



Biologische monitoring P0 Eems

Tussenrapportage data voor- en najaar 2020, 2021, en 2022

Auteurs: J.A. Craeymeersch, A. Hamer

Wageningen University &
Research rapport C012/23

Biologische monitoring P0 Eems

Tussenrapportage data voor- en najaar 2020, 2021 en 2022

Auteur(s): J. A. Craeymeersch, A. Hamer

Wageningen Marine Research
Yerseke, april 2023

VERTROUWELIJK Nee

Wageningen Marine Research rapport C012/23

Keywords: benthos, monitoring, ecologische effecten, baggerspecie, kustzone

Opdrachtgever: Rijkswaterstaat Noord-Nederland
T.a.v.: Anco van den Heuvel
Postbus 2232
3500 GE Utrecht

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/591337>
Wageningen Marine Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

Wageningen Marine Research is ISO 9001:2015 gecertificeerd.

© Wageningen Marine Research

Wageningen Marine Research, instituut
binnen de rechtspersoon Stichting
Wageningen Research, hierbij
vertegenwoordigd door
Dr.ir. J.T. Dijkman, Managing director

KvK nr. 09098104,
WMR BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

Wageningen Marine Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor
gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de
resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen
Marine Research. Opdrachtgever vrijwaart Wageningen Marine Research van
aanspraken van derden in verband met deze toepassing.
Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag weergegeven en/of
gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden
zonder schriftelijke toestemming van de uitgever of auteur.

A_4_3_1 V31 (2021)

Inhoud

Samenvatting	4
1 Inleiding	5
1.1 Achtergrond	5
1.1 Kennisvraag en doelstelling	6
2 Methoden	7
2.1 Opzet monitoring	7
2.1.1 Monitoringsplan	7
2.1.2 Uitvoering	8
2.2 Analyses	10
2.2.1 Sedimentsamenstelling	10
2.2.2 Van Veen-happer	10
2.2.3 Kieler Kinderwagen	12
2.2.4 Vergelijking monstertuigen	12
3 Resultaten	13
3.1 Sedimentkarakteristieken	13
3.2 Infauna-gemeenschappen	19
3.2.1 Univariate analyses	19
3.2.2 Multivariate analyse	27
3.3 Kieler Kinderwagen	30
4 Discussie	33
5 Literatuur	36
6 Kwaliteitsborging	38
Verantwoording	39

Samenvatting

Rijkswaterstaat heeft op de Eems een opgave om de toegangsgeul naar de Eemshaven bereikbaar te houden voor schepen met een diepgang tot 14m (Panamax). Rijkswaterstaat heeft een Duitse vergunning om de baggerspecie te verspreiden op verspreidingslocatie P0 in de Eems, op Duits grondgebied. Voorwaarden vanuit deze vergunning is dat 1) monitoring van de effecten op bodemfauna dient te worden uitgevoerd en 2) de ecologische impact op het gehele natuurgebied Borkum Riffgrund dient te worden vastgesteld. Monitoring van de bodemfauna is uitgevoerd in de jaren 2020, 2021 en 2022, met bemonsteringen in het voor- en najaar. Het verspreidingsgebied is sinds 2020 ieder jaar gebruikt in de periode tussen 1 juni en 31 september, de ruiperiode van de zwarte zee-eend.

Dit rapport, een tweede tussenrapportage, beschrijft de resultaten van de monitoring en veranderingen in 2020, 2021 en 2022. Er is in alle jaren zowel in het voor- als najaar, na het verspreiden van de baggerspecie, bemonsterd met een van Veen-happer (infauna) en een Kieler Kinderwagen (epifauna), binnen het verspreidingsgebied en in een referentiegebied, deels ten oosten en deels ten westen van het referentiegebied gelegen.

Na het verspreiden van baggerspecie wordt het sediment in het verspreidingsgebied fijnzandiger. Nadien neemt de mediane korrelgrootte weer toe. De mediane korrelgrootte is in het najaar is steeds significant lager in het verspreidingsgebied dan in het referentiegebied.

Vooralsnog zijn er weinig verschillen in de bodemfauna vastgesteld gerelateerd aan het gebruik van P0 als verspreidingslocatie, wellicht omdat het om een soortenarm gebied gaat met lage dichtheden, zowel per soort als totaal. Opgemerkt moet wel worden dat een aantal factoren het trekken van deze conclusies bemoeilijkt: 1) het sediment en de fauna in het oostelijk en westelijk deel van het referentiegebied verschillen, 2) er is niet over de hele verspreidingslocatie verspreid, en 3) het onderscheidingsvermogen laag is, door de lage hoeveelheid bemonsterpunten.

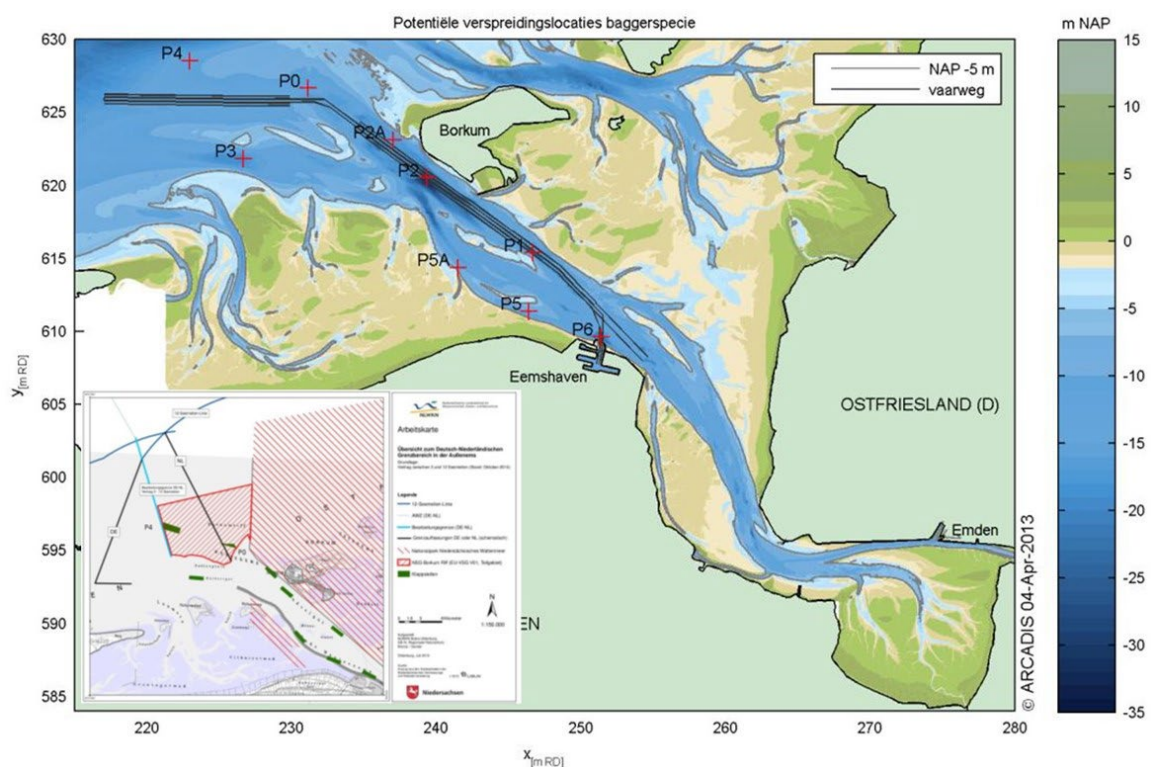
Omdat er geen aanwijzingen zijn voor enig effect in de referentiegebieden, is ook geen effect te verwachten op de bodemdiergemeenschap in het natuurgebied Borkum Riff, waar P0 ligt. Het onderzoeksgebied ligt binnen het gebied "Schiermonnikoog-Rottum-Borkum" waar soms grote aantallen zwarte zee-eenden kunnen zitten, als de voedselomstandigheden daar gunstig zijn (veel *Spisula* of jonge *Ensis*). Een locatie als P0 waar weinig voedsel voorkomt, zal voor eenden als foerageergebied niet aantrekkelijk zijn maar mogelijk wel als tijdelijke rustplaats. Eenden op die locatie zijn dan eenden die verstoord werden op de plek waar ze eigenlijk liever zitten en hun aanwezigheid is hier kort durend. Zolang daar geen rijke bodemfauna aanwezig is, is hier voor eenden niets anders te halen dan rust.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Rijkswaterstaat heeft op de Eems een opgave om de toegangsgeul naar de Eemshaven bereikbaar te houden voor schepen met een diepgang tot 14m (Panamax). Er is een baggeropgave die ligt tussen de 2 en 3 miljoen kuub die verspreid mag worden over 3 verspreidingslocaties, 2 conform Nederlandse wetgeving en 1 conform Duitse wetgeving. De belangrijkste P1 (figuur 1) kent gebruiksbeperkingen (5 maanden per jaar niet gebruiken) en de terugvaloptie (P3) kent geen gebruiksbeperkingen maar heeft langere vaarafstanden waardoor gebruik van deze locatie veel duurder is (enkele miljoenen) en extra CO₂ uitstoot met zich meebrengt. Voorliggend project behelst het uitvoeren van de monitoring, een van de voorwaarden, om ook de in Duitsland vergunde locatie te kunnen gebruiken en daarmee de kosten voor baggeren in de zomer met circa 50% te reduceren. Rijkswaterstaat heeft een Duitse vergunning om verspreidingslocatie P0 op de Eems te mogen gebruiken. De verspreidingslocatie kan jaarlijks gebruikt worden, voor het verspreiden van sediment, tussen 1 juni en 31 september, het ruiseizoen van de zwarte zee-eend. De locatie ligt in het natuurgebied Borkum Riff.

Voorwaarden vanuit deze vergunning zijn, voor zover het de bodemfauna betreft, dat 1) monitoring van de effecten dient te worden uitgevoerd en 2) de ecologische impact op het gehele natuurgebied Borkum Riff dient te worden vastgesteld.



Figuur 1. Ligging van alle potentiële baggerspecie-verspreidingslocaties, waaronder P0 (Bron: Grasmeijer & Pasmans 2013, IBL 2020)

1.1 Kennisvraag en doelstelling

Voorwaarden voor RWS vanuit deze vergunning is dat 1) monitoring van de effecten op bodemfauna dient te worden uitgevoerd en 2) de ecologische impact op het gehele natuurgebied Borkum Riff dient te worden vastgesteld. In opdracht van Rijkswaterstaat Noord-Nederland is door IBL Umweltplanung GmbH een monitoringsvoorstel opgesteld (IBL 2020).

Aan Wageningen Marine Research is door RWS, in hoofdlijnen, het volgende gevraagd:

- 1 Het beoordelen of het Monitoringkonzept für die Klappstelle P0 im „NSG Borkum Riffgrund“ om wetenschappelijke redenen ook nog meer of betere referentielocatie(s) benodigd heeft om de resultaten van de monitoring wetenschappelijk onderbouwd te kunnen duiden;
- 2 Bemonstering, determinatie en tellingen gedurende 3 jaren;
- 3 Korte wetenschappelijke analyse en jaarlijkse rapportage;
- 4 Wetenschappelijke analyse en eindrapportage na 3 jaar

De bemonstering diende volgens de vraagspecificatie van RWS uitgevoerd te worden met box-corer en de bodemschaaf. Dit wijkt af van het door IBL opgestelde monitoringsplan waar bemonstering met een Van Veen happer en Kieler Kinderwagen was voorzien. Determinatie en telling bodemschaaf diende conform WMR-methode (conform de WOT-schelpdiersurveys), verwerking van box-corer conform RWS-methode (RWSV 913.00.B200, versie 7).

Wat betreft de beoordeling van het monitoringsprogramma opgesteld door IBL gaat het om volgende vragen:

- Zijn er meer of betere referentielocatie(s) benodigd om de resultaten van de monitoring wetenschappelijk onderbouwd te kunnen duiden?
- Zijn de afstanden van de referentielocaties tot de verspreidingslocatie voldoende groot om geen beïnvloeding ten gevolge van de verspreiding met zand te hebben?
- Zijn er voldoende monsterpunten om wetenschappelijk onderbouwd uitspraken te doen over potentiële significante verschillen?

De tussenrapportages over het eerste en de eerste drie jaren (2020 t/m 2022) van monitoring bevatten de volgende aspecten:

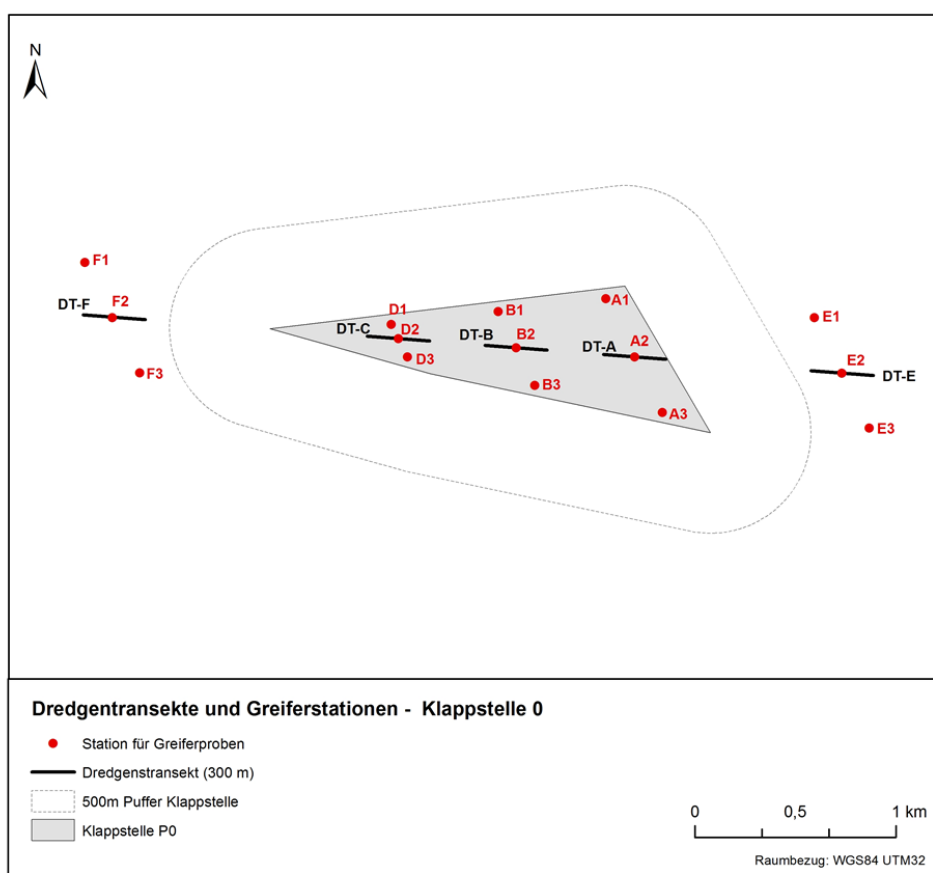
- Zijn er, in wetenschappelijke zin, significante verschillen in bodemleven tussen de referentielocaties en de verspreidingslocatie P0.
- Zijn, indien significante verschillen worden aangetroffen, die wetenschappelijk te herleiden tot het gebruik van P0 als verspreidingslocatie.
- Zijn, indien significante verschillen worden aangetroffen, die van invloed op de natuurgebied-doelstellingen van Borkum Riff. Deze afweging zal worden gemaakt op basis van expert judgement, gebaseerd op de in dit project verzamelde data en vanuit andere projecten in dit gebied.

2 Methoden

2.1 Opzet monitoring

2.1.1 Monitoringsplan

In opdracht van Rijkswaterstaat Noord-Nederland is door IBL Umweltplanung GmbH een monitoringsplan opgesteld (IBL 2020). Volgens dit plan worden bodemdieren bemonsterd met twee monstertuigen: een van Veen-happer en een Kieler Kinderwagen. Figuur 2 geeft de geplande ligging en het aantal te bemonsteren locaties met ieder monstertuig. Per locatie worden 3 happen genomen (en samen gezeefd) of 1 trek met de Kieler Kinderwagen.



Figuur 2. Monitoringsplan IBL. Ligging van te bemonsteren locaties met van Veen-happer (rode punten) en Kieler Kinderwagen (zwarte lijnen) in het verspreidingsgebied voor baggerspecie P0, en in de referentiegebieden ten oosten en ten westen van P0 (Bron: IBL 2020)

Dit monitoringsplan is door Wageningen Marine Research, zoals gevraagd door RWS, begin 2020 geëvalueerd (Craeymeersch & Hamer 2021). De belangrijkste conclusies waren :

- Zijn er meer of betere referentielocatie(s) benodigd om de resultaten van de monitoring wetenschappelijk onderbouwd te kunnen duiden?
 - Onze aanbeveling is om het oostelijk gebied iets naar het zuiden te verplaatsen, omdat zo de sedimentsamenstelling in dit referentiegebied beter overeenkomt met die van de verspreidingsgebied voor de baggerspecie.
- Zijn de afstanden van de referentiegebieden ten oosten en ten westen van het verspreidingsgebied tot het verspreidingsgebied voldoende groot om geen beïnvloeding ten gevolge van de verspreiding met zand te hebben?
 - We schatten, op basis van de diepte en verwachte stroomsnelheden, dat de kans op invloed vanuit het verspreidingsgebied voor de baggerspecie klein is, de natuurlijke sedimentdynamiek in ogenschouw nemend, en de afstanden dus voldoende groot zijn.
- Zijn er voldoende monsterpunten om wetenschappelijk onderbouwd uitspraken te doen over potentiële significante verschillen?
 - Dat is zeker niet het geval. Niet voor de Kieler Kinderwagen, want slechts 1 monsters in ieder referentiegebied. Ook niet voor de happer, want het aantal monsterlocaties in referentiegebieden is zeker te gering. Hoeveel monsters genomen moeten worden, hangt af van de effectgrootte die men wil kunnen detecteren. Voor effectgroottes van 20% zouden 30 locaties bemonsterd moeten worden, en 5 monsters met de Kieler Kinderwagen. Minder monsters betekent een keuze om enkel grotere veranderingen te kunnen detecteren.

