



Biologisches monitoring P0 Eems

Zwischenbericht Daten Frühjahr und Herbst 2020, 2021 und 2022

Autor(en): J.A. Craeymeersch, A. Hamer

Wageningen University &
Research Bericht C012A/23

Biologisches Monitoring P0 Ems

Zwischenbericht Daten Frühjahr und Herbst 2020, 2021 und 2022

Autor(en): J. A. Craeymeersch, A. Hamer

Originaltitel: Biologische monitoring P0 Eems – Zwischenbericht Daten Frühjahr und Herbst 2020, 2021 und 2022

Wageningen Marine Research
Yerseke, April 2023

VERTRAULICH Nein

Wageningen Marine Research Bericht C012A/23

Auftraggeber: Rijkswaterstaat Noord-Nederland
z. H. Anco van den Heuvel
Postfach 2232
3500 GE Utrecht

Dieser Bericht kann unter <https://doi.org/10.18174/591338> kostenlos heruntergeladen werden
Wageningen Marine Research stellt *keine* gedruckten Exemplare von Berichten zur Verfügung.

Wageningen Marine Research ist nach ISO 9001:2015 zertifiziert.

© Wageningen Marine Research

Wageningen Marine Research, Institut der
juristischen Person Stiftung Wageningen
Research, hiermit vertreten durch
Dr.ir. J.T. Dijkman, Geschäftsführer

KvK-Nr. 09098104,
WMR USt-ID-Nr.: NL 811383696B16
BIC/SWIFT: RABONL2U
IBAN: NL 73 RABO 0373599285

Wageningen Marine Research übernimmt weder Haftung für Folgeschäden noch für
Schäden, die sich aus der Anwendung der Ergebnisse von Arbeiten oder anderen
von Wageningen Marine Research erhaltenen Daten ergeben. Der Auftraggeber
stellt Wageningen Marine Research von Ansprüchen Dritter in Zusammenhang mit
dieser Anwendung frei.

Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil dieser Publikation darf ohne schriftliche
Genehmigung des Herausgebers oder des Autors reproduziert und/oder
veröffentlicht, fotokopiert oder anderweitig verwendet werden.

Inhalt

Zusammenfassung	4
1 Einleitung	5
1.1 Hintergrund	5
1.1 Fragestellung und Zielsetzung	5
2 Methoden	7
2.1 Aufbau des Monitorings	7
2.1.1 Monitoringkonzept	7
2.1.2 Durchführung	8
2.2 Analysen	10
2.2.1 Sedimentzusammensetzung	10
2.2.2 Van-Veen-Greifer	10
2.2.3 Kieler Kinderwagen	12
2.2.4 Vergleich Probenentnahmegeräte	12
3 Ergebnisse	13
3.1 Sedimenteigenschaften	13
3.2 Gemeinschaften im Endobenthos	19
3.2.1 Univariate Analysen	19
3.2.2 Multivariate Analyse	27
3.3 Kieler Kinderwagen	30
4 Diskussion	34
5 Literatur	37
6 Qualitätssicherung	39
Verantwortlichkeit	40

Zusammenfassung

Rijkswaterstaat hat auf der Ems die Aufgabe, die Zufahrtsrinne zum Eemshaven für Schiffe mit einem Tiefgang von bis zu 14 m (Panamax) zugänglich zu halten. Rijkswaterstaat verfügt über eine deutsche Genehmigung zur Verbringung des Baggerguts zur Klappstelle P0 auf der Ems, die sich auf deutschem Staatsgebiet befindet. Die Auflagen dieser Genehmigung sind, dass 1) ein Monitoring der Auswirkungen auf die Bodenfauna erfolgen muss und 2) die ökologischen Auswirkungen auf das gesamte Naturschutzgebiet „Borkum Riff“ bestimmt werden müssen. Das Monitoring der Bodenfauna wurde in den Jahren 2020, 2021 und 2022, mit Probenahmen jeweils im Frühjahr und Herbst, durchgeführt. Das Verklappungsgebiet wird seit 2020 jedes Jahr im Zeitraum vom 01. Juni bis zum 31. September, der Mauserzeit der Trauerente, genutzt.

Dieser Bericht, ein zweiter Zwischenbericht, beschreibt die Ergebnisse des Monitorings und die Veränderungen in den Jahren 2020, 2021 und 2022. In allen Jahren wurden sowohl im Frühjahr als auch im Herbst nach der Verklappung des Baggerguts mit einem Van-Veen-Greifer (Endobenthos) und mit einem Dredge vom Typ „Kieler Kinderwagen“ (Epibenthos) Stichproben innerhalb des Verklappungsgebietes und in einem Referenzgebiet entnommen, das teils östlich und teils westlich des Verklappungsgebietes liegt.

Nach der Verklappung des Baggerguts wird das Sediment im Verklappungsgebiet feinsandiger. Danach nimmt die mediane Korngröße wieder zu. Die mediane Korngröße im Herbst ist im Verklappungsgebiet immer signifikant kleiner als im Referenzgebiet.

Bisher wurden nur wenige Unterschiede in der Bodenfauna festgestellt, die mit der Nutzung von P0 als Verklappungsgebiet zusammenhängen, möglicherweise, weil es sich um ein artenarmes Gebiet mit geringen Dichten handelt, sowohl was die einzelnen Arten betrifft als auch im Allgemeinen. Es ist jedoch zu beachten, dass eine Reihe von Faktoren diese Schlussfolgerungen erschweren: 1) Das Sediment und die Fauna im östlichen und westlichen Teil des Referenzgebiets unterscheiden sich, 2) es wurde nicht über das gesamte Gebiet verklappt und 3) die Trennschärfe ist aufgrund der geringen Anzahl von Probenahmestellen zu gering.

Da es keine Hinweise auf Auswirkungen in den Referenzgebieten gibt, werden auch keine Auswirkungen auf die benthische Tierwelt im Naturschutzgebiet „Borkum Riff“ erwartet, in dem P0 liegt. Das Untersuchungsgebiet liegt im Gebiet "Schiermonnikoog-Rottum-Borkum", wo mitunter große Mengen von Trauerenten anzutreffen sind, wenn die Nahrungsverhältnisse dort günstig sind (viele *Spisula* oder junge *Ensis*). Ein Gebiet wie P0, in dem das Futter knapp ist, ist für Enten als Nahrungsgebiet nicht attraktiv, aber möglicherweise als vorübergehender Ruheplatz. Bei den Enten in diesem Gebiet handelt es sich somit um Enten, die dort gestört wurden, wo sie sich eigentlich lieber aufhalten, und ihre Anwesenheit hier ist nur von kurzer Dauer. Solange an dieser Stelle keine reichhaltige Bodenfauna vorhanden ist, gibt es hier für Enten nichts zu holen außer Ruhe.

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Rijkswaterstaat hat auf der Ems die Aufgabe, die Zufahrtsrinne zum Eemshaven für Schiffe mit einem Tiefgang von bis zu 14 m (Panamax) zugänglich zu halten. Es handelt sich um einen Baggerauftrag über 2 bis 3 Millionen Kubikmeter, die auf drei Klappstellen verteilt werden dürfen, zwei davon nach niederländischem Recht und eine nach deutschem Recht. Die wichtigste P1 (Abbildung 1), unterliegt Nutzungsbeschränkungen (keine Nutzung für 5 Monate im Jahr) und die alternative Klappstelle (P3) unterliegt zwar keinen Nutzungsbeschränkungen, hat dafür aber sehr lange Fahrwege, was die Nutzung dieses Standorts teuer macht (mehrere Millionen) und zusätzliche CO₂-Emissionen verursacht. Das vorliegende Projekt beinhaltet die Durchführung des Monitorings, eine der Auflagen, um auch die in Deutschland zugelassene Klappstelle nutzen zu können und somit die Kosten für die Baggerarbeiten im Sommer um etwa 50 % zu reduzieren. Rijkswaterstaat verfügt über eine deutsche Genehmigung zur Nutzung der Klappstelle P0 auf der Ems. Das Verklappungsgebiet kann jährlich zwischen den 01. Juni und dem 31. September, der Mauserzeit der Trauerente, zur Verklappung von Sediment genutzt werden. Das Gebiet liegt im Naturschutzgebiet „Borkum-Riff“.

Die Auflagen dieser Genehmigung sind, soweit es die Bodenfauna betrifft, dass 1) ein Monitoring der Auswirkungen erfolgen muss und 2) die ökologischen Auswirkungen auf das gesamte Naturschutzgebiet „Borkum Riff“ bestimmt werden müssen.

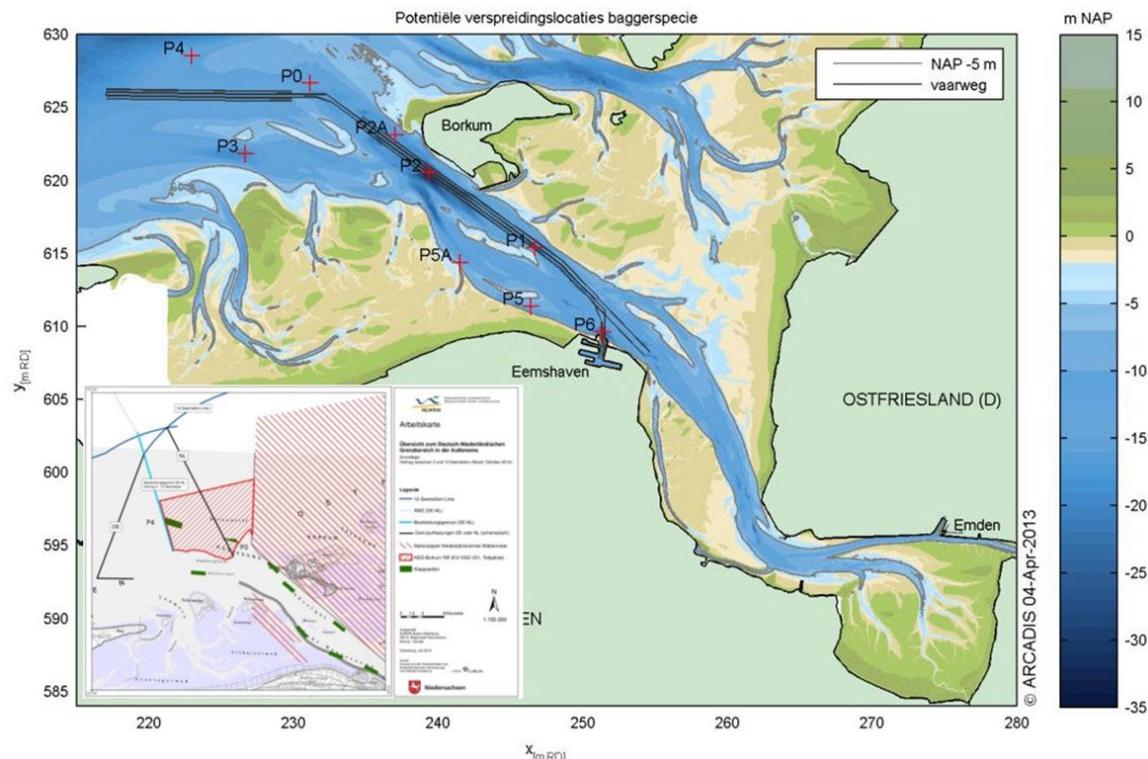


Abbildung 1. Lage der potenziellen Klappstellen für Baggergut, darunter P0 (Quelle: Grasmeijer & Pasmans 2013, IBL 2020)

1.1 Fragestellung und Zielsetzung

Die Auflagen dieser Genehmigung für RWS sind, dass 1) ein Monitoring der Auswirkungen auf die Bodenfauna erfolgen muss und 2) die ökologischen Auswirkungen auf das gesamte Naturschutzgebiet

„Borkum Riff“ bestimmt werden müssen. Im Auftrag von Rijkswaterstaat Noord-Nederland wurde durch die IBL Umweltplanung GmbH ein Monitoringkonzept erstellt (IBL 2020).

Wageningen Marine Research wurde durch RWS im Wesentlichen mit den folgenden Punkten beauftragt:

- 1 Zu beurteilen, ob das Monitoringkonzept für die Klappstelle P0 im „NSG Borkum Riff“ aus wissenschaftlichen Gründen noch mehr oder bessere Referenzgebiete benötigt, um die Ergebnisse des Monitorings wissenschaftlich fundiert interpretieren zu können;
- 2 Probenahme, Bestimmung und Zählung über einen Zeitraum von 3 Jahren;
- 3 Kurze wissenschaftliche Analyse und jährliche Berichterstattung;
- 4 Wissenschaftliche Analyse und Abschlussbericht nach 3 Jahren.

Die Probenahme sollte gemäß den Vorgaben von RWS mit einem Box-Corer und einem Bodenhobel erfolgen. Dies weicht von dem durch IBL erstellten Monitoringkonzept ab, in dem eine Probenahme mittels Van-Veen-Greifer und Dredge vom Typ „Kieler Kinderwagen“ vorgesehen war. Die Bestimmung und Zählung der Proben des Bodenhobels erfolgte gemäß der WMR-Methode (gemäß der WOT-Schalentiererhebung), die Verarbeitung der Proben des Box-Corers gemäß der RWS-Methode (RWSV 913.00.B200, Version 7).

Bei der Beurteilung des durch IBL erstellten Monitoringkonzeptes geht es um folgende Fragestellungen:

- Werden mehr oder bessere Referenzgebiete benötigt, um eine wissenschaftlich fundierte Interpretation der Monitoring-Ergebnisse zu ermöglichen?
- Sind die Abstände der Referenzgebiete zur Klappstelle groß genug, um nicht durch die Verklappung mit Sand beeinflusst zu werden?
- Gibt es genug Probenstellen, um wissenschaftlich fundierte Aussagen über mögliche signifikante Unterschiede treffen zu können?

Die Zwischenberichte über das erste und die ersten drei Jahre (2020 bis 2022) des Monitorings umfassen die folgenden Aspekte:

- Gibt es wissenschaftlich gesehen signifikante Unterschiede im Bodenleben zwischen den Referenzgebieten und der Klappstelle P0?
- Sofern signifikante Unterschiede gefunden werden, sind diese wissenschaftlich auf die Nutzung von P0 als Klappstelle zurückzuführen?
- Sofern signifikante Unterschiede gefunden werden, haben diese Auswirkungen auf die Zielsetzungen des Naturschutzgebietes „Borkum Riff“? Diese Bewertung erfolgt auf Grundlage eines Sachverständigenurteils, basierend auf Daten, die in diesem Projekt erhoben wurden, und auf Daten aus anderen Projekten in diesem Gebiet.

2 Methoden

2.1 Aufbau des Monitorings

2.1.1 Monitoringkonzept

Im Auftrag von Rijkswaterstaat Noord-Nederland wurde durch die IBL Umweltplanung GmbH ein Monitoringkonzept erstellt (IBL 2020). Nach diesem Konzept wird das Zoobenthos mit zwei verschiedenen Geräten beprobt: mit einem Van-Veen-Greifer und einem Kieler Kinderwagen. Abbildung 2 zeigt die geplante Lage und die Anzahl der Stellen zur Probenahme für jedes der Geräte. Pro Standort werden drei Greiferproben entnommen (und zusammen gesiebt) oder ein Transekt mit dem Kieler Kinderwagen.

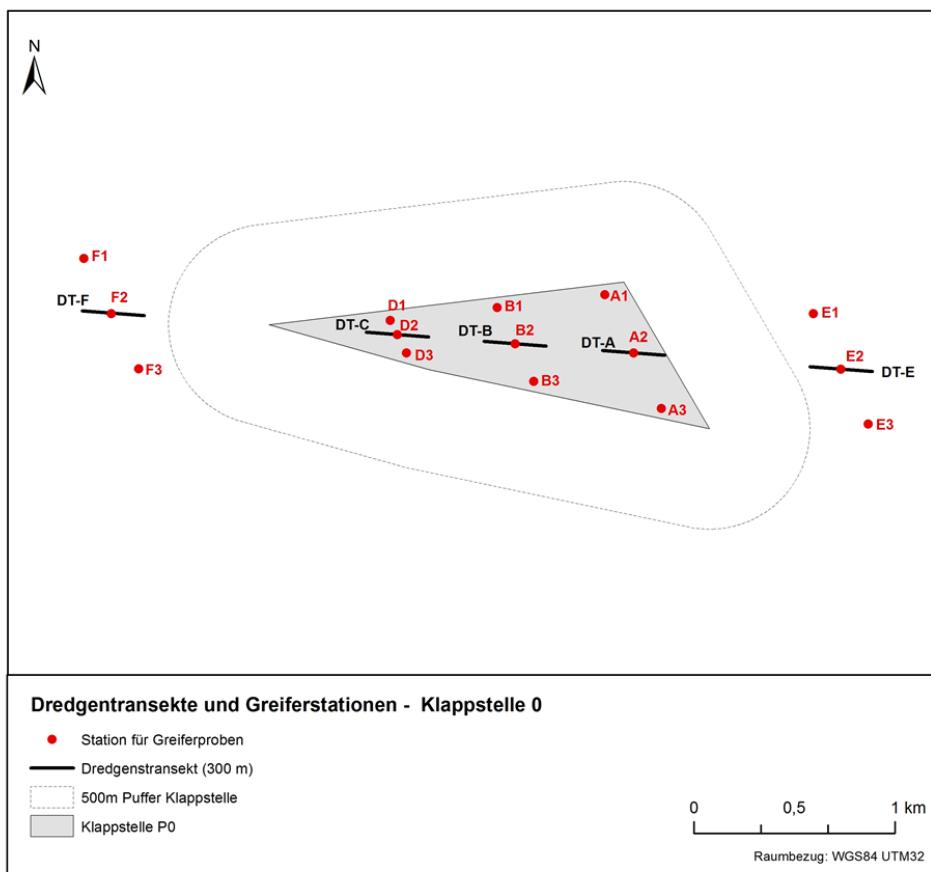


Abbildung 2. Monitoringkonzept IBL. Lage der Probestellen für Van-Veen-Greifer (rote Punkte) und Kieler Kinderwagen (schwarze Linien) im Verklappungsgebiet für Baggergut P0 und in den Referenzgebieten östlich und westlich von P0 (Quelle: IBL 2020)

Dieses Monitoringkonzept wurde Anfang 2020 durch Wageningen Marine Research, wie von RWS in Auftrag gegeben, evaluiert (Craeymeersch & Hamer 2021). Die wichtigsten Schlussfolgerungen waren:

- Werden mehr oder bessere Referenzgebiete benötigt, um eine wissenschaftlich fundierte Interpretation der Monitoring-Ergebnisse zu ermöglichen?
 - Wir empfehlen, das östliche Gebiet leicht nach Süden zu verlegen, da die Sedimentzusammensetzung in diesem Referenzgebiet dann besser mit der des Verklappungsgebietes für das Baggergut übereinstimmt.
- Sind die Entfernungen der Referenzgebiete östlich und westlich des Verklappungsgebietes zum Verklappungsgebiet ausreichend, um keine Auswirkungen durch die Verklappung mit Sand zu haben?
 - Aufgrund der Tiefe und der zu erwartenden Strömungsgeschwindigkeiten erwarten wir, dass die Wahrscheinlichkeit einer Einflussnahme aus dem Verklappungsgebiet für das Baggergut unter Berücksichtigung der natürlichen Sedimentdynamik gering ist und, dass die Abstände daher groß genug sind.
- Gibt es genug Probenstellen, um wissenschaftlich fundierte Aussagen über mögliche signifikante Unterschiede treffen zu können?
 - Das ist sicherlich nicht der Fall. Nicht für den Kieler Kinderwagen, da lediglich eine Probe in jedem der Referenzgebiete entnommen wird. Und auch nicht für den Greifer, da die Anzahl der Probenahmestellen in den Referenzgebieten definitiv zu gering ist. Wie viele Proben entnommen werden müssen, hängt von der Effektstärke ab, die man nachweisen möchte. Für Effektstärken von 20 % müsste eine Beprobung von 30 Stellen erfolgen und 5 Proben mit dem Kieler Kinderwagen entnommen werden. Weniger Proben bedeuten, dass nur größere Veränderungen festgestellt werden können.

2.1.2 Durchführung

Aufgrund von COVID-19 war es RWS im Frühjahr 2020 nicht möglich ein Untersuchungsschiff für die Probenahme zur Verfügung zu stellen. Dies hatte zur Folge, dass WMR die Probenahme nicht durchführen konnte.

Die Probenahme (19. - 20. Mai 2020) wurde stattdessen durch IBL im Auftrag von RWS durchgeführt. Die Probenahme erfolgte dabei gemäß dem durch IBL aufgestellten Konzept zur Probenahme (siehe oben), mit folgenden Änderungen:

- In den Referenzgebieten wurden an drei zusätzlichen Stellen Proben mit dem Greifer entnommen, um die Probenanzahl in P0 und im Referenzgebiet (östlicher und westlicher Teil zusammen) anzugeleichen (rote Punkte Abbildung 3).
- Die Beprobung des Endobenthos erfolgte daher mit dem Van-Veen-Greifer und nicht, wie von WMR gefordert, mit einem Box-Corer.
- Die 3 Proben pro Entnahmestelle wurden getrennt voneinander mit einem 1 mm-Sieb gesiebt und in gepuffertem Formaldehyd aufbewahrt.
- Zuvor wurde von jeder Probe eine Sedimentprobe entnommen und für die spätere Analyse der Korngrößenverteilung separat aufbewahrt.

Die Beprobung des Epibenthos erfolgte mit dem Kieler Kinderwagen (Abbildung 4) und nicht, wie von WMR gefordert, mit dem Bodenhobel. Im Frühjahr wurden alle Fische an Bord identifiziert, gezählt und gewogen und wieder ins Meer zurückgeworfen. Die übrigen Arten wurden in Formaldehyd aufbewahrt und später weiter analysiert (Identifizierung, Zählung, Bestimmung des Frischgewichts). Im Herbst wurden alle gefundenen Tiere an Bord identifiziert, gezählt und gewogen (Frischgewicht).

Die nachfolgenden Probenahmen - im Herbst 2020 (15.-22. Sept.), im Frühjahr 2021 (18.-19. Mai), im Herbst 2021 (14. Sept.), im Frühjahr 2022 (27. April) und im Herbst 2022 (6.-7. Sept.) - wurden auf die gleiche Weise durchgeführt (Van-Veen-Greifer, Kieler Kinderwagen).

Im Frühjahr 2021 wurden 20 Stellen im Verklappungsgebiet sowohl mit dem Box-Corer als auch mit dem Van-Veen-Greifer beprobt, und es wurden je 10 Proben sowohl mit dem Kieler Kinderwagen als auch mit dem Bodenhobel entnommen. Die Analyse der Proben des Bodenhobels erfolgte wie bei Schalentiererhebungen üblich (Troost et al. 2022). So wurden u. a. Garnelen und Fische nicht berücksichtigt.

