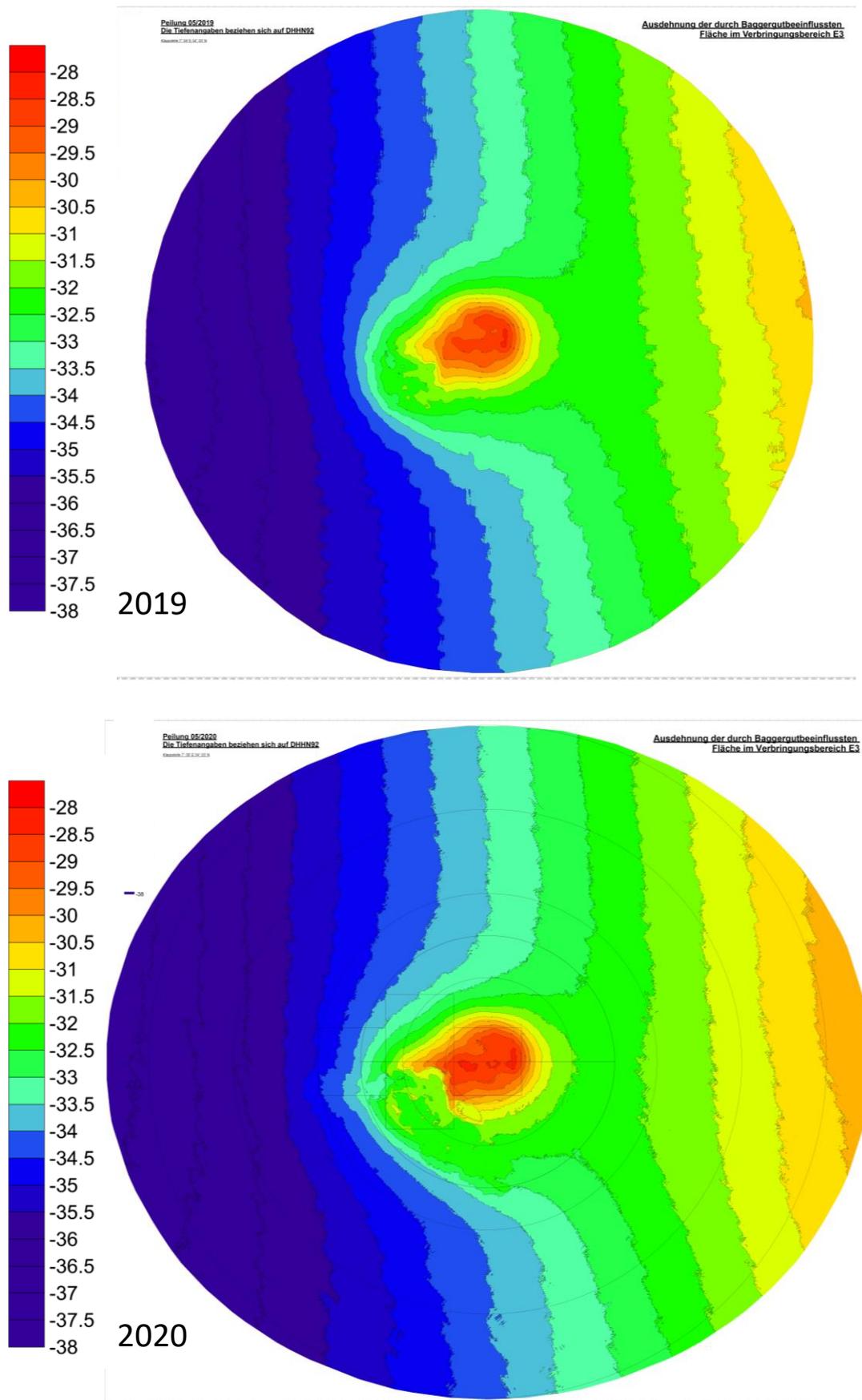


Abbildung A-1 Bathymetrie im 2 km-Kreis um die Klapfstelle in den Jahren 2019 und 2020

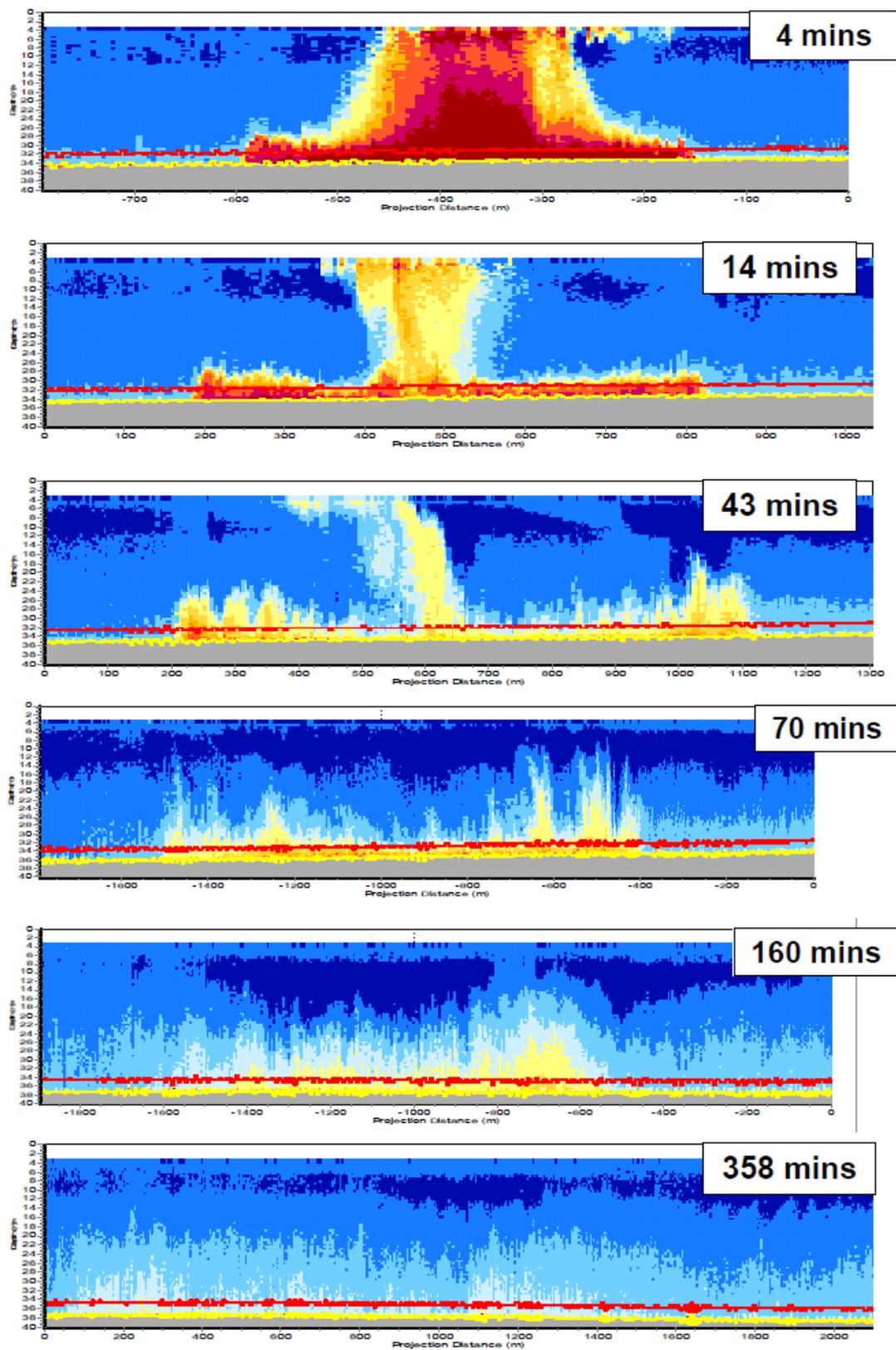


Abbildung A 2 ADCP-Messung Oktober 2005; Zeitliche Entwicklung der Schwebstoffwolke

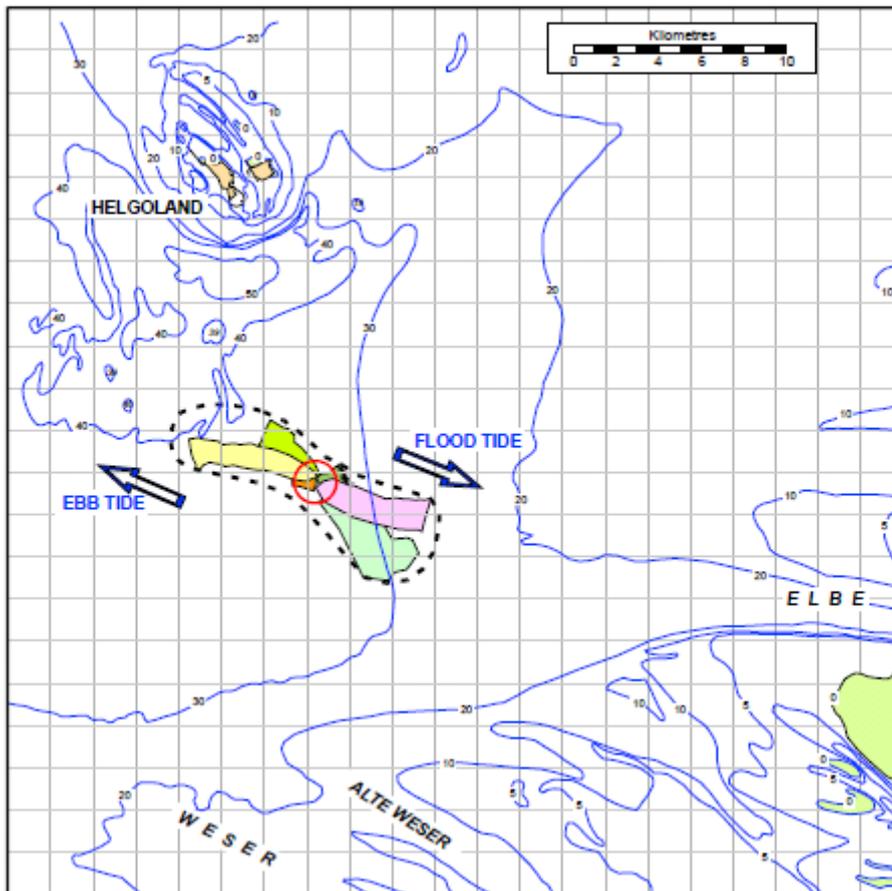


Abbildung A 3-1 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2005. Der abgebildete Bereich zeigt die bei den jeweiligen Messungen insgesamt gemessene Fläche. Diese ist größer als die messbare Schwebstoffwolke.

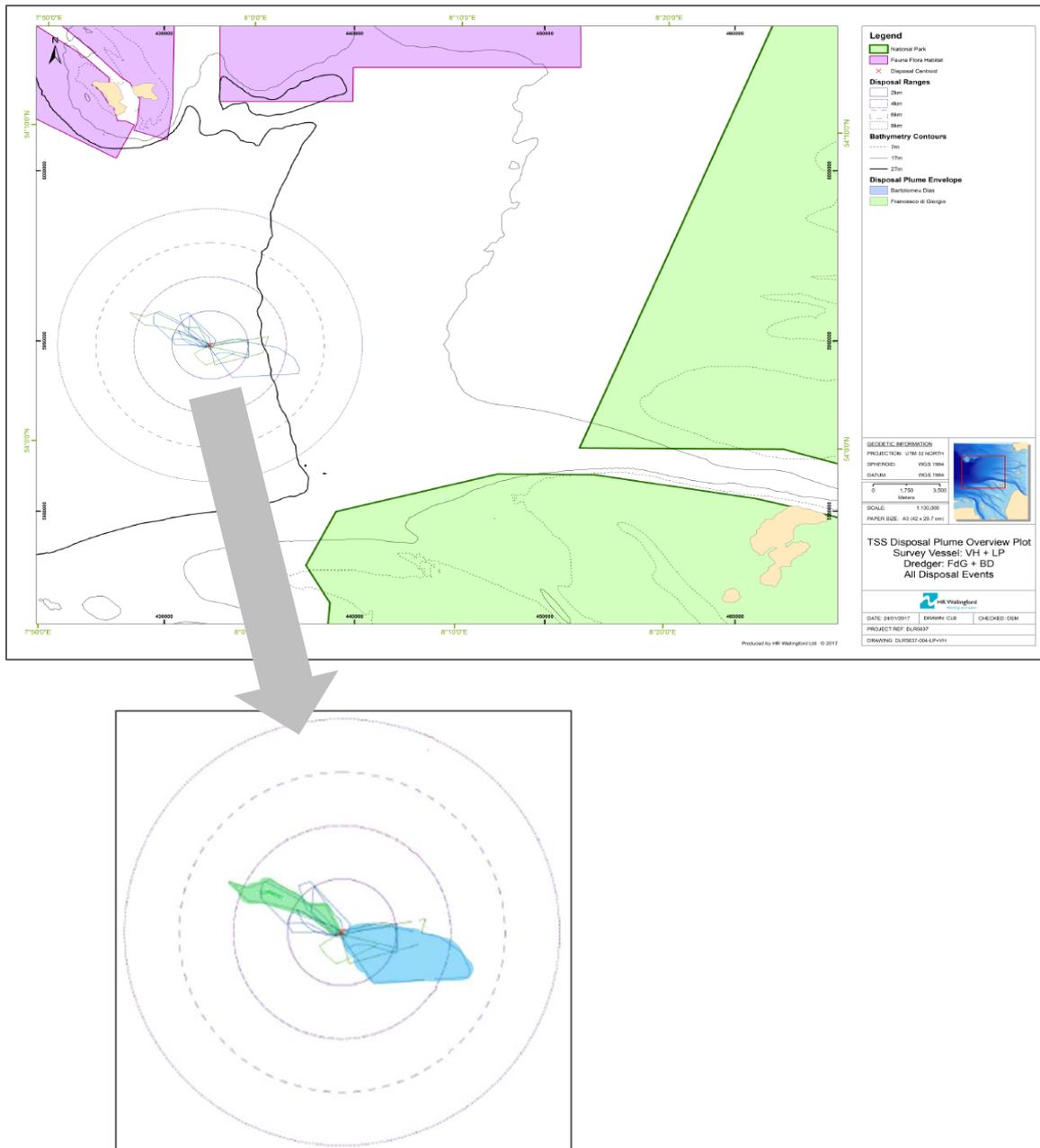


Abbildung A 3-2 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2016. Eingefärbt sind die längsten Verdriftungswege der Hopperbagger Bartholomeu Dias (blau) und Francesco di Giorgio (grün). Kreisentfernungen entsprechen 2-, 4-, 6- und 8-km Radius.

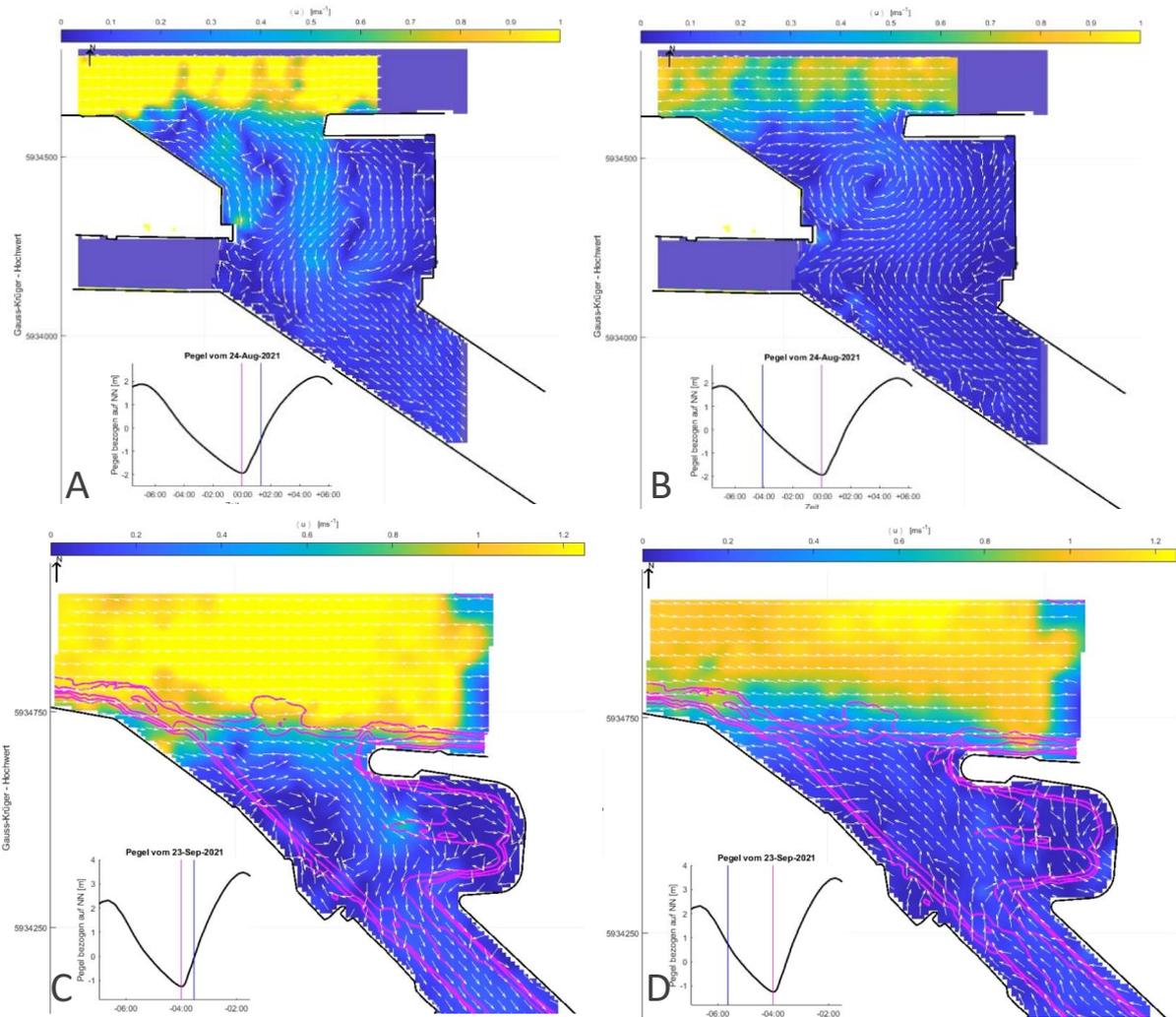


Abbildung A 4 Strömung (Flut- und Ebbstrom) in den Teilgebieten Parkhafen (A Flutstrom, B Ebbstrom) und Köhlfleet (C Flutstrom, D Ebbstrom) nach ADCP-Untersuchungen August und September 2021

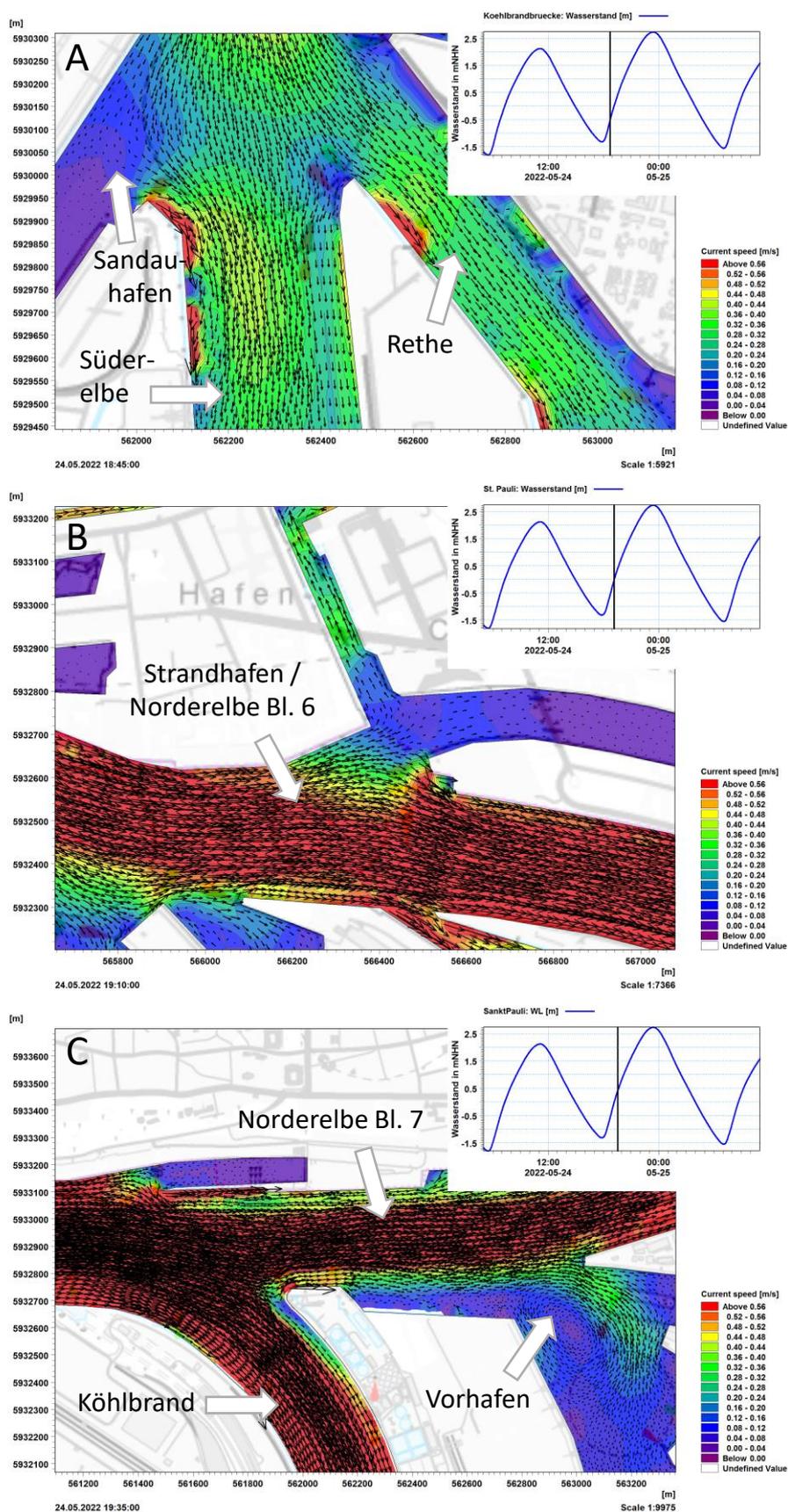


Abbildung A 5 Strömung (Flutstrom) in den Teilgebieten Süderelbe, Sandauhafen, Rethe (A), Nordereelbe Bl.6/Strandhafen (B) und Köhlbrand, Nordereelbe Bl.7 und Vorhaen (C) nach operationellem Hafenmodell

