



Biologische monitoring P0 Eems

Tussenrapportage data voor- en najaar 2020 en 2021

Auteur(s): J.A. Craeymeersch, A. Hamer en M.F. Leopold

Wageningen University &
Research rapport C072/22

Biologische monitoring P0 Eems

Tussenrapportage data voor- en najaar 2020 en 2021

Auteur(s): J. A. Craeymeersch, A. Hamer, M.F. Leopold

Wageningen Marine Research
Yerseke, november 2022

VERTROUWELIJK Nee

Wageningen Marine Research rapport C072/22

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/10.18174/580590>
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	11
3 Resultaten	13
3.1 Sedimentkarakteristieken	13
3.2 Infauna-gemeenschappen	17
3.2.1 Univariate analyses	17
3.2.2 Multivariate analyse	23
3.3 Kieler Kinderwagen	25
4 Discussie	28
5 Literatuur	31
6 Kwaliteitsborging	32
Verantwoording	33

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 gepland voor de jaren 2020, 2021 en 2022, met bemonsteringen in het voor- en najaar. Het verspreidingsgebied wordt 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 en 2021. Er is in beide jaren in het voor- en 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 de start van het verspreiden in 2020 is het sediment binnen het verspreidingsgebied veel fijnzandiger geworden. Nadien, al in voorjaar 2021, was de korrelgrootte weer iets hoger, en daalde nadien weer ligt. 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, en een 2) er niet over hele gebied verspreid is, en 3) het onderscheidingsvermogen te laag is.

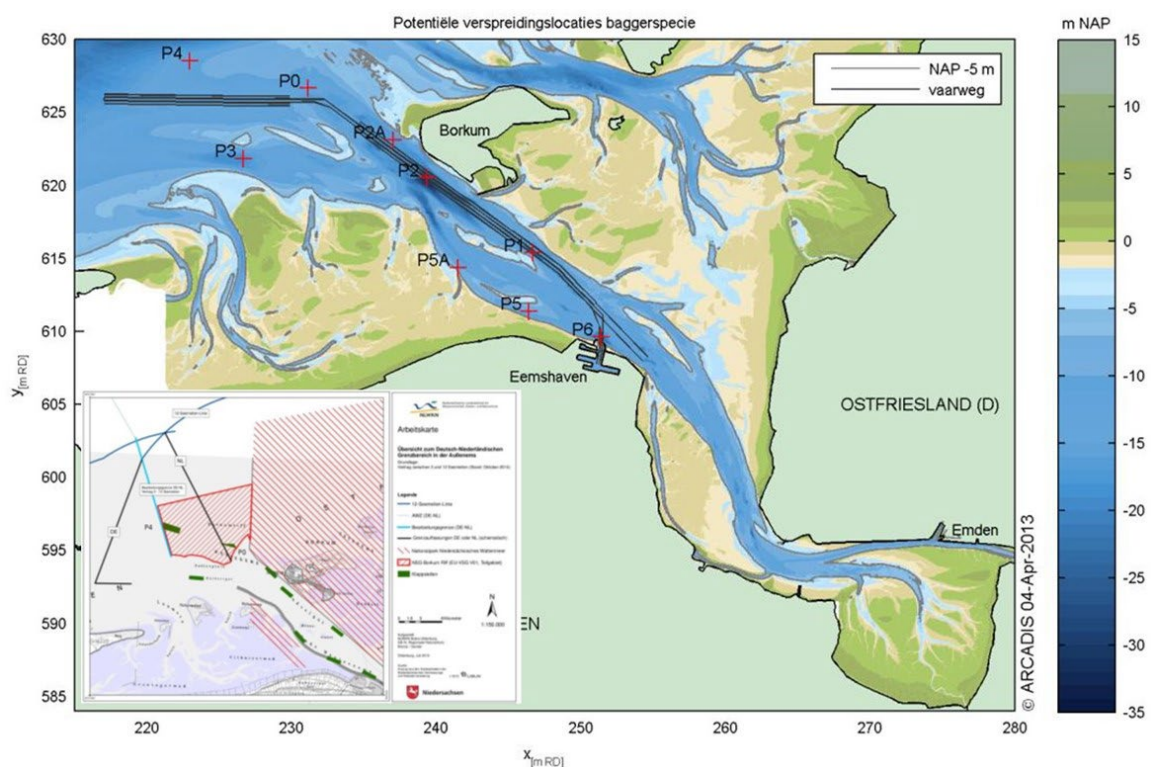
Omdat er geen aanwijzingen zijn voor enig effect in de referentiegebieden, is ook geen effect te verwachten op de bodemdiergemeenschap in het Borkum Riffgebied.

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 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 geld kost (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 (figuur 1). De verspreidingslocatie kan jaarlijks gebruikt worden tussen 1 juni en 31 september, het ruiseizoen van de zwarte zee-eend. De locatie ligt in het natuurgebied Borkum Riffgrund.

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 Riffgrund 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 Riffgrund 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 uitgevoerd te worden met box-corer en met bodemschaaf i.p.v. met van Veen-happer en Kieler Kinderwagen zoals voorzien in het door IBL opgestelde monitoringsplan. Determinatie en telling bodemschaaf diende conform WMR-methode (conform de WOT-schelpdiersurveys), verwerking van boxcorer 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 twee jaren (2020 en 2021) van monitoring zullen de volgende aspecten bevatten:

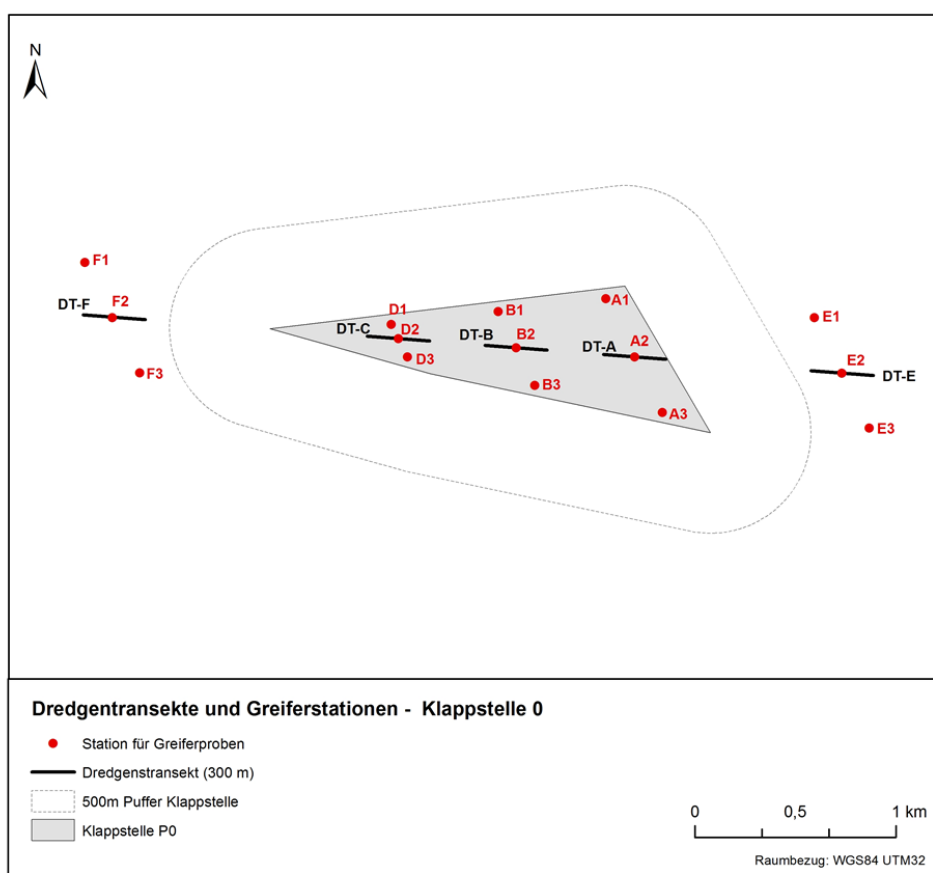
- Zijn er, in wetenschappelijke zin, significante verschillen in bodemleven tussen de referentielocaties en de verspreidingslocatie P0.
- Zijn, indien significante verschillen worden aangetroffen, die wetenschappelijk te herleiden tot het gebruik van P0 als verspreidingslocatie.
- Zijn, indien significante verschillen worden aangetroffen, die van invloed op de natuurgebied-doelstellingen van Borkum Riffgrund. 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 tot de verspreidingslocatie 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 aantal monsterlocaties in referentiegebieden zijn 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

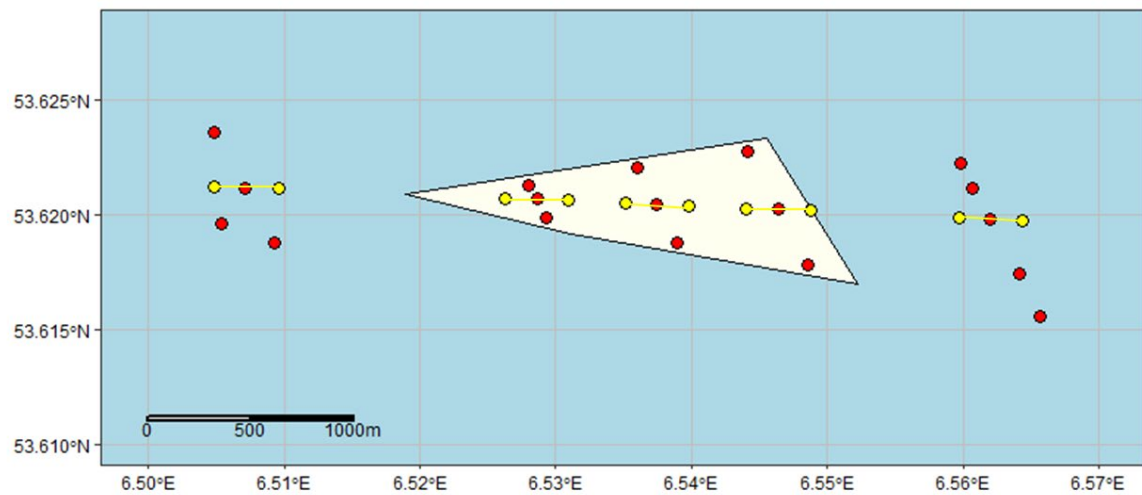
Door COVID-19 was het in het voorjaar 2020 niet mogelijk voor RWS om een onderzoeksschip voor de bemonstering beschikbaar te stellen. Dit betekende dat WMR de bemonstering niet kon uitvoeren.

De bemonstering (19-20 mei 2020) is wel 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 dus uitgevoerd met een van Veen-happer, en niet zoals oorspronkelijk gepland met een boxcorer
- 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 oorspronkelijk gepland met de bodemschaaf. In voorjaar zijn alle vissen aan boord geïdentificeerd, geteld en gewogen en overboordgezet . 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)

In het najaar 2020 (15-22 sept), het voorjaar 2021 (18-19 mei) en het najaar 2021 (14 sept) is de bemonstering op dezelfde wijze uitgevoerd.



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 van een replica het sedimentmonster gevriesdroogd en een submonster daarvan 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 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 en dichtheid per vierkante meter ervan 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.

Recent is een indicator ontwikkeld die het voorkomen (ruimtelijke trefkans) en/of dichtheden (n/m^2) van een selectie indicatorsoorten op een bepaald moment met een referentietoestand vergeleken: de

Benthos Indicator Species Index, BISI (Wijnhoven & Bos 2017). Met de BISI wordt op basis van een set indicatorsoorten een indexwaarde voor de algemene kwaliteitstoestand van een gebied berekend. Tevens worden met de indicator specifieke BISI-waarden op basis van een subset van indicatorsoorten voor het duiden van de mogelijke oorzaken en de gevolgen van waargenomen veranderingen in de kwaliteitstoestand van het benthos berekend. De referentie en de indicatorsoortenlijst zijn gebied specifiek, en onder meer uitgewerkt voor meerdere habitats en regio's (zie <http://ecoauthor.net/bisi/>). Wij hebben de data van het biologische monitoringsprogramma P0 Eems, in verspreidings- en referentiegebied en per monsternamen, vergeleken met de referentiesituatie voor het Duitse deel van OSPAR-regio II, maar beperkt tot het circalittoraal. We hebben daarbij gebruik gemaakt van een geüpdatet berekeningsinstrument (excel-file) door S. Wijnhoven aangeleverd.