2.1.2 Uitvoering

Door COVID-19 was het in het voorjaar 2020 niet mogelijk voor RWS om een onderzoeksschip voor de bemonstering beschikbaar te stellen. Dit betekende dat WMR de bemonstering niet kon uitvoeren.

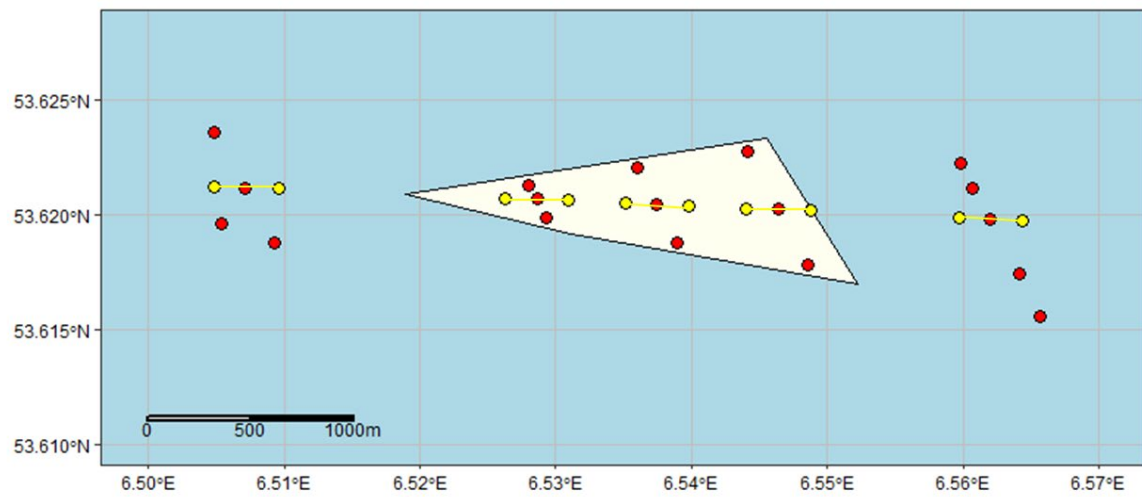
De bemonstering (19-20 mei 2020) is daarom uitgevoerd, door IBL, in opdracht van RWS. Daarbij is gemonsterd volgens het door IBL opgezette monsterprogramma (zie hierboven), met volgende wijzigingen:

- Er zijn 3 extra locaties in de referentiegebieden met de happer bemonsterd, om het aantal monsters in P0 en referentiegebieden (oostelijk en westelijk deel samen) gelijk te hebben (rode stippen in Figuur 3).
- Bemonstering van de infauna is uitgevoerd met een van Veen-happer, en niet zoals gevraagd aan WMR met een box-corer
- De 3 happen per locatie zijn afzonderlijk gezeefd op een 1mm-zeef en bewaard op gebufferde formaldehyde.
- Voorafgaand is uit iedere hap een sedimentmonster genomen en afzonderlijk bewaard, voor latere analyse van de korrelgrootteverdeling.

De bemonstering van de epifauna is uitgevoerd met de Kieler Kinderwagen (Figuur 4), en niet zoals gevraagd aan WMR met de bodemschaaf. In het voorjaar zijn alle vissen aan boord geïdentificeerd, geteld en gewogen en overboord gezet. De overige soorten zijn bewaard op formaldehyde en achteraf nader geanalyseerd (identificatie, telling, bepaling versgewicht). In het najaar zijn alle gevonden dieren aan boord op naam gebracht, geteld en gewogen (versgewicht)

Latere bemonsteringen - in het najaar 2020 (15-22 sept), het voorjaar 2021 (18-19 mei), het najaar 2021 (14 sept), het voorjaar 2022 (27 april) en het najaar 2022 (6-7 sept) - zijn op dezelfde wijze uitgevoerd (van Veen, Kieler Kinderwagen).

In het voorjaar 2021 zijn in het verspreidingsgebied 20 locaties bemonsterd met zowel box-corer als van Veen, en zijn 10 monsters genomen met zowel Kieler Kinderwagen als met bodemschaaf. Analyse van de monsters van de bodemschaaf gebeurde zoals gebruikelijk bij de schelpdierinventarisaties (Troost et al. 2022). Zo zijn o.a. garnalen en vissen niet meegenomen.



Figuur 3. Ligging van de locaties bemonsterd met van Veen-happer (rode punten) en de transecten bemonsterd met de Kieler Kinderwagen (gele lijnen).



Figuur 4. Kieler Kinderwagen (links) en typische vangst met Kieler Kinderwagen (foto's J. Perdon)

2.2 Analyses

2.2.1 Sedimentsamenstelling

Per locatie is er een sedimentmonster genomen uit iedere van Veen-happer dat is gevriesdroogd en vervolgens is één sedimentmonster per locatie geanalyseerd op de korrelgrootteverdeling. Het sediment is daarbij niet voorbehandeld. De sedimentanalyses zijn uitgevoerd door het NIOZ m.b.v. een Multisizer 2000 van de firma Malvern Instruments. Dit apparaat analyseert de lichtverstrooiingspatronen van sedimentdeeltjes in suspensie bij het passeren door een laserbundel. De grootteverdeling van de deeltjes is bepaald tussen 0.02 en 1000 µm.

De beschrijving van het sediment is gedaan op basis van de mediane korrelgrootte (D50) en het percentage slib. Ook is de korrelgrootteverdeling (onderverdeeld in 5 verschillende fracties) bepaald (Tabel 1).

Tabel 1. Klassegrenzen korrelgrootteverdeling

Fractie	Range
Silt	< 63 µm
Zeer fijn zand	63 – 125 µm
Fijn zand	125 – 250 µm
Middelfijn zand	250 – 500 µm
Grof zand	500 – 1000 µm

Verschillen in mediane korrelgrootte tussen gebieden zijn getest met een parameter vrije toets, de Kruskal-Wallis test, gevolgd door een post-hoc test, de Wilcoxon rangtest. Omdat op vele locaties geen slib vastgesteld is (zie 3.1), zijn deze testen niet voor slibgehalte uitgevoerd.

2.2.2 Van Veen-happer

De in monsters aangetroffen dieren zijn in het laboratorium door taxonomen van Wageningen Marine Research voor zover mogelijk op soort gebracht, en de aantallen per monster en dichtheid per vierkante meter zijn bepaald.

De gegevens zijn verder geanalyseerd met univariate en multivariate technieken, gericht op het nagaan van verschillen tussen het verspreidings- en het referentiegebied, en het verloop in de tijd. De data van de 3 replica's per locatie zijn daarbij samengevoegd tot een enkel monster, conform de oorspronkelijke opzet (3 monsters samen gezeefd).

Als univariate indices voor de beschrijving van de bodemfauna zijn voor alle locaties bemonsterd in het kader van het monitoringsonderzoek de volgende biotische indicatoren bepaald, per monster:

- Het totaal aantal soorten/taxa
- De totale dichtheid

Als twee organismen in eenzelfde taxonomische categorie zijn waargenomen, waarvan één van de twee tot een lagere taxonomisch niveau is geïdentificeerd dan de ander en het laagste, bij beide soorten, geïdentificeerde taxon tot dezelfde categorie behoort, dan is alleen de soort meegeteld die tot een lager taxonomisch niveau is geïdentificeerd. Een voorbeeld is dat wanneer er binnen een categorie zowel *Nephtys* spp. als *Nephtys cirrosa* zijn geobserveerd, alleen *Nephtys cirrosa* bij de berekening van het aantal soorten wordt meegeteld, echter wanneer alleen *Nephtys* spp wordt geobserveerd hij wel wordt meegerekend.

Tevens is specifiek gekeken naar het voorkomen en de gemiddelde dichtheid van de dominante soorten (per gebied en per bemonsteringsopzet de tien soorten met de hoogste dichtheid).

Ruimtelijke verschillen in soortensamenstelling zijn ook geanalyseerd met een ordinatie-techniek (multivariate analyse), een niet-metrische Multidimensional Scaling (nMDS), op basis van de Bray-Curtis dissimilariteit tussen dichtheden (ind/m²). Omdat deze dichtheden niet normaal verdeeld zijn, zijn ze door middel van een dubbele worteltransformatie, getransformeerd voor de analyse. In de uitvoer, een ordinatie-diagram, worden de locaties zodanig weergegeven dat locaties met een gelijkaardige soortensamenstelling dicht bij elkaar liggen en locaties met een erg verschillende soortensamenstelling ver uit elkaar. De gelijkenis tussen locaties wordt berekend op basis van een silimariteitsindex (Bray-Curtis similariteit). In het ordinatiediagram worden de stations zo geplaatst dat de afstand in het diagram zoveel mogelijk overeenkomt met de berekende similariteiten. De mate waarin dit lukt, is weergegeven als een stress-waarde. Hoe lager, hoe beter de voorstelling. Een waarde <0.05 betekent een uitstekende weergave, <0.1 goed, < 0.2 wellicht nog bruikbaar (maar check of weergave in 2 dimensies wel optimaal is) en >0.3 heel slecht (Clarke & Warwick 2001).

Verschillen in soortensamenstelling en -dichtheden zijn getest met een PERMANOVA, een niet-parametrische multivariate test (Anderson 2001). Daarbij zijn verschillen getest tussen verspreidingsgebied en referentiegebied, tussen moment van bemonsteren en de interactie daartussen. Input van de analyse is een matrix met de similariteit tussen alle monsters (Bray-Curtis similariteit).

Daarnaast hebben ook gekeken naar ruimtelijke verschillen tussen het oostelijk en het westelijk deel van het referentiegebied. Dit omdat we bij analyse van data uit 2016 (Craeymeersch & Hamer 2021) constateerden dat de fauna ten oosten van het verspreidingsgebied duidelijk anders was dan ten westen van het verspreidingsgebied.

De weergave in ordinatieplots kan vaak slecht interpreteerbaar zijn, zelfs als alleen de monsterlocaties en de meest voorkomende soorten worden getoond. Dit komt onder andere doordat soorten en locaties kunnen overlappen en trends in gebieden moeilijk te vergelijken zijn. Om na te gaan in hoeverre het verspreidingsgebied en het referentiegebied (inclusief wanneer deze is opgesplitst in oostelijk en westelijk deel) tijdens de onderzoeksperiode meer of minder gelijk bleven qua soortensamenstelling, en welke soorten daarbij een rol spelen, is daarom ook een PRC-analyse (Principal Response Curves) uitgevoerd. De PRC-techniek is vooral geschikt om het effect van een experimentele behandeling voor- en na- de behandeling op meerdere tijdstippen te onderzoeken. De PRC maakt gebruik van een partiële Redundantie Analyse (RDA), waarbij eerst gecorrigeerd wordt voor de variatie in de samenstelling van de bodemdiergemeenschap die veroorzaakt wordt door de tijd. Daarna is de behandeling (het verspreiden) gebruikt om de variatie in de taxonsamenstelling te verklaren (Verdonschot et al. 2010).

Het resultaat van de PRC-analyse kan grafisch worden weergegeven met op de x-as de tijd en op de y-as het 'effect' (relatief verschil van behandeling ten opzichte van de controle). De significantie wordt verkregen met behulp van een Monte Carlo permutatietest. De nulhypothese (H_0) is dat er geen effect is van behandeling op alle tijdstippen en voor de combinatie van alle taxa. Verder wordt voor ieder taxon een zogenaamde 'behandelingsscore' berekend, die de respons op de behandeling in de tijd weergeeft, relatief t.o.v. de niet bevestigde gebieden (taxon neem bijv. meer of minder af of toe). Taxa met een positieve score nemen meer toe, taxa met negatieve score nemen meer af in het verspreidingsgebied, mogelijk als effect van het verspreiden. Hoe verder de score van een taxon van 0 verwijderd ligt, hoe groter het verschil in ontwikkeling is en hoe belangrijker dit taxon is bij het verklaren van het algehele trend van alle taxa samen (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).

Voor het totaal aantal soorten en de totale dichtheid is de significantie van de verschillen getest met een parametervrije toets, de Kruskal-Wallistest, gevolgd door een *post-hoc* test, de Wilcoxon rangtest. Er is gekozen voor een parametervrije toets omdat door het beperkte aantal monsters de data niet aan de voorwaarden voor een parametrische testen, bijv. dat de observaties normaal verdeeld zijn. Als dat wel zo was geweest, hadden we de data met een two-way ANOVA geanalyseerd, en gekeken naar de interactieterm tussen tijd en gebied (referentie- vs. verspreidingsgebied). Er is geen parametervrije two-way test. Maar een one-way analyse (Kruskal-Wallistest) waarbij alle condities (combinaties van gebied en tijd) meegenomen worden, is een alternatief (gung - Reinstata Monica (<https://stats.stackexchange.com/users/7290/gung-reinstata-monica>) 2013).

2.2.3 Kieler Kinderwagen

Omdat de exacte afstand waarop de Kieler Kinderwagen (Figuur 4; zie Rees 2009 voor een beschrijving) effectief de bodem raakt niet bekend is, zijn de verkregen data semi-kwantitatief en kunnen daarom enkel semi-kwantitatief geanalyseerd worden. We hebben de gevonden aantallen per soort verdeeld in een aantal klassen, volgens het ACFOR-systeem ('Abundant Common Frequent Occasional and Rare' – inclusief niet gevonden) (Crisp & Southward 1958):

- A: zeer algemeen (>100 individuen);
- C: algemeen (50-100);
- F: vaak voorkomen (10-50);
- O: aanwezig (5-10);
- R: zeldzaam (>0 en <5 individuen) (in onze analyse niet toegewezen als niet gevonden).

In de monsters komen ook vissen en andere dieren voor (kwallen bijv.) waarvoor het monstertuig minder selectief is (bijv. omdat ze het tuig kunnen ontwijken). Toch hebben we deze soorten voor de volledigheid in de tabellen in de bijlagen opgenomen.

De aan- en afwezigheid van soorten in tijd en ruimte is vergeleken met een PERMANOVA. Zoals voor de infauna zijn verschillen getest tussen verspreidingsgebied en referentiegebied, tussen moment van bemonsteren en de interactie daartussen. Input van de analyse is een matrix met de similariteit tussen alle monsters. Omdat de berekening gebeurt op basis van aan- en afwezigheid is de Jaccard index gebruikt. De verschillen zijn gevisualiseerd in een ordinaatplot (NMDS).

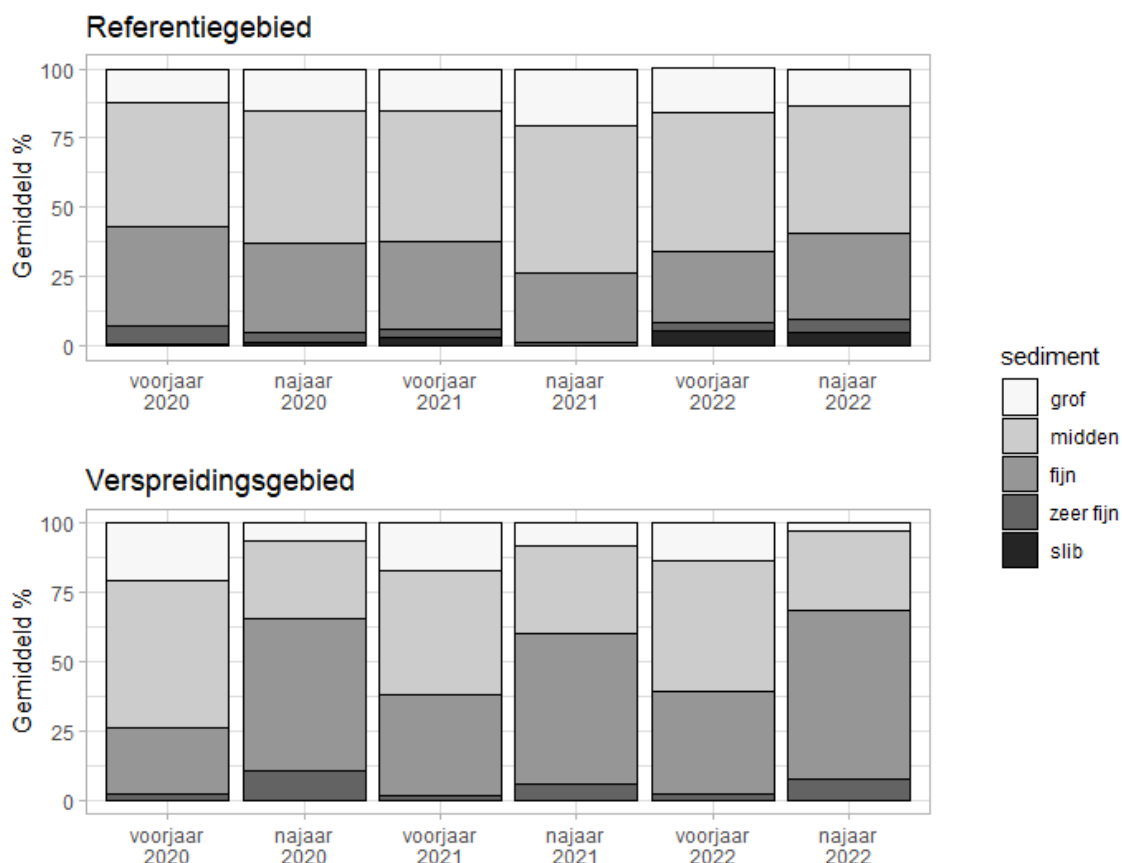
2.2.4 Vergelijking monstertuigen

In bijlages 3 en 4 worden de data verkregen met resp. box-corer en van Veen-happer, en met Kieler Kinderwagen en bodemschaaf met elkaar vergeleken.