Tabelle A 2 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Köhlbrand, Freigabe April 2019, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	47,3	50,6	50,5	52,6	55,7	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	1,3	1,8	1,9	2,0	2,1	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	15,9	20,0	20,2	21,2	22,7	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	29,2	33,2	33,4	35,3	36,3	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	28,0	30,8	30,8	33,8	35,1	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	10,2	14,2	13,0	19,4	20,7	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,6	1,4	1,2	2,3	2,6	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	2	<0,1	0,15	0,10	0,21	0,30	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	2	<0,1	0,12	0,10	0,20	0,20	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	2	<0,1	0,17	0,20	0,21	0,30	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	45,1	53,2	53,6	56,8	57,8	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	1660	1935	1945	2099	2180	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	710	825	840	892	910	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	1700	1910	1900	2010	2100	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	9,7	11	11	12	12	
Blei	mg/kg TS	10	0	21	23	24	24	25	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0,68	0,84	0,80	0,98	0,99	
Chrom	mg/kg TS	10	0	18	22	23	25	25	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	23	26	26	29	30	
Nickel	mg/kg TS	10	0	12	14	14	14	16	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,23	0,32	0,33	0,37	0,37	
Zink	mg/kg TS	10	0	147	178	179	195	197	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	28	29	29	30	30	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	81	84	84	86	86	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	2,1	2,4	2,5	2,6	2,7	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	59	69	69	74	77	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	61	68	68	73	82	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	38	40	40	42	43	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0,83	0,93	0,93	0,98	1,00	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	520	580	579,5	610	631	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	35	61	52,5	78	140	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	7	<10	k.MW	<10	23	70	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	30	46	44	56	70	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0,91	1,09	1,09	1,19	1,2	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,37	0,45	0,44	0,55	0,57	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,40	0,49	0,46	0,59	0,72	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0,84	1,10	1,04	1,41	1,5	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,52	0,74	0,69	0,91	1,1	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1,5	2,2	2,2	2,8	3,0	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1,8	2,6	2,5	3,1	3,5	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1,3	1,88	1,8	2,4	2,5	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	6,7	9,5	9,6	11,2	12,4	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0,20	0,275	0,275	0,32	0,39	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0,06	0,08	0,08	0,10	0,10	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1,6	1,8	1,7	2,1	2,4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	4,4	5,4	5,15	6,55	7	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,3	2,8	2,1	5,4	6,7	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0,37	0,59	0,56	0,72	1,1	
HCB	µg/kg TS	10	0	2,0	3,1	3,25	3,9	3,9	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	8,1	9,3	9,2	10,1	11,0	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	5,5	8,0	7,8	11,1	12,0	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	19	56	23	132	150	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	1,1	1,5	1,4	1,8	1,9	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	7	<1	k.MW	<1	1,6	2,8	
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	0,48	0,61	0,61	0,72	0,76	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	78	114	92	145	255	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,77	2,03	1,96	2,37	2,43	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,7	0,9	0,8	1,0	1,0	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,8	0,9	0,9	1,1	1,3	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,7	2,1	1,95	2,5	2,8	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1,2	1,4	1,2	1,65	2,1	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3,3	4,2	3,95	5,3	5,5	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4,0	4,9	4,6	6,1	6,2	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,9	3,5	3,45	4,5	4,7	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	15,0	17,8	16,9	21,8	22,0	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,40	0,51	0,50	0,61	0,70	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,12	0,15	0,14	0,18	0,18	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	2,9	3,5	3,2	3,9	5,3	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3,5	4,0	4,1	4,4	4,6	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	8,9	10,1	9,8	12,1	12,5	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,3	1,2	0,8	2,4	2,6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	2,4	5,3	4,1	9,8	13,2	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	18,2	24,3	23,8	30,4	31,2	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0,8	1,1	1,0	1,4	2,1	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	4,4	5,7	5,9	7,1	7,3	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 3 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Nor-
derelbe BI7, Freigabe Mai-Aug 19, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	12	0	32,5	37,9	36,6	43,3	54,3	
TOC (C)	Gew.% TS	12	0	1,9	2,5	2,6	2,8	3,0	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	12	0	19,8	41	44	48,6	49,9	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	12	0	25,1	28,5	28,4	30,9	33,2	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	12	0	15,3	19,9	18,2	24,7	30,8	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	12	0	3,2	9,4	8	14,3	27,8	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	12	0	0,5	0,9	0,8	0,9	2,6	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	12	0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,3	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	12	1	<0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	12	1	<0,1	0,2	0,1	0,2	0,3	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	12	0	44,9	69,4	71,3	79,6	80	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	12	0	1840	2793	2940	3186	3310	1500
Phosphor	mg/kg TS	12	0	680	953	995	1090	1100	500
Schwefel	mg/kg TS	12	0	1700	2742	2900	3190	3200	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	12	0	10	16	17	19	19	
Blei	mg/kg TS	12	0	22	37	39	43	45	
Cadmium	mg/kg TS	12	0	0,6	0,7	0,7	0,8	0,8	
Chrom	mg/kg TS	12	0	17	32	34	37	40	
Kupfer	mg/kg TS	12	0	21	28	30	33	33	
Nickel	mg/kg TS	12	0	13	21	21	25	26	
Quecksilber	mg/kg TS	12	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	
Zink	mg/kg TS	12	0	144	194	200	222	227	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	12	0	29	31	30	34	34	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	12	0	73	77	76	80	85	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	12	0	0,9	1,1	1,0	1,3	2,3	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	12	0	61	69	65	81	82	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	12	0	39	46	44	56	68	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	12	0	36	41	39	49	49	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	12	0	0,6	0,7	0,7	0,8	0,8	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	12	0	377	410	391	427	570	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	12	0	24	46	48	55	55	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	12	10	<10	k.MW	<10	11	12	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	12	0	19	38	39	43	47	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	12	0	0,7	1,0	0,9	1,0	1,7	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	12	0	0,4	0,5	0,5	0,6	0,6	
PCB 52	µg/kg TS	12	0	0,4	0,5	0,4	0,5	0,6	
PCB 101	µg/kg TS	12	0	1,0	1,2	1,2	1,4	1,4	
PCB 118	µg/kg TS	12	0	0,6	0,7	0,8	0,9	0,9	
PCB 138	µg/kg TS	12	0	1,4	1,9	1,9	2,1	2,1	
PCB 153	µg/kg TS	12	0	2	2,5	2,7	2,8	2,8	
PCB 180	µg/kg TS	12	0	1,2	1,7	1,7	1,8	2,1	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	12	0	7,1	8,9	9,3	9,8	10	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	12	0	0,2	0,2	0,2	0,3	0,4	
gamma-HCH	µg/kg TS	12	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	12	0	1,4	1,7	1,7	1,9	2,1	
p,p'-DDD	µg/kg TS	12	0	3,8	6,9	5,4	10,8	16	
p,p'-DDT	µg/kg TS	12	0	0,2	0,5	0,5	0,8	1,0	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	12	0	0,4	0,5	0,5	0,6	0,7	
HCB	µg/kg TS	12	0	1,9	2,9	2,2	3	10	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	12	0	10	15	15	22	24	
Dibutylzinn	µg /kg TS	12	0	6	8	7	9	15	
Tributylzinn	µg /kg TS	12	0	17	25	22	32	47	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	12	0	1	2	2	2	3	
Triphenylzinn	µg /kg TS	12	12	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	12	12	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	12	0	0,7	1,2	1,2	1,4	1,5	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	12	0	53	65	67	70	75	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	12	0	1,0	1,4	1,3	2,2	2,3	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	12	0	0,6	0,7	0,7	0,8	1	
PCB 52	µg/kg TS	12	0	0,6	0,7	0,6	0,8	0,9	
PCB 101	µg/kg TS	12	0	1,5	1,8	1,8	1,9	2,2	
PCB 118	µg/kg TS	12	0	1	1,1	1,1	1,1	1,2	
PCB 138	µg/kg TS	12	0	2,2	2,7	2,6	3	4	
PCB 153	µg/kg TS	12	0	3,1	3,7	3,6	4	5,1	
PCB 180	µg/kg TS	12	0	1,9	2,5	2,3	2,6	4,7	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	12	0	11,1	13,1	12,7	13,7	19,1	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	12	0	0,2	0,3	0,2	0,4	0,8	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	12	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	12	0	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	12	0	1,8	2,4	2,4	2,8	3,8	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	12	0	2	2,7	2,7	3,2	4,0	
p,p'-DDD	µg/kg TS	12	0	6,5	9,9	7,4	13,7	23	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	12	0	0,1	0,3	0,2	0,4	1,0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	12	0	0,3	0,8	0,6	1,4	1,9	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	12	0	11,8	16,4	14,0	23,1	29,3	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	12	0	0,7	0,8	0,8	0,9	1,1	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	12	0	2,7	4,2	3,3	4,8	12,5	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 B15, Freigabe Apr-Juni 2019, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	14	0	28,1	39,4	38,5	47	58	
TOC (C)	Gew.% TS	14	0	1,4	3,0	3,3	3,9	4,0	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	14	0	13,3	40,6	42,9	57,7	65,5	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	14	0	21,1	33,5	34,0	40,5	44,5	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	14	0	7,0	17,4	14,0	28,6	34,8	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	14	0	2,1	5,0	5,2	7,5	8,2	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	14	0	0,5	2,6	1,3	4,5	14,2	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	14	0	0	0,4	0,1	0,7	2,7	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	14	2	<0,1	0,4	0,2	1,1	1,3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	14	1	<0,1	0,2	0,1	0,4	0,4	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	14	0	57,8	74,1	79,2	84,2	86,6	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	14	0	1460	4064	3900	5409	9710	1500
Phosphor	mg/kg TS	14	0	750	1251	1400	1573	1600	500
Schwefel	mg/kg TS	14	0	1500	2991	3050	3840	4380	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	14	0	10	17	18	22	22	
Blei	mg/kg TS	14	0	19	41	44	52	56	
Cadmium	mg/kg TS	14	0	0,7	1,4	1,4	2,1	2,1	
Chrom	mg/kg TS	14	0	21	38	36	52	63	
Kupfer	mg/kg TS	14	0	26	40	37	51	54	
Nickel	mg/kg TS	14	0	12	22	23	28	32	
Quecksilber	mg/kg TS	14	0	0,3	0,6	0,7	0,8	0,8	
Zink	mg/kg TS	14	0	162	297	325	401	415	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	14	0	30	32	32	34	35	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	14	0	73	81	83	85	86	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	14	0	1,4	2,3	2,4	3,0	3,2	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	14	0	63	74	71	86	88	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	14	0	50	69	72	77	81	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	14	0	36	41	41	43	43	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	14	0	0,7	0,9	1,0	1,1	1,2	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	14	0	442	560	574	648	666	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	50	95	92	131	150	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	14	3	<50	18,5	<13,4	40	50	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	14	0	41	81	79	113	120	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	0,9	1,4	1,3	1,8	2	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	14	0	0,4	0,7	0,6	0,9	1	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0,4	0,6	0,5	0,8	0,9	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	1	1,4	1,3	1,8	2	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0,4	0,8	0,7	1,1	1,2	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	1,2	2,2	2	3,3	3,8	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	1,7	2,8	2,7	3,8	4,4	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	1,0	1,9	1,7	3	3,3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	6,3	10,4	9,3	14,8	16,5	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	14	0	0,3	0,5	0,4	0,8	0,9	
gamma-HCH	µg/kg TS	14	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	1,3	3	3,1	4,3	4,3	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	3,9	8,1	8,9	11	12	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	0,6	6,4	2,7	17,5	36	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	14	0	0,6	0,9	0,8	1,2	1,4	
HCB	µg/kg TS	14	0	3,2	5,2	4,7	7,6	11	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	14	0	9	19	18	30	40	
Dibutylzinn	µg /kg TS	14	0	6	10	11	13	13	
Tributylzinn	µg /kg TS	14	0	15	26	26	37	46	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	14	0	1	4	4	9	12	
Triphenylzinn	µg /kg TS	14	14	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	14	14	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	14	0	0,6	1,2	1,1	1,6	1,8	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	78	128	121	168	173	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	1,5	1,8	1,9	2,1	2,4	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	14	0	0,7	0,9	0,8	1,2	1,3	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0,6	0,8	0,8	1	1,1	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	1,2	1,9	1,9	2,2	2,5	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0,7	1	1	1,4	1,5	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	2,1	3	2,6	4	4,7	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	2,8	3,8	3,6	4,7	5,4	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	1,5	2,6	2,3	3,8	4,1	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	10,3	14,0	12,9	18,1	20,3	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0,4	0,7	0,6	1,0	1,4	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,4	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	0,2	0,3	0,3	0,4	0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	2,2	3,9	3,8	5,1	5,3	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	3,3	4,6	4,6	5,7	6,1	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	6,7	10,7	11,1	13,7	14,8	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	0,3	0,9	0,8	1,3	2,4	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	1,0	8,2	3,7	21,1	45,1	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	14	0	17	28,5	23,4	45,5	72,1	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	1,0	1,2	1,1	1,4	1,7	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	5,1	6,8	6,0	9,3	13,6	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 5 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Köhlfleet, Freigabe April-Juli 2019, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	12	0	20,1	27,8	28,4	33,1	38,9	
TOC (C)	Gew.% TS	12	0	2,4	3,7	3,7	4,2	4,3	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	12	0	39,7	57,4	54,7	69,6	75,5	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	12	0	19,6	29,8	32,2	34,6	36,8	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	12	0	3,3	9,5	9,7	12,7	20,7	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	12	0	0,7	2,3	1,8	3	7,3	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	12	0	0,3	0,7	0,7	1,1	1,2	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	12	3	<0,1	0,2	0,1	0,3	0,6	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	12	2	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	12	10	<0,1	k.MW	<0,1	0,1	0,2	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	12	0	70,7	87,3	87,5	93,1	95,1	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	12	0	2510	3776	3595	4509	4850	1500
Phosphor	mg/kg TS	12	0	1200	1442	1500	1500	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	12	0	3000	4125	4100	4800	5000	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	12	0	17	22	21	26	28	
Blei	mg/kg TS	12	0	37	53	51	63	64	
Cadmium	mg/kg TS	12	0	0,8	1,2	1,3	1,4	1,5	
Chrom	mg/kg TS	12	0	36	48	47	57	57	
Kupfer	mg/kg TS	12	0	35	42	42	47	47	
Nickel	mg/kg TS	12	0	20	27	28	31	33	
Quecksilber	mg/kg TS	12	0	0,5	0,6	0,6	0,7	0,7	
Zink	mg/kg TS	12	0	247	308	312	328	331	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	12	0	28	30	30	31	32	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	12	0	73	79	79	82	84	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	12	0	0,8	1,5	1,8	1,9	2,2	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	12	0	60	70	71	81	82	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	12	0	41	56	60	65	66	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	12	0	37	40	40	43	43	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	12	0	0,6	0,8	0,8	0,9	0,9	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	12	0	381	451	478	490	522	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	12	0	62	98	95	109	170	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	12	1	<10	15	14	17	25	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	12	0	54	83	79	94	144	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	12	0	1,1	1,3	1,3	1,5	1,6	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	12	0	0,6	0,8	0,8	0,8	0,9	
PCB 52	µg/kg TS	12	0	0,6	0,8	0,8	0,8	0,9	
PCB 101	µg/kg TS	12	0	1,3	1,8	1,8	2	2,2	
PCB 118	µg/kg TS	12	0	0,8	1,1	1,1	1,2	1,3	
PCB 138	µg/kg TS	12	0	2,2	3	3,2	3,4	3,5	
PCB 153	µg/kg TS	12	0	2,3	3	2,6	3,6	4,5	
PCB 180	µg/kg TS	12	0	1,9	2,2	2,1	2,6	2,7	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	12	0	10,2	12,5	12,5	13,2	15,7	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
a-HCH	µg/kg TS	12	0	0,2	0,3	0,3	0,4	0,5	
g-HCH	µg/kg TS	12	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	12	0	2	2,9	3	3,4	3,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	12	0	6	8,1	8	10	11	
p,p'-DDT	µg/kg TS	12	0	0,6	3,3	1,4	11,1	14	
Chlorbenzole									
PeCB	µg/kg TS	12	0	0,6	0,8	0,9	0,9	0,9	
HCB	µg/kg TS	12	0	3,1	4,6	4,3	5,4	9,3	
Organozinnverbindungen (OZK)									
MBT	µg /kg TS	12	0	17	23	22	28	29	
DBT	µg /kg TS	12	0	10	13	13	15	18	
TBT	µg /kg TS	12	0	22	34	35	39	41	20 / 300
TeBT	µg /kg TS	12	0	1	3	3	4	5	
TPT	µg /kg TS	12	12	<1	k.MW	<1	<1	<1	
TcyT	µg /kg TS	12	12	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O2-Z 180m	gO2/kg TS	12	0	0,8	1,5	1,6	1,9	2	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	12	0	88	112	109	119	197	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK16BG	mg/kg TS	12	0	1,1	1,5	1,5	1,7	1,9	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	12	0	0,8	0,9	0,9	0,9	0,9	
PCB 52	µg/kg TS	12	0	0,7	0,9	0,8	1	1	
PCB 101	µg/kg TS	12	0	1,8	2	2	2,3	2,3	
PCB 118	µg/kg TS	12	0	1,1	1,2	1,2	1,4	1,4	
PCB 138	µg/kg TS	12	0	2,8	3,5	3,6	3,8	4	
PCB 153	µg/kg TS	12	0	2,6	3,4	3,3	4,2	4,7	
PCB 180	µg/kg TS	12	0	2,1	2,5	2,5	2,8	3,1	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	12	0	12,9	14,3	14,0	15,7	16,5	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH	µg/kg TS	12	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	0,5 / 1,5
g-HCH	µg/kg TS	12	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	12	0	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	
p,p'-DDE	µg/kg TS	12	0	2,7	3,3	3,3	3,9	4,0	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	12	0	3	3,6	3,8	4	4,2	
p,p'-DDD	µg/kg TS	12	0	7,2	9,2	9,0	11,7	12,4	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	12	0	0,1	1,1	0,4	0,8	9,4	
p,p'-DDT	µg/kg TS	12	0	0,6	3,9	1,6	12,6	16,7	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	12	0	15,4	21,5	18,6	33,5	40,6	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	12	0	0,9	1,0	1,0	1,0	1,1	1 / 3
HCB	µg/kg TS	12	0	3,5	5,4	5,0	6,3	11,1	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 6 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Parkhafen, Freigabe Mai 2019, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.%	10	0	27	34,4	34,4	38,3	44	
TOC (C)	Gew.%	10	0	2,7	3,3	3,3	3,6	3,6	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.%	10	0	40,3	49,4	48,5	54,4	60,1	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.%	10	0	26,2	31,4	31,3	33,8	34,7	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.%	10	0	9,3	12,8	12,5	14,3	16,8	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.%	10	0	2,5	4,6	4,2	6,4	7,7	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.%	10	0	0,6	1,4	1,3	2,1	2,6	
Fraktion 630 - 1000µm	Gew.%	10	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,4	
Fraktion 1000-2000µm	Gew.%	10	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.%	10	3	<0,1	0,1	0,1	0,3	0,3	
Fraktion < 63 µm	Gew.%	10	0	72,6	80,8	81	84,7	86,3	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	3430	3823	3805	4110	4560	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1100	1320	1300	1400	1400	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	2900	3590	3600	3830	4100	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	15	18	18	20	20	
Blei	mg/kg TS	10	0	37	47	46	50	52	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1,0	1,3	1,3	1,5	1,5	
Chrom	mg/kg TS	10	0	29	36	36	40	40	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	39	45	46	49	50	
Nickel	mg/kg TS	10	0	18	23	23	24	25	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,5	0,6	0,6	0,7	1,1	
Zink	mg/kg TS	10	0	228	289	288	324	325	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	28	30	30	32	33	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	73	77	77	82	84	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,5	1,9	1,9	2,0	2,2	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	63	70	71	74	75	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	57	62	62	66	67	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	36	39	39	40	41	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0,6	0,8	0,8	0,8	0,9	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	426	483	484	524	534	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	62	99	90	122	230	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	1	<10	14	12	17	25	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	53	86	77	101	210	
PAK									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,2	1,4	1,4	1,5	1,6	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,6	0,7	0,7	0,7	0,7	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,6	0,7	0,7	0,8	1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,2	1,5	1,5	1,7	2	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,6	0,8	0,7	0,9	1,2	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1,8	2,3	2,3	2,6	2,9	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2,5	3	3	3,3	3,5	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1,9	2,3	2,3	2,5	2,5	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	9,2	11,2	11,1	12,5	13,7	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0,3	0,3	0,3	0,4	0,5	
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2,4	2,9	3	3,2	3,4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5,4	7	6,8	8,8	9,4	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,2	2,6	2	4,6	6,8	
Chlorbenzole									
PeCb	µg/kg TS	10	0	0,7	0,8	0,8	0,9	1	
HCB	µg/kg TS	10	0	3,7	4,9	4,8	5,6	7,1	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	8	13	13	18	21	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	9	11	11	12	15	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	27	31	31	33	35	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	2	3	2	4	4	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
TricyP	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Z. 180min	gO ₂ /kgTS	10	0	1,1	1,4	1,5	1,5	1,7	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	78	122	111	145	278	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,6	1,7	1,7	1,8	1,8	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,8	0,8	0,8	0,9	0,9	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,8	0,9	0,9	1	1,1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,6	1,9	1,9	2	2,3	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,8	1	0,9	1,1	1,4	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2,5	2,9	2,9	3,1	3,4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3,4	3,7	3,7	4,1	4,1	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,4	2,8	2,8	3,1	3,1	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	12,6	13,9	13,8	14,9	15,9	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,6	0,5 / 1,5
g-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,2	0,4	0,4	0,4	0,4	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3,3	3,6	3,7	3,8	4,0	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3,4	4	4	4,3	4,3	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	7,0	8,7	8,6	10,4	11,6	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,4	0,6	0,4	0,9	1,9	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,7	3,2	2,5	5,5	8,7	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	17,4	20,4	20,1	23	27,8	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	1,0	1,0	1,0	1,1	1,2	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	5,0	6,1	5,9	7,0	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 7 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Vorhafen, Freigabe Mai 2018, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	22,3	28,5	27,2	33,3	38,4	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	2,5	3,9	4,1	4,4	4,4	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	33,2	57,4	61,4	67	70,2	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	22,4	27,9	29	31,1	32,4	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	4,8	9,9	7,9	15,6	23,9	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	1,1	2,6	1,7	4,6	9,5	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,2	1,4	0,6	2,8	6,1	
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	3	<0,1	0,2	0,1	0,2	0,4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	4	<0,1	0,6	0,1	0,6	4,6	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	65,6	85,3	89,1	91,9	92,6	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2530	4331	4660	4794	5100	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1000	1380	1400	1500	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	2400	3690	3700	4240	4600	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	15	21	20	23	25	
Blei	mg/kg TS	10	0	34	52	53	59	61	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0,9	1,2	1,2	1,4	1,6	
Chrom	mg/kg TS	10	0	28	40	39	48	52	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	38	45	44	50	53	
Nickel	mg/kg TS	10	0	18	25	25	29	31	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,5	0,7	0,7	0,7	0,8	
Zink	mg/kg TS	10	0	210	294	303	319	330	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	29	30	30	31	32	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	73	78	79	81	81	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,1	1,5	1,6	1,8	1,9	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	71	73	72	77	77	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	54	63	63	67	71	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	38	40	40	42	42	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0,7	0,8	0,8	0,9	0,9	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	403	456	456	497	503	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	51	89	88	112	130	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	2	<10	14	13	17	21	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	43	76	75	98	108	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0,9	1,3	1,3	1,7	1,8	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,5	0,8	0,8	1	1,7	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,6	0,9	0,8	1	2,1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,6	2,1	1,8	2,3	4,6	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,8	1,1	1	1,2	2,3	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2,5	3,1	2,8	3,2	5,9	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3,3	4	3,7	4,4	7,8	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,1	2,7	2,5	2,9	5,1	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	12	14,6	13,2	15,6	29,5	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohe-									
alpha-HCH	µg/kg	10	0	0,2	0,3	0,3	0,3	0,5	
gamma-HCH	µg/kg	10	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	
DDT und Metabo-									
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	1,9	3,1	3,2	3,5	4,1	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	5,5	7,7	8,2	8,7	9,1	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	0,9	2,1	1,8	3,5	4,8	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg	10	0	0,5	0,9	0,9	1	1,2	
HCB	µg/kg	10	0	3,0	4,6	4,7	5,2	5,6	
Organozinnverbindungen									
Monobutylzinn	µg /kg	10	0	14	24	24	28	44	
Dibutylzinn	µg /kg	10	0	9	13	12	15	32	
Tributylzinn	µg /kg	10	0	30	46	36	65	120	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg	10	0	2	3	3	4	7	
Triphenylzinn	µg /kg	10	8	<1	k.MW	<1	2,46	4,8	
Tricyclohexylzinn	µg /kg	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung	g O ₂ /kg	10	0	1	1,7	1,9	2,1	2,2	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasser-									
Mineralöl	mg/kg	10	0	76	104	101	137	148	200 / 600
Polyzyklische Aro-									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg	10	0	1,1	1,5	1,5	2,1	2,1	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle <									
PCB 28	µg/kg	10	0	0,8	1	0,8	1,2	1,9	
PCB 52	µg/kg	10	0	0,8	1,1	0,9	1,2	2,4	
PCB 101	µg/kg	10	0	1,9	2,4	2,2	2,7	5,2	
PCB 118	µg/kg	10	0	1	1,3	1,2	1,3	2,6	
PCB 138	µg/kg	10	0	2,7	3,6	3,1	4,4	6,7	
PCB 153	µg/kg	10	0	3,7	4,8	4,2	5,6	8,9	
PCB 180	µg/kg	10	0	2,3	3,2	2,8	4	5,8	
PCB Summe 7	µg/kg	10	0	13,2	17,2	15,2	19,8	33,5	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63									
alpha-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0,3	0,4	0,3	0,4	0,6	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg	10	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	2,9	3,6	3,5	4,3	4,7	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg	10	0	3,5	4	4	4,3	4,7	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	7,0	9,1	9,1	10,3	10,4	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg	10	0	0,2	0,4	0,4	0,5	0,6	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	0,9	2,7	2,1	4,5	7,3	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg	10	0	17,3	20,1	19,7	22,9	24,5	
Chlorbenzole < 63									
Pentachlorbenzol	µg/kg	10	0	0,8	1,0	1,0	1,2	1,4	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg	10	0	4,6	5,4	5,2	6,4	6,4	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 Juli 2019, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	22,6	24,2	23,9	25,5	26,1	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	4,3	4,5	4,5	4,7	4,8	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	69,2	71,7	72,4	73,1	73,5	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	22,3	23,7	23,2	25,2	25,9	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	2,6	3	2,7	3,6	3,9	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0,5	0,8	0,9	1	1,1	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,2	0,5	0,5	0,6	0,7	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0,1	0,3	0,2	0,5	0,7	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	3	<0,1	0,2	0,2	0,4	0,4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	10	<0,1	k.MW	<0,1	<0,1	<0,1	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	93,9	95,4	95,4	96,2	96,4	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	4630	5346	5290	5657	6260	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1400	1550	1600	1600	1600	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	4100	4450	4550	4700	4700	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	24	26	27	28	29	
Blei	mg/kg TS	10	0	56	61	63	64	66	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1	1,2	1,2	1,3	1,3	
Chrom	mg/kg TS	10	0	46	59	65	68	71	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	39	45	46	49	50	
Nickel	mg/kg TS	10	0	25	30	32	33	34	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,5	0,6	0,6	0,7	0,7	
Zink	mg/kg TS	10	0	303	346	351	372	376	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	29	30	30	31	31	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	72	74	75	77	77	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,0	1,1	1,1	1,1	1,2	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	66	69	69	73	74	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	44	49	50	52	54	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	38	41	42	42	43	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0,6	0,6	0,6	0,7	0,7	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	382	402	403	417	429	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	75	99	97	113	140	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	11,4	13	13	16	16	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	64	85	85	102	119	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,1	1,2	1,2	1,3	1,4	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,7	0,8	0,8	0,9	1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,6	0,7	0,7	0,8	0,9	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,8	1,9	1,9	2,1	2,2	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1,1	1,2	1,2	1,3	1,3	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2,7	2,9	3	3,1	3,2	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3,7	3,9	3,9	4,2	4,2	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,4	2,5	2,5	2,6	2,8	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	13,1	14	14,1	15	15	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg	10	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,6	
gamma-HCH	µg/kg	10	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	3	3,3	3,3	3,6	3,6	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	9,1	10	10	11	11	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	1,0	1,6	1,3	2,8	3,6	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg	10	0	0,9	1,0	0,9	1,1	1,1	
HCB	µg/kg	10	0	4,2	5,0	4,5	5,5	9,4	
Organozinnverbindungen									
Monobutylzinn	µg /kg	10	0	19	20	20	21	21	
Dibutylzinn	µg /kg	10	0	10	10	11	11	11	
Tributylzinn	µg /kg	10	0	22	24	24	26	26	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	2,3	2,4	2,4	2,6	2,6	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasser-									
Mineralöl	mg/kg	10	0	78	104	102	118	147	200 / 600
Polyzyklische Aro-									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg	10	0	1,2	1,3	1,3	1,4	1,5	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle <									
PCB 28	µg/kg	10	0	0,8	0,9	0,9	0,9	1	
PCB 52	µg/kg	10	0	0,7	0,8	0,8	0,8	0,9	
PCB 101	µg/kg	10	0	1,9	2	2	2,2	2,3	
PCB 118	µg/kg	10	0	1,1	1,3	1,3	1,4	1,4	
PCB 138	µg/kg	10	0	2,8	3,1	3,1	3,3	3,3	
PCB 153	µg/kg	10	0	3,9	4,1	4,1	4,4	4,4	
PCB 180	µg/kg	10	0	2,5	2,6	2,6	2,7	2,9	
PCB Summe 7	µg/kg	10	0	13,7	14,7	14,8	15,5	15,8	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63									
alpha-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,6	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	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	3,2	3,5	3,5	3,7	3,8	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg	10	0	3,4	3,6	3,6	3,9	4,1	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	9,5	10,5	10,4	11,4	11,5	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg	10	0	0,1	0,3	0,3	0,5	0,9	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	1,0	1,7	1,4	2,9	3,8	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg	10	0	18,1	19,9	19,6	21,4	21,8	
Chlorbenzole < 63									
Pentachlorbenzol	µg/kg	10	0	0,9	1,0	1,0	1,2	1,2	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg	10	0	4,4	5,2	4,7	5,8	9,8	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 Apr-Jul19, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	12	0	24,3	33,1	34,6	39,7	41,4	
TOC (C)	Gew.% TS	12	0	3,0	3,8	3,8	4,3	4,5	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	12	0	38,8	54,3	51,9	70,4	71,8	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	12	0	22,4	31,9	33,9	36,3	38,6	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	12	0	3,8	10,5	10,8	14,9	17,7	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	12	0	0,7	1,7	1,4	3	3,2	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	12	1	<0,1	1,1	0,7	2,1	4,3	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	12	1	<0,1	0,3	0,2	0,5	0,7	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	12	1	<0,1	0,2	0,2	0,2	0,5	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	12	4	<0,1	0,2	0,1	0,3	0,9	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	12	0	76,7	86,2	86,9	93,5	94,2	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	12	0	3290	4357	4460	5046	5360	1500
Phosphor	mg/kg TS	12	0	1300	1458	1500	1600	1700	500
Schwefel	mg/kg TS	12	0	2900	3692	3650	4300	4400	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	12	0	17	22	22	25	27	
Blei	mg/kg TS	12	0	40	51	53	60	61	
Cadmium	mg/kg TS	12	0	1,2	1,6	1,6	2,2	2,2	
Chrom	mg/kg TS	12	0	30	45	45	53	56	
Kupfer	mg/kg TS	12	0	38	50	47	59	78	
Nickel	mg/kg TS	12	0	20	27	28	33	36	
Quecksilber	mg/kg TS	12	0	0,6	0,7	0,6	0,8	0,8	
Zink	mg/kg TS	12	0	294	361	340	438	474	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	12	0	28	31	30	32	34	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	12	0	74	80	79	86	86	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	12	0	1,1	2,0	2,0	2,7	3,1	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	12	0	59	67	63	75	82	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	12	0	51	66	66	80	85	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	12	0	35	39	38	45	45	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	12	0	0,6	0,8	0,9	0,9	1,0	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	12	0	431	511	491	590	649	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	12	0	69	102	99	138	150	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	12	1	<10	15	15	19	22	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	12	0	59	88	84	121	127	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	12	0	1,3	1,7	1,6	2	2,1	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	12	0	0,7	0,9	0,9	1	1,1	
PCB 52	µg/kg TS	12	0	0,6	0,8	0,8	0,9	0,9	
PCB 101	µg/kg TS	12	0	1,5	1,9	1,8	2,1	2,9	
PCB 118	µg/kg TS	12	0	0,7	1	1	1,2	1,3	
PCB 138	µg/kg TS	12	0	2	2,9	2,9	3,9	4	
PCB 153	µg/kg TS	12	0	2,9	3,9	3,8	5,1	5,9	
PCB 180	µg/kg TS	12	0	1,6	2,5	2,4	3,5	4,2	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	12	0	10,2	13,7	13,7	18,5	18,8	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	12	0	0,3	0,5	0,5	0,5	0,6	
gamma-HCH	µg/kg TS	12	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	12	0	2,6	3,5	3,4	4,2	4,9	
p,p'-DDD	µg/kg TS	12	0	7,6	9,8	9,8	11	13	
p,p'-DDT	µg/kg TS	12	0	1,5	3,9	2,9	8,9	10	
Chlorbenzole									
PeCB	µg/kg TS	12	0	0,8	1	0,9	1,2	1,7	
HCB	µg/kg TS	12	0	4	5,7	5,5	7	9,4	
Organozinnverbindungen (OZK)									
MBT	µg /kgTS	12	0	17	21	22	24	26	
Dibutylzinn	µg /kgTS	12	0	9	12	12	15	17	
Tributylzinn	µg /kgTS	12	0	23	33	32	38	56	20 / 300
TeBT	µg /kgTS	12	0	3	4	4	5	5	
Triphenylzinn	µg /kgTS	12	12	<1	k.MW	<1	<1	<1	
TCyT	µg /kgTS	12	12	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Z 180min	gO ₂ /kgTS	12	0	1,2	1,7	1,7	2,0	2,0	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	12	0	85	119	107	160	168	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK16 g.BG	mg/kg TS	12	0	1,5	1,9	2,0,0	2,2	2,4	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	12	0	0,8	1	1	1,1	1,3	
PCB 52	µg/kg TS	12	0	0,7	0,9	0,9	1,1	1,1	
PCB 101	µg/kg TS	12	0	1,8	2,2	2,1	2,4	3,1	
PCB 118	µg/kg TS	12	0	0,9	1,2	1,2	1,4	1,5	
PCB 138	µg/kg TS	12	0	2,5	3,3	3,1	4,3	4,6	
PCB 153	µg/kg TS	12	0	3,6	4,5	4,2	5,9	6,4	
PCB 180	µg/kg TS	12	0	2	2,9	2,7	4,5	4,8	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	12	0	12,8	16,0	14,9	20,3	21,7	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH	µg/kg TS	12	0	0,4	0,5	0,5	0,6	0,7	0,5 / 1,5
g-HCH	µg/kg TS	12	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	12	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	12	0	3,2	4,1	4,1	4,8	5,5	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	12	0	3,7	4,5	4,6	5,6	5,7	
p,p'-DDD	µg/kg TS	12	0	9,3	11,4	11	14	14,9	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	12	0	0,3	0,7	0,7	0,9	0,9	
p,p'-DDT	µg/kg TS	12	0	1,6	4,6	3,3	10,8	12,3	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	12	0	19,5	25,6	24,4	35,8	38,2	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	12	0	1,0	1,2	1,2	1,4	1,9	1 / 3
HCB	µg/kg TS	12	0	4,2	6,6	6,5	8,3	10,8	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/Mai 2020, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	13	0	43,3	51,9	52,5	57	59,3	
TOC (C)	Gew.% TS	13	0	1,2	1,8	1,8	2,2	2,4	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	13	0	13,4	22,4	19,7	33	38,1	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	13	0	24,9	31,2	31,3	36,2	36,8	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	13	0	14,2	24	24,4	29,1	29,5	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	13	0	11,9	18,3	17	25,9	28	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	13	0	1,3	3,8	3,2	7,3	7,6	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	13	1	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	13	2	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	13	2	<0,1	0,2	0,1	0,2	0,4	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	13	0	39,7	53,6	55,2	62,5	67,6	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	13	0	1020	1485	1490	1754	1910	1500
Phosphor	mg/kg TS	13	0	510	683	700	738	810	500
Schwefel	mg/kg TS	13	0	1400	2054	2000	2480	2900	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	13	0	8	11	11	14	16	
Blei	mg/kg TS	13	0	15	23	21	30	35	
Cadmium	mg/kg TS	13	0	0,5	0,7	0,7	0,8	0,8	
Chrom	mg/kg TS	13	0	14	21	19	28	33	
Kupfer	mg/kg TS	13	0	20	26	25	30	39	
Nickel	mg/kg TS	13	0	10	14	14	17	19	
Quecksilber	mg/kg TS	13	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,6	
Zink	mg/kg TS	13	0	106	150	151	169	194	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	13	0	24	29	29	32	33	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	13	0	55	72	73	81	83	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	13	0	1,0	1,7	1,8	2,1	2,3	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	13	0	52	69	72	78	79	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	13	0	34	57	59	67	78	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	13	0	31	39	40	44	44	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	13	0	0,6	0,9	0,9	1,0	1,1	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	13	0	310	442	446	507	569	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	13	0	33	41	41	50	51	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	13	11	<10	k.MW	<10	11	12	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	13	0	27	33	31	39	43	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	13	0	0,6	0,8	0,8	0,8	0,9	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	13	0	0,2	0,4	0,4	0,4	0,5	
PCB 52	µg/kg TS	13	0	0,3	0,4	0,4	0,4	0,5	
PCB 101	µg/kg TS	13	0	0,7	0,9	0,9	1,1	1,1	
PCB 118	µg/kg TS	13	0	0,3	0,4	0,4	0,6	0,6	
PCB 138	µg/kg TS	13	0	0,9	1,4	1,2	1,9	2,1	
PCB 153	µg/kg TS	13	0	1,2	1,5	1,4	1,8	2,1	
PCB 180	µg/kg TS	13	0	0,7	1,1	1	1,4	1,5	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	13	0	4,5	5,9	6	7,5	7,7	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	13	0	0,2	0,3	0,2	0,4	0,7	
gamma-HCH	µg/kg TS	13	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	13	0	0,9	1,3	1,4	1,5	1,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	13	0	2,9	3,6	3,8	4,3	4,4	
p,p'-DDT	µg/kg TS	13	0	0,3	0,9	0,5	1,5	3,9	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	13	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,6	
HCB	µg/kg TS	13	0	1,2	1,9	1,9	2,6	2,6	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	13	0	1	12	12	16	18	
Dibutylzinn	µg /kg TS	13	1	<1	6	6	9	13	
Tributylzinn	µg /kg TS	13	0	1,3	23	17	26	110	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	13	2	<1	1	1	2	2	
Triphenylzinn	µg /kg TS	13	12	<1	k.MW	<1	<1	2	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	13	13	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180 min	g O ₂ /kg TS	13	0	0,2	0,4	0,3	0,6	0,6	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	13	0	57	77	75	91	101	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	13	0	1,1	1,4	1,4	1,7	1,7	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	13	0	0,6	0,7	0,7	0,8	0,8	
PCB 52	µg/kg TS	13	0	0,5	0,7	0,7	0,8	0,8	
PCB 101	µg/kg TS	13	0	1,3	1,6	1,5	1,9	2,1	
PCB 118	µg/kg TS	13	0	0,6	0,8	0,8	1	1	
PCB 138	µg/kg TS	13	0	1,7	2,5	<2,5	3,2	3,6	
PCB 153	µg/kg TS	13	0	2,2	2,8	2,7	3,5	4,4	
PCB 180	µg/kg TS	13	0	1,5	2	2	2,5	2,9	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	13	0	8,7	11,1	10,9	12,8	15,3	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	13	0	0,3	0,6	0,5	0,7	1,8	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	13	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	13	0	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	
p,p'-DDE	µg/kg TS	13	0	1,9	2,4	2,4	2,9	2,9	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	13	0	2,2	2,8	2,8	3	3,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	13	0	5,4	6,9	6,6	8,0	9,1	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	13	2	<0,1	0,4	0,2	0,8	0,9	
p,p'-DDT	µg/kg TS	13	0	0,5	1,8	1,0	2,9	7,1	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	13	0	10,5	14,6	13,6	18,2	21,5	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	13	0	0,6	0,8	0,7	0,9	1,1	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	13	0	3,0	3,6	3,4	4,5	5,4	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 Süderelbe B15, Freigabe Apr/Mai 2020, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	20	0	28,4	36,1	35,2	41,2	47,2	
TOC (C)	Gew.% TS	20	0	2,1	3,3	3,5	3,8	4,5	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	20	0	31,8	49,7	50,4	56,3	73,3	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	20	0	19,6	32,5	32,9	37,3	45,5	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	20	0	3,4	10,2	9,4	14,1	18,7	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	20	0	1,1	3,5	3	5,4	9,9	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	20	0	0,6	2,8	1,4	4,4	18,7	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	20	1	<0,1	0,5	0,3	1,1	2,4	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	20	0	0,1	0,4	0,3	1,1	1,3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	20	3	<0,1	0,5	0,3	1,1	1,8	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	20	0	57,7	82,2	83,3	88	94,7	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	20	0	2320	3624	3625	4235	4870	1500
Phosphor	mg/kg TS	20	0	850	1268	1300	1410	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	20	0	2700	3770	3800	4310	4700	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	20	0	14	19	19	21	28	
Blei	mg/kg TS	20	0	30	42	42	50	65	
Cadmium	mg/kg TS	20	0	0,7	1,3	1,3	1,6	1,9	
Chrom	mg/kg TS	20	0	30	39	38	45	59	
Kupfer	mg/kg TS	20	0	26	38	38	47	49	
Nickel	mg/kg TS	20	0	18	25	24	28	35	
Quecksilber	mg/kg TS	20	0	0,4	0,7	0,7	0,8	1	
Zink	mg/kg TS	20	0	197	297	299	357	402	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	20	0	24	26	26	30	31	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	20	0	62	70	71	75	80	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	20	0	1,0	1,7	1,8	2,0	2,1	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	20	0	53	60	58	71	76	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	20	0	37	52	53	58	61	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	20	0	32	35	34	40	41	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	20	0	0,7	0,8	0,8	0,9	1,0	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	20	0	346	423	435	471	481	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	20	0	48	84	86	101	110	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	20	3	<10	13	12	16	17	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	20	0	39	72	74	87	95	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	20	0	1,0	1,3	1,3	1,6	1,7	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	20	0	0,5	0,8	0,8	1	1,1	
PCB 52	µg/kg TS	20	0	0,5	0,7	0,7	0,9	0,9	
PCB 101	µg/kg TS	20	0	1,1	1,5	1,5	1,8	2	
PCB 118	µg/kg TS	20	0	0,5	0,8	0,8	0,9	1,1	
PCB 138	µg/kg TS	20	0	1,7	2,5	2,4	2,9	4	
PCB 153	µg/kg TS	20	0	1,2	1,8	1,7	2,1	2,9	
PCB 180	µg/kg TS	20	0	1	1,7	1,7	2,1	2,8	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	20	0	6,6	9,8	9,5	11,4	14,5	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	20	0	0,3	0,5	0,4	0,6	0,7	
gamma-HCH	µg/kg TS	20	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	20	0	2,0	2,9	2,9	3,5	3,7	
p,p'-DDD	µg/kg TS	20	0	5,9	8,1	8,3	9,7	10	
p,p'-DDT	µg/kg TS	20	0	1,2	2,5	2,4	3,9	4,3	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	20	0	0,6	0,8	0,8	1,0	1,0	
HCB	µg/kg TS	20	0	2,4	4,8	4,5	7,5	8,8	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	20	0	13	24	24	27	29	
Dibutylzinn	µg /kg TS	20	0	8	12	13	15	15	
Tributylzinn	µg /kg TS	20	0	14	22	22	28	28	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	20	2	<1	2	2	2	3	
Triphenylzinn	µg /kg TS	20	19	<1	k.MW	<1	<1	2	
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	0,7	1,1	1,2	1,4	1,7	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	20	0	70	101	100	122	128	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	20	0	1,2	1,6	1,5	1,9	2,0	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	20	0	0,7	1	1	1,1	1,3	
PCB 52	µg/kg TS	20	0	0,6	0,9	0,9	1	1,1	
PCB 101	µg/kg TS	20	0	1,6	1,8	1,8	2,1	2,3	
PCB 118	µg/kg TS	20	0	0,8	0,9	0,9	1	1,2	
PCB 138	µg/kg TS	20	0	2,4	3	3	3,5	4,2	
PCB 153	µg/kg TS	20	0	1,7	2,2	2,2	2,6	3,1	
PCB 180	µg/kg TS	20	0	1,5	2	1,9	2,5	3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	20	0	9,4	11,9	12,0	13,6	15,4	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	20	0	0,4	0,6	0,6	0,8	0,8	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	20	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	20	0	0,4	0,5	0,5	0,6	0,6	
p,p'-DDE	µg/kg TS	20	0	2,4	3,5	3,5	4,1	4,3	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	20	0	2,6	3,9	4	4,7	5,2	
p,p'-DDD	µg/kg TS	20	0	7,7	9,8	9,8	11,4	12,3	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	20	0	0,3	0,5	0,5	0,7	0,9	
p,p'-DDT	µg/kg TS	20	0	1,5	3,0	2,9	4,3	5,2	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	20	0	16,7	21,2	21,7	25,1	26,3	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	20	0	0,7	1,0	1,0	1,1	1,2	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	20	0	3,1	5,8	5,4	9,4	10,3	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 12 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Köhlfleet, Freigabe Juni 2020, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.%	10	0	18,6	23,3	24,6	26,3	27,1	
TOC (C)	Gew.%	10	0	3,7	3,9	3,9	4,1	4,1	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.%TS	10	0	67,9	74,9	73,3	85,2	85,6	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.%TS	10	0	12,1	18,7	19,5	22,9	23,4	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.%TS	10	0	1	5,2	5,8	7,3	7,5	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.%TS	10	0	0	0,4	0,5	0,6	0,7	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.%TS	10	0	0,1	0,5	0,5	0,7	0,7	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.%TS	10	0	0	0,2	0,1	0,3	0,5	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.%TS	10	0	0	0,2	0,1	0,3	0,7	
Fraktion > 2000 µm	Gew.%TS	10	0	0	0	0	0,1	0,1	
Fraktion < 63 µm	Gew.%TS	10	0	90,1	93,5	93,2	97,3	98,6	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	4100	4330	4300	4530	4800	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1440	1531	1545	1571	1580	500
Schwefel	mg/kg TS								
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	24	26	26	28	28	
Blei	mg/kg TS	10	0	62	66	67	68	70	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0,8	1,1	1,2	1,3	1,3	
Chrom	mg/kg TS	10	0	70	77	77	84	86	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	33	38	39	40	40	
Nickel	mg/kg TS	10	0	35	38	38	41	42	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,7	0,9	0,9	0,9	0,9	
Zink	mg/kg TS	10	0	269	313	318	328	332	
Metalle aus der Frakt. < 20µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	29	32	32	33	34	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	71	76	76	80	82	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	0,7	1,2	1,3	1,5	1,5	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	88	96	97	98	100	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	36	45	46	50	51	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	41	45	46	47	47	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0,7	0,9	0,9	1,0	1,0	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	329	399	399	437	450	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	120	141	140	152	170	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	24	27	27	29	33	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	97	112	110	122	140	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0,9	1,0	1,0	1,1	1,2	
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	0,5	0,6	0,6	0,7	0,7	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,5	1,7	1,7	1,9	1,9	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1,0	1,2	1,3	1,3	1,4	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2,7	3,4	3,5	3,8	4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3,2	4	4,2	4,4	4,5	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,1	2,8	2,8	3,3	4	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	12,3	14,5	14,8	15,7	17	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0,2	0,4	0,4	0,5	0,6	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2,5	2,8	2,8	3,2	3,3	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	6,2	10,8	11,5	12	12	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,4	0,8	0,7	1	2,5	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0,7	0,8	0,9	0,9	1	
HCB	µg/kg TS	10	0	3,8	4,3	4,3	4,7	5,1	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	26	32	32	35	36	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	8	12	13	14	14	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	25	35	35	39	40	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	7	13	9	17	50	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	8	<1	k.MW	<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	0,4	0,9	0,9	1,0	1,3	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe <63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	131	150	151	160	172	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,0	1,1	1,1	1,2	1,3	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,6	0,8	0,8	0,9	0,9	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,5	0,6	0,6	0,7	0,8	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,6	1,8	1,8	2,1	2,1	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1,1	1,3	1,3	1,4	1,5	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2,8	3,6	3,7	4,1	4,4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3,4	4,3	4,5	4,7	4,9	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,2	3	2,9	3,7	4,4	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	12,8	15,5	15,5	17,3	18,6	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,2	0,4	0,4	0,5	0,6	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,2	0,5	0,5	0,7	0,9	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2,6	3,0	3,0	3,4	3,5	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5,3	8,4	8,8	9,3	9,4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	6,4	11,6	12,2	13,1	13,1	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	8	<0,1	k.MW	<0,1	0,3	0,6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,4	0,8	0,7	1,0	2,5	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	15,3	24,5	25,9	26,6	27,2	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0,8	0,9	0,9	1,0	1,1	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	3,9	4,7	4,7	5,1	5,5	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 Mai 2020, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	26,4	31,7	30,2	33,7	52,8	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	2,8	3,9	3,8	4,3	5,2	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	54,8	63,7	63,8	73,7	74,4	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	18,7	23,3	24,3	25,6	25,9	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	4,5	7,7	7,5	10	12,4	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0,8	2	2,2	3,3	3,7	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	1	2,5	2,2	3,9	4,2	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0	0,6	0,5	1,4	1,7	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	0	0	0,2	0,2	0,3	1	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	0	0	0	0	0	0,4	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	79,2	87	87,4	92,4	93,7	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	3500	4270	4300	4800	4800	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1340	1549	1560	1650	1650	500
Schwefel	mg/kg TS								
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	23	26	26	29	29	
Blei	mg/kg TS	10	0	50	58	57	63	65	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1,1	1,3	1,3	1,4	1,5	
Chrom	mg/kg TS	10	0	60	69	68	75	76	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	33	38	38	42	42	
Nickel	mg/kg TS	10	0	29	34	34	38	38	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,7	0,8	0,8	0,9	0,9	
Zink	mg/kg TS	10	0	284	328	329	361	365	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	31	32	32	33	34	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	78	81	81	83	86	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,3	1,5	1,6	1,7	1,7	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	93	97	96	99	103	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	47	53	54	59	65	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	45	46	46	47	49	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0,9	1,0	1,0	1,0	1,1	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	390	436	438	456	499	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	31	114	140	141	150	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	7	<20	k.MW	<20	25	28	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	25	99	110	131	140	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0,3	1,1	1,2	1,3	1,4	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	1	<0,1	0,6	0,7	0,8	0,8	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,1	0,6	0,7	0,8	0,9	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0,4	1,5	1,7	1,9	2,2	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,2	0,7	0,8	1	1,1	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	0,7	2,7	3,2	3,2	3,4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	0,8	3,5	4,1	4,3	4,6	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	0,4	2,3	2,6	3	3,1	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	2,6	11,8	13,8	14,8	15	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
a-HCH	µg/kg TS	10	2	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,3	
g-HCH	µg/kg TS	10	7	<0,1	k.MW	<0,1	0,1	0,2	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,5	2,2	2,5	2,8	3	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	1,4	6,1	7,2	8	8,6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,1	0,8	0,9	1,1	1,4	
Chlorbenzole									
PeCB	µg/kg TS	10	0	0,1	0,5	0,6	0,7	0,7	
HCB	µg/kg TS	10	0	1	2,9	3,3	3,7	3,7	
Organozinnverbindungen (OZK)									
MBT	µg /kg TS	10	0	21	36	35	43	43	
DBT	µg /kg TS	10	0	8	14	14	17	19	
TBT	µg /kg TS	10	0	25	38	36	43	66	20 / 300
TeBT	µg /kg TS	10	0	5	10	10	13	14	
TPT	µg /kg TS	10	7	<1	k.MW	<1	4	19	
TcyT	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O2-Z 180m	gO2/kg TS	10	0	0,4	0,8	0,8	0,9	0,9	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	38	130	155	166	172	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK16BG	mg/kg TS	10	0	0,4	1,2	1,4	1,5	1,5	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	1	<0,1	0,7	0,8	0,9	0,9	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,2	0,7	0,7	0,9	1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0,4	1,7	2	2,1	2,4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,3	0,8	0,9	1	1,2	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	0,8	3	3,5	3,9	3,9	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1	4	4,5	5	5,1	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	0,5	2,6	3	3,6	3,7	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	3,3	13,4	15,5	17,1	17,3	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH	µg/kg TS	10	2	<0,1	0,2	0,3	0,4	0,4	0,5 / 1,5
g-HCH	µg/kg TS	10	7	<0,1	k.MW	<0,1	0,1	0,2	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	1	<0,1	0,4	0,4	0,5	0,6	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,6	2,5	2,9	3,2	3,2	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	1,3	5,4	6,3	6,8	7,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	1,8	7,0	8,1	9,2	9,3	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	6	<0,1	k.MW	<0,1	0,2	0,5	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,2	0,9	1,0	1,3	1,6	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	4,1	16,3	18,6	21,1	22,1	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	0,2	0,6	0,7	0,8	0,9	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	1,2	3,3	3,8	4,2	4,3	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 14 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Vorhafen, Freigabe April 2020, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	29,8	34,5	33,5	39,4	44,3	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	2,4	3,4	3,5	3,7	4,0	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	39,8	52,6	54,8	63,4	65,3	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	25	32	31,8	37,8	38	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	5,6	10,3	9,6	14,8	16,6	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0,8	3	2,6	4,1	10	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,2	1,7	0,6	3,9	7	
Fraktion 630 - 1000µm	Gew.% TS	10	1	<0,1	0,3	0,1	0,5	1,1	
Fraktion 1000-2000µm	Gew.% TS	10	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	7	<0,1	k.MW	<0,1	0,2	0,2	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	64,8	84,6	85,2	92,2	93	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2480	3449	3470	4006	4240	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	870	1297	1350	1500	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	2700	3800	3950	4400	4400	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	16	18	18	21	21	
Blei	mg/kg TS	10	0	33	40	40	46	48	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0,7	1,1	1,2	1,3	1,3	
Chrom	mg/kg TS	10	0	29	35	36	39	40	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	29	37	38	41	41	
Nickel	mg/kg TS	10	0	19	22	22	25	25	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,5	0,6	0,6	0,7	0,7	
Zink	mg/kg TS	10	0	189	276	280	302	321	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	28	31	32	33	33	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	51	76	80	81	83	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,2	1,8	1,8	2,1	2,1	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	67	75	74	80	81	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	55	62	62	68	71	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	37	41	42	43	44	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0,8	1,0	1,0	1,1	1,3	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	393	475	485	511	526	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	55	95	100	110	110	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	12	15	14	17	19	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	44	81	85	92	95	
PAK									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0,8	1,2	1,2	1,4	1,4	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,5	0,7	0,7	0,8	1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,5	0,7	0,6	0,8	1,1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0,9	1,4	1,4	1,7	1,8	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,5	0,7	0,7	0,8	0,9	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1,3	1,9	1,9	2,1	2,4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1,7	2,6	2,6	2,9	3,2	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1,0	1,7	1,7	1,9	2,1	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	6,4	9,7	10,1	11,0	11,6	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 /
Hexachlorcyclohexane									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0,2	0,4	0,3	0,4	0,8	
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,5	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1,5	2,7	2,9	3,1	3,2	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3,7	6,8	7	7,9	8,6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,4	3,5	2,1	4,4	18	
Chlorbenzole									
PeCb	µg/kg TS	10	0	0,4	0,7	0,7	0,8	0,8	
HCB	µg/kg TS	10	0	1,9	3,9	3,7	4,9	6,7	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	13	23	24	25	27	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	8	12	12	13	15	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	23	32	30	35	52	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	2	2	2	3	4	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	9	<1	k.MW	<1	<1,3	4	
TricyP	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Z. 180min	gO ₂ /kgTS	10	0	0,7	1,0	0,9	1,3	1,5	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	85	111	113	119	130	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,2	1,4	1,4	1,6	1,6	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,7	0,9	0,8	0,9	1,2	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,6	0,8	0,8	0,9	1,3	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,4	1,7	1,6	1,9	2,1	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,7	0,8	0,8	0,9	1	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2	2,3	2,2	2,5	2,6	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2,6	3,1	3,1	3,4	3,4	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1,5	2	2	2,3	2,3	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	9,7	11,5	11,5	12,5	12,9	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,9	0,5 / 1,5
g-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,1	0,2	0,1	0,2	0,6	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	0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2,3	3,2	3,3	3,4	3,7	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	2,5	3,2	3,2	3,4	3,8	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5,7	8,0	8,3	9,2	9,8	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,2	0,5	0,4	0,6	1,4	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,7	4,0	2,4	5,1	20,5	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	11,7	19,3	17,9	22,7	38,7	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	0,6	0,8	0,8	0,9	0,9	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	2,9	4,5	4,3	5,6	7,9	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 15 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Rethe, Freigabe Mai 2020, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	22,1	25,8	24,4	29,2	30,8	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	3,6	4,3	4,6	4,7	4,8	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	49,5	68,8	73	78	78,3	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	17,7	24,4	22,7	33,3	35,6	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	2,1	4,9	3,1	8	11,1	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0,4	1,1	0,9	2,1	2,3	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,1	0,4	0,3	0,8	0,8	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	1	<0,1	0,2	0,1	0,3	0,8	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	3	<0,1	0,2	0,1	0,2	0,4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	5	<0,1	0,1	<0,1	0,1	0,3	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	85,1	93,3	95,7	96,6	97,2	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	3740	4582	4840	5140	5230	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1300	1390	1400	1500	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	4000	4890	5050	5400	5400	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	22	26	27	28	28	
Blei	mg/kg TS	10	0	49	59	60	64	66	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1,1	1,2	1,2	1,2	1,5	
Chrom	mg/kg TS	10	0	51	59	59	66	68	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	33	38	37	43	46	
Nickel	mg/kg TS	10	0	28	33	33	35	36	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,6	0,7	0,7	0,8	0,8	
Zink	mg/kg TS	10	0	292	321	321	335	347	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	28	29	29	29	30	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	73	76	76	78	81	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,0	1,2	1,1	1,5	1,7	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	49	56	55	61	64	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	42	47	47	50	53	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	32	34	34	37	39	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0,7	0,9	0,9	1,0	1,0	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	342	372	363	405	438	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	97	115	105	142	160	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	15	17	17	22	23	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	82	99	91	122	132	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0,7	1,1	1,1	1,3	1,3	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,4	0,8	0,8	0,8	0,9	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,3	0,7	0,7	0,8	0,8	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0,6	1,7	1,8	1,9	1,9	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,4	0,9	1	1,1	1,1	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	0,9	2,2	2,3	2,5	2,6	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1,2	3,1	3,3	3,6	3,7	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	0,7	1,9	2,1	2,3	2,3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	4,4	11,2	11,8	12,9	13,2	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohe-									
alpha-HCH	µg/kg	10	0	0,2	0,3	0,3	0,3	0,4	
gamma-HCH	µg/kg	10	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
DDT und Metabo-									
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	1,1	2,7	2,9	3	3,3	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	3,2	6,6	6,9	8,1	9,0	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	0,4	1,1	0,8	1,5	3,5	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg	10	0	0,5	0,7	0,7	0,8	0,8	
HCB	µg/kg	10	0	2,3	3,8	3,7	4,7	5,6	
Organozinnverbindungen									
Monobutylzinn	µg /kg	10	0	22	25	24	29	29	
Dibutylzinn	µg /kg	10	0	11	13	13	14	14	
Tributylzinn	µg /kg	10	0	26	30	31	33	35	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg	10	0	2	3	3	4	4	
Triphenylzinn	µg /kg	10	9	<1	k.MW	<1	<1,04	1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung	g O ₂ /kg	10	0	1,1	1,5	1,6	1,7	1,8	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasser-									
Mineralöl	mg/kg	10	0	101	124	117	150	176	200 / 600
Polyzyklische Aro-									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg	10	0	0,8	1,2	1,2	1,4	1,4	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle <									
PCB 28	µg/kg	10	0	0,4	0,8	0,8	0,9	1	
PCB 52	µg/kg	10	0	0,3	0,8	0,8	0,9	0,9	
PCB 101	µg/kg	10	0	0,7	1,8	1,9	2	2	
PCB 118	µg/kg	10	0	0,5	1	1	1,1	1,2	
PCB 138	µg/kg	10	0	1	2,3	2,5	2,7	2,8	
PCB 153	µg/kg	10	0	1,4	3,3	3,4	3,8	3,9	
PCB 180	µg/kg	10	0	0,8	2,1	2,3	2,4	2,4	
PCB Summe 7	µg/kg	10	0	5,1	12,0	12,6	13,9	13,9	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63									
alpha-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0,3	0,3	0,3	0,4	0,5	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg	10	0	0,2	0,4	0,4	0,4	0,5	
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	1,3	2,9	3,0	3,2	3,7	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg	10	0	1,5	2,9	3	3,4	3,8	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	3,8	7,1	7,2	8,6	10,1	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg	10	0	0,1	0,3	0,3	0,3	0,4	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	0,4	1,2	0,9	1,7	3,8	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg	10	0	7,3	14,8	14,5	19,1	20	
Chlorbenzole < 63									
Pentachlorbenzol	µg/kg	10	0	0,6	0,8	0,8	0,8	0,9	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg	10	0	2,7	4,1	3,9	5,3	6,2	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 16 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Sandauhafen, Freigabe Mai 2020, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	24,6	27,2	26,1	32,2	32,7	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	3,5	4,3	4,4	4,7	4,7	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	55,3	67,8	68,4	73,7	76,8	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	19,1	24,2	23,8	27,1	32,0	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	2,3	5,4	4,7	9,7	10,4	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0,8	1,3	1,1	2,1	2,5	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,1	0,7	0,7	1,4	1,7	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	2	<0,1	0,2	0,1	0,3	0,5	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	5	<0,1	0,2	<0,1	0,2	0,4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	6	<0,1	k.MW	<0,1	0,9	1,3	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	84,7	92	93,3	94,8	95,9	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	3890	4451	4560	4901	5000	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1300	1470	1500	1600	1600	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3700	4700	4850	5210	5300	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	23	26	26	27	28	
Blei	mg/kg TS	10	0	51	59	59	63	63	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1,1	1,3	1,3	1,5	1,5	
Chrom	mg/kg TS	10	0	47	58	60	62	67	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	34	38	37	42	42	
Nickel	mg/kg TS	10	0	27	32	33	35	36	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,6	0,7	0,7	0,8	0,8	
Zink	mg/kg TS	10	0	302	340	338	370	380	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	26	28	27	29	31	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	69	72	71	73	77	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,0	1,3	1,3	1,6	1,6	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	49	55	54	59	61	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	43	48	47	52	54	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	32	34	33	36	36	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0,7	0,8	0,8	0,9	1,0	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	344	375	371	406	414	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	89	98	96	110	110	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	13	15	15	16	17	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	76	83	82	93	93	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,0	1,2	1,2	1,4	1,4	
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	0,8	0,8	0,8	0,9	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,5	1,8	1,8	1,9	2,1	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,8	1,0	1,0	1,1	1,1	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1,9	2,3	2,3	2,6	3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2,7	3,3	3,2	3,6	4,4	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1,6	2,0	1,9	2,1	3,2	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	10,2	11,9	11,6	12,9	15,4	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0,3	0,4	0,4	0,4	0,5	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2,7	3,3	3,3	3,7	3,7	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5,6	7,4	7,7	8,6	8,6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,9	2,6	2	4,6	6,4	
Chlorbenzole									
PeCB	µg/kg TS	10	0	0,7	0,9	0,9	1,0	1,0	
HCB	µg/kg TS	10	0	3,2	4,3	4,1	5,3	5,4	
Organozinnverbindungen (OZK)									
MBT	µg /kgTS	10	0	22	24	25	26	26	
Dibutylzinn	µg /kgTS	10	0	10	13	13	13	15	
Tributylzinn	µg /kgTS	10	0	25	35	34	38	62	20 / 300
TeBT	µg /kgTS	10	0	2	3	3	4	6	
Triphenylzinn	µg /kgTS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
TCyT	µg /kgTS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Z 180min	gO ₂ /kgTS	10	0	1,1	1,4	1,4	1,7	1,8	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	94	106	104	116	126	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,1	1,3	1,3	1,5	1,6	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,8	0,9	0,9	0,9	1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,7	0,8	0,8	0,9	1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,7	1,9	1,9	2	2,3	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,8	1	1	1,2	1,2	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2	2,5	2,5	2,7	3,3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2,9	3,5	3,4	3,8	4,8	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1,7	2,2	2,1	2,2	3,5	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	10,7	12,8	12,6	13,6	16,8	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	0,5 / 1,5
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,4	0,5	0,5	0,5	0,6	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2,9	3,5	3,6	4,0	4,1	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	2,7	3,4	3,4	3,8	3,9	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	6,0	8,0	8,2	9,1	9,4	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,3	0,5	0,4	0,6	0,8	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,9	2,8	2,1	5,1	7,6	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	13,5	18,7	19,0	22,7	23,2	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	0,8	0,9	1,0	1,0	1,1	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	3,8	4,6	4,4	5,8	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 17 **Arithmetische Mittelwerte der einzelnen Parameter des Referenzzeitraums 2005 bis 2015 in den Gebieten Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe BI 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 Freigabebeobachtungen aus dem Jahr 2019 der Teilgebiete mit den arithmetischen Mittelwerten des jeweiligen Referenzgebietes aus 2005 bis 2015