Ruimtelijke verschillen in soortensamenstelling zijn ook geanalyseerd met een ordinatietechniek (multivariate analyse), een niet-metrische Multidimensinal 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 output, een ordinatiediagram, 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.

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.

Voor het totaal aantal soorten en de totale dichtheid is de significantie van de verschillen getest met een parameter vrije toets, de Kruskal-Wallis test, gevolgd door een post-hoc test, de Wilcoxon rangtest. Er is gekozen voor een parameter vrije 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 parameter vrije two-way test. Maar een one-way analyse (Kruskal-Wallis test) waarbij alle condities (combinaties van gebied en tijd) meegenomen worden, is een alternatief (<https://stats.stackexchange.com/q/78366> (version: 2013-12-03)).

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 kwalitatief. Deze kunnen 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.

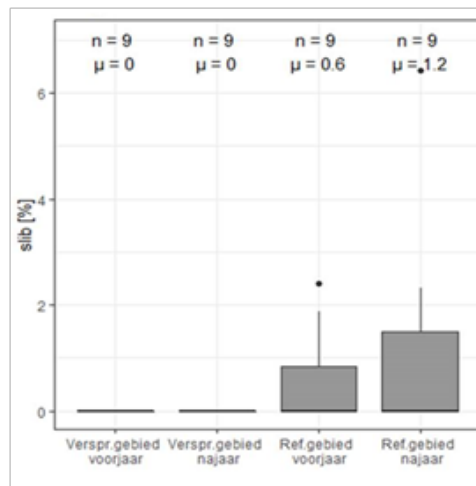
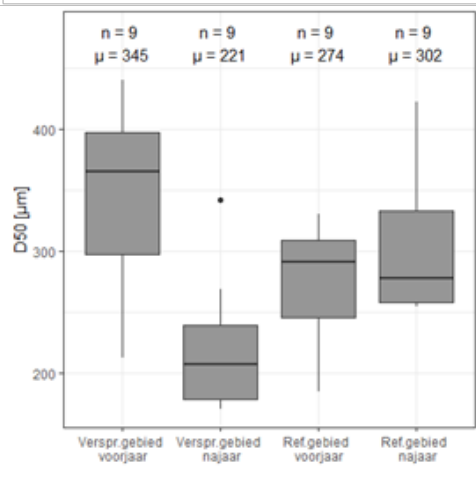
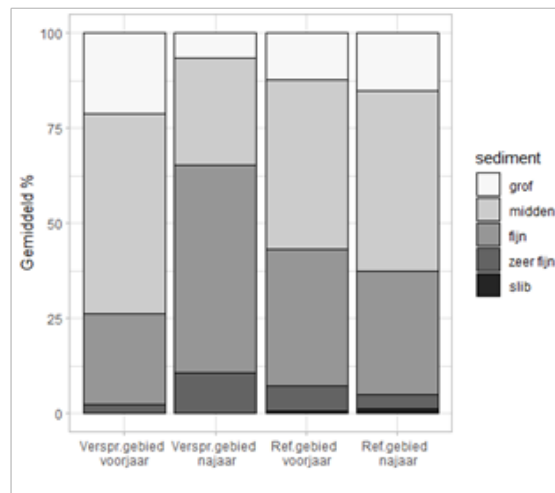
De aan- en afwezigheid van soorten in tijd en ruimte is vergeleken met een PERMANOVA. Zoals voor de infauna zijn verschillen getest tussen verspreidingsgebied en referentiegebied, tussen moment van bemonsteren en de interactie daartussen. Input van de analyse is een matrix met de similariteit tussen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

3 Resultaten

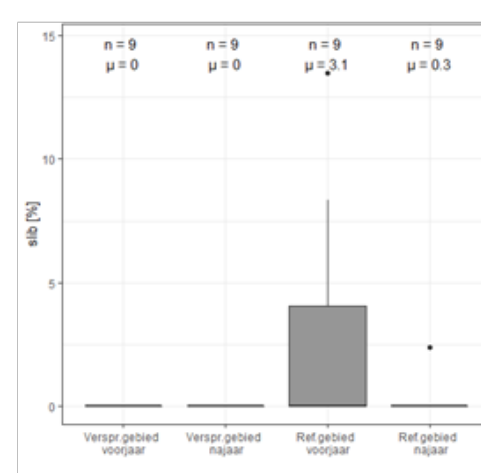
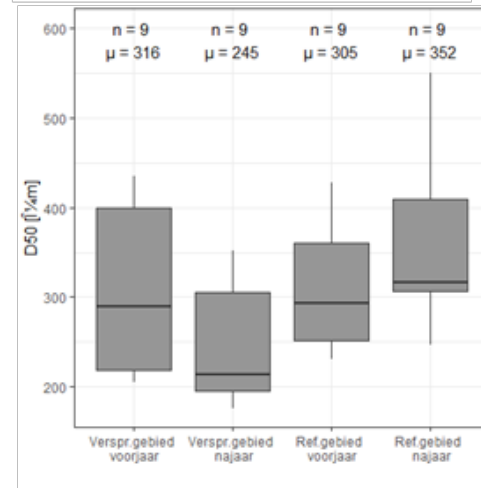
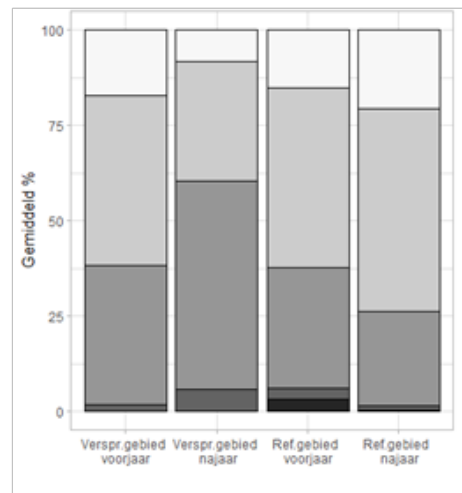
3.1 Sedimentkarakteristieken

Het sedimenttype aangetroffen in het monitoringsgebied kan gemiddeld geclassificeerd worden als midden/fijn zand (Figuur 5, boven). Het slibgehalte is meestal heel laag, maar iets hoger op enkele locaties in het referentiegebied, met name in het oostelijk deel (met maximaal 5%) (Figuur 5 en Figuur 7). Er is een significant verschil tussen de korrelgrootte bij de verschillende waarnemingen in het referentiegebied en het verspreidingsgebied (Kruskal-Wallis: $p=0.005$). Hierbij is de mediane korrelgrootte in het verspreidingsgebied in het najaar 2020 significant lager dan in hetzelfde gebied in het voorjaar 2020 (Figuur 5 en Tabel 2). Verder zijn er weinig significante verschillen, ook niet tussen verspreidings- en referentiegebied: enkel de eerste opname in het verspreidingsgebied met de laatste opname in het referentiegebied. In het najaar worden de laagste mediane korrelgroottes gevonden, in het oosten van het verspreidingsgebied (Figuur 6). In het referentiegebied is er geen significant seizoenaal verschil.

