Ecologische effecten van een pilotsuppletie in het Amelander Zeegat

Synthese van onderzoeksresultaten en literatuur

Auteur(s): Ralf van Hal; Joey Volwater, Geert Aarts, Sophie Brasseur, Sander Glorius

Wageningen University &
Research rapport C004/21

WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Ecologische effecten van een pilotsuppletie in het Amelander Zeegat

Synthese van onderzoeksresultaten en literatuur

Auteur(s): Ralf van Hal; Joey Volwater, Geert Aarts, Sophie Brasseur, Sander Glorius

Wageningen Marine Research

Wageningen Marine Research
IJmuiden, januari 2021

Wageningen Marine Research rapport C004/21

WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Keywords: Suppletie, Buitendelta, Ecologie

Opdrachtgever: Rijkswaterstaat
T.a.v. Dr. C.A. Schipper
Zuiderwagenplein 2
8224 AD Lelystad

Dit rapport is gratis te downloaden van https://doi.org/10.18174/540194
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 V30 (2020)

Inhoud

Samenvatting **5**

1 Inleiding en achtergrond **8**

1.1 Doelstelling van de synthese 8
1.2 Methode 9
1.3 Afbakening 9
1.4 Buitendelta's 10
1.5 Amelander Zeegat 11
1.6 Pilotsuppletie 14

2 Ecologisch functioneren Amelander Zeegat na de suppletie **16**

2.1 Abiotische karakteristieken 16
2.1.1 Algemeen 16
2.1.2 Abiotische veranderingen als gevolg van de suppletie 16
2.1.3 Habitatindeling 20
2.2 Benthos in de buitendelta 21
2.2.1 Algemeen 21
2.2.2 Bemonsteringen 22
2.2.3 Algemene beeld van de benthosbemonstering 23
2.2.4 Relatie benthossamenstelling met habitatkaart. 24
2.2.5 T_0-voorjaarsbemonstering 25
2.2.6 T_1-benthossamenstelling 25
2.2.7 Veranderingen in de benthosgemeenschap 27
2.3 Zandspiering en andere vissoorten in de buitendelta 31
2.3.1 Zandspiering 32
2.3.2 Platvissen 34
2.3.3 Demersal Fish Survey (DFS) 35
2.4 Zeevogels rond het Amelander Zeegat 36
2.4.1 Grote stern 36
2.4.2 Dwergstern 39
2.4.3 Zwarte zee-eend 40
2.5 Zeezoogdieren rond het Amelander Zeegat 42
2.5.1 Algemeen 42
2.5.2 Ontwikkeling en verspreiding van zeehonden rondom het Amelander Zeegat 43
2.5.3 Effecten van de suppletie op de aantalsontwikkelingen 46
2.5.4 Zenderdata zeehonden 47
2.5.5 Habitatanalyse 49

3 Bespreking gebruikte methode en analyses **52**

3.1.1 Opzet bemonstering 52
3.1.2 Benthos-analysemethodes 53

4 Beantwoording hoofdvragen **55**

5 Aanbevelingen **60**

6 Dankwoord **62**

7 Kwaliteitsborging **63**

Literatuur **64**

Verantwoording **69**

Bijlage 1 **Ruimtelijke verdeling van de meest voorkomende schelpdieren in de benthosbemonstering.** **70**

Bijlage 2 **Ruimtelijke verdeling van enkele andere benthossoorten in de benthosbemonstering.** **78**

Bijlage 3 **Ruimtelijke verdeling van de meest voorkomende schelpdieren in de zandspieringbemonstering.** **93**

Bijlage 4 **Trait-based benthos analyses** **94**

1. Introductie 94
2. Methode 94
3. Resultaten 96
4. Conclusie en discussie 102
5. Bijlage 104

Samenvatting

Om kustbescherming tegen overstromingen vanuit zee duurzaam te kunnen waarborgen ontwikkelt Rijkswaterstaat een suppletiestrategie die enerzijds zorgdraagt voor de kustveiligheid en zich anderzijds richt op natuurbehoud en -ontwikkeling van de Nederlandse kust. De hoog dynamische buitendelta's van de Waddenzee worden gezien als nieuwe locaties voor de aanleg van grootschalige zandsuppleties om zodoende te voldoen aan de sedimentbehoefte van het kustfundament. Om de effectiviteit van een suppletie te kunnen voorspellen en de effecten hiervan op de natuur te kunnen inschatten is systeemkennis noodzakelijk. Hiervoor werd binnen het onderzoeksprogramma "Kustgenese 2.0 (KG-2.0)" tussen maart 2018 en februari 2019 een pilotsuppletie aangelegd, hierbij werd 5 miljoen m^3 zand aangebracht in de buitendelta van het Amelander Zeegat.
Een onderdeel van het KG-2.0 onderzoeksprogramma was ecologisch onderzoek, waarvoor in september 2017 een benthos- en een zandspieringbemonstering zijn uitgevoerd. Tijdens deze bemonsteringen was het niet mogelijk om op de locatie van de uiteindelijke suppletie te bemonsteren. Om deze omissie in te vullen is in het voorjaar 2018 opnieuw bemonsterd. Deze gegevens geven inzicht in de ecologische situatie voor de aanleg van de suppletie (T_0).
Dit syntheserapport richt zich op de ecologische situatie kort na de aanleg van suppletie (T_1) waarvoor in juni 2019 een zandspiering en in september 2019 een benthosbemonstering is uitgevoerd. De voor- en na-situatie worden met elkaar vergeleken om inzicht te krijgen in de impact van de pilotsuppletie. De veldgegevens zijn aangevuld met literatuurgegevens en data van vogels en zeehonden uit andere studies. Met als doel het beantwoorden van de onderzoeksvragen:

- Is de verspreiding van benthische habitats en benthische soortensamenstelling in de T_1-bemonstering vergelijkbaar met het patroon dat is gevonden tijdens de T_0-bemonsteringen; en is de suppletie van invloed geweest?
- Wat is de samenstelling van de bodemvisgemeenschap in de buitendelta van het Amelander Zeegat ten opzichte van de T_0 en is de suppletie hierop van invloed geweest?
- Zijn er vogelsoorten waarvoor de buitendelta van het Amelander Zeegat een belangrijk rust- en of foerageergebied vormt en zo ja, is er een relatie tussen de verspreiding over en het gebruik door vogels van de buitendelta en specifieke onderdelen van de buitendelta en is de suppletie hierop van invloed geweest?
- Vormen de buitendelta's belangrijke foerageergebieden voor de grijze zeehond, de gewone zeehond en de bruinvis en zo ja, is er dan een relatie tussen het gebruik als foerageergebied en specifieke onderdelen van de buitendelta en is de suppletie hierop van invloed geweest?

Het aanbrengen van de pilotsuppletie betekende dat er lokaal in een relatief kort tijdsbestek een groot volume aan ongesorteerd sediment werd aangebracht. De korrelgroottes van de T_{1-} sedimentmonsters verzameld op de suppletie zijn niet te onderscheiden van het omliggende gebied. Wel heeft zoals gepland de suppletie op de zuidwestzijde van de buitendelta gezorgd voor een verondieping (2-10 m). Al tijdens de aanleg is een deel van het aangebrachte sediment verdeeld over een groter gebied, o.a. de geul tussen de pilotsuppletie en de Kofmansplaat is opgevuld waardoor de ebplaat aan de buitenrand van het zeegat is uitgebreid. Begin 2019, kort voor de afronding van de suppletie is tijdens twee stormen de suppletie afgevlakt waarbij het niet zeker is waar al dit sediment terecht is gekomen. Vermoedelijk is een groot deel met de dominante stroom richting het oosten verplaatst, mogelijk is er een deel terecht gekomen in de buitendelta ten zuiden van de suppletie. Wellicht deels hierdoor, maar zeker ook door natuurlijke ontwikkeling zijn er in de rest van het Amelander Zeegat veranderingen opgetreden in de bathymetrie en daarmee de habitattypering. De habitattypen genoemd 'sedimentatie' en 'erosie' zijn in areaal toegenomen wat vooral plaats vond aan de uitlopers van de habitattypen 'geul' en 'vlakte', die beide in areaal afgenomen zijn. Verder zijn er droogvallende gebieden ontstaan midden in de delta en het oostelijke deel van de 'vlakte'. Invloed van de suppletie op deze veranderingen is niet te onderscheiden van de natuurlijke ontwikkeling.

In de T_0-situatie werden er tijdens de benthos- en zandspieringbemonstering volop bodemdieren en vissen waargenomen die gebruik maakten van het Amelander Zeegat (de hoofdgeul Borndiep en de

buitendelta). Aanvullende gegevens gaven inzicht in de aanwezigheid in en het gebruik van het gebied door zeevogels en zeezoogdieren. De benthische soortensamenstelling als geheel laat beperkt verandering zien tussen de T_0 en T_1. In beide periodes zijn grotendeels dezelfde soorten bemonsterd en het zijn veelal dezelfde soorten die in de hoogste dichtheden voorkwamen. Uit de vergelijking tussen de T_0-benthosbemonstering in maart en de T_0- en T_1-bemonsteringen in september komt naar voren dat er sprake is van seizoenvariatie in de soortensamenstelling. Hierdoor is het slechts beperkt mogelijk om de op de suppletielocatie verzamelde monsters van maart 2018 te gebruiken als aanvulling op de september 2017 bemonstering. Het is echter wel duidelijk dat in de T_1 dichtheden en biomassa's van benthos op de suppletielocatie lager waren dan in het omliggende gebied. De suppletie heeft dus lokaal in ieder geval een korte termijnimpact gehad en het benthos was nog niet volledig hersteld ten tijde van de T_1-septemberbemonstering zeven maanden na de afronding van de suppletie. Buiten de suppletielocatie zijn er op kleine schaal duidelijke verschillen in benthossamenstelling tussen de T_0 en de T_1, met name pionierssoorten zijn toegenomen in aantallen en verspreiding. De toename van pionierssoorten suggereert dat er meer verstoring is geweest in de periode voor de T_1-bemonstering dan voor de T_0-bemonstering. Het is niet duidelijk of dit een effect van suppletie dan wel natuurlijke variatie is.
Er zijn verschillende analyse en clusteringsmethoden toegepast op de benthische data. Ondanks de verschillen tussen de methodes laten ze zien dat er in ieder geval twee te onderscheiden clusters zijn. Dit zijn een cluster in de meest noordoostelijke gebieden gekenmerkt door verschillende schelpdiersoorten en hoge aantallen en biomassa's, en een cluster in de overige gebieden inclusief het suppletiegebied gekenmerkt door lagere aantallen en biomassa's. Het verder opsplitsen van de clusters resulteert in een cluster op de vlakte ten noorden van de kop van Ameland, die in soortsamenstelling lijkt op het noordoostelijke gebied maar dan met lagere aantallen en biomassa's. De platen en de geulen vormen dan ook twee verschillende clusters, die verschillen in soortsamenstelling van opportunistische soorten. De exacte geografische verspreiding en het areaal van de clusters is veranderd tussen de T_0 en T_1, maar ondanks de aanleg van de suppletie zijn de clusters niet veranderd.

De zandspieringbemonstering liet zien dat alle drie de soorten zandspiering zich na de aanleg van de suppletie hebben geconcentreerd op en nabij de suppletielocatie. De vangsten in de andere gebieden waren veel lager dan in de T_0. Het is niet mogelijk om te onderscheiden of dit een verbeterde habitatkwaliteit op de suppletielocatie of een verslechtering in de ondieper geworden delta of natuurlijk variatie is. Naast zandspiering werd ook juveniele schol in grote aantallen gevangen in het gebied, zonder duidelijk verschil tussen de dichtheden op de suppletielocatie of het omliggende gebied. Het algemene beeld is dat de bodemgebonden vissoorten weinig tot geen veranderingen hebben laten zien in verspreiding na de suppletie.

In het onderzoeksprogramma rondom de suppletie in het Amelander Zeegat is geen specifiek onderzoek aan zeevogels uitgevoerd. In deze rapportage hebben we gegevens die beschikbaar zijn uit andere bronnen en die mogelijk iets kunnen zeggen over het gebruik van het zeegat voor en na de suppletie op een rij gezet. Voor de grote stern lijkt er weinig te zijn veranderd aan hun voedsel, zandspiering. Na het overstromen van de kolonie in 2017, was de kolonie op Ameland in 2018 en 2019 niet bezet, maar dit kan meerdere oorzaken hebben. Vanwege het ontbreken van onderzoek naar het foerageergedrag van grote sterns rondom de aanleg van de suppletie is onbekend of de suppletie nadelige effecten heeft gehad op het doorzicht en daarmee voor het gebruik van het Amelander Zeegat door grote sterns. Het is aannemelijk dat de Griendse sterns het Amelander Zeegat veelvuldig aandoen om te foerageren gezien de relatief geringe afstand tot deze foerageerlocatie. Het lijkt onwaarschijnlijk dat broedende dwergsterns op Terschelling en Ameland negatieve effecten hebben ondervonden als gevolg van tijdelijke verstoring of verminderd voedselaanbod door de werkzaamheden tijdens de aanleg van de suppletie, omdat dit vooral buiten hun foerageergebied heeft plaatsgevonden. Voor de zwarte zee-eend was op basis van de T_0 het voorziene suppletiegebied al aangemerkt als ongeschikt foerageergebied vanwege de lage dichtheden aan benthos. In de overige gebieden in het Amelander Zeegat is hun voedselaanbod niet wezenlijk veranderd, dit suggereert dat de suppletie geen nadelige effecten heeft gehad voor foeragerende zwarte zee-eenden.

Voor zowel de gewone als de grijze zeehonden zijn in het kader van deze studie geen aanvullende zendergegevens verzameld. Daarom is het onduidelijk of de suppletie-activiteiten tot verstoring

hebben geleid en of de verspreiding ten gevolge van de suppletie veranderd is. De visdichtheid in het Amelander Zeegat is op basis van de zandspieringbemonstering vrijwel ongewijzigd ten opzichte van de T_0, er wordt daarom aangenomen dat het lokale voedselaanbod voor zeehonden niet is beïnvloed. Een habitatmodel op basis van de zendergegevens van zeehonden in de Noordzee (verzameld in het kader van andere studies) laat zien dat de gewone zeehond vooral gebruik maakt van gebieden met grover zand en minder van gebieden met fijn zand (<200µm), en in de buurt van de ligplaatsen vooral in dieper water zwemt (>20m). Die dieptepreferentie geeft de indruk dat het relatief ondiepe Amelander Zeegat geen voorkeursgebied was, en dat het door de verondieping mogelijk zelfs is verslechterd.

De aanwezigheid en verspreiding van benthos en bodemgebonden vis in een dynamisch systeem is na de aanleg van de suppletie beperkt veranderd. Daarmee is duidelijk geworden dat zandspiering als voedsel voor vogels en zeehonden nog in vergelijkbare mate aanwezig is en dat daarmee de gevolgen van de suppletie beperkt zijn voor deze hogere trofische niveaus. Het totaal beziend heeft een enkele suppletie, zelfs van deze omvang, in een dynamisch gebied als de buitendelta's op de termijn van enkele maanden na de afronding van de suppletie een beperkte invloed gehad op de onderzochte soortgroepen. Gezien de natuurlijke dynamiek in het gebied lijkt een suppletie op deze schaal ook geen negatieve invloed te gaan hebben op de langere termijn. Wel is het aan te bevelen om met een voortzetting van de bemonsteringen en het onderzoek aan het Amelander Zeegat na te gaan of deze verwachting wordt bevestigd. Op de termijn van enkele jaren zou het benthos op de suppletielocatie volledig hersteld moeten zijn.

1 Inleiding en achtergrond

Om een duurzame veiligheid tegen overstromingen vanuit zee te kunnen waarborgen ontwikkelt Rijkswaterstaat een suppletiestrategie die enerzijds zorgdraagt voor de veiligheidsopgave –de basiskustlijn handhaven en het kustfundament mee laten stijgen met de zeespiegelstijging- en zich anderzijds richt op de gestelde doelen ten aanzien van natuurbehoud en -ontwikkeling van de Nederlandse kust. Het Ministerie van IenW wil in de loop van 2020 een besluit nemen over deze strategie ten behoeve van het duurzaam laten meegroeien van het kustfundament.

Het programma Kustgenese 2.0 geeft beleidsadvies voor deze strategie en heeft als doel het genereren van kennis om vanaf 2020 goed onderbouwd besluiten te kunnen nemen over beleid en beheer van het Nederlandse zandige kustsysteem. Het programma bestaat uit drie onderzoekslijnen, waarvan voor dit rapport de volgende twee lijnen het meest relevant zijn:

- Pilotsuppletie buitendelta Amelander Zeegat: aanleggen van een pilotsuppletie om te leren over de morfologie en ecologie van zeegaten.
- Ecologische monitoring: inzicht in effecten en kansen van veranderende suppletiehoeveelheden en suppletielocaties voor de ecologie.

Deze twee onderzoekslijnen richten zich op buitendelta's van de Waddenzee. Om te voldoen aan de sedimentbehoefte van het kustfundament zijn er in de toekomst mogelijk meer en grotere zandsuppleties nodig. Om dit zand kosteneffectief en met zo min mogelijk hinder aan te brengen, wordt er onderzocht of zand suppleren op één van de buitendelta's van het Waddengebied een aanvullende maatregel kan zijn naast de bestaande zandsuppleties langs en op de kustlijn. Het onderzoek concentreerde zich op de pilotsuppletie op de buitendelta van het Amelander Zeegat. Hier werd in 2018 – 2019 5 miljoen m^3 zand aangebracht. Eén van de redenen voor de keuze voor het Zeegat van Ameland is dat dit zeegat gezien wordt als een natuurlijk systeem; het huidige gedrag van het zeegat wordt niet gedomineerd door grootschalige menselijke ingrepen. Met uitzondering van de kop van Ameland, die is vastgelegd door geulwandverdedigingen, hebben de natuurlijke processen vrij spel.

Zonder goede kennis over buitendelta's is het niet goed mogelijk om effecten van ingrepen zoals zandsuppleties te kunnen beoordelen en de gevolgen op de instandhoudingsdoelstellingen (Vogel- en Habitatrichtlijnen) voor de Noordzeekustzone te bepalen. Systeemkennis is noodzakelijk om enerzijds de effectiviteit van een suppletie te kunnen voorspellen en anderzijds de effecten hiervan op de natuur te kunnen inschatten. Met deze kennis kunnen maatregelen genomen worden die negatieve gevolgen op het functioneren kunnen beperken en eventuele positieve effecten voor de natuur kunnen versterken.

1.1 Doelstelling van de synthese

De doelstelling van de synthese is het samenbrengen van de gegevens van het ecologisch onderzoek uitgevoerd binnen de T_1-fase van Kustgenese 2.0. Dit moet een beeld geven van de ecologische situatie en het ecologisch functioneren van het Amelander Zeegat kort na de aanleg van de pilotsuppletie. Dit beeld wordt vergeleken met de situatie voor de suppletie, zoals beschreven in van den Bogaart e.a. (2019). Waarbij het doel is de volgende vragen te beantwoorden:

- In hoeverre is de verspreiding van benthische habitats en benthische soortensamenstelling in de T_1-bemonstering vergelijkbaar met het patroon dat is gevonden tijdens de T_0-bemonsteringen; en is de suppletie van 5 miljoen m^3 van invloed geweest?
- Wat is de samenstelling van de bodemvisgemeenschap in de buitendelta van het Amelander Zeegat ten opzichte van de T_0 en is de suppletie van 5 miljoen m^3 hierop van invloed geweest?
- Zijn er vogelsoorten waarvoor de buitendelta van het Amelander Zeegat een belangrijk rust- en of foerageergebied vormt en zo ja, is er een relatie tussen de verspreiding over en het

gebruik door vogels van de buitendelta en specifieke onderdelen van de buitendelta en is de suppletie van 5 miljoen m^3 hierop van invloed geweest?
- Vormen de buitendelta's belangrijke foerageergebieden voor de grijze zeehond, de gewone zeehond en de bruinvis en zo ja, is er dan een relatie tussen het gebruik als foerageergebied en specifieke onderdelen van de buitendelta en is een suppletie van 5 miljoen m^3 hierop van invloed?

Voorafgaande aan de het onderzoeksprogramma was er zeer beperkte kennis over de buitendelta's, daarom was een belangrijke insteek van dit onderzoek naast de directe vragen over de impact ook het uitbreiden van de algemene kennis over het ecologisch functioneren van een buitendelta.

1.2 Methode

Om de onderzoeksvragen te kunnen beantwoorden is er gebruikgemaakt van het ecologisch onderzoek uitgevoerd binnen de T_1-fase van Kustgenese 2.0. Dit bestond uit:

- Een bemonstering van benthos (september 2019) uitgevoerd en gerapporteerd door Eurofins AquaSense (Schellekens en Verduin, 2020). Naast de beschrijving van het veldwerk is in deze rapportage de verspreiding van het benthos in het Amelander Zeegat in relatie tot relevant geachte fysische parameters geanalyseerd. Ook is de impact van de suppletie geanalyseerd door de T_0 en T_1 benthosgegevens te vergelijken.
- Analyses van de verzamelde benthosgegevens op basis van benthoseigenschappen (traits) uitgevoerd door WMR (bijlage 4).
- Analyses van de verzamelde benthosgegevens gebruikmakend van de BISI-methode uitgevoerd door Ecoauthor (Wijnhoven, unpubl.).
- Een bemonstering van zandspiering (juni 2019) uitgevoerd en gerapporteerd door WMR (van Hal en Volwater, 2019). Naast de beschrijving van het veldwerk is in deze rapportage de verspreiding van zandspiering geanalyseerd en is de impact van de suppletie geanalyseerd door T_0 en T_1 vangstgegevens te vergelijken. Zandspiering was de focus van dit onderzoek, omdat die een belangrijke prooisoort voor vogels en zeezoogdieren zijn.
- Analyses van zeehondenzendergegevens afkomstig van andere projecten over zeehonden uitgevoerd door WMR (hoofdstuk 2.5.5.). Om inzicht te krijgen in het gebruik van de buitendelta door zeehonden is gebruik gemaakt van bestaande tel- en zenderdata die in het kader van deze synthese geanalyseerd zijn specifiek voor het Amelander Zeegat.

Deze gegevens zijn aangevuld met informatie uit de literatuur en expert judgement voor de groepen waarvoor geen aanvullende veldmetingen zijn verricht (vogels, zeehonden, vissen anders dan zandspiering).

Het T_1-veldwerk uitgevoerd binnen Kustgenese 2.0 en de resultaten hiervan zijn uitvoeriger beschreven dan de overige literatuur. Ook de T_0-benthosvoorjaarsbemonstering is uitgebreider beschreven omdat de resultaten hiervan nog niet beschikbaar waren bij de afronding van de T_0-synthese.
Er is voor het veldonderzoek gekozen voor een *voor* en *na* impact benadering en de onderzoeksvragen zijn hier ook op gericht. Bij voorkeur wordt er dan ook gebruikgemaakt van een referentiegebied. Dat is in deze opzet niet gebeurd, in sommige van de resultaten worden de gebieden buiten de suppletielocatie gebruikt als referentie echter vallen deze mogelijk wel binnen de invloedssfeer van de impact. Tijdens de presentatie van de resultaten zal beperkt ingegaan worden op de opzet van het onderzoek. In een apart hoofdstuk wordt hierop uitgebreider teruggekomen. In dit hoofdstuk worden ook de verschillende benthosmethoden die gebruikt zijn om dezelfde dataset te analyseren uitgebreider besproken.

1.3 Afbakening

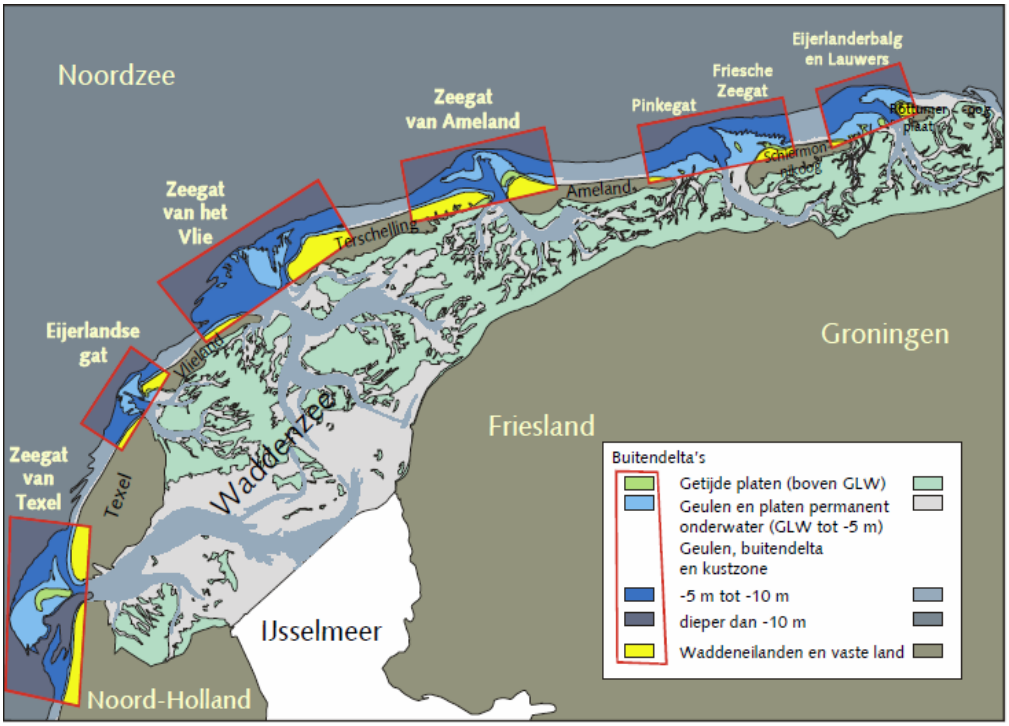
De doelstelling richt zich op het ecologisch functioneren van de buitendelta van het Amelander Zeegat en een vergelijking met de T_0-situatie. Restricties in budget en tijd hebben ertoe geleid dat het zwaartepunt in de meetstrategie van de T_0 en T_1 (Schipper en van Dalfsen, 2017; van Hal e.a., 2018)

is komen te liggen op zandspiering en benthos. Voor deze beide groepen zijn nieuwe veldgegevens verzameld. Voor de vogels en zeehonden zijn er geen nieuwe veldgegevens verzameld in dit project. Voor het beantwoorden van de onderzoeksvragen zijn er dus beperkt aanvullende gegevens beschikbaar ten opzichte van de data al beschreven in het meetplan (Schipper en van Dalfsen, 2017) en de T_0-synthese (van den Bogaart e.a., 2019). Hierdoor beperkt de reikwijdte van deze synthese zich voor de overige componenten (visgemeenschap, vogels en zeezoogdieren) tot literatuurstudie en expert judgement.

1.4 Buitendelta's

De Waddenzee is verbonden met de Noordzee via de zeegaten tussen de Waddeneilanden (**Figuur 1.1**). Op het Nederlandse deel van de Waddenzee liggen vijf grote zeegaten. Tweemaal daags stroomt het water tijdens vloed via deze zeegaten naar de getijdenbekkens van de Waddenzee. Tijdens eb stroomt het water vanuit de geulen in de Waddenzee via de zeegaten weer naar de Noordzee. In dit proces worden grote hoeveelheden zand met het water heen en weer vervoerd, waarbij er een deel achter blijft in de Waddenzee. Daarnaast verplaatsen op deze manier nutriënten en plankton en vindt de migratie van dierlijke organismen (van groot tot klein) plaats.

Omdat het zeewater door de relatief smalle zeegaten moet is de stroomsnelheid in de zeegaten groter dan in het omliggende gebied. Waar de stroomsnelheid aan de Noordzeezijde weer afneemt, bezinkt het sediment en zijn grote zandplaten gevormd doorsneden door vloed- en ebgeulen (Elias e.a., 2012; van Dalfsen, 2016). Het zijn dynamische gebieden met krullende en migrerende getijdegeulen en (niet droogvallende) zandbanken, die zich onder invloed van getij en golven voortdurend verplaatsen. De buitendelta´s worden vooral gevormd door de ebstroming. Door de hoge dynamiek van golven en getijdenstromingen verandert de morfologie van de zeegaten en de aanliggende buitendelta's voortdurend (Cleveringa e.a., 2004; Cheung e.a., 2007). Daarbij bewegen de geulen en platen in de stromingsrichting, van west naar oost (Elias e.a., 2012; van Dalfsen, 2016; Oost e.a., 2017). Dit natuurlijke proces vindt eigenlijk alleen nog volledig plaats in de kleine zeegaten ten oosten van Schiermonnikoog. Want met uitzondering van het Friesche Zeegat is bij alle grote zeegaten één van de eilandkoppen kunstmatig vastgelegd (Elias e.a., 2020).



Figuur 1.1: *De buitendelta's van de Waddenzee (Cleveringa e.a., 2004).*

De buitendelta's dragen bij aan de kustveiligheid. Ze bieden luwte aan de aanliggende kusten en verminderen de golfwerking. De buitendelta's vormen een samenhangend, zanddelend systeem met de zeegaten, de getijdenbekkens van de Waddenzee (met getijdegeulen en getijdeplaten) en het kustfundament (bestaande uit de eilandkusten en de buitendelta's). Door zeespiegelstijging (Wang e.a., 2018) en onder andere de aanleg van de afsluitdijk, de afsluiting van de Lauwerszee en het vasthouden van de Waddeneilanden, vindt er erosie van de meeste buitendelta's plaats. Voorlopig is er nog geen evenwicht bereikt en neemt het zandvolume af (Elias e.a., 2012; Leopold en Baptist, 2016). Als de erosie verder doorzet, waardoor de buitendelta's steeds minder zand kunnen leveren aan de Waddenzee, zal er meer zand uit de kuststrook getransporteerd worden en zal er meer onderhoud van de kust nodig zijn.

De buitendelta's van de Waddenzee zijn onderdeel van de Natura 2000 gebieden Noordzeekustzone en Waddengebied en worden beschermd door de daarbij behorende wet- en regelgeving. Het Europese netwerk van Natura 2000-gebieden is ingesteld naar aanleiding van de Habitatrichtlijn (1992) en de Vogelrichtlijn (1979). Het gaat om gebieden waarin veel habitattypen en soorten voorkomen die Europees moeten worden beschermd. Uitgangspunten van de Vogel- en Habitatrichtlijnen zijn dat de maatregelen worden uitgevoerd die ecologisch nodig zijn om een achteruitgang van de gebieden te voorkomen en die op den duur de gunstige staat van instandhouding van de te beschermen soorten en habitattypen herstellen en behouden.

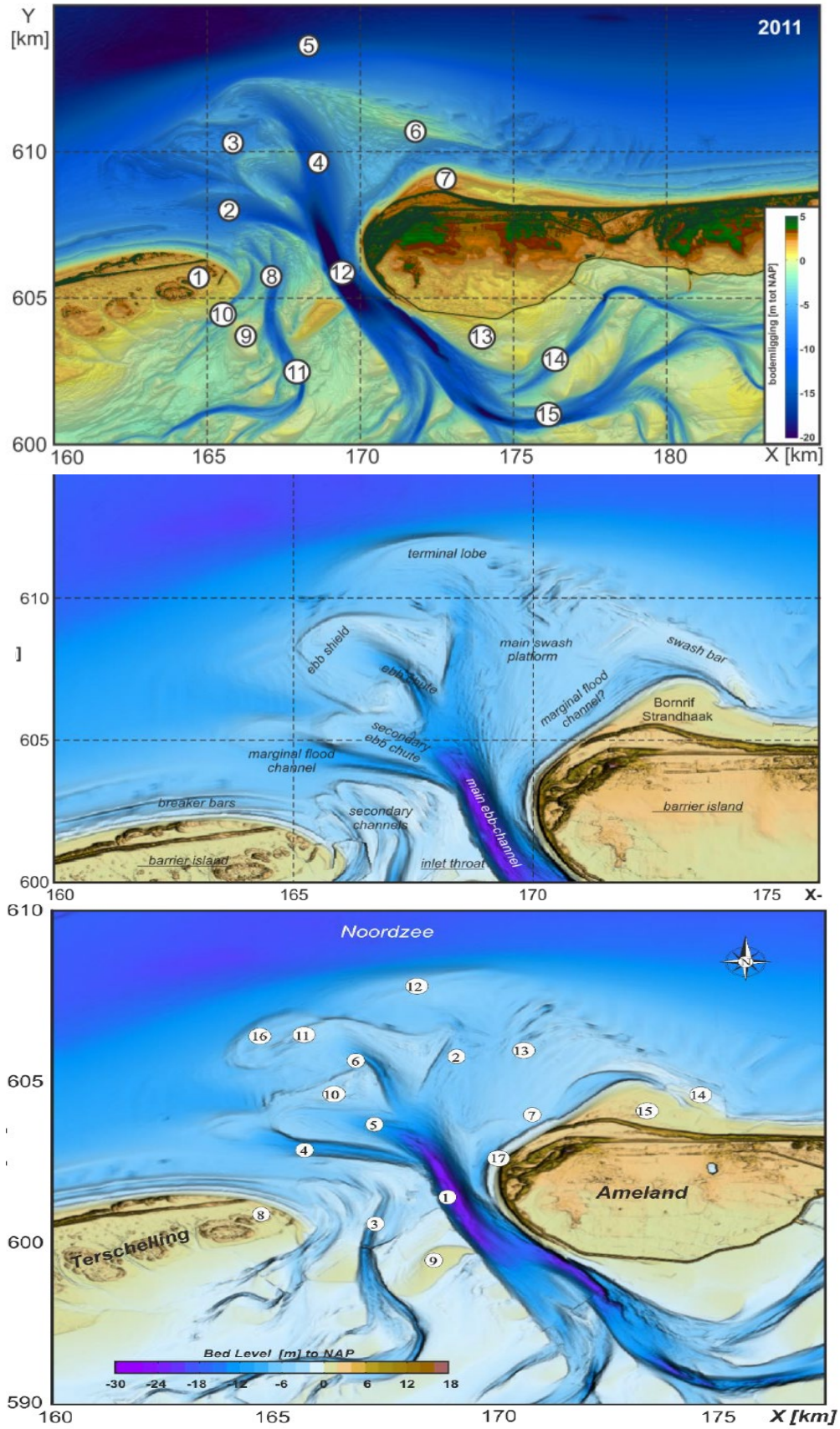
Vanwege de hoog dynamische karakteristieken van buitendelta's heeft hier tot op heden beperkt onderzoek plaatsgevonden. Reguliere monitoring in de zeegaten ontbreekt. Dit betekent dat er veel onduidelijk is over de verdere ontwikkeling van de buitendelta's en de ecologie in deze gebieden.

1.5 Amelander Zeegat

Een van de grote Nederlandse zeegaten met bijbehorende buitendelta is het zeegat tussen Terschelling en Ameland, het Amelander Zeegat (**Figuur 1.2**). Een overzicht van de zeer dynamische ontwikkeling van het Amelander Zeegat is beschreven in De Fockert (2008) en Elias e.a. (2019), een uitgebreide beschrijving voorafgaande aan de pilotsuppletie is beschreven in de T_0-synthese rapportage (van den Bogaart e.a., 2019), en een recentere beschrijving en een toekomstbeeld zijn beschreven in Elias e.a. (2020).

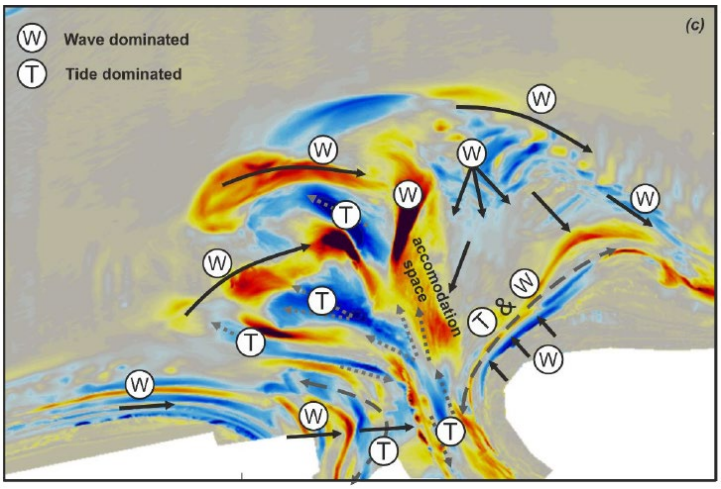
Aan de oostzijde van het zeegat, langs de westkust van Ameland, ligt nu een duidelijke hoofdgeul, ebgeul, het Borndiep (**Figuur 1.2**). Maar historisch gezien wisselt het systeem tussen een enkele geul en twee geulen (Brakenhoff e.a., 2020). De westelijke zijde van het zeegat is nu een ondiep gebied waarin diverse geulen liggen. Deze geulen zijn zeer variabel en in het verleden is er voor een aantal jaar één duidelijke geul, Boschgat, geweest die verbonden was met het Westgat. Aan de zuidzijde van het zeegat tussen het Borndiep en het Boschgat ligt de zeehondenplaat (Elias e.a., 2020).

De buitendelta wordt gevormd door verschillende geulen en banken, waarin grote veranderingen plaatsvinden. Er is een netto noordelijk gerichte sedimentstroom aanwezig, die resulteert in de vorming van banken op het Bornrif. Deze banken landen vervolgens aan op de kust van Ameland, zoals de Bornrif Strandhaak rond 1986, en recenter het Bornrif bankje (Elias, 2017; Elias e.a., 2019). De verandering in de buitendelta zijn te zien in **Figuur 1.2**, min of meer consistent zijn er echter drie platen zichtbaar. De grootste plaat, Bornrif, ligt oostelijk van het Akkepollegat. De westzijde van de buitendelta, tussen Westgat en Akkepollegat, wordt de Kofmansbult genoemd. Op de Kofmansbult hebben zich, na 2011, twee ebgeulen met bijbehorende ebbanken gevormd. De meest zeewaartse ebbank wordt de Kofmansplaat genoemd. De ebbank vorming op de Kofmansbult is waarschijnlijk het begin van een nieuwe cyclus van een bank die richting Ameland verplaatst en uiteindelijk aan zal landen. Het sediment dat zich namelijk zeewaarts van het Westgat bevindt wisselt uit met het Borndiep en beweegt zich voornamelijk oostelijk en wordt uiteindelijk naar Ameland verplaatst (Pearson e.a., 2020). Het sediment dat zich ten zuiden van het Westgat bevindt wisselt voornamelijk uit met het Boschgat en draagt bij aan de instandhouding van Terschelling.



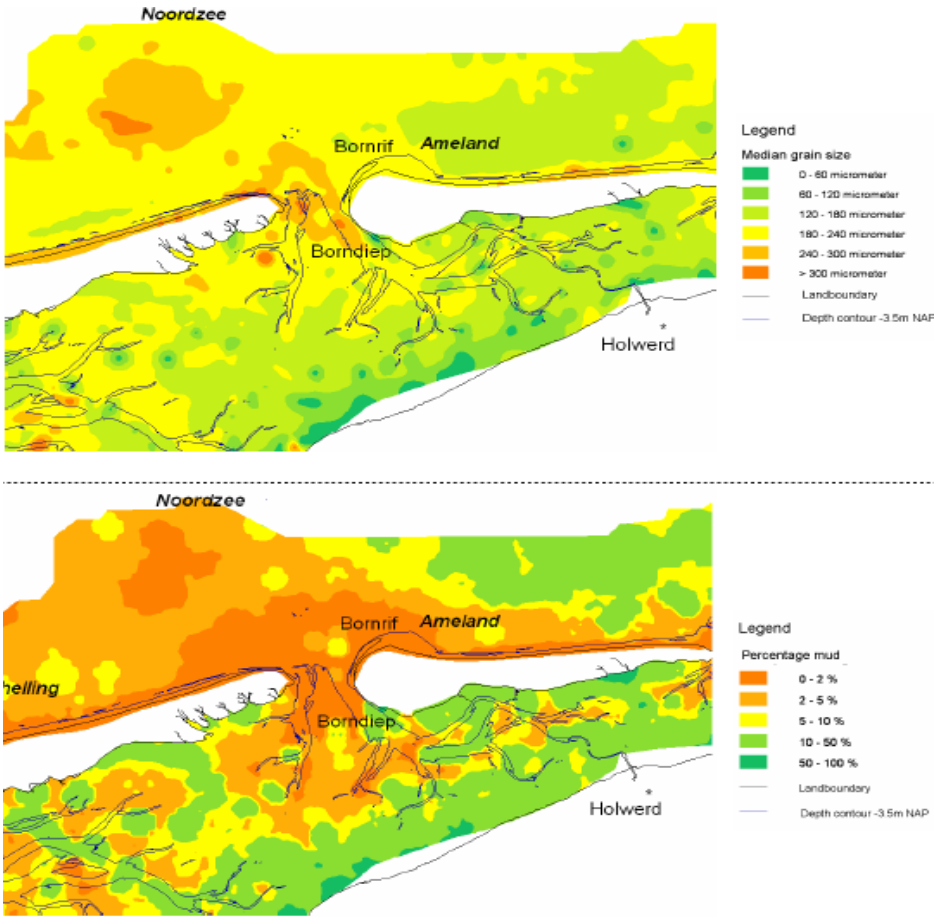
Figuur 1.2: *Bathymetrie van het Amelander Zeegat; Boven 2011 (Fu, 2018); Midden 2017 (Elias, 2017); Onder 2019, na de pilotsuppletie (Elias e.a., 2020) met 1) Borndiep, 2) Akkepollegat, 3) Boschgat, 4) Westgat, 5) Ebschaar 1, 6) Ebschaar 2, 7) Oostgat, 8) Boschplaat, 9) Zeehondenplaat, 10) Ebschild 1, 11) Kofmansplaat, 12) Buitendeltafront, 13) Bornrif, 14) Bornrif Bankje, 15) Bornrifstrandhaak, 16) Suppletie, 17) Strandsuppletie Ameland NW.*

De stroming in het zeegat wordt gedomineerd door het getij (gemiddelde getijde range 2.15 m), waarbij er tijdens eb meer water uitstroomt dan dat er tijdens vloed instroomt (Elias, 2017). De gemiddelde eb en vloed volumes liggen rond de 400 miljoen m^3, met in het Borndiep pieksnelheden rond de 1-1.2 m/s (Briek e.a., 2003). Dit is de sturende kracht die samen met wind en golfwerking het transport van sediment bepaalt (**Figuur 1.3).** Op basis van modeluitkomsten wordt er geschat dat er +1.2 miljoen m^3 sediment per jaar door het Amelander Zeegat in de Waddenzee terecht komt (Elias, 2019). Het totale volume sediment dat door het zeegat gaat in een jaar is dus vele malen hoger. Ook de sedimentvolumes van erosie en sedimentatie tezamen zijn groot (periode 2005-2016: bruto verandering 200 miljoen m^3), de netto verandering is veel kleiner (2005-2016, 7 miljoen m^3 waarvan 4.7 miljoen m^3 aangebracht door suppleties) (Elias, 2017).



Figuur 1.3: *Sedimentatie-erosiepatronen (2016-2019) met de onderliggende, maatgevende processen (Elias e.a., 2020)*.

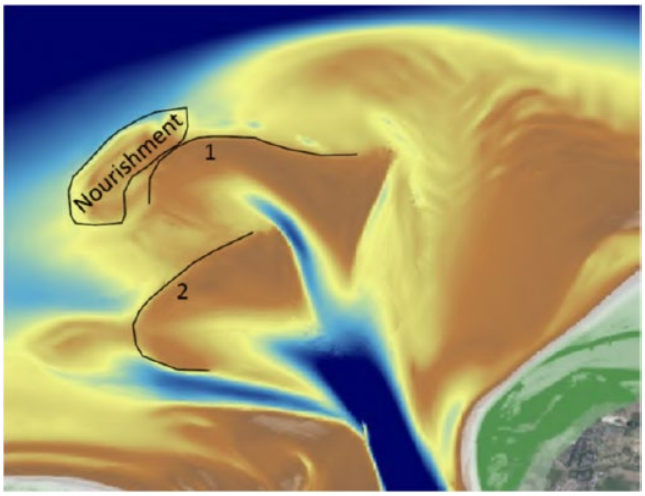
Seizoendynamiek speelt ook een rol. In de winter is de sedimentatie in het Akkepollegat hoger dan in de zomer, gerelateerd aan de hogere golven en vaker voorkomende stormen tijdens de winterperiode, waardoor de getijvolumes door het zeegat toenemen (Elias e.a., 2020). Tijdens een relatief korte tijdspanne, één getijde cyclus, wordt een grote hoeveelheden sediment door het zeegat in en uit de Waddenzee getransporteerd. Tijdens dit transport van sediment vindt sortering plaats waarbij de zwaarste deeltjes in de geulen bezinken en de lichtere deeltjes verder aan de buitenrand van de buitendelta (Leopold en Baptist, 2016). De mediane korrelgrootte lag in 1995 tussen de 180-300 µm, met enkele grovere plekken (>300 µm) in het Borndiep (**Figuur 1.4**; (De Fockert, 2008)). Vergelijkbare korrelgroottes werden tijdens de T_0-benthosbemonstering in 2017 gevonden (Verduin en Leewis, 2018). In de buitendelta werd fijn zand aangetroffen (gemiddelde d50 = 211 µm, standaardafwijking d50 = 30 µm, n=165) en in de diepere delen, zoals het Borndiep, gemiddeld grof zand (gemiddelde d50= 289 µm) met schelpengruis. Het slibgehalte (<63 µm) van het sediment is in het zeegat en de buitendelta beperkt (**Figuur 1.4**), < 1% van het volume (Pearson e.a., 2019).



Figuur 1.4: *Sedimentgegevens gebaseerd op bemonstering in 1995; figuur uit De Fockert (2008). Boven mediane korrelgrootte en onder slibpercentage.*

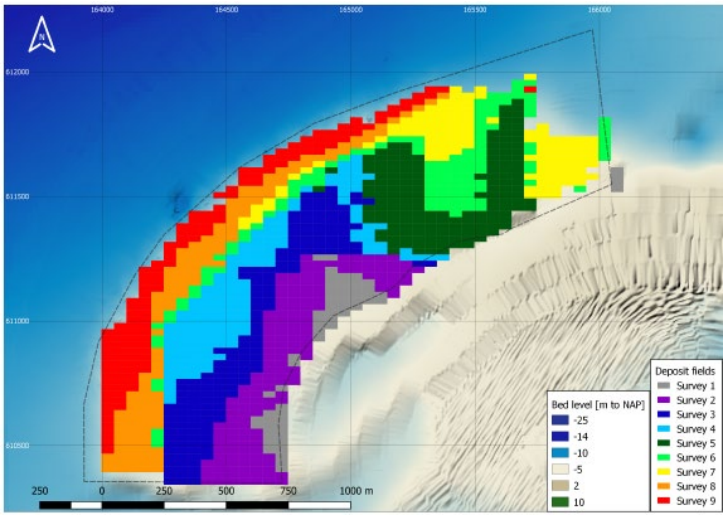
1.6 Pilotsuppletie

Aan de westzijde van de Kofmansplaat is in 2018 gestart met de aanleg van de pilotsuppletie (**Figuur 1.5**) om kennis op te doen over de mogelijkheden om buitendeltasuppleties in te zetten voor kustbeheer. Hierbij is het doel het gedrag van de buitendelta zodanig te beïnvloeden zodat er meer zand richting de kust zal bewegen. Hiervoor is kennis nodig over het gedrag van de buitendelta. Er is gekozen voor het Amelander Zeegat omdat het een van de grote zeegaten met de minste menselijke invloed is, alleen de kop van Ameland is vastgelegd door geulwandverdedigingen. Voor de rest hebben de natuurlijke processen vrij spel (Elias e.a., 2020).



Figuur 1.5: *De ligging van de pilotsuppletie en de twee ebbanken van de Kofmansbult. Tussen de ebbank Kofmansplaat en de suppletie lag bij aanleg een smalle geul.*

De suppletie is uitgevoerd van maart 2018 tot februari 2019. In die periode werd ongeveer 5.5 miljoen m^3 toegevoegd aan de buitendelta door middel van dumpen en spuiten (rainbowen). Het toegevoegde zand was afkomstig uit twee zandwinvakken M8F en M8G ten NNW van de buitendelta op een diepte van ongeveer 25m (van Rhijn, 2019). Het suppleren werd uitgevoerd in vakken. Er werd gestart met twee "piramides" in het zuidoostelijke deel, daarna werd de buitenrand er omheen gelegd. Het oostelijke deel en de buitenrand werden als laatste uitgevoerd (**Figuur 1.6**). Gedetailleerde animaties van de voortgang en 3D-bathymetrie ontwikkeling zijn te zien in van Rhijn (2019).



Figuur 1.6: *Gedetailleerde weergave van de uitvoering van de verschillende stortvakken. Gebaseerd op de verschillende peiling uit gevoerd na afronding van een stortvak, Datums zijn bij benadering omdat de peilingen over meerdere dagen verspreid zijn uitgevoerd. Survey 1: 2-05-2018, S2: 8-6-2018; S3:13-7-2018; S4: 7-8-2018; S5: 27-9-2018; S6: 18-10-2018; S7: 18-12-2018, S8: 25-1-2019; S9: 28-2-2019 (van Rhijn, 2019).*

Tijdens de aanleg in 2018 waren de stortvakken duidelijk zichtbaar op de opeenvolgende bodemopnames, en in het suppletiegebied bleef erosie beperkt (van Rhijn, 2019). Ook waren er over het gehele oppervlak zandribbels zichtbaar die vooral oostelijk gericht waren. Tijdens deze periode in 2018 was het relatief kalm weer. Het beeld veranderde tussen survey 7 en 8, toen er duidelijk erosie optrad in het suppletiegebied en er een afname in hoogte van gemiddeld 0.4 m werd waargenomen (van Rhijn, 2019). De gehele oppervlakte werd geëffend en de ribbels waren verdwenen. De oorzaak hiervan lag bij de noordwester stormen van begin januari 2019, waarbij op Terschelling golven tot 8 m werden gemeten. Deze storm zorgde er ook voor dat er een aantal weken geen werkzaamheden konden plaatsvinden, vanwege de in de storm door de MSC Zoe verloren containers in het gebied.

De pilotsuppletie was aangelegd op enige afstand van de Kofmansplaat. De geul die zich ertussen bevond werd in de loop van de suppletieperiode al grotendeels opgevuld (van Rhijn, 2019).

2 Ecologisch functioneren Amelander Zeegat na de suppletie

In van den Bogaart e.a. (2019) is uitgebreid de ecologische situatie in het Amelander Zeegat van voor de pilotsuppletie, op basis van de toen beschikbare gegevens, beschreven. Ondanks de enorm hoge dynamiek in het gebied kwamen er bodemdieren, vissen, zeezoogdieren en vogels voor die gebruik maakte van het gebied. Zoals verwacht domineerde kortlevende opportunistische soorten de bodemdiergemeenschap in de dynamische gebieden. In de wat minder dynamische gebieden kwamen schelpenbanken voor. De visbemonstering liet zien dat van de doelsoort zandspiering zowel juvenielen als adulten gebruik maakten van het gebied, maar dat ook andere soorten als juveniele platvis en pelagische soorten als haring in het gebied voorkwamen. De zeehonden leken het gebied met name te gebruiken als doorgang van en naar de Waddenzee, maar foerageerden waarschijnlijk ook lokaal. Voor zeevogels was zeer beperkt informatie beschikbaar. Er foerageerden sterns in het Amelander Zeegat, maar het is onduidelijk of het gebied van speciaal belang is voor de daar foeragerende sterns.

2.1 Abiotische karakteristieken

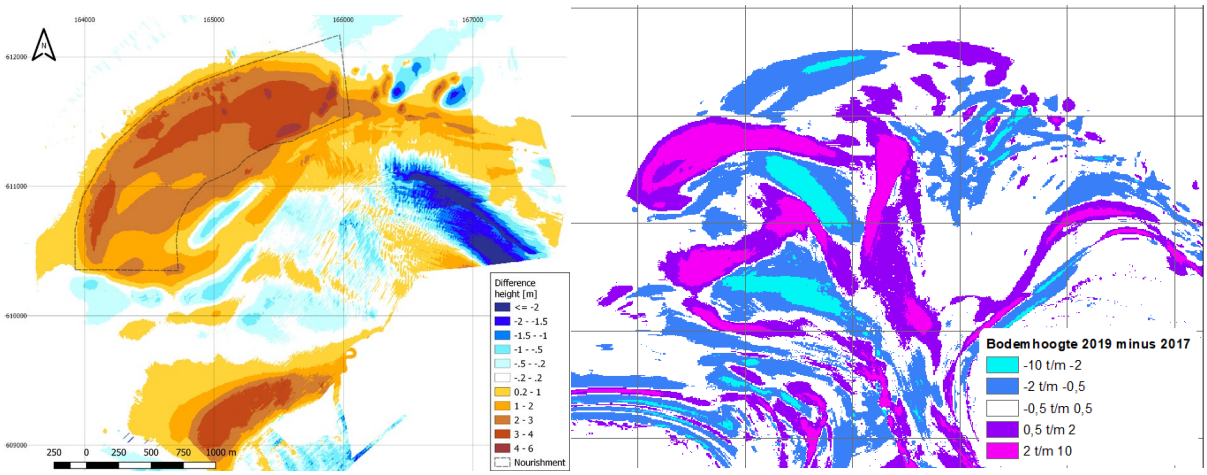
2.1.1 Algemeen

Door het aanbrengen van de pilotsuppletie werd er lokaal over een periode van enkele maanden een groot volume aan ongesorteerd sediment aangebracht. De directe impact hiervan was dat een gedeelte van de aanwezige organismen zullen zijn bedolven. Daarnaast heeft dit mogelijk geleid tot een (tijdelijke) verandering in sedimentsamenstelling, permeabiliteit van de bodem, de hoeveelheid organische stof in de bodem, doorzicht van het water, de hydrodynamiek en mogelijk introductie van eerder niet aanwezige soorten.

2.1.2 Abiotische veranderingen als gevolg van de suppletie

De meest zichtbare verandering is een verhoging van de bodem op de plaats van de suppletie tot wel zes meter (**Figuur 2.1**). In deze figuur is het verschil tussen voor en na oplevering van de suppletie weergegeven. Uit de tussentijdse figuren (van Rhijn, 2019), wordt duidelijk dat het eerst geplaatste zuidwestelijke deel direct na aanleg ook hoger was, maar met name door de stormen in januari 2019 al was afgevlakt voordat de volledige suppletie afgerond was. De geul tussen de Kofmansplaat en de suppletie is grotendeels tijdens de werkzaamheden dicht geslipt, daarmee is de ebplaat aan de buitenrand van het zeegat uitgebreid.

Naast de verhoging van de zeebodem op de plaats van de suppletie, is ook goed te zien dat buiten het suppletiegebied veranderingen hebben plaatsgevonden (**Figuur 2.1**). Zuidoost van de suppletie is te zien dat de ebschaar is verdiept, terwijl net ten noorden daarvan verhoging van het gebied aansluitend aan de suppletie heeft plaatsgevonden. Ook het Akkepollegat en het ebschild zijn duidelijk ondieper geworden.