	Köhlbrand		Köhlbrand		Köhlfleet		Parkhafen		Vorhafen	
	2005-15	2005-15	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2019
	x	SD	x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	35	2,5	29	1	30	1,1	30	1,6	30	0,8
Blei < 20 µm	90	5,1	84	2	79	3,1	77	3,7	78	2,4
Cadmium < 20 µm	2,8	0,4	2,4	0,2	1,5	0,5	1,9	0,2	1,5	0,3
Chrom < 20 µm	81	13	69	6	70	8,3	70	3,5	73	2
Kupfer < 20 µm	72	7	68	6	56	8,2	62	3,2	63	4
Nickel < 20 µm	43	3	40	2	40	2,2	39	1,5	40	1
Quecksilber < 20 µm	1,8	0,2	0,9	0,0	0,8	0,1	0,8	0,1	0,8	0,1
Zink < 20 µm	613	69	580	31	451	50,3	483	32,7	456	32
TBT (Gesamtfraktion)	84	46	56	53	34	5,5	31	2,4	46	27
KWST < 63 µm	179	69	114	53	112	28,5	122	56,9	104	23
PAK16 < 63 µm	2,5	0,9	2,0	0,2	1,5	0,2	1,7	0,1	1,5	0,3
PCB7 < 63 µm	20,9	5,2	17,8	2,5	14,3	1,1	13,9	1,1	17,2	5,9
a-HCH < 63 µm	1,0	0,4	0,5	0,1	0,4	0,1	0,4	0,1	0,4	0,1
g-HCH < 63 µm	0,4	0,4	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
p,p'-DDE < 63 µm	4,8	1,7	3,5	0,7	3,3	0,5	3,6	0,2	3,6	0,5
p,p'-DDD < 63 µm	14,4	4,3	10,1	1,2	9,2	1,7	8,7	1,5	9,1	1,0
p,p'-DDT < 63 µm	5,2	2,7	5,3	3,4	3,9	5,4	3,2	2,2	2,7	1,9
PeCB < 63 µm	1,7	0,6	1,1	0,4	1,0	0,1	1,0	0,1	1,0	0,2
HCB < 63 µm	9,3	3,9	5,7	1,0	5,4	2,0	6,1	1,2	5,4	0,6