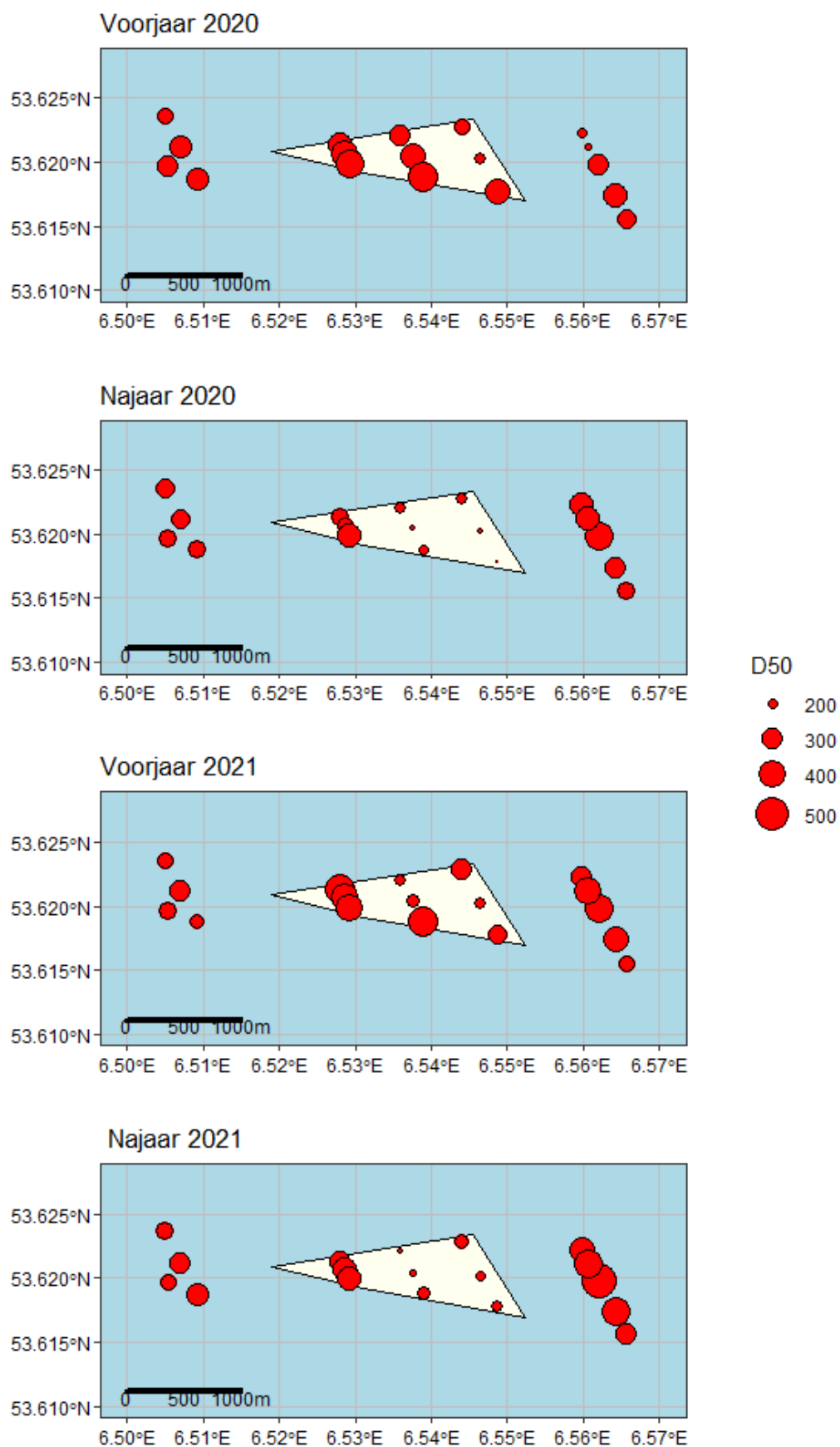
2020



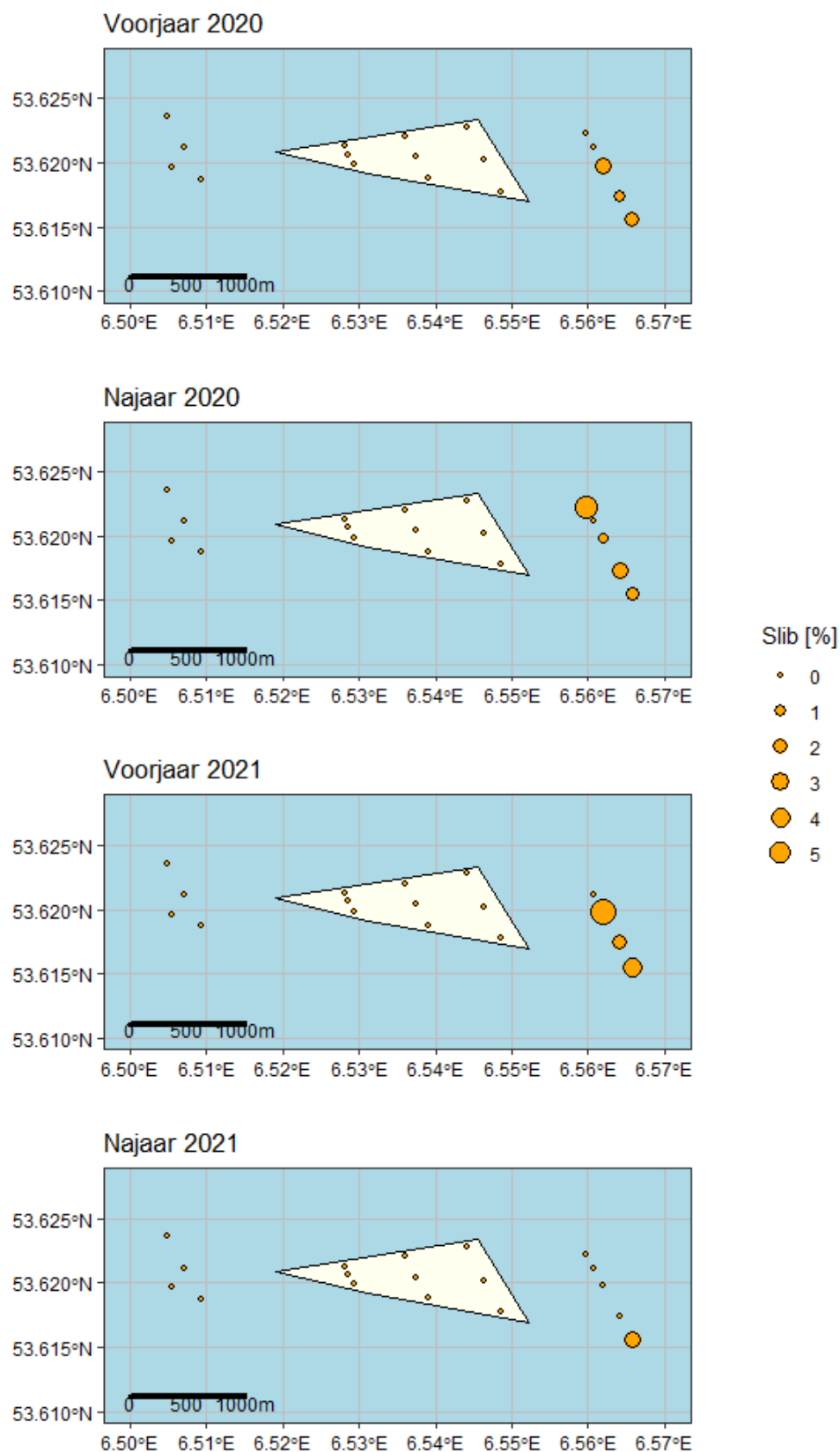
2021



Figuur 5 Gemiddelde verdeling van sedimenttypes (boven), verdeling van de mediane korrelgrootte (D50) (midden) en slibgehalte (onder) per bemonsterde locatie in het voor- en najaar 2020 en 2021 in verspreidings- en referentiegebied. Hierbij geeft de horizontale dikgedrukte streep de mediaan weer, het grijze balkje het 25^{ste} en 50^{ste} kwartiel en de losse stipjes uitschieters, waar de waarde meer dan 1.5 de interkwartiel afstand van de 25^{ste} of 50^{ste} kwartiel betreft.



Figuur 6. Ruimtelijke verspreiding van de mediane korrelgrootte (D50 [μm]) in het monitoringsgebied. Het lichtgele vlak geeft het verspreidingsgebied weer.



Figuur 7. Ruimtelijke verspreiding van het slibgehalte (%) in het monitoringsgebied .

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 en 2021 (significante waardes zijn dikgedrukt weergegeven)

D50	referentie T1	referentie T2	referentie T3	referentie T4	verspreiding T1	verspreiding T2	verspreiding T3	verspreiding T4
referentie T1	-	-	-	-	-	-	-	-
referentie T2	0.778	-	-	-	-	-	-	-
referentie T3	0.736	1	-	-	-	-	-	-
referentie T4	0.196	0.425	0.415	-	-	-	-	-
verspreiding T1	0.11	0.415	0.425	0.966	-	-	-	-
verspreiding T2	0.175	0.053	0.054	0.026	0.026	-	-	-
verspreiding T3	0.653	0.966	0.966	0.653	0.736	0.057	-	-
verspreiding T4	0.653	0.244	0.157	0.057	0.057	0.653	0.219	-

3.2 Infauna-gemeenschappen

3.2.1 Univariate analyses

3.2.1.1 Soortenrijkdom en totale dichtheid

Voor de soortenrijkdom is er een significant verschil (Kruskal-Wallis: $p = 0.002$) tussen waarnemingen in referentie- en verspreidingsgebied in voor- en najaar. In zowel het verspreidings- als referentiegebied is er een significant verschil tussen najaar 2020 en voorjaar 2021 (Tabel 3). Het aantal soorten is hoger in het voorjaar 2021 dan in het najaar 2020 (Figuur 8). De verschillen tussen referentie- en verspreidingsgebied zijn minder duidelijk. Maar de verschillen zijn per bemonstering niet significant. 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 9). 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.

Hetzelfde geldt ongeveer voor de totale dichtheid. Er is een significant verschil (Kruskal-Wallis: $p < 0.001$) tussen waarnemingen in referentie en verspreidingsgebied in voor- en najaar. De totale dichtheid in het zowel het verspreidings- als het referentiegebied is in het najaar 2020 significant lager dan in het voorjaar 2020, Tabel 4 en Figuur 8). Wel is in het verspreidingsgebied de totale dichtheid in het voorjaar 2021 hoger dan op alle andere momenten. Zoals voor het aantal soorten, zijn er meer verschillen tussen referentie- en verspreidingsgebied. Maar ook hier zijn de verschillen per moment van bemonstering niet significant.

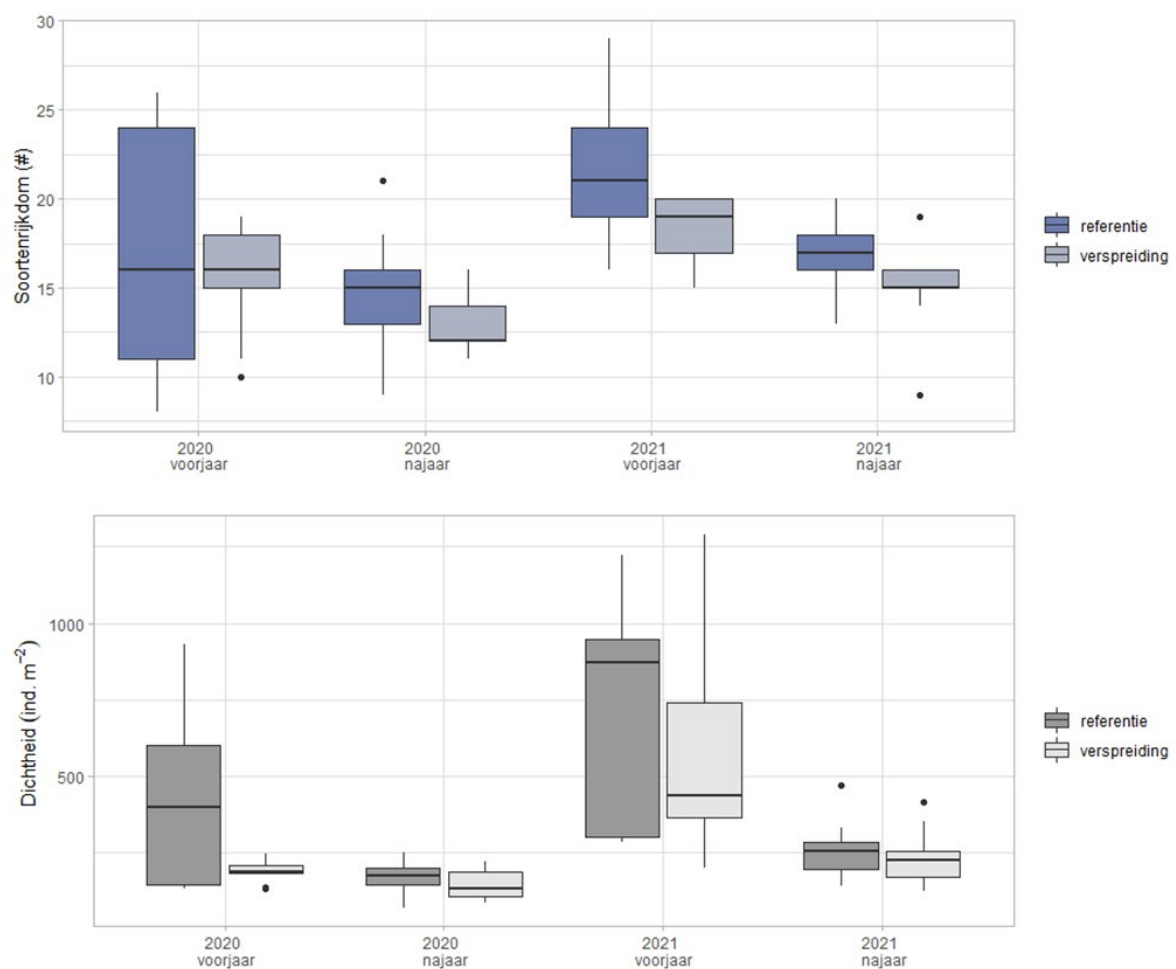
Ook hier zien we verschillen tussen het oostelijk en het westelijk deel van het referentiegebied, met de hoogste dichtheden veelal in het oostelijk deel, vooral in de voorjaren van 2020 en 2021 (Figuur 9). Daar zijn ook de seizoenale verschillen in totale dichtheid het grootst.