3 Resultaten

3.1 Sedimentkarakteristieken

Het sedimenttype aangetroffen in het monitoringsgebied kan gemiddeld geclassificeerd worden als midden/fijn zand (Figuur 5).

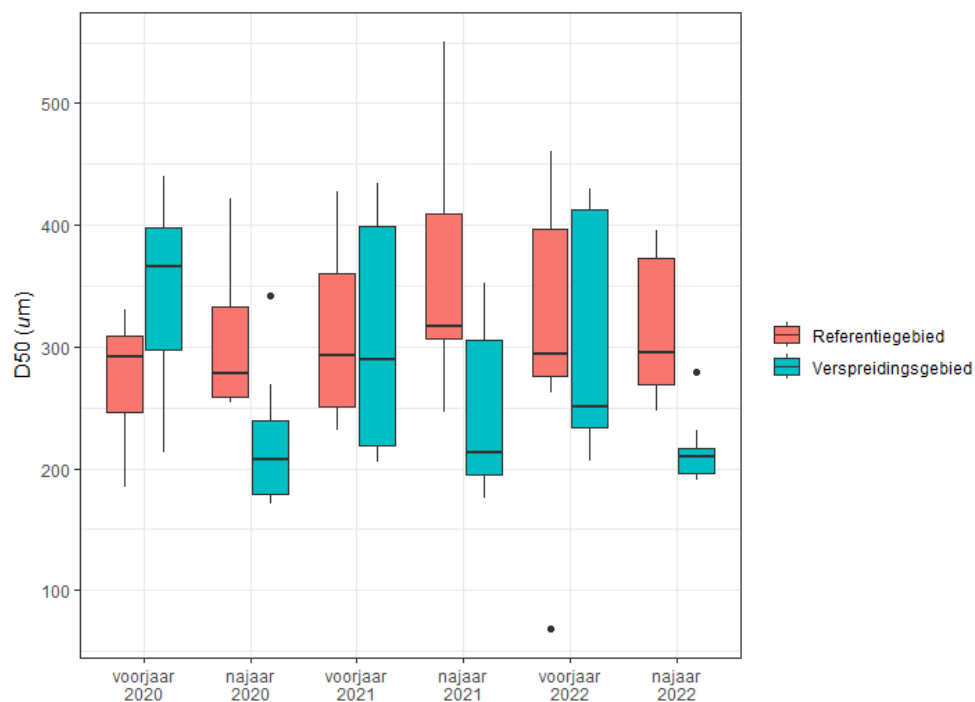


Figuur 5. Gemiddelde verdeling van sedimenttypes per bemonsteringsmoment in verspreidings- en referentiegebied.

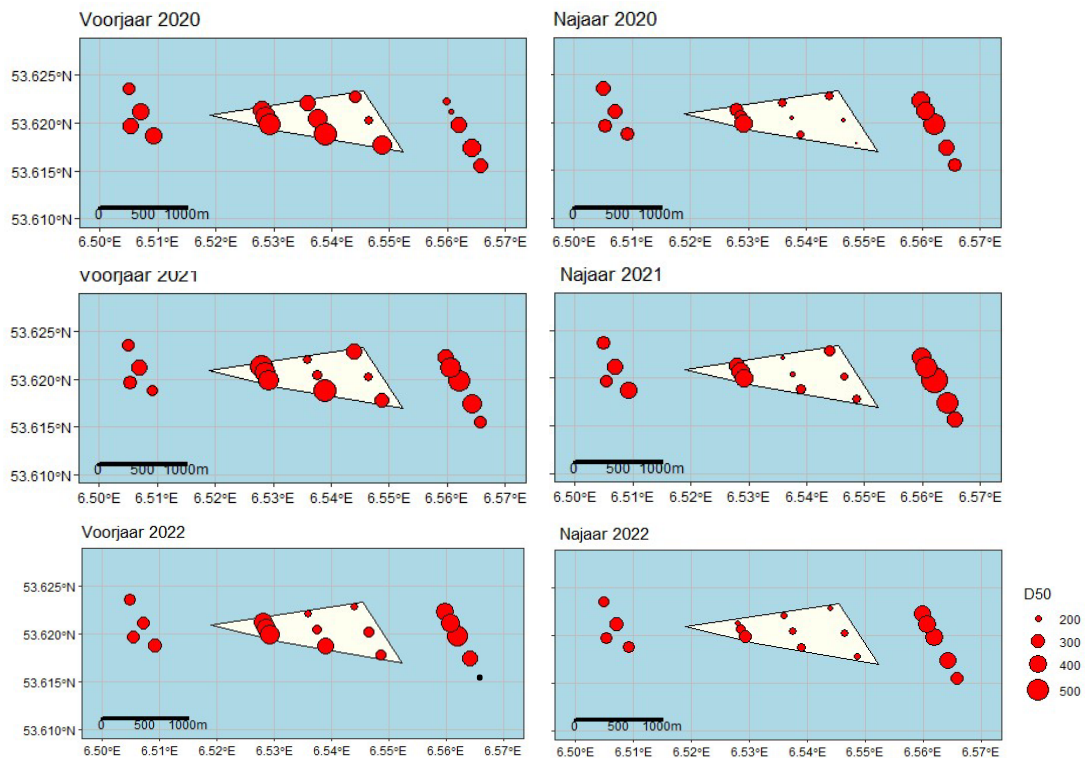
Er is een significant verschil tussen de korrelgrootte bij de verschillende waarnemingen in het referentiegebied en het verspreidingsgebied (Kruskal-Wallis: $p < 0.05$). Hierbij is de mediane korrelgrootte in het verspreidingsgebied in het najaar 2020 significant lager dan in hetzelfde gebied in het voorjaar 2020 (Figuur 6 en Tabel 2). Dat is ook zo in 2022, maar niet in 2021. In het referentiegebied is er geen significant seizoenaal verschil. De mediane korrelgrootte in het najaar is steeds significant lager in het verspreidingsgebied dan in het referentiegebied.

Het slibgehalte is meestal heel laag, maar iets hoger op enkele locaties in het referentiegebied, met name in het oostelijk deel (maximaal 5%, met een uitschieter in voorjaar 2022 van 48%) (Figuur 8). Van deze laatste locatie zijn daarom ook de andere replica's geanalyseerd: het slibgehalte bedroeg respectievelijk 39.5 en 4.9%.

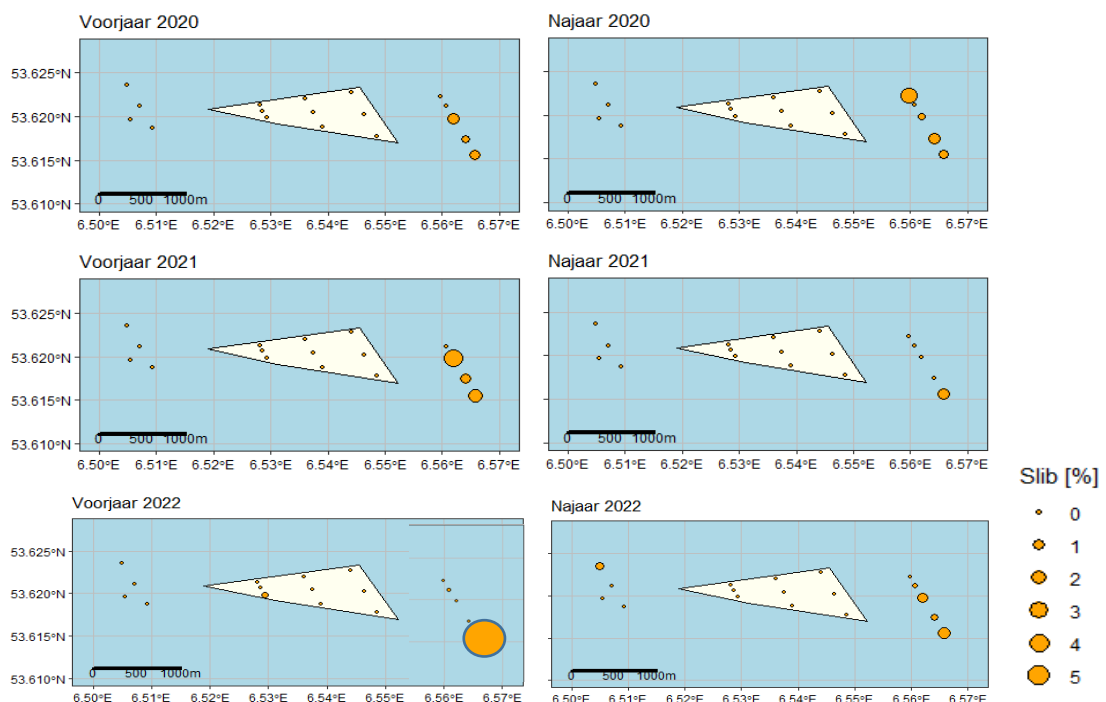
In het najaar worden de laagste mediane korrelgroottes gevonden, in het oosten van het verspreidingsgebied (Figuur 7 en Figuur 9). Het is opvallend dat het oostelijke gebied gemiddeld de hoogste mediane korrelgrootte heeft, en tegelijkertijd ook het hoogste slibgehalte. De verdeling is in dit gebied duidelijk minder homogeen (Figuur 10).



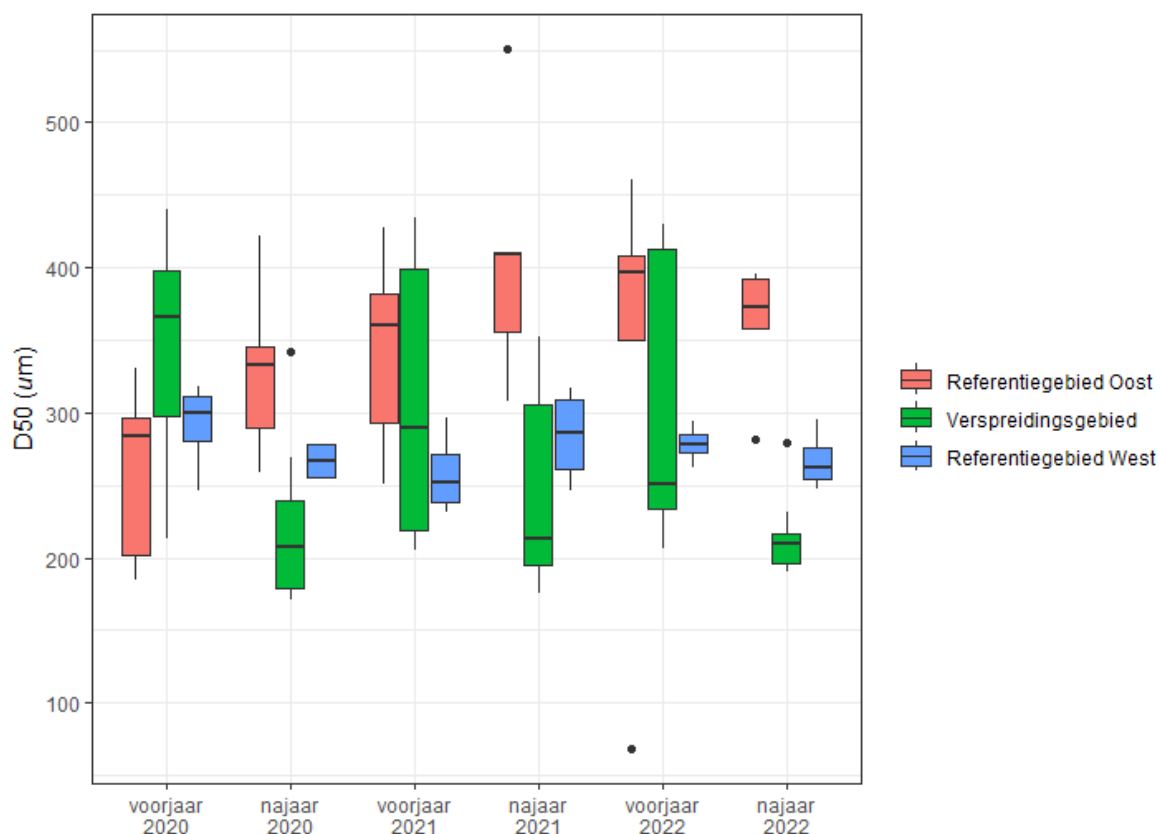
Figuur 6. Verdeling van de mediane korrelgrootte (D50) in referentie- en verspreidingsgebied. Hierbij geeft de horizontaal gedrukte streep de mediaan weer, het grijze balkje het 25^{ste} en 50^{ste} percentiel en de losse stipjes uitschieters, waar de waarde meer dan 1.5 keer de afstand tussen het 25^{ste} en het 50^{ste} percentiel betreft.



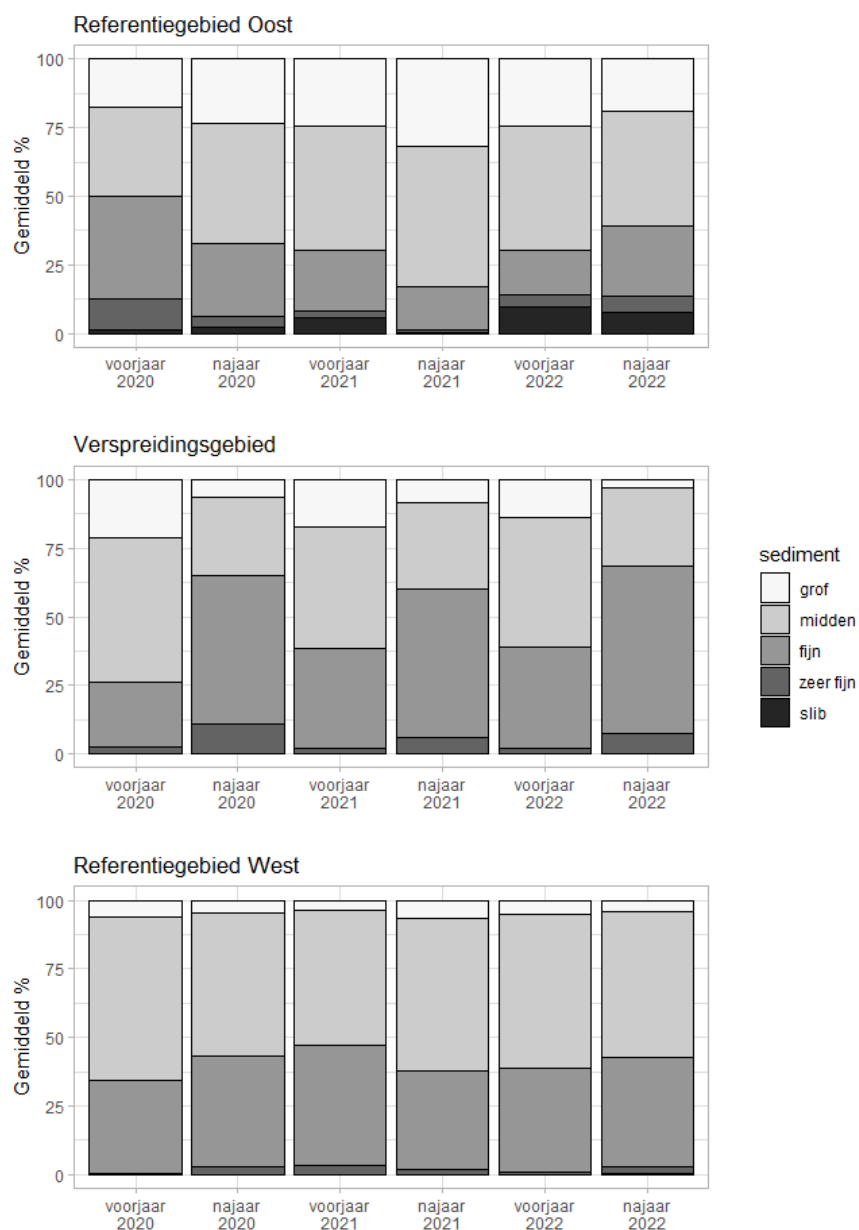
Figuur 7. Ruimtelijke verspreiding van de mediane korrelgrootte (D50 [μm]) in het monitoringsgebied. Het lichtgele vlak geeft het verspreidingsgebied weer.



Figuur 8. Ruimtelijke verdeling van het slibgehalte in het monitoringsgebied. Het lichtgele vlak geeft het verspreidingsgebied weer. In voorjaar 2022 werd op het meest oostelijke punt een slibgehalte van 48% vastgesteld.



Figuur 9. Verdeling van de mediane korrelgrootte (D50) in referentie- en verspreidingsgebied waarbij dit laatste is opgesplitst in het westelijke en oostelijke deel. Hierbij geeft de horizontaal gedrukte streep de mediaan weer, het grijze balkje het 25^{ste} en 50^{ste} percentiel en de losse stipjes uitschieters, waar de waarde meer dan 1.5 keer de afstand tussen het 25^{ste} en het 50^{ste} percentiel betreft.



Figuur 10. Gemiddelde verdeling van sedimenttypes per bemonsteringsmoment in verspreidings- en referentiegebied, waarbij deze laatste is opgesplitst in oostelijk en westelijk deel.