	Süderelbe Bl. 5		Süderelbe Bl. 5		Sandauhafen		Rethe Bl. 3	
	2005-15	2005-15	2019	2019	2019	2019	2019	2019
	x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	36	2	32	2	31	2	30	0,7
Blei < 20 µm	95	7	81	4	80	4	74	2,0
Cadmium < 20 µm	3,6	0,5	2,3	0,6	2,0	0,6	1,1	0,1
Chrom < 20 µm	75	7	74	8	67	7	69	2,7
Kupfer < 20 µm	84	12	69	9	66	10	49	3,2
Nickel < 20 µm	43	3	41	2	39	4	41	1,7
Quecksilber < 20 µm	1,9	0,2	0,9	0,1	0,8	0,1	0,6	0,0
Zink < 20 µm	701	65	560	77	511	66	402	15,1
TBT (Gesamtfraktion)	73	37	26	9	33	9	24	1,5
KWST < 63 µm	260	133	128	30	119	27	104	18,3
PAK16 < 63 µm	2,5	0,4	1,8	0,3	1,9	0,3	1,3	0,1
PCB7 < 63 µm	20,3	3,6	14,0	3,3	16,0	3,2	14,7	0,7
a-HCH < 63 µm	1,3	0,5	0,7	0,3	0,5	0,1	0,4	0,1
g-HCH < 63 µm	0,4	0,2	0,2	0,1	0,2	0,0	0,1	0,0
p,p'-DDE < 63 µm	6,4	1,5	3,9	0,9	4,1	0,7	3,5	0,2
p,p'-DDD < 63 µm	18,5	4,6	10,7	2,7	11,4	1,8	10,5	0,6
p,p'-DDT < 63 µm	9,4	4,2	8,2	12,4	4,6	3,5	1,7	0,9
PeCB < 63 µm	2,2	0,4	1,2	0,2	1,2	0,3	1,0	0,1
HCB < 63 µm	12,5	3,5	6,8	2,4	6,6	1,8	5,2	1,6

	Norderelbe Bl. 7		Norderelbe Bl. 7	
	2005-15	2005-15	2019	2019
	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	35	4	31	2
Blei < 20 µm	87	3	77	3
Cadmium < 20 µm	2,5	0,5	1,1	0,4
Chrom < 20 µm	77	10	69	8
Kupfer < 20 µm	72	12	46	8
Nickel < 20 µm	43	4	41	5
Quecksilber < 20 µm	1,6	0,2	0,7	0,1
Zink < 20 µm	573	67	410	53
TBT (Gesamtfraktion)	82	39	25	8
KWST < 63 µm	162	161	65	6
PAK16 < 63 µm	2,0	0,4	1,4	0,4
PCB7 < 63 µm	19,2	5,1	13,1	2
a-HCH < 63 µm	0,7	0,2	0,3	0,2
g-HCH < 63 µm	0,4	0,4	0,1	0,1
p,p'-DDE < 63 µm	4,2	1,0	2,4	0,5
p,p'-DDD < 63 µm	11,9	3,4	9,9	4,9
p,p'-DDT < 63 µm	2,7	0,9	0,8	0,5
PeCB < 63 µm	1,1	0,3	0,8	0,1
HCB < 63 µm	6,4	1,2	4,2	2,7

Kruskall-Wallis / Nemenyi-Test
Vergleich der Mittelwerte
2005 - 2015 (gewichtet) mit Daten von 2019

	für die Parameter	Signifikanzniveau
KB	pp-DDT	nicht signifikant

durchgeführt von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

KB = Köhlbrand, NE6 = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE7 = Norderelbe Blatt 7, SE5 = Süderelbe Bl. 5

Tabelle A 19 Vergleich der chemischen Parameter der Freigabebeobachtungen aus dem Jahr 2020 der Teilgebiete mit den arithmetischen Mittelwerten des jeweiligen Referenzgebietes aus 2005 bis 2015

		Köhlbrand		Köhlbrand		Köhlfleet		Parkhafen		Vorhafen	
		2005-15	2005-15	2020	2020	2020	2020	2020	2020	2020	2020
		x	SD	x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg	35	2,5	29	3	32	1,5	32	1,0	31	1,7
Blei < 20 µm	mg/kg	90	5,1	72	7	76	3,7	81	2,2	76	9,3
Cadmium < 20 µm	mg/kg	2,8	0,4	1,7	0,3	1,2	0,3	1,5	0,2	1,8	0,3
Chrom < 20 µm	mg/kg	81	13	69	8	96	3,4	97	2,6	75	4
Kupfer < 20 µm	mg/kg	72	7	57	12	45	4,5	53	5,3	62	5
Nickel < 20 µm	mg/kg	43	3	39	4	45	2,0	46	1,2	41	2
Quecksilber < 20 µm	mg/kg	1,8	0,2	0,9	0,1	0,9	0,1	1,0	0,0	1,0	0,2
Zink < 20 µm	mg/kg	613	69	442	66	399	36,9	436	30,6	475	39
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg	84	46	23	27	35	4,5	38	10,7	32	8
KWST < 63 µm	mg/kg	179	69	77	12	150	11,0	130	50,7	111	11
PAK16 < 63 µm	mg/kg	2,5	0,9	1,4	0,2	1,1	0,1	1,2	0,4	1,4	0,1
PCB7 < 63 µm	µg/kg	20,9	5,2	11,1	1,8	15,5	1,8	13,4	5,2	11,5	1,0
a-HCH < 63 µm	µg/kg	1,0	0,4	0,6	0,4	0,4	0,1	0,2	0,1	0,4	0,2
g-HCH < 63 µm	µg/kg	0,4	0,4	0,1	0,0	0,2	0,0	<0,1	0,0	0,2	0,1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg	4,8	1,7	2,4	0,3	3,0	0,3	2,5	0,9	3,2	0,4
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg	14,4	4,3	6,9	1,0	11,6	2,0	7,0	2,8	8,0	1,1
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg	5,2	2,7	1,8	1,8	0,8	0,6	0,9	0,5	4,0	5,9
PeCB < 63 µm	µg/kg	1,7	0,6	0,8	0,1	0,9	0,1	0,6	0,2	0,8	0,1
HCB < 63 µm	µg/kg	9,3	3,9	3,6	0,7	4,7	0,4	3,3	1,2	4,5	1,4

		Süderelbe Bl. 5		Süderelbe Bl. 5		Sandauhafen		Rethe Bl. 3	
		2005-15	2005-15	2020	2020	2020	2020	2020	2020
		x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg	36	2	26	2	28	1	29	1
Blei < 20 µm	mg/kg	95	7	70	4	72	2	76	2
Cadmium < 20 µm	mg/kg	3,6	0,5	1,7	0,3	1,3	0,2	1,2	0,2
Chrom < 20 µm	mg/kg	75	7	60	7	55	4	56	4
Kupfer < 20 µm	mg/kg	84	12	52	6	48	4	47	4
Nickel < 20 µm	mg/kg	43	3	35	3	34	2	34	2
Quecksilber < 20 µm	mg/kg	1,9	0,2	0,8	0,1	0,8	0,1	0,9	0,1
Zink < 20 µm	mg/kg	701	65	423	40	375	25	372	31
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg	73	37	22	4	35	10	30	3
KWST < 63 µm	mg/kg	260	133	101	15	106	9	124	25
PAK16 < 63 µm	mg/kg	2,5	0,4	1,6	0,2	1,3	0,2	1,2	0,2
PCB7 < 63 µm	µg/kg	20,3	3,6	11,9	1,6	12,8	1,6	12,0	2,6
a-HCH < 63 µm	µg/kg	1,3	0,5	0,6	0,1	0,4	0,1	0,3	0,1
g-HCH < 63 µm	µg/kg	0,4	0,2	0,2	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg	6,4	1,5	3,5	0,5	3,5	0,4	2,9	0,6
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg	18,5	4,6	9,8	1,4	8,0	1,1	7,1	1,7
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg	9,4	4,2	3,0	1,1	2,8	2,1	1,2	1,0
PeCB < 63 µm	µg/kg	2,2	0,4	1,0	0,1	0,9	0,1	0,8	0,1
HCB < 63 µm	µg/kg	12,5	3,5	5,8	2,0	4,6	0,7	4,1	1,0