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 en 2021

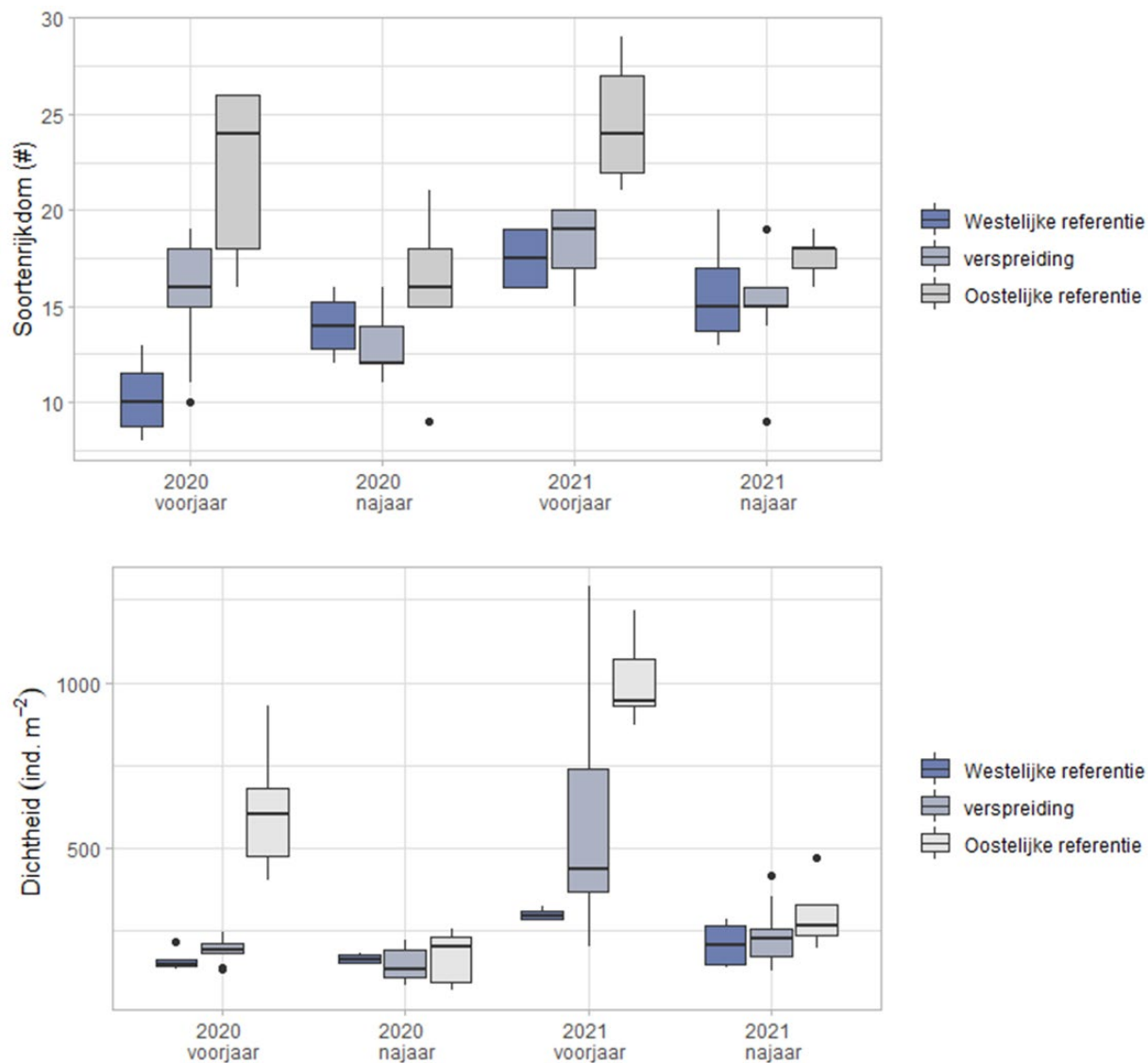
soortenrijkdom	referentie T1	referentie T2	referentie T3	referentie T4	verspreiding T1	verspreiding T2	verspreiding T3	verspreiding T4
referentie T1	-	-	-	-	-	-	-	-
referentie T2	0.847	-	-	-	-	-	-	-
referentie T3	0.285	0.029	-	-	-	-	-	-
referentie T4	0.847	0.324	0.104	-	-	-	-	-
verspreiding T1	0.965	0.795	0.046	0.673	-	-	-	-
verspreiding T2	0.587	0.285	0.019	0.029	0.255	-	-	-
verspreiding T3	0.673	0.168	0.28	0.313	0.168	0.019	-	-
verspreiding T4	0.927	0.886	0.029	0.474	0.847	0.171	0.108	-

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

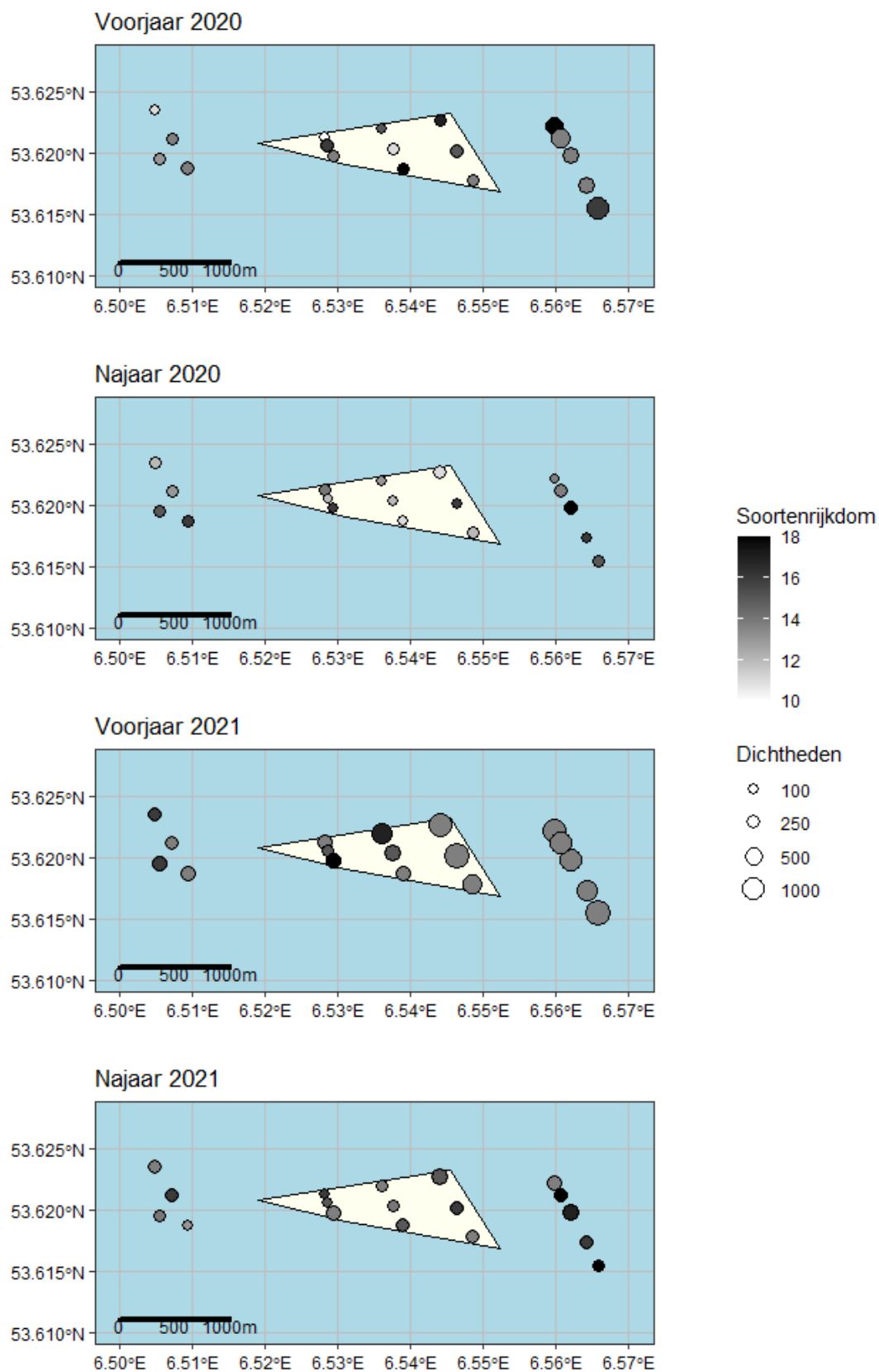
totale dichtheid	referentie T1	referentie T2	referentie T3	referentie T4	verspreiding T1	verspreiding T2	verspreiding T3	verspreiding T4
referentie T1	-	-	-	-	-	-	-	-
referentie T2	0.16828	-	-	-	-	-	-	-
referentie T3	0.16828	0.00038	-	-	-	-	-	-
referentie T4	0.52708	0.07997	0.01435	-	-	-	-	-
verspreiding T1	0.2261	0.45093	0.00038	0.11671	-	-	-	-
verspreiding T2	0.02476	0.48864	0.00038	0.01397	0.17654	-	-	-
verspreiding T3	0.37842	0.00134	1	0.01435	0.00134	0.00115	-	-
verspreiding T4	0.35926	0.2261	0.01102	0.56591	0.45093	0.05263	0.01435	-



Figuur 8 Verdeling van soortenrijkdom (# taxa) en dichtheden (ind.·m⁻²) aangetroffen in het verspreidingsgebied en het referentiegebied.



Figuur 9. Verdeling van soortenrijkdom (# taxa) en dichtheden (ind.·m⁻²) aangetroffen in het verspreidingsgebied en het oostelijk en westelijk referentiegebied.



Figuur 10 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). 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 orde Terebellida (gemiddeld $> 200 \text{ ind/m}^2$), in het voorjaar 2021 in het referentie- en het verspreidingsgebied. Het gaat hierbij om juveniele dieren, vermoedelijk van het genus *Lanice*. In dezelfde periode komt ook het vlokreeftje *Bathyporeia pelagica* in hogere dichtheden voor, eveneens in zowel het referentie- als het verspreidingsgebied.

3.2.1.3 Benthische Indicator Soorten Index (BISI)

Voor de berekeningen wordt gebruik gemaakt van 77 soorten. Daarvan zijn er in het verspreidings- of referentiegebied per monsternamen hoogstens 10 aangetroffen (Tabel 6). In alle gevallen, zowel voor het referentie- als het verspreidingsgebied, waren zowel de algemene kwaliteit als deze gebaseerd op een subset van indicatorsoorten (t.b.v. het duiden van de mogelijke oorzaken en de gevolgen van waargenomen veranderingen in de kwaliteitstoestand) significant lager dan de interne referentiesituatie. De algemene kwaliteit in het referentie- en verspreidingsgebied verschilt meestal niet significant, op de eerste bemonstering in het voorjaar 2020 na (Tabel 6). Dan zijn er ook verschillen voor subsets, met name deze gericht op ecologische verstoring (effect voor eutrofiëring, verontreinigen, zuurstofarme condities of temperatuurverhogingen), herstel (eerste fase van herstel), soorten die voedsel zijn voor hogere trofische niveaus, en soorten verantwoordelijk voor bioturbatie en bioirrigatie. Nadien is er enkel een significant verschil voor ecologische verstoring (voorjaar 2021) en bioturbatie en -irrigatie (najaar 2021).

Tabel 5 Gemiddelde dichtheden en standaarddeviatie ($\mu + sd$) [$ind. m^{-2}$] en voorkomen (% , percentage van de locaties waar de soort is aangetroffen) van de dominante soorten, in verspreidings- en referentiegebied. De 5 talrijkste soorten zijn grijs gemarkeerd.

verspreidingsgebied

	2020 Voorjaar n= 9		2020 Najaar n= 9		2021 Voorjaar n= 9		2021 Najaar n= 9	
	$\mu + sd$	%	$\mu + sd$	%	$\mu + sd$	%	$\mu + sd$	%
Bathyporeia pelagica	44.4 ±33	100	27.8 ±41	78	62.2 ±60	100	15.9±18	89
Gastrosaccus spinifer	20.7 ±16	89	1.1 ±2	33	0.7 ±2	11	5.9±6	78
Decapoda	18.1 ±14	100	8.1 ±7	89	5.9 ±5	78	3.7±3	67
Ophelia borealis	15.6 ±23	100	7.8 ±1	33	9.3 ±15	44	11.5±25	33
Pontocrates arenarius	15.6 ±13	56	0.4 ±16	11	0.4 ±1	11	0±0	0
Nephtys cirrosa	14.4 ±8	100	19.6 ± 13	100	21.5 ±15	100	44.8±33	100
Scoloplos armiger	8.5 ±7	78	5.9 ±7	78	8.1 ±7	89	5.2±8	56
Pontocrates altamarinus	8.1 ±7	100	10 ±8	89	25.2 ±22	100	17.8±14	100
Nephtys	7.4 ±8	67	16.3 ±12	89	15.2 ±14	89	7.4±7	89
Bathyporeia elegans	7 ±15	44	4.4 ±5	67	21.5 ±16	100	52.6±73	100
Microphthalmus	5.6 ±9	44	2.2 ±7	11	4.1 ±12	11	13.7±33	22
Mytilidae	4.4 ±4	78	0.7 ±2	11	1.1 ±2	22	3.3±9	22
Spio goniocéphala	3.7 ±7	56	0.7 ±2	11	6.3 ±6	67	0.4±1	11
Spio martinensis	3.7 ±4	44	1.5 ±2	44	6.7 ±9	78	1.5±2	33
Magelena johnstoni	3.3 ±6	44	28.9 ±39	89	27.8 ±27	78	18.9±19	89
Monopseudocuma	0	0	0	0	14.8 ±18	56	0.7±1	22
Terebellida	0	0	0	0	340 ±336	100	0	0
Asteroidae	0.4 ±1	11	0	0	16.3 ±19	89	0	0
Nemertea	1.5 ±2	44	3.3 ±3	67	23.3 ±19	78	3.3±5	44
Bryozoa	1.9 ±2	44	1.1 ±2	22	5.9 ±3	100	2.6±2	67
Alle Soorten	208 ±49		169 ±49		644 ±394		254 ± 96	

