

Effecten van mosselzaadvisserij op sublitorale natuurwaarden in de westelijke Waddenzee: samenvattend eindrapport

Smaal A.C., J. Craeymeersch, J. Drent,
J.M. Jansen, S. Glorius & M.R. van Stralen

Rapport C006/13 PR1



IMARES Wageningen UR

(IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies)

Opdrachtgevers:

Ministerie van Economische Zaken
Producenten Organisatie van de
Nederlandse Mosselcultuur

Publicatiedatum

14 mei 2013

IMARES is:

- een onafhankelijk, objectief en gezaghebbend instituut dat kennis levert die noodzakelijk is voor integrale duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van de zee en kustzones;
- een instituut dat de benodigde kennis levert voor een geïntegreerde duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van zee en kustzones;
- een belangrijke, proactieve speler in nationale en internationale mariene onderzoeksnetwerken (zoals ICES en EFARO).

www.wageningenur.nl/produs

P.O. Box 68
1970 AB IJmuiden
Phone: +31 (0)317 48 09 00
Fax: +31 (0)317 48 73 26
E-Mail: imares@wur.nl
www.imares.wur.nl

P.O. Box 77
4400 AB Yerseke
Phone: +31 (0)317 48 09 00
Fax: +31 (0)317 48 73 59
E-Mail: imares@wur.nl
www.imares.wur.nl

P.O. Box 57
1780 AB Den Helder
Phone: +31 (0)317 48 09 00
Fax: +31 (0)223 63 06 87
E-Mail: imares@wur.nl
www.imares.wur.nl

P.O. Box 167
1790 AD Den Burg Texel
Phone: +31 (0)317 48 09 00
Fax: +31 (0)317 48 73 62
E-Mail: imares@wur.nl
www.imares.wur.nl

© 2013 IMARES Wageningen UR

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van IMARES.

IMARES aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

IMARES, onderdeel van Stichting DLO.
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr.
NL 8113.83.696.B16.

Op al onze onderzoeksopdrachten en/of leveringen zijn onze algemene voorwaarden van toepassing (Algemene voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan Wageningen UR, gedeponeerd bij de Arrondissementsrechtbank te Arnhem). Een exemplaar van deze voorwaarden is bijgesloten en kunt u vinden op www.imares.wur.nl. In geval van tegenstrijdigheden tussen de inhoud van deze offerte en de algemene voorwaarden prevaleren de bepalingen van deze offerte.

A_1_1_1-V11.2

Algemene informatie

IMARES richt zich op strategisch en toegepast marien ecologisch onderzoek met als focus Marine Living Resource Management (het duurzaam beschermen van, het oogsten uit en het meervoudig gebruik van zee- en kustgebieden). Het instituut is opgericht in 2006 en is samengesteld uit het vroegere Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) en onderdelen van Alterra en TNO.

Bij IMARES werken ruim 200 deskundige medewerkers aan projecten voor opdrachtgevers afkomstig van overheden en bedrijfsleven, nationaal en internationaal. Het instituut beschikt over moderne onderzoeksfaciliteiten en is ISO-9001 gecertificeerd.

Kerncompetenties zijn: ecologie van het (zoute) water, waterkwaliteit en daaraan gerelateerde milieurisico's van contaminanten, biologische productiesystemen en optimalisatie van duurzaam multifunctioneel (ruimte)gebruik van zee, kust- en stroomgebieden. Hiervoor richt het zich onder meer op veldonderzoek, experimenten op realistische schaal, verkennende studies op labschaal, datamanagement en modellering.

De nadruk van ons onderzoek ligt daarbij op:

- o Ecosysteem dynamica van onder meer natuurlijke versus door de mens geïnduceerde veranderingen.
- o Beoordeling van (economische) gebruiksfuncties en multifunctioneel ruimtegebruik vanuit ecologisch perspectief.
- o Bescherming van mariene ecosystemen, vooral habitat en voedselreizen van toppredatoren en kwetsbaarheid van bodemfauna.
- o Ontwikkeling van beheersystemen waaronder integrale datasystemen en advisering over de gevolgen van beheerscenario's voor de zee en visserij (modellering).

Inhoudsopgave

Algemene informatie.....	3
Inhoudsopgave	5
Samenvatting	7
Summary	13
1. Inleiding	17
1.1 Achtergrond en kader	17
1.2 Doel van het onderzoek	22
1.3 Dankwoord	24
2 Aanpak en Methoden	27
2.1 Vergelijking biodiversiteit wilde mosselbanken, mosselkweekpercelen en overige habitat	27
2.2 Selectie open en gesloten vakken	29
2.3 Power analyse	33
2.4 Randeffecten en vakgrootte	34
2.5 Visserij methode en intensiteit	35
2.6 Selectie van parameters en data verzameling.....	37
2.7 Gegevensverwerking en statistische analyses.....	41
2.8 Kwaliteitsborging en intercalibratie	42
3 Resultaten	43
3.1 Vergelijking biodiversiteit wilde mosselbanken, mosselkweekpercelen en andere habitats.....	43
3.2 Gebruik van de PRODUS vakken.....	52
3.2.1 Vakgrootte en randeffecten.....	52
3.2.2 Visserij intensiteit.....	52
3.3 Mosselbestand in PRODUS vakken	53
3.4 Nieuwe zaadval in PRODUS vakken.....	58
3.5 Grotere bodemdieren (zuigkor data)	61
3.6 Bodemdieren infauna (box core data).....	66
3.7 Vissen	72
3.8 Sedimentkarakteristieken	76
3.9 Habitat structuur.....	78
4. Discussie	81
4.1 Evaluatie van de gekozen methoden	81
4.2 Vergelijking wilde banken, mosselkweekpercelen en overige habitats.....	82

4.3	Ontwikkeling mosselbestand	82
4.4	Effecten mosselzaadvisserij op bodemdieren en vissen	83
4.5	Effecten mosselzaadvisserij op bodemsamenstelling en habitatstructuur.....	84
4.6	Onderzoeksvragen	84
4.7	Kennisvragen	86
4.8	Conclusies.....	87
Referenties.....		89
Kwaliteitsborging.....		93
Verantwoording		94
Appendix A Rapport van de audit commissie en reactie van de PRODUS auteurs		95
Appendix B. Fact sheets dominante soorten		107
Appendix C. Namen en coördinaten van de PRODUS vakken		162

Samenvatting

Achtergrond

De kweek van mosselen in Nederland is gebaseerd op bodemcultuur. Deze vindt plaats op mosselkweekpercelen in de westelijke Waddenzee en de Oosterschelde. De percelen liggen voornamelijk in het sublitoraal, dat wil zeggen in gebieden die ook bij laagwater niet droogvallen. Om mosselen te kweken is uitgangsmateriaal nodig in de vorm van jonge mosseltjes, het zogeheten mosselzaad. Dit wordt van oudsher opgevist van natuurlijk gevormde mosselzaadbanken in de Waddenzee. Voor de mosselzaadvisserij is een vergunning nodig op basis van de Visserijwet. De Waddenzee is een beschermd natuurgebied en daarom is er, om te mogen vissen, ook een vergunning nodig op basis van de natuurbeschermingswet (NB-wet). Voor het verlenen van de NB-wet vergunning is vereist dat wordt aangetoond dat de visserij geen negatieve effecten heeft op de natuur. Dit is vertaald in instandhoudingsdoelen voor het habitatype waarin de visserij plaats vindt, in dit geval het sublitoraal van de westelijke Waddenzee (1110A). Wat betreft habitatype 1110A wordt geconcludeerd dat de kwaliteit van dit habitatype in de Waddenzee verbeterd moet worden. Kwaliteitsverbetering is vooral mogelijk door een deel van de mosselbanken betere ontwikkelingskansen te bieden (diverse stadia van ontwikkeling aanwezig). Deze verbeteropgave is vervolgens juridisch vastgelegd in het Aanwijzingsbesluit Waddenzee (2009: DRZO/2008-001)

In het PRODUS (Project Duurzame Schelpdiercultuur) eindrapport worden de effecten van mosselzaadvisserij op de natuurwaarden in sublitorale gebieden beschreven. In de periode 2006 – 2012 is hiernaar onderzoek gedaan in opdracht van het Ministerie van Economische Zaken en de Producentenorganisatie van de Nederlandse Mosselcultuur.

De opdracht van het Ministerie en de PO Mosselcultuur aan het consortium dat het onderzoek heeft uitgevoerd is gebaseerd op vragen die voortvloeien uit het schelpdierbeleid zoals dat in 2004 is geformuleerd in "Ruimte voor een zilte oogst" (LNV, 2004). Deze vragen zijn:

- Kunnen zich meerjarige sublitorale mosselbanken en samenhangende natuurwaarden ontwikkelen bij afwezigheid van mosselzaadvisserij?
- Wat zijn de effecten van mosselvisserij op de mosselzaadval in latere jaren?
- Wat zijn de karakteristieken van de huidige sublitorale natuurwaarden?
- Wat zijn de verschillen in natuurwaarden van mosselpercelen en wilde mosselbanken?

Onderzoek aanpak

Bij de aanvang van het onderzoek in 2006 waren de instandhoudingsdoelen nog niet vastgesteld. Daarom is er een literatuurstudie uitgevoerd naar de vraag wat onder de natuurwaarden van de sublitorale westelijke Waddenzee moet worden verstaan. Op basis hiervan is een aantal variabelen geselecteerd waar het PRODUS onderzoek zich op heeft gericht. Dit betreft de ontwikkeling en opbouw van het mosselbestand, de samenstelling en de aard van de populaties bodemdieren, de vispopulaties, de bodemeigenschappen en de ruimtelijke structuur van het mosselhabitat (leefgebied van de mosselen). De effecten van de mosselzaadvisserij zijn onderzocht door 40 onderzoeklocaties van 8 ha in te stellen op zaadbanken in gebieden waar deze regelmatig worden gevormd. Iedere locatie is gesplitst in twee gelijke delen, waarbij het ene deel is gesloten en de aangrenzende 4 hectare is opengesteld voor de visserij op mosselzaad. Deze vakken konden niet allemaal tegelijk worden aangelegd omdat er in het begin van de onderzoeksperiode onvoldoende nieuwe zaadbanken werden gevormd. Deze vorming is afhankelijk van de natuurlijke zaadval die van jaar tot jaar sterk varieert. In 2006 kon worden gestart met 10 locaties, daarna is het aantal locaties jaarlijks uitgebreid, vanaf 2010 zijn 40 locaties bemonsterd. Uiteindelijk

vielen drie locaties om verschillende redenen af en konden 37 locaties gebruikt worden in de analyses.

De grote bodemdieren en vissen in de vakken zijn bemonsterd met behulp van een zuigkor. Voor de kleinere bodemdieren en het sediment is een box core gebruikt. Er zijn per vlak van 4 hectare 12 tot 20 monsters genomen.

De mosselzaadvisserij vindt doorgaans tweemaal per jaar plaats. De eerste keer in het najaar op de nieuw gevormde zaadbanken en dan vooral op banken die relatief instabiel liggen. Dit zijn banken die een grotere kans hebben om in de winter te verdwijnen. De tweede keer in het voorjaar daarop, op de overgebleven banken die in de meer stabiele gebieden liggen. In het onderzoek zijn de effecten van de najaars- en de voorjaarsvisserij apart geanalyseerd. Op basis van de gegevens over de vaarbewegingen, die met behulp van een black box aan boord van de mosselkotters wordt geregistreerd, is de visserij inspanning bepaald. Daaruit blijkt dat de meeste open vakken ook intensief zijn bevestigd, tenzij er weinig mosselen meer lagen.

Parallel aan het onderzoek in de open en gesloten PRODUS-vakken is in 2008 een Waddenzee brede survey uitgevoerd waarbij de bodemdiersamenstelling in de sublitorale delen van Waddenzee is onderzocht; dit is vergeleken met een survey in de zelfde gebieden in 1981/1982. In de periode 2008 – 2010 is ook een vergelijking gemaakt tussen de bodemdiersamenstelling en de omgevingskenmerken van wilde mosselbanken (in tegenstelling tot het vakkenexperiment waren deze mosselbanken niet gesloten voor mosselzaadvisserij) en mosselkweekpercelen. Verder zijn in 2009 en 2010 enkele grotere mosselbanken permanent gesloten voor alle visserij en is nagegaan wat niet meer vissen betekent voor de ontwikkeling van het mosselbestand op die banken. De uitkomsten op de vakken, van de survey, de vergelijking wilde banken – percelen en de ontwikkelingen op de gesloten banken zijn onderdeel van de PRODUS eindrapportage.

Tussentijdse evaluatie 2008

In reactie op een uitspraak van de Raad van State in 2008, die inhield dat de vergunning voor mosselzaadvisserij die in 2006 was afgegeven niet rechtsgeldig is, is in 2008 een tussentijdse evaluatie van het PRODUS onderzoek uitgevoerd. De overweging van de Raad van State was namelijk dat het gegeven dat het PRODUS onderzoek nog niet was afgerond, betekende dat er niet kon worden aangetoond dat er geen significante effecten zouden zijn van de mosselzaadvisserij op de natuurwaarden in de Waddenzee. Daarmee werd de vraag urgent of het onderzoek versneld kon worden uitgevoerd.

De evaluatiecommissie concludeerde dat een versnelde afronding niet mogelijk was ten gevolge van achterblijvende zaadval. Daarnaast bracht zij naar voren dat er meer aandacht nodig was voor abiotische factoren en werd de vraag gesteld of een gesloten vlak van 4 ha niet te klein was. Verder vroeg de evaluatiecommissie om een meer betrouwbare schatting van de biodiversiteit. Dit resulteerde in een tussentijdse aanpassing van het onderzoeksplan en een verlenging van de onderzoeksperiode met twee jaar.

Ontwikkeling mosselbestand

Uit het onderzoek blijkt conform verwachting dat er direct na de visserij minder mosselen overblijven op de open vakken ten opzichte van de gesloten vlakken. Dit betreft met name de voorjaarsvisserij. De verschillen tussen open en gesloten voorjaars-vakken worden na verloop van tijd minder groot maar zijn tot twee jaar na de bevissing nog zichtbaar.

Ook bij de najaars-visserij waren er na de visserij meer mosselen in de gesloten vakken maar het verschil met de open vakken was niet statistisch significant. De oorzaak daarvan is dat ook in de gesloten vakken veel mosselzaad weer snel verdwijnt, ondermeer door

predatie door zeesterren, en dat op deze locaties natuurlijke sterfte de bestandsontwikkeling meer domineert.

Uit de tijdreeksen blijkt dat er 5 jaar na het ontstaan van de banken vrijwel geen meerjarige mosselen in de onderzoeksvakken meer over zijn. Van de twee in 2009 en 2010 in het kader van de mosseltransitie permanent voor de visserij gesloten grotere banken verdween er één, de andere bestond bij de laatste bemonstering nog steeds.

Relevant voor het beantwoorden van de vraag of zich meerjarige sublitorale mosselbanken en samenhangende natuurwaarden kunnen ontwikkelen is de waarneming dat op drie locaties van de uiteindelijk 37 onderzoekslocaties na meerdere jaren nog uitzonderlijk grote hoeveelheden mossels aanwezig waren. Dit laatste deed zich zowel voor bij de najaarsvakken (1 maal) als bij de voorjaarsvakken (2 maal). In twee van de drie gevallen was de ontwikkeling van het bestand het sterkst op de onbeviste vakken in één geval ontwikkelde de bank zich in beide vakken (open en gesloten voor mosselzaadvisserij) ongeveer gelijk.

Een tweede belangrijke onderzoeksvraag was in hoeverre het wegvissen van mosselzaad effect heeft op de navolgende zaadval. Hierbij is in de analyse onderscheid gemaakt tussen massale zaadval die gemiddeld om het jaar optreedt en beperkte zaadval met een dichtheid van minder dan 150 zaadjes per m² die elk jaar optreedt. Het blijkt dat omvangrijke zaadval niet positief is gecorreleerd met dichtheden van aanwezige mosselen en mogelijk juist groter is op plekken zonder mosselen. Zaadval in geringe dichtheden lijkt juist wel te midden van aanwezige mosselen plaats te vinden.

Relatie mosselvoorkomens en biodiversiteit

Het verband tussen biodiversiteit en het voorkomen van mosselen is positief: mosselvoorkomens zijn "hot spots" voor biodiversiteit in de westelijke Waddenzee. Er worden significant meer bodemdiersoorten aangetroffen op plekken met mosselen. Uit de Waddenzee brede survey blijkt dat monsters waarin mosselen werden aangetroffen een tweemaal hogere soortenrijkdom en biomassa (exclusief mosselen) hebben dan monsters zonder mosselen. Uit de vergelijking van wilde banken open voor mosselzaadvisserij met mosselkweekpercelen blijkt dat er op de kweekpercelen in totaal meer soorten (102) zijn aangetroffen dan op wilde banken (84). Per m² zijn de (ingegraven) soorten van het zachte substraat meer talrijk op de wilde banken, en is het aantal hard substraat soorten ongeveer gelijk.

Het voorkomen van kenmerkende soorten voor het sublitorale habitatype blijkt ook te verschillen. Op de percelen zijn mosselen, zagers, krabben en zeesterren talrijker dan op de wilde banken. Strandgaper en nonnetje worden vaker aangetroffen op wilde banken. De percelen liggen over het algemeen in gebieden met een hoger zoutgehalte dan de wilde banken. Wanneer percelen en wilde banken die in elkaars nabijheid liggen worden vergeleken, blijkt dat er wat meer soorten voorkomen op de wilde banken. De conclusie is dat wilde banken en mosselkweekpercelen duidelijke verschillen vertonen in soortensamenstelling, en dat beide een habitat vormen voor een soortenrijke bodemdiergemeenschap.

Effecten mosselzaadvisserij op natuurwaarden

De effecten van de mosselzaadvisserij voor de natuurwaarden zijn geanalyseerd op basis van een vergelijking tussen de voor visserij opengestelde en gesloten vakken van elk 4 ha. Uitgezocht is of dit oppervlak niet te klein is door na te gaan of er sprake is van randeffecten. Dit blijkt niet het geval.

Uit de zuigkor monsters blijkt dat de soortenrijkdom van grotere bodemdieren hoger is op plekken waar meer mosselen liggen. Direct na visserij zijn soortenrijkdom, aantallen

organismen en dichtheid van de typische soorten strandkrab en anemoon significant hoger in de gesloten vakken. Dit verschil is na een jaar niet meer aantoonbaar. Voor de kleinere ingegraven bodemdieren, die met de box core zijn bemonsterd, is er een significant verschil in aantal soorten en aantal individuen per soort waargenomen tussen de open en gesloten vakken direct na de voorjaarsvisserij. Eén tot 1,5 jaar na de voorjaarsvisserij was er nog een significant verschil op de soorten rijkdom zichtbaar, en die was groter in de beviste vakken. Voor de najaars-visserij waren geen verschillen aantoonbaar.

Wat de vissen betreft zijn er zowel positief als negatief met mosselen geassocieerde soorten aangetroffen. Van de voor H1110A benoemde typische vissoorten blijken de volgende soorten positief geassocieerd met de aanwezigheid van mosselen: botervis, puitaal, kleine en grote zeenaald, slakdolf, zeedonderpad. Voor de overige soorten zijn dat de grondel en de 5-dradige meun. Negatief aan mosselen geassocieerd blijken de schol, kleine zandspijering, bot en tong. Waar bevissing leidt tot afname van mosseldichtheden zien we een navenante respons van geassocieerde vissen, echter alleen de afname van positief geassocieerde vissoorten was direct na de visserij significant.

In korrelgrootte en slibfractie van het sediment blijkt er een grote variatie tussen de locaties en de ontwikkeling in de tijd op te treden. Er is alleen direct na visserij significant minder slib ($< 63 \mu\text{m}$) gevonden in de open vakken. Dit geldt met name in wat zandiger gebieden; visserij effecten op sediment waren niet aantoonbaar op slibrijke locaties.

De habitat structuur is in kaart gebracht met behulp van side scan sonar opnamen en een bewerkingsprogramma voor ruimtelijke patronen. Er is een positief verband van de gebruikte parameter (Moran's I) met de mosselbiomassa. Uit een statistische toetsing blijkt dat er een significante afname in structuur is direct na de visserij in het voorjaar.

Conclusies

Mosselzaadvisserij heeft korte termijn effecten op de natuurwaarden van wilde banken. Het verschil tussen beviste en onbeviste plekken blijft niet lang zichtbaar. Op langere termijn blijkt dat op enkele locaties de ontwikkeling van meerjarige sublitorale mosselbanken wel mogelijk is, waarbij er in de onbeviste vakken een hogere biomassa is aangetroffen dan in de beviste vakken. Verder blijkt dat niet alleen mosselbanken maar ook mosselkweekpercelen rijk zijn aan bodemdieren en vissen: het zijn "hot spots" voor biodiversiteit in de westelijke Waddenzee.

Het blijkt dat er minstens even veel soorten worden aangetroffen op mosselkweekpercelen als op wilde banken. Daaruit kan worden afgeleid dat het verplaatsen van mosselen van de mosselbanken naar de kweekpercelen de biodiversiteit niet nadelig beïnvloedt. Of er later een hogere biodiversiteit ontstaat als de banken langer met rust worden gelaten is nog onbekend. Wel is het zo dat de meeste kweekpercelen dicht bij de Noordzee liggen dan de wilde banken. In deze gebieden is het zoutgehalte hoger. Dit is gunstig voor de biodiversiteit, en werkt dus mee aan de soortenrijkdom van de percelen. Ook wilde banken zouden in deze zones waarschijnlijk een hogere biodiversiteit hebben.

Het wegvissen van mosselzaad van banken in het najaar leidt tot minder mosselen op de beviste banken. Gebleken is dat de mosselvoorraad daarna niet alleen in de open maar ook in de gesloten vakken sterk afneemt. Visserij in het voorjaar, dus in de relatief stabiele gebieden, leidt tot een significant lager mosselbestand in de open vakken ten opzichte van de situatie dat niet wordt gevestigd. Dit effect blijft ook langer zichtbaar. Juist omdat het ontstaan van meerjarige wilde banken een relatief zeldzame gebeurtenis is, kon het PRODUS onderzoek waarin 40 kleine gebiedjes gevrijwaard waren van mosselzaadvisserij, geen sluitend antwoord geven op de vraag waar en hoe vaak dit kan gebeuren. De resultaten laten zien dat meerjarige banken zich hebben kunnen ontwikkelen op 3 van de 37 locaties.

De gevolgen van mosselzaadvisserij voor de natuurwaarden hangen direct samen met de effecten op de mosselen zelf en verschillen tussen de na- en voorjaars-visserij. Na de najaars-visserij op onstabiele zaadbanken zijn er voor vrijwel alle variabelen geen verschillen tussen open en gesloten vakken aantoonbaar. Direct na de voorjaars-visserij op relatief stabiele banken (die in iedere geval de eerste winter hebben overleefd) treden wel meetbare effecten op: er zijn minder bodemdieren en vissen op de beviste vakken. Nadien vervagen de verschillen tussen open en gesloten vakken omdat ook in de gesloten vakken uiteindelijk weinig mosselen overblijven. Mosselzaadvisserij in het voorjaar heeft dus zeker korte termijn effecten op het bodemleven en de mosselvoorraad.

Over de lange termijn effecten zijn geen definitieve uitspraken te doen aangezien het onderzoek was gebonden aan een termijn van maximaal 6 jaar. Over de rol van andere factoren is wel veel informatie verzameld maar dit is niet toereikend voor een integrale analyse. Daarom is het van belang de ontwikkelingen in de gesloten transitiegebieden te monitoren, teneinde de factoren die van invloed op de natuurlijke dynamiek van mosselbanken beter in kaart te brengen.

Vanuit het Natura 2000 beleid geldt als verbeterdoelstelling: "Kwaliteitsverbetering is vooral mogelijk door een deel van de mosselbanken betere ontwikkelingskansen te bieden (diverse stadia van ontwikkeling aanwezig)". Het onderzoek laat zien dat het sluiten van gebieden voor de mosselzaadvisserij niet altijd betekent dat daarmee de mosselbanken vanzelf tot ontwikkeling komen. Wel zien we een betere overleving van mosselen op onbeviste plots na de voorjaarsvisserij in de meer stabiele gebieden. Dit is een aanwijzing dat de kans op ontwikkeling van meerjarige sublitorale banken groter is zonder visserij. Ook andere factoren, zoals predatie door zeesterren en stabiliteit van de locatie, hebben hier invloed op. Met de kennis die het onderzoek heeft opgeleverd kunnen maatregelen ten behoeve van natuurbeheer én duurzame mosselcultuur, verder worden ontwikkeld.

Summary

Background

The mussel farming industry in the Netherlands is based on bottom culture. These bottom cultures exist primarily in the mussel plots of the western Wadden Sea and the Oosterschelde estuary, in areas constantly under water during both high and low tides (sublittoral). The culture of mussels begins with young mussels (mussel spat), which are traditionally fished up and collected from natural mussel spat beds in the Wadden Sea. Not only does this fishing of mussel spat require a permit based on national fisheries laws in the Netherlands, but as the Wadden Sea is a protected natural area a permit is also required for fishing in the area under the Nature Protection laws.

The granting of the permit under the Nature Protection laws requires proof that the fisheries have no adverse effects on designated conservation objectives for the habitat type in which fishing takes place. This report describes the effects of mussel fishery on the natural values below low tide. Research was carried out in the period 2006 - 2012 and was commissioned by the Ministry of Economic Affairs and the Producer Organisation of Dutch mussel culture.

Research Approach

At the start of the study in 2006, the conservation objectives had not been established. Therefore, a literature study was carried out to better understand what the natural values of the sublittoral western Wadden Sea are. On this basis, a number of variables were identified in which the PRODUS research would focus on. This included the development and buildup of the mussel stocks, the composition and nature of the benthos, fish populations, soil properties and the spatial structure of the mussel habitat (the environment in which the mussel bed is located). The effects of mussel fishery were determined by 40 research sites on eight hectares set in areas where new mussel spat beds are formed.

Each location was divided into two equal 4ha sections, one section was closed to fishing for mussels, while the adjacent section was open to fishing. These study sites could not all be established at the same time because there needed to be enough new spat in each area, which depends on natural spat fall, and this varies from year to year. In 2006 the sampling started in 10 sites, then the number of sites increased each year from 2010 to eventually include 40 sites. Due to various reasons 3 plots were omitted from the analyses.

The benthos and fish in the sections were sampled using a dredge which would collect material larger than 5 mm over a surface area of 30 m² per pull. Two pulls were taken in each 4ha section. A box core was also used to sample the smaller benthos and sediment. The top 5 cm of sediment was sampled and organisms greater than 1 mm were sieved out. Box cores sampled an area of 0.06 m² per box and 12-20 samples were taken per 4ha section.

Mussels are generally fished twice a year; in the autumn on the newly formed spat beds, particularly in beds that are relatively unstable and therefore have a greater chance of disappearing in winter; and a second time following the spring, in the remaining beds in the more stable areas. In the study, the effects of the autumn and the spring fishery were analyzed separately. The fishing effort was determined based on data on ship movements, registered by an on-board black box. This data showed that most open sections were intensively fished, unless there was a paucity of mussels.

Parallel to the research in open and closed sections, a Wadden Sea wide survey was conducted in 2008 in which the benthic composition in the sublittoral areas of Wadden Sea was determined. In the period 2008 - 2010 there was also a comparison of the benthic composition and environmental characteristics of wild mussel beds and mussel plots. Furthermore, in 2009 and 2010 some of the larger mussel beds were permanently closed to

fishing, and a study was conducted to investigate what the consequences for the mussel beds were. The results of the survey, the comparison of wild beds and plots as well as open and closed sections, and developments in the closed mussel beds are included in this PRODUS report.

Interim evaluation

In response to a statement by the State Council in 2008, declaring that the permit for mussel fishery in 2006 was not validly issued, an interim evaluation of the PRODUS study was conducted in 2008. The State Court was concerned that because the PRODUS investigation had not yet been completed, it could not be demonstrated that there would be no significant effects of mussel fishery on nature in the Wadden Sea. They consequently, urgently posed the question of whether the study could be accelerated while also producing sufficiently useful results. The evaluation concluded that an accelerated completion was not possible as a result of a trailing spat fall. In addition, they suggested that more attention was needed for abiotic factors and the question was raised whether a closed area of 4ha was not too small. Furthermore, the evaluation asked for a more reliable estimate of biodiversity. This resulted in an interim adjustment of the research plan and an extension of the study period by two years.

Developing mussel stock

The study showed, as expected, that immediately after the spring fishing fewer mussels remained on the open sections compared with the closed sections. The differences between open and closed sections reduced over time, but after some years differences were still detectable. After the autumn fishery, no significant differences were found between open and closed sections. In these unstable areas, mussel spat beds disappeared at the same rate in both the open and the closed sections. It also appeared that after some years almost no older mussels remained. Of two larger wild beds that were closed for fishery in 2009 and 2010, one survived and one disappeared.

At three out of 37 locations considerable mussel biomass survived for a number of years, one of them in unstable areas and 2 in relatively stable areas. Total biomass of two closed plots turned out to be higher than open plots

An important research question was to what extent the fishing of mussels affected the subsequent spat fall. In this regard, the analysis distinguishes between a large spat fall which occurs on average every two years, and a limited spat fall with a density of less than 100 spat per m² which occurs every year. It appeared that large spat falls were not positively correlated with densities of mussels already present and are potentially larger in areas without mussels. However, spat falls in low densities occur primarily in amid mussels already present. In addition, no difference is observed between open and closed sections.

The relationship between mussel presence and biodiversity

There was a positive relationship between biodiversity and the presence of mussels. Locations where mussels are present are "hot spots" for biodiversity in the western Wadden Sea. There are significantly more benthic species found in locations with mussels. The Wadden Sea wide survey found that samples in which mussels were found had two times higher species richness and biomass than samples without mussels.

The comparison of wild mussel beds with plots show that more species (102) were found in the plots than in wild beds (84). Total abundance of soft substrate species was higher on the wild beds than on the plots.

The occurrence of characteristic species for the sublittoral habitat type also differed. On the plots the typical species including mussels, crabs and sea stars were more numerous than on the wild banks. The soft-shell clam, *Mya arenaria*, and the Baltic clam, *Macoma balthica*, were more frequently found on wild beds than on plots. The plots were generally located in

areas with a higher salinity than the beds. So there are similarities between wild beds and plots but also important differences. After correction of the salinity differences, by comparing culture plots in the vicinity of wild beds, it shows that species numbers were higher on wild beds. It is concluded that culture plots and wild beds show differences but are both a suitable habitat for a species rich benthic community.

Effects of the mussel spat fishery on natural values

The effects of mussel fishery are analyzed on the basis of a comparison between the 4ha sections that were either open or closed to fishing. To determine whether the surface area was not too small, an investigation of edge effects was conducted. There was no evidence to suggest that the sections were too small.

The dredge samples showed that the larger benthic species richness is higher in places where more mussels are present. Directly after fisheries species richness, abundance and density of characteristic species such as shore crab, and sea anemone were lower on fished plots. Later on the differences disappeared. For smaller benthic samples taken with the box core, there was a significantly higher species richness and total abundance per species observed in the open versus closed sections immediately after the spring fishery. There was a significant effect on species diversity 1-1.5 years after fishing: it was higher in the open plots. For autumn fishery these differences were not observed.

There were both positive and negative associations of fish species with mussel beds found. Species that were positively associated include rock gunnel, black goby, ocean pout, greater and lesser pipefish, Montagu's sea snail, father lashers and five bearded rockling. Species that were negatively associated include plaice, small sand eel, flounder and sole. In locations where fishing led to a decrease in mussel densities there was a corresponding response in associated fish. However, only the decrease of positively associated species immediately after fishing was significant.

With regard to the grain-size fraction of the sediment and sludge it was determined that there was a large variation among the locations and a development over time. The only significant difference between open and closed sections was found for the sludge fraction <63 µm immediately after fishing.

The habitat structure was mapped with a side scan sonar and a spatial auto-correlation program. There was a positive relation between the parameter Morans I with mussel biomass. Directly after spring fishery there was a significant decrease in structure in fished plots. After 1 and 2 years the difference was not detectable anymore.

Conclusions

Mussel seed fishery has short term impacts on natural values of wild beds. The difference between open and closed plots does not sustain. For the longer term it shows that on a few locations older mussel stocks were still there, with higher biomass in closed plots.

It was also shown that mussel beds are "hot spots" for biodiversity in the western Dutch Wadden Sea. Species richness in mussel plots was at least similar to wild beds. This shows that translocation of mussels has no negative impact on biodiversity. In how far biodiversity on wild beds would increase over time in the absence of fishery remains to be seen. It is noticed that culture plots are located in areas close to the North Sea in higher salinity regions. This is positive for biodiversity and stimulates the biodiversity of culture plots.

On the beds, where fishing takes place in the autumn, mussels decline not only from the open sections but also the closed sections. This is related to the decision to fish in the relatively unstable beds in the autumn, where the probability of survival for the mussels is lower. Fishery in the spring, in the relatively stable areas leads to significantly lower mussel numbers in the open sections compared to the closed sections. Although the numbers of mussels in both sections decrease, the difference is only visible for a few years. As

development of older beds seems to be a rare event, no answer could be given on where and when this might happen. We observed longer term survival on 3 out of 37 locations.

Fishery also has an impact on the benthic community. Species number and densities of larger benthic organisms such as crabs and anemones, are lower after fishery in open plots. Also for the infaunal benthic species, such as the worms, lower species numbers and densities were observed after fishery in the open plots. The response of the fish to mussel fishery varies by species. Positively associated fish species declined directly after fishery in open plots. On the short term, impact of fishery on benthos and fish was significant, for the subsequent sampling periods no clear differences between open and closed plots have been detected.

The effects of mussel fishery on the benthic community vary between spring and autumn fishery. After the autumn fishery no differences for most variables, including mussel biomass, between open and closed plots were found. After the spring fishery, impacts were detected, and remained visible for 2 years after fishery. After this period, differences faded out, as mussels also disappeared from closed plots. Fishery impacts were visible, particularly from spring fishery, for the short term. For the long term no conclusions can be drawn as the research period was 6 years. It is therefore recommended to monitor developments of beds that are permanently closed in the actual policy framework.

The Natura 2000 goals are focused on *the presence of mussel beds in various stages of development*. From our study it is concluded that the closure of an area to fishing does not determine whether mussel beds will develop. A better survival was observed on closed plots after spring fishery, that can be considered as an indication for better development of beds without fishery. Also other factors, such as predation by starfish, play a role in the development of mussel beds. The outcomes of the study can be used for further development of nature conservation and sustainable mussel culture objectives.

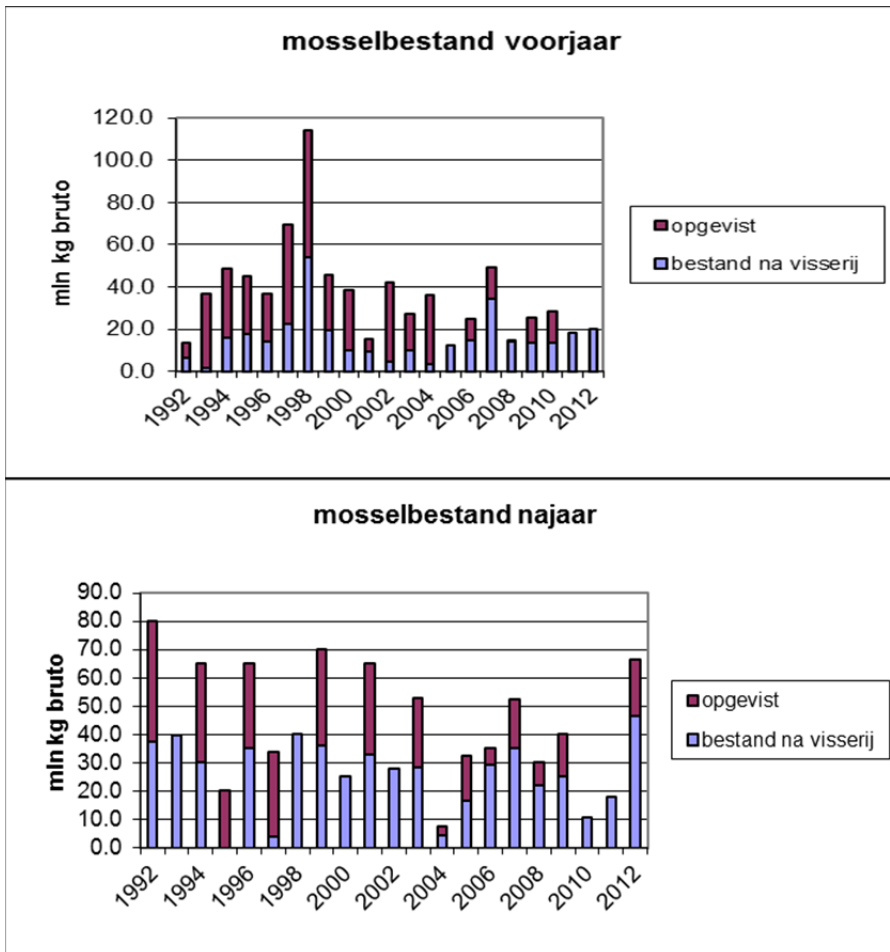
1. Inleiding

1.1 Achtergrond en kader

Dit rapport gaat over de effecten van mosselzaadvisserij in de westelijke Waddenzee op de natuurwaarden beneden laagwater: het sublitoraal. In de periode 2006 – 2012 is hiernaar onderzoek gedaan in opdracht van de overheid en de schelpdiersector. Het onderzoek is opgezet omdat onvoldoende bekend was welke gevolgen de mosselzaadvisserij zou kunnen hebben voor de natuurwaarden. Aangezien de Waddenzee een beschermd natuurgebied is, is er een vergunning nodig om te mogen vissen. Hiervoor moet door middel van een passende beoordeling worden aangetoond dat de visserij geen als significant te beoordelen negatieve effecten heeft op de realisatie van de instandhoudingsdoelstellingen voor de habitattypen en soorten waarvoor het gebied waarin de visserij plaatsvindt, is aangewezen. De profielen voor de habitattypen en soorten omschrijven wat onder die natuurwaarden moet worden verstaan. De vraagstelling van dit onderzoek komt er op neer na te gaan in hoeverre er effecten zijn van mosselzaadvisserij op de geformuleerde instandhoudingsdoelstelling voor habitatype 1110A, permanent overstroomde zandbanken (subtype 'getijdengebied'). Omdat bij de aanvang van het onderzoek door diverse overheidsinstanties nog volop werd gewerkt aan het definiëren van de instandhoudingsdoelstellingen, is het onderzoek breder van opzet, en zijn meerdere variabelen in het onderzoek meegenomen waarmee natuurwaarden kunnen worden beschreven. Dit is gebaseerd op een studie die bij de start van het onderzoek is uitgevoerd en gerapporteerd in "Sublitorale natuurwaarden in de Waddenzee" (Ens et al., 2007). Dit rapport richt zich dus op de effecten van mosselzaadvisserij op natuurwaarden (deelproject 3). Over andere onderdelen van het PRODUS project, die betrekking hebben op de effecten van mosselcultuur op het rendement van de kweek en de ontwikkeling van het totale mosselbestand (deelproject 1a), en op de vraag welke factoren van belang zijn voor de stabiliteit van wilde mosselbanken (deelproject 1b), wordt apart gerapporteerd.

Mosselcultuur en zaadvisserij

De traditionele mosselcultuur, die al meer dan 100 jaar bestaat in Nederland, vindt plaats op percelen op de bodem waar mosselzaad, afkomstig van natuurlijk gevormde wilde banken, wordt opgekweekt. In essentie bestaat de kweek van mosselen uit het verplaatsen van mosselzaad van wilde banken naar kweekpercelen, het onderhoud van de voorraad op de kweekpercelen, en, na 1 tot 3 jaar, het oogsten. De kweek van mosselen kan daarmee worden gekarakteriseerd als extensief aangezien de kweek gebruik maakt van de natuurlijke omgeving voor de voedselvoorziening, voor het uitgangsmateriaal en voor de ligging van de kweekpercelen. Oorspronkelijk bevonden de kweekpercelen zich uitsluitend in Zeeland. Maar ook toen visten de Zeeuwse mosselkwekers naar mosselzaad in de Waddenzee en noordelijke Zuiderzee. Als gevolg van de introductie van de mosselparasiet in Zeeland en de effecten daarvan op de kweek zijn er vanaf 1950 met succes kweekpercelen in de westelijke Waddenzee aangelegd. Dit is in de loop der tijd uitgebreid; het zwaartepunt van de mosselkweek ligt tegenwoordig in de Waddenzee, vanwege het voedselaanbod en de natuurlijke zaadval die daar over het algemeen gunstiger zijn dan in de Oosterschelde. De mosselzaadvisserij is afhankelijk van natuurlijke zaadval en deze kan sterk fluctueren van jaar tot jaar, zoals blijkt uit figuur 1.1.