		Norderelbe Bl. 7	
		2005-15	2005-15
		x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg	35	4
Blei < 20 µm	mg/kg	87	3
Cadmium < 20 µm	mg/kg	2,5	0,5
Chrom < 20 µm	mg/kg	77	10
Kupfer < 20 µm	mg/kg	72	12
Nickel < 20 µm	mg/kg	43	4
Quecksilber < 20 µm	mg/kg	1,6	0,2
Zink < 20 µm	mg/kg	573	67
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg	82	39
KWST < 63 µm	mg/kg	162	161
PAK16 < 63 µm	mg/kg	2,0	0,4
PCB7 < 63 µm	µg/kg	19,2	5,1
a-HCH < 63 µm	µg/kg	0,7	0,2
g-HCH < 63 µm	µg/kg	0,4	0,4
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg	4,2	1,0
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg	11,9	3,4
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg	2,7	0,9
PeCB < 63 µm	µg/kg	1,1	0,3
HCB < 63 µm	µg/kg	6,4	1,2

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 Freigabebeprobungen und der zusätzlichen Monitoringproben („Verlaufsproben“) der Jahre 2019 und 2020 sowie Werte des jeweiligen Referenzzeitraums 2005 bis 2015

		Referenz KB 05-15	Frei KB19	Verlauf KB19	Referenz KB 05-15	Frei VH19	Verlauf VH19	Frei Pa19	Verlauf Pa19	Frei Koe19	Verlauf Koe19
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	29	29	35	30	32	30	28	30	29
Blei < 20 µm	mg/kg TS	90	84	63	90	78	72	77	62	79	64
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2,8	2,4	1,1	2,8	1,5	1,5	1,9	1,0	1,5	0,9
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	81	69	56	81	73	78	70	63	70	66
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	68	44	72	63	52	62	44	56	45
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	40	35	43	40	43	39	36	40	37
Quecks. < 20 µm	mg/kg TS	1,8	0,9	0,6	1,8	0,8	0,7	0,8	0,5	0,8	0,6
Zink < 20 µm	mg/kg TS	613	580	359	613	456	435	483	340	451	360
TBT < 2mm	µg/kg TS	84	56	19	84	46	47	31	24	34	30
KWST < 63 µm	mg/kg TS	179	114	74	179	104	99	122	90	112	83
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,5	2,0	1,4	2,5	1,5	1,3	1,7	1,3	1,5	1,2
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20,9	17,8	14,4	20,9	17,2	13,4	13,9	15,7	14,3	14,7
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,0	0,5	0,5	1,0	0,4	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,4	0,1	0,2	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4,8	3,5	3,4	4,8	3,6	2,9	3,6	2,4	3,3	2,6
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	14,4	10,1	6,9	14,4	9,1	7,7	8,7	6,7	9,2	6,7
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	5,2	5,3	0,5	5,2	2,7	1,0	3,2	1,6	3,9	0,6
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1,7	1,1	1,0	1,7	1,0	0,9	1,0	0,8	1,0	1,0
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9,3	5,7	11,3	9,3	5,4	3,4	6,1	3,0	5,4	3,4

		Referenz NE7 05-15	Frei NE7_19	Verlauf NE7_19	Referenz SE 05-15	Frei SE19	Verlauf SE19	Frei Sa19	Verlauf Sa19	Frei Re19	Verlauf Re19
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	31	32	36	32	31	31	29	30	30
Blei < 20 µm	mg/kg TS	87	77	73	95	81	70	80	70	74	67
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2,5	1,1	1,1	3,6	2,3	1,5	2,0	1,5	1,1	1,2
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	77	69	78	75	74	82	67	64	69	61
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	46	48	84	69	53	66	52	49	47
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	41	42	43	41	44	39	37	41	36
Quecks. < 20 µm	mg/kg TS	1,6	0,7	0,6	1,9	0,9	0,7	0,8	0,7	0,6	0,6
Zink < 20 µm	mg/kg TS	573	410	381	701	560	434	511	417	402	378
TBT < 2mm	µg/kg TS	82	25	29	73	26	39	33	30	24	30
KWST < 63 µm	mg/kg TS	162	65	65	260	128	76	119	88	104	87
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,0	1,4	1,1	2,5	1,8	1,5	1,9	1,4	1,3	1,2
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	19,2	13,1	11,2	20,3	14,0	23,4	16	19	15	16
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,7	0,3	0,3	1,3	0,7	0,5	0,5	0,5	0,4	0,5
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,4	0,1	0,1	0,4	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4,2	2,4	2,2	6,4	3,9	2,7	4,1	3,9	3,5	3,3
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	11,9	9,9	6,6	18,5	10,7	7,0	11,4	7,5	10,5	7,1
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2,7	0,8	1,0	9,4	8,2	1,1	4,6	2,7	1,7	1,6
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1,1	0,8	0,7	2,2	1,2	1,0	1,2	1,0	1,0	1,1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	6,4	4,2	3,0	12,5	6,8	4,0	6,6	4,1	5,2	3,4

		Referenz KB 05-15	Frei KB20	Verlauf KB20	Referenz KB 05-15	Frei VH20	Verlauf VH20	Frei Pa20	Verlauf Pa20	Frei Koe20	Verlauf Koe20
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	29	29	35	31	29	32	30	32	29
Blei < 20 µm	mg/kg TS	90	72	62	90	76	69	81	67	76	67
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2,8	1,7	1,0	2,8	1,8	1,2	1,5	0,9	1,2	0,9
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	81	69	57	81	75	72	97	56	96	54
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	57	37	72	62	43	53	39	45	38
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	39	35	43	41	39	46	36	45	36
Quecks. < 20 µm	mg/kg TS	1,8	0,9	0,6	1,8	1,0	0,6	1,0	0,7	0,9	0,7
Zink < 20 µm	mg/kg TS	613	442	313	613	475	363	436	330	399	326
TBT < 2mm	µg/kg TS	84	23	20	84	32	23	38	23	35	24
KWST < 63 µm	mg/kg TS	179	77	93	179	111	113	130	99	150	92
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,5	1,4	1,0	2,5	1,4	1,2	1,2	1,0	1,1	1,1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20,9	11,1	10,4	20,9	11,5	11,6	13,4	11,1	15,5	11,9
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,0	0,6	0,3	1,0	0,4	0,3	0,2	0,3	0,4	0,3
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,4	0,1	0,1	0,4	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4,8	2,4	1,9	4,8	3,2	2,4	2,5	2,0	3,0	2,1
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	14,4	6,9	5,5	14,4	8,0	5,7	7,0	5,5	11,6	5,5
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	5,2	1,8	0,4	5,2	4,0	0,6	0,9	0,5	0,8	0,6
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1,7	0,8	0,9	1,7	0,8	1,0	0,6	0,9	0,9	0,9
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9,3	3,6	2,7	9,3	4,5	3,6	3,3	3,1	4,7	3,0

		Referenz NE7 05-15	Referenz SE 05-15	Frei SE20	Verlauf SE20	Frei Sa20	Verlauf Sa20	Frei Re20	Verlauf Re20
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	36	26	29	28	29	29	29
Blei < 20 µm	mg/kg TS	87	95	70	68	72	71	76	65
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2,5	3,6	1,7	1,2	1,3	1,2	1,2	1,2
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	77	75	60	63	55	61	56	63
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	84	52	41	48	45	47	39
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	43	35	37	34	37	34	36
Quecks. < 20 µm	mg/kg TS	1,6	1,9	0,8	0,8	0,8	0,8	0,9	0,7
Zink < 20 µm	mg/kg TS	573	701	423	344	375	360	372	341
TBT < 2mm	µg/kg TS	82	73	22	20	35	20	30	29
KWST < 63 µm	mg/kg TS	162	260	101	96	106	101	124	94
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,0	2,5	1,6	1,1	1,3	1,2	1,2	1,1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	19,2	20,3	11,9	10,3	12,8	11,6	12,0	12,2
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,7	1,3	0,6	0,3	0,4	0,3	0,3	0,3
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,4	0,4	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4,2	6,4	3,5	2,0	3,5	2,1	2,9	2,5
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	11,9	18,5	9,8	4,6	8,0	4,7	7,1	6,5
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2,7	9,4	3,0	0,8	2,8	1,1	1,2	1,8
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1,1	2,2	1,0	1,1	0,9	1,1	0,8	1,0
HCB < 63 µm	µg/kg TS	6,4	12,5	5,8	3,3	4,6	3,6	4,1	4,0

KB = Köhlbrand, NE6 = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE7 = Norderelbe Blatt 7, SE5 = Süderelbe Bl. 5

Die beiden Werte der Verlaufsproben, die über den Referenzwerten 05-15 liegen, mit rotem Kreis

Tabelle A 21 Gegenüberstellung der Werte des 90. Perzentils 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 2019 und 2020 (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		2019	2019	2019
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	NE7	160	26	186	212	NE7	32	33	47
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	KB	132	130	150
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	VH	65	59	120
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	NE6			
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	Koe	39	39	41
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	Pa	33	33	35
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	SE5	37	40	46
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Re3	26	26	26
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Sa	38	38	56
6 DDX- 63 µm	µg/kg	NE7	32,3	5,4	37,7	43,1	NE7	23,1	23,5	29,3
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	KB	30,39	30	31
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	VH	22,9	22,7	24,5
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	NE6			
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	Koe	33,5	34,8	40,6
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	Pa	23,0	23	27,8
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	SE5	45,5	50,6	72,1
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	Re3	21,4	21,3	21,8
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	Sa	35,8	36,6	38,2
HCB- 63 µm	µg/kg	NE7	8,9	2	10,9	12,9	NE7	4,8	4,9	12,5
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	KB	7,12	7,1	7,4
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	VH	6,4	6,4	6,4
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	NE6			
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	Koe	6,3	6,4	11,1
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	Pa	7,0	6,8	9,2
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	SE5	9,3	9,5	13,6
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	Re3	5,8	5,4	9,8
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	Sa	8,3	8,4	10,8
			05-15	05-15 MU	05-15+1MU	05-15+2MU		2020	2020	2020
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	NE7	160	26	186	212	NE7			
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	KB	26	27	110
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	VH	35	33	52
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	NE6			
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	Koe	39	39	40
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	Pa	43	40	66
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	SE5	28	28	28
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Re3	33	33	35
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Sa	38	35	62
6 DDX- 63 µm	µg/kg	NE7	32,3	5,4	37,7	43,1	NE7			
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	KB	18,2	16,7	21,5
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	VH	22,7	20,9	38,7
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	NE6			
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	Koe	26,6	26,5	27,2
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	Pa	21,1	21	22,1
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	SE5	25,1	25,6	26,3
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	Re3	19,1	19,0	20,0
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	Sa	22,7	22,6	23,2
HCB- 63 µm	µg/kg	NE7	8,9	2	10,9	12,9	NE7			
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	KB	4,5	3,8	5,4
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	VH	5,6	5,3	7,9
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	NE6			
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	Koe	5,1	5,0	5,5
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	Pa	4,2	4,2	4,3
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	SE5	9,4	9,4	10,3
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	Re3	5,3	5,2	6,2
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	Sa	5,8	5,8	5,9

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 2019 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	6						
	MaAlgen EL	5	1					
	Klasse Marin	5	1					
Köhlbrand n = 6	Leuchtbakt.PW	1		2	1	2		
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW	5	1					
	MaAlgen EL	6						
	Klasse Marin	1		2	1	2		
Süderelbe Bl. 5 n = 11	Leuchtbakt.PW	1	1	1	4	4		
	Leuchtbakt. EL	9		1	1			
	MaAlgen PW	1	5	5				
	MaAlgen EL	7	4					
	Klasse Marin	1	1	1	4	4		
Köhlfleet n = 6	Leuchtbakt.PW	6						
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW	2	3	1				
	MaAlgen EL	6						
	Klasse Marin	2	3	1				
Parkhafen n = 7	Leuchtbakt.PW	7						
	Leuchtbakt. EL	7						
	MaAlgen PW	5		2				
	MaAlgen EL	7						
	Klasse Marin	5		2				
Vorhafen n = 6	Leuchtbakt.PW	2		2	2			
	Leuchtbakt. EL	5		1				
	MaAlgen PW	1	1	4				
	MaAlgen EL	3	3					
	Klasse Marin	1	1	2	2			
Rethe Bl. 3 n = 7	Leuchtbakt.PW		4	3				
	Leuchtbakt. EL	4	2	1				
	MaAlgen PW		3	2		2		
	MaAlgen EL	3			2	2		
	Klasse Marin		2	1	2	2		
Sandauhafen n = 8	Leuchtbakt.PW	3	3	2				
	Leuchtbakt. EL	6	2					
	MaAlgen PW	4	1	2		1		
	MaAlgen EL	7				1		
	Klasse Marin	3	2	2		1		

Häufigkeiten	pT-Werte / Klasse	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
Alle Gebiete 2019 n = 57	Leuchtbakt.PW	26	8	10	7	6		
	Leuchtbakt. EL	49	4		1			
	MaAlgen PW	24	14	16		3		
	MaAlgen EL	44	8		2	3		
	Klasse Marin	18	10	11	9	9		

Leuchtb. = Leuchtbakterientest, LimAlgen = limnischer Algentest, Daphnien = Daphnientest, MaAlgen = mariner Algentest // Porenw. = Porenwasser // Eluat = Eluat

Tabelle A 23 **Ökotoxikologische Testergebnisse aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten der Freigabeuntersuchungen 2020 im Überblick - Häufigkeit**

Häufigkeiten	pT-Werte / Klasse	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
Köhlbrand n = 6	Leuchtbakt.PW	6						
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW	6						
	MaAlgen EL	6						
	Klasse Marin	6						
Süderelbe Bl. 5 n = 10	Leuchtbakt.PW	9			1			
	Leuchtbakt. EL	10						
	MaAlgen PW	9	1					
	MaAlgen EL	10						
	Klasse Marin	9			1			
Köhlfleet 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	6						
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW	5		1				
	MaAlgen EL	6						
	Klasse Marin	5		1				
Rethe Bl. 3 n = 6	Leuchtbakt.PW	3	1	1	1			
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW	5	1					
	MaAlgen EL	6						
	Klasse Marin	3	1	1	1			
Sandauhafen n = 6	Leuchtbakt.PW	4		2				
	Leuchtbakt. EL	6						
	MaAlgen PW	4	2					
	MaAlgen EL	4	2					
	Klasse Marin	3	1	2				

Häufigkeiten	pT-Werte / Klasse	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
Alle Gebiete 2020 n = 46	Leuchtbakt.PW	40	1	3	2			
	Leuchtbakt. EL	46						
	MaAlgen PW	41	4	1				
	MaAlgen EL	44	2					
	Klasse Marin	38	2	4	2			

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 2019 und 2020 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
2019 Köhlbrand*	2,5	6
2019 Köhlfleet	0,8	6
2019 Parkhafen	0,7	6
2019 Vorhafen	1,8	6
2020 Köhlbrand	0,0	6
2020 Köhlfleet	0,0	6
2020 Parkhafen	0,0	6
2020 Vorhafen	0,3	6

* nicht signifikant verschieden zum Mittel Köhlbrand nach Kruskal Wallis Test mit Post Hoc Test Nemenyi

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
2019 SE Bl.5*	2,8	11
2019 Rethe*	2,6	7
2019 Sandau	1,3	8
2020 SE Bl.5	0,3	10
2020 Rethe	1,0	6
2020 Sandau	0,8	6

* nicht signifikant verschieden zum Mittel Süderelbe 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
2019 NE7	0,2	6

**Tabelle A 25 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3
(alle Stationen Klappzentrum, 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, September 2019)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	45	0	45,8	54,5	55,0	59,0	64,4
TOC (C)	Gew.% TS	45	0	0,9	1,4	1,4	1,8	2,2
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-%	45	0	10,7	31,2	30,2	41,2	45,0
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-%	45	0	16,5	29,3	29,4	35,1	42,8
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-%	45	0	16,3	25,1	25,4	30,3	40,4
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-%	45	0	2,4	7,2	9,6	16,9	29,6
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-%	45	0	0,4	1,8	4,1	10,2	25,9
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-%	45	1	<0,1	0,2	0,4	0,9	2,8
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-%	45	2	<0,1	0,2	0,3	0,5	1,6
Fraktion > 2000 µm	Gew.-%	44	2	<0,1	0,3	0,5	0,8	3,9
Fraktion < 63 µm	Gew.-%	45	0	28	61,9	59,7	72,2	79,2
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	45	0	873	1300	1364	1768	1970
Phosphor	mg/kg TS	45	0	1700	3000	3000	3700	4200
Schwefel	mg/kg TS	45	0	350	550	565	746	940
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	45	0	6	11	10	13	13
Blei	mg/kg TS	45	0	15	25	25	31	32
Cadmium	mg/kg TS	45	0	0,2	0,5	0,5	0,7	0,8
Chrom	mg/kg TS	45	0	14	25	25	30	33
Kupfer	mg/kg TS	45	0	10	21	19	26	30
Nickel	mg/kg TS	45	0	9	14	14	17	17
Quecksilber	mg/kg TS	45	0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,4
Zink	mg/kg TS	45	0	79	129	125	156	198
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	45	0	21	24	26	31	36
Blei <20 µm	mg/kg TS	45	0	56	67	74	104	120
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	45	0	0,4	0,9	1	1,7	2,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	45	0	50	67	68	80	88
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	45	0	25	39	43	60	75
Nickel <20 µm	mg/kg TS	45	0	29	33	34	41	46
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	45	0	0,3	0,5	0,6	0,8	1,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	45	0	172	293	320	447	573
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	45	6	<20	29	31	41	52
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	45	43	<10	<10	10	<10	11
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	45	0	13	23	25	33	43
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	45	0	0,4	0,7	0,7	0,8	0,9
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	45	0	0,2	0,3	0,3	0,4	0,9
PCB 52	µg/kg TS	45	1	<0,1	0,2	0,3	0,4	0,7
PCB 101	µg/kg TS	45	0	0,3	0,6	0,7	0,9	1,5
PCB 118	µg/kg TS	45	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,8
PCB 138	µg/kg TS	45	0	0,3	0,9	1	1,6	2
PCB 153	µg/kg TS	45	0	0,6	1,3	1,3	1,9	2,5
PCB 180	µg/kg TS	45	0	0,2	0,7	0,8	1,2	2
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	45	0	2,1	4,5	4,7	6,9	10

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	45	0	0,1	0,1	0,2	0,3	0,5
gamma-HCH	µg/kg TS	45	23	<0,05	<0,05	0,1	0,1	0,1
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	45	0	0,3	0,7	0,8	1,4	2,0
p,p'-DDD	µg/kg TS	45	0	0,6	2,1	2,4	4,5	6,4
p,p'-DDT	µg/kg TS	45	5	<0,1	0,5	0,9	1,9	6,1
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	45	0	0,1	0,3	0,3	0,5	0,6
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	45	0	0,3	1,2	1,2	2,2	3,3
Organozinn-								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	3,4	8,9	9,9	13	47
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	1,1	4,2	5	10	28
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	1,4	8,8	13,5	32	67
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	27	<1	<1	1,4	1,5	9,1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	44	<1	<1	1,1	<1	7,7
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	45	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE(NATO/CCMS))	ng/kg TS	3	0	4,9	7,4	6,6	7,5	7,5
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	45	6	<20	49	51	75	110
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	45	0	0,6	1,1	1,1	1,8	2,4
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	45	0	0,4	0,5	0,6	0,8	1,9
PCB 52	µg/kg TS	45	1	<0,1	0,4	0,5	0,8	1,3
PCB 101	µg/kg TS	45	0	0,6	1	1,2	1,9	3,2
PCB 118	µg/kg TS	45	0	0,5	0,6	0,7	1	1,5
PCB 138	µg/kg TS	45	0	0,6	1,5	1,8	3,1	3,9
PCB 153	µg/kg TS	45	0	1,1	1,9	2,3	3,8	5,3
PCB 180	µg/kg TS	45	0	0,4	1,1	1,3	2,3	4,3
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	45	0	4,0	7,3	8,3	13,4	21,3
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	45	0	0,1	0,2	0,3	0,7	1
gamma-HCH	µg/kg TS	45	23	<0,05	<0,05	0,1	0,2	0,2
DDT +Metabolite <63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	45	36	<0,1	<0,1	0,1	0,2	0,4
p,p'-DDE	µg/kg TS	45	0	0,4	1,2	1,4	2,5	4,3
o,p-DDD	µg/kg TS	45	0	0,2	1,0	1,3	2,8	3,8
p,p'-DDD	µg/kg TS	45	0	0,9	3,4	4,4	9,2	13,6
o,p-DDT	µg/kg TS	45	32	<0,1	<0,1	0,2	0,4	0,9
p,p'-DDT	µg/kg TS	45	5	<0,1	0,7	1,6	3,1	13
Chlorbenzole <63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	45	0	0,2	0,5	0,5	1,0	1,2
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	45	0	0,4	1,8	2,2	4,6	7,0

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 26 **Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-
stelle (2-km, 3-km, 6-km, 9-/12-km-Strahl, Referenz, September 2019)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	30	0	51,5	57,9	58	62,9	68,3
TOC (C)	Gew.% TS	30	0	0,5	1,0	1,0	1,2	1,5
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-%	30	0	9,8	29,3	28,2	36,4	38,5
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-%	30	0	11,2	27,1	27,9	37,4	45,6
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-%	30	0	15,6	25,5	28,7	42,2	58,3
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-%	30	0	1,5	8,1	9,5	15,5	24,2
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-%	30	0	0,7	2,3	4,0	7,7	20,2
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-%	30	1	<0,1	0,4	0,4	0,7	1,2
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-%	30	0	0,1	0,3	0,4	0,8	0,9
Fraktion > 2000 µm	Gew.-%	30	0	0,1	0,6	0,9	2,1	2,7
Fraktion < 63 µm	Gew.-%	30	0	22,1	61,0	56,0	72,8	77
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	30	0	570	1195	1134	1384	1490
Phosphor	mg/kg TS	30	0	1100	3500	3420	5000	5600
Schwefel	mg/kg TS	30	0	250	380	396	473	510
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	30	0	5	11	10	12	14
Blei	mg/kg TS	30	0	12	21	21	25	32
Cadmium	mg/kg TS	30	1	<0,1	0,3	0,2	0,4	0,4
Chrom	mg/kg TS	30	0	16	27	26	33	35
Kupfer	mg/kg TS	30	0	9	15	15	21	23
Nickel	mg/kg TS	30	0	8	13	13	15	17
Quecksilber	mg/kg TS	30	0	0,04	0,1	0,1	0,2	0,2
Zink	mg/kg TS	30	0	48	88	84	114	129
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	30	0	19	23	24	28	29
Blei <20 µm	mg/kg TS	30	0	43	64	62	71	79
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,2	0,4	0,5	0,7	0,8
Chrom <20 µm	mg/kg TS	30	0	51	64	62	66	75
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	30	0	21	32	31	37	39
Nickel <20 µm	mg/kg TS	30	0	26	31	31	32	34
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,1	0,3	0,3	0,5	0,6
Zink <20 µm	mg/kg TS	30	0	125	207	203	253	299
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	30	14	<20	20	22	28	33
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	30	30	<10	<10	10	<10	<10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	30	4	<10	16	16	23	28
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	30	0	0,2	0,5	0,5	0,7	2,6
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,2	0,3	0,3	0,8
PCB 52	µg/kg TS	30	8	<0,1	0,2	0,2	0,2	0,5
PCB 101	µg/kg TS	30	0	0,1	0,3	0,4	0,5	1
PCB 118	µg/kg TS	30	0	0,1	0,3	0,3	0,4	0,7
PCB 138	µg/kg TS	30	0	0,2	0,6	0,6	1	2,2
PCB 153	µg/kg TS	30	0	0,2	0,7	0,8	1,1	2,6
PCB 180	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,4	0,5	0,8	1,9
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	30	0	1,0	2,7	3,0	4,5	9,7