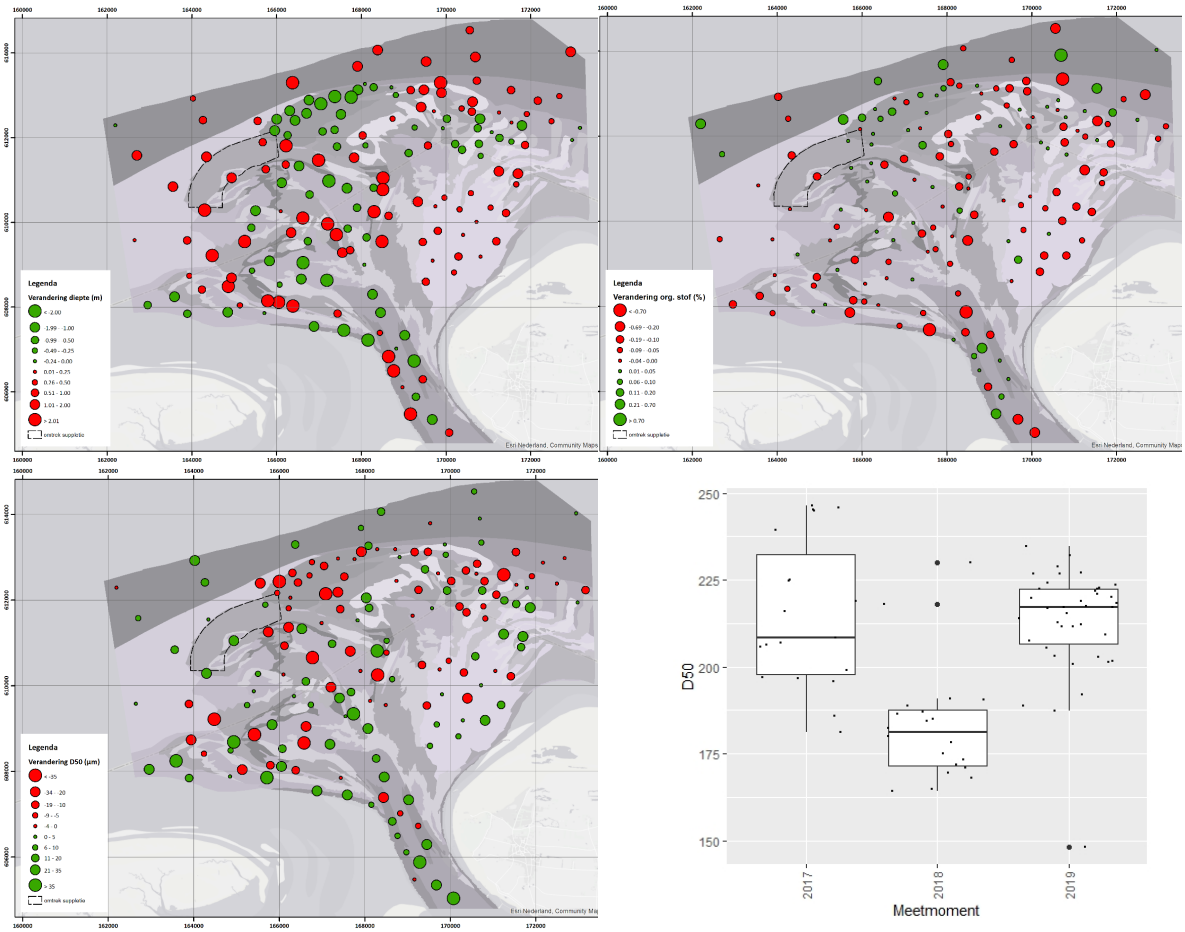


Figuur 2.1: *Links: Verschil in bathymetrie van voor (feb 2018) aanvang en na oplevering (feb 2019) van de zandsuppletie. Met stippellijn is de contour van de suppletie aangegeven (van Rhijn, 2019). Rechts: verschil in bathymetrie tussen 2017 en juni 2019 (Holzhauer, 2019).*

Deze veranderingen worden bevestigd tijdens de benthosbemonstering in september 2019 ten opzichte van de bemonstering in september 2017 (**Figuur 2.2**). De echopeilingen tijdens de benthosbemonstering laten een duidelijke verdieping van het buitendeltafront, ten noordoosten van de suppletie, zien, terwijl andere delen van de buitendelta ondieper lijken te zijn geworden. Een deel van de veranderingen is mogelijk te linken aan het gesuppleerde sediment, maar een groot deel van deze veranderingen is een gevolg van de natuurlijke dynamiek in het Amelander Zeegat. De belangrijkste transportrichting van sedimentdeeltjes is minimaal aangepast, en is oostelijk, richting het Bornrif gebleven. De verhoging van de bodem door de suppletie heeft er wel voor gezorgd dat het sediment eerder wordt opgepikt, waardoor er uiteindelijk meer in de waterkolom terecht komt (van Rhijn, 2019).

Het sediment dat gebruikt is voor de suppletie is afkomstig van een noordelijker gelegen dieper deel van de Noordzee. Er is, zoals de regelgeving voorschrijft, geprobeerd sediment te gebruiken dat vergelijkbaar is met de lokale samenstelling. De verwachting was dat de gebruikte sedimentsamenstelling toch herkenbaar zou zijn. De eerste bemonstering in juni 2019 liet echter zien dat de vijf sedimentmonsters genomen op de suppletie niet te onderscheiden waren van de monsters uit het omliggende gebied (van Hal en Volwater, 2019). Ook het grotere aantal monsters genomen in september 2019 liet op basis van mediane korrelgrootte (D50) geen verschil zien tussen de suppletie en het omliggende gebied (Schellekens en Verduin, 2020). De D50 van de meeste monsters uit het suppletiegebied lag tussen de 200-225 µm, vergelijkbaar met de monsters uit de westelijke gebieden (West I en West II) waar het suppletiegebied in de habitatkaart gemaakt in de T_0 grotendeels bij ingedeeld was (**Figuur 2.4**).

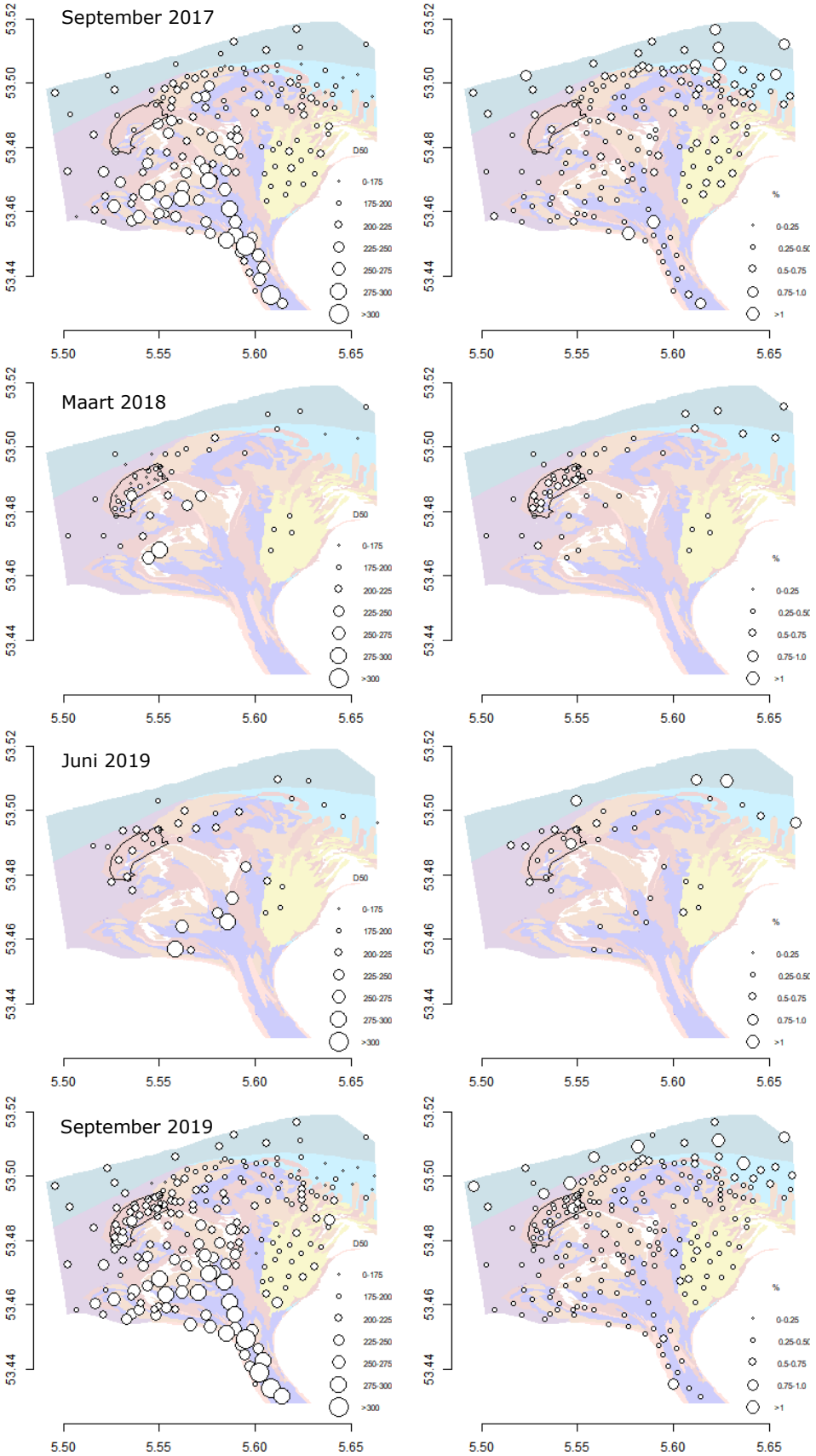
Het sediment in beide 2019 bemonsteringen bestond voornamelijk uit fijn sediment (125 – 250 µm), enkel in de geulen werd sediment met een grovere korrelgrootte (250 – 500 µm) aangetroffen (**Figuur 2.3**). Ditzelfde beeld werd aangetroffen in september 2017 (Verduin en Engelberts, 2017; Pearson e.a., 2019). Een vergelijking van de monsterlocaties voor en na de suppletie laat veranderingen zien. De geul van het Borndiep lijkt grover te zijn geworden, terwijl direct ten noordoosten van de suppletie het sediment juist fijner lijkt te zijn geworden (**Figuur 2.2**). De veranderingen ten oosten van de suppletie zijn mogelijk een resultaat van uitvloeiing van het gesuppleerde zand.



Figuur 2.2: *Verschil in abiotische factoren tijdens de benthosbemonsteringen in de T0 september 2017 en T1 september 2019. Linksboven: Diepte (groen dieper); rechtsboven: Organische stofgehalte in de bodem (groen: hoger %); linksonder: D50 (groen grover), rechtsonder: Mediane korrelgrootte (D50) in 2017, 2018 (voor) en 2019 (na) rondom en in 2018+2019 ook in het suppletiegebied (Schellekens en Verduin, 2020).*

Opvallend is dat de sedimentmonsters genomen tijdens de T_0-benthosbemonstering in maart 2018 een lagere D50 laten zien dan de monsters van beide septemberbemonsteringen (**Figuur 2.2, Figuur 2.3**). Het sediment op de suppletielocatie in maart 2018 lijkt meer op het sediment tijdens de september 2019 bemonsteringen op een deel van het buitendeltafront (Deltakop, **Figuur 2.4**) en het oostelijke deel van de buitendelta (Vlakte en Bornrif, **Figuur 2.4**) met een mediane D50 tussen 175-200 µm, dan op de westelijke gebieden met een mediane D50 tussen de 200-225 µm (Schellekens en Verduin, 2020). De sedimentmonsters van 2018 genomen buiten de suppletielocatie hadden wel een vergelijkbare D50 met de monsters uit 2017 en 2019.

Het organische stofgehalte van het sediment is in heel het Amelander Zeegat laag, met maximale waardes van net boven de 1%. Deze hogere waardes lagen net als in 2017, in het noordoostelijke deel. De lage waardes zijn vergelijkbare met andere zeegaten, en zijn gerelateerd aan de hoge dynamiek (Kröncke, 2006). De monsters van de suppletie bevatte zeer lage gehaltes tussen de 0.25 – 0.50 % organische stof. Deze waardes zijn vergelijkbaar met de waardes ten zuiden van de suppletie (**Figuur 2.3**) en met die uit 2017. De waardes op de suppletie in 2018 waren iets hoger, terwijl ze er buiten juist wat lager waren.



Figuur 2.3: *Sedimentmonsters: links D50; rechts Organische stof (%) genomen tijdens de T_0-benthosbemonstering in september 2017 (Verduin en Leewis, 2018), de T_0-benthosbemonstering in maart 2018 (Schellekens en Verduin, 2020), de T_1–zandspiering bemonstering in juni 2019 (van Hal en Volwater, 2019) en de benthos-bemonstering in september 2019 (Schellekens en Verduin, 2020).*

2.1.3 Habitatindeling

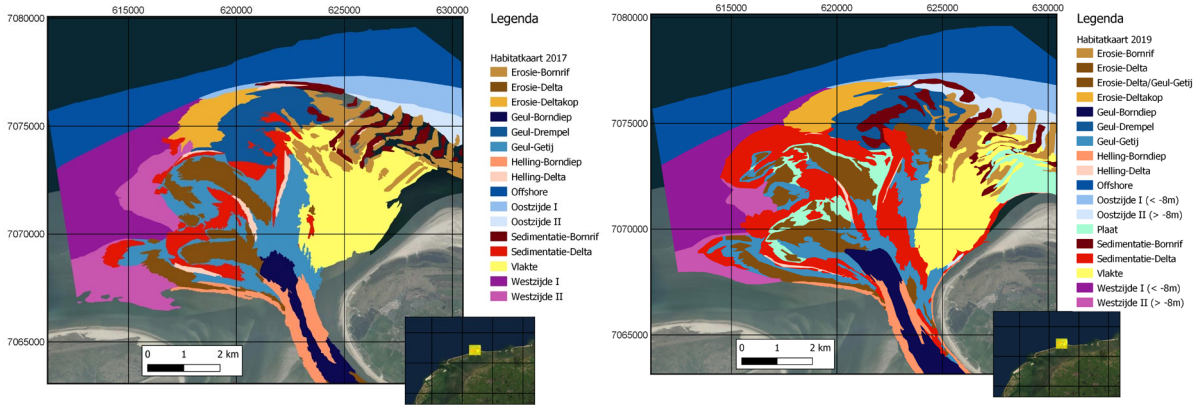
Voor (2017) en na (2019) de suppletie is er op basis van de bathymetrie, hellingshoek, hellingsrichting en sedimentatie-erosie door middel van een groeperingsanalyse een indeling gemaakt om het Amelander Zeegat in te delen in verschillende deelgebieden (Holzhauer, 2017; Holzhauer, 2019). In de verschillende rapportages binnen KG-2.0 zijn deze deelgebieden habitats genoemd, terwijl ze dat strikt genomen niet zijn. In deze rapportage is er voor gekozen het gebruik van het woord habitat/habitattype voor deze deelgebieden voort te zetten.
De ingewonnen bodemhoogte gebaseerd op verschillende peiling in de periode januari tot en met juli 2019 is gebruikt voor de bathymetriekaart van 2019. Aan de hand van deze bathymetrie zijn de parameters helling en hellingsrichting bepaald. De sedimentatie-erosie is verkregen door de bodemhoogte van 2019 af te trekken van die van 2018 (Holzhauer, 2019). Voor de habitatkaart van 2019 zijn acht basishabitats gedefinieerd (**Tabel 1**), die verder zijn gedeeld op basis van mediane korrelgrootte, bodemschuifspanning en geografische locatie (**Figuur 2.4**).

Tabel 1. De beschrijving van de habitattypen, de 8 basishabitats en hoe deze verder zijn ingedeeld (Holzhauer, 2019).

Basishabitat	Habitat	Omschrijving
Offshore		Zone > 12m met een vrij vlakke helling en weinig sedimentatie-erosie.
Oostzijde	Dieper dan 8m	Zone met lichte helling, weinig sedimentatie-erosie en een waterdiepte > 8 m NAP aan oostkant van de buitendelta
	Ondieper dan 8m	Zone met lichte helling, weinig sedimentatie-erosie en een waterdiepte < 8 m NAP aan oostkant van de buitendelta
Westzijde	Dieper dan 8m	Zone met lichte helling, weinig sedimentatie-erosie en een waterdiepte > 8 m NAP aan de westkant van de buitendelta
	Ondieper dan 8m	Zone met lichte helling, weinig sedimentatie-erosie en een waterdiepte < 8m NAP aan de westkant van de buitendelta
Sedimentatie	Bornrif	Ondiepe gebieden met sedimentatie en matig fijn zand
	Delta	Ondiepe gebieden met sedimentatie en matig grof zand
Erosie	Bornrif	Ondiepe gebieden met erosie en matig fijn zand
	Delta	Ondiepe gebieden met erosie en matig grof zand
	Deltakop	Ondiepte aan het einde van de grootste getijdengeul met een waterdiepte > 7 m en een hoge bodemschuifspanning
Vlakte		Zeer ondiep vlak gebied
Helling	Delta	Helling langs de getijde platen met matige tot sterke stroming
	Borndiep	Helling langs de hoofdgeul (Borndiep) met sterke stroming
Geulen	Getijde	Getijde geulen met waterdiepte tussen de 7-12 m en gemiddelde bodemschuifspanning tijden eb en lagere bodemschuifspanning tijdens vloed.
	Drempel	Ondiepte aan het einde van de grootste getijdengeul met een waterdiepte <7 m en een hoge bodemschuifspanning
	Borndiep	Hoofdgeul met een waterdiepte >12 m en gemiddelde bodemschuifspanning tijdens eb en vloed
Plaat		Droogvallend

In 2017 was een vergelijkbare habitatclassificatie uitgevoerd. Voor die classificatie waren de gegevens over mediane korrelgrootte in een minder detailniveau beschikbaar, waardoor de methode niet exact gelijk is. Een beperkt deel van de verschillen die zichtbaar zijn tussen de habitatkaarten van 2017 en 2019 is toe te wijzen aan dit verschil in resolutie vanwege de grotere beschikbaarheid aan inputgegevens. Desondanks zijn er duidelijke veranderingen te zien (**Figuur 2.4**) die veroorzaakt zijn door de suppletie en door natuurlijke variatie. De suppletie heeft gezorgd voor een verondieping op de suppletielocatie. Hierdoor is het een gebied geworden waar sedimentatie heeft plaatsgevonden en daarom is ingedeeld het habitattype 'sedimentatie'. Ook op andere plekken is het areaal aan het habitattype 'sedimentatie' toegenomen, het is echter niet met zekerheid te stellen of dit veroorzaakt is door het aanbrengen van de suppletie of door een natuurlijk sedimentatieproces. Het areaal aan het

habitattype ‘erosie’ is ook toegenomen. De toename van de habitattypen ‘erosie’ en ‘sedimentatie’ (met uitzondering van de suppletie) vond vooral plaats aan de uitlopers van de habitattypen ‘geul’ en ‘vlakte’, die beide in areaal afgenomen zijn. Het habitattype ‘plaat’, droogvallende delen, is nieuw.



Figuur 2.4. *Habitatkaart van voor de suppletie in 2017 (links) en de habitatkaart van na de suppletie in 2019 (rechts). Habitats zijn het resultaat van een groeperingsanalyse met bodemhoogte, helling, hellingsrichting en sedimentatie-erosie als input parameters (Holzhauer, 2019). Voor de habitatkaart van 2019 is niet exact dezelfde indeling gebruikt als voor de habitatkaart van 2017. In 2019 zijn twee extra habitats toegevoegd: Erosie-delta/Geul-Getij (bruin) en Plaat (aquamarijn)*

2.2 Benthos in de buitendelta

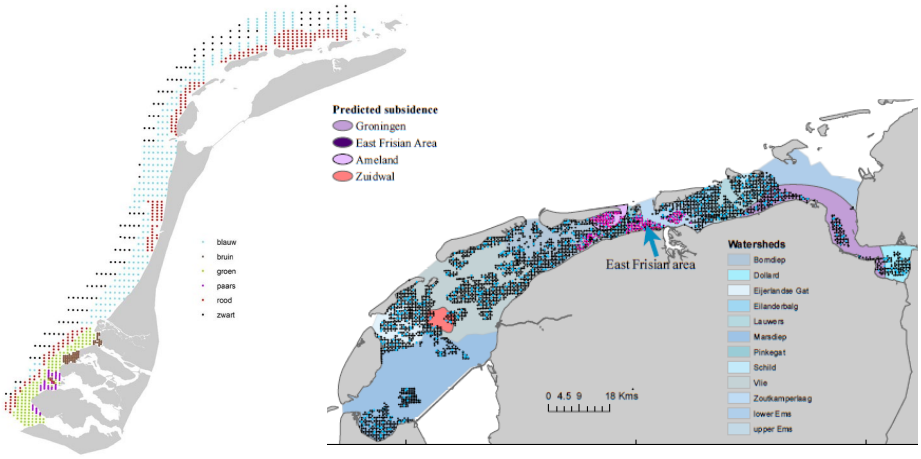
2.2.1 Algemeen

Veel benthische soorten zijn voor hun voedselvoorziening afhankelijk van de primaire productie in de waterkolom en van organische detritus dat op en in de zeebodem terecht komt. Zelf vormt de benthische gemeenschap in de kustzone een belangrijke schakel in de voedselketen, vooral als prooi voor vogels (bijv. duikeenden) en (juveniele) vissen. Informatie over veranderingen in bodemfauna geeft daardoor ook informatie over veranderingen in de voedselsituatie voor andere dieren die de bodemfauna als voedsel benutten (van Dalfsen, 2016; Schipper en van Dalfsen, 2017).

De verspreiding van bodemdieren langs de Nederlandse kust is niet homogeen. Belangrijke sturende factoren die de dichtheid en soortensamenstelling van het benthos bepalen zijn de heersende hydrodynamiek (stroming en golfwerking), de samenstelling, aanbod en dynamiek van het sediment en de voedselrijkdom. De variatie en dynamiek in de abiotische factoren bepalen in hoge mate de kwaliteit en stabiliteit van een habitat en daarmee de kansen voor vestiging en overleving (van Dalfsen, 2016). Seizoenfluctuaties en veranderingen in benthische gemeenschappen over langere perioden zijn vaak sterk gekoppeld aan de variatie in de fysische factoren (Dippner e.a., 2010). Daarnaast zijn broedval en mortaliteit belangrijke factoren. Goede broedval van schelpdieren in een gebied leidt doorgaans tot een stijgende biomassa in de jaren erna. Ook spelen interacties tussen soorten een belangrijke rol, zoals onderlinge concurrentie om ruimte en voedsel en predatie.

Vanuit de WOT-schelpdiersurvey (**Figuur 2.5**) wordt jaarlijks het bodemleven (>5 mm) in de Noodzeekustzone in kaart gebracht (Perdon e.a., 2019). Ook bij de driejaarlijkse MWTL-survey wordt het macrobenthos (> 1 mm) bemonsterd (Rijkswaterstaat, 2017). Bij deze surveys wordt echter niet specifiek in de buitendelta’s bemonsterd, deels vanwege de slechte bevaarbaarheid en ook omdat er in de zeegaten weinig biomassa aan commerciële schelpdieren verwacht wordt. Aan de Waddenzeezijde wordt door het NIOZ het SIBES-project uitgevoerd. In deze bemonstering worden enkele locaties nabij het zeegat bemonsterd (**Figuur 2.5**), maar niet direct in het gebied van het zeegat of de buitendelta (Folmer e.a., 2017). Ook de buitendelta’s van het Duitse en Deense deel van de Waddenzee lijken, op basis van de te vinden literatuur, beperkt bemonsterd te worden. Enkele uitzonderingen zijn een studie bij het Duitse eiland Sylt waar echter vooral naar platwormen (*Plathelminthes*-soorten) is gekeken (Wehrenberg en Reise, 1985; Armonies, 2020); en studies in het Duits Wichter Ee (Nehmer

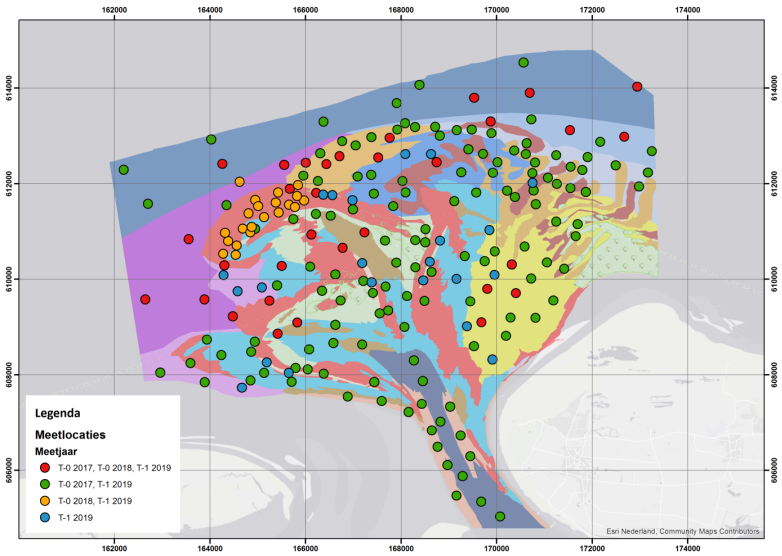
en Kröncke, 2003) en Otzumer Balje (Reiss en Kröncke, 2001) waar een bemonstering in het zeegat en de aansluitende Waddenzee is uitgevoerd. De laatste twee studies lieten zien dat in ieder geval de benthosgemeenschap in de betreffende zeegaten afweek van de gemeenschap in de aangrenzende Waddenzee.
Ondanks recente aanvullingen is over het algemeen de kennis van het benthos in de buitendelta's van de Waddenzee nog steeds beperkt (Leopold en Baptist, 2016).



Figuur 2.5: *Links: de ligging van de WOT-monsterpunten in 2019, de kleuren representeren verschillende strata (Perdon e.a., 2019). Rechts: de ligging van de SIBES monsterpunten (Compton e.a., 2013).*

2.2.2 Bemonsteringen

Om een basisbeeld (T_0-situatie) te krijgen van de aanwezigheid en verspreiding van het benthos in de buitendelta van het Amelander Zeegat is er in september 2017 (166 locaties, (Verduin en Leewis, 2018)) en vervolgens in maart 2018 (53 monsters (Schellekens en Verduin, 2020)) een boxcorerbemonstering uitgevoerd. Vanwege de aanwezigheid van meetframes kon er tijdens de bemonstering in september 2017 niet bemonsterd worden op de voorziene suppletielocatie. In 2018, kon de voorziene suppletielocatie wel worden bemonsterd en zijn hier 21 monsters genomen, en aanvullend 32 monsters op locaties die al in september bemonsterd waren (**Figuur 2.6**). De 2018 voorjaarsbemonstering was bedoeld om het gebrek aan monsterlocaties uit het voorziene suppletiegebied aan te vullen.
Na de pilotsuppletie is er in september 2019, de T_1-situatie, opnieuw bemonsterd (Schellekens en Verduin, 2020), waarbij er in totaal 209 monsters zijn genomen. Deze overlappen met de monsters uit 2017 en 2018 en aanvullend zijn er 25 monsters genomen om ook op basis van de 2019-habitatkaart (Holzhauer, 2019) voldoende monsters per habitat te behouden om statistische analyses uit te kunnen voeren.



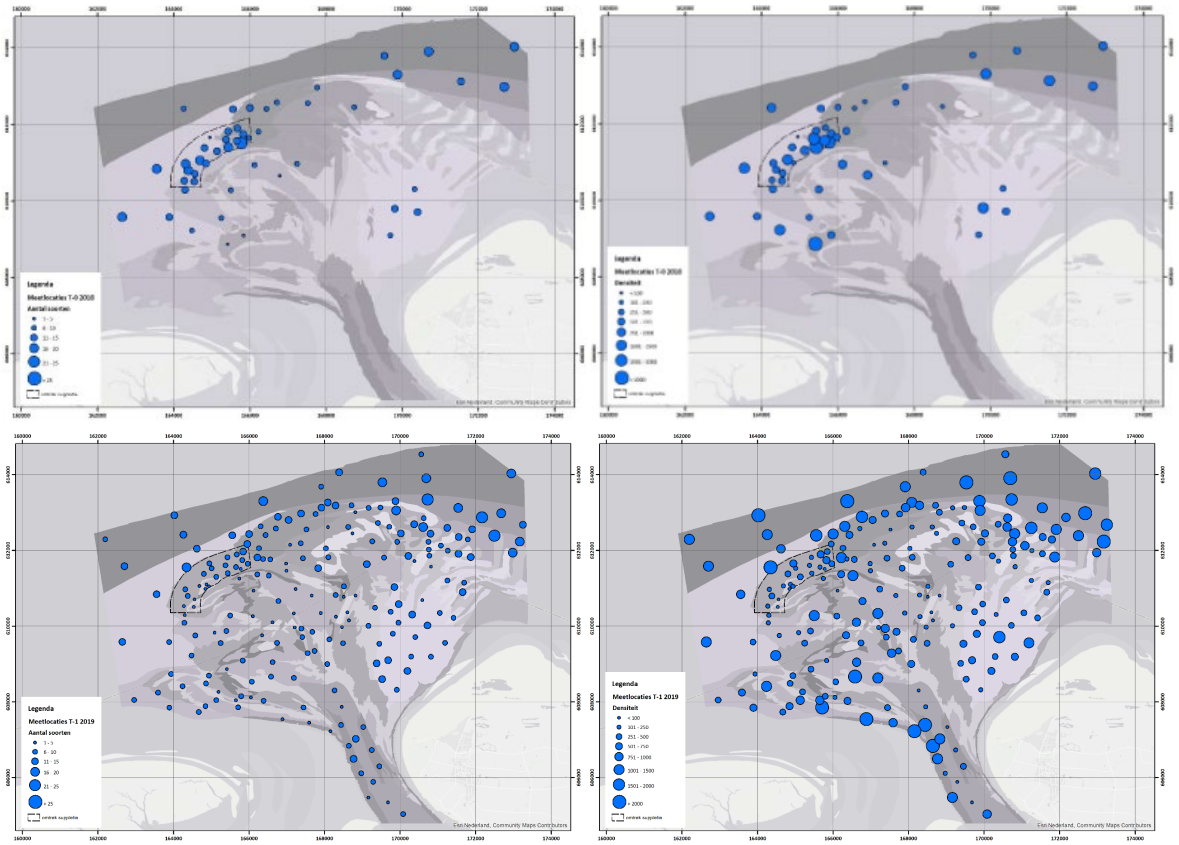
Figuur 2.6. *Meetlocaties benthosbemonsteringen in het Amelander Zeegat. Met de kleurcodes is aangegeven in welke jaren de meetlocaties zijn bemonsterd (Schellekens en Verduin, 2020).*

2.2.3 Algemene beeld van de benthosbemonstering

In tabel 2 is een overzicht gegeven van het totale aantal unieke soorten en de aantallen per soortgroep die in de monsters van de drie bemonsteringen zijn gevonden. In 2018 en 2019 werden er hardsubstraatsoorten (Bryozoa, Hydrozoa en Porifera) gerapporteerd in tegenstelling tot 2017. Dit is een omissie in de 2017 rapportage, er wordt in de tekst wel genoemd dat de Bryozoa en Hydrozoa meegenomen zijn in het bepalen van het aantal taxa per monster (Verduin en Leewis, 2018). In de dataset van 2017 komen naast Bryozoa en Hydrozoa in ieder geval 4 soorten voor die ook in 2019 werden aangetroffen. De bemonstering in 2018, met het laagste aantal genomen monsters, heeft zoals verwacht het laagste aantal soorten. Het verschil in aantal soorten tussen 2017 en 2019, er van uitgaande dat er in 2017 ook hardsubstraatsoorten aanwezig waren, is beperkt. Het verschil in het gemiddelde aantal taxa per monster wordt vooral veroorzaakt doordat in 2018 een aantal soortenarme gebieden niet is bemonsterd (**Figuur 2.7**).

Tabel 2. Overzicht gevonden benthossoorten in de drie benthosbemonsteringen (Verduin en Leewis, 2018; Schellekens en Verduin, 2020). *niet in de 2017 rapportage.

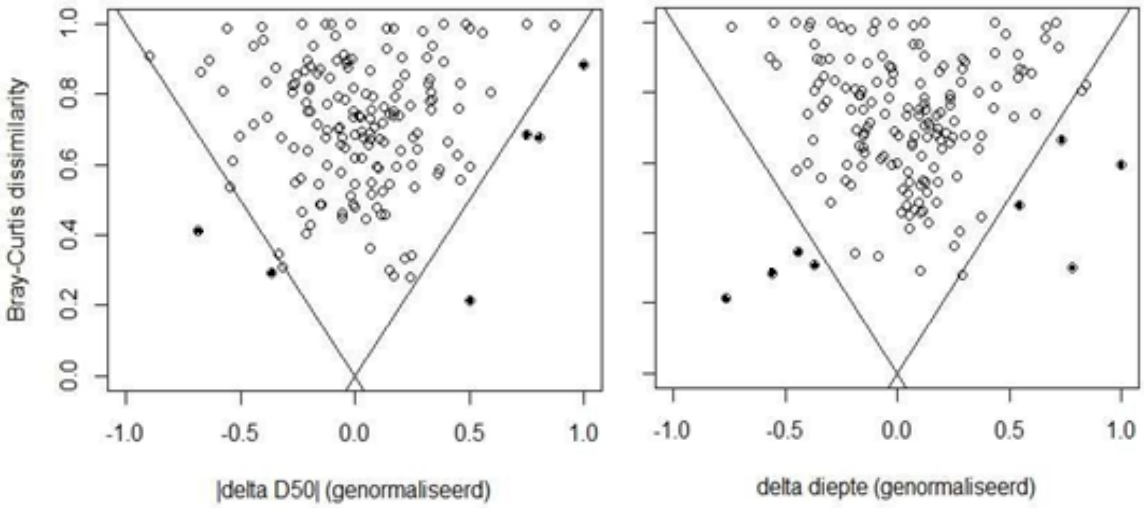
	2017 (T_0) (166 monsters)	**2018 (T_0) (53 monsters)**	**2019 (T_1) (209 monsters)**
Totaal aantal unieke soorten	71 (+4)	54	81
Wormen	24	19	25
Kreeftachtigen	29	20	33
Weekdieren (tweekleppigen & slakken)	9	10	11
Hardsubstraat	4*	3	7
stekelhuidigen	2	2	3
Overige mariene soorten			2
Gemiddeld aantal per monster	9	12	9



Figuur 2.7. *Aantal taxa (links) in het Amelander Zeegat in maart 2018 (boven) en september.*

2.2.4 Relatie benthossamenstelling met habitatkaart.

De indeling in 18 habitats in 2019 op basis van de abiotische gegevens (zie **Figuur 2.4**) was uitgevoerd met de verwachting dat deze habitats (combinaties van onderscheidende abiotische variabelen en geografische parameters) gerelateerd zouden zijn aan de samenstelling van het benthos binnen zo'n habitat. De verwachting dat de habitatindeling gereflecteerd zou worden in de aangetroffen benthossamenstelling werd versterkt doordat de analyses van de T_0 en de T_1-metingen lieten zien dat mediane korrelgrootte, organische stofgehalte en diepte een deel van de variatie in soortensamenstelling verklaarde (Verduin en Leewis, 2018; Schellekens en Verduin, 2020).
De verwachting dat de habitatindeling onderscheidend zou zijn, wordt niet onderbouwd door de clusteranalyse (NMDS;(Schellekens en Verduin, 2020). De habitatindeling levert geen aanvullende verklaring voor de gevonden clustering. Waar in 2017 de monsterpunten voor de habitats Offshore, Oost I en Oost II, nog enigszins clusterden (Verduin en Leewis, 2018), was deze clustering in 2019 nauwelijks nog zichtbaar (al geven statistische resultaten aan dat deze clusters nog wel significant te onderscheiden zijn). De op basis van onder andere abiotiek bepaalde habitats lijken dus in de T_1 minder onderscheidend te zijn geworden voor de daar aangetroffen benthossamenstelling.
Dat de habitatindeling een beperkt onderscheidend vermogen heeft voor de benthosgemeenschap, wordt veroorzaakt doordat de abiotische variabelen binnen de habitattypes variëren. De range aan abiotische variabelen komen in meerdere habitattypes voor en zijn niet onderscheidend genoeg voor de gedefinieerde habitats (Schellekens en Verduin, 2020). Dit worst deels veroorzaakt doordat de 18 habitats naast de abiotische variabelen ook ingedeeld zijn op geografie, waardoor o.a. de habitattypes 'sedimentatie' en 'erosie' opgesplitst worden in meerdere habitats. Op basis van enkel de abiotische variabelen is er bijvoorbeeld weinig onderscheid tussen de gebieden ingedeeld in de habitats West en de habitats Oost.
Zoals gezegd wordt er dus wel variatie verklaard in de benthossamenstelling door de verschillende omgevingsvariabelen. Uit de analyses wordt niet duidelijk wat de relatie tussen de soortensamenstelling en de variabelen precies is. In andere studies langs de kust waarin deels vergelijkbare soorten voorkomen zijn deze relaties met name voor diepte wel gelegd (Janssen en Mulder, 2004; Holzhauer e.a., 2020). Schellekens en Verduin (2020) laten op basis van genormaliseerde Bray-Curtis-waarden nog wel zien dat er op de meeste monsterpunten veranderingen in benthossamenstelling hebben plaatsgevonden tussen de T_0 en de T_1 die niet gereflecteerd werden in veranderingen in abiotiek (**Figuur 2.8**, open rondjes boven de diagonale lijnen). Op een beperkt aantal monsterpunten werden wel veranderingen in abiotiek geconstateerd die niet gepaard gingen met veranderingen in het benthos (gesloten rondjes onder de diagonale lijn). Deze resultaten geven de indruk dat de relatie tussen de omgevingsvariabelen en de veranderingen benthossamenstelling beperkt is.



Figuur 2.8. *Bray-Curtis dissimilariteit, genormaliseerde waarde, tussen 2017 en 2019 van monsterlocaties uitgezet tegen de verandering in abiotiek (diepte, en D50). Negatieve waarden op de x-as betekenen een hogere D50-waarde in 2017 dan in 2019 en een ondiepere locatie in 2019 t.o.v. 2017. Zwarte schuine lijnen stellen y=|x| voor* (Schellekens en Verduin, 2020).

2.2.5 T_0-voorjaarsbemonstering

De T_0-voorjaarsbemonstering in 2018 was bedoeld om het ontbreken van monsterlocaties in het voorziene suppletiegebied in 2017 aan te vullen, zodat er een volledige vergelijking gemaakt kon worden tussen de T_0 en de T_1. De soortensamenstelling in de T_0-voorjaarsbemonstering wijkt echter in iedere habitat significant af van de samenstelling in 2017 en 2019 (Schellekens en Verduin, 2020). In tegenstelling, de soortensamenstelling in de septemberbemonsteringen van 2017 en 2019 is vergelijkbaar met elkaar. Dat de T_0-voorjaarsbemonstering verschilt is waarschijnlijk veroorzaakt door seizoenvariatie. Fluctuaties in het benthos zijn een natuurlijk proces, in de winter is er een afname in abundantie en biomassa en in het voorjaar en zomer is er toename door groei en nieuwe aanwas (Beukema, 1974). Seizoenvariatie is ook aangetroffen in de Duitse zeegaten Otzumer Balje (Reiss en Kröncke, 2001) en Wichter Ee (Nehmer en Kröncke, 2003). In beide studies werd tussen maart en september een duidelijke toename waargenomen in bijvoorbeeld *Spio martinensis*, terwijl *Bathyporeia pelagica* over dezelfde periode afnam.
De seizoenvariatie betekent dat de monsters van 2018 maar beperkt vergelijkbaar zijn, en hierdoor niet het gebrek aan monsterpunten op de suppletielocatie in de T_0-septemberbemonstering kan oplossen.
Verdere statistische analyses om de 2018 monsters op de suppletie te vergelijken met die van 2019 zijn om bovenstaande reden dan ook niet uitgevoerd.

2.2.6 T_1-benthossamenstelling

In de T_1-bemonstering in 2019 zijn het hoogste aantal taxa, hoogst dichtheid (Oostzijde I: 1576 nm^{-2} ±443; Offshore: 1508 nm^{-2} ±645) en hoogste biomassa (Oostzijde I: 106 gm^{-2} ±31,5; Offshore: 139,5 gm^{-2} ±90) aangetroffen aan de noordoostelijke kant van het zeegat (**Figuur 2.7**) . Hier werden grote aantallen schelpdieren aangetroffen, maar bijvoorbeeld ook de hoogste aantallen van de borstelwormen *Spiophanes bombyx* en *Spio martinensis* (**Figuur b 2**, **Figuur b 4**, **Figuur b 17**, **Figuur b 18**). Het laagste aantal taxa en de laagste dichtheid zijn gevonden in de stroomgeulen en op de ondiepe zandplaten. Dit totaal beeld is vergelijkbaar met de resultaten uit de T_0-bemonstering in 2017. Afwijkend ten opzichte van de T_0 zijn de hoge dichtheden (T_1: 2006 nm^{-2} ± 2989, T_0:233 nm^{-2} ± 453) gevonden langs de zuidzijde van het Borndiep uitlopend naar het westen. De gemiddelde biomassa (35,1 gm^{-2} ±105,9) die hier in de T_1 gevonden werd, duidt op lichtere en mogelijk andere individuen dan in de eerdergenoemde gebieden met hoge dichtheden. De verspreidingskaartjes (**Figuur b 10**; **Figuur b 11**) suggereren dat dit een toename in twee soorten gravend kniksprietkreeftjes (*Bathyporeia elegans* en *B. pelagica*) is.

Het aantal taxa op de suppletielocatie (6 ±2) is gemiddeld ten opzichte van de overige gebieden en vergelijkbaar met het noordoostelijke gebied direct aansluitend aan de suppletie (Deltakop). De dichtheden en biomassa's op de suppletielocatie zijn gemiddeld lager (240 nm^{-2} ±159; 1.1 gm^{-2} ±1) dan in de overige habitats. Alleen de dichtheden en biomassa's op de zandplaten (zie **Figuur 2.4**: Plaat) zijn gemiddeld iets lager dan die op de suppletielocatie (197 nm^{-2} ±75; 0.4 gm^{-2} ±0.4). De lage dichtheden en biomassa's op de suppletielocatie duiden er op dat het benthos op de suppletie nog niet volledig hersteld is na de suppletie. Dit is in lijn met eerdere onderzoeken na suppleties waar een langere volledige hersteltijd gevonden werd dan de zeven maanden die tussen de T_1-bemonstering en de afronding van de suppletie zat (Baptist e.a., 2009).
In september 2019 zijn vooral borstelwormen *Nyphtys cirrosa*, *Magelona johnstoni, M. mirabilis*, het gravend kniksprietkreeftje *Bathyporeia pelagica en B. pelagica en de vlokreeft Pontocrates altamarinus* aangetroffen op de suppletielocatie (**Figuur b 10**-**Figuur b 24**). Dit zijn voornamelijk kortlevende opportunistische soorten met een hoge reproductie- en verspreidingscapaciteit (r-strategen). Dezelfde soorten werden al aangetroffen in de monsterpunten nabij de suppletielocatie in de T_0-septemberbemonstering en op de suppletielocatie in maart 2018. De aanwezigheid van deze soorten op de suppletielocatie is vergelijkbaar met resultaten van andere bemonsteringen in het kader van suppleties in de kustzone (Vergouwen en Holzhauer, 2016; Wijsman e.a., 2017). Het zijn ook vergelijkbare soorten als werden aangetroffen in bemonsteringen aan de Noordzeekust van de eilanden Ameland en Schiermonnikoog (Holzhauer e.a., 2020) en langs de Noord-Hollandse kust (Janssen en Mulder, 2004). Het zijn dus typische soorten voor de hoog dynamische gebieden met instabiel zanderig sediment langs de kust (Kröncke, 2006). Grotendeels dezelfde soorten waren

onderscheidend ten opzichte van de Waddenzee voor het zeegatcluster in de Duitse zeegaten (Reiss en Kröncke, 2001; Nehmer en Kröncke, 2003).

Het buldozerkreeftje (*Urothoe poseidonis*) werd in de T_0-bemonstering aangetroffen in de monsters nabij de suppletielocatie, deze werd in de T_1 echter niet op de suppletie aangetroffen (**Figuur b 24**). Het buldozerkreeftje is geassocieerd met de gangen van de zeepier (*Arenicola marina*) (Lackschewitz en Reise, 1998), en de kokers van de schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) (Ruth, 2006). De zeepier is maar eenmaal aangetroffen, de schelpkokerworm, een ecosyteembouwer (Rabaut e.a., 2007), was wel meer aanwezig (**Figuur b 12**) o.a. op en nabij de voorziene suppletielocatie in beide T_0-bemonsteringen. In de T_1 werd de schelpkokerworm niet aangetroffen op de suppletielocatie. Dit geeft een indicatie dat deze ecosysteembouwer nog niet teruggekeerd is op de suppletie na begraven te zijn geweest door de aanleg van de suppletie. De schelpkokerworm is een soort die kan bijdragen aan de stabilisatie van de suppletie (Baptist e.a., 2009), en kan zorgen voor een toename in de biodiversiteit.

De meeste schelpdieren zijn zowel in de T_0 als de T_1 aangetroffen in de offshore en oostelijke gebieden, daarnaast kwamen ze in lagere dichtheden voor op de 'vlakte' ten noordwesten van de kop van Ameland. Nabij de suppletie was de schelpdierdichtheid in de T_0 al duidelijk lager dan in de genoemde gebieden (**Figuur b 1**-**Figuur b 8**). Tijdens de T_0-septemberbemonstering werden vooral zaagje (*Donax Vittatus*) en in minder mate strandschelpen (*Spisula* sp.), nonnetje (*Limecola balthica*) en zwaardschedes (*Ensis* sp.) aangetroffen in de monsters nabij de voorziene suppletielocatie. Tijdens de T_0-maartbemonstering werden zwaardschede, zaagje, nonnetje, strandschelpen, het tweetandschelpje (*Kurtiella bidentata*) en het ovaal zeeklitschelpje (*Tellimya ferruginosa*) aangetroffen in de monsters van de suppletielocatie.
Veel schelpdiersoorten lijken bijzonder gevoelig voor het effect van suppleties te zijn (Colosio e.a., 2007) en de verwachting was dan ook dat deze na begraven te zijn door de suppletie, voor langere tijd afwezig zouden zijn op de suppletie en dus afwezig zouden zijn in de T_1. Deze verwachting wordt bevestigd doordat alleen tere platschelp (*Macomangulus tenius)* is aangetroffen op de suppletielocatie in de T_1 (**Figuur b 5**). Echter tijdens de T_1-zandspieringbemonstering met de zandspieringkor, waarmee een groter oppervlak wordt bemonsterd, zijn er in juni 2019 wel strandschelpen, en in lage aantallen zaagjes, en zwaardschedes gevangen op de suppletielocatie (**Figuur b 25**). Deze soorten waren in het voorjaar kort na de afronding van de suppletie dus wel aanwezig op de suppletie, maar waarschijnlijk in dusdanig lage aantallen dat er een grote kans is dat ze zijn gemist door de boxcorer. De suggestie dat het om een seizoenseffect gaat lijkt onwaarschijnlijk omdat in het omliggende gebied tijdens de T_1-bemonstering wel schelpdieren zijn aangetroffen.

Een andere soort die opvalt is de borstelworm *Scolelepis squamata* die alleen in de T_1 is aangetroffen. Dit is een soort die voornamelijk wordt aangetroffen in de ondiepe brandingszone (Janssen en Mulder, 2004; Holzhauer e.a., 2020). In de T_1-bemonstering is deze borstelworm in de hoogste aantallen aangetroffen op en nabij de droogvallende platen. Maar de soort is ook aangetroffen in de monsters op de oostzijde van de suppletie en in het Borndiep (**Figuur b 20**). Ook in de monsters uit de Duitse zeegaten, beide ondieper dan het Amelander Zeegat (Baptist e.a., 2019), was deze soort volop aanwezig. Deze soort is een indicatie van de verondieping die is opgetreden.

De hartegel *(Echinocardium cordatum)* is in de T_0 sporadisch aangetroffen in het offshore gebied. In de T_1 zijn grotere aantallen aangetroffen in het westelijke gebied, maar vooral de aanwezigheid van deze soort op de deltakop in de T_1 is interessant. Dit is het erosiegebied waar duidelijke veranderingen hebben plaatsgevonden, het gebied is dieper geworden, het sediment fijner en de hoeveelheid organisch materiaal is toegenomen (**Figuur 2.2**, **Figuur 2.3**). De hartegel geeft de voorkeur aan fijner sediment met een grotere hoeveelheid organisch materiaal, zijn voedsel, en is hier waarschijnlijk heen gemigreerd. De verwachting is dat de hersteltijd van de hartegel na een suppletie enkele jaren duurt, o.a. omdat deze soort niet jaarlijks een succesvolle voortplanting heeft (Essink en Birklund, 1997). Net als voor de schelpkokerworm wordt ook voor de hartegel gesuggereerd dat deze het sediment kan stabiliseren (Baptist e.a., 2009). De aanwezigheid van deze soort kan voor een vertraging van de erosie van de deltakop zorgen.

2.2.7 Veranderingen in de benthosgemeenschap

Veranderingen op soortniveau hoeven niet te beteken dat de benthosgemeenschap als geheel is veranderd. Om meer inzicht te krijgen in de ruimtelijke verspreiding van de benthosgemeenschap, veranderingen daarin tussen de T_0 en T_1, statistische onderbouwing te krijgen voor eventuele veranderingen en inzicht te krijgen in de mogelijke achterliggende processen zijn er verschillende analysemethoden toegepast op dezelfde dataset. Er is gebruik gemaakt van ordinatie (SIMPROF/Bray-Curtis/NMDS) (Schellekens en Verduin, 2020), de Benthisch Indicator Soorten Index (BISI, (Wijnhoven, unpubl.) en van eigenschappen van het benthos (trait-based)(**Bijlage 4**). Een korte uitleg van de methoden staat in Box 1. De analyses zijn uitgevoerd op de septemberdata van de T_0 en T1. Alleen de monsterpunten die in beide perioden, dus niet de monsterpunten op de suppletielocatie in de T_1, zijn gebruikt in deze analyses.

Box 1: korte uitleg van de gebruikte methoden:

De ordinatie methoden (Bray-Curtis, non-metric multidimensional scaling (nMDS) en similarity profile analysis (SIMPROF)) vergelijken de monsterpunten met elkaar op basis van de verhouding van soortendichtheidsgegevens. De Bray-Curtis dissimilariteit (BC) berekent het verschil tussen alle monsterpunten, waar 0 betekent dat de monsters gelijk zijn en 1 dat alle soorten verschillen. Op basis van deze BC-waardes kan er een hiërarchie gecreëerd worden, waarbij gesplitst wordt op het grootste verschil waardoor twee clusters ontstaan. Vervolgens wordt dit per cluster verder gesplitst tot uiteindelijk al monsterpunten een apart cluster vormen.
SIMPROF sorteert dezelfde BC-waardes van klein naar groot, waardoor een similariteitsprofiel ontstaat. Dit profiel wordt vervolgens vergeleken met een gemiddeld profiel gebaseerd op permutaties, of wel het veelvuldig random herverdelen van de ruwe data. Op deze manier wordt geanalyseerd of het waargenomen profiel significant afwijkt van het gemiddelde profiel. Dit wordt vervolgens in iedere stap van de hiërarchie gedaan. Wanneer een volgende stap niet meer significant afwijkt van het gemiddelde profiel stopt SIMPROF en geeft het de clusterindeling uit de vorige stap als de optimale indeling.
De nMDS gebruikt ook de BC-waardes maar zet deze om in een ranking: monster B is het "eerste" dichtstbijzijnde monster bij monster A, monster C is het " tweede" dichtstbijzijnde monster bij A, etc. Dit kan vervolgens visueel worden weergeven om op basis daarvan te kunnen interpreteren of bepaalde monsterpunten samen clusteren en duidelijk afgescheiden zijn van andere clusters.

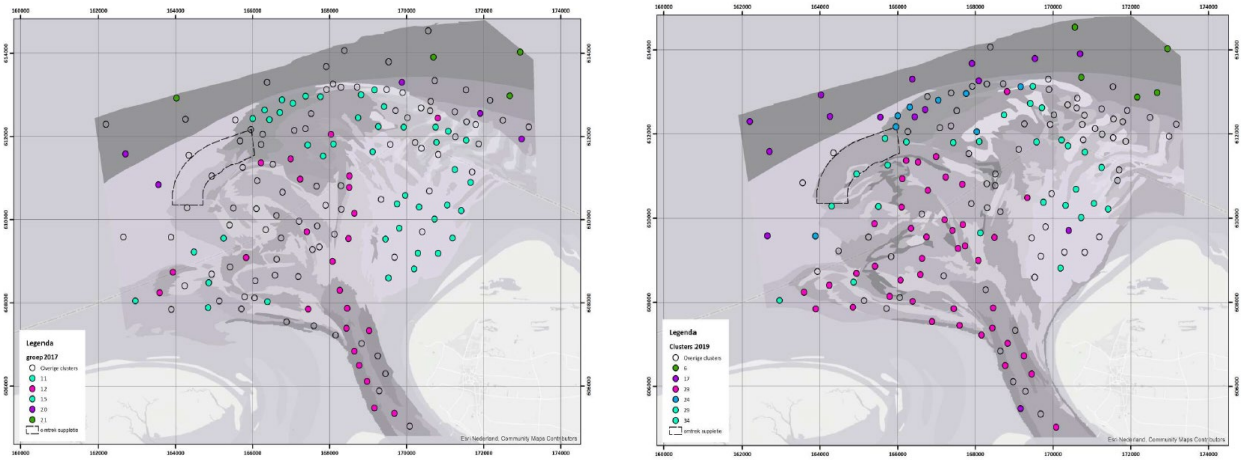
De BISI-methode analyseert hoe bepaalde indicatorsoorten zich verhouden ten opzichte van een vooraf bepaalde referentiewaarde die afkomstig is uit een zo vergelijkbaar mogelijk en ongerept mogelijk gebied. Dit geeft een beeld van de status van de benthosgemeenschap in het bemonsterde gebied ten opzichte van het referentiegebied. Wanneer de twee gebieden gelijk zijn is de BISI-waarde 1, wanneer de status van het gebied slechter is dan het referentiegebied ligt de waarde onder 1 en omgekeerd. Van de indicatorsoorten is bepaald wat hun relatie is met bepaalde omgevingsvariabelen (o.a. korrelgrootte, sedimentatie, hydrodynamiek) en drukfactoren (o.a. verstoring bodem, ecologische verstoring), als een indicatorsoort toeneemt is de veronderstelling dat de omgevingsvariabele is veranderd in de richting van de voorkeur voor deze soort. Door de indicatorsoorten over alle monsters in een gebied samen te voegen geeft dit een indicatie van mogelijke veranderingen in omgevingsvariabelen over de tijd.