Figuur 1.1 Omvang van het mosselbestand in voor- en najaar in de sublitorale westelijke Waddenzee inclusief het opgeviste deel. (2012 is een voorlopige schatting)

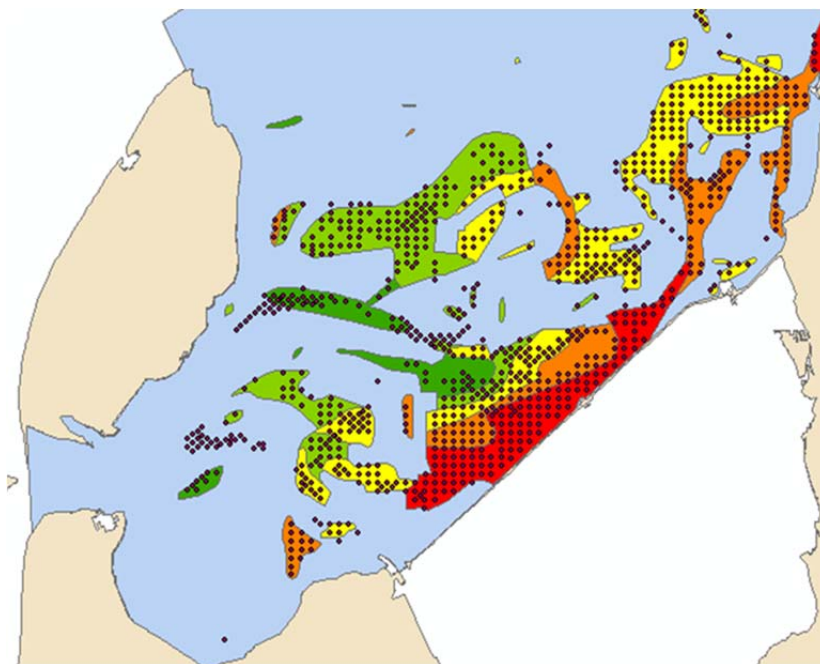
In het begin van de jaren 90 van de vorige eeuw ontstond een conflict tussen mosselcultuur en natuurbescherming in de Waddenzee. Door het uitblijven van zaadval waren de mossel- en kokkelbestanden in de Waddenzee toen laag. Als gevolg van voortgaande visserij, in combinatie met verliezen door stormen, verdween vrijwel het gehele bestand droogvallende mosselbanken in de winters 1989-1991. Dit leidde tot extra vogelsterfte en tot de roep om maatregelen om de visserij te reguleren. In 1993 verscheen de beleidsnota "Vissen naar evenwicht", met een looptijd van 10 jaar. De daarin geformuleerde maatregelen werden gekoppeld aan onderzoek naar de effectiviteit ervan. Dit onderzoek is in twee fasen uitgevoerd: EVA I en EVAII (Ens et al, 2004). De nadruk lag toen op visserij in het intergetijdengebied en dan met name op de mechanische kokkelvisserij. Deze is na 2004 in de Waddenzee is beëindigd. De visserij op mosselzaad in het intergetijdengebied is in de EVAII periode gereguleerd ten behoeve van de voedselvoorziening van vogels, hetgeen er toe leidde dat er in de praktijk alleen nog op mosselzaad werd gevestigd in de gebieden beneden de laagwaterlijn, het sublitoraal. In 2004 is het nieuwe overheidsbeleid vastgelegd in het Beleidsbesluit Schelpdiervisserij 2005-2020 'Ruimte voor een zilte oogst'. Hierin wordt over de mosselcultuur, en dan met name over de mosselzaadvisserij, het volgende opgemerkt

" In alle kustwateren komen gebieden voor die gesloten zijn voor alle vormen van bodemberoerende schelpdiervisserij. Deze gebieden garanderen een ongestoorde natuurlijke ontwikkeling met als doel de intrinsieke natuurwaarden in die gesloten gebieden te beschermen. Bovendien kunnen zij dienen als referentiegebied voor onderzoek naar visserijeffecten. Dit onderzoek beperkt zich vooraleerst tot de Waddenzee. Vanaf 1 januari 2006 dienen enkele

sublitorale gebieden in de Waddenzee te zijn aangewezen als gesloten gebied voor de bodemberoerende visserij en kan de eerste fase (5 tot 10 jaar) van het onderzoek van start gaan. Daarbij worden ook criteria en doelen geformuleerd waarop de effectiviteit van de gesloten sublitorale gebieden dienen te worden getoetst. Indien geen winst voor natuur kan worden aangetoond zal het beleidsinstrument van gesloten gebieden in het diepe worden herzien (....).

De mosselzaadvisserij vindt plaats in het najaar en in het voorjaar met als doel het vergaren van grondstof ten behoeve van het verzaaien en kweken op mosselpercelen. De najaars-visserij in het diepe kan zich alleen nog richten op bevissing van mosselzaad op instabiele bestanden. Dat zijn de mosselzaadvoorraden die - bijvoorbeeld door storm - met grote zekerheid dreigen te verdwijnen gedurende de winter. Op basis van ervaringen uit het verleden zijn de potentiële stormgevoelige gebieden in het sublitoraal vrij nauwkeurig bekend. Tijdens de voorjaarsvisserij kan de mosselvoorraad in de open gebieden van het sublitoraal worden bevist en naar de percelen worden overgebracht. Deze bevissing heeft plaats op basis van een visplan waarin is aangegeven welk deel van het beschikbare bestand zal worden opgevist."

Om uitvoering te kunnen geven aan het Beleidsbesluit is op basis van expert judgement in 2005 de zogeheten stabiliteitskaart opgesteld. Op deze kaart is het gebied waar sublitorale mosselbanken kunnen voorkomen opgedeeld in 5 klassen met een oplopende kans dat mosselen winterstormen en/of predatie door zeesterren overleven: figuur 1.2.



Figuur 1.2 Stabiliteitskaart met relatieve stabiliteit klassen: lichtgroen = klasse 1 = relatief instabiel, donkergroen = klasse 2, geel = klasse 3, oranje = klasse 4 en rood = klasse 5, meest stabiel

Binnen de kaders van het beleidsbesluit zijn er door de overheid vergunningen verleend voor de mosselzaadvisserij. Echter in februari 2008 zijn de bezwaren van natuurbeschermingsorganisaties tegen de vergunning voor najaars-visserij in 2006 door de Raad van State gegrond verklaard en is de vergunning verworpen. Het belangrijkste argument was, dat gezien het feit dat het (PRODUS) onderzoek nog niet gereed was, er geen uitsluit kon worden gegeven over de afwezigheid van negatieve effecten op instandhoudingsdoelen. Dit had tot gevolg dat ook andere zaadvisserijvergunningen op bezwaren zouden kunnen stuiten en er dus een gerede kans was dat zaadvisserij niet meer mogelijk zou zijn totdat het onderzoek was afgerond. Dit heeft na een aantal publieksacties vanuit de mosselsector geleid tot nader overleg tussen

natuurbeschermingsorganisaties, mosselsector en overheid met als resultaat een convenant dat inhoudt dat 1) de mosselsector stapsgewijs overgaat van mosselzaadvisserij naar inwinning van uitgangsmateriaal via andere methoden (o.a. mosselzaad invang installaties MZI's) 2) het tempo waarin de bodemvisserij wordt afgebouwd afhankelijk is van de opschaling van alternatieve zaadwinning, 3) er wordt ingezet op herstelplannen voor mosselbanken inhoudende dat als eerste de banken worden gesloten met de beste potenties tot ontwikkeling van meerjarige banken en 4) er geen rechtszaken meer worden aangespannen. De looptijd van het transitieproces die is overeengekomen in het convenant, is van 2008 – 2020 met een tussentijdse evaluatie in 2014 (inmiddels gepland in 2013).

In reactie op de uitspraak van de Raad van State is door de overheid begin 2008 een evaluatiecommissie ingesteld die de opdracht kreeg na te gaan in hoeverre het PRODUS onderzoek antwoord zal geven op de gestelde beleidsvragen en in hoeverre het versneld zou kunnen worden afgerond; verder was de opdracht te komen met concrete aanbevelingen voor eventuele aanpassingen van de gekozen onderzoeksopzet. De commissie rapporteert in juni 2008 (Herman et al, 2008). In het rapport wordt ingegaan op het kader van het onderzoek en er wordt gesteld dat de onderzoeksopdracht te beperkt is geformuleerd. Er is volgens de commissie behoefte aan een bredere aanpak gericht op verduurzaming van de mosselcultuur en op onderbouwing van het natuurbeheer in de Waddenzee. Wat betreft het PRODUS onderzoek komt de commissie tot de conclusie dat het onderzoek niet versneld kan worden afgerond, mede omdat door de achterblijvende zaadval nog maar een deel van de onderzoekslocaties kon worden aangelegd, en dat de beleidsvragen adequaat in onderzoeksvragen zijn vertaald. Verder heeft de commissie een aantal aanbevelingen gedaan voor aanpassing van de onderzoeksopzet. Het advies van de commissie heeft geleid tot uitbreiding en verlenging van het onderzoek met 2 jaar

Natuurbescherming en mosselzaadvisserij

De Waddenzee is een beschermd natuurgebied (van Leeuwe & Haartsen, 2012). Dit is wettelijk geregeld in de Natuurbeschermingswet en deze volgt de Europese Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn. In 2004 is de Waddenzee als Habitatrichtlijngebied formeel goedgekeurd door de Europese Commissie. De Waddenzee was al eerder aangewezen als Vogelrichtlijngebied. Vogelrichtlijn- en Habitatrichtlijngebieden worden tezamen het Natura 2000 netwerk genoemd, dit is een Europees netwerk van natuurgebieden met waardevolle natuur die speciale bescherming genieten. Bij de aanwijzing van de Waddenzee als Natura 2000-gebied in 2009, is vastgelegd welke habitattypen en soorten in de Waddenzee beschermd moeten worden en welke doelen daarvoor gelden. De sublitorale Waddenzee, waar mosselpercelen liggen en waar mosselzaadvisserij plaatsvindt, valt onder habitatype 1110A: permanent overstroomde zandbanken (subtype 'getijdengebied'). In het Natura 2000 doelendocument zijn de zogeheten instandhoudingsdoelstellingen op hoofdlijnen gedefinieerd (LNV 2006b; LNV 2006a). Wat betreft habitatype 1110A wordt geconcludeerd dat de kwaliteit van dit habitatype in de Waddenzee verbeterd moet worden en die verbeteropgave richt zich vooral op de ontwikkeling van biogene structuren met mosselen. Deze verbeteropgave is vervolgens juridisch vastgelegd in het Aanwijzingsbesluit Waddenzee (2009: DRZO/2008-001). Hierbij is ook verwezen naar het Natura 2000 profielendocument (LNV, 2008) waarin voor dit habitat type ondermeer de ecologische beschrijving, een lijst met typische soorten en een beoordeling van de landelijke staat van instandhouding van habitatype 1110A zijn opgenomen. In het aanwijzingsbesluit is de verbeteropgave als volgt geformuleerd:

Het habitatype permanent overstroomde zandbanken, getijdengebied (subtype A), dat momenteel landelijk een matig ongunstige staat van instandhouding kent, is nagenoeg beperkt tot de Waddenzee. Het habitatype betreft hier de ondiepe delen tussen platen (waarvan de platen zelf onderdeel uitmaken van habitatype H1140 slik- en zandplaten) en diepe geulen met hoge stroomsnelheden. Kwaliteitsverbetering is vooral mogelijk door een deel van de mosselbanken betere ontwikkelingskansen te bieden (diverse stadia van

ontwikkeling aanwezig) en door het herstel van de omvang en samenstelling van de visstand. Kenmerkend voor het systeem is de functionele samenhang van verschillende deelsystemen zoals eb- en vloedgeulen en droogvallende platen (H1140). Herstel van zoet-zout gradiënten is tevens van belang voor verbetering van de kwaliteit van dit habitatype.

In het rapport "Natura 2000-doelen in de Waddenzee: van instandhoudingsdoelen naar opgaven voor natuurbescherming" wordt een nadere uitwerking gepresenteerd van de doelstellingen en de maatregelen om deze te bereiken. Dit is met name gericht op de ontwikkeling van sublitorale mosselbanken, te bereiken door reductie van de mosselzaadvisserij (de Vlas et al, 2011).

Het PRODUS onderzoek is breder opgezet dan wat uit de recente formulering van het instandhoudingsdoel en de uitwerking daarvan kan worden afgeleid. Er is niet alleen nagegaan wat de effecten van mosselzaadvisserij zijn voor het ontwikkelen van meerjarige mosselbanken. Er is ook aandacht besteed aan de typische soorten, aan het geheel aan bodemdieren die tezamen aan de biodiversiteit bijdragen, aan de habitatstructuur en de sedimentsamenstelling. Er is een studie gedaan van de ontwikkelingen in de tijd in voor visserij gesloten vakken, in vergelijking met naastgelegen voor visserij opengestelde vakken. Verder is als referentiekader een Waddenzee brede survey uitgevoerd en is er een vergelijking gemaakt van de biodiversiteit van wilde mosselbanken en mosselkweekpercelen. Daarmee wordt dus niet alleen ingegaan op effecten van visserij maar ook op autonome ontwikkelingen in gesloten vakken en wordt er materiaal aangereikt voor nadere definiëring van de natuurwaarden.

In het kader van het inmiddels ontwikkelde transitieproces zoals overeengekomen in het convenant tussen mosselsector, natuurbeschermingsorganisaties en overheid, is in het voorjaar van 2009 en 2010 20% van het oppervlak van de toen aanwezige hoeveelheid zaad- en halfwasbanken gesloten voor visserij (143 ha in De Vlieter en 70 ha bij Breezanddijk). Vervolgstappen worden genomen in een tijdsbestek dat tot uiterlijk 31-12-2020 loopt. De verwachting vanuit het overheidsbeleid is dat, wanneer de beëindiging van de bodem beroerende mosselzaadvisserij voltooid is, het doel voor het habitatype zal zijn behaald, mits er uiteraard zaadval plaatsvindt en ook blijkt dat de mosselbanken in het sublitoraal daadwerkelijk overleven (de Vlas et al, 2011).

Karakteristieken van sublitorale mosselbanken en effecten van visserij

Bij de start van het PRODUS project is er een literatuur studie uitgevoerd naar de vraag wat sublitorale natuurwaarden zijn van de Waddenzee, met name van mosselbanken, en wat mogelijke effecten zijn van mosselzaad visserij. Uit Ens et al, 2007 blijkt dat er over het ontstaan en de ontwikkeling van oudere stabiele sublitorale mosselbanken weinig bekend is (zie Essink et al. 2005). Voor de vestiging van benthische soorten zoals mosselen spelen, naast abiotische factoren als sediment type, temperatuur en waterbewegingen, ook biotische factoren een grote rol (Dankers et al. 1981). Een mogelijke factor die van belang kan zijn voor vestiging van jonge mosseltjes is het reeds voorkomen van individuen van dezelfde soort. Er is weinig bekend over de interactie tussen soorten met betrekking tot vestiging.

Wel is duidelijk dat mosselbanken relatief rijk zijn aan soorten (Dittmann 1990, Buschbaum & Saier 2003, Norling & Kautsky 2008, Buhs & Reise 1997, Commito et al. 2008). Door Buschbaum et al (2009) worden mosselbanken in de Waddenzee gekarakteriseerd als hotspots voor biodiversiteit.

Een vergelijking tussen litorale mosselbanken en lager gelegen sublitorale delen bij Konigshaven toonde aan dat sublitorale mosselpopulaties een hogere soortendiversiteit, soortendichtheid en totaal aantal soorten bevatten (Saier 2001). Veel sublitorale soorten als hydroidpoliepen, zeeanemonen, mosdiertjes, zeenaaktslakken en zeepokken zijn speciaal gerelateerd aan sublitorale mosselbanken. Er zijn substantiële verschillen in soorten die gerelateerd zijn aan litorale en sublitorale mosselpopulaties. Roodwieren, hydrozoën, bryozoën en Wulken komen vooral voor op sublitorale mosselpopulaties, terwijl groenwieren, bruinwieren en Alikruiken meer

voorkomen op litorale mosselbanken (Saier 2001). Sublitorale mosselen zijn groter en over het algemeen minder overgroeid met pokken. Dit komt waarschijnlijk door predatie van jonge zeesterren en strandkrabben (Buschbaum 2002). Grote zeesterren zijn in het sublitoraal belangrijke predatoren van mosselen, en kunnen in de mosselpercelen voor aanzienlijk economische schade zorgen.

Westphalen (2006) heeft de biodiversiteit van wilde sublitorale banken vergeleken met de biodiversiteit aan bodemdieren op sublitorale mosselpercelen. De biodiversiteit was duidelijk hoger op de wilde banken. Verder was de biodiversiteit hoger op het perceel dat op een stenig substraat lag in vergelijking tot het perceel op zacht substraat. De geconstateerde verschillen in biodiversiteit tussen percelen maken duidelijk dat de ondergrond van het perceel ook een effect heeft op de biodiversiteit. Westphalen (2006) deed ook een experiment naar zaadval op mossels, waarbij locatie-effecten konden worden uitgesloten. Ze vergeleek mosselen van wilde banken met een veel rijkere epifauna met mosselen van percelen met een armere epifauna door beide de typen mosselen op verschillende plekken naast elkaar in het water gehangen. Er vond significant meer mosselzaadval plaats op de oude rijkelijk begroeide mosselen van wilde banken, dan op de veel kalere mosselen van de percelen.

Effecten van mosselvisserij zijn onderzocht in het in het Deense Limfjorden op het mosselbestand (Dolmer & Frandzen, 2002) en op de biodiversiteit van de niet-ingegraven bodemdieren (epifauna) (Dolmer et al., 2001 en Dolmer, 2002). Dit betreft de effecten van het vissen op consumptiemosselen voor de markt, en niet de mosselzaadvisserij. Uit het onderzoek blijkt onder meer dat met het opvissen van de mosselen ook hard substraat wordt verwijderd waardoor er veranderingen in het habitat optreden die ongunstig zijn voor de epifauna. Anderzijds vond men geen effecten van open versus gesloten gebieden voor vissen en bodemdieren (Hoffmann & Dolmer, 2000).

De beschikbare literatuur biedt weinig aanknopingspunten voor het duiden van de effecten van visserij op sublitorale mosselzaadbanken en het verplaatsen van de mosselen naar kweekpercelen. Dit betekent dat het verzamelen van veldgegevens en een methodische studie van mogelijke effecten, noodzakelijk is om tot onderbouwde antwoorden op de gestelde vragen te komen.

1.2 Doel van het onderzoek

De opdracht van het Ministerie en de PO Mosselcultuur aan het consortium is gebaseerd op vragen die voortvloeien uit het schelpdierbeleid zoals dat in 2004 is geformuleerd in "Ruimte voor een zilte oogst" (LNV, 2004). Deze vragen betreffen:

- Kunnen zich meerjarige sublitorale mosselbanken en samenhangende natuurwaarden ontwikkelen bij afwezigheid van mosselzaadvisserij?
- Wat zijn de effecten van mosselvisserij op de mosselzaadval in latere jaren?
- Wat zijn de karakteristieken van de huidige sublitorale natuurwaarden?
- Wat zijn de verschillen in natuurwaarden van mosselpercelen en wilde mosselbanken?

Op basis van deze kennisvragen zijn in de opdracht aan het consortium de volgende onderzoeksvragen geformuleerd (Tabel 1.1) :

- 1 – Zijn er verschillen in mosselbiomassa tussen voor visserij opengestelde en gesloten onderzoekvakken en hoe ontwikkelen deze eventuele verschillen zich over de jaren?
- 2 – Zijn er verschillen in mosselzaadval tussen beviste en onbeviste onderzoekvakken en hoe ontwikkelen deze verschillen zich over de jaren?
- 3 – Is er een relatie tussen mosselbiomassa en biodiversiteit (sublitorale natuurwaarden) en hoe verhoudt deze relatie zich tot de beviste en onbeviste vakken?
- 4 – Wat zijn de biodiversiteitskarakteristieken van de huidige sublitorale natuurwaarden op mosselpercelen, onbeviste sublitorale mosselbanken, beviste sublitorale mosselbanken en gebieden zonder mosselen?

Naar aanleiding van een externe audit in 2008 van het project (Herman et al, 2008) zijn daar nog drie vragen aan toegevoegd:

- A. Is het aantal vakken toereikend is voor het bepalen van de effecten van de mosselzaadvisserij op bodemdieren?
- B. Zijn de vakken van 4 ha groot genoeg in relatie tot het optreden van mogelijke randeffecten?
- C. Wat zijn de effecten van mosselzaadvisserij op de abiotische aspecten van het habitat?

Deze vragen zijn vertaald in een onderzoek aanpak die bestaat uit een paarsgewijze vergelijking van een veertigtal control (gesloten voor visserij) en impact (open voor visserij) vakken die voor en na de visserij zijn bemonsterd: dit wordt de BACI approach genoemd : before – after – control – impact. Bij deze benadering wordt expliciet rekening gehouden met de natuurlijke dynamiek van de mosselzaadbanken ter onderscheiding van het effect van visserij. De onderzoeksvakken zijn na de visserij met tussenpozen bemonsterd zodat er een tijdreeks beschikbaar is die inzicht geeft in de ontwikkeling in de biodiversiteit en nieuwe mosselzaadval met en zonder visserij. Verder is er op basis van een serie monsternames een vergelijking gemaakt van de biodiversiteit op wilde mosselbanken en op mosselkweekpercelen. Tevens is er een survey uitgevoerd van de biodiversiteit een groot aantal monsterpunten in de sublitorale Waddenzee, waarin naast mosselvoorkomens ook andere habitats zijn inbegrepen, zoals zandige gebieden. Dit is een herhaling van een vergelijkbare survey in 1981 – 1982 waardoor er over een lange termijn referentie wordt beschikt. Op basis van de aanbevelingen van de PRODUS evaluatie commissie is de termijn van het onderzoek met twee jaar verlengd. Verder is er door de opdrachtgevers ruimte geboden om het aantal monsterpunten voor het biodiversiteitsonderzoek uit te breiden en om meer aandacht te besteden aan abiotische factoren zoals o.a. de sedimentsamenstelling op de onderzoeksvakken. Tevens is ingegaan op de soorten die als kenmerkend zijn aangeduid voor habitat type 1110A, nl zeeanjer, slibanemoon, zandzager, groene zeeduizendpoot, gladde zeepok, strandkrab, gewone zwemkrab, haring, slakdolf, zeedonderpad, spiering, botervis, bot, schol, dikkopje, grote zeenaald, kleine zeenaald, puitaal, gewone zeester, nonnetje, strandgaper en mossel. In appendix B is een serie fact sheets opgenomen van de aangetroffen dominante soorten.

Tabel 1.1 Overzicht van kennisvragen, onderzoeksvragen en onderzoeksplan

kennisvragen		onderzoeksvragen	onderzoeksmethode	deelrapport
1	Kunnen zich meerjarige sublitorale mosselbanken en samenhangende natuurwaarden ontwikkelen bij afwezigheid van mosselzandvisserij?	Zijn er verschillen in mosselbiomassa tussen voor visserij opengestelde en gesloten onderzoekvakken en hoe ontwikkelen deze eventuele verschillen zich over de jaren? Is er een relatie tussen mosselbiomassa en biodiversiteit (sublitorale natuurwaarden) en hoe verhoudt deze relatie zich tot de beviste en onbeviste vakken?	Vergelijking van de ontwikkeling in mosselbiomassa tussen opengestelde en gesloten vakken (BACI benadering) gedurende de onderzoeksperiode Vergelijking van aantal soorten en aantallen per soort van bodemdieren en vissen in opengestelde en gesloten vakken	PR 6, PR 7, PR 8
2	Wat zijn de effecten van mosselvisserij op de mosselzandval in latere jaren?	Zijn er verschillen in mosselzandval tussen beviste en onbeviste onderzoekvakken en hoe ontwikkelen deze verschillen zich over de jaren?	Vergelijking omvang mosselzandval in opgestelde en gesloten vakken	PR 6
3	Wat zijn de karakteristieken van de huidige sublitorale natuurwaarden?	Wat zijn de biodiversiteitskarakteristieken van de huidige sublitorale natuurwaarden op mosselpercelen, onbeviste sublitorale mosselbanken, beviste sublitorale mosselbanken en gebieden zonder mosselen?	Vergelijking aantallen bodemdiersoorten en aantallen per soort in verschillende sublitorale habitats (zandbanken, mosselbanken, kweekpercelen) in 2008 met een vergelijkbare survey in 1981/1982.	Dekker & Drent, 2013
4	Wat zijn de verschillen in natuurwaarden van mosselpercelen en wilde mosselbanken?		Gerichte survey op wilde mosselbanken en mosselkweekpercelen in 2008, 2009 en 2010	PR 2, PR 3
aanvullende vragen				
A	Is het aantal vakken toereikend is voor het bepalen van de effecten van de mosselzandvisserij op bodemdieren?	Wat is de power van de aanpak in relatie tot aantal onderzoekvakken	Uitvoeren power analyse	PR 7
B	Zijn de vakken van 4 ha groot genoeg in relatie tot het optreden van mogelijke randeffecten?	In hoeverre zijn er gradienten in mosseldichtheden van de opengestelde naar de gesloten vakken	Uitvoeren randeffecten studie	PR 6
C	Wat zijn de effecten van mosselzandvisserij op de abiotische aspecten van het habitat?	Zijn er verschillen in sedimentkarakteristieken en habitatstructuur tussen beviste en onbeviste vakken ?	Uitvoeren sediment bemonsteringen en side scan sonar analyses	PR 4, PR 5

1.3 Dankwoord

Aan dit omvangrijke project is door veel collega's een bijdrage geleverd. In de eerste fase was er een actieve betrokkenheid van Dr B. Ens, Prof dr J. van der Meer en Dr F. Fey. Het oorspronkelijke projectplan is van waardevol commentaar voorzien door Prof dr W.J. Wolff en Dr G Nehls. Aan de diverse deelprojecten is bijgedragen door Dr R van Bemmelen, Dr B. Brinkman, Drs A. van de Brink, Dr N. Dankers, Drs R. Dekker, Dr E Meesters, Dr P. de Vries, Drs A. Sneekers, Drs A. Rippen en Drs N Davaasuren. Bemonsteringen zijn uitgevoerd met medewerking van de bemanningen van de YE 42, TX63, en de Wadden unit van het Ministerie van LNV. De analyses van de bodemdier monsters zijn uitgevoerd door de medewerkers van de benthos labs van NIOZ en Imares ; sedimentanalyse is uitgevoerd door het NIOZ lab. De opbouw van de database is verzorgd door E. Dijkman, Drs J. Cremer, J.T. van der Wal, J. Kesteloo en Dr M. van Asch. GIS assistentie is verleend door C. van Zweden. Het werk met de side scan sonar is gerealiseerd door Dr K. Kersting. Een tussentijdse evaluatie van het project is in opdracht van de overheid uitgevoerd in 2008 door Prof Dr T. Piersma, Prof Dr P. Herman en Prof Dr W.J. Wolff o.l.v. Dr A. Dijkhuizen. Deze evaluatie heeft waardevol commentaar opgeleverd en geleid tot aanpassingen van het project, onder meer wat betreft de looptijd. De samenvattende eindrapportage en de onderliggende deelrapporten zijn beoordeeld door een externe auditcommissie bestaande uit Prof Dr P. Herman (voorzitter), Dr T van der Heide en Prof Dr J. van der Meer. Het auditrapport en de reactie van de auteurs is in bijlage A opgenomen. De communicatie van de resultaten van het project is begeleid door buro Ed de Heer. Over de voortgang van het onderzoek is meerdere malen overlegd met de begeleidingscommissie vanuit het Ministerie van EZ bestaande uit Drs C. van Dam, Ir V. van der Meij, S Braaksma, Ir A. Streefland en Drs N.H.G. Meiers olv W Schermer Voest. Verder is er begeleiding geweest vanuit het bestuur van de PO Mosselcultuur door Mr H. van Geesbergen. De auteurs bedanken bovengenoemde personen voor hun bijdragen.

Onderhavige rapportage is recent intern geaudit en dit heeft geleid tot enkele verbeteringen, die in deze versie zijn opgenomen. Dit heeft met name betrekking op de uitleg van de power analyse, de discussie over grootte van de vakken, die nu wat uitgebreider is, en de formuleringen in de samenvatting.

2 Aanpak en Methoden

2.1 Vergelijking biodiversiteit wilde mosselbanken, mosselkweekpercelen en overige habitat

Er is een zogeheten Waddenzee brede survey uitgevoerd in 2008 met als doel een algemeen beeld te krijgen van de bodemdiersamenstelling in de sublitorale Waddenzee en de rol van de mossel daarin. De bodemfauna van de sublitorale westelijke Nederlandse Waddenzee is in het najaar 2008 bemonsterd. Op in totaal 397 stations verdeeld over twee kombergings gebieden is een box core van 0.06 m² genomen. Deze stations zijn ook gedurende 1981 en 1982 bemonsterd (Dekker 1989; Probus rapport Dekker & Drent, 2013). In 2008 lag ruim 10% van de stations binnen een mosselperceel. Monsters zijn uitgespoeld over een zeef met gaten met een diameter van 1 mm. Individuen zijn tot op soort niveau gedetermineerd en geteld. Biomassa is bepaald als asvrij drooggewicht, door het verschil te nemen tussen drooggewicht (na drie dagen drogen bij 60°C) en asgewicht (na vier uur bij 560°C). Bij schelpdieren is dit gedaan exclusief de schelp.

Tabel 2.1.1 Aantal stations bemonsterd met de box core onderverdeeld per gebied en positie ten opzichte van de mosselpercelen.

komberging	Mossel perceel		Totaal
	buiten	binnen	
Marsdiep	224	31	255
Vlie	120	22	142
totaal	344	53	397

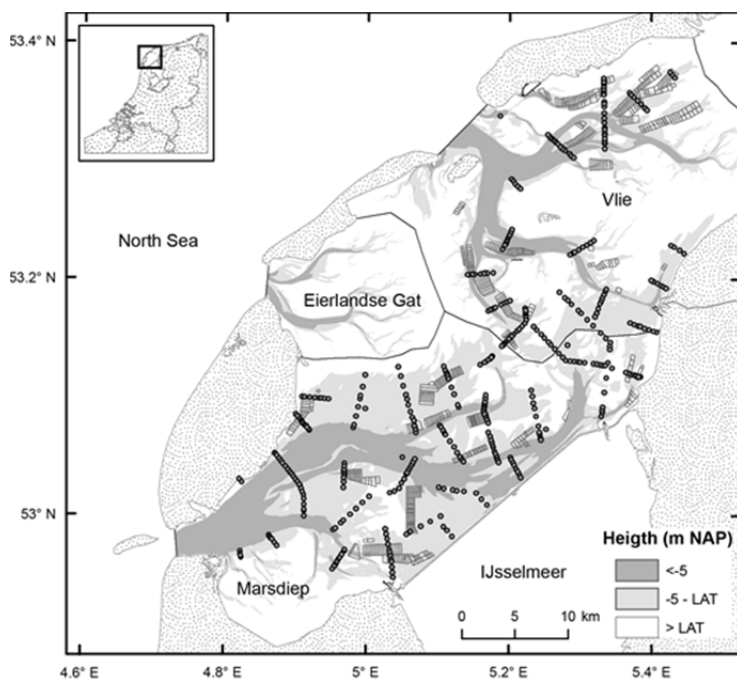


Fig. 2.1.1 Kaart van de westelijke Nederlandse Waddenzee met daarop de sublitorale box core stations aangegeven als gevulde cirkels. Daarnaast zijn de omtrekken van de mosselpercelen ingetekend. De diepte is aangegeven ten opzichte van NAP en LAT (laagste astronomische tijd).

Verder is in de periode 2008 – 2010 een bemonsteringsprogramma uitgevoerd met de box core waarbij in aanvulling op de Waddenzee brede survey, een vergelijking is gemaakt van bodemdier voorkomen op wilde mosselbanken (open voor visserij) en mosselkweekpercelen. Indien er ten minste 1 mossel per box core werd aangetroffen is dat monster beschouwd als monstername binnen een bank (Fig 2.1.2) (Produs rapport PR 2. Drent en Dekker, 2013).

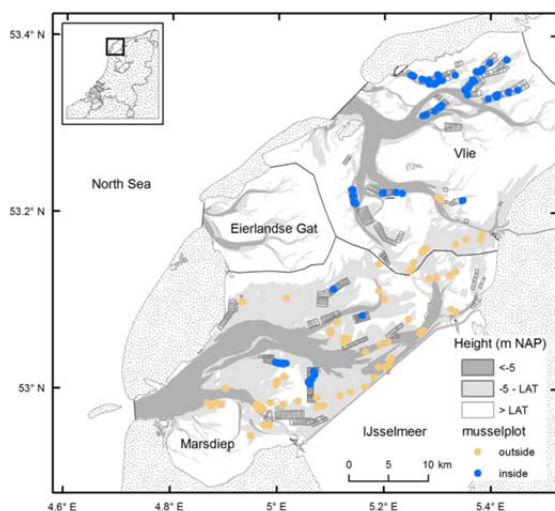
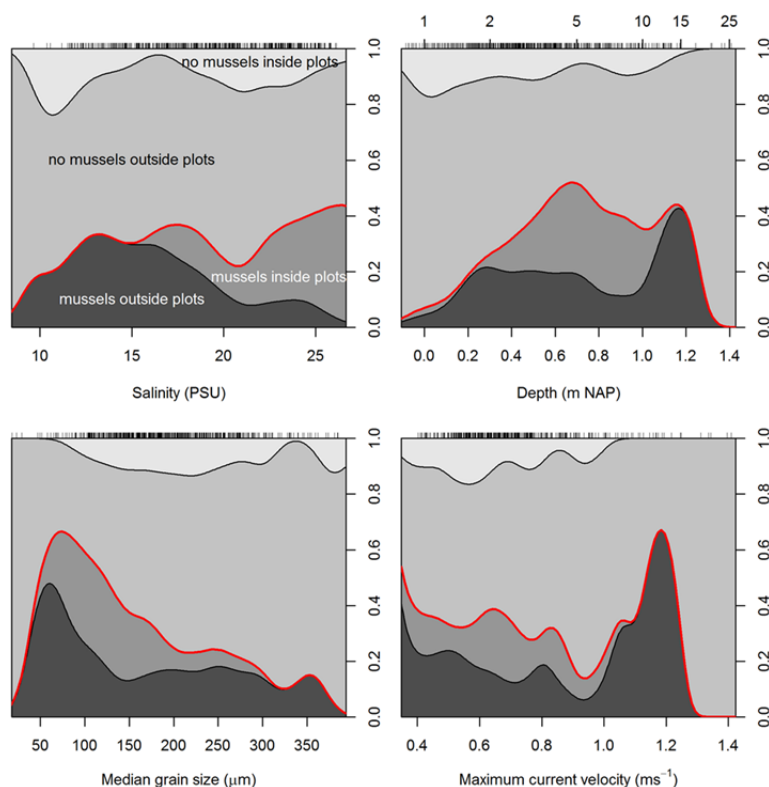


Fig. 2.1.2 Ligging van de monsterstations voor de vergelijking wilde banken - kweekpercelen.



Figuur 2.1.3 Overzicht van de ligging van mosselvoorkomen (wild en perceel) in relatie tot abiotische factoren: zoutgehalte, diepte, korrelgrootte en max stroomsnelhei, gebaseerd op data van de survey in 2008 en van de vergelijking tussen mossels binnen en buiten percelen.

In figuur 2.1.3 wordt weergegeven dat wilde bestanden en mosselkweekpercelen in ligging verschillen wat betreft abiotische factoren: de kweekpercelen liggen in gebieden met een hoger zoutgehalte.

2.2 Selectie open en gesloten vakken

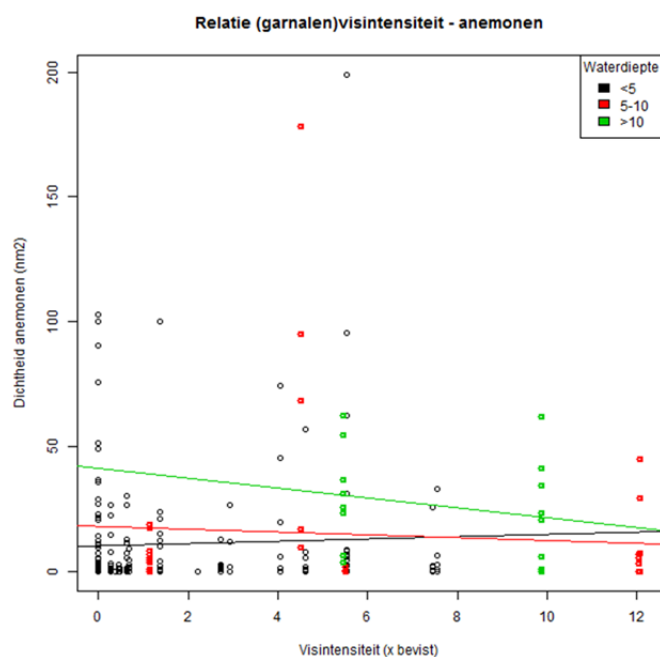
De experimentele opzet zoals geformuleerd in het PRODUS onderzoeksplan (Ens et al, 2007) volgt een zogeheten split-plot opzet. Het eerste niveau is de behandeling 'geografisch gebied'. De gebieden verschillen in termen van mosseldichtheid en zijn gekozen op basis van mosselzaadsurveys die voorafgaande aan de visserij zijn uitgevoerd in najaar en voorjaar. Een mosselzaadbank wordt gedefinieerd door een minimum biomassa van 150 g vers gewicht per m², dit is de drempelwaarde voor de visserij. De startdichtheden in zaadbanken (en dus de PRODUS-vakken) ligt echter in het algemeen aanzienlijk hoger, zoals figuur 3.2.3 later laat zien. Daarbij zijn de banken onderscheiden die in het najaar en voorjaar voor het eerst zijn bevestigd. De banken die in het najaar zijn bevestigd kenmerken zich door een hoog risico dat mosselen in de winter verdwijnen. De selectie daarvan vindt plaats binnen het visplan voor de betreffende visserij, waarbij banken worden geselecteerd op basis van de zogenaamde stabiliteitskaart (ALTERRA, 2005, figuur 1.2) en de actuele toestand van de banken met betrekking tot zeesterren en de aanwezigheid van destabiliserend door het mosselzaad afgezet slib. Het tweede niveau is de factor 'mosselzaadvisserij'. Deze factor kent twee behandelingen: 'bevestigd' en 'onbevestigd'. Elke locatie wordt verdeeld in twee vakken, waarvan één (aselect gekozen) bevestigd zal worden en de ander niet.

De ligging van de onderzoekslocaties is bepaald op praktische overwegingen (voldoende ruimte, homogeniteit van de locatie ten aanzien van diepte/ stroming/ mosseldichtheid, mogelijkheid tot uitbaken, etc). In totaal zijn er in het onderzoek 40 plots aangelegd. Deze zijn bemonsterd direct voor en direct na de visserij (T0 en T1), en vervolgens jaarlijks: T2, T3...etc.

De tijdreeksen verschillen per plot omdat er bij de aanvang van het onderzoek niet voldoende mosselzaadbanken waren. Bij de opeenvolgende nieuwe zaadvallen zijn dus ook nieuwe plots "geactiveerd". In tabel 2.2.1 is weergegeven wanneer de plots in de loop der tijd zijn bemonsterd. Achteraf zijn er 3 plots uit de analyse verwijderd omdat gebleken is dat er in het controle vak is gevestigd, in 1 geval (Doove Balg – DB, in 2008) omdat de coördinaten niet goed waren doorgegeven en in twee andere gevallen door onachtzaamheid tijdens de visserij (Texel 01 in 2006, vervangen door Texel 02 vanaf 2007; Blauwe Slenk west BS-w in 2009). De eerste witte velden geven het moment aan dat betreffende locatie is ingesteld en de eerste meting heeft plaatsgevonden. De oranje velden dateren dus van vóór de instelling van het vak. De overige witte velden betreffen de latere momenten dat de locatie is bemonsterd. In grijze velden is de locatie dus niet bemonsterd. In het voorjaar van 2012 zijn alleen locaties met nog de meeste mosselen bemonsterd; de mosseldichtheden voor de overige locaties (*) zijn geëxtrapoleerd uit de mosselzaadsurvey die in maart is uitgevoerd. Het moment van de zaadval, gevolgd door eventuele latere zaadvallen is aangegeven met de blauwe lijnen. De locaties waar in 2006 of 2007 is gestart met halfwasmosselen (= zaadval 2005), dit zijn dus de locaties bovenaan waarmee is gestart zijn aangegeven met een bruine lijn (Produs rapport PR 6 van Stralen et al, 2013).

Opgemerkt wordt dat er in de gesloten vakken geen mosselvisserij was toegestaan, maar dat er geen mogelijkheden waren om garnalenvisserij uit te sluiten. Omdat er een BACI benadering is gekozen wordt er vanuit gegaan dat er voorzover er garnalenvisserij heeft plaatsgevonden in de vakken, er geen verschil is geweest in visserij tussen de open en gesloten vakken. Uit een analyse van garnalenvisserij op basis van VMS data komt naar voren dat deze zich vooral in de geulen voltrekt en niet op ondiepe delen. Er zijn ook registraties op of nabij de PRODUS vakken. Om na te gaan in hoeverre dit mogelijk effect heeft op de bodemdier samenstelling van de PRODUS vakken, is gebruik gemaakt van de abundantie van zeeanemonen als indicator voor verstoring. Dit zijn dieren die naar verwachting het meest te lijden hebben van bodemberoering. Uit fig 2.2.1 blijkt dat er geen statistisch significant verband is tussen de anemonen dichtheid op

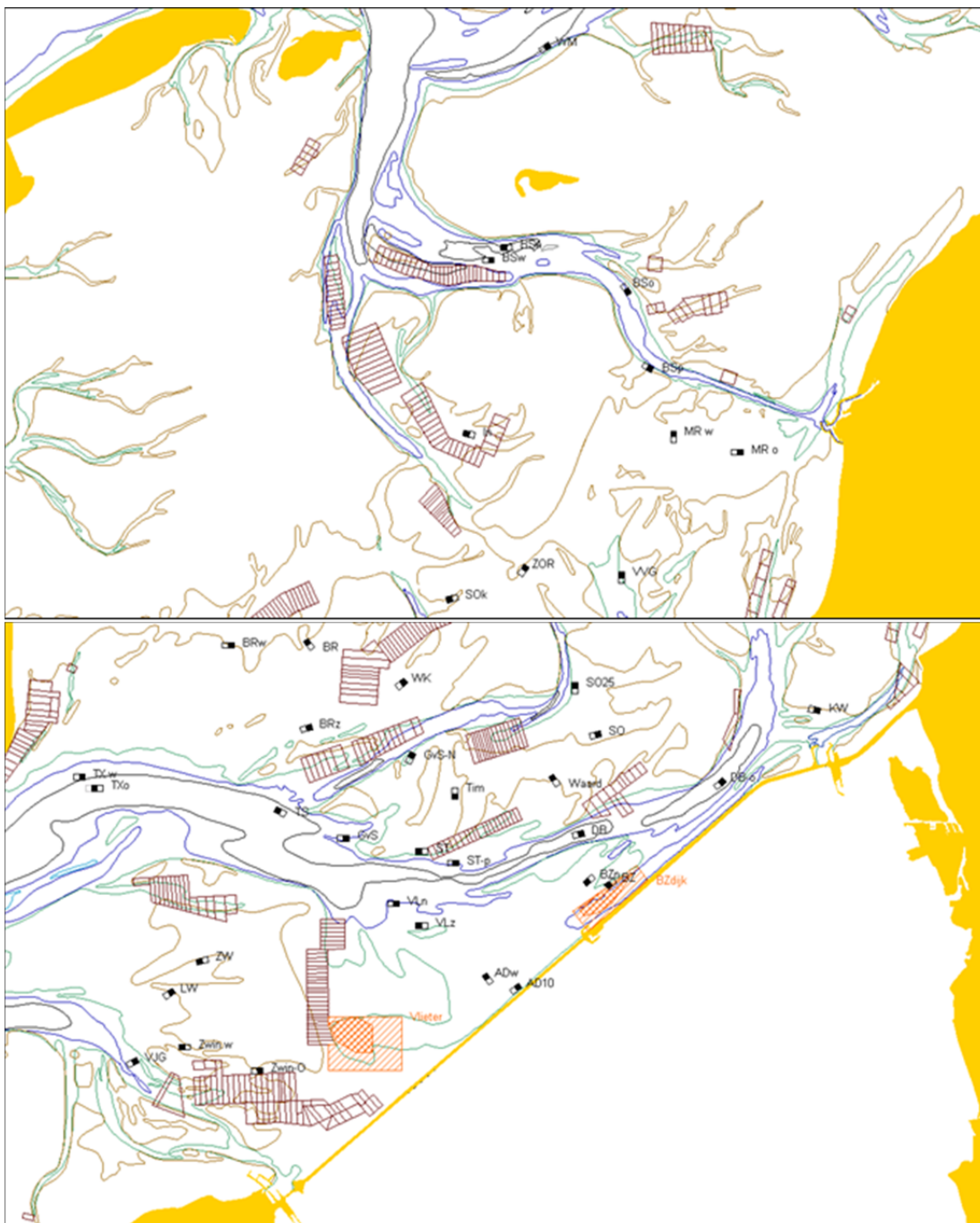
verschillende dieptes en de garnalen visserij intensiteit in de produs vakken. Er is hier gekozen voor anemonen omdat deze vrij algemeen voorkomen en het één van de weinige soorten is waarop mosselzaadvisserij wel een aantoonbaar effect heeft, zoals blijkt uit de zuigkormonsters op de PRODUSvakken en zoals verder besproken in paragraaf 3.4. Er wordt daarom uitgegaan van de veronderstelling dat garnalenvisserij geen versturende factor is in de vergelijkende analyse van open en gesloten vakken.