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg	30	17	<0,05	<0,05	0,1	0,1	0,2
gamma-HCH	µg/kg	30	29	<0,05	<0,05	0,1	<0,05	0,1
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg	30	5	<0,1	0,2	0,3	0,6	0,7
p,p'-DDD	µg/kg	30	1	<0,1	0,4	0,5	1,1	1,5
p,p'-DDT	µg/kg	30	21	<0,1	<0,1	0,4	0,4	6
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg	30	8	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
Hexachlorbenzol	µg/kg	30	1	<0,1	0,3	0,4	0,7	0,9
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg	30	5	<1	3,2	3,2	5,8	7,5
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg	30	15	<1	1,1	1,4	2,5	3,6
Tributylzinn (OZK)	µg /kg	30	10	<1	1,5	2,1	4,6	6,5
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg	30	30	<1	<1	1,0	<1	<1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg	30	30	<1	<1	1,0	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg	30	30	<1	<1	1,0	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (NATO/CCMS)	ng/kg TS	3	0	1,7	1,7	2,3	3,2	3,6
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe								
Mineralöl	mg/kg	30	14	<20	28	31	49	52
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 q.BG	mg/kg	30	0	0,4	0,8	0,9	1,3	3,9
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg	30	1	<0,1	0,4	0,4	0,6	1,1
PCB 52	µg/kg	30	8	<0,1	0,3	0,3	0,5	0,7
PCB 101	µg/kg	30	0	0,3	0,6	0,7	1,1	1,4
PCB 118	µg/kg	30	0	0,2	0,5	0,5	0,8	1,1
PCB 138	µg/kg	30	0	0,4	1,0	1,1	2,1	3,1
PCB 153	µg/kg	30	0	0,6	1,4	1,5	2,5	3,7
PCB 180	µg/kg	30	1	<0,1	0,6	0,8	1,6	2,7
PCB Summe7 q. BG	µg/kg	30	0	2	5	5,3	9,6	13,9
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg	30	17	<0,05	<0,05	0,1	0,1	0,2
gamma-HCH	µg/kg	30	29	<0,05	<0,05	0,1	<0,05	0,1
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg	30	30	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1
p,p'-DDE	µg/kg	30	5	<0,1	0,5	0,5	0,8	1,1
o,p-DDD	µg/kg	30	10	<0,1	0,3	0,3	0,6	0,9
p,p'-DDD	µg/kg	30	1	<0,1	0,8	1,0	1,8	2,5
o,p-DDT	µg/kg	30	30	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1
p,p'-DDT	µg/kg	30	21	<0,1	<0,1	0,7	0,7	9,6
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg	30	8	<0,1	0,2	0,2	0,4	0,4
Hexachlorbenzol	µg/kg	30	1	<0,1	0,6	0,7	1,2	1,7

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 27 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3 (alle Stationen Klappzentrum, 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, September 2020)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	45	0	40,2	52,1	52,7	58,7	63,0
TOC (C)	Gew.% TS	45	0	0,9	1,4	1,4	1,8	2,8
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	45	0	4,9	33,5	31,1	40,7	43,1
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	45	0	17,7	29,8	30,1	37,5	49,1
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	45	0	13,4	25,8	25,2	31,1	40,4
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	45	0	1,5	4,9	8,6	20,3	29,1
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	45	0	0,1	1,1	3,5	10,5	27,8
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	45	11	<0,1	0,1	0,6	1,8	7,6
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	45	13	<0,1	0,1	0,4	1,2	2,7
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	45	4	<0,1	0,3	0,7	1,2	9,4
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	45	0	29,8	66,5	61,2	73,3	79,3
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	45	0	635	1530	1468	1776	2490
Phosphor	mg/kg TS	45	0	1500	3100	3002	3560	4800
Schwefel	mg/kg TS	45	0	360	540	574	774	980
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	45	0	6	11	11	14	17
Blei	mg/kg TS	45	0	13	26	25	30	38
Cadmium	mg/kg TS	45	0	0,3	0,5	0,5	0,6	0,9
Chrom	mg/kg TS	45	0	13	27	26	34	40
Kupfer	mg/kg TS	45	0	13	19	20	26	30
Nickel	mg/kg TS	45	0	8	15	14	17	22
Quecksilber	mg/kg TS	45	0	0,2	0,3	0,3	0,3	0,5
Zink	mg/kg TS	45	0	76	125	124	157	220
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	45	0	20	25	26	30	32
Blei <20 µm	mg/kg TS	45	0	57	66	66	70	77
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	45	0	0,5	0,9	0,9	1,2	1,6
Chrom <20 µm	mg/kg TS	45	0	45	63	61	72	74
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	45	0	26	34	35	43	46
Nickel <20 µm	mg/kg TS	45	0	28	33	33	38	40
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	45	0	0,4	0,6	0,6	0,8	0,9
Zink <20 µm	mg/kg TS	45	0	179	275	283	350	426
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	45	0	21	38	41	64	93
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	45	40	<10	<10	10	10	15
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	45	0	17	30	34	53	77
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	45	0	0,4	0,6	0,6	0,7	1
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	45	0	0,2	0,4	0,4	0,4	0,6
PCB 52	µg/kg TS	45	1	<0,1	0,2	0,3	0,4	0,7
PCB 101	µg/kg TS	45	0	0,3	0,7	0,7	1,1	1,5
PCB 118	µg/kg TS	45	0	0,1	0,5	0,5	0,7	0,8
PCB 138	µg/kg TS	45	0	0,4	1	1,1	1,6	1,9
PCB 153	µg/kg TS	45	0	0,5	1,3	1,3	2,1	2,4
PCB 180	µg/kg TS	45	0	0,2	0,6	0,7	1,1	1,5
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	45	0	1,9	4,7	4,9	7,4	9,2

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	45	4	<0,05	0,1	0,2	0,2	1,1
gamma-HCH	µg/kg TS	45	31	<0,05	<0,05	0,1	0,1	0,4
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	45	0	0,3	0,9	1,0	1,4	4,1
p,p'-DDD	µg/kg TS	45	0	0,4	2,0	2,3	3,4	12
p,p'-DDT	µg/kg TS	45	7	<0,1	0,4	2,2	1,6	70
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	45	1	<0,1	0,3	0,4	0,4	2
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	45	0	0,2	1,1	1,4	2	7,8
Organozin-								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	2,9	7,8	8,3	12,6	17
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	1,2	3,5	4,1	7,8	9,2
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	2,1	9,2	11,9	21,2	67
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	36	<1	<1	1,1	1,2	2,1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	44	<1	<1	1,0	<1	3,2
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	45	45	<1	<1	1,0	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (NATO/CCMS)	ng/kg TS	2	0	6,3	6,4	6,4	6,4	6,4
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe								
Mineralöl	mg/kg TS	45	0	31	61	69	118	160
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	45	0	0,6	0,9	1,0	1,5	1,8
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	45	0	0,4	0,6	0,6	0,7	1,0
PCB 52	µg/kg TS	45	1	<0,1	0,4	0,4	0,7	1,0
PCB 101	µg/kg TS	45	0	0,4	1	1,2	2	2,7
PCB 118	µg/kg TS	45	0	0,3	0,7	0,8	1,1	1,9
PCB 138	µg/kg TS	45	0	0,8	1,6	1,8	2,7	3,3
PCB 153	µg/kg TS	45	0	0,9	2	2,2	3,2	4,3
PCB 180	µg/kg TS	45	0	0,4	1	1,1	2	2,9
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	45	0	3,6	7,3	8,2	12,3	15,2
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	45	4	<0,05	0,2	0,3	0,4	2,5
gamma-HCH	µg/kg TS	45	31	<0,05	<0,05	0,1	0,1	0,8
DDT+Metabolite								
o,p DDE	µg/kg TS	45	25	<0,1	<0,1	0,2	0,3	1,2
p,p'-DDE	µg/kg TS	45	0	0,4	1,3	1,7	2,9	9,3
o,p-DDD	µg/kg TS	45	0	0,3	1,4	1,8	2,8	12,8
p,p'-DDD	µg/kg TS	45	0	0,7	3,2	4	5,8	27,3
o,p-DDT	µg/kg TS	45	22	<0,1	0,2	0,5	0,4	14,1
p,p'-DDT	µg/kg TS	45	7	<0,1	0,6	3,0	2,9	89,9
Chlorbenzole <63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	45	1	<0,1	0,5	0,6	0,9	4,6
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	45	0	0,4	1,9	2,5	3,5	17,8

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 28 **Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-
stelle (2-km, 6-km, Referenz, September 2020)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	30	0	49,3	56,6	57,1	63,4	68,9
TOC (C)	Gew.% TS	30	0	0,5	1,0	1,0	1,4	1,7
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-%	30	0	10,8	27,3	27,5	35,2	39,8
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-%	30	0	9,6	28,5	27,8	37,4	41,9
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-%	30	0	14,4	29,6	31,4	44,3	60,2
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-%	30	0	1,8	6,3	8,1	13,3	25,8
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-%	30	1	<0,1	2	3,5	6,2	19,7
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-%	30	2	<0,1	0,2	0,3	0,7	1,4
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-%	30	4	<0,1	0,3	0,3	0,6	1,9
Fraktion > 2000 µm	Gew.-%	30	2	<0,1	0,7	1,1	2,2	7,0
Fraktion < 63 µm	Gew.-%	30	0	24,1	58	55,2	72,2	73,7
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	30	0	619	1130	1128	1412	1700
Phosphor	mg/kg TS	30	0	1200	2700	2807	4220	4800
Schwefel	mg/kg TS	30	0	250	400	390	452	510
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	30	0	5	9	9	12	12
Blei	mg/kg TS	30	0	11	22	21	27	29
Cadmium	mg/kg TS	30	1	<0,1	0,2	0,2	0,4	0,5
Chrom	mg/kg TS	30	0	15	24	24	30	32
Kupfer	mg/kg TS	30	0	5	11	11	14	17
Nickel	mg/kg TS	30	0	8	12	12	16	17
Quecksilber	mg/kg TS	30	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
Zink	mg/kg TS	30	0	45	82	82	114	129
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	30	0	19	22	22	26	29
Blei <20 µm	mg/kg TS	30	0	46	64	64	72	74
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,2	0,4	0,5	0,7	0,9
Chrom <20 µm	mg/kg TS	30	0	42	56	57	74	78
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	30	0	20	27	28	33	36
Nickel <20 µm	mg/kg TS	30	0	26	31	31	35	36
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,2	0,4	0,4	0,5	0,5
Zink <20 µm	mg/kg TS	30	0	127	193	195	243	297
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	30	3	<20	27	28	37	46
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	30	30	<10	<10	10	<10	<10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	30	0	11	21	22	31	38
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	30	0	0,2	0,4	0,4	0,6	0,9
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	30	2	<0,1	0,3	0,3	0,4	0,5
PCB 52	µg/kg TS	30	7	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,4
PCB 101	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,5	0,5	0,8	0,9
PCB 118	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,4	0,4	0,7	0,7
PCB 138	µg/kg TS	30	0	0,2	0,6	0,6	1,0	1,3
PCB 153	µg/kg TS	30	0	0,3	0,8	0,9	1,4	1,8
PCB 180	µg/kg TS	30	2	<0,1	0,3	0,4	0,6	1,6
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	30	0	1,0	3,1	3,2	5,2	6,3

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	30	21	<0,05	<0,05	0,1	0,1	0,1
gamma-HCH	µg/kg TS	30	30	<0,05	<0,05	0,1	<0,05	<0,05
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,3	0,4	0,8	0,9
p,p'-DDD	µg/kg TS	30	0	0,1	0,5	0,7	1,8	2,2
p,p'-DDT	µg/kg TS	30	21	<0,1	<0,1	0,8	0,6	19
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	30	11	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,3	0,4	0,7	1,1
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	2	<1	2,4	2,8	5,4	6,8
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	12	<1	1,3	1,5	2,6	3,3
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	9	<1	2	2,9	6,3	11
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	30	<1	<1	1	<1	<1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	30	<1	<1	1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	30	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (NATO/CCMS))	ng/kg TS	3	0	0,7	1,3	3,2	6,3	7,6
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	30	3	<20	53	50	64	77
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	30	0	0,4	0,7	0,7	1,1	1,7
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	30	2	<0,1	0,5	0,5	0,7	0,9
PCB 52	µg/kg TS	30	7	<0,1	0,3	0,3	0,5	0,6
PCB 101	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,9	0,9	1,4	1,9
PCB 118	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,7	0,7	1,1	1,2
PCB 138	µg/kg TS	30	0	0,4	1,1	1,2	1,7	3,7
PCB 153	µg/kg TS	30	0	0,6	1,5	1,6	2,5	5,1
PCB 180	µg/kg TS	30	2	<0,1	0,6	0,7	1,1	4,6
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	30	0	2,2	5,6	5,9	8,9	17,8
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	30	21	<0,05	<0,05	0,1	0,1	0,2
gamma-HCH	µg/kg TS	30	30	<0,05	<0,05	0,1	<0,05	<0,05
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	30	28	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,2
p,p'-DDE	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,6	0,6	1,3	1,5
o,p-DDD	µg/kg TS	30	6	<0,1	0,4	0,5	1,1	1,3
p,p'-DDD	µg/kg TS	30	0	0,3	1,0	1,3	2,5	4,1
o,p-DDT	µg/kg TS	30	26	<0,1	<0,1	0,1	0,2	1
p,p'-DDT	µg/kg TS	30	21	<0,1	<0,1	1,4	1,0	36
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	30	11	<0,1	0,2	0,2	0,4	0,4
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,6	0,6	1,2	1,5

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 29 Ermittlung der Messunsicherheit anhand von Doppelbestimmungen (Daten 2005 bis 2020)

Parameter	Nordseeproben			
	bestimmt in Frakt. < 20 µm		bestimmt in Gesamtfraktion	
Anorganische Parameter	Messunsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**	Messunsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**
Arsen	7,2	140	7,9	105
Blei	7,3	140	8,7	105
Cadmium	10,0	137	14,6	102
Chrom	11,0	140	11,9	105
Kupfer	10,3	140	14,4	105
Nickel	9,1	140	11,0	105
Quecksilber	20,8	139	29,9	99
Zink	9,7	140	7,8	105
Organische Parameter	Normiert auf Fraktion < 63 µm	bestimmt in Gesamtfraktion		
PAK Summe 16	25	112	20	139
Mineralöl-KW (C10-C40)	21,5	41	21	39
PCB (Summe aus 7)	29	113	23	121
pp-DDE	17	78	14	87
pp-DDD	26	105	20	101
pp-DDT	74	30	75	29
a-HCH	29	57	30	53
Pentachlorbenzol	26,5	70	21	64
Hexachlorbenzol	34	94	33	93
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 30 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 (1km- und 1,5km-Kreis) und Umfeld (September 2019)

Verbringstelle (n = 23)*				
	Porenwasser(PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	19	17	15
	EL	23	20	
pT1	PW	4	5	5
	EL	0	1	
pT2	PW	0	1	1
	EL	0	0	
pT3	PW	0	0	1
	EL	0	1	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	1
	EL	1	1	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	
Umfeld der Verbringstelle (n=16)**				
pT0	PW	16	12	12
	EL	16	16	
pT1	PW	0	1	1
	EL	0	0	
pT2	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT3	PW	0	1	1
	EL	0	0	
pT4	PW	0	2	2
	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 drei verdeckte Doppelbestimmung (n=23), **im Umfeld 16 Proben (n=16).

Ergebnisse des Amphipodentests

	Labor 1 – Anzahl Proben			Labor 2 – Anzahl Proben			
	≤20 %	>20 %	>40 %	n = 8	≤20 %	>20 %	>40 %
Mortalität Corophium volutator (%), n = 36							
Einbringstelle 1km+1,5km-Ring (n=20)	19	1		4	4		
2-km Ring (n=6)	6			2	1	1	
6-km Ring (n=5)	5			1	1		
Referenz (n=5)	5			1	1		

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

Tabelle A 31 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 (1km- und 1,5km-Kreis) und Umfeld (August 2020)

Verbringstelle (n = 22)*				
	Porenwasser(PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	19	17	17
	EL	22	22	
pT1	PW	2	5	4
	EL	0	0	
pT2	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT3	PW	1	0	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	
Umfeld der Verbringstelle (n=17)**				
pT0	PW	17	17	17
	EL	17	17	
pT1	PW	0	0	0
	EL	0	0	
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	

*Auf der Verbringstelle 20 Proben und zwei verdeckte Doppelbestimmung (n=22), **im Umfeld 16 Proben und eine verdeckte Doppelbestimmung (n=17)

Ergebnisse des Amphipodentests

	Labor 1 – Anzahl Proben			Labor 2 – Anzahl Proben			
	≤20 %	>20 %	>40 %	n = 8	≤20 %	>20 %	>40 %
Mortalität Corophium volutator (%), n = 36							
Einbringstelle 1km+1,5km-Ring (n=20)	20			4	4		
2-km Ring (n=6)	6			2	2		
6-km Ring (n=5)	5			1	1		
Referenz (n=5)	5			1	1		

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

Tabelle A 32 Analysendaten der Schwebstoffe (2018 bis 2020)

	Jahr	2018	2018	2019	2020	2020	2018	2018
		Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 2
	Meßstelle	Steingrund	Steingrund	Steingrund	Steingrund	Steingrund	Düne Süd	Düne Süd
	Falle	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios
	Einheit	mit Trichter	mit Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	mit Trichter	mit Trichter
Ausbeute	g	12.0	7.0	6.9	47.7	5.9	6.0	2.3
Einsatztage	Tage	10	18	13	12	8	15	13
Gramm/Tag	g/d	1.2	0.4	0.5	4.0	0.7	0.4	0.2
Überkorn (>2mm)	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Fraktion 1000-2000 µm	%	1.0	1.7	0.5	0.1	0.5	0.8	2.7
Fraktion 600-1000µm	%			1.0	0.5	0.5		
Fraktion 200-600 µm	%	3.0	3.0	2.1	2.6	0.5	1.2	2.0
Fraktion 100-200 µm	%	12.8	5.4	6.2	13.9	4.3	2.4	1.3
Fraktion 63-100 µm	%			4.1	10.8	5.3		
Fraktion 20-63 µm	%	18.1	12.4	12.4	18.2	16.5	12.0	8.7
Fraktion <20µm	%	65.1	77.5	73.6	54.0	72.3	83.6	85.3
Fraktion <63 µm	%	83.2	89.9	86.0	72.2	88.8	95.6	94.0
Fraktion <100 µm	%	83.2	89.9	90.1	83.0	94.1	95.6	94.0
TOC	% TS	2.9	3.5	3.3	2.1	3.1	4.0	3.7
Glühverlust 550°C	% TS	14.0	18.6	n.b.	12.0	n.b.	20.5	22.6
GV/TOC		4.8	5.3		5.7		5.1	6.1
Arsen <20µm	mg/kg TS	17	14	15	17	n.b.	13	12
Blei <20µm	mg/kg TS	42	41	39	38	n.b.	34	38
Cadmium <20µm	mg/kg TS	0.2	0.2	0.2	0.2	n.b.	0.2	0.2
Chrom <20µm	mg/kg TS	74	72	73	81	n.b.	62	64
Kupfer <20µm	mg/kg TS	26	24	18	17	n.b.	23	22
Nickel <20µm	mg/kg TS	35	34	35	33	n.b.	31	33
Quecksilber <20µm	mg/kg TS	0.2	0.2	0.2	0.2	n.b.	0.2	0.2
Zink <20µm	mg/kg TS	151	149	151	142	n.b.	119	126
Organika in Fraktion < 63 µm								
PCB Nr. 28	µg/kg TS	0.37	0.38	0.53	0.57	0.88	0.31	
PCB Nr. 52	µg/kg TS	0.20	0.22	0.22	0.22	0.37	0.24	
PCB Nr.101	µg/kg TS	0.40	0.47	0.43	0.54	0.83	0.37	
PCB Nr.118	µg/kg TS	0.48	0.40	0.37	0.37	0.55	0.45	
PCB Nr.138	µg/kg TS	0.76	0.71	0.60	0.93	1.07	0.72	
PCB Nr.153	µg/kg TS	0.93	0.96	0.79	1.09	1.35	0.90	
PCB Nr.180	µg/kg TS	0.25	0.27	0.21	0.29	0.42	0.28	
PCB7 Summe	µg/kg TS	3.39	3.40	3.16	4.02	5.47	3.27	
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	0.18	0.21	0.28	<0.1	0.14	0.15	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0.60	0.49	0.42	0.46	0.50	0.44	
alpha-HCH	µg/kg TS	<0.1	<0.1	0.14	<0.1	<0.1	<0.1	
gamma-HCH	µg/kg TS	0.12	0.11	0.13	<0.1	0.23	0.10	
op-DDD	µg/kg TS			0.22	0.53	0.54		
pp-DDD	µg/kg TS	0.34	0.40	0.51	0.53	0.99	0.36	
op-DDE	µg/kg TS			<0.1	<0.1	<0.1		
pp-DDE	µg/kg TS	0.04	0.47	0.37	0.47	0.52	0.37	
op-DDT	µg/kg TS			<0.1	<0.1	<0.1		
pp-DDT	µg/kg TS	0.12	0.11	0.16	<0.1	0.28	0.10	
Summe pp-DDX	µg/kg TS	0.50	0.98	1.05	1.10	1.79	0.83	
Summe DDX	µg/kg TS			1.47	1.82	2.53		
Hexachlorbutadien	µg/kg TS	0.20	0.11	0.15	0.28	0.17	0.10	
Naphthalin	mg/kg TS	0.05	0.06	0.06	0.08	0.09	0.05	
Acenaphtylen	mg/kg TS	<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	
Fluoren	mg/kg TS	0.01	0.01	0.03	0.02	0.03	0.01	
Phenanthren	mg/kg TS	0.08	0.06	0.09	0.09	0.10	0.05	
Anthracen	mg/kg TS	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.01	
Fluoranthren	mg/kg TS	0.11	0.08	0.11	0.13	0.12	0.07	
Pyren	mg/kg TS	0.07	0.06	0.07	0.09	0.10	0.05	
Benz(a)anthracen	mg/kg TS	0.04	0.03	0.03	0.05	0.04	0.03	
Chrysen	mg/kg TS	0.04	0.03	0.04	0.06	0.06	0.03	
Benz(a)pyren	mg/kg TS	0.04	0.03	0.03	0.02	0.02	0.03	
Dibenzo(a,h)anthracen	mg/kg TS	<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	0.07	
Benzo(k)fluoranthren	mg/kg TS	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.23	
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	mg/kg TS	0.06	0.05	0.06	0.03	0.03	0.05	
Benzo(ghi)perylen	mg/kg TS	0.04	0.05	0.05	0.07	0.08	0.05	
PAK TVO Summe	mg/kg TS	0.37	0.33	0.37	0.37	0.38	0.29	
PAK EPA Summe	mg/kg TS	0.72	0.63	0.75	0.82	0.87	0.76	

Tabelle A 32 Analysendaten der Schwebstoffe (2018 bis 2020) (Fortsetzung)