referentiegebied

	2020 Voorjaar n= 9		2020 Najaar n= 9		2021 Voorjaar n= 9		2021 Najaar n= 9	
	$\mu + sd$	%	$\mu + sd$	%	$\mu + sd$	%	$\mu + sd$	%
Bathyporeia pelagica	81.5 ±96	100	21.1 ±24	67	102.6 ±145	100	16.3±22	89
Gastrosaccus spinifer	4.1 ±5	56	7 ±5	89	1.1 ±2	33	15.9±21	56
Decapoda	31.1 ±48	78	4.8 ±6	67	13.3 ±31	67	3±5	44
Ophelia borealis	33.3 ±48	67	15.2 ±35	44	6.7 ±11	67	10.4±23	44
Pontocrates arenarius	1.1 ±3	11	0	0	0.4 ±1	11	0±0	0
Nephtys cirrosa	18.5 ±13	89	22.2 ±13	89	25.9 ±18	100	49.3±25	100
Scoloplos armiger	9.6 ±12	56	5.6 ±10	33	10.4 ±11	78	9.6±7	89
Pontocrates altamarinus	4.1 ±3	78	11.9 ±8	100	18.1 ±15	89	13±9	100
Nephtys	7.4 ±5	89	11.9 ±9	89	20.4 ±12	89	12.2±11	89
Bathyporeia elegans	14.8 ±15	89	4.1 ±5	44	44.8 ±46	100	16.7±15	78
Microphthalmus	99.6 ±169	56	14.8 ±27	44	60.4 ±124	56	40.4±60	56
Mytilidae	14.1 ±37	33	1.1 ±2	22	1.5 ±2	33	6.7±7	67
Spio goniocéphala	4.1 ±8	44	2.6 ±4	44	21.5 ±17	100	4.8±12	22
Spio martinensis	7.8 ±12	56	6.3 ±12	56	20.4 ±25	78	1.9±2	44
Magelena johnstoni	36.7 ±69	78	12.6 ±18	78	16.3 ±18	89	11.1±10	67
Monopseudocoma	0.4 ±1	11	0	0	8.9 ±12	78	0.7±1	22
Terebellida	0	0	0	0	227 ±288	100	0	0
Asteroidae	3.3 ±5	44	0	0	67.4±73	67	0	0
Nemertea	6.7 ±10	44	2.6 ±3	56	2.6±2	67	3.7±4	67
Bryozoa	3.7±4	56	3 ±4	44	6.3±4	89	5.9±4	78
Alle Soorten	447 ±289		184 ±63		740±401		289 ±109	

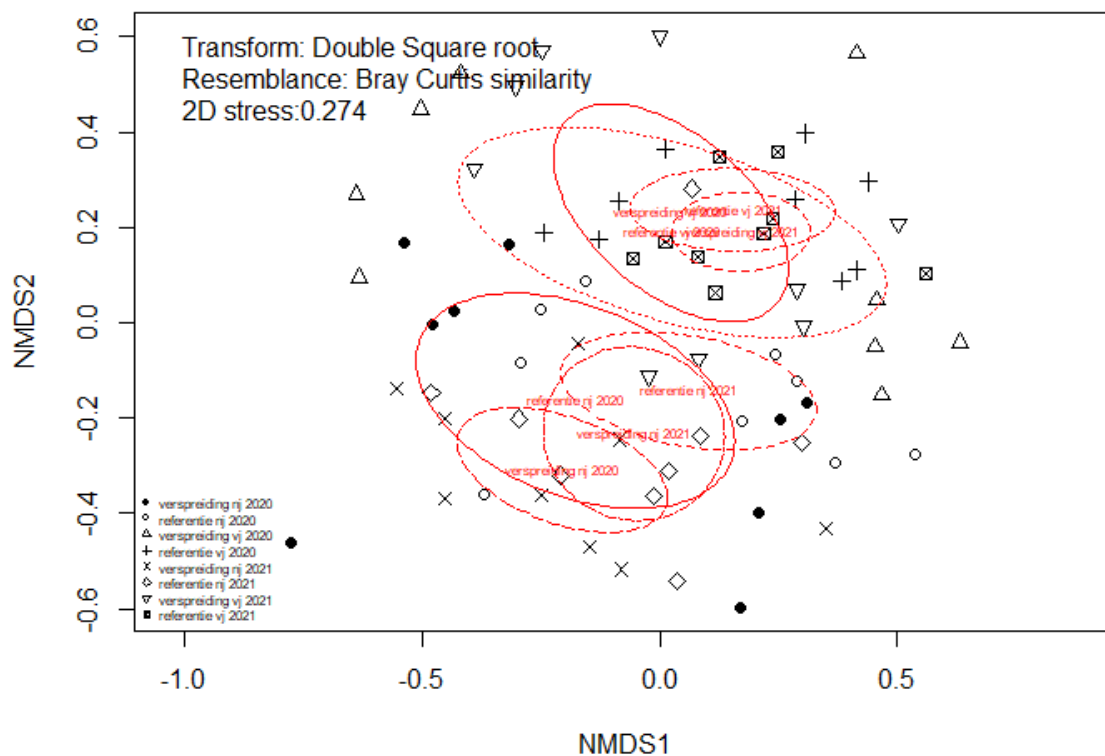
Tabel 6. Overzicht van significantie van verschillen tussen referentiegebied en verspreidingsgebied wat betreft de BISI (Benthische Indicator Soorten Index) [ns niet significant; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$]

	aantal spec			Pressure indicator				Recovery indicator		Ecological functioning indicator		
	verspreidingsgebied	referentiegebied	General quality	Seafloor disturbance	Ecological disturbance	Intensity of seafloor disturbing fisheries	Frequency of seafloor disturbing fisheries	Recovery	Characteristic	Foodweb	Habitat diversity	Biological activation of seafloor top layer
voorjaar 2020	10	10	**	ns	*	ns	ns	**	ns	*	ns	*
najaar 2020	7	8	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
voorjaar 2021	8	9	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
najaar 2021	7	6	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*

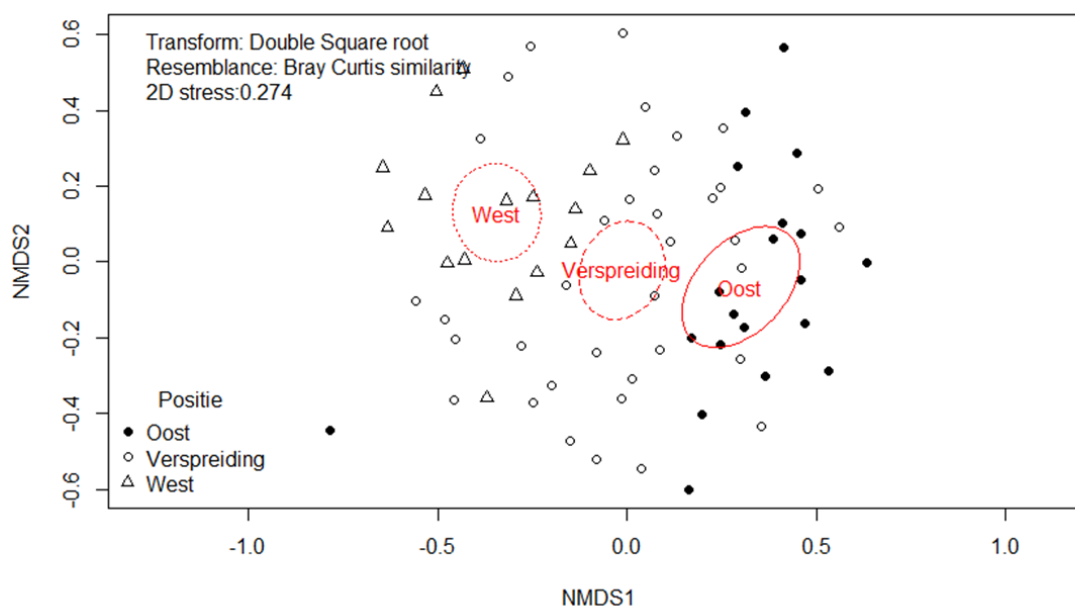
3.2.2 Multivariate analyse

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 53 van de 102 soorten gebruikt (alleen de soorten geselecteerd die minimaal op drie locaties minstens 1% van de totale dichtheid van het monster opmaken). Zowel het referentiegebied als het spreidingsgebied laat een seizoenale verschuiving in benthische gemeenschap zien: de benthische gemeenschap is duidelijk anders in het voor- en het najaar (Figuur 12).

Tevens is er wel een groot verschil in soortensamenstelling, tijdens beide bemonsteringsmomenten, tussen het oostelijke deel van het referentiegebied, het westelijk deel van het referentiegebied en het verspreidingsgebied, zie Figuur 11.



Figuur 11. 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 en 2021). De ellipsen geven de 95%-contouren voor ieder moment.



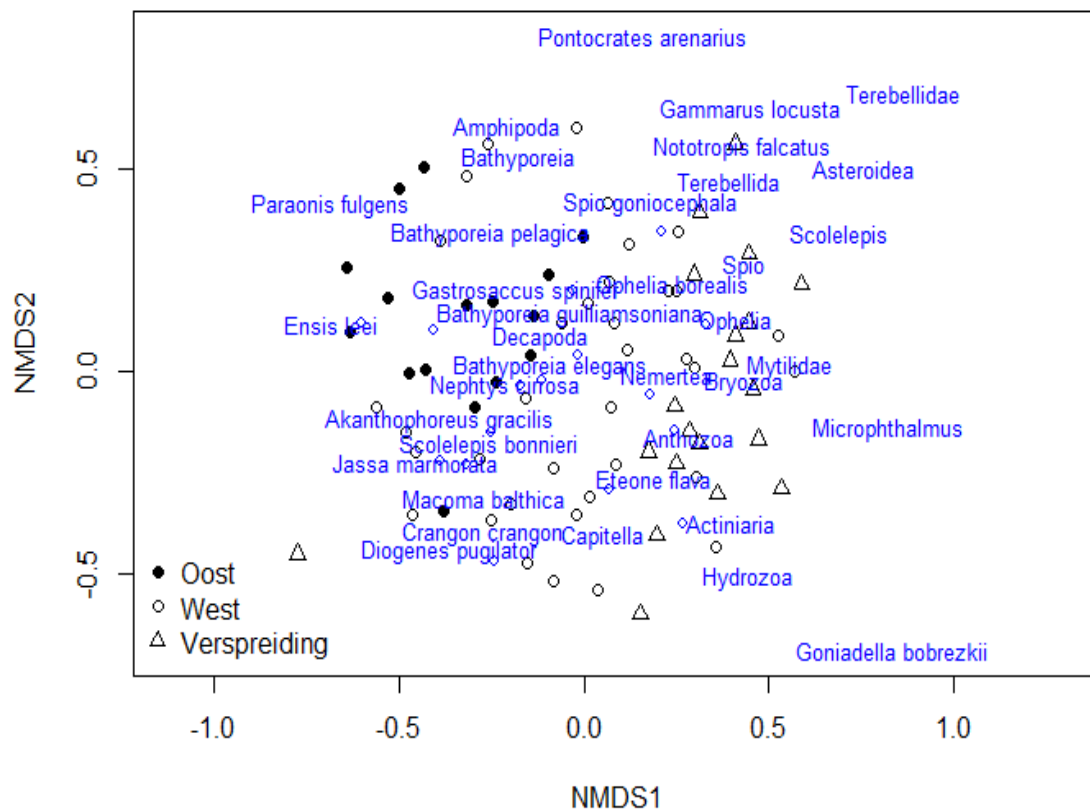
Figuur 12. nMDS plot van de monsters over twee dimensies (zelfde als figuur 10), waarbij onderscheid is gemaakt tussen het verspreidingsgebied (n = 9 per moment) en het referentiegebied is opgesplitst tussen oost (n = 4 per moment) en west (n = 5 per moment). De ellipsen geven de 95% contouren voor ieder moment.