Figuur 2.2.1. Relatie tussen garnalen visserij intensiteit en het aantal anemonen per m2 op de produs vakken in verschillende diepte klassen

Tabel 2.2.1. Bemonstering schema van de 38 PRODUS vakken, per locatie. Zie appendix B voor een overzicht van de locatie ligging en benaming. De witte velden geven de momenten van bemonstering aan. De blauwe lijnen markeren de momenten van nieuwe zaadval. In 2012 heeft bemonstering plaatsgevonden als onderdeel van de reguliere bestandsopname; dit was gericht op de gebieden met mosselen; de biomassa van de overige vakken (*) is geschat op basis van de metingen in 2011.

Locatie	2006	2007				2008				2009				2010				2011				2012
	najaar	voorjaar		najaar		voorjaar		najaar		voorjaar		najaar		voorjaar		najaar		voorjaar		voorjaar		
	sep nov	apr jun	sep nov	apr jun sep nov	apr jun sep nov	apr jun sep nov	apr jun sep nov	apr jun sep nov	apr jun sep nov	apr jun sep nov	apr jun sep nov	apr jun sep nov	apr jun sep nov	apr jun								
BR	hw																		*			
LW																			*			
TX-w																			*			
VL-z																			*			
AD-w																			*			
MR-o																			*			
MR-w																			*			
SO																						
ST																						
VJG	z																					
GvS																			*			
ST-p																			*			
TS																			*			
TX-o2																			*			
VL-n																			*			
BS-o																			*			
GvS-n																						
VVG																			*			
Tim																			*			
Waard																			*			
ZW																						
Zwin-w																			*			
AD10																						
BZ																			*			
DB-o																						
KW																			*			
ZOR																			*			
Zwin-o																						
BR-w																			*			
BR-z																			*			
BS-n																			*			
BS-p																						
IN																			*			
WK																			*			
WM																			*			
BZ-n																						
SO25																						
SOK																						



Figuur 2.2.2. Ligging onderzoekslocaties:

Zwart: PRODUS-locaties, waarvan gearceerd het controle vak

Oranje: Gebieden die zijn gesloten in het kader van de afspraken tussen de partijen van het mosselconvenant van 2008 (2009: Vlieter 143 ha en 2010: Breezanddijk 70 ha).

Bruin: Mosselkweekpercelen.

2.3 Power analyse

Bij de opstelling van het onderzoeksplan is er een zogeheten poweranalyse uitgevoerd. Dit is een analyse op basis van bestaande gegevens teneinde na te gaan hoeveel (onafhankelijke) herhalingen van de bemonstering, - in dit geval hoeveel onderzoekslocaties bestaande uit een open en een gesloten vak - er nodig zijn om het signaal - visserij - met een gedefinieerde mate van betrouwbaarheid te kunnen onderscheiden van de ruis (Ens et al, 2007). Daaruit bleek dat een aantal van 40 locaties in principe toereikend zou zijn om een verandering van 10% in de range (verschil kleinste - grootste waarde) met voldoende zekerheid (80%) te kunnen detecteren voor Simpsons index en soortenrijkdom. In 2008 is er een nieuwe poweranalyse uitgevoerd op basis van de inmiddels verzamelde gegevens binnen het project (Meesters & Fey, 2009). Daaruit blijkt dat de power van de proefopzet voldoende is voor het aantonen van de directe effecten van de visserij. Wordt uitgegaan van een gewenste "detectable effectsize" van 10% voor de najaarsvisserij en de voorjaarsvisserij dan zouden resp. 48 en 73 onderzoeksgebieden nodig zijn. Verder blijkt dat naast het aantal onderzoekslocaties ook het aantal monsternames per vak van grote invloed is op de power. Voor de directe effecten werd aanbevolen op ten minste 15 locaties per vak 12 bodemdierbemonsteringen uit te voeren om een power te bereiken van 80 % (kans om een bepaalde effectgrootte te detecteren als het inderdaad bestaat), wat een gebruikelijke criterium is in dit type onderzoek. In de praktijk zijn er uiteindelijk niet op 15 maar op 21 locaties macrofauna bemonsteringen uitgevoerd met behulp van de box corer en zijn er per vak ten minste 12 monsters genomen. Bodemschaafbemonsteringen en sidescan sonar opnames zijn op 40 locaties uitgevoerd. Omdat dit aantal hoger is, is er geen aparte poweranalyse uitgevoerd. Uit een eerdere poweranalyse voor de bodemschaaf data, gerapporteerd door Fey et al, 2008, bleek dat er in het voorjaar een effectgrootte van 30 % was opgetreden, en daarvoor kon worden volstaan met 13 vakken; om een 10% effectgrootte te detecteren zijn, afhankelijk van de variabele, veel meer vakken nodig. In de praktijk wordt met een tijdreeks van 40 vakken voldaan aan de oorspronkelijk gedefinieerde opzet (Ens et al, 2007). Voor de langere termijn effecten is uitgegaan van de toegepaste statistiek. Indien er geen effecten konden worden aangetoond is aan de hand van de gemeten data nagegaan in hoeverre conclusies houdbaar kunnen worden geacht.

Tabel 2.3.1 Power analyse (%) op basis van de spreiding van de box core resultaten (Craeymeersch et al, 2013, PR7)

	Effect grootte T0-T1	Effect grootte T0-Tmid
Totale dichtheid	11.76	16.98
Aantal soorten	15.84	22.82
Eveness	15.63	21.83
Shannon-Wiener	15.89	22.42

Op basis van een analyse van de spreiding in de resultaten laat tabel 2.3.1 zien dat voor totale dichtheid, het aantal soorten, de Shannon-Wiener index en de eveness (mate van verdeling van individuen over alle soorten) - alle berekend op basis van de box-core data zonder mosselen - de effectgrootte absoluut en relatief t.o.v. de waargenomen range 12 - 16 % bedraagt voor de vergelijking van T0 met T1. Dit betekent dat veranderingen van een orde grootte 12-16% met 80% waarschijnlijkheid worden gedetecteerd. Voor de vergelijking T0 met Tmid (na ca 1.5 jaar) is de power minder omdat daar minder waarnemingen van zijn en de spreiding groter is (Produs rapport PR 7 Craeymeersch et al, 2013).

2.4 Randeffecten en vakgrootte

In het onderzoeksplan is ingegaan op de vraag hoe groot de onderzoeksvakken zouden moeten zijn om van ongestoorde controlevakken te kunnen spreken (Ens et al, 2007). Daarbij is rekening gehouden met de grote ruimtelijke variatie in het benthos. De keuze van de vakgrootte hangt verder af van het aantal replica's en het totale oppervlak dat voor het onderzoek beschikbaar is. Uit de eerste poweranalyse kwam naar voren dat er 40 locaties nodig zijn. De vakgrootte wordt in een aantal gevallen beperkt door de afmetingen van de mosselbanken. Sommige mosselbanken zijn lange, smalle stroken die de breedte van onderzoeksvakken beperken. Grotere vakken vereisen de beschikbaarheid van grotere mosselbanken, waardoor het langer (meer zaadvallen) kan duren voordat er 40 vakken kunnen worden gekozen. Overwogen is om hele mosselbanken als onderzoeksgebieden te gebruiken. Dit levert echter het probleem op dat een beviste bank in het ene gebied niet vergelijkbaar is met een onbeviste bank elders. Er uiteindelijk gekozen voor gesloten vakken van 4 ha (Ens et al, 2007).

De vraag is in hoeverre bevissing langs de rand van een vak effect kan hebben op het bodemleven in het gesloten vak. In 2006 is een pilotstudie uitgevoerd naar randeffecten met gesloten vakken van 10 ha, maar na afloop bleek dat er van de 10 locaties slechts 3 daadwerkelijk waren bevist, hetgeen te weinig was om een eenduidige conclusies te kunnen trekken (Fey et al, 2006). Daarom is er aan het eind van het onderzoek in 2011 op de zeven locaties waar nog mosselen lagen, nagegaan of er gradiënten te zien waren in mosselbiomassa, gaande van de rand naar het centrum van de gesloten vakken (Figuur 2.4.1). Dit is gedaan door m.b.v. zuigkor transecten, loodrecht op de lijn visvak – centrum gesloten vak te bemonsteren met een onderlinge afstand van ca. 20 m (Fig. 2.4.2). Deze bemonstering heeft bij deze intensiteit mogelijk effect op het gesloten vak, en daarom is de test aan het eind van de onderzoeksperiode uitgevoerd. De onderzochte locaties zijn voor het laatst bevist in 2010 met uitzondering van ZW en BZn, die in 2009 zijn bevist. De bemonstering was gericht op het mosselbestand omdat deze variabele als de beste indicator voor randeffecten kan worden beschouwd, gegeven de grote spreiding in sedimentsamenstelling en de directe relatie tussen mosseldichtheid en biodiversiteit (zie resultaten).

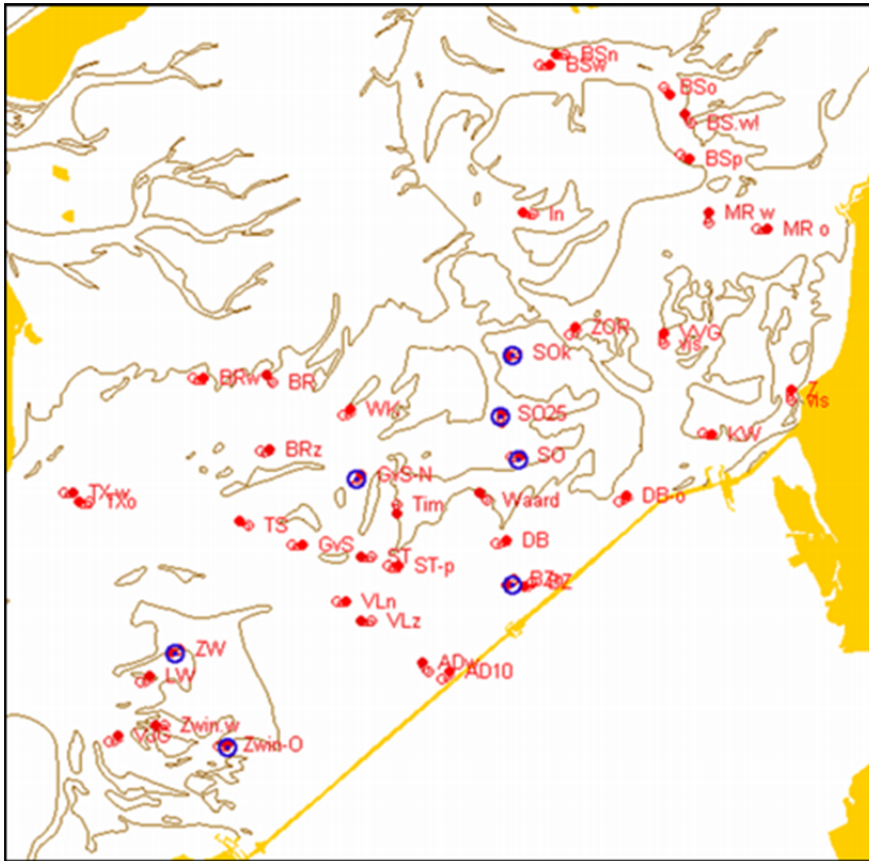


Fig 2.4.1. Produs vakken: blauw omcirkelde vakken zijn op randeffecten getest

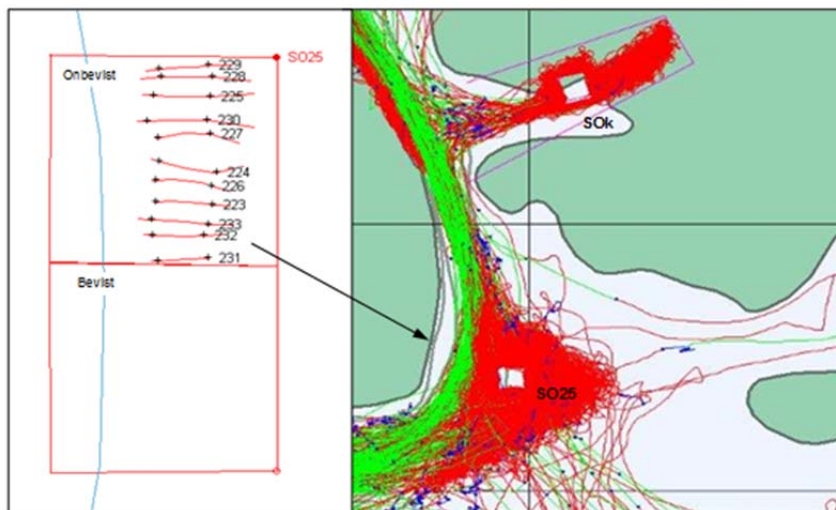


Fig 2.4.2. Transecten ten behoeve van de randeffecten studie in de gesloten vakken

2.5 Visserij methode en intensiteit

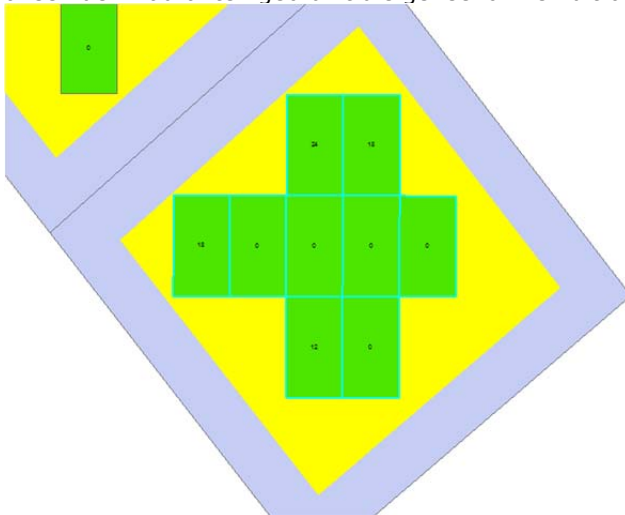
Mosselzaad visserij vindt plaats met een mossel kor van 1,9 m breed, waarbij per schip in het algemeen met 4 korren tegelijkertijd wordt gevist. Het vistuig bestaat uit een rechthoekig frame met een ondiep netwerk van nylon (bovenzijde) en metalen ringen (onderzijde) en een stang die over de bodem schraapt. Voor de mosselzaadvisserij wordt in geval het zaad niet getrost is een

binnen-net aangebracht met een kleinere maaswijdte. Desondanks heeft zaadvisserij met behulp van een mossel kor een vrij lage efficiëntie, dit komt onder meer doordat de mosselen door het vissen los van elkaar raken en dan door het net vallen. Mosselzaadvisserij vindt meerdere malen plaats in dezelfde banken in de zaadvisperiode omdat het overgebleven mosselzaad weer trossen vormt en daarmee bij herhaling visbare bestanden oplevert.



Fig 2.5.1 Foto van een mosselkor

Alle mosselvaartuigen beschikken over een black box waarmee elke 6 seconde de positie en vaarsnelheid wordt geregistreerd. De black boxen zijn geïnstalleerd voor controledoeleinden. De verzamelde gegevens zijn in het beheer bij de PO-mosselcultuur. Het installeren en onderhoud van de Black boxen en verwerking van de gegevens is door de PO uitbesteed aan het bedrijf DCI in Kapelle. Voor het PRODUS-onderzoek zijn de black box registraties gebruikt om de visserijintensiteit op de vakken vast te stellen. De PRODUS-vakken hebben een afmeting van 200 x 200m met daarin een bufferzone van 50 m en een "binnenvak" van 100 x 100 m waarbinnen het feitelijke PRODUS-onderzoek heeft plaatsgevonden. Voor het vaststellen van de visserijdruk is een buffer aangehouden van 25 m (zie figuur 2.5.2) en zijn voor het berekenen alleen de kwadranten gebruikt die geheel binnen dit binnenvak liggen.



Figuur 2.5.2. Schematische weergave van een PRODUS vak met daarin:

grijs: de bufferzone van 25 m

geel: binnenvak van 150 x 150 m.

groen: kwadranten zoals onderscheiden bij opwerking van de black box gegevens en liggend binnen het middengebied.

Het aantal registraties per kwadrant is omgerekend naar het aantal visuren op basis van de volgende gegevens:

- Tijdsinterval tussen registraties is 6 seconde
- De gemiddelde vissnelheid is 2.5 knopen (= 4.6 km/uur, exp. judgement)

- Twee derde van de tijd wordt er effectief gevestigd. De resterende tijd wordt besteed aan het vieren, halen en leggen van de korren
- Er wordt gevestigd met 4 korren met elk een breedte van 1.9 m = totale visbreedte van 7.6 m. Het gemiddeld aantal visuren per kwadrant is vervolgens omgerekend naar het aantal visuren in het gehele PRODUS vak van 4 ha. Dit leidt tot een overzicht van de visserij intensiteit per vak per visserij periode.

2.6 Selectie van parameters en data verzameling

Selectie parameters

In het onderzoeksplan is nagegaan wat moet worden verstaan onder natuurwaarden van het sublitoraal van de westelijke Waddenzee (Ens et al, 2007). In het PRODUS onderzoek is de aandacht gericht op het mosselbestand, bodemfauna waaronder met mosselen geassocieerde fauna, vissen, habitatstructuur en sedimentsamenstelling.

Uiteraard behoren vogelsoorten ook bij kenmerkende natuurwaarden; hiervoor is een apart project opgezet en is dit in PRODUS buiten beschouwing gelaten.

Mosselbestand

Het mosselbestand is bepaald door het nemen van monsters met een zuigkor danwel met een bodemschaaf zoals dat ook bij de bestandsopnamen van mosselen in het voorjaar gebeurt. Het onderzoek is uitgevoerd met de kokkelvaartuigen YE42 en YE172. Gevestigd is met een zuigkor voor kokkels, waarvan de breedte van het mes is versmald tot 20 cm en de kor en de spoelmolen zijn voorzien van gaas met een maaswijdte van 5 mm. Op ieder monsterpunt is gesleept over een afstand van ca. 150 m. Locaties dieper dan 8 m zijn bemonsterd met een vergelijkbaar vistuig dat wordt voortgesleept aan een draad (bodemschaaf). Tijdens de bemonstering is DGPS-apparatuur gebruikt voor positiebepaling. Bij de schaar is gebruik gemaakt van een loopwiel voor de afstandmeting

In het visvak en het gesloten vak zijn twee transecten gelegd die in de tijd steeds opnieuw zijn bemonsterd. Anders dan bij de mosselinventarisaties is de gehele vangst doorzocht op soorten die voorkomen in lage dichtheden, zoals vissen. Op basis van deelmonsters uit de vangst is vervolgens de hoeveelheid mosselen en de onderverdeling daarvan in zaad, halfwas en volgroeide mosselen bepaald. Uitgaande van het bemonsterde oppervlak (waarden rond 30 m²) zijn de opgeveste hoeveelheden mosselen omgerekend naar aantallen en biomassa's levend versgewicht per m². Uitgaande van de indeling in zaad, halfwas en volgroeide mosselen is de ontwikkeling van de verschillende jaarklassen gereconstrueerd. In de meeste gevallen was dat vrij eenvoudig omdat op het betreffende vak maar 1 dominante jaarklasse aanwezig was en dus direct duidelijk was dat de later bemonsterde oudere mosselen tot deze jaarklasse behoorden. Met de daarmee opgedane kennis over het verloop in de mosselcohorten is ook voor locaties waar meerdere zaadvallen hebben plaatsgevonden ontwikkeling van de afzonderlijke jaarklassen gereconstrueerd. De analyses in dit rapport naar effecten van visserij het mosselbestand zijn op deze tijdreeksen gebaseerd.

De beschikbare tijd en middelen waren niet toereikend om alle vakken voor en na elke visperiode te bemonsteren. Op zich is dat ook niet nodig, gegeven dat naar verloop van tijd op veel vakken niet meer is gevestigd. De beschikbare vaartijd is zodanig ingezet dat op locaties met visserij altijd voor en na de visperiode worden bemonsterd en alle locaties, dus ook die zonder visserij, minstens 1 maal worden bemonsterd in het voorjaar. In de praktijk betekent dit:

1. De nieuw aangelegde locaties zijn altijd voor en na de visperiode bemonsterd.
2. De locaties die in het najaar zijn aangelegd zijn in het voorjaar altijd opnieuw 2 maal bemonsterd.

3. In geval er op locaties nieuwe zaadval plaats had gevonden zijn ook deze altijd voor en na de eerste visserij en al dan niet in het voorjaar voor een tweede maal zijn bemonsterd.
4. Locaties waar mocht worden gevisst en met nog hoeveelheden halfwas of meerjarige mosselen die interessant zijn voor de visserij zijn bemonsterd.
5. Alle locaties in het voorjaar minstens 1 maal zijn bemonsterd.

Zie ook Tabel 2.2.1 voor een overzicht.

Nieuwe zaadval

Mosselzaadval is in twee categorieën te verdelen, nl soms uitbundige broedvallen die leiden tot nieuwe zaadbanken, en “achtergrondbroedval” van kleine hoeveelheden mosselzaad in bestaande mossel- (en oester-)banken. Het eerste type broedval vormt de basis voor nieuwe banken. Uit een historische analyse (van Stralen, 2002) blijkt dat er gemiddeld elke 2 jaar een redelijk omvangrijke broedval optrad in de periode 1955-2001. Het tweede type zaadval, waarbij zich mosselzaad vestigt in bestaande banken vindt vaak plaats, ook in jaren met een overall slechte broedval, waarschijnlijk omdat beschutting te midden van schelpresten, byssusdraden e.d. predatie verhindert. Deze “achtergrondzaadval” (type 2) is in de analyses gedefinieerd als zaadvallen die ten tijde van de bemonstering leiden tot dichtheden minder dan 150 zaadjes/m², ingegeven door de dichotomie in zaadvaldichtheden zoals weergegeven in figuur 3.3.1. In tabel 2.2.1 is aangegeven wanneer zich op de PRODUS-vakken nieuwe massale zaadvallen (type 1) hebben voorgedaan in de loop van het onderzoek.

De vakken zijn aangelegd op het moment dat ergens zaadval heeft plaatsgevonden. Dit was in alle gevallen zaadval van het type 1. Vanaf dat moment zijn de vakken minstens 1x per jaar (voorjaar) bemonsterd en is de ontwikkeling van betreffende jaarklas in de tijd gevolgd. In de volgende jaren zijn er op de vakken nieuwe zaadvallen geweest, in een enkel geval opnieuw massaal maar meestal gering, van het type 2. Ook van deze latere zaadvallen is het ontstaan en verdere ontwikkeling in de tijd geregistreerd. Deze laatste gegevens zijn gebruikt om het effect van bevissing (vergelijk open en gesloten en waarbij open dan inmiddels ook is bevisst) op de zaadval te bestuderen; daarbij is dus de 1^e zaadval buiten beschouwing gelaten en is de aandacht gericht op wat er daarna met de zaadval gebeurt in open en gesloten vakken.

Bodemdieren – benthos groter dan 5 mm

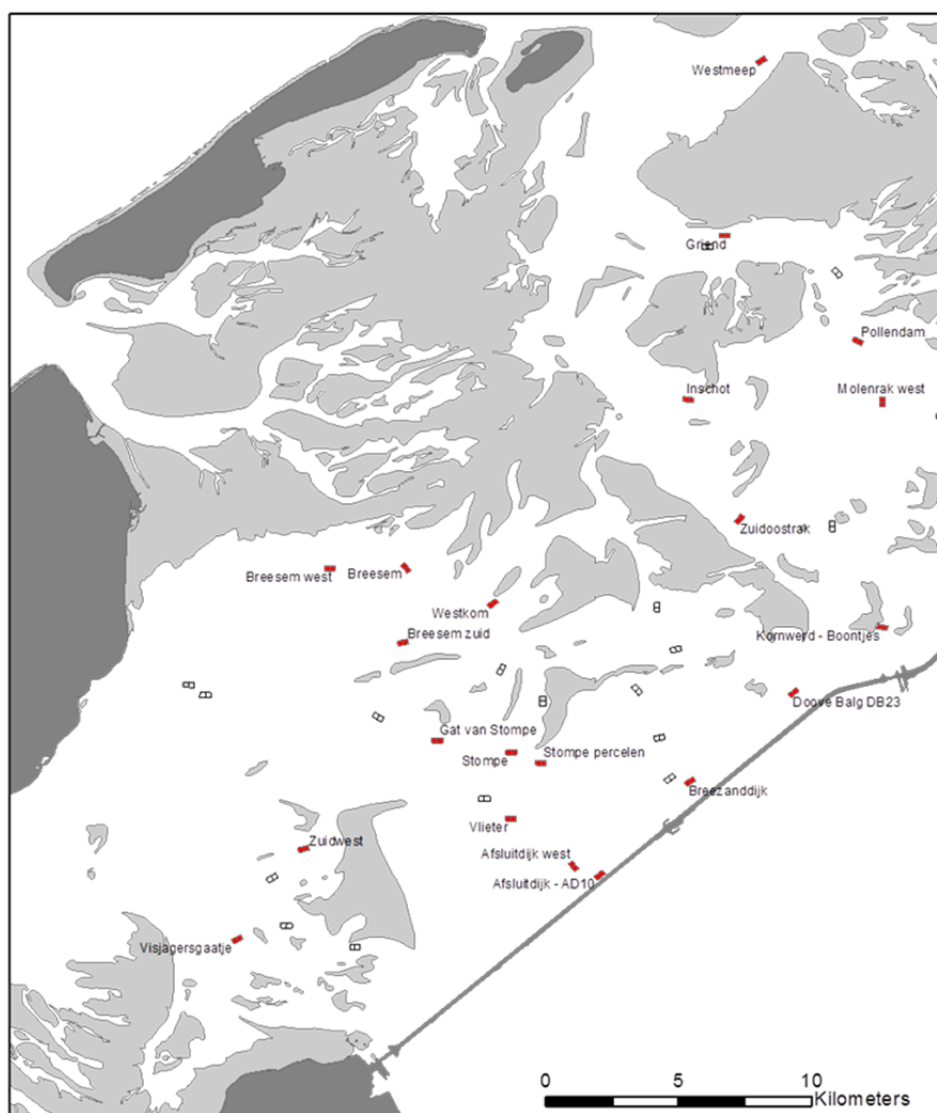
Met de zuigkor en de bodemschaaf zijn niet alleen mosselen bemonsterd maar ook ander bodemdieren. Het gaat hier om dieren die groot genoeg zijn om op de 5 mm zeef te blijven liggen. De lange track-bemonsteringen van de zuigkor en de bodemschaaf zijn uitermate geschikt om de ruimtelijke variatie in het voorkomen van bodemdiersoorten te integreren. Hierdoor geven deze monsters een goed beeld van de populatieomvang van soorten op locaties. De binnen PRODUS kader genomen zuigkor en bodemschaafmonsters zijn geheel uitgezocht op zeldzame soorten. Voor meer algemene soorten zijn submonsters genomen. Dit betekent dat ook voor zeldzame soorten, wanneer aanwezig, de kans groot is dat deze worden aangetroffen. Het bemonsterd oppervlak voor beide tuigen bedraagt 15 en 30 m². (Produs rapport PR 8 Glorius et al, 2013).

Naast de schelpdierssoorten zijn ook zeeanemonen, holtedieren, schaaldieren, en enkele grote borstelwormen op soort gebracht, geteld en eventueel gewogen. Aan mosdiertjes en hydropoliepen is binnen de zuigkorbemonsteringen geen aandacht besteed. Tot de groep grotere bodemdieren behoren ook de meeste typische soorten voor habitat 1110A (LNV, 2008).

Naast de populatieontwikkeling van individuele soorten in gebieden die open of gesloten zijn voor mosselvisserij is de informatie uit de zuigkor en bodemschaaf ook gebruikt om een aantal biodiversiteitsindexen te berekenen en een community-analyse uit te voeren. De rapportage van de analyses is gericht de volgende parameters: totaal aantal soorten (soortenrijkdom), gemiddeld aantal individuen per soort (abundantie), en een tweetal indices die rekening houden met de verdeling van het aantal individuen over de soorten: Pielou's evenness index en de Shannon-Wiener index (zie Produs rapport PR 7 Craeymeersch et al, 2013)

Bodemdieren – benthos groter dan 1 mm

Met een box-corer zijn in 21 vakken 12 tot 20 monsters genomen, en gezeefd over een 1mm-zeef, en gefixeerd. In totaal gaat het om 1896 box-corers. In het laboratorium zijn de monsters verder uitgezocht, en zijn alle soorten voor zover mogelijk op naam gebracht en geteld. Het gaat daarbij om schelpdieren, wormen, kreeftachtigen, holtedieren en stekelhuidigen. Visserij heeft mogelijk een effect op de diversiteit (bijv. minder soorten na bevissing), de totale dichtheid aan bodemdieren (door sterfte als gevolg van visserij) en soortensamenstelling (o.a. door verwijderen of verdwijnen van soorten). De analyses hebben zich dan ook toegespitst op veranderingen in totale dichtheid, diversiteit en soortensamenstelling in de open vakken ten opzicht van de gesloten vakken. Een overzicht van de met de box core bemonsterde vakken is weergegeven in fig 2.6.1 (Produs rapport PR 7 Craeymeersch et al, 2013)



Figuur 2.6.1 De ligging van de met de box core bemonsterde vakken (rood) ten behoeve van de analyse van de kleinere bodemdieren.

Vissen

De door de zuigkor en bodemschaaf opgeviste soorten vissen zijn onderverdeeld in drie groepen. De groep vissen die beschutting zoekt tussen de structuur die de mosselbank te bieden heeft. Dit zijn ondermeer de puitaal, botervis en de slakdolf. De tweede groep vissen zoekt beschutting in het zand. Denk hierbij aan de verschillende soorten platvissen en de kleine zandspiëring. In de data-analyse is de hypothese getoetst dat visserij een positief effect op de negatief met mosselen geassocieerde vissen en een negatief effect op de positief met mosselen geassocieerde vissen heeft. De derde groep omvat de zeldzamere soorten die maar in enkele monsters zijn aangetroffen. Deze zogenaamde restgroep is alleen gebruikt om de soortenrijkdom voor vissen te berekenen. In de analyse is tevens gekeken naar de betekenis van oudere mosselbanken voor de soortenrijkdom van de vissen (Produs rapport PR 8 Glorius et al, 2013).

Sediment

De effecten van visserij op de bodemsamenstelling wordt beschreven aan de hand van de mediane korrelgrootte (de zandigheid) en de slibfractie volume percentage < 2 µm (de slibbigheid). De verwachting is dat bodemberoering leidt tot opwerveling van zand en slib en dat visserij leidt tot een lager slib gehalte omdat dat met de stroom wordt meegevoerd naar elders. Verder produceren de mosselen zelf slib en wanneer er mosselen worden opgevisd blijft er op de beviste vakken minder over om slib vast te leggen.

Bemonstering van sediment is uitgevoerd met dezelfde box core, die ook voor bodemfauna is gebruikt, met dien verstande dat dit alleen in 2007, 2009 en 2010 is uitgevoerd, in totaal op 15 locaties (tabel 2.6.1). Subsamples van de bovenste 5 cm werden genomen met een 1-2 cm reageerbuis. Verschillende sediment karakteristieken, zoals de mediane korrelgrootte, V% 63 µm of de V% 2 µm correleren in sterke mate met elkaar. Effecten van visserij zijn voor de 2 µm fractie, de 63 µm fractie en de mediane korrelgrootte geanalyseerd (Produs rapport PR4 van Bemmelen et al, 2013).

Tabel 2.6.1. Sedinment monsterdata en omvang per locatie per seizoen en jaar. De t2 van gat van stompe, stompe en stompe zuid is niet meegenomen omdat het tijdsverloop daar veel langer was dan bij de andere locaties.

Area	Sampling date			Months after t0		Sample size		
	t0	t1	t2	t1	t2	t0	t1	t2
Afsluitdijk - AD10	14/4/'09	19/6/'09	20/9/'10	2	17	24	24	24
Breesem W	21/9/'09	24/11/'09	24/9/'10	2	12	23	12	24
Breesem Z	21/9/'09	24/11/'09	23/9/'10	2	12	20	11	23
Breezanddijk	14/4/'09	19/6/'09	22/9/'10	2	17	24	23	24
Doovebalg DB23	14/4/'09	19/6/'09	23/9/'10	2	17	24	23	24
Gat van Stompe	27/8/'07	17/12/'07	24/11/'09	4	27	40	37	(21)
Griend	21/9/'09	24/11/'09	29/9/'10	2	12	23	20	24
Inschot	21/9/'09	24/11/'09	30/9/'10	2	12	24	23	24
Kornwerd (Boontjes)	14/4/'09	19/6/'09	30/9/'10	2	17	24	23	22
Pollendam	21/9/'09	24/11/'09	29/9/'10	2	12	24	23	23
Stompe	17/4/'07	2/7/'07	19/6/'09	3	26	40	40	(23)
Stompe Zuid	27/8/'07	17/12/'07	21/9/'09	4	25	40	38	(24)
Westkom	21/9/'09	24/11/'09	28/9/'10	2	12	24	12	24
WestMeep	21/9/'09	24/11/'09	28/9/'10	2	12	24	16	24
Zuidoostrak	14/4/'09	19/6/'09	30/9/'10	2	17	24	22	24
Total						402	347	284

Habitat structuur

Voor het bestuderen van veranderingen in habitatstructuur is gebruik gemaakt van sidescan sonar opnames van de PRODUS vakken. De metingen zijn verricht met het schip Phoca van het ministerie van E&LI. De sonar is bevestigd op de boeg van het schip. In totaal zijn 166 bruikbare opnames van sets open en gesloten vakken gemaakt. Eerste data-exploraties lieten zien dat de verschillende structuur parameters in sterke mate met elkaar correleerden. Daarom is er voor gekozen om de relatie tussen de door de sonar in beeld gebrachte structuur, bodemdieren (ground truth) en visserij-effecten te bestuderen aan de hand van Moran's I, een parameter die redelijk te interpreteren is. Voor de sonarbeelden geldt dat Moran's I een beeld geeft van de mate van clustering van pixels. Deze geclusterde pixels weerspiegelen de driedimensionale structuur van de zeebodem. Moran's I is een waarde die kan variëren tussen -1 en +1 (Produs rapport PR 5, Jansen et al, 2013).

2.7 Gegevensverwerking en statistische analyses

De datasets die binnen het PRODUS onderzoek zijn gegenereerd zijn onderverdeeld over drie verschillende databases. De data uit de macrofauna monsters van de PRODUS vakken is opgeslagen in de PRODUS database op bij IMARES op Texel. De data van de sediment- en de macrofaunamonsters uit de Waddenzee-brede survey en de vergelijking tussen wilde mosselvoorkomens en mosselpercelen is opgeslagen in de database van het NIOZ. Alle bodemschaaf, zuigkor en mosselkor verzamelde data is opgeslagen in de CSO (Centrum voor Schelpdier Onderzoek) database bij IMARES in Yerseke.

De gebruikte statistische toetsen sluiten aan bij de gepaarde proefopzet van open en gesloten vakken. In een aantal gevallen kon hiervoor gebruik gemaakt worden van een gepaarde t-toets, maar in de meeste gevallen is een non-parametrische toets gebruikt (Wilcoxon signed rank test). Dit laatste geldt ook voor het toetsen van een effect op univariate parameters zoals soortenrijkdom, Evenness en Shannon - Wiener indices. Als gevolg van de structuur van de dataset (voor bijvoorbeeld mosselen na verloop van tijd veel nullen, enkele beeldbepalende extremen) bleek het vaak niet mogelijk de data zodanig te bewerken (transformeren) dat aan de voorwaarden voor normaliteit en homogeniteit van varianties, zoals vereist voor parametrische toetsen, wordt voldaan. Statistische toetsing heeft in die gevallen met nonparametrische methoden plaatsgevonden.

Relaties van faunacomponenten met mosselbiomassa's, visserij-intensiteit of leeftijd van de bank, etc., zijn bestudeerd aan de hand van multiregressie modellen. In veel van deze analyses is gebruik gemaakt van fixed- or random intercept modellen (lme of glmer) in R (R Development Core Team) and the packages nlme and lme4 (Bates et al 2011).

Tabel 2.7.1 Overzicht van gebruikte statistische modellen in de verschillende deelrapporten.

statistische modellen	report						
	PR2	PR3	PR4	PR5	PR6	PR7	PR8
<i>univariate analysis</i>							
gepaarde t-toets				x			
wilcoxon matched pairs					x		x
linear mixed effect models			x				
general limear models	x	x					
<i>multivariate analysis</i>							
principle response curves						x	
redundancy analysis						x	
permanova	x	x					
non-metric multidimensional scaling	x	x				x	x

2.8 Kwaliteitsborging en intercalibratie

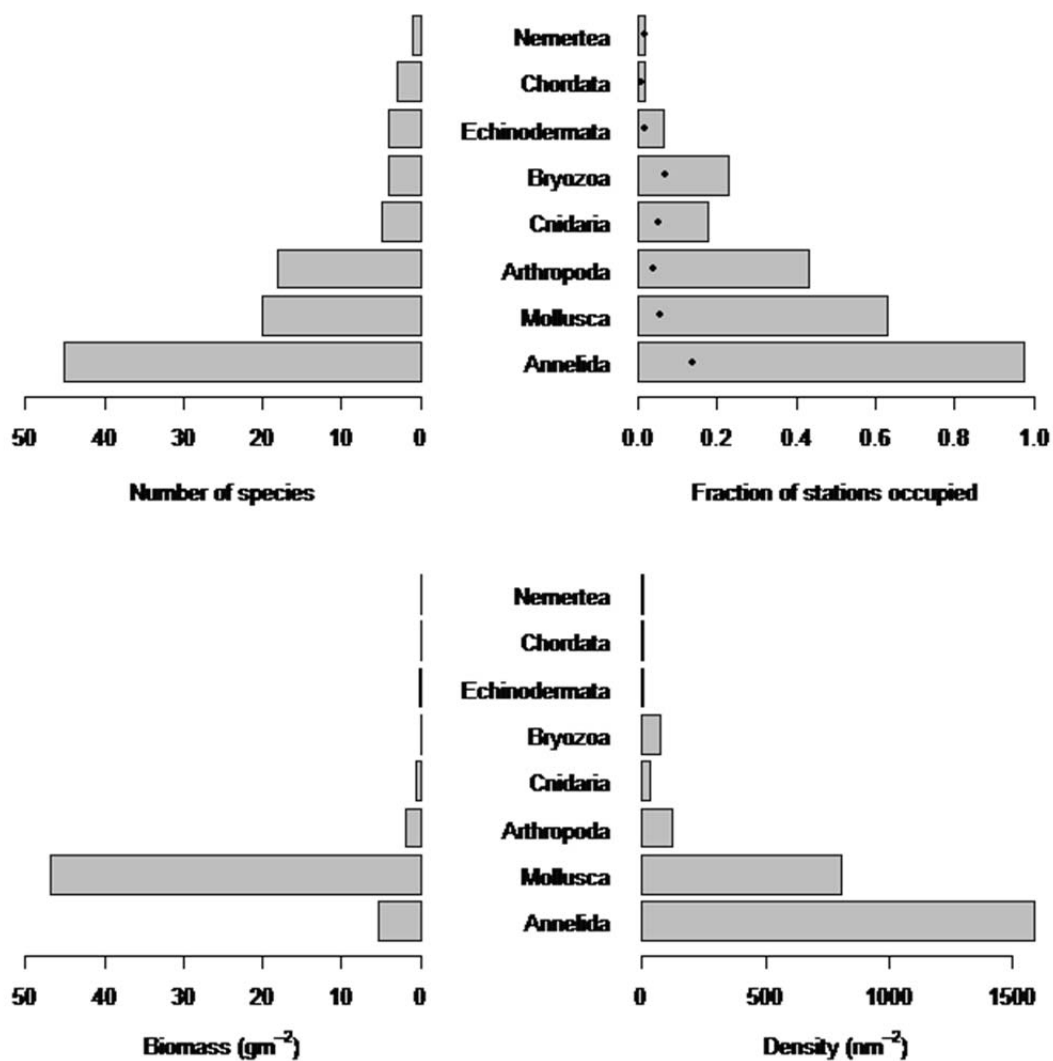
In het PRODUS onderzoek is het volgende gedaan aan kwaliteitszorg. In het veldwerk zijn systematisch controles uitgevoerd op het functioneren van monstertuigen. Hierbij moet gedacht worden aan de steekdiepte van de boxcorer of het vergelijken van de geregistreerd trek lengte van de bodemschaaf met de gemeten afstand van de track a.h.v. de DGPS. Aan boord en op de laboratoria is uitsluitend gewerkt met gekalibreerde balansen, microscopen en andere meetapparatuur en gecertificeerde zeven. Voor het uitzoeken en determineren van macrofauna geldt dat volgens een vast schema monsters opnieuw door collega's worden uitgezocht of gedetermineerd. Deze interne kwaliteitscontroles worden geëvalueerd en opgeslagen. Naast interne controles doen de NIOZ en IMARES mee aan Europees ringonderzoek waarin de manier van determineren en uitzoeken wordt afgestemd met een brede groep bodemdierenlaboratoria uit west Europa. NIOZ en IMARES laboratoria hebben uitkomsten uit het PRODUS onderzoek naast elkaar gelegd om mogelijke verschillen in interpretatie te identificeren en verder af te stemmen. De (invoer) databases zijn voorzien van controlestappen die bijzonderheden in de ingevoerde data aan het licht brengen zodat deze nader onderzocht kunnen worden, voordat de data ter analyse naar de onderzoekers gaat.