	Jahr	2019	2020	2020	2018	2019	2020
		Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 2	Zeitraum 2	Zeitraum 2
	Meßstelle	Düne Süd	Düne Süd	Düne Süd	Norden	Norden	Norden
	Falle	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios
	Einheit	ohne Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	mit Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter
Ausbeute	g	6.4	23.7	3.4	6.0	5.9	4.3
Einsatztage	Tage	14	12	7	28	14	9
Gramm/Tag	g/d	0.5	2.0	0.5	0.2	0.4	0.5
Überkorn (>2mm)	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Fraktion 1000-2000 µm	%	0.0	0.1	0.0	3.4	0.0	0.7
Fraktion 600-1000µm	%	0.5	1.2	1.1		0.6	0.7
Fraktion 200-600 µm	%	2.0	6.8	1.1	3.0	2.3	0.7
Fraktion 100-200 µm	%	1.5	12.3	4.5	3.7	1.8	2.9
Fraktion 63-100 µm	%	2.0	5.5	3.4		2.3	5.9
Fraktion 20-63 µm	%	12.4	14.2	6.8	10.1	14.6	9.6
Fraktion <20µm	%	81.7	59.8	83.0	79.7	78.4	79.4
Fraktion <63 µm	%	94.1	74.0	89.8	89.8	93.0	89.0
Fraktion <100 µm	%	96.1	79.5	93.2	89.8	95.3	94.9
TOC	% TS	3.0	2.7	2.7	3.5	2.9	2.5
Glühverlust 550°C	% TS	n.b.	14.0	n.b.	21.0	n.b.	n.b.
GV/TOC			5.2		6.0		
Arsen <20µm	mg/kg TS	15	15	n.b.	12	13	n.b.
Blei <20µm	mg/kg TS	38	35	n.b.	31	36	n.b.
Cadmium <20µm	mg/kg TS	0.2	0.2	n.b.	0.2	0.2	n.b.
Chrom <20µm	mg/kg TS	70	75	n.b.	59	68	n.b.
Kupfer <20µm	mg/kg TS	21	18	n.b.	25	26	n.b.
Nickel <20µm	mg/kg TS	34	32	n.b.	31	34	n.b.
Quecksilber <20µm	mg/kg TS	0.2	0.2	n.b.	0.1	0.2	n.b.
Zink <20µm	mg/kg TS	133	128	n.b.	114	127	n.b.
Organika in Fraktion < 63 µm							
PCB Nr. 28	µg/kg TS	0.52	0.58	0.81	0.31	0.63	0.37
PCB Nr. 52	µg/kg TS	0.26	0.35	0.42	0.18	0.28	0.24
PCB Nr.101	µg/kg TS	0.55	0.54	1.34	0.45	0.49	0.65
PCB Nr.118	µg/kg TS	0.41	0.39	0.97	0.61	0.29	0.34
PCB Nr.138	µg/kg TS	0.68	0.85	1.67	1.45	0.68	0.90
PCB Nr.153	µg/kg TS	1.02	1.01	2.00	1.67	0.78	0.96
PCB Nr.180	µg/kg TS	0.37	0.28	0.63	0.97	0.31	0.27
PCB7 Summe	µg/kg TS	3.82	4.01	7.85	5.63	3.47	3.72
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	0.33	0.14	<0.1	<0.1	0.15	<0.1
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0.53	0.46	0.41	0.20	0.44	0.20
alpha-HCH	µg/kg TS	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
gamma-HCH	µg/kg TS	0.18	<0.1	0.31	<0.1	0.20	0.22
op-DDD	µg/kg TS	0.23	0.49	0.88		0.25	0.37
pp-DDD	µg/kg TS	0.67	0.54	0.95	0.35	0.59	0.47
op-DDE	µg/kg TS	<0.1	<0.1	<0.1		<0.1	<0.1
pp-DDE	µg/kg TS	0.47	0.35	0.36	0.38	0.42	0.38
op-DDT	µg/kg TS	<0.1	<0.1	<0.1		0.15	<0.1
pp-DDT	µg/kg TS	0.17	<0.1	<0.1	<0.1	0.46	0.57
Summe pp-DDX	µg/kg TS	1.31	0.99	1.40	0.82	1.47	1.43
Summe DDX	µg/kg TS	1.74	1.68	2.48		1.97	2.00
Hexachlorbutadien	µg/kg TS	0.17	<0.1	0.31	<0.1	<0.1	<0.1
Naphthalin	mg/kg TS	0.06	0.08	0.07	0.05	0.05	0.07
Acenaphtylen	mg/kg TS	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01
Acenaphten	mg/kg TS	0.02	0.02	0.01	<0.01	0.01	0.01
Fluoren	mg/kg TS	0.03	0.02	0.02	<0.01	0.03	0.01
Phenanthren	mg/kg TS	0.12	0.08	0.09	0.04	0.10	0.06
Anthracen	mg/kg TS	0.02	0.02	0.01	0.01	0.02	<0.01
Fluoranthen	mg/kg TS	0.12	0.12	0.11	0.06	0.11	0.07
Pyren	mg/kg TS	0.09	0.09	0.08	0.04	0.07	0.05
Benz(a)anthracen	mg/kg TS	0.04	0.04	0.04	0.02	0.04	0.02
Chrysen	mg/kg TS	0.05	0.05	0.04	0.02	0.04	0.03
Benz(a)pyren	mg/kg TS	0.05	0.02	0.02	0.02	0.04	<0.01
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	0.10	0.08	0.08	0.05	0.08	0.04
Benzo(k)fluoranthen	mg/kg TS	0.04	0.03	0.03	0.02	0.04	0.08
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	mg/kg TS	0.07	0.02	0.03	0.05	0.05	0.01
Benzo(ghi)perylen	mg/kg TS	0.07	0.07	0.07	0.04	0.05	0.04
PAK TVO Summe	mg/kg TS	0.44	0.35	0.33	0.24	0.38	0.23
PAK EPA Summe	mg/kg TS	0.90	0.77	0.73	0.47	0.76	0.53

Tabelle A 33 A OSPAR-Bewertungskriterien und Ergebnisse der Beprobungen 2019 und 2020 im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3. Grau hinterlegte Zahlen kennzeichnen eine Überschreitung der EAC/ERL-Werte. Die Gehalte der Schwermetalle und PAKs beziehen sich auf den Anteil der Fraktion < 2 mm. Organische Schadstoffgehalte (PCB) sind auf 2,5 Gew.-% TOC normiert und ebenfalls in der Fraktion < 2 mm gemessen.

			September 2019			
Parameter	Einheit		Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraktion		ERL				
Blei	mg/kg	47	25	22	20	19
Cd	mg/kg	1.2	0.5	0.3	0.2	0.1
Quecksilber	mg/kg	0.15	0.24	0.15	0.12	0.08
Polyzyklische Aromaten		ERL				
Naphthalin	mg/kg	0.16	0.03	0.03	0.03	0.02
Phenanthren	mg/kg	0.24	0.06	0.04	0.04	0.11
Anthracen	mg/kg	0.085	0.02	0.013	0.014	0.032
Fluoranthren	mg/kg	0.6	0.1	0.1	0.1	0.1
Pyren	mg/kg	0.665	0.079	0.052	0.045	0.103
Benzo(a)anthracen	mg/kg	0.261	0.041	0.029	0.018	0.054
Chrysen	mg/kg	0.384	0.044	0.029	0.025	0.071
Benzo(a)pyren	mg/kg	0.43	0.04	0.03	0.03	0.05
Benzo(ghi)perylene	mg/kg	0.085	0.053	0.041	0.04	0.05
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0.24	0.06	0.05	0.05	0.05
Polychlorierte Biphenyle		EAC				
PCB 28	µg/kg	1.7	0.6	0.7	0.7	0.3
PCB 52	µg/kg	2.7	0.4	0.4	0.5	0.2
PCB 101	µg/kg	3	1.1	1.0	1.2	0.5
PCB 118	µg/kg	0.6	0.7	0.8	0.8	0.4
PCB 138	µg/kg	7.9	1.7	1.7	2.0	0.7
PCB 153	µg/kg	40	2.3	2.2	2.5	1.2
PCB 180	µg/kg	12	1.3	1.2	1.5	0.4

			September 2020			
Parameter	Einheit		Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraktion		ERL				
Blei	mg/kg	47	25	25	18	17
Cd	mg/kg	1.2	0.5	0.3	0.2	0.2
Quecksilber	mg/kg	0.15	0.26	0.18	0.12	0.08
Polyzyklische Aromaten		ERL				
Naphthalin	mg/kg	0.16	0.03	0.02	0.02	0.01
Phenanthren	mg/kg	0.24	0.05	0.03	0.03	0.02
Anthracen	mg/kg	0.085	0.018	0.014	0.013	0.011
Fluoranthren	mg/kg	0.6	0.1	0.1	0.1	0
Pyren	mg/kg	0.665	0.066	0.042	0.041	0.029
Benzo(a)anthracen	mg/kg	0.261	0.04	0.026	0.024	0.017
Chrysen	mg/kg	0.384	0.041	0.025	0.023	0.017
Benzo(a)pyren	mg/kg	0.43	0.04	0.03	0.03	0.02
Benzo(ghi)perylene	mg/kg	0.085	0.045	0.036	0.033	0.024
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0.24	0.05	0.04	0.04	0.03
Polychlorierte Biphenyle		EAC				
PCB 28	µg/kg	1.7	0.7	0.7	0.6	0.5
PCB 52	µg/kg	2.7	0.5	0.5	0.4	0.3
PCB 101	µg/kg	3	1.3	1.3	1.0	0.8
PCB 118	µg/kg	0.6	0.8	1.1	0.7	0.7
PCB 138	µg/kg	7.9	1.9	1.7	1.4	1.0
PCB 153	µg/kg	40	2.4	2.4	2.0	1.4
PCB 180	µg/kg	12	1.2	1.0	0.9	0.5

Tabelle A 33 B UQN-Bewertungskriterien und Ergebnisse der Sedimentbeprobungen 2019/2020 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 %

Bezeichnung	Einheit	OGewV 2016 UQN	September 2019			Referenz
			Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	
Schwermetalle						
< 20 µm						
Arsen	mg/kg	40	25.7	23.1	27	24
Chrom	mg/kg	640	69.4	65.3	58	50
Kupfer	mg/kg	160	40.9	33.2	34	24
Zink	mg/kg	800	297	233	209	128
< 2 mm						
PCB 28	µg/kg	20	0.34	0.30	0.45	0.16
PCB 52	µg/kg	20	0.25	0.19	0.34	0.11
PCB 101	µg/kg	20	0.63	0.46	0.62	0.25
PCB 118	µg/kg	20	0.40	0.35	0.50	0.21
PCB 138	µg/kg	20	0.96	0.78	1.23	0.33
PCB 153	µg/kg	20	1.27	1.01	1.56	0.55
PCB 180	µg/kg	20	0.70	0.56	1.01	0.18
Dibutylzinn	µg/kg	100	4.2	2.1	1.2	<1
Tetrabutylzinn	µg/kg	40	<1.2	<1	<1	<1
Triphenylzinn	µg/kg	20	<1.2	<1	<1	<1

Bezeichnung	Einheit	OGewV 2016 UQN	September 2020			Referenz
			Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	
Schwermetalle						
< 20 µm						
Arsen	mg/kg	40	25.4	22.5	26.0	21.5
Chrom	mg/kg	640	60.6	61.6	53.8	48.3
Kupfer	mg/kg	160	34.0	30.2	26.3	22.3
Zink	mg/kg	800	272	223	187	151
< 2 mm						
PCB 28	µg/kg	20	0.39	0.36	0.28	0.19
PCB 52	µg/kg	20	0.26	0.25	0.20	0.10
PCB 101	µg/kg	20	0.73	0.71	0.51	0.29
PCB 118	µg/kg	20	0.48	0.57	0.37	0.23
PCB 138	µg/kg	20	1.09	0.88	0.58	0.37
PCB 153	µg/kg	20	1.39	1.21	0.90	0.50
PCB 180	µg/kg	20	0.69	0.50	0.36	0.17
Dibutylzinn	µg/kg	100	4.0	2.2	1.3	<1
Tetrabutylzinn	µg/kg	40	<1.1	<1	<1	<1
Triphenylzinn	µg/kg	20	<1	<1	<1	<1

Tabelle A 34 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)			2019						
			Verbringzentren	1-km	2 km	3 km	Referenz 1	Referenz 2	Referenz 3
		LMHG							
Quecksilber	µg/kg TS	2500	490	583	647	626	1008	898	512
Cadmium	µg/kg TS	5000	2475	2728	2768	2678	2838	3436	3039
Blei	mg/kg TS	7,5	1,2	1,1	0,7	0,7	0,4	0,4	0,5
		EAC passive							
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,8	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,7	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB101	µg/kg TS	6	1,5	1,5	0,7	0,8	0,8	0,6	0,6
PCB118	µg/kg TS	1,2	11,8	11,1	9,3	9,8	11,8	12,4	6,0
PCB138	µg/kg TS	15,8	32,7	30,1	27,5	31,5	36,2	30,5	19,0
PCB153	µg/kg TS	80	53,3	50,1	48,2	56,9	66,2	52,7	33,4
PCB180	µg/kg TS	24	12,4	13,7	12,6	15,6	14,9	12,6	8,5
TBT (OZK)	µg/kg TS	12	1,5	1,2	1,1	1,0	1,0	1,1	1,1
		UQN							
Quecksilber	µg/kg FG	20	105	119	130	125	211	171	111
HCB	µg/kg FG	10	0,9	0,4	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
Fluoranthen	µg/kg FG	30	2,2	2,1	2,1	2,1	2,1	2,0	2,2
Benz(a)pyren	µg/kg FG	5	2,2	2,1	2,1	2,1	2,1	2,0	2,2

Wellhornschnecke (Buccinum undatum)			2020						
			Verbringzentren	1-km	2 km	3 km	Referenz 1	Referenz 2	Referenz 3
		LMHG							
Quecksilber	µg/kg TS	2500	327	408	459	491	846	717	601
Cadmium	µg/kg TS	5000	1408	1661	1829	1908	2983	3188	2669
Blei	mg/kg TS	7,5	1,1	1,4	0,9	0,8	0,4	0,5	0,5
		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	0,6	0,5	0,5	0,5
PCB101	µg/kg TS	6	0,8	0,9	0,7	0,9	0,6	0,6	0,6
PCB118	µg/kg TS	1,2	7,0	7,4	6,7	9,0	7,5	7,3	6,9
PCB138	µg/kg TS	15,8	19,3	24,0	20,2	26,0	28,0	33,5	22,3
PCB153	µg/kg TS	80	33,4	38,4	34,8	47,8	51,5	59,0	41,4
PCB180	µg/kg TS	24	8,3	8,1	6,9	9,2	8,5	11,2	7,6
TBT (OZK)	µg/kg TS	12	1,2	1,6	1,3	1,4	1,1	1,0	1,1
		UQN							
Quecksilber	µg/kg FG	20	73	90	104	120	182	137	124
HCB	µg/kg FG	10	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Fluoranthen	µg/kg FG	30	2,2	2,2	2,3	2,4	2,2	2,0	2,1
Benzo(a)pyren	µg/kg FG	5	2,2	2,2	2,3	2,4	2,2	2,0	2,1

Tabelle A 35 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			2019				
			1-km	1,5-km	2-km	6-km	Ref
		EAC					
Phenanthren	mg/kg TS	1,7	0,04	0,03	0,04	0,03	0,02
Anthracene	mg/kg TS	0,29	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02
Fluoranthen	mg/kg TS	0,11	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02
Pyren	mg/kg TS	0,1	0,23	0,24	0,27	0,27	0,23
Benzo(a)anthracen	mg/kg TS	0,08	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
Benz(a)pyren	mg/kg TS	0,6	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01
Benzo(ghi)perylen	mg/kg TS	0,11	0,03	0,03	0,03	0,02	0,01
		UQN					
Quecksilber	µg/kg FG	20	104	95	93	79	88
HCB	µg/kg FG	10	0,07	0,04	0,03	0,01	0,01
Fluoranthen	µg/kg FG	30	5,3	3,9	4,5	2,3	2,4
Benzo(a)pyren	µg/kg FG	5	3,2	2,2	2,5	1,3	1,2

Abra alba			2019				
			1-km	1,5-km	2-km	6-km	Ref
		LMHG					
Quecksilber	µg/kg TS	2500	722	688	628	627	602
Cadmium	µg/kg TS	5000	748	560	498	418	332
Blei	mg/kg TS	7,5	14,2	8,0	8,2	6,1	5,5
		EAC passive					
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,3	0,2	0,3	0,1	0,1
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1
PCB101	µg/kg TS	6	1,1	1,0	0,7	0,4	0,3
PCB118	µg/kg TS	1,2	0,6	0,5	0,4	0,3	0,3
PCB138	µg/kg TS	15,8	2,6	2,3	1,5	1,0	0,8
PCB153	µg/kg TS	80	4,4	4,2	3,0	2,3	1,8
PCB180	µg/kg TS	24	1,9	1,6	1,1	0,7	0,5

Abra alba			2020				
			1-km	1,5-km	2-km	6-km	Ref
		EAC					
Phenanthren	mg/kg TS	1,7	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01
Anthracene	mg/kg TS	0,29	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00
Fluoranthen	mg/kg TS	0,11	0,03	0,03	0,03	0,04	0,02
Pyren	mg/kg TS	0,1	0,24	0,23	0,24	0,27	0,28
Benzo(a)anthracen	mg/kg TS	0,08	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01
Benz(a)pyren	mg/kg TS	0,6	0,02	0,02	0,02	0,03	0,01
Benzo(ghi)perylen	mg/kg TS	0,11	0,02	0,02	0,02	0,03	0,01
		UQN					
Quecksilber	µg/kg FG	20	70	83	73	86	73
HCB	µg/kg FG	10	0,05	0,04	0,03	0,03	0,02
Fluoranthen	µg/kg FG	30	3,6	4,5	3,9	7,0	2,7
Benzo(a)pyren	µg/kg FG	5	2,3	2,7	2,4	3,4	1,2

Abra alba			2020				
			1-km	1,5-km	2-km	6-km	Ref
		LMHG					
Quecksilber	µg/kg TS	2500	490	532	503	540	497
Cadmium	µg/kg TS	5000	570	617	539	544	385
Blei	mg/kg TS	7,5	12,7	12,2	9,4	9,9	7,5
		EAC passive					
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1
PCB101	µg/kg TS	6	1,1	0,8	0,9	0,7	0,5
PCB118	µg/kg TS	1,2	0,6	0,5	0,5	0,5	0,4
PCB138	µg/kg TS	15,8	2,0	1,8	2,0	1,3	1,2
PCB153	µg/kg TS	80	4,3	3,7	3,8	2,8	2,5
PCB180	µg/kg TS	24	1,8	1,6	1,8	0,9	0,7

Tabelle A 36 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 (<i>Limanda limanda</i>)		LMHG	2019			
			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
Quecksilber_Muskel	µg/kg FG	500	174	128	168	172
Cadmium_Leber	µg/kg FG	1000	165	147	169	189
Blei_Leber	µg/kg FG	1500	37	33	31	31
		EAC passive				
PCB28_Leber	µg/kg Lipid	64	4	4	4	6
PCB52_Leber	µg/kg Lipid	108	8	8	6	9
PCB101_Leber	µg/kg Lipid	120	37	36	31	39
PCB118_Leber	µg/kg Lipid	24	48	46	45	53
PCB138_Leber	µg/kg Lipid	316	85	98	103	113
PCB153_Leber	µg/kg Lipid	1600	178	176	160	203
PCB180_Leber	µg/kg Lipid	480	38	41	24	49
		UQN				
Quecksilber (Muskel)	µg/kg FG	20	174	128	168	172
Quecksilber (Leber)	µg/kg FG	20	112	91	111	124
HCB (Leber)	µg/kg FG	10	1,4	2,0	1,3	1,4

Kliesche (<i>Limanda limanda</i>)		LMHG	2020			
			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
Quecksilber_Muskel	µg/kg FG	500	174	176	198	174
Cadmium_Leber	µg/kg FG	1000	172	178	230	158
Blei_Leber	µg/kg FG	1500	33	33	31	33
		EAC passive				
PCB28_Leber	µg/kg Lipid	64	10	11	9	8
PCB52_Leber	µg/kg Lipid	108	12	13	9	10
PCB101_Leber	µg/kg Lipid	120	49	43	41	35
PCB118_Leber	µg/kg Lipid	24	58	56	60	49
PCB138_Leber	µg/kg Lipid	316	141	135	131	104
PCB153_Leber	µg/kg Lipid	1600	233	206	230	182
PCB180_Leber	µg/kg Lipid	480	68	47	49	39
		UQN				
Quecksilber (Muskel)	µg/kg FG	20	174	176	198	174
Quecksilber (Leber)	µg/kg FG	20	101	105	119	100
HCB (Leber)	µg/kg FG	10	1,6	2,0	1,7	1,6

Kliesche (Limanda limanda) Muskel		neue UQN 2018-2010				
		UQN	1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
PFOS_2018	µg/kg FG	9,1	<BG	<BG	<BG	<BG
BDE Summe 6_2018	ng/kg FG	8,5	45	30	26	26
Heptachlor_2018	µg/kg FG	0,0067	0,007	0,006	0,006	0,004
PFOS_2019	µg/kg FG	9,1	-	-	-	-
BDE Summe 6_2019	ng/kg FG	8,5	23	48	40	49
Heptachlor_2019	µg/kg FG	0,0067	0,012	0,028	0,025	0,028
PFOS_2020	µg/kg FG	9,1	-	-	-	-
BDE Summe 6_2020	ng/kg FG	8,5	126	74	159	84
Heptachlor_2020	µg/kg FG	0,0067	0,064	0,055	0,090	0,073

Tabelle A 37 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	2019			
			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
Quecksilber_Muskel	µg/kg FG	500	27	27	23	38
Cadmium_Leber	µg/kg FG	1000	-	-	-	-
Blei_Leber	µg/kg FG	1500	-	-	-	-
		EAC passive				
PCB28_Leber	µg/kg Lipid	64	5	8	5	7
PCB52_Leber	µg/kg Lipid	108	15	17	11	14
PCB101_Leber	µg/kg Lipid	120	44	83	54	68
PCB118_Leber	µg/kg Lipid	24	59	61	48	56
PCB138_Leber	µg/kg Lipid	316	191	219	155	200
PCB153_Leber	µg/kg Lipid	1600	359	395	275	345
PCB180_Leber	µg/kg Lipid	480	152	178	81	144
		UQN				
Quecksilber (Muskel)	µg/kg FG	20	27	27	23	38
Quecksilber (Leber)	µg/kg FG	20	-	-	-	-
HCB (Leber)	µg/kg FG	10	1,0	1,3	0,6	1,0

Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>)		LMHG	2020			
			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
Quecksilber_Muskel	µg/kg FG	500	21	26	31	30
Cadmium_Leber	µg/kg FG	1000	-	-	-	-
Blei_Leber	µg/kg FG	1500	-	-	-	-
		EAC passive				
PCB28_Leber	µg/kg Lipid	64	6	3	5	4
PCB52_Leber	µg/kg Lipid	108	5	3	4	4
PCB101_Leber	µg/kg Lipid	120	11	10	20	17
PCB118_Leber	µg/kg Lipid	24	37	15	24	21
PCB138_Leber	µg/kg Lipid	316	31	29	57	44
PCB153_Leber	µg/kg Lipid	1600	44	43	94	69
PCB180_Leber	µg/kg Lipid	480	6	7	21	12
		UQN				
Quecksilber (Muskel)	µg/kg FG	20	21	26	31	30
Quecksilber (Leber)	µg/kg FG	20	-	-	-	-
HCB (Leber)	µg/kg FG	10	1,3	0,8	0,3	0,4

Tabelle A 38 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)			2019					
			Gebiet 1	Gebiet 2	Gebiet 2b	Gebiet 3	Gebiet 4	Gebiet 5
		LMHG						
Quecksilber	µg/kg TS	2500	236	283	203	256	224	229
Cadmium	µg/kg TS	5000	142	40	63	85	83	90
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	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB153	µg/kg TS	80	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB180	µg/kg TS	24	1,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Nordseegarnele (Crangon crangon)			2020					
			Gebiet 1	Gebiet 2	Gebiet 2b	Gebiet 3	Gebiet 4	Gebiet 5
		LMHG						
Quecksilber	µg/kg TS	2500	150	246	203	255	233	194
Cadmium	µg/kg TS	5000	105	39	22	17	33	52
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	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB153	µg/kg TS	80	1,2	0,9	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB180	µg/kg TS	24	2,1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Tabelle A 39 Physikalische und chemische Messdaten aus der Wasserphase, Oberfläche

Station	Datum	Secchi Tiefe [m]	Tiefe Probe [m]	Temperatur [°C]	Salzgehalt [-]	SiO ₄ [µmol/l]	PO ₄ [µmol/l]	NO ₂ [µmol/l]	NO ₃ [µmol/l]	NO _x [µmol/l]	NH ₄ [µmol/l]	pH
Elbe_I	05.06.2019	7,50	0,1	13,50	32,467	1,79	0,15	0,21	3,14	3,34	0,56	8,14
Elbe_II	05.06.2019	5,0	0,56	13,80	31,566	0,28	0,04	0,17	1,64	1,81	0,81	8,30
E3	05.06.2019	6,5	0,39	14,10	32,287	0,01	0,05	0,18	3,53	3,70	0,01	8,30
Elbe_III	05.06.2019	4,5	0,26	14,50	31,249	0,01	0,03	0,09	3,18	3,28	0,70	8,24
Elbe_IV	05.06.2019	4,5	1,1	14,20	31,864	0,01	0,12	0,12	1,23	1,35	0,01	8,33
Elbe_I	03.07.2019	5,50	1,51	16,10	31,974	4,01	0,44	0,17	2,90	3,06	1,69	8,14
Elbe_II	03.07.2019	3,5	0,86	17,20	31,066	5,53	0,47	0,20	2,29	2,49	1,88	8,18
E3	03.07.2019	4,0	1,41	17,00	31,298	2,12	0,54	0,13	2,83	2,97	0,01	8,17
Elbe_III	03.07.2019	2,5	2,07	17,80	30,739	2,81	0,54	0,11	2,63	2,74	1,24	8,14
Elbe_IV	03.07.2019	2,0	1,05	17,80	31,410	7,75	2,12	0,46	3,40	3,85	0,25	8,13
Elbe_I	07.08.2019	5,50	0,89	17,90	32,807	3,54	0,13	0,03	0,07	0,10	0,41	8,02
Elbe_II	07.08.2019	3,5	0,86	18,30	32,960	6,16	0,67	0,09	0,01	0,10	0,75	7,70
E3	07.08.2019	3,5	0,84	18,50	32,094	4,56	0,86	0,16	6,96	7,12	1,02	7,86
Elbe_III	07.08.2019	2,5	0,91	19,10	31,827	5,97	0,86	0,08	0,02	0,10	1,43	7,88
Elbe_IV	07.08.2019	2,0	0,8	19,10	32,131	5,63	0,81	0,17	0,01	0,10	1,67	7,92
Elbe_I	04.09.2019	3,50	1,09	18,80	32,969	7,79	0,25	0,16	0,41	0,57	0,10	8,94
Elbe_II	04.09.2019	1,5	1,26	19,30	32,592	8,78	0,52	0,13	0,01	0,10	0,78	8,93
E3	04.09.2019	2,0	1,44	19,20	32,812	10,51	0,60	0,16	0,01	0,10	0,83	8,97
Elbe_III	04.09.2019	1,0	2,01	19,30	32,537	9,27	0,74	0,12	0,01	0,10	0,21	8,94
Elbe_IV	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Elbe_I	04.08.2020	2,0	0,77	18,30	31,516	2,53	0,24	0,18	0,37	0,55	0,71	8,37
Elbe_II	04.08.2020	2,5	1,2	18,40	31,230	2,64	0,36	0,08	0,02	0,10	0,01	8,40
E3	04.08.2020	2,5	1,1	18,70	31,218	2,49	0,34	0,13	0,10	0,11	0,01	8,46
Elbe_III	04.08.2020	2	1,2	18,60	31,444	3,30	0,46	0,20	0,44	0,64	0,37	8,33
Elbe_IV	04.08.2020	2	1,4	18,70	31,600	2,53	0,33	0,23	0,35	0,58	0,06	8,35