Tabel 2. Significantie (p-waarde) van de paarsgewijze vergelijkingen (Wilcoxon rangtest) van de mediane korrelgrootte (D50) in het verspreidings- en referentiegebied in voor- en najaar 2020, 2021 en 2022 (significante waardes zijn dikgedrukt weergegeven)

D50	referentie vj 2020	referentie nj 2020	referentie vj 2021	referentie nj 2021	referentie vj 2022	referentie nj 2022	verspreiding vj 2020	verspreiding nj 2020	verspreiding vj 2021	verspreiding nj 2021	verspreiding vj 2022
referentie vj 2020	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
referentie nj 2020	0.772	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
referentie vj 2021	0.753	1,000	-	-	-	-	-	-	-	-	-
referentie nj 2021	0.203	0.532	0.489	-	-	-	-	-	-	-	-
referentie vj 2022	0.734	0.734	0.750	0.734	-	-	-	-	-	-	-
referentie nj 2022	0.595	0.750	0.753	0.734	0.891	-	-	-	-	-	-
verspreiding vj 2020	0.099	0.489	0.532	0.961	0.753	0.734	-	-	-	-	-
verspreiding nj 2020	0.172	0.041	0.043	0.015	0.073	0.015	0.015	-	-	-	-
verspreiding vj 2021	0.734	0.961	0.961	0.734	0.934	1,000	0.753	0.059	-	-	-
verspreiding nj 2021	0.734	0.277	0.151	0.050	0.320	0.081	0.059	0.734	0.238	-	-
verspreiding vj 2022	0.753	0.750	0.831	0.729	0.772	0.750	0.729	0.081	0.934	0.172	-
verspreiding nj 2022	0.081	0.010	0.010	0.010	0.043	0.010	0.010	0.772	0.050	0.772	0.043

3.2 Infauna-gemeenschappen

3.2.1 Univariante analyses

3.2.1.1 Soortenrijkdom en totale dichtheid

De verschillen in soortenrijkdom tussen het verspreidings- en het referentiegebied zijn op de afzonderlijke momenten van bemonstering nooit significant.

Wel zijn er significante verschillen (Kruskal-Wallis: $p = 0.002$) tussen de waarnemingen in ruimte (referentie- vs. verspreidingsgebied) en tijd (seizoenaal, jaarlijks). Het aantal soorten is in het voorjaar 2021 in beide gebieden meestal significant hoger dan op enig ander moment (Tabel 3,). In het verspreidingsgebied heeft de soortenrijkdom in het najaar 2022 de laagste mediane waarde in de onderzoeksperiode.

In zowel het verspreidings- als referentiegebied is er een significant verschil tussen najaar 2020 en voorjaar 2021 (Tabel 3, Figuur 11). Het aantal soorten is hoger in het voorjaar 2021 dan in het najaar 2020. Dit verschil zien we niet tussen voorjaar 2022 en najaar 2021.

Binnen het referentiegebied is er een groot verschil tussen het oostelijk en het westelijk deel, met het hoogste aantal soorten in het oostelijk deel (Figuur 13 en Figuur 14). Het grootste verschil is in het voorjaar 2020, waar in het westelijk deel van het referentiegebied het laagste aantal soorten gevonden is, terwijl dit juist (relatief) hoog was in het oostelijk deel van het referentiegebied. Ook het voorjaar van 2021 en 2022 zien we een gradiënt in soortensamenstelling van west naar oost. In het voorjaar 2022 is de soortenrijkdom in het westelijk deel van het referentiegebied ongeveer even laag als in het voorjaar 2021.

Hetzelfde geldt ongeveer voor de totale dichtheid. Ook hier zijn de verschillen per moment van bemonstering niet significant. Er zijn wel een significante verschillen in tijd en ruimte tussen de afzonderlijke waarnemingen (Kruskal-Wallis: $p < 0.001$). De totale dichtheid in zowel het verspreidings- als het referentiegebied is in het najaar 2020 significant lager dan in het voorjaar 2020, Tabel 4 en Figuur 11). Zowel in het verspreidings- als het referentiegebied is de totale dichtheid in het voorjaar 2021 hoger dan op alle andere momenten, behalve in het verspreidingsgebied op datzelfde moment en, zoals hierboven al aangehaald, het referentiegebied tijdens voorjaar 2020. Zoals voor het aantal soorten, zijn er meer verschillen tussen referentie- en verspreidingsgebied..

Ook hier zien we verschillen tussen het oostelijk en het westelijk deel van het referentiegebied, met de hoogste dichtheden veelal in het oostelijk deel (Figuur 13 en Figuur 14). Daar zijn ook de seizoenale verschillen in totale dichtheid het grootst.

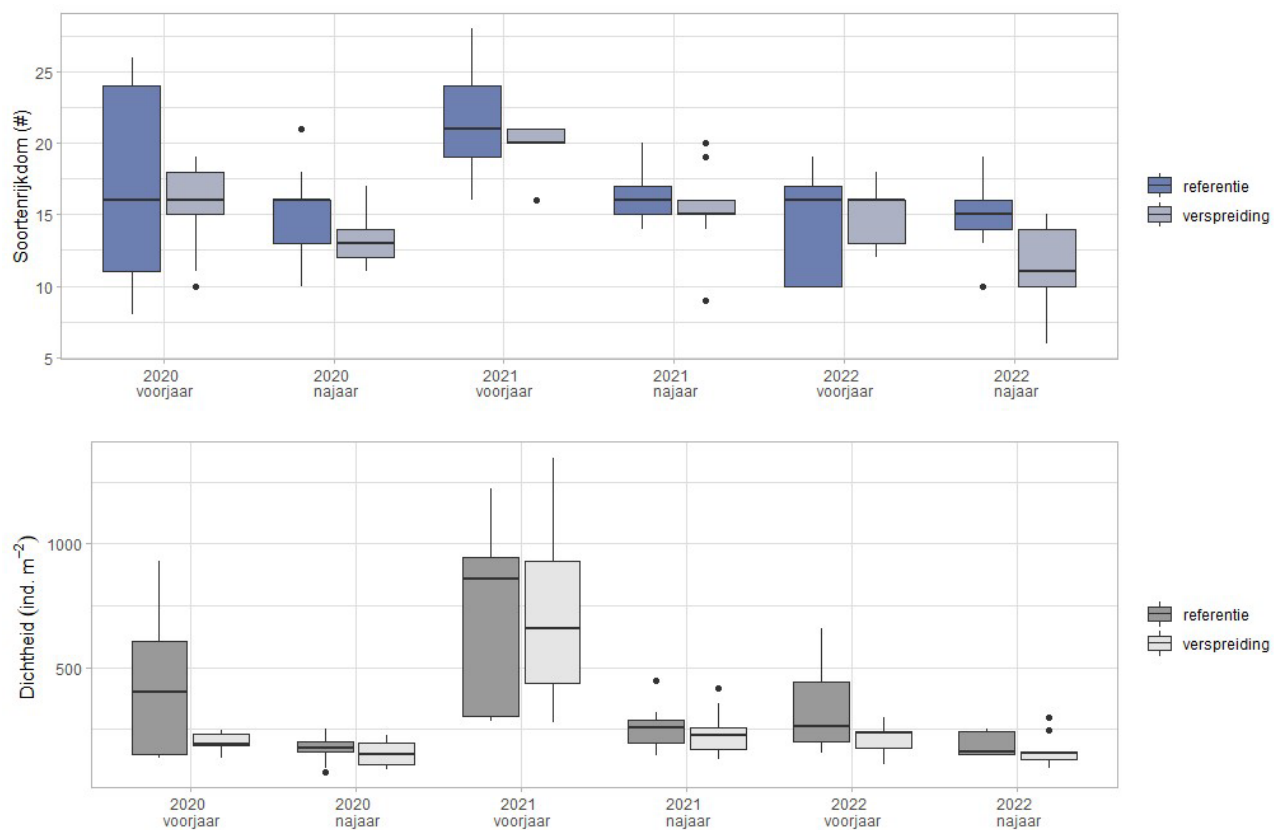
De verschillen in soortenrijkdom lijken voor een groot deel samen te gaan met verschillen in totale dichtheid. Dat er meer soorten gevonden worden in monsters met hoge aantallen dieren (Figuur 12) is een bekend fenomeen, en de grafische weergave bekend als 'Species Accumulation Curve' of 'collector's curve' (Zie bijv. Heip et al. 2001, Deng et al. 2015).

Tabel 3. Significantie (p-waarde) van de paarsgewijze vergelijkingen (Wilcoxon rangtest) van het aantal soorten in het verspreidings- en referentiegebied in voor- en najaar 2020, 2021 en 2022.

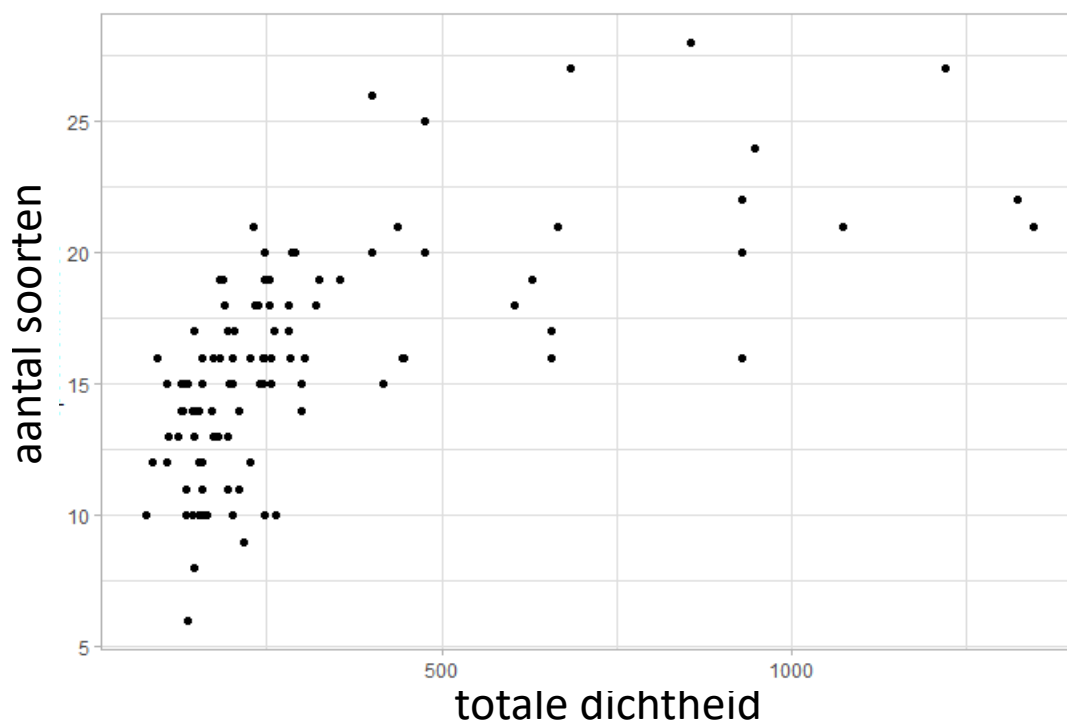
Soortenrijkdom	referentie vj 2020	referentie nj 2020	referentie vj 2021	referentie nj 2021	referentie vj 2022	referentie nj 2022	verspreiding vj 2020	verspreiding nj 2020	verspreiding vj 2021	verspreiding nj 2021	verspreiding vj 2022
referentie vj 2020	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
referentie nj 2020	0.978	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
referentie vj 2021	0.351	0.028	x	x	x	x	x	x	x	x	x
referentie nj 2021	0.984	0.731	0.037	x	x	x	x	x	x	x	x
referentie vj 2022	0.924	0.978	0.028	0.740	x	x	x	x	x	x	x
referentie nj 2022	0.978	0.978	0.017	0.478	0.978	x	x	x	x	x	x
verspreiding vj 2020	1,000	0.972	0.028	1,000	0.747	0.797	x	x	x	x	x
verspreiding nj 2020	0.853	0.645	0.017	0.059	0.984	0.423	0.344	x	x	x	x
verspreiding vj 2021	0.645	0.028	0.771	0.028	0.021	0.017	0.026	0.017	x	x	x
verspreiding nj 2021	1,000	1,000	0.020	0.740	0.972	0.817	0.978	0.275	0.017	x	x
verspreiding vj 2022	0.978	0.978	0.017	0.344	1,000	1,000	0.747	0.731	0.017	0.978	x
verspreiding nj 2022	0.344	0.071	0.013	0.017	0.336	0.104	0.050	0.344	0.013	0.031	0.059

Tabel 4. Significantie (p-waarde) van de paarsgewijze vergelijkingen (Wilcoxon rangtest) van het de totale dichtheid in het verspreidings- en referentiegebied in voor- en najaar 2020,2021 en 2022.

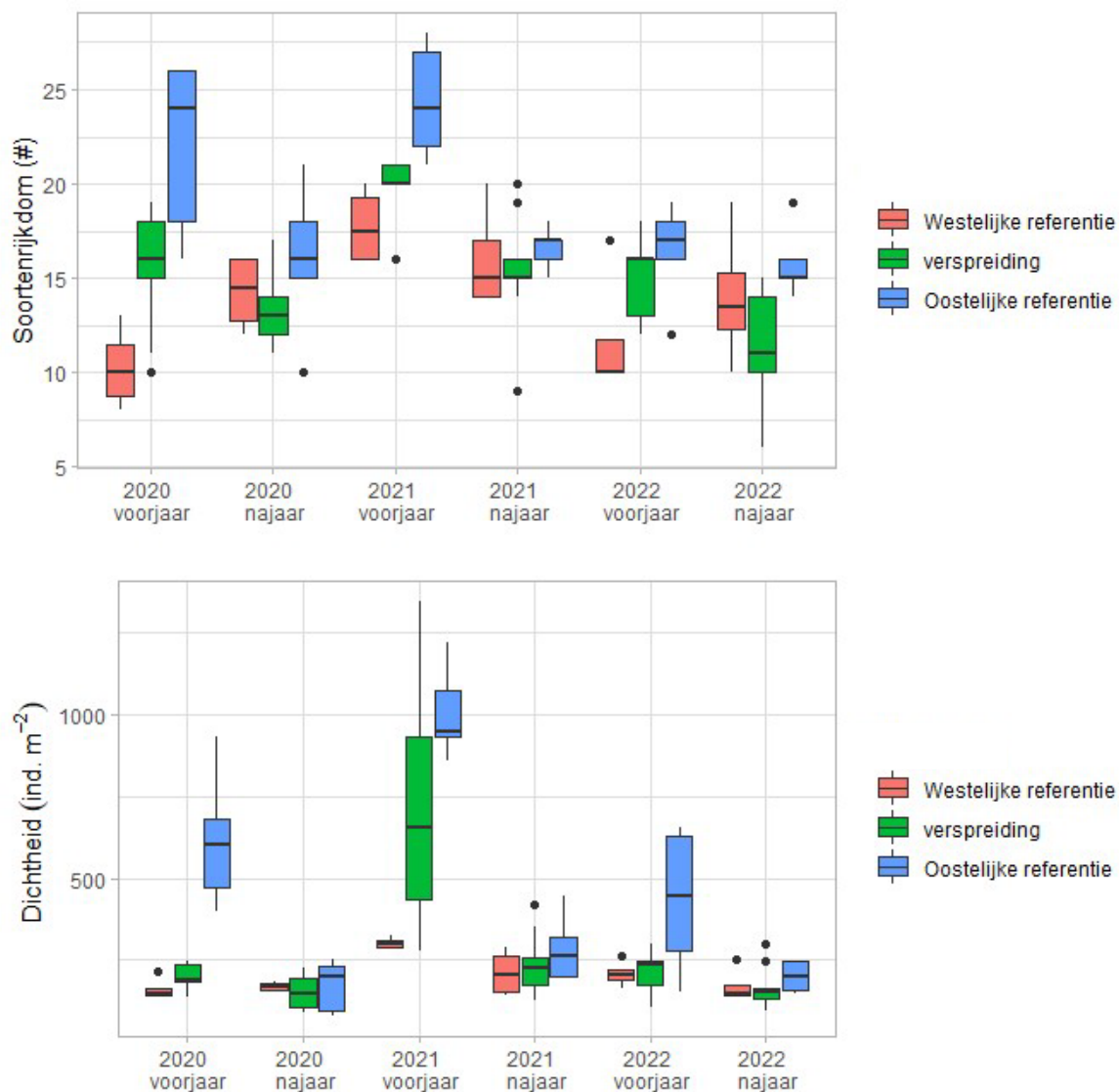
Denistiv	referentie vj 2020	referentie nj 2020	referentie vj 2021	referentie nj 2021	referentie vj 2022	referentie nj 2022	verspreiding vj 2020	verspreiding nj 2020	verspreiding vj 2021	verspreiding nj 2021	verspreiding vj 2022
referentie vj 2020	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
referentie nj 2020	0.230	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
referentie vj 2021	0.211	0.001	x	x	x	x	x	x	x	x	x
referentie nj 2021	0.514	0.164	0.011	x	x	x	x	x	x	x	x
referentie vj 2022	0.946	0.101	0.037	0.514	x	x	x	x	x	x	x
referentie nj 2022	0.239	0.965	0.002	0.214	0.093	x	x	x	x	x	x
verspreiding vj 2020	0.299	0.458	0.001	0.164	0.164	0.946	x	x	x	x	x
verspreiding nj 2020	0.051	0.514	0.002	0.051	0.029	0.230	0.214	x	x	x	x
verspreiding vj 2021	0.214	0.001	0.834	0.004	0.029	0.002	0.001	0.002	x	x	x
verspreiding nj 2021	0.370	0.260	0.011	0.721	0.481	0.478	0.567	0.103	0.002	x	x
verspreiding vj 2022	0.455	0.307	0.004	0.455	0.368	0.466	0.656	0.093	0.003	0.77	x
verspreiding nj 2022	0.119	0.610	0.002	0.101	0.050	0.478	0.334	0.610	0.001	0.23	0.23