3 Resultaten

3.1 Vergelijking biodiversiteit wilde mosselbanken, mosselkweekpercelen en andere habitats

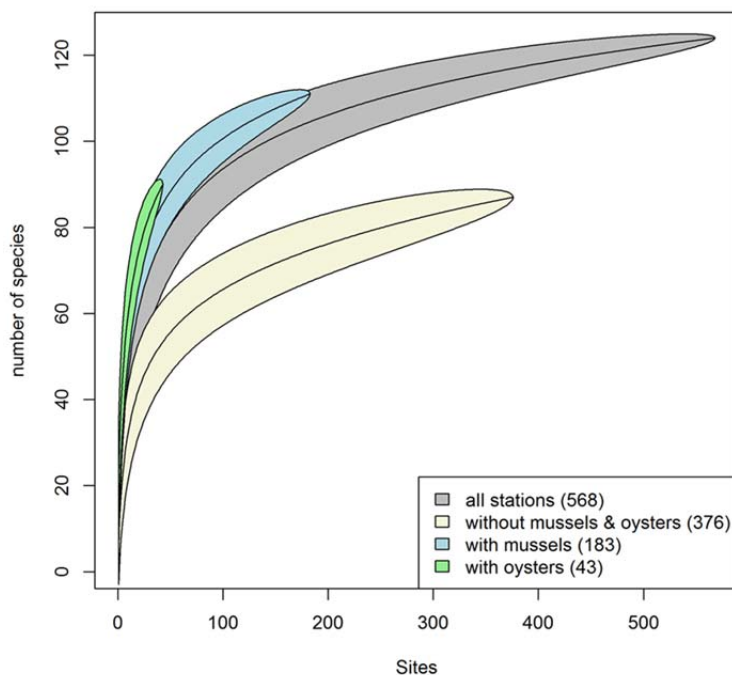
Soortensamenstelling

In de sublitorale Waddenzee brede survey zijn in totaal 100 soorten bodemdieren aangetroffen. De grootste taxonomische groep zijn de Annelida (ringwormen) gevolgd door de Mollusca (weekdieren) en Athropoda (geleedpotigen). Een beperkt aantal soorten valt onder de Cnidaria (neteldieren), Bryozoa (mosdiertjes), Echinodermata (stekelhuidigen), Chordata (chordadiëren/zakpijpen) en Nemertea (snoerwormen) (Fig. 3.1.1). Deze verdeling wordt grotendeel weerspiegeld in de fractie van de stations waar deze groepen voorkomen en ook in de gemiddelde aantallen per vierkante meter. Echter de biomassa is anders verdeeld, veruit het grootste gedeelte van de biomassa wordt geleverd door de Mollusca. De grootste groep leeft in zacht substraat, ingegraven in het sediment. De meerderheid van deze zacht substraat soorten leeft van organisch materiaal in of op de bodem. Na de zacht substraat soorten zijn de hard substraat soorten de grootste groep met 32 soorten. Deze groep kan worden onderverdeeld in mobiele en sessiel, vastzittende soorten. De meeste mobiele hard substraatsoorten zijn carnivoren of leven van organisch materiaal op de bodem. De sessiele hard substraat soorten halen praktisch allemaal hun voedsel uit de waterkolom. Met zes soorten is de groep die in heterogene sedimenten voorkomt het kleinst.



Figuur 3.1.1 Overzicht van de soortentrijckdom van de sublitorale westelijke Waddenzee in 2008

Nagegaan is in hoeverre de bodemdiersoorten zijn geassocieerd met mosselen en oesters. Uit figuur 3.2.2 blijkt dat er meer soorten worden aangetroffen op monsterpunten waar ook mosselen en oesters voorkomen. De associatie met oesters en mosselen is sterk vergelijkbaar, mede omdat temidden van de oesters ook moselen worden aangetroffen (Drent en Dekker, PR 3 rapport).

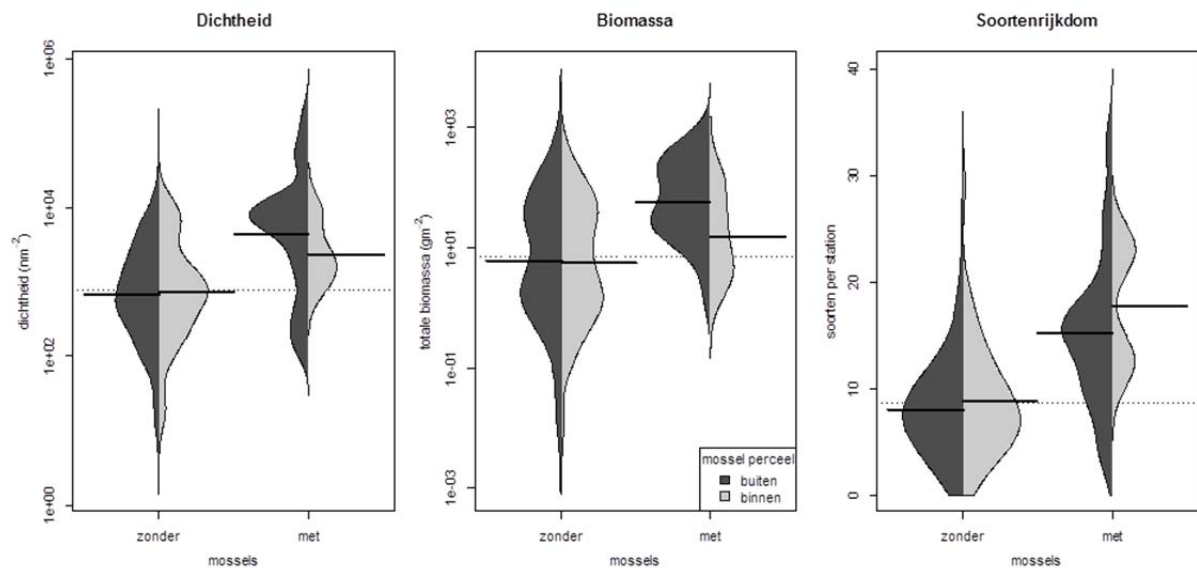


Figuur 3.1.2 Het aantal soorten bodemdieren aangetroffen op alle stations (grijs), op stations met ook mosselen (blauw), oesters (groen) en op stations zonder mosselen of oesters (geel).

Mosselen

In de 2008 survey werd op 24 van de in totaal 397 stations, tenminste één mossel in de box core aangetroffen. Van deze stations lagen 20 buiten de mosselpercelen en 4 binnen mosselpercelen. Op de twintig stations met mosselen buiten de percelen waren de dichtheden van mosselen gemiddeld 70 m^{-2} tegen 600 m^{-2} op de percelen. De biomassa was buiten de percelen gemiddeld 10 gm^{-2} en 452 gm^{-2} op de percelen. De dichtheid en biomassa van de mosselen zijn daarmee beduidend hoger op de percelen.

Stations met mosselen hebben zonder de mosselen zelf mee te rekenen een hogere dichtheid, een hogere totale biomassa en een twee maal hogere soortenrijkdom (van 8 naar 15 soorten per box core) aan bodemdieren dan stations zonder mosselen (Fig. 3.1.3). Stations met mosselen zijn dus ook de plekken waar dichtheid biomassa en soortenrijkdom van de overige bodemdieren relatief hoog is.



Figuur 3.1.3. "Bean plot" (gemiddelde waarden = streep, met spreiding) met aantal individuen, biomassa en aantal soorten op stations zonder en met mosselen, gelegen buiten of binnen kweekpercelen.

Van de honderd soorten uit de survey van 2008 zijn er naast de mossel 7 soorten die alleen aangetroffen zijn op stations waar mosselen aanwezig waren. Dit zijn significant meer soorten dan verwacht op basis van het aantal stations die mossels bevatten. De 7 soorten zijn *Didemnum vexillum**, *Eulalia viridis*, *Harmothoe imbricata*, *Hemigrapsus takanoi**, *Ophiothrix fragilis*, *Sabellaria spinulosa** en *Styela clava**. De vier soorten met sterretjes aangegeven zijn exoten.

Vergelijking tussen 1981/82 en 2008

Een van de meest opvallende verschillen tussen 1981/82 en 2008 is toename van het aantal exoten en hun aandeel in de totale biomassa van de bodemdieren in de westelijke Nederlandse Waddenzee. Van de 23 soorten die niet in 1981/82 zijn aangetroffen maar wel in 2008 zijn 9 soorten exoot. De bijdrage van exoten aan de totale biomassa is toegenomen van 2% in 1981/82 tot 80% in 2008. Het zijn voornamelijk *Ensis directus*, *Mya arenaria*, *Crassostrea gigas* en *Marenzelleria viridis* die de toename in biomassa van exoten hebben veroorzaakt. Soorten die sterk zijn afgenomen zijn onder andere de mossel *Mytilus edulis*, het wadslakje *Peringia ulvae* en het nonnetje *Macoma balthica*. De soortensamenstelling van de sublitorale bodemdieren is significant verschillend tussen 1981/82 en 2008.

Mosselen in 1981/82 en 2008

In 1981/82 werden mosselen op 68 van de 392 stations mosselen gevonden. In 2008 waren dat 24 stations. Van de 68 stations met mossels in 1981/82 lagen er 20 binnen de percelen (4 in 2008) en 48 erbuiten (20 in 2008) (Tabel 3.3.1). Vergeleken met 2008 waren mosselen in 1981/82 meer algemeen, aanwezig in hogere dichtheden en hadden ze een hogere biomassa; er waren ook meer percelen in gebruik. Het aandeel van mosselen in de totale biomassa gemiddeld per vierkante meter was in 1981/82 62 % in 2008 was dat afgenomen tot 10 %. In beide surveys werden de hoogste dichtheden en biomassa's mosselen aangetroffen op de mossel percelen.

Tabel 3.1.1 Vergelijking van aantal stations met mosselen van de in totaal 392 bemonsterde stations in beide perioden, gemiddelde dichtheid en biomassa van mossels op deze stations voor beide perioden. Onderverdeeld in buiten en binnen mosselpercelen.

	stations	density	biomass
	n	nm2	afdm gm2
1981/1982			
outside	48	509	48
inside	20	886	528
2008			
outside	20	70	10
inside	4	600	452

Vergelijking wilde banken - mosselkweekpercelen

In de bemonstering voor de vergelijking van wilde banken en kweek percelen in 2008 – 2010 zijn er in totaal 123 soorten bodemdieren aangetroffen. Monsternamen op een wilde bank is gedefinieerd als de aanwezigheid van ten minste 1 mossel in een box core. Uit de vergelijking van soortensamenstelling en abundantie van epifauna (hard substraat fauna – mobiel en sessiel) en infauna (ingegraven bodemdieren) op wilde mosselbanken en mosselkweekpercelen blijkt dat er op de mosselkweekpercelen gemiddeld wat grotere mosselen worden aangetroffen in hogere dichtheden en met een hoger vleesgewicht dan op wilde mosselbanken. Verder blijkt de totale hoeveelheid aangetroffen soorten hoger te zijn op kweekpercelen dan op wilde banken. Per box core zijn er echter meer soorten geteld op de wilde banken. Biomassa en de dichtheden van bodemfauna exclusief mosselen zijn veel hoger op wilde banken: tabel 3.1.2

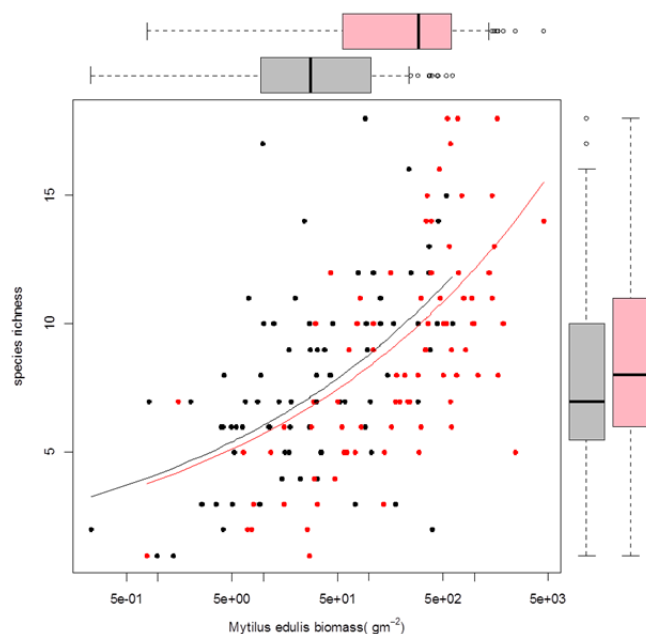
Tabel 3.1.2 Vergelijking wilde banken – mosselkweekpercelen voor een aantal parameters met significantie nivo's

		wilde banken	kweek percelen	verschil significant bij p<0.05
aantal box cores in 3 jaar	n	79	80	
mossel biomassa	g ADW / m2	92	489	***
mossel conditie index	mg / cm3	3.3	4.6	***
aandeel mosselen > 4 cm	%	22	68	not tested
biomassa totaal (ex mossel)	g ADW / m2	151	50	***
biomassa epifauna (ex mossel)	g ADW / m2	26	16	ns
biomassa infauna	g ADW / m2	125	34	***
aantal individuen totaal (ex mossel)	n / m2	27620	5045	***
individuen epifauna (ex mossel)	n / m2	2810	3020	ns
individuen infauna	n / m2	24810	2025	***
aantal soorten totaal	n	84	102	not tested
aantal soorten per box core (ex mossel)	n / 0.06m2	19.4	17.3	*
idem epifauna (ex mossel)	n / 0.06m2	6.7	7.7	ns
idem infauna	n / 0.06m2	12.7	9.6	***

Tabel 3.1.3. Aantallen soorten binnen en buiten percelen opgesplits in substraat type. De aantallen soorten uniek binnen en buiten percelen zijn aangegeven in een aparte kolom

substraat	mossel perceel			
	buiten		Binnen	
zacht	41	2	47	8
heterogeen	4	-	5	1
hard mobiel	17	2	27	12
hard sessiel	19	-	20	1
ongedefinieerd	3	1	3	1
totaal	84	5	102	23

Soortenrijkdom van hard substraat soorten hangt samen met de mosselbiomassa: meer mosselen betekent meer andere soorten: figuur 3.1.3. Daarbij geldt dat de kweekpercelen gemiddeld in zones liggen met een hoger zoutgehalte en die hebben van nature een grotere soortenrijkdom: figuur 3.1.4. Dit blijkt met name te gelden voor de epifauna, die per box meer soorten telt (niet significant) in de zoutere zones waar de kweekpercelen liggen. Maar in totaal over alle boxen gerekend is de soortenrijkdom op de percelen hoger.

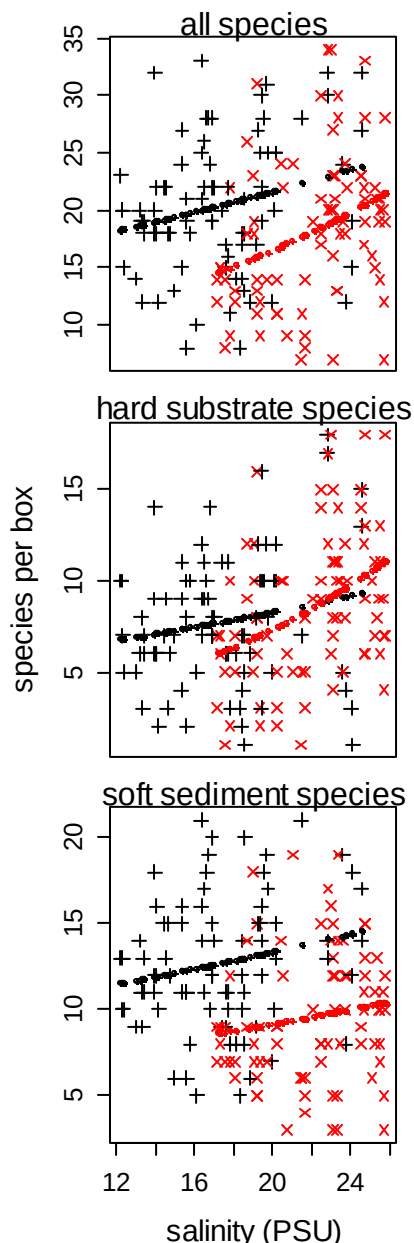


Figuur 3.1.4 Relatie tussen het aantal aangetroffen hard substraat soorten en de mosselbiomassa ter plaatse (dus per box core). De rode punten geven monsterlocaties op mosselkweekpercelen aan, en de zwarte op wilde banken. De box en whisker plots geven gemiddelde en spreiding weer in mosselbiomassa (bovenzijde) en soortenrijkdom (rechterzijde)

Uit de box en whisker plots blijkt dat de gemiddelde mosselbiomassa hoger is op kweekpercelen en dat daar iets meer soorten voorkomen.

Uit de resultaten van figuur 3.1.5. komt naar voren dat de soortenrijkdom van infauna gemiddeld per box core hoger is op wilde banken; de epifauna soortenaantallen zijn niet verschillend. Verder zijn er

meer soorten in gebieden met gemiddeld hogere zoutgehalten en daar zijn de meeste percelen gelokaliseerd. Wanneer percelen en wilde banken die in elkaars nabijheid liggen worden vergeleken, blijkt dat er wat meer soorten voorkomen op de wilde banken. De conclusie is dat wilde banken en mosselkweekpercelen duidelijke verschillen vertonen in soortensamenstelling, en dat beide een habitat vormen voor een soortenrijke bodemdiergemeenschap.



Figuur 3.1.5 Relatie tussen het aantal soorten per box core als functie van het zoutgehalte per monsterpunt voor alle soorten(boven), epifauna(midden) en infauna(onder) op mosselkweekpercelen (rood) en wilde banken (zwart).

Tabel 3.1.3 Aanwezigheid en abundantie van typische soorten (excl vis) voor habitat type 1110A, op mosselpercelen of wilde banken (n.a. = niet aangetroffen) voorzover significant hoger dan andere soorten

kenmerkende soort	wetenschappelijke naam	aanwezigheid	abundantie
zeeanjer	<i>Metridium senile</i>		wild
slibanemoon	<i>Sagartia troglodytes</i>		wild
zandzager	<i>Nephtys hombergii</i>	percelen	
groene zeeduizendpoot	<i>Alitta virens</i>		wilde banken
gladde zeepok	<i>Balanus creatus</i>	n.a.	
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	percelen	percelen
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	n.a.	
gewone zeester	<i>Asterias rubens</i>		percelen
nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	wilde banken	
strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	wilde banken	wilde banken
mossel	<i>Mytilus edulis</i>		percelen

Er is verder nagegaan in hoeverre deze bevindingen ook gelden voor de voor H1110A onderscheiden typische soorten (LNV, 2012). Uit tabel 3.1.3. blijkt dat zandzager en strandkrab vaker op mosselpercelen werden aangetroffen en de strandkrab ook in hogere aantallen; de zeester en de mossel werden alleen in hogere aantallen op percelen aangetroffen. Nonnetje en strandgaper kwamen vaker voor op wilde banken, terwijl de aantallen zeeanjer, slibanemoon, groene zeeduizendpoot en strandgaper hoger waren op wilde banken.

Met mosselen geassocieerde soorten

Van de 123 soorten in de box core dataset 2008-2010 waren 35 soorten positief geassocieerd met de mossel (*M. edulis*) (Tabel 3.1.4).

Table 3.1.4 Soorten positief geassocieerd met de mossel *Mytilus edulis* in het sublitoraal van de westelijke Nederlandse Waddenzee, gebaseerd op 568 box cores verzameld in 2008, 2009 and 2010.

specode	occs	comm	Ochiai	C.score	sign	AphiaID	species	Phylum	Class	inv.	substrate	feeding
Alisuc	189	152	0.817	0.033	+++	234850	<i>Alitta succinea</i>	Annelida	Polychaeta	no	hetrog.	depos
Carmae*	143	126	0.779	0.037	+++	107381	<i>Carcinus maenas</i>	Arthropoda	Malacostraca	no	soft	carni
Conret	237	156	0.749	0.05	+++	111351	<i>Conopeum reticulum</i>	Bryozoa	Gymnolaemata	no	hard, s	suspe
Alcmyt	127	114	0.748	0.039	+++	468026	<i>Alcyonidioides mytili</i>	Bryozoa	Gymnolaemata	no	hard, s	suspe
Balsp*	154	124	0.739	0.063	+++	106215	<i>Balanus sp.</i>	Arthropoda	Maxillopoda	no	hard, s	suspe
Metsen*	171	130	0.735	0.069	+++	100982	<i>Metridium senile</i>	Cnidaria	Anthozoa	no	hard, s	suspe
Oligoc	289	149	0.648	0.09	+++	2036	Oligochaeta	Annelida	Clitellata	no	soft	depos
Polcor	152	108	0.648	0.119	+++	131143	<i>Polydora cornuta</i>	Annelida	Polychaeta	no	hetrog.	suspe
Crefor	104	88	0.638	0.08	+++	138963	<i>Crepidula fornicata</i>	Mollusca	Gastropoda	yes	hard, s	suspe
Harimp	74	73	0.627	0.008	+++	130770	<i>Harmothoe impar</i>	Annelida	Polychaeta	no	hard, m	carni
Alivir*	148	100	0.608	0.147	+++	234851	<i>Alitta virens</i>	Annelida	Polychaeta	yes	soft	omni
Strben	152	101	0.606	0.15	+++	131191	<i>Streblospio benedicti</i>	Annelida	Polychaeta	yes	soft	depos
Astrub*	62	61	0.573	0.011	+++	123776	<i>Asterias rubens</i>	Echinodermata	Asteroidea	no	hard, m	carni
Harimb	45	45	0.496	0	+++	130769	<i>Harmothoe imbricata</i>	Annelida	Polychaeta	no	hard, m	carni
Lancon	117	72	0.492	0.233	+++	131495	<i>Lanice conchilega</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	suspe
Sagtro*	70	55	0.486	0.15	+++	100994	<i>Sagartia troglodytes</i>	Cnidaria	Anthozoa	no	hetrog.	carni
Obelon	38	33	0.396	0.108	+++	117389	<i>Obelia longissima</i>	Cnidaria	Hydrozoa	no	hard, s	suspe
Molsoc	30	29	0.391	0.028	+++	103804	<i>Molgula socialis</i>	Chordata	Ascidacea	yes	hard, s	suspe
Cragig	43	34	0.383	0.17	+++	140656	<i>Crassostrea gigas</i>	Mollusca	Bivalvia	yes	hard, s	suspe
Eumsan	36	31	0.382	0.115	+++	130644	<i>Eumida sanguinea</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	carni
Hemtak	25	25	0.37	0	+++	389288	<i>Hemigrapsus takanoi</i>	Arthropoda	Malacostraca	yes	hard, m	carni
Melpal	32	28	0.366	0.106	+++	102843	<i>Melita palmata</i>	Arthropoda	Malacostraca	no	hard, m	depos
Polcil	39	30	0.355	0.193	+++	131141	<i>Polydora ciliata</i>	Annelida	Polychaeta	no	hard, s	depos
Myspic	26	23	0.333	0.101	+++	147026	<i>Mysta picta</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	carni
Monach	19	18	0.305	0.047	+++	225814	<i>Monocorophium acherusicum</i>	Arthropoda	Malacostraca	no	hard, m	depos
Eulvir	17	17	0.305	0	+++	130639	<i>Eulalia viridis</i>	Annelida	Polychaeta	no	hard, m	carni
Clyhem	62	41	0.385	0.263	++	117368	<i>Clytia hemisphaerica</i>	Cnidaria	Hydrozoa	no	hard, s	suspe
Phymuc	21	17	0.274	0.173	++	334512	<i>Phyllodoce mucosa</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	carni
Petpho	17	15	0.269	0.108	++	156961	<i>Petricolaria pholadiformis</i>	Mollusca	Bivalvia	yes	hetrog.	suspe
Phomin	15	14	0.267	0.062	++	130603	<i>Pholae minuta</i>	Annelida	Polychaeta	no	hard, m	carni
Pedcer	8	8	0.209	0	++	111806	<i>Pedicellina cernua</i>	Entoprocta	NA	no	hard, s	suspe
Pinpis	8	8	0.209	0	++	107473	<i>Pinnotheres pisum</i>	Arthropoda	Malacostraca	no	undef.	paras
Lepsqu	7	7	0.196	0	++	130801	<i>Lepidonotus squamatus</i>	Annelida	Polychaeta	no	hard, m	carni
Mytori	7	7	0.196	0	++	128901	<i>Mytilicola orientalis</i>	Arthropoda	Maxillopoda	yes	undef.	paras
Stycla	7	7	0.196	0	++	103929	<i>Styela clava</i>	Chordata	Ascidacea	yes	hard, s	suspe
Macbal*	81	30	0.246	0.526	--	141579	<i>Macoma balthica</i>	Mollusca	Bivalvia	no	soft	depos
Nepcae	68	24	0.215	0.562	--	130355	<i>Nephtys caeca</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	carni
Angfab	17	3	0.054	0.81	--	152829	<i>Angulus fabula</i>	Mollusca	Bivalvia	no	soft	depos
Ensdir	163	58	0.336	0.44	---	140732	<i>Ensis directus</i>	Mollusca	Bivalvia	yes	soft	suspe
Myaare*	137	50	0.316	0.462	---	140430	<i>Mya arenaria</i>	Mollusca	Bivalvia	yes	soft	suspe
Scoam	302	71	0.302	0.468	---	334772	<i>Scoloplos armiger</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	depos
Marvir	184	55	0.3	0.49	---	131135	<i>Marenzelleria viridis</i>	Annelida	Polychaeta	yes	soft	depos
Pygele	202	55	0.286	0.509	---	131170	<i>Pygospio elegans</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	depos
Nephom*	168	38	0.217	0.613	---	130359	<i>Nephtys hombergii</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	carni
Cracra	69	20	0.178	0.633	---	107552	<i>Crangon crangon</i>	Arthropoda	Malacostraca	no	soft	carni
Etelon	112	24	0.168	0.683	---	130616	<i>Eteone longa</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	carni
Spibom	58	13	0.126	0.721	---	131187	<i>Spiophanes bombyx</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	depos
Spimar*	255	23	0.106	0.795	---	131185	<i>Spio martinensis</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	depos
Neplon	23	4	0.062	0.808	---	130364	<i>Nephtys longosetosa</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	carni
Arimin	70	6	0.053	0.884	---	130564	<i>Aricidea minuta</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	depos
Uropos	26	2	0.029	0.913	---	103235	<i>Urothoe poseidonis</i>	Arthropoda	Malacostraca	no	soft	depos
Nepcir	94	3	0.023	0.952	---	130357	<i>Nephtys cirrosa</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	carni
Batsar	42	2	0.023	0.942	---	103073	<i>Bathyporeia sarsi</i>	Arthropoda	Malacostraca	no	soft	depos
Magjoh	43	2	0.023	0.943	---	130269	<i>Magelona johnstoni</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	depos
Angten	51	2	0.021	0.95	---	146492	<i>Angulus tenuis</i>	Mollusca	Bivalvia	no	soft	depos
Glyuni	14	0	0	1	---	130131	<i>Glycera unicornis</i>	Annelida	Polychaeta	no	soft	carni
Retobt	12	0	0	1	---	141134	<i>Retusa obtusa</i>	Mollusca	Gastropoda	no	soft	carni

Soorten gemarkeerd met * zijn typische soorten voor het habitat. AphiaID: code worms database (<http://www.marinespecies.org/>) Substraat: 1) sediment, 2) heterogeen sediment, 3) hard substraat mobile soorten, 4) hard substraat sessiele soorten.

Spearman: Spearman rank correlation coefficient

OI: Ochiai index, maat voor paarsgewijze associatie met *Mytilus edulis*

Van 33 positief geassocieerde (35 minus twee parasieten) soorten genoemd in tabel 3.1.4 waren 12 positief gerelateerd aan saliniteit ("zoutwater-soorten") en 5 negatief gerelateerd aan saliniteit ("brakwater-soorten"). Waterdiepte heeft op 13 soorten van de 46 een positief effect op de kans om aangetroffen te worden. Voor geen enkele soort neemt de trefkans af met toenemende waterdiepte. Toenemende korrelgrootte heeft een positief effect op het voor komen van 5 geassocieerde soorten en op geen enkele soort een negatief effect. Maximale stroomsnelheid ten slotte heeft een positieve invloed op 7 van de 33 geassocieerde soorten. Bij een soort neemt de trefkans af bij toenemende maximale stroomsnelheden. Algemeen beeld is dat bij toenemende saliniteit, waterdiepte, mediane korrelgrootte van het sediment en de maximale stroomsnelheid de kans op het treffen van de geassocieerde soorten toeneemt.

3.2 Gebruik van de PRODUS vakken

3.2.1 Vakgrootte en randeffecten

Gemeten vanaf de rand van de vakken naar het centrum blijken soms gradiënten in mosseldichtheden aanwezig. De gradiënten op verschillende vakken zijn echter vaak tegengesteld. Een overheersende trend blijkt niet aantoonbaar wanneer de gegevens gezamenlijk worden geanalyseerd (Tabel 3.2.1.1). Dit geldt temeer wanneer alleen het binnenvak wordt meegenomen in de analyse (blauwe deel in de tabel). Er zijn daarmee geen aanwijzingen zijn voor het optreden van randeffecten, laat staan binnen het middengebied waarin de feitelijke metingen hebben plaatsgevonden.

Tabel 3.2.1.1: Anova tabel voor Random interceptmodel $\text{lme}(\text{Mosseldichtheid} \sim \text{Afstand}, \text{random} = \sim 1 | \text{factor}(\text{Locatie}), \text{method} = \text{"REML"}, \text{weights} = \text{varIdent}(\text{form} = \sim 1 | \text{factor}(\text{Locatie}))$). Df=50. Het bovenste deel van de tabel betreft mogelijke trends vanaf de rand van tot het midden van het gesloten vak. Het onderste deel geeft dezelfde analyse uitgaande van alleen de gegevens binnen het binnenvak.

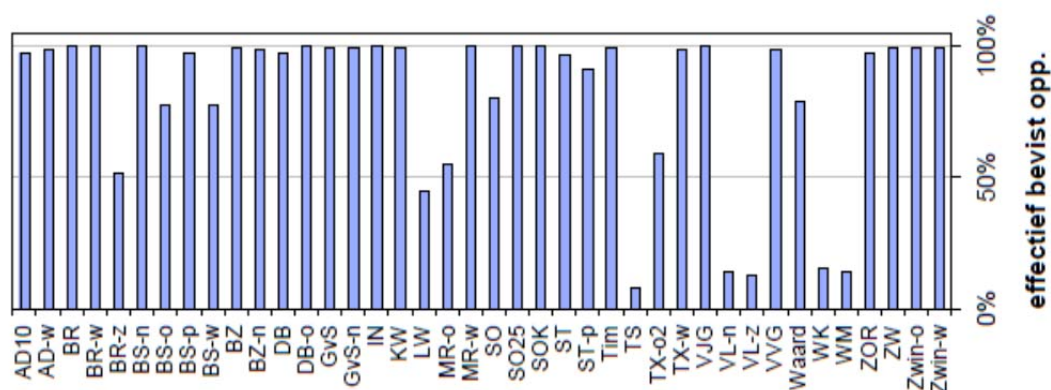
Mosseldichtheid (kg/m ²)	Value	Std. Error	t-value	p-value
Resultaten gehele vak				
Intercept	1.8399471	0.5540250	3.321054	0.0017
Afstand van centrum	0.0001282	0.0015797	0.081183	0.9356
Resultaten voor het binnenvak:				
Intercept	2.2145044	0.8736434	2.5347921	0.0185
Afstand van centrum	-0.0015463	0.0074020	-0.208904	0.8364

3.2.2 Visserij intensiteit

De analyse van de black box gegevens heeft laten zien dat er in 3 gesloten vakken is gevisst; in één geval zijn de coördinaten niet juist opgegeven en in 2 gevallen is er in het verkeerde vak gevisst. Deze locaties zijn vanaf het moment van bevissing uit de analyse weggelaten.

De visserij intensiteit in de opengestelde vakken was meestal zodanig dat vrijwel het gehele oppervlak van het vak daadwerkelijk is bevisst (Figuur 3.2.2.1). Uit de figuur blijkt dat er soms ook weinig is gevisst. De reden daarvoor is dat de mosselen zoals die op T0 nog aanwezig waren bij aanvang van de visserij alweer (goeddeels) waren verdwenen, in de meeste gevallen als gevolg van predatie door zeesterren. Daar waar een vak met de black box als bevisst is

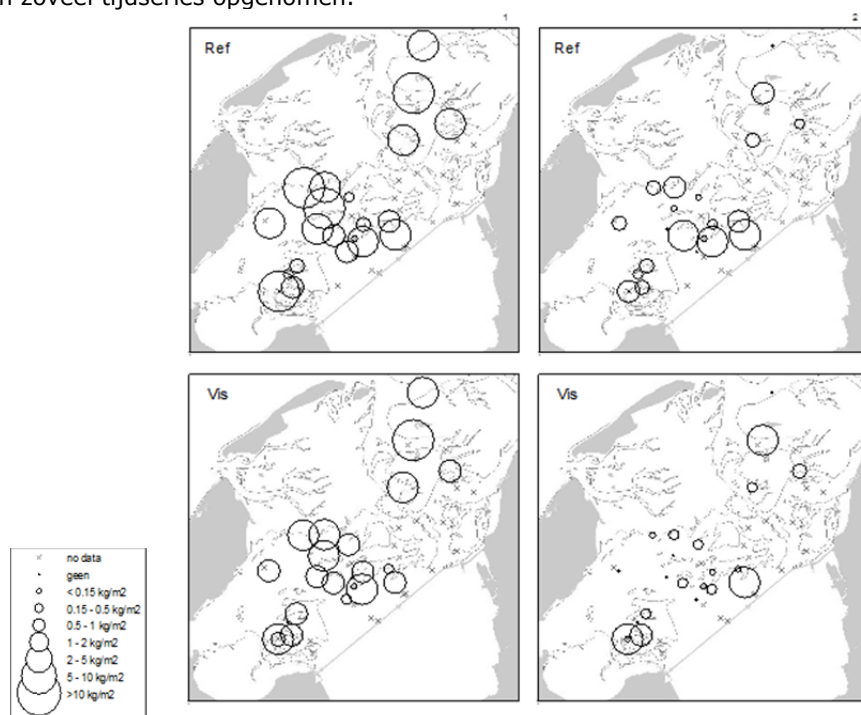
geregistreerd, kan er van uit worden gegaan dat ook daadwerkelijk visserij heeft plaatsgevonden.



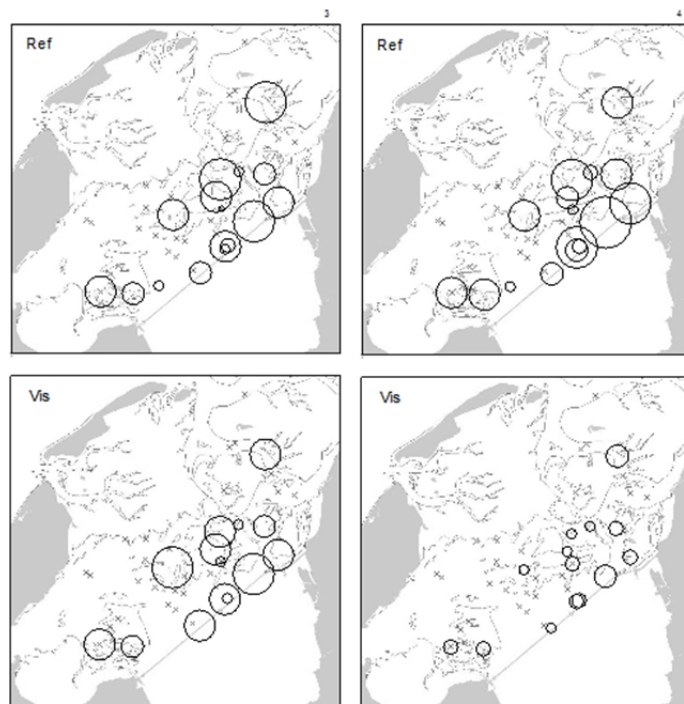
Figuur 3.2.2.1. Het percentage bevist oppervlak in de "open" PRODUS-vakken vanaf het moment dat betreffende vak is ingesteld. Dit is in het algemeen de eerste keer dat er is gevist, dus direct na de zaadval.

3.3 Mosselbestand in PRODUS vakken

In figuur 3.3.1 zijn kaarten weergegeven met de biomassa voor (T0) en na (T1) de najaarsvisserij (a) en voorjaarsvisserij (b) voor gesloten en open vakken. Het betreft daarbij de biomassa van de jaarklas mosselen die is ontstaan tijdens de zaadval in de zomer voorafgaand aan T0. Bij meerdere zaadvallen, zoals bijvoorbeeld in het Visjagersgaatje, zijn in de figuren dus even zoveel tijdseries opgenomen.

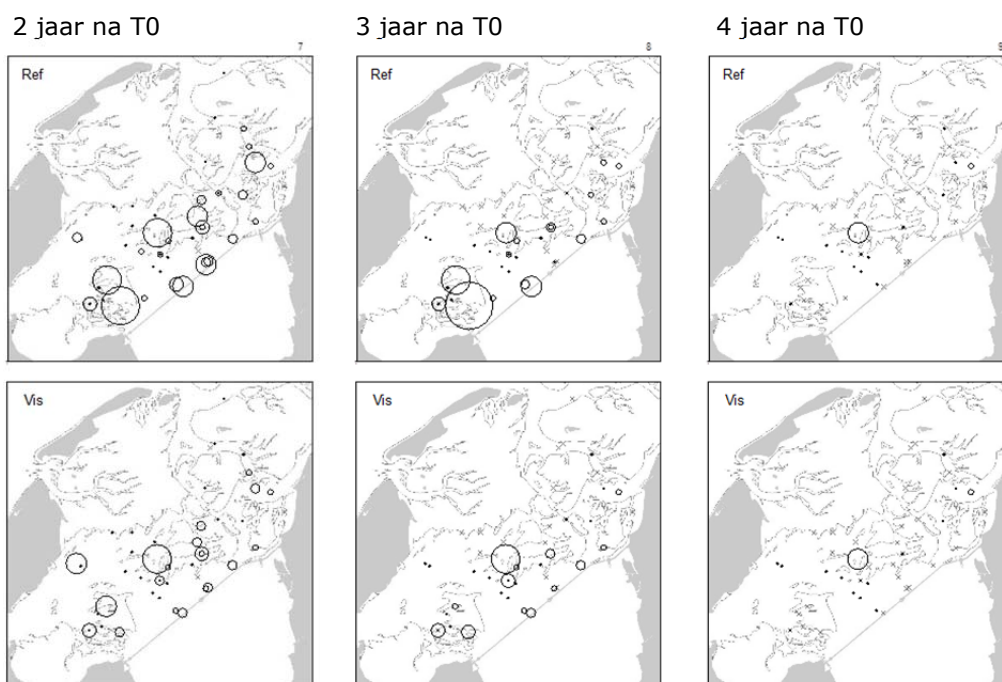


Figuur 3.3.1. a Mosselbiomassa in gesloten (ref) en open vakken (vis) op T0 (links) en T1 (rechts) in het najaar ('instabiel').



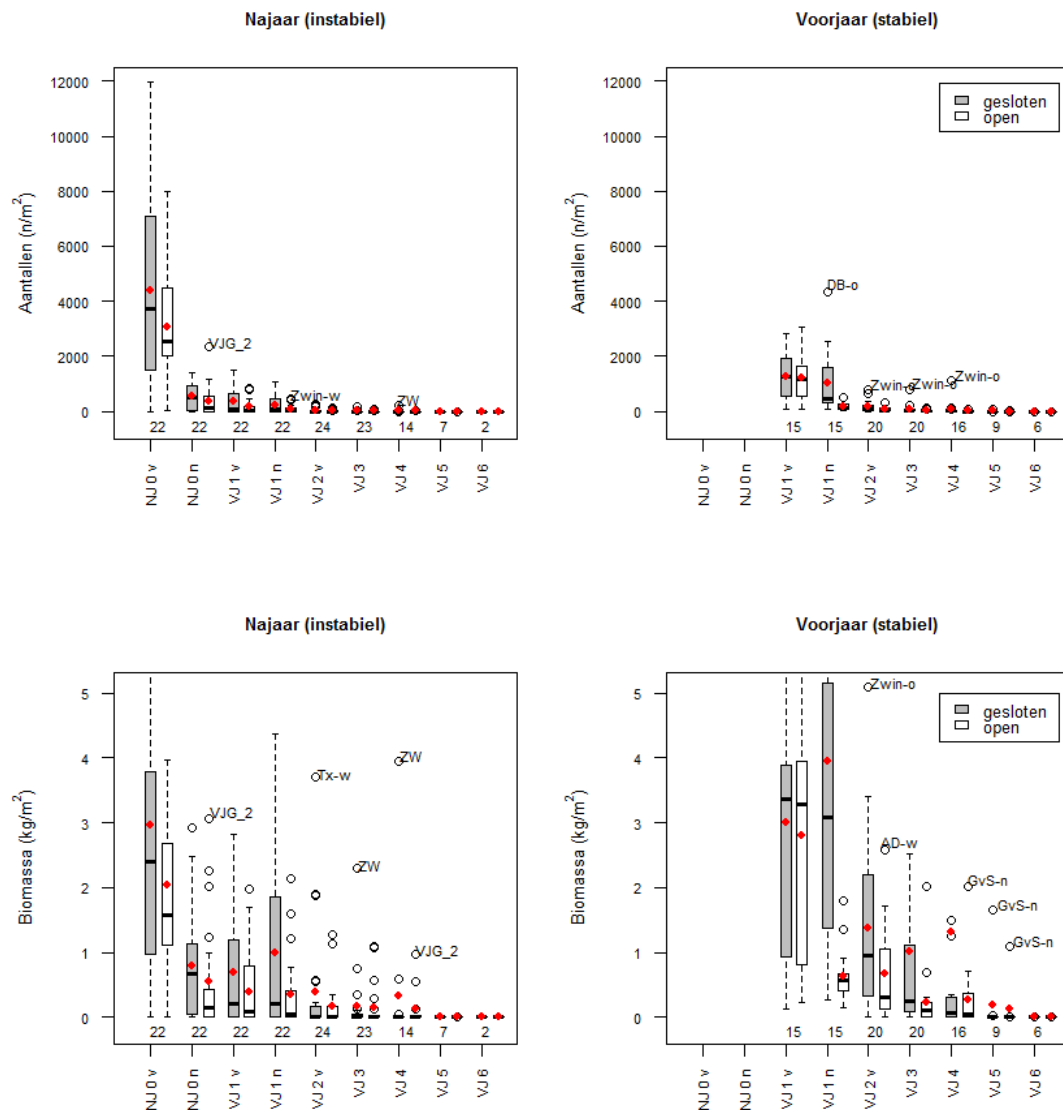
Figuur 3.3.1.b Mosselbiomassa in gesloten (ref) en open vakken (vis) op T0 (links) en T1 (rechts) in het voorjaar; de vakken die in het voorgaande najaar al waren bevestigd en eventueel opnieuw in het voorjaar, zijn hier buiten beschouwing gelaten en met een x aangeduid.