De trait-based-methode (TB) kijkt hoe biologische eigenschappen van de benthosgemeenschap verschillen in ruimte en mogelijk veranderen over tijd. Verschillende benthossoorten kunnen vergelijkbare eigenschappen en daarmee een vergelijkbare functie hebben in het systeem. Als een bepaalde soort afneemt en een andere soort met vergelijkbare functie toeneemt is er in het functioneren van het systeem weinig veranderd. Er wordt gewerkt met tien biologische eigenschappen, die verder worden opgesplitst in een aantal modaliteiten. Bijvoorbeeld de eigenschap "levensduur" wordt ingedeeld in de modaliteiten korter dan 1 jaar, tussen 1-3 jaar, tussen 3-10 jaar en ouder. Op basis van de soortendichtheidsgegevens wordt er per monster op basis van een 'fuzzy' code een waarde per modaliteit berekend. Op basis waarvan monsters geclusterd kunnen worden of met elkaar over tijd vergelijken kunnen worden.

De SIMPROF analyse, zonder het suppletiegebied, komt uit op 27 clusters in de T_0 en 33 clusters in de T1. De meeste clusters bestaan uit een beperkt aantal monsterlocaties. Het verschil tussen de beide bemonsteringen is toe te wijzen aan clusters met een zeer klein aantal locaties (< 3 locaties), die vaak

ook nog eens geografisch verspreid waren. Deze aparte kleine clusters illustreren de grote variatie in soortensamenstelling binnen het gebied, maar ook de gevoeligheid van de methode om verschillen te detecteren. De wat grotere clusters uit de SIMPROF-analyse zijn verder bekeken (**Figuur 2.9**) en wat opvalt is dat er nogal wat verschil zit in de ruimtelijke verspreiding van deze clusters tussen de T_0 en T_1. In al deze clusters behoren Magelona en Nephtys soorten tot de dominante soorten. *Pontocrates altamarinus* en *Urothoe poseidonis* komen beide in drie van de vijf clusters voor, maar overlappen alleen in het lichtblauwe cluster.

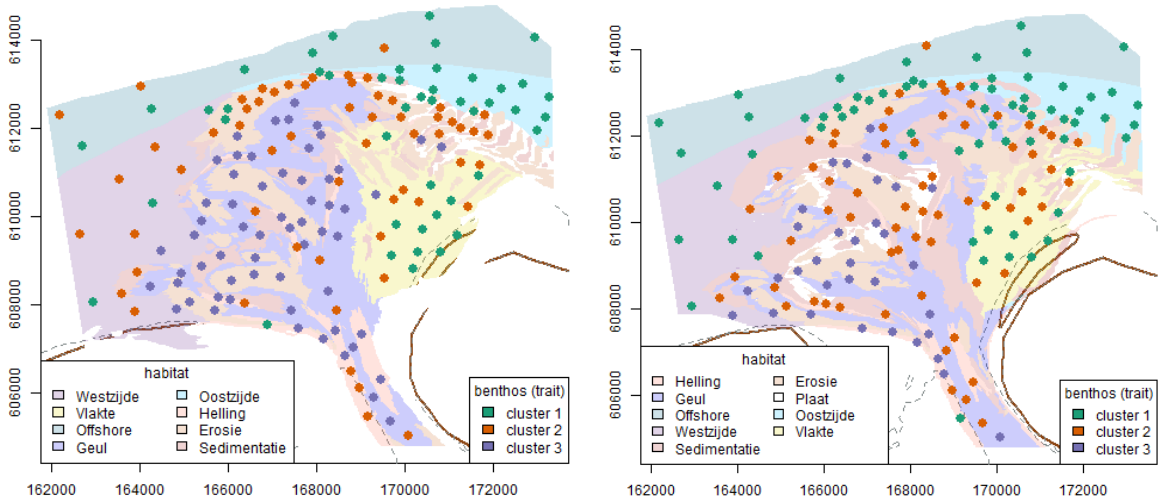
Het roze cluster is met name aanwezig in het deltagebied en het Borndiep, bevat voornamelijk *Bathyporeia pelagica, B. elegans en Haustorius arenarius* en is duidelijk uitgebreid (groter aantal roze monsterpunten) in de T_1. Ook het paarse cluster in het oostelijke en offshore gebied is toegenomen in aantal monsterpunten en bevat voornamelijk de schelpdieren (zwaardschede, zaagje en strandschelpen). Nog verder oostelijke en offshore is het groene cluster waar zich *Capitella* en naast zwaardschede ook de schelpdieren rechtsgestreepte platschelp (*Fabulina fibula*) en nonnetje bevinden. De omvang van het lichtblauwe cluster, op de vlakte en in de T_0 op de deltakop, is afgenomen en bevatte ook voornamelijk zwaardschede en nonnetje. Een deel van dit cluster op de deltakop is veranderd naar een nieuw cluster in de T_1, dit blauwe cluster bevat vooral de hartegel, zwaardschede en het ovaal zeeklitschelpje. De aanwezigheid van de hartegel op deze locatie is hierboven al besproken.



Figuur 2.9. *Links: de grotere clusters uit de SIMPROF-analyse in de T_0 (2017); rechts: dezelfde clusters met vergelijkbare soortensamenstelling in de T_1 (2019) (Schellekens en Verduin, 2020).*

Er is duidelijk overlap in soortensamenstelling tussen de verschillende clusters, het onderscheid wordt vooral veroorzaakt door minder abundante soorten. Deze kunnen gemakkelijk gemist worden bij het nemen van een boxcorer, waardoor toevalstreffers grote invloed hebben op de clusterindeling en er eigenlijk alleen naar de grote patronen gekeken moet worden.

De analyse op basis van benthoseigenschappen (trait-based methode, box 1) gebruikt ook een ordinatie (**Bijlage 4**), echter niet op basis van de soorten en aantallen maar op basis van bepaalde eigenschappen van het benthos. In tegenstelling tot de SIMPROF is hier een andere methode (Dunn-index) gebruikt om te bepalen of een verdere indeling in clusters nog iets toevoegt aan de verklaring van de variatie. De eerste stap, die de meeste variatie verklaart, is een indeling in twee clusters en deze splitst in de T_0 voornamelijk de delta (paarse cluster) af van de rest van het gebied (**Figuur 2.10**), in de T_1 splitst eerst het gebied offshore, oost en vlakte (groene cluster) af. Bij de volgende stap naar drie clusters wordt de indeling zoals in **Figuur 2.10**. In de T_0 worden het groene en oranje cluster gesplitst, terwijl in de T_1 het paarse en oranje cluster splitsen. In de T_0 lijken het groene en oranje cluster dus meer op elkaar dan op het paarse cluster. Terwijl in de T_1 het paarse en oranje cluster meer op elkaar lijken.



Figuur 2.10. *Links: de ruimtelijke spreiding van de 2017 monsters wanneer deze in drie clusters verdeeld worden, met onderliggend de 2017 habitatkaart. Rechts: de ruimtelijke spreiding van de 2019 monsters wanneer deze in drie clusters verdeeld worden, met onderliggend de 2019 habitatkaart.*

De verkorte beschrijving van de drie te onderscheiden clusters is:

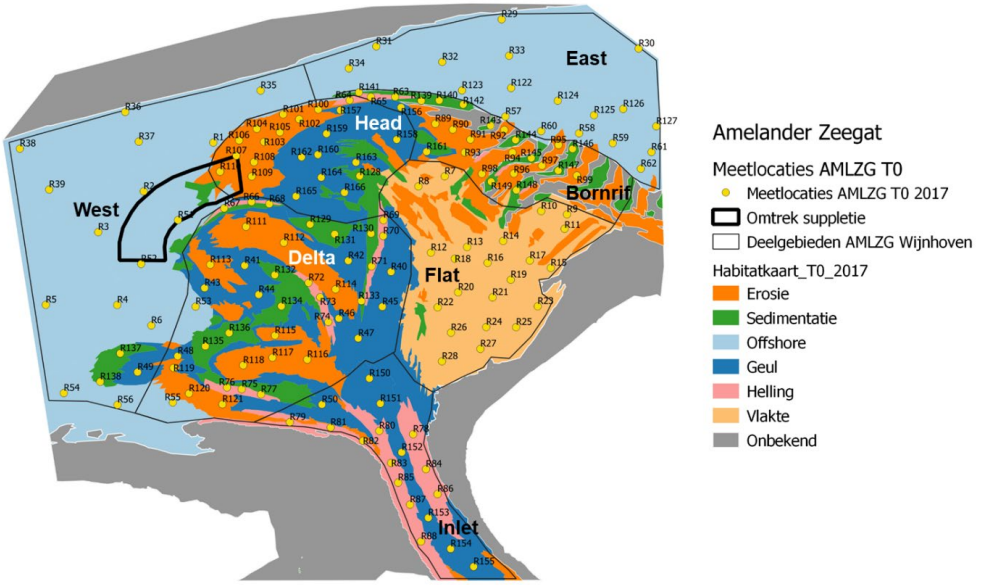
- Cluster 1 (offshore, Oost I, Oost II, vlakte en in 2019 ook Westzijde I en deltakop): De monsters onderscheiden zich door de aanwezigheid van soorten in de gemeenschap die middelmatig groot tot groot worden, een wat langere levensverwachting hebben, redelijk diep ingraven zitten, zich voeden met organisch materiaal uit de waterkolom, zich begraven en/of leven in een buis en waarbij de larven en eieren zich in de waterkolom ontwikkelen. Dit leest als de beschrijving van veel schelpdiersoorten, dit is dan ook in overeenstemming met verspreiding van de schelpdieren in het gebied (**Figuur b 1**-**Figuur b 8**). Het overlapt ook deels met het paarse cluster uit de SIMPROF-analyse (**Figuur 2.9**).
- Cluster 2 (sedimentatie en erosie gebieden): De monsterpunten onderscheiden zich door aanwezigheid van soorten met een zachte huid die zich voeden met aas en/of tot de roofdieren behoren en die zich iets onder het oppervlak bevinden. Met betrekking tot levensduur en lichaamsgrootte bevindt dit cluster zich tussen cluster 1 en 3, met een middelmatig grootte en levensduur. Het cluster zit in T_0 vooral op het Bornrif en de deltakop, en lijkt zich in de T_1 vooral naar de delta te hebben verplaatst. Er is hier enige overlap met het lichtblauwe cluster uit de SIMPROF-analyse (**Figuur 2.9**).
- Cluster 3 (geul en onder invloed van de geul): De monsterpunten onderscheiden zich door aanwezigheid van kleine en kortlevende soorten met een exoskelet die zich vrij kunnen bewegen, zich op de bodem bevinden en zich voeden met organisch materiaal dat zich op het bodemoppervlak bevindt. De larven en eieren van dieren in deze groep ontwikkelen zich voornamelijk lokaal. In de T_0 lijkt hier enige overeenkomst te zijn met het roze cluster uit de SIMPROF-analyse, maar in de T_1 heeft het roze SIMPROF cluster meer overlap met cluster 2 (**Figuur 2.9**)

De ruimtelijke verschillen tussen de T_0 en T_1 in de clusterindeling lijken grofweg overeen te komen met de waargenomen veranderingen in bathymetrie (**Figuur 1.2**). De veranderingen die in 2019 geobserveerd kunnen worden hebben voornamelijk betrekking op clustergrootte (aantal monsterpunten in een cluster) en de ruimtelijke ligging van de monsterpunten in een cluster. In 2019 is het areaal van de habitattypen 'erosie' en 'sedimentatie' toegenomen aan de uitlopers van habitattypen 'geul' en 'vlakte', die in areaal afgenomen zijn. Cluster 2 heeft hiervan kunnen profiteren en monsterpunten op die plekken zijn veelvuldig van cluster 3 (geul) in 2017 naar cluster 2 (overgang) gegaan. Cluster 1 heeft juist op de randen van cluster 2 wat meer monsterpunten gekregen in 2019.
Een duidelijke verandering is er te zien op de Deltakop waar de meeste punten van cluster zijn veranderd. Dus niet alleen zijn, zoals eerder werd beschreven de abiotiek en de soortensamenstelling, maar ook de soorteigenschappen hier veranderd.

De op deze manier onafhankelijk per jaar uitgevoerde clusterindelingen laten zien dat de dominante soorteigenschappen binnen een cluster nagenoeg onveranderd zijn gebleven tussen de beide jaren (**Figuur b 28**, **Figuur b 30**). Een subtiel verschil met 2017 is dat in 2019 in cluster 'offshore en vlakte' (clusternummer 1) soorten met een zacht lichaam (morphology – 'soft') en soorten die zich iets ingraven in het sediment (sediment position – '0-5') dominanter zijn geworden. In het 'overgang' cluster (clusternummer 2) zijn soorten die kunnen zwemmen (mobility - 'swim') en soorten die zich met organisch materiaal op de zeebodem voeden (feeding mode – 'surface deposit') iets dominanter geworden in 2019. Soorten die zich in een koker bevinden (living habitat – 'tube') zijn juist iets minder dominant geworden in dit cluster. In cluster 3 zijn de grotere soorten (size range – '>500) niet langer meer onderscheidend. Bovenstaande verschillen zijn echter subtiel.

De SIMPROF en trait-based methode laten consistentie in de aanwezigheid van gemeenschappen en eigenschappen in het totale gebied zien, maar laten ook zien dat hierin op de ruimtelijke schaal van het Amelander Zeegat veranderingen optreden. Er is al geprobeerd de resultaten van de trait-based methode te koppelen aan de habitattypen en de veranderingen daarin. Grofweg is daarin enige overlap zichtbaar, maar zoals al eerder aangeven lijkt de habitatindeling een beperkt onderscheidend vermogen voor het benthos te hebben. We koppelen de veranderingen tussen T0 en T1 niet aan de aanleg van de suppletie omdat het onduidelijk is of en zo ja hoe groot het aandeel van de suppletie is op de veranderingen in het omliggende gebied. Er worden op basis van de waargenomen veranderingen alleen hypotheses gevormd over de achterliggende oorzaken, zoals o.a. is gedaan in bijlage 4.

De BISI-methode probeert een stap verder te gaan door op basis van de indicatorsoorten de veranderingen te koppelen aan verstoring. Maar ook voor deze resultaten geldt dat het op dit moment niet mogelijk is om de veranderingen door de suppletie te onderscheiden van de natuurlijke veranderingen.
De BISI-score voor het totale gebied is voor beide jaren laag, wat aangeeft dat de benthossamenstelling van het Amelander Zeegat in negatieve zin anders is dan die van het referentiegebied (het ondiep zandig sublitoraal van de (zuidelijke) Noordzee). Dit is ook het geval als de analyse per deelgebied uitgevoerd wordt (**Figuur *2.11***). Dit is niet heel verrassend aangezien hier een zeer dynamisch gebied vergeleken wordt met een beperkt dynamisch gebied waarvan ook nog eens bekend is dat daarvan de biodiversiteit en biomassa hoger is. Slechts 22 van de 40 indicatorsoorten van het referentiegebied zijn aangetroffen in het Amelander Zeegat. Er is echter geen data beschikbaar van een beter referentiegebied.
De BISI-score laat echter ook zien dat de status is afgenomen van de T_0 naar de T_1, wat in lijn is met de eerder beschreven toename van opportunistische soorten kenmerkend voor een dynamisch gebied.



Figuur 2.11. *Overzichtskaart Amelander Zeegat met indeling in deelgebieden (ten behoeve van analyse op basis van de BISI) en ligging suppletiegebied (Wijnhoven, unpubl.).*

De volgende stap in de BISI-analyses is om op basis van de veranderingen in de indicatorsoorten hypotheses te vormen over mogelijke verstoringen en veranderingen die zijn opgetreden. De veranderingen in de meeste deelgebieden duiden op een toename in fysieke bodemverstoring, een toename van grof sediment en een toename van sedimentatie. In de deelgebieden Bornrif en East (**Figuur 2.11**) zijn deze veranderingen tegengesteld, en voor beide deelgebieden wordt er afname in dynamiek gesuggereerd. In de vijf andere deelgebieden, wordt er op basis van de indicatorsoorten gesuggereerd dat er zowel een toename in dynamiek (afname hoogdynamisch) als een afname in dynamiek (afname laagdynamisch) heeft plaatsgevonden.

De verschillende analyses laten zien dat er op zeer lokale schaal (een monsterpunt 0,078 m^2), het veranderen van een monsterlocatie naar een andere cluster, duidelijke veranderingen in soortsamenstelling en dichtheid hebben plaatsgevonden. Deze kunnen mogelijk gelinkt worden aan de veranderingen in bathymetrie, maar worden beperkt verklaard door andere omgevingsvariabelen. De analyses roepen wel de vraag op hoe representatief een boxcorer-monsterpunt is (dat exact dezelfde locatie bemonsterd is, is nagenoeg uitgesloten), en of een vergelijkbaar resultaat niet verkregen was als in 2017 op iedere locatie meerdere happen genomen zouden zijn en deze met elkaar vergeleken zouden zijn. Met name in soortsamenstelling kan het net wel of niet vinden van een of enkele individu(-en) van een (indicator)soort al duidelijk effect hebben op de resultaten. Veranderingen in abundantie kunnen daarnaast ook nog veroorzaakt zijn door temporele variatie die buiten de veranderingen op de schaal van het Amelander Zeegat liggen, bijvoorbeeld succesvolle reproductie. Zo betekent een afname in bijvoorbeeld strandschelpen niet noodzakelijkerwijs dat de omgeving van het Amelander Zeegat voor deze soort verslechterd is. De strandschelpen hadden een zeer goede recruitment in 2017 en zijn sindsdien langs de gehele Nederlandse kust weer afgenomen (Perdon e.a., 2019). De veranderingen op kleine schaal zijn ondanks de uitgebreide analyses lastig te duiden, en zeker niet expliciet aan de suppletie te koppelen.

2.3 Zandspiering en andere vissoorten in de buitendelta

Het Amelander Zeegat vormt de verbinding tussen de Waddenzee en de Noordzeekustzone. Dit is een belangrijke verbinding voor juvenielen van enkele vissoorten die naar en van hun opgroeigebieden in de Waddenzee bewegen en voor verschillende soorten trekvis. Voor de meest vissoorten die algemeen voorkomen in de Noordzee wordt er niet verwacht dat dit gebied een voorkeurshabitat vormt. Naar verwachting zullen er namelijk weinig tot geen soorten zijn die de hoge dynamiek die voorkomt in het Amelander Zeegat als optimaal habitat verkiezen (Leopold en Baptist, 2016).
De habitatkarakteristieken van de ondiepere zones van het Amelander Zeegat hebben gelijkenissen met de ondiepe kustzones (vooroever) en de banken in de Waddenzee. Het is daarom de verwachting dat het Amelander Zeegat ook aantrekkelijk is voor juveniele (plat)vis als opgroeihabitat (Teal en van Keeken, 2011). Daarnaast heersen er vergelijkbare omstandigheden als in het Marsdiep (Couperus e.a., 2016), de Voordelta (Tien e.a., 2017) en de kustzone (van Hal, 2017); gebieden waar zandspiering een aanzienlijk deel van de aanwezige visbiomassa vormt. De aanwezigheid van foeragerende zeevogels in het Amelander Zeegat suggereert ook dat er zandspiering of andere pelagische vis aanwezig is.
Vanwege het belang van zandspiering als prooisoort voor vogels en zeezoogdieren en door de duidelijke relatie van deze soort die een groot deel van zijn leven zit ingegraven met het sediment, is ervoor gekozen gericht zandspiering te bemonsteren tijdens het veldwerk in het Amelander Zeegat. Voor de bemonstering is een zandspieringkor gebruikt, een aangepast gesleept bodemvistuig waarbij pinnen door het sediment getrokken worden en de zandspiering eruit jagen (van Hal, 2017). Er is ’s nachts bemonsterd omdat dan het gehele jaar door de meeste zandspiering zich in het sediment bevind.

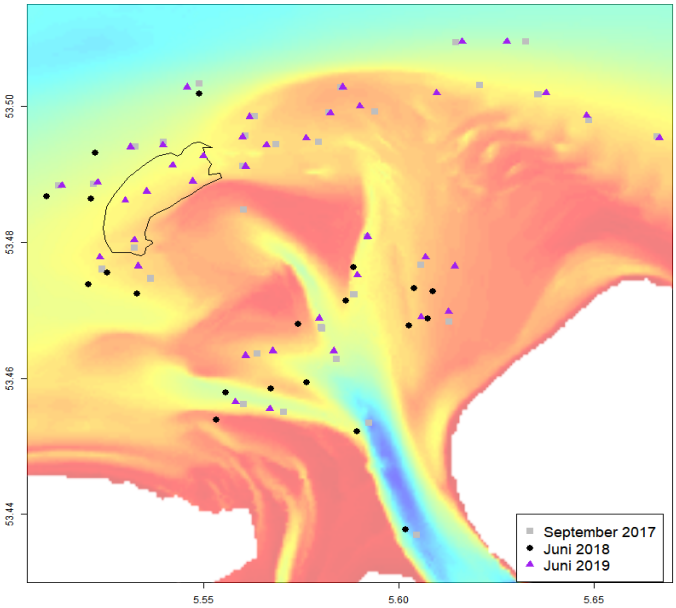
Om een basisbeeld en uitgangssituatie (T_0-situatie) te krijgen van de aanwezigheid en verspreiding van zandspieringen in de buitendelta’s is er in september 2017 en vervolgens in juni 2018 een gerichte bemonstering op deze soorten uitgevoerd in het Amelander Zeegat (van Hal, 2017; van Hal, 2018). De bemonstering in juni 2018 kon wegens slechte weersomstandigheden slechts gedeeltelijk worden uitgevoerd. Na pilotsuppletie is er in juni 2019 opnieuw bemonsterd (van Hal en Volwater, 2019). De ruimtelijke verspreiding van de zandspieringbemonstering voor de verschillende jaren is

weergeven in **Figuur 2.12**. De suppletielocatie kon alleen in 2019 bemonsterd worden omdat tijdens de 2017 bemonstering er meetapparatuur op de suppletielocatie stond. Bovendien is naar aanleiding van de eerste bevindingen van de T_0-visbemonstering de oorspronkelijke geplande suppletielocatie verkleind (van Hal, 2017).

De bemonsteringen laten zien dat zandspiering zo wel voor als na de suppletie verspreid is aangetroffen over het bemonsterde deel van het Amelander Zeegat. Naast zandspiering werden er vooral garnalen (*Crangon crangon*) gevangen. Daarnaast werden onder andere de juveniele platvissen: schol (*Pleuronectes platessa*), tong (*Solea solea*) en schar (*Limanda limanda*) gevangen.

2.3.1 Zandspiering

Er zijn drie soorten zandspiering aangetroffen, waarvan veruit de meeste gedetermineerd zijn als kleine zandspiering (*Ammodytes tobianus*), gevolgd door Noorse zandspiering (*A. marinus*). Alleen in 2017 en 2019 is ook smelt (*Hyperoplus lanceolatus*) gevangen. De T_0-bemonstering liet zien dat zandspiering zo goed als overal in het bemonsterde gebied voorkwam. De kleine zandspiering lijkt een voorkeur te hebben voor de wat ondiepere gebieden, terwijl de Noorse zandspiering de diepere gebieden prefereert. Dit is in overeenstemming met de waarnemingen in de voordelta (Tien e.a., 2017) en het algemene veronderstelde verspreidingspatroon waarbij de kleine zandspiering voornamelijk in de kustzone voorkomt en de Noorse zandspiering vooral offshore. Desondanks overlapt de verspreiding van beide soorten in de buitendelta. Smelt werd maar sporadisch gevangen. Er werden in 2017 relatief hoge concentraties juveniele zandspiering aangetroffen in het meest oostelijke deel van het toenmalige zoekgebied voor de zandsuppletie. Op basis hiervan is er in dit gebied niet gesuppleerd. In 2018 kon hier helaas niet bemonsterd worden. Tijdens die bemonstering werden er relatief hoge concentraties zandspiering ten zuidwesten van de suppletielocatie aangetroffen. Op dat moment was men al begonnen met het suppleren van de twee "piramides" in het zuidoostelijke deel (**Figuur 1.6**).



Figuur 2.12. *Bathymetriekaart (2017) van het Amelander Zeegat met de uitgevoerde vistrekken per jaar.*

In 2019, tijdens de T_1-bemonstering kon het gehele gebied bemonsterd worden, inclusief het gebied waar de suppletie was uitgevoerd (**Figuur 2.12**). De hoogste aantallen zandspiering werden aangetroffen op de suppletielocatie, gevolgd door de voormalige zoekgebieden[1] ten zuiden en oosten van de suppletie (**Figuur 2.13**). In de rest van het bemonsterde gebied werden weinig tot geen zandspieringen aangetroffen. De dichtheden op de suppletie waren hoger dan van alle locaties bemonsterd in de T_0. Ondanks dat waren de dichtheden op de suppletielocatie nog steeds laag in

[1] Oorspronkelijk was er een groter gebied aangewezen voor de mogelijk suppletie. Dit besloeg extra oppervlakte ten zuiden en te oosten van de uiteindelijke suppletie. Deze gebieden konden in de T_0 wel bemonsterd worden.

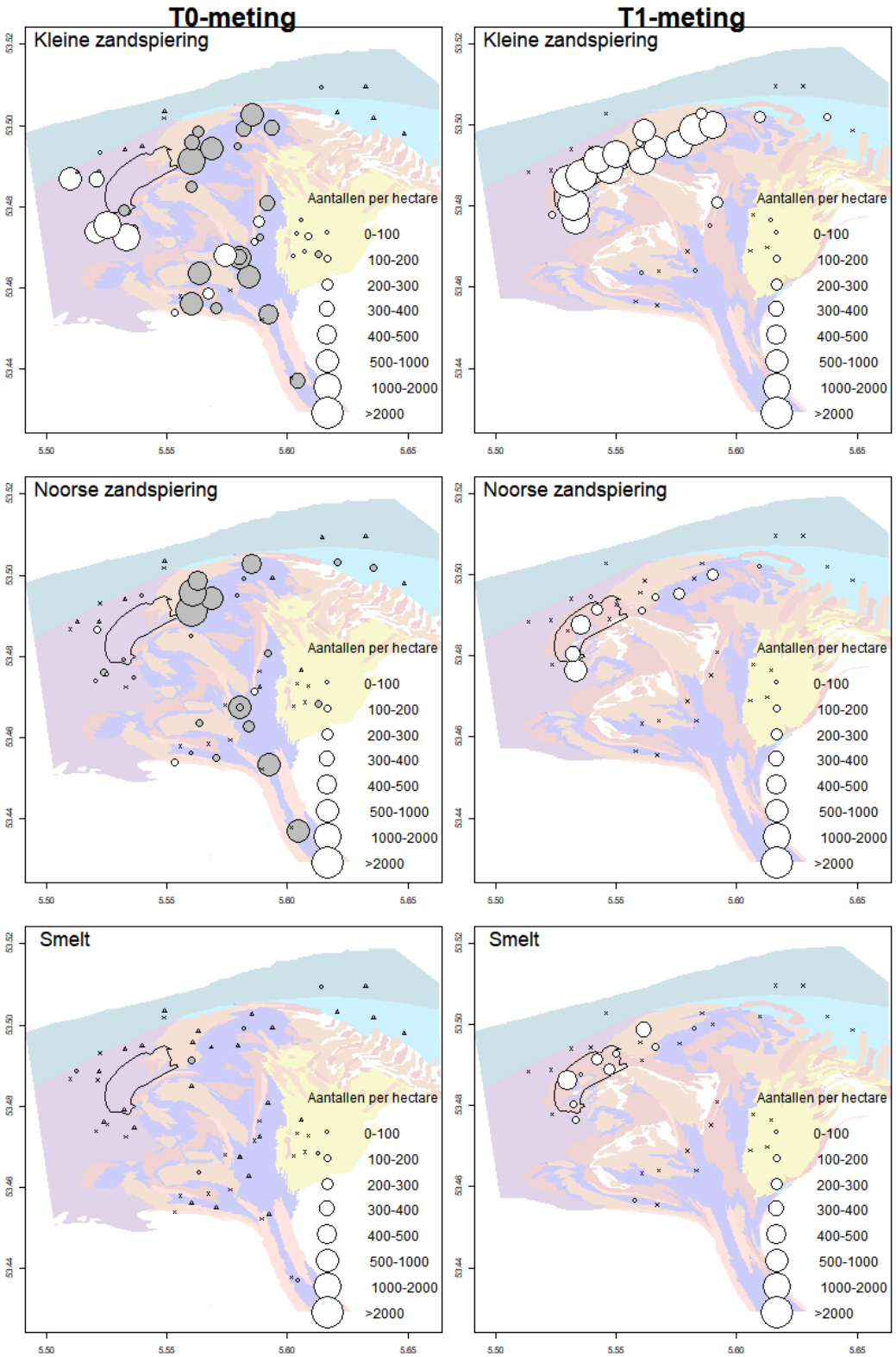
vergelijking met andere studies (Holland e.a., 2005; Greenstreet e.a., 2006; Engelhard e.a., 2008; Ltd., 2012). Een deel van het verschil zal veroorzaakt zijn door methodische verschillen, o.a. tuig en het moment van bemonsteren. Hierdoor is het niet goed mogelijk om de studies met elkaar te vergelijken en een inschatting te maken van het belang van de buitendelta.
De lengte van de gevangen zandspiering varieerde van 72 tot 170 mm. De zandspieringen van verschillende lengtes worden door elkaar op dezelfde locaties aangetroffen. De leeftijd van de zandspieringen varieerde tussen nul en drie jaar, de meerderheid was een jaar oud. In tegenstelling tot de bemonstering in september 2017, werd er nergens een duidelijke concentratie van 0-jarige zandspiering gevonden. Mogelijk is dit een seizoenseffect. Een deel van de 0-jarige zandspiering was tijdens de juni-bemonstering nog niet volledig ontwikkeld, of was dusdanig klein dat ze nog door de mazen pasten.

Een vergelijking T_0-T_1 is maar beperkt mogelijk (van Hal e.a., 2018):

- T_0-2017 (van Hal, 2017) is uitgevoerd in een andere periode (najaar)
- T_0-2018 (van Hal, 2018) maar een beperkte ruimtelijke dekking
- Geen van beide T_0-bemonstering is uitgevoerd op de suppletielocatie.

Tijdens de T_0-bemonsteringen werden hoge aantallen zandspiering gevangen in de beide voormalige zoekgebieden, ten oosten en zuiden van de suppletie (**Figuur 2.13***)*. Op basis van deze vangsten was de verwachting dat de zandspieringen tijdens de T_0-bemonsteringen ook voorkwamen in het tussenliggende gebied van de suppletie (van den Bogaart e.a., 2019), maar dit kon niet worden geverifieerd. De T_1-situatie met veel zandspiering nabij en in het gebied van de suppletie (**Figuur 2.13**), lijkt dus vergelijkbaar met de T_0.
Er werden in de T_1 echter lagere dichtheden aangetroffen in met name het gebied van de Ebschaar en Ebplaat ten opzichte van de T_0. Er werden nog wel enkele exemplaren gevangen, maar veel minder dan in de T_0. Een mogelijke verklaring hiervoor is de toegenomen dynamiek en de verondieping in de dit gebied. Met name het ontstaan van de droogvallende platen kan dit gebied minder geschikt hebben gemaakt voor zandspiering.
Er is in de T_1 dus een duidelijke concentratie van zandspiering zichtbaar op en nabij de suppletie. Een mogelijk verklaring zou de sedimentsamenstelling en organische stofgehalte van de suppletie kunnen zijn, echter deze zijn vergelijkbaar met het omliggende gebied (**Figuur 2.3**). De verhoging van de bodem door de suppletie heeft mogelijk wel een groter gebied aan de buitenzijde van de buitendelta beschikbaar gemaakt voor met name de kleine zandspiering die de voorkeur geeft aan ondieper water om zich in te graven. Echter zijn er andere locaties in het gebied met een vergelijkbare diepte. Een andere mogelijkheid is dat door het suppleren het zand nog niet volledig ingeklonken is (Román-Sierra e.a., 2014). Dit kan er voor gezorgd hebben dat de zandspiering zich gemakkelijker kan ingraven, en er meer zuurstof beschikbaar is wanneer ze zijn ingegraven.

Een andere verklaring voor de verspreiding van zandspiering binnen het Amelander Zeegat kan de aanwezigheid van schelpdieren in het sediment zijn. De hypothese is dat de aanwezigheid van schelpdieren zandspiering bemoeilijkt om zich in te graven in het sediment, net zoals bodemschuifspanning een negatief effect kan hebben op het ingraven (Endo e.a., 2019). De resultaten uit de zandspieringbemonstering (**Figuur 2.13**; **Figuur b 1**) doen vermoeden dat op plekken met een hoge schelpdierdichtheid lage dichtheden zandspiering worden aangetroffen en andersom. Dit zou kunnen betekenen dat de lokale afname van schelpdieren op de suppletielocatie een positief effect op de aanwezigheid van zandspiering heeft kunnen hebben. Echter is dit niet een-op-een aan te tonen. Waarschijnlijker is dat de geobserveerde verschillen veroorzaakt zijn door natuurlijke variatie in dagelijkse of jaarlijkse verspreiding en abundantie.
Smelt is in groter aantallen gevangen in de T_1-bemonstering dan in de T_0-bemonstering, toen ze nauwelijks werden aangetroffen (**Figuur *2.13***). Ook voor smelt geld de concentratie op de suppletie. Er is geen duidelijke verklaring voor de toename van smelt, waarschijnlijk is de oorzaak natuurlijke variatie in de hoeveelheid aanwezige individuen.

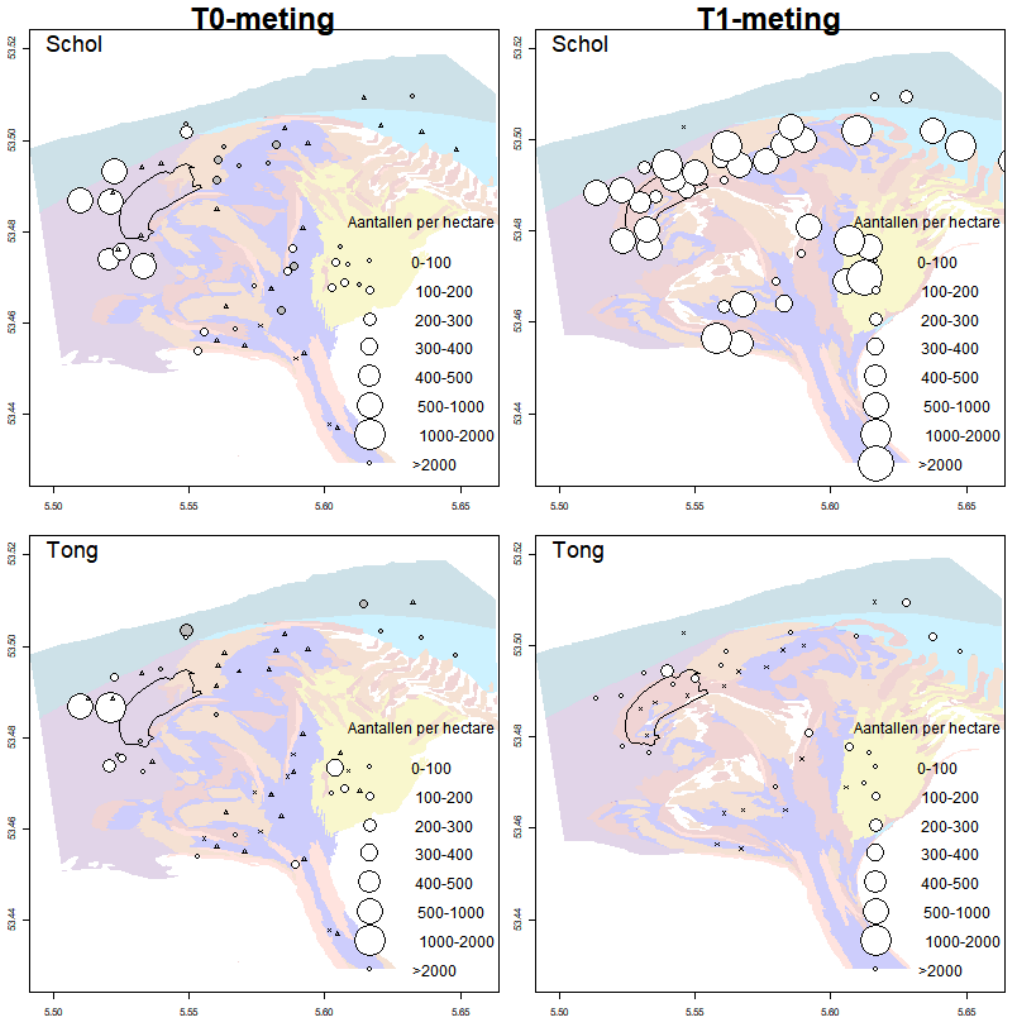


Figuur 2.13. *Aantal zandspiering per hectare. Boven: Kleine zandspiering; Midden: Noorse zandspiering; Onder: Smelt. T_0-bemonstering (links), grijze cirkels september 2017 en witte cirkels juni 2018. T_1-bemonstering (rechts), witte cirkels juni 2019. Een Δ voor 2017 en een x voor 2018 en 2019 geven een nulvangst weer, geen individuen van de desbetreffende soort zijn gevangen.*

2.3.2 Platvissen

Schol en tong zijn de enige twee platvissoorten die in noemenswaardige aantallen zijn gevangen tijdens de bemonsteringen. Van deze twee is voornamelijk juveniele schol in de T_1 in grote aantallen verspreid over het geheel bemonsterde gebied aangetroffen (**Figuur 2.14**). In vergelijking met de T_0-bemonstering zijn de vangsten van schol in de T_1 aanzienlijk hoger, waarbij alle gevangen exemplaren hoogstwaarschijnlijk 0-jarig zijn (< 8 cm) en als larven zijn gesetteld in het Amelander Zeegat eerder

in het voorjaar. Het is bekend dat de hoeveelheid (jaarklassterkte) en locatie waar jonge schol zich vestigt sterk kan variëren (gestuurd door de stroomsterkte langs de kust tijdens de pelagische fase (Bolle e.a., 2009)). Het verschil tussen de T_0 en T_1 is dus hoogstwaarschijnlijk het gevolg van natuurlijke jaarvariatie. Schol lijkt geen onderscheid te maken tussen het suppletie en de overige gebieden, wat suggereert dat de habitatkwaliteit tussen de gebieden vergelijkbaar is. De hoogste dichtheden tong in de T_1 zijn aangetroffen op de suppletie (**Figuur 2.14**), terwijl in de T_0 hogere dichtheden direct ten westen van de suppletie werden aangetroffen. In tegenstelling tot schol, zijn de gevangen tongen geen 0-jarige maar al oudere exemplaren. Tong paait later dan schol, waarbij de 0-groep zich over het algemeen pas in juni in de opgroeigebieden vestigt (Teal e.a., 2008). Dat 0-groep tong in zowel de T_0 als in de T_1 ontbrak, is waarschijnlijk omdat de 0-groep nog niet gevestigd was ten tijde van de bemonstering of dat individuen door de mazen van het gebruikte vistuig hebben kunnen ontsnappen.

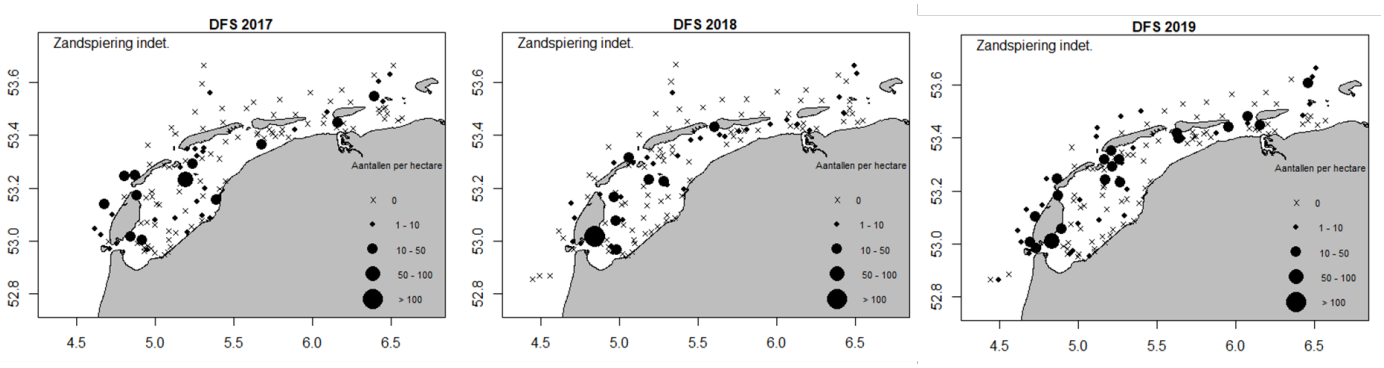


Figuur 2.14. *Aantal platvis per hectare. Boven: Schol; Onder: Tong; T_0-bemonstering (links), grijze cirkels september 2017 en witte cirkels juni 2018. T_1-bemonstering (rechts), witte cirkels juni 2019. Een Δ voor 2017 en een x voor 2018 en 2019 geven een nulvangst weer, geen individuen van de desbetreffende soort zijn gevangen.*

2.3.3 Demersal Fish Survey (DFS)

Om de vangsten met de zandspieringkor in het Amelander Zeegat in een breder perspectief te plaatsen, zijn de vangsten van zandspiering en schol in de Demersal Fish Survey (DFS) voor de overlappende jaren 2017 - 2019 gebruikt. Doel hiervan is inzicht te krijgen in de verspreiding van zandspiering in het Amelander Zeegat in relatie tot de wijdere omgeving in en de jaarlijkse variatie van het aantal schol in de kustzone. Echter, een vergelijking van de DFS-vangsten met die van het zandspieringkor is maar zeer beperkt mogelijk. Ten eerste zijn er geen vergelijkende trekken uitgevoerd tussen de twee vistuigen waardoor de relatieve vangstefficiëntie onbekend is. Ten tweede,

enkel in 2017 zijn de zandspiering- en DFS-bemonstering in dezelfde periode uitgevoerd, in 2018 en 2019 zijn ze in verschillende perioden uitgevoerd. Als laatste is de zandspieringbemonstering 's nachts uitgevoerd wanneer zandspiering zich in het sediment bevindt, in tegenstelling tot de DFS waar overdag wordt gevist. Dat laatste is waarschijnlijk niet zo'n groot probleem omdat zandspiering redelijk honkvast is en zich slechts verspreidt over een beperkt gebied vanaf de zandbank waar ze zich ingraven (Laugier e.a., 2015). Op basis van deze aanname zouden de DFS-vangsten inzicht kunnen geven in het voorkomen van zandspiering in de kustzone. Echter, zandspiering laat in de DFS een zeer variabel verspreidingspatroon zien en het aantal trekken zonder zandspiering impliceert dat het gebruikte vistuig ongeschikt is om zandspiering te bemonsteren (**Figuur 2.15**). Een andere verklaring voor het grote aantal nulvangsten kan gevonden worden door het foerageergedrag van zandspiering. Overdag foerageert zandspiering veelal in scholen, hierdoor is de verspreiding overdag onregelmatiger dan wanneer zandspiering ingegraven is in het zand (van Deurs e.a., 2011). Toch is het duidelijk dat hogere dichtheden worden aangetroffen rond de eilanden en daarmee ook in de zeegaten.



Figuur 2.15. *Aantal zandspiering indet. (kleine- en Noorse zandspiering) per hectare in de DFS van 2017, 2018 en 2019. Een x geeft een nul waarneming weer, geen individuen van de desbetreffende soort(en) is gevangen.*

Naast de grote aantallen jonge schol in de zandspieringbemonstering van juni 2019, zijn ook zeer grote aantallen schol aangetroffen in het najaar van datzelfde jaar tijdens de DFS. Hiermee is het zeer aannemelijk dat de grote aantallen schol in de zandspieringbemonstering eerder in dat jaar te wijten zijn aan de jaarlijkse variatie veroorzaakt door de hoeveelheid larven en waar de larven terechtkomen langs de kust, de zogenaamde jaarklassterkte (Bolle e.a., 2009). Daarnaast is de toename in aantallen schol in de T_1-bemonstering ten opzichte van de T_0-meting over de gehele Waddenzee en grote delen van de Noordzeekustzone waargenomen en niet enkel rond het Amelander Zeegat. De hoge aantallen schol gevangen op de suppletielocatie in de T_1-bemonstering zijn hoogstwaarschijnlijk geen indicatie van een aantrekking van de aangelegde suppletie, maar geven eerder een indicatie van de jaarlijkse variatie in aanwas van juveniele schol.

2.4 Zeevogels rond het Amelander Zeegat

Er komen geen zeevogelsoorten exclusief voor in de zeegaten in het Waddengebied. Wel is gesuggereerd dat voornamelijk grote sterns (*Thalasseus sandvicensis*) als gespecialiseerde viseter, een voorkeur hebben voor de buitendelta's van zeegaten (van der Wal e.a., 2018). In mindere mate is dit het geval voor dwergsterns (*Sternula albifrons*). Van de schelpdieretende vogels heeft de zwarte zee-eend (*Melanitta nigra*) een voorkeur voor de Waddenkust inclusief de zeegaten (Leopold en Baptist, 2016).

2.4.1 Grote stern

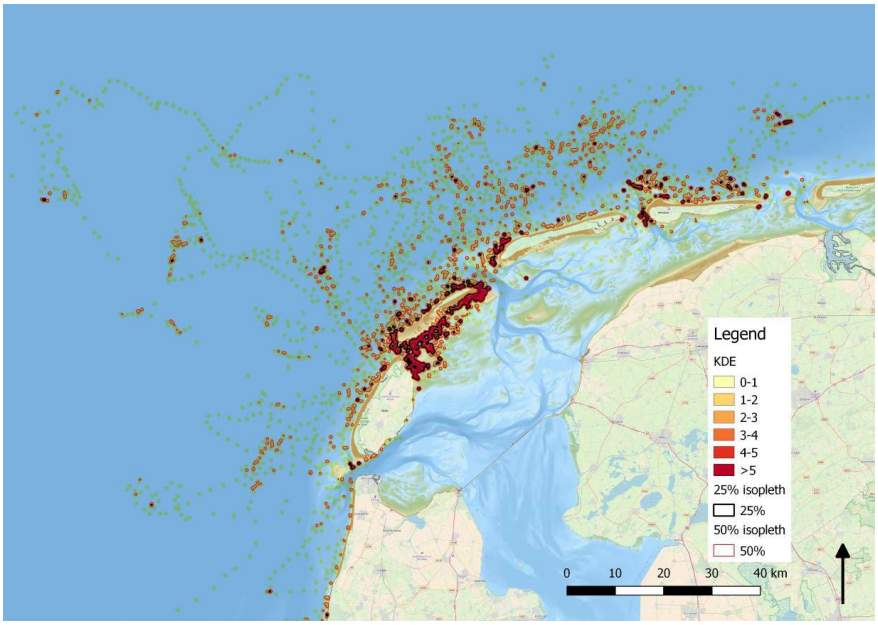
Gespecialiseerde viseters zijn afhankelijk van een beperkt aantal vissoorten voor hun dieet, en hebben daardoor een beperkte flexibiliteit om over te gaan op alternatieve voedselbronnen. Het dieet van grote sterns bestaat exclusief uit haring, sprot (*clupeidae*) en zandspiering (*ammodytidae*), waarbij zandspiering tot wel 60% van het totale dieet kan uitmaken (Stienen e.a., 2000; Courtens e.a., 2017). Zandspiering bevindt zich gedurende de nacht voornamelijk in het sediment en foerageert overdag in de waterkolom, terwijl haring en sprot zich juist gedurende de nacht meer naar de

oppervlakte bewegen (Blaxter en Parrish, 1965; van Deurs e.a., 2011). Omdat grote sterns zichtjagers zijn kunnen ze alleen overdag foerageren en daarom is zandspiering belangrijk in de voedselvoorziening van de grote stern (Stienen e.a., 2000). De verspreiding van zandspiering als een van de voornaamste prooien van de grote stern hangt als bodemgebonden soort waarschijnlijk samen met de samenstelling van het sediment waarin ze zich ingraven (Tien e.a., 2017). Doordat de veranderingen in de sedimentsamenstelling op zowel de suppletielocatie als in de overige delen van de buitendelta minimaal lijken, is het onwaarschijnlijk dat het voedselaanbod voor de grote stern is beïnvloed als gevolg van sedimentveranderingen.

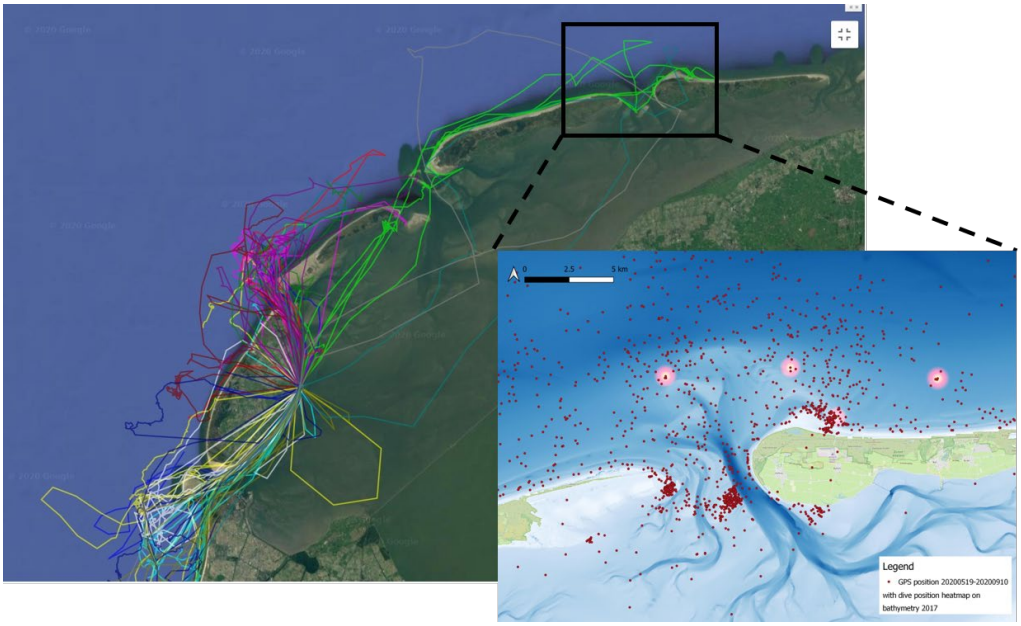
Grote sterns komen in het voorjaar vanuit hun overwinteringsgebieden naar Nederland om hier te broeden en vervolgens hun jongen groot te brengen (Stienen, 2005). Het Waddengebied is voor deze soort een belangrijk broedgebied met meer dan de helft van alle broedparen in Nederland (Boele e.a., 2020). Bekende broedkolonies in het Waddengebied zijn o.a. Utopia (Texel), Griend en Feugelpôlle (Ameland). Het aantal broedparen in de kolonies op Texel en Griend was in 2018 in vergelijking met 2017 behoorlijk stabiel maar laag vergeleken met eerdere jaren (met ca 7000 paren op Texel en 1500 op Griend (Boele e.a., 2020). In 2019 en 2020 broedden er ca 3200 resp. 4500 paren grote sterns op Griend, fors meer dan de voorgaande jaren. Het aantal op Texel was in 2019 en 2020 vergelijkbaar met 2017/2018, ca 6500. Sinds 2000, broeden op de Feugelpôlle op Ameland aan het Amelander Zeegat grote sterns, echter in 2017 zijn als gevolg van hoogwater alle jongen omgekomen. In de jaren daarna zijn de grote sterns niet teruggekeerd naar deze broedlocatie. Op basis van zendergegevens lijken grote sterns van Texel een voorkeur te hebben voor de buitendelta's van de zeegaten als foerageerlocatie (Leopold en Baptist, 2016; van den Bogaart e.a., 2019). Dit houdt vermoedelijk verband met de golfwerking en sterke stroming en het voorkomen van stroomnaden in de buitendelta's waardoor vissen naar de oppervlakte (mee)gedreven kunnen worden en hierdoor beter bereikbaar worden voor foeragerende zeevogels die vanuit de lucht hun prooi belagen (Leopold en Baptist, 2016).

De aangetroffen dichtheden van zandspiering in de T_0-bemonstering waren laag in vergelijking met andere studies in bekende zandspiering gebieden (van Hal, 2018). Desondanks werd het Amelander Zeegat geregeld aangedaan gedurende foerageervluchten door (met name in 2018 en in mindere mate in 2020) gezenderde grote sterns afkomstig van Texel. Dit is gebleken uit de resultaten van een pilotstudie waarin in mei van 2018 vijf grote sterns voorzien waren van een GPS-logger. Van drie van de vijf in 2018 gezenderde grote sterns zijn de GPS-tracks gebruikt om zogenoemde "heatmaps" samen te stellen. Alleen gps-locaties boven zee zijn opgenomen in de heatmaps, zodat exclusief foerageerlocaties in kaart gebracht kunnen worden (Baptist en Leopold, 2018). Duidelijk is het gebruik van de zeegaten als foerageerlocatie, waarbij het Amelander Zeegat ook bezocht werd tijdens de suppletiewerkzaamheden (**Figuur 2.16**).

Uit de T_1 zandspiering bemonstering blijkt dat de hoogste dichtheden van zandspiering op en rond de locatie van de suppletie zijn waargenomen, daar waar in de T_0 bemonstering zandspiering meer verspreid over het gebied werd aangetroffen (van Hal en Volwater, 2019). Er zijn tijdens de zandspieringbemonsteringen geen waarnemingen aan het foerageergedrag van grote sterns in het Amelander Zeegat uitgevoerd, waardoor een directe link tussen foerageergedrag en prooisoorten niet gemaakt kan worden. In mei 2020 is een vervolg op de pilotstudie met gezenderde grote sterns op Texel van start gegaan. In deze vervolgstudie zijn vijftien grote sterns in de broedkolonie Wagejot op Texel gezenderd. Resultaten van deze studie zijn nog niet beschikbaar, de foerageervluchten van deze individuen waren wel online te volgen (alleen de meest recente 3 dagen waren beschikbaar, voor voorbeeld zie **Figuur 2.17**). Foerageervluchten laten zien dat de zeegaten veelvuldig worden aangedaan, waaronder ook het Amelander Zeegat (**Figuur 2.17**). Het totaal beeld is nog niet geanalyseerd, maar de Texelse sterns foerageerden vooral in de westelijke Waddenzee, in het Marsdiep en het Eierlandse gat en langs de Noordzeekust van Texel. Dat de actieradius van grote sterns niet beperkt is tot gebieden nabij hun broedkolonie blijkt uit het feit dat ze een gebied kunnen bestrijken tot 1900 km^2, met foerageervluchten met een gemiddelde straal van 27 km (Fijn e.a., 2017). Zoals blijkt uit de waarnemingen van de gezenderde sterns valt het Amelander Zeegat voor Texelse sterns binnen het bereik van de vogels, en geldt dit zeker voor vogels van de broedkolonie op Griend die binnen deze gemiddelde straal valt.