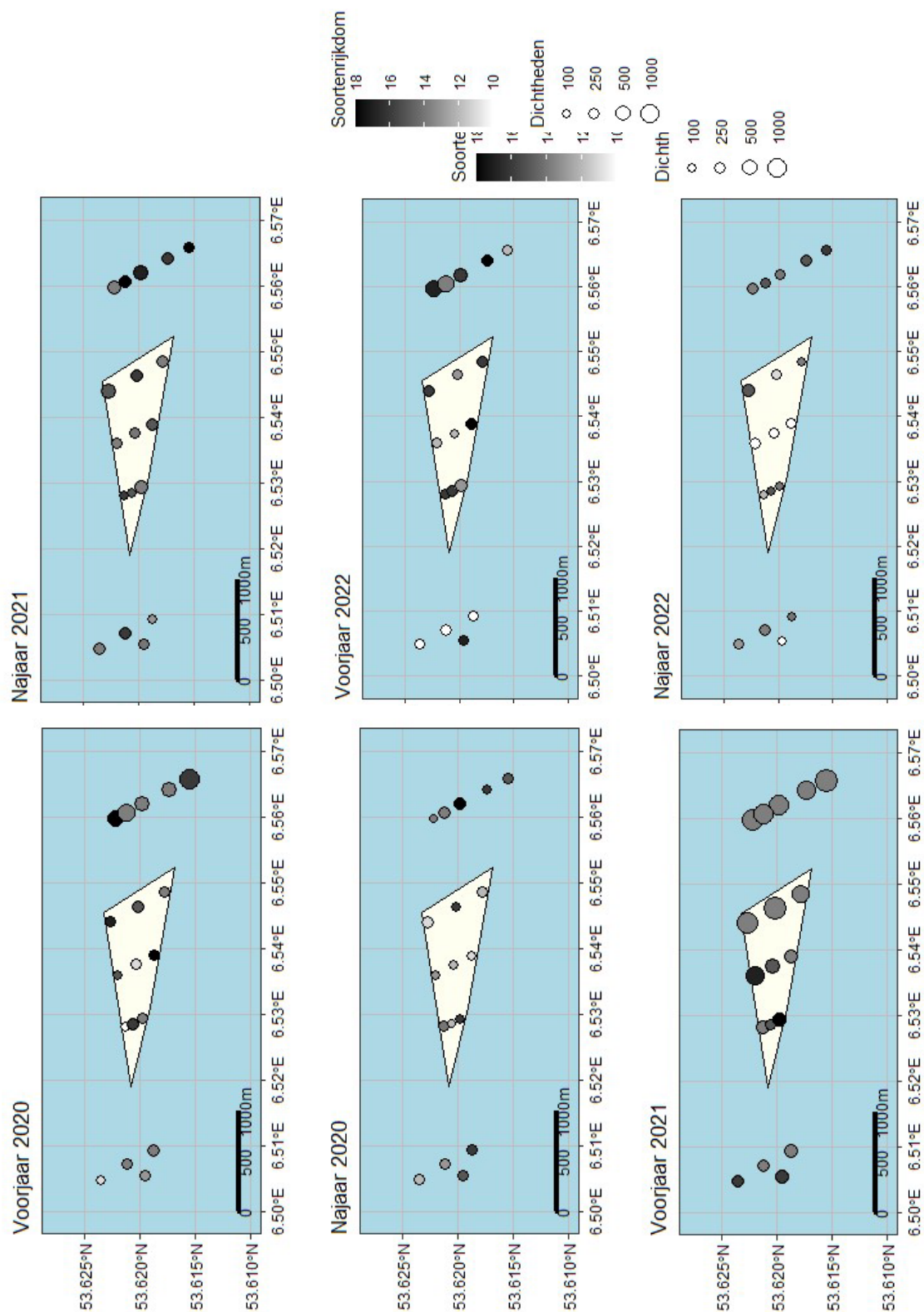
Figuur 11 Verdeling van soortenrijkdom (# taxa) en dichtheden (ind.·m⁻²) aangetroffen in het verspreidingsgebied en het referentiegebied. Hierbij geeft de horizontaal gedrukte streep de mediaan weer, het grijze balkje het 25^{ste} en 50^{ste} percentiel en de losse stipjes uitschieters, waar de waarde meer dan 1.5 keer de afstand tussen het 25^{ste} en het 50^{ste} percentiel betreft.



Figuur 12. Relatie tussen totale dichtheid (ind./m²) en aantal soorten aangetroffen per monster.



Figuur 13. Verdeling van soortenrijkdom (# taxa) en dichtheden (ind.·m⁻²) aangetroffen in het verspreidingsgebied en het oostelijk en westelijk referentiegebied. Hierbij geeft de horizontaal gedrukte streep de mediaan weer, het grijze balkje het 25^{ste} en 50^{ste} percentiel en de losse stipjes uitschieters, waar de waarde meer dan 1.5 keer de afstand tussen het 25^{ste} en het 50^{ste} percentiel betreft.



Figuur 14 Ruimtelijke verspreiding van totale dichtheid ($\text{ind.} \cdot \text{m}^{-2}$) en soortenrijkdom (# taxa) in het monitoringsgebied voor en na de bestorting. Het lichtgele vlak geeft het verspreidingsgebied weer.

3.2.1.2 Dominante soorten

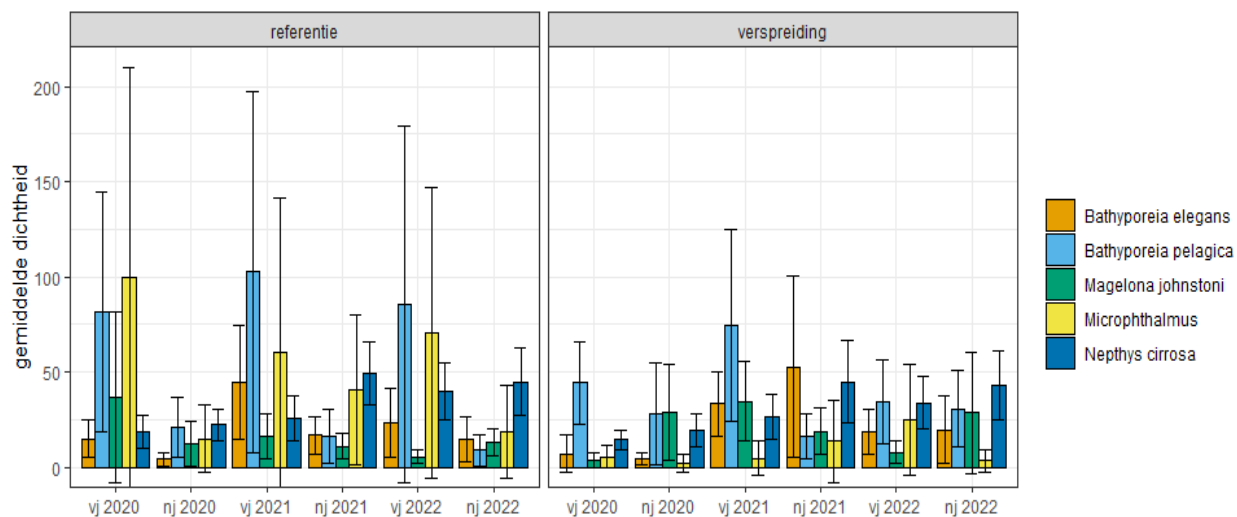
De dichtheden van alle aangetroffen soorten zijn meestal vrij laag (Tabel 5 en Tabel 6). Ze behoren vooral tot de borstelwormen (Polychaeta) of kreeftachtigen (Arthropoda), op wat kleine mosselen (Mytilidae) na. Het meest talrijke taxon werd gevormd een kleine borstelwormen behorend tot de familie Terebellidae (gemiddeld > 200 ind/m²), in het voorjaar 2021 in het referentie- en het verspreidingsgebied. Het gaat hierbij om juveniele dieren, vermoedelijk van het genus *Lanice*. Verder komt enkel vlokreeftje *Bathyporeia pelagica* in hogere dichtheden boven de 100 ind/m² voor, eveneens in zowel het referentie- als het verspreidingsgebied, en met de hoogste dichtheden in het voorjaar. Voor een aantal soorten is dit in Figuur 15 weergegeven als staafdiagrammen.

Tabel 5 Gemiddelde dichtheden en standaarddeviatie ($\mu \pm sd$) [*ind. m⁻²*] en voorkomen (%), percentage van de locaties waar het taxon is aangetroffen) van de dominante soorten, in verspreidingsgebied (per gebied en per bemonsteringsopzet de tien soorten met de hoofste dichtheid).

	2020 Voorjaar			2020 Najaar			2021 Voorjaar			2021 Najaar			2022 Voorjaar			2022 Najaar		
	$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%	
<i>Asterioidea</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>Nephtys</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>Nephtys 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>Spio goniocephala</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>Spio 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	

Tabel 6 Gemiddelde dichtheden en standaarddeviatie ($\mu \pm sd$) [$ind. m^{-2}$] en voorkomen (% , percentage van de locaties waar het taxon is aangetroffen) van de dominante soorten, in referentiegebied (per gebied en per bemonsteringsopzet de tien soorten met de hoogste dichtheid).

	2020 Voorjaar			2020 Najaar			2021 Voorjaar			2021 Najaar			2022 Voorjaar			2022 Najaar		
	$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%	
<i>Asteroidea</i>	3.3 ± 5	44		0 ± 0	0		67.4 ± 73	67		0 ± 0	0		3 ± 4	44		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 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>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>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>Gastrosaccus 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 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>Jassa marmorata</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		13.7 ± 39	33		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<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	
<i>Microphthalmus</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	
<i>Monopseudocuma gilsoni</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		8.9 ± 12	78		0.7 ± 1	22		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	
<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	
<i>Nephtys</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	
<i>Nephtys 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	
<i>Ophelia</i>	1.5 ± 3	22		0 ± 0	0		8.5 ± 11	67		11.9 ± 16	56		15.2 ± 24	78		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	
<i>Paraonis fulgens</i>	4.1 ± 7	33		5.9 ± 9	56		3 ± 4	56		1.1 ± 2	22		3 ± 5	44		0.7 ± 1	22	
<i>Pontocrates</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	11	
<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	
<i>Pontocrates arenarius</i>	1.1 ± 3	11		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		1.1 ± 2	33		0 ± 0	0	
<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	
<i>Spio goniocephala</i>	4.1 ± 8	44		2.6 ± 4	44		21.5 ± 17	100		4.8 ± 12	22		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22	
<i>Spio 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	
<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	
<i>Terebellidae</i>	2.6 ± 3	44		0 ± 0	0		227.4 ± 288	100		0 ± 0	0		4.4 ± 6	56		0 ± 0	0	



Figuur 15. Gemiddelde dichtheid ($ind./m^2$) van een aantal soorten in referentie- en verspreidingsgebied

3.2.2 Multivariate analyse

Een nMDS-ordinatie is uitgevoerd op aangetroffen dichtheden in alle individuele monsters om de verschillen in gemeenschap tussen het referentie- en verspreidingsgebied in kaart te brengen voor en na de verspreiding van baggerspecie. Hiervoor zijn 57 van de 120 aangetroffen taxa gebruikt (alleen de taxa geselecteerd die minimaal op drie locaties minstens 1% van de totale dichtheid van het monster opmaken).

Een PERMANOVA-test met variabelen gebied (verspreidings- en referentiegebied), moment van bemonstering en de interactie tussen beide duidt op significante verschillen in ruimte en tijd (Tabel 7). In het ordinatiediagram zijn deze verschillen moeilijk te zien (Figuur 14). De stress-waarde is ook vrij hoog (0.283), wat erop duidt dat de weergave in 2 dimensies niet erg goed is. Wel duidelijk is dat, over het hele onderzoeksgebied gezien, er een duidelijk verschil in soortensamenstelling en -dichtheden is in voor- en najaar (Figuur 15).

Tabel 7. PERMANOVA-test met co-variabelen gebied (het referentie- en verspreidingsgebied), moment van bemonstering en de interactie tussen beide.

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
gebied	1	0.3628	0.01948	2.709	0.004 **
moment	5	4.6522	0.2498	6.9477	0.001 ***
gebied:moment	5	0.7526	0.04041	1.1239	0.244
residueel	96	12.8563	0.69031		
totaal	107	18.6239	1		

Analyses waarbij het verspreidingsgebied verder opgesplitst is in het oostelijk en westelijk deel duiden op verschillen in soortensamenstelling in zowel ruimte als tijd. Een PERMANOVA-test duidt ook op een significante interactieterm (Tabel 8): de temporele veranderingen in verspreidings- en referentiegebied zijn significant verschillend.

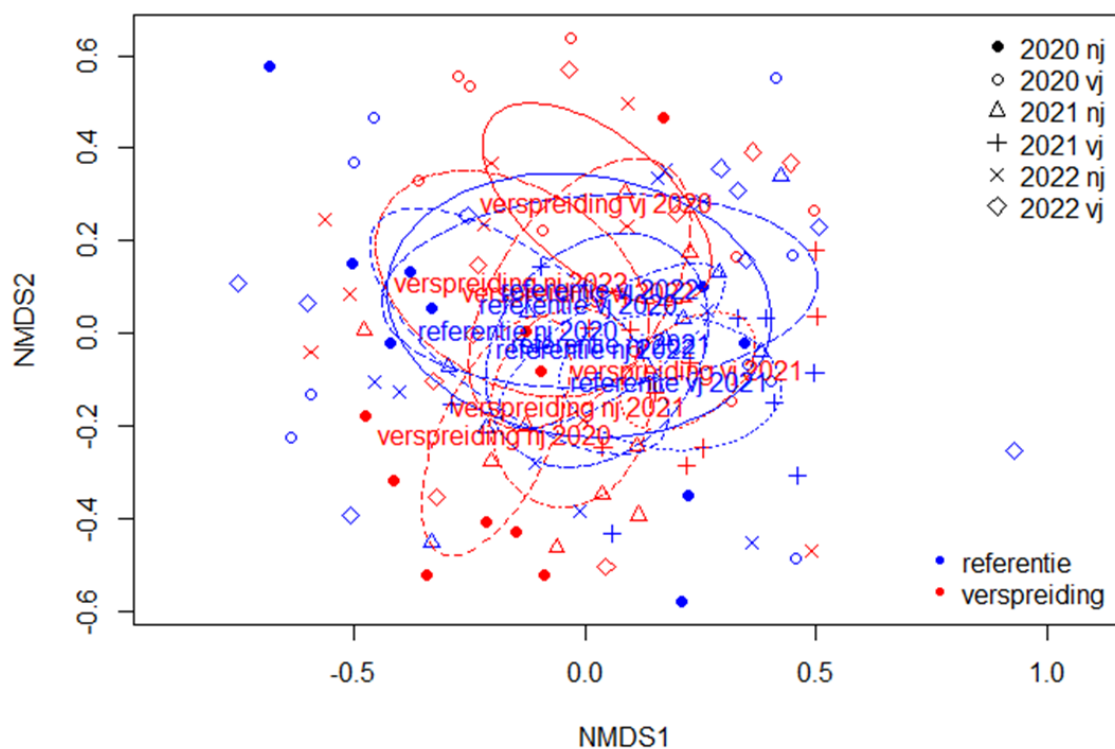
In het ordinatiediagram zien we een duidelijke gradiënt (van links naar rechts bevinden zich het westelijk deel van het referentiegebied, het verspreidingsgebied en het oostelijk deel van het referentiegebied (Figuur 15).

Ook de PRC-analyse wijst op significante verschillen in de ruimte ($p = 0.001$). In het PRC-diagram met het verspreidingsgebied als basis ligt het westelijk deel van het referentiegebied bovenin, het oostelijk deel van het referentiegebied onderin (Figuur 16), wat ook weer op een oost-westgradiënt wijst. Het oostelijk deel van het referentiegebied verschilt meer van het verspreidingsgebied dan het westelijk deel van het referentiegebied. Opvallend is dat de verschillen het kleinst zijn in het najaar.