Uit deze figuren blijkt dat visserij leidt tot lagere biomassa in de bevestigde vakken. Tevens is duidelijk te zien dat met name in het najaar ook in de gesloten vakken veel mosselen verdwijnen.



Figuur 3.3.2. Mosselbiomassa van meerjarige mosselen in het voorjaar op gesloten en open vakken 2, 3 en 4 jaar na bevestiging. Eventuele nieuwe zaadval is hier niet in weergegeven.

Uit figuur 3.3.2 blijkt dat de mosselbiomassa ook op de gesloten vakken met de tijd steeds verder daalt en dat daarmee het oorspronkelijke verschil met de beviste vakken verdwijnt. Voor de stabiele locaties geldt dat tot drie jaar na de visserij dit verschil nog steeds significant is (zie tabel 3.3.1 en 3.3.2).



Figuur 3.3.3 Box en whisker plots van mossel biomassa (onder) en dichtheid (boven) van control (grijs= gesloten) en impact (wit=open) plots waarbij de visserij is gestart in na- (links) resp. voorjaar (rechts). Het eerste waarnemingen paar (resp. NJ01 voor, VJ00 voor) is de T0, d.w.z. voor de visserij, daarna volgt de T1 bemonstering direct na de visserij (NJ00 na; VJ01 na), vervolgens is er in het voorjaar niet of nauwelijks meer op deze cohorten gevist en is er in de periode april-juni één keer bemonsterd, dus geen voor – na bevissing. In de vakken die in het najaar zijn gestart is ook in het daaropvolgende voorjaar gevist, dus de T2 bestaat uit een voor en na bemonstering (VJ01 voor; VJ01 na).

De ontwikkelingen zijn samengevat in figuur 3.3.3 voor biomassa en aantallen mosselen per m². Net als in de eerdere figuren zijn de tijdreeksen van de waarnemingen teruggeschaald naar het eerste najaar (instabil) of voorjaar (stabil) van bevissing. Uit de figuur blijkt dat biomassa en

aantallen op de open en gesloten plots op T1 (dus na de eerste visserij) in het voorjaar een duidelijk verschil laten zien terwijl in het najaar ook op de gesloten plots het mosselbestand flink is afgenomen. Dit illustreert het instabiele karakter van deze laatste gebieden. Het is niet onverwacht dat de mosselbiomassa afneemt als gevolg van visserij. Wat wel opvalt is dat ook andere factoren dan visserij in het najaar kunnen leiden tot decimering van de mosselbestanden. Verder blijkt dat er op een enkele locatie na langere tijd nog grote hoeveelheden mosselen aanwezig zijn met als extremen de locaties ZW, Zwin-o en GVS-n. Dit betreft dus zowel najaars- (ZW) als voorjaarsvakken (Zwin-o en GVS-n). Dit patroon doet zich voor op zowel de referentievakken als de beviste vakken. De biomassa's zijn op de visvakken wat lager dan op de naastgelegen referentievakken. Op deze locaties hebben de mosselen zich klaarblijkelijk goed weten te handhaven en kunnen groeien. Niet duidelijk is aan welke factoren dit is toe te schrijven want de vakken lagen niet in de meest stabiele gebieden.

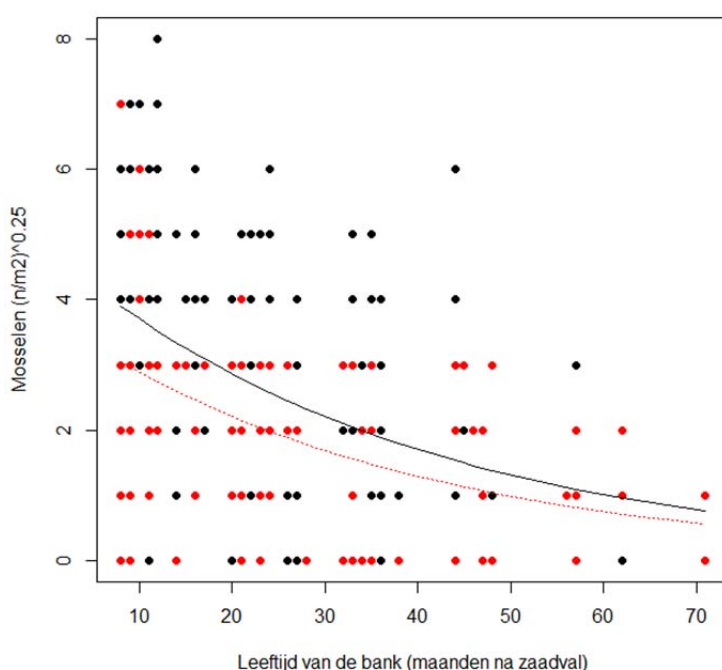


Fig. 3.3.4 Aantal mosselen na de T1 als 4^e machtswortel op de vakken als functie van de leeftijd van de mosselbank; blauw = gesloten en rood = open vakken. De blauwe en rode lijn zijn het gemiddelde verloop (poisson) van de mosselaantallen in de tijd voor respectievelijk de gesloten en open vakken.

In fig. 3.3.4 is per vak de coëfficiënt van de helling van de afname in mosselbiomassa op de vakken berekend voor open en gesloten vakken apart na T1 in het voorjaar. Deze zijn in een gepaarde toets (non-parametrisch) getest en het verschil was niet significant. Dit duidt er op dat de overlevingskans van de nog aanwezige mosselen door de eerdere visserij noch nadelig noch voordelig wordt beïnvloed. Dus, na T1 is er geen verschil in de afname van mosselen over de tijd. Echter, omdat er op T1 in de gesloten vakken meer ligt, blijft er meer biomassa aanwezig.

Uit tabel 3.3.1 blijkt dat de bevissing in het najaar geen significante verschillen laat zien in biomassa tussen open en gesloten vakken. In het voorjaar is op betreffende locaties een significant verschil tussen bevist en onbevist aantoonbaar. Bij de monsternamen na de voorjaarsvisserij is dit verschil echter weer verdwenen.

Mosselzaadvisserij in het voorjaar op de meer stabiel gelegen locaties leidt tot een significant lagere biomassa in de open versus de gesloten vakken in de twee volgende jaren (Tabel 3.3.2). Na 3 jaar zijn de verschillen in biomassa ook op deze locaties niet meer statistisch significant.

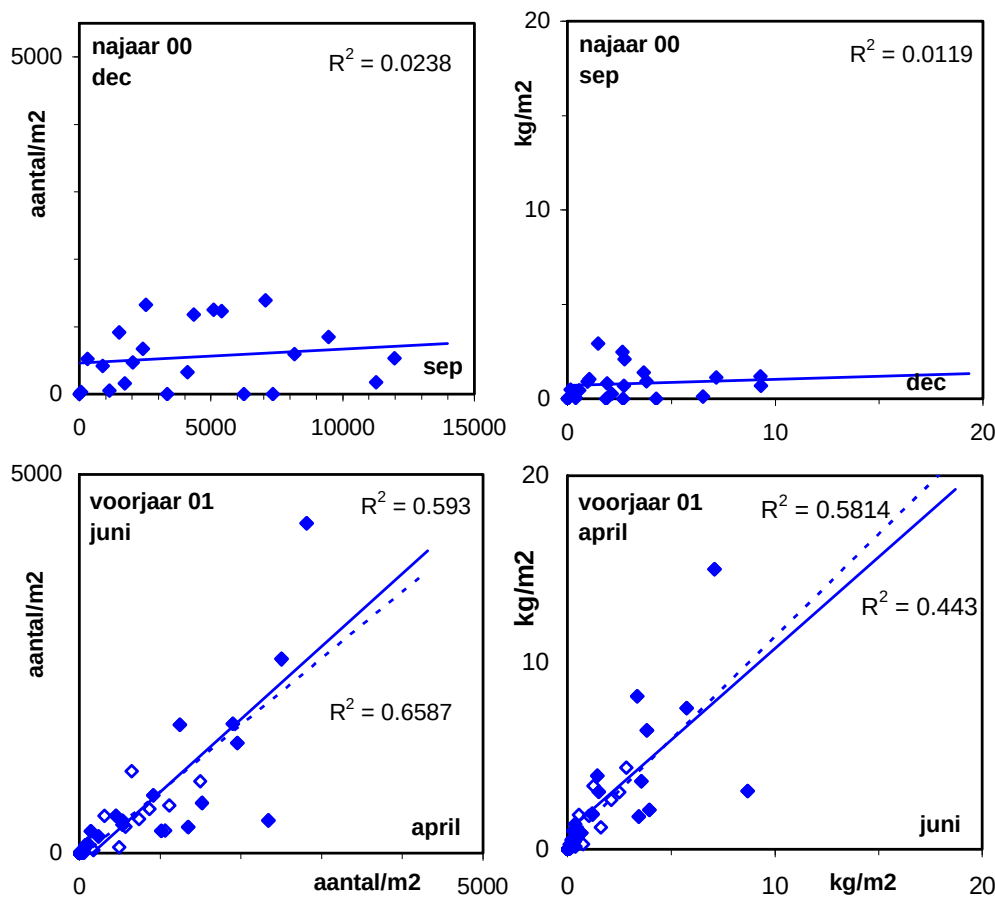
Tabel 3.3.1 Ontwikkeling in gemiddelde biomassa mosselen (kg/m²) voor open en gesloten najaars (instabiele) vakken en de uitkomsten van statistische toetsen voor de achtereenvolgende tijdstippen van bemonstering. Alleen in het voorjaar na de bevissing van het voorafgaande najaar is de biomassa in de gesloten vakken significant hoger dan in de open vakken.

				T0 - T1	Open / gesloten
Tijdstip	Gesloten	Open	n	P-waarde	P-waarde
NJ_00_voor	2.971	2.047	22	0.1941	
NJ_00_na	0.799	0.545	22		0.1851
VJ_01_voor	0.684	0.382	22	0.0799	0.0411 *
VJ_01_na	0.983	0.352	22		0.0554
VJ_02_voor	0.378	0.156	24		0.0929
VJ_03_gem	0.162	0.138	23		0.6698
VJ_04_gem	0.328	0.119	14		0.9102
VJ_05_gem	0.000	0.000	7		
VJ_06_gem	0.000	0.000	2		

Tabel 3.3.2 Gemiddelde biomassa mosselen (kg/m²) voor open en gesloten voorjaars (stabiele) vakken en uitkomsten statistische toetsen. Na de voorjaarsvisserij is de biomassa in gesloten vakken significant hoger direct na vissen, een jaar na vissen en 2 jaar na vissen.

				T0 - T1	Open / gesloten
Tijdstip	Gesloten	Open	n	P-waarde	P-waarde
VJ_01_voor	3.00	2.80	15	0.0026 *	
VJ_01_na	3.96	0.63	15		0.0002 *
VJ_02_voor	1.36	0.66	20		0.0255 *
VJ_03_gem	1.01	0.23	20		0.0005 *
VJ_04_gem	1.31	0.27	16		0.6257
VJ_05_gem	0.19	0.12	9		
VJ_06_gem	0.00	0.00	6		

Figuur 3.3.5 laat de instabiliteit van de najaarslocaties zien: op de gesloten vakken die in het najaar zijn aangelegd is het aanwezige mosselzaad in december alweer goeddeels verdwenen. Van het zaad in september is in aantallen/m² in december nog 13% over en van de biomassa nog 27%; dit laatste percentage is hoger omdat afname door sterfte deels door groei wordt gecompenseerd. Op de locaties die in het voorjaar zijn aangelegd zijn de verliezen tussen april en juni aanzienlijk minder: een overleving van het zaad van 83% gepaard gaand met een toename in biomassa als gevolg van groei tot 133% ten opzichte van het bestand in april.



Figuur 3.3.5 Ontwikkeling van het mosselbestand in het najaar (boven) en voorjaar (onder) op de gesloten vakken, dus zonder visserij, tussen T0 en T1 (gesloten punten). De open punten in de onderste figuren betreffen de vakken die al in het najaar zijn aangelegd en bemonsterd (gegevens bovenste figuur) en in het voorjaar opnieuw zijn bemonsterd (T2 en T3)..

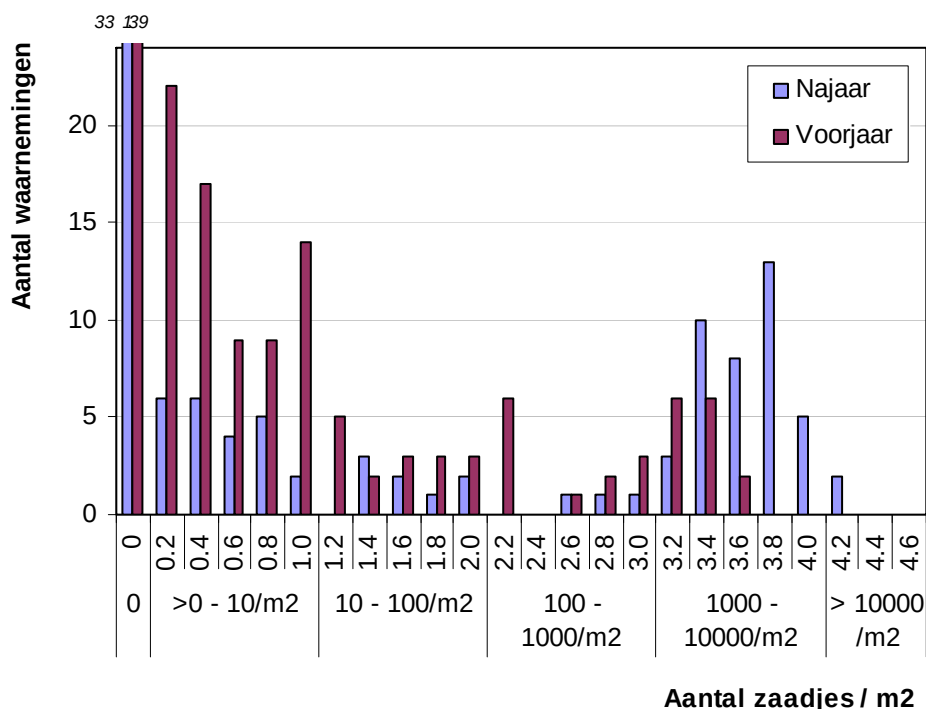
Samengevat laten deze resultaten zien dat de mosselbestanden snel afnemen in de tijd. Dit geldt ook op de gesloten vakken. Een significante effect van visserij is aanwezig op de stabiele locaties. Dit verschil blijft tot en met 2 jaar na de visserij significant. Mosselvakken op instabiele locaties zijn in het najaar aan grote verliezen onderhevig, waardoor er geen duidelijk effect van visserij waarneembaar is. Op een drietal vakken zijn er jaren na bevissing nog hoge mosselbiomassa's aangetroffen.

3.4 Nieuwe zaadval in PRODUS vakken

Deze paragraaf richt zich op de vraag in hoeverre de mosselzaadvisserij van invloed is op de nieuwe zaadval. De hypothese is dat zonder visserij er meer mosselen achterblijven die kunnen dienen als substraat voor nieuw zaad. Anderzijds kunnen volwassen mosselen larven affiltreren en zouden daarmee de zaadval kunnen remmen. De PRODUS-vakken zijn aangelegd in nieuw ontstane zaadbanken. Deze zaadval is dus nog niet onderhevig geweest aan het wel en niet bevissen van de beide deelvakken. Voor de analyse zijn daarom met name nieuwe zaadvallen zoals die na de aanleg van de vakken hebben plaatsgevonden interessant.

De zaadvallen zoals we die kennen uit het veld kenmerken zich door soms uitbundige broedvallen die leiden tot nieuwe zaadbanken en door een zekere "achtergrondbroedval" van kleine hoeveelheden mosselzaad in bestaande mossel- (en oester-) banken. Het eerste type

broedval vormt de basis voor het ontstaan van nieuwe banken waardoor verdwenen banken weer kunnen terugkeren. Vanwege de ongewisse kans op goede zaadvallen is nieuwe vestiging echter onzeker, zoals het uitblijven van zaadval in 2010 en 2011 heeft laten zien. Het tweede type zaadval, waarbij zich mosselzaad vestigt in bestaande banken, vindt vrijwel altijd wel plaats, dus ook in jaren met een overall slechte broedval. De dichtheden mosselzaad zoals die in de PRODUS-vakken op T0 is aangetroffen toont een duidelijke tweedeling in dichtheden zaad na vestiging (figuur 3.4.1). Op grond daarvan zijn beide typen zaadval nader gedefinieerd als dichtheden boven en onder 150 zaadjes/m².

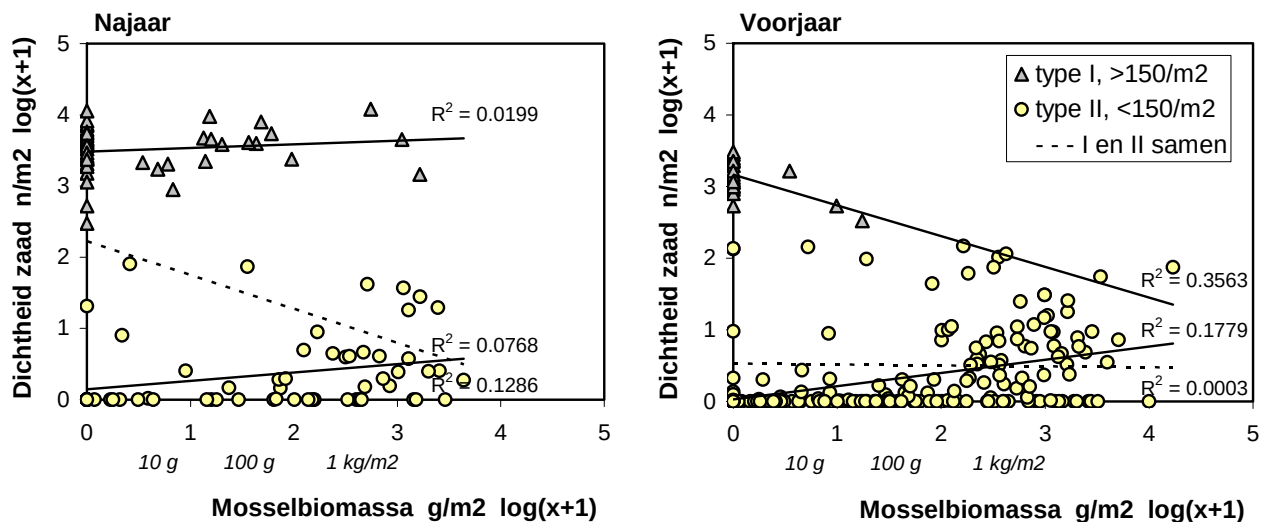


Figuur 3.4.1 Frequentieverdeling van $\log(x+1)$ getransformeerde dichtheden mosselzaad in het najaar (september) of voorjaar (april), van de referentie en visvakken tezamen.

In de figuur 3.4.2 is de dichtheid mosselzaad kort na de zaadval uitgezet als functie van de op dat moment aanwezige biomassa meerjarige mosselen. Daarbij is geen onderscheid gemaakt tussen de dichtheden mosselzaad bij aanleg van de vakken en de zaadvallen zoals die later hebben plaatsgevonden.

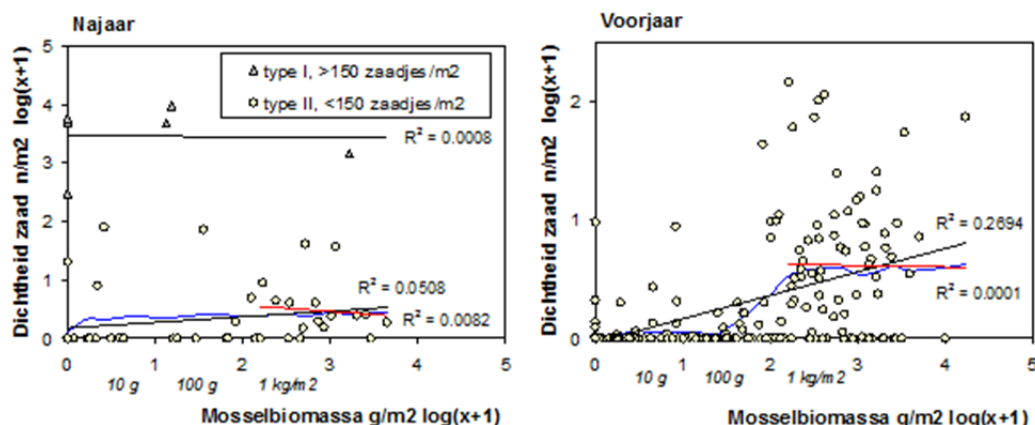
Uit de figuren blijkt dat de meer massale zaadvallen (type I) veelal zijn waargenomen op plaatsen met op dat moment helemaal geen of nauwelijks mosselen (<100 g/m²), terwijl de spaarzamere zaadvallen (type II) juist in aanwezigheid van meerjarige mosselen succesvoller blijken. In de figuren is geen onderscheid gemaakt tussen de referentie- en visvakken. De reden daarvoor dat ook de metingen op T0 zijn meegenomen en de behandeling "wel of niet vissen" dan nog niet heeft plaatsgevonden. In figuur 3.4.3 en 3.4.4 (zie hierna) met daarin alleen de zaadvallen na aanleg van de vakken (T0) is dit onderscheid wel gemaakt.

Van belang is te beseffen dat bij de aanleg, de onderzoekslocaties gericht zijn neergelegd op plaatsen met op dat moment substantiële hoeveelheden mosselzaad. Voor de zaadvallen van type I geven de figuren daarmee een vertekend beeld ten aanzien van de kans op optreden van zulke zaadvallen. Betreffende locaties zijn immers op de aanwezigheid van veel zaad geselecteerd. Dit laat echter onverlet dat op plaatsen met type 1 zaadval vaak geen meerjarige mosselen aanwezig waren aangezien bij de locatiekeuze van de PRODUS-vakken verder niet op de aan- of afwezigheid van meerjarige mosselen is geselecteerd.



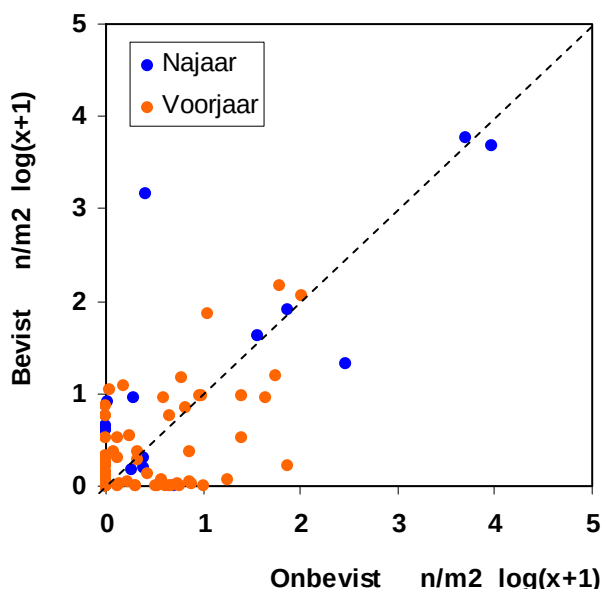
Figuur 3.4.2 Dichtheid zaadmosselen ten tijde van de eerste bemonstering (= september of april) als functie van de op dat moment aanwezige biomassa meerjarige mosselen. Beide zijn daarbij $\log(x+1)$ getransformeerd. De grafiek bevat zowel de dichtheden zaad bij aanleg van de vakken als ook de dichtheden bij latere zaadvallen. Elk station komt daarmee even zo vaak in de grafiek als het aantal jaren dat het station is bemonsterd. De zaadvallen kunnen daarbij ook nul zijn geweest. De weergegeven trends zijn gefit door de referentie en visvakken tezamen.

Uitgaande van de zaadvallen (of ontbreken daarvan) na aanleg vakken (figuur 3.4.3.), blijkt dat nieuwe goede zaadvallen van het type 1 nog slechts 6 maal zijn opgetreden, en dat alleen op de najaarslocaties. Ook hier valt op dat op 5 van deze 6 locaties ten tijde van de zaadval er geen of vrijwel geen meerjarige mosselen aanwezig waren. Zaadvallen van het type 2 hebben na aanleg van de vakken frequenter plaatsgevonden en blijken met name op de voorjaarslocaties meer succesvol in aanwezigheid van meerjarige mosselen. Daarbij lijkt er een omslagpunt te liggen bij ongeveer 100 gram meerjarige mosselen/ m^2 . De vestiging van nieuw zaad wordt dan beter, maar lijkt bij verder oplopende dichtheden mosselen niet verder toe te nemen.



Figuur 3.4.3 Als figuur 3.3.2, waarbij alleen de zaadvallen (of ontbreken daarvan) na aanleg vakken zijn weergegeven. Voor de type 2 zaadvallen zijn ook voortschrijdende gemiddelden gepresenteerd (blauw). De meegegeven trends zijn berekend over de gehele range aan mosseldichtheden (zwart) en voor mosselbiomassa's groter dan 150 gram/ m^2 , zijnde de ondergrens waarbij visserij nog lonend is (rode lijntjes).

In figuur 3.4.4 is de zaadval op de aangrenzende referentie- en visvakken tegen elkaar uitgezet, met ook hier alleen de gegevens zoals die zijn verzameld na aanleg van de vakken. Significante verschillen bleken niet te kunnen worden aangetoond.



Wilcoxon Signed Rank Test

Zaadval na T1	Aantallen / m²				
	Onbevist	Bevist	n	Ts	
Najaar	1936	1422	54	0.23	ns
Voorjaar	127	121	126	0.59	ns
Najaar + Vjaar	670	511	180	0.37	ns

Figuur 3.4.4 Dichtheid mosselzaad in september (najaarslocaties) en april (voorjaarslocaties) als indicator voor de zaadval op de onbeviste en beviste PRODUS-vakken. Het betreft gegevens over de zaadval na aanleg van de locaties. De dichtheden zijn $\log(x+1)$ getransformeerd. De gegevens zijn statistisch getoetst op verschillen in zaadval op de beviste en onbeviste vakken met een Wilcoxon Signed Rank Test (Sokal & Rolph, 1981).

Samengevat

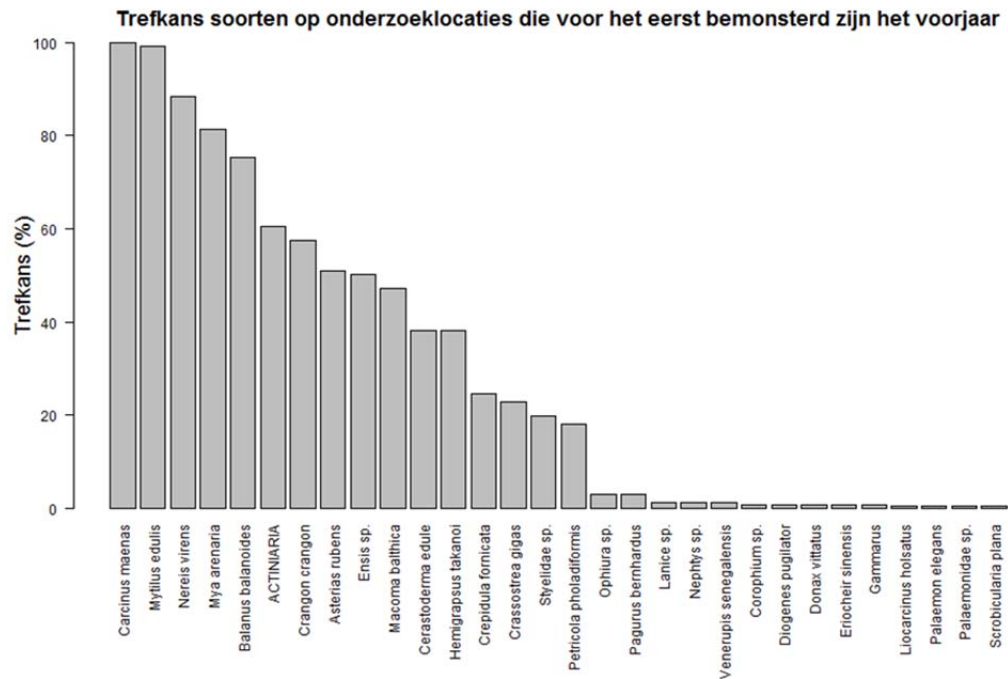
Een negatief effect van visserij op mosselzaadval is niet waarschijnlijk voor type 1 zaadval aangezien deze geen verband houdt met de mosseldichtheid en er ook anderszins geen aanwijzingen zijn dat de zaadval verband houdt met eerdere visserijen. Voor type 2 zaadval geldt dat vanaf een biomassa mosselen van ca. 100 g/m² de zaadval beter is dan bij lagere mosseldichtheden. Bij verder toenemende biomassa's neemt de zaadval niet verder toe. Effecten van visserij zijn daarmee ook op de achtergrondzaadval niet waarschijnlijk omdat bij visserij mosselen achterblijven in dichtheden boven gemiddeld 150 gram per m² (bij een lagere dichtheid is visserij niet meer lonend). Dit verklaart mogelijk waarom er geen verschillen in zaadval tussen de open en gesloten vakken konden worden aangetoond

3.5 Grotere bodemdieren (zuigkor data)

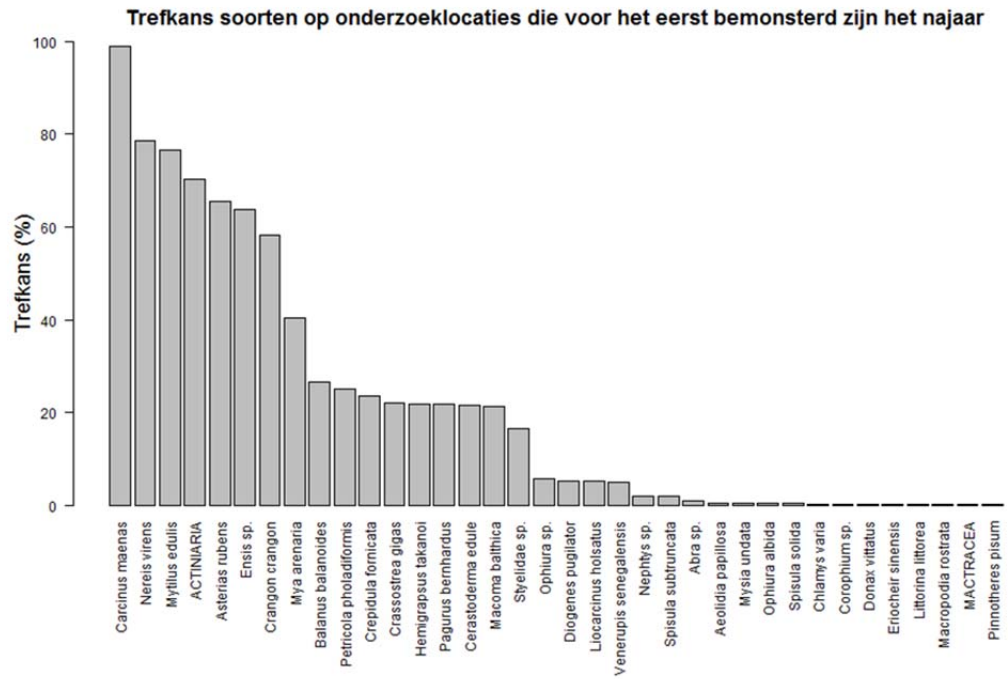
Dominante soorten op de PRODUS vakken

De resultaten van de zuigkor bemonsteringen die hebben plaatsgevonden, zijn vooral gefocust op de grotere bodemdiersoorten (>5 mm) die op en tussen de mosselen leven. In totaal zijn er 41 soorten gevonden met de strandkrab, mossel en zager als meest dominant aanwezige soorten (>80% van de monsters). Figuur 3.5.1a en Figuur 3.5.1b geven een overzicht van de bemonsterde soorten en het procentuele aandeel van de monsters waarin de soort aangetroffen is. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen PRODUS locaties die rondom de voorjaarsvisserij voor het eerst bemonsterd zijn (Figuur 3.5.1a) en locaties welke rondom de najaarsvisserij voor het eerst bemonsterd zijn (Figuur 3.5.1b). Voor de voorjaarslocaties geldt dat 16 (van de 41) soorten

in minimaal 15% van de monsters voorkwamen. Voor de in het najaar startende vakken waren dat er 17



Figuur 3.5.1a: Benthossoorten gevonden in de zuigkor- en bodemschaafmonsters in het voorjaar. Op de y-as is aangegeven in welk percentage van de monsters de soorten zijn aangetroffen.



Figuur 3.5.1b: Benthossoorten gevonden in de zuigkor- en bodemschaafmonsters in het najaar. Op de y-as is aangegeven in welk percentage van de monsters de soorten zijn aangetroffen.

De soort die in nagenoeg alle monsters werd aangetroffen is de strandkrab (*Carcinus maenas*) maar ook de mossel (*Mytilus edulis*) en de zager (*Nereis virens*) komen vaak voor (in $\pm$ 80% van de monsters). In de locaties die voor het eerst in het voorjaar bemonsterd zijn is hiernaast de strandgaper (*Mya arenaria*) in ongeveer 80% van de monsters aangetroffen. De meest in de monsters voorkomende soorten die (volgens de literatuur) niet met mosselen geassocieerd zijn waren de strandgaper (*Mya arenaria*) en de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*), twee zeer talrijke invasieve exoten in de Waddenzee.

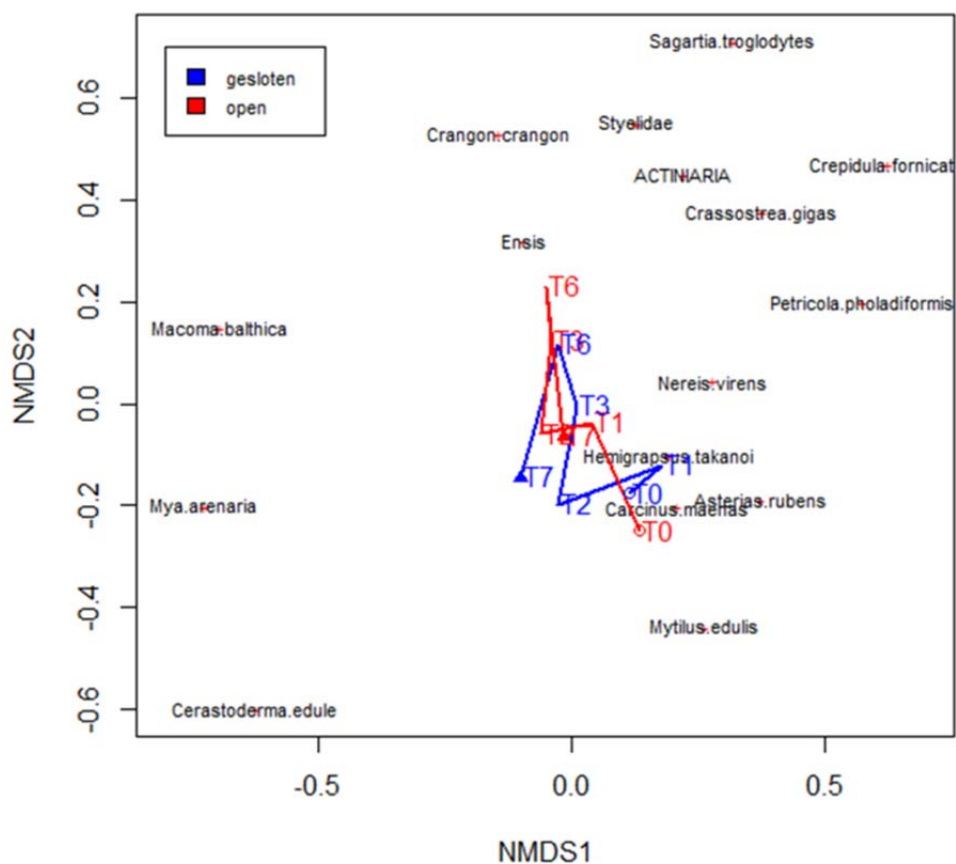
Andere frequent aangetroffen soorten zijn de zee-anemonen (*Actinaria* & *Sagartia troglodytes*), de zeester (*Asterias rubens*) de garnaal (*Crangon crangon*) en de zeepok (*Balanus balanoides*). Ook de invasieve blaasjeskrab (*Hemigrapsus sanguineus*), het muiltje (*Crepidula fornicata*), Amerikaanse boormossel (*Petricola pholadiformis*) en de Japanse oester (*Crassostrea gigas*) zijn in meer dan 20% van de monsters aangetroffen, net als de inheemse soorten kokkel (*Cerastoderma edule*) en het nonnetje (*Macoma balthica*).

Analyse van de leefgemeenschap

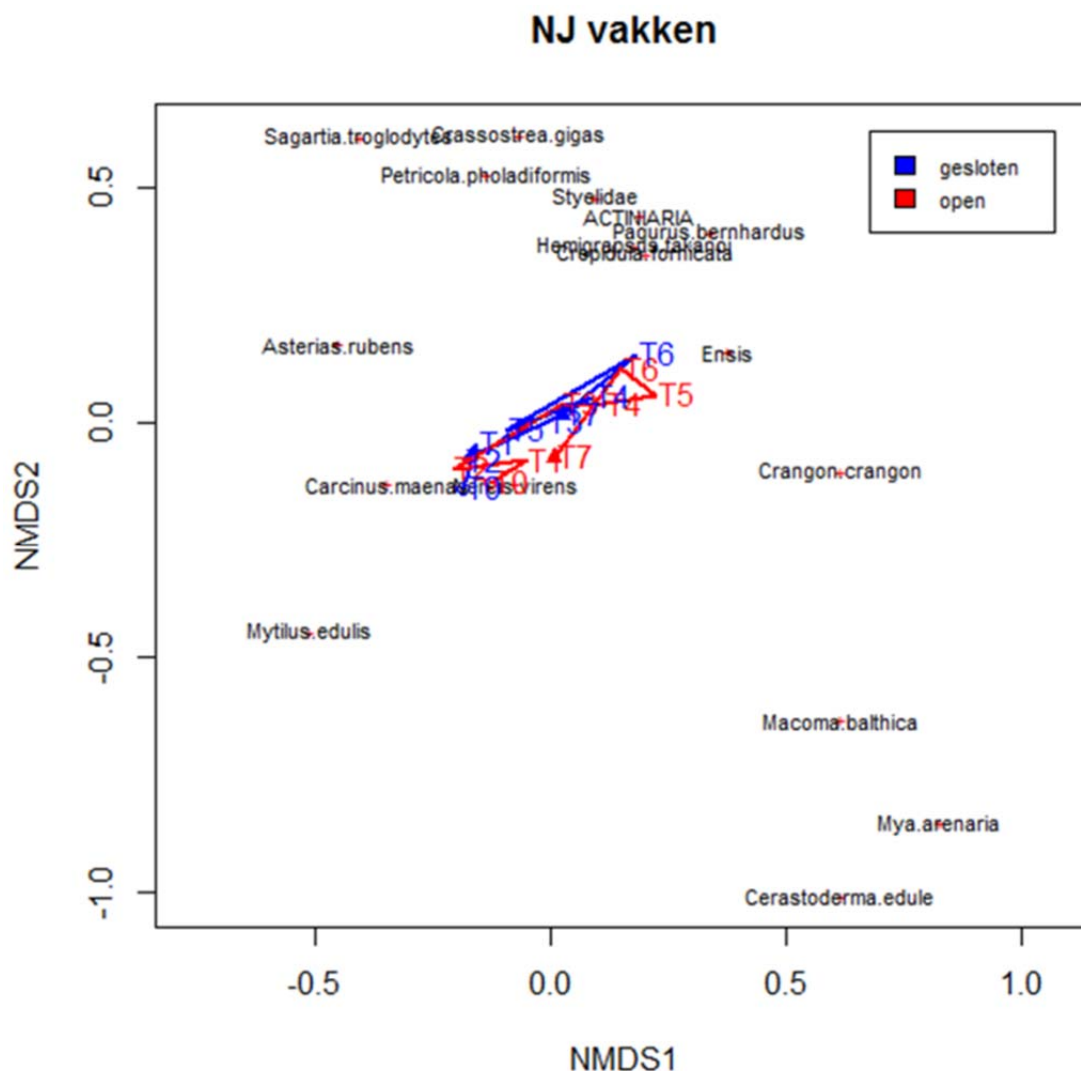
Aan de hand van de soorten die in ten minste 15% van de monsters voorkwamen is een multivariate analyse uitgevoerd met als doel de ontwikkeling van de levensgemeenschap op de vakken te volgen in de tijd en hierbij de open en gesloten vakken met elkaar te vergelijken. De analyse laat zien dat er een sterke parallelle ontwikkeling is in de voor visserij opengestelde en gesloten vakken (Figuur 3.4.2). Verschillen tussen de open en gesloten vakken zijn vooral waarneembaar op T1 van de tijdreeksen. Op latere bemonsteringen lijken de belangrijkste ontwikkelingen tussen de open en gesloten vakken gelijk te verlopen. De grote verandering tussen T0 en T1 voor de open vakken wordt voornamelijk veroorzaakt door de afname van de mosselaantallen tijdens de visserij en daarmee in de soorten die vastgehecht op de mosselen leven. Veranderingen in de populatieomvang van andere soorten tussen T0 en T1 zijn in de meeste gevallen niet significant. Uitzonderingen zijn anemonen, de strandkrab en de Amerikaanse zwaardschede (Tabel 3.5.1).