Figuur 2.16. *Heatmap van de foerageervluchten van drie gezenderde grote sterns, op Texel tijdens de pilotstudie in 2018, in het Waddengebied en de Noordzee (Baptist en Leopold, 2018).*

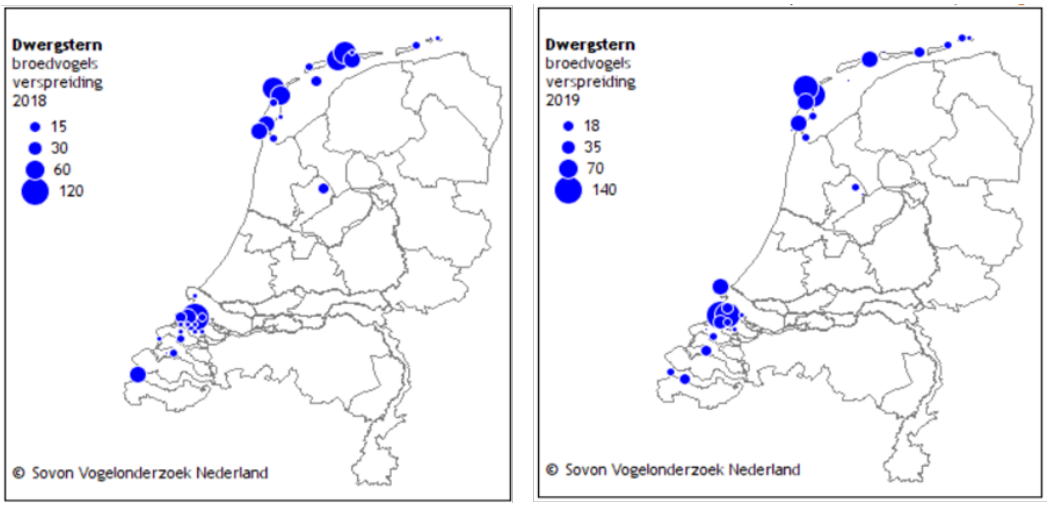


Figuur 2.17. *Momentopname van de foerageervluchten in de periode van zes tot tien juni 2020 van de vijftien gezenderde grote sterns op Texel (Wagejot broedkolonie). Bron: http://www.uva-bits.nl/project/foraging-locations-of-sandwich-tern-in-an-ebb-tidal-delta/, geraadpleegd op 19-06-2020. Ingezoomd zijn de eerste resultaten van de zenderstudie voor het Amelander Zeegat weergegeven, er zijn vier foerageerduiken (oplichtend rood) waargenomen in de periode mei – oktober 2020.*

Tijdelijke verstoringen zoals een toename in de troebelheid van het water kunnen gevolgen hebben op het vangstsucces van de grote stern. Het vangstsucces van grote sterns laat een optimum zien bij een Secchi doorzicht tussen de 1,5 en 2,0 meter (Baptist en Leopold, 2010). Vanwege het ontbreken van onderzoek naar het foerageergedrag van grote sterns rondom de aanleg van de suppletie is onbekend of de suppletie nadelige effecten heeft gehad op het doorzicht en daarmee voor het gebruik van het Amelander Zeegat door grote sterns. Indien het Amelander Zeegat als belangrijke foerageerlocatie dient voor de Griendse sterns, dan zouden de werkzaamheden omtrent de zandsuppletie ervoor gezorgd kunnen hebben dat de grote sterns elders in het Waddengebied naar hun voedsel moesten zoeken. Mits elders voldoende voedsel beschikbaar was, is het aannemelijk dat deze tijdelijke verstoring geen nadelige gevolgen hebben gehad.

2.4.2 Dwergstern

Ook voor de dwergstern is zandspiering een zeer belangrijke prooisoort. Als strandbroeder verkiest de dwergstern rustige en hoog-dynamische stranden als broedhabitat. In het Waddengebied zijn deze habitats veelal op eilandkoppen en -staarten te vinden, aangrenzend aan de zeegaten. In 2018 was de dwergstern zeer succesvol op de zuidpunten van zowel Texel als Vlieland en het westen van Ameland (o.a. Feugelpôlle) (**Figuur 2.18**). In tegenstelling tot de afwezigheid van de grote stern op de Feugelpôlle in 2018, is hier een grote toename in het aantal broedparen van dwergsterns waargenomen (Engelmoer, 2018). Met een beperkte actieradius, van maar een paar honderd tot maximaal ongeveer 1500 meter, foerageren dwergsterns doorgaans in ondiep water dichtbij de broedlocatie (Beijersbergen, 2016). Voor hun voedselvoorziening zijn ze dus aangewezen op lokaal beschikbaar voedsel. Vanwege het voorkomen van grote broedkolonies dwergsterns in de directe nabijheid van zeegaten, zijn buitendelta's vermoedelijk van zeer groot belang voor deze soort in het Waddengebied (Leopold en Baptist, 2016). Dwergsterns zijn vanwege die beperkte actieradius vermoedelijk kwetsbaar voor veranderingen in lokaal voedselaanbod. Hoewel het merendeel van de vistrekken in de T_1 zandspiering bemonstering vermoedelijk buiten het foerageergebied van de dwergstern zijn uitgevoerd, wijzen de resultaten er op dat het aanbod zandspiering in het Amelander Zeegat niet is veranderd door toedoen van de zandsuppletie. Vergeleken met grote sterns hebben dwergsterns kleinere vis nodig en zijn ze minder kieskeurig qua soortkeuze.



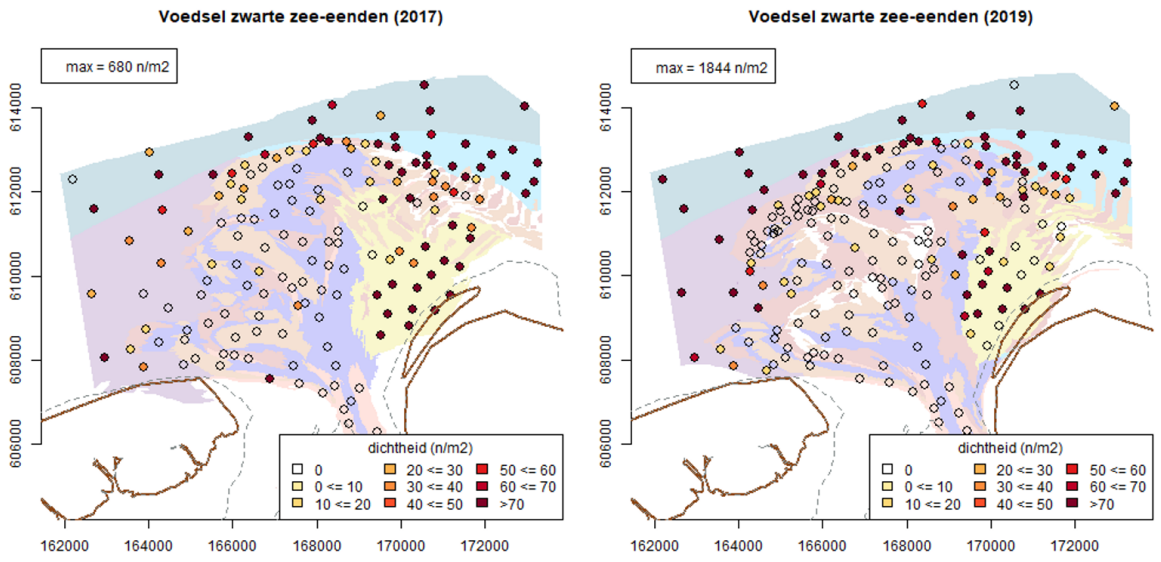
Figuur 2.18. *Verspreiding van het aantal dwergsterns in hun broedkolonies in 2018 (links) en 2019 (rechts). Bron: https://www.sovon.nl/nl/soort/6240.*

In 2017 waren er in de nabijheid van het Amelander Zeegat kolonies op de Vliehors, Vlieland (44 broedparen) en het Groene Strand, Ameland (nieuwe vestiging, 42 broedparen). Echter, alle 42 broedparen op het Groene strand hebben geen enkel jong groot kunnen brengen in 2017. In 2018 zaten de meeste vogels op de Vliehors, Vlieland (78 broedparen), de oostpunt van Ameland (70 broedparen) en de Koffieboonplaat bij de oostpunt van Terschelling (70 broedparen) (Boele e.a., 2020). In 2019 was er geen enkel broedpaar op Ameland en was de omvang van de broedkolonies op oost Terschelling beduidend minder (**Figuur 2.18**). De afwezigheid van broedparen op het groene strand van Ameland in 2019, waar in 2017 nog 42 broedparen waren, was waarschijnlijk het gevolg van duinvorming. Op de plek waar voorheen geschikt broedhabitat was hebben zich nu jonge duinen ontwikkeld (https://Basismonitoringwadden.waddenzee.nl/datahuis/vogels). Het lijkt onwaarschijnlijk dat dwergsterns op Terschelling en Ameland negatieve effecten hebben ondervonden als gevolg van tijdelijke verstoring door de werkzaamheden tijdens de aanleg van de suppletie. Tijdens de aanleg van de Marker Wadden in 2018, heeft de dwergstern, als pionierssoort, hier een nieuwe broedlocatie gevonden (Boele e.a., 2020). Ook in het nabijgelegen Trintelzand is in 2020 een broedkolonie dwergsterns waargenomen, terwijl de werkzaamheden op dat moment nog niet afgerond waren (eigen waarneming, 16-06-2020). Zolang werkzaamheden op gepaste afstand plaatsvinden lijken dwergsterns hierdoor niet verstoord te worden. Regelmatige verstoring door recreatie is waarschijnlijk het grootste knelpunt voor deze soort (van Ulzen en Mulder, 2018). Dat de dwergstern de laatste jaren geen enkel jong heeft kunnen groot brengen op het Groene Strand (Ameland) wordt dan ook

toegeschreven aan verstoring als gevolg van recreatie in het gebied. Het gebied nabij het Groene Strand is de laatste jaren toegankelijker geworden vanwege het draineren ervan, hierdoor werd het gebied regelmatig verstoord voor recreatie doeleinden (https://Basismonitoringwadden.waddenzee.nl /datahuis/vogels).

2.4.3 Zwarte zee-eend

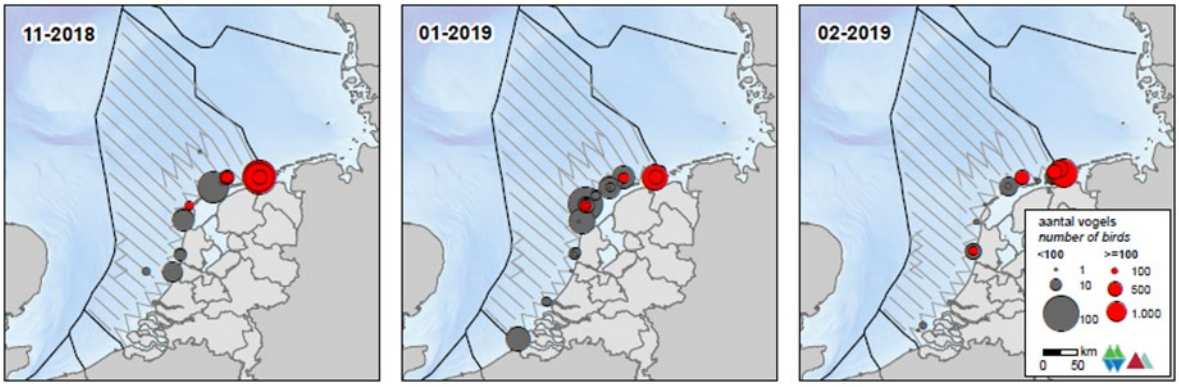
In de Noordzeekustzone ten noorden van de Waddeneilanden overwinteren grote groepen zwarte zee-eenden om hier te foerageren (Leopold e.a., 2013; Arts e.a., 2015). De kustzone van de Waddeneilanden vertegenwoordigd veruit het grootste aantal overwinterende zwarte zee-eenden in de Nederlandse kustwateren en wordt gezien als hun belangrijkste foerageergebied (Lilipaly e.a., 2019a). Als schelpdiereters zijn ze voor hun voedselvoorziening afhankelijk van rijke banken met tweekleppige schelpdieren. Omdat schelpdieren beperkt voorkomen in een buitendelta wordt aangenomen dat de buitendelta's van relatief minder groot belang zijn voor schelpdieretende vogels zoals de zwarte zee-eend (Troost e.a., 2017). In de T_0-benthosbemonstering is gebleken dat het voedsel voor de zwarte zee-eend voornamelijk aan de oostzijde en zeewaarts van het Amelander Zeegat voorkomt, in diepere gebieden daar waar de dynamiek (golfwerking en stroming) lager is, maar ook op de ondiepe vlakte voor de kop van Ameland. In hoeverre zwarte zee-eenden gebruik maken van deze locaties om te foerageren is onbekend. In ieder geval zijn in deze gebieden hoge dichtheden (> 300 n/m^2) aan Amerikaanse zwaardschede, nonnetje en halfgeknotte strandschelp aangetroffen, de voornaamste prooisoorten voor de zwarte zee-eend (Leopold e.a., 2013). Vanwege de opmars van de Amerikaanse zwaardschede na zijn intrede aan het eind van de jaren zeventig is dit tegenwoordig een van de belangrijkste voedselbronnen voor de zwarte zee-eend. Hoge dichtheden van deze soort zijn de meest waarschijnlijk verklaring voor de verspreiding van foeragerende zwarte zee-eenden (Schwemmer e.a., 2019). Rond de suppletielocatie zijn zowel in de T_0- (2017) als in de T_1-bemonstering geen of zeer geringe dichtheden van de eerder genoemde schelpdiersoorten aangetroffen. Ter vergelijking, in het naburige diepere gebied zijn voor beide bemonsteringen wel hoge dichtheden (> 70 n/m^2) aan schelpdieren als voedsel voor zwarte zee-eenden aangetroffen (**Figuur 2.19**). Het lage voedselaanbod in het voorziene suppletiegebied maakte dit gebied al in de T_0 ongeschikt als belangrijk foerageergebied. De verwachting was dan ook dat de suppletie geen directe nadelige effecten zou hebben op het voedselaanbod voor de zwarte zee-eend (van den Bogaart e.a., 2019).



Figuur 2.19 *Dichtheden (n/m^2) van potentieel voedsel voor zwarte zee-eenden. Voedselaanbod is de berekend als de som van de dichtheden van Amerikaanse zwaardschede (Ensis leei), nonnetje (Limecola balthica), halfgeknotte strandschelp (Spisula subtruncata) en zaagje (Donax vittatus) in de T_0-bemonstering van 2017 (links) en de T_1-bemonstering van 2019 (rechts) per bemonsteringslocatie.*

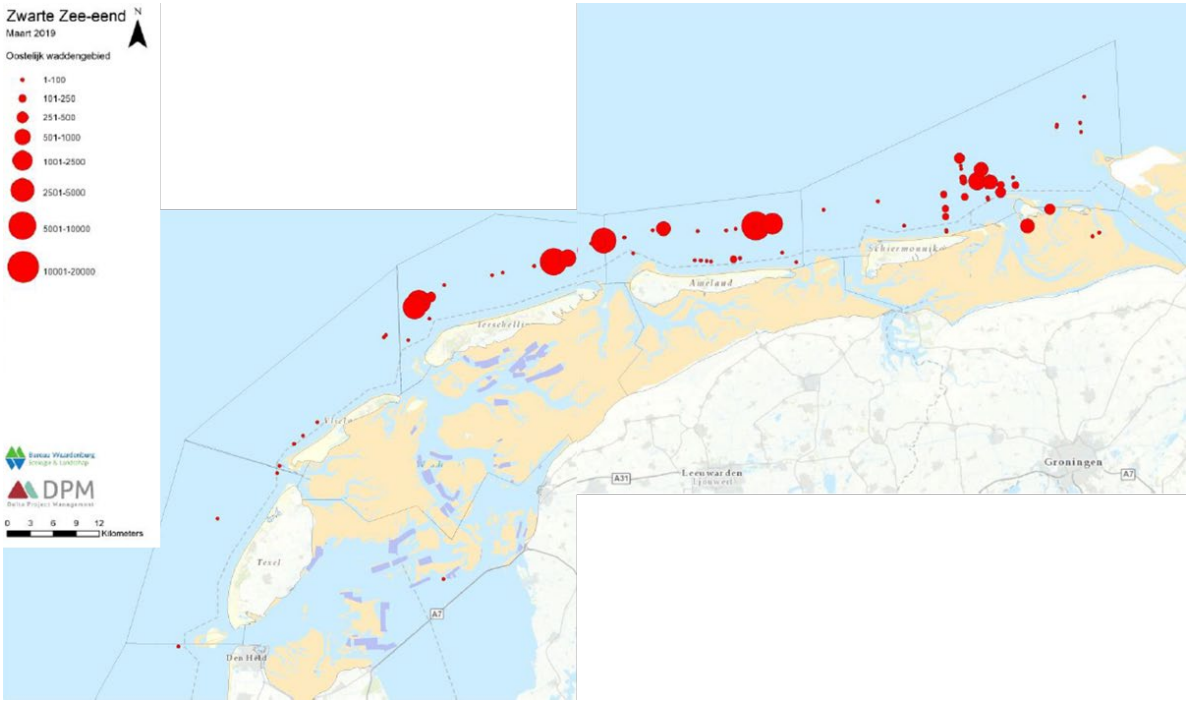
In de T_1-bemonstering zijn er op de suppletielocatie zeer lage dichtheden aan schelpdieren aangetroffen. In de overige gebieden van het Amelander Zeegat zijn vergelijkbare dichtheden van potentiële voedselbronnen voor schelpdier-etende vogels aangetroffen als in de T_0-bemonstering in 2017. Zoals eerder werd gesuggereerd lijkt de suppletie lokaal voor een afname van de benthische

gemeenschap te hebben gezorgd. Doordat de suppletielocatie voor aanvang van de suppletie al bestempeld werd als ongeschikt foerageergebied is het aannemelijk dat de afname van de benthische gemeenschap op de suppletielocatie geen nadelige effecten heeft gehad op het voedselaanbod voor zwarte zee-eenden. Daarnaast is het voedselaanbod in de overige delen van het Amelander Zeegat niet achteruitgegaan wat suggereert dat de suppletie geen nadelige effecten heeft gehad op het voedselaanbod voor de populatie zwarte zee-eenden die rond het Amelander Zeegat foerageren. Wanneer er een suppletie wordt aangebracht op een geschikt foerageergebied van zwarte zee-eenden met hoge dichtheden aan zwaardschedes, nonnetjes, strandschelpen en zaagjes is er een afname van deze schelpdiersoorten te verwachten. Indien er dan geen alternatieve foerageergebieden zijn, kan dit wel degelijk tot nadelige effecten leiden voor zwarte zee-eenden.



Figuur 2.20. *Verspreiding van zwart zee-eenden tijdens drie monitoringsvluchten in de winter van 2018 – 2019. Aangepast van (Fijn e.a., 2019).*

Uit recent onderzoek naar de verspreiding van zwarte zee-eenden in de oostelijke Waddenzee is een duidelijke voorkeur voor ondiepe gebieden gebleken (Schwemmer e.a., 2019). Ondanks dat zwarte zee-eenden tot wel twintig meter diep kunnen duiken om hun voedselbron te bemachtigen is net als bij andere duikeenden de benodigde energie voor een ondiepe duik beduidend lager (Brinkman e.a., 2007). Dat de zeebodem op de suppletielocatie is verhoogd met enkele meters zou eerder een positief dan een negatief effect hebben op de bereikbaarheid van hun potentiële prooien (als er in dit gebied potentiele prooien zouden zitten). Zwarte zee-eenden zijn schuw en zeer gevoelig voor verstoring (verstoringsafstand ca 1 km). Ondanks dat er geen onderzoek naar de verstorende effecten van een suppletie op zwarte zee-eenden is uitgevoerd, is de verwachting dat herhaaldelijke scheepsbewegingen binnen een klein gebied, zoals in het Amelander Zeegat, de zee-eenden uit het desbetreffende gebied kunnen doen verdwijnen. Hierbij wordt alleen een sterk verstorend effect verwacht wanneer ter plaatsen veel eenden aanwezig zijn als gevolg van een hoog voedselaanbod (De Leeuw, 1997; Leopold e.a., 2013). Dit laatste leek niet het geval te zijn op de suppletielocatie, maar wel in de directe nabijheid, aan de oostkant en de vlakte van het zeegat. Tijdens de zeevogelmonitoring in de wintermaanden zijn tijdens de suppletiewerkzaamheden grote groepen zwarte zee-eenden waargenomen voor de kust van Terschelling en Ameland (**Figuur 2.20**). Kort na de oplevering van de suppletie in maart, werden langs de Waddenkust de grootste concentraties zwarte zee-eenden waargenomen aan de rand van de buitendelta van het Amelander Zeegat (**Figuur 2.*21***). Ook in het telprogramma uitgevoerd in het kader van het EFMZV project rondom zwarte zee-eenden en strandschelpen zijn tellingen verricht in dit gebied waarbij grote aantallen zwarte zee-eenden zijn aangetroffen (M. Leopold pers. med.) in de winter 2018/2019. Het is dan ook aannemelijk dat de zwarte zee-eenden rond de suppletie in het Amelander Zeegat geen noemenswaardige effecten hebben ondervonden als gevolg van de suppletiewerkzaamheden.

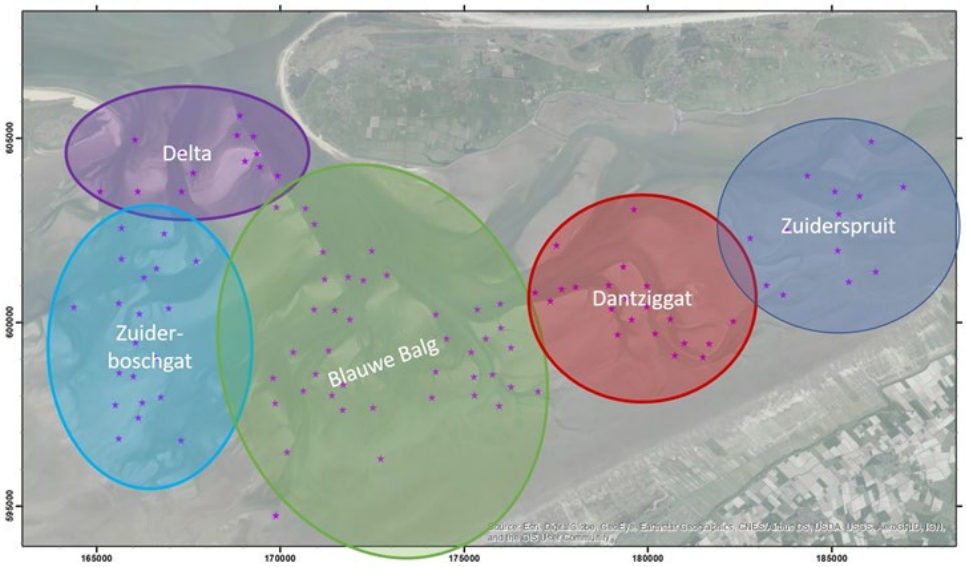


Figuur 2.21 *Verspreiding van zwarte zee-eenden in de Waddenzee en Waddenkust tijdens de telling van eind maart 2019, vlak na de afronding van de werkzaamheden rondom de zandsuppletie in het Amelander Zeegat. Aangepast van (Lilipaly e.a., 2019b).*

2.5 Zeezoogdieren rond het Amelander Zeegat

2.5.1 Algemeen

De gewone zeehond, grijze zeehond en de bruinvis zijn de meest voorkomende zeezoogdieren in de Nederlandse wateren. De gewone en grijze zeehond maken gebruik van droogvallende platen in de Waddenzee en van enkele buitendelta's (Schipper en van Dalfsen, 2017), om daarvandaan foerageertochten naar de Waddenzee en Noordzee te maken. In de Waddenzee worden de populaties van de gewone (*Phoca vitulina*) en grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) sinds 1959 jaarlijks gemonitord als wettelijke onderzoekstaak (WOT) in opdracht van het ministerie van LNV (Brasseur e.a., 2013). **Figuur 2.22** geeft een beeld van de aanwezige ligplaatsen en hoe ze in dit rapport worden gegroepeerd.



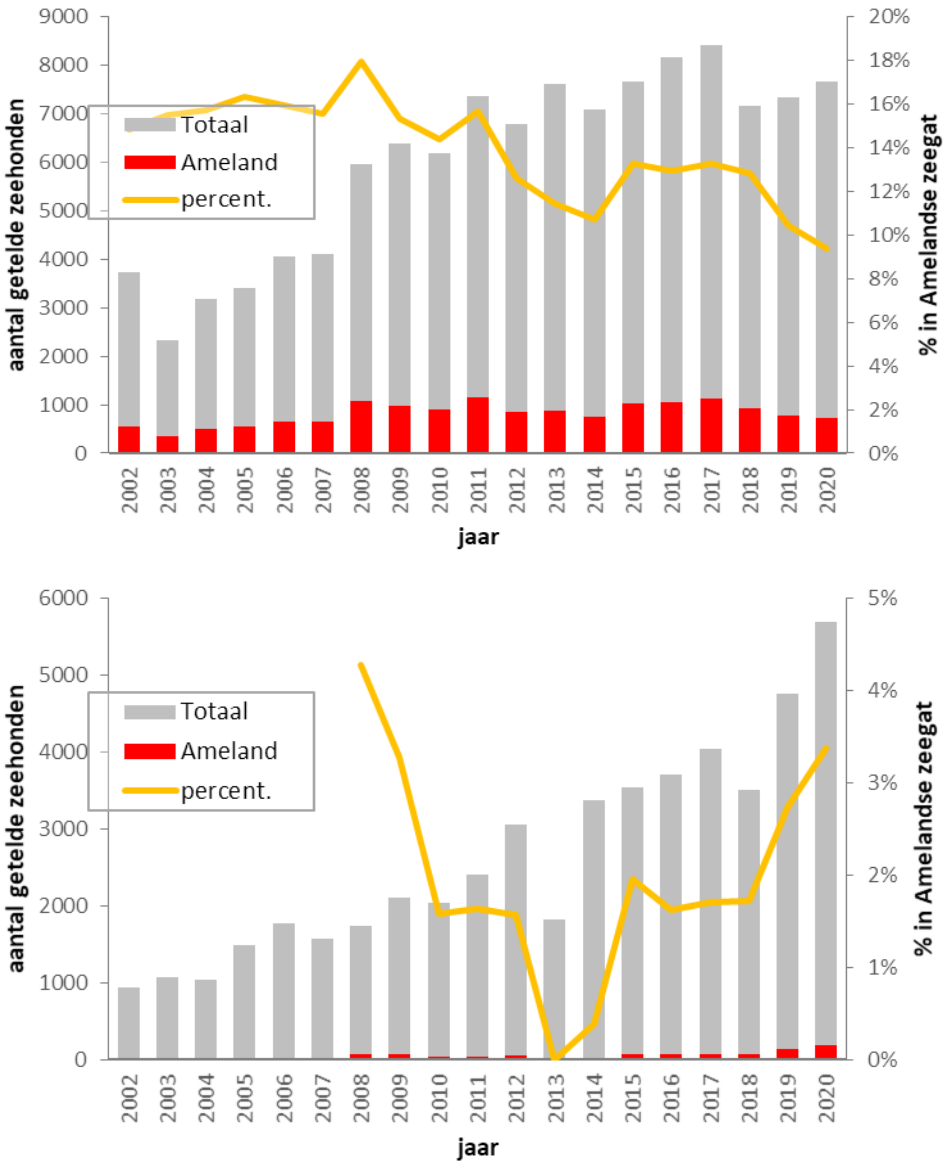
Figuur 2.22. *Ligplaatsen van zeehonden bij het Amelander Zeegat en de verdeling in verschillende subgebieden.*

Bruinvissen worden regelmatig gezien langs de Nederlandse kust. De verspreiding van bruinvissen wordt gemonitord in het kader van internationaal gecoördineerde metingen, zoals die door het programma Small Cetacean Abundance survey in the North Sea and adjacent waters (SCANS) (van Dalfsen, 2016). Sinds de 90'er jaren is het aantal bruinvissen sterk toegenomen (Camphuysen, 2004), maar de laatste 10 jaar zijn sterke fluctuaties in kustwaarnemingen zichtbaar, zonder duidelijke trend (IJsseldijk et al. 2020). De kustwaarnemingen zijn het hoogst in februari en maart, en het laagst gedurende de maanden mei, juni en juli. Met name gedurende de wintermaanden en vroege voorjaar worden bruinvissen ook waargenomen in de zeegaten (IJsseldijk e.a., 2020) en in de Eems (Weel e.a., 2018). De hoogste aantallen worden waargenomen rond hoogwater, wat suggereert dat ze met name tijdens de inkomende vloedstroom de Waddenzee binnenkomen (IJsseldijk e.a., 2020). Studies elders (Hebriden, westelijk Schotland) hebben laten zien dat bruinvissen een voorkeur kunnen hebben voor foerageren in gebieden met een zeer sterke getijdestroming en hoge turbulentie (Benjamins e.a., 2016). Ook in andere gebieden met een sterke getijdestroming maken bruinvissen gebruik van dit type habitat (Pierpoint, 2008; IJsseldijk e.a., 2014). Zeegaten, inclusief buitendelta's, zijn dus in potentie gebieden waar bruinvissen voorkomen. Echter, het belang van de buitendelta's als specifiek leefgebied en/of foerageergebied voor bruinvissen is onbekend (Leopold en Baptist, 2016).

2.5.2 Ontwikkeling en verspreiding van zeehonden rondom het Amelander Zeegat

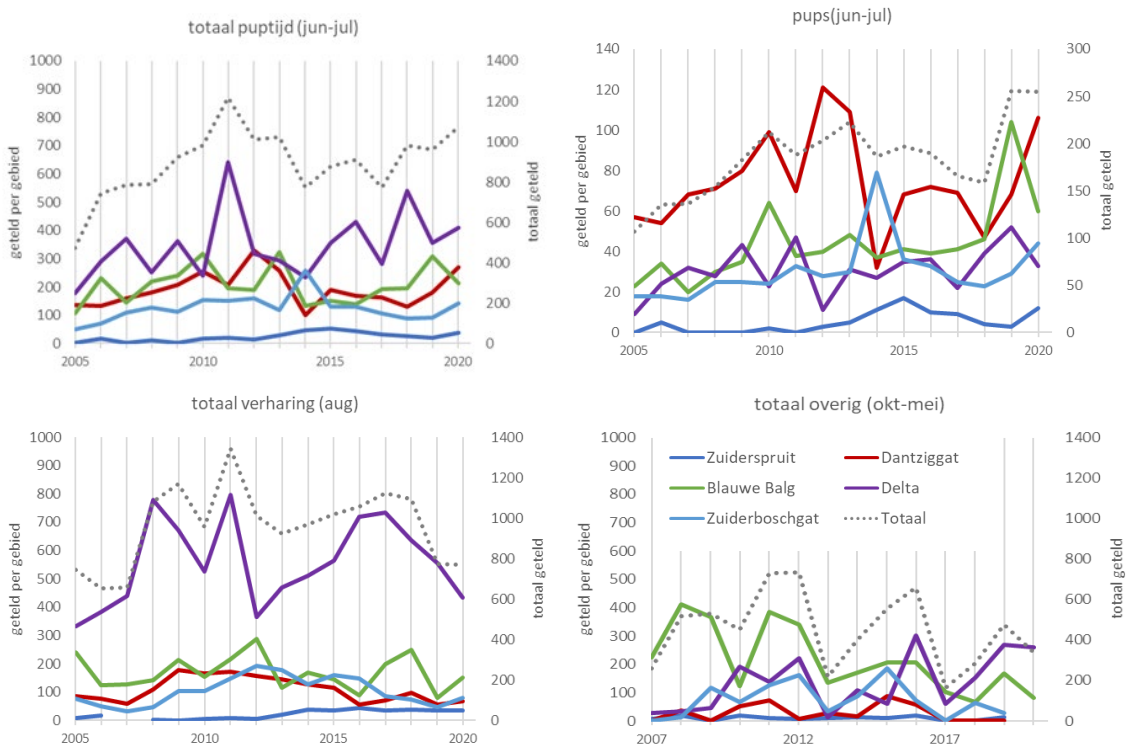
De gewone en grijze zeehondenpopulatie zijn wijdverspreid en er vindt op grote ruimtelijk schaal uitwisseling plaats. Jaarlijkse vliegtuigtellingen worden daarom internationaal gecoördineerd en uitgevoerd tijdens de verharing omdat de dieren dan relatief meer gebruik van de zandplaten maken. In de Waddenzee verhaart de grijze zeehond in maart/april, en de gewone zeehond in augustus. De tellingen dienen als index voor het werkelijke aantal zeehonden en kunnen worden gebruikt om de ontwikkeling van de populatie te volgen (Cremer e.a., 2017).
De tellingen tussen 2002 en 2020 laten zien dat voor de gewone zeehonden het relatief belang van het Amelander Zeegat ten opzichte van het Nederlands deel van de Waddenzee in de beginjaren lag tussen de 14-18% en sindsdien is afgenomen naar ongeveer 10% (**Figuur 2.23**). De aantallen in het Amelander Zeegat schommelen tussen de 800 en 1200 dieren, de relatieve afname wordt vooral veroorzaakt doordat de populatie gewone zeehonden in andere gebieden toeneemt.
De grijze zeehonden worden pas sinds 2008 tijdens de rui (wanneer de maximale aantallen worden geteld) in dit gebied gemonitord. De aantallen zijn variabel tussen 0 en 4% van de totale aantallen in de Nederlandse Waddenzee.

De tellingen zijn een index voor de totale aantallen. Op populatieschaal kan men aannemen dat in de zomermaanden ongeveer 32% van de gewone zeehonden zich in het water bevindt (Ries e.a., 1998). Een dergelijke correctiefactor geldt echter op populatieniveau en kan per ligplaats variëren, afhankelijk van bijvoorbeeld de samenstelling van de groep op de plaat of externe factoren zoals verstoring. Jonge dieren die niet aan de voortplanting meedoen zullen naar verwachting minder lang en frequent op de kant liggen dan de volwassenen. Ook kan afhankelijk van het geslacht of leeftijd de timing van de verharing variëren (Härkönen e.a., 1999). Voor de grijze zeehonden is er geen correctiefactor bepaald, omdat er een continue uitwisseling is van dieren uit andere gebieden (m.n. het Verenigd Koninkrijk) waardoor een totale schatting van populatie op basis waarvan de correctiefactor bepaald kan worden lastig is.
Het waddengebied ten zuiden van het Amelander Zeegat, omsloten door land en wantijen tussen Terschelling en Ameland, kan grofweg in vijf gebieden opgedeeld worden waarbinnen zeehonden op ligplaatsen gezien worden (**Figuur 2.22**). Zeehonden gebruiken het gebied verschillend per seizoen, maar ook per jaar. In het algemeen verspreiden de dieren zich vooral op de zandplaten in het westen meer aan de Noordzee kant. Tijdens de verharing herbergt vooral de Delta (paars gebied in **Figuur 2.22** de grootste aantallen (**Figuur 2.24**).Pups worden vooral gezien op de meer beschutte platen bij het Dantziggat, en de Blauwe Balg. Buiten deze periodes (totaal overig) zijn de totale aantallen relatief laag; de zeehonden zijn immers vaker en langer aan het foerageren. Dan worden de dieren vooral in de Blauwe Balg en de Delta gezien.

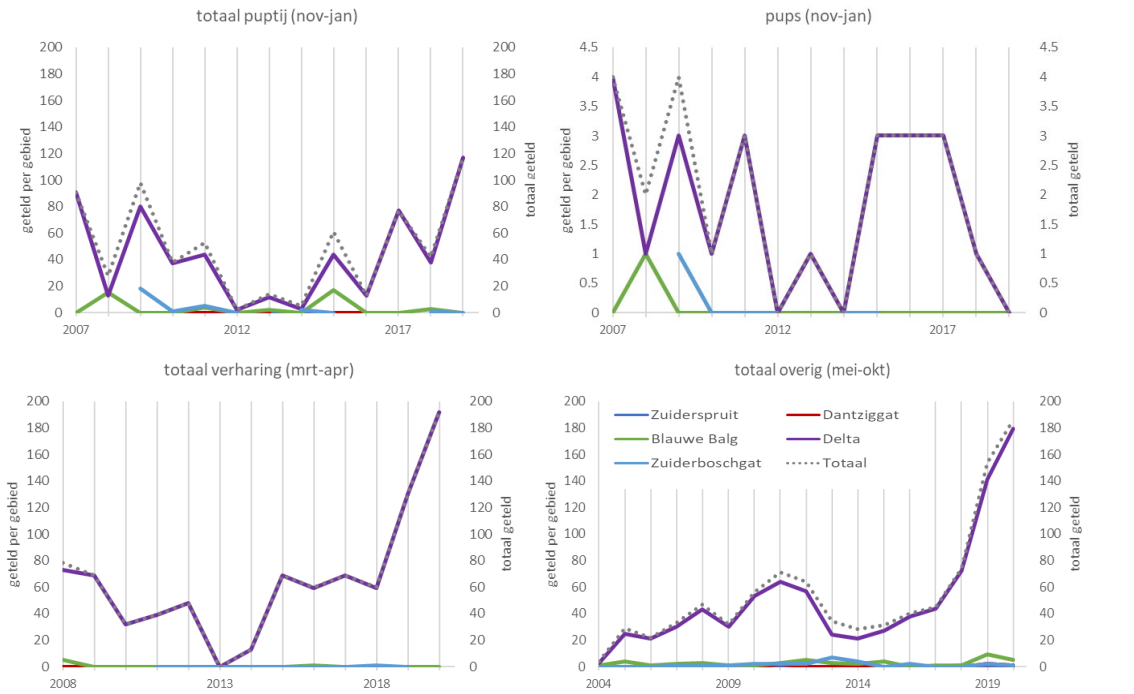


Figuur 2.23. *Maximaal aantal gewone zeehonden (boven) en grijze zeehonden (onder) tijdens de rui die gebruik maken van het Amelander Zeegat (rood; zie voor de definitie de gebieden die hiertoe behoren* ***Figuur 2.22****) ten opzichte van de totale aantallen in de Nederlandse Waddenzee. Ter verduidelijking is met de gele lijn het relatief belang t.o.v. de gehele Nederlandse Waddenzee aangegeven in percentages.*

Grijze zeehonden worden weinig gezien op de platen in het oostelijke deel van het gebied en concentreren zich vooral op de ligplaatsen in de deelgebieden Delta en Blauwe Balg (**Figuur 2.25**). Het aantal grijze zeehonden is beduidend lager dan het aantal gewone zeehonden, en er worden vooralsnog weinig grijze zeehondenpups geteld in dit gebied.
De groeiende populatie grijze zeehonden in de Waddenzee wordt vooral in het westelijk deel op de ligplaatsen tussen Den Helder en Terschelling gezien (Brasseur e.a., 2015). Met de verdere populatiegroei, en naar verwachting een kolonisatie van meer platen in het oostelijk wad, zullen naar verwachting op de platen in het oostelijk deel ook vaker pups aangetroffen worden.. Dit is in lijn met de waarnemingen in het Amelander Zeegat, waar vooral in de verharingsperiode groeiende aantallen te zien zijn.



Figuur 2.24. *Aantalsverhouding van de maximaal getelde gewone zeehonden in het Amelander Zeegat per subgebied (zie* ***Figuur 2.22*** *voor de locaties) in verschillende seizoenen.De linker y-as geeft tellingen per gebied, en de rechter y-as de tellingen voor het totaal. Merk op dat de x-assen (jaren) verschillen ivm beschikbare data.*



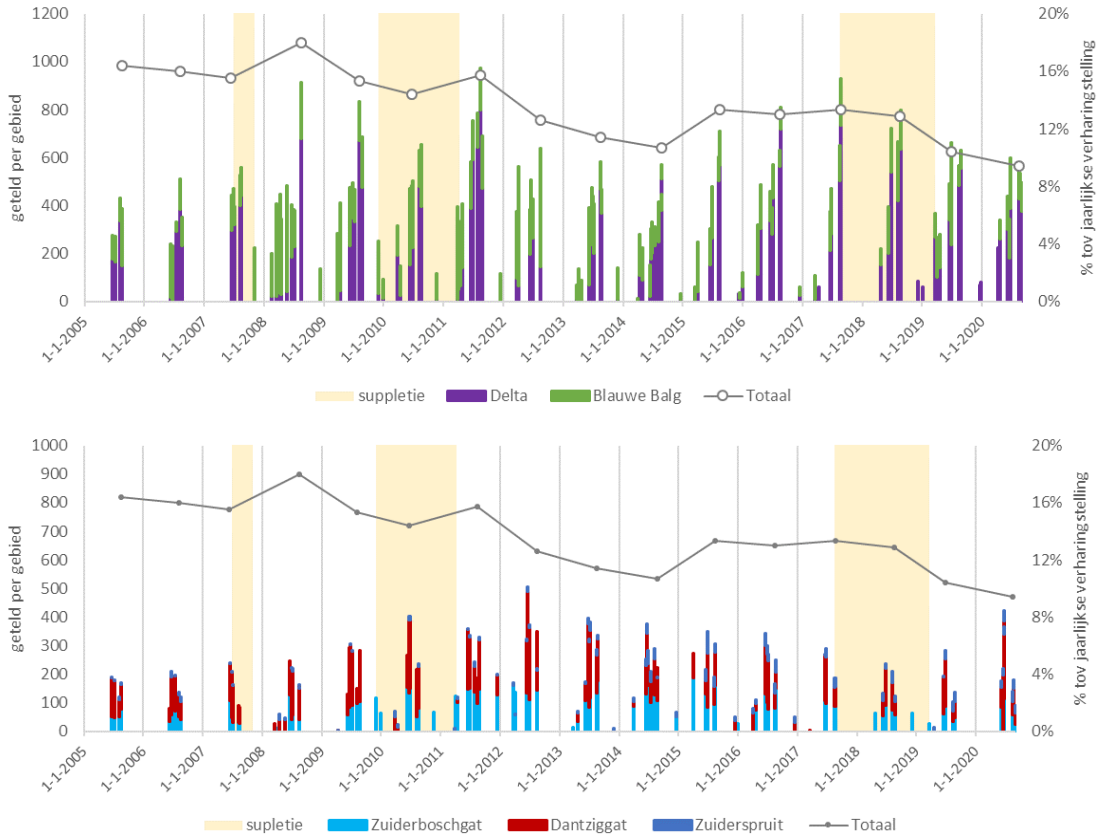
Figuur 2.25. *Aantalsverhouding van de maximaal getelde grijze zeehonden in het Amelander Zeegat per sub gebied (zie* ***Figuur 2.22*** *voor de locaties) in verschillende seizoenen. De linker y-as geeft tellingen per gebied, en de rechter y-as de tellingen voor het totaal. Merk op dat de x-assen (jaren) verschillen ivm beschikbare data.*

2.5.3 Effecten van de suppletie op de aantalsontwikkelingen

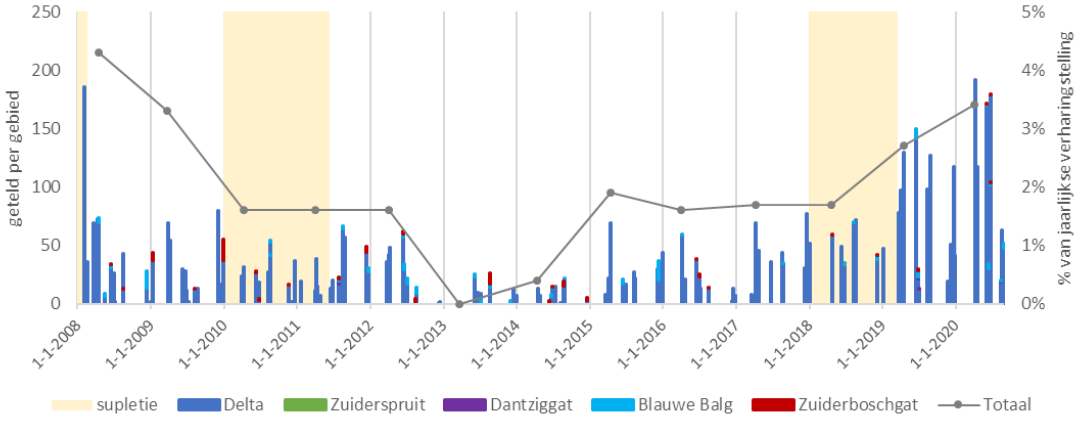
De tellingen zijn niet opgezet om mogelijke effecten van een suppletie te meten, wel kunnen er uit de data opvallende trends waargenomen worden. In de afgelopen 8-9 jaar is er een verandering opgetreden in de populatiegroei van de gewone zeehonden in de internationale Waddenzee: terwijl daarvoor de populatie sterk groeide (8,7% per jaar), is nu de gemiddelde jaarlijkse groei ~1,2%. Daarnaast is opvallend dat de aantallen in het Amelander Zeegat relatief zijn afgenomen t.o.v. het totale aantal zeehonden in de Nederlandse Waddenzee van maximaal 18% in 2008 naar 9.4% in 2020 (**Figuur 2.23**). Hoewel hier geen oorzakelijk verband voor kan worden aangetoond, lijkt een (periodieke) daling in enige mate samen te lopen met de suppletieperioden in het gebied (**Figuur 2.26**). Naast de pilotsuppletie gaat het hier over de strandsuppletie en vooroeversuppletie in 2007 en de strandsuppletie in 2010-2011.

Hoewel er bij de grijze zeehond ook variatie in het relatief belang van het Amelander Zeegat is ten opzichte van de totaal aantal geteld in de Nederlandse Waddenzee, zijn de aantallen laag en is aan de hand van de telresultaten alleen geen effect van de suppletie waarneembaar (**Figuur 2.27**).

Veranderingen in aantallen zeehonden op de platen worden door een groot aantal factoren beïnvloed, hiertoe behoren o.a. de aantallen zeehonden die van het gebied gebruik maken (zie ook hieronder 2.5.4 en 2.5.5), maar ook bijvoorbeeld het weer, verstoringen en het seizoen (pup, verharing, of daarbuiten). Het is moeilijk te bepalen hoe, zelfs bij zo een relatief grote operatie als de pilotsuppletie, dit de aantal getelde dieren doet veranderen. De suppletie kan de voedselbeschikbaarheid veranderen, wat verschillend kan doorwerken op de twee soorten. Op vergelijkbare wijze kan de verstoringsgevoeligheid voor de verschillende zeehondensoorten per seizoen verschillen.



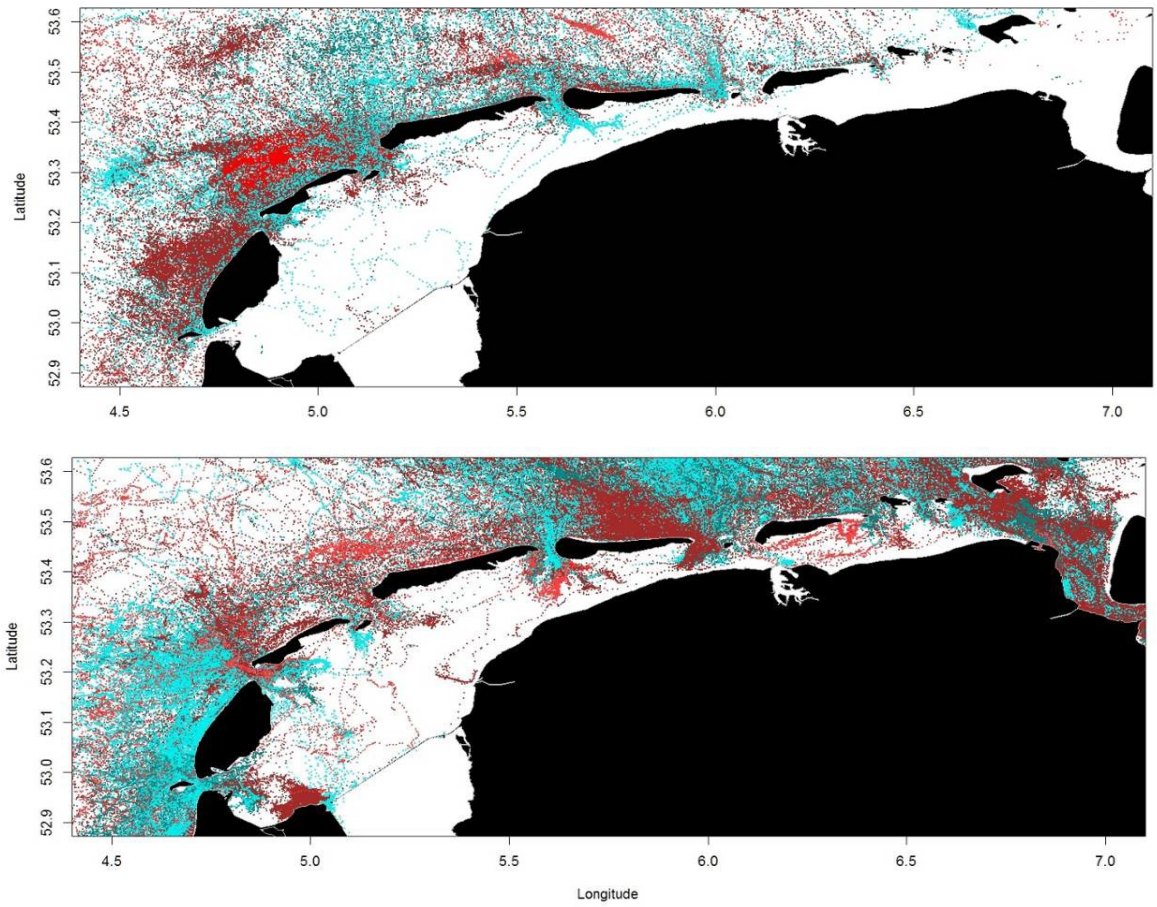
Figuur 2.26. *Aantalsverloop van de gewone zeehonden in het gebied rond Ameland opgesplitst per locatie (Delta en Blauwe Balg boven; overige onder), in relatie tot zandsuppletie activiteiten in het gebied. Linker-as: Aantalsverloop van de gewone zeehonden (2005-2020) in de verschillende subgebieden in het Amelander Zeegat t.o.v. een projectie van de suppletieperiodes (zie* **Figuur 2.22** *voor de locaties). Rechter-as: percentage van dit aantal t.o.v. de totale aantallen geteld in de Nederlandse Waddenzee.*



Figuur 2.27. *Aantalsverloop van de grijze zeehonden in het gebied rond Ameland opgesplitst per locatie in relatie tot zandsuppletie activiteiten in het gebied. Linker-as: Aantalsverloop van de grijze zeehonden (2008-2020) in de verschillende subgebieden in het Amelander Zeegat t.o.v. een projectie van de suppletieperiodes (zie* **Figuur 2.22** *voor de locaties). Rechter-as: percentage van dit aantal t.o.v. de totale aantallen geteld in de Nederlandse Waddenzee.*

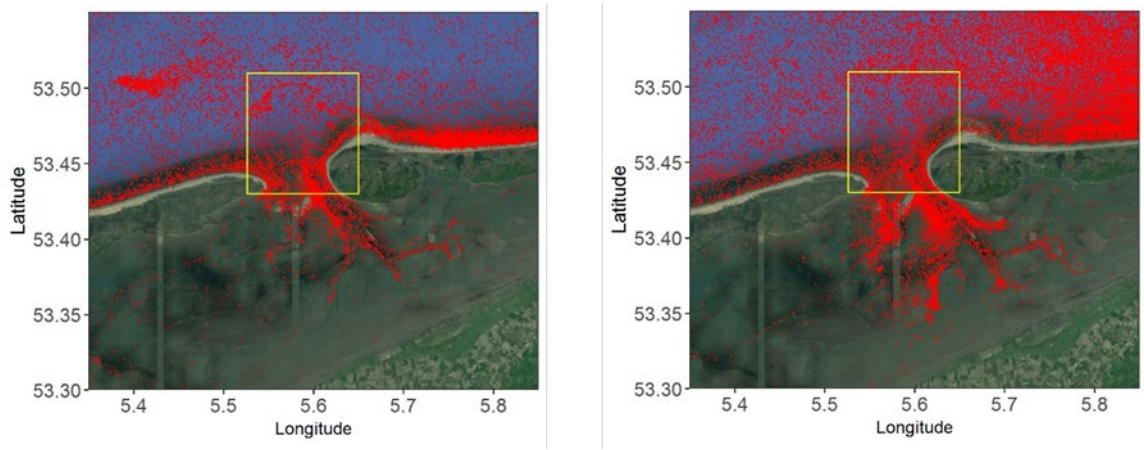
2.5.4 Zenderdata zeehonden

Beide zeehondensoorten worden op de zandplaten waargenomen en geteld; ze brengen in Nederland echter ongeveer 80% van hun tijd door op zee (Brasseur, 2017). In het kader van diverse projecten zijn in de afgelopen decennia in Nederland regelmatig gewone en grijze zeehonden gezenderd om hun gedrag en bewegingen op zee te kunnen volgen (Brasseur e.a., 2012; Aarts e.a., 2013; Brasseur en Kirkwood, 2016; Kirkwood e.a., 2016; Brasseur, 2017). De meeste zenderdata dekken de periode na de zomer tot het volgende voorjaar en omvatten niet de aanloop naar de verharingsperiode, aangezien de zenders die op de vacht van de zeehonden geplakt worden tijdens de verharing loslaten. De zenders verzamelen de locatie op basis van GPS en versturen deze per GSM. Tevens verzamelen deze zenders gedetailleerde duikinformatie. Deze data leveren een eerste beeld van de gedragingen van de zeehonden rond het Amelander Zeegat. De dekking van deze zenderdata voor zowel de gewone als de grijze zeehond langs de kustzone van de Waddenzee is weergegeven in **Figuur 2.28**. Gewone zeehonden spenderen een groot deel van hun tijd in de kustzone waarbinnen de buitendelta's vallen, waarbij ze gemiddeld 31% van die tijd aan het duiken zijn (Aarts e.a., 2019). Voor grijze zeehonden is dit percentage niet bepaald, de verwachting is dat dit in dezelfde orde van grootte zal zijn.



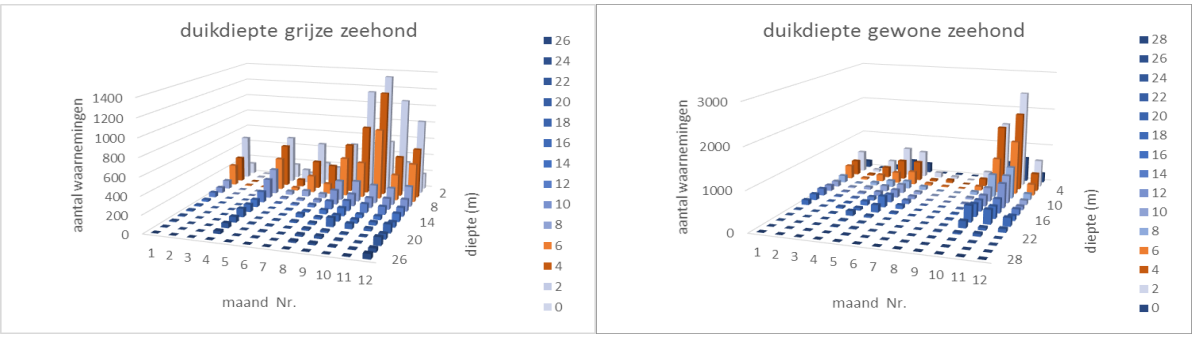
Figuur 2.28. *Overzicht van de beschikbaar zeehondendata. Boven grijze zeehonden beneden gewone zeehonden. Blauwe tinten geven vrouwtjes aan; rode mannetjes. De waargenomen verspreiding van de dieren is afhankelijk van waar de dieren gezenderd zijn, duidelijk is echter dat de kustdeltas veelvuldig gebruikt worden. Data van o.a.: (Kirkwood e.a., 2015; Aarts e.a., 2016; Brasseur en Kirkwood, 2016).*

Voor de eerste analyse is gefocust op een gebied rondom het Amelander Zeegat (tussen 5.52 en 5.65º Oost en 53.43 en 53.51º N; **Figuur 2.29**). Van het totaal aantal gezenderde dieren werden 14 grijze zeehonden en 3 gewone zeehonden in het kombergingsgebied achter het Amelander Zeegat gezenderd. Het gebied werd door 65 gezenderde gewone zeehonden en 34 grijze zeehonden bezocht, wat betekent dat een groot deel hiervan elders gezenderd is.