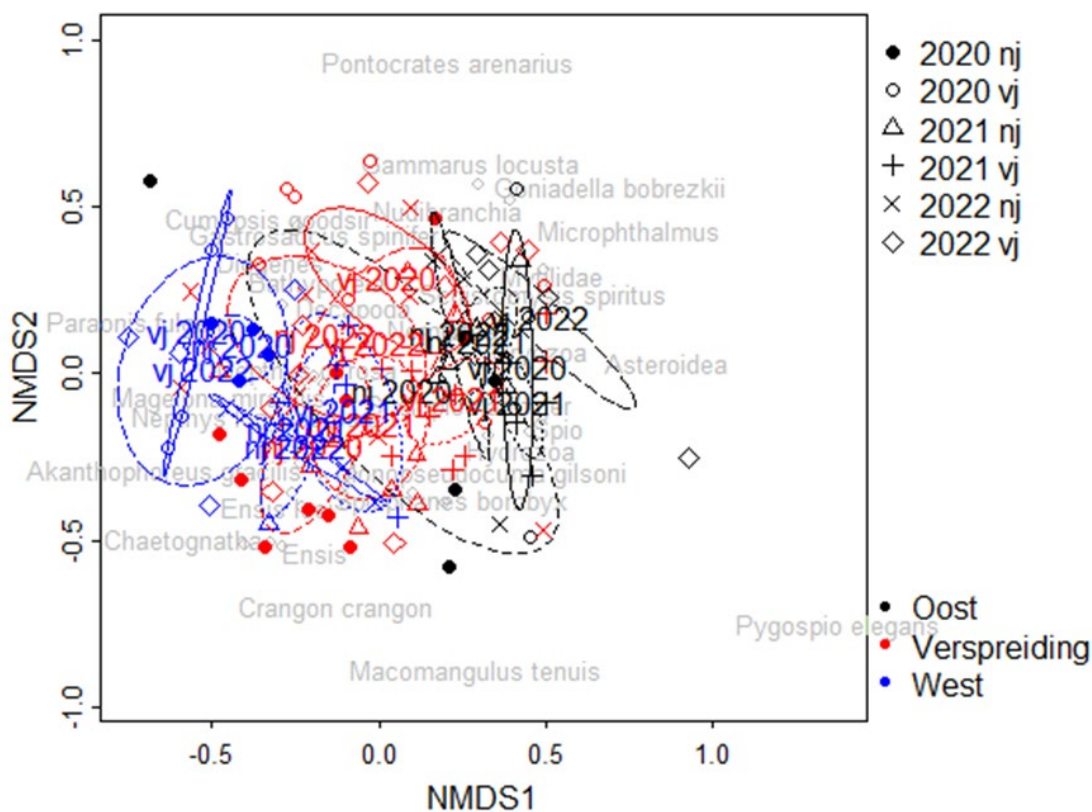
Soorten met een positieve score komen dus (over het algemeen) het vaakst en in hogere dichtheden voor in westelijk deel van het referentiegebied, soorten met een negatieve score komen vaker en in hogere dichtheden voor in het oostelijk deel van het referentiegebied. Een soort als *Microphthalmus* sp., met een hoge negatieve soortscore (Figuur 16) wordt in hogere dichtheden gevonden in het oostelijk deel van het verspreidingsgebied en niet in het westelijk deel (Figuur 17). De kurketrekkerworm *Paraonis fulgens* komt vooral in het oostelijk deel van het verspreidingsgebied in hogere aantallen voor en niet in het westelijk deel (Figuur 17).

Tabel 8. PERMANOVA-test met co-variabelen gebied (het verspreidingsgebied en het referentiegebied opgesplitst in oostelijk en westelijk deel), moment van bemonstering en de interactie tussen beide

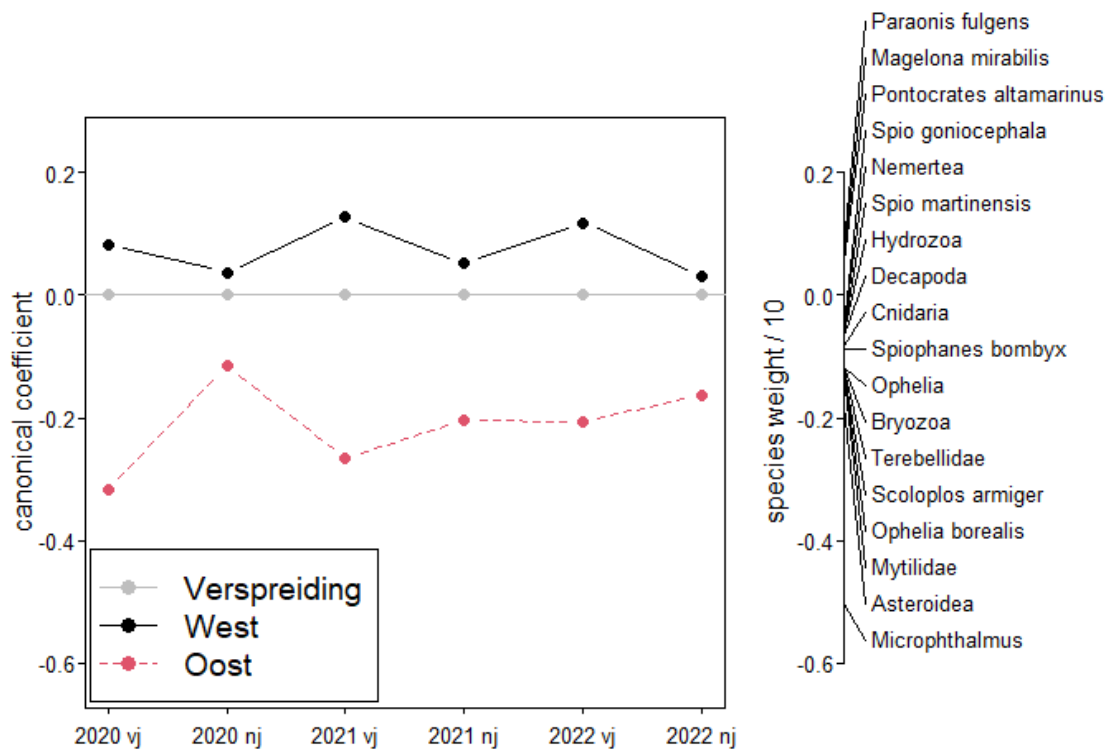
	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
gebied	2	2.289	0.1229	10.3454	0.001 ***
moment	5	4.6522	0.2498	8.4106	0.001 ***
gebied:moment	10	1.7263	0.09269	1.5605	0.003 **
residueel	90	9.9564	0.5346		
totaal	107	18.6239	1		



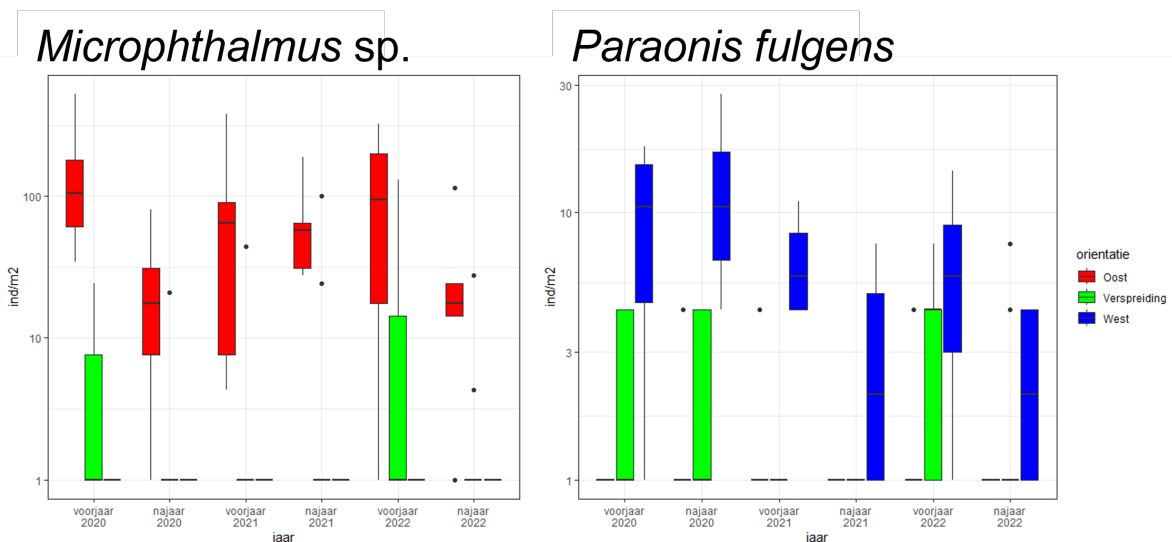
Figuur 14. nMDS-plot van de monsters over twee dimensies, waarbij onderscheid is gemaakt tussen het referentiegebied ($n = 9$ per moment) en het verspreidingsgebied ($n = 9$ per moment) en het moment van bemonsteren (voor- en najaar 2020, 2021 en 2022). De ellipsen geven de 95%-contouren voor ieder moment (stress-waarde: 0.283)



Figuur 15. nMDS-plot van de monsters over twee dimensies (zelfde als figuur 10), waarbij onderscheid is gemaakt tussen het verspreidingsgebied ($n = 9$ per moment) en het referentiegebied is opgesplitst tussen oost ($n = 4$ per moment) en west ($n = 5$ per moment). De ellipsen geven de 95%-contouren voor ieder moment.



Figuur 16. PRC-diagram waarin per bemonsteringsmoment het verschil is uitgezet tussen het westelijk en oostelijk referentiegebied waarbij het verspreidingsgebied op 0 is gesteld. De soorten die het meest bijdragen aan de verschillen zijn rechts weergegeven.



Figuur 17. Dichtheid (ind/m^2) van *Microphthalmus* sp. en *Paraonis fulgens*. Hierbij geeft de horizontaal gedrukte streep de mediaan weer, het grijze balkje het 25ste en 50ste percentiel en de losse stipjes uitschieters, waar de waarde meer dan 1.5 keer de afstand tussen het 25ste en het 50ste percentiel betreft.

3.3 Kieler Kinderwagen

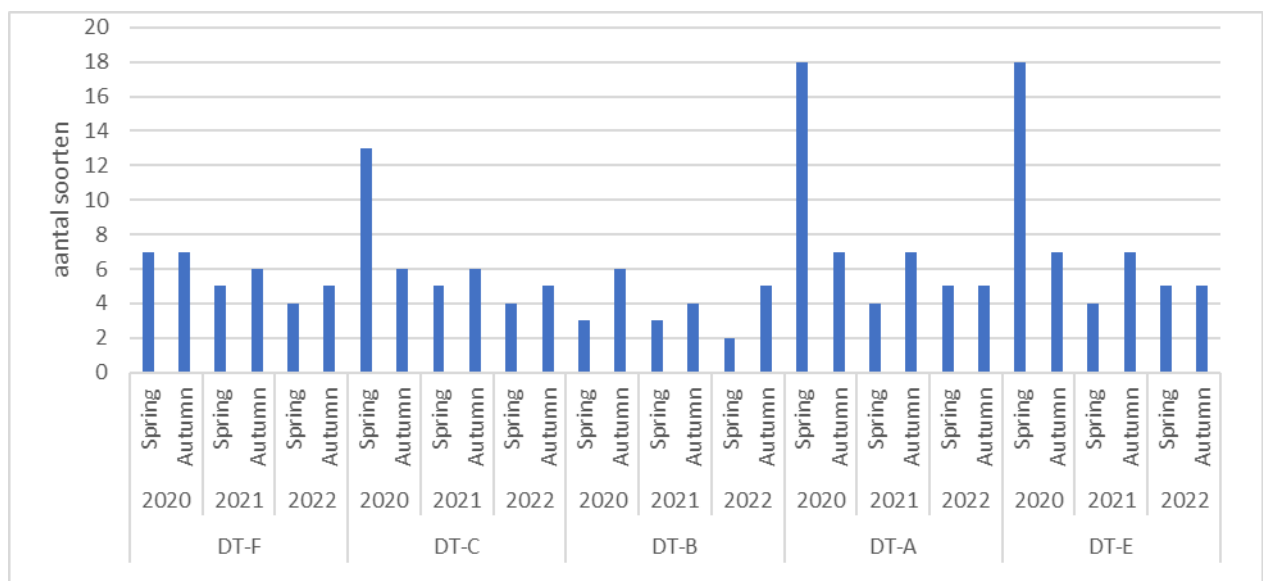
Zowel in voor- als in het najaar zijn van de meeste soorten slechts enkele individuen in de monsters aangetroffen (aangegeven met R in Tabel 10). Zoals al eerder aangegeven, kunnen uit de vondsten van de vissen en kwallen geen conclusies getrokken worden omdat deze mobiele dieren het monstertuig kunnen ontwijken. Deze zijn daarom ook niet in dit overzicht opgenomen, maar ter informatie wel opgenomen in bijlage 3.

Een aantal soorten zijn enkel in het voorjaar 2020 aangetroffen, waaronder mosselen (*Mytilidae*). Garnalen komen vaak voor, met de hoogste aantallen in het najaar. Het zijn de enige 'algemene' soorten.

Soorten die steeds gevonden zijn, zijn de gewone heremietkreeft (*P. bernhardus*), de gewone zwemkrab (*L. holsatus*), de Noordzeegarnaal (*C. crangon*) en de strandkrab (*C. maenas*). Opvallend is dat de kleine heremietkreeft (*D. pugilator*) juist bijna uitsluitend in het najaar gevonden is, zowel in 2020 als in 2021. De meeste soorten zijn of wel aanwezig of zeldzaam. Het aantreffen in het monster is dan ook veelal een toevalstreffer en conclusies kunnen hieruit niet getrokken worden.

Op 3 van de vijf locaties is het aantal gevonden taxa in voorjaar 2020 hoger dan nadien (Figuur 18). Enkel op deze locaties en in 2020 is het aantal soorten in het voorjaar hoger dan in het najaar.

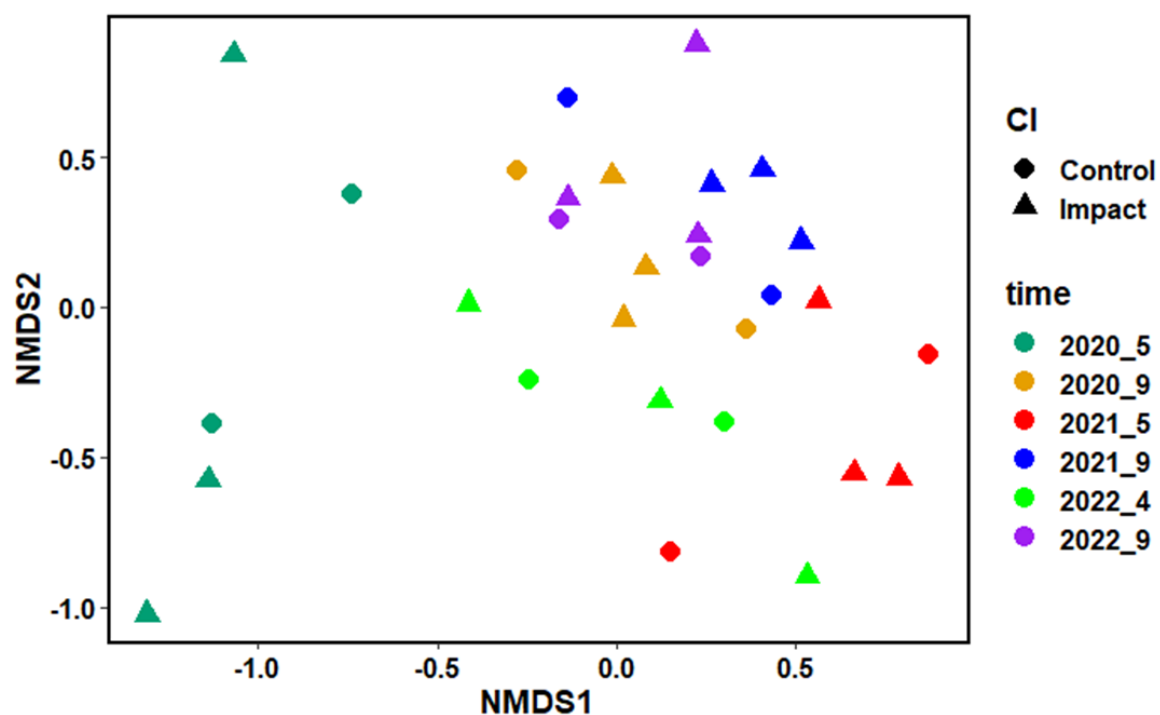
Er zijn geen significante verschillen in de aan- en afwezigheid van soorten gevonden tussen het verspreidings- en het referentiegebied (Tabel 9). Wel is er een significant verschil tussen de bemonsteringsmomenten. Dat is ook duidelijk te zien in een ordinatiediagram (Figuur 19).



Figuur 18. Aantal soorten waargenomen op de 5 trajecten bemonsterd met de Kieler Kinderwagen (excl. vissen en kwallen)

Tabel 9. PERMANOVA-test met co-variabelen gebied (het referentie- en verspreidingsgebied), moment van bemonstering en de interactie tussen beide.

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)	
gebied	1	0.1355	0.01748	0.7128	0.742	
moment	5	3.5967	0.46376	3.7833	0.001	***
gebied:moment	5	0.6008	0.07747	0.632	0.986	
residueel	18	3.4224	0.44129			
totaal	29	7.7553	1			



Figuur 19. Ordinatie diagram van monsters genomen met Kieler Kinderwagen in voor- en najaar 2020 en 2021 in verspreidingsgebied (Impact) en referentiegebied (Control) (stress 0.159).

Tabel 10. Voorkomen van soorten in de Kieler Kinderwagen, gecategoriseerd volgens het ACFOR systeem (zie 2.2.3.: A = zeer algemeen, C = algemeen, F = vaak voorkomend, O = aanwezig, R = zeldzaam, blanco = niet aangetroffen)

Phylum	TaxonName_ACC	2020						2021						2022					
		Spring			Autumn			DT-F	Spring			DT-E	Autumn			DT-F	Spring		
		DT-F	DT-C	DT-B	DT-A	DT-E	DT-A		DT-F	DT-C	DT-B	DT-A	DT-E	DT-F	DT-C	DT-B	DT-A	DT-E	DT-F
Annelida	Autolythinae																		
Annelida	Ophelia borealis																		
Annelida	Terebellidae																		
Arthropoda	BALANOMORPHA																		
Arthropoda	Balanus crenatus																		
Arthropoda	Brachyura																		
Arthropoda	Caprellidae																		
Arthropoda	Carcinus maenas																		
Arthropoda	Corophium																		
Arthropoda	Crangon crangon																		
Arthropoda	Decapoda																		
Arthropoda	Diogene's pugilator																		
Arthropoda	Gammarus locusta																		
Arthropoda	Gastrosaccus spinifer																		
Arthropoda	Hyas araneus																		
Arthropoda	Idotea linearis																		
Arthropoda	Liocarcinus holsatus																		
Arthropoda	Mysidae																		
Arthropoda	Nymphon brevirostre																		
Arthropoda	Pagurus bernhardus																		
Arthropoda	Philocheras trispinosus																		
Arthropoda	Portunus latipes																		
Arthropoda	Schistomysis spiritus																		
Bryozoa	Bryozoa																		
Echinodermata	Asterias rubens																		
Echinodermata	Asterioidea																		
Echinodermata	Ophiura ophiura																		
Mollusca	Mytilidae																		
Mollusca	Nudibranchia																		
Mollusca	Sepiola																		

4 Discussie

In de zomer van 2020, 2021 en 2022 is baggerspecie uit de vaargeul naar de Eemshaven op locatie P0 verspreid. Voorafgaand is in het voorjaar van 2020 een bemonstering van het bodemleven uitgevoerd. Monsters zijn genomen in het verspreidingsgebied en in het referentiegebied dat bestaat uit twee deelgebieden oostelijk en westelijk van het verspreidingsgebied. In het najaar 2020 en voor- en najaar van 2021 en 2022 zijn dezelfde locaties opnieuw bemonsterd. In 2023 zal dezelfde bemonstering nog een keer worden herhaald.