Figuur 13 geeft de ligging van de soorten in het ordinatiediagram. Soorten in de bovenste helft, zoals *Bathyporeia pelagica* en *Spio gonocephala*, komen meer en/of in grotere dichtheden voor in het voorjaar (zie ook Tabel 5). Een soort als *Diogenes pugilator* vindt je in hogere dichtheden in het najaar, en is in de onderste helft van het diagram terug te vinden. De ruimtelijke gradiënt zie je terug in een verschuiving langs de eerste ordinatie-as. *Paraonis fulgens* en *Ensis leei* hebben de hoogste dichtheden in het westelijk deel van het referentiegebied. *Goniadella bobretzkii*, Actiniaria en Mytilidae zijn dan weer vooral in het oostelijk deel van het referentiegebied aangetroffen. Soorten als *Gammarus locusta* en *Nototropis falcatus* zijn niet in het westelijk deel van het referentiegebied gevonden, wel in het verspreidingsgebied en het oostelijk deel van het referentiegebied.

De PERMANOVA-analyse geeft aan dat de verschillen tussen het verspreidings- en het referentiegebied significant zijn (Tabel 7). Tevens is er een significant verschil tussen de bemonsteringsmomenten. De temporele veranderingen zijn in verspreidings- en referentiegebied niet significant verschillend (interactieterm niet significant).

Tabel 7. PERMANOVA resultaten voor verschillen in similariteit tussen verspreidingsgebied en referentiegebied (CI), en tussen bemonsteringsmomenten (YM) en de interactie (.p<0.10 * p<0.05 ** p<0.01 *** p<0.001).

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
CI	1	0.2979	0.02482	2.3353	0.018 *
YM	3	3.0825	0.25691	8.0556	0.001 ***
CI:YM	3	0.4550	0.03792	1.1891	0.196
Residual	64	8.1632	0.68035		
Total	71	11.9986	1.00000		



Figuur 13. nMDS plot van de soorten over twee dimensies (zelfde als figuur 10)

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 9). Zoals al eerder aangegeven, kunnen uit de vondsten van de vissen en kwallen en 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.

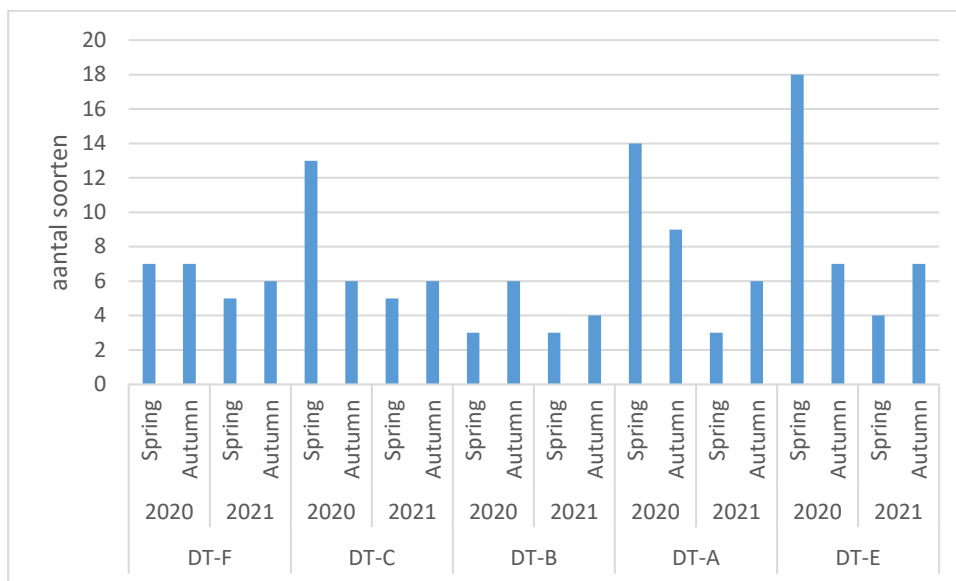
Een aantal soorten zijn enkel in het voorjaar 2020 aangetroffen, waaronder mosselen en garnalen. . Garnalen zijn ook nadien algemeen, met de hoogste aantallen in het najaar.

Soorten die steeds gevonden zijn, zijn de gewone heremietkreeft, de gewone zwemkrab, de Noordzeegarnaal en de strandkrab. Zeesterren zijn enkel in 2020 gevonden, vast samenhangend met de aanwezigheid van mosselen. Opvallend is dat de kleine heremietkreeft juist bijna uitsluitend in het najaar gevonden is, zowel in 2020 als in 2021.

Op 3 van de vijf locaties is het aantal gevonden taxa in voorjaar 2020 hoger dan nadien (Figuur 14). 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 8). Wel is er een significant verschil tussen de

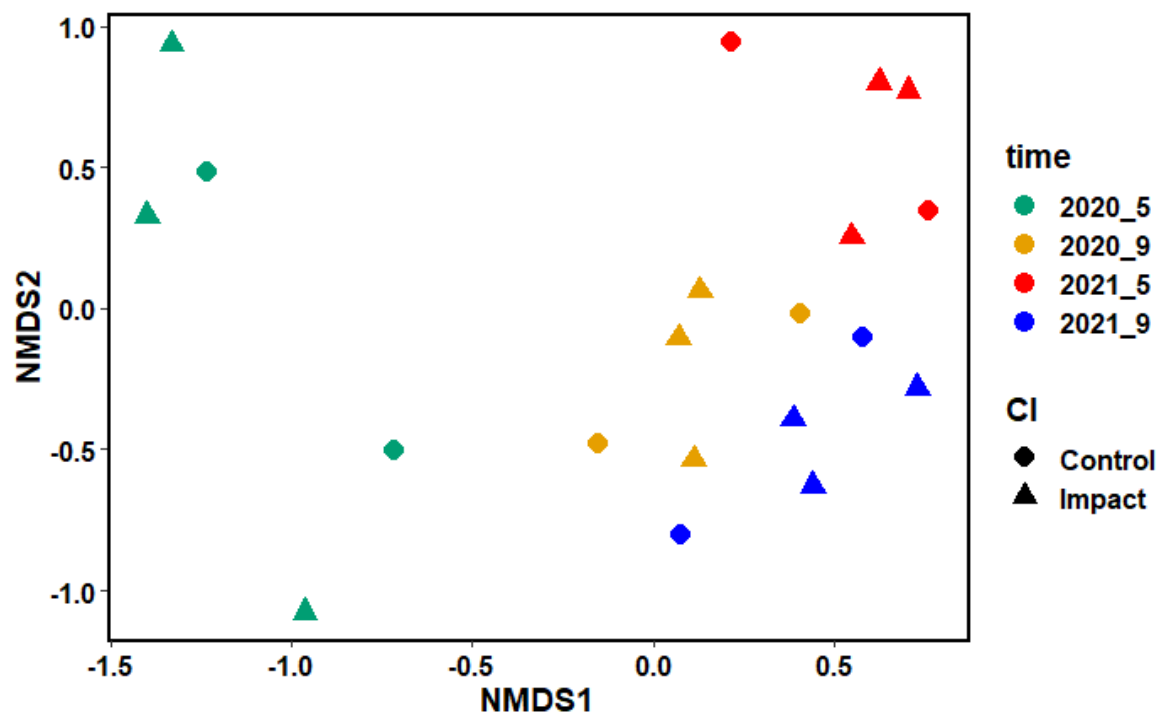
bemonsteringsmomenten. Dat is ook duidelijk te zien in een ordinatiediagram (Figuur 15). De najaarssituaties lijken meer op elkaar dan de voorjaarssituaties.



Figuur 14. Aantal soorten waargenomen op de 5 trajecten bemonsterd met de Kieler Kinderwagen (excl. vissen en kwallen)

Tabel 8. PERMANOVA resultaten voor verschillen in similariteit tussen verspreidingsgebied en referentiegebied (CI), en tussen bemonsteringsmomenten (YM) en de interactie ($p < 0.10$ * $p < 0.05$ ** $p < 0.01$ *** $p < 0.001$).

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
CI	1	0.1885	0.03496	0.9648	0.461
YM	3	2.5082	0.46531	4.2802	0.001 ***
CI:YM	3	0.3497	0.06488	0.5968	0.965
Residual	12	2.3440	0.43485		
Total	19	5.3903	1.00000		



Figuur 15. Ordinatiediagram van monsters genomen met Kieler Kinderwagen in voor- en najaar 2020 en 2021 in verspreidingsgebied (Impact) en referentiegebied (Control) (stress 0.15).

Tabel 9. 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									
		Spring					Autumn					Spring					Autumn				
		DT-F	DT-C	DT-B	DT-A	DT-E	DT-F	DT-B	DT-C	DT-A	DT-E	DT-F	DT-B	DT-C	DT-A	DT-E	DT-F	DT-B	DT-C	DT-A	DT-E
Annelida	Autolytinae				R																
Annelida	Ophelia borealis		R																		
Annelida	Terebellidae				R	R															
Arthropoda	BALANOMORPHA		R																		
Arthropoda	Balanus crenatus		O																		
Arthropoda	Brachyura		R																		
Arthropoda	Caprellidae				R	R															
Arthropoda	Carcinus maenas	R	R	R		R	R	R	R	R	R										R
Arthropoda	Corophium									R											
Arthropoda	Crangon crangon	R	F		F	F	A	A	A	A	A	O	F	R	F	C	A	C	A	F	C
Arthropoda	Decapoda		R		O	F															
Arthropoda	Diogenes pugilator						F	F	F	F	F			R			R	R	O	R	R
Arthropoda	Gammarus locusta	R			R	O															
Arthropoda	Gastrosaccus spinifer		R		O	F															
Arthropoda	Hyas araneus					R															
Arthropoda	Idotea linearis					O															
Arthropoda	Liocarcinus holsatus	R	R			R		O	F	O	F			R		R	F	R	O	R	R
Arthropoda	Mysidae	R					O					R					R		F	R	R
Arthropoda	Nymphon brevirostre					R															
Arthropoda	Pagurus bernhardus			R	R	O	R			R	O	R	R	R	R	R	R			R	
Arthropoda	Philocheras trispinosus						O	R		R		R	O	R	R	R	F	R	R		
Arthropoda	Portumnus latipes						R														
Arthropoda	Schistomysis spiritus	R	R		O	F															
Bryozoa	Bryozoa		R		R	R															
Echinodermata	Asterias rubens	R		R		R			R	R	R								R	R	R
Echinodermata	Ophiura ophiura		R		R							R									
Mollusca	Mytilidae		F		A	A															
Mollusca	Nudibranchia				R	R															
Mollusca	Sepioida							R	R	R	R										R

4 Discussie

In de zomer van 2020 en 2021 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 bestaande uit twee deelgebieden, oostelijk en westelijk van het verspreidingsgebied. In het najaar 2020 en voor- en najaar 2021 zijn dezelfde locaties opnieuw bemonsterd. In 2022 zal de bemonstering nog een keer worden herhaald.

Door covid-19 kon het beoogde monitoringsplan, een aanpassing van het plan door IBL opgesteld, niet uitgevoerd worden. Daarom is ongeveer 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 veranderingen in 2020 en 2021.

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% & 13.5% in het voorjaar van 2021).

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

De soortenrijkdom is laag (max. 29 taxa per locatie) op alle drie locaties. In het referentiegebied is er wel een grote ruimtelijke variatie, en de soortenrijkdom in het oostelijk deel is veel hoger dan in het verspreidingsgebied en in het westelijk deel van het verspreidingsgebied. Met name in het oostelijk deel is het aantal soorten hoger dan in de andere gebieden. Wellicht worden de ruimtelijke verschillen tussen oostelijk deel van het verspreidingsgebied met de rest van het onderzoeksgebied deels veroorzaakt door de aanwezigheid van slib, al zijn dit lage gehaltenes.

Meestal is de soortenrijkdom significant lager in het najaar dan in het voorjaar, in beide jaren. Uitzondering is het westelijk deel van het verspreidingsgebied in 2020, waar de soortenrijkdom bij de eerste bemonstering het laagst was. In het algemeen blijken er geen verschillen tussen het verspreidingsgebied en het referentiegebied als geheel, op ieder moment van bemonsteren. Maar het lage aantal monsters en de verschillen tussen het westelijk en het oostelijk deel van het referentiegebied kunnen zeker deels hiervoor verantwoordelijk zijn.