Figuur 2.29. *GPS locaties van grijze (links) en gewone zeehonden (rechts) gebruikt voor de analyse gele vierkant laat de uitsnede zien. De data zijn verzameld over de afgelopen decennia door regelmatig zeehonden te zenderen (Brasseur e.a., 2012; Aarts e.a., 2013; Brasseur en Kirkwood, 2016; Kirkwood e.a., 2016; Brasseur, 2017).*

In totaal werden er bijna 55.000 duiken van zeehonden in dit gebied geregistreerd (23.000 duiken van grijze zeehonden en 31.000 gewone zeehonden). Omdat de zeehonden een duidelijk seizoenpatroon vertonen, is voor beide soorten per maand een histogram van de duiken gemaakt (**Figuur 2.30**).



Figuur 2.30. *Seizoensvariatie in de verdeling van de duiken in verschillende diepte categorieën. Duikdata voor de waarnemingen uit de gele vlakken in* **Figuur 2.29***. Histogrammen zijn per maand gepresenteerd. Links de grijze zeehond, rechts de gewone. Duikdiepte categoriën van 4 en 6 meter zijn in een bruine kleur.*

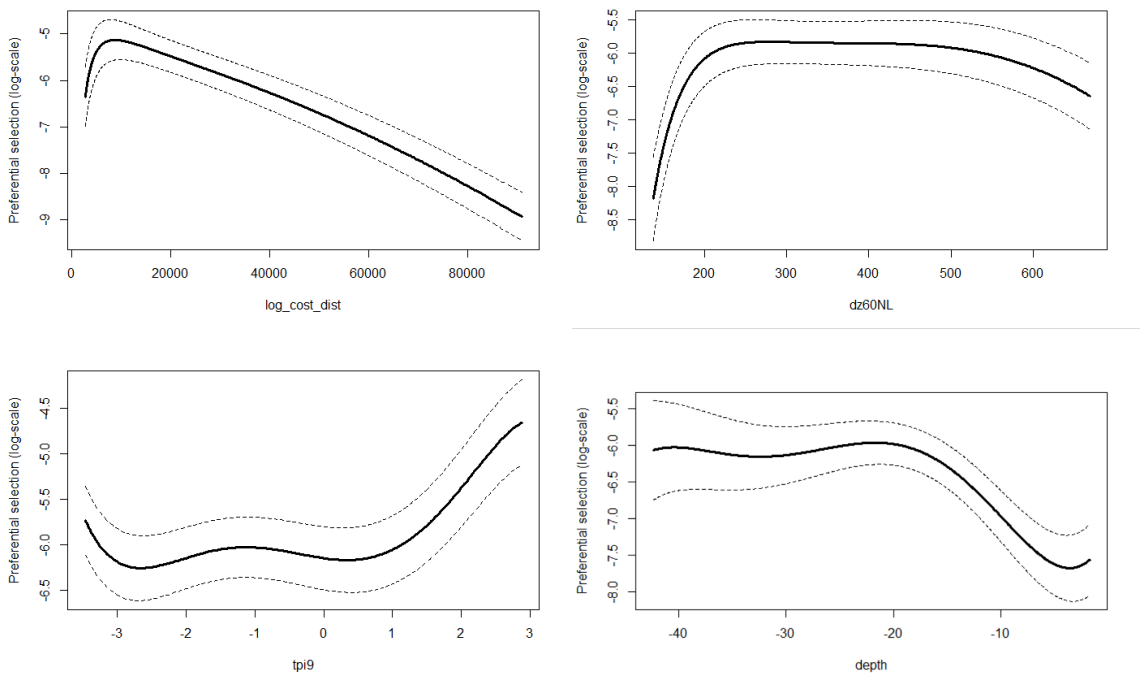
Duikdieptes tussen 4 en 6 meter in dit gebied zijn voor beide soorten belangrijk. Dit zou men kunnen interpreteren als foerageerdiepte (Aarts e.a., 2019). Echter zeehonden kunnen ook tijdens verplaatsing naar andere gebieden naar de bodem duiken, waarbij ze niet noodzakelijk foerageren. Een meer uitgebreide analyse van de duiken waarbij niet alleen de maximale diepte zoals hier, maar ook de diepteprofielen worden meegenomen kan mogelijk een onderscheid maken tussen een foerageerduik en een duikbeweging tijdens verplaatsing.

2.5.5 Habitatanalyse

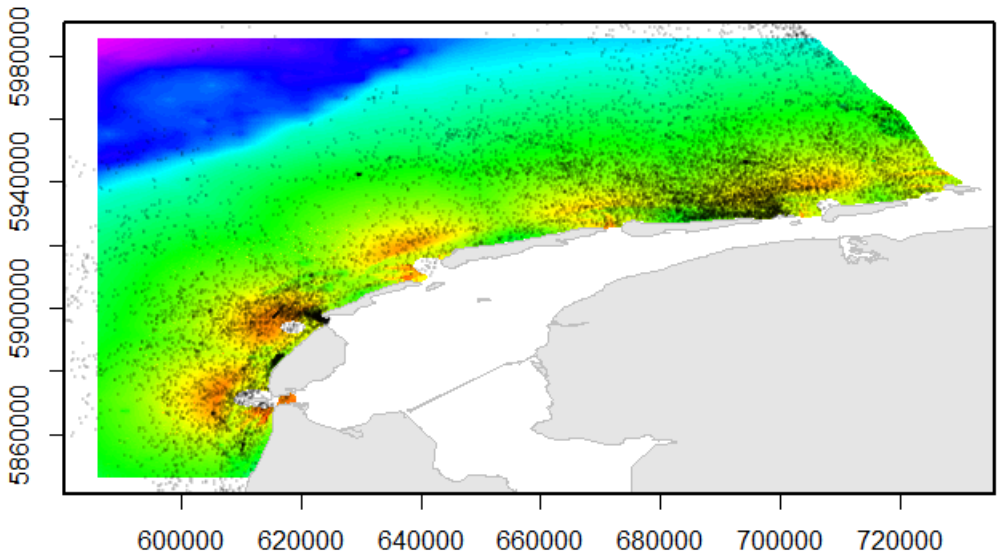
Voor de gewone zeehond die in de grootste aantallen voorkomt in het Amelander Zeegat en buitendelta, is onderzocht voor welke type habitat ze een voorkeur hebben. In een empirisch model worden variatie in dichtheid van zenderlocaties gerelateerd aan verschillende abiotische variabelen. Deze analyse is vergelijkbaar met de analyse beschreven in Aarts et al. 2016, echter met het verschil dat een veel grotere zender-dataset is gebruikt dan voor deze studie. Met name door zenderacties in Zeeland en nabij Texel is het gebruik van het gebied voor de kust van Zuid- en Noord-Holland veel beter in kaart gebracht (Brasseur e.a., 2012; Aarts e.a., 2013; Brasseur en Kirkwood, 2016; Kirkwood e.a., 2016; Brasseur, 2017). De verklarende milieuvariabelen die meegenomen zijn in deze analyse zijn diepte (EMODnet en Waddenzee en kustzone grid), afstand tot de ligplaats, sediment samenstelling (60% kwantiel van korrelgrootte voor het NCP) en speciaal ook voor deze studie de topographic position index (TPI). TPI beschrijft naar de hoogte van een (diepte) pixel ten opzichte van de omgeving; hoge waardes representeren ruggen, en lage waardes representeren dalen. Al deze verklarende variabelen, evenals 5de graad polynomen zijn aan het model toegevoegd. Door de enorme omvang van de dataset (>1 miljoen datapunten; zenderlocaties als ook controlepunten) was het in dit stadium niet mogelijk modelselectie toe te passen.

De resultaten van de analyse laten zien dat gewone zeehonden in de Noordzee een voorkeur hebben voor gebruik van diepere delen **Figuur 2.31**, een afkeer voor gebieden met fijne korrelgroottes (B), een voorkeur voor gebieden met hoge TPI (de ruggen, C) en een voorkeur voor gebieden dichterbij de ligplaatsen (D).

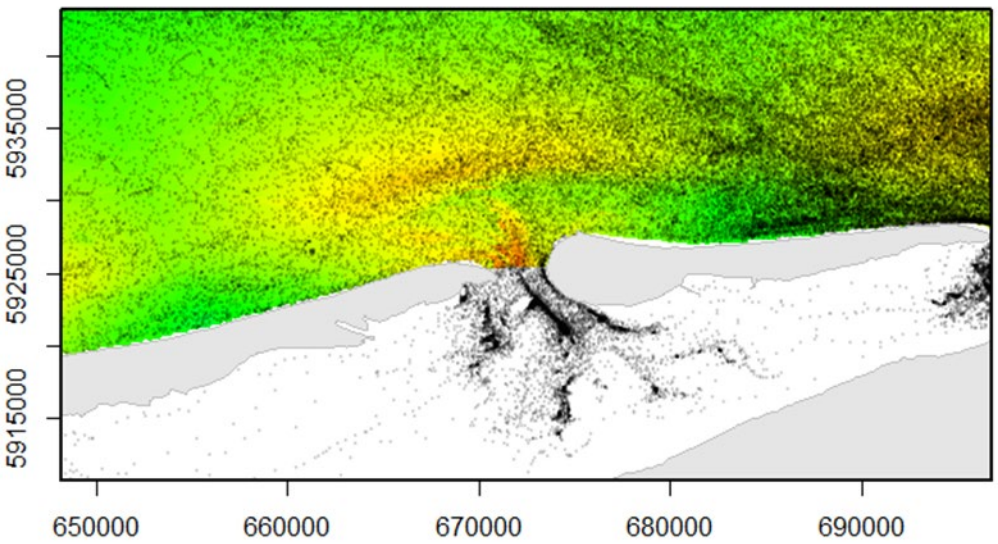
Hun voorspelde verspreiding op basis van het model is weergegeven in **Figuur 2.31**, **Figuur 2.32.** Voorspelde verspreiding van gewone zeehonden voor de gehele Nederlandse Waddenzee op basis van het habitatmodel wat is opgesteld voor alle zeehonden gebruikmakend van de ligplaatsen in de Waddenzee. Duidelijk is het geringe gebruik voor de meer slibbige gebieden ten noorden van het Friese front. De zwarte punten representeren een kleine random sample van de zenderdata. en **Figuur 2.33**. Duidelijk komt de voorkeur op grote ruimtelijke schaal voor de iets diepere delen (<-20m) in de nabijheid van de ligplaatsen naar voren en het vermijden van de gebieden ten noorden van het Friese Front.



Figuur 2.31. *Relatieve voorkeur voor afstand tot de ligplaats (log_cost_dist), 60% kwantiel van korrelgrootte (dz60NL), topographic position index op basis van de omliggende 9x9 pixels (tpi9) en diepte (depth).*



Figuur 2.32. *Voorspelde verspreiding van gewone zeehonden voor de gehele Nederlandse Waddenzee op basis van het habitatmodel wat is opgesteld voor alle zeehonden gebruikmakend van de ligplaatsen in de Waddenzee. Duidelijk is het geringe gebruik voor de meer slibbige gebieden ten noorden van het Friese front. De zwarte punten representeren een kleine random sample van de zenderdata. De kleuren lopen van veel (donker oranje) naar weinig waarnemingen (paars).*



Figuur 2.33. *Voorspelde verspreiding van gewone zeehonden voor de buitendelta van het Amelander Zeegat. Gebruik van dit gebied is relatief homogeen, maar de zenderdata zijn beperkt. De kleuren lopen van veel (donker oranje) naar weinig waarnemingen (paars).*

Samenvattend kunnen we concluderen dat zowel een groot aantal gewone zeehonden (een maximale telling van >1300 dieren in 2012; recente telling >1000) als grijze zeehonden (maximum van <200 in 2008, recentelijk <80 dieren), gebruikmaken van het stroomgebied onder Ameland. Duidelijk is ook dat de dieren afhankelijk zijn van de buitendelta's tussen de eilanden. Immers de dieren liggen op de zandplaten in de Waddenzee en trekken naar de Noordzee om te foerageren. In de delta's duiken grijze zeehonden, afhankelijk van onder andere het seizoen, 27% en 45% van de tijd naar dieptes van 4 tot 6 meter- een diepte die overeenkomt met de ondiepe delen in de delta's. Bij gewone zeehonden varieert dit tussen 15% en 36%. Op basis van de gegevens gepresenteerd in dit rapport wordt aangetoond dat beide soorten zeehonden een deel van hun tijd in de kustdelta's doorbrengen. Dit geldt ook voor de kustdelta van Ameland. Niet alleen de dieren die in het zeegat van Ameland op de kant komen, worden in dit gebied gezien, maar ook, zo blijkt uit de zenderdata, zeehonden uit andere gebieden. Deze eerste analyse is niet gedetailleerd genoeg om te kunnen aantonen of de buitendelta's belangrijke foerageergebieden vormen voor zeehonden. Meer gedetailleerd onderzoek naar dieet op basis van onderzoek naar harde delen of DNA in uitwerpselen gevonden op de ligplaatsen, duikgedrag en mogelijk modelleren van het gedrag in vergelijking met aanwezige vis kan uitwijzen of er sprake is van foerageerduiken in het gebied of dat de dieren aan het doorreizen zijn naar foerageerplekken op de Noordzee.

3 Bespreking gebruikte methode en analyses

Een bespreking van de gebruikte methoden en analyse technieken past niet goed binnen de voorgaande teksten over de duiding van resultaten van de onderzoeken uitgevoerd in het kader van het KG2-programma. Onderdeel van de opdracht was echter om de gebruikte bemonsteringsopzet en de gebruikte analysemethodes uitgebreider te bespreken, vandaar dat dit in een apart hoofdstuk verder wordt toegelicht.

3.1.1 Opzet bemonstering

De opzet van de ecologische bemonstering volgt een voor en na impact benadering (Before-After; BA). Een algemenere en robuustere benadering is een BACI (Before, After, Control, Impact)-benadering (Christie e.a., 2019) waarbij aanvullend een referentiegebied bemonsterd wordt. Dit moet een vergelijkbaar gebied zijn waarin de veranderingen zonder de impact worden gevolgd. De aanname is dat door de impact veroorzaakte veranderingen kunnen worden onderscheiden van de natuurlijke veranderingen. In meerdere projecten, uitgevoerd in de Nederlandse kustzone (Ameland vooroever suppletie, Callantsoog suppletie, Zandmotor, Maasvlakte 2 compensatiegebied), is de geschiktheid en bruikbaarheid van de referentiegebieden bediscussieerd met meestal de conclusie dat het referentiegebied toch niet voldoende lijkt op het impactgebied. Het is dus lastig om een goed referentiegebied te vinden, en in het geval van het zeegat is het zelfs de vraag of er wel een vergelijkbaar gebied is. Er zijn meerdere zeegaten (Baptist e.a., 2019), maar de dynamiek in de zeegaten verschilt enorm. Ondanks dat zou een referentiegebied meer hebben kunnen bijdragen aan het inschatten van veranderingen dan de nu gebruikte bemonsteringen uit het omliggende gebied uitgevoerd met andere bemonsteringstechnieken en/of uitgevoerd op een ander moment.
Voor een BACI-opzet wordt meestal geadviseerd om meerdere jaren voorafgaande aan de impact te bemonsteren om inzicht te krijgen in de jaar-op-jaar variatie. De uitvoerbaarheid hiervan is lastig omdat besluiten over het doorgaan van een impact vaak pas kort van te voren genomen worden. Terwijl een meerjarige bemonstering voorafgaande aan de impact al in een vroeg stadium een uitgebreide investering in ecologisch onderzoek vereist. Daarbij komt dat meerdere jaren data geen garanties geeft aangezien zeldzamere gebeurtenissen als een grote storm of een zeer goede broedval alsnog tot onvoorziene effecten kan leiden. In een zeegat, waar de onregelmatige cyclus in het verplaatsen van de geulen en platen tientallen jaren duurt is het sowieso lastig om een goed beeld te krijgen van de natuurlijke variatie.
De BACI-methode is opgezet om met statistische methoden verandering gelinkt aan de impact te testen. Het gebrek aan een referentiegebied en beperkt inzicht in de natuurlijke variatie maakt de huidige vergelijking tussen de T_0-T_1 statistisch zwak. Dit betekent dat alleen hele duidelijke veranderingen, bijv. het volledig verdwijnen van het benthos op de plaats van de suppletie of het verdwijnen van een soort in een gebied gerelateerd kunnen worden aan de suppletie. Veelal veranderingen waarbij het mechanisme zo overduidelijk is dat statistische testen niet veel toevoegen (zoals het bedelven met enkele meters zand). Minder duidelijke veranderingen zijn niet statistisch aantoonbaar terwijl deze wel consequenties kunnen hebben voor het functioneren van het gebied.
Bij het gebruik van een BACI of BA methode is het belangrijk vooraf inzichtelijk te hebben wat er precies onderzocht moet worden en of dat met deze methode, binnen het beschikbare budget, realistisch is. Bij de eerder genoemde projecten en ook hier, is de conclusie dat het lastig of niet mogelijk is om de impact te onderscheiden van de natuurlijke variatie. Wat veelal leidt tot een onbevredigend resultaat.
Een BACI wordt gebruikt om verandering in relatie tot impact aantonen, dit geeft beperkt inzicht in de processen via welke deze impact tot stand komt. Om hier beter inzicht in te krijgen moeten processtudies uitgevoerd worden. Enkele voorbeelden hiervan in relatie tot de suppletie zijn:

- Preferentie van soorten voor korrelgrootte en organische stofgehalte;

- Gedrag van zandspiering in het gebied, waar foerageren ze en welke verplaatsingen zijn natuurlijk;
- Snelheid van herkolonisatie van benthos
- habitatgeschiktheid van het gebied (bv door middel van groeimetingen onder de omstandigheden zoals gecreëerd door de suppletie);
- Dieet van organismen gelinkt aan groei en habitatkwaliteit op de suppletie.

Ondanks de beperkte duidingskracht met betrekking tot de directe en indirecte impact van de suppletie geven de verzamelde gegevens wel een interessant beeld van de ecologie in de buitendelta. Dit is een belangrijke aanvulling op de beperkte kennis die beschikbaar is over buitendelta's van het Waddengebied, wat naast inzicht in de impact van de suppletie, voor de opdrachtgever ook een doel was van deze studie.

3.1.2 Benthos-analysemethodes

Voor het benthos zijn er verschillende analyse methodes gebruikt op dezelfde dataset om inzicht te krijgen in de ruimtelijke verspreiding en veranderingen op gemeenschapsniveau. De gebruikte methodes waren de NMDS, de SIMPROF, de trait-based en de BISI-methode. De eerste twee gaan uit van de ruwe benthosdataset, terwijl de laatste twee eigenschappen toe kennen aan de benthossoorten of een deel van de soorten en vervolgens op basis daarvan de analyses uitvoeren. De eerste drie methodes gebruiken de Bray-Curtis dissimilariteit om het verschil tussen individuele monsterpunten weer te geven.
De NMDS is hier ingezet om te bepalen of een vooraf bepaalde indeling (de habitattypen) onderscheidend is voor de variatie in benthossamenstelling. Eventueel kan de NMDS-plot worden aangevuld met omgevingsvariabelen als verklarende variabelen om een indicatie van de relatie tussen de omgevingsvariabelen en de monsterpunten te geven.
De betrouwbaarheid van de NMDS-plot wordt aangeduid met de stress-waarde. Er zijn wat uitzonderingen, maar de algemene regels zijn dat bij een waarde boven de 0.3 de punten zo goed als random in de ruimte zijn verspreid en bij herhaalde analyse zullen deze op een andere manier weergegeven worden. Een waarde tussen de 0.2 en 0.3, zoals alle T_1-resultaten, is een indicatie voor meer structuur in de data maar nog steeds moet er voorzichtig omgegaan worden met de interpretatie. Onder de 0.1 wordt gezien als een uitkomst die wijst op duidelijke patronen. De stress-waarde kan o.a. verbeterd worden door meer dan twee assen toe te staan die variatie kunnen verklaren. Dat zal echter beperkt invloed hebben op de resultaten zoals gepresenteerd voor de T_1.

De SIMPROF-analyse is hier ingezet om zonder vooraf bepaalde indeling een statistische, niet-arbitraire onderbouwing te geven voor het laagste aantal clusters waarmee de meeste variatie in de data wordt verklaard. Dit leidde tot een groot aantal clusters (T_0 27; T_1 33) waarbij het de vraag is of deze allemaal een ecologische onderbouwing hebben of veroorzaakt zijn door de bemonsteringsmethode of kans dat een enkele soort is aangetroffen. Vandaar dat er toch een arbitraire keuze is gemaakt om een beperkt aantal (5) van de clusters visueel te presenteren en verder te bekijken. Het aantal cluster had mogelijk ook beperkt kunnen worden door de p-waarde op basis waarvan de SIMPROF besluit door te gaan met indelen strikter te zetten. Het vergelijken van de dominante soorten van ieder cluster geeft inzicht in welke soorten zorgen voor de verschillen tussen de clusters. Het vergelijken van de clusters tussen jaren geeft inzicht in de stabiliteit van de gemeenschappen. Om inzicht te krijgen in de sturende factoren kunnen de verschillende clusters gecorreleerd worden aan de omgevingsvariabelen.

De trait-based analyse is hier ingezet om de benthosgemeenschap op een andere manier te bekijken. In plaats van individuele soorten wordt functionele opbouw van de gemeenschap geanalyseerd. De trait-based analyse gaat er vanuit dat het niet uit maakt als filterfeeder A wordt vervangen door filterfeeder B, daarmee blijft dezelfde functie uitgevoerd en wordt dit gezien als dezelfde gemeenschap. Het gaat er om welk deel van de gemeenschap een bepaalde rol vervult in het functioneren van het lokale systeem en dus uiteindelijk of op deze schaal veranderingen zijn opgetreden die gerelateerd kunnen worden aan veranderingen in de omgeving. Dit levert inzicht op via welk mechanisme de impact mogelijk heeft plaatsgevonden. Het hoeft bij de trait-analyse echter niet zo te zijn dat de gevonden individuen ook daadwerkelijk die functie volledig vervullen.

Bijvoorbeeld de eigenschap levensverwachting beschrijft dat de soorten een bepaalde levensverwachting hebben, niet dat de aangetroffen individuen die leeftijd bereikt hebben of gaan bereiken.
Doordat er geanalyseerd wordt op het niveau van de eigenschappen is de methode minder gevoelig voor het al dan niet bemonsteren van een soort, tenzij deze een specifieke eigenschap heeft. De uitkomsten waren mogelijk wel iets anders geweest als er biomassa gebruikt was in plaats van aantallen. Dat was niet mogelijk doordat biomassa niet compleet was in de database en er niet voldoende tijd was om aan te vullen met behulp van omrekenfactoren. Op basis van de aantallen zoals nu gebruikt weegt een groot individu, welke vaak in kleinere aantallen voorkomen, minder zwaar mee dan dat op basis van gewicht zou zijn geweest.
De clusterindeling zoals gebruikt bij de trait-based methode is vergelijkbaar met de SIMPROF, alleen is er nu min of meer arbitrair gestopt bij 2, 3 en 5 clusters. Voor de rest kunnen de clusters om een vergelijkbare manier verder bekeken worden.
Er zijn nog wel verbeterpunten ten aanzien van de huidige uitvoering en er zijn verschillende mogelijkheden om uitgebreider en met meer diepgang de resultaten te analyseren, maar dat was binnen het tijdbestek van de huidige opdracht niet mogelijk. Desondanks geeft de methode nu al inzicht in de verdeling van de benthosgemeenschap en lijken veranderingen te correleren met veranderingen in de omgevingsvariabelen.

De BISI-methode is hier ingezet om op basis van indicatorsoorten de kwaliteit in ontwikkeling van de benthossamenstelling te vergelijken met een vooraf bepaald referentiegebied en om op basis van veranderingen in de indicatorssoorten hypthoses te vormen over de achterliggende de reden voor deze veranderingen. De methode gaat uit van vooraf bekende relaties tussen een beperkte set aan indicatorsoorten en omgevingsvariabelen, waarvan veranderingen in omgevingsvariabelen gekoppeld zijn aan een impact. De resultaten worden dus bepaald door veranderingen in een beperkte groep van soorten. De gegevens waarop de relaties zijn gebaseerd vertonen vaak veel spreiding. Verschillende dichtheden van een soort kunnen bij dezelfde sedimentsamenstelling worden aangetroffen, een verandering in de dichtheid betekend dus niet direct dat het sediment is veranderd. De veranderingen in omgevingsvariabelen die de BISI-methode suggereert hoeven dus niet te hebben plaatsgevonden. De BISI-methode is dan vooral geschikt om hypotheses te vormen over de reden waarom het benthos is veranderd, waarvan enkele mogelijk gekoppeld kunnen worden aan de uitgevoerde impact.
De BISI-methode kan gebieden ook buiten het Amelander Zeegat met elkaar vergelijken, een probleem hierbij is dat er een goed referentiegebied nodig is, en dat de keuze van dit referentiegebied invloed heeft op de gevonden resultaten met betrekking tot de gevormde hypotheses.

De verschillende methodes hebben ieder goede kanten en beperkingen. De resultaten van de methoden overlappen gedeeltelijk, maar vullen elkaar ook aan. Het is grotendeels afhankelijk van de specifieke vraag welke van de methode de voorkeur heeft.

4 Beantwoording hoofdvragen

In dit syntheserapport hebben we de beschikbare informatie over de ecologie van buitendelta's na uitvoering van de pilotsuppletie op een rij gezet in aanvulling op het syntheserapport voorafgaande aan deze suppletie (van den Bogaart e.a., 2019) om de eventuele effecten hiervan in het Amelander Zeegat in kaart te brengen. Aanvullend op van den Bogaart e.a. (2019), is in deze synthese alle beschikbare informatie samengebracht: de samenvatting van de resultaten van de T_1-bemonsteringen van benthos en zandspiering, de analyses over het habitatgebruik door zeehonden, de analyses over de ruimtelijke verdeling van eigenschappen (traits) van de benthische gemeenschap, gegevens uit de demersale vis survey (DFS) en gegevens uit de zenderstudie naar de foerageerlocaties van grote sterns.
Een aantal onderzoeksvragen vormde de leidraad voor deze synthese. Hieronder wordt geprobeerd antwoord te gegeven op deze vragen, waarbij we voortbouwen op de teksten uit van den Bogaart e.a. (2019).

- "In hoeverre is de verspreiding van benthische habitats en benthische soortensamenstelling in de T_1-bemonstering vergelijkbaar met het patroon dat is gevonden tijdens de T_0-bemonsteringen; en is de suppletie van 5 miljoen m^3 van invloed geweest?"

Het voor aanvang van de suppletie aanwezige benthos op de suppletielocatie is door het aangevoerde zand begraven. Het is mogelijk dat enkele mobiele individuen hebben kunnen vluchten en dat sommige individuen zich naar boven hebben gegraven, waarbij grotere individuen en soorten hier beter toe in staat worden geacht (Essink, 1993). Echter is het aannemelijk dat de suppletiesnelheid groter was dan de snelheid waarmee de soorten omhoog konden bewegen (Baptist e.a., 2009), en de dikte van de bedekking zal vrijwel zeker de tolerantiegrens van soorten overschreden hebben. De suppletie zal lokaal dus tot een grote sterfte onder het aanwezige benthos hebben geleid zoals ook het geval was bij andere suppleties (Holzhauer e.a., 2014). Het benthos dat aanwezig was op de suppletielocatie kort na afronding is dus daar heen gebracht met het gesuppleerde zand, heeft dit gebied moet koloniseren of bestaat uit broedval.
Tijdens de T_1-benthosbemonstering in september, zeven maanden na afronding van de suppletie (hoewel grote delen van de suppletie al veel eerder afgerond waren), werden er vergelijkbare aantallen soorten per monster gevangen als in het omliggende gebied. De lokale biodiversiteit is niet afgenomen door de ingreep. Echter werden er in de T_1-benthosbemonstering nagenoeg geen schelpdieren gevangen op de suppletie, in tegenstelling tot de T_0-maartbemonstering op de suppletie en de T_0-septemberbemonstering uit het omliggende gebied. Dit is een indicatie dat schelpdieren, die beschouwd worden als gevoelig voor verstoring, nog niet zijn teruggekeerd. De resultaten van de T_1-benthosbemonstering in september zijn echter tegenstrijdig met de resultaten van de T_1-zandspieringbemonstering in juni, tijdens deze bemonstering met een andere tuig wordt een groter oppervlak bemonsterd en werden wel schelpdieren aangetroffen. Het is aannemelijk dat de schelpdieren in veel lagere aantallen aanwezig waren dan in de T_0, waardoor er een grote kans was dat de boxcorer deze zou missen. Lage aantallen en biomassa op de suppletielocatie zijn ook zichtbaar voor het totale benthos ten opzichte van de omliggende gebieden in de T_1. Dit is een indicatie dat het gebied nog niet volledig hersteld is van de impact, wat in lijn is met andere studies die een (volledig) herstel van minimaal een jaar beschrijven (Baptist e.a., 2009).

Het is duidelijk dat er in het overige deel van het Amelander Zeegat veranderingen zijn opgetreden met name in de bathymetrie, maar ook verschillen in korrelgrootte en organisch stofgehalte. Het is echter (nog) niet mogelijk om te bepalen wat de dominante oorzaak hiervan is. Tijdens de stormen begin 2019 is de suppletie afgevlakt en is er veel zand van de suppletie verplaatst. Het is niet geheel duidelijk waar dit zand terecht is gekomen. Waarschijnlijk is een aanzienlijk deel naar het oosten verplaatst, maar mogelijk is er ook een deel in het gebied ten zuiden van de suppletie terecht gekomen. Hoe dit heeft bijgedragen aan de veranderingen in bathymetrie is (nog) niet te onderscheiden van de natuurlijke veranderingen. De waargenomen veranderingen zijn namelijk in lijn

met de verwachtte natuurlijke veranderingen van het verplaatsen van de geulen en platen. Onderstaande beschrijving per deelgebied beantwoordt dan ook alleen de vraag over de veranderingen in verspreiding en niet hoe de suppletie hierop van invloed is geweest. Een, volgens onze inschatting beperkt, deel van deze veranderingen is mogelijke toe te schrijven aan de suppletie. De veranderingen in verspreiding worden beschreven per deelgebied, waarbij gebruik gemaakt is van de indeling van de habitatkaart (**Figuur 2.4**).

Westzijde I en II en westelijke deel offshore: Dit deelgebied is vooral ondieper geworden op de meest zuidelijk strook na. Het benthos in het zuidelijke deel is iets meer gaan lijken op dat in de hoofdgeul en op de sedimentatie/erosie gebieden in de delta. Het benthos in het noordelijke deel is meer gaan lijken op het benthos in het offshore en oostelijke gebied. Dit laatste is veroorzaakt door de toename in schelpdieren, met name Ensis en in lichtere mate het nonnetje.

Sedimentatie-, Erosie-Delta en Geul-Getij: In dit deelgebied hebben op kleine ruimtelijk schaal veranderingen plaatsgevonden in de diepte en sedimentsamenstelling, waarbij dieper geworden plekken grenzen aan ondieper geworden plekken. Een deel is dusdanig ondiep geworden dat er droogvallende platen zijn ontstaan. Het benthos in dit deelgebied bestond in de T_0 al grotendeels uit opportunistische soorten, vooral soorten die organisch materiaal van de bodem eten. Opportunistische soorten zijn duidelijk toegenomen, het meest voorkomend zijn de gravend kniksprietkreeftjes *Bathyporeia pelagica, B. elegans* en de vlokreeft *Haustorius arenarius.* Volgens de trait-analyse is de samenstelling wel wat veranderd richting aaseters. In de delta is ook de borstelworm *Scolelepis squamata* aangetroffen die vooral bekend is uit de brandingszone. De aanwezigheid van deze soort is in lijn met de ontwikkeling van de droogvallende platen.

Geul-Borndiep en Helling-Borndiep: In dit deelgebied zijn wat plekken dieper (noordwest), maar ook een aantal ondieper (west) geworden en het sediment is over het algemeen wat grover geworden. Het benthos is weinig veranderd. Het opvallendst in dit deelgebied zijn de hogere aantallen aan gravende kniksprietkreefjes in het westen-noordwesten, de plekken waar de bathymetrie het meest is veranderd.

Vlakte: Dit deel is een stuk kleiner geworden. Het oostelijke deel is in de T_1 nog steeds droogvallende plaat, terwijl het westelijke deel sedimentatiegebied is geworden. In dit laatste deel is het duidelijk ondieper geworden, dat geldt in iets mindere mate voor heel het deelgebied vlakte. Op het meest oostelijke deel dat droogvalt is de laagste soortendiversiteit aangetroffen, met per soort ook lage aantallen en biomassa, zelfs lager dan op de suppletie. Voor de rest van het gebied lijken er iets minder schelpdieren te zijn aangetroffen waardoor een aantal monsterpunten in de T_1 op basis van trait-analyse niet meer is ingedeeld in hetzelfde cluster als het offshore gebied.

Sedimentatie en Erosie Bornrif: Het noordelijkste deel van dit gebied is wat ondieper geworden, terwijl het zuidelijkste deel wat dieper is geworden. De benthossamenstelling is weinig veranderd ten opzichte van de T_0.

Oostzijde I en II en oostelijke deel offshore: Dit deelgebied is ondieper geworden. Het is nog steeds het gebied met de hoogste soortendiversiteit, aantallen en biomassa. Net als in de T_0 zijn hier ook in de T_1 de hoogste aantallen schelpdieren aangetroffen. De clusterindelingen laten nagenoeg geen veranderingen zien in dit gebied.

Erosie-Deltakop, Geul-drempel: Dit deelgebied, direct ten oosten van de suppletie is het duidelijkst veranderd. Het noordelijkste en zuidelijkste deel is dieper geworden, met daartussen een band vanaf de suppletie naar oostzuidoost die juist ondieper is geworden. In de dieper geworden delen is het sediment fijner geworden, terwijl dat in de ondiepere band grover is geworden. In het noordelijkste deel zie je ook een duidelijke verandering in het benthos. De benthossamenstelling in het noordelijkste deel is meer op het offshore gebied gaan lijken, maar de clusteranalyses zien nog wel een verschil. De ontwikkeling die hierbij een rol speelt is de toename van de hartegel (*Echinocardium cordatum*).
De benthossamenstelling in het midden en zuidelijke deel van het deelgebied is min of meer vergelijkbaar met die in de T_0.

Het is duidelijk dat het benthos van het Amelander Zeegat niet homogeen verdeeld is over het gebied. Er zijn maar twee soorten (borstelworm *Nephtys cirrosa* en vlokreeft *Pontocrates altamarinus*) die min of meer evenredig over het gehele bied zijn aangetroffen, vergelijkbaar met de T_0-situatie. Er zijn duidelijk soorten die de voorkeur geven aan het rustigere offshore/oostelijke gebied en de vlakte, in een aantal gevallen inclusief de suppletielocatie. Deze soorten worden nu wat vaker in de westelijke gebieden aangetroffen dan in de T_0. Andere soorten hebben de voorkeur voor het dynamischere gebied van de delta. Op hoofdlijnen is deze verdeling niet veranderd van de T_0-T_1, alleen op beperkte ruimtelijke schaal is de verspreiding veranderd, veelal direct gelinkt met de veranderingen in bathymetrie.
In vergelijking met het kustgebied zijn de aantallen en biomassa benthische soorten in het Amelander Zeegat duidelijk lager (de lage BISI-score). De gemeenschap is een typische gemeenschap voor een hoog dynamisch gebied. De gevonden soortensamenstelling in de T_1 en T_0 is vergelijkbaar met die van andere Waddenzee zeegaten (Reiss en Kröncke, 2001; Nehmer en Kröncke, 2003).

- "Wat is de samenstelling van de bodemvisgemeenschap in de buitendelta van het Amelander Zeegat ten opzichte van de T_0 en is de suppletie van 5 miljoen m^3 hierop van invloed geweest?"

Het gekozen bemonsteringstuig was gericht op zandspiering, de techniek geeft geen volledig beeld van de visgemeenschap in de buitendelta. Er zijn naast zandspiering wel andere, met name bodemgebonden soorten, gevangen. Hierbij is onbekend of het gebruikte tuig deze representatief heeft bemonsterd.
Er werden drie soorten zandspiering gevangen in het Amelander Zeegat: kleine zandspiering, Noorse zandspiering en smelt. Smelt werd in de T_0-septemberbemonstering maar een beperkt aantal keer verspreid over het gebied gevangen, in de T_1-bemonstering werden beduidend meer exemplaren gevangen die allen werden aangetroffen op en direct ten oosten van de suppletie.
De kleine en Noorse zandspiering waren in de T_o wijdverspreid in het bemonsterde gebied, met een lichte voorkeur van kleine zandspiering voor de wat ondiepere locaties, terwijl Noorse een lichte voorkeur voor de diepere locaties had. In de T_1, was de verspreiding van beide soorten over het gebied beperkter en werden er met name hoge concentraties op en nabij de suppletie gevangen. Tijdens de T_0 is op de suppletielocatie niet bemonsterd, desondanks was op basis van de omliggende monsterpunten de verwachting dat de beide soorten in relatief hoge aantallen ook op de geplande suppletielocatie zouden voorkomen. De aanwezigheid van zandspiering op de suppletielocatie in de T_1 was daarmee waarschijnlijk niet anders dan in de T_0, echter lijkt zandspiering zich in de T_1 te hebben geconcentreerd op de suppletielocatie.
Mogelijke verklaringen voor de concentratie van zandspiering op de suppletie zijn: 1) de verondieping welke het gebied mogelijk aantrekkelijker gemaakt heeft voor met name kleine zandspiering, 2) verandering in sedimentsamenstelling, 3) verandering in permeabiliteit van het sediment, 4) verslechtering van de habitatkwaliteit in met name de delta ten zuiden van de suppletie. De eerste twee lijken niet heel waarschijnlijk. De sedimentsamenstelling is niet te onderscheiden van de rest van het gebied, en die diepte komt op meer plekken voor. De verandering in permeabiliteit is aannemelijker (Román-Sierra e.a., 2014), het nieuw geplaatste sediment was ten tijde van de T_1-bemonstering waarschijnlijk nog niet volledig ingeklonken en bevatte lage concentraties schelpdieren. Hierdoor zou zandspiering zich gemakkelijker kunnen ingraven en zou er meer zuurstof beschikbaar zijn terwijl ze ingegraven zijn. Echter is de permeabiliteit van het sediment is niet bepaald. De verslechterde habitatkwaliteit in de delta door de toegenomen dynamiek en verondieping, met name het ontstaan van droogvallende platen, kan ook hebben bijgedragen.
Het is in ieder geval duidelijk dat de suppletie door zandspiering gebruikt wordt om zich in te graven en dat de aanwezigheid van de suppletie weinig tot geen (langdurige) invloed lijkt te hebben gehad op de populatie zandspiering.

Dezelfde conclusie kan getrokken worden voor schol, de enige andere vissoort die in grotere getalen werd gevangen tijdens de bemonstering. De dichtheid van schol tijdens de T_1 was veel hoger dan tijdens de T_0. Dit verschil is waarschijnlijk een gevolg van natuurlijke variatie in jaarklassterkte. De hoeveelheid juveniele schol die in andere bemonsteringen in andere gebieden is aangetroffen was ook duidelijk hoger in 2019 dan in 2018. Op basis van de verspreiding in het bemonsterde gebied lijkt het er op dat schol geen onderscheid maakt tussen de suppletielocatie en de omliggende, niet direct

beïnvloedde, gebieden. Daarmee lijkt de aanleg van de suppletie op het eerste oog geen (negatief) effect te hebben op de geschiktheid van het gebied voor schol.
Naast zandspiering en schol werden er nog een aantal andere soorten, in kleinere aantallen, gevangen op de suppletielocatie, o.a. tong, grondels, gewone garnaal, en gewone zwemkrab.

Het algemene beeld is dus dat zandspiering en schol weinig tot geen veranderingen laten zien in verspreiding ten opzichte van voor de suppletie en binnen een relatief korte tijd na de suppletie op dezelfde manier gebruik maken van het gesuppleerde gebied als van de omliggende gebieden. Voor andere vissoorten kunnen we hier geen uitspraken over doen omdat hier geen specifieke informatie over verzameld is.

- "Zijn er vogelsoorten waarvoor de buitendelta van het Amelander Zeegat een belangrijk rust- en of foerageergebied vormt en zo ja, is er een relatie tussen de verspreiding over en het gebruik door vogels van deze buitendelta en specifieke onderdelen van de buitendelta en is de suppletie van 5 miljoen m^3 hierop van invloed geweest?"

Er zijn maar beperkte nieuwe gegevens beschikbaar gekomen over vogels, ten opzichte van de al spaarzame gegevens gepresenteerd in van den Bogaart e.a. (2019). Doordat er geen gericht, zoals voorgesteld (van Hal e.a., 2018), onderzoek is uitgevoerd aan vogels, grote sterns in het bijzonder, zijn er opnieuw geen andere gegevens beschikbaar dan afkomstig uit andere programma's.
De snapshots van de nog niet geanalyseerde zenderdata van grote sterns van Texel laten opnieuw zien dat deze grote sterns het Amelander Zeegat geregeld aandoen. Deze gegevens laten zien dat het zeegat slechts sporadisch gebruikt wordt om te foerageren. Het belang van het Amelander Zeegat ten opzichte van de dichter bij de Texelse broedkolonie gelegen zeegaten (Marsdiep en Eierlandse Gat) lijkt beperkt. Het Amelander Zeegat is waarschijnlijk van groter belang als foerageergebied voor de grote sterns van Griend, vanwege de relatief geringe afstand tot deze broedkolonie. Onbekend is of het Amelander Zeegat hun voornaamste foerageerlocatie is of dat verschillende zeegaten worden aangedaan. Doordat de gezenderde grote sterns van Texel ook na de suppletie worden geregistreerd in het Amelander Zeegat en er weinig lijkt te zijn veranderd aan hun belangrijkste voedsel, zandspiering, is er op basis van de beschikbare gegevens geen effect van de suppletie te verwachten op de grote sterns. Eventuele verstoring tijdens de suppletiewerkzaamheden op de grote stern is niet uit te sluiten.
Eventuele verstoring van de suppletiewerkzaamheden op dwergsterns, broedend op Ameland en Terschelling, is onwaarschijnlijk gezien hun actieradius in vergelijking met de afstand van de werkzaamheden tot de broedkolonies. Daarnaast geeft de vestiging van (broed)kolonies nabij grootschalige suppletie werkzaamheden op o.a. de Markerwadden de impressie dat dwergsterns niet erg verstoringsgevoelig zijn voor dergelijke werkzaamheden. Afgaande op de aanwezigheid van grote aantallen (juveniele) zandspiering in de T_1-bemonstering op de suppletielocatie, heeft de suppletie hoogstwaarschijnlijk ook geen invloed gehad op hun voedselvoorziening.
Voor aanvang van de suppletie was in de T_0-bemonstering geconstateerd dat het suppletiegebied een ongeschikt foerageergebied was voor zwarte zee-eenden. De dichtheden van zwaardschedes, nonnetjes, strandschelpen en zaagjes waren hier te laag om een aantrekkelijk foerageergebied te zijn. In de T_1-bemonstering is het voedselaanbod voor zwarte zee-eenden op de suppletielocatie niet veranderd. In de overige gebieden in het Amelander Zeegat zijn vergelijkbare dichtheden aan schelpdieren voor zwarte zee-eenden als in de T_0-bemonstering aangetroffen. Dit suggereert dat de suppletie geen nadelige effecten heeft gehad op het voedselaanbod voor de zwarte zee-eenden die rond het Amelander Zeegat foerageren. Herhaaldelijke scheepsbewegingen zouden de zee-eenden uit het Amelander Zeegat kunnen verstoren. Hierbij wordt een sterk verstorend effect verwacht wanneer veel eenden in de buurt van de suppletie aanwezig zijn als gevolg van een hoog voedselaanbod. Dit laatste was niet het geval op de suppletielocatie, maar gezien de hogere dichtheden aan voedselsoorten aan de oostkant van het zeegat zouden hier wel hoge dichtheden aan zwarte zee-eenden te verwachten zijn. Op grond van bovenstaande lijkt het aannemelijk dat de zwarte zee-eenden geen noemenswaardige effecten hebben ondervonden als gevolg van de suppletie in het Amelander Zeegat.

- Vormen de buitendelta's belangrijke foerageergebieden voor de grijze zeehond, de gewone zeehond en de bruinvis en zo ja, is er dan een relatie tussen het gebruik als foerageergebied en specifieke onderdelen van de buitendelta en is een suppletie van 5 miljoen m^3 hierop van invloed?"

Een groot aantal gewone en grijze zeehonden maken gebruik van de ligplaatsen in het stroomgebied onder Ameland en zijn afhankelijk van het zeegat om van dit gebied naar de Noordzee te gaan. Op basis van de ruitellingen is te zien dat de aantallen gewone zeehonden in dit gebied sinds het vorige rapport zijn afgenomen en dat ook het relatieve aandeel van de dieren in het Amelander Zeegat gebied ten opzichte van de totale Nederlandse deel van de Waddenzee is afgenomen. In tegenstelling is het aantal grijze zeehonden en het aandeel grijze zeehonden ten opzichte van de totale Nederlandse deel toegenomen. Op basis van de zendergegevens blijkt dat beide soorten zeehonden door het zeegat en de buitendelta trekken en een deel van hun tijd in de buitendelta's, inclusief die van het Amelander Zeegat, doorbrengen. Het gebruik van de buitendelta van het Amelander Zeegat is op basis van de zendergegevens redelijk homogeen ondanks de complexe topografie. Tijdens dit verblijf duiken ze geregeld richting de bodem, wat suggereert dat ze hier mogelijk foerageren. Deze analyse is echter niet gedetailleerd genoeg om te kunnen aantonen of de buitendelta's belangrijke foerageergebieden (relatief ten opzichte van andere gebieden) vormen voor zeehonden.

Tijdens de aanleg van de suppletie, waarbij veel vaarbewegingen plaatsvonden, is het aannemelijk dat er enige vorm van verstoring op is getreden (Jones e.a., 2017; Erbe e.a., 2019; Mikkelsen e.a., 2019). Het is echter niet mogelijk om op basis van de beschikbare gegevens de verspreiding en het gedrag van de zeehonden te relateren aan de menselijke activiteiten. Hetzelfde geldt voor de periode na de aanleg van de suppletie. Er zijn in deze periode namelijk geen zenders geplaatst bij dieren in dit gebied. Om toch enigszins de vraag met betrekking tot de invloed van de suppletie via effecten op het habitat te beantwoorden is er gebruik gemaakt van een habitatmodel voor gewone zeehonden op basis van bestaande zenderdata uit de gehele zuidelijke Noordzee. Dit model laat zien dat gewone zeehonden relatief meer gebruik maken van (een "voorkeur" tonen) diepere delen (Figuur 2.31). Ze maken naar verhouding veel minder gebruik van gebieden met fijne korrelgroottes (D60 fijner dan 200 µm) en komen juist meer voor in gebieden met grotere hoogteverschillen (bijv. bij zandruggen). Ook zijn ze relatief vaker bij de ligplaatsen, waar ze zich concentreren om te rusten en waarvandaan ze vertrekken naar hun foerageerplekken. Qua sediment type (zand/grof zand) is het Amelander Zeegat een geschikt gebied voor gewone zeehonden. Tevens maakt de nabijheid van de buitendelta ten opzichte van de ligplaatsen het een aantrekkelijk gebied; immers de reisafstand tussen ligplaatsen en foerageergebieden is laag. Een groot deel van het gebied is relatief ondiep en zou daarmee mogelijk minder worden bezocht door de gewone zeehonden. Een vergelijkbare methode en analyse ontbreekt vooralsnog voor de grijze zeehonden.
De aanleg van de suppletie heeft, naar verwachting, de locatie van de ligplaatsen en daarmee de afstand tot ligplaatsen niet sterk veranderd. Het effect van verandering in sediment op het voorkomen van de gewone zeehond is volgens de habitatanalyse sowieso klein, en de verandering van het sediment door de suppletie is zeer beperkt. De suppletie heeft wel geleid tot het lokaal ondieper worden van het gebied, wat zou kunnen leiden tot minder gebruik door gewone zeehonden. In dit geval lijken de mogelijke gevolgen beperkt, aangezien die specifieke plekken niet veel gebruikt werden.
Het is onduidelijk waarom de ondiepe delen minder gebruikt worden. Eén mogelijke verklaring is een lagere dichtheid aan vis. Het beperkte beeld op basis van de zandspieringbemonstering in het Amelander Zeegat, lijkt hier echter niet op te wijzen. Hoewel, op grotere schaal de visdichtheid in augustus en september lager blijken te zijn in de ondiepe Waddenzee en kustzone, vergeleken met de aangrenzende Noordzee (Aarts e.a., 2019). Het is niet uit te sluiten dat de zeehonden en andere predatoren (bijv. zeevogels) een grotere predatiedruk vormen in de kustzone dan in de Noordzee, juist in de zomer vlak voor de bemonstering, wanneer de gewone zeehonden maar ook de vogels zich voortplanten. Zeehonden kunnen zo het lokaal prooidier-voorkomen beïnvloeden (Aarts et al. 2019). Tot slot moet opgemerkt worden dat er geen zenderdata beschikbaar zijn van pups geboren in de zomer (juni/juli). Deze relatief grote groep (~ 20% van de populatie) zou mogelijk door beperktere duikcapaciteit ook afhankelijk kunnen zijn van de ondiepere delen.

5 Aanbevelingen

De T_1-bemonsteringen uitgevoerd binnen het meetprogramma Ecologie Buitendelta Amelander Zeegat hebben aanvullende kennis geleverd over de aanwezigheid en verspreiding van benthos en zandspiering en hebben laten zien dat het wel mogelijk is om in een dynamisch en lastig te bemonsteren systeem als de buitendelta's deze kennis te verzamelen. Tijdens de bemonsteringen hebben we echter de nodige problemen in dit gebied ondervonden en zijn we op beperkingen gestuit. De zandspieringbemonstering kon in geen enkele periode volledig uitgevoerd worden, vanwege de weersomstandigheden en de veranderende condities (ondieper en daarmee onbereikbaar worden van monsterpunten) in het zeegat. Dit beperkt de mogelijkheid om vergelijkingen te maken tussen bemonsteringsperiodes. Voor de benthosbemonstering is bij uitval door slecht weer extra tijd vrijgemaakt om de bemonstering af te ronden met als resultaat een statistisch beter onderbouwde benthosbemonstering. Flexibiliteit in de bemonstering is in de praktijk vaak lastig te bewerkstelligen in verband met de beschikbaarheid van schip, personeel en de benodigde ontheffingen. Deze ervaringen maken echter duidelijk dat grote flexibiliteit in de uitvoering nodig is om in een dynamische buitendelta te komen tot een volledig uitgevoerd bemonsteringsprogramma.

De intentie was het duiden van de verzamelde benthos- en visgegevens in relatie tot andere projecten en de resultaten te linken met de hogere trofische niveaus.
De vergelijkbaarheid van de zandspieringkor met andere studies is echter beperkt doordat er weinig bekend is over de vangstefficiëntie ten opzichte van andere tuigen. Het is zeker goed om een tuig te gebruiken dat gericht is op de doelsoort, maar om de resultaten in breder perspectief te plaatsen is een voorafgaande studie waarbij de vangstefficiëntie van de te vergelijken tuigen wordt bepaald essentieel.
Naast de verschillen in bemonsteringsmethode spelen ook de timing van de andere bemonsteringen een rol vanwege seizoenvariatie. Het vergelijken met programma's in andere seizoenen is lastig. Het blijft dan vooral bij duiding van de grotere trends zoals de sterke jaarklassen van vis of de hogere biomassa's in de schelpdiersurvey. Om echt een vergelijking met andere bemonsteringen te maken dient een impactbemonstering idealiter zo ontworpen te worden zodat deze optimaal aansluit bij andere bemonsteringen in het gebied.
Een link maken naar de hogere trofische niveaus gaat nu niet veel verder dan algemeenheden. De redenering komt niet verder dan de constatering: hun voedsel is er nog dus zal er geen invloed zijn. Maar om te bepalen of iets wel of geen beperkende factor oplevert is meer nodig. Daarvoor zijn gegevens nodig over de aanwezigheid, de verspreiding, gedrag en het dieet van deze soorten in het gebied zelf.

Het was in de meeste gevallen niet mogelijk om natuurlijke variatie te onderscheiden van de impact van de suppletie. Een belangrijke oorzaak hiervan is dat op dit moment (nog) niet duidelijk is hoe de suppletie het omliggende gebied heeft beïnvloed. Als de waargenomen verondieping in de rest van het gebied toe te schrijven is aan het extra zand van de suppletie, of als de verdieping op de deltakop toe te wijzen valt aan de suppletie, dan kunnen veranderingen in de ecologie in die gebieden ook makkelijker gelinkt worden aan de suppletie. Een beter inzicht in de abiotische veranderingen veroorzaakt door de suppletie kan in een vervolg helpen om de ecologische gegevens te duiden.
Bij afwezigheid van deze kennis zou het nog steeds mogelijk zijn geweest om veranderingen toe te schrijven aan de suppletie als deze zouden afwijken van de natuurlijke variatie voorafgaande aan de suppletie. Met één bemonstering voorafgaande aan de suppletie is er echter geen inzicht verkregen in de jaarlijkse variatie. Een volledige BACI inclusief meerdere jaren en eventueel ook seizoenen voorafgaande aan de impact bemonsteren is in het vervolg aan te bevelen om onderscheid te kunnen maken tussen de impact van de suppletie en autonome ontwikkelingen.
Een uitgebreidere BACI-benadering kan veranderingen relateren aan de aanleg van de suppletie, maar biedt weinig mogelijkheden om verder te komen dan het hypothetiseren over de mogelijke processen via welke dit gebeurd. Proces- en gedragsstudies kunnen hier wel inzicht in geven en bijdragen aan

het voorspellen van impact van of advies leveren aan het inrichten van toekomstige suppleties om de impact te beperken.

De suppletie heeft impact gehad tijdens de aanleg door begraving en mogelijk door verstoring. Zoals de richtlijnen voorschrijven is er gesuppleerd met vergelijkbaar sediment en de verhoging van het gebied was geanticipeerd. De keuze voor het wingebied van het zand heeft mogelijk mede geleid tot beperking van de effecten op en een mogelijk snel herstel van de bodemfaunagemeenschap. Dit is een ondersteuning voor de beleidslijn die pleit voor het gebruik van vergelijkbaar sediment, en voor de continuering van het vooraf goed verkennen van toekomstige wingebieden voor suppleties om zo effecten te minimaliseren.
Er is herstel van het benthos op de suppletielocatie, al is dit nog niet volledig. De vis leek de suppletie niet te vermijden. Ook in de rest van het gebied lijken er geen grote negatieve effecten te zijn van de suppletie. Dit duidt er op dat een suppletie van deze omvang in een dynamisch gebied als een buitendelta van beperkte invloed is op de ecologie en de invloed die er is van beperkte duur is. Op basis hiervan is het aan te bevelen om de mogelijkheden om te suppleren in dynamische gebieden als de buitendelta's verder te onderzoeken.
Effecten van verstoring door o.a. extra vaarbewegingen tijdens het storten van het zand zijn niet duidelijk geworden. Er zijn echter geen ecologische gegevens verzameld tijdens de werkzaamheden, het is dus niet mogelijk om inzicht te geven over de impact van de verstoringen anders dan op basis van veronderstellingen en *expert judgement*. Hier zou in eventueel nieuwe projecten nog wel naar gekeken moeten worden.