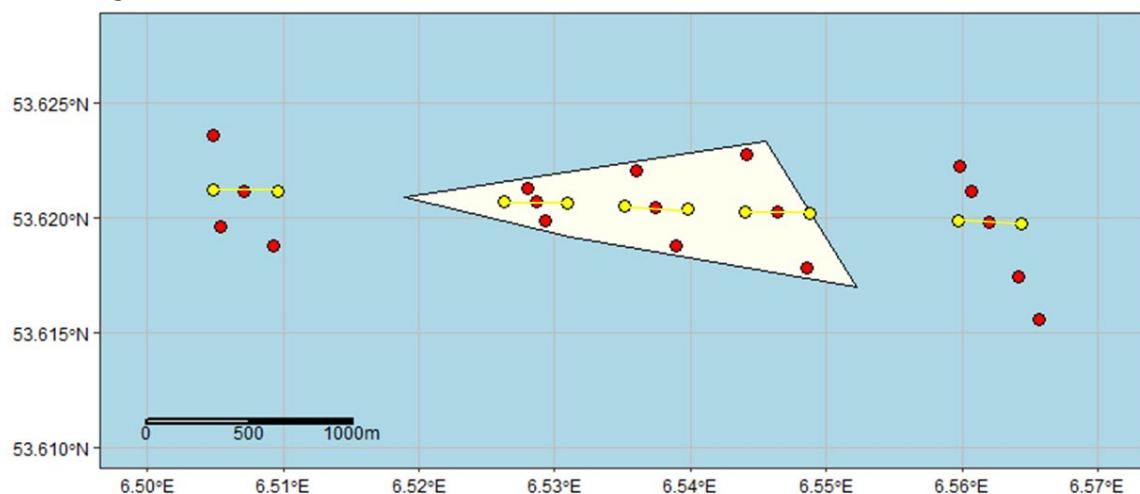


Abbildung 3. Lage der mit dem Van-Veen-Greifer beprobten Stellen (rote Punkte) und der mit dem Kieler Kinderwagen beprobten Transekten (gelbe Linien).

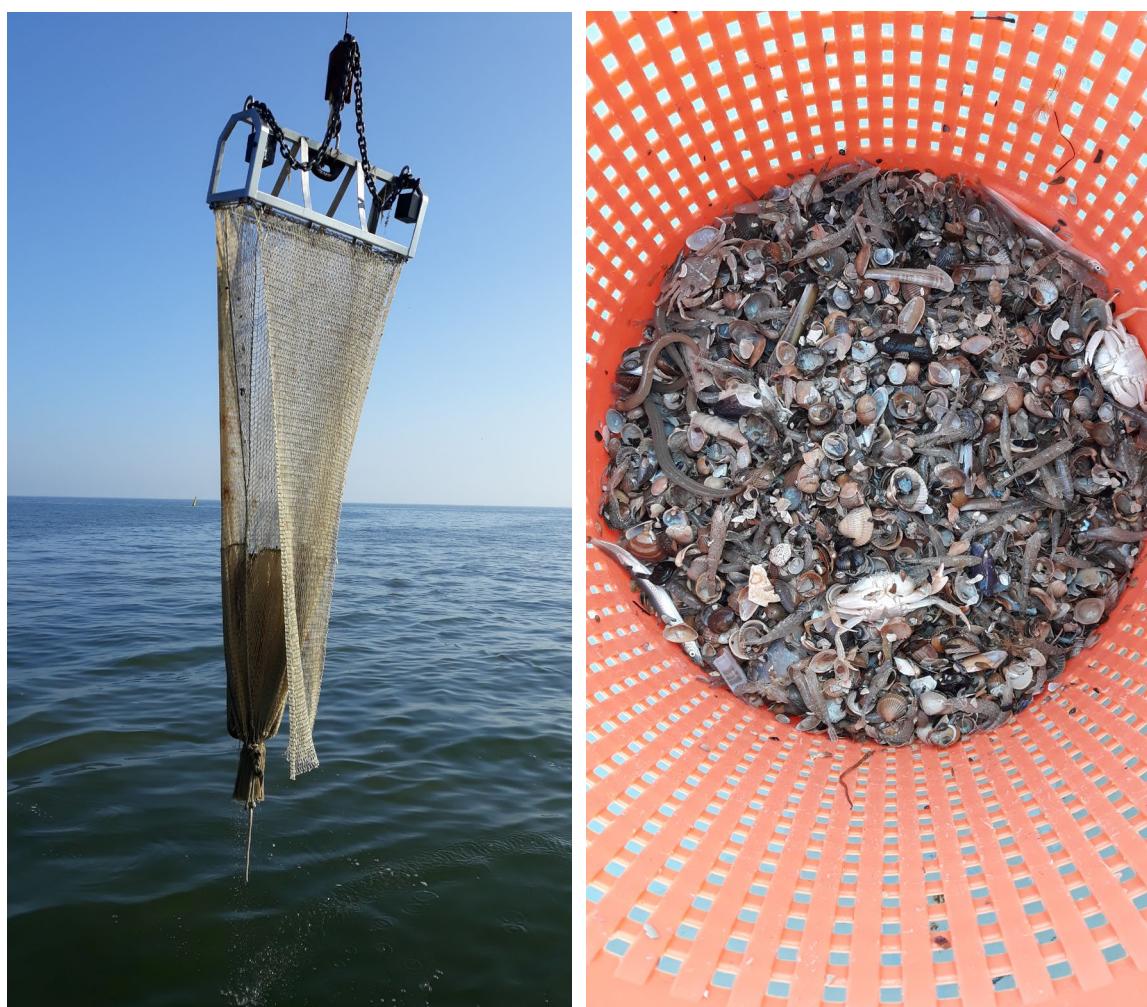


Abbildung 4. Kieler Kinderwagen (links) und typischer Fang mit Kieler Kinderwagen (Fotos: J. Perdon)

2.2 Analysen

2.2.1 Sedimentzusammensetzung

An jeder der Entnahmestelle wurde aus sämtlichen Van-Veen-Greifern jeweils eine Sedimentprobe entnommen, die gefriergetrocknet wurde, und anschließend wurde eine Sedimentprobe pro Entnahmestelle auf die Korngrößenverteilung analysiert. Das Sediment wurde hierfür nicht vorbehandelt. Die Sedimentanalyse wurde vom NIOZ unter Verwendung eines Multisizer 2000 der Firma Malvern Instruments durchgeführt. Dieses Gerät analysiert die Lichtstreuung von suspendierten Sedimentpartikeln, während sie einen Laserstrahl passieren. Die Größenverteilung der Partikel wird zwischen 0,02 und 1000 µm bestimmt.

Die Beschreibung des Sediments erfolgt auf Basis der medianen Korngröße (D50) und des prozentualen Schlickanteils. Auch die Korngrößenverteilung (aufgeteilt in 5 verschiedene Fraktionen) wurde bestimmt (Tabelle 1).

Tabelle 1. Klassengrenzen der Korngrößenverteilung

Faktion	Bereich
Schlick	< 63 µm
Sehr feiner Sand	63 – 125 µm
Feiner Sand	125 – 250 µm
Mittelfeiner Sand	250 – 500 µm
Grober Sand	500 – 1000 µm

Die Unterschiede in der medianen Korngröße zwischen den Gebieten wurden mit einem parameterfreien Test, dem Kruskal-Wallis-Test, und einem anschließenden Post-Hoc-Test, dem Wilcoxon-Rangsummentest, getestet. Da an vielen Stellen kein Schlick festgestellt wurde (siehe 3.1), wurden diese Tests nicht für den Schlickgehalt durchgeführt.

2.2.2 Van-Veen-Greifer

Die in den Proben gefundenen Tiere wurden im Labor von Taxonomen von Wageningen Marine Research soweit wie möglich nach Arten sortiert und ihre Anzahl pro Probe und Dichte pro Quadratmeter bestimmt.

Die Daten wurden außerdem mit univariaten und multivariaten Methoden analysiert, um Unterschiede zwischen dem Verkippungs- und dem Referenzgebiet sowie den zeitlichen Verlauf zu untersuchen. Die Daten der 3 Replikate pro Entnahmestelle wurden in diesem Schritt gemäß dem ursprünglichen Plan (3 Proben zusammen gesiebt) zu einer Probe zusammengefügt.

Als univariate Indizes zur Beschreibung der Bodenfauna wurden für alle im Rahmen der Monitoring-Untersuchung beprobenen Stellen die folgenden biotischen Indikatoren (pro Probe) bestimmt:

- Die Gesamtanzahl der Arten/Taxa
- Die Gesamtdichte

Wurden zwei Organismen in derselben taxonomischen Kategorie beobachtet, von denen einer auf einer niedrigeren taxonomischen Ebene als der andere identifiziert wurde und das niedrigste Taxon, das bei beiden Arten identifiziert wurde, derselben Kategorie angehörte, wurde nur die auf einer niedrigeren taxonomischen Ebene identifizierte Art gezählt. Ein Beispiel hierfür ist, dass, wenn innerhalb einer Kategorie sowohl *Nephtys* spp. als auch *Nephtys cirrosa* beobachtet wurden, nur *Nephtys cirrosa* in die

Berechnung der Artenzahl einbezogen wird, wenn jedoch nur *Nephrys* spp. beobachtet wurde, diese Art dann sehr wohl mitgezählt wird.

Außerdem wurde gezielt das Vorkommen und die durchschnittliche Dichte der dominanten Arten untersucht (für jedes Gebiet und jeden Beprobungsplan die zehn Arten mit der höchsten Dichte).

Räumliche Unterschiede der Artenzusammensetzung wurden außerdem mit einem Ordinationsverfahren (multivariate Analyse), einer nichtmetrischen multidimensionalen Skalierung (nMDS), auf Basis des Bray-Curtis-Indexes der Dichten (ind/m^2) analysiert. Da diese Dichten nicht normalverteilt sind, wurden sie mittels doppelter Wurzeltransformation für die Analyse transformiert. In der Ergebnisdarstellung, einem Ordinationsdiagramm, werden die Probenahmestellen so wiedergegeben, dass Stellen mit einer ähnlichen Artenzusammensetzung nah beieinander und Stellen mit sehr unterschiedlichen Artenzusammensetzungen weit auseinander liegen. Die Ähnlichkeit zwischen den Stellen wurde anhand eines Ähnlichkeitsindexes (Bray-Curtis-Ähnlichkeit) berechnet. Im Ordinationsdiagramm werden die Stationen so platziert, dass der Abstand im Diagramm so gut wie möglich mit der berechneten Ähnlichkeit übereinstimmt. Das Maß, in dem dies gelingt, wird als Stresswert angegeben. Je niedriger, desto besser das Ergebnis. Ein Wert von $<0,05$ gilt als hervorragende Darstellung, $<0,1$ als gut, $>0,2$ als vielleicht noch brauchbar (aber überprüfen, ob die Darstellung in 2 Dimensionen wirklich optimal ist) und $>0,3$ als sehr schlecht (Clarke & Warwick 2001).

Unterschiede in der Artenzusammensetzung und -dichte wurden mittels eines PERMANOVA, einem nichtparametrischen multivariaten Test, untersucht (Anderson 2001). Dabei wurden Unterschiede zwischen dem Verklappungs- und dem Referenzgebiet, Unterschiede zwischen den Zeitpunkten der Probenahme und die jeweiligen Interaktionen untersucht. Input der Analyse ist eine Matrix, welche die Ähnlichkeit zwischen allen Proben zeigt (Bray-Curtis-Ähnlichkeit).

Darüber hinaus haben wir auch die räumlichen Unterschiede zwischen dem östlichen und dem westlichen Teil des Referenzgebiets untersucht. Dies liegt daran, dass wir bei einer Analyse von Daten aus dem Jahr 2016 (Craeymeersch & Hamer 2021) festgestellt haben, dass sich die Fauna östlich des Verklappungsgebietes stark von der Fauna westlich des Verklappungsgebietes unterscheidet.

Die Darstellung in Ordinationsdiagrammen kann oft schlecht interpretierbar sein, selbst wenn nur die Probenahmestellen und die am häufigsten vorkommenden Arten angezeigt werden. Das liegt unter anderem daran, dass sich Arten und beprobte Stellen überlappen können und Trends in verschiedenen Gebieten schwer zu vergleichen sind. Um herauszufinden, inwiefern das Verklappungsgebiet und das Referenzgebiet (auch bei Aufteilung in einen östlichen und einen westlichen Teil) in Bezug auf die Artenzusammensetzung während des Untersuchungszeitraums mehr oder weniger gleichblieben, und welche Arten dabei eine Rolle spielen, wurde außerdem eine PRC-Analyse (Principal Response Curves) durchgeführt. Die PRC-Technik eignet sich vor allem, um die Auswirkungen einer experimentellen Behandlung vor und nach der Behandlung an mehreren Zeitpunkten zu untersuchen. Bei der PRC kommt eine partielle Redundanzanalyse (RDA) zum Einsatz, bei der zunächst die zeitlich bedingten Schwankungen in der Zusammensetzung der benthischen Tierwelt korrigiert werden. Anschließend wurde die Behandlung (das Verklappen) verwendet, um die Variation in der Taxonzusammensetzung zu erklären (Verdonschot et al. 2010).

Das Ergebnis der PRC-Analyse kann grafisch dargestellt werden, wobei die Zeit auf der X-Achse und der „Effekt“ (relativer Behandlungsunterschied im Vergleich zur Kontrolle) auf der Y-Achse angegeben wird. Die Signifikanz wurde mithilfe eines Monte-Carlo-Permutationstests ermittelt. Die Nullhypothese (H_0) ist, dass es zu keinem Zeitpunkt und für keine Kombination sämtlicher Taxa einen Effekt der Behandlung gibt. Darüber hinaus wurde für jedes Taxon ein sogenannter „Behandlungswert“ berechnet, der die Reaktion auf die Behandlung im Laufe der Zeit wiedergibt, und zwar im Vergleich zu den nicht befischten Gebieten (z. B. eine mehr oder weniger starke Ab- oder Zunahme des Taxons). Taxa mit einem positiven Wert nehmen im Verklappungsgebiet stärker zu, Taxa mit einem negativen Wert nehmen stärker ab, möglicherweise als Folge der Verklappung. Je weiter der Wert eines Taxons von 0 entfernt ist, desto größer ist der Unterschied in der Entwicklung und desto wichtiger ist dieses Taxon für die Erklärung des gesamten Entwicklungstrends aller Taxa zusammen (van den Brink & Ter Braak 1998, Van den Brink & Ter Braak 1999, den Besten & van den Brink 2005, van den Brink et al. 2009, Verdonschot et al. 2010).

Für die Gesamtanzahl der Arten und für die Gesamtdichte wurde die Signifikanz der Unterschiede mit einem parameterfreien Test, dem Kruskal-Wallis-Test, getestet, gefolgt von einem Post-Hoc-Test, dem Wilcoxon-Rangsummentest. Es wurde ein parameterfreier Test gewählt, da die Daten aufgrund der geringen Probenanzahl die Bedingungen für einen parametrischen Test, z. B. eine Normalverteilung der Beobachtungen, nicht erfüllten. Wenn dies der Fall gewesen wäre, hätten wir die Daten mit einem zweifaktoriellen ANOVA analysiert und den Interaktionseffekt von Zeit und Gebiet (Referenz- und Verklappungsgebiet) untersucht. Es gibt keinen parameterfreien zweifaktoriellen Test. Aber eine einfaktorielle Analyse (Kruskal-Wallis-Test), bei der alle Bedingungen (Kombinationen von Gebiet und Zeit) einbezogen werden, stellt eine Alternative dar (gung - Reinstate Monica (<https://stats.stackexchange.com/users/7290/gung-reinstate-monica>) 2013)).

2.2.3 Kieler Kinderwagen

Da der genaue Abstand, in dem der Kieler Kinderwagen (Figuur 4; zie Rees 2009 voor een beschrijving) tatsächlich den Boden berührt, nicht bekannt ist, sind die erhobenen Daten semiquantitativer Natur und können daher auch nur semiquantitativ analysiert werden. Wir haben die gefundenen Mengen pro Art nach dem ACFOR-System („Abundant Common Frequent Occasional and Rare“ – inklusive „nicht gefunden“) in einige Klassen eingeteilt (Crisp & Southward 1958):

- A: sehr häufig (>100 Individuen);
- C: häufig (50-100);
- F: zahlreich (10-50);
- O: gelegentlich (5-10);
- R: selten (>0 und <5 Individuen) (in unserer Analyse nicht zugeordnet, da nicht gefunden).

In den Proben kommen auch Fische und andere Tiere vor (z. B. Quallen), für die das Probenentnahmegerät weniger selektiv ist (z. B. weil die Tiere dem Gerät ausweichen können). Dennoch haben wir diese Arten der Vollständigkeit halber in die Tabellen im Anhang aufgenommen.

Das Vorhandensein bzw. Nichtvorhandensein von Arten in Bezug auf Zeit und Gebiet wurde mit Hilfe eines PERMANOVA verglichen. Wie schon beim Endobenthos, wurden Unterschiede zwischen dem Verklappungs- und dem Referenzgebiet, zwischen den Zeitpunkten der Probenahme und den jeweiligen Interaktionen untersucht. Input der Analyse ist eine Matrix, welche die Ähnlichkeit zwischen allen Proben zeigt. Da die Berechnung auf Basis eines Vorhandenseins bzw. Nichtvorhandenseins erfolgt, wurde der Jaccard-Index verwendet. Die Unterschiede wurden in einem Ordinationsdiagramm (NMDS) visualisiert.

2.2.4 Vergleich Probenentnahmegeräte

In Anhang 3 und 4 werden die mittels Box-Corer und Van-Veen-Greifer gewonnenen Daten mit denen des Kieler Kinderwagens und des Bodenhobels verglichen.

3 Ergebnisse

3.1 Sedimenteigenschaften

Der im Untersuchungsgebiet gefundene Sedimenttyp lässt sich im Durchschnitt als mittelfeiner/feiner Sand einordnen (Abbildung 5).

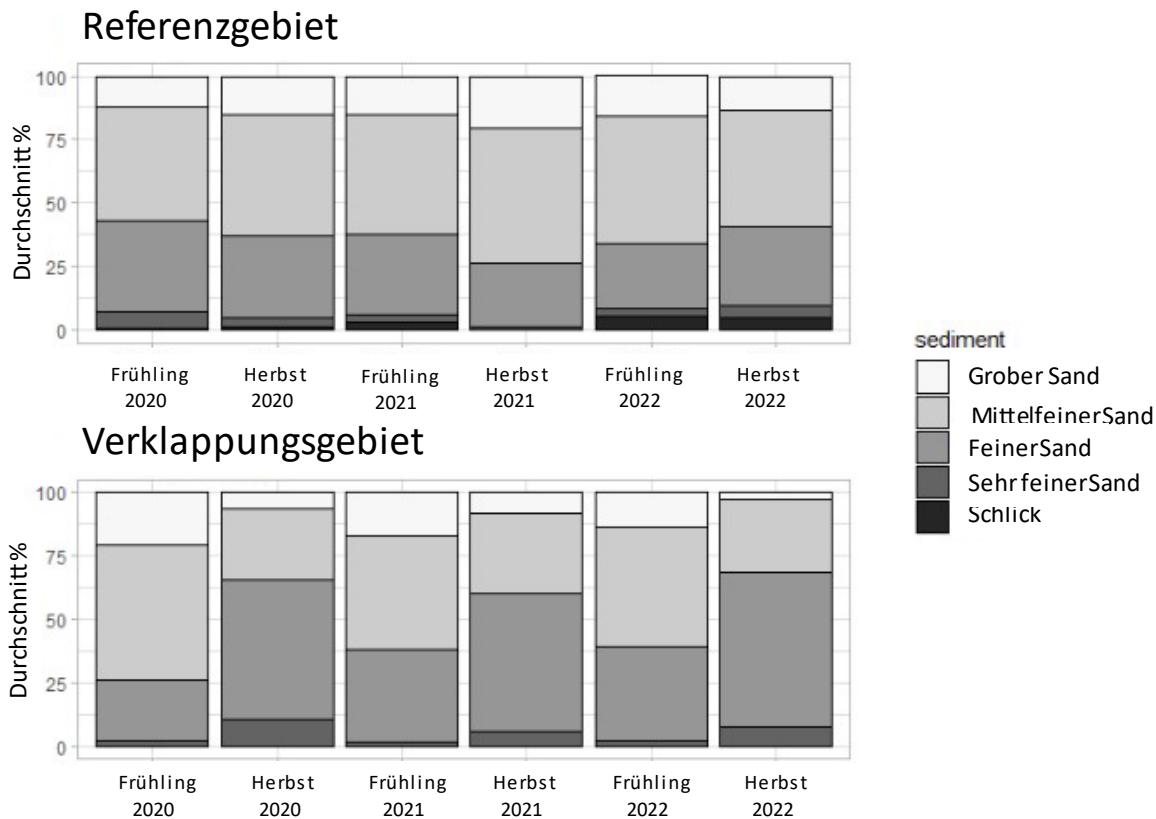


Abbildung 5. Durchschnittliche Verteilung der Sedimenttypen nach Zeitpunkt der Probenahme im Verklappungs- und Referenzgebiet.

Es gibt keinen signifikanten Unterschied zwischen den Korngrößen der verschiedenen Beobachtungen im Referenzgebiet und im Verklappungsgebiet (Kruskal-Wallis: $p < 0,05$). Hierbei ist die mediane Korngröße im Verklappungsgebiet im Herbst 2020 signifikant geringer als im selben Gebiet im Frühjahr 2020 (Abbildung 6 und Tabelle 2). Dies gilt auch für das Jahr 2022, jedoch nicht für 2021. Im Referenzgebiet gibt es keine signifikanten saisonalen Unterschiede. Die mediane Korngröße ist im Herbst im Verklappungsgebiet immer signifikant kleiner als im Referenzgebiet.

Der Schlickgehalt ist meist sehr gering, an einigen Stellen im Referenzgebiet jedoch etwas höher, vor allem im östlichen Teil (um max. 5 %, mit einem Ausreißer im Frühjahr 2022 von 48 %) (Abbildung 8). Von dieser letzten Entnahmestelle wurden daher auch die anderen Replikate analysiert: Der Schlickgehalt lag bei 39,5 % bzw. 4,9 %.

Im Herbst wurden östlich des Verklappungsgebietes die größten medianen Korngrößen gefunden (Abbildung 7 und Abbildung 9). Auffallend ist, dass das östliche Gebiet im Durchschnitt die größte mediane Korngröße und gleichzeitig den höchsten Schlickgehalt aufweist. Die Verteilung ist in diesem Gebiet deutlich weniger homogen (Abbildung 10).