De totale dichtheid vertoont ongeveer dezelfde ruimtelijke en temporele verschillen als de soortenrijkdom. Meest 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 (Reiss & Kröncke 2005, Boon et al. 2011).

Ook de Benthische Indicator Soorten Index (BISI) wijst niet op grote verschillen tussen referentiegebied en verspreidingsgebied. En met name bij de aanvang – voor het starten van de mogelijke verstoring door verspreiden – zijn er de meeste verschillen. Vraag is of BISI voor dit soort onderzoek in dit gebied, beperkt in ruimte, wel geschikt is. De meeste interne referentiesoorten zijn niet aangetroffen in het onderzoeksgebied, en dus zijn de waarden in beide gebieden steeds gelijk, nul namelijk. Vele nulwaarnemingen kunnen, bij een gewogen gemiddelde, leiden tot niet significante verschillen.

In een rapportage over 2020 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 sedimentatie (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 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 wel sprake van een kleine, maar niet significante, afname. In het referentiegebied is de dichtheid min of meer gelijk gebleven. Data van 2022 zullen aangeven of de aantallen verder afnemen. Het blijft wel onduidelijk waaraan de verschillen in het voorjaar 2020 te wijten zijn. In eerder onderzoek zijn ruimtelijke verschillen in de dichtheid van deze soorten geweten aan lokale natuurlijke verschillen. (BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde 2001) .

De multivariate analyses duiden op duidelijke seizoenale verschillen in soortensamenstelling in beide jaren. Tevens zijn de ruimtelijke verschillen in soortensamenstelling, in zowel 2020 als 2021. Er is een gradiënt van oost naar west. Er zijn geen veranderingen geconstateerd die op een effect wijzen. Zeker is in ieder geval dat de multivariate analyses wel duidelijk seizoenale verschillen in soortensamenstelling laten zien. De verschillen in het verspreidingsgebied lijken iets groter dan in het referentiegebied. De analyses laten ook duidelijk zien dat de verschillen in soortensamenstelling tussen het oostelijke deel en het westelijk deel van het referentiegebied. Dat laatste 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. Over enig verband tussen het voorkomen van deze soorten en verstoringen, is nog minder bekend. Het grootste verschil in soortenrijkdom was juist bij aanvang van de studie, in voorjaar 2020. De reden is onbekend.

Uit een poweranalyse is gebleken dat enkel relatief grote verschillen in dichtheden van soorten aangetoond kunnen worden (Craeymeersch & Hamer 2021). Kortom, verschillen zijn misschien niet significant maar mogelijk wel aanwezig. Maar het effect op de mediane korrelgrootte lijkt ook maar in een deel van het verspreidingsgebied te zien (Figuur 6). Wellicht moeten we hier nog extra focus op aanbrengen (door specificatie van deel van verspreidingsgebied dat effectief ondieper en fijnzandiger geworden is), maar dat maakt het aantal locaties 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 Borkum Riffgebied.

Voedsel voor zeevogels

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.

Eidereenden zijn primair vogels van de Waddenzee, die echter ook wel eens de Noordzee opgaan. Dan sluiten ze zich soms aan bij groepen zwarte zee-eenden, als die op een rijke voedselbank zitten. Dat doen eiders alleen in grote aantallen als er een voedselcrisis heerst in de Waddenzee. Dat was zo begin jaren 90, maar dit is nu zeker niet meer het geval. Nu zitten eiders op de Noordzee vooral, en in bescheiden aantallen, bij strekdammen en dergelijke, die begroeid zijn met mosselen. Die heb je niet

in het Riffgat, dus als daar al eiders zitten, zijn dat vermoedelijk trekvogels die even zijn neergestreken en die niet lang zullen blijven hangen.

Voor roodkeelduikers is de hele Noordzeekustzone belangrijk, en zeker delen met stroomnaden en met een geaccidenteerde bodem, zoals Riffgat en omgeving. Ze hebben een voorkeur voor sprot, maar eten alle vissen die door hun keelgat passen: het prooispectrum is opvallend breed. Ze eten bodemvis en pelagische, scholende vis, rondvis en platvis, eigenlijk alles tussen stekelbaars en een wijting van 25 cm. Ter plaatse zou bijvoorbeeld ook diadrome vis (Eems!) als spiering een relatief belangrijke prooi kunnen zijn (Leopold, in prep..

Voor stormmeeuwen is de Noordzeekustzone een belangrijk (overwinterings)gebied. Stormmeeuwen kunnen niet diep duiken en zijn dus aangewezen op voedsel aan het oppervlak. Ze zitten opvallend vaak bij stroomnaden op zee en eten daar vermoedelijk kleine prooien als larvale vissen, samengedreven insecten, aas, krabbetjes die naar boven wervelen, etc, maar hier is erg weinig over bekend. In het voorjaar is geobserveerd dat ze massaal paaiende of uitgepaaide polychaeten eten (*Nereis longissima* / *succinea*). In de zomer zijn de broedvogels vooral landvogels, behalve als ze net kuikens hebben. Dan voeren ze relatief veel vis uit zee aan. Bij kotters hebben ze echter weinig in te brengen tegen de grotere meeuwen dus het is lastig voor ze om zich in die competitie te mengen. Echter, als een (garnalen)kotter veel kleine bijvangst laat gaan (ondermaatse garnaal, krab, grondels, etc) dan is er ook voor stormmeeuwen goed aan de kost te komen. Storten van bagger zal tijdelijk leiden tot pluimen en overgangen in zee: stormmeeuwen zullen hier wel op af komen om te zien of ze daar iets eetbaars kunnen vinden. Over (marien) dieet van Nederlandse stormmeeuwen is niet veel bekend.

Voor zeekoeten is de hele Noordzee leefgebied en is P0 niet van bijzonder belang. Ze zitten (ook) daar zeker wel en eten het liefst kleine haring, sprot, zandspiering, maar hun (winter) dieet is breed en ook voor hen geldt dat ze alle vissen kunnen eten die door hun keelgat passen. Zeekoeten eten vooral kleine rondvis, liefst vette rondvis, maar als het moet eten ze alle vis, tot en met vislarven, die ze te pakken kunnen krijgen.

Maar al met al lijkt het me niet dat zo'n relatief kleine locatie als P0 een hele grote impact zal hebben op de avifauna.

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.
- Er zijn vooralsnog geen verschillen in de bodemdiergemeenschappen gevonden te herleiden tot het gebruik van P0 als verspreidingslocatie
- Er is vooralsnog geen reden om enige invloed op het natuurgebied van Borkum Riffgrund 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, .
- 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.
- 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.
- IBL (2020) Monitoringkoncept für die Klappstelle P0 im „NSG Borkum Riff“. IBL Umweltplanung GmbH, Oldenburg. 11 p. .
- 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
- 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. .

6 Kwaliteitsborging

Wageningen Marine Research beschikt over een ISO 9001:2015 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV.

Verantwoording

Rapport C073/21

Projectnummer: 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: Dr. Jeroen Wijsman
Onderzoeker

Handtekening:



Datum: 10-11-2022

Akkoord: Drs. Jakob Asjes
MT lid Integratie

Handtekening:



Datum: 10-11-2022

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		
LATIJNLANG	$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%	
<i>Abra alba</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Actiniaria</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		4.4 ± 11	33	
<i>Akanthophoreus gracilis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22	
<i>Amphipholis squamata</i>	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	
<i>Anthozoa</i>	0.7 ± 1	22		0.7 ± 1	22		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Asciacea</i>	0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Asteroidea</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		16.3 ± 19	89		0 ± 0	0	
<i>Austrominius modestus</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Balanomorpha</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Balanus crenatus</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Bathyporeia</i>	3 ± 5	44		0 ± 0	0		2.6 ± 2	67		1.5 ± 2	33	
<i>Bathyporeia elegans</i>	7 ± 15	44		4.4 ± 5	67		21.5 ± 16	100		52.6 ± 73	100	
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	0.4 ± 1	11		1.1 ± 2	22		0.7 ± 1	22		0 ± 0	0	
<i>Bathyporeia pelagica</i>	44.4 ± 33	100		27.8 ± 41	78		62.2 ± 60	100		15.9 ± 18	89	
<i>Bivalvia</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Bryozoa</i>	1.9 ± 2	44		1.1 ± 2	22		5.9 ± 3	100		2.6 ± 2	67	
<i>Capitella</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		5.2 ± 6	56	
<i>Clitellata</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11	
<i>Crangon crangon</i>	0 ± 0	0		0.7 ± 1	22		0.7 ± 1	22		0 ± 0	0	
<i>Cumacea</i>	0 ± 0	0		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	
<i>Cylista troglodytes</i>	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	
<i>Diastylis bradyi</i>	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	
<i>Dyopodos monacanthus</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Ensis</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Ensis leei</i>	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	
<i>Eunereis longissima</i>	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	
<i>Gammarus crinicornis</i>	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	
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	20.7 ± 16	89		1.1 ± 2	33		0.7 ± 2	11		5.9 ± 6	78	
<i>Glycera tridactyla</i>	0.7 ± 1	33		8.1 ± 6	78		2.6 ± 4	44		5.2 ± 4	89	
<i>Glyceridae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	22	
<i>Goniadella bobrezkii</i>	0 ± 0	0		1.1 ± 3	11		0.7 ± 2	11		2.2 ± 6	22	
<i>Goniadidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Grania</i>	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	
<i>Jassa</i>	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	
<i>Kurtiella bidentata</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Lanice conchilega</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Liocarcinus holsatus</i>	0.4 ± 1	11		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	