Tabelle A 40 Physikalische und chemische Messdaten aus der Wasserphase, Bodennähe

Station	Datum	Tiefe Probe [m]	Temperatur [°C]	Salzgehalt [-]	SiO ₄ [µmol/l]	PO ₄ [µmol/l]	NO ₂ [µmol/l]	NO ₃ [µmol/l]	NO _x [µmol/l]	NH ₄ [µmol/l]	pH [-]
Elbe_I	05.06.2019	53,1	10,90	33,153	0,17	0,08	0,17	3,06	3,23	0,40	8,24
Elbe_II	05.06.2019	23,7	11,60	32,651	0,15	0,62	0,13	1,98	2,11	0,47	8,32
E3	05.06.2019	24,8	11,60	32,604	1,57	0,22	0,25	5,69	5,94	0,01	8,30
Elbe_III	05.06.2019	19,5	12,20	32,048	0,43	0,10	0,15	2,88	3,03	0,68	8,12
Elbe_IV	05.06.2019	17,5	13,90	31,923	0,01	0,24	0,13	2,12	2,25	0,39	8,15
Elbe_I	03.07.2019	51,4	14,50	32,920	3,16	0,36	0,16	2,44	2,60	5,01	8,12
Elbe_II	03.07.2019	22,9	15,60	32,422	6,77	0,75	0,15	2,84	2,99	3,27	8,05
E3	03.07.2019	26,3	15,40	32,885	5,40	0,39	0,20	2,21	2,42	0,72	8,11
Elbe_III	03.07.2019	17,2	16,40	32,171	6,68	0,97	0,21	1,90	2,10	3,39	8,06
Elbe_IV	03.07.2019	20,5	16,80	32,462	7,97	0,70	0,28	0,50	0,78	0,48	8,16
Elbe_I	07.08.2019	52,2	16,70	32,892	4,31	0,26	0,07	0,03	0,10	1,73	7,93
Elbe_II	07.08.2019	24,7	17,40	33,561	7,48	0,69	0,06	0,04	0,10	1,02	7,82
E3	07.08.2019	26,9	16,90	32,653	6,22	0,94	0,12	0,05	0,17	3,21	7,79
Elbe_III	07.08.2019	19,8	18,60	32,052	7,50	0,93	0,01	0,09	0,10	4,07	7,89
Elbe_IV	07.08.2019	19,5	19,00	32,160	5,05	0,63	0,18	0,01	0,10	1,32	7,91
Elbe_I	04.09.2019	52,7	18,80	32,989	8,10	0,23	0,15	0,71	0,87	0,07	8,99
Elbe_II	04.09.2019	24,3	19,20	32,605	8,03	0,53	0,12	2,66	2,79	0,67	8,94
E3	04.09.2019	22,7	19,10	32,862	14,19	0,68	0,20	0,01	0,10	0,83	8,95
Elbe_III	04.09.2019	17,2	19,30	32,548	9,26	0,58	0,13	0,01	0,10	0,25	8,94
Elbe_IV	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Elbe_I	04.08.2020	49,61	17,00	32,639	6,22	0,25	0,09	1,12	1,21	0,59	8,32
Elbe_II	04.08.2020	25,03	17,40	32,234	5,91	0,50	0,12	0,63	0,76	1,06	8,29
E3	04.08.2020	24,51	17,60	32,416	6,38	0,46	0,13	0,96	1,09	1,68	8,29
Elbe_III	04.08.2020	19,29	18,20	31,706	5,55	0,61	0,24	1,32	1,56	2,26	8,28
Elbe_IV	04.08.2020	20,92	18,50	32,158	3,53	0,46	0,08	0,01	0,10	0,12	8,35

Tabelle A 41 Wattmessstellen Schleswig-Holstein (2019 und 2020 im Vergleich zu 2007 bis 2018 (alle Parameter) und zur regionalen Hintergrundbelastung (nur Schwermetalle))

		Holmer Siel	Wesselb. Loch	Tüml.Bucht	Pellworm	SH*	Hintergrund SH*
		2019 und 2020	2019 und 2020	2019 und 2020	2019 und 2020	2007 bis 2018	2000 - 2005
		n=8	n=6	n=8	n=8	n=112	n=20
Parameter		Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert
		Min - Max	Min - Max				
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	76	34	87	63	48	
		59 - 85,4	15 - 63,7	79,8 - 91	41 - 88,9	8,7 - 92	
Schwermetalle in Fraktion < 20 µm							
Arsen	mg/kg TS	27	26	29	24	29	24
		25 - 28	24 - 28	26 - 32	21 - 26	18 - 56	10 - 41
Blei	mg/kg TS	46	58	53	44	55	55
		40 - 57	50 - 68	49 - 60	40 - 50	39 - 92	9 - 99
Cadmium	mg/kg TS	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,6
		0,2 - 0,5	0,2 - 0,4	0,2 - 0,4	0,3 - 0,4	0,2 - 0,7	0,1 - 1,4
Chrom	mg/kg TS	67	62	71	66	74	115
		61 - 73	48 - 83	62 - 80	61 - 71	37 - 123	55 - 200
Kupfer	mg/kg TS	25	26	25	25	28	19
		20 - 39	17 - 34	20 - 34	19 - 34	16 - 60	8 - 31
Nickel	mg/kg TS	31	32	33	32	34	41
		28 - 35	28 - 36	29 - 36	29 - 34	26 - 56	25 - 58
Quecksilber	mg/kg TS	0,2	0,2	0,2	0,2	0,30	0,28
		0,2 - 0,4	0,2 - 0,3	0,2 - 0,5	0,2 - 0,4	0,1 - 1,1	0,04 - 0,56
Zink	mg/kg TS	161	185	175	157	186	155
		143 - 187	153 - 204	155 - 197	142 - 181	132 - 354	20 - 320
Mineralöl	mg/kg TS	22	22	49	27	31	
		20 - 30	20 - 27	30 - 77	20 - 41	<20 - 87	
PAK Sum16 gBG	mg/kg TS	0,22	0,20	0,55	0,32	0,28	
		0,16 - 0,42	0,16 - 0,36	0,51 - 0,62	0,18 - 0,47	0,16 - 0,71	
PCB Sum7 gBG	mg/kg TS	1,06	1,28	3,35	1,74	1,99	
		0,75 - 1,34	0,78 - 1,83	2,65 - 4,0	1,05 - 2,89	0,7 - 3,38 (15,38)'	
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 - <0,05	<0,05 - <0,05	<0,05 - <0,11	
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 - <0,1	
p,p'-DDE	µg/kg TS	<0,1	0,11	0,29	0,14	0,21	
		<0,1 - <0,1	<0,1 - 0,15	0,26 - 0,34	<0,1 - 0,22	<0,1 - <0,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	0,15	0,18	0,77	0,35	0,28	
		<0,1 - 0,34	<0,1 - 0,37	0,4 - 1,2	<0,1 - 1,2	<0,1 - 0,9	
p,p'-DDT	µg/kg TS	<0,1	<0,1	0,11	0,11	0,20	
		<0,1 - <0,1	<0,1 - <0,1	<0,1 - 0,11	<0,1 - 0,2	<0,1 - 0,84	
PeCB	µg/kg TS	<0,1	<0,1	0,20	0,11	0,19	
		<0,1 - <0,1	<0,1 - <0,1	0,17 - 0,27	<0,1 - 0,16	<0,1 - <0,5	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,12	0,13	0,47	0,20	0,25	
		<0,1 - 0,17	<0,1 - 0,23	0,4 - 0,52	0,11 - 0,37	<0,1 - 0,93	
Monobutylzinn	µg OZK/kg TS	1,1	1,1	3,2	1,7	1,6	
		<1 - 1,3	<1 - 1,3	1,9 - 4,8	<1 - 2,4	<1 - 1,1	
Dibutylzinn	µg OZK/kg TS	<1	<1	1,3	<1	1,3	
		<1 - <1	<1 - <1	1 - 1,6	<1 - <1	<1 - 1,7	
Tributylzinn	µg OZK/kg TS	1,0	<1	1,8	<1	1,2	
		<1 - 1,3	<1 - <1	1,2 - 2,6	<1 - <1	<1 - 3,7	
Normiert auf < 63 µm							
Mineralöl	mg/kg TS	29	76	56	44	74	
		23 - 42	38 - 133	38 - 89	26 - 77	<276 - 151	
PAK Summe 16	mg/kg TS	0,30	0,65	0,64	0,50	0,62	
		0,21 - 0,66	0,43 - 1,07	0,6 - 0,68	0,35 - 0,79	0,22 - 1,77	
PCB Sum7 gBG	µg/kg TS	1,41	4,21	3,84	2,78	4,40	
		1,02 - 1,65	2,77 - 5,65	3,1 - 4,4	1,6 - 3,63	1 - 5,65 (31,84)'	
alpha-HCH	µg/kg TS	<0,07	<0,18	<0,06	<0,08	<0,16	
		<0,06 - <0,08	<0,08 - <0,33	<0,05 - <0,06	<0,06 - <0,12	<0,55 - <0,05	
gamma-HCH	µg/kg TS	<0,07	<0,18	<0,06	<0,08	<0,15	
		<0,06 - <0,08	<0,08 - <0,33	<0,05 - <0,06	<0,06 - <0,12	<0,55 - <0,05	
p,p'-DDE	µg/kg TS	<0,13	0,38	0,30	0,21	0,50	
		<0,12 - <0,17	<0,24 - 0,67	0,13 - 0,37	<0,15 - 0,29	<2,76 - 0,67	
p,p'-DDD	µg/kg TS	0,20	0,54	0,78	0,49	0,62	
		<0,12 - 0,4	<0,3 - 0,89	0,13 - 1,34	<0,2 - 1,35	<2,76 - 1,35	
p,p'-DDT	µg/kg TS	<0,13	<0,36	0,12	0,19	0,49	
		<0,12 - <0,17	<0,16 - <0,67	<0,11 - 0,13	<0,11 - 0,34	<2,76 - 1,91	
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	<0,13	<0,36	0,22	0,18	0,47	
		<0,12 - <0,17	<0,16 - <0,67	0,13 - 0,3	<0,14 - 0,24	<2,76 - 0,67	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,16	0,41	0,48	0,31	0,57	
		<0,12 - 0,2	<0,25 - 0,67	0,13 - 0,58	0,22 - 0,42	<2,76 - 1,97	

* 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 bis 2005 (List, Oland, Südfall, Langeneß, Büsum)

PCBSum 7 ein "Ausreißer" im ersten Quartal 2008 Holmer Siel, diesen Wert in Klammern

Tabelle A 42 Wattmesstellen Niedersachsen (2019 und 2020 im Vergleich zu 2007 bis 2018 und zur regionalen Hintergrundbelastung (nur Schwermetalle))

Parameter		Cuxhaven	Cuxhaven	Cuxhaven	Harlesiel	Schillinghorn	Nds (Harl_Schill)	Hintergrund Nds
		2019 und 2020	2007 bis 2018	2002 - 2005	2019 und 2020	2019 und 2020	2007 bis 2018	2000 - 2005
		n = 13	n = 115*	n=18	n=4**	n=4***	n=60****	n=53
		Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	
		Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	64	67	73	12	24	21	
		30 - 100	23 - 97	60 - 94	1.5 - 33	3.3 - 35	0.2 - 77	
Schwermetalle in Fraktion < 20 µm								
Arsen	mg/kg TS	25	25	28	23	25	25	24
		21 - 29	17 - 34	22 - 36	20 - 25	21 - 31	7.9 - 82	13 - 40
Blei	mg/kg TS	58	63	78	45	49	56	58
		53 - 77	46 - 85	70 - 91	26 - 72	43 - 53	16 - 106	32 - 96
Cadmium	mg/kg TS	0.6	0.6	0.7	0.5	0.4	0.7	0.5
		0.4 - 1.8	0.4 - 1.4	0.3 - 0.9	0.2 - 0.9	0.2 - 0.6	0.1 - 2.4	0.2 - 1.0
Chrom	mg/kg TS	88	85	92	85	96	86	84
		75 - 99	52 - 109	71 - 124	61 - 100	85 - 120	17 - 150	61 - 96
Kupfer	mg/kg TS	30	36	37	24	21	31	20
		24 - 48	23 - 63	33 - 42	19 - 30	17 - 24	11 - 106	14 - 28
Nickel	mg/kg TS	39	39	46	33	37	39	32
		33 - 44	28 - 47	41 - 59	22 - 39	34 - 40	9.8 - 63	22 - 39
Quecksilber	mg/kg TS	0.41	0.63	0.74	0.21	0.20	0.32	0.26
		0.27 - 0.47	0.35 - 2.27	0.46 - 1.03	0.1 - 0.37	0.19 - 0.21	0.1 - 1.85	0.13 - 0.45
Zink	mg/kg TS	228	250	304	148	152	183	179
		183 - 465	171 - 370	260 - 411	100 - 208	134 - 188	45 - 348	110 - 250
Mineralöl	mg/kg TS	58	56		113	57	39	
		27 - 95	<50 - 160		25 - 200	23 - 120	<50 - 290	
PAK Sum16 gBG		0.55	0.63		0.22	0.18	0.30	
		0.31 - 1.15	0.2 - 2.4		0.16 - 0.31	0.16 - 0.21	0.01 - 1.8	
PCB Sum7 gBG		3.30	4.89		0.82	0.70	1.25	
		1.16 - 5.78	1.22 - 16.97 (XX)		0.35 - 1.34	0.35 - 1.08	0.05 - 12.7	
alpha-HCH	µg/kg TS	0.06	0.11		0.04	<0.05	0.05	
		<0.05 - 0.11	<0.1 - 0.44		<0.05 - <0.015	<0.05 - <0.05	<0.1 - 0.17	
gamma-HCH	µg/kg TS	0.08	0.09		0.06	<0.05	0.06	
		<0.05 - 0.35	<0.1 - 0.29		<0.05 - 0.09	<0.05 - <0.05	<0.1 - 0.36	
p,p'-DDE	µg/kg TS	0.51	0.80		0.07	<0.05	0.09	
		0.16 - 1.3	<0.5 - 3.5		<0.05 - 0.1	<0.05 - <0.05	<0.1 - 0.65	
p,p'-DDD	µg/kg TS	1.28	2.50		<0.06	0.05	0.16	
		0.19 - 4.4	0.08 - 12		<0.08 - <0.05	<0.05 - <0.05	<0.1 - 2.7	
p,p'-DDT	µg/kg TS	0.14	0.40		<0.06	0.05	0.06	
		<0.05 - 0.43	<0.5 - 3.8		<0.08 - <0.05	<0.05 - <0.05	<0.1 - 0.26	
PeCB	µg/kg TS	0.19	0.35		0.08	0.05	0.08	
		<0.05 - 0.53	<0.5 - 1.2		<0.05 - 0.13	<0.05 - <0.05	<0.1 - 0.49	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0.62	1.18		0.11	0.10	0.15	
		0.17 - 1.3	0.2 - 7.6		<0.05 - 0.16	<0.05 - <0.19	<0.1 - 1.2	
Monobutylzinn	µg OZK/kg TS	7.0	11.0		<1	1.0	2.0	
		1 - 17	2 - 29		<1 - <1	<1 - <1	<8.7 - 4.4	
Dibutylzinn	µg OZK/kg TS	2.4	4.2		<1	1.0	2.0	
		<1 - 4	<4.5 - 12		<1 - <1	<1 - <1	<6.4 - 8	
Tributylzinn	µg OZK/kg TS	5.5	10.0		<1	1.0	2.0	
		<1 - 12	2 - 27		<1 - <1	<1 - <1	<5 - 13	
Normiert auf < 63 µm								
Mineralöl		93	84		76	226	134	
		65 - 135	<185 - 260			66 - 524	<262 - 622	
PAK Summe 16		0.88	0.93		0.95	0.65	1.35	
		0.54 - 1.29	0.29 - 2.9			0.6 - 0.79	0.03 - 12	
PCB Sum7 gBG		5.12	7.17		2.35	2.77	4.45	
		2.99 - 6.59	1.78 - 20.8			1.8 - 4.7	0.12 - 29	
alpha-HCH		0.11	0.16		<0.15	<0.17	0.17	
		<0.17 - 0.16	<0.37 - 0.5			<0.22 - <0.14	<0.5 - 0.22	
gamma-HCH		0.13	0.14		<0.15	<0.17	0.20	
		<0.17 - 0.49	<0.4 - 0.43			<0.22 - <0.14	<0.5 - 0.66	
p,p'-DDE		0.79	1.16		<0.15	<0.17	0.33	
		0.37 - 1.84	<0.8 - 4.16			<0.22 - <0.14	<0.5 - 1.5	
p,p'-DDD		1.92	3.68		<0.15	<0.17	0.41	
		0.54 - 6.21	0.11 - 16.62			<0.22 - <0.14	<0.5 - 2.77	
p,p'-DDT		0.23	0.56		<0.15	<0.17	0.23	
		<0.14 - 0.88	<0.8 - 4.82			<0.22 - <0.14	<0.5 - 1.9	
Pentachlorbenzol		0.29	0.53		<0.15	<0.17	0.26	
		<0.14 - 0.75	<0.8 - 3.41			<0.22 - <0.14	<0.5 - 1.13	
Hexachlorbenzol		0.94	1.72		0.33	0.36	0.64	
		0.38 - 1.84	0.45 - 13.19			0.24 - 0.57	<0.5 - 8.5	

*Cuxhaven 2007-2018: n = 106 für organische Parameter

**Harlesiel 2019 und 2020: 4 Proben, davon 3 für organische Parameter, 1 für organische Parameter normiert

***Schillinghorn 2017 und 2018: 4 Proben, für Schwermetalle und für organische Parameter, 3 für organische Parameter normiert

****Nds 2007 bis 2016 n=56 für organische Parameter, n=44 für normierte Werte

Nds = Stationen Harlesiel und Schillinghorn von 2007 bis 2018

Hintergrund Niedersachsen = Daten von 9 Stationen des NLWKN aus dem Zeitraum 2000 bis 2005 (Spiekeroog, Borkum, Norderney, Jadebusen, Tettens, Cappel, Elisabethgroden, Leybucht, Dollart)

Erratum: Im E3-Jahresbericht der HPA 2017-2018 waren die Werte der organischen Schadstoffe im Gesamtgehalt für die niedersächsischen Wattmesstellen für 2007-2016 aufgrund eines falschen Zellbezugs nicht korrekt wiedergegeben, der Fehler ist hier für den Zeitraum 2007-2018 korrigiert

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 2016-2020 erfolgte eine Altersdatierung an allen auf Schadstoffgehalte untersuchten Tieren, die eine Mindestgröße von 15cm aufwiesen. 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, und seit 2016 mehrheitlich zwischen drei und fünf. Die im Mittel ältesten Tiere wurden im Jahr 2017 angetroffen. In den Jahren 2019 und 2020 wies die Mehrheit der Tiere wieder ein Alter zwischen drei und fünf Jahren auf. Im Jahr 2019 wurden zweijährige Tiere viermal, sechsjährige 23-mal und siebenjährige zweimal gefunden. Im Jahr 2020 wurden zweijährige achtmal, sechsjährige Tiere 21-mal und siebenjährige Tiere viermal gefunden. Von 2009 bis 2017 konnte eine fast stetige Zunahme der Alter der untersuchten Klieschen festgestellt werden. Seit 2016 ist die Altersstruktur in den einzelnen Jahren mit einem mittleren Alter um vier Jahren gut vergleichbar.

Die Altersstruktur zwischen den einzelnen Gebieten ist vergleichbar und unterscheidet sich nicht signifikant. Wie bereits für die Jahre zuvor ermittelt (E3-Jahresbericht HPA, 2015), zeigen die Leberproben in den Jahren 2019 und 2020 für Arsen, Cadmium, und Quecksilber einen moderaten statistisch signifikanten positiven Zusammenhang zum Alter. Im Jahr 2020 besteht außerdem ein schwach negativer Zusammenhang zwischen dem Alter der Klieschen dem Fettgehalt sowie den Parameter HCB, opDDD, ppDDD und opDDE. In den Muskeln besteht ein signifikanter Zusammenhang in den Jahren 2019 und 2020 nur mit Quecksilber.

Tabelle 2 Altersstruktur der Klieschen im Untersuchungsgebiet

Jahr	2009	2010	2011	2013	2014	2016	2017	2018	2019	2019	2020
Mittelwert Klieschenalter	2,9	2,6	2,8	3,2	3,7	4,0	4,6	4,2	3,9	4,4	4,1
Median Klieschenalter	3	2	3	3	4	4	5	4	4	5	4

Anlage A-3 Altersbestimmung an der Scholle

Eine Altersbestimmung wurde in den Jahren 2019 und 2020 an allen gefangenen Schollen mittels Gehörsteinen (Otolithen) durchgeführt, die eine Länge über 15 cm zeigten. Im Jahr 2019 waren das nur 40% der Schollen, im Jahr 2020 70% der gefangenen Schollen. Für Schollen, die kleiner/gleich 15cm lang waren, wurde ein Alter von einem Jahr eingesetzt. Die Mehrzahl der Tiere im Jahr 2019 war wie bereits im Jahr 2016 einjährig, 51 Tiere zweijährig und zwei Tiere dreijährig. Im Jahr 2020 war die Mehrheit der Tiere ein-zweijährig und 14 Tiere dreijährig. 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 (rund 90% der Fische sind ein- bis zwei-jährig), dem Zusammenführen von bis zu 19 Individuen zu einer Probe nicht abzuleiten.

Tabelle 2 Altersstruktur der Schollen im Untersuchungsgebiet

Jahr	2016	2017	2018	2019	2020
Mittelwert Schollennalter	1,5	1,3	1,2	1,3	1,5
Median Schollennalter	1	1	1	1	1

Glückstadt - Ostemündung (km 678 - 704 ≙ UG 5 der BwS)				
Jahr	Volumen unterhalb MTnw		Änderung z. Vorwert	Änd. z. Ø1999-2009
2016	DGM-W	594 Mio m ³	6,0 Mio m ³	13,1 Mio m ³
2010	DGM-W	588 Mio m ³	7,0 Mio m ³	7,1 Mio m ³
2009	A=60,2 Mio m ²	581 Mio m ³	1,1 Mio m ³	0,0 Mio m ³
2008		579 Mio m ³	-2,6 Mio m ³	-1,1 Mio m ³
2007		582 Mio m ³	-2,4 Mio m ³	1,5 Mio m ³
2006		585 Mio m ³	-3,5 Mio m ³	3,9 Mio m ³
2005		588 Mio m ³	8,7 Mio m ³	7,4 Mio m ³
2004	Ø 581 Mio m ³	579 Mio m ³	0,0 Mio m ³	-1,3 Mio m ³
2003	Ød=9,65 m	579 Mio m ³	0,8 Mio m ³	-1,3 Mio m ³
2002		578 Mio m ³	-8,5 Mio m ³	-2,1 Mio m ³
2001		587 Mio m ³	11,1 Mio m ³	6,4 Mio m ³
2000		576 Mio m ³	4,0 Mio m ³	-4,7 Mio m ³
1999		572 Mio m ³		

Wasserkörpervolumen unterhalb MTnw*