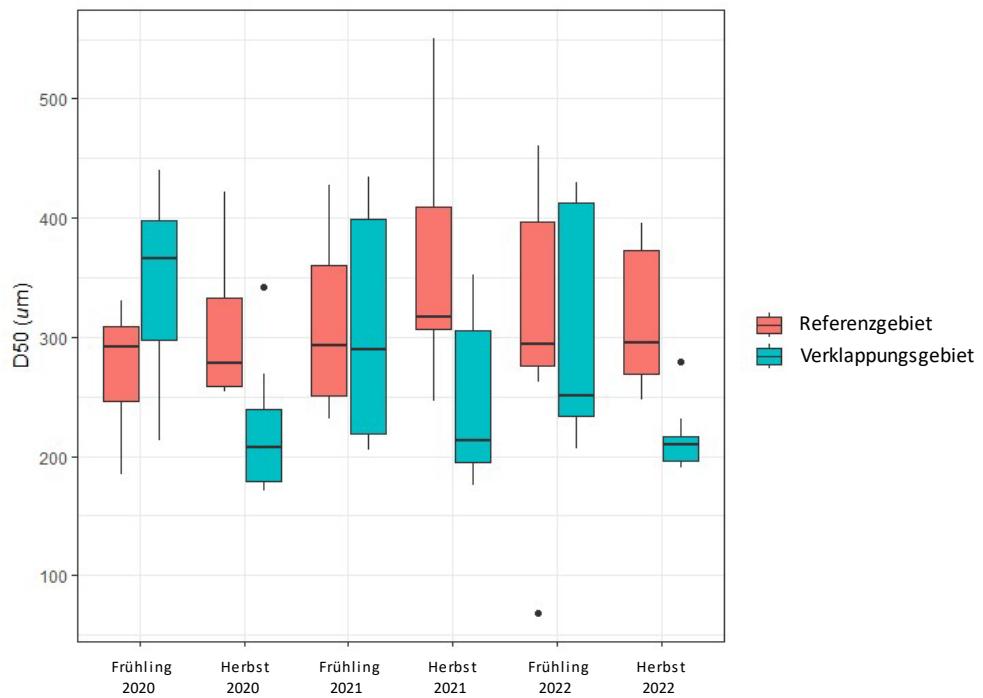


Abbildung 6. Verteilung der medianen Korngröße (D50) im Referenz- und Verklappungsgebiet. Hier stellt die horizontale Linie den Median dar, der graue Balken das 25· und 50· Perzentil, und die einzelnen Punkte Ausreißer, bei denen der Wert mehr als das 1,5-fache des Abstandes zwischen dem 25· und dem 50· Perzentil beträgt.

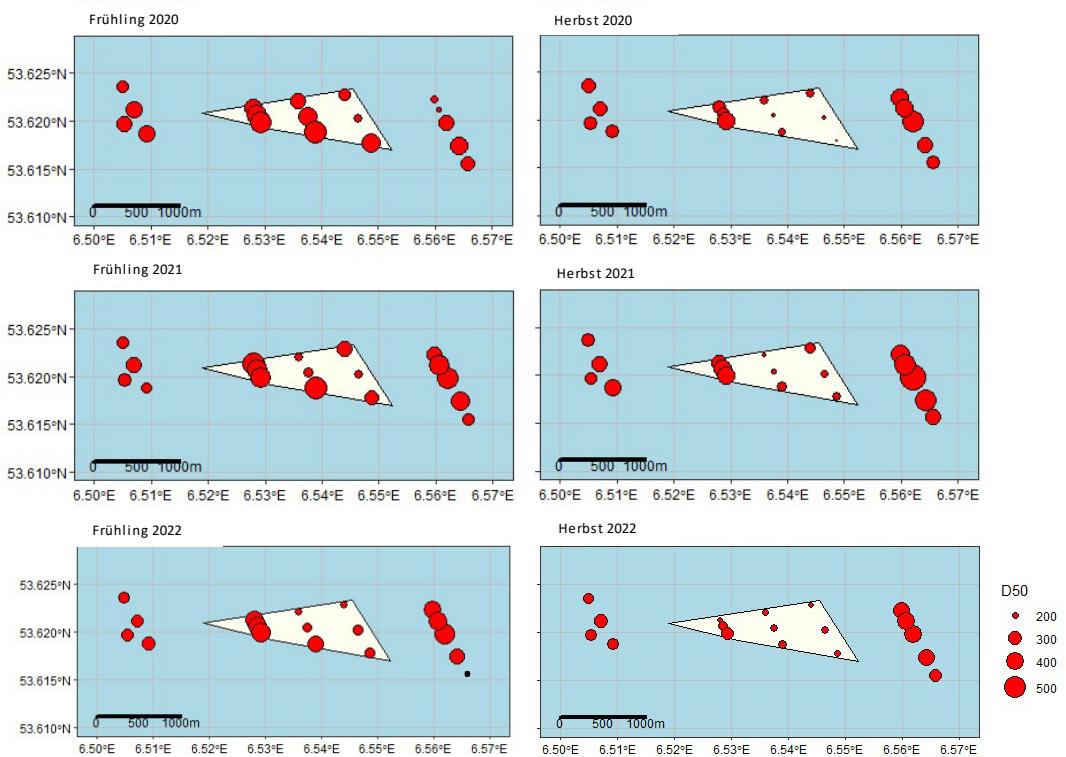


Abbildung 7. Räumliche Verteilung der medianen Korngröße (D50 [μm]) im Untersuchungsgebiet. Der blassgelbe Bereich entspricht dem Verklappungsgebiet.

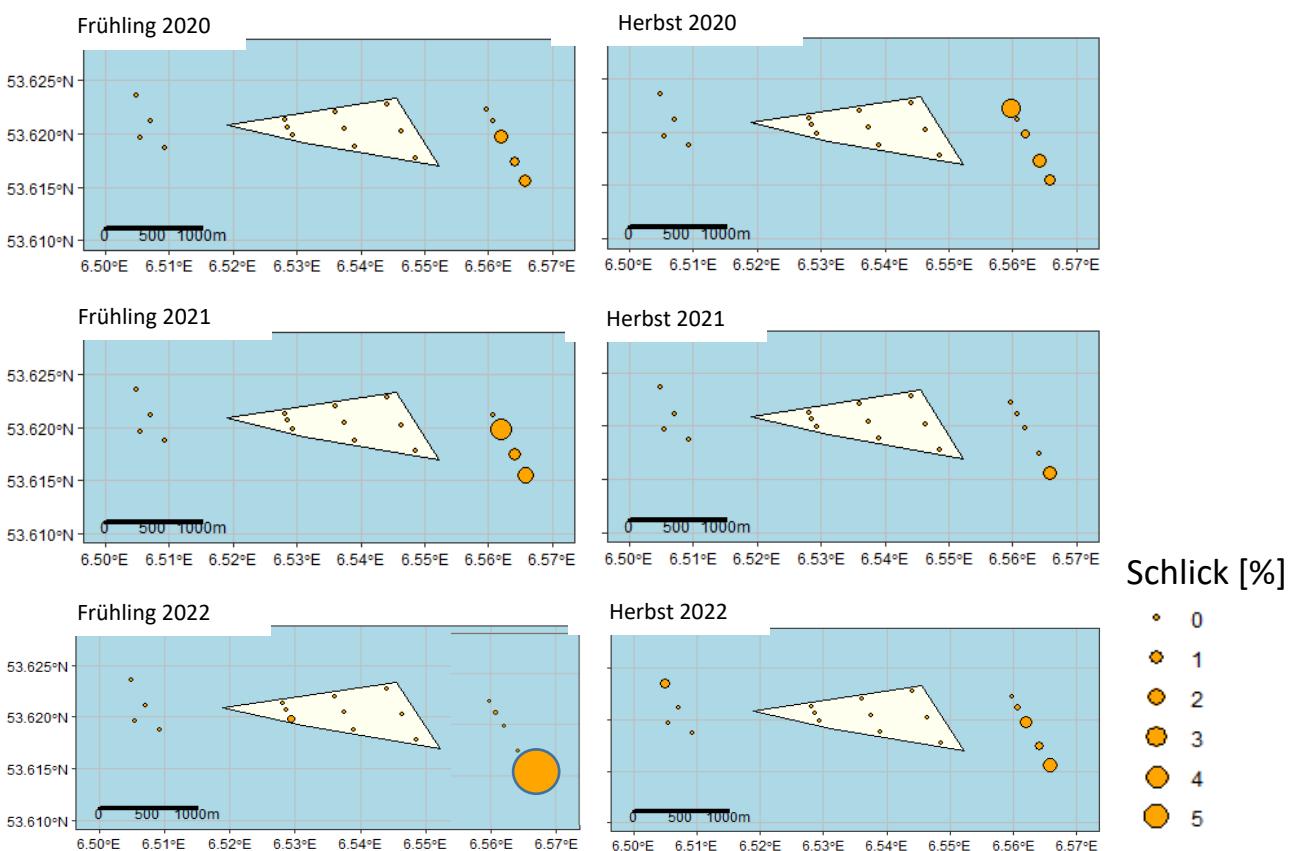


Abbildung 8. Räumliche Verteilung des Schlickgehalts im Untersuchungsgebiet. Der blassgelbe Bereich entspricht dem Verklappungsgebiet. Im Frühjahr 2022 wurde am östlichsten Punkt ein Schlickgehalt von 48 % festgestellt.

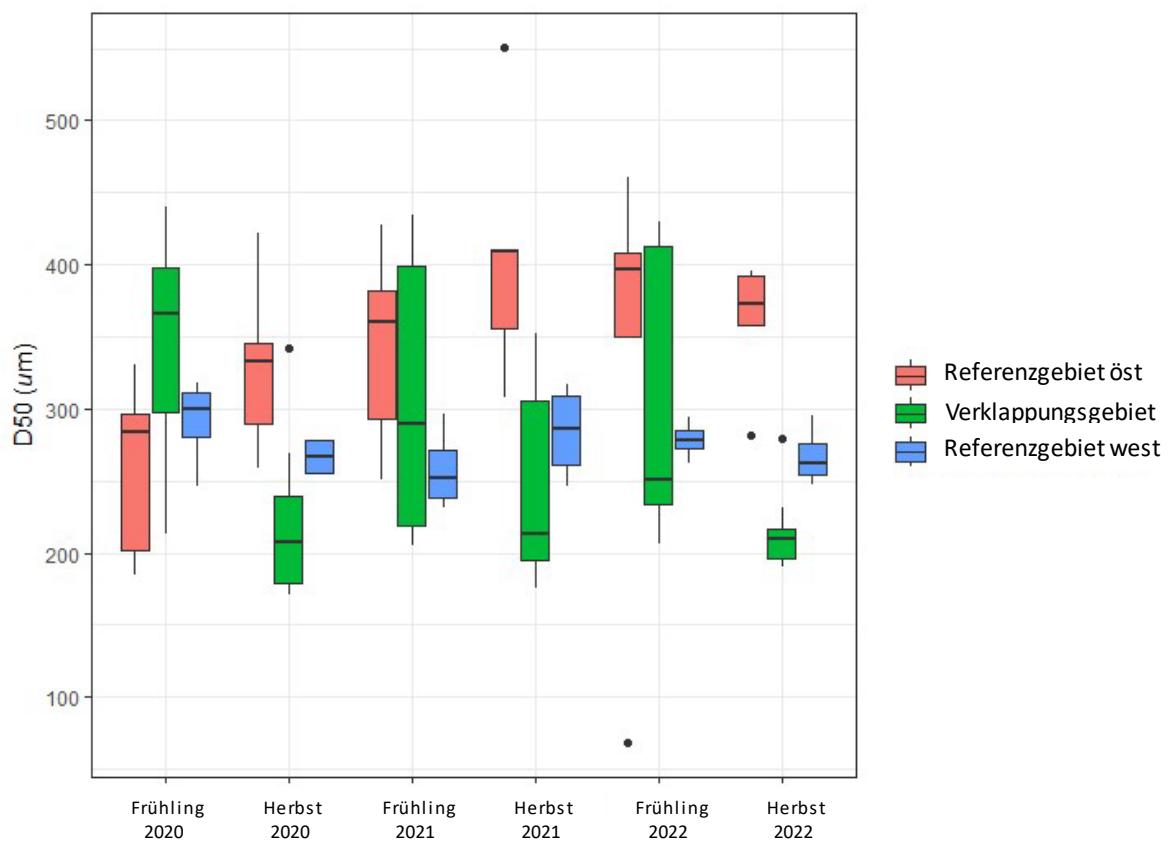


Abbildung 9. Verteilung der medianen Korngröße (D50) im Referenz- und Verklappungsgebiet, wobei letzteres in den westlichen und den östlichen Teil aufgeteilt ist. Hier stellt die horizontale Linie den Median dar, der graue Balken das 25- und 50- Perzentil, und die einzelnen Punkte Ausreißer, bei denen der Wert mehr als das 1,5-fache des Abstandes zwischen dem 25- und dem 50- Perzentil beträgt.

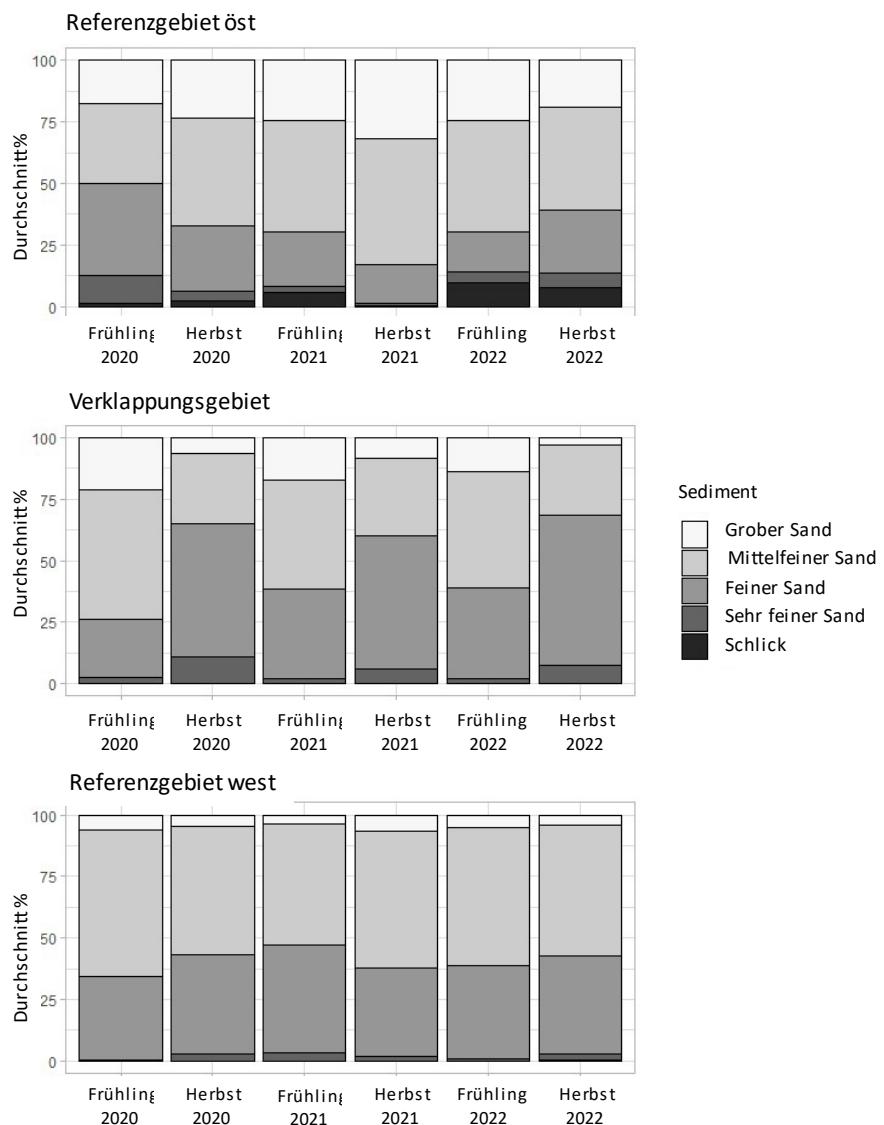


Abbildung 10. Durchschnittliche Verteilung der Sedimenttypen nach dem Zeitpunkt der Probenahme im Verklappungs- und Referenzgebiet, wobei letzteres in den westlichen und den östlichen Teil aufgeteilt ist.

Tabelle 2. Signifikanzen (p-Wert) der paarweisen Vergleiche (Wilcoxon-Rangsummentest) der medianen Korngröße (D50) im Verklappungs- und Referenzgebiet im Frühjahr und Herbst 2020, 2021 und 2022 (signifikante Werte sind fettgedruckt).

D50	Referenz F 2020	Referenz H 2020	Referenz F 2021	Referenz H 2021	Referenz F 2022	Referenz H 2022	Verklappungs F 2020	Verklappungs H 2020	Verklappungs F 2021	Verklappungs H 2021	Verklappungs F 2022	Verklappungs H 2022
Referenz F 2020	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz H 2020	0.772	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz F 2021	0.753	1.000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz H 2021	0.203	0.532	0.489	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz F 2022	0.734	0.734	0.75	0.734	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz H 2022	0.595	0.75	0.753	0.734	0.891	x	x	x	x	x	x	x
Verklappungs F 2020	0.099	0.489	0.532	1.000	0.753	0.734	x	x	x	x	x	x
Verklappungs H 2020	0.172	0.041	0.043	0.015	0.073	0.015	0.015	x	x	x	x	x
Verklappungs F 2021	0.734	0.961	0.961	0.734	0.934	1.000	0.753	0.059	x	x	x	x
Verklappungs H 2021	1.000	1.000	0.151	0.05	0.32	0.081	0.059	0.734	0.238	x	x	x
Verklappungs F 2022	0.753	0.75	0.831	0.729	1.000	1.000	0.729	0.081	0.934	0.172	x	x
Verklappungs H 2022	0.081	0.01	0.01	0.043	0.01	0.01	0.01	0.772	0.05	0.772	0.05	0.043

3.2 Gemeinschaften im Endobenthos

3.2.1 Univariate Analysen

3.2.1.1 Artenvielfalt und Gesamtdichte

Die Unterschiede in der Artenvielfalt zwischen dem Verklappungs- und dem Referenzgebiet sind zu den einzelnen Zeitpunkten der Probenahme nie signifikant.

Es gibt jedoch signifikante Unterschiede (Kruskal-Wallis: $p = 0,002$) zwischen den Beobachtungen in Bezug auf Raum (Referenz- bzw. Verklappungsgebiet) und Zeit (Jahreszeit, Jahr). Die Anzahl der Arten ist im Frühjahr 2021 in beiden Gebieten meist signifikant höher als zu jedem anderen Zeitpunkt (Tabelle 3,). Im Verklappungsgebiet weist die Artenvielfalt im Herbst 2022 den geringsten medianen Wert im Untersuchungszeitraum auf.

Sowohl im Verklappungs- als auch im Referenzgebiet gibt es einen signifikanten Unterschied zwischen Herbst 2020 und Frühjahr 2021 (Tabelle 3, Abbildung 11). Die Anzahl der Arten ist im Frühjahr 2021 höher als im Herbst 2020. Diesen Unterschied beobachten wir nicht zwischen Frühjahr 2022 und Herbst 2021.

Innerhalb des Referenzgebiets besteht ein großer Unterschied zwischen dem östlichen und dem westlichen Teil, wobei die höchste Anzahl von Arten im östlichen Teil zu finden ist (Abbildung 13 und Abbildung 14). Der größte Unterschied besteht im Frühjahr 2020, wo im westlichen Teil des Referenzgebiets die geringste Anzahl von Arten gefunden wurde, während sie im östlichen Teil des Referenzgebiets (relativ) hoch war. Auch im Frühjahr 2021 und 2022 ist ein Gefälle in der Artenzusammensetzung von West nach Ost zu beobachten. Im Frühjahr 2022 ist die Artenvielfalt im westlichen Teil des Referenzgebiets etwa genauso gering wie im Frühjahr 2021.

Das gleiche gilt in etwa für die Gesamtdichte. Auch hier sind die Unterschiede in Bezug auf den Zeitpunkt der Probenahme nicht signifikant. Es bestehen jedoch signifikante Unterschiede in Zeit und Raum zwischen den einzelnen Beobachtungen (Kruskal-Wallis: $p < 0,001$). Die Gesamtdichte ist sowohl im Verklappungs- als auch im Referenzgebiet im Herbst 2020 signifikant niedriger als im Frühjahr 2020 (Tabelle 4 und Abbildung 11). Sowohl im Verklappungs- als auch im Referenzgebiet sind die Gesamtdichten im Frühjahr 2021 höher als zu allen anderen Zeitpunkten, außer im Verklappungsgebiet zum selben Zeitpunkt und, wie weiter oben bereits erwähnt, im Frühjahr 2020 im Referenzgebiet. Wie schon bei der Anzahl der Arten gibt es hier ebenfalls mehr Unterschiede zwischen dem Referenz- und dem Verklappungsgebiet.

Auch hier sehen wir Unterschiede zwischen dem östlichen und dem westlichen Teil des Referenzgebiets, wobei die höchsten Dichten oftmals im östlichen Teil zu finden sind (Abbildung 13 und Abbildung 14). Hier sind auch die saisonalen Unterschiede in der Gesamtdichte am größten.

Die Unterschiede in der Artenvielfalt scheinen weitgehend mit Unterschieden in der Gesamtdichte einherzugehen. Es ist ein bekanntes Phänomen, dass in Proben mit einer hohen Anzahl von Tieren mehr Arten gefunden werden (Abbildung 12), und die grafische Darstellung davon ist als „Species Accumulation Curve“ oder „Collector’s Curve“ bekannt (Zie bijv. Heip et al. 2001, Deng et al. 2015).

Tabelle 3. Signifikanzen (p-Wert) der paarweisen Vergleiche (Wilcoxon-Rangsummentest) der Artenzahl im Verkippungs- und Referenzgebiet im Frühjahr und Herbst 2020, 2021 und 2022.

Artenzahl	Referenz F 2020	Referenz H 2020	Referenz F 2021	Referenz H 2021	Referenz F 2022	Referenz H 2022	Verkippungs F 2020	Verkippungs H 2020	Verkippungs F 2021	Verkippungs H 2021	Verkippungs F 2022	Verkippungs H 2022
Referenz F 2020	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz H 2020	0.978	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz F 2021	0.351	0.028	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz H 2021	0.984	0.731	0.037	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz F 2022	0.924	0.978	0.028	0.74	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz H 2022	0.978	0.978	0.017	0.478	0.978	x	x	x	x	x	x	x
Verkippungs F 2020	1.000	0.972	0.028	1.000	0.747	0.797	x	x	x	x	x	x
Verkippungs H 2020	0.853	0.645	0.017	0.059	0.984	0.423	0.344	x	x	x	x	x
Verkippungs F 2021	0.645	0.028	0.771	0.028	0.021	0.017	0.026	0.017	x	x	x	x
Verkippungs H 2021	1.000	1.000	0.02	0.74	0.972	0.817	0.978	0.275	0.017	x	x	x
Verkippungs F 2022	0.978	0.978	0.017	0.344	1.000	1.000	0.747	0.731	0.017	0.978	x	x
Verkippungs H 2022	0.344	0.071	0.013	0.017	0.336	0.104	0.05	0.344	0.013	0.031	0.059	0.059

Tabelle 4. Signifikanzen (p-Wert) der paarweisen Vergleiche (Wilcoxon-Rangsummentest) der Gesamtdichte im Verklappungs- und Referenzgebiet im Frühjahr und Herbst 2020, 2021 und 2022.