Door covid-19 kon het beoogde monitoringsplan, een aanpassing van het plan dat door IBL was opgesteld, niet worden uitgevoerd. Daarom is zoveel mogelijk volgens het oorspronkelijke plan gemonsterd, met een van Veen-happer, en met de Kinder Kielerwagen (zie Craeymeersch & Hamer 2021).

Dit rapport beschrijft de data en de geobserveerde ontwikkelingen in 2020, 2021 en 2022.

Sediment

Het sediment kan geclassificeerd worden als middelfijn tot fijn zand, met heel lage slibgehaltenes. In het oostelijk deel van het referentiegebied is het slibgehalte iets hoger, maar nog altijd laag (0-6.5%, met enkele uitschieters naar 8.3% en 13.5% in het voorjaar van 2021 en tot 48.7% in het voorjaar van 2022). Opvallend is de hoge heterogeniteit in sedimentsamenstelling in het oostelijk referentiegebied. Blijkbaar geldt dit ook op een kleine ruimtelijke schaal. Van de locatie met 48.7% slib in de eerst geanalyseerde replica zijn ook de andere replica's geanalyseerd: het slibgehalte bedroeg toen 39.5 en 4.9%.

Dat het oppervlakesediment vooral fijn en grof zand is, met plaatselijk fijn grind en 'coarse silt', en vaak slecht gesorteerd, blijkt ook uit andere studies (Zeiler et al. 2014, Sievers et al. 2021). En dus blijkbaar ook met plaatselijk spots met hoge slibgehaltenes.

In de loop van de zomer, na de start van het verspreiding van baggerspecie, is het sediment in het verspreidingsgebied fijnzandiger geworden, hoogst waarschijnlijk als gevolg van het verspreiden van fijnzandiger sediment. Nadien is de mediane korrelgrootte weer toegenomen.

Bodemdiergemeenschappen

In het najaar is het aantal soorten in zowel het verspreidings- als het referentiegebied óf niet significant verschillend van het aantal soorten in het voorjaar, óf significant lager. Binnen het referentiegebied is er echter grote variatie, waarbij de soortenrijkdom in het oostelijk deel veel hoger is dan zowel het verspreidingsgebied als het westelijk deel van het verspreidingsgebied. Opvallend is dat in het oostelijk deel van het referentiegebied het aantal soorten in het najaar juist steeds lager is dan in het voorjaar, net zoals in het verspreidingsgebied. In het westelijk deel van het referentiegebied is dit ook zo in 2020 en 2022, maar in 2021 juist lager in het najaar. Andere studies vinden ook meestal meer soorten in het najaar dan in het voorjaar (Ysebaert et al. 2003). Maar gezien de hoogste dichtheden in het voorjaar gevonden worden, is het logisch om ook de hoogste aantallen in het voorjaar te vinden, gezien de relatie (Species Accumulation Curve).

Wellicht worden de ruimtelijke verschillen tussen oostelijk deel van het verspreidingsgebied met de rest van het onderzoeksgebied deels veroorzaakt door verschillen in korrelgrootte en slibgehalte, al zijn het (meestal) lage slibgehaltenes.

In het algemeen blijken er geen significante verschillen tussen het verspreidingsgebied en het referentiegebied als geheel, op ieder moment van bemonsteren. Maar door het lage aantal monsters en de verschillen tussen het westelijk en het oostelijk deel van het referentiegebied (en dus grote ruimtelijke variatie) zijn verschillen niet eenvoudig te detecteren.

De totale dichtheid vertoont ongeveer dezelfde ruimtelijke en temporele verschillen als de soortenrijkdom. Opvallend is dat ook hier de totale dichtheid in het najaar lager is dan in het voorjaar. Een daling in totale dichtheid is tegengesteld aan de verwachting. Vaak zie je juist hogere dichtheden in het najaar in vergelijking met het voorjaar (Ysebaert et al. 2003, Reiss & Kröncke 2005, Boon et al. 2011).

De multivariate analyses duiden op duidelijke ruimtelijke en temporele verschillen in soortensamenstelling. Opvallend is dat in het najaar de soortensamenstelling in het verspreidingsgebied meer lijkt op die van de referentiegebieden dan in het voorjaar. Er is een gradiënt van oost naar west, die grotendeels gelinkt lijkt aan de verschillen in sedimentsamenstelling. Zo komt de borstelworm *Microphthalmus* vooral in het oostelijk deel voor en is deze soort typisch voor grovere sedimenten (www.marlin.ac.uk). Een andere soort die juist veel meer voorkomt in de het westelijke deel is *Paraonis fulgens* (de kurketrekkerworm), deze borstelworm heeft zich aangepast aan hoge dynamische omstandigheden (Rasmussen 1973 in Craeymeersch, 1999).

Het westelijke deel van het referentiegebied lijkt veel meer op het verspreidingsgebied, al komen een aantal soorten juist niet in het westelijke deel van het referentiegebied voor. Dat komt overeen met de vooraf uitgevoerde analyses, op basis van data van 2016 (zie bijlage in Craeymeersch & Hamer, 2021). De kennis over de habitatsvoorkeur van soorten met een verschil in verspreiding is vaak gering, en wellicht ook het resultaat van jaarlijkse verschillen in broedvalsucces, met name voor de schelpdieren.

Er zijn geen veranderingen geconstateerd die op een effect van het verspreiden wijzen.

In een rapportage over 2020 (Craeymeersch & Hamer 2021) suggereerden we dat voor een enkele soort het verschil tussen voor- en najaar 2020 wellicht wel aan deze activiteit te wijten was. De dichtheid van de borstelworm *Magelona johnstoni* nam van voor- naar najaar toe in het verspreidingsgebied, terwijl de dichtheid afnam in het referentiegebied. Deze soort heeft de voorkeur aan fijnere sedimenten (Degraer et al. 2006). Het is bekend dat de populatie significant kan toenemen in gebieden na sterke fluctuaties in sedimentatiesnelheden (Gittenberger & van Loon 2013). De soort (in feite totaal van *M. mirabilis* en *M. johnstoni*) is in BISI ook opgenomen als indicatorsoort voor meerdere habitats en gebieden, als indicator voor herstel (Wijnhoven et al. 2013, Wijnhoven & Bos 2017). Met het in het najaar opnieuw grover worden van het sediment in het verspreidingsgebied is de dichtheid niet afgenomen, in ieder geval niet in het voorjaar 2021. In het najaar 2021 is er sprake van een kleine, maar niet significante, afname. In het referentiegebied is de dichtheid min of meer gelijk gebleven. In 2022 zien we in het verspreidingsgebied opnieuw een toename in het najaar t.o.v. het voorjaar. Ook in het referentiegebied is de dichtheid dan verdubbeld. De veranderingen lijken daarom eerder natuurlijk dan te wijten aan de ingrepen. Ook in eerder onderzoek zijn ruimtelijke verschillen in de dichtheid van deze soorten geweten aan lokale natuurlijke verschillen. (BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde 2001).

Uit een poweranalyse is gebleken dat enkel relatief grote verschillen in dichtheden van soorten aangetoond kunnen worden. Immers, voor het significant kunnen vaststellen van verschillen van 20% tussen 2 waarnemingen zijn voor de meeste soorten minimaal 20-25 monsters nodig (Craeymeersch & Hamer 2021). Met 9 monsters per gebied (verspreidingsgebied, referentiegebied) kunnen dus enkel grotere verschillen aangetoond worden. Kortom, verschillen zijn misschien niet significant maar mogelijk wel aanwezig. Gezien het verschil tussen het westelijk en het oostelijk deel van het referentiegebied is de variatie in het totale referentiegebied groot, en wellicht te groot voor een significant, merkbaar verschil. Bij opsplitsing is het aantal monsters per deelgebied nog kleiner, en zeker te klein voor het vaststellen van significante verschillen.

Het effect op de mediane korrelgrootte lijkt ook maar in een deel van het verspreidingsgebied te zien (Figuur 7). Wellicht moet hier nog extra focus op worden aangebracht (door specificatie van deel van verspreidingsgebied dat effectief ondieper en fijnzandiger geworden is), maar dat maakt, zoals hierboven geschetst, het aantal locaties per deelgebied dan weer kleiner.

Omdat er geen aanwijzingen zijn voor enig effect in de referentiegebieden, is ook geen effect te verwachten op de bodemdiergemeenschap in het natuurgebied Borkum Riff waar de verspreidingslocatie in ligt.

Voedsel voor zeevogels

De verspreidingslocatie P0 ligt in het natuurgebied Borkum Riff. Het gebied is visrijk en lokt daarom veel zeevogels (https://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/schutzgebiete/die_einzelen_naturschutzgebiete/naturschutzgebiet-borkum-riff-89912.html), o.a. de roodkeelduiker. Net als andere soorten gebruikt deze soort het gebied vooral als rust-, doorgangs- en overwinteringsgebied tijdens de winterperiode. Het natuurgebied speelt ook een grote rol als rust- en doorgangsgebied voor stormmeeuwen.

Het onderzoeksgebied ligt binnen het gebied "Schiermonnikoog-Rottum-Borkum" waar soms grote aantallen zwarte zee-eenden kunnen zitten, als de voedselomstandigheden daar gunstig zijn (veel *Spisula* of jonge *Ensis*). Er is daar ook nogal wat scheepvaartverkeer, van en naar de Eems, en lokale (garnalen)-visserij. Hierdoor worden de eenden vaak verstoord. Dan vliegen ze op en gaan weer zitten, ergens binnen of zelfs buiten dit gebied, ook op plaatsen zonder voedsel, als het daar dan rustig is met scheepvaart. Een locatie als P0 waar weinig voedsel voorkomt, zal voor eenden als foerageergebied niet aantrekkelijk zijn maar mogelijk wel als tijdelijke rustplaats. Eenden op die locatie zijn dan eenden die verstoord werden op de plek waar ze eigenlijk liever zitten en hun aanwezigheid is hier kort durend. Zolang daar geen rijke bodemfauna aanwezig is, is hier voor eenden niets anders te halen dan rust. Bij verstoring door scheepvaart op plekken waar wel gevoerd wordt, wordt de beschikbare tijd voor zee-eenden om te foerageren sterk beperkt, en heeft dus een impact op de draagkracht van een gebied (van de Wolfshaar et al. 2023). Maar dit speelt hier dus niet.

Conclusies:

- Algemeen blijkt de fauna in het verspreidingsgebied niet te verschillen van deze in het referentiegebied. Maar de bodemfauna in het oostelijk en het westelijk deel van het referentiegebied verschillen wel bij aanvang van de studie, in het voorjaar 2020, en dat is zo gebleven. Er is een duidelijk oost-west gradiënt in soortensamenstelling. En het te detecteren verschil is vrij groot: met 25 monsters per gebied zouden verschillen van 20% als significant waargenomen worden.
- Er zijn voornamelijk geen verschillen in de bodemdiergemeenschappen gevonden die zijn te herleiden tot het gebruik van P0 als verspreidingslocatie.
- Er is voornamelijk geen reden om enige invloed op het natuurgebied Borkum Riff te verwachten.

5 Literatuur

- 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 Matrices 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 - Reinstata Monica (<https://stats.stackexchange.com/users/7290/gung-reinstata-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) Monitoringkoncept 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 Baggergut 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 deltawateren 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 Kwaliteitsborging

Wageningen Marine Research beschikt over een ISO 9001:2015 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. Dit certificaat is geldig tot 15 december 2021. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV GL.

Verantwoording

Rapport C012/23

Projectnummer: 4313100129 - 4313100129

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van Wageningen Marine Research

Akkoord: J. Wijsman
Onderzoeker

Handtekening:



Datum: 22-06-2023

Akkoord: Dr. ir. T.P. Bult
Director

Handtekening:



Datum: 22-06-2023

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

Bezoekers adres:

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

Wageningen Marine Research levert met kennis, onafhankelijk wetenschappelijk onderzoek en advies een wezenlijke bijdrage aan een duurzamer, zorgvuldiger beheer, gebruik en bescherming van de natuurlijke rijkdommen in zee-, kust- en zoetwatergebieden.



Wageningen Marine Research is onderdeel van Wageningen University & Research. Wageningen University & Research is het samenwerkingsverband tussen Wageningen University en Stichting Wageningen Research en heeft als **missie**: 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'

Bijlage 1. Gemiddelde dichtheden en standaarddeviatie ($\mu \pm sd$) [$ind. m^{-2}$] en voorkomen (%), percentage van de locaties waar de soort aangetroffen, in verspreidingsgebied.

	2020 Voorjaar			2020 Najaar			2021 Voorjaar			2021 Najaar			2022 Voorjaar			2022 Najaar		
	$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%	
<i>Abra alba</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Actinaria</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		4.4 ± 11	33		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Akanthophoreus gracilis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Amphipholis squamata</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Amphipoda</i>	0.7 ± 1	22		0 ± 0	22		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	22		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	
<i>Ascidacea</i>	0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		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	
<i>Austrominius modestus</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Balanomorpha</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Balanus crenatus</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		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	
<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 guillamsoniana</i>	0.4 ± 1	11		1.1 ± 2	22		0.7 ± 1	22		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		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	
<i>Bivalvia</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		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		0.4 ± 1	11	
<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>Capitella</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		5.2 ± 6	56		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22	
<i>Capitellidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Cardidae</i>	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	
<i>Clitellata</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Cnidaria</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		3.7 ± 4	56		1.5 ± 2	33	
<i>Crangon crangon</i>	0 ± 0	0		0.7 ± 1	22		0.7 ± 1	22		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22		0 ± 0	0	
<i>Cumacea</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Cumopsis goodsir</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Cylista tragleodytes</i>	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	
<i>Diastylis bradyi</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Diogenes pugilator</i>	0.4 ± 1	11		2.2 ± 3	44		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22		0.4 ± 1	11		2.2 ± 2	67	
<i>Donax vittatus</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Dyopetes monacanthus</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		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	
<i>Ensis</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		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	
<i>Eteone flava</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		4.8 ± 8	56		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Eunereis longissima</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		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	
<i>Gammaridae</i>	0.4 ± 1	11		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	
<i>Gammarus crinicornis</i>	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	
<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</i>	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	
<i>Glyceridae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	22		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Goniadella bobrezkii</i>	0 ± 0	0		1.1 ± 3	11		0.7 ± 2	11		2.2 ± 6	22		1.1 ± 2	22		0 ± 0	0	
<i>Goniadidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		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	
<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	
<i>Idotea linearis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Jassa</i>	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	
<i>Kurtiella bidentata</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		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	
<i>Liocarcinus</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Liocarcinus holsatus</i>	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	

	2020 Voorjaar			2020 Najaar			2021 Voorjaar			2021 Najaar			2022 Voorjaar			2022 Najaar		
	$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%	
<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>Macridae</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>Myrianida</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>Nephtys</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>Nephtys 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>Nephtys 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>Nephtys 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 swammerdami</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>Oedicerotidae</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>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>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>Phylloidae mucosa</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Phyllozooidae</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>Polynoidae</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 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>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>Scolecopsis</i>	1.1 ± 2	22		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Scolecopsis (Scolecopsis) foliosa</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Scolecopsis 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>Spio</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		2.2 ± 3	44		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Spio goniocéphala</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>Spio 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>Spionida</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Spionidae</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>Tanaissus lilljeborgi</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		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Terebellidae</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		340.4 ± 336	100		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	

Bijlage 2. Gemiddelde dichtheden en standaarddeviatie ($\mu \pm sd$) [$ind. m^{-2}$] en voorkomen (%), percentage van de locaties waar de soort aangetroffen, in referentiegebied.