De ontwikkeling van de levensgemeenschap verloopt gedurende het onderzoek van een mossel-gedomineerde situatie naar een gemeenschap waarin meerdere soorten samen het merendeel van het aantal organismen bepalen. Met het afnemen van de dominantie van de mossel neemt ook de dominantie van de predatoren (strandkrab en zeester) af. Soorten die dominanter worden in de loop van de tijd na vissen zijn de Amerikaanse zwaardschede, garnaal en verschillende soorten anemonen en zakpijpen (Styelidae). De vakken die in het najaar zijn gestart laten een vergelijkbaar beeld zien. De ontwikkeling verloopt van een gemeenschap gedomineerd door mosselen, zeesterren en krabben, naar een gemeenschap waarin een veel bredere groep organismen samen numeriek belangrijker is. Ook hier zijn dat o.a. de Amerikaanse zwaardschede en anemonen. Daarnaast werden de blaasjeskrab en het muiltje (*Crepidula fornicata*) een belangrijk onderdeel van de levensgemeenschap.

VJ vakken



Figuur 3.5.2a: Ontwikkeling van de benthos levensgemeenschap op de verschillende bemonsteringsmomenten (T0 t/m T6) in de vakken die voor het eerst in het voorjaar zijn bemonsterd. De verschuiving in gemeenschap over de tijd wordt weergegeven door de centroiden van de locatieposities waarbij de blauwe lijn de ontwikkeling van de gesloten vakken weergeeft en de rode lijn de ontwikkeling van de open vakken. Aantal dimensies: 2, stress, 0.2594.



Figuur 3.5.2b: Ontwikkeling van de benthos levensgemeenschap verschillende de verschillende bemonsteringsmomenten (T0 t/m T7). De verschuiving in gemeenschap over de tijd wordt weergegeven door de centroiden van de locatieposities waarbij de blauwe lijn de ontwikkeling van de gesloten vakken weergeeft en de rode lijn de ontwikkeling van de open vakken. Aantal dimensies: 2, stress, 0.2826

Effecten van mosselvisserij

Het effect van visserij op de bodemdieren is getoetst voor een aantal soorten individueel, voor alle bodemdieren samen (met en zonder mosselen) en voor de typische soorten. Voor de meeste individuele soorten geldt dat er geen effect van visserij op hun abundantie kon worden vastgesteld. Uitzonderingen zijn strandkrab, mesheft en zee anemonen (Tab 3.5.1).

De verandering in totale abundantie (aantallen per oppervlakte eenheid) van alle bodemdieren samen, verloopt significant anders in de vakken die open zijn voor visserij. Na het weglaten van de mosselen zelf uit de analyse is dit verschil tussen open en gesloten vakken in de periode T0 - T1 verdwenen (abundantie benthos zonder mosselen). De soortenrijkdom en de shannon-wiener biodiversiteit zijn wel verschillend op de open vakken na de visserij. Op de middellange termijn (T2: na 1- 1,5 jaar) zijn de effecten niet meer significant.

Tabel 3.5.1: Resultaten van de statistische vergelijking van bodemdieren op T0 /T1 en T0/T2 op de PRODUS vakken. Getoetst is of het verschil tussen T0 en T1 groter of kleiner was op “open” of “gesloten” banken. De aangegeven significanties betreffen een afname in de open vakken. Dit is gedaan a.h.v. de Wilcoxon signed rank test in GraphPad Prism. Voor T0/T2 zijn alleen de p-waarden weergegeven voorzover deze op T1 <.05 waren.

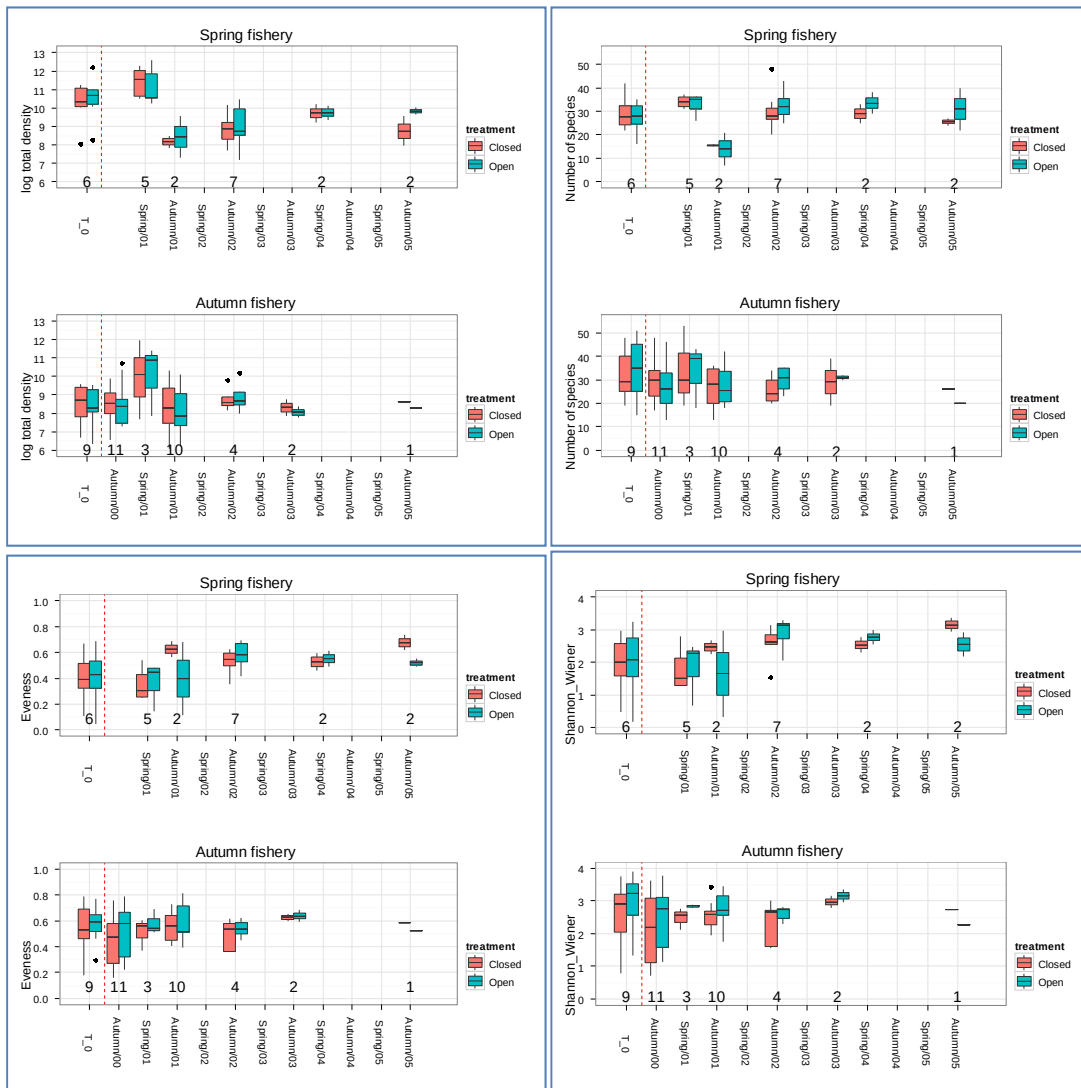
Parameter groep	Parameter	T0-T1	T0-T2
Soortgroep	ACTINIARIA(anemonen)	0.0419 *	0.1634
Individuele soorten	<i>Asterias rubens</i> (zeester)	0.3525	-
	<i>Carcinus maenas</i> (strandkrab)	0.0010 *	0.9812
	<i>Cerastoderma edule</i> (kokkel)	0.7148	-
	<i>Crangon crangon</i> (garnaal)	0.6469	-
	<i>Ensis</i> (mesheft)	0.0373 *	0.8303
	<i>Hemigrapsus takanoi</i> (blaasjeskrab)	0.1016	-
	<i>Macoma balthica</i> (nonnetje)	0.4229	-
	<i>Mya arenaria</i> (strandgaper)	0.5740	-
	<i>Nereis virens</i> (zager)	0.5720	-
	<i>Sagartia troglodytes</i> (slibanemoon)	0.7642	-
Gemeenschapsparameters	Abundantie benthos	0.0041*	
	Abundantie benthos (zonder mosselen)	0.1985	0.1383
	Abundantie typische Soorten	0.5720	-
	Abundantie vissen	0.4561	-
	Richness typische Soorten	0.0079 *	0.2622
	Richness vissen	0.0056 *	0.2973
	Richness benthos	0.0034 *	0.3670
	Diversiteit	0.5637	-
	Diversiteit (zm)	0.0448*	0.5611
	Evenness (zm)	0.3720	-

Samengevat

De resultaten laten zien dat er op korte termijn een effect van mosselvisserij op de biodiversiteit waarneembaar is. Dit effect blijkt voornamelijk te bestaan uit het verwijderen van mosselen uit het systeem en de daarmee geassocieerde predatoren zoals de strandkrab. Gezien de mobiliteit van de predatoren (met name krabben), is naast het opvissen van deze predatoren ook het verwijderen van het habitat waarschijnlijk belangrijk voor de krabbenpopulatie in de onderzoekvakken. In de totale ontwikkeling van de leefgemeenschap treedt er verandering op van een door mosselen en mosselpredatoren gedomineerde gemeenschap, naar een waarin dat niet zo is. Het verwijderen van mosselen is ook de meest voor de hand liggende verklaring voor de afname in anemonen die voor een groot deel op de mosselen zitten en daardoor gemakkelijk weggevisst kunnen worden.

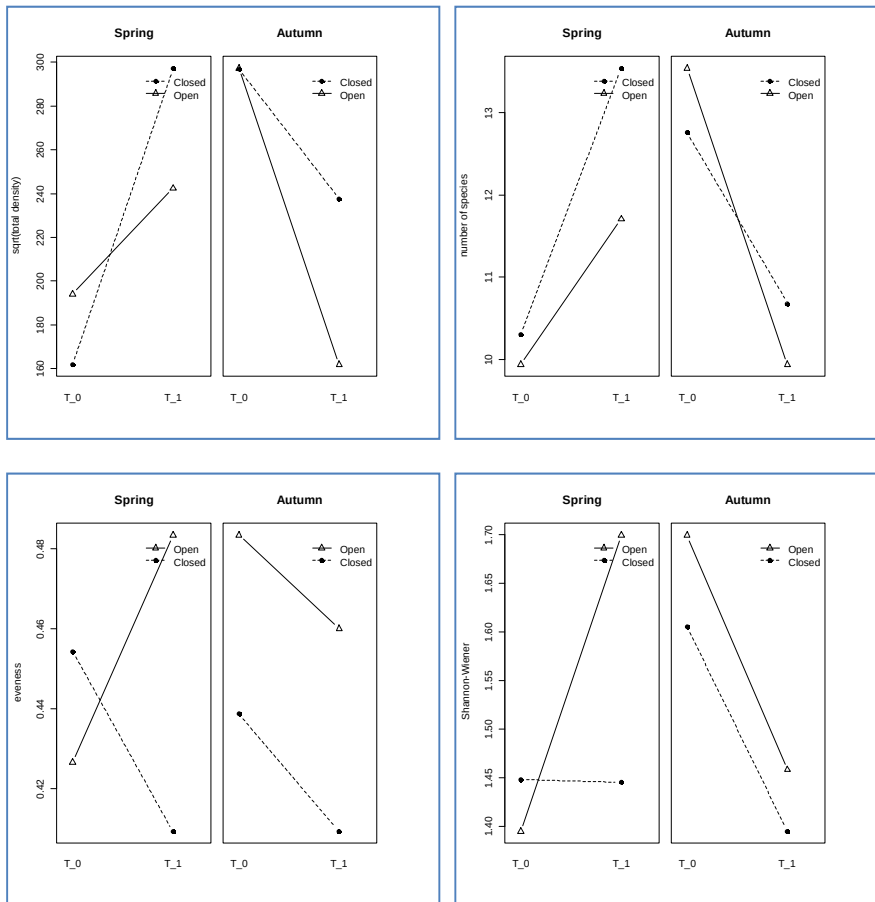
3.6 Bodemdieren infauna (box core data)

De box core bemonsteringen zijn gericht op de bodemdieren groter dan 1 mm en omvatten ook de ingegraven organismen. In totaal zijn er in de box cores in gesloten en open vakken 140 soorten aangetroffen in de periode 2006 – 2010. Per box core waren er gemiddeld 35 soorten.



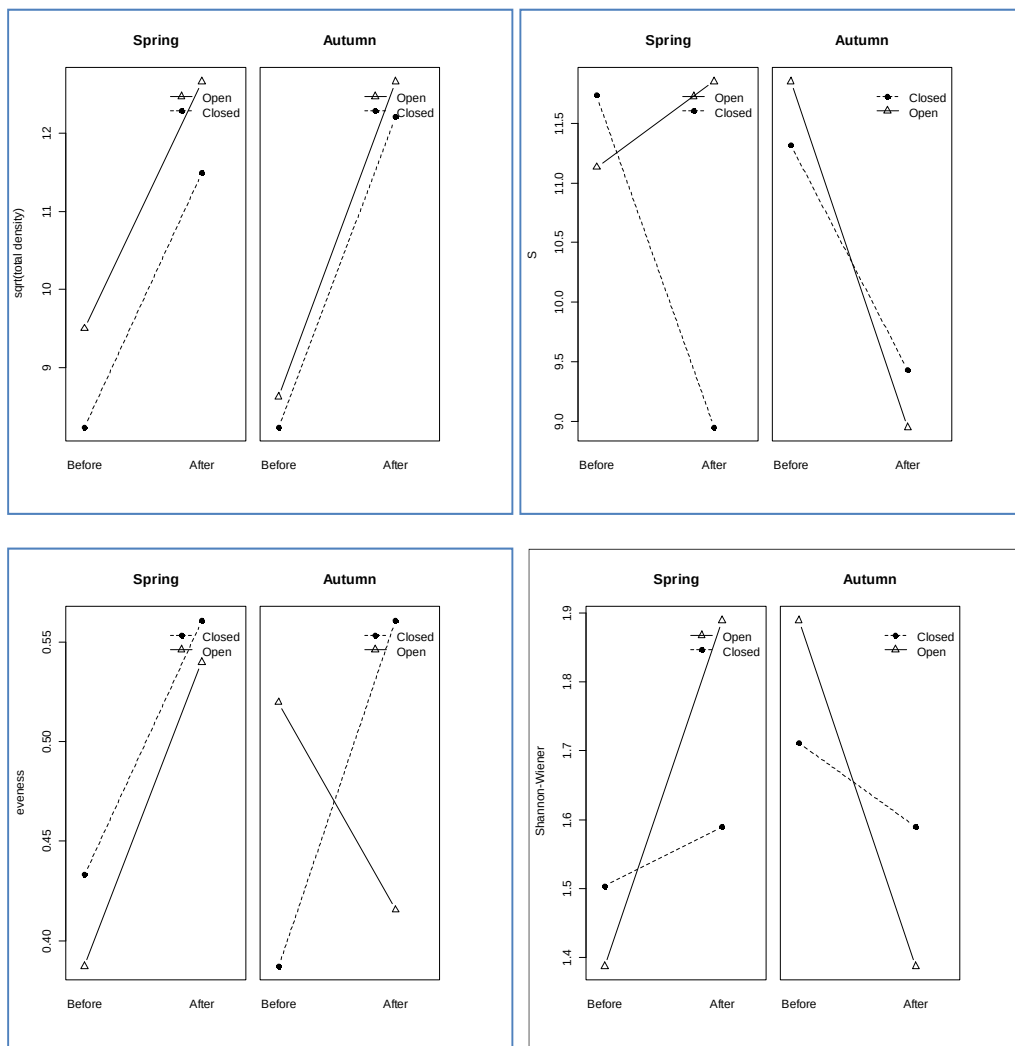
Figuur 3.6.1: Boxplots van gemiddelde waarden van totale dichtheid, aantal soorten, evenness en Shannon-Wiener index in de loop der tijd voor de gebieden waar mosselzaadvisserij voor het eerst plaats vond in het voorjaar of in het najaar, voor de open en gesloten vakken. T0 is de situatie voor de visserij; de tijdas is teruggeschaald naar het moment van eerste zaadval. Aantallen onder de boxen geven het aantal bemonsterde vakken weer.

Uit figuur 3.6.1 blijkt dat er veel variatie is in de diverse parameters, zowel in ruimte als in tijd. Dit is een gebruikelijke waarneming in het bodemdierenonderzoek. Er is daarom een aantal statistische technieken toegepast om effecten van visserij te schatten. In figuur 3.6.2a is een vergelijking gemaakt tussen T0 en T1 voor alle data voor najaars en voorjaarsvisserij. Voor de totale dichtheid (excl mosselen) is er een significant verschillend verloop tussen de open en de gesloten vakken. Voor evenness en de shannon-wiener index zijn er alleen significante verschillen in het voorjaar. Het totaal aantal soorten geeft geen duidelijke respons.



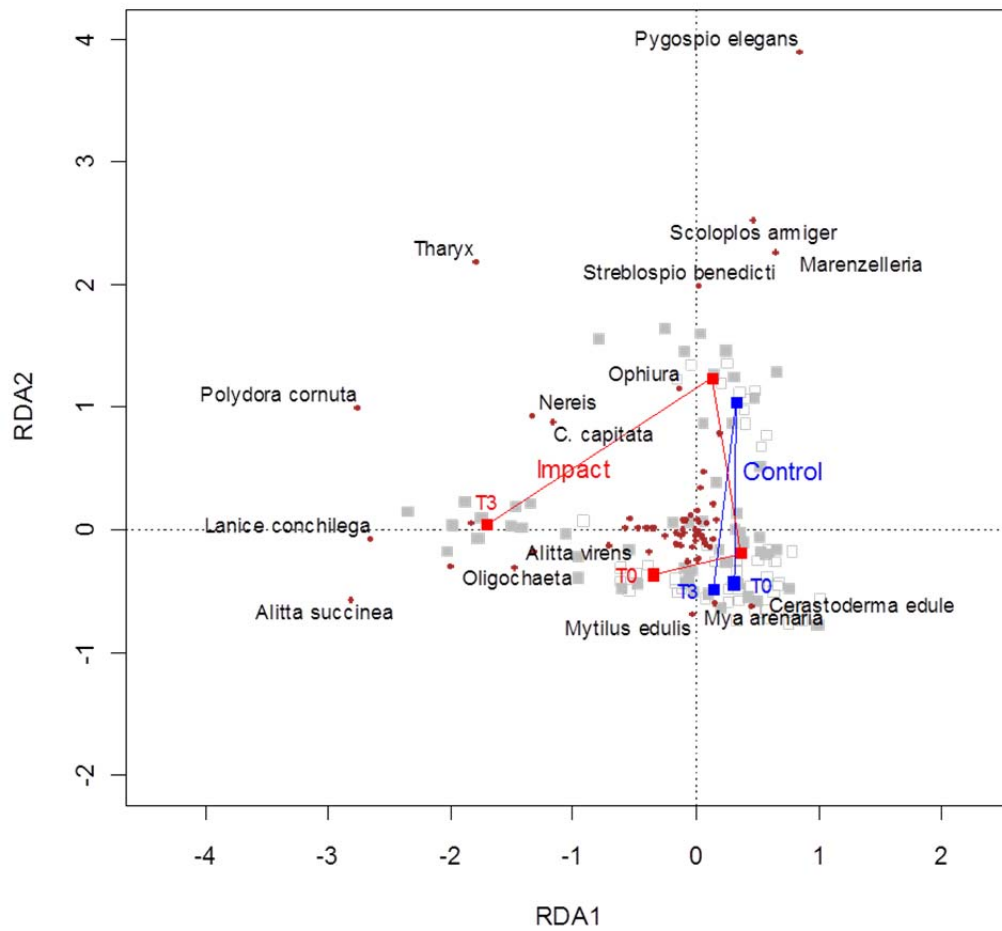
Figuur 3.6.2a: Gemiddelde verandering in totale dichtheid, aantal soorten, evenness en shannon-wiener index voor en na bevissing (T₀-T₁) in open en gesloten vakken, in voor- en najaar.

Eenzelfde benadering is weergegeven in Figuur 3.6.2b voor de vergelijking van T₀ met T_{mid}, dit is 1 – 1,5 jaar na T₀. Voor deze periode zijn er significante verschillen tussen open en gesloten vakken voor het aantal soorten en de shannon-wiener index, en dus niet voor de totale dichtheid en de evenness. De respons was wel verschillend voor de voor- en najaars gegevens, zoals blijkt uit fig 3.6.2b. Het aantal soorten was in het voorjaar groter in de open dan in de gesloten vakken.



Figuur 3.6.2b: Gemiddelde verandering in totale dichtheid, aantal soorten, evenness en shannon-wiener index voor en 1 – 1,5 jaar na bevissing (T0-Tmid) in open en gesloten vakken, in voor- en najaar.

De complexiteit in de respons van de bodemdiergemeenschap is nader geïllustreerd in figuur 3.6.3 voor de locatie Molenrak-west. Daaruit blijkt de ontwikkeling van de levensgemeenschap in de loop der tijd. Op de gesloten vakken is er geen verschil tussen T0 en T1, op T2 lijkt de gemeenschap op die van de open vakken, en in de controle tussen keert het beeld weer terug naar T0, terwijl in de open vakken de gemeenschap wordt gedomineerd door verschillende soorten wormen. De locatie in het (relatief stabiele) Molenrak is één van de weinige locaties waar patronen als deze zijn te zien. In veel gevallen zijn dergelijke patronen niet aanwezig waardoor overall effecten van het wel en niet bevissen van de vakken statistisch op de middellange termijn niet aantoonbaar blijken. In Craeymeersch et al., 2013 wordt hier verder op ingegaan, ook voor de andere locaties.



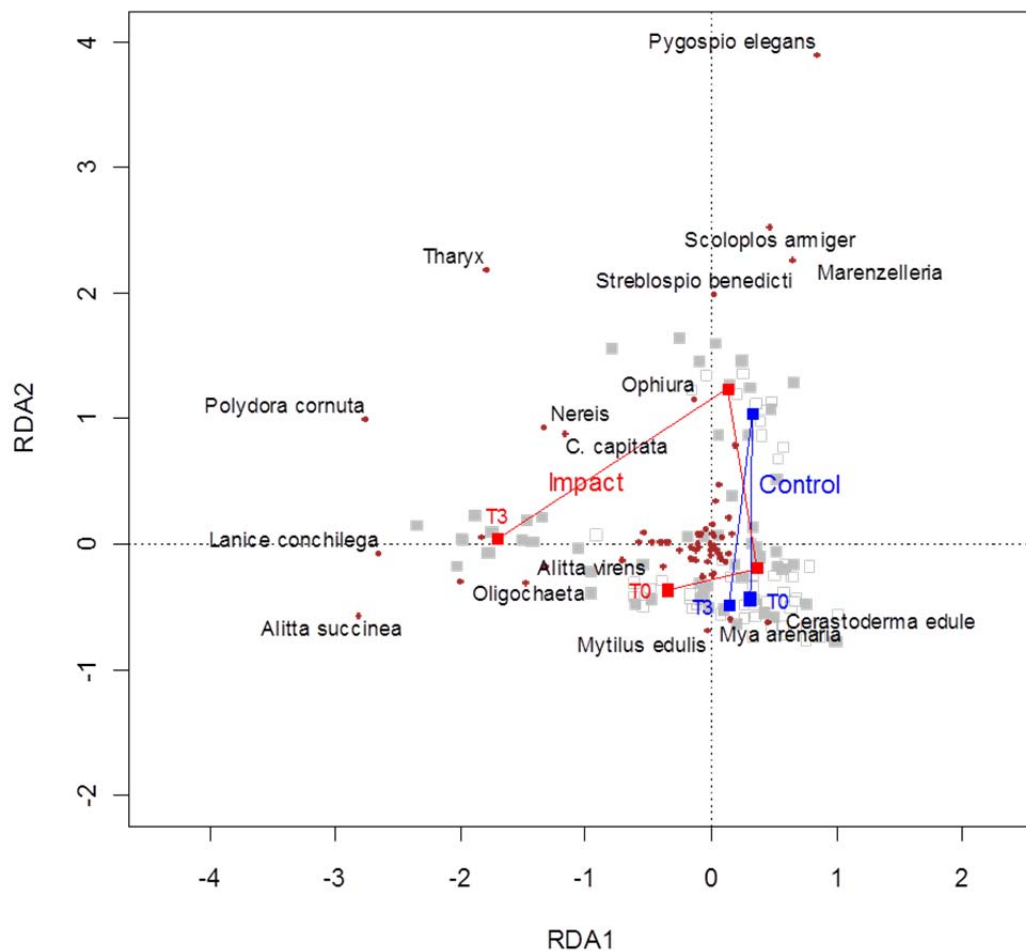


Fig. 3.6.3: Ordinatiediaagram van de tijdserie van getransformeerde gegevens van Molenrak-west. In grijs de open vakken en in wit gesloten vakken. De centroiden van de tijdserie zijn weergegeven voor open (blauw) en gesloten (rood) vakken, de lijnen geven het verloop in de tijd weer. Van de variantie wordt 43 % verklaard door behandeling en tijd. De belangrijkste taxa zijn vermeld in de figuur.

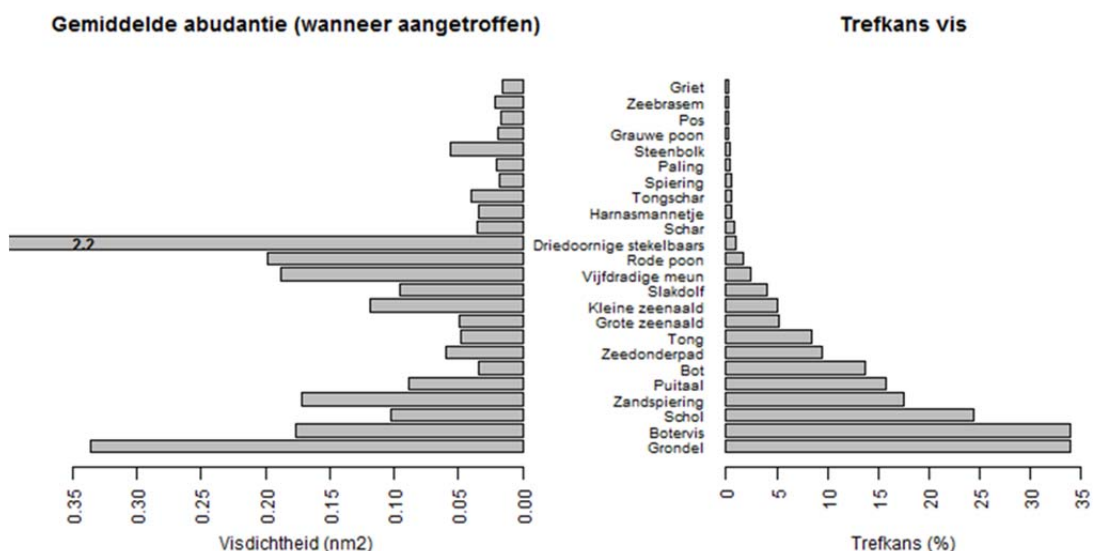
Samengevat:

De effecten van visserij op de bodemdiergemeenschap verschillen veelal tussen voor en najaar. Significante effecten op de korte termijn zijn vastgesteld voor de totale dichtheid: er was een hoger aantal individuen in gesloten vakken. Tevens was de verdeling van de aantallen over de soorten (evenness en shannon wiener) verschillend op T1 in het voorjaar tussen de open en gesloten vakken. Voor de langere termijn (Tmid = 1-1.5 jaar na bevissing) is er verschil in het totale aantal soorten tussen open en gesloten vakken, met in de tijdseries die in het voorjaar zijn gestart - op de relatief stabiele locaties - meer soorten in de open vakken.

3.7 Vissen

Visvoorkomens in zuigkordata

In totaal zijn er 25 vissoorten aangetroffen in de monsters genomen met de zuigkor. Dominante soorten (in >20% van de monsters aangetroffen) zijn: botervis (*Pholis gunnellus*), grondel (*Gobius*) en schol (*Pleuronectes platessa*).



Figuur 3.7.1: Gemiddelde visdichtheid wanneer aangetroffen (links), trefkans van vissoorten (rechts). Data zuigkorbemonstering periode 2007 – 2010 zowel open als gesloten vakken.

Op basis van trefkans en aangetroffen dichtheden is onderscheid te maken in algemene soorten welke vaak voorkomen en in gemiddeld hoge aantallen aanwezig zijn, en relatief zeldzame soorten welke niet vaak en in lage aantallen voorkomen, Tabel 3.7.1.

Tabel 3.7.1: Indeling vissoorten in relatie tot trefkans en dichtheden.

1. Vaak voorkomend, hoge aantallen	2. Vaak voorkomend, lage aantallen	3. niet vaak voorkomend, hoge aantallen	4. niet vaak voorkomend, lage aantallen
Grondel Botervis Schol Zandspiering Puitaal	Bot Zeedonderpad Tong Grote zeenaald Kleine zeenaald	Slakdolf Vijfdradige meun Rode poon Driedoornige stekelbaars	Schar Harnasmanntje Tongschar Spiering Paling Steenbol Grauwe poon Pos Zeebrasem Griet

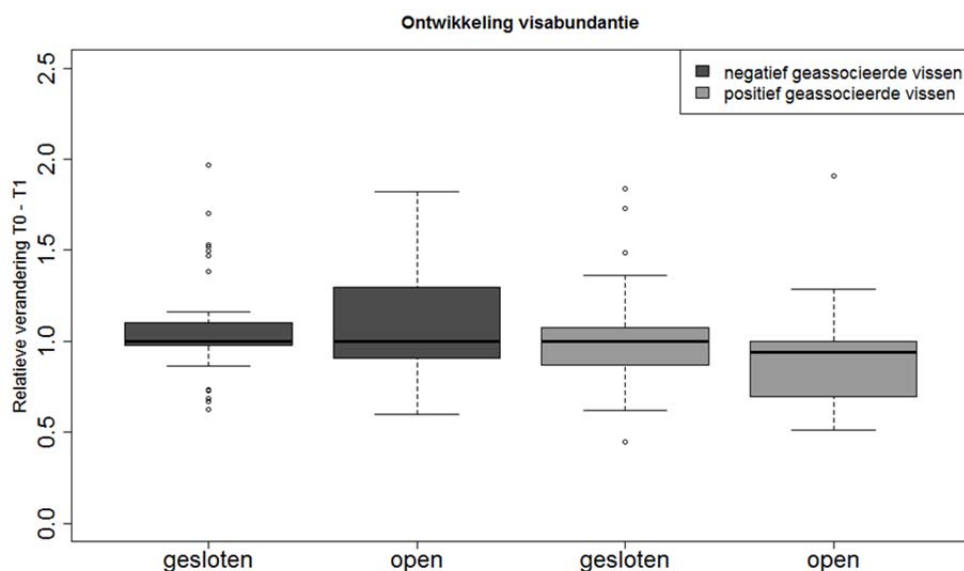
Relatie vissen met mosselen

Bij het beschouwen van alle vissoorten gezamenlijk blijkt er geen significant verschil te bestaan tussen open en gesloten vakken voor en na bevissing (T0 en T1). Mogelijk wordt dit veroorzaakt door het feit dat sommige vissoorten toe- terwijl andere juist afnemen in relatie tot visserij. Om vast te kunnen stellen of er veranderingen in de visgemeenschap en visdichtheid optreed na bevissing zijn de vissoorten onderverdeeld in soorten die positief geassocieerd zijn met mosselen en soorten welke negatief geassocieerd zijn, met als derde groep de vissen die niet lijken te reageren op de aanwezigheid van mosselen zie tabel 3.7.2.

Tabel 3.7.2: Onderverdeling vissoorten op basis van (ingeschatte) habitatvoorkeur, zandige bodem/mosselbanken; met * zijn de typische soorten aangeduid voor habitat 1110A.

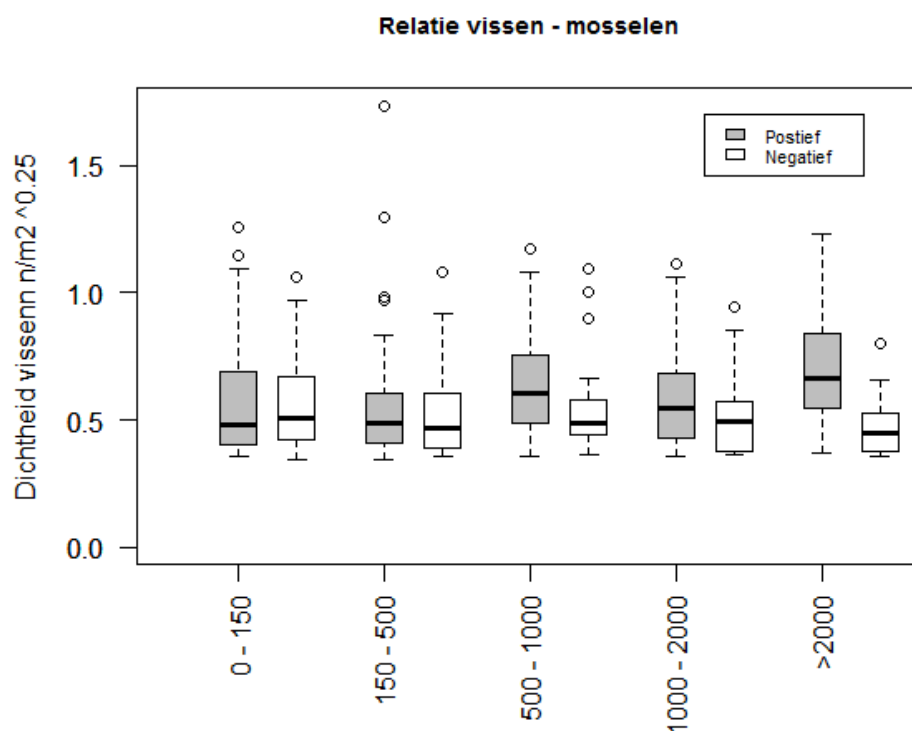
Positief geassocieerd	Negatief geassocieerd	Rest post
Botervis (<i>Pholis gunnellus</i>)	Schol (<i>Pleuronectes platessa</i>)	Rode poot (<i>Trigla lucerna</i>)
Grondel (<i>Gobiidae</i>)	Zandspiering (<i>Ammodytes</i> sp.)	Dr.d.stekelbaars (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)
Puitaal (<i>Zoarces viviparus</i>)	Bot (<i>Platichthys flesus</i>)	Spiering (<i>Osmerus eperlanus</i>)
Gr. Zeenaald (<i>Syngnathus acus</i>)	Tong (<i>Solea solea</i>)	Paling (<i>Anguilla anguilla</i>)
Gr. Zeenaald (<i>Syngnathus rostellatus</i>)		Steenbol (<i>Trisopterus luscus</i>)
Slakdolf (<i>Liparis liparis</i>)		Schar (<i>Limanda limanda</i>)
Zeedonderpad (<i>Myoxocephalus scorpius</i>)		Harnasmannetje (<i>Agonus cataphractus</i>)
Vijfdradige meun (<i>Ciliata mustela</i>)		Griet (<i>Scophthalmus rhombus</i>)
		Zeebrasem (<i>Pagellus centrodontus</i>)
		Pos (<i>Gymnocephalus cernuus</i>)
		Grauwe poot (<i>Eutrigla gurnardus</i>)
		Tong schar (<i>Osmerus eperlanus</i>)

Voor de negatief geassocieerde soorten is de hypothese opgesteld dat mosselvisserij een positief effect heeft, terwijl voor positief geassocieerde soorten het effect van mosselvisserij negatief is. Voor negatieve soorten blijkt er geen significant effect op te treden op de korte termijn. Voor de positief geassocieerde soorten is de afname in dichtheid direct na visserij in de open vakken wel significant ($p=0.01$), zie figuur 3.7.2.



Figuur 3.7.2: Verandering visdichtheid na bevissing (T1) voor open en gesloten vakken voor de groep vissen waarvan aangenomen is dat ze positief met mosselen geassocieerd zijn en voor de groep vissen waarvan aangenomen is dat ze negatief met mosselen geassocieerd zijn.

In figuur 3.7.3 zijn aangetroffen hoeveelheden vis uitgezet tegen de mosselbiomassa ter plaatse. Daaruit blijkt dat er tot een mosseldichtheid van 0.5 – 1.0 kg/m² geen duidelijk verschil optreedt tussen de visgroepen. Vanaf mosseldichtheden van 1.0 kg/m² begint het verschil toe te nemen en in banken met >2 kg/m² zijn de visdichtheden van positief geassocieerde soorten duidelijk hoger dan van de negatief geassocieerde soorten.



Figuur 3.7.3: Visdichtheden (wortel getransformeerd) voor positief geassocieerde vissoorten en negatief geassocieerde vissoorten in relatie met mosseldichtheden.

Soortenrijkdom

Het aantal soorten vissen op de PRODUSvakken neemt significant toe als functie van de leeftijd van de bank en van de mosselbiomassa (tab. 3.7.3)

Tabel 3.7.3: Multiregressie model (glmer) voor het verklaren van de variatie in het aantal vissoorten op een locatie. Random effect: Locatie. Fixed effect: Leeftijd van de bank en $(\text{mosselbiomassa})^{0.25}$, family = poisson. Overdispersie=0.8.

	Estimate	Std. Error	z-waarde	P-waarde
Intercept y-as	1.508692	0.064754	23.299	<0.0001
Leeftijd van de bank	0.004071	0.001361	2.991	0.0027
$(\text{Mosselbiomassa})^{0.25}$	0.031036	0.008468	3.665	0.0002

Om het effect van visserij op het aantal gevonden vissoorten te toetsen is een paarsgewijze test uitgevoerd (Wilcoxon signed rank test). In deze test is de verandering in het aantal vissoorten van T0 naar T1 vergeleken tussen open en gesloten vakken. Uit de test kwam naar voren dat soortenrijkdom significant negatief beïnvloed wordt door mosselvisserij ($p=0.0031$). Een herhaling van deze test voor de periode T0-Tmid (1-1.5 jaar na de visserij) laat zien dat het verschil tussen open en gesloten vakken nog wel negatief is, maar niet meer significant ($p=0.0620$).

Samengevat leidt bevissing tot een afname in dichtheden van sommige vissoorten terwijl andere soorten in dichtheden toenemen. Dit is direct gerelateerd aan de aanwezigheid van mosselen en de voorkeur die sommige soorten voor het mosselhabitat hebben of juist niet. Per

saldo neemt de rijkdom aan vis (aantal soorten) als gevolg van het wegvangen van mosselen af (T1). Dit effect is na 1.5 jaar niet meer statistisch aantoonbaar.

3.8 Sedimentkarakteristieken

De korrelgrootte en slibfractie variëren sterk tussen locaties. Figuur 3.8.1 laat de gemeten klei-fractie op de open en gesloten PRODUS vakken zien. De variatie (sd) is de variatie in de tijd (T0, T1, Teind = na 12-17m maanden). Wat opvalt is dat de fijne fractie op de open vakken gemiddeld vaak – maar niet altijd - lager ligt dan op de gesloten vakken. Het omgekeerde geldt voor de mediane korrelgrootte (hier niet getoond). Paarsgewijze vergelijking van “open” en “gesloten” vakken laat geen significante af- of toename in de sedimentkarakteristieken tussen T0 en T1 zien, en ook niet tussen T0 en Teind.