Gesamtdichte	Referenz F 2020	Referenz H 2020	Referenz F 2021	Referenz H 2021	Referenz F 2022	Referenz H 2022	Verklappung F 2020	Verklappung H 2020	Verklappung F 2021	Verklappung H 2021	Verklappung F 2022	Verklappung H 2022
Referenz F 2020	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz H 2020	0.23	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz F 2021	0.211	0.001	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz H 2021	0.514	0.164	0.011	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz F 2022	0.946	0.101	0.037	0.514	x	x	x	x	x	x	x	x
Referenz H 2022	0.239	0.965	0.002	0.214	0.093	x	x	x	x	x	x	x
Verklappung F 2020	0.299	0.458	0.001	1.000	0.164	0.946	x	x	x	x	x	x
Verklappung H 2020	0.051	0.514	0.002	0.051	0.029	0.23	0.214	x	x	x	x	x
Verklappung F 2021	0.214	0.001	0.834	0.004	0.029	0.002	0.001	0.002	x	x	x	x
Verklappung H 2021	1.000	1.000	0.011	0.721	0.481	0.478	0.567	0.103	0.002	x	x	x
Verklappung F 2022	0.455	0.307	0.004	0.455	1.000	1.000	0.656	0.093	0.003	0.77	x	x
Verklappung H 2022	0.119	0.61	0.002	0.101	0.05	0.478	0.334	0.61	0.001	0.23	0.23	0.23

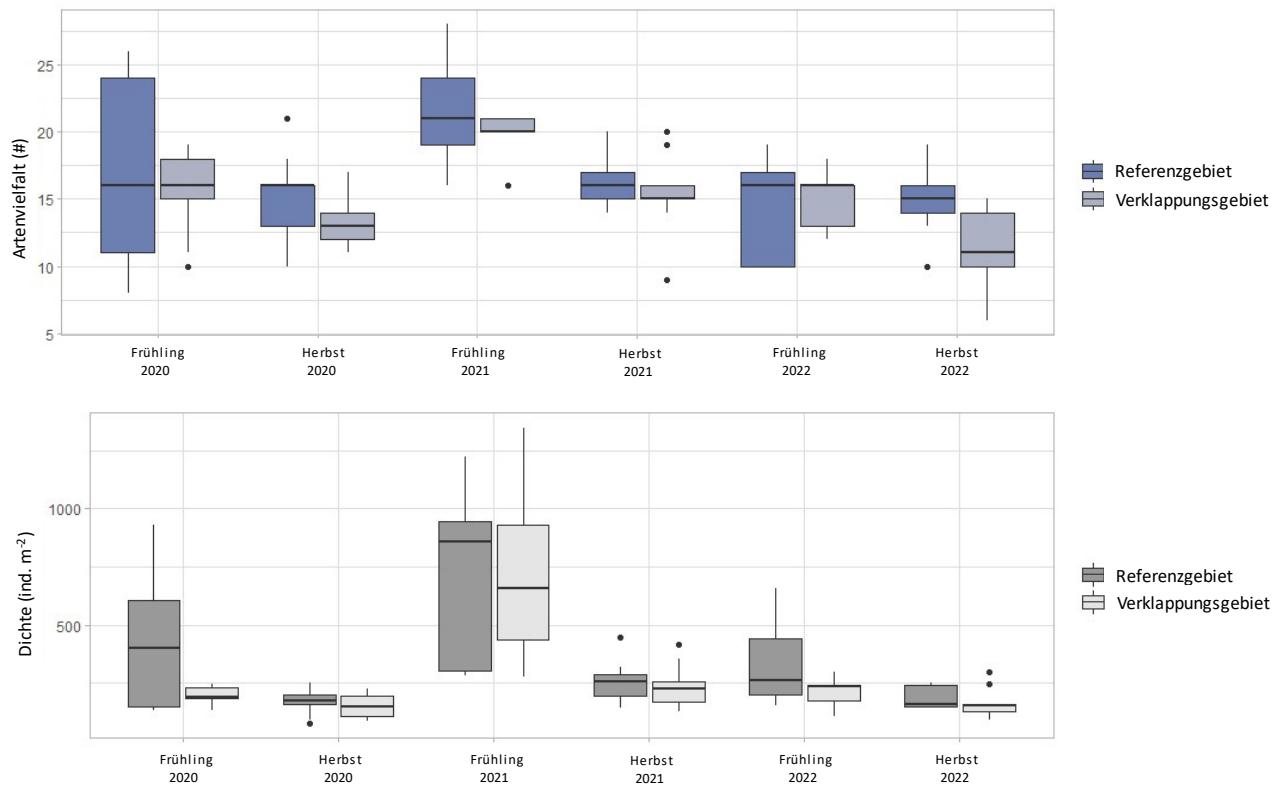


Abbildung 11 Verteilung der Artenvielfalt (# Taxa) und Dichten (ind. \cdot m $^{-2}$), die im Verklappungs- und im Referenzgebiet gefunden wurden. Hier stellt die horizontale Linie den Median dar, der graue Balken das 25- und 50- Perzentil, und die einzelnen Punkte Ausreißer, bei denen der Wert mehr als das 1,5-fache des Abstandes zwischen dem 25- und dem 50- Perzentil beträgt.

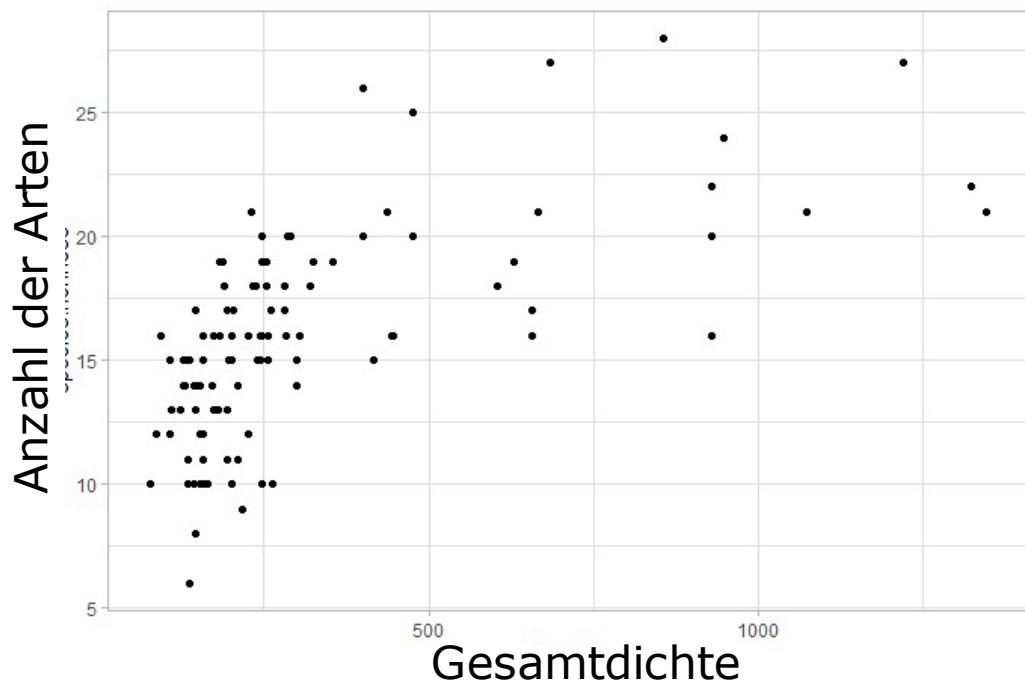


Abbildung 12. Verhältnis zwischen der Gesamtdichte (ind./m 2) und der Anzahl der pro Probe vorgefundenen Arten.

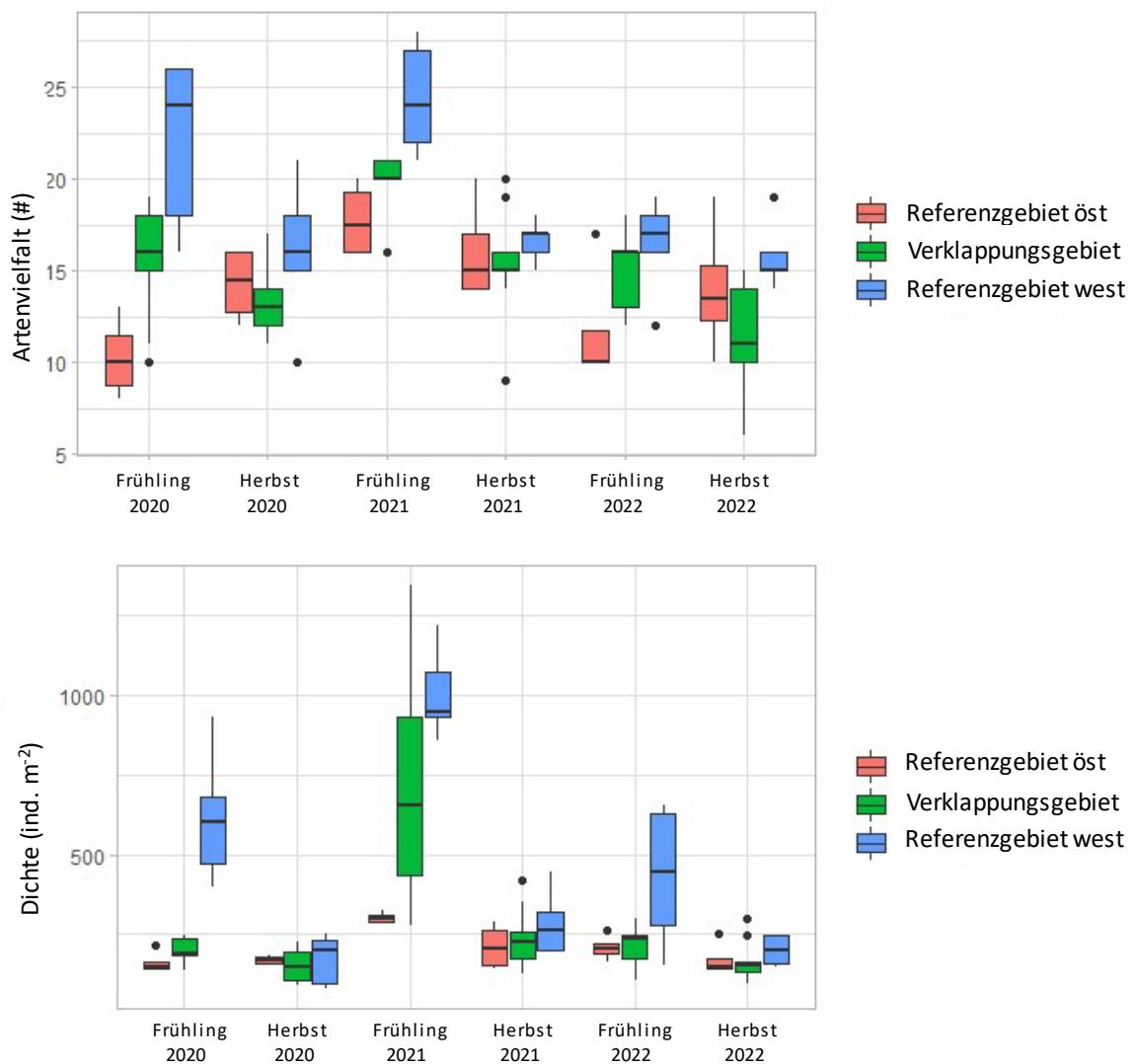


Abbildung 13. Verteilung der Artenvielfalt (# Taxa) und Dichten (ind. \cdot m $^{-2}$), die im Verklappungs- und im östlichen und westlichen Referenzgebiet gefunden wurden. Hier stellt die horizontale Linie den Median dar, der graue Balken das 25- und 50- Perzentil, und die einzelnen Punkte Ausreißer, bei denen der Wert mehr als das 1,5-fache des Abstandes zwischen dem 25- und dem 50- Perzentil beträgt.

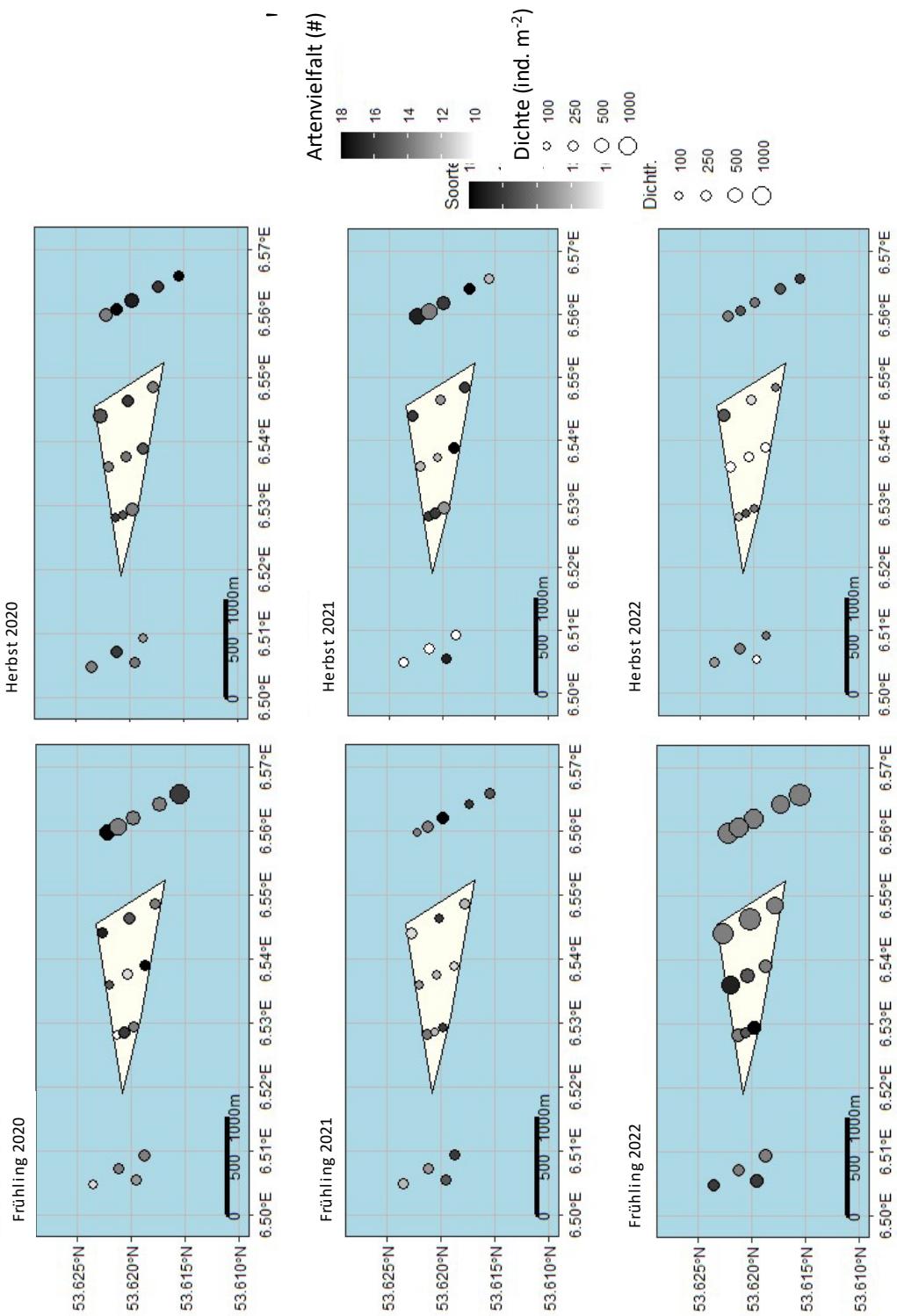


Abbildung 14. Räumliche Verteilung der Gesamtdichte ($\text{ind.} \cdot \text{m}^{-2}$) und der Artenvielfalt (# Taxa) im Untersuchungsgebiet vor und nach der Verklappung. Der blassgelbe Bereich entspricht dem Verklappungsgebiet.

3.2.1.2 Dominierende Arten

Die Dichten aller gefundenen Arten sind meist relativ gering (Tabelle 5 und Tabelle 6). Sie gehören vor allem zur Gruppe der Vielborster (Polychaeta) oder der Gliederfüßer (Arthropoda), bis auf einige kleine Miesmuscheln (Mytilidae). Das zahlenmäßig stärkste Taxon war ein kleiner Borstenwurm aus der Familie Terebellidae (durchschnittlich > 200 ind/m²) im Frühjahr 2021 im Referenz- und im Verklappungsgebiet. Es handelt sich hierbei um Jungtiere, vermutlich Vertreter der Gattung *Lanice*. Darüber hinaus kommt nur der Flohkrebs *Bathyporeia pelagica* in höheren Dichten als 100 ind/m² vor, und zwar sowohl im Referenz- als auch im Verklappungsgebiet, wobei die höchsten Dichten im Frühjahr beobachtet wurden. Für einige Arten wird dies in Abbildung 15 in Form von Balkendiagrammen dargestellt.

Tabelle 5 Durchschnittliche Dichten und Standardabweichung ($\mu \pm sd$) [ind. m⁻²] und Vorkommen (%), prozentualer Anteil der Gebiete, in denen das Taxon gefunden wurde) der dominanten Arten im Verklappungs- und im Referenzgebiet (für jedes Gebiet und jeden Beprobungsplan die zehn Arten mit der höchsten Dichte).

	Frühjahr 2020		Herbst 2020		Frühjahr 2021		Herbst 2021		Frühjahr 2022		Herbst 2022	
	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%
<i>Asteroidea</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	16.3 ± 19	89	0 ± 0	0	1.9 ± 2	44	0 ± 0	0
<i>Bathyporeia</i>	3 ± 5	44	0 ± 0	0	2.6 ± 2	67	1.5 ± 2	33	3.7 ± 7	44	1.5 ± 2	33
<i>Bathyporeia elegans</i>	7 ± 15	44	4.4 ± 5	67	21.5 ± 16	100	52.6 ± 73	100	18.5 ± 18	89	19.6 ± 27	89
<i>Bathyporeia pelagica</i>	44.4 ± 33	100	27.8 ± 41	78	62.2 ± 60	100	15.9 ± 18	89	34.4 ± 34	100	30.7 ± 31	78
<i>Bryozoa</i>	1.9 ± 2	44	1.1 ± 2	22	5.9 ± 3	100	2.6 ± 2	67	3.3 ± 4	56	3.7 ± 4	67
<i>Decapoda</i>	18.1 ± 14	100	8.1 ± 7	89	5.9 ± 5	78	3.7 ± 3	67	3 ± 4	33	3 ± 5	44
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	20.7 ± 16	89	1.1 ± 2	33	0.7 ± 2	11	5.9 ± 6	78	3 ± 5	44	3 ± 7	33
<i>Glycera tridactyla</i>	0.7 ± 1	33	8.1 ± 6	78	2.6 ± 4	44	5.2 ± 4	89	1.9 ± 2	44	2.6 ± 4	44
<i>Jassa marmorata</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Magelona johnstoni</i>	3.3 ± 6	44	28.9 ± 39	89	27.8 ± 27	78	18.9 ± 19	89	7.8 ± 9	67	28.5 ± 49	78
<i>Microphthalmus</i>	5.6 ± 9	44	2.2 ± 7	11	4.1 ± 12	11	13.7 ± 33	22	24.8 ± 45	44	3.3 ± 9	22
<i>Monopseudocuma gilsoni</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	14.8 ± 18	56	0.7 ± 1	22	0.7 ± 2	11	0 ± 0	0
<i>Mytilidae</i>	4.4 ± 4	78	0.7 ± 2	11	1.1 ± 2	22	3.3 ± 9	22	6.7 ± 13	56	1.5 ± 2	33
<i>Nemertea</i>	1.5 ± 2	44	3.3 ± 3	67	13.3 ± 19	78	3.3 ± 5	44	5.9 ± 9	56	2.6 ± 4	33
<i>Nephthys</i>	7.4 ± 8	67	16.3 ± 12	89	15.2 ± 14	89	7.4 ± 7	89	3.7 ± 5	56	13.7 ± 15	100
<i>Nephthys cirrosa</i>	14.4 ± 8	100	19.6 ± 13	100	21.5 ± 15	100	44.8 ± 33	100	33.7 ± 21	100	43 ± 28	100
<i>Ophelia</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	3.3 ± 4	44	1.9 ± 4	22
<i>Ophelia borealis</i>	15.6 ± 13	100	7.8 ± 16	33	9.3 ± 15	44	11.5 ± 25	33	20.4 ± 25	44	3 ± 6	22
<i>Paraonis fulgens</i>	1.1 ± 2	33	1.5 ± 2	44	0 ± 0	0	0 ± 0	0	2.2 ± 2	56	1.1 ± 2	22
<i>Pontocrates</i>	8.1 ± 7	100	10 ± 8	89	25.2 ± 22	100	17.8 ± 14	100	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Pontocrates altamarinus</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	10.7 ± 6	89	2.2 ± 4	33
<i>Pontocrates arenarius</i>	15.6 ± 23	56	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	1.9 ± 4	22	0 ± 0	0
<i>Scoloplos armiger</i>	8.5 ± 7	78	5.9 ± 7	78	8.1 ± 7	89	5.2 ± 8	56	4.1 ± 4	78	2.6 ± 5	67
<i>Spira goniocephalia</i>	3.7 ± 4	56	0.7 ± 2	11	6.3 ± 6	67	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	1.5 ± 3	22
<i>Spira martinensis</i>	3.7 ± 7	44	1.5 ± 2	44	6.7 ± 9	78	1.5 ± 2	33	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11
<i>Spiophanes bombyx</i>	1.9 ± 4	22	1.1 ± 2	22	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22	0.4 ± 1	11	1.1 ± 3	11
<i>Terebellidae</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	340.4 ± 336	100	0 ± 0	0	10 ± 8	78	0 ± 0	0

Tabelle 6 Durchschnittliche Dichten und Standardabweichung ($\mu \pm sd$) [$ind. m^{-2}$] und Vorkommen (%) , prozentualer Anteil der Gebiete, in denen das Taxon gefunden wurde) der dominanten Arten im Verklappungs- und im Referenzgebiet (für jedes Gebiet und jeden Beprobungsplan die zehn Arten mit der höchsten Dichte).