	2020 Voorjaar			2020 Najaar			2021 Voorjaar			2021 Najaar		
LATIJNLANG	$\mu \pm$	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
<i>Macomangulus tenuis</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0.4 ±	1	11
<i>Mactridae</i>	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
<i>Magelona johnstoni</i>	3.3 ±	6	44	28.9 ±	39	89	27.8 ±	27	78	18.9 ±	19	89
<i>Magelona mirabilis</i>	2.2 ±	3	44	3.3 ±	6	44	4.1 ±	5	67	1.5 ±	2	33
<i>Mediomastus fragilis</i>	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
<i>Microphthalmus</i>	5.6 ±	9	44	2.2 ±	7	11	4.1 ±	12	11	13.7 ±	33	22
<i>Monopseudocuma gilsoni</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	0	14.8 ±	18	56	0.7 ±	1	22
<i>Myrianida</i>	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
<i>Mytilidae</i>	4.4 ±	4	78	0.7 ±	2	11	1.1 ±	2	22	3.3 ±	9	22
<i>Nemertea</i>	1.5 ±	2	44	3.3 ±	3	67	13.3 ±	19	78	3.3 ±	5	44
<i>Nephtys</i>	7.4 ±	8	67	16.3 ±	12	89	15.2 ±	14	89	7.4 ±	7	89
<i>Nephtys caeca</i>	1.1 ±	2	22	0.4 ±	1	11	0.4 ±	1	11	0.7 ±	1	22
<i>Nephtys cirrosa</i>	14.4 ±	8	100	19.6 ±	13	100	21.5 ±	15	100	44.8 ±	33	100
<i>Nephtys longosetos</i>	0.4 ±	1	11	0.4 ±	1	11	0.4 ±	1	11	0 ±	0	0
<i>Nereididae</i>	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
<i>Nototropis swammerdamei</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0.4 ±	1	11	0.4 ±	1	11
<i>Nymphon</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0
<i>Ophelia</i>	0.7 ±	1	22	0 ±	0	0	4.4 ±	7	44	6.7 ±	10	33
<i>Ophelia borealis</i>	15.6 ±	13	100	7.8 ±	16	33	9.3 ±	15	44	11.5 ±	25	33
<i>Ophiuroidea</i>	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
<i>Peringia ulvae</i>	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
<i>Phyllodoce mucosa</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0
<i>Phyllodocidae</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0
<i>Polydora ciliata</i>	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
<i>Pontocrates altamarinus</i>	8.1 ±	7	100	10 ±	8	89	25.2 ±	22	100	17.8 ±	14	100
<i>Pontocrates arenarius</i>	15.6 ±	23	56	0.4 ±	1	11	0.4 ±	1	11	0 ±	0	0
<i>Pygospio elegans</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0
<i>Schistomysis spiritus</i>	0.4 ±	1	11	0.7 ±	2	11	2.6 ±	4	44	0.4 ±	1	11
<i>Scolecipis</i>	1.1 ±	2	22	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0
<i>Scolecipis (Scolecipis) foliosa</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0
<i>Scolecipis bonnierii</i>	0 ±	0	0	1.5 ±	2	33	1.1 ±	2	33	0.4 ±	1	11
<i>Scoloplos armiger</i>	8.5 ±	7	78	5.9 ±	7	78	8.1 ±	7	89	5.2 ±	8	56
<i>Sessilia</i>	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
<i>Spio goniocephala</i>	3.7 ±	4	56	0.7 ±	2	11	6.3 ±	6	67	0.4 ±	1	11
<i>Spio martinensis</i>	3.7 ±	7	44	1.5 ±	2	44	6.7 ±	9	78	1.5 ±	2	33
<i>Spionidae</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0
<i>Spionophanes bombyx</i>	1.9 ±	4	22	1.1 ±	2	22	0.7 ±	1	22	0.7 ±	1	22
<i>Tanaidacea</i>	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
<i>Tellinmya ferruginosa</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0
<i>Terebellida</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	0	340.4 ±	336	100	0 ±	0	0
<i>Terebellidae</i>	0.4 ±	1	11	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0 ±	0	0
<i>Tubificoides benedii</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	11	0 ±	0	0	0 ±	0	0
<i>Urothoe brevicornis</i>	0.4 ±	1	11	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
<i>Urothoe poseidonis</i>	0 ±	0	0	0 ±	0	0	0.7 ±	1	22	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		
LATIJNLANG	$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%	
<i>Abra alba</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Actinaria</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		1.9 ± 4	22		8.9 ± 14	56	
<i>Akanthophoreus gracilis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		1.1 ± 2	22		1.5 ± 2	33	
<i>Amphipholis squamata</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Amphipoda</i>	0 ± 0	11		0.4 ± 1	22		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Anthozoa</i>	3 ± 5	33		3 ± 7	33		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Asciacea</i>	0.4 ± 1	11		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	
<i>Austrominius modestus</i>	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	
<i>Balanus crenatus</i>	2.2 ± 7	11		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	
<i>Bathyporeia elegans</i>	14.8 ± 15	89		4.1 ± 5	44		44.8 ± 46	100		16.7 ± 15	78	
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	1.9 ± 6	11		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Bathyporeia pelagica</i>	81.5 ± 96	100		21.1 ± 24	67		102.6 ± 145	100		16.3 ± 22	89	
<i>Bivalvia</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22		0.4 ± 1	11	
<i>Bryozoa</i>	3.7 ± 4	56		3 ± 4	44		6.3 ± 4	89		5.9 ± 4	78	
<i>Capitella</i>	0.4 ± 1	11		0.7 ± 1	22		0.7 ± 1	22		3.7 ± 4	56	
<i>Clitellata</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	22		0 ± 0	0	
<i>Crangon crangon</i>	0 ± 0	0		1.1 ± 2	22		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Cumacea</i>	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	
<i>Cylista troglodytes</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Decapoda</i>	31.1 ± 48	78		4.8 ± 6	67		13.3 ± 31	67		3 ± 5	44	
<i>Diastylis bradyi</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22	
<i>Diogenes pugilator</i>	0 ± 0	0		1.1 ± 2	33		0.4 ± 1	11		1.5 ± 2	44	
<i>Dyopedos monacanthus</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Ensis</i>	2.2 ± 4	33		1.5 ± 3	22		1.1 ± 2	22		1.5 ± 2	33	
<i>Ensis leei</i>	1.9 ± 3	33		1.1 ± 2	22		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Eteone flava</i>	2.6 ± 4	44		0 ± 0	0		1.9 ± 2	44		1.1 ± 2	33	
<i>Eunereis longissima</i>	0 ± 0	0		0.7 ± 2	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Gammaridae</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Gammarus crinicornis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Gammarus locusta</i>	0 ± 0	0		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	
<i>Glycera tridactyla</i>	0.4 ± 1	11		5.2 ± 4	78		2.2 ± 2	56		1.1 ± 2	33	
<i>Glyceridae</i>	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	
<i>Goniadidae</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0.7 ± 2	11	
<i>Grania</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Hydrozoa</i>	1.5 ± 2	44		1.1 ± 2	33		1.5 ± 2	33		3 ± 3	56	
<i>Jassa</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		1.9 ± 6	11	
<i>Jassa marmorata</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		13.7 ± 39	33	
<i>Kurtiella bidentata</i>	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	
<i>Liocarcinus holsatus</i>	0.4 ± 1	11		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	

	2020 Voorjaar			2020 Najaar			2021 Voorjaar			2021 Najaar		
LATIJNLANG	$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%		$\mu \pm sd$	%	
<i>Macoma balthica</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Macomangulus tenuis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Mactridae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22	
<i>Magelona</i>	0.7 ± 1	44		0 ± 0	0		1.5 ± 2	33		0.4 ± 1	11	
<i>Magelona johnstoni</i>	36.7 ± 69	78		12.6 ± 18	78		16.3 ± 18	89		11.1 ± 10	67	
<i>Magelona mirabilis</i>	1.1 ± 2	22		3.3 ± 4	44		2.2 ± 4	33		1.9 ± 4	22	
<i>Mediomastus fragilis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Melitidae</i>	0 ± 0	11		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	
<i>Monopseudocuma gilsoni</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		8.9 ± 12	78		0.7 ± 1	22	
<i>Myrianida</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Mysidae</i>	1.1 ± 2	22		0.4 ± 1	11		1.1 ± 2	33		1.1 ± 2	33	
<i>Mytilidae</i>	14.1 ± 37	33		1.1 ± 2	22		1.5 ± 2	33		6.7 ± 7	67	
<i>Nemertea</i>	6.7 ± 10	44		2.6 ± 3	56		2.6 ± 2	67		3.7 ± 4	67	
<i>Nephtys</i>	7.4 ± 5	89		11.9 ± 9	89		20.4 ± 12	89		12.2 ± 11	89	
<i>Nephtys caeca</i>	0.7 ± 2	11		0.7 ± 1	22		0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11	
<i>Nephtys cirrosa</i>	18.5 ± 13	89		22.2 ± 13	89		25.9 ± 18	100		49.3 ± 25	100	
<i>Nephtys longosetos</i>	0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0.7 ± 2	11	
<i>Nereididae</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Nototropis falcatus</i>	4.1 ± 6	44		0 ± 0	0		1.9 ± 3	33		0 ± 0	0	
<i>Nototropis swammerdamei</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Nymphon</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Ophelia</i>	1.5 ± 3	22		0 ± 0	0		8.5 ± 11	67		11.9 ± 16	56	
<i>Ophelia borealis</i>	33.3 ± 48	67		15.2 ± 35	44		6.7 ± 11	67		10.4 ± 23	44	
<i>Ophiuroidea</i>	0.7 ± 1	33		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	
<i>Peringia ulvae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Pholadidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Phyllodoce mucosa</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Phyllodocidae</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Polydora ciliata</i>	0 ± 0	0		0.7 ± 2	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Polynoidae</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.7 ± 1	22		0 ± 0	0	
<i>Pontocrates altamarinus</i>	4.1 ± 3	78		11.9 ± 8	100		18.1 ± 15	89		13 ± 9	100	
<i>Pontocrates arenarius</i>	1.1 ± 3	11		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Pygospio elegans</i>	7 ± 18	22		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Schistomysis spiritus</i>	0 ± 0	0		2.2 ± 3	44		1.1 ± 3	11		0 ± 0	0	
<i>Scolecipis</i>	1.5 ± 3	22		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Scolecipis (Scolecipis) foliosa</i>	0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		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	
<i>Scoloplos armiger</i>	9.6 ± 12	56		5.6 ± 10	33		10.4 ± 11	78		9.6 ± 7	89	
<i>Sessilia</i>	3.3 ± 10	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Spio</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		3.7 ± 5	44		2.2 ± 2	56	
<i>Spio gonioccephala</i>	4.1 ± 8	44		2.6 ± 4	44		21.5 ± 17	100		4.8 ± 12	22	
<i>Spio martinensis</i>	7.8 ± 12	56		6.3 ± 12	56		20.4 ± 25	78		1.9 ± 2	44	
<i>Spionidae</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	11		0 ± 0	0	
<i>Spiophanes bombyx</i>	6.3 ± 10	44		1.9 ± 2	44		5.6 ± 13	33		2.6 ± 3	56	
<i>Tanaidacea</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>	0.4 ± 1	11		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Tellinmya ferruginosa</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11		0 ± 0	0	
<i>Terebellida</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		227.4 ± 288	100		0 ± 0	0	
<i>Terebellidae</i>	2.6 ± 3	44		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Tubificoides benedii</i>	0.4 ± 1	11		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Urothoe brevicornis</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0	
<i>Urothoe elegans</i>	0 ± 0	0		0 ± 0	0		0 ± 0	0		0.4 ± 1	11	
<i>Urothoe poseidonis</i>	1.1 ± 2	22		0.4 ± 1	11		1.1 ± 2	33		0 ± 0	0	

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									
		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																	
Annelida	Terebellidae	R			R																
Arthropoda	BALANOMORPHA			R																	
Arthropoda	Balanus crenatus			O																	
Arthropoda	Brachyura			R																	
Arthropoda	Caprellidae	R			R																
Arthropoda	Carcinus maenas		R	R	R	R	R	R	R	R	R									R	
Arthropoda	Corophium						R														
Arthropoda	Crangon crangon	F		F	F	R	A	A	A	A	A	F	F	R	C	O	F	C	A	C	A
Arthropoda	Decapoda	O		R	F																
Arthropoda	Diogenes pugilator						F	F	F	F	F			R			R	R	O	R	R
Arthropoda	Gammarus locusta	R			O	R															
Arthropoda	Gastrosaccus spinifer	O		R	F																
Arthropoda	Hyas araneus				R																
Arthropoda	Idotea linearis				O																
Arthropoda	Liocarcinus holsatus			R	R	R	O	O	F	F				R	R		R	R	O	R	F
Arthropoda	Mysidae					R					O					R	R		F	R	R
Arthropoda	Nymphon brevistre				R																
Arthropoda	Pagurus bernhardus	R	R		O		R			O	R	R	R	R	R	R	R				R
Arthropoda	Philocheras trispinosus						R	R				O	R	O	R	R		R	R		F
Arthropoda	Portunus latipes										R										
Arthropoda	Schistomysis spiritus	O		R	F	R															
Bryozoa	Bryozoa	R		R	R																
Chordata	Agonus cataphractus	R			R																
Chordata	Ammodytidae			R	R		R		F		R							R	R		R
Chordata	Chelidonichthys lucerna																	R			
Chordata	Gobiidae						F		R	R	R					R	R	R	R	R	R
Chordata	Limanda limanda				R		R														
Chordata	Osmerus eperlanus								R										R	R	
Chordata	Pleuronectes platessa													R			R	R	R		R
Chordata	Solea solea														R						
Chordata	Syngnathus rostellatus						O	O	O		F	R	R	R		O	R	O			R
Chordata	Trisopterus luscus														R						
Cnidaria	Anthozoa						R		R				R								
Cnidaria	Aurelia aurita												R	R		R					
Cnidaria	Chrysaora hysoscella																				R
Cnidaria	Cyanea lamarckii														R						
Cnidaria	Eutonina indicans											O	R								
Cnidaria	Hydrozoa	R		R	R																
Cnidaria	Rhizostoma pulmo						R														
Ctenophora	Mnemiopsis leidyi						O		R		R	O	O				F	O	R	O	O
Ctenophora	Pleurobrachia pileus																				
Echinodermata	Asterias rubens		R		R	R	R		R	R							R		R	R	
Echinodermata	Asteroidea	R		R	R																
Echinodermata	Ophiura ophiura	R													R						
Mollusca	Mytilidae	A		F	A																
Mollusca	Nudibranchia	R			R																
Mollusca	Sepiola						R	R	R	R										R	

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'