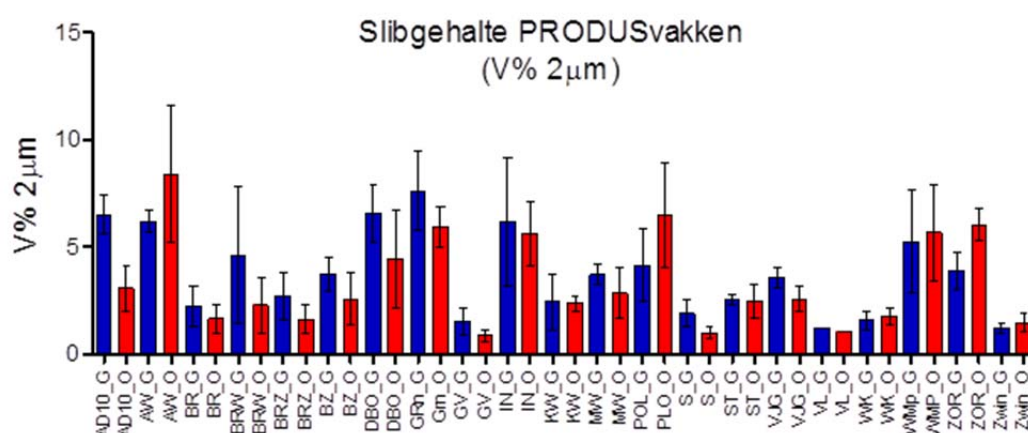
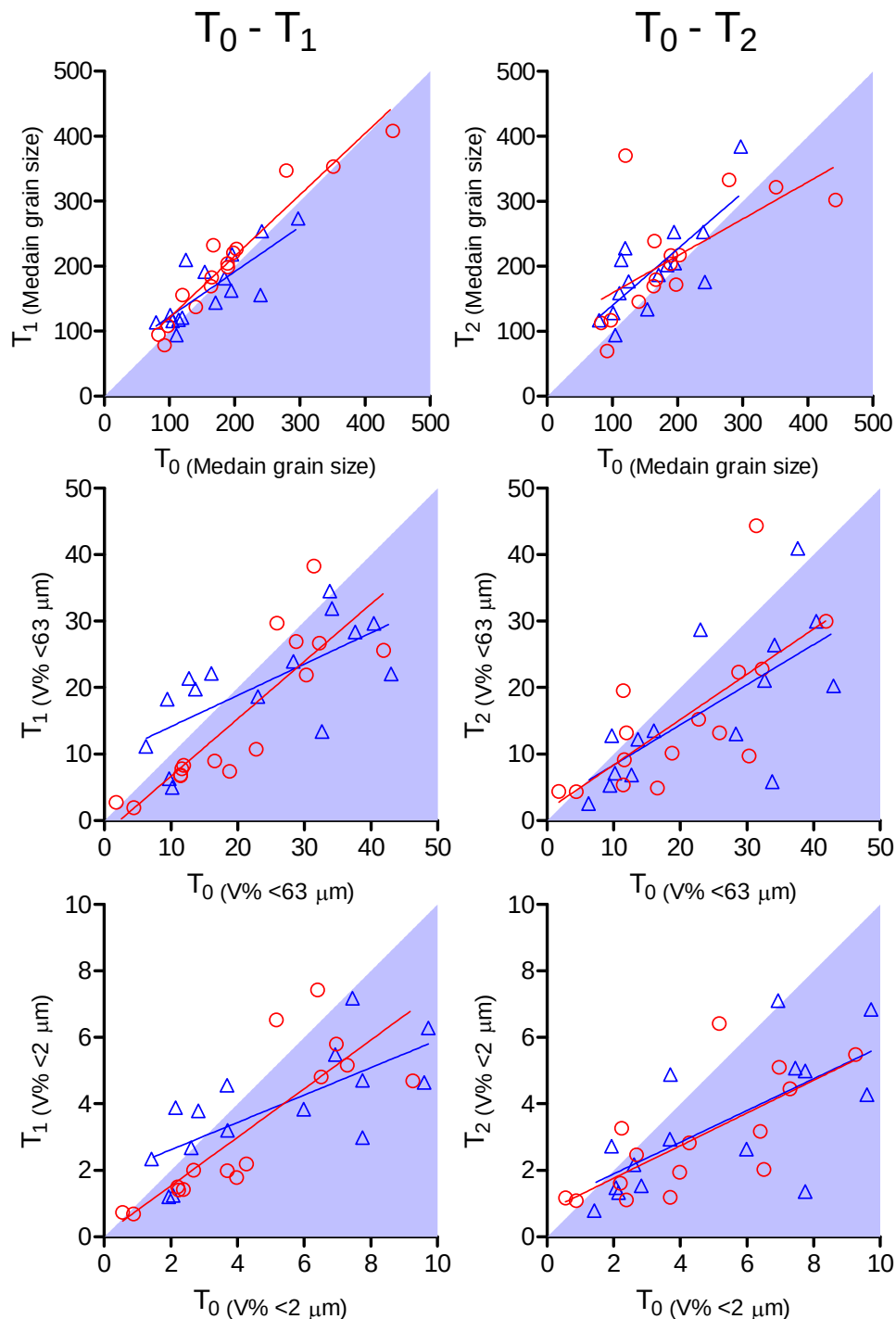


Fig. 3.8.1: Klei-fractie (gemiddelde $\pm$ SD) voor PRODUSvakken die zijn opengesteld (rood) of gesloten (blauw) voor mosselvisserij.

Statistische modellen waarin de gemiddelde klei- en slibfractie en de mediane korrelgrootte per locatie op T1 zijn geanalyseerd als functie van de waarden voor bevissing (T0), lieten wel een significant effect van mosselvisserij zien (Tabel 3.8.1). Op locaties met relatief lage slibgehaltes neemt op de gesloten vakken de fijne slibfractie snel toe. In de beviste vakken was dat niet het geval en was zelfs sprake van een afname. Op locaties met relatief hoge slibgehaltes is dit effect niet waargenomen (Zie figuur 3.8.2).

Table 3.8.1: Resultaten van lineaire modellering van visserij effecten (Estimate) op sediment karakteristieken. De modellen omvatten de interactie tussen “open”/“gesloten” en de sediment samenstelling op T0.

Response variable	Estimate	t-value	p-value
Median grain size	-26.2	-0.906	0.3735 .
Silt fraction (<63 μ m)	-11.3	-2.355	0.0263 *
Clay fraction (<2 μ m)	-1.72	3.575	0.0775 .

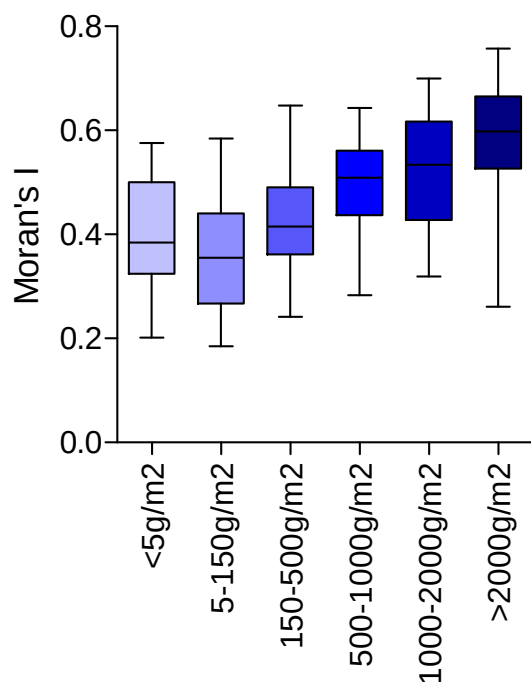


Figuur 3.8.2: Verandering in sedimentsamenstelling tussen T_0 en T_1 (links) en T_0 en T_2 (rechts) voor open (rood) en gesloten (blauw) vakken. Datapunten zijn gemiddelde waarden per PRODUSvak. In de bovenste grafieken staan de resultaten voor de mediane korrelgrootte. De middelste grafieken presenteren de veranderingen in de slibfractie, en de onderste grafieken de verandering in de kleifractie.

Samengevat zijn er een visserij effecten vastgesteld op de $V\% < 63 \mu m$ fractie. Hoewel de $V\% < 2 \mu m$ fractie het zelfde patroon laat zien, was deze niet significant.

3.9 Habitat structuur

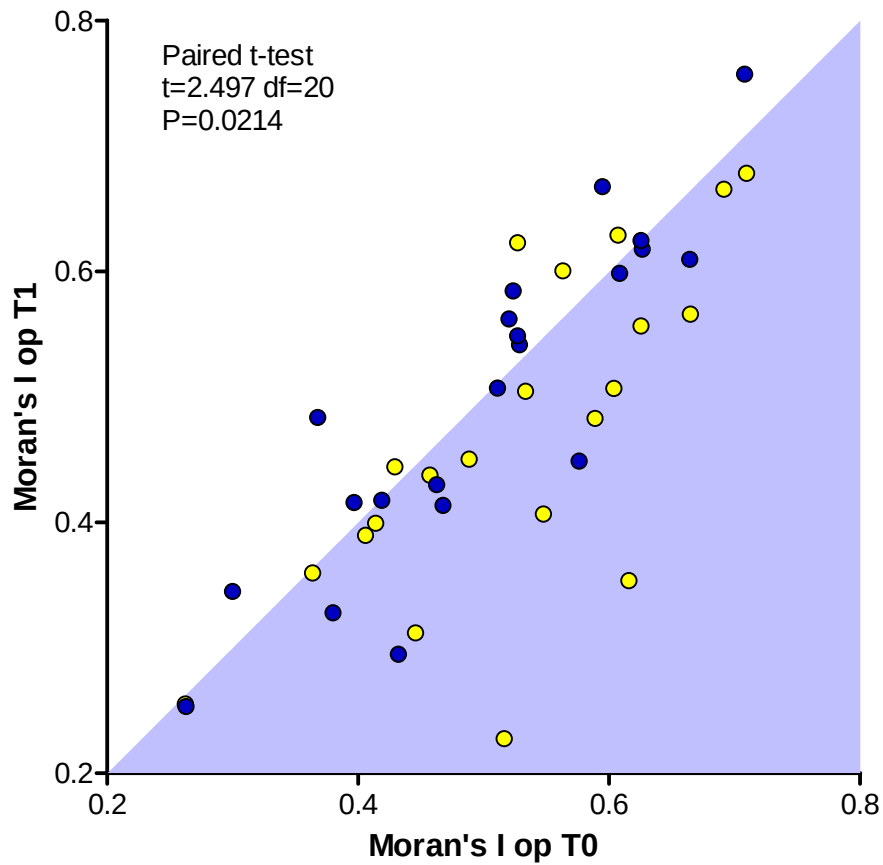
De analyse van de habitat structuur is gebaseerd op sidescan sonar opnames en een bewerking van de beelden mbv een ruimtelijk correlatiemodel, uitgedrukt als Moran's I. Er is nagegaan in hoeverre deze parameter een correlatie vertoont met de mosselbiomassa en dit blijkt een significant verband op te leveren: een hoger mosselbiomassa correspondeert met een hoger Moran's I waarde (figuur 3.9.1). Deze hogere waarden voor Moran's I duiden op grotere patches van pixels op de sonarbeelden.



Figuur 3.9.1: Moran's I voor mosselbanken van verschillende mosseldichtheden

In figuur 3.9.2 zijn de gemiddelde waarden per PRODUS vak weergegeven als vergelijking tussen T0 – T1. Uit een statistische toetsing (paarsgewijze t-toets) blijkt dat er een significante afname in structuur is als gevolg van visserij van T0 naar T1.; na 1 en 2 jaar is dit verschil verdwenen. Dit correspondeert met de eerdere constatering dat ook de mosselbiomassa na de T2 nog maar weinig verschilt tussen de gesloten en open vakken.

Verdere correlatie van de Moran's I met de biodiversiteit uit de bodemschaaf en zuigkor laat zien dat er een positief verband bestaat tussen de door de sonar in beeld gebrachte structuur op de zeebodem en de abundantie van de verschillende soorten bodemdieren. Dit geldt niet alleen voor de op de bodem levende dieren (epifauna), maar ook voor de in het sediment levende soorten (infauna); zie PRODUS rapport Jansen et al. 2012.



Figuur 3.9.2: Verandering in bodemstructuur (Moran's I) in open (geel) en gesloten (blauw) PRODUSvakken. Datapunten in het blauwe vlak duiden op een afname van de gemiddelde Moran's I waarde voor een locatie, terwijl datapunten in het witte vlak op een toename duiden. Resultaten van de gepaarde t-toets laten een significant sterkere afname van Moran's I zien voor beviste PRODUSvakken.

Samengevat komt uit de side scan sonar gegevens naar voren dat er effecten zijn van mosselzaadvisserij op de beelden die de sonar oplevert, die via de Moran's I bewerking kunnen worden geïnterpreteerd en gerelateerd aan de effecten op de mosselbiomassa.

4. Discussie

4.1 Evaluatie van de gekozen methoden

Aantal en omvang van de gesloten en open vakken

De onderzoeksaanpak is gebaseerd op een paarsgewijze vergelijking van open en gesloten vakken. Daarbij geldt dat de vakken in het verleden zijn blootgesteld aan visserij, vandaar een paarsgewijze vergelijking. Verder is de vraag welke minimale grootte nodig is, en in samenhang daarmee hoeveel vakken er minimaal onderzocht moeten worden om tot betrouwbare uitsproaken te kunnen komen. Op basis van een poweranalyse bij de start van het onderzoek, gebaseerd op gegevens van eerdere benthos surveys, is een aantal van 40 vakken gekozen, teneinde een effectgrootte van 10 % te kunnen detecteren met een 80% waarschijnlijkheid (Ens et al, 2007). Naar aanleiding van de tussentijdse audit, waarin een uitgebreide effectenstudie m.b.v. de boxcorer werd geadviseerd, is een tweede poweranalyse uitgevoerd op basis van de eerste PRODUS resultaten in 2008. Deze analyse heeft laten zien dat bij een aantal monsternames van 12 boxcores per vak, er met 15 locaties voldoende onderscheidend vermogen kon worden bereikt (Meesters & Fey, 2009), omdat de gemeten effectgrootte bij vergelijking T0-T1 ca 30 % bedroeg (Fey et al, 2008). Uiteindelijk zijn er 21 locaties met de boxcorer bemonsterd, hetgeen voldoende power heeft opgeleverd. De power analyse achteraf (Craeymeersch et al, 2013) laat zien dat veranderingen tussen T0 en T1 in totale dichtheid, aantal soorten, de Shannon-Wiener index en de evenness, van een minimum ordegrootte 12-16% met 80% waarschijnlijkheid konden worden gedetecteerd. De conclusie is dat de proefopzet voor de biodiversiteit parameters toereikend is geweest voor het doen van betrouwbare uitspraken voor korte termijn effecten. Voor de effecten na 1 – 1,5 jaar was de power minder groot, omdat er minder vakken met mosselen over waren, en was de minimum effectgrootte voor de dichtheid 17 % en voor soortenaantal 23 %.

Wat betreft de grootte van de vakken is de vraag of 4 ha toereikend was om van ongestoorde gesloten vakken te kunnen uitgaan. In Ens et al., 2007 is uitgebreid ingegaan op de factoren die bij de keuze van vakgrootte van belang zijn, met als conclusie dat er geen eenduidige overweging is voor een minimaal noodzakelijke vakgrootte. In Fey et al., 2008 is op basis van de resultaten na 2 jaar onderzoek opgemerkt dat er uit de analyse van de mosselvoorkomens geen uitsluitel worden gegeven over de invloed van vakgrootte op stabiliteit. Uit het feit dat voor de voorjaarsgegevens met betrekking tot de mosseldichtheden een significant effect van bevissing werd aangetoond, werd geconcludeerd dat voor de in het voorjaar beviste onderzoeksgebieden een eventueel randeffect of een effect op de stabiliteit niet dusdanig is geweest dat een effect van bevissing niet meer aantoonbaar was. Verder zijn er voor en na de visserij Side Scan sonar beelden gemaakt. Daarop waren geen afwijkende structuren te zien op de scheidslijn tussen het beviste en onbeviste vak (Fey et al., 2008). Uit de analyse van de randeffecten die aan het eind is uitgevoerd komt naar voren dat er in de vakken gradiënten in mosseldichtheden voorkomen, maar dat deze niet duiden op randeffecten. Het optreden van gradiënten binnen de vakken is op zich ook geen onverwachte uitkomst gezien de patronen in dichtheden die van nature in mosselbanken kunnen voorkomen. Het zijn juist ook deze gradiënten waarom het wenselijk is om bij een paarsgewijze opzet van onderzoek met wel en niet beviste vakken deze vakken niet te ver uit elkaar te leggen. Parallel aan het PRODUS onderzoek is in 2009 en 2010 een tweetal grotere banken gesloten voor visserij in het kader van de afspraken binnen het mosselconvenant: het gaat om de Vlieter (2009, 143 ha) en Breezanddijk (2010, 70 ha) (fig 2.2.1). Beide banken liggen in de voor

mosselbanken als stabiel beoordeelde gebieden van Waddenzee. Ten behoeve van het onderzoek zijn in deze banken PRODUS-achtige vakken van eveneens 4 ha gedefinieerd en gemonitord in het kader van het project Mosselwad. Gebleken is dat de mosselbank in de Vlieter snel verdwenen is als gevolg van zeester predatie. Bij Breezanddijk blijft de bank in goede conditie liggen. Dit zijn tot dusver dus twee observaties waarvoor geldt dat in één van de mosselbanken de mosselen ook uit 200x200 meter vakken kunnen verdwijnen zonder dat dit aan de omvang van de vakken is gerelateerd. De conclusie is dat er tot dusver geen aanwijzingen zijn gevonden die er op wijzen dat een omvang van 4 ha niet toereikend is geweest voor onderhavige effect studie.

Visserij intensiteit

De black box gegevens zijn gebruikt om te verifiëren of er in de gesloten vakken niet is gevestigd. In 3 gevallen bleek dat wel zo te zijn en deze zijn vervolgens buiten de analyse gelaten. In de overige gesloten vakken heeft geen mosselzaadvisserij plaatsgevonden. Eerder zijn de black-box gegevens gebruikt om de intensiteit van de bevissing te schatten. In de meeste vakken is er intensief gevestigd en vrijwel het gehele oppervlak minstens 1 maal door een mosselkor geraakt. In 5 van de 40 vakken is weinig gevestigd, omdat het mosselzaad aldaar bij aanvang van de visserij alweer goeddeels was verdwenen, onder meer als gevolg van predatie door zeesterren tussen de voorafgaande bemonstering en het moment van visserij.

Mogelijk is er, ook in de gesloten vakken, wel op garnalen is gevestigd. Er is nagegaan in hoeverre er aan de hand van de zeeanemonen dichtheid effecten van garnalen visserij te zien waren, en dat was niet het geval.

4.2 Vergelijking wilde banken, mosselkweekpercelen en overige habitats

De analyse van de Waddenzee brede survey laat zien dat mosselbanken "hot spots" zijn voor biodiversiteit ten opzichte van niet-mossel habitats. Dit is ook voor het Duitse wad aangetoond (Buschbaum et al, 2009). De vergelijking met 30 jaar terug laat zien dat er grootschalige lange termijn veranderingen in de bodemdiergemeenschappen optreden en dat deze vooral worden gekenmerkt door de opkomst van nieuwe, invasieve soorten. De opkomst van deze soorten is eerder opgemerkt (Reise et al, 2002; Essink et al, 2005; Smaal et al, 2005), maar de mate van huidige dominantie van de exotische filter feeders is opmerkelijk.

De vergelijking wilde banken met mosselkweekpercelen laat zien dat op kweekpercelen meer soorten bodemdieren zijn aangetroffen dan op wilde banken. Gemiddeld per monster zijn er meer soorten op wilde banken en in hogere aantallen en dan vooral ingegraven soorten. De soortenrijkdom van kweekpercelen heeft mede te maken met het gegeven dat deze in zones met hogere zoutgehalten voorkomen. Voor de typische soorten geldt dat de mossel predatoren relatief goed vertegenwoordigd zijn op percelen. De aanwezige biomassa speelt hier ook een rol in (Beadman et al., 2004)

4.3 Ontwikkeling mosselbestand

De visserij leidt logischerwijs tot een directe verlaging van het mosselbestand. Op de relatief stabiele locaties die in het voorjaar voor het eerst zijn bevestigd is het verschil biomassa tussen de open en gesloten vakken na de voorjaarsvisserij (T1) is ook statistisch significant. In het jaar daarop is de biomassa in beide vakken lager maar zijn er in de open vakken nog steeds significant minder mosselen aanwezig dan in de gesloten vakken. Pas in het 3^e jaar na visserij is het verschil niet meer significant. Dit hangt samen met het verdwijnen van mosselen, ook in de gesloten vakken. Dit gebeurt niet overal, op een drietal locaties zijn er meerjarige mosselbanken ontstaan, zowel in een open als in gesloten vakken.

Voor de locaties die in het najaar voor het eerst worden bevestigd is het beeld anders. Voor deze (instabiele) locaties geldt dat er op T1 geen significant verschil tussen open en gesloten vakken

kon worden vastgesteld. Wel was dit het geval bij bemonstering in het volgende voorjaar, alleen was dit effect na de voorjaarsvisserij weer verdwenen. Dit hangt samen met de spreiding in de data en het relatief snel verdwijnen van mosselen in de vakken die in het najaar voor het eerst zijn bevist, en die dus inderdaad als relatief instabiel kunnen worden gekenmerkt.

Nieuwe grootschalige mosselzaadval, die gemiddeld om het jaar plaats vindt (van Stralen, 2002) treedt op onafhankelijk van, of mogelijk negatief gerelateerd aan, de aanwezigheid van oudere mosselen. Visserij heeft hierop geen, of mogelijk een positief effect. Kleinschalige mosselzaadval, die zich elk jaar voordoet, is gebaat bij de aanwezigheid van mosselen, waarbij vanaf een biomassa van meerjarige mosselen van ca 100 g/m² de zaadval beter is. Bij verder toenemende biomassa's neemt de zaadval niet verder toe. Effecten van visserij blijken ook op de achtergrondzaadval niet aantoonbaar. Dit is ook begrijpelijk omdat bij visserij mosselen achterblijven in dichtheden boven gemiddeld 150 gram per m² en hogere dichtheden meerjarige mosselen niet leiden tot meer zaadval. In kwantitatieve zin is de grootschalige broedval meer bepalend voor het ontstaan van mosselzaadbanken dan de kleinschalige broedval. De conclusie van dit onderzoek is dat er geen negatieve effecten van mosselzaadvisserij zijn gevonden op het ontstaan van nieuwe mosselzaadbanken.

4.4 Effecten mosselzaadvisserij op bodemdieren en vissen

De resultaten uit het onderzoek met de bodemschaaf en de zuigkor laten zien dat over het algemeen mosselzaadbanken gedomineerd worden door mosselen en hun predatoren (de gewone zeester en de strandkrab). Gedurende de eerste twee jaar verandert het mosselvoorkomen naar een meer diverse leefgemeenschap met numeriek minder mosselen, zeesterren en krabben. Bevissing versnelt dit proces (Thrush et al, 1997; Smith et al, 2004). Uit de vergelijking van de zuigkordata van open en gesloten vakken blijkt dat de abundantie van anemonen (*Actiniaria*), strandkrabben (*Carcinus maenas*) en Amerikaanse zwaardscheden (*Ensis directus*), significant afneemt direct na visserij (2 à 3 maanden na visserij). Anemonen kunnen gemakkelijk opgevisst en/of beschadigt raken wanneer deze vastgehecht zijn aan mosselen of ander schelpen (Riis & Dolmer, 2003). De Amerikaanse zwaardscheden worden waarschijnlijk verstoord en/of beschadigd door visserij. Voor de ontwikkeling in abundantie van de benthosgemeenschap in zijn geheel (exclusief mosselen), en van typische soorten als een groep zijn er geen significante verschillen gevonden worden tussen open en gesloten vakken direct na de visserij. De typische soorten voor habitat 1110A zijn de zeeanjer, de slibanamoon, de groene zeeduidendpoot, de gladde zeepok en de zeester. Van deze soorten zijn er dus alleen effecten gevonden voor de zeeanemonen, de groep waar de zeeanjer toe behoort. De soortenrijkdom van bodemdieren, inclusief de typische soorten, en van de vissen was lager op de beviste vakken, direct na visserij.

Voor de kleinere ingegraven bodemdieren, die met de box core zijn bemonsterd, is er een significant verschil in aantal soorten en aantal individuen per soort waargenomen tussen de open en gesloten vakken direct na de voorjaarsvisserij. Eén tot 1,5 jaar na de voorjaarsvisserij was er een significant effect op de soorten rijkdom, en die was groter in de beviste vakken. Voor de najaars-visserij waren deze verschillen niet aantoonbaar. Wat de vissen betreft zijn er zowel positief als negatief met mosselen geassocieerde soorten aangetroffen. Positief geassocieerd zijn de volgende typische soorten voor habitattype 1110A: botervis, puitaal, kleine en grote zeenaald, slakdolf, zeedonderpad en voor de overige soorten de grondel en de 5-dradige meun. Negatief geassocieerd zijn schol, kleine zandspiering, bot en tong. Waar bevissing leidt tot afname van mosseldichtheden zien we een navenante respons van geassocieerde vissen, echter alleen de afname van positief geassocieerde vissoorten was direct na de visserij significant. Voor bijna alle significante effecten van mosselvisserij op bodemdieren geldt dat ze een jaar na bevissing niet meer aantoonbaar waren.

In de gesloten transitie gebieden is het mosselbestand in het ene gebied, de Vlieter, verdwenen, hetgeen wordt toegeschreven aan predatie door zeesterren terwijl in het meer brak gelegen gebied Breezanddijk het mosselbestand na 2 jaar nog aanwezig is. De soortenrijkdom van de bodemdieren in deze gebieden is aan de lage kant; in de Vlieter 5 soorten per 24 box cores, en Breezanddijk 17, in 2011 (Jansen et al, 2012).

4.5 Effecten mosselzaadvisserij op bodemsamenstelling en habitatstructuur

Mosselbanken staan er om bekend dat ze veel fijn sediment kunnen invangen waardoor de sedimentsamenstelling kan veranderen (Ysebaert et al. 2009). In de PRODUS vakken waar ook zonder de aanwezigheid van mosselbanken veel slib sedimenteert, leidt de aanwezigheid van mosselbanken of de visserij daarop niet tot een duidelijke verandering in de sedimentsamenstelling. In meer grofzandige gebieden geldt dat niet. Daar leidt de aanwezigheid van een mosselbank tot een toename in de slibfractie en visserij op deze mosselen juist tot een afname daarvan.

Moran's I blijkt een bruikbare simplificatie van de kwantificering van de structuur op sonarbeelden. Mosselbanken op de zeebodem leiden gemiddeld tot hogere waarden voor Moran's I. Voor de sonaropnames van de PRODUS vakken geldt dat waarden voor Moran's I >0.6 met grote waarschijnlijkheid (kans van ca. 80%) op de aanwezigheid van grote mosselbiomassa's ($>1 \text{ kg/m}^2$) duiden. Er is echter veel variatie tussen verschillende locaties. Op het niveau van de locaties is de correlatie tussen Moran's I en de gemeten mosselbiomassa's vaak erg sterk.

Mosselvisserij leidt tot een afname in Moran's I rondom bevissing (T0-T1). Deze afname correleert niet met de afname van de mosselbiomassa, i.e. op locaties waar de meeste mosselen door visserij verdwijnen zijn de afnames in Moran's I niet per se het grootst. Een jaar na visserij is de berekende Moran's I voor de gesloten vakken afgenomen, terwijl in de open vakken enig herstel lijkt te zijn opgetreden. Vergelijking met de situatie twee jaar na impact laat zien dat voor bijna alle open en gesloten vakken de waarden voor Moran's I zijn afgenomen.

De belangrijkste conclusie uit dit deel van het PRODUS onderzoek is dat rondom bevissing een afname van de structuur op de zeebodem waarneembaar is (zie ook Koivisto & Westerborn, 2012). Dit leidt tot een gemiddeld verschil tussen open en gesloten locaties, wat een jaar na bevissing (en mogelijk eerder) weer is verdwenen. Door het verdwijnen van de mosselen neemt de structuur van de zeebodem op mosselbanken af als functie van de leeftijd van de bank. Daar waar mosselbanken blijven liggen blijft de bodemstructuur hoog.

4.6 Onderzoeksvragen

De kennisvragen die door de opdrachtgever zijn geformuleerd, zijn vertaald in onderzoeksvragen (zie Tabel 1.1). De oorspronkelijk geformuleerde onderzoeksvragen worden als volgt beantwoord:

1. *Zijn er verschillen in mosselbiomassa tussen voor visserij opengestelde en gesloten onderzoekvakken en hoe ontwikkelen deze eventuele verschillen zich over de jaren?*

Direct na de voorjaarsvisserij zijn er significant minder mosselen op de open vakken vergeleken met de gesloten vakken. Deze verschillen worden daarna minder groot maar zijn na twee jaar nog zichtbaar. Na de najaars-visserij zijn er geen significante verschillen tussen open en gesloten vakken behalve in de meting van het voorjaar daarop voor de visserij. Dit komt omdat de najaars-visserij op nieuw ontstaan mosselzaad in instabiele banken plaatsvindt waar de mosselen ook in de gesloten vakken in aantal sterk afnemen. Uit de langst lopende tijdreeks blijkt dat er na 5 jaar vrijwel geen meerjarige mosselen meer over zijn.

2. *Zijn er verschillen in mosselzaadval tussen beviste en onbeviste onderzoekvakken en hoe ontwikkelen deze verschillen zich over de jaren?*

Omvangrijke mosselzaadval is niet gecorreleerd met dichtheden aan bestaande mosselen. Zaadval in geringe dichtheden (tot 150 zaadjes per m²) lijkt juist wel te midden van bestaande mosselen plaats te vinden. Daarbij is geen verschil waargenomen tussen open en gesloten vakken. Dat is in lijn met het gegeven dat voor type-2 de zaadval niet verder toeneemt bij dichtheden meerjarige mosselen boven 100 g/m² en dat dergelijke dichtheden ook wanneer er wordt gevestigd altijd wel aanwezig blijven. Dit betekent dat het ontstaan van nieuwe zaadbanken niet is gerelateerd aan de aanwezigheid van bestaande mosselvoorkomens en dat visserij hier dus geen invloed op lijkt te hebben.

3. *Is er een relatie tussen mosselbiomassa en biodiversiteit (sublitorale natuurwaarden) en hoe verhoudt deze relatie zich tot de beviste en onbeviste vakken?*

Er is een duidelijke positieve relatie tussen mosselvoorkomens en biodiversiteit; mosselvoorkomens zijn "hot spots" voor biodiversiteit in de westelijke Waddenzee. Van de in totaal 123 soorten in de box core dataset 2008-2010 waren 35 soorten positief geassocieerd met de mossel. Voor de grotere bodemdieren is er een hogere soortenrijkdom op gesloten vakken aangetroffen waar ook meer mosselen lagen, ook in de periode na de T1 (direct na vissen). Voor de kleinere ingegraven bodemdieren is er een verschil tussen gesloten vakken en open vakken waargenomen direct na visserij op T1 voor de aantallen individuen en de geassocieerde soorten; soortenrijkdom was hoger op de open vakken na 1-1,5 jaar, maar de respons verschilde tussen voor- en najaar. Wat de vissen betreft zijn er zowel positief als negatief met mosselen geassocieerde soorten aangetroffen. Waar bevissing leidt tot afname van mosseldichtheden zien we een afname van de positief met mosselen geassocieerde vissen. Dit is ook het geval op de gesloten vakken wanneer de mosselen daar verdwijnen.

- 4 *Wat zijn de biodiversiteitskarakteristieken van de huidige sublitorale natuurwaarden op mosselpercelen, onbeviste sublitorale mosselbanken, beviste sublitorale mosselbanken en gebieden zonder mosselen?*

Zoals gesteld zijn mosselvoorkomens "hotspots" voor de biodiversiteit. Uit de Waddenzee brede survey blijkt dat monsters waar mosselen in werden aangetroffen een twee maal hogere soortenrijkdom (15 tegen 8) en biomassa (excl mosselen) hadden dan op de stations zonder mosselen. Van de honderd soorten uit de survey van 2008 zijn er naast de mossel 7 soorten die alleen aangetroffen zijn op stations waar mossels aanwezig waren, nl *Didemnum vexillum**, *Eulalia viridis*, *Harmothoe imbricata*, *Hemigrapsus takanoi**, *Ophiothrix fragilis*, *Sabellaria spinulosa** en *Styela clava**. De vier soorten met sterretjes aangegeven zijn exoten. Het totale aantal soorten dat is aangetroffen in de vergelijking wilde banken – percelen bedroeg op wilde banken 84 en op percelen 102. Biomassa en de dichtheden van bodemfauna exclusief mosselen waren veel hoger op wilde banken. Voor de typische habitatsoorten geldt voor de bodemdieren dat zandzager en strandkrab vaker op mosselpercelen werden aangetroffen en de strandkrab ook in hogere aantallen; de zeester en de mossel werden alleen in hogere aantallen op percelen aangetroffen. Nonnetje en strandgaper kwamen vaker voor op wilde banken, terwijl de aantallen zeeanjer, slibanemoon, groene zeeduizendpoot en strandgaper vaker werden aangetroffen in open vakken. Voor de typerende vissoorten geldt dat schol, bot, kleine en grote zeenaald vaker worden aangetroffen en in hogere dichtheden op beviste plekken; puitaal gaat achteruit in frequentie maar vertoont hogere dichtheden.

De aanvullende vragen die in de tussentijdse audit zijn geformuleerd, worden als volgt beantwoord:

- A. *Is het aantal vakken toereikend is voor het bepalen van de effecten van de mosselzaadvisserij op bodemdieren?*

Uit de poweranalyse komt naar voren dat er voor de biodiversiteitsparameters van de bodemdieren een effectgrootte van 12-16 % met voldoende nauwkeurigheid kon worden gedetecteerd, hetgeen toereikend wordt geacht voor het doen van betrouwbare uitspraken over de korter termijn visserij-effecten op de bodemdierengemeenschap. Voor de langere termijn effecten was de detecteerbare effectgrootte 17-23%.

- B. *Zijn de vakken van 4 ha groot genoeg in relatie tot het optreden van mogelijke randeffecten?*

Op de referentievakken bleken gradiënten in mosseldichtheid aantoonbaar, maar de patronen daarin blijken niet gerelateerd aan mogelijke effecten van de visserij rondom de vakken. Het eigenlijke onderzoek heeft daarbij plaatsgevonden ruim binnen de grenzen van het vak, waarbij een bufferzone van 50 m is aangehouden. Er zijn daarmee geen aanwijzingen dat het optreden van randeffecten de uitkomsten van het onderzoek wezenlijk kan hebben beïnvloed.

- C. *Wat zijn de effecten van mosselzaadvisserij op de abiotische aspecten van het habitat?*

Directe effecten van mosselzaadvisserij op abiotische aspecten zijn geanalyseerd voor sediment en habitatstructuur. Wat sediment betreft valt de grote variatie in tijd en ruimte op, waardoor er niet een eenduidig beeld ontstaat over de sedimentkarakteristieken van mosselzaadbanken, en van de effecten van visserij daarop. In grofzandige gebieden leidt visserij tot een relatief lager slibgehalte. Wat betreft de habitatstructuur blijkt dat de side scan sonar opnamen via de Moran's I bewerking een interpreteerbaar beeld opleveren van de ruimtelijke structuur, die correlatie vertoont met de mosselbiomassa. Visserij leidt via het verwijderen van mosselen tot een minder complexe structuur. Verder blijkt uit de vergelijking van wilde mosselbanken met mosselkweekpercelen, dat de wilde mosselbanken in andere abiotische omstandigheden voorkomen dan mosselkweekpercelen: met name het gemiddelde zoutgehalte is duidelijk lager.

4.7 Kennisvragen

De kennisvragen die in de opdracht tot het Produs onderzoek zijn vervat, kunnen nu als volgt worden beantwoord:

1. *Kunnen zich meerjarige sublitorale mosselbanken en samenhangende natuurwaarden ontwikkelen bij afwezigheid van mosselzaadvisserij?*

Uit het PRODUS onderzoek blijkt dat zowel in de open als in de gesloten vakken op den duur weinig mosselen meer over zijn. Op langere termijn blijkt dat op enkele locaties de ontwikkeling van meerjarige sublitorale mosselbanken wel mogelijk is, waarbij er in de onbeviste vakken een hogere biomassa is aangetroffen dan in de beviste vakken.

2. *Wat zijn de effecten van mosselvisserij op de mosselzaadval in latere jaren?*

Het ontstaan van nieuwe zaadbanken is niet gerelateerd aan de aanwezigheid van bestaande mosselvoorkomens; visserij lijkt hier dus geen invloed op te hebben.

3. *Wat zijn de karakteristieken van de huidige sublitorale natuurwaarden?*

Mosselvoorkomens zijn "hotspots" voor de biodiversiteit. Uit de Waddenzee brede survey blijkt dat monsters waar mosselen in werden aangetroffen een twee maal hogere soortenrijkdom en biomassa (exclusief mosselen) hebben dan monsters zonder mosselen.

Tot de met mosselen geassocieerde soorten behoren ook typische soorten van dit habitat, nl strandkrab, slibanemoon, groene zeeduizendpoot, zeester, zeeanjer, gladde zeepok, botervis, puitaal, grote en kleine zeenaald, slakdolf en zeedonderpad.

4. *Wat zijn de verschillen in natuurwaarden van mosselpercelen en wilde mosselbanken?*

De vergelijking wilde banken met mosselkweekpercelen laat zien dat op kweekpercelen meer soorten bodemdieren zijn aangetroffen dan op wilde banken. Gemiddeld per monster zijn er meer soorten op wilde banken en in hogere aantallen en dan vooral de ingegraven soorten. Biomassa en de dichtheden van bodemfauna exclusief mosselen zijn veel hoger op wilde banken. De soortenrijkdom van kweekpercelen heeft mede te maken met het gegeven dat deze in zones met hogere zoutgehalten zijn gelegen. Voor de typische soorten van dit habitat geldt dat de mossel predatoren relatief goed vertegenwoordigd zijn op percelen.

4.8 Conclusies

Mosselzaadvisserij heeft korte termijn effecten op de natuurwaarden van wilde banken. Het verschil tussen beviste en onbeviste plekken blijft niet lang zichtbaar. Op langere termijn blijkt dat op enkele locaties de ontwikkeling van meerjarige sublitorale mosselbanken wel mogelijk is, waarbij er in de onbeviste vakken een hogere biomassa is aangetroffen dan in de beviste vakken. Verder blijkt dat niet alleen mosselbanken maar ook mosselkweekpercelen rijk zijn aan bodemdieren en vissen: het zijn "hot spots" voor biodiversiteit in de westelijke Waddenzee.

Het blijkt dat er minstens even veel soorten worden aangetroffen op mosselkweekpercelen als op wilde banken. Daaruit kan worden afgeleid dat het verplaatsen van mosselen van de mosselbanken naar de kweekpercelen de biodiversiteit niet nadelig beïnvloedt. Of er later een hogere biodiversiteit ontstaat als de banken langer met rust worden gelaten is nog onbekend. Wel is het zo dat de meeste kweekpercelen dicht bij de Noordzee liggen dan de wilde banken. In deze gebieden is het zoutgehalte hoger. Dit is gunstig voor de biodiversiteit, en werkt dus mee aan de soortenrijkdom van de percelen. Ook wilde banken zouden in deze zones waarschijnlijk een hogere biodiversiteit hebben.

Het wegvissen van mosselzaad van banken in het najaar leidt tot minder mosselen op de beviste banken. Gebleken is dat de mosselvoorraad daarna niet alleen in de open maar ook in de gesloten vakken sterk afneemt. Visserij in het voorjaar, dus in de relatief stabiele gebieden, leidt tot een significant lager mosselbestand in de open vakken ten opzichte van de situatie dat niet wordt gevestigd. Dit effect blijft ook langer zichtbaar. Juist omdat het ontstaan van meerjarige wilde banken een relatief zeldzame gebeurtenis is, kon het PRODUS onderzoek waarin 40 kleine gebiedjes gevrijwaard waren van mosselzaadvisserij, geen sluitend antwoord geven op de vraag waar en hoe vaak dit kan gebeuren. De resultaten laten zien dat meerjarige banken zich hebben kunnen ontwikkelen op 3 van de 37 locaties.

De gevolgen van mosselzaadvisserij voor de natuurwaarden hangen direct samen met de effecten op de mosselen zelf en verschillen tussen de na- en voorjaars-visserij. Na de najaars-visserij op onstabiele zaadbanken zijn er voor vrijwel alle variabelen geen verschillen tussen open en gesloten vakken aantoonbaar. Direct na de voorjaars-visserij op relatief stabiele banken (die in iedere geval de eerste winter hebben overleefd) treden wel meetbare effecten op: er zijn minder bodemdieren en vissen op de beviste vakken. Nadien vervagen de verschillen tussen open en gesloten vakken omdat ook in de gesloten vakken uiteindelijk weinig mosselen overblijven. Mosselzaadvisserij in het voorjaar heeft dus zeker korte termijn effecten op het bodemleven en de mosselvoorraad.

Over de lange termijn effecten zijn geen definitieve uitspraken te doen aangezien het onderzoek was gebonden aan een termijn van maximaal 6 jaar. Over de rol van andere factoren is wel veel informatie verzameld maar dit is niet toereikend voor een integrale analyse. Daarom is het van belang de ontwikkelingen in de gesloten transitiegebieden te monitoren, teneinde de factoren die van invloed op de natuurlijke dynamiek van mosselbanken beter in kaart te brengen.

Vanuit het Natura 2000 beleid geldt als verbeterdoelstelling: "Kwaliteitsverbetering is vooral mogelijk door een deel van de mosselbanken betere ontwikkelingskansen te bieden (diverse stadia van ontwikkeling aanwezig)". Het onderzoek laat zien dat het sluiten van gebieden voor de mosselzaadvisserij niet altijd betekent dat daarmee de mosselbanken vanzelf tot ontwikkeling komen. Wel zien we een betere overleving van mosselen op onbeviste plots na de voorjaarsvisserij in de meer stabiele gebieden. Dit is een aanwijzing dat de kans op ontwikkeling van meerjarige sublitorale banken groter is zonder visserij. Ook andere factoren, zoals predatie door zeesterren en stabiliteit van de locatie, hebben hier invloed op. Met de kennis die het onderzoek heeft opgeleverd kunnen maatregelen ten behoeve van natuurbeheer én duurzame mosselcultuur, verder worden ontwikkeld.