	Frühjahr 2020			Herbst 2020			Frühjahr 2021			Herbst 2021			Frühjahr 2022			Herbst 2022		
	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%
Asteroidea	3.3 ± 5	44	0 ± 0	0	67.4 ± 73	67	0 ± 0	0	3 ± 4	44	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
Bathyporeia	8.1 ± 10	67	1.9 ± 4	22	13 ± 18	67	0 ± 0	0	11.1 ± 21	67	1.9 ± 3	33	1.9 ± 3	33	1.9 ± 3	33	1.9 ± 3	33
Bathyporeia elegans	14.8 ± 15	89	4.1 ± 5	44	44.8 ± 46	100	16.7 ± 15	78	23.3 ± 28	78	14.4 ± 18	89	14.4 ± 18	89	14.4 ± 18	89	14.4 ± 18	89
Bathyporeia pelagica	81.5 ± 96	100	21.1 ± 24	67	102.6 ± 145	100	16.3 ± 22	89	85.6 ± 143	89	8.9 ± 13	56	8.9 ± 13	56	8.9 ± 13	56	8.9 ± 13	56
Bryozoa	3.7 ± 4	56	3 ± 4	44	6.3 ± 4	89	5.9 ± 4	78	4.4 ± 5	56	4.8 ± 3	78	4.8 ± 3	78	4.8 ± 3	78	4.8 ± 3	78
Decapoda	31.1 ± 48	78	4.8 ± 6	67	13.3 ± 31	67	3 ± 5	44	2.2 ± 3	44	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22
Gastrosaccus spinifer	4.1 ± 5	56	7 ± 5	89	1.1 ± 2	33	15.9 ± 21	56	1.9 ± 3	33	1.5 ± 3	22	1.5 ± 3	22	1.5 ± 3	22	1.5 ± 3	22
Glycera tridactyla	0.4 ± 1	11	5.2 ± 4	78	2.2 ± 2	56	1.1 ± 2	33	0.4 ± 1	11	4.1 ± 4	56	4.1 ± 4	56	4.1 ± 4	56	4.1 ± 4	56
Jassa marmorata	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	13.7 ± 39	33	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11
Magelona johnstoni	35.7 ± 69	78	12.6 ± 18	78	16.3 ± 18	89	11.1 ± 10	67	5.6 ± 5	78	13 ± 11	78	13 ± 11	78	13 ± 11	78	13 ± 11	78
Microphthalmus	99.6 ± 169	56	14.8 ± 27	44	60.4 ± 124	56	40.4 ± 60	56	70.4 ± 117	44	18.5 ± 37	44	18.5 ± 37	44	18.5 ± 37	44	18.5 ± 37	44
Monopseudocuma gilsoni	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	8.9 ± 12	78	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
Mytilidae	14.1 ± 37	33	1.1 ± 2	22	1.5 ± 2	33	6.7 ± 7	67	5.9 ± 15	33	14.4 ± 17	56	14.4 ± 17	56	14.4 ± 17	56	14.4 ± 17	56
Nemertea	6.7 ± 10	44	2.6 ± 3	56	2.6 ± 2	67	3.7 ± 4	67	3.3 ± 8	33	2.2 ± 4	33	2.2 ± 4	33	2.2 ± 4	33	2.2 ± 4	33
Nephthys	7.4 ± 5	89	11.9 ± 9	89	20.4 ± 12	89	12.2 ± 11	89	4.1 ± 4	67	11.5 ± 6	100	11.5 ± 6	100	11.5 ± 6	100	11.5 ± 6	100
Nephthys cirrosa	18.5 ± 13	89	22.2 ± 13	89	25.9 ± 18	100	49.3 ± 25	100	39.6 ± 23	100	44.8 ± 27	100	44.8 ± 27	100	44.8 ± 27	100	44.8 ± 27	100
Ophelia	1.5 ± 3	22	0 ± 0	0	8.5 ± 11	67	11.9 ± 16	56	15.2 ± 24	78	10 ± 14	44	10 ± 14	44	10 ± 14	44	10 ± 14	44
Ophelia borealis	33.3 ± 48	67	15.2 ± 35	44	6.7 ± 11	67	10.4 ± 23	44	23.7 ± 41	56	4.1 ± 8	22	4.1 ± 8	22	4.1 ± 8	22	4.1 ± 8	22
Paraconis fulgens	4.1 ± 7	33	5.9 ± 9	56	3 ± 4	56	1.1 ± 2	22	3 ± 5	44	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22
Pontocrates	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
Pontocrates altamarinus	4.1 ± 3	78	11.9 ± 8	100	18.1 ± 15	89	13 ± 9	100	11.9 ± 8	78	5.2 ± 6	67	5.2 ± 6	67	5.2 ± 6	67	5.2 ± 6	67
Pontocrates arenarius	1.1 ± 3	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	1.1 ± 2	33	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
Scoloplos armiger	9.6 ± 12	56	5.6 ± 10	33	10.4 ± 11	78	9.6 ± 7	89	11.1 ± 11	78	11.1 ± 14	89	11.1 ± 14	89	11.1 ± 14	89	11.1 ± 14	89
Spio gonicephala	4.1 ± 8	44	2.6 ± 4	44	21.5 ± 17	100	4.8 ± 12	22	0 ± 0	0	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22
Spio martinensis	7.8 ± 12	56	6.3 ± 12	56	20.4 ± 25	78	1.9 ± 2	44	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11
Spiophanes bombyx	6.3 ± 10	44	1.9 ± 2	44	5.6 ± 13	33	2.6 ± 3	56	0 ± 0	0	9.6 ± 14	78	9.6 ± 14	78	9.6 ± 14	78	9.6 ± 14	78
Terebellidae	2.6 ± 3	44	0 ± 0	0	227.4 ± 288	100	0 ± 0	0	4.4 ± 6	56	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0

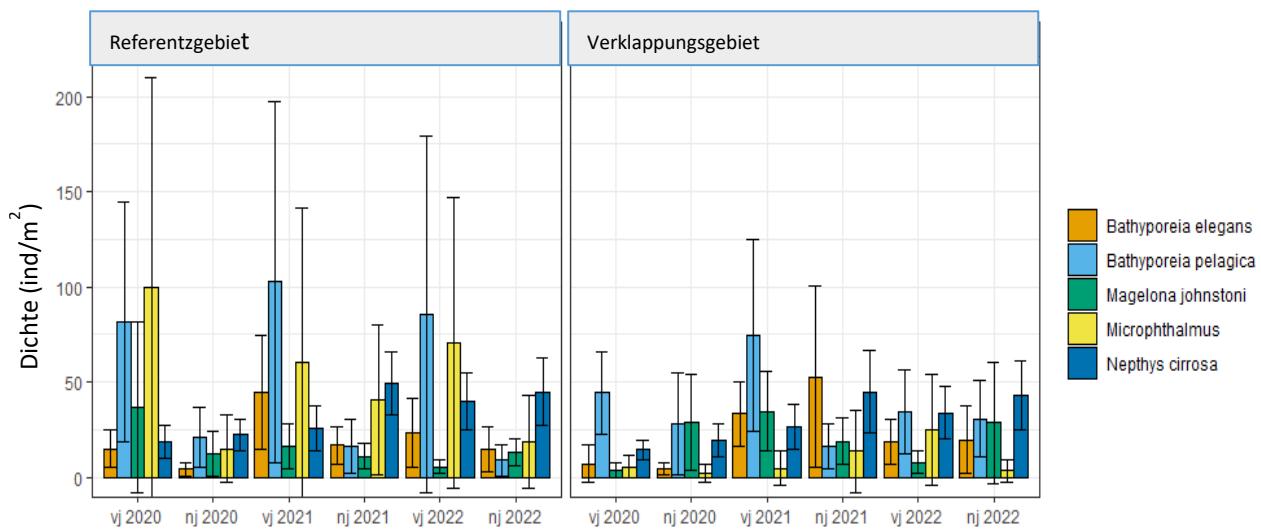


Abbildung 15. Durchschnittliche Dichte (ind./m²) einiger Arten im Referenz- und Verklappungsgebiet. [vj = Frühjahr, nj = Herbst]

3.2.2 Multivariate Analyse

Es wurde in allen Einzelproben eine nMDS-Ordination an den gefundenen Dichten durchgeführt, um die Unterschiede innerhalb der Gemeinschaft zwischen dem Referenz- und dem Verklappungsgebiet vor und nach der Verklappung des Baggerguts abzubilden. Hierfür wurden 57 der 120 gefundenen Taxa verwendet (es wurden nur die Arten ausgewählt, die an mindestens drei Stellen und mindestens 1 % der Gesamtdichte der Probe ausmachten).

Ein PERMANOVA-Test mit den Variablen Gebiet (Verklappungs- und Referenzgebiet), Zeitpunkt der Probenahme und der Interaktion zwischen beiden deutete auf signifikante Unterschiede in Raum und Zeit hin (Tabelle 7). Im Ordinationsdiagramm sind dieser Unterschiede nur schwer zu erkennen (Abbildung 14). Auch der Stresswert ist relativ hoch (0,283), was darauf hindeutet, dass die Darstellung in zwei Dimensionen nicht besonders gut ist. Es ist jedoch klar, dass es im gesamten Untersuchungsgebiet einen deutlichen Unterschied in der Artenzusammensetzung und -dichte im Frühjahr und im Herbst gibt (Figuur 15).

Tabelle 7. PERMANOVA-Test mit den Kovariablen Gebiet (Referenz- und Verklappungsgebiet), Zeitpunkt der Probenahme und der Interaktion zwischen beiden.

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)	
Gebiet	1	0,3628	0,01948	2,709	0,004	**
Zeitpunkt	5	4,6522	0,2498	6,9477	0,001	***
Gebiet:						
Zeitpunkt	5	0,7526	0,04041	1,1239	0,244	
Residuum	96	12,8563	0,69031			
Gesamt	107	18,6239		1		

Analysen, bei denen das Verklappungsgebiet weiter in einen östlichen und einen westlichen Teil aufgeteilt ist, deuten sowohl in räumlicher als auch in zeitlicher Hinsicht auf Unterschiede in der Artenzusammensetzung hin. Ein PERMANOVA-Test weist auch auf einen signifikanten Interaktionseffekt hin (Tabelle 8): Die zeitlichen Veränderungen unterscheiden sich in den Verklappungs- und Referenzgebieten signifikant.

Im Ordinationsdiagramm ist ein deutliches Gefälle zu erkennen (von links nach rechts sind der westliche Teil des Referenzgebietes, das Verklappungsgebiet und der östliche Teil des Referenzgebietes abgebildet (Abbildung 15).

Auch die PRC-Analyse ergab signifikante Unterschiede in Bezug auf den Raum ($p=0,001$). Im PRC-Diagramm, in dem das Verklappungsgebiet als Grundlage dient, befindet sich der westliche Teil des Referenzgebietes im oberen Bereich und der östliche Teil im unteren Bereich (Abbildung 16), was wiederum auf ein Ost-West-Gefälle hindeutet. Der östliche Teil des Referenzgebietes unterscheidet sich stärker vom Verklappungsgebiet als der westliche Teil des Referenzgebietes. Auffällig ist, dass die Unterschiede im Herbst am geringsten sind.

Arten mit einem positiven Wert kommen also (allgemein) am häufigsten und in höheren Dichten im westlichen Teil des Referenzgebietes vor, Arten mit einem negativen Wert kommen häufiger und in höheren Dichten im östlichen Teil des Referenzgebietes vor. Eine Art wie *Microphthalmus* sp. mit einem hohen negativen Artenwert (Abbildung 16) wird in höheren Dichten im östlichen Teil des Verklappungsgebietes gefunden und nicht im westlichen Teil (Abbildung 17). Der Ringelwurm *Paraonis fulgens* kommt vor allem im östlichen Teil des Verklappungsgebietes in größeren Zahlen vor und nicht im westlichen Teil (Abbildung 17).

Tabelle 8. PERMANOVA-Test mit den Kovariablen Gebiet (Verklappungsgebiet und Referenzgebiet, aufgeteilt in einen östlichen und einen westlichen Teil), Zeitpunkt der Probenahme und der Interaktion zwischen beiden.

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)	
Gebiet	2	2,289	0,1229	10,3454	0,001	***
Zeitpunkt	5	4,6522	0,2498	8,4106	0,001	***
Gebiet:						
Zeitpunkt	10	1,7263	0,09269	1,5605	0,003	**
Residuum	90	9,9564	0,5346			
Gesamt	107	18,6239		1		

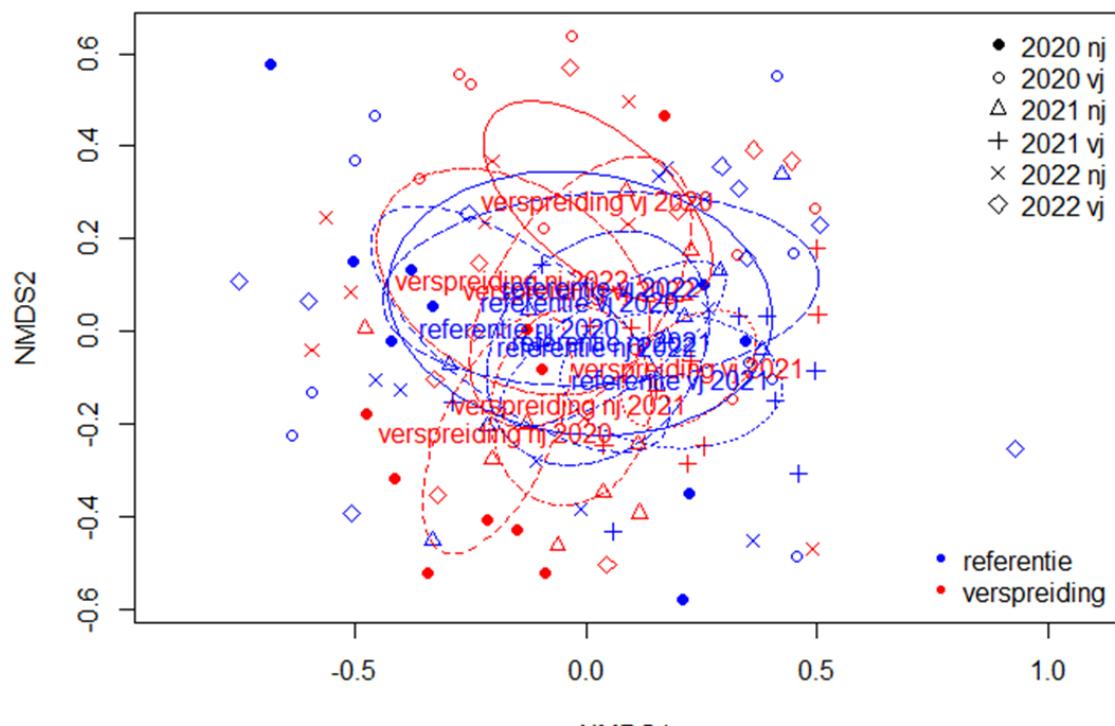


Abbildung 14. nMDS-Diagramm der Proben über zwei Dimensionen, wobei zwischen dem Referenzgebiet ($n = 9$ pro Zeitpunkt) und dem Verklappungsgebiet ($n = 9$ pro Zeitpunkt) sowie dem Zeitpunkt der Probenahme (Frühjahr und Herbst 2020, 2021 und 2022) unterschieden wird. Die Ellipsen entsprechen den 95%-Konturen für jeden der Zeitpunkte (Stresswert: 0,283). [verspreiding = Verklappungsgebiet, referentie = Referenzgebiet; vj = Frühjahr, nj = Herbst]

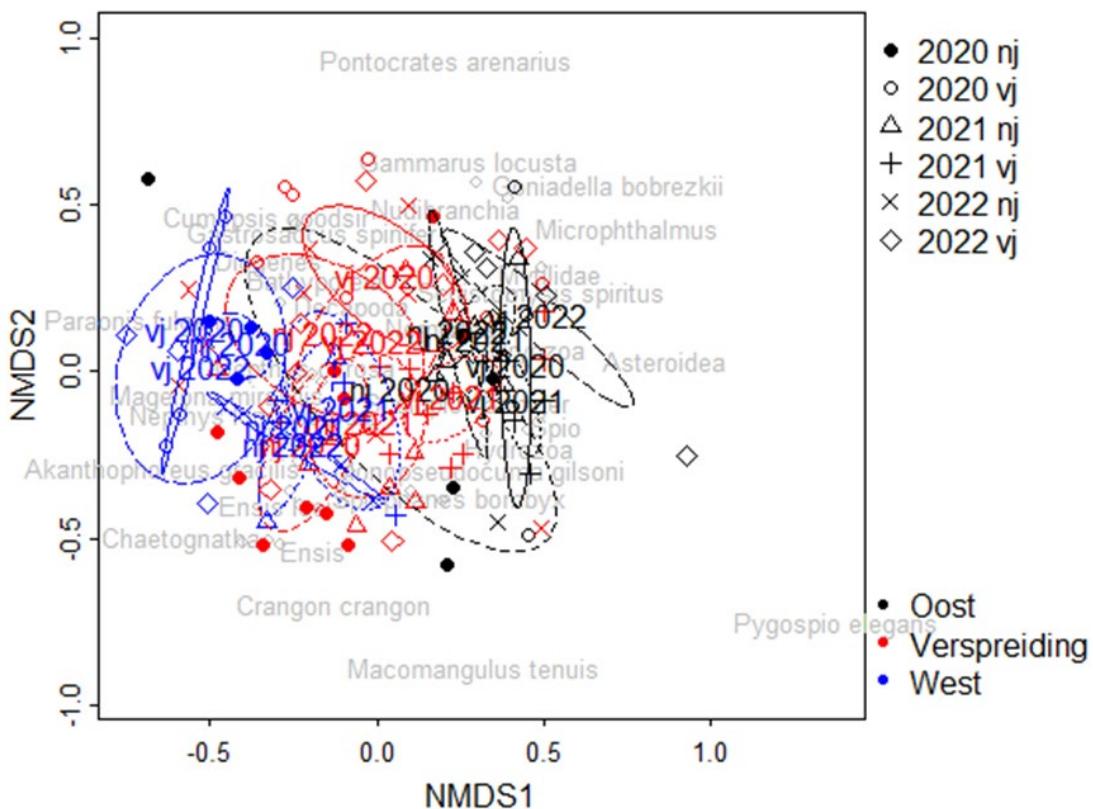


Abbildung 15. nMDS-Diagramm der Proben über zwei Dimensionen (genau wie in Abbildung 10), wobei zwischen dem Verklappungsgebiet ($n = 9$ pro Zeitpunkt) und dem Referenzgebiet, aufgeteilt in Ost ($n = 4$ pro Zeitpunkt) und West ($n = 5$ pro Zeitpunkt), unterschieden wird. Die Ellipsen entsprechen den 95%-Konturen für jeden der Zeitpunkte. [vj = Frühjahr, nj = Herbst]

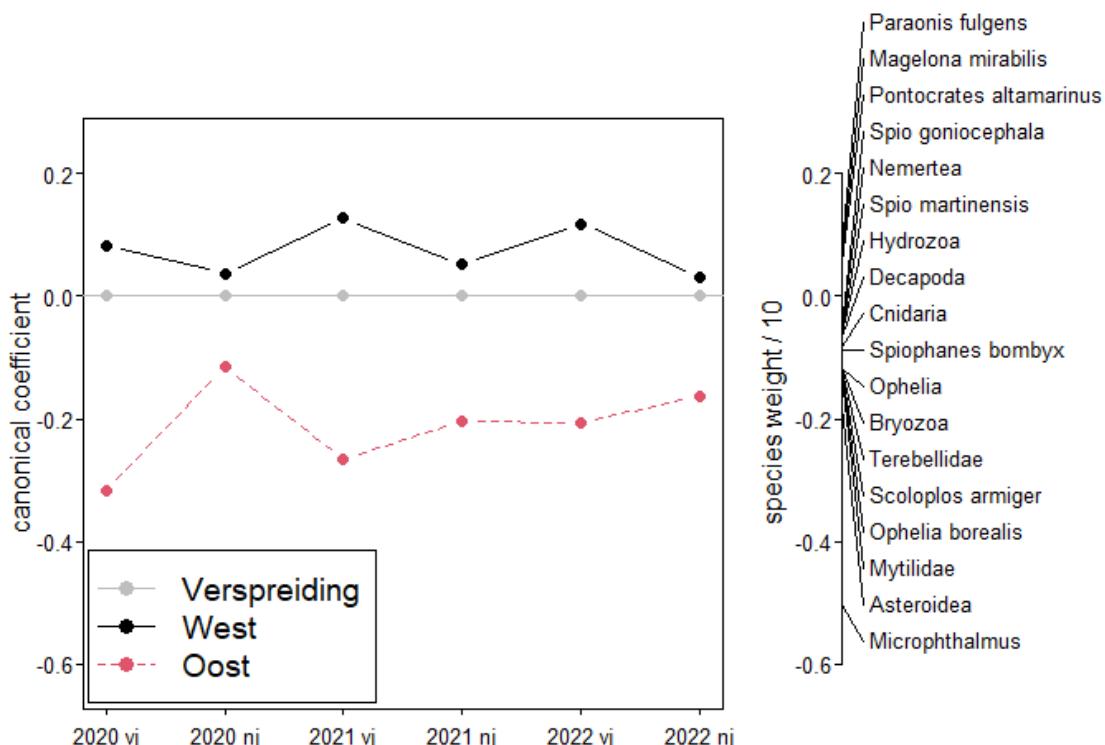
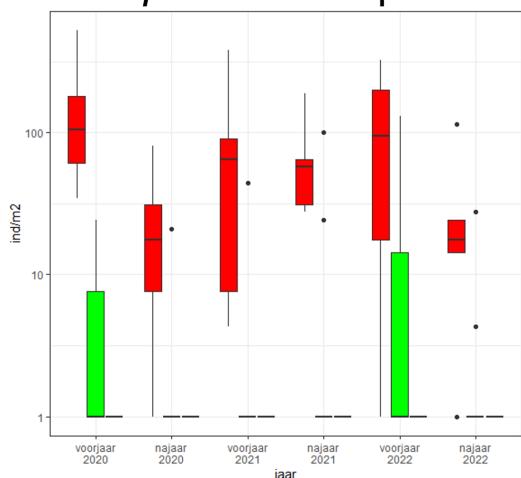


Abbildung 16. PRC-Diagramm, in dem für jeden Zeitpunkt der Probenahme der Unterschied zwischen dem westlichen und dem östlichen Referenzgebiet dargestellt ist, wenn das Verklappungsgebiet auf 0 gesetzt wird. Die Arten, die am meisten zu den Unterschieden beitragen, sind auf der rechten Seite dargestellt. [Verspreiding = Verklappungsgebiet; West = westlichen Referenzgebiet, Oost = östlichen Referenzgebiet]

Micropthalmus sp.