Er liggen plannen om de bemonsteringen en het onderzoek aan het Amelander Zeegat voort te zetten. Voor de voortzetting van de monitoring wordt voor benthos geadviseerd de bemonstering in de late zomer aan te houden. Deze bemonstering heeft de voorkeur boven een voorjaarsbemonstering vanwege de lagere variatie tussen jaren (Schellekens en Verduin, 2020). Voor zandspiering was er gekozen voor de voorjaarsbemonstering i.v.m. de foerageerperiode van de grote stern. Zonder onderzoek aan het foerageergedrag van de grote stern had er beter gekozen kunnen worden voor een late zomerbemonstering zodat er een vergelijking had kunnen plaatsvinden met de completere T_0-dataset. Dit is nu een gepasseerd station waardoor een vervolgbemonstering opnieuw een voorjaarsbemonstering kan worden om deze te kunnen vergelijken met de complete T_1-dataset. Het eerder voorgestelde onderzoek aan het foerageergedrag van de grote stern (van Hal e.a., 2018) kan in dat geval nog steeds bijdragen aan de kennisontwikkeling.
In verdere analyses van de bestaande data, eventueel aangevuld met data uit de vervolgbemonsteringen zou beter gekeken moeten worden naar de relaties tussen de omgevingsvariabelen en het benthos. In de huidige analyses is beschreven dat de verschillende omgevingsvariabelen een significant deel van de variatie in de benthosgemeenschap verklaren. Er is helaas niet verder ingegaan op de aard van deze relaties. De verschillende clusterindelingen zijn alleen visueel gelinkt aan de habitattypen en daarmee omgevingsvariabelen maar zijn niet statistische gecorreleerd aan de omgevingsvariabelen. Een habitatmodel waarin dit wel wordt gedaan, kan worden gebruikt voor het voorspellen van het effect van veranderingen in de omgevingsvariabelen.

6 Dankwoord

Wij willen onze dank uitspreken aan alle personen die hebben geholpen met het bij elkaar brengen van de gepresenteerde gegevens, de inhoudelijke discussies met name over het in de bijlage gepresenteerde trait-based werk en het verbeteren van de teksten. Speciale dank gaat hierbij uit naar Luuk van der Heijden (Deltares) voor zijn inbreng in het trait-based werk en zijn tekstuele verbetering en Jan van Dalfsen, Harriëtte Meijer-Holzhauer en opdrachtgevers voor het verbeteren en aanscherpen van de teksten.

7 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.

Literatuur

Aarts, G., S. Brasseur, S. Geelhoed, R. van Bemmelen en M. Leopold (2013) Grey and harbour seal spatiotemporal distribution along the Dutch West coast. C103/13 IMARES Wageningen UR, 63 pagina's.

Aarts, G., J. Cremer, R. Kirkwood, J. T. van der Wal, J. Matthiopoulos en S. Brasseur (2016) Spatial distribution and habitat preference of harbour seals (Phoca vitulina) in the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research report

Aarts, G., S. M. J. M. Brasseur, J. J. Poos, J. Schop, R. Kirkwood, T. van Kooten, E. Mull, P. J. H. Reijnders, A. D. Rijnsdorp en I. Tulp (2019) Top-down pressure on a coastal ecosystem by harbor seals. Ecosphere 10(1): e02538.

Armonies, W. (2020) Analysing long-term change in small benthos: geomorphological dynamics affects method selection. Helgoland Marine Research 74: 1.

Arts, F. A., S. Lilipaly en P. A. Wolf (2015) Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en Nederlandse kustwateren in november 2014 en januari 2015. RWS Centrale Informatievoorziening BM 15.16.

Baptist, M., J. Tamis, B. Borsje en J. Van der Werf (2009) Review of the geomorphological, benthic ecological and biogeomorphological effects of nourishments on the shoreface and surf zone of the Dutch coast. IMARES/Deltares.

Baptist, M. en M. Leopold (2018) Pilotstudie GPS-trackers grote sterns van Utopia, Texel 2018. Wageningen Marine Research, C095/18.

Baptist, M. J. en M. F. Leopold (2010) Prey capture success of Sandwich Terns Sterna sandvicensis varies non-linearly with water transparency. Ibis 152: 815-825.

Baptist, M. J., J. T. van der Wal, E. O. Folmer, U. Gräwe en K. Elschot (2019) An ecotope map of the trilateral Wadden Sea. Journal of sea research 152: 101761.

Beijersbergen, R. (2016) Reizen langs de waterkant. De ecologie van de dwergstern Sterna albifrons op de Hooge Platen. Uitg. Eburon, Delft, 195p.

Benjamins, S., A. Dale, N. van Geel en B. Wilson (2016) Riding the tide: use of a moving tidal-stream habitat by harbour porpoises. Marine ecology progress series 549: 275-288.

Beukema, J. (1974) Seasonal changes in the biomass of the macro-benthos of a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea. Netherlands Journal of Sea Research 8: 94-107.

Blaxter, J. en B. Parrish (1965) The importance of light in shoaling, avoidance of nets and vertical migration by herring. ICES Journal of Marine Science 30: 40-57.

Boele, A., J. van Bruggen, F. Hustings, A. van Keulen, K. Koffijberg, J. Vergeer en T. van der Meij (2020) Broedvogels in Nederland in 2018. Sovon, 2020/07.

Bolam, S. (2013) Relationships between macroinvertebrate biological traits and sea bed functioning in European waters. FP7 BENTHIS Task 1.

Bolam, S. G. en J. D. Eggleton (2014) Macrofaunal production and biological traits: Spatial relationships along the UK continental shelf. Journal of sea research 88: 47-58.

Bolle, L. J., M. Dickey-Collas, J. K. van Beek, P. L. Erftemeijer, J. I. Witte, H. W. van der Veer en A. D. Rijnsdorp (2009) Variability in transport of fish eggs and larvae. III. Effects of hydrodynamics and larval behaviour on recruitment in plaice. Marine ecology progress series 390: 195-211.

Brakenhoff, L., M. Kleinhans, G. Ruessink en M. Vegt (2020) Spatio-temporal characteristics of small-scale wave-current ripples on the Ameland ebb-tidal delta. Earth Surface Processes and Landforms 45: 1248-1261.

Brasseur, S., G. Aarts, E. Meesters, T. v. Polanen Petel, E. Dijkman, J. Cremer en P. Reijnders (2012) Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms.

Brasseur, S. M., J. Cremer, E. Dijkman en J. Verdaat (2013) Monitoring van gewone en grijze zeehonden in de Nederlandse Waddenzee 2002-2012. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu.

Brasseur, S. M. J. M., T. D. van Polanen Petel, T. Gerrodette, E. H. W. G. Meesters, P. J. H. Reijnders en G. Aarts (2015) Rapid recovery of Dutch gray seal colonies fueled by immigration. Marine Mammal Science 31: 405-426.

Brasseur, S. M. J. M. en R. J. Kirkwood (2016) Seal monitoring and evaluation for the Gemini offshore windpark: T-construction - 2015 report. IMARES, 52 pagina's.

Brasseur, S. M. J. M. (2017) Seals in motion, Wageningen University, Wageningen.

Briek, J., M. Huizinga en H. Hut (2003) Stroommeting Zeegat van Ameland 2001. Rijkswaterstaat report.

Brinkman, A., J. De Leeuw, M. Leopold, C. Smit en I. Tulp (2007) Voedselecologie van een zestal schelpdieretende vogels. IMARES Texel.

Cáceres, M. D. en P. Legendre (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. Ecology 90: 3566-3574.
Camphuysen, C. (2004) The return of the harbour porpoise (Phocoena phocoena) in Dutch coastal waters. Lutra 47: 113-122.
Cheung, K. F., F. Gerritsen en J. Cleveringa (2007) Morphodynamics and sand bypassing at Ameland inlet, the Netherlands. Journal of Coastal Research 23: 106-118.
Christie, A. P., T. Amano, P. A. Martin, G. E. Shackelford, B. I. Simmons en W. J. Sutherland (2019) Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. Journal of Applied Ecology 56: 2742-2754.
Cleveringa, J., S. Mulder en A. Oost (2004) Kustverdediging van de koppen van de Waddeneilanden: de dynamiek van de kust nabij buitendelta's en passende maatregelen voor het kustbeheer. Rijkswaterstaat, RIKZ, Rapportnr.: 2004.017.
Colosio, F., M. Abbiati en L. Airoldi (2007) Effects of beach nourishment on sediments and benthic assemblages. Marine pollution bulletin 54: 1197-1206.
Compton, T., J. Van der Meer, S. Holthuijsen, A. Koolhaas, A. Dekinga, J. Ten Horn, L. Klunder, N. McSweeney, M. Brugge en H. van der Veer (2013) Synpotic Intertidal Benthic Surveys Across the Dutch Wadden Sea: 2008 to 2011.
Couperus, B., S. Gastauer, S. M. Fässler, I. Tulp, H. W. van der Veer en J. J. Poos (2016) Abundance and tidal behaviour of pelagic fish in the gateway to the Wadden Sea. Journal of sea research 109: 42-51.
Courtens, W., H. Verstraete, N. Vanermen en E. Stienen (2017) Faecal samples reveal the diet of breeding adult Sandwich terns Thalasseus sandvicensis in Belgium and the southern part of the Netherlands. Journal of sea research 127: 182-193.
Cremer, J. S. M., S.M.J.M. Brasseur, A. Meijboom, J. Schop en J. P. Verdaat (2017) Monitoring van gewone en grijze zeehonden in de Nederlandse Waddenzee, 2002-2017. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, 40 pagina's.
De Fockert, A. (2008) Impact of relative sea level rise on the Amelander inlet morphology.
De Leeuw, J. J. (1997) Demanding divers. Ecological energetics of food exploitation by diving ducks. PhD Thesis, University of Groningen. ISBN 90-369-1207-5.
Dippner, J. W., K. Junker en I. Kröncke (2010) Biological regime shifts and changes in predictability. Geophysical Research Letters 37.
Elias, E., A. Oost, A. Bruens, J. Mulder, A. Van der Spel, J. De Ronde, Z. Wang en J. Stronkhorst (2012) Buitendelta's: samenvatting bestaande kennis en opties voor zandsuppletie-pilots. Deltares rapport 1206188.
Elias, E. (2017) Understanding the present-day morphodynamics of Ameland inlet. Deltares, 1220339-006.
Elias, E., A. J. F. van der Spek, Z. B. Wang en S. Pearson (2020) Technisch advies Rol en Mogelijkheden Buitendelta's voor het Kustbeheer Ten behoeve van beleidsadvies Kustgenese 2.0. Deltares, 1220339-009-ZKS-0006,.
Elias, E. P. L. (2019) Een actuele sedimentbalans van de Waddenzee. Deltares, 11203683-001-ZKS-0002, 83 pagina's.
Elias, E. P. L., A. J. F. Van der Spek, S. G. Pearson en J. Cleveringa (2019) Understanding sediment bypassing processes through analysis of high-frequency observations of Ameland Inlet, the Netherlands. Marine Geology 415: 105956.
Endo, A., N. Iwasaki, J.-y. Shibata, T. Tomiyama en Y. Sakai (2019) The burrowing sand lance Ammodytes japonicus (Teleostei, Ammodytidae) prefers benthic sediments of low shear strength. Journal of Ethology 37: 213-219.
Engelhard, G. H., J. van der Kooij, E. D. Bell, J. K. Pinnegar, J. L. Blanchard, S. Mackinson en D. A. Righton (2008) Fishing mortality versus natural predation on diurnally migrating sandeels Ammodytes marinus. Marine ecology progress series 369: 213-227.
Engelmoer, H. (2018) Ameland-Feugelpolle 2018: Broedvogelinventarisatie en hoogwatertellingen. Staatsbosbeheer en Vogelwacht Hollum-Ballum.
Erbe, C., S. A. Marley, R. P. Schoeman, J. N. Smith, L. E. Trigg en C. B. Embling (2019) The Effects of Ship Noise on Marine Mammals—A Review. Frontiers in Marine Science 6.
Essink, K. (1993) Ecosystem effects of dredging and dumping in the Ems-Dollard estuary and the Wadden Sea. RWS, RIKZ.
Essink, K. en J. Birklund (1997) Risk analysis of coastal nourishment techniques (RIACON) : final evaluation report. Haren, National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ.
Fijn, R., J. de Jong, W. Courtens, H. Verstraete, E. Stienen en M. Poot (2017) GPS-tracking and colony observations reveal variation in offshore habitat use and foraging ecology of breeding Sandwich terns. Journal of sea research: 203-211.
Fijn, R., J. Arts, D. de Jong, E. Beuker, E. Bravo Rebolledo, B. Engels, M. Hoekstein, R. Jonkvorst, S. Lilipaly, M. Sluijter, K. van Straalen en P. Wolf (2019) Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en

zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal plat in 2018-2019. Bureau Waardenburg & Deltamilieu projecten, 19-258.
Folmer, E., A. Dekinga, S. Holthuijsen, J. van der Meer, D. Mosk, T. Piersma en H. van der Veer (2017) Species Distribution Models of Intertidal Benthos.
Fu, L. (2018) Modeling Nourishment in the Ameland Inlet-a long-term and short-term study with Delft3D.
Galili, T. (2015) dendextend: an R package for visualizing, adjusting and comparing trees of hierarchical clustering. Bioinformatics 31: 3718-3720.
Greenstreet, S. P., E. Armstrong, H. Mosegaard, H. Jensen, I. M. Gibb, H. M. Fraser, B. E. Scott, G. J. Holland en J. Sharples (2006) Variation in the abundance of sandeels Ammodytes marinus off southeast Scotland: an evaluation of area-closure fisheries management and stock abundance assessment methods. ICES Journal of Marine Science 63: 1530-1550.
Härkönen, T., K. C. Hårding en S. G. Lunneryd (1999) Age-and sex-specific behaviour in harbour seals Phoca vitulina leads to biased estimates of vital population parameters. Journal of Applied Ecology 36: 825-841.
Hennig, C. (2020) fpc: Flexible Procedures for Clustering. R package version 2.2-7. .
Holland, G. J., S. P. Greenstreet, I. M. Gibb, H. M. Fraser en M. R. Robertson (2005) Identifying sandeel Ammodytes marinus sediment habitat preferences in the marine environment. Marine ecology progress series 303: 269-282.
Holzhauer, H., T. Vanagt, K. Lock, M. van Oeveren, K. de Backer, K. Hostens, J. Van Dalfsen en J. Reinders (2014) Ecologische effecten suppletie Ameland 2009-2012. Interim rapportage ihkv KPP B&O Kust Ecologie. Deltares rapport: 211.
Holzhauer, H. (2017) Meetlocaties benthos, bemonstering van de buitendelta van Ameland in september 2017 voorafgaand aan de proefsuppletie. versie 1.1, rapportage Universiteit Twente.
Holzhauer, H. (2019) Habitatkaart 2019 Amelander Zeegat; ihkv benthosbemonstering september 2019. Deltares, 28 pagina's.
Holzhauer, H., B. W. Borsje, J. A. Van Dalfsen, K. M. Wijnberg, S. J. Hulscher en P. M. Herman (2020) Benthic species distribution linked to morphological features of a barred coast. Journal of marine science and engineering 8: 16.
IJsseldijk, L. L., K. C. Camphuysen, J. Nauw en G. Aarts (2014) Tidal influence on the occurrence of the harbour porpoise Phocoena phocoena in the Marsdiep area, The Netherlands.
IJsseldijk, L. L., M. T. ten Doeschate, A. Brownlow, N. J. Davison, R. Deaville, A. Galatius, A. Gilles, J. Haelters, P. D. Jepson en G. O. Keijl (2020) Spatiotemporal mortality and demographic trends in a small cetacean: Strandings to inform conservation management. Biological conservation 249: 108733.
Janssen, G. en S. Mulder (2004) De ecologie van de zandige kust van Nederland: Inventarisatie van het marcobenthos van zand en brandingszone. Rapportnr.: 2004.033.
Jones, E. L., G. D. Hastie, S. Smout, J. Onoufriou, N. D. Merchant, K. L. Brookes en D. Thompson (2017) Seals and shipping: quantifying population risk and individual exposure to vessel noise. Journal of Applied Ecology 54: 1930-1940.
Kirkwood, R. J., G. M. Aarts en S. M. J. M. Brasseur (2015) Seal monitoring and evaluation for the Luchterduinen offshore wind farm: 2. T-construction - 2014 report. IMARES, 65 pagina's.
Kirkwood, R. J., G. M. Aarts en S. M. J. M. Brasseur (2016) Seal monitoring and evaluation for the Luchterduinen offshore wind farm: 3. T1 – 2015 report. WMR, 83 pagina's.
Kröncke, I. (2006) Structure and function of macrofaunal communities influenced by hydrodynamically controlled food availability in the Wadden Sea, the open North Sea, and the Deep-sea. A synopsis. Senckenbergiana maritima 36: 123-164.
Lackschewitz, D. en K. Reise (1998) Macrofauna on flood delta shoals in the Wadden Sea with an underground association between the lugwormArenicola marina and the amphipodUrothoe poseidonis. Helgoländer Meeresuntersuchungen 52: 147-158.
Laugier, F., E. Feunteun, C. Pecheyran en A. Carpentier (2015) Life history of the Small Sandeel, Ammodytes tobianus, inferred from otolith microchemistry. A methodological approach. Estuarine, Coastal and Shelf Science 165: 237-246.
Leopold, M., R. van Bemmelen, K. Perdon, M. Poot, C. Heunks, D. Beuker, R. Jonkvorst en J. de Jong (2013) Zwarte Zee-eenden in de Noordzeekustzone benoorden de Wadden: verspreiding en aantallen in relatie tot voedsel en verstoring. IMARES.
Leopold, M. en M. Baptist (2016) De buitengewone biologie van de buitendelta's van de Nederlandse Waddenzee. IMARES.
Lilipaly, S. J., F. A. Arts, M. Sluijter en P. A. Wolf (2019a) Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en Nederlandse kustwateren in januari en maart 2019.
Lilipaly, S. J., F. A. Arts, M. Sluijter en P. A. Wolf (2019b) Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en Nederlandse kustwateren in januari en maart 2019. ICES Document Rapport RWS–Centrale Informatievoorziening. Rapport BM 19: 2019-2017.

Ltd., B. M. M. (2012) Dogger Bank Creyke Beck Environmental Statement Chapter 13. Appendix E - Dogger Bank Sandeel Survey Reports., F-ONC-CH-013 Appendix E.
Maechler, M., P. Rousseeuw, A. Struyf, M. Hubert en K. Hornik (2019) cluster: Cluster analysis basics and extensions. R package version 2.1. 0. 2019.
Mikkelsen, L., M. Johnson, D. M. Wisniewska, A. van Neer, U. Siebert, P. T. Madsen en J. Teilmann (2019) Long-term sound and movement recording tags to study natural behavior and reaction to ship noise of seals. Ecology and Evolution 9: 2588-2601.
Nehmer, P. en I. Kröncke (2003) Macrofaunal communities in the Wichter Ee, a channel system in the East Frisian Wadden Sea. Senckenbergiana maritima 32: 1-10.
Oksanen, J., F. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. Minchin, R. O'Hara, G. Simpson en P. Solymos (2019) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6. 2019.
Oost, A., R. van Buren en A. Kieftenburg (2017) Overview of the hydromorphology of ebb-tidal deltas of the trilateral Wadden Sea. Deltares rapport.
Pearson, S. G., B. C. Van Prooijen, F. P. De Wit, H. Meijer-Holzhauer, A. P. De Looff en Z. B. Wang (2019) Observations of suspended particle size distribution on an energetic ebb-tidal delta, Pages 1991-2003 Coastal Sediments 2019, WORLD SCIENTIFIC.
Pearson, S. G., B. C. Prooijen, E. P. L. Elias, S. Vitousek en Z. B. Wang (2020) Sediment Connectivity: A Framework for Analyzing Coastal Sediment Transport Pathways. Journal of Geophysical Research: Earth Surface.
Perdon, K., K. Troost, J. van Zwol, M. Van Asch en J. van der Pool (2019) Schelpdierbestanden in de Nederlandse kustzone in 2019. Stichting Wageningen Research, Centrum voor Visserijonderzoek (CVO).
Pierpoint, C. (2008) Harbour porpoise (Phocoena phocoena) foraging strategy at a high energy, near-shore site in south-west Wales, UK. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 88: 1167-1173.
R Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical Computing, Vienna, Austria.
Rabaut, M., K. Guilini, G. Van Hoey, M. Vincx en S. Degraer (2007) A bio-engineered soft-bottom environment: The impact of Lanice conchilega on the benthic species-specific densities and community structure. Estuarine, coastal and shelf science 75: 525-536.
Reiss, H. en I. Kröncke (2001) Spatial and temporal distribution of macrofauna in the Otzumer Balje (East Frisian Wadden Sea, Germany). Senckenbergiana maritima 31: 283.
Ries, E. H., L. R. Hiby en P. J. H. Reijnders (1998) Maximum likelihood population size estimation of harbour seals in the Dutch Wadden Sea based on a mark-recapture experiment. Journal of Applied Ecology 35: 332-339.
Rijkswaterstaat, C. I. R. (2017) Macrozoöbenthosonderzoek in de zoute Rijkswateren, Jaarrapportage MWTL 2015.
Román-Sierra, J., J. J. Muñoz-Perez en M. Navarro-Pons (2014) Beach nourishment effects on sand porosity variability. Coastal Engineering 83: 221-232.
Ruth, C. (2006) Tube worms promote community change. Marine ecology progress series 308: 49-60.
Schellekens, T. en E. Verduin (2020) T-1 monitoring Amelander Zeegat, Rapportage Benthos boxcorer. Eurofins AquaSense.
Schipper, C. en J. van Dalfsen (2017) Meetstrategie T-nulmeting Ecologie Pilotstudie Buitendelta Amelander Zeegat. RWS 2017.
Schwemmer, P., H. Volmer, L. Enners, H.-C. Reimers, K. Binder, S. Horn, S. Adler, A. D. Fox en S. Garthe (2019) Modelling distribution of common scoter (Melanitta nigra) by its predominant prey, the American razor clam (Ensis leei) and hydrodynamic parameters. Estuarine, Coastal and Shelf Science 225: 106260.
Stienen, E. W., P. W. Van Beers, A. Brenninkmeijer, J. Habraken, M. Raaijmakers en P. G. Van Tienen (2000) Reflections of a specialist: patterns in food provisioning and foraging conditions in Sandwich Terns Sterna sandvicensis. Ardea 88: 33-49.
Stienen, E. W. M. (2005) Living with gulls: trading off food and predation in the Sandwich Tern Sterna sandvicensis.
Teal, L. en O. van Keeken (2011) The importance of the surf zone for fish and brown shrimp in The Netherlands. IMARES, C054/11.
Teal, L. R., J. J. de Leeuw, H. W. van der Veer en A. D. Rijnsdorp (2008) Effects of climate change on growth of 0-group sole and plaice. Marine ecology progress series 358: 219-230.
Tien, N., J. Craeymeersch, C. Van Damme, A. Couperus, J. Adema en I. Tulp (2017) Burrow distribution of three sandeel species relates to beam trawl fishing, sediment composition and water velocity, in Dutch coastal waters. Journal of sea research 127: 194-202.
Troost, K., K. Perdon, J. van Zwol, J. Jol en M. Van Asch (2017) Schelpdierbestanden in de Nederlandse kustzone in 2017. Wageningen Marine Research, 39 pagina's.

van Dalfsen, J. (2016) Inventarisatie natuurwaarden Noordzeekustzone. Nature Based.
van den Bogaart, L., R. van Hal, M. van der Meijden, S. M. J. M. Brasseur, M. J. Baptist en J. Wijsman (2019) De ecologie van het Amelander Zeegat; Een inventarisatie naar kennis over het ecologisch functioneren van het Amelander Zeegat Wageningen Marine Research, C032/19, 61 pagina's.
van der Wal, J. T., M. E. B. van Puijenbroek en M. F. Leopold (2018) Cumulatieve effecten van offshore wind parken: habitatverlies zeevogels. Wageningen Marine Research, Wageningen Marine Research rapport C059/18.
van Deurs, M., J. W. Behrens, T. Warnar en J. F. Steffensen (2011) Primary versus secondary drivers of foraging activity in sandeel schools (Ammodytes tobianus). Marine Biology 158: 1781-1789.
van Hal, R. (2017) Zandspiering in het Amelander Zeegat. Wageningen Marine Research, rapport C102.17.
van Hal, R. (2018) Zandspiering in het Amelander Zeegat T0-meting voorjaar 2018 Wageningen Marine Research, rapport C091/18.
van Hal, R., J. Wijsman, L. van den Bogaart en M. J. Baptist (2018) Meetplan 2019 Amelander Zeegat, T1 ecologie buitendelta. Wageningen Marine Research, C108/18, 39 pagina's.
van Hal, R. en J. Volwater (2019) Zandspiering in het Amelander Zeegat : T1-meting voorjaar 2019. Wageningen Marine Research, Wageningen Marine Research rapport C105/19, 33 pagina's.
van Rhijn, M. W. (2019) Sediment transport during the execution of the pilot nourishment Ameland Inlet. Master of Science thesis, Delft University of Technology, Delft.
van Ulzen, J. en R. Mulder (2018) Actieplan Broedvogels Waddenzee: Naar herstel van gezonde broedpopulaties in de Waddenzee. Programma naar een rijke Waddenzee.
Verduin, E. en L. Leewis (2018) T-nulmeting Benthos buitendelta Amelander Zeegat 2017. Rapportage Benthos boxcorer. Eurofins AquaSense, 49 pagina's.
Verduin, E. C. en A. Engelberts (2017) T-nulmeting Benthos buitendelta Amelander Zeegat 2017, Veldrapportage Benthos boxcorer. Eurofins AquaSense.
Vergouwen, S. A. en H. Holzhauer (2016) Ontwikkeling van het bodemleven in de vooroever na aanleg van een onderwatersuppletieling van het bodemleven in de vooroever na aanleg van een onderwatersuppletie. Case studie Ameland en Schiermonnikoog 2009-2014. Deltares rapport.
Wang, Z. B., E. P. Elias, A. J. van der Spek en Q. J. Lodder (2018) Sediment budget and morphological development of the Dutch Wadden Sea: impact of accelerated sea-level rise and subsidence until 2100. Netherlands Journal of Geosciences 97: 183-214.
Weel, S. M. H., S. C. V. Geelhoed, I. Y. M. Tulp en M. Scheidat (2018) Feeding behaviour of harbour porpoises (Phocoena phocoena) in the Ems estuary. Lutra 61: 137-152.
Wehrenberg, C. en K. Reise (1985) Artenspektrum und Abundanz freilebender Plathelminthes in sublitoralen Sänden der Nordsee bei Sylt. Microfauna marina 2: 163-180.
Wijnhoven, S. (unpubl.) Korte termijn effecten pilotsuppletie Amelander Zeegat, analyse ontikkeling benthos met behulp van de BISI. Ecoauthor.
Wijsman, J., J. Craeymeersch en D. Gerla (2017) Effect van diepe vooroeversuppletie bij Callantsoog op de benthosgemeenschap. Wageningen Marine Research.

Verantwoording

Rapport C004/21
Projectnummer: 4316100199

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. I.Y.M. Tulp
Senior onderzoeker

Handtekening:

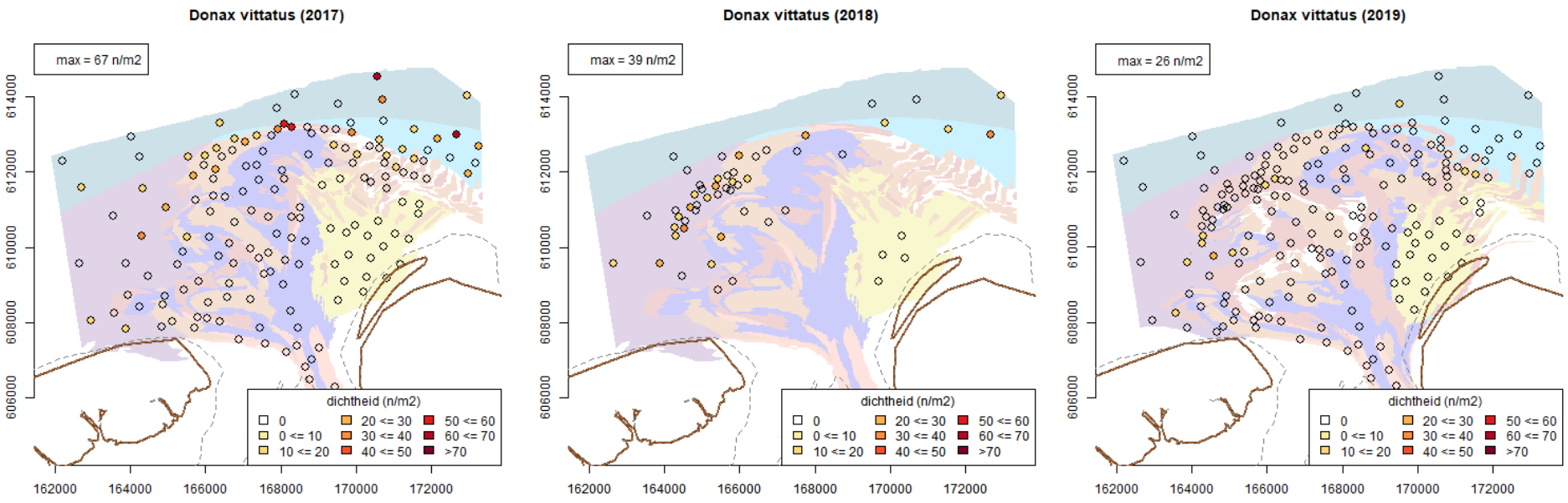
Datum: 27 januari 2021

Akkoord: Drs. J. Asjes
Manager Integratie

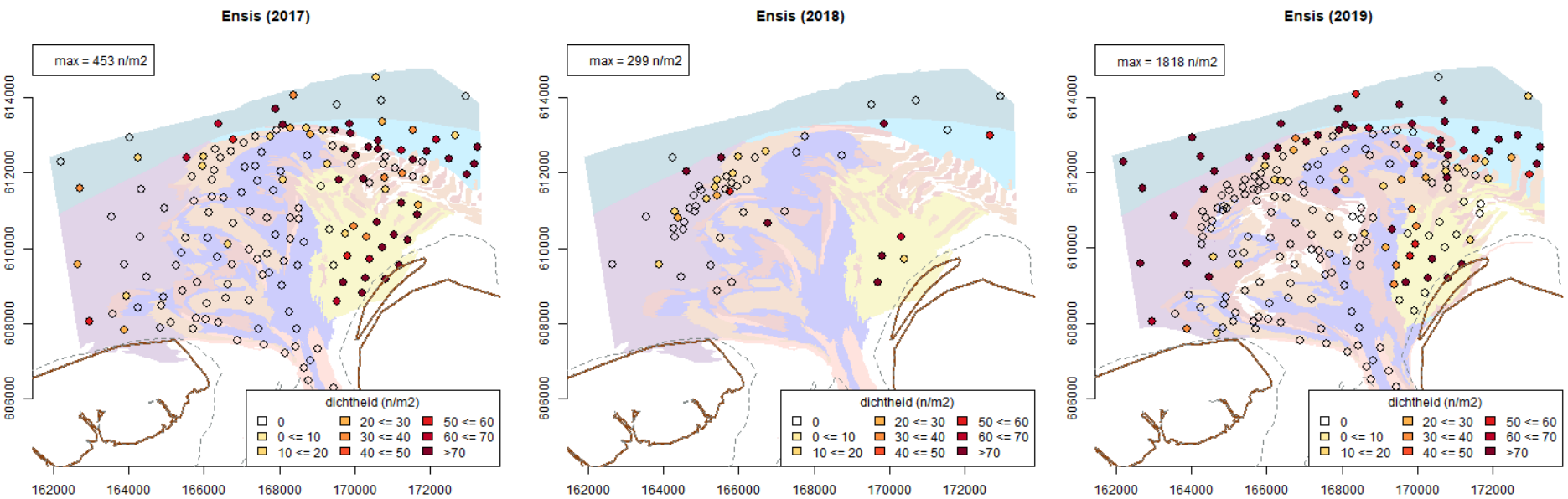
Handtekening:

Datum: 27 januari 2021

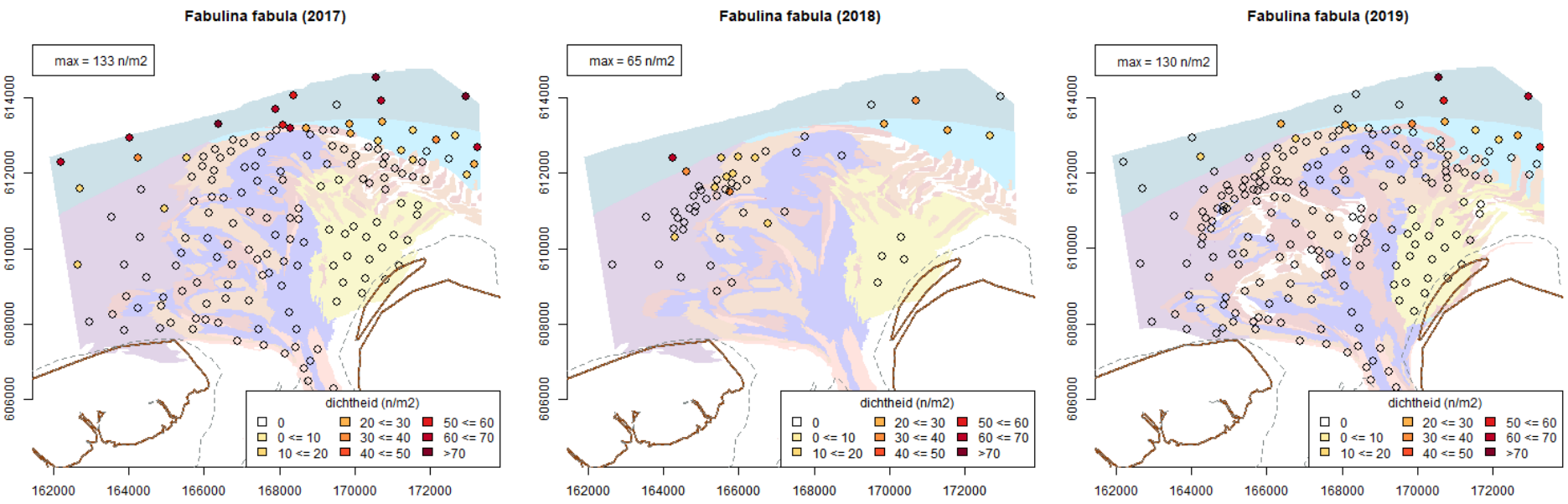
Bijlage 1 Ruimtelijke verdeling van de meest voorkomende schelpdieren in de benthosbemonstering.



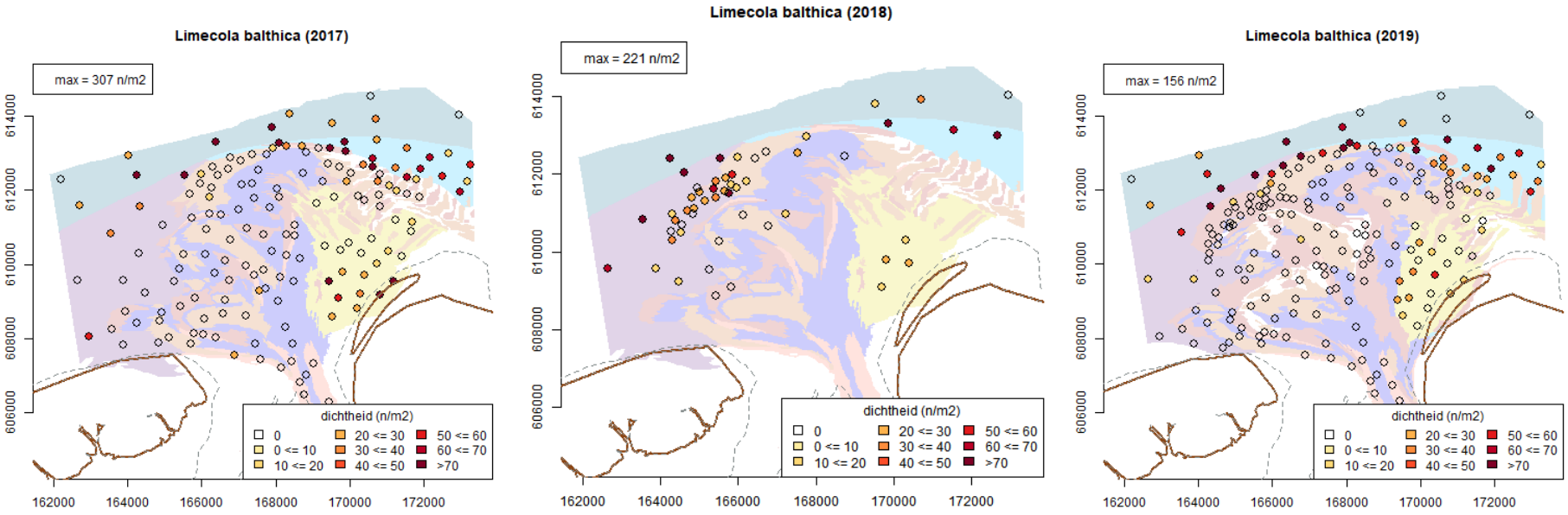
Figuur b 2: *Verspreiding van zaagje (Donax Vittatus). Tussen haakjes is het aantal locaties waarop de soort is aangetroffen weergegeven: in de september 2017 (35), maart 2018 (21) en september 2019 (12) benthosbemonstering.*



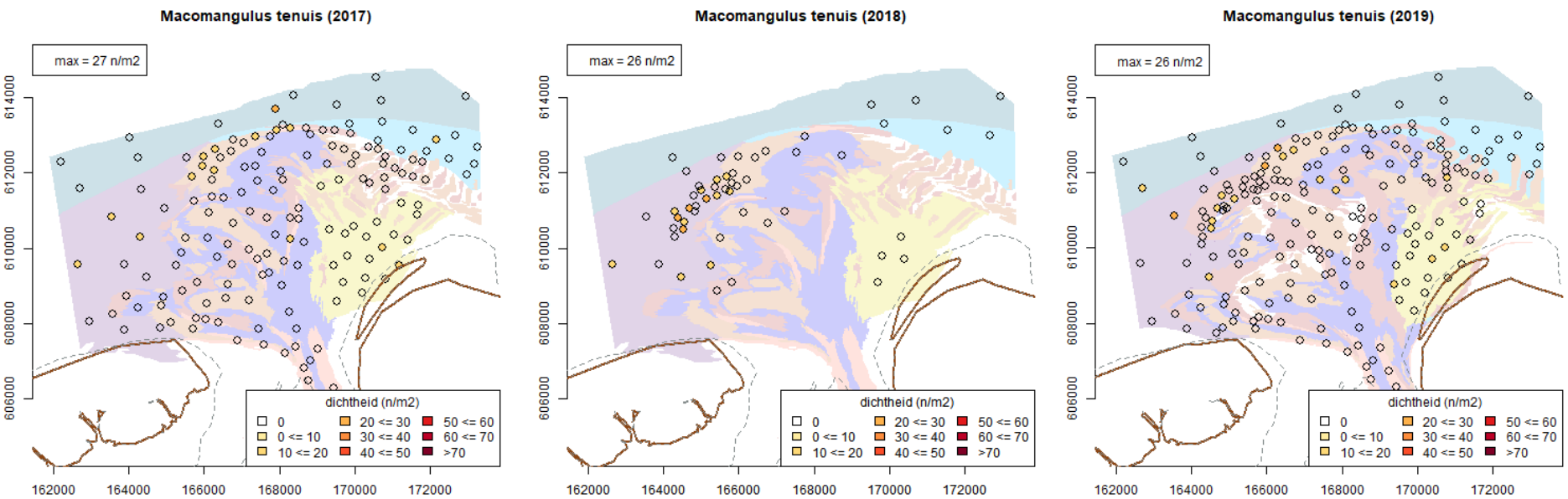
Figuur b 3: *Verspreiding van Zwaardschedes (Ensis sp.= Ensis sp. & Ensis leei gecombineerd). Tussen haakjes is het aantal locaties waarop de soort is aangetroffen weergegeven: in de september 2017 (95), maart 2018 (20) en september 2019 (81) benthosbemonstering.*



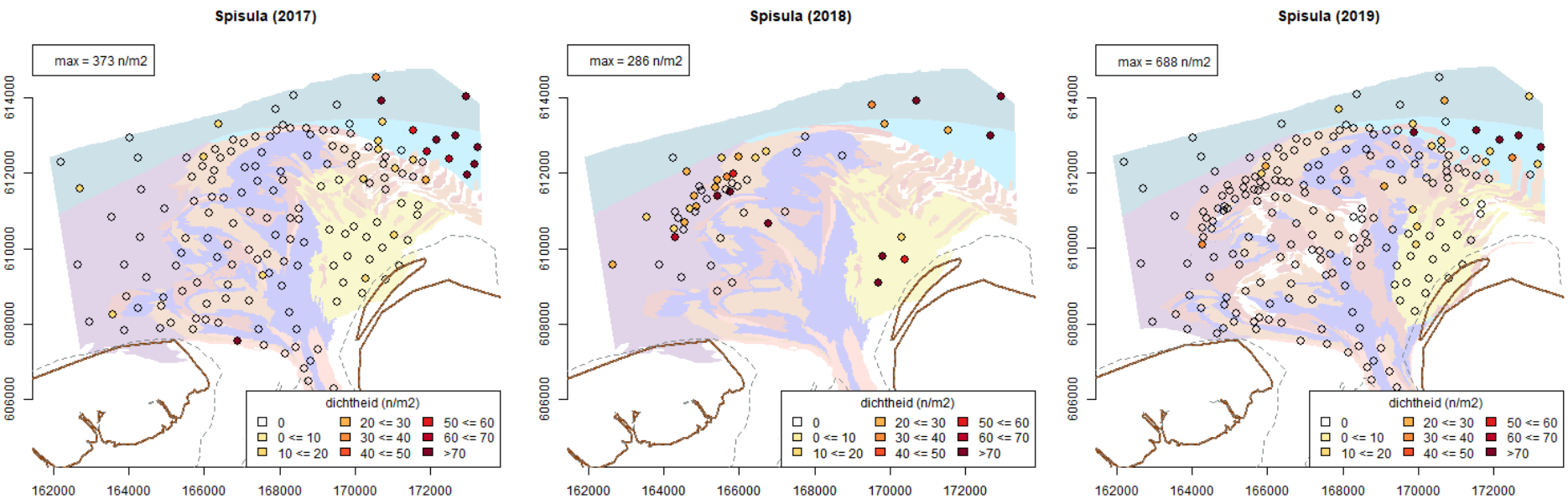
Figuur b 4: *Verspreiding van rechtsgestreepte platschelp (Fabulina fabula). Tussen haakjes is het aantal locaties waarop de soort is aangetroffen weergegeven: in de september 2017 (28), maart 2018 (15) en september 2019 (14) benthosbemonstering.*



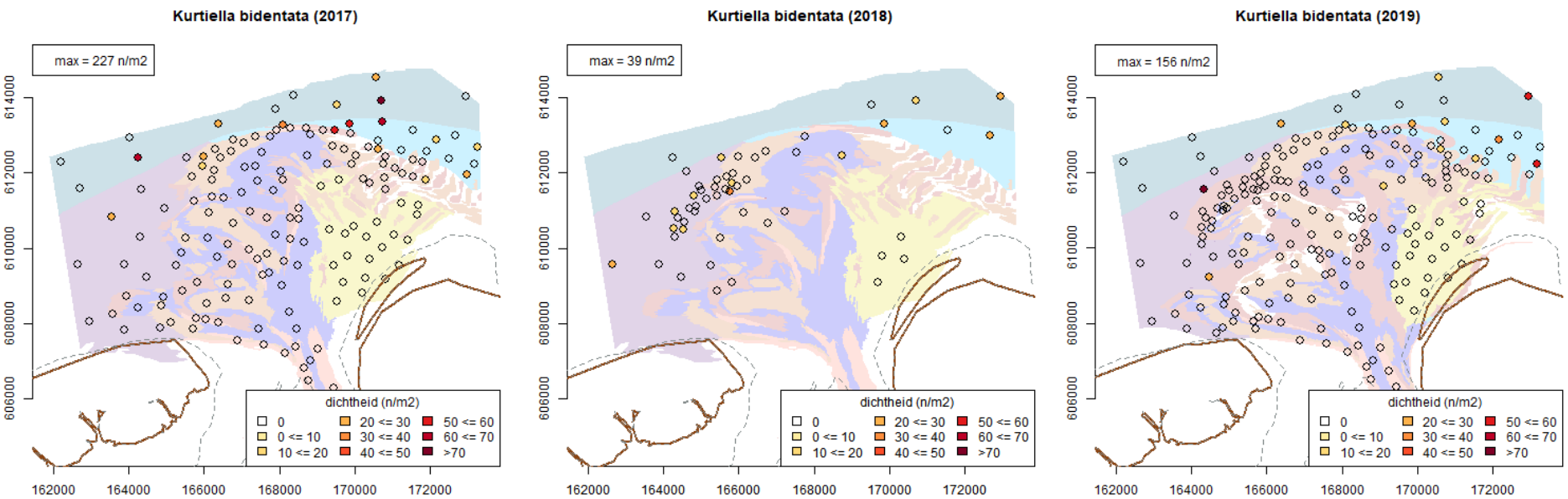
Figuur b 5: *Verspreiding van nonnetje (Limecola balthica). Tussen haakjes is het aantal locaties waarop de soort is aangetroffen weergegeven: in de september 2017 (54), maart 2018 (39) en september 2019 (56) benthosbemonstering.*



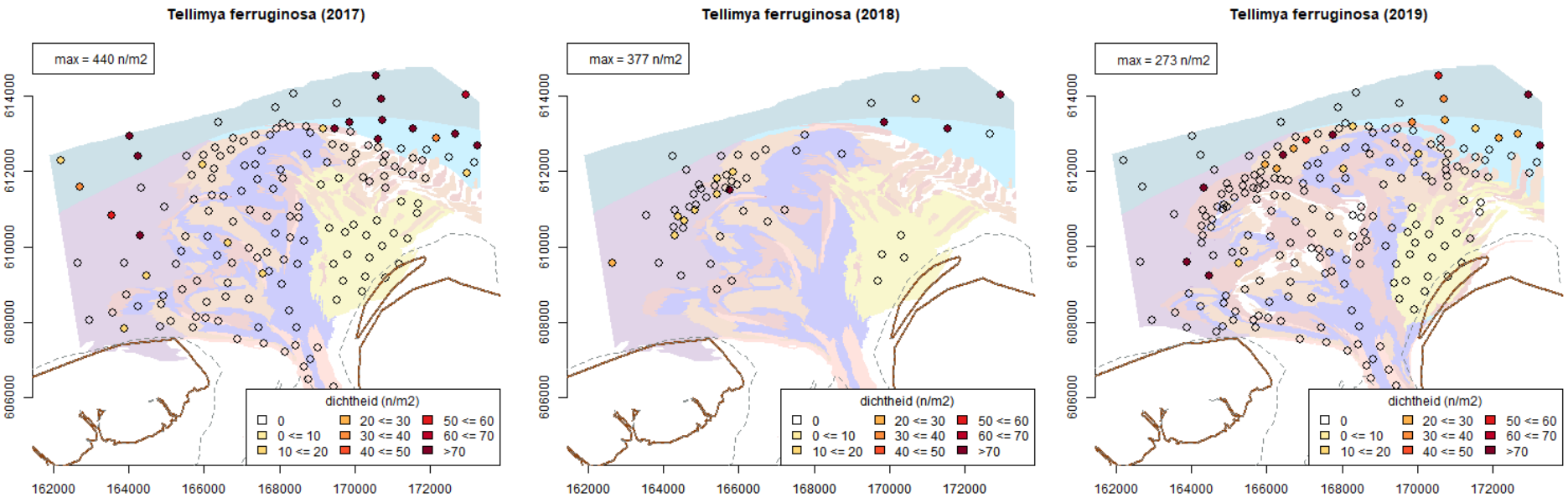
Figuur b 6: *Verspreiding van tere platschelp (Macomangulus tenius). Tussen haakjes is het aantal locaties waarop de soort is aangetroffen weergegeven: in de september 2017 (16), maart 2018 (14) en september 2019 (19) benthosbemonstering.*



Figuur b 7: *Verspreiding van strandschelpen (Spisula sp., op 2 na allemaal geïdentificeerd als Spisula subtruncata). Tussen haakjes is het aantal locaties waarop de soort is aangetroffen weergegeven: in de september 2017 (27), maart 2018 (30) en september 2019 (22) benthosbemonstering.*

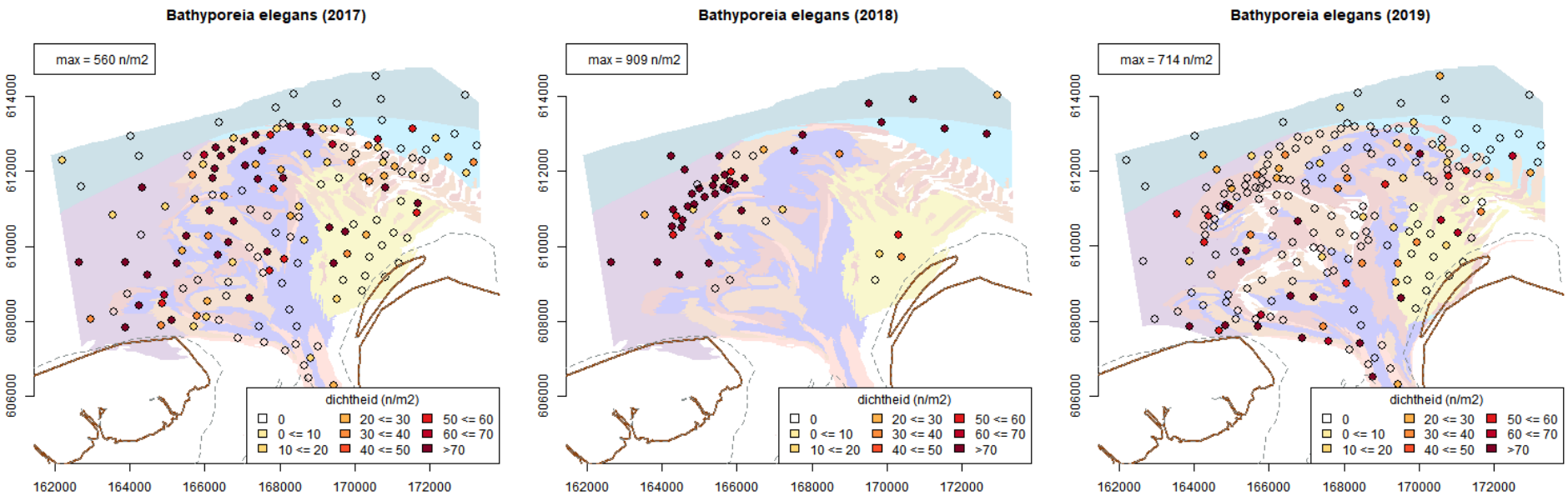


Figuur b 8: *Verspreiding van het tweetandschelpje (Kurtiella bidentata). Tussen haakjes is het aantal locaties waarop de soort is aangetroffen weergegeven: in de september 2017 (17), maart 2018 (13) en september 2019 (13) benthosbemonstering.*

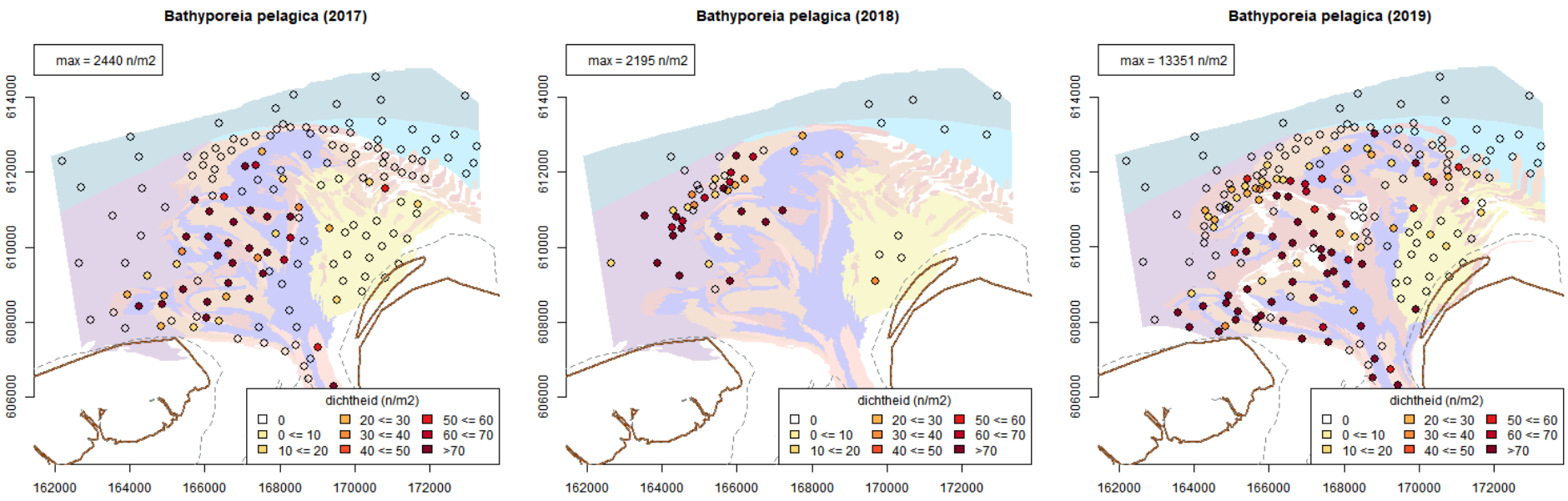


Figuur b 9: *Verspreiding van het Ovaal zeeklitschelpje (Tellimya ferruginosa). Tussen haakjes is het aantal locaties waarop de soort is aangetroffen weergegeven: in de september 2017 (25), maart 2018 (13) en september 2019 (22) benthosbemonstering.*

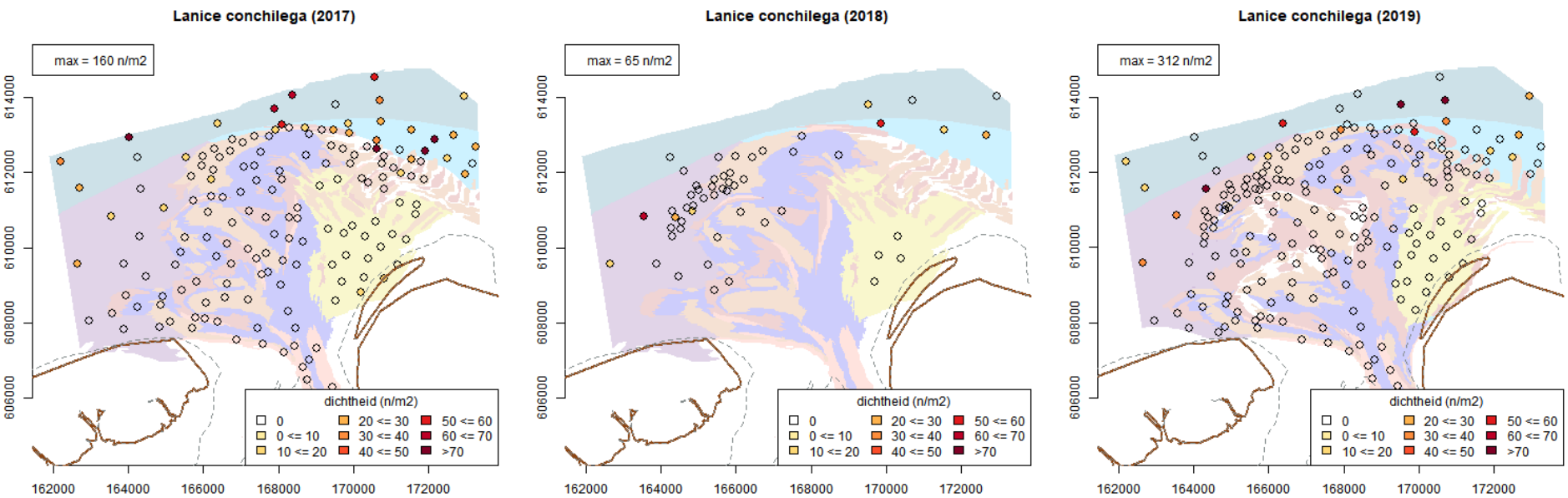
Bijlage 2 Ruimtelijke verdeling van enkele andere benthossoorten in de benthosbemonstering.