	2020 Voorjaar			2020 Najaar			2021 Voorjaar			2021 Najaar			2022 Voorjaar			2022 Najaar		
	$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%	
<i>Abra alba</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Actinaria</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		1.9 ± 4	22		8.9 ± 14	56		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>Amphipholis squamata</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		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	
<i>Anthozoa</i>	3 ± 5	33		3 ± 7	33		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Ascidacea</i>	0.4 ± 1	11		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	
<i>Austrominius modestus</i>	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	
<i>Balanus crenatus</i>	2.2 ± 7	11		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 guillamsoniana</i>	1.9 ± 6	11		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		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	
<i>Bobotiidae</i>	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	
<i>Cardiidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Chaetognatha</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		2.6 ± 5	33		0 ± 0	0	
<i>Clitellata</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	
<i>Cumopsis goodsir</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.7 ± 2	11		0.4 ± 1	11		0.7 ± 1	22	
<i>Cylista traglodytes</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		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	
<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	
<i>Dyopodes monacanthus</i>	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	11		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	
<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	
<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	
<i>Eunereis longissima</i>	0 ± 0	0		0.7 ± 2	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		0.4 ± 1	11	
<i>Gammaridae</i>	0.4 ± 1	11		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		0.4 ± 1	11		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	
<i>Gammarus locusta</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Gastrosaccus 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	
<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	
<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	
<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	
<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	
<i>Jassa</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		1.9 ± 6	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Jassa marmorata</i>	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	
<i>Lanice conchilega</i>	0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Liocarcinus</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Liocarcinus holsatus</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Liocarcinus vernalis</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	

	2020 Voorjaar			2020 Najaar			2021 Voorjaar			2021 Najaar			2022 Voorjaar			2022 Najaar		
	$\mu \pm sd$		%	$\mu \pm sd$		%	$\mu \pm sd$		%	$\mu \pm sd$		%	$\mu \pm sd$		%	$\mu \pm sd$		%
<i>Macoma balthica</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0
<i>Macoma angulus tenuis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22	
<i>Macridae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0.7 ± 1	22		0 ± 0	0		0 ± 0	0	0
<i>Magelona</i>	0.7 ± 1	44		0 ± 0	0	0	1.5 ± 2	33		0.4 ± 1	11		0.7 ± 1	33		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	
<i>Magelona mirabilis</i>	1.1 ± 2	22		3.3 ± 4	44		2.2 ± 4	33		1.9 ± 4	22		0 ± 0	0		2.6 ± 4	44	
<i>Mediomastus fragilis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11		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
<i>Microphthalmus</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	
<i>Monopseudocuma gilsoni</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0	8.9 ± 12	78		0.7 ± 1	22		0 ± 0	0		0 ± 0	0	0
<i>Myrionida</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<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
<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	
<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	
<i>Nephtys</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	
<i>Nephtys 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
<i>Nephtys 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	
<i>Nephtys longosetosa</i>	0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0	0.7 ± 2	11		1.1 ± 2	44		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
<i>Natantropis falcatus</i>	4.1 ± 6	44		0 ± 0	0	0	1.9 ± 3	33		0 ± 0	0		0.7 ± 2	11		0 ± 0	0	0
<i>Natantropis swammerdami</i>	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		1.1 ± 2	22	
<i>Nymphon</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11		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	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0
<i>Ophelia</i>	1.5 ± 3	22		0 ± 0	0	0	8.5 ± 11	67		11.9 ± 16	56		15.2 ± 24	78		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	
<i>Ophelidae</i>	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
<i>Paraonis fulgens</i>	4.1 ± 7	33		5.9 ± 9	56		3 ± 4	56		1.1 ± 2	22		3 ± 5	44		0.7 ± 1	22	
<i>Peringia ulvae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	0
<i>Pholidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		1.5 ± 4	11		0 ± 0	0	0
<i>Phyllodoce mucosa</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	0
<i>Phyllodoce</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0
<i>Polydora dilatata</i>	0 ± 0	0		0.7 ± 2	11		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	0
<i>Polynoidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0	0	0.7 ± 1	22		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	11	
<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	
<i>Pontocrates arenarius</i>	1.1 ± 3	11		0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		1.1 ± 2	33		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
<i>Processa</i>	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	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		3 ± 9	11		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
<i>Scolecipis</i>	1.5 ± 3	22		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0		0.7 ± 2	11		0 ± 0	0	0
<i>Scolecipis (Scolecipis) foliosa</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	0
<i>Scolecipis bonnierii</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		1.9 ± 4	22		0.7 ± 1	22		0 ± 0	0		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	
<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
<i>Spio</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0	3.7 ± 5	44		2.2 ± 2	56		0 ± 0	0		2.6 ± 7	22	
<i>Spio goniocéphala</i>	4.1 ± 8	44		2.6 ± 4	44		21.5 ± 17	100		4.8 ± 12	22		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22	
<i>Spio 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	
<i>Spionida</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	0
<i>Spionidae</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0	0 ± 0	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<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	
<i>Tanaidacea</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	0
<i>Tanaidissa liljeborgi</i>	0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		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	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	0
<i>Tellinidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Terebellidae</i>	2.6 ± 3	44		0 ± 0	0	0	227.4 ± 288	100		0 ± 0	0		4.4 ± 6	56		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		0.4 ± 1	11	
<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
<i>Urothoe elegans</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0.4 ± 1	11		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	

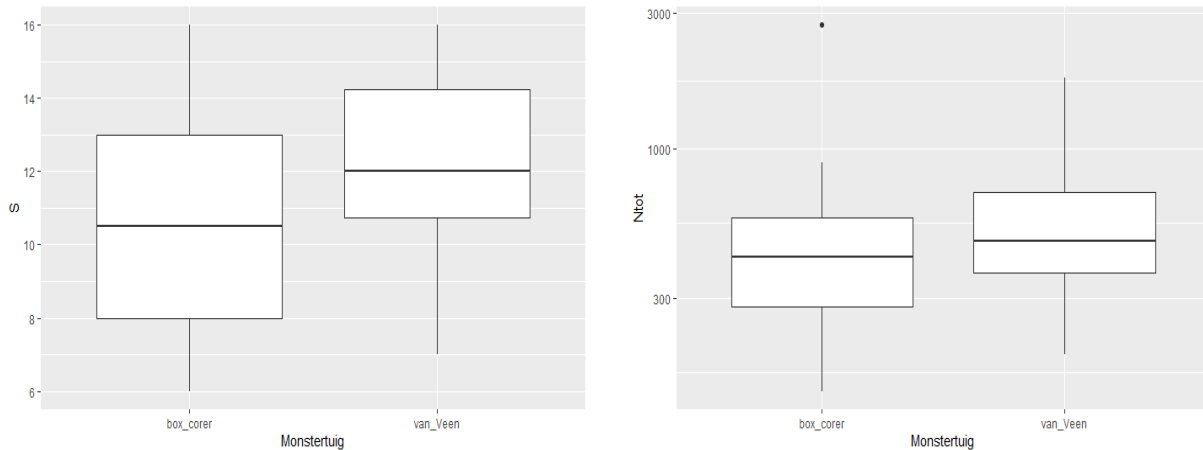
Bijlage 3. Voorkomen van soorten (incl. vissen en kwallen) in de Kieler Kinderwagen, gecategoriseerd volgens het ACFOR systeem (A = zeer algemeen, C = algemeen, F = vaak voorkomend, O = aanwezig, R = zeldzaam, blanco = niet aangetroffen)

Phylum	TaxonName_ACC	2020						2021						2022							
		Spring			Autumn			Spring			Autumn			Spring			Autumn				
		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
Annelida	Autolytinae	R																			
Annelida	Ophelia borealis		R																		
	Terebellidae	R																			
Arthropoda	BALANOMORPHA																				
Arthropoda	Balanus crenatus	O																			
Arthropoda	Brachyura																				
Arthropoda	Caprellidae	R																			
Arthropoda	Carinus maenas																				
Arthropoda	Corophium																				
Arthropoda	Crangon crangon	F																			
Arthropoda	Decapoda	O																			
Arthropoda	Dugesia pugilator																				
Arthropoda	Gammarus locusta	R																			
Arthropoda	Gastrosaccus spinifer	O																			
Arthropoda	Hyas araneus																				
Arthropoda	Idotea linearis																				
Arthropoda	Lucarcinus holatus	R																			
Arthropoda	Mysidae																				
Arthropoda	Nymphon brevirostre	R																			
Arthropoda	Pagurus bernhardus	R																			
Arthropoda	Phidoceras trispinosus																				
Arthropoda	Portunus latipes																				
Arthropoda	Schistomys spiritus	O																			
Arthropoda	Byrzoa	R																			
Chordata	Agonius cataphractus	R																			
Chordata	Ammodontidae																				
Chordata	Cheilodichthys lucerna																				
Chordata	Gobiidae																				
Chordata	Limanda limanda																				
Chordata	Osmerus eperlanus																				
Chordata	Pleuronectes platessa																				
Chordata	Solea solea																				
Chordata	Synagathus rostellatus																				
Chordata	Trisopterus luscus																				
Chordata	Anthozoa																				
Chordata	Aurelia aurita																				
Chordata	Chrysosera hyosocella																				
Chordata	Cyanea lamarkii																				
Chordata	Eutonina indicans																				
Chordata	Hydrozoa																				
Chordata	Rhizostoma pulmo																				
Ctenophora	Mnemopsis leidy																				
Ctenophora	Pleurobrachia pileus																				
Echinodermata	Asterias rubens																				
Echinodermata	Asteroides																				
Echinodermata	Ophiura ophiura																				
Mollusca	Mytilidae																				
Mollusca	Nudibranchia																				

Bijlage 4. Vergelijking box-corer en van Veen (data voorjaar 2021)

Soortenrijkdom en totale dichtheid

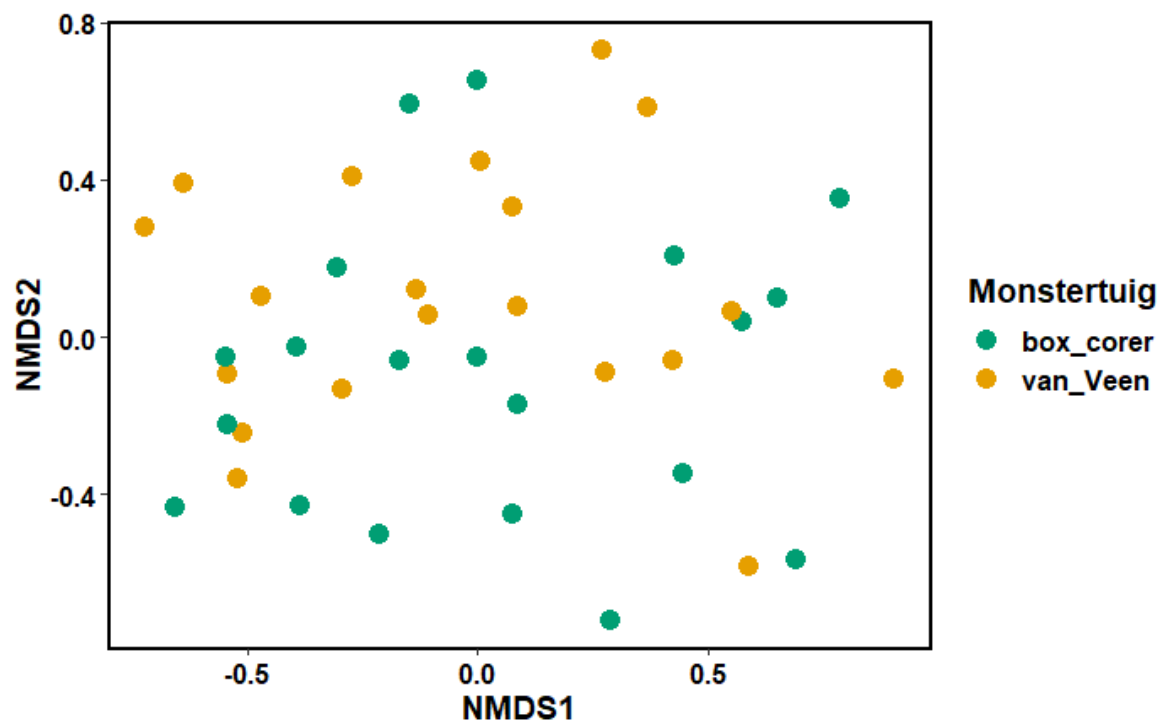
Er is geen significant verschil tussen de soortenrijkdom waargenomen met de box-corer en de van Veen-happer (t-test: $p = 0.12$). Hetzelfde geldt voor de totale dichtheid ($p = 0.49$). Bijlage - figuur 1 geeft de spreiding van de waarnemingen.



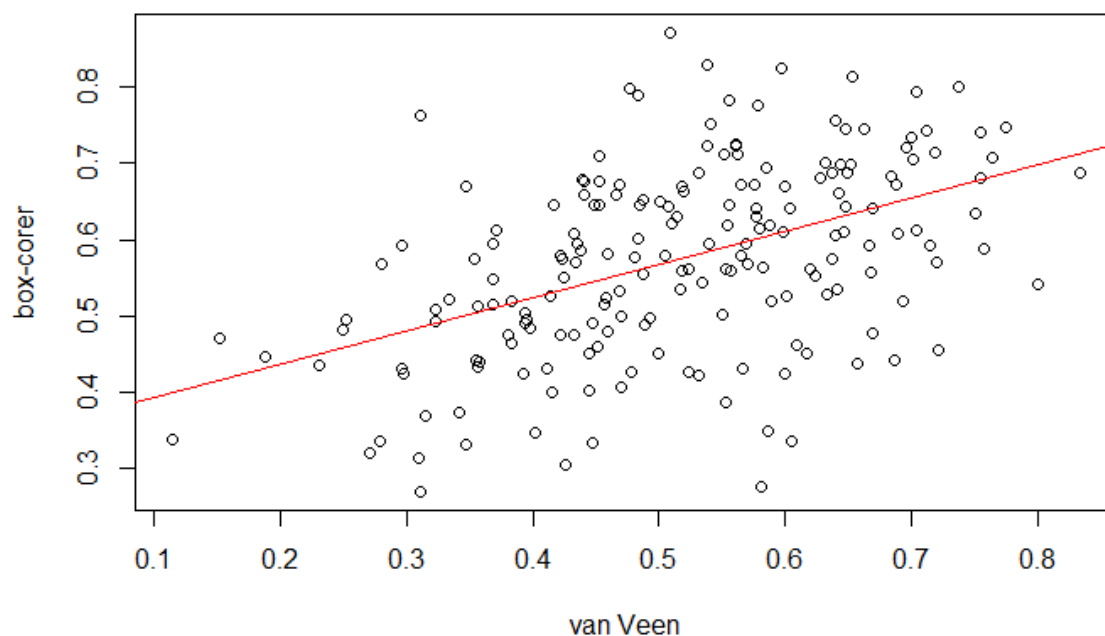
Bijlage - figuur 1. Aantal soorten (S) en totale dichtheid (Ntot, in ind/m²) waargenomen met box-corer en van Veen-happer.

Soortensamenstelling (multivariate analyse)

Resultaten van een ordinatie duiden niet op verschillen (Bijlage - figuur 2). De similariteit in soortensamenstelling (Bray-Curtis dissimilarity) tussen alle monsters bepaald met data uit van Veen-happer en bepaald met data uit box-corer is sterk gecorreleerd ($p < 0.001$) als is R^2 niet hoog (0.2229) (Bijlage - figuur 3). **Error! Reference source not found.**



Bijlage - figuur 2. Ordinatie diagram met alle 20 locaties, bemonsterd met box-corer en met van Veen-happer.



Bijlage - figuur 3. Relatie tussen de dissimilariteit tussen alle monsters genomen met van Veen-happer uitgezet tegen de dissimilariteit tussen alle monsters genomen met box-corer (data voorjaar 2021).

Bijlage 5. Vergelijking Kieler Kinderwagen en bodemschaaf (data voorjaar 2021)

Alle soorten in de monsters van beide tuigen waren zeldzaam (score R in ...). Daarom is ook slechts enkele malen een soort zowel in de Kieler Kinderwagen als in de bodemschaaf waargenomen, ook al is de bemonsterde oppervlakte van de Kieler Kinderwagen (130-330 m²) vele malen groter dan die met de bodemschaaf (10-15 m²). Omdat het allen om soorten met heel lage dichtheden gaat, is een vergelijking op basis van deze data niet echt mogelijk. Schelpdieren (*Ensis*, *L. balthica*) zijn in deze studie enkel met de bodemschaaf gevonden, maar andere studies (Schuchardt et al. 2008) rapporteren bijv. ook het nonnetje (*L. balthica*) in monsters met de Kieler Kinderwagen.

Bijlage - tabel 1. Voorkomen van soorten in de 10 locaties bemonsterd met de Kieler Kinderwagen (KK) en met de bodemschaaf (schaaf).

naam	TaxonName_ACC	KK	schaaf
DT-A	Limecola balthica		R
DT-A	Liocarcinus holsatus		R
DT-A	Pagurus bernhardus	R	R
DT-B	Anthozoa	R	
DT-B	Limecola balthica		R
DT-B	Liocarcinus holsatus		R
DT-B	Pagurus bernhardus	R	R
DT-C	Diogenes pugilator	R	
DT-C	Liocarcinus holsatus	R	R
DT-C	Pagurus bernhardus	R	
extra-1	Limecola balthica		R
extra-1	Liocarcinus holsatus	R	R
extra-1	Pagurus bernhardus	R	
extra-2	Ensis		R
extra-2	Liocarcinus holsatus		R
extra-2	Portumnus latipes		R
extra-3	Ensis		R
extra-3	Limecola balthica		R
extra-3	Liocarcinus holsatus	R	
extra-3	Mysidae	R	
extra-3	Pagurus bernhardus	R	
extra-4	Diogenes pugilator	R	
extra-4	Liocarcinus holsatus	R	
extra-4	Pagurus bernhardus	R	
extra-4	Sepiola	R	
extra-5	Diogenes pugilator	R	
extra-5	Liocarcinus holsatus	R	
extra-5	Mysidae	R	
extra-5	Pagurus bernhardus	R	
extra-6	Diogenes pugilator		R
extra-6	Ensis		R
extra-6	Limecola balthica		R
extra-6	Liocarcinus holsatus	R	R
extra-6	Mysidae	R	
extra-6	Pagurus bernhardus	R	R
extra-7	Liocarcinus holsatus	R	
extra-7	Pagurus bernhardus	R	