Paraonis fulgens

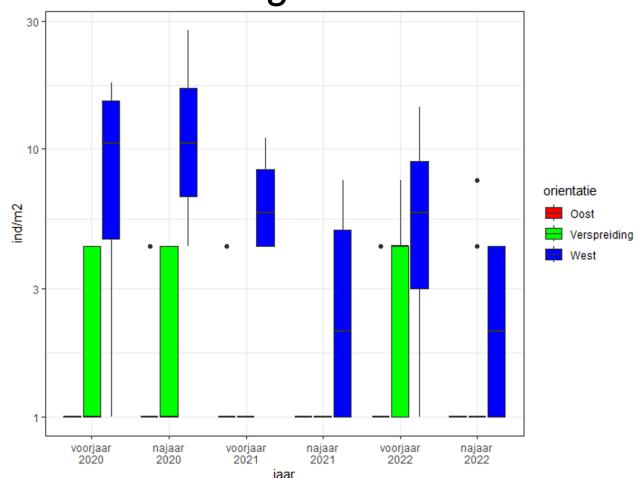


Abbildung 17. Dichte (ind/m²) von *Micropthalmus* sp. und *Paraoonis fulgens*. Hier stellt die horizontale Linie den Median dar, der graue Balken das 25- und 50- Perzentil, und die einzelnen Punkte Ausreißer, bei denen der Wert mehr als das 1,5-fache des Abstandes zwischen dem 25- und dem 50- Perzentil beträgt. [Verspreidung = Verklappungsgebied; West = westlichen Referenzgebiet, Oost = östlichen Referenzgebiet]

3.3 Kieler Kinderwagen

Sowohl im Frühjahr als auch im Herbst wurden von den meisten Arten nur wenige Individuen in den Proben gefunden (gekennzeichnet durch R in Tabelle 10). Wie bereits erwähnt, können aus dem Fund von Fischen und Quallen keine Schlussfolgerungen gezogen werden, da diese Tiere mobil sind und den Probenentnahmegeräten ausweichen können. Sie wurden daher auch nicht in die Übersicht aufgenommen, jedoch zur Information in Beilage 3 aufgeführt.

Einige Arten wurden lediglich im Frühjahr 2020 angetroffen, unter anderem Muscheln (Mytilidae). Garnelen kommen häufig vor, wobei die höchste Anzahl im Herbst zu beobachten ist. Dies sind die einzigen „häufigen“ Arten.

Zu den regelmäßig anzutreffenden Arten gehören der gemeine Einsiedlerkrebs (*P. bernhardus*), die gemeine Schwimmkrabbe *L. holsatus*), die Nordseegarnele (*C. crangon*) und die Strandkrabbe (*C. maenas*). Auffallend ist, dass der kleine Einsiedlerkrebs (*D. pugilator*) nahezu ausschließlich im Herbst gefunden wurde, sowohl 2020 als auch 2021.

Die meisten Arten kommen entweder gelegentlich oder selten vor. Das Vorkommen in der Probe ist daher meist ein Zufallsfund und es können keine Schlussfolgerungen daraus gezogen werden.

An drei der fünf Probenahmestellen ist die Zahl der im Frühjahr 2020 gefundenen Taxa höher als danach (Abbildung 18). Nur an diesen Stellen und im Jahr 2020 ist die Anzahl der im Frühjahr gefundenen Arten größer als die der im Herbst gefundenen.

In Bezug auf das Vorhandensein bzw. Nichtvorhandensein von Arten wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen dem Verklappungs- und dem Referenzgebiet gefunden (Tabelle 9). Es gibt jedoch einen signifikanten Unterschied zwischen den Zeiten der Probenahme. Dies lässt sich auch deutlich in einem Ordinationsdiagramm erkennen (Abbildung 19).

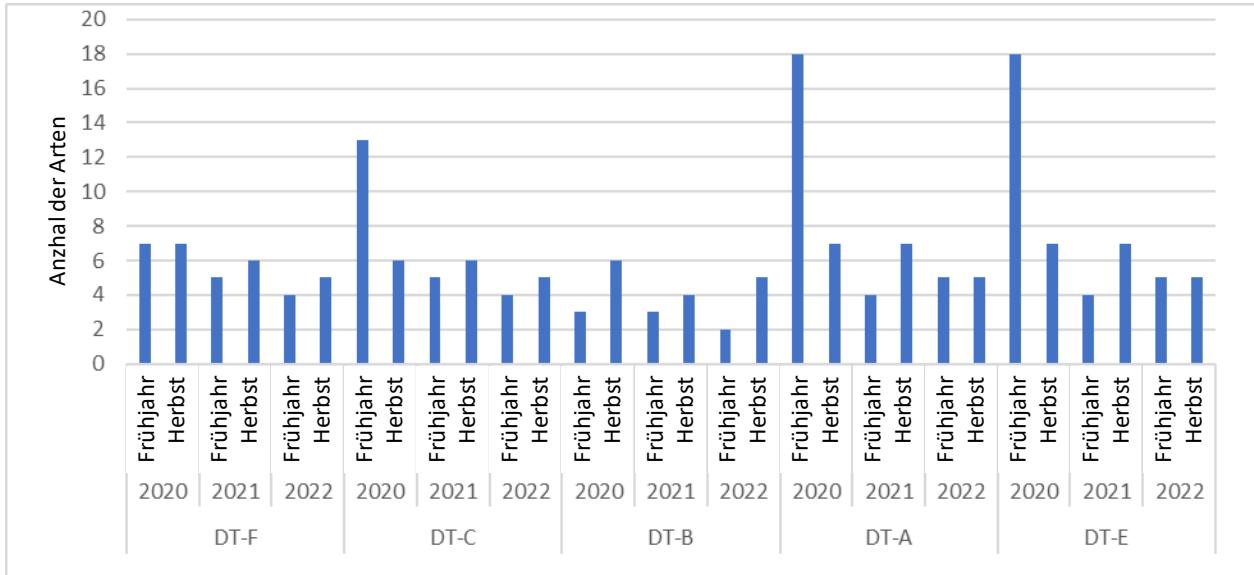


Abbildung 18. Anzahl der Arten, die in den 5 mit dem Kieler Kinderwagen beprobten Transekten beobachtet wurden (ohne Fische und Quallen)

Tabelle 9. PERMANOVA-Test mit den Kovariablen Gebiet (Referenz- und Verklappungsgebiet), Zeitpunkt der Probenahme und der Interaktion zwischen beiden.

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)	
Gebiet	1	0.1355	0.01748	0.7128	0.742	
Zeitpunkt	5	3.5967	0.46376	3.7833	0.001 ***	
Gebiet:Zeitpunkt	5	0.6008	0.07747	0.632	0.986	
Residual	18	3.4224	0.44129			
Total	29	7.7553	1			

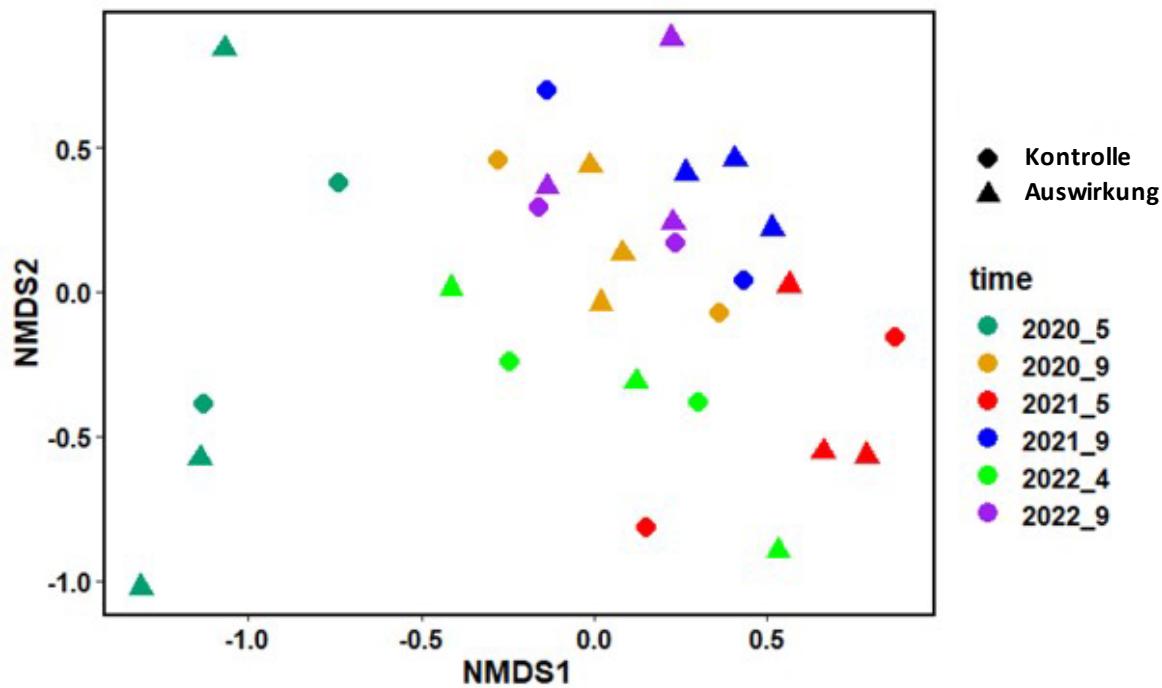


Abbildung 19. Ordinationsdiagramm der mit dem Kieler Kinderwagen im Frühjahr und Herbst 2020 und 2021 entnommenen Proben im Verklappungsgebiet (Auswirkung) und im Referenzgebiet (Kontrolle) (Stress 0,159).

Tabelle 10. Artenvorkommen in den Proben des Kieler Kinderwagens, kategorisiert nach dem ACFOR-System (siehe 2.2.3.: A = sehr häufig, C = häufig, F = zahlreich, O = gelegentlich, R = selten, leer = nicht gefunden)

Phylum	TaxonName_ACC	Frühjahr																				
		DT-F	DT-C	DT-B	DT-A	DT-E	DT-F	DT-C	DT-B	DT-A	DT-E	DT-F	DT-C	DT-B	DT-A	DT-E	DT-F	DT-C	DT-B	DT-A	DT-E	
Annelida	Autolytinae	R																				
Annelida	Ophelia borealis	R																				
Annelida	Terebellidae	R																				
Arthropoda	BALANOMORPHA	R																				
Arthropoda	Balanus crenatus	O																				
Arthropoda	Brachyura	R																				
Arthropoda	Caprellidae	R																				
Arthropoda	Carcinus maenas	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	
Arthropoda	Corophium	R	F	F	A	A	A	A	O	R	F	C	C	C	C	C	C	C	A	A	A	
Arthropoda	Crangon crangon	R																				
Arthropoda	Decapoda	R	O	F																		
Arthropoda	Diogenes pugillator	R																				
Arthropoda	Gammarus locusta	R	O																			
Arthropoda	Idotea linearis	R	O	F																		
Arthropoda	Gastrosaccus spinifer	R																				
Arthropoda	Hyas araneus	R																				
Arthropoda	Idotea holosatus	R																				
Arthropoda	Mysidae	R																				
Arthropoda	Nymphon breviostre	R																				
Arthropoda	Pagurus bernhardus	R	R	O	R																	
Arthropoda	Philocheras trispinosus	R																				
Arthropoda	Portunus latipes	R																				
Arthropoda	Schistomysspiritus	R	R	O	C																	
Bryozoa	Bryozoa	R	R	R	R																	
Echinodermata	Asterias rubens	R	R	R	R																	
Echinodermata	Astrocoidea	R																				
Echinodermata	Ophiura ophiura	R																				
Mollusca	Mytilidae	F																				
Mollusca	Nudibranchia	R	R	R	R																	
Mollusca	Sepiida																					R

4 Diskussion

Im Sommer 2020, 2021 und 2022 wurde Baggergut aus der Fahrinne nach Eemshaven an die Klappstelle P0 verteilt. Zuvor wurde im Frühjahr 2020 eine Entnahme von Proben des Bodenlebens durchgeführt. Die Proben wurden im Verklappungs- und im Referenzgebiet, das aus zwei Teilgebieten östlich und westlich des Verklappungsgebietes besteht, entnommen. Im Herbst 2020 und im Frühjahr und Herbst 2021 und 2022 wurden an denselben Stellen erneut Proben entnommen. 2023 soll dieselbe Probenahme noch einmal wiederholt werden.

Aufgrund von COVID-19 konnte das vorgesehene Monitoringkonzept, eine Änderung des von IBL erstellten Konzepts, nicht ausgeführt werden. Daher wurden die Proben so gut wie möglich nach dem ursprünglichen Konzept entnommen, mit einem Van-Veen-Greifer und einem Kieler Kinderwagen (zie Craeymeersch & Hamer 2021).

Dieser Bericht beschreibt die Daten und beobachtete Entwicklungen in den Jahren 2020, 2021 und 2022.

Sediment

Das Sediment kann als mittelfeiner bis feiner Sand mit einem sehr geringen Schlickanteil klassifiziert werden. Im östlichen Teil des Referenzgebiets ist der Schlickgehalt etwas höher, aber immer noch niedrig (0-6,5%, mit einigen Ausreißern auf 8,3% und 13,5% im Frühjahr 2021 und bis zu 48,7% im Frühjahr 2022). Auffallend ist die große Heterogenität der Sedimentzusammensetzung im östlichen Referenzgebiet. Offensichtlich gilt dies auch auf einer kleineren räumlichen Skala. Für die Entnahmestelle mit dem Schlickgehalt von 48,7 % in der ersten untersuchten Probe wurden auch die übrigen Replikate analysiert: der Schlickgehalt betrug bei diesen 39,5 % und 4,9 %.

Auch andere Studien haben gezeigt, dass es sich bei den Oberflächensedimenten hauptsächlich um feinen und groben Sand handelt, der örtlich mit feinem Kies und „grobem Schlick“ durchsetzt ist und oft schlecht sortiert ist (Zeiler et al. 2014, Sievers et al. 2021). Und somit offenbar auch mit stellenweise hohem Schlickanteil.

Im Laufe des Sommers, nach Beginn der Verklappung des Baggerguts, ist das Sediment im Verklappungsgebiet feinsandiger geworden, höchstwahrscheinlich als Folge der Ausbringung von feiner gesandtem Sediment. Danach nahm die mediane Korngröße wieder zu.

Benthische Tierwelt

Im Herbst unterscheidet sich die Anzahl der Arten im Verklappungs- und im Referenzgebiet entweder nicht signifikant von der Anzahl der Arten im Frühjahr, oder sie ist signifikant niedriger. Innerhalb des Referenzgebiets gibt es jedoch große Unterschiede, wobei die Artenvielfalt im östlichen Teil viel höher ist als im Verklappungsgebiet und im westlichen Teil des Referenzgebietes. Es fällt auf, dass im östlichen Teil des Referenzgebiets die Anzahl der Arten im Herbst durchweg niedriger ist als im Frühjahr, genau wie im Verklappungsgebiet. Im westlichen Teil des Referenzgebiets ist dies in den Jahren 2020 und 2022 auch der Fall, aber 2021 ist die Zahl dann im Herbst niedriger. Auch andere Studien verzeichnen im Herbst tendenziell mehr Arten als im Frühjahr (Ysebaert et al. 2003). Doch da die höchsten Dichten im Frühjahr verzeichnet wurden, ist es angesichts der Zusammenhänge (Species Accumulation Curve) logisch, dass auch die höchsten Zahlen im Frühjahr zu finden sind.

Möglicherweise sind die räumlichen Unterschiede zwischen dem östlichen Teil des Referenzgebiets und dem Rest des Untersuchungsgebietes zum Teil auf Unterschiede in der Korngröße und im Schlickgehalt zurückzuführen, obwohl es sich (meist) um niedrige Schlickgehalte handelt.

Allgemein lässt sich zu keinem Zeitpunkt der Probenahme ein signifikanter Unterschied zwischen dem Verklappungsgebiet und dem Referenzgebiet als Ganzes feststellen. Doch aufgrund der geringen Anzahl von Proben und den Unterschieden zwischen dem westlichen und dem östlichen Teil des

Referenzgebietes (und somit einer großen räumlichen Variation) lassen sich mögliche Unterschiede nicht leicht ermitteln.

Die Gesamtdichte weist in etwa die gleichen räumlichen und zeitlichen Unterschiede auf wie die Artenvielfalt. Auffallend ist, dass auch hier die Gesamtdichte im Herbst geringer ist als im Frühjahr. Eine Abnahme der Gesamtdichte widerspricht den Erwartungen. Oft sind im Herbst nämlich höhere Dichten als im Frühjahr zu beobachten (Ysebaert et al. 2003, Reiss & Kröncke 2005, Boon et al. 2011).

Die multivariaten Analysen weisen auf deutliche räumliche und jahreszeitbedingte Unterschiede bei der Artenzusammensetzung hin. Auffallend ist, dass die Artenzusammensetzung im Verklappungsgebiet im Herbst eher derjenigen der Referenzgebiete entspricht als im Frühjahr. Es gibt ein Gefälle von Ost nach West, das wohl weitgehend auf Unterschiede in der Sedimentzusammensetzung zurückzuführen ist. Beispielsweise kommt der Borstenwurm *Microphthalmus* hauptsächlich im östlichen Teil vor und ist als Art typischerweise in größeren Sedimenten zu finden (www.marlin.ac.uk). Eine andere Art, die viel häufiger im westlichen Teil vorkommt, ist *Paraonis fulgens* (der Ringelwurm). Dieser Borstenwurm hat sich an hochdynamische Verhältnisse angepasst (Rasmussen 1973 in Craeymeersch, 1999).

Der westliche Teil des Referenzgebietes ist dem Verklappungsgebiet sehr viel ähnlicher, auch wenn eine Reihe von Arten im westlichen Teil des Referenzgebiets überhaupt nicht vorkommen. Dies entspricht früheren Analysen, die auf Daten von 2016 basieren (siehe Anhang in Craeymeersch & Hamer, 2021). Das Wissen über die bevorzugten Lebensräume von Arten mit unterschiedlicher Verbreitung ist oft unzureichend und kann auch das Ergebnis von alljährlichen Unterschieden im Bruterfolg sein, insbesondere bei Schalentieren.

Es wurden keine Veränderungen beobachtet, die auf einen Effekt der Verklappung hindeuten. In einem Bericht aus dem Jahr 2020 (Craeymeersch & Hamer 2021) haben wir die Vermutung geäußert, dass bei einer einzigen Art der Unterschied zwischen Frühjahr und Herbst 2020 möglicherweise tatsächlich auf diese Aktivität zurückzuführen ist. Die Dichte des Vielborsters *Magelona johnstoni* nahm im Verklappungsgebiet vom Frühjahr zum Herbst zu, während die Dichte im Referenzgebiet abnahm. Diese Art bevorzugt feinere Sedimente (Degraer et al. 2006). Es ist bekannt, dass die Population in Gebieten nach starken Schwankungen der Sedimentationsgeschwindigkeit erheblich zunehmen kann (Gittenberger & van Loon 2013). Diese Art (im Grunde die Gesamtheit von *M. mirabilis* und *M. johnstoni*) ist im BISI auch als Indikatorart für mehrere Lebensräume und Gebiete aufgenommen, als Indikator für eine Erholung (Wijnhoven et al. 2013, Wijnhoven & Bos 2017). Mit dem im Herbst erneut größer werdenden Sediment im Verklappungsgebiet hat die Dichte zumindest im Frühjahr 2021 nicht abgenommen. Im Herbst 2021 gibt es einen kleinen, aber nicht signifikanten Rückgang. Im Referenzgebiet ist die Dichte mehr oder weniger gleichgeblieben. 2022 zeigt sich im Verklappungsgebiet erneut im Herbst eine Zunahme gegenüber dem Frühjahr. Auch im Referenzgebiet verdoppelt sich in diesem Zeitraum die Dichte. Die Veränderungen scheinen daher eher natürlich zu sein als dass sie auf die Eingriffe zurückzuführen wären. Auch in früheren Untersuchungen wurden räumliche Unterschiede in der Dichte dieser Arten auf lokale natürliche Unterschiede zurückgeführt. (BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde 2001).

Eine Power-Analyse ergab, dass nur relativ große Unterschiede in der Dichte der Arten nachgewiesen werden können. Schließlich werden für die meisten Arten mindestens 20-25 Proben benötigt, um Unterschiede von 20 % zwischen zwei Beobachtungen signifikant feststellen zu können (Craeymeersch & Hamer 2021). Mit 9 Proben pro Gebiet (Verklappungsgebiet, Referenzgebiet) können also nur größere Unterschiede nachgewiesen werden. Kurz gesagt, möglicherweise sind die Unterschiede zwar nicht signifikant, aber dennoch vorhanden. Angesichts des Unterschiedes zwischen dem westlichen und dem östlichen Teil des Referenzgebietes ist die Varianz im gesamten Referenzgebiet groß und vielleicht auch zu groß, um einen signifikanten, spürbaren Unterschied zu erkennen. Bei einer Aufteilung ist die Anzahl der Proben pro Teilgebiet noch geringer und sicherlich zu gering, um signifikante Unterschiede ermitteln zu können.

Auch der Effekt auf die mediane Korngröße scheint sich nur in einem Teil des Verklappungsgebietes zu zeigen (Abbildung 7). Möglicherweise müssen hier zusätzliche Schwerpunkte gesetzt werden (indem ein Teil des Verklappungsgebietes festgelegt wird, der tatsächlich seichter und feinsandiger geworden ist),

aber wie bereits oben dargelegt, wird dadurch die Zahl der Probenahmestellen pro Teilgebiet wieder kleiner.

Da es in den Referenzgebieten keine Hinweise auf Auswirkungen gibt, werden auch keine Auswirkungen auf die benthische Tierwelt im Naturschutzgebiet „Borkum Riff“, in dem das Verklappungsgebiet liegt, erwartet.

Nahrung für Seevögel

Das Klappstelle P0 liegt im Naturschutzgebiet „Borkum-Riff“. Das Gebiet ist reich an Fischen und zieht daher viele Seevögel an (https://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/schutzgebiete/die_einzelnen_naturschutz_gebiete/naturschutzgebiet-borkum-riff-89912.html), u. a. den Sterntaucher. Wie auch andere Arten nutzt diese Art das Gebiet vor allem als Rast-, Durchzugs- und Überwinterungsgebiet während der Wintermonate. Das Naturschutzgebiet spielt auch eine wichtige Rolle als Rast- und Durchzugsgebiet für Sturmmöwen.