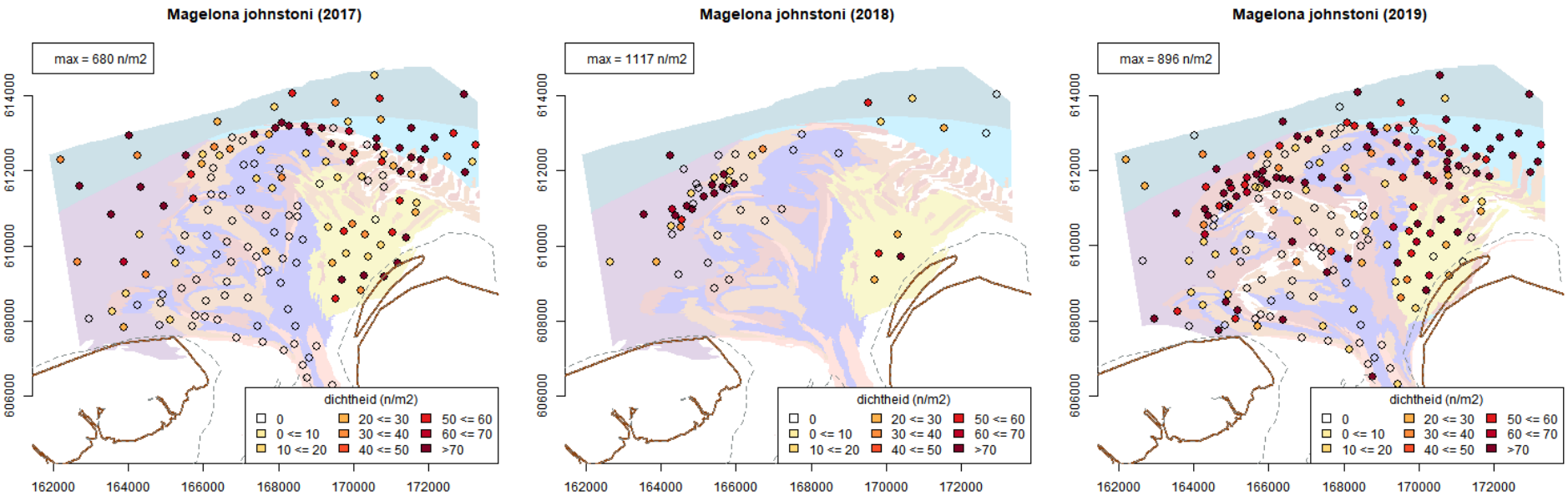
Figuur b 10: *Verspreiding van een gravend kniksprietkreeftje (Bathyporeia elegans) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



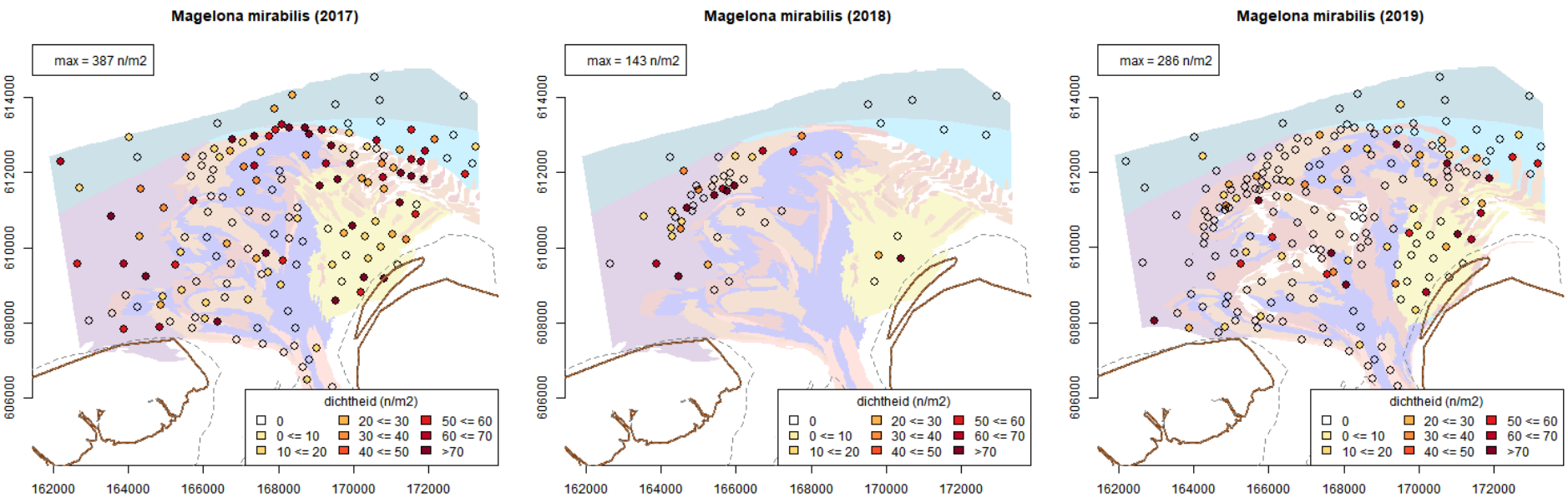
Figuur b 11: *Verspreiding van een gravend knikspriet kreeftje (Bathyporeia pelagica) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



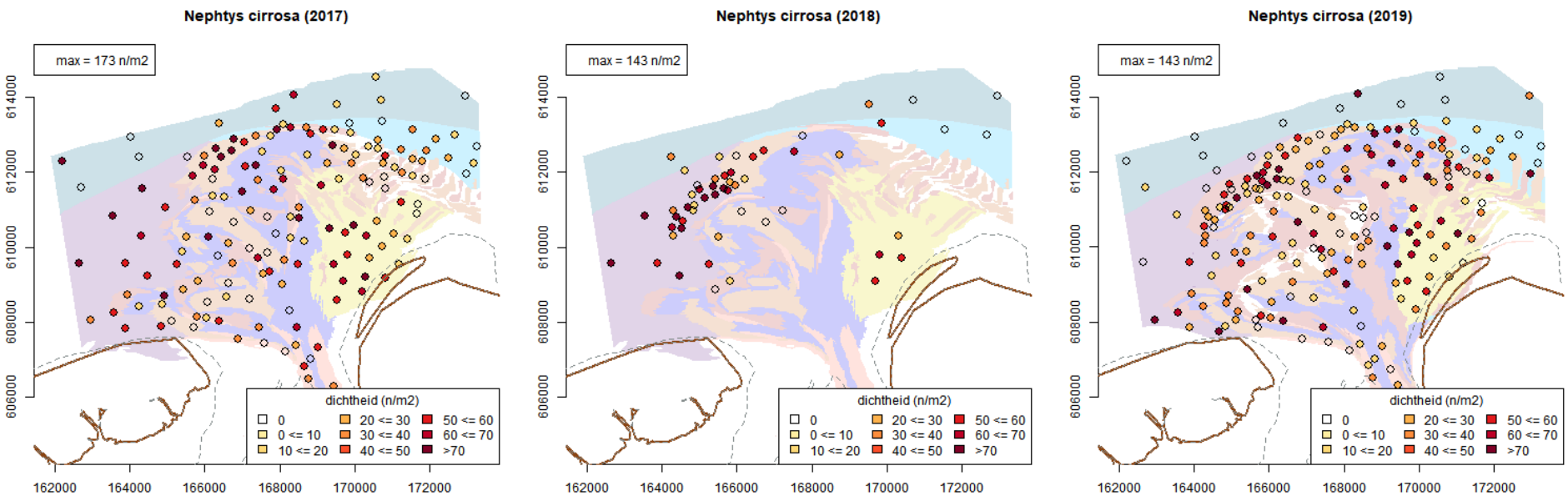
Figuur b 12: *Verspreiding van de schelpkokerworm (Lanice conchilega) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



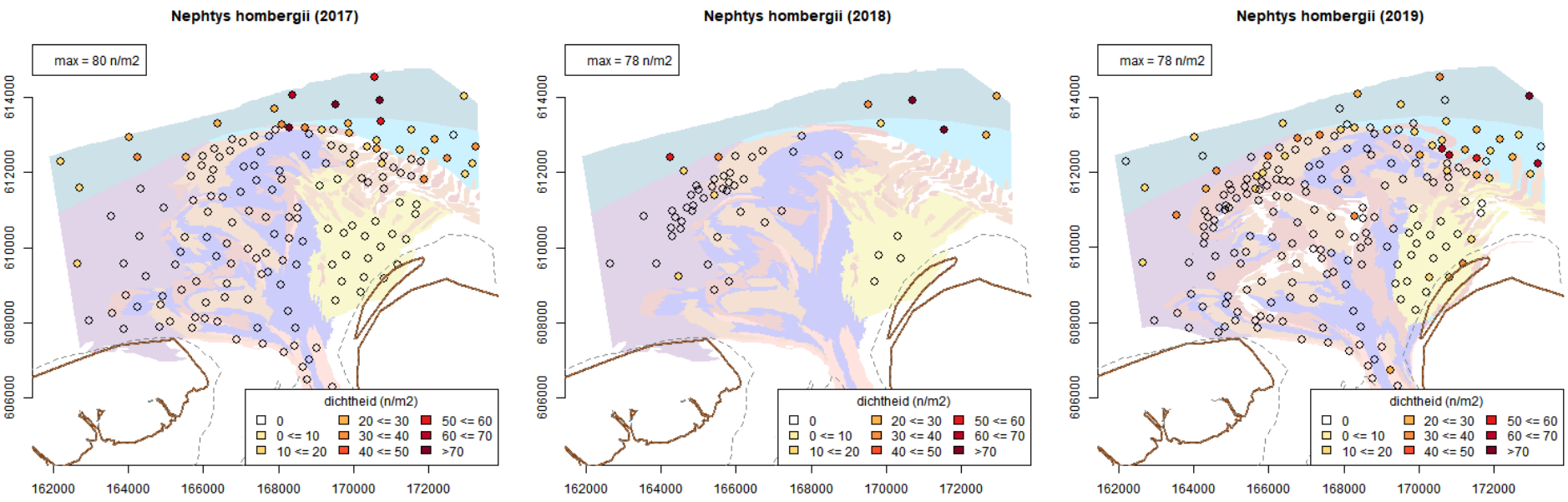
Figuur b 13: *Verspreiding van een borstelworm (Magelona johnstoni) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



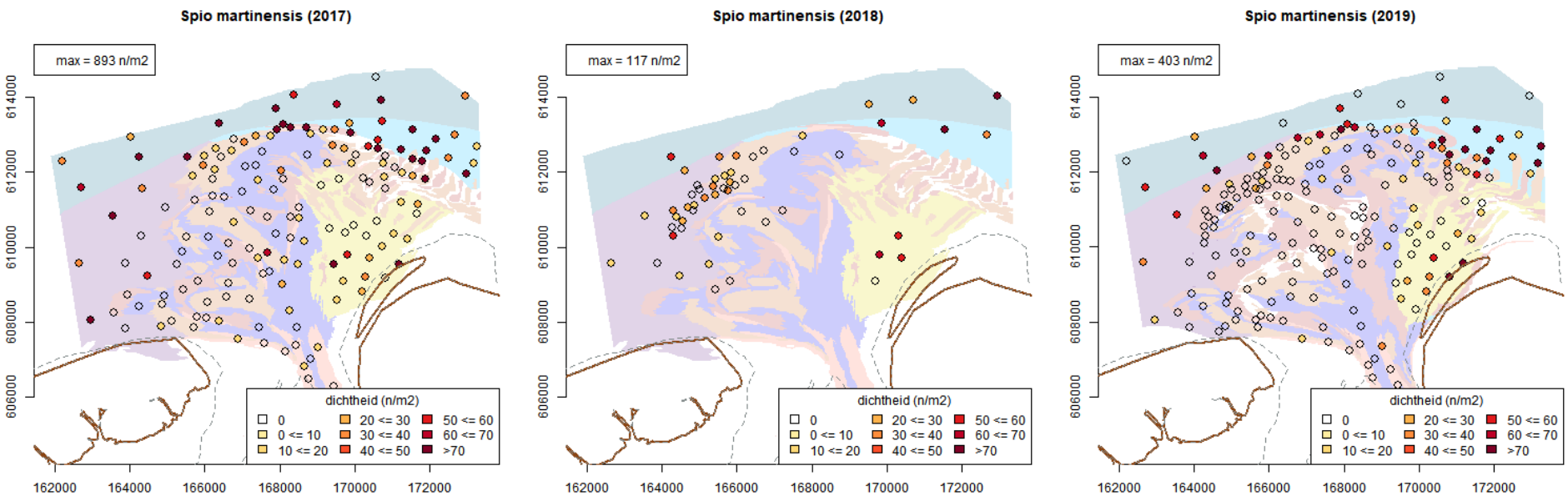
Figuur b 14: *Verspreiding van een borstelworm (Magelona mirabilis) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



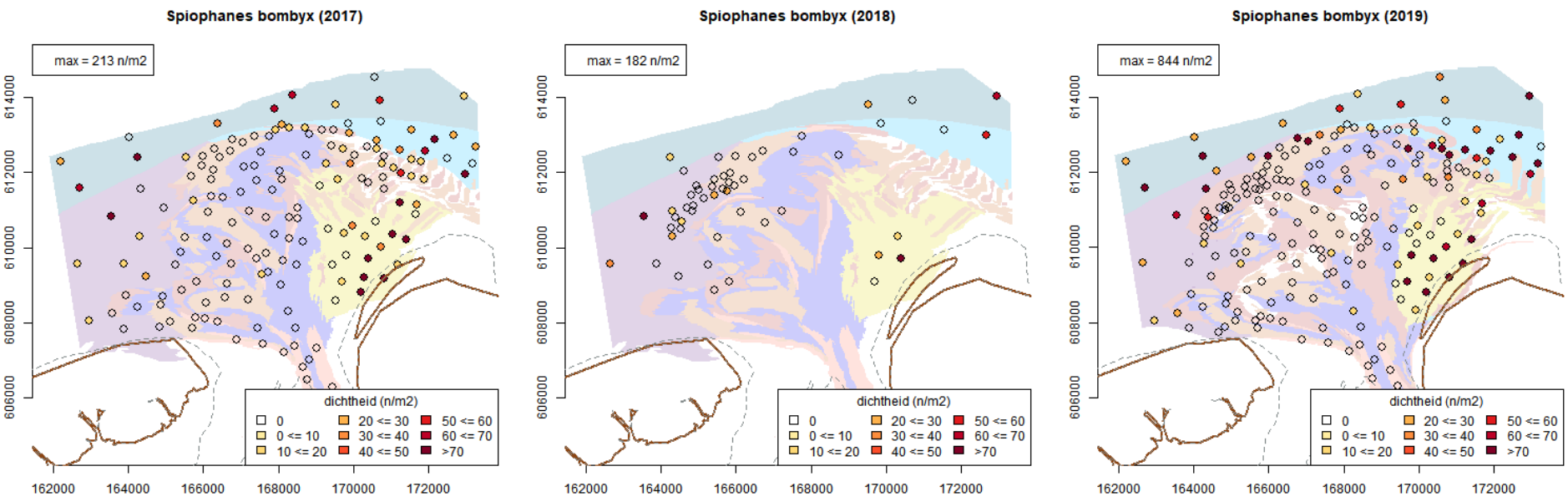
Figuur b 15: *Verspreiding van een borstelworm (Nephtys cirrosa) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



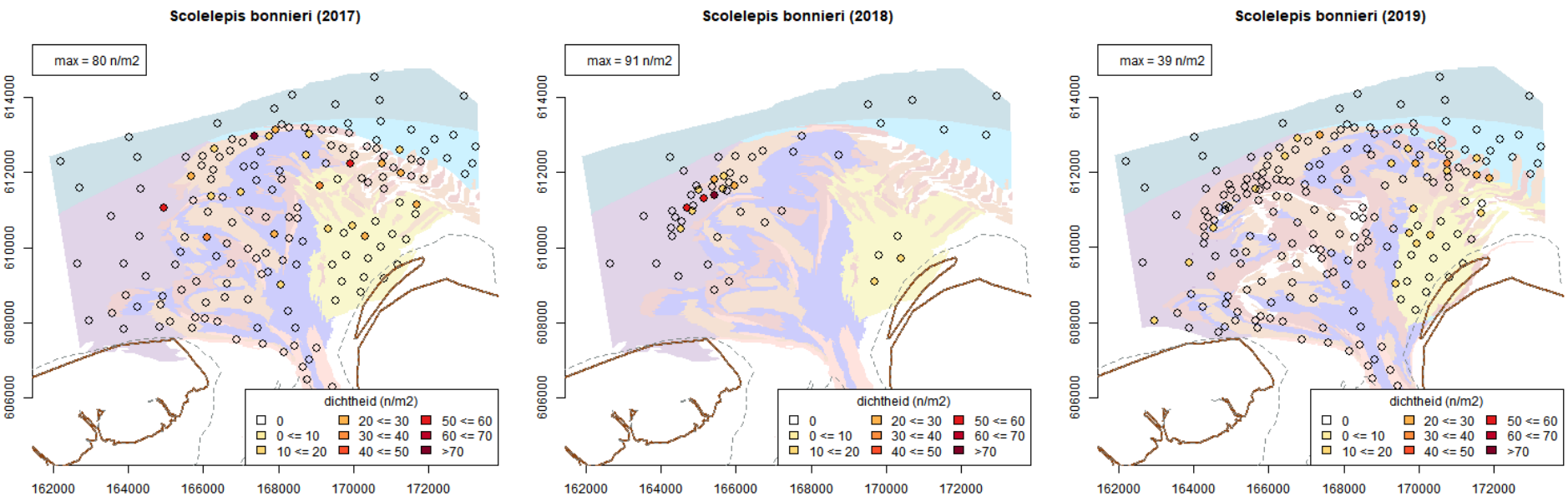
Figuur b 16: *Verspreiding van een borstelworm (Nephtys hombergii) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



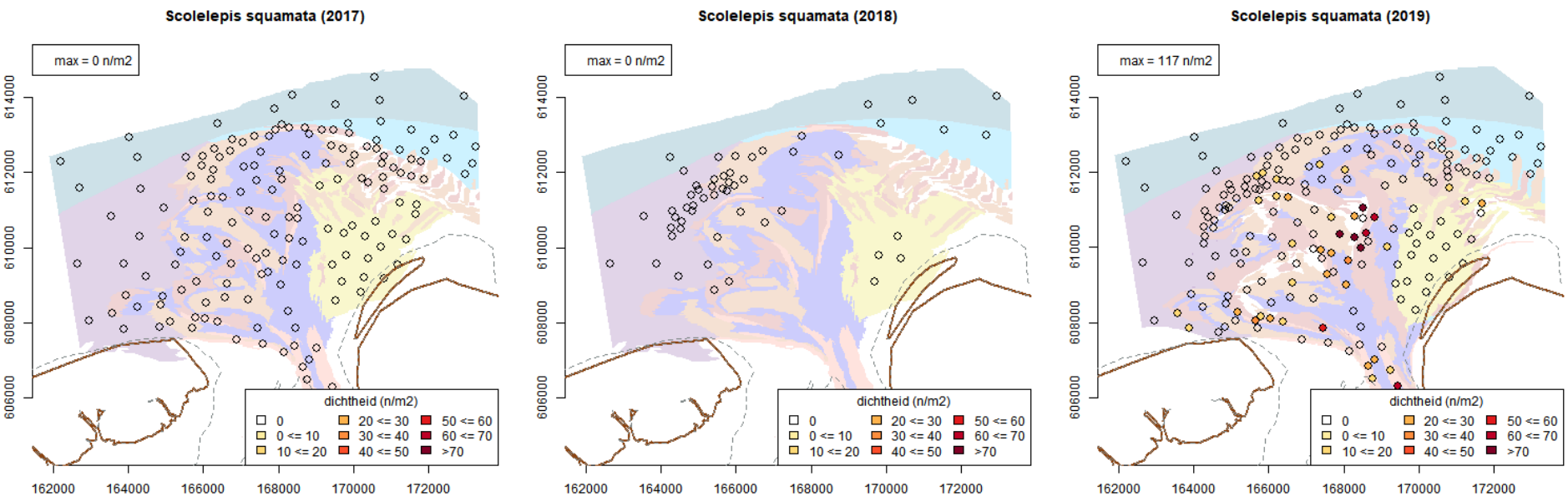
Figuur b 17: *Verspreiding van een borstelworm (Spio martinensis) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



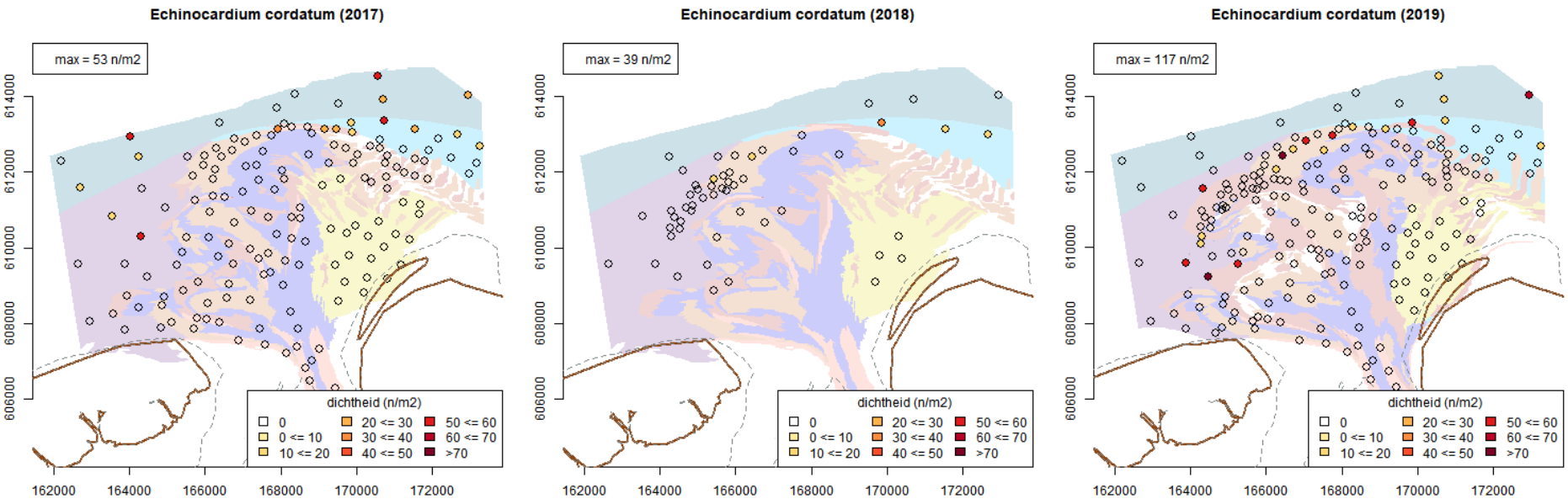
Figuur b 18: *Verspreiding van een borstelworm (Spiophanes bombyx) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



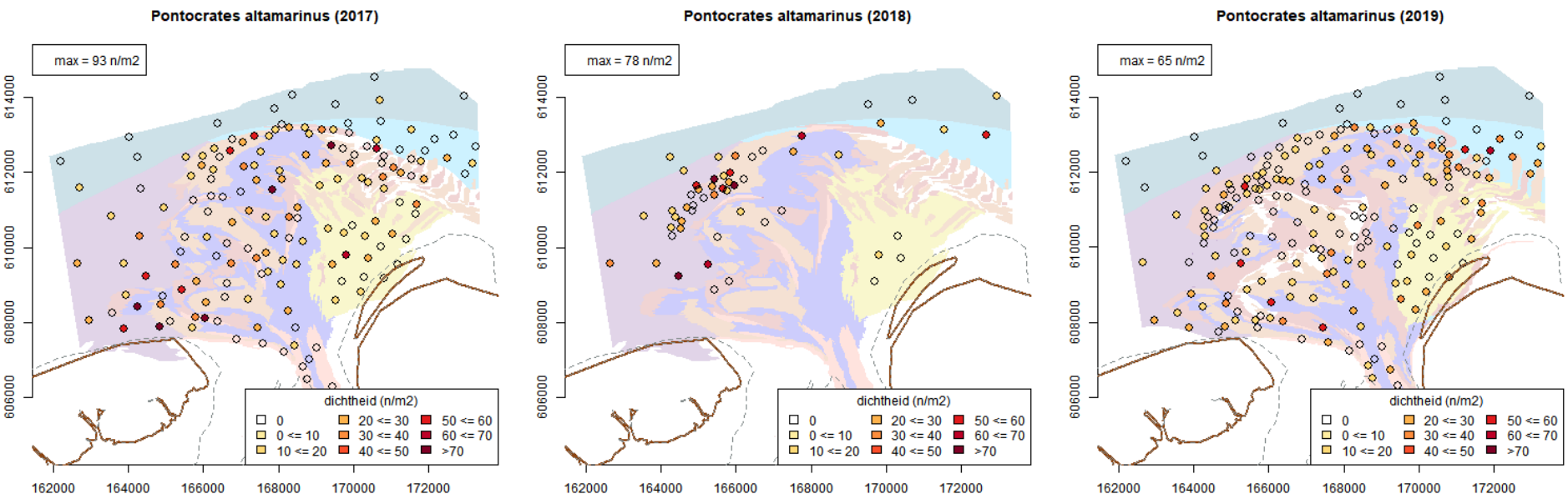
Figuur b 19: *Verspreiding van een borstelworm (Scolelipis bonnieri) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



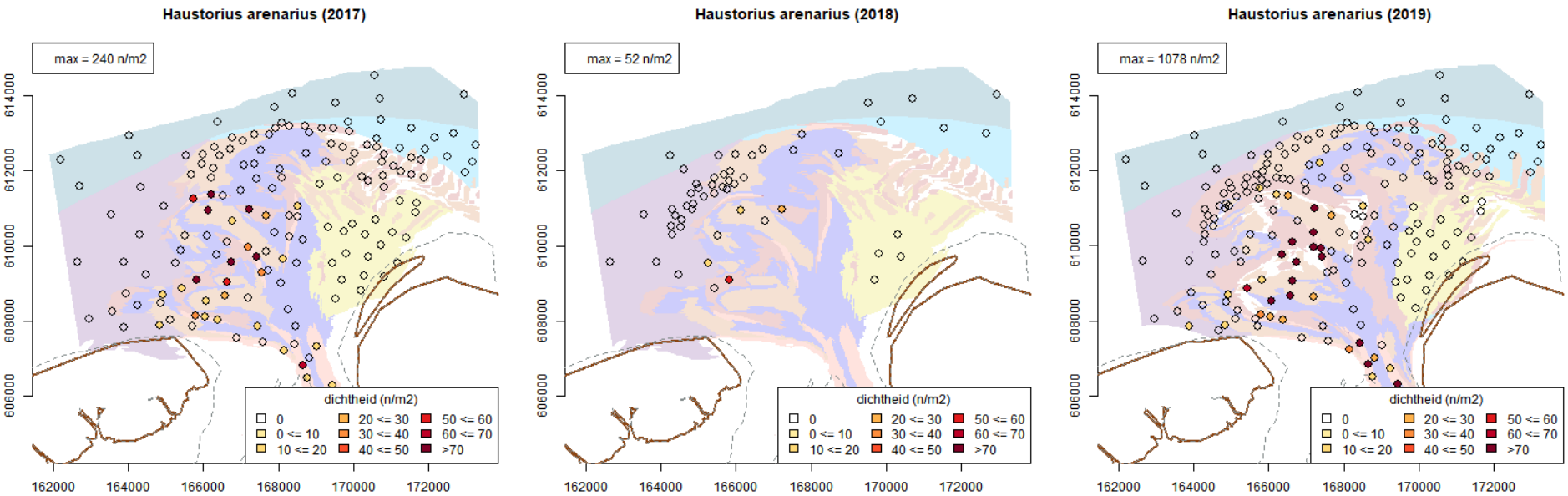
Figuur b 20: *Verspreiding van een borstelworm (Scolelepis squamata) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



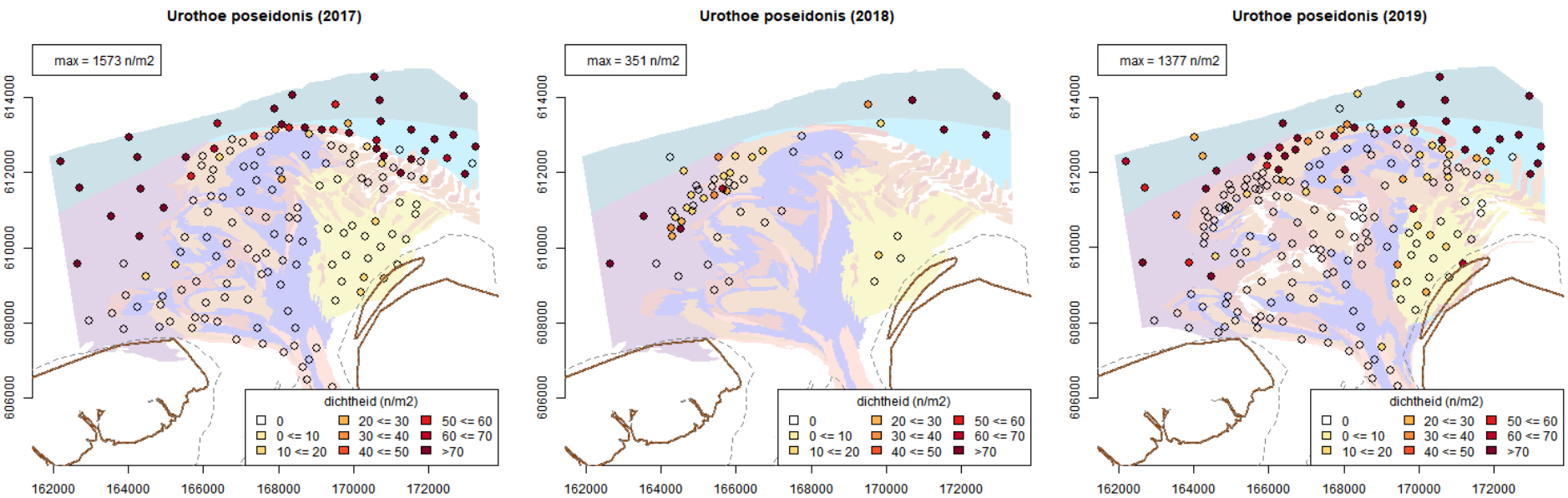
Figuur b 21: *Verspreiding van het hartegel (Echinocardium cordatum) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



Figuur b 22: *Verspreiding van een vlokreeft (Pontocrates altamarinus) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*

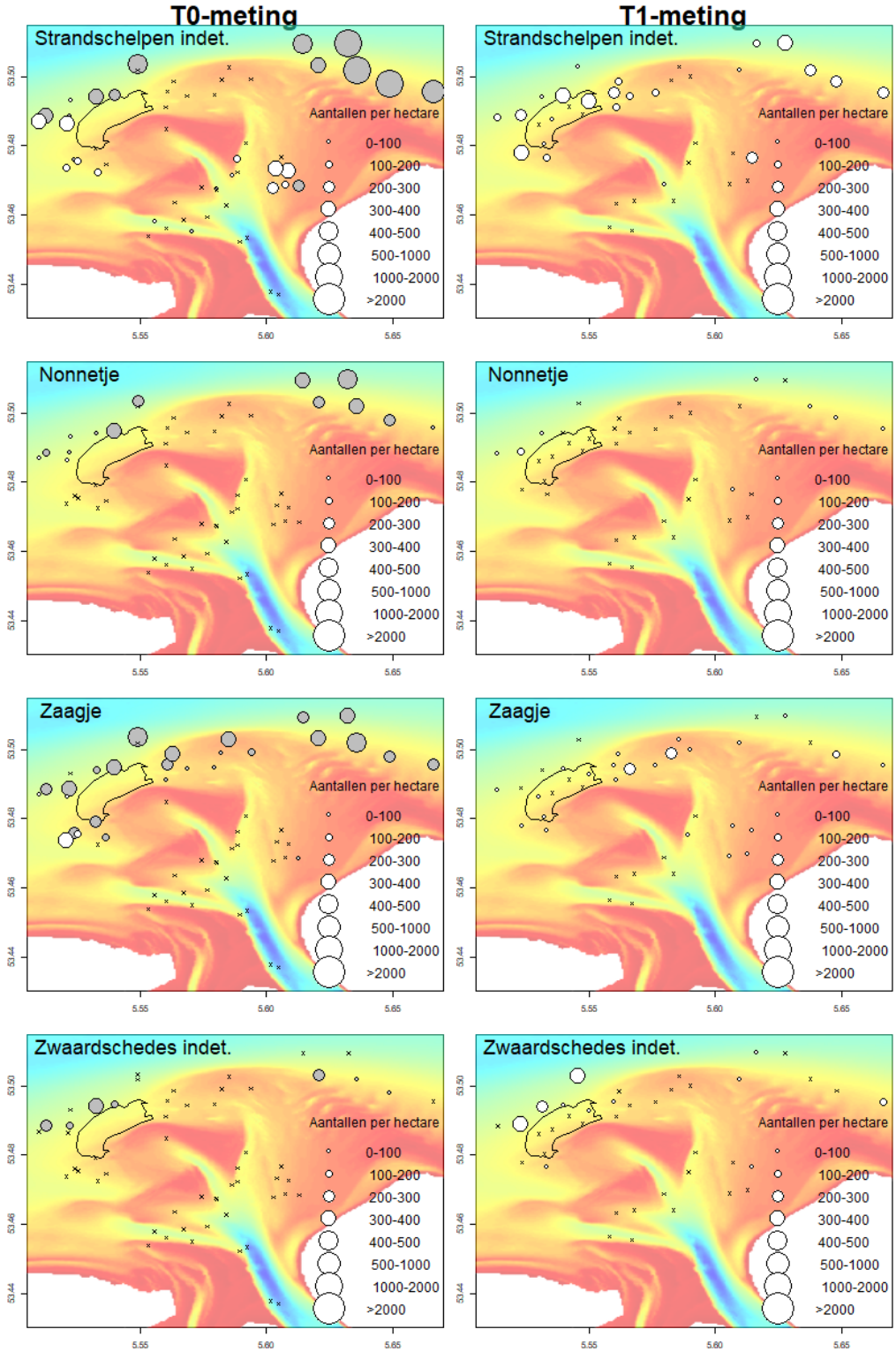


Figuur b 23: *Verspreiding van een vlokreeft (Haustorius arenarius) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*



Figuur b 24: *Verspreiding van het buldozerkreeftje (Urothoe poseidonis) in de september 2017, maart 2018 en september 2019 benthosbemonstering.*

Bijlage 3 Ruimtelijke verdeling van de meest voorkomende schelpdieren in de zandspieringbemonstering.



Figuur b 25: Aantal schelpdieren per hectare. Van boven naar onder: strandschelpen, nonnetje, zaagje en zwaardschedes. T0-bemonstering (links), grijze cirkels september 2017 en witte cirkels juni 2018. T1-bemonstering (rechts), witte cirkels juni 2019. Een x geeft een nulvangst weer, geen individuen van de desbetreffende soort zijn gevangen.

Bijlage 4 Trait-based benthos analyses

Sander Glorius

1. Introductie

In deze studie wordt de soortensamenstelling van de boxcorermonsters die in het Amelander Zeegat verzameld zijn in 2017 en 2019 (sectie 2.2) geanalyseerd om ruimtelijke verschillen en overeenkomsten tussen de monsters en veranderingen daarin over de tijd inzichtelijk te maken. Op basis van de individuele monsterpunten zijn de soorten gegroepeerd in clusters die gekenmerkt worden door een bepaalde set van eigenschappen. De relatie tussen de die clustering en de habitattypen zoals in Holzhauer 2019 getypeerd is hierbij verder onderzocht. Omdat in 2017 de biomassagegevens onvolledig waren is uitsluitend gewerkt met dichtheidsgegevens op basis van aantallen. Niet de soorten zelf maar hun eigenschappen (traits), zoals morfologie, voedselvoorkeur, levensverwachting, en voortplantingsmethode, vormen het uitgangspunt van de analyse. De ecologische eigenschappen en ecologische functies zijn voor ieder boxcorermonster gekarakteriseerd op basis van hun samenstelling in soortdichtheden.

2. Methode

De dichtheidsgegevens per soort zijn omgezet naar biologische eigenschappen (traits) door taxa te koppelen aan een database die ontwikkeld is in het EU-project BENTHIS[2] en beschreven is in Bolam (2013) en Bolam en Eggleton (2014). In deze database zijn tien eigenschappen voor 934 taxa (tot taxonomisch niveau genus en hoger) opgenomen. Elke eigenschap wordt hierbij opgesplitst in een aantal modaliteiten, zie Tabel 1. De volgende soorteigenschappen worden beschreven; hoe de soort het sediment omzet (*bioturbation*), de omgeving waar zowel het ei (*egg development location*) als de larve (*larval development location*) zich ontwikkelt, de manier waarop voedsel vergaard wordt (*feeding mode*), de leefomgeving van de soort (*living habitat*), hoe de soort zich al dan niet voortbeweegt (*mobility*), morfologie (*morphology*), waar de soort zich in het sediment bevindt (*sediment position*), de levensverwachting (*longevity*) en de lichaamsgrote (*size range*).

Tabel 1. De eigenschappen (TRAITS) en modaliteiten (MODALITY) in de database van Bolam (2013), en zoals gebruikt in deze studie. Modaliteiten in rood kwamen in <5% van de monsters voor en zijn niet meegenomen in de analyses.

TRAIT (eigenschap)	**MODALITY (modaliteit)**					
Bioturbators	Diffusive mixing	Downwards conveyer	Surface deposition	Upward Conveyor	None	
Egg development location	Asexual/Budding	Sexual brood eggs	Sexual shed eggs- benthic	Sexual shed eggs- pelagic		
Larval development location	Direct	Lecithotrophic	Planktotrophic			
Feeding mode	Parasite	Predator	Scavenger/Opportunist	Subsurface deposit	Surface Deposit	Suspension
Living habitat	Attached to	Burrow-dwelling	Crevice/hole/under stone	Epi/endo zoic/phytic	Free-living	Tube-dwelling

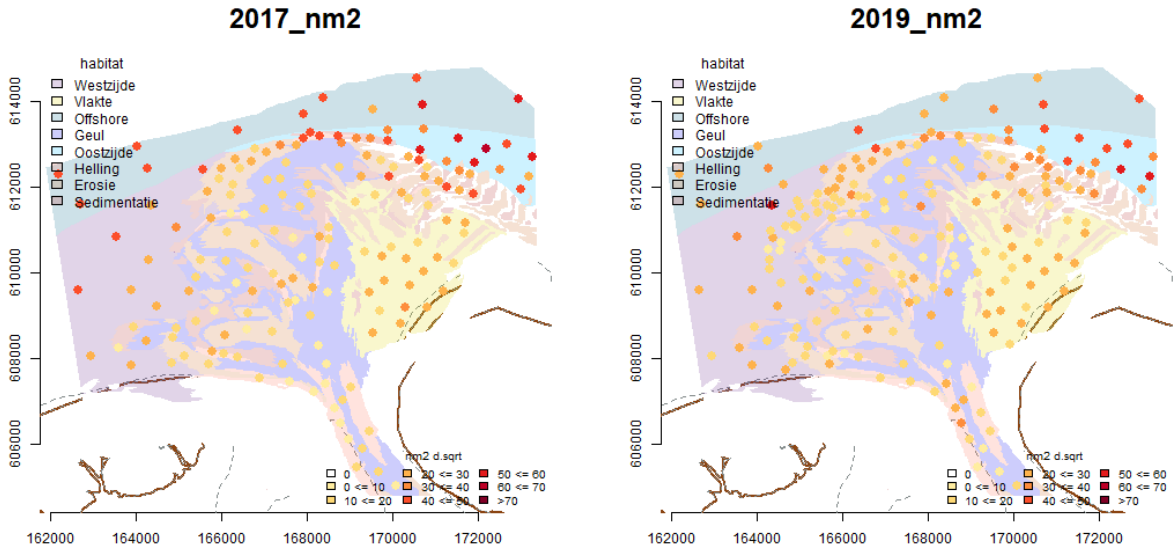
[2] www.benthis.eu

	substratum					
Longevity (years)	<1	1-<3	3 - <10	>10		
Mobility	Burrower	Crawl/creep/climb	Sessile	Swim		
Morphology	Crustose	Cushion	Exoskeleton (chitin/calcium carbonate)	Soft	Stalked	Tunic
Sediment position	Surface	Infauna: 0-5cm	Infauna: 6-10cm	Infauna: >10cm		
Size range (mm)	<10	10 -20	21-100	101-200	201-500	>500

In de dataset van soorteigenschappen is per taxon en eigenschap aangegeven bij welke modaliteit(en) de taxon onderverdeeld is volgens z.g. 'fuzzy' code. Hiermee wordt het mogelijk een taxon (per eigenschap) te associëren met meerdere modaliteiten. Voor taxon A kan de trait 'longevity' bijvoorbeeld als volgt over de modaliteiten verdeeld worden: 0 (<1), 2 (1 < 3), 3 (3 <10) en 0 (>10). De 'fuzzy' codes zijn eerst genormaliseerd waarbij de scores voor de modaliteiten optellen tot 1, alvorens de dichtheden zijn omgezet naar de trait-modaliteiten.

Dichtheden zijn eerst vierdemacht getransformeerd om de dominante invloed van enkele uitzonderlijk hoge dichtheden (voornamelijk voor *Ensis* sp. en *Bathyporeia pelagic*) op het resultaat te verminderen. De dichtheden van iedere soort zijn vervolgens omgezet naar hun eigenschappen gebruikmakend van de trait-database van Bolam. Modaliteiten die maar enkele keren voorkomen zouden een onevenredig grote invloed hebben op de resultaten. Voor elke modaliteit is daarom het voorkomen in de monsters berekend en de modaliteiten die in minder dan 5% van de monsters voorkwamen zijn niet meegenomen in de verdere analyses. Vier modaliteiten van de trait Morphology kwamen in zijn geheel niet voor, en van de overige modaliteiten die niet mee zijn genomen was het aandeel in het beperkt aantal monsters waarin ze wel voorkwamen minder dan <6%. Twee uitzonderingen hierop: monster R18 in 2017: Asexual/budding reproduction 10,97 % en R116 in 2019 attached to substrate 11.6%.

Er is een ruimtelijke gradiënt aanwezig in het totaal aantal individuen per boxcorermonster die grofweg loopt vanaf de kust met lagere dichtheden, naar monsterpunten gelegen verder van de kust met hogere dichtheden (**Figuur b 26**). Als gevolg hiervan zijn verschillen in modaliteiten groot (factor 10). Om nadruk te leggen op verschillen in samenstelling (en niet op verschillen in absolute waarden) zijn de modaliteitwaarden (per trait) uitgedrukt als percentage van het totaal.



Figuur b 26: *Aantal individuen(dubbele wortel getransformeerd) in de boxcorermonsters genomen in 2017 en 2019. Onderliggende habitat volgens Holzhauer (2017).*

Om groepen van monsters met een vergelijkbare trait-modaliteiten samenstelling te vinden is gebruik gemaakt van een hiërarchische clusteranalyse methodiek waarin clusters van monsterpunten met eenzelfde samenstelling gevonden worden door rekenmethodes ontwikkeld door Ward. Input voor de analyse is een Bray-Curtis verschilmatrix. Met deze methodiek wordt getracht een oplossing te vinden waarmee de totale variatie binnen de clusters geminimaliseerd is en tussen cluster gemaximaliseerd. Omdat de variabiliteit in bodemdiergegevens behoorlijk groot zijn (zoals meestal in bodemdiermonsters en als gevolg van o.a. aggregaties van soorten), is de Ward methode verkozen boven alternatieve methodieken die bijvoorbeeld de gemiddelde monsterafstand of afstand van cluster-centroïden trachten te minimaliseren, Ward (1963), Wishart (1969), Murtagh (1985), Kaufman & Rousseeuw (1990) en Legendre & Legendre (2012).

De verdeling van de monsters in de verschillende clustergroepen vindt volledig plaatst op basis van de trait-modaliteiten (soorteigenschappen) samenstelling en niet op basis van externe informatie zoals bijvoorbeeld het habitattype of abiotische informatie van de plek waar ze genomen zijn. Het aantal clusters (groepen van monsters) dat gekozen kan worden staat niet vast. Het streven is om de clusters zo te kiezen dat de variatie tussen de monsters binnen eenzelfde cluster klein is en de variatie tussen (gemiddelde) clusters juist groot. Er zijn veel verschillende analyses mogelijk waarmee inzicht verkregen kan worden in hoe goed dit gaat. Het kiezen van het aantal clusters is echter geen exacte wetenschap en het aantal clusters wordt ook bepaald door onderzoeksvraag en de situatie die geanalyseerd wordt. In deze studie is het aantal clusters bepaald door te kijken naar silhouetcoefficienten, 'non-metric multidimensional scaling' (NMDS) ordinaties en uitkomsten van de Dunns index bij verschillende aantallen clusters. De silhouetcoëfficiënt geeft weer hoe goed een monster geclusterd is door het minimale verschil-afstand van een monster met die van de clusters waartoe hij niet behoord te berekenen en het gemiddelde verschilafstand van ieder monster te berekenen tussen de overige monsters in hetzelfde monsters. Door deze waarden van elkaar af te trekken en te delen door het maximum van beide getallen wordt een index verkregen die loopt van -1 tot en met +1. Hoe groter de waarden is (dichter bij 1) hoe beter een monster geclusterd is. Silhouetwaarden die kleiner dan 0 zijn impliceren dat een monster bij een verkeerd cluster ingedeeld is. In grafieken zijn het clustergemiddelden silhouetwaarden geplot evenals het aantal monsters met waarden <0. In een NMDS wordt de variatie van monsterpunten gevisualiseerd op een 2D vlak. In dit vlak liggen monsterpunten die veel op elkaar lijken dicht bij elkaar en monsterpunten die onderling veel verschillen in trait-modaliteiten samenstelling ver van elkaar. In de NMDS ordinaties zijn monstergroepen binnen een cluster weergegeven met eenzelfde kleur en zijn omcirkeld. In de Dunn-index wordt de minimale variatie tussen clusters gedeeld door de maximale variatie binnen een cluster. Dit levert een getal op waarbij hoge getallen duiden op een betere clustering dan lage getallen..

Voor de clusteringsresultaten is bekeken wat de onderscheidende trait-modaliteiten zijn, met welke habitattypes (simpel) deze clusters geassocieerd zijn en is onderzocht hoe de clusters veranderd zijn in 2019 en hoe zich dit al dan niet verhoudt met het veranderen van habitattypes tussen 2017 en 2019. Voor de habitattypering is gebruik gemaakt van Holzhauer (2019).

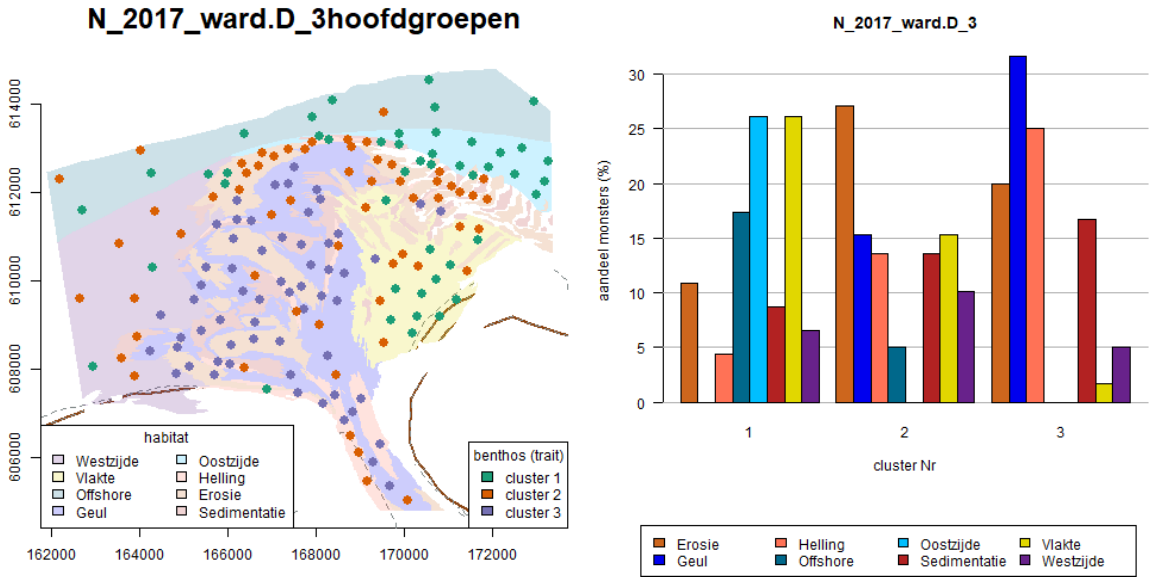
Voor de verschillende analyses is gebruik gemaakt van R (R Core Team, 2019) en functies beschikbaar in de volgende pakketten; "vegan" (Oksanen e.a., 2019), "cluster" (Maechler e.a., 2019), "fcp" (Hennig, 2020), "indicspecies" (Cáceres en Legendre, 2009) en "dendextend" (Galili, 2015).

3. Resultaten

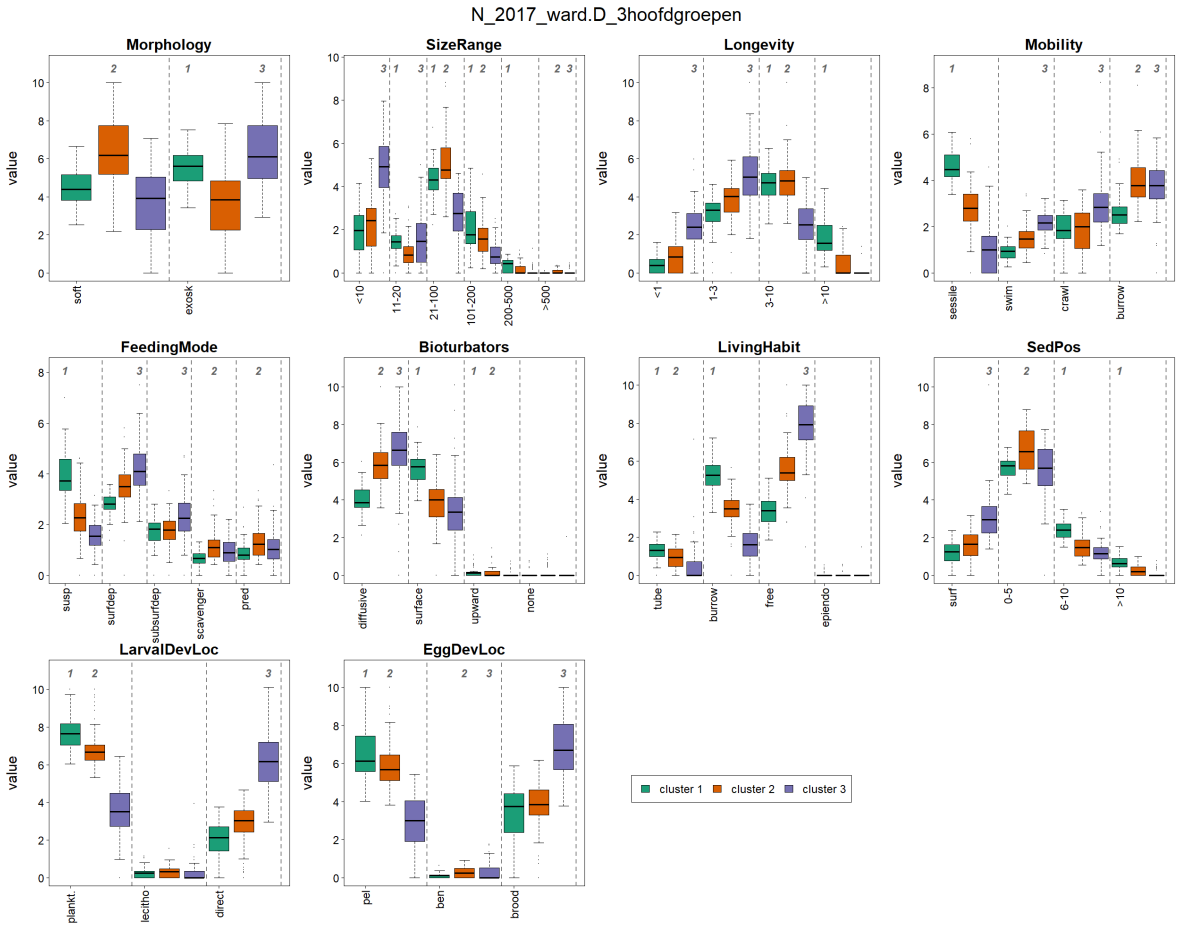
Uit de analyses blijkt dat voor zowel de monsters genomen in 2017 als in 2019 een onderverdeling in twee groepen het beste resultaat geeft (**Figuur b 33**, **Figuur b 38**). Om een link te kunnen maken tussen de bodemdier(eigenschap)samenstelling van de monsters met het habitattype waarin de monsters genomen zijn zoals bepaald door Holzhauer (2019) was een verdere onderverdeling in clusters wenselijk. Bij een onderverdeling in vijf groepen nemen de verschillende indices waarden (silhouet coëfficiënt en Dunns-index) iets af, maar vooral bij meer dan vijf groepen nemen de verschillende indices sterk af wat duidt op een slechtere overal clustering van de monsters (**Figuur b 33** - **Figuur b 37** voor bemonsteringsjaar 2017; **Figuur b 38** - **Figuur b 42** voor bemonsteringsjaar 2019). Een verder opdeling dan vijf clusters ligt daarom gebaseerd op de indices niet voor de hand. Een onderverdeling

van de monsters in drie en vijf groepen is daarom hier verder onderzocht. De onderverdeling van de monsterpunten voor zowel twee, drie als vijfgroepen worden weergegeven in dendrogrammen (**Figuur b 35**; **Figuur b 40**).