Referenties

- ALTERRA, 2005. Passende Beoordeling sublitorale mosselzaadvissers in de westelijke Waddenzee, najaar 2005. *Alterra-Texel, RIVO-Yerseke*.
- Bates D, Maechler M, & Bolker B (2011) lme4: Linear Mixed-Effects Models Using Eigen and S4. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- Beadman, H. A., M. J. Kaiser, et al. (2004). "Changes in species richness with stocking density of marine bivalves." *Journal of Applied Ecology* 41: 464-475.
- Buhs, F. and K. Reise (1997). "Epibenthic fauna dredged from tidal channels in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein: spatial patterns and a long-term decline." *Helgolander Meeresuntersuchungen* 51: 343-359.
- Buschbaum, C. (2002) Predation on barnacles of intertidal and subtidal mussel beds in the Wadden Sea. *Helgoland Marine Research*, 56, 37-43.
- Buschbaum, C. and B. Saier (2003). "Biodiversität und nachhaltige Nutzung: Ballungszentrum Muschelbank." *Biologie in Unserer Zeit* 33(2): 100-106.
- Buschbaum, C., S. Dittmann, et al. (2009). "Mytilid mussels: global habitat engineers in coastal sediments." *Helgoland Marine Research* 63: 47-58.
- Dankers, N. M. J. A., Kühl, H. & Wolff, W. J. (1981) Invertebrates of the Wadden Sea. Final Report of the section "Marine Zoology" of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Dekker, R. 1989. "The macrozoobenthos of the subtidal western Dutch Wadden Sea. I. Biomass and species richness." *Netherlands Journal of Sea Research* 23(1): 57-68.
- Dekker, R & Drent, J 2012 Macrozoobenthos in the subtidal western Dutch Wadden Sea in 2008. *NIOZ/PRODUS report*
- Dolmer, P. (2002) Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *Journal of Shellfish Research*, 21, 529-537
- Dolmer, P. & Frandsen, R. P. (2002) Evaluation of the Danish mussel fishery: suggestions for an ecosystem management approach. *Helgoland Marine Research*, 56, 13-20.
- Dolmer, P., Kristensen, T., Christiansen, M. L., Petersen, M. F., Kristensen, P. S. & Hoffman, E. (2001) Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiologia*, 465, 115-127.
- Ens, B.J., Smaal, A. C., & de Vlas, J. (2004) The effects of shellfish fishery on the ecosystems of the Dutch Wadden Sea and Oosterschelde. Final report on the second phase of the scientific evaluation of the Dutch shellfish fishery policy (EVA II). *Alterra-rapport 1011; RIVO-rapport C056/04; RIKZ-rapport RKZ/2004.031*. Alterra, Wageningen
- Ens, B.J., J.A. Craeymeersch, F.E. Fey, H.J.L. Heessen, A.C. Smaal, A.G. Brinkman, R. Dekker, J. van der Meer M.R. van Stralen, 2007. Sublitorale natuurwaarden in de Waddenzee; Een overzicht van bestaande kennis en een beschrijving van een onderzoekopzet voor een studie naar het effect van mosselzaadvissers en mosselkweek op sublitorale natuurwaarden. *Imares Rapport C077/07*
- Essink, K., Dettmann, C., Farke, H., Laursen, K., Lüerßen, G., Marencic, H., & Wiersinga, W. (2005) Wadden Sea Quality Status Report 2004. *Wadden Sea Ecosystem No. 19*. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- Herman, P.J.M., T. Piersma & W.J. Wolff, 2008. Evaluatie van opzet en uitvoering van deelproject 3 "Sublitorale natuurwaarden" van het project onderzoek duurzame schelpdiervisserij (PRODUS). Min LNV.
- Hoffmann E & P Dolmer, 2000. Effect of closed areas on the distribution of fish and benthos. *ICES J Mar Sci* 57: 1310 – 1314
- Jansen, J, M van Stralen, P. Kamermans & H. Sas, 2012. Mosseltransitie in de Waddenzee, De Levende natuur 113, 3, 113-115.
- Koivisto, M., Westerboon, M., 2012. Invertebrate communities associated with blue mussel beds in a patchy environment: a landscape ecology approach. *Mar Ecol Prog Ser* 471, 101-110.
- Leeuwe M van & T. Haartsen (eds), 2012. Dynamics as key value of the Wadden Sea Region. *Ocean and coastal management* 68. Special issue on the Wadden Sea Region
- LNv, 2004. Ruimte voor een zilte oogst: Beleidsbesluit Schelpdiervisserij 2005 – 2020. Ministerie van landbouw, natuurbeheer en Visserij, Den Haag.
- Norling, P., Kautsky, N., 2008. Patches of the mussel *Mytilus* sp are islands of high biodiversity in subtidal sediment habitats in the Baltic Sea. *Aquat Biol* 4, 75-87.
- Reise K Gollasch S Wolff WJ 2002 Introduced marine species of the North Sea coasts.

- In: In: *Invasive Aquatic Species of Europe - Distribution, Impacts and Management*, Leppäkoski E Gollasch S Olenin S (Eds), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp 260-266
- Riis, A & P. Dolmer, 2003 The distribution of the sea anemone *Metridium senile* (L.) related to dredging for blue mussels (*Mytilus edulis* L.) and flow habitat. *OPHELIA* 57-1: 43-52
- Saier, B. (2001) Ecological Comparison of Intertidal and Subtidal Mussel beds in the Wadden Sea. Hamburg University.
- Saier, B. (2002) Subtidal and intertidal mussel beds (*Mytilus edulis* L.) in the Wadden Sea: diversity differences of associated epifauna. *Helgoland Marine Research*, 56, 44-50.
- Saier, B., Buschbaum, C., Reise, K., 2002. Subtidal mussel beds in the Wadden Sea: threatened oases of biodiversity. *Wadden Sea Newsletter* 1, 12-14.
- Smaal A.C., M. van Stralen & J. Craeymeersch, 2005. Does the introduction of the pacific oyster *Crassostrea gigas* lead to species shifts in the Wadden Sea? In Dame & Olenin, proceedings NATO ARW, Nida, Kluwer Acad Publ..
- Smith, J. and S. E. Shackley (2004). "Effects of a commercial mussel *Mytilus edulis* lay on a sublittoral, soft sediment benthic community." *Marine Ecology-Progress Series* 282: 185-191
- Stralen, M.R. van, 2002. De ontwikkeling van mosselbestanden op droogvallende platen en in het sublitoraal van de Waddenzee vanaf 1955, een reconstructie op basis van gegevens uit de mosselzaadvisserij. *Marinx-rapport* 2001.10, Scharendijke
- Stralen, M. R. van en K. Troost, 2011. Inventarisatie van het sublitorale wilde mosselbestand in de westelijke Waddenzee in het voorjaar van 2011. *Marinx-rapp.*, 2011.104. Scharendijke.
- Thrush, S.F., Cummings, V.J., Dayton, P.K., Ford, R., Grant, J., Hewitt, J.E., Hines, A.H., Lawrie, S.M., Pridmore, R.D., Legendre, P., McArdle, B.H., Schneider, D.C., Turner, S.J., Whitlatch, R.B., Wilkinson, M.R., 1997. Matching the outcome of small-scale density manipulation experiments with larger scale patterns: an example of bivalve adult/juvenile interactions. *J Exp Mar Biol Ecol* 216, 153-169
- Vlas, J de, A. Nicolai, M. Platteeuw, K. Borrius, 2011. Natura 2000-doelen in de Waddenzee Van instandhoudingsdoelen naar opgaven voor natuurbescherming, RWS, eindconcept
- Westphalen, A. (2006) Assoziierte Lebensgemeinschaften von natürlichten Muschelbänken und Muschelkulturflächen im Wattenmeer. Diplomarbeit. Georg-August-Universität, Göttingen.
- Ysebaert, T., Hart, M., Herman, P.M.J., 2009. Impacts of bottom and suspended cultures of mussels *Mytilus* spp. on the surrounding sedimentary environment and macrobenthic biodiversity. *Helgoland Marine Research* 63, 59-74

Overzicht van PRODUS rapportages: zie wageningenur.nl/produs

- Bemmelen Rob van, Bert Brinkman, Sander Holthuyzen and Jeroen Jansen, 2013. The effects of subtidal mussel seed fisheries in the Dutch Wadden Sea on sediment composition. Imares Report PR 4 number C163/12
- Brink Anneke van den, Joke Kesteloo-Hendrikse, Arnold Bakker, Carola van Zweeden, Marnix van Stralen and Jeroen Jansen, 2009. The effect of mussel seed fishing on benthic communities in the Wadden Sea. Imares Report number: C139/09
- Craeymeersch, JA, J.M. Jansen, A.C. Smaal, M. van Stralen, E. Meesters, F. Fey, 2013. Impact of mussel seed fishery on subtidal macrozoobenthos in the western Wadden Sea. Imares report PR 7 nr C003/13.
- Dekker, R & Drent, J. 2013. Macrozoobenthos in the subtidal western Dutch Wadden Sea in 2008 and a comparison with 1981/81. NIOZ report 2013-5
- Drent J, & R. Dekker, 2013. How different are sublittoral *Mytilus edulis* communities of natural mussel beds and mussel culture plots in the western Dutch Wadden Sea. NIOZ report 2013-6, PRODUS PR 2
- Drent J, & R. Dekker, 2013. Macrofauna associated with mussels, *Mytilus edulis* L., in the Wadden Sea. NIOZ report 2013-7, PRODUS PR 3
- Ens BJ, J.A. Craeymeersch, F.E. Fey, H.J.L. Heessen, A.C. Smaal, A.G. Brinkman, R. Dekker, J. van der Meer M.R. van Stralen, 2007. Sublittorale natuurwaarden in de Waddenzee; Een overzicht van bestaande kennis en een beschrijving van een onderzoekopzet voor een studie naar het effect van mosselzaadvisserij en mosselkweek op sublittorale natuurwaarden. Imares Rapport C077/07
- Fey Frouke, Bert Brinkman, Henk Heessen, Johan Jol, Marnix van Stralen, Aad Smaal, 2007. Randeffectenproject mosselzaadvisserij onderdeel van deelproject 3: sublittorale natuurwaarden westelijke Waddenzee. Imares Rapport 06.014
- Fey Frouke, Bert Brinkman, Johan Craeymeersch en Henk Heessen, Marnix van Stralen (MarinX); Rob Dekker, 2007. PRODUS dp 3: effecten van sublittorale mosselzaadvisserij in de westelijke waddenzee: situatie in eerste jaar van sluiting onderzoekvakken (najaar 2006). Wageningen IMARES Rapport 07.017
- Fey-Hofstede Frouke, Jeroen Jansen, Elze Dijkman en Joke Kesteloo-Hendrikse, 2008. Ruimtelijke verspreiding van sublittorale mosselvoorkomens en mosselzaadvisserij van 1997-2007. Imares Rapport C102/08
- Fey Frouke, Bert Brinkman, Johan Craeymeersch, Henk Heessen, Erik Meesters, Marnix van Stralen, Rob Dekker, 2008. PRODUS dp 3: effecten van sublittorale mosselzaadvisserij in de westelijke waddenzee: situatie in eerste en tweede jaar van sluiting onderzoekvakken (2006-2007) Imares Rapport C013/08.
- Glorius, S., A.D. Rippen en J.M. Jansen, 2013. Deelrapport bodemschaaf en zuigkordata. Effecten van mosselzaadvisserij op het bodemleven van de Waddenzee. Imares rapport PR 8 C162/12
- Jansen Jeroen, Kees Kersting, Pepijn de Vries, Narangerel Davaasuren, Andrea

Sneekes. Aad Smaal, 2013. Effecten van Mosselvisserij op de bodemstructuur, een analyse van Sidescan sonar opnames. Imares rapport PR 5 C164/12.

Meesters E & F.Fey, 2009. PRODUS deelproject 3 sublitorale natuurwaarden:
Invloed van aantal monsters per locatie en totaal aantal locaties op de 'power' om een verschil in het aantal unieke soorten te vinden. Imares rapport C08/09

Smaal A.C., J. Craeymeersch, J. Drent, J.M. Jansen, S. Glorius & M.R. van Stralen, 2013.
Effecten van mosselzaadvisserij op sublitorale natuurwaarden in de westelijke Waddenzee: Samenvattend eindrapport Imares PR 1, C06/13

van Stralen, MR, MJ Jansen, AC Smaal, 2013. Het mosselbestand op de PRODUS-vakken en de effecten van de visserij daarop. MarinX/PRODUS rapport PR 6

Kwaliteitsborging

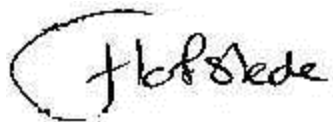
IMARES beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 124296-2012-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2015. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V. Daarnaast beschikt het chemisch laboratorium van de afdeling Vis over een NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 27 maart 2013 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie.

Verantwoording

Report number : C006/13
Project number : 4308501015

The scientific quality of this report has been peer reviewed by a colleague scientist and the head of the department of IMARES.

Approved: Dr. F.E. Fey-Hofstede
Researcher



Signature:

Date: 14 mei 2013

Approved: Dr. B.D. Dauwe
Head of department Delta



Signature:

Date: 14 mei 2013

Appendix A Rapport van de audit commissie en reactie van de PRODUS auteurs

Leeswijzer audit rapport

De externe audit van het PRODUS onderzoek heeft tot doel het toetsen van de wetenschappelijke kwaliteit van de onderliggende rapporten. Deze rapporten dienen als basis voor het schrijven van wetenschappelijke publicaties die vervolgens aan een zogeheten peer review worden onderworpen. Omdat dit een tijdrovend proces is, is ervoor gekozen ook de onderliggende rapporten aan een dergelijke review te onderwerpen, met de wetenschappelijke toetsing wordt dus niet gewacht tot de publicaties aan een tijdschrift worden aangeboden.

Het leveren van kritiek op elkaars werk is een goed gebruik in de wetenschap. Dit is gebaseerd op kritiek en repliek, vanuit het principe dat kritiek essentieel is om de kwaliteit van wetenschappelijk onderzoek te verhogen. Minder gebruikelijk is dat de kritiek en repliek openbaar worden gemaakt. De PRODUS auteurs hebben voor maximale transparantie gekozen en met instemming van de audit commissie kritiek en repliek bij de rapporten gevoegd. Dit is gedaan in het besef dat deze opstelling de auteurs kwetsbaar maakt voor onevenwichtige beoordeling. Daar staat tegenover dat een kritische toetsing voor de lezer een hulpmiddel is om een eigen oordeel te kunnen vormen, en dat is de reden om de audit resultaten en de repliek openbaar te maken. Voor rapport PR3 bleek dat vanwege de beschikbare tijd niet haalbaar, dit rapport is alleen intern gecontroleerd.

Audit van het Project Onderzoek Duurzame Schelpdiercultuur (PRODUS)

1. Inleiding

Deze audit van het conceptverslag van het project PRODUS werd uitgevoerd door een commissie bestaande uit:

Prof. Dr. P. Herman, NIOZ en Radboud Universiteit Nijmegen, voorzitter

Dr. T. van der Heide, Radboud Universiteit Nijmegen en Rijksuniversiteit Groningen

Prof. Dr. J. van der Meer, NIOZ en Vrije Universiteit Amsterdam

De auditcommissie heeft, met uitzondering van het geplande rapport 3 dat niet is afgewerkt, de volgende stukken ter beoordeling gekregen:

Code	Onderwerp	Auteurs
PR1	Effecten van mosselzaadvisserij op sublitorale natuurwaarden in de westelijke Waddenzee: Samenvattend eindrapport	Smaal, Craeymeersch, Drent, Jansen, van Stralen
PR2	How different are sublittoral <i>Mytilus edulis</i> L. communities of natural mussel beds and mussel culture plots in the western Dutch Wadden Sea?	Drent, Dekker
PR3	associated species	Drent
PR4	The effects of subtidal mussel seed fisheries in the Dutch Wadden Sea on sediment composition	van Bemmelen, Brinkman, Holthuyzen, Jansen
PR5	Effecten van mosselvisserij op de bodemstructuur, een analyse van Sidescan sonar opnames	Jansen, Kersting, de Vries, Davaasuren, Sneekes, Smaal
PR6	Het mosselbestand op de PRODUS-vakken en de effecten van de visserij daarop.	van Stralen, Jansen, Smaal, Glorius
PR7	Impact of mussel seed fishery on subtidal macrozoobenthos in the western Wadden Sea	Craeymeersch, Jansen, Smaal, van Stralen, Meesters, Fey
PR8	Deelrapport bodemschaaf en zuigkordata. Effecten van mosselzaadvisserij op het bodemleven van de Waddenzee	Glorius, Rippen, van Stralen, Jansen

De opdracht van de commissie is geformuleerd in een e-mail van Aad Smaal aan de commissie: ‘Zoals eerder gesteld is het verzoek aan de audit commissie[...] om de rapporten te beoordelen op hun wetenschappelijke kwaliteit. Het wordt uiteraard zeer op prijs gesteld wanneer er ook suggesties voor verbetering worden gedaan. De rapportage van de auditcommissie wordt als bijlage bij de rapporten gevoegd en de auteurs zullen aangeven wat de reactie is op de opmerkingen.’

De werkwijze van de commissie was als volgt. Na ontvangst van de stukken hebben de verschillende commissieleden onafhankelijk commentaar geleverd op de rapporten. Het commentaar is samengevoegd tot een gemeenschappelijk rapport, dat na akkoord van de commissieleden naar de auteurs van het verslag is verstuurd. Het commentaar zal aan de auteurs van de verschillende PRODUS rapporten worden gestuurd. Na verwerking van het commentaar zullen de commentaren, tezamen met de respons van de auteurs, als bijlage bij de verschillende rapporten worden toegevoegd.

Er is een grote mate van overlap tussen het overkoepelende eindrapport (PR1) en de deelrapporten. Aan de auteurs van het eindrapport wordt gevraagd rekening te houden met de specifieke commentaren op de deelrapporten, voor zover ook van toepassing op het eindrapport.

Na een korte bespreking van de algemene indruk van het rapport, gaat de commissie in op een aantal aspecten van de studie als geheel. Aan de auteurs van de deelrapporten wordt gevraagd hiermee rekening te houden, voor zover van toepassing op hun deel. De algemene punten worden gevolgd door specifieke punten per deelrapport.

2. Algemene indruk

In het PRODUS project worden mogelijke effecten van de mosselvisserij op de natuurwaarden van het sublitorale Wad in de Westelijke Waddenzee onderzocht. De rapportage bestaat uit een overkoepelend rapport en deelrapporten. De verschillende deelrapporten zijn over het algemeen goed geschreven, met veelal een duidelijke vraagstelling en experimentele opzet. De conclusies die in de verschillende deelrapporten over de effecten van mosselvisserij worden getrokken zijn in grote lijnen dezelfde. Op de korte termijn (verschil voor/na visserij) werden significante verschillen tussen beviste en onbeviste proefvlakken geconstateerd met betrekking tot mosselbiomassa, geassocieerde fauna (zowel zuigkor als boxcore), habitat- (side-scan sonar) en sedimentstructuur. Deze visserijeffecten ebben vervolgens weg over de tijd. Op de middellange termijn (~1-2 jaar na bevissing) worden er nog significante effecten gevonden in de hoeveelheid mosselen en de soortendiversiteit in de boxcore monsters. Op de lange termijn (meerdere jaren) zijn er geen significante effecten meer aantoonbaar. Tot slot wordt in een vergelijking van soortengemeenschappen op mosselpercelen met die op natuurlijke banken gevonden dat deze significant verschillen. Soortenaantallen in boxcoremonsters op natuurlijke banken zijn gemiddeld hoger. Op percelen is het totale aantal gevonden soorten echter hoger. Hoewel de conclusies sterk overeen komen, valt de samenhang tussen de deelrapporten tegen. Er is geen consequente opzet en stijl gekozen. De taal varieert tussen Engels en Nederlands. Gezien het doel van het project is het onduidelijk waarom bij sommige deelrapporten voor het Engels is gekozen. Er is herhaling tussen deelrapporten in de beschrijving van opzet en bemonsteringsstrategie van de studie, waarbij slechts op enkele plaatsen volledigheid is gegeven. De commissie suggereert om deze aspecten op één enkele plaats in volledig detail uit te werken, en er naar te verwijzen in de verschillende deelrapporten. De beschrijving in PR6 lijkt een uitstekend uitgangspunt. Behalve verschillen in stijl, valt op dat er in de verschillende deelrapporten weinig gebruik gemaakt wordt van elkaars data en analyses, waardoor de gebruikte statistische analyses en hun diepgang nogal verschillen per rapport. Ook hiervoor kan een meer eengemaakte aanpak worden gekozen, zoals verder wordt uiteengezet.

De commissie constateert terecht dat er verschillen zijn in de deelrapporten. Dit valt deels te verklaren uit het gegeven dat rapporten soms in het Engels zijn omdat er met Engelstalige collega's is samengewerkt. Verder is er prioriteit gegeven aan inhoudelijke rapportages en minder aan een uniforme opzet omdat de deelrapporten zelfstandig leesbaar zijn. Wat betreft de analyses, deze zijn verschillend omdat ze op basis van de inhoud van het deelonderwerp zijn gekozen. De samenvattende eindrapportage beoogt het overzicht over de gehele studie te geven.

3. Commentaren op het geheel van de rapportage

3.1. Gebruik van wetenschappelijke literatuur

Een zeer opvallende tekortkoming van deze rapportage als geheel is het vrijwel ontbreken van enige referentie naar de literatuur, anders dan de eigen rapporten en enkele methodologische artikelen. Het lijkt wel alsof het onderzoek aan de ecologie van mosselbanken hier ter plekke is uitgevonden. Natuurlijk weten de auteurs als geen ander dat dit niet waar is, maar het blijft onduidelijk waarom geen vergelijking van deze

resultaten met de internationale literatuur heeft plaatsgevonden. Met name over twee belangrijke vragen is een vergelijking met de literatuur absoluut noodzakelijk: de stabiliteit van meerjarige mosselbanken in verschillende gebieden, en de relatie tussen mosselen en biodiversiteit van de levensgemeenschap in de mosselbank. Vergelijking met andere wateren dringt zich op, wil men de Nederlandse resultaten in de juiste context kunnen plaatsen en een uitspraak doen over de haalbaarheid van verschillende beleidsopties.

Dit is terecht opgemerkt; inmiddels is er veel meer aandacht besteed aan de literatuur, en dit is nu verwerkt in de rapportage.

3.2. Koppeling tussen beleidsvragen en onderzoeksvragen

In PR1 wordt onder het kopje '1.2 Doel van het onderzoek' allereerst (p.16) een opsomming van vier beleidsvragen gegeven. Vervolgens worden op basis hiervan vier onderzoeksvragen geformuleerd. Deze vertaling van beleidsvragen tot onderzoeksvragen wordt echter nergens onderbouwd. Noch wordt duidelijk gemaakt of dit een 1 op 1 vertaling is: heeft de eerste beleidsvraag geleid tot de eerste onderzoeksvraag, en de tweede tot de tweede, enzovoort? Of is elke onderzoeksvraag een integratie van de beleidsvragen? Vervolgens worden de onderzoeksvragen vertaald in verschillende onderzoeksaanpakken, te weten (1) een bevissings-experiment volgens een BACI benadering; (2) een survey van de biodiversiteit van wilde mosselbanken en kweekpercelen en (3) een biodiversiteitssurvey in het hele subtidale gebied van de westelijke Waddenzee. Ook hier wordt niet duidelijk gemaakt wat het verband is tussen deze drie onderzoeksaanpakken en de vier onderzoeksvragen. Wij kunnen daar wel naar raden, maar dit had expliciet gemaakt moeten worden. Aan het eind van het samenvattende rapport worden de vier onderzoeksvragen terecht opnieuw besproken en worden antwoorden gegeven. Ook hier wordt niet heel duidelijk gemaakt op welke onderzoeksanpak de antwoorden gebaseerd zijn. Na goed lezen blijkt bijvoorbeeld dat de antwoorden op vraag 3 en 4 grotendeels gebaseerd zijn op onderzoeksanpakken (2) en (3), die weliswaar kort besproken zijn in paragraaf 3.1 en 3.2, maar waarvan de onderliggende rapportage nog niet verschenen is. Ook dit is niet meteen duidelijk omdat een duidelijke koppeling tussen de paragrafen in de samenvatting en de onderliggende rapporten ontbreekt. Een verduidelijkende tabel had hier kunnen helpen.

De suggestie om dit te verduidelijken is opgevolgd. Er is nu een tabel (tabel 1.1, pag 16) toegevoegd over beleidsvragen – nu aangeduid als kennisvragen - en de onderzoeksanpak; tevens is er een paragraaf toegevoegd met antwoorden op de kennisvragen: 4.7.

3.3. 'Beyond BACI' proefopzet en statistische analyse

Het 'Beyond BACI' onderzoek (Underwood, AJ (1991) Aust. J. Mar. Freshwater Res. 42, 569-87) is opgezet, zoals ook beschreven in paragraaf 2.2 van de inleiding tot PR1, volgens een split-plot design, waarbij elke plot in een van vijf stabiliteitsklassen valt. Vervolgens is elke plot onderverdeeld in een subplot 'bevist' en een subplot 'onbevist' en zijn de subplots zowel voor (T0) als na (T1, ..) de visserij bemonsterd. In feite heb je dan de subplots 'bevist-0', 'bevist-1', 'onbevist-0', 'onbevist-1', etc.. De split-plot opzet stamt al uit het begin van de vorige eeuw en wordt veel toegepast in

het landbouwkundig onderzoek. De standaard analysemethode van de uitkomsten is een bij de opzet passende variantieanalyse, waarbij in dit geval de factor Stabiliteitsklasse getoetst wordt ten opzichte van de variantie tussen plots (maar binnen de Stabiliteitsklasse) en de factoren 'Bevist-Onbevist', tijd, hun interactie en de interactie met Stabiliteitsklasse getoetst worden ten opzichte van de variantie tussen subplots en binnen plots. De resultaten worden grafisch weergegeven met behulp van interactieplots. In de statistische handboeken is voldoende informatie te vinden over de opzet, standaardanalyse en grafische weergave¹.

Als de analyse te ingewikkeld bevonden wordt is vereenvoudiging mogelijk zonder dat de meest relevante toetsing verdwijnt, namelijk die van het verschil in verandering over de periode van T0 tot T1 tussen bevist en onbevist. Een eerste vereenvoudiging is mogelijk door de waargenomen waarden voor en na visserij van elkaar af te trekken, waardoor alleen de subplots 'bevist' en onbevist overblijven. Een tweede vereenvoudiging zou zijn om vervolgens het verschil te nemen tussen bevist en onbevist. De opzet vereenvoudigt dan tot een enkelvoudige variantieanalyse met Stabiliteit als enige factor. Merk op dat dan de toetsing van het overall gemiddelde ten opzichte van de waarde nul uiterst relevant is (in tegenstelling tot wat normaal het geval is).

Het is opvallend dat geen enkele analyse in welk deelrapport dan ook zich aan deze standaardanalyse gehouden heeft. Ook zijn de bovengenoemde vereenvoudigingen niet gebruikt. Allereerst is het idee van vijf stabiliteitsklassen nergens opgepikt. Sommige analyses maken onderscheid tussen instabiele najaars-visserij en stabiele voorjaarsvisserij en analyseren de resultaten helemaal apart. Andere negeren de stabiliteitsfactor in zijn geheel. PR6 gebruikt een Wilcoxon signed-rank test, PR5 en PR8 een gepaarde t-toets; PR4 een covariantie-analyse met de aantallen op T0 als covariaat en de aantallen op T1 als responsvariabele, daarbij voorbijgaand aan het feit dat de covariaat niet zonder fout bepaald is. PR4 gebruikt een linear mixed effects model, hetgeen op praktisch hetzelfde neerkomt als de klassieke standaardanalyse, en zelfs als een verbetering gezien kan worden, maar het rapport geeft niet altijd de resultaten van het complete model. Daarbij lijkt het idee van modelselectie en de analyse van een gepland experiment niet goed te rijmen. Grafisch gebruikt elk rapport zijn eigen methode om de resultaten weer te geven. Plots van de respons op T1 uitgezet tegen de respons op T0; staafdiagrammen, bubble-plots op kaarten; interactieplots passeren de revue. Dit maakt het de lezer bepaald niet gemakkelijk.

De commissie pleit daarom voor een heldere en eenmalige uitleg van de experimentele opzet; een eenduidige keuze voor een statistische aanpak; en een eenduidige presentatiewijze van tabellen en grafieken. Met een eenduidige keuze wordt niet bedoeld dat het altijd precies dezelfde analyse hoeft te zijn omdat de juiste keuze ook van het type data afhangt, maar de afwegingen bij de keuze moeten gelijk zijn.

¹ Bijvoorbeeld:

Montgomery (2008) Design and Analysis of Experiments

Quinn and Keough (2002) Experimental Design and Data Analysis for Biologists.

Internetbronnen:

<http://www.amstat.org/publications/jse/v17n1/robinson.html>

http://www.minitab.com/uploadedFiles/Shared_Resources/Documents/Articles/analyze_split_plot_experiment.pdf

<http://jmp.com/software/pdf/30612.pdf>

<http://www.statgraphics.com/How%20To%20Analyze%20a%20Split-Plot%20Design.pdf>

<http://www.statsblogs.com/2012/06/25/split-plot-1-how-does-a-linear-mixed-model-look-like/>

<https://smtp.biostat.wustl.edu/sympa/biostat/arc/s-news/2000-06/msg00023.html>

<http://r-resources.massey.ac.nz/drugs2-14-1.pdf>

Deze punten betreffen enerzijds een nadere uitleg over de methode en anderzijds kritiek op de toepassing, de uitleg en de presentatie daarvan. Om de keuze voor de gebruikte statistische toetsen te verduidelijken is nu een tabel opgenomen die een overzicht geeft van de gebruikte methoden in de verschillende deelstudies (Tabel 2.7.1). Verdere verantwoording van deze keuzen wordt in de deelrapporten gegeven. Verder is ervoor gekozen om de gegevens per deelrapport zelfstandig leesbaar te presenteren, zodat dit het beste aansluit bij de aard van de gegevens. Dit heeft inderdaad tot gevolg dat er per rapport niet altijd dezelfde presentatie wijze is gebruikt, maar dat behoeft de leesbaarheid niet te hinderen. Een eenduidige uitleg van de aanpak is opgenomen in het samenvattende eindrapport PR1.

3.4. Power van de statistische analyses

In het geheel van de evaluatie is de power van de analyses een bijzonder belangrijk aspect. Dit is het voorwerp geweest van eerdere rapportages, maar het is te betreuren dat de basisresultaten van deze analyse nergens in detail beschikbaar zijn, terwijl anderzijds vele andere details die veel minder belangrijk zijn wel uitgebreid worden opgenomen. De commissie zou prijs stellen op een appendix of korte rapportage die de powerberekeningen uitlegt en de resultaten samenvat. Een van de belangrijkste resultaten van de studies is dat er weinig visserijeffecten worden waargenomen op de lange termijn (> 2 jaar). Die conclusie is van doorslaggevend belang voor het beleid, maar de uitspraken zijn gebaseerd op veel minder waarnemingen dan de uitspraken over effecten op korte termijn. Immers slecht een gedeelte van de proeflocaties is lang genoeg beschikbaar geweest. Indicatie van hoe de power vermindert met de lengte van de termijn waarover iets wordt gezegd, is van groot belang. Het stukje dat hieraan wordt gewijd in PR7 is minimaal en verdient meer aandacht.

De poweranalyse is inderdaad van groot belang. Daarom is er voorafgaande aan het onderzoek een power analyse uitgevoerd en de uitkomsten daarvan zijn te vinden in Ens et al, 2007. Naar aanleiding van de tussentijdse evaluatie is er in 2008 een analyse gedaan op basis van de inmiddels verkregen data: dit is in Meesters & Fey, 2009 gerapporteerd. Nu wordt in rapport PR7 meer uitgebreid ingegaan op de power analyse die na afloop is uitgevoerd. Omdat er na enige tijd vaak geen mosselen op de onderzoeksvakken meer aanwezig waren is de tijdreeks van de box core monsters beperkt. Daar staat tegenover dat de 40 vakken wel gedurende langere tijd zijn gevolgd mbv de zuigkor.

3.5. Het belang van cofactoren in de omgeving

Het deelrapport over sedimentsamenstelling (PR4) toont aan dat visserij (of omgekeerd, aanwezigheid van mossels) een effect heeft op korrelgrootteverdeling dat afhankelijk is van de omgeving. Op locaties met relatief grof sediment maakt visserij relatief zanderiger, terwijl dit effect afwezig is op slibrijke locaties. De commissie vraagt zich af of dergelijke afhankelijkheden ook voor andere visserij-effecten zouden kunnen bestaan. Ook de overleving van mosselen of de samenstelling van de geassocieerde gemeenschap zou afhankelijk kunnen zijn van (meetbare) fysische, chemische (saliniteit!) of biologische (zeesterren!) factoren. Als de overleving van mosselen, die ook zonder visserij al laag is, verder van de omgeving afhankelijk is dan zou ook het visserij-effect dat zijn. Het is daarom te betreuren dat in de meeste deelrapporten niet

expliciet is gekeken of eventuele visserij-effecten afhankelijk zijn van de omgevingsfactoren. ‘Stabiliteit’ van de bank, zelf afhankelijk van hydrodynamiek en kans op predatie, is een voorbeeld van een externe (zij het complexe) factor die wel is meegenomen, althans in principe zo al niet in de statistische analyse.

De commissie wijst er in het bijzonder op dat de invloed van garnalenvisserij op de mosselzaadbanken en op de uitslag van dit onderzoek onderbelicht blijft. Is het niet mogelijk aan de hand van black boxes of analoge middelen te achterhalen wat de activiteiten zijn geweest? Indien dit het geval is, zijn er dan geen observaties van activiteiten? Wat is, in algemene zin, de invloed van een garnalennet op zeer jong mosselbroed? Dit kan op ernstige wijze de studie verstoord hebben, en verdient meer aandacht.

Het is correct dat er vele factoren zijn die invloed kunnen uitoefenen op de hier bestudeerde verschijnselen, en dat daarin ook interacties een rol kunnen spelen. Opgemerkt wordt dat de onderzoeksvragen en daarmee de studie zich primair heeft gericht op de effecten van visserijen niet op de effecten van andere factoren op de bestudeerde variabelen. Dit is ook één van de redenen voor de keuze van de “BACI” benadering waarbij er dus gepaarde waarnemingen zijn gedaan aan de Control en de Impact plots. BACI heeft als voordeel dat niet met allerlei covariabelen rekening hoeft te worden gehouden onder de aanname dat deze op de beviste en onbeviste vakken hetzelfde zijn, hetgeen wordt bereikt door de selectie van open en gesloten vakken te randomiseren. Waar mogelijk is uiteraard wel gekeken in hoeverre ontwikkelingen met andere (omgevings)factoren dan visserij kunnen worden verklaard. In verband daarmee is er een nadere analyse uitgevoerd van de mogelijke effecten van garnalenvisserij; dit is nu opgenomen in par 2.2.

3.6. Beperkingen in de proefopzet

In totaal zijn er, verdeeld over 4 jaar, 40 locaties ingericht met op elke locatie twee proefvlakken van 4 ha waarvan er één wordt bevist en de ander niet. Puur vanuit het oogpunt van opzet van een wetenschappelijk experiment, zou het idealer zijn geweest als de helft van de zaadbanken was bevist en de andere helft onbevist was gebleven. Met de huidige proefopzet is er immers in principe een schaaleffect: het onbeviste deel van de bank is veel groter dan het beviste deel. Als de mate van overleving van mosselen afhangt van de grootte en de dichtheid van de bank waarin ze voorkomen, zou dit de overleving van mosselen in het onbeviste vak negatief kunnen hebben beïnvloed. Analyses van intertidale banken (gepresenteerd op het recente mosselsymposium in Leeuwarden) hebben een belangrijk schaaleffect aangetoond. De overlevingskans op lange termijn van een bank stijgt met de grootte van de bank; afhankelijk van externe condities kunnen zeer grote verschillen optreden: bijvoorbeeld 33% overleving voor een bank met een initiële grootte van 4 ha, tegenover 80 % voor een bank van 50 ha. Allerlei verklaringen kunnen worden voorgesteld voor dit verschil, o.m. het relatieve belang van randeffecten, de effectiviteit van de zaadval, verzadiging van predatoren etc., maar hierover is geen uitsluitsel. Met de PRODUS opzet kan geen duidelijke uitspraak worden gedaan over het bestaan van dergelijke schaaleffecten, maar het lijkt mogelijk om bijvoorbeeld te onderzoeken of overleving dichtheidsafhankelijk is, wat een eerste stap kan zijn in de richting van schaalafhankelijkheidsonderzoek. De beschermde gebieden in de mosseltransitie bieden in de toekomst wellicht uitstekende mogelijkheden om dit aspect grondiger te onderzoeken. In afwachting van deze

resultaten verdient het aanbeveling de conclusies van het PRODUS onderzoek voorzichtig te interpreteren.

*Het is inderdaad niet praktisch om voor het onderzoek uit te gaan van sluiting van de helft van het areaal en het is ons inziens ook niet noodzakelijk. In feite is er in het onderzoek geen sprake van het schaafeffect zoals hierboven genoemd want de onderzoekslocaties zijn gekozen in banken die zelf (veel) groter zijn dan 2 * 4 ha. Wij zijn het wel eens met de suggestie om gebruik te maken van de gesloten transitie gebieden voor toetsing van de hypothese over de relatie tussen bankgrootte en overleving.*

3.7. De stabiliteit van meerjarige mosselbanken bij afwezigheid van visserij

De beperkingen in de proefopzet volgend uit de kleine onbeviste proefvakken, belemmeren de doorvertaling van onderzoeksvragen naar beleidsvragen. Zo blijft de uiterst relevante beleidsvraag ‘Kunnen zich meerjarige sublitorale mosselbanken en samenhangende natuurwaarden ontwikkelen bij afwezigheid van mosselzaadvisserij?’ onbeantwoord. Als bijvoorbeeld bij afwezigheid van visserij de kans op vestigen van een meerjarige bank (er ook van uitgaand dat die dan decennia blijft liggen) een in de tijd zeldzame gebeurtenis is die gemiddeld eens in de 15 jaar optreedt (misschien wel alleen na een Elfstedentocht winter), dan is een vierjarig onderzoek niet erg relevant en is de koppeling tussen beleidsvraag 1 en onderzoeksvraag 1 zwak. Als het succesvol vallen van mosselzaad vooral een kwestie is van de aantrekkingskracht van oudere mosselen, dan is een 4 hectare groot overgebleven mosseleilandje in een verder leeggeviste omgeving wellicht niet groot genoeg om mosselzaad aan te trekken. Ook kan de algemene conclusie van het onderzoek (na vele jaren is er geen significant verschil meer tussen beviste en onbeviste gebieden) verhullen dat er toch een toegenomen kans op een (zeldzame) vestiging van een mosselbank zou kunnen zijn bij afwezigheid van visserij. Dit zijn moeilijke maar belangrijke punten, die in de algemene discussie de nodige aandacht vergen.

De vraag over het mogelijk ontstaan van meerjarige banken wordt wel degelijk beantwoord, nl in par 4.7, en in PR6. Het blijkt dat er op 3 van de 40 locaties na 5 jaar nog een flink mosselbestand aanwezig is, zowel op beviste als onbeviste vakken. Het antwoord is wel ontleend aan de gekozen onderzoeksopzet en looptijd, met andere woorden binnen de beperkingen die nu eenmaal aan elk onderzoek zijn verbonden, maar dit wil niet zeggen dat er geen duidelijke conclusies aan kunnen worden verbonden. In de discussie is hierop meer uitgebreid ingegaan.

3.8. Dataopslag en -beheer

Er is voor deze studie een indrukwekkend aantal monsters genomen en er zijn zeer vele metingen verricht. De gegevens die dit heeft opgeleverd zijn uiterst waardevol en kunnen ongetwijfeld ook voor andere doeleinden gebruikt worden. De opslag ervan in minstens drie verschillende databases verdeeld over meerdere instituten lijkt een recept te zijn voor dataverlies op korte termijn. Dit kan ongetwijfeld verbeterd worden, mede met het oog op efficiënt hergebruik van gegevens.

Het belang van goede dataopslag is evident. De hiervoor gebruikte systemen zijn binnen de verantwoordelijke instituten gewaarborgd, zodat het risico op dataverlies is

geminimaliseerd. Hergebruik verloopt doorgaans via de betrokken onderzoekers omdat die zicht hebben op de bruikbaarheid voor bepaalde toepassingen

4. Specifieke commentaren per deelrapport

Deze commentaren zijn gevoegd bij de deelrapporten: zie aldaar. Specifiek commentaar op de samenvattende rapportage (PR1) is hieronder behandeld.

4.7. PR1: Effecten van mosselzaadvisserij op sublitorale natuurwaarden in de westelijke Waddenzee: Samenvattend eindrapport

Dit rapport vat samen wat er in de verschillende deelrapporten wordt beschreven. Eerder genoemde kritiek op methodiek en presentatie van figuren geldt daarom ook voor dit rapport. De commissie wil in het bijzonder de vraag herhalen om in figuren vaker het relatieve effect van visserij ten opzichte van de gepaarde referentie te presenteren, in plaats van diagrammen met bevestigd en onbevestigd waar over de locaties heen is gemiddeld. Dit geldt bijvoorbeeld voor figuren 3.2.3, 3.5.1 en 3.6.2.

De figuren zijn bedoeld als illustratie. Voor het aantonen van effecten is statistische toetsing uitgevoerd. Onderschreven wordt dat de gepaarde opzet van het onderzoek met de presentatie in Box en Wiskerplots verloren gaat. Het overall patroon (verloop in gemiddelden, medianen etc.) wordt daardoor echter niet aangetast. De veelheid aan nulwaarden leidt tot rekenkundige problemen en levert bezwaren op bij het uitvoeren van de voorgestelde aanpak. De paarsgewijze opzet van het onderzoek wordt wel in de statistische analyse meegenomen.

De inleiding van dit overkoepelende rapport maakt duidelijk dat deze studie kadert binnen de instandhoudingsdoelstellingen van Natura2000. Opmerkelijk is dat de doelstellingen van het onderzoek moesten worden geformuleerd voordat de instandhoudingsdoelstellingen waren vastgelegd. De tekst vermeldt dit expliciet, maar gaat niet zeer expliciet en volledig in op de beschrijving van de (nu wel vastgelegde, en wettelijk geldende) instandhoudingsdoelstellingen. Ook wordt niet aangegeven of, en hoe, de onderzoeksdoelstellingen volledig zijn in vergelijking met de eisen gesteld door de instandhoudingsdoelstellingen. Deze aspecten verdienen meer aandacht. Misschien moet er wel een hoofdstuk aan gewijd worden, bij voorkeur volgend op een bespreking van de onderzoeksresultaten. In dit verband is het frappant dat de samenvatting (die over het algemeen goed afgewogen en voorzichtige uitspraken doet) eindigt met een nietszeggende conclusie: “effecten van mosselzaadvisserij zijn niet eenduidig [...] Het hangt dus van het gekozen referentiekader af hoe de effecten op natuurwaarden worden ingeschat”. Dit is natuurlijk een uitspraak die altijd waar is; ze had ook zonder al dit onderzoek kunnen worden gedaan. Het is aan de auteurs om het kader te schetsen en binnen dat kader tot een evaluatie te komen. Als meerdere kaders mogelijk zouden zijn binnen de geldende wetgeving, dan kan aangegeven worden welke dat zijn, en hoe zij de conclusies zouden veranderen. Het is teleurstellend dat de auteurs met deze conclusie komen op dit punt in het rapport. Als zij, op dit punt gekomen, niet in staat zijn de

kaders aan te geven, wie dan wel?

De opmerkingen van de commissie zijn in zoverre ter harte genomen dat de conclusies nu veel explicieter zijn gefomuleerd (par 4.8). Tevens is er meer uitgebreid ingegaan op de vastgestelde instandhoudingsdoelen en ook op de kenmerkende soorten voor het habitatype 1110 A.

Met betrekking tot de vraagstellingen en de conclusies merkt de commissie het volgende op:

1. Zijn er verschillen in mosselbiomassa tussen voor visserij opengestelde en gesloten onderzoekvakken en hoe ontwikkelen deze eventuele verschillen zich over de jaren?

Er wordt geconcludeerd dat visserijeffecten zichtbaar zijn tot 2 jaar na bevissing, en dat na 5 jaar, er vrijwel geen mosselen meer liggen op de proefvlakken – ook niet op de onbeviste proefvlakken. Deze observatie is een correcte weergave van de feiten. Het is niet uit