Das Untersuchungsgebiet liegt im Gebiet "Schiermonnikoog-Rottum-Borkum", wo mitunter große Mengen von Trauerenten anzutreffen sind, wenn die Nahrungsverhältnisse dort günstig sind (viele *Spisula* oder junge *Ensis*). Zudem herrscht dort reger Schiffsverkehr von und zur Ems sowie durch die lokale (Garnelen-)Fischerei. Dadurch werden die Enten oft gestört. Dann fliegen sie auf und landen wieder, irgendwo innerhalb oder auch außerhalb dieses Gebietes, auch an Stellen ohne Nahrung, wenn es dort dann bezüglich des Schiffsverkehrs ruhiger ist. Ein Gebiet wie P0, in dem das Futter knapp ist, ist für Enten als Nahrungsgebiet nicht attraktiv, kann aber als vorübergehender Ruheplatz durchaus attraktiv sein. Bei den Enten in diesem Gebiet handelt es sich somit um Enten, die dort gestört wurden, wo sie sich eigentlich lieber aufhalten, und ihre Anwesenheit hier ist nur von kurzer Dauer. Solange an dieser Stelle keine reichhaltige Bodenfauna vorhanden ist, gibt es hier für Enten nichts zu holen außer Ruhe. Störungen durch die Schifffahrt an Orten, die als Nahrungsplatz dienen, führen zu einer erheblichen Verringerung der Zeit, die den Trauerenten für die Nahrungssuche zur Verfügung steht, was sich auf die Tragfähigkeit eines Gebietes auswirkt (van de Wolfshaar et al. 2023). Dies ist hier jedoch nicht der Fall.

Schlussfolgerungen:

- Generell wurde gezeigt, dass sich die Fauna im Verklappungsgebiet nicht von der im Referenzgebiet unterscheidet. Allerdings unterschied sich zu Beginn der Studie im Frühjahr 2020 die Bodenfauna im östlichen Teil von der im westlichen Teil des Referenzgebietes und das ist auch so geblieben. Es gibt ein deutliches Ost-West-Gefälle in der Artenzusammensetzung. Und der detektierbare Unterschied ist ziemlich groß: mit 25 Proben pro Gebiet würden Unterschiede von 20 % als signifikant betrachtet werden.
- Bislang wurden keine Unterschiede in der benthischen Tierwelt festgestellt, die auf die Nutzung von P0 als Verklappungsgebiet zurückzuführen wären.
- Bis jetzt gibt es keinen Grund, Auswirkungen auf das Naturschutzgebiet „Borkum Riff“ zu erwarten.

5 Literatur

- Crisp D, Southward A (1958) The distribution of intertidal organisms along the coasts of the English Channel. *J Mar Biol Assoc U K* 37:157–203
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Aust J Ecol* 26:32–46
- BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2001) Bagger- und Klappstellenuntersuchungen im Ems-Ästuar, Klappstellen 1 bis 7. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Bericht BfG-1329: 111S + 28 Anl.
- Boon A, Gittenberger A, van Loon W (2011) Review of Marine Benthic Indicators and Matrics for the WFD and design of an optimized BEQI. Deltares, .
- Clarke K, Warwick RM (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth.
- Craeymeersch J (1999) Chapter 7. Distinction between man-induced and natural changes in macrobenthic communities: application of the Analysis of Concentration. In: Craeymeersch, JA 1999. The use of macrobenthic communities in the evaluation of environmental change. PhD Thesis, University of Gent. p. 195–219.
- Craeymeersch J, Hamer A (2021) Biologische monitoring P0 Eems. Tussenrapportage data voor- en najaar 2020. Wageningen Marine Research rapport C073/21.
- Crisp D, Southward A (1958) The distribution of intertidal organisms along the coasts of the English Channel. *J Mar Biol Assoc U K* 37:157–203
- Degraer S, Wittoeck J, Appeltans W, Cooreman K, Deprez T, Hillewaert H, Hostens K, Mees J, Vanden Berghe E, Vincx M (2006) The macrobenthos atlas of the Belgian part of the North Sea. Belgian Science Policy. D/2005/1191/6.
- den Besten PJ, van den Brink PJ (2005) Bioassay responses and effects on benthos after pilot remediations in the delta of the rivers Rhine and Meuse. *Environ Pollut* 136:197–208
- Deng C, Daley T, Smith A (2015) Applications of species accumulation curves in large-scale biological data analysis. *Quantitative Biology* 3:135–144
- Gittenberger A, van Loon W (2013) Sensitivities of marine macrozoobenthos to environmental pressures in the Netherlands. *Nederlandse Faunistische Mededelingen* 41:79–112
- Grasmeijer B, Pasmans I (2013) Hydromorfologie Eems-Dollard estuarium. Achtergrondstudie t.b.v. OTB MER Vaarweg Eemshaven. ARCADIS, 3 december 2013 077141772:D. 168 pp.
- gung - Reinstate Monica (<https://stats.stackexchange.com/users/7290/gung-reinstate-monica>) (2013) What is the non-parametric equivalent of a two-way ANOVA that can include interactions? URL (version: 2013-12-03): <https://stats.stackexchange.com/q/78366>.
- Heip CHR, Herman PMJ, Soetaert K (2001) Indices of diversity and evenness. *Oceanis* 24:61–87
- IBL (2020) Monitoringkonzept für die Klappstelle P0 im „NSG Borkum Riff“. IBL Umweltplanung GmbH, Oldenburg. 11 p. .
- Rasmussen E (1973) Systematics and ecology of the Islefjord marine fauna (Denmark). *Ophelia* 11:1–507
- Rees HL (ed) (2009) Guidelines for the study of the epibenthos of subtidal environments., Vol 42
- Reiss H, Kröncke I (2005) Seasonal variability of benthic indices: an approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Mar Pollut Bull* 50:1490–1499
- Schuchardt B, Peter Rückert P, Huber A, Veckenstedt J, Henning D, Boeder N, Günther C-P (2008) Untersuchung der Besiedlung potenzieller Verbringungsstellen für Baggerrug aus dem NOK in der Ostsee. Untersuchung September 2008. BIOCONSULT / Schuchardt & Scholle GbR. November 2008. 31 pp. .
- Sievers J, Milbradt P, Ihde R, Valerius J, Hagen R, Pluss A (2021) An integrated marine data collection for the German Bight - Part 1: Subaqueous geomorphology and surface sedimentology (1996–2016). *Earth Syst Sci Data* 13:4053–4065
- Troost K, van Asch M, van den Ende D, van Es Y, Perdon KJ, van der Pool J, Suykerbuyk W, van Zweeden C, van Zwol J (2022) Schelpdierbestanden in de Nederlandse Kustzone, Waddenzee en zoute deltaraderen in 2021. Stichting Wageningen Research, Centrum voor Visserijonderzoek (CVO). CVO rapport 22.011, IJmuiden
- van de Wolfshaar KE, Brinkman AG, Benden DLP, Craeymeersch JA, Glorius S, Leopold MF (2023) Impact of disturbance on common scoter carrying capacity based on an energetic model. *J Environ Manage* 342:118255
- van den Brink PJ, den Besten PJ, bij de Vaate A, ter Braak CJF (2009) Principal response curves technique for the analysis of multivariate biomonitoring time series. *Environ Monit Assess* 152:271–281

-
- van den Brink PJ, Ter Braak CJF (1998) Multivariate analysis of stress in experimental ecosystems by Principal Response Curves and similarity analysis. *Aquat Ecol* 32:163-178
- Van den Brink PJ, Ter Braak CJF (1999) Principal response curves: analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environ Toxicol Chem* 18:138-148
- Verdonschot P, Besse-Lototskaya A, van den Hoorn M (2010) Het effect van piekafvoeren op de levensgemeenschap in beekbovenlopen. I. Resultaten van twee veldexperimenten in een natuurlijke beek. Alterra-rapport 2001. 68 pp. .
- Wijnhoven S, Bos OG (2017) Benthische Indicator Soorten Index (BISI). Ecoauthor
- Wijnhoven S, Duineveld G, Lavaleye M, Craeymeersch J, Troost K, van Asch M (2013) Kaderrichtlijn Marien indicatoren Noordzee. Naar een uitgebalanceerde selectie van indicator soorten ter evaluatie van habitats en gebieden en scenario's hoe die te monitoren. NIOZ, Monitor Taskforce Publication Series 2013-02. 108 pp. .
- Ysebaert T, Herman P, Meire P, Craeymeersch J, Verbeek H, Heip C (2003) Large-scale patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57:335-355
- Zeiler M, Milbradt P, Plüß A, Valerius J (2014) Modelling Large Scale Seiment Transport in the German Bight (North Sea). *Die Küste* 81:369-392

6 Qualitätssicherung

Wageningen Marine Research verfügt über ein nach ISO 9001:2015 zertifiziertes Qualitätsmanagementsystem. Dieses Zertifikat ist bis zum 15. Dezember 2021 gültig. Das Unternehmen ist seit dem 27. Februar 2001 zertifiziert. Die Zertifizierung erfolgte durch DNV GL.

Verantwortlichkeit

Bericht C012A/23

Projektnummer: 4313100129

Dieser Bericht wurde mit größter Sorgfalt erstellt. Die wissenschaftliche Qualität wurde intern durch einen Forschungskollegen und durch das verantwortliche Mitglied der Managementabteilung von Wageningen Marine Research überprüft.

Zustimmung: J. Wijsman
Forscher

Unterschrift:



Datum: 21 August 2023

Zustimmung: Dr. Ir. T.P. Bult
Direktor

Unterschrift:



Datum: 21 August 2023

Anhang 1. Durchschnittliche Dichten und Standardabweichung ($\mu + sd$) [$ind. m^{-2}$] und Vorkommen (%), prozentualer Anteil der Gebiete, in denen die Art im Verklappungsgebiet gefunden wurde)

	2020 Frühling			2020 Herbst			2021 Frühling			2021 Herbst			2022 Frühling			2022 Herbst			
	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	
<i>Abra alba</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Actiniaria</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	4.4 ± 11	33	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0		
<i>Akanthophoreus gracilis</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11	0	0 ± 0	0	0		
<i>Amphipoda</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Anthozoa</i>	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Ascidacea</i>	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Asteroidea</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	16.3 ± 19	89	0 ± 0	0	1.9 ± 2	44	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Austumminius modestus</i>	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Balanomorpha</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Balanus crenatus</i>	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Bathyporeia</i>	3 ± 5	44	0 ± 0	0	2.6 ± 2	67	1.5 ± 2	33	3.7 ± 7	44	1.5 ± 2	33	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Bathyporeia elegans</i>	7 ± 15	44	4.4 ± 5	67	21.5 ± 16	100	52.6 ± 73	100	18.5 ± 18	89	19.6 ± 27	89	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	0.4 ± 1	11	11 ± 2	22	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Bathyporeia pelagica</i>	44.4 ± 33	100	27.8 ± 41	78	62.2 ± 60	100	15.9 ± 18	89	34.4 ± 34	100	30.7 ± 31	78	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Bivalvia</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Bodotriidae</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Bryozoa</i>	1.9 ± 2	44	1.1 ± 2	22	5.9 ± 3	100	2.6 ± 2	67	3.3 ± 4	56	3.7 ± 4	67	0 ± 0	0	0	0.7 ± 1	22	0	
<i>Capitella</i>	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	5.2 ± 6	56	0 ± 0	0	0.7 ± 1	22	0	0	0.4 ± 1	11	0	
<i>Capitellidae</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Cardiidae</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Chaetognatha</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Ciliellata</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Cnidaria</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	3.7 ± 4	56	1.5 ± 2	33	0	0	0	0 ± 0	0	0
<i>Crangon crangon</i>	0 ± 0	0	0	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Cumacea</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Cumopsis goodsi</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Cylista troglodytes</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Decapoda</i>	18.1 ± 14	100	8.1 ± 7	89	5.9 ± 5	78	3.7 ± 3	67	3 ± 4	33	3 ± 5	44	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Diastylis bradyi</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Diogenes pugillator</i>	0.4 ± 1	11	2.2 ± 3	44	0 ± 0	0	0.7 ± 1	22	0.4 ± 1	11	2.2 ± 2	67	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11	0	
<i>Donax vittatus</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Dyopedos monacanthus</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Echinocardium</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Ensis</i>	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Ensis leei</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Eteone flava</i>	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	4.8 ± 8	56	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Eunereis longissima</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Fabulina fabula</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Gammaridae</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0
<i>Gammarus</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Gammarus crinicornis</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Gammarus locusta</i>	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	0.7 ± 2	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	20.7 ± 16	89	11 ± 2	33	0.7 ± 2	11	5.9 ± 6	78	3 ± 5	44	3 ± 7	33	0 ± 0	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0
<i>Glycera</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Glycera tridactyla</i>	0.7 ± 1	33	8.1 ± 6	78	2.6 ± 4	44	5.2 ± 4	89	1.9 ± 2	44	2.6 ± 4	44	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Glyceridae</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	22	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Goniadella bobrezkii</i>	0 ± 0	0	0	1.1 ± 3	11	0.7 ± 2	11	2.2 ± 6	22	1.1 ± 2	22	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Goniadiidae</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Grania</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Hydrozoa</i>	1.9 ± 2	44	1.9 ± 2	44	1.1 ± 2	33	3 ± 3	67	1.5 ± 3	22	1.1 ± 2	33	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11	0	
<i>Idotea linearis</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Jassa</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Jassa marmorata</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Kurtiella bidentata</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Lanice conchilega</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Liocarcinus</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11	0	
<i>Liocarcinus holsatus</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	
<i>Liocarcinus vernalis</i>	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0	0	0 ± 0	0	0	

	2020 Frühling			2020 Herbst			2021 Frühling			2021 Herbst			2022 Frühling			2022 Herbst		
	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%
<i>Macoma balthica</i>	0.4 ± 1	11		1.1 ± 2	33		0.7 ± 1	22		3 ± 4	56		0.4 ± 1	11		0.7 ± 1	22	
<i>Macomangulus tenuis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Mactridae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Magelona</i>	0 ± 0	11		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Magelona johnstoni</i>	3.3 ± 6	44		28.9 ± 39	89		27.8 ± 27	78		18.9 ± 19	89		7.8 ± 9	67		28.5 ± 49	78	
<i>Magelona mirabilis</i>	2.2 ± 3	44		3.3 ± 6	44		4.1 ± 5	67		1.5 ± 2	33		0.4 ± 1	11		0.7 ± 1	22	
<i>Mediomastus fragilis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Melitidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Microphthalmus</i>	5.6 ± 9	44		2.2 ± 7	11		4.1 ± 12	11		13.7 ± 33	22		24.8 ± 45	44		3.3 ± 9	22	
<i>Monopseudocuma gilsoni</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		14.8 ± 18	56		0.7 ± 1	22		0.7 ± 2	11		0 ± 0	0	
<i>Myriida</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Mysidae</i>	0.7 ± 1	22		1.1 ± 2	22		1.9 ± 2	44		1.1 ± 2	44		1.9 ± 2	44		0 ± 0	0	
<i>Mytilidae</i>	4.4 ± 4	78		0.7 ± 2	11		1.1 ± 2	22		3.3 ± 9	22		6.7 ± 13	56		1.5 ± 2	33	
<i>Nemertea</i>	1.5 ± 2	44		3.3 ± 3	67		13.3 ± 19	78		3.3 ± 5	44		5.9 ± 9	56		2.6 ± 4	33	
<i>Nephthys</i>	7.4 ± 8	67		16.3 ± 12	89		15.2 ± 14	89		7.4 ± 7	89		3.7 ± 5	56		13.7 ± 15	100	
<i>Nephthys caeca</i>	1.1 ± 2	22		0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0.7 ± 1	22		0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11	
<i>Nephthys cirrosa</i>	14.4 ± 8	100		19.6 ± 13	100		21.5 ± 15	100		44.8 ± 33	100		33.7 ± 21	100		43 ± 28	100	
<i>Nephthys longosetosa</i>	0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		1.5 ± 2	33		0.4 ± 1	11	
<i>Nereididae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Nototropis falcatus</i>	3 ± 3	67		0 ± 0	0		4.4 ± 4	67		0.4 ± 1	11		1.9 ± 3	33		0 ± 0	0	
<i>Nototropis swammerdamei</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Nudibranchia</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Nymphon</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Oediceratidae</i>	0.7 ± 1	22		0 ± 0	0		4.4 ± 7	44		6.7 ± 10	33		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Ophelia</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		3.3 ± 4	44		1.9 ± 4	22	
<i>Ophelia borealis</i>	15.6 ± 13	100		7.8 ± 16	33		9.3 ± 15	44		11.5 ± 25	33		20.4 ± 25	44		3 ± 6	22	
<i>Opheliidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Ophiuroidea</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Paroanis fulgens</i>	1.1 ± 2	33		1.5 ± 2	44		0 ± 0	0		0 ± 0	0		2.2 ± 2	56		1.1 ± 2	22	
<i>Peringia ulvae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Pholadidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Phyladoce mucosa</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Phyladoceidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Polydora ciliata</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Polyzoidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.7 ± 2	11		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22		0 ± 0	0	
<i>Pontocrates</i>	8.1 ± 7	100		10 ± 8	89		25.2 ± 22	100		17.8 ± 14	100		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Pontocrates alamarinus</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		10.7 ± 6	89		2.2 ± 4	33	
<i>Pontocrates arenarius</i>	15.6 ± 23	56		0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		1.9 ± 4	22		0 ± 0	0	
<i>Parifera</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Processa</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Pygospio elegans</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Schistomysis spiritus</i>	0.4 ± 1	11		0.7 ± 2	11		2.6 ± 4	44		0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Scolelepis</i>	1.1 ± 2	22		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Scolelepis (Scolelepis) fallax</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Scolelepis bonnieri</i>	0 ± 0	0		1.5 ± 2	33		1.1 ± 2	33		0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0.7 ± 2	11	
<i>Scoloplos armiger</i>	8.5 ± 7	78		5.9 ± 7	78		8.1 ± 7	89		5.2 ± 8	56		4.1 ± 4	78		2.6 ± 5	67	
<i>Sessilia</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Spi</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		2.2 ± 3	44		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Spi gonocephala</i>	3.7 ± 4	56		0.7 ± 2	11		6.3 ± 6	67		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		1.5 ± 3	22	
<i>Spi martinensis</i>	3.7 ± 7	44		1.5 ± 2	44		6.7 ± 9	78		1.5 ± 2	33		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Spiionida</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Spiionidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Spiophanes bombyx</i>	1.9 ± 4	22		1.1 ± 2	22		0.7 ± 1	22		0.7 ± 1	22		0.4 ± 1	11		1.1 ± 3	11	
<i>Tanaidacea</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Tanaisurus lilejborgi</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Tellimya ferruginosa</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Tellinidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		340.4 ± 336	100		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Terebellidae</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		10 ± 8	78		0 ± 0	0	
<i>Tubificoides benedii</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Urothoe brevicornis</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Urothoe elegans</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Urothoe poseidonis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	

Anhang 2. Durchschnittliche Dichten und Standardabweichung ($\mu + sd$) [ind. m⁻²] und Vorkommen (%; prozentualer Anteil der Gebiete, in denen die Art im Referenzgebiet gefunden wurde)

	2020 Frühling			2020 Herbst			2021 Frühling			2021 Herbst			2022 Frühling			2022 Herbst		
	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	%	$\mu \pm sd$	
<i>Abra alba</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Actinaria</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	1.9 ± 4	22	8.9 ± 14	56	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Akanthophoreus gracilis</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	1.1 ± 2	22	1.5 ± 2	33	0.4 ± 1	11	1.5 ± 3	22						
<i>Amphipolis squamata</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Amphipoda</i>	0 ± 0	11	0.4 ± 1	22	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Anthozoa</i>	3 ± 5	33	3 ± 7	33	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Ascidiae</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Asteroidea</i>	3.3 ± 5	44	0 ± 0	0	67.4 ± 73	67	0 ± 0	0	3 ± 4	44	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Austumminius modestus</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Balanomorpha</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	1.1 ± 2	22	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Balanus crenatus</i>	2.2 ± 7	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Bathyporeia</i>	8.1 ± 10	67	1.9 ± 4	22	13 ± 18	67	0 ± 0	0	11.1 ± 21	67	1.9 ± 3	33						
<i>Bathyporeia elegans</i>	14.8 ± 15	89	4.1 ± 5	44	44.8 ± 46	100	16.7 ± 15	78	23.3 ± 28	78	14.4 ± 18	89						
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	1.9 ± 6	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Bathyporeia pelagica</i>	81.5 ± 96	100	21.1 ± 24	67	102.6 ± 145	100	16.3 ± 22	89	85.6 ± 143	89	8.9 ± 13	56						
<i>Bivalvia</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.7 ± 1	22	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Bodotriidae</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Bryozoa</i>	3.7 ± 4	56	3 ± 4	44	6.3 ± 4	89	5.9 ± 4	78	4.4 ± 5	56	4.8 ± 3	78						
<i>Capitella</i>	0.4 ± 1	11	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22	3.7 ± 4	56	0.7 ± 1	33	0.4 ± 1	11						
<i>Capitellidae</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Cardiidae</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Chaetognatha</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	2.6 ± 5	33	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Ciliellata</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	22	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	11						
<i>Cnidaria</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	4.8 ± 5	56	3 ± 4	44						
<i>Crangon crangon</i>	0 ± 0	0	1.1 ± 2	22	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11						
<i>Cumacea</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Cumopsis goodsi</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.7 ± 2	11	0.4 ± 1	11	0.7 ± 1	22						
<i>Cylista troglodytes</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.7 ± 2	11				
<i>Decapoda</i>	31.1 ± 48	78	4.8 ± 6	67	13.3 ± 31	67	3 ± 5	44	2.2 ± 3	44	0.7 ± 1	22						
<i>Diastylis bradyi</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Diogenes pugilator</i>	0 ± 0	0	1.1 ± 2	33	0.4 ± 1	11	1.5 ± 2	44	0 ± 0	0	2.6 ± 2	67						
<i>Donax vittatus</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Dyopedos monacanthus</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Echinocardium</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Ensis</i>	2.2 ± 4	33	1.5 ± 3	22	1.1 ± 2	22	1.5 ± 2	33	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Ensis leei</i>	1.9 ± 3	33	1.1 ± 2	22	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	4.4 ± 8	33	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Eteone flava</i>	2.6 ± 4	44	0 ± 0	0	1.9 ± 2	44	1.1 ± 2	33	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Eunereis longissima</i>	0 ± 0	0	0.7 ± 2	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Fabulina fabula</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Gammaridae</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Gamma</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Gammarus</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Gammarus crinicornis</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Gammarus locusta</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Gasterosteus spinifer</i>	4.1 ± 5	56	7 ± 5	89	1.1 ± 2	33	15.9 ± 21	56	1.9 ± 3	33	1.5 ± 3	22						
<i>Glycera</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Glycera tridactyla</i>	0.4 ± 1	11	5.2 ± 4	78	2.2 ± 2	56	1.1 ± 2	33	0.4 ± 1	11	4.1 ± 4	56						
<i>Glyceridae</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Goniadella bobrezkii</i>	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	1.9 ± 6	11	0.7 ± 2	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Goniadidae</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0.7 ± 2	11	0.4 ± 1	11	1.5 ± 4	11						
<i>Grania</i>	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Hydrozoa</i>	1.5 ± 2	44	1.1 ± 2	33	1.5 ± 2	33	3 ± 3	56	1.1 ± 2	22	2.2 ± 2	56						
<i>Idotea linearis</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Jassa</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	1.9 ± 6	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Jassa marmorata</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	13.7 ± 39	33	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11				
<i>Kurtiella bidentata</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Lanice conchilega</i>	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11				
<i>Licarcinus</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11				
<i>Licarcinus holsatus</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Licarcinus vernalis</i>	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0