Wanneer de monsters van 2017 opgesplitst worden in 3 clusters dan liggen de monsters van de clusters 1 en 3 dicht bij elkaar (**Figuur b 27** links). De monsters ingedeeld in cluster 2 bevinden zich wat meer verspreid over de ruimte. De drie clusters zijn verspreid over meerdere habitattypen, maar enkele dominanten habitattypen kunnen hierin wel onderscheiden worden (**Figuur b 27** rechts). Zo bevinden de monsters van cluster 1 zich voornamelijk wat verder van de kust op de habitattypen 'oostzijde' & 'offshore', en nabij de kust op habitattype 'vlakte'. De monsterpunten van cluster 3 bevinden zich voornamelijk in habitattype 'geul', gevolgd door habitattypen 'helling' en 'erosie'. Monsters van cluster 2 bevinden zich ruimtelijk tussen de monsters van cluster 1 en 3 in en bevinden zich voornamelijk op habitattype 'erosie'. Deze groep monsters lijken meer op cluster 1 dan op cluster 3 zoals blijkt uit het verschil tussen splitsing in 2 of in 3 clusters (Figuur b35). In **Figuur b 28** worden de variaties in trait-modaliteiten weergegeven per cluster.



Figuur b 27: *Links: de ruimtelijke spreiding van de 2017 monsters wanneer deze in drie clusters verdeeld worden. De onderliggende habitatkaart betreft de indeling volgens '2017-simpel' (Holzhauer, 2019). Rechts per cluster het aantal monsterpunten (als aandeel) in de verschillende habitats*.



Figuur b 28: *De spreiding in trait-modaliteiten per cluster wanneer de monsters van 2017 in drie clusters verdeeld worden. Wanneer een trait-modaliteit onderscheidend is (dominanter aanwezig is voor een of meer cluster(s)), dan wordt dit weergegeven met het clusternummer die in dat geval boven de boxplots weergegeven is.*

De drie clusters uit het bemonsteringsjaar 2017 kunnen op basis van hun locatie, habitattype en trait-modaliteiten samenstelling als volgt omschreven worden.

Cluster 1 ('offshore + vlakte'). De monsterpunten bevinden zich noordelijk in het gebied voornamelijk op habitattypen 'offshore' en 'oostzijde', maar het cluster wordt ook vertegenwoordigd door monsterpunten nabij de kust op habitat type 'vlakte'. Op deze plek is het totaal aantal individuen wat lager (**Figuur b 26**). De monsters onderscheiden zich door de aanwezigheid van soorten in de gemeenschap die middelmatig groot tot groot worden (size range – '11-20', '21-100', '100 – 200' en '200- 500'), een wat langere levensverwachting hebben (longevity – '3-10' en '>10'), redelijk diep ingraven zitten (sediment position – '6-10' en '>10'), zich voeden met organisch materiaal uit de waterkolom (feeding mode – 'suspension feeders), zich begraven en/of leven in een buis (Living habitat – 'tube' en 'burrow') en waarbij de larven en eieren zich in de waterkolom ontwikkelen (Larval development location – 'planktonic' + Egg developement location – 'pelagic'), **Figuur b 28**.

Bij een verder opsplitsing in clusters (van 3 naar 5) verandert dit cluster niet. Dit illustreert dat dit cluster een sterk afwijkende groep vertegenwoordigd.

Cluster 3 ('geul' en onder invloed van de geul). Monsterpunten ingedeeld in dit cluster bevinden zich voornamelijk op het habitattype 'geul', 'erosie' en 'helling' en op plekken die daar direct aan grenzen, (**Figuur b 27** links). Enkele onderscheidende modaliteiten zijn kleine en kortlevende soorten (size range – '<10', '11-20') soorten met een exoskelet (morphology – 'exoskelet') die zich vrij kunnen bewegen (Living habitat – 'free'), zich op de bodem bevinden (sediment position – 'surf') en zich voeden met organisch materiaal dat zich op het bodemoppervlak bevindt (feeding mode – 'surfdep', 'subsurfdep').

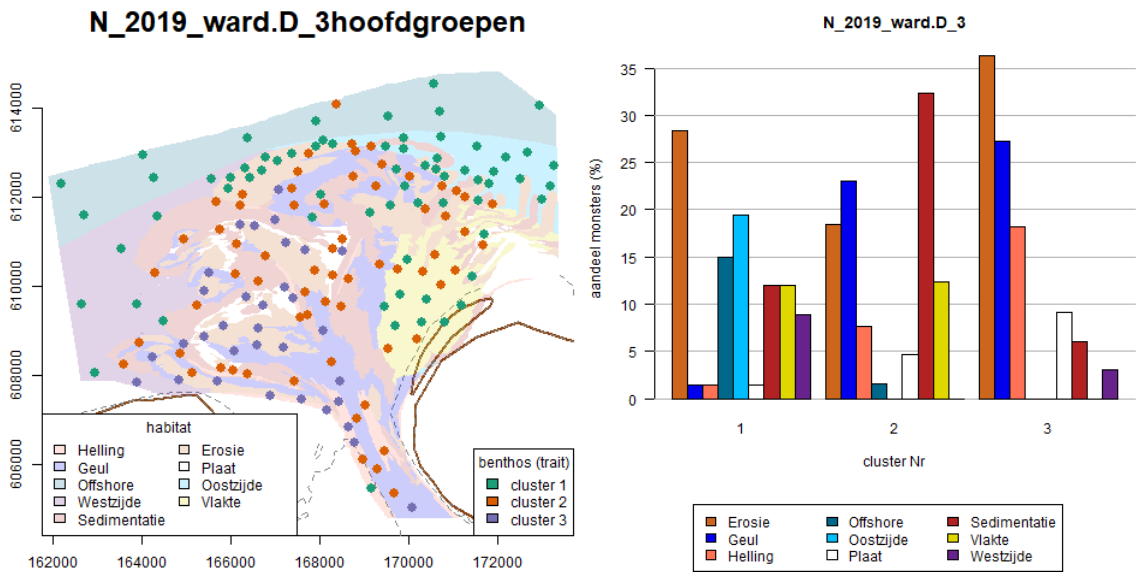
Larven en eieren ontwikkelen zich in deze groep voornamelijk lokaal (Larval development location – 'direct' + Egg development location – 'bentic' en 'brood'), **Figuur b 28**.

*Bij een verdere opsplitsing in clusters (van 3 naar 5), splitst een klein deel van de monsters zich af die zich op habitattypen 'sedimentatie' en 'erosie' bevinden met soorten in de gemeenschap die nog wat kleiner (size range) en kortlevender (longevity) zijn en zich op de bodem voeden met organisch materiaal (feeding mode). Het andere deel bevindt zich voornamelijk in de dieper delen van de geul, zijn wat groter (size range) en kunnen wat ouder (longevity) worden, ze bevatten daarnaast meer roofdieren (feeding mode - predator) en aaseters (feeding mode - scavenger), en dit cluster schuift hiermee op richting cluster 2, zie **Figuur b 34** en onderstaande tekst.*

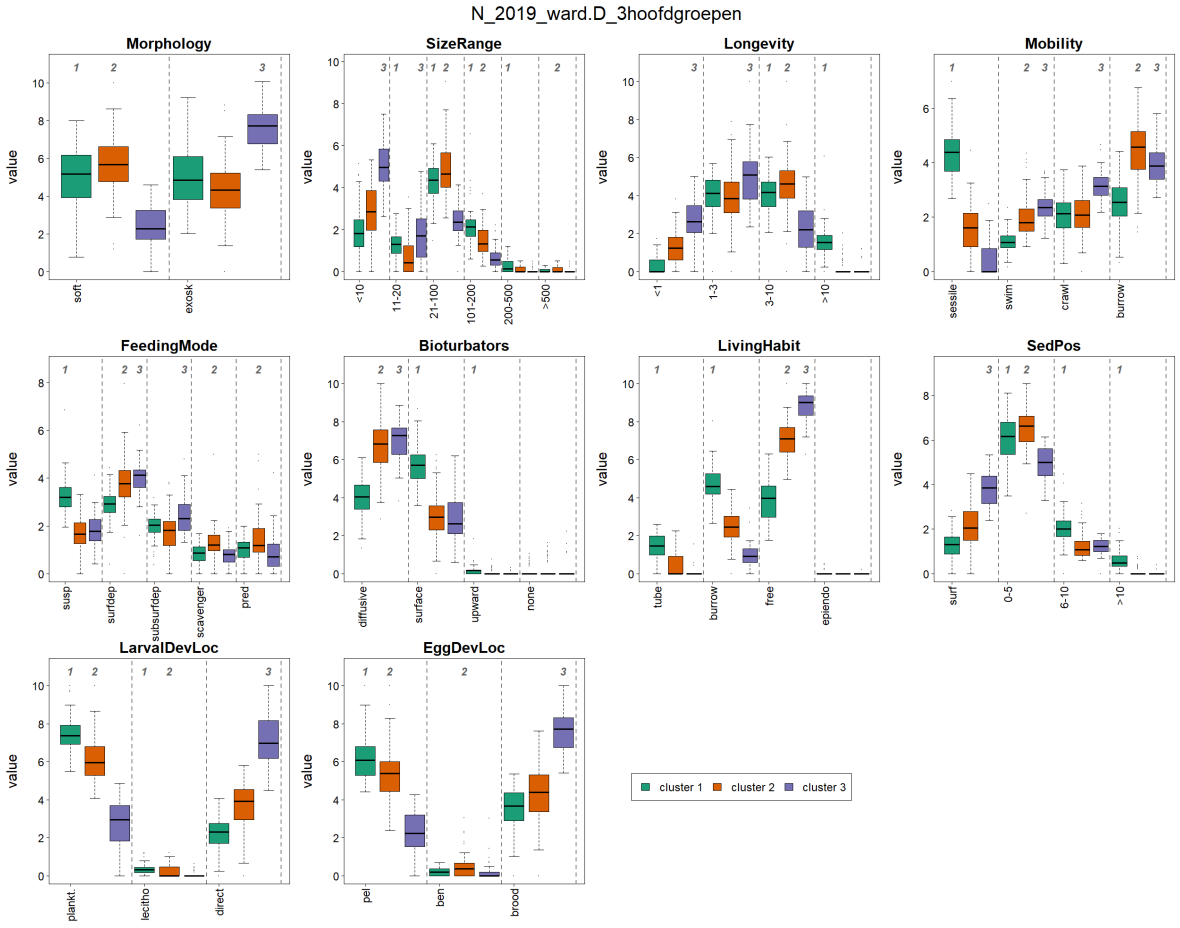
Cluster 2 ('overgang'). Dit cluster bevindt zich zowel ruimtelijk als in samenstelling veelal tussen cluster 1 en 3 in. Monsterpunten van dit cluster bevinden zich vooral op habitattypen 'sedimentatie' en 'erosie' (**Figuur b 27** links). De monsterpunten onderscheiden zich door aanwezigheid van soorten met een week lichaam (morphology – 'soft') die zich voeden met aas en/of tot de roofdieren behoren (feeding mode – 'scavenger' en 'predatoren') en die zich iets onder het oppervlak bevinden (sediment position – '0-5'). Met betrekking tot levensduur en lichaamsgrootte bevindt dit cluster zich tussen cluster 1 en 3; middelmatig groot (size range – '21-100', '101-200' en '>500') en levensduur (longevity – '3-10').

*Bij een verder opdeling in clusters (van 3 naar 5) splitst een deel van de monsters zich af dat zich voornamelijk op erosieplekken bevind. In deze subgroep zijn de modaliteiten exoskelet (morphology) wat dominanter aanwezig evenals wat kleinere (size range) en kortere levende (longevity) soorten. De andere subgroep bevindt zich in de geul en op de vlakte en zijn de modaliteiten zachte huid (morphology), groter (size range) en wat langer levend (longevity) wat belangrijker, zie **Figuur b 34**.*

Zoals eerder aangegeven wordt kijkend naar de verschillende indices en grafieken, net als in 2017, ook voor de monsters genomen in 2019 goede clusterresultaten bereikt tot en met een opdeling in 5 clustergroepen, **Figuur b 38**. In **Figuur b 29** wordt de ruimtelijke ligging van de 2019 monsterpunten weergegeven per clustergroep wanneer deze in drie groepen van monsterpunten verdeeld worden.



Figuur b 29: *Links: de ruimtelijke spreiding van de 2019 monsters wanneer deze in drie clusters verdeeld worden. De onderliggende habitatkaart betreft de indeling volgens '2017-simpel' (Holzhauer, 2019). Rechts: per cluster het aantal monsterpunten (als aandeel) in de verschillende habitats.*

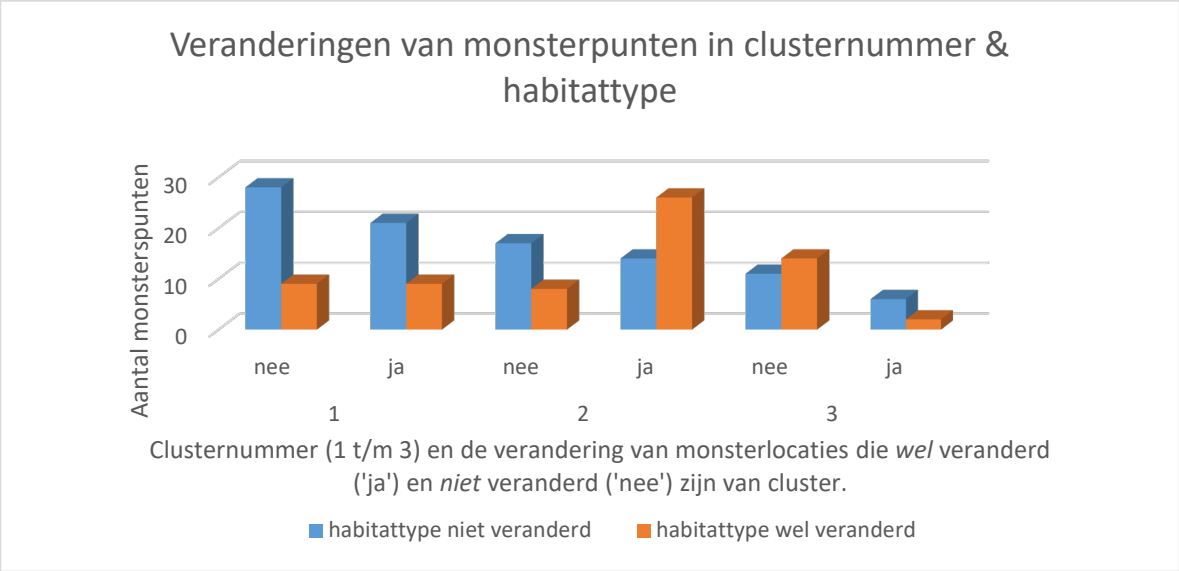


Figuur b 30: *De spreiding in trait-modaliteiten per cluster wanneer de monsters van 2019 in drie clusters verdeeld worden. Wanneer een trait-modaliteit onderscheidend is voor een cluster wordt dit weergegeven met het clusternummer die in dat geval boven de boxplots weergegeven is.*

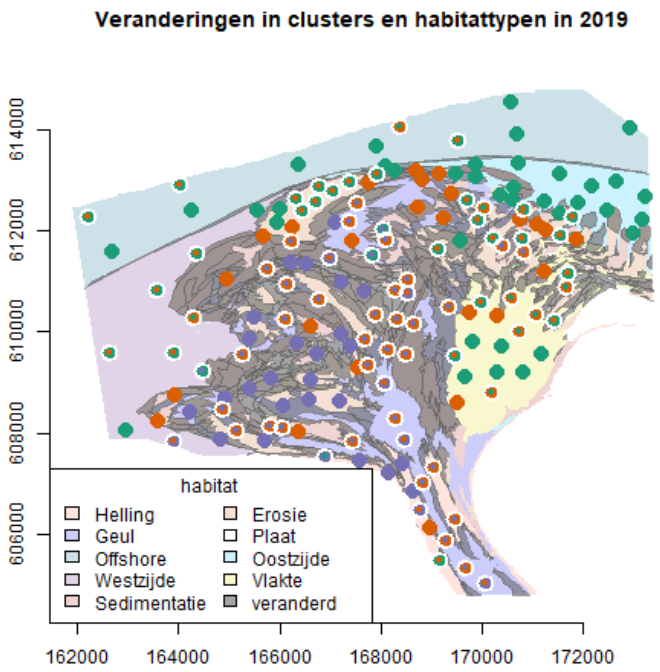
Wanneer de 2017 situatie met drie clustergroepen vergeleken wordt met de drie clustergroepen die voor de 2019 monsters gevonden worden dan blijkt dat de onderscheidende trait-modaliteiten sterk overeenkomen (**Figuur b 30**). Een subtiel verschil met 2017 is dat in 2019 in cluster 'offshore en vlakte' (clusternummer 1) soorten met een zacht lichaam (morphology – 'soft') en soorten die zich iets ingraven in het sediment (sediment position – '0-5') taltijker zijn geworden. In het 'overgang' cluster (clusternummer 2) zijn soorten die kunnen zwemmen (mobility - 'swim') en soorten die zich met organisch materiaal op de zeebodem voeden (feeding mode – 'surface deposit') iets talrijker geworden in 2019. Soorten die zich in een koker bevinden (living habitat – 'tube') zijn juist iets minder belangrijk geworden in dit cluster. In cluster 3 zijn de grotere soorten (size range – '>500) niet langer meer onderscheidend. Verschillen zijn echter subtiel. Een ander verschil is, is dat in 2017 cluster 'overgang' een afsplitsing was van cluster 'offshore' terwijl in 2019 deze juist een afsplitsing is van cluster 'geul'. Dit illustreert dat het overgangscluster (in beide jaren cluster nummer 2) zich in modaliteitensamenstelling tussen beide clusters bevindt zoals ook te zien is in **Figuren b 28** en **b 30**.

In de ruimtelijke oriëntatie en de verdeling van de monsterpunten tussen de clusters hebben zich wat meer uitgesproken veranderingen voorgedaan, (**Figuur b 29**; **Figuur b 30**). Hierbij valt op dat er ook verschuivingen zijn geweest in de ruimtelijke ligging van de habitattypen (**Figuur b 32**; **Figuur b 32**). Cluster 'offshore en vlakte' (cluster nummer 1 in beide jaren) bevat meer monsters die in 2017 tot clusters 'overgang' (cluster nummer 2 in beide jaren) behoorde en is meer op locaties komen te liggen met habitattype 'erosie'. Deze verschuivingen hebben zich vooral voorgedaan op locaties waar het habitattype niet veranderd is (**Figuur b 32**; **Figuur b 32**). Cluster 'geul' (clusternummer 3 in beide jaren) uit 2017 heeft monsterpunten afgestaan aan m.n. cluster 'overgang' (clusternummer 2) in 2019. Dit cluster is in 2019 gegroeid in monsteraantal en dit heeft voornamelijk plaatsgevonden op plekken waar ook het habitattype veranderd is (**Figuur b 31**; Tabel 2). Als gevolg van deze verschuivingen bevat cluster 'offshore en vlakte' (clusternummer 1) in 2019 meer monsterpunten, cluster 'geul'

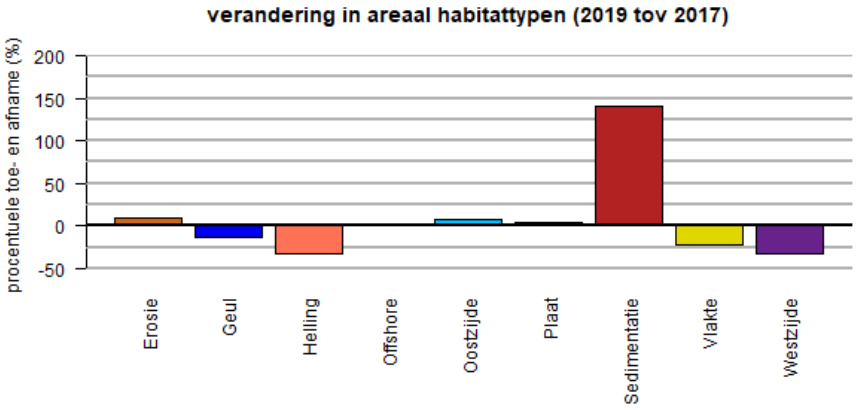
(clusternummer 3) minder monsterpunten en is cluster 'overgang' (clusternummer 2) in monsteromvang niet veel veranderd (een deel erbij ten koste van cluster 'geul' en een deel eraf ten koste van cluster 'offshore en vlakte'). Dit correspondeert met het in 2019 toegenomen areaal van het habitattype 'sedimentatie' en 'erosie' die vooral aan cluster 'overgang' geassocieerd is ten koste van habitattype 'geul' die vooral met cluster 'geul' (clusternummer 3) geassocieerd is.



Figuur b 31: De veranderingen van monsterlocaties van 2017 (n=165) in het jaar 2019 voor zowel clusternummer als habitattype waar het monster genomen is. Habitattypen volgens Holzhauer 2019.



Figuur b 32: *Veranderingen in de clustersamenstelling in 2019 t.o.v. de 2017 situatie. Met de kleur van de stippen wordt het clusternummer, zoals bepaald in 2019, weergegeven. Stippen met een witte rand zijn veranderd van cluster waarbij het clusternummer van 2017 met een kleine gekleurde stip weergegeven wordt. In de achtergrond wordt de habitatkaart van 2019 weergegeven. Met de grijs gearceerde vlakken worden gebieden aangeduid waar het habitattype veranderd is. De onderliggende habitatkaart betreft de indeling volgens '2019-simpel' (Holzhauer, 2019).*



Figuur b 33: *Procentuele verandering in habitatarealen in 2019 en vergeleken met 2017. Habitattypen volgens Holzhauer, 2019.*

4. Conclusie en discussie

De boxcorermonsters die genomen zijn in 2017 zijn op basis van clusteranalyse waarbij uitsluitend verschillen in de soortensamenstelling uitgedrukt in soorteigenschappen meegenomen zijn onder te verdelen in twee, drie of vijf groepen van monsterpunten (clusters) met overeenkomstige soorteigenschappen. Op basis van indices blijkt een opdeling van de monsters in twee groepen het beste resultaat te geven en bij een opdelen in >5 cluster nemen de indices waarden, en daarmee het clusterresultaat snel af. Wanneer de monsters in drie groepen ingedeeld worden en bekeken worden waar deze ze zich in de ruimte bevinden dan zijn de drie monstergroepen als volgt te beschrijven; een 'offshore en vlakte' cluster (clusternummer 1 in beide jaren), een 'geul' cluster (clusternummer 3 in beide jaren) en een 'overgang' cluster (clusternummer 2 in beide jaren). Het 'overgang' cluster (clusternummer 2) blijkt, bij een opdeling in twee in plaats van drie groepen, opgenomen te worden in cluster 'offshore en vlakte'. Door voor de monsters binnen een cluster op te zoeken op welk habitattypen deze zich bevonden is bekeken of er een relatie te vinden was tussen de clusters enerzijds en habitattype anderzijds. Dit betrof geen kwantitatieve analyse maar een beschrijving van de dominanten habitattype binnen de clusters van zowel 2017 als 2019.

De monsterpunten binnen een clusters blijken geassocieerd te zijn met de habitattypen zoals bepaald in Holzhauer (2019). In de eerste groep van monsterpunten ('offshore en vlakte', clusternummer 1 in beide jaren) zijn middelmatig grote, langlevende soorten die diep ingegraven zitten en zich voeden met organisch materiaal die uit de waterkolom gefilterd wordt belangrijk. De monsters uit deze groep bevinden zich voornamelijk in gebieden die wat verder uit de kust liggen en zich op het habitattype 'offshore' bevinden. Daarnaast heeft dit cluster ook veel monsterpunten gelegen op het habitattype 'vlakte'. Het verschil tussen deze plekken in samenstelling ligt niet zozeer in de soorteigenschappen, maar de dichtheden zijn een stuk lager in habitattype 'vlakte'. Mogelijk dat er tussen beide gebieden andere soorten onder de gevonden soorteigenschappen schuilgaan, maar dit is hier niet verder onderzocht. In een volgende groep van monsterpunten ('geul', clusternummer 3 in beide jaren) zijn kleinere en kortlevende soorten belangrijk die zich op de bodem bevinden en zich voeden met organisch materiaal dat zich op de bodem bevindt. Larven en eieren ontwikkelen zich in deze groep voornamelijk lokaal. De monsters uit deze groep bevinden zich voornamelijk in habitattype 'geul' en aan de randen ervan op habitattypen 'sedimentatie' en 'erosie'. De laatste groep (cluster 2) bevind zich zowel ruimtelijk als in samenstelling van de soorteigenschappen tussen cluster 1 en 3 in. Dit cluster onderscheidt zich van de andere twee door onder ander dominantere aanwezigheid van aaseters en roofdieren.

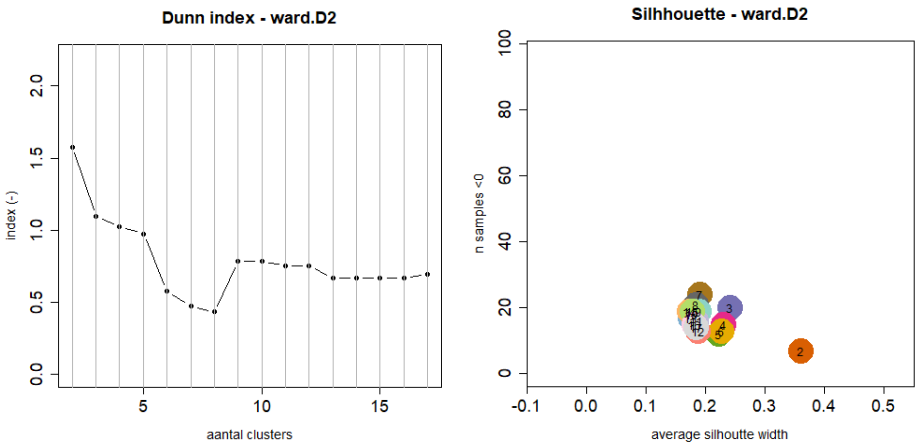
De clusterindeling die voor de monsters genomen uit 2019 gemaakt kon worden zijn wat betreft de beschrijving van de soorteigenschappen vergelijkbaar met die van 2017. De veranderingen in 2019 hebben voornamelijk betrekking op het aantal monsters per cluster en de ruimtelijke ligging. In 2019 is het areaal van de habitattypen 'erosie' en 'sedimentatie' toegenomen aan de uitlopers van habitattypen 'geul' en 'vlakte', die in areaal afgenomen zijn. Verschillende van de monsterpunten op die plekken zijn in de periode 2017 -2019 verwisseld van karakterisering van cluster 'geul' in 2017 naar cluster

‘overgang’ in 2019, en de benthische soortensamenstelling is daarbij navenant ook veranderd. Het ‘offshore- en vlakte’ cluster in 2019 is juist op de randen uitgebreid met stations van het ‘overgangscluster’ uit 2019.

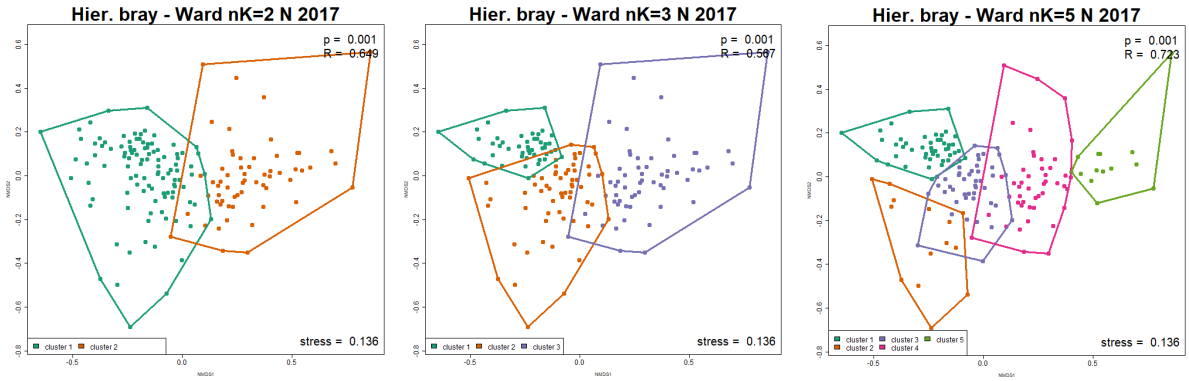
Door naar de dominante soorteigenschappen te kijken binnen de verschillende clusters van monsterpunten is het mogelijk een hypothese te vormen betreft de onderliggende oorzaken van de geobserveerde verschuivingen in de ruimtelijke verspreiding van de clusters. Zo kan de toename van cluster ’overgang’ in 2019 op de locaties die zich in 2017 op habitattype ‘geul’ bevonden (en ook in dit cluster ingedeeld was) mogelijk verklaard worden door de aanwezigheid van mobiele soorten en de aanwezigheid van roofdieren en aaseters in dit cluster. Ook vindt de ontwikkeling van larven en eieren in dit cluster voornamelijk plaats in de pelagische zone wat kolonisatie van nieuwe gevormde gebieden vergemakkelijkt. Cluster ‘overgang’ heeft mogelijk kunnen profiteren van de veranderingen in de ondergrond / habitattypen. Cluster ‘geul’ bestaat ook uit bewegelijke soorten maar heeft juist geen pelagisch voortplanting en bevat relatief veel soorten die zich voeden met opgehoopt organisch materiaal op het sediment. Op de nieuw gevormde gebieden is dit mogelijk (nog) niet voorhanden. Of dit daadwerkelijk belangrijk is voor de geobserveerde verandering is niet bekend. Dit verklaart mogelijk waarom dit cluster in monsteraantal achteruit gegaan is in 2019 ten koste van het overgangsgebied (clusters 2 in 2017 en 2019). Het is interessant om te zien of de veranderingen in habitattypen de komende jaren nog veranderen of niet en de soortensamenstelling op de monsterstations daarin mee veranderen of juist niet.
Cluster ’offshore en vlakte’ bestaat vooral uit langlevend, diep ingegraven sessiele soorten die zich voeden door organisch materiaal uit de waterkolom te filtreren. In dit cluster zijn schelpdieren dominant aanwezig. Deze eigenschappen lijken niet gunstig voor veranderlijke gebieden. Op de locaties waar dit cluster veel monsterpunten heeft liggen, hebben zich ook niet de grootste veranderingen voorgedaan in habitattypen. Het cluster is wel gegroeid maar vooral op plekken die niet veranderd zijn in habitattype zoals bepaald in Holzhauer (2019). Dit suggereert dat deze verandering niet veroorzaakt is door een verandering in bodemgesteldheid. De meeste veranderingen hebben zich in habitattype ‘erosie’ voorgedaan waarbij monsterpunten die in 2017 in het ‘overgang’ cluster behoorde in 2019 bij cluster ‘offshore en vlakte’ zijn gaan behoren. Mogelijk dat de aanwezige soorten dermate diep ingegraven zijn dat ze niet gevoelig waren voor erosie van het sediment. Het overgangscluster kent een pelagische ontwikkeling van larven en eieren. Het kan daarom ook mogelijk zijn dat op de locaties die in 2019 veranderd zijn naar het cluster ‘offshore en vlakte’, zich juveniele langlevende (schelp)dieren hebben gevestigd. De soorteigenschappen die onder de hier beschreven analyses liggen geven alleen aan hoe lang soorten kunnen worden, de daadwerkelijke levensfase en lengte van de taxa wordt hierbij niet in beschouwing genomen en het is dus onbekend of het juveniele of reeds volwassen soorten achter de dominante eigenschappen zitten. Om deze vragen te beantwoorden zijn aanvullende analyses nodig.

De hier boven beschreven oorzakelijke verbanden zijn hypothetisch van karakter die vooral dienst kunnen doen om onderzoeksrichtingen te identificeren. Aanvullende metingen zijn nodig om deze nader te onderzoeken met veldmetingen en/of mogelijk ook (mesocosm)experimenten. Omdat de analyse niet afhankelijk is van welke soorten in een gebied voorkomen, de soorteigenschappen worden immers geanalyseerd en niet de soorten zelf, wordt het gemakkelijker te onderzoeken of veranderingen die hier geobserveerd zijn ook elders optreden bij vergelijkbare verstoring maar mogelijk onder aanwezigheid van andere soorten. Hiermee kan ook verder bekeken worden of de verschuivingen die hier gevonden zijn ook meer algemeen geldend zijn.

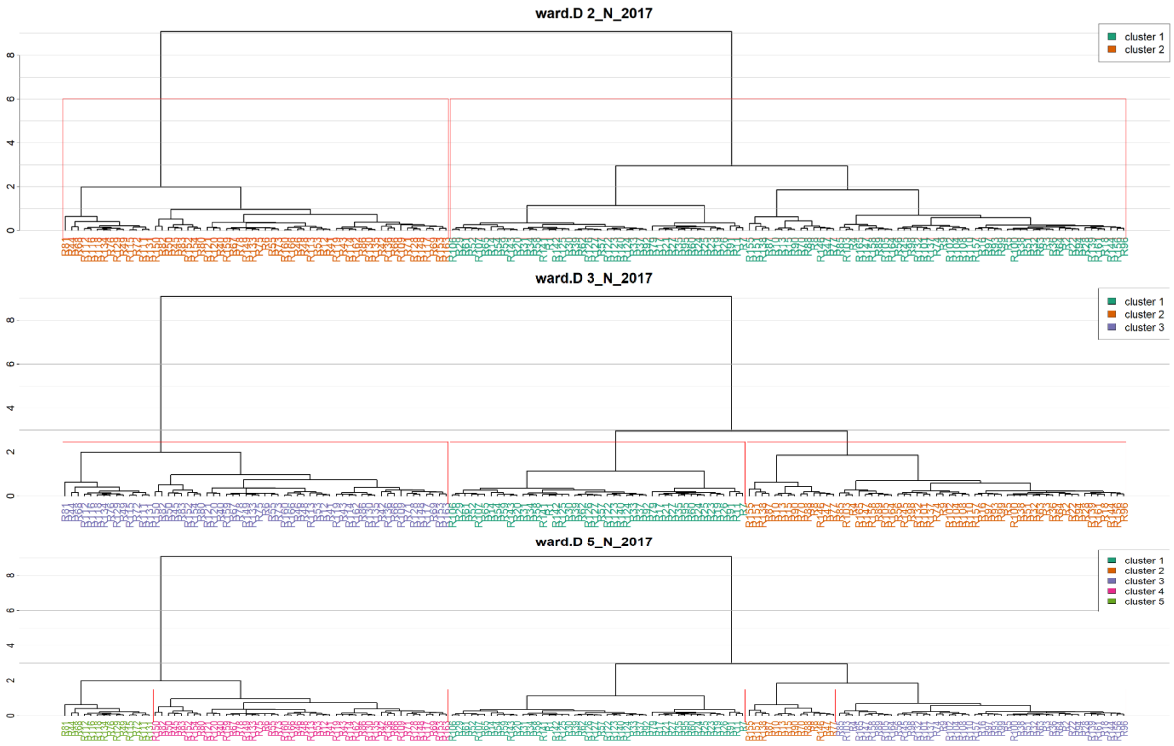
5. Bijlage



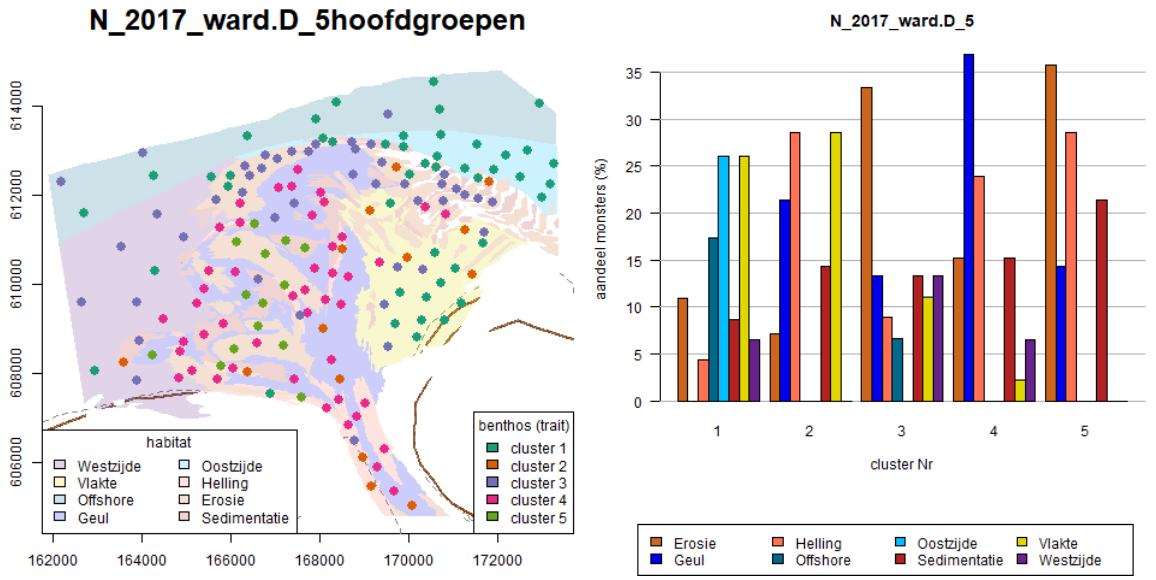
Figuur b 34: Links Dunn-index, het aantal cluster op de x-as en de Dunn index op de y-as; rechts enkele silhouetwaarden voor de monsters verzameld in 2017 bij verschillend aantal clusters. In de silhouetgrafiek wordt met gekleurde stippen de getallen bij verschillende aantal clusters weergegeven met op de x-as de gemiddelde silhouetcoëfficiënt en op de y-as het aantal monsters met een coëfficiënt <0.



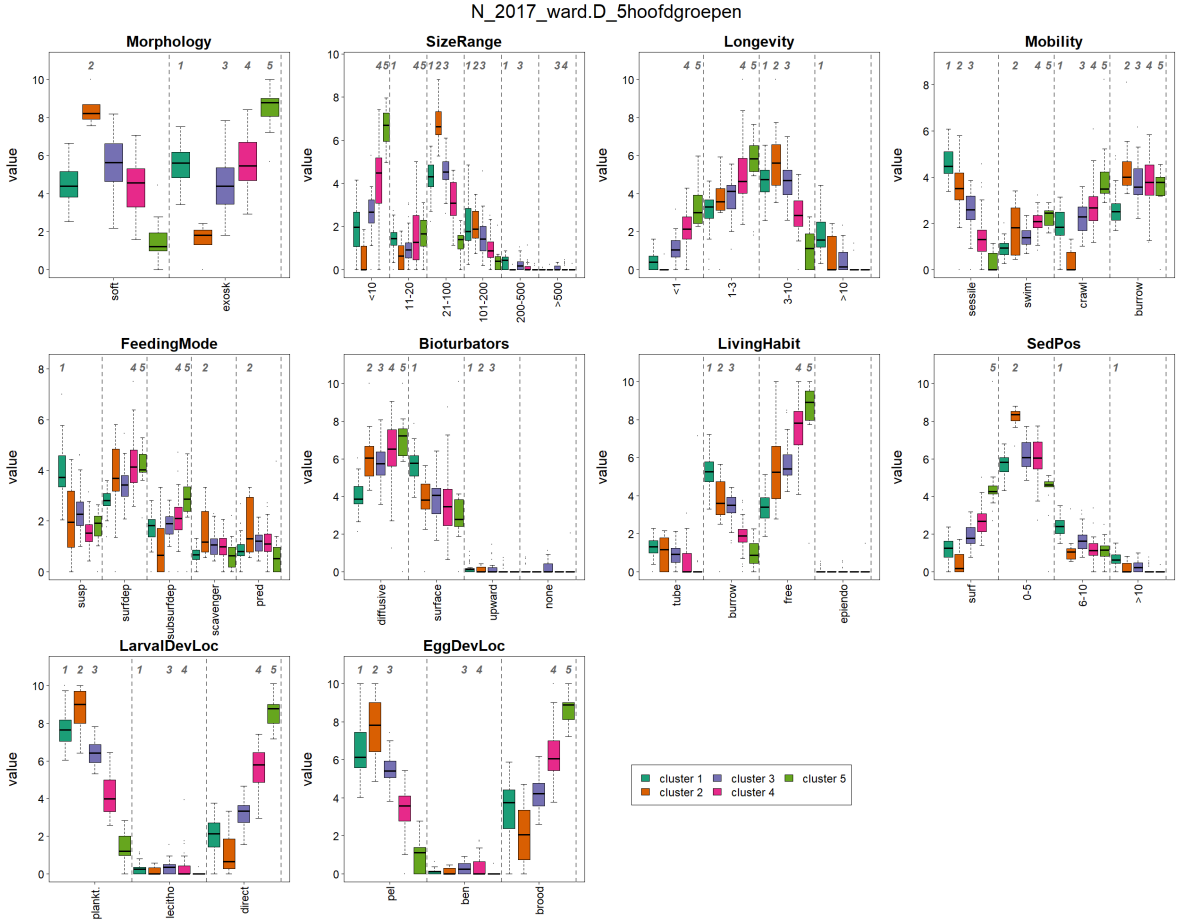
Figuur b 35: NMDS ordinatie diagrammen bij een onderverdeling van de monsters verzameld in 2017 in 2, 3 en 5 groepen.



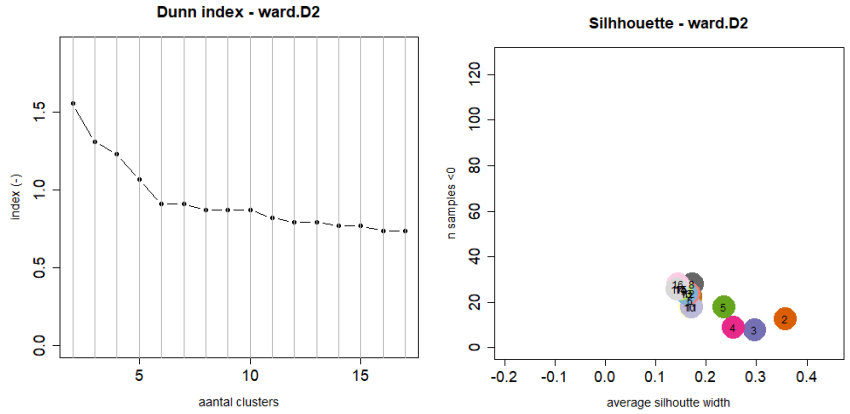
Figuur b 36: Dendogrammen bij een onderverdeling van de monsters verzameld in 2017 in 2, 3 en 5 groepen. De Y-as geeft de variabiliteit tussen de monsters binnen een cluster weer met de totale error van de som van de kwadraten.



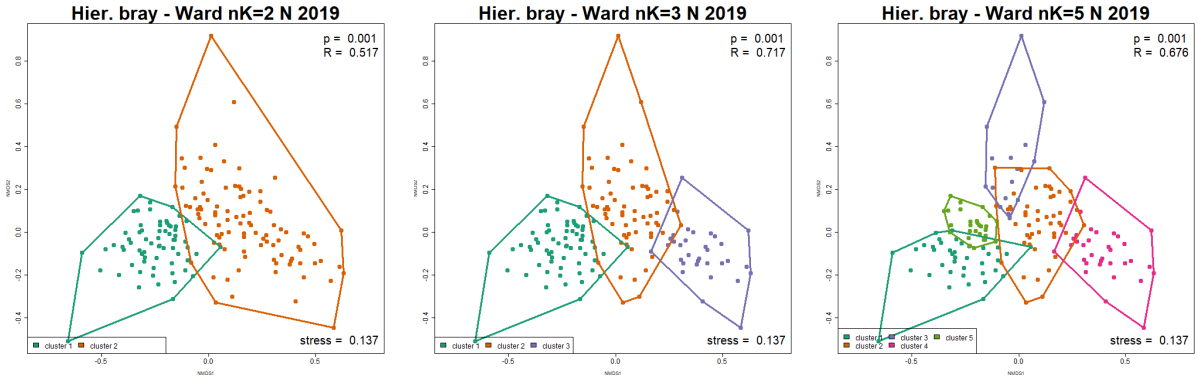
Figuur b 37: Linker figuur; de ruimtelijke spreiding van de 2017 monsters wanneer deze in vijf clusters verdeeld worden. Habitattypen volgens Holzhauer, 2019. Rechter figuur; per cluster het aantal monsterpunten (als aandeel) in de verschillende habitats.



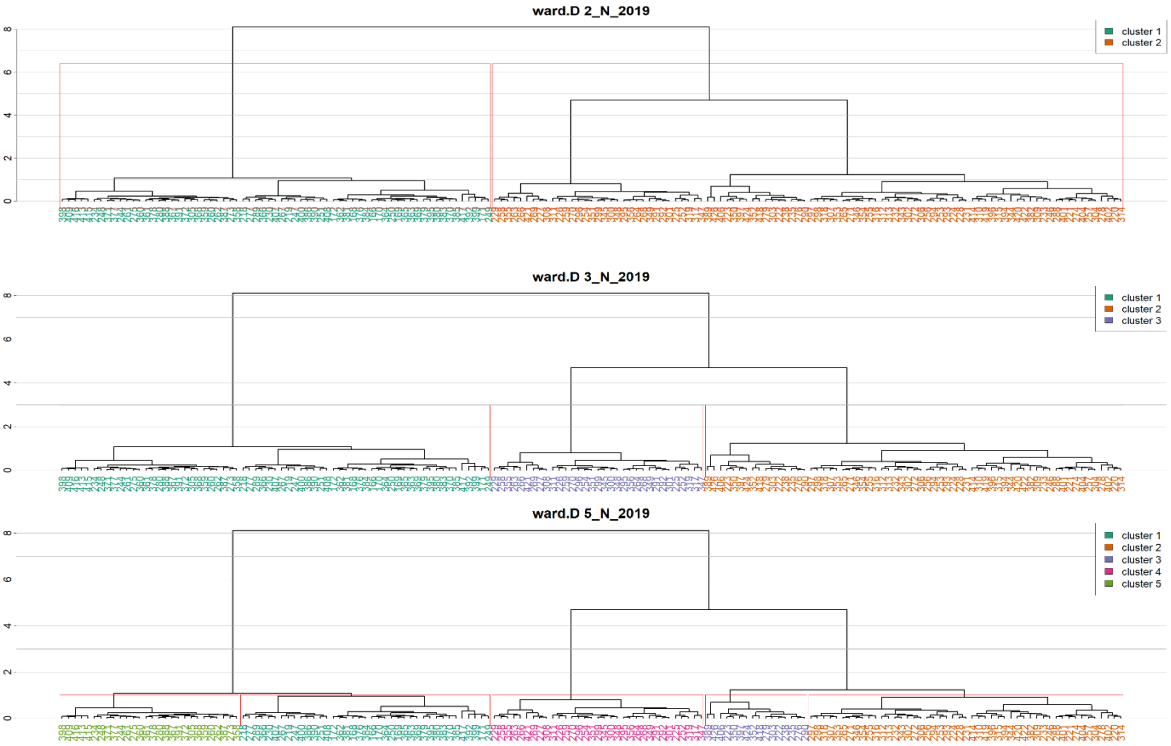
Figuur b 38: De spreiding in trait-modaliteiten per cluster wanneer de monsters van 2017 in vijf groepen verdeeld worden. Wanneer een trait-modaliteit onderscheidend is voor een cluster wordt dit weergegeven met het clusternummer die in dat geval boven de boxplots weergegeven is.



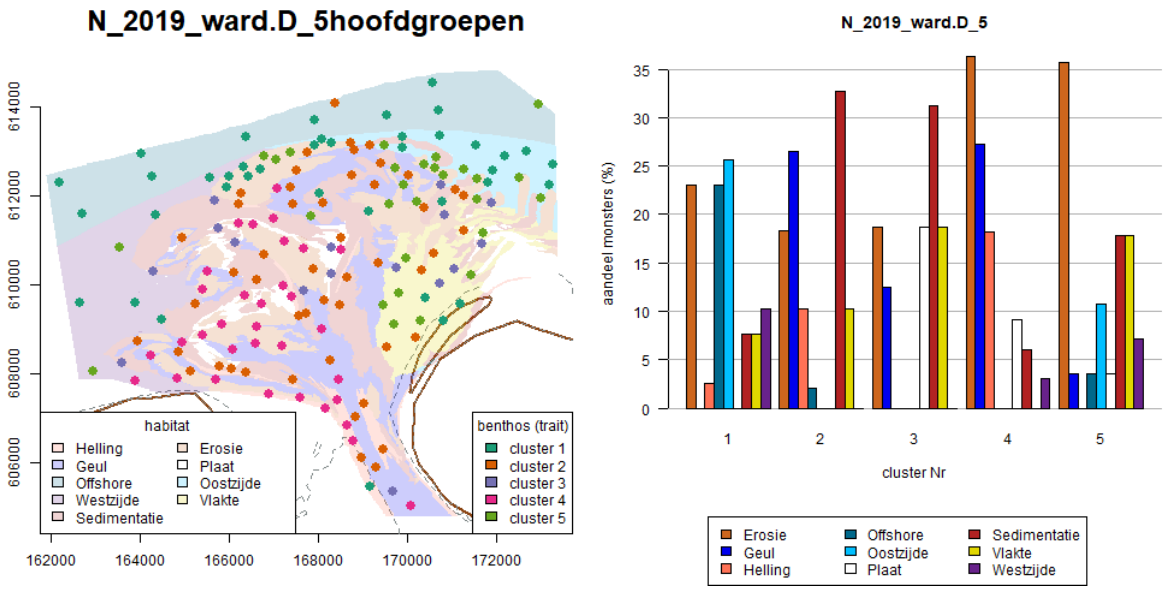
Figuur b 39: Links Dunn-index, het aantal cluster op de x-as en de Dunn index op de y-as; rechts enkele silhouetwaarden voor de monsters verzameld in 2019 bij verschillend aantal clusters. In de silhouetgrafiek wordt met gekleurde stippen de getallen bij verschillende aantal clusters weergegeven met op de x-as de gemiddelde silhouetcoëfficiënt en op de y-as het aantal monsters met een coëfficiënt <0.



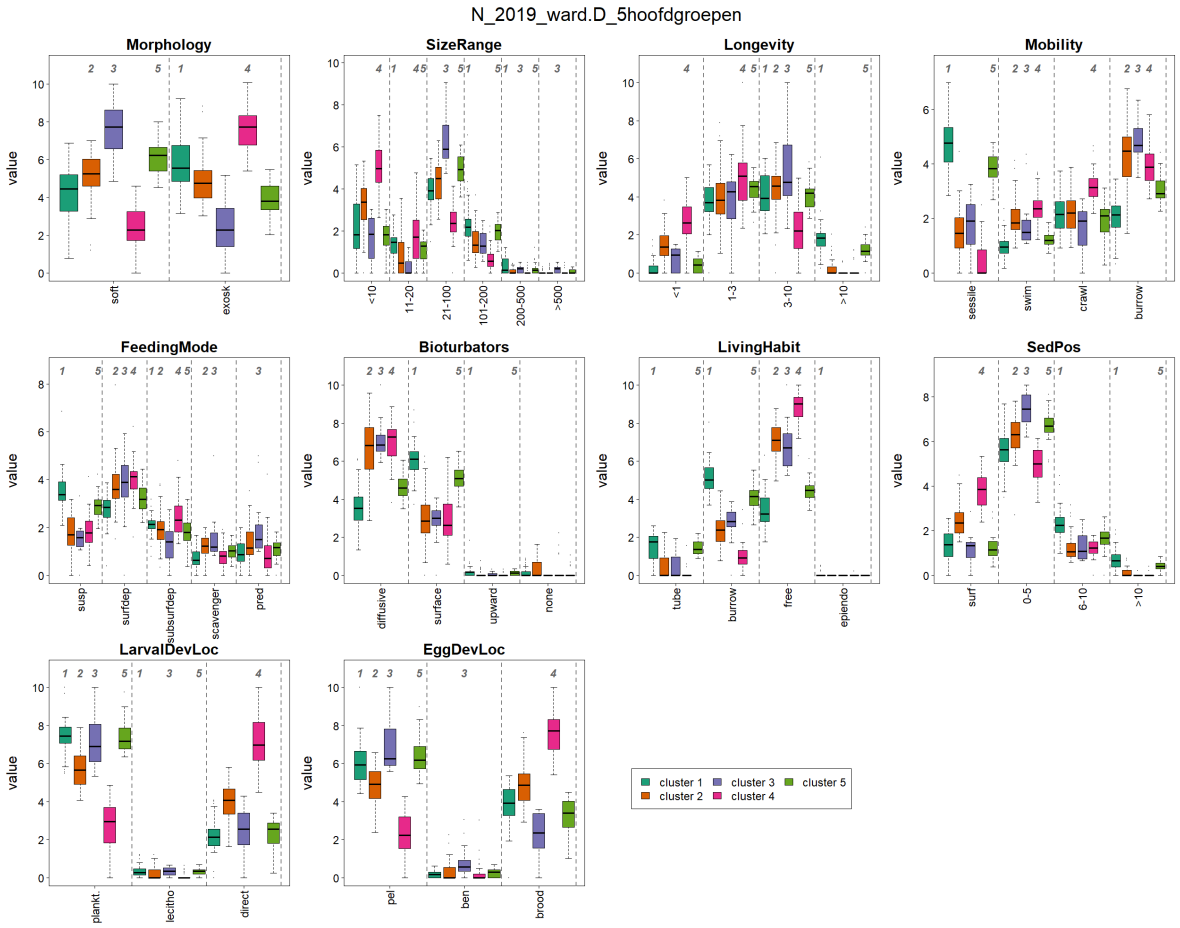
Figuur b 40: NMDS ordinatie diagrammen bij een onderverdeling van de monsters verzameld in 2019 in 2, 3 en 5 clusters.



Figuur b 41: Dendogrammen bij een onderverdeling van de monsters verzameld in 2019 in 2, 3 en 5 groepen. De Y-as geeft de variabiliteit tussen de monsters binnen een cluster weer met de totale binnen cluster error van de som van de kwadraten.



Figuur b 42: Linker figuur; de ruimtelijke spreiding van de 2019 monsters wanneer deze in vijf clusters verdeeld worden. Habitattypen volgens Holzhauer, 2019. Rechter figuur; per cluster het aantal monsterpunten (als aandeel) in de verschillende habitats.



Figuur b 43: De spreiding in trait-modaliteiten per cluster wanneer de monsters van 2019 in vijf clusters verdeeld worden. Wanneer een trait-modaliteit onderscheidend is voor een cluster wordt dit weergegeven met het clusternummer die in dat geval boven de boxplots weergegeven is.

Wageningen Marine Research
T: +31 (0)317 48 09 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'