	2020 Frühling			2020 Herbst			2021 Frühling			2021 Herbst			2022 Frühling			2022 Herbst		
	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%	$\mu \pm$	sd	%
<i>Macoma balthica</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Macromangulus tenuis</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0
<i>Macridae</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Magelona</i>	0.7 ± 1	44	0 ± 0	0	1.5 ± 2	33	0.4 ± 1	11	0.7 ± 1	33	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Magelona johnstoni</i>	36.7 ± 69	78	12.6 ± 18	78	16.3 ± 18	89	11.1 ± 10	67	5.6 ± 5	78	13 ± 11	78	13 ± 11	78	13 ± 11	78	13 ± 11	78
<i>Magelona mirabilis</i>	1.1 ± 2	22	3.3 ± 4	44	2.2 ± 4	33	1.9 ± 4	22	0 ± 0	0	0 ± 0	0	2.6 ± 4	44	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Mediomastus fragilis</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Melitidae</i>	0 ± 0	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Microphtalmus</i>	99.6 ± 169	56	14.8 ± 27	44	60.4 ± 124	56	40.4 ± 60	56	70.4 ± 117	44	18.5 ± 37	44	18.5 ± 37	44	18.5 ± 37	44	18.5 ± 37	44
<i>Monopseudocumia gilsoni</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	8.9 ± 12	78	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Myriida</i>	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Mysidae</i>	1.1 ± 2	22	0.4 ± 1	11	1.1 ± 2	33	1.1 ± 2	33	0.7 ± 2	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Mytilidae</i>	14.1 ± 37	33	1.1 ± 2	22	1.5 ± 2	33	6.7 ± 7	67	5.9 ± 15	33	14.4 ± 17	56	14.4 ± 17	56	14.4 ± 17	56	14.4 ± 17	56
<i>Nemertea</i>	6.7 ± 10	44	2.6 ± 3	56	2.6 ± 2	67	3.7 ± 4	67	3.3 ± 8	33	2.2 ± 4	33	2.2 ± 4	33	2.2 ± 4	33	2.2 ± 4	33
<i>Nephrys</i>	7.4 ± 5	89	11.9 ± 9	89	20.4 ± 12	89	12.2 ± 11	89	4.1 ± 4	67	11.5 ± 6	100	11.5 ± 6	100	11.5 ± 6	100	11.5 ± 6	100
<i>Nephys caeca</i>	0.7 ± 2	11	0.7 ± 1	22	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Nephys cirrosa</i>	18.5 ± 13	89	22.2 ± 13	89	25.9 ± 18	100	49.3 ± 25	100	39.6 ± 23	100	44.8 ± 27	100	44.8 ± 27	100	44.8 ± 27	100	44.8 ± 27	100
<i>Nephys longosetosa</i>	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0.7 ± 2	11	1.1 ± 2	44	1.1 ± 2	33	1.1 ± 2	33	1.1 ± 2	33	1.1 ± 2	33
<i>Nereididae</i>	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Nototropis falcatus</i>	4.1 ± 6	44	0 ± 0	0	1.9 ± 3	33	0 ± 0	0	0.7 ± 2	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Nototropis swammerdamei</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Nudibranchia</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	1.1 ± 2	22	0 ± 0	0
<i>Nymphon</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Oedicerotidae</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Ophebia</i>	1.5 ± 3	22	0 ± 0	0	8.5 ± 11	67	11.9 ± 16	56	15.2 ± 24	78	10 ± 14	44	10 ± 14	44	10 ± 14	44	10 ± 14	44
<i>Ophelia borealis</i>	33.3 ± 48	67	15.2 ± 35	44	6.7 ± 11	67	10.4 ± 23	44	23.7 ± 41	56	4.1 ± 8	22	4.1 ± 8	22	4.1 ± 8	22	4.1 ± 8	22
<i>Opheliidae</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Ophiuroidea</i>	0.7 ± 1	33	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Paracnis fulgens</i>	4.1 ± 7	33	5.9 ± 9	56	3 ± 4	56	11.1 ± 2	22	3 ± 5	44	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22	0.7 ± 1	22
<i>Peringia ulvae</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Pholadidae</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	15 ± 4	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Phyllocoete mucosa</i>	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Phyllocoete</i>	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Polydora dilata</i>	0 ± 0	0	0.7 ± 2	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Polyzoa</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Pontocrates</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Pontocrates altamarinus</i>	4.1 ± 3	78	11.9 ± 8	100	18.1 ± 15	89	13 ± 9	100	11.9 ± 8	78	5.2 ± 6	67	5.2 ± 6	67	5.2 ± 6	67	5.2 ± 6	67
<i>Pontocrates arenarius</i>	1.1 ± 3	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	11 ± 2	33	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Porifera</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Processa</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Pygospio elegans</i>	7 ± 18	22	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	3 ± 9	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Schistomysis spiritus</i>	0 ± 0	0	2.2 ± 3	44	1.1 ± 3	11	0 ± 0	0	5.9 ± 6	56	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Scolelepis</i>	1.5 ± 3	22	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.7 ± 2	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Scolelepis (Scolelepis) foliosa</i>	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Scolelepis bonnieri</i>	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	1.9 ± 4	22	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	1.9 ± 2	44	1.9 ± 2	44	1.9 ± 2	44	1.9 ± 2	44
<i>Scoloplos armiger</i>	9.6 ± 12	56	5.6 ± 10	33	10.4 ± 11	78	9.6 ± 7	89	11.1 ± 11	78	11.1 ± 14	89	11.1 ± 14	89	11.1 ± 14	89	11.1 ± 14	89
<i>Sessilia</i>	3.3 ± 10	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Spiria</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	3.7 ± 5	44	2.2 ± 2	56	0 ± 0	0	2.6 ± 7	22	2.6 ± 7	22	2.6 ± 7	22	2.6 ± 7	22
<i>Spirio gonocephala</i>	4.1 ± 8	44	2.6 ± 4	44	21.5 ± 17	100	4.8 ± 12	22	0 ± 0	0	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0	0.7 ± 1	22	0 ± 0	0
<i>Spirio martinensis</i>	7.8 ± 12	56	6.3 ± 12	56	20.4 ± 25	78	1.9 ± 2	44	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0
<i>Spiorida</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Spioniidae</i>	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0
<i>Spiophanes bombyx</i>	6.3 ± 10	44	1.9 ± 2	44	5.6 ± 13	33	2.6 ± 3	56	0 ± 0	0	9.6 ± 14	78	9.6 ± 14	78	9.6 ± 14	78	9.6 ± 14	78
<i>Tanaidacea</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Tanais sus liliiborgi</i>	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Tellimya ferruginosa</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Tellinidae</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	227.4 ± 288	100	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0
<i>Terebellidae</i>	2.6 ± 3	44	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	4.4 ± 6	56	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Tubificoides benedii</i>	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0
<i>Urothoe brevicornis</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Urothoe elegans</i>	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0.4 ± 1	11	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0	0 ± 0	0
<i>Urothoe poseidonis</i>	1.1 ± 2	22	0.4 ± 1	11	1.1 ± 2	33	0 ± 0	0	3.3 ± 10	11	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11	0.4 ± 1	11

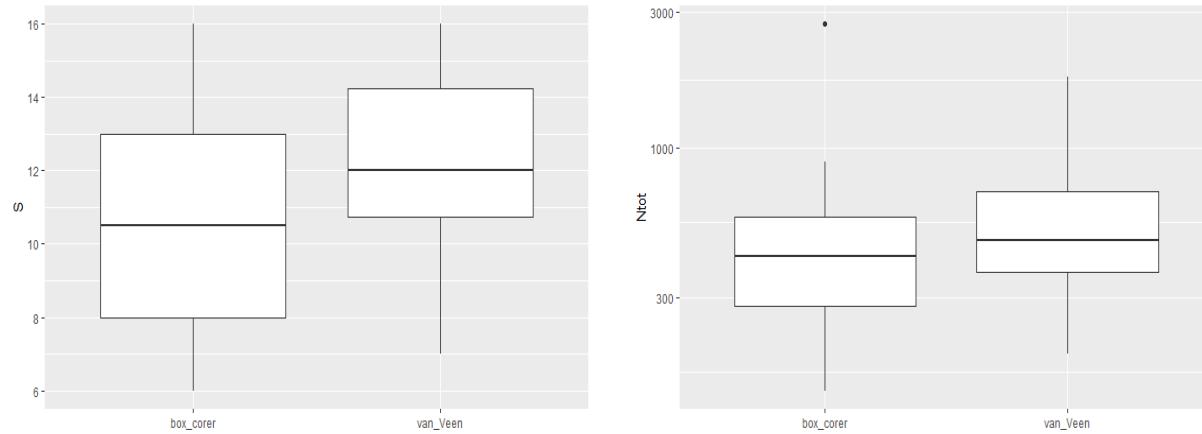
Anhang 3. Artenvorkommen (inkl. Fischen und Quallen) in den Proben des Kieler Kinderwagens, kategorisiert nach dem ACFOR-System (A = sehr häufig, C = häufig, F = zahlreich, O = gelegentlich, R = selten, leer = nicht gefunden)

Phylum	TaxonName ACC	2020												2021												2022											
		Frühjahr				Herbst				Frühjahr				Herbst				Frühjahr				Herbst				Frühjahr				Herbst							
		DT-A	DT-B	DT-C	DT-E	DT-F	DT-A	DT-B	DT-C	DT-E	DT-F	DT-A	DT-B	DT-C	DT-E	DT-F	DT-A	DT-B	DT-C	DT-E	DT-F	DT-A	DT-B	DT-C	DT-E	DT-F	DT-A	DT-B	DT-C	DT-E	DT-F						
Amnelida	Audacylindidae	R	R	R	R	R																															
Amnelida	Ophelia boronialis																																				
Amnelida	Terebellidae																																				
Arthropoda	Balanomorphida	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R						
Arthropoda	Balanus crenatus	O																																			
Arthropoda	Brachyura	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Arthropoda	Caprellidae	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Arthropoda	Carcinus maenas	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Arthropoda	Ceropagidae	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F							
Arthropoda	Crangon crangon	O	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Arthropoda	Decapoda	O	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Arthropoda	Dioctriidae																																				
Arthropoda	Gammarus locusta	R	O	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Arthropoda	Gastrosaccus spinifer	O	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Arthropoda	Hyrax arenarius																																				
Arthropoda	Ideopsis linealis	R	O	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Arthropoda	Ucaasterius lotatus	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Arthropoda	Mysidae																																				
Arthropoda	Nymphaea brevirostre	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Arthropoda	Pagurus bernhardus	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Arthropoda	Philocheras trispinosus																																				
Arthropoda	Portunus sanguineus	O	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Arthropoda	Schistomyia spinitus	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Bryozoa																																					
Chordata	Agonus cataphractus	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Chordata	Ammodytidae	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Chordata	Choridionthys lucerna																																				
Chordata	Gobidae																																				
Chordata	Limanda limanda	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Chordata	Osmurus eperlanus																																				
Chordata	Pleurobranches stellata																																				
Chordata	Solea solea	O	O	O	O	O	F	F	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Chordata	Synaptida rostellatus																																				
Chordata	Trisopterus luscus																																				
Cnidaria	Anthozoa																																				
Cnidaria	Aurelia aurita																																				
Cnidaria	Chrysaora hysoscella																																				
Cnidaria	Cyanea lamarckii																																				
Cnidaria	Eutonia indica																																				
Cnidaria	Hydrozoa	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Cnidaria	Rhizostoma pulmo																																				
Ctenophora	Mnemiopsis leidyi																																				
Echinodermata	Pleurobranchia pilosa																																				
Echinodermata	Asterias rubens	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Echinodermata	Echinodermata	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Mollusca	Ophura opifera	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Mollusca	Mitilidae	A	F	A	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Mollusca	Nudibranchia	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R							
Mollusca	Sepiola																																				

Anhang 4. Vergleich Box-Corer und Van-Veen-Greifer (Daten Frühjahr 2021)

Artenvielfalt und Gesamtdichte

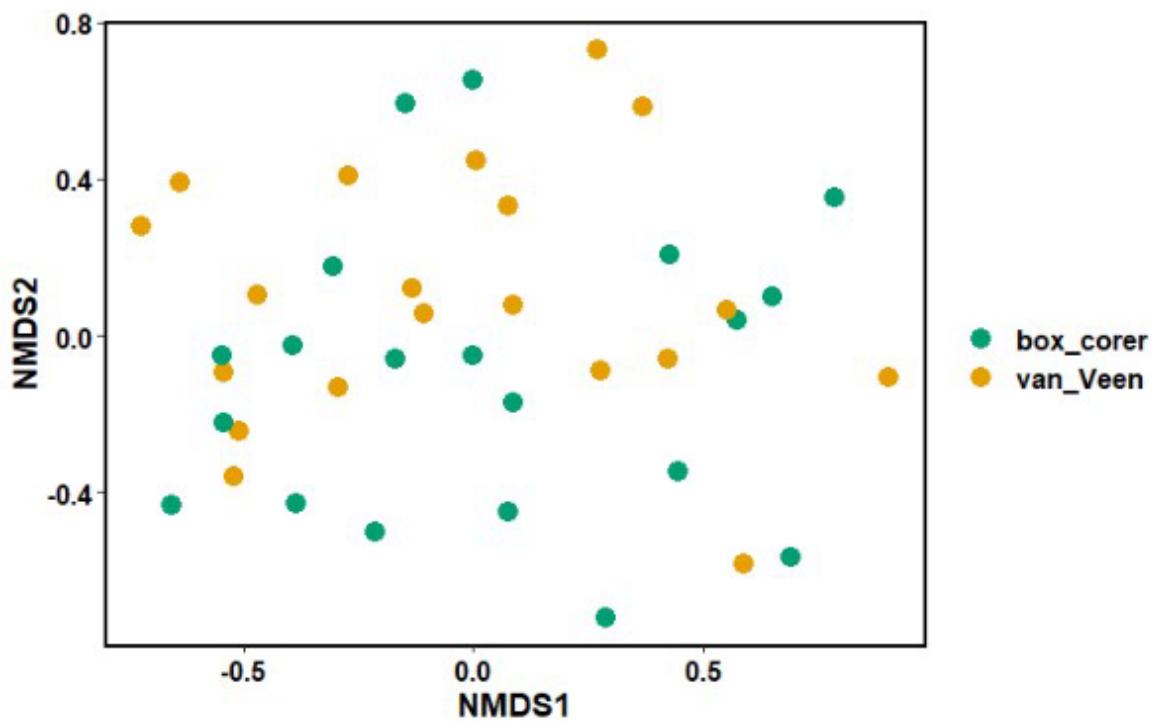
Es gab keinen signifikanten Unterschied zwischen der Artenvielfalt, gemessen mit dem Box-Corer im Vergleich zum Van-Veen-Greifer (t -Test: $p = 0,12$). Dasselbe gilt für die Gesamtdichte ($p = 0,49$). Anhang - Abbildung 1 zeigt die Verteilung der Beobachtungen an.



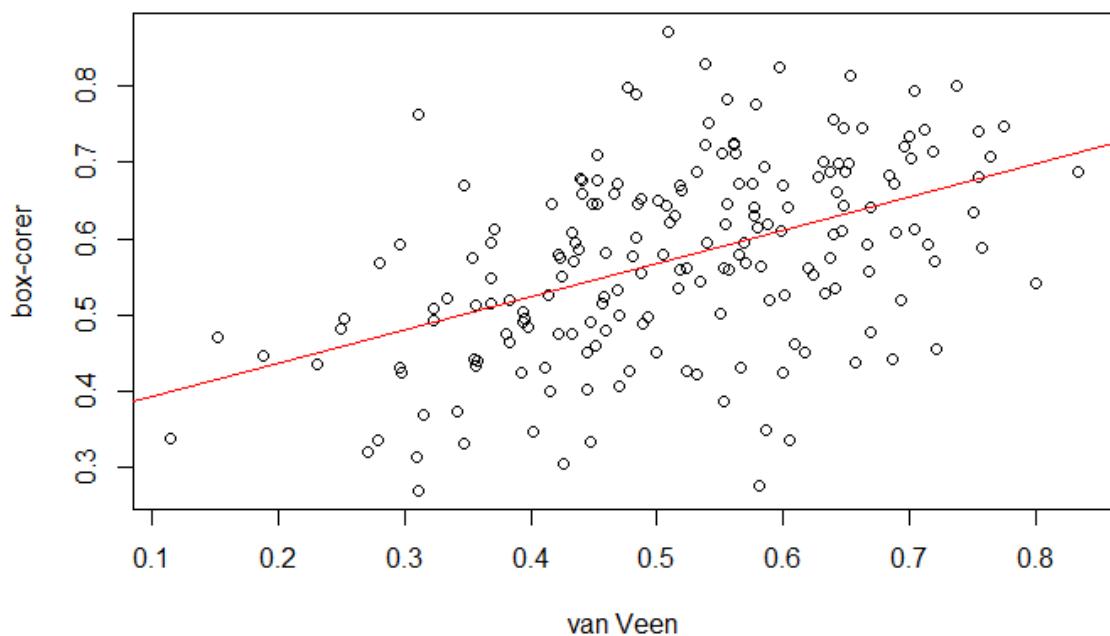
Anhang - Abbildung 1. Anzahl Arten (S) und Gesamtdichte (Ntot, in ind/m²), gemessen mit dem Box-Corer und dem Van-Veen-Greifer.

Artenzusammensetzung (multivariate Analyse)

Die Ergebnisse einer Ordination weisen nicht auf Unterschiede hin (Anhang - Abbildung 2). Die Ähnlichkeit in der Artenzusammensetzung (Bray-Curtis-Unähnlichkeit) zwischen allen Proben, die mit Daten aus dem Van-Veen-Greifer bestimmt wurden, und Proben, die mit Daten aus dem Box-Corer bestimmt wurden, korreliert stark ($p < 0,001$), auch wenn R^2 nicht hoch ist (0,2229) (Anhang - Abbildung 3).



Anhang - Abbildung 2. Ordinationsdiagramm mit allen 20 Entnahmestellen, beprobt mit Box-Corer und Van-Veen-Greifer.



Anhang - Abbildung 3. Verhältnis zwischen der Unähnlichkeit aller mit dem Van-Veen-Greifer entnommenen Proben und der Unähnlichkeit aller mit dem Box-Corer entnommenen Proben (Daten Frühjahr 2021).

Anhang 5. Vergleich Kieler Kinderwagen und Bodenhobel (Daten Frühjahr 2021)

Alle Arten in den Proben beider Geräte waren selten (Bewertung R in Anhang-Tabelle 1) Daher wurde auch nur wenige Male eine Art sowohl mit dem Kieler Kinderwagen als auch mit dem Bodenhobel wahrgenommen, obwohl die beprobte Oberfläche des Kieler Kinderwagens (130-330 m²) um ein Vielfaches größer ist als die des Bodenhobels (10-15 m²). Da es sich durchweg um Arten mit sehr geringen Dichten handelt, ist ein Vergleich auf der Grundlage dieser Daten nicht wirklich möglich. Schalentiere (*Ensis, L. balthica*) wurden in dieser Studie nur mit dem Bodenhobel gefunden, aber andere Studien (Schuchardt et al. 2008) berichten z. B. auch von der Baltischen Plattmuschel (*L. balthica*) in

Anhang - Tabelle 1. Artenvorkommen an den 10 Entnahmestellen, die mit dem Kieler Kinderwagen (KK) und mit dem Bodenhobel (Hobel) beprobt wurden.

Probe	Art	KK	Hobel
DT-A	<i>Limecola balthica</i>		R
DT-A	<i>Liocarcinus holsatus</i>		R
DT-A	<i>Pagurus bernhardus</i>	R	R
DT-B	<i>Anthozoa</i>	R	
DT-B	<i>Limecola balthica</i>		R
DT-B	<i>Liocarcinus holsatus</i>		R
DT-B	<i>Pagurus bernhardus</i>	R	R
DT-C	<i>Diogenes pugilator</i>	R	
DT-C	<i>Liocarcinus holsatus</i>	R	R
DT-C	<i>Pagurus bernhardus</i>	R	
extra-1	<i>Limecola balthica</i>		R
extra-1	<i>Liocarcinus holsatus</i>	R	R
extra-1	<i>Pagurus bernhardus</i>	R	
extra-2	<i>Ensis</i>		R
extra-2	<i>Liocarcinus holsatus</i>		R
extra-2	<i>Portumnus latipes</i>		R
extra-3	<i>Ensis</i>		R
extra-3	<i>Limecola balthica</i>		R
extra-3	<i>Liocarcinus holsatus</i>	R	
extra-3	<i>Mysidae</i>	R	
extra-3	<i>Pagurus bernhardus</i>	R	
extra-4	<i>Diogenes pugilator</i>	R	
extra-4	<i>Liocarcinus holsatus</i>	R	
extra-4	<i>Pagurus bernhardus</i>	R	
extra-4	<i>Sepiola</i>	R	
extra-5	<i>Diogenes pugilator</i>	R	
extra-5	<i>Liocarcinus holsatus</i>	R	
extra-5	<i>Mysidae</i>	R	
extra-5	<i>Pagurus bernhardus</i>	R	
extra-6	<i>Diogenes pugilator</i>		R
extra-6	<i>Ensis</i>		R
extra-6	<i>Limecola balthica</i>		R
extra-6	<i>Liocarcinus holsatus</i>	R	R
extra-6	<i>Mysidae</i>	R	
extra-6	<i>Pagurus bernhardus</i>	R	R
extra-7	<i>Liocarcinus holsatus</i>	R	
extra-7	<i>Pagurus bernhardus</i>	R	

Proben mit dem Kieler Kinderwagen.

Wageningen Marine Research
Telefonnummer: +31 (0) 317 48 70 00
E-Mail: marine-research@wur.nl
www.wur.nl/marine-research

Besucheradresse:

- Ankerpark 27 1781 AG Den Helder
- Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke
- Haringkade 1, 1976 CP IJmuiden

Wageningen Marine Research leistet mit Wissen, unabhängiger wissenschaftlicher Forschung und Beratung einen wesentlichen Beitrag zu einer nachhaltigeren, sorgfältigeren Bewirtschaftung, Nutzung und zum Schutz der natürlichen Ressourcen in Meeres-, Küsten- und Süßwassergebieten.



Wageningen Marine Research ist Teil der Wageningen University & Research. Wageningen University & Research ist eine Partnerschaft zwischen Wageningen University und Stichting Wageningen Research. **Unsere Mission:** „To explore the potential of nature to improve the quality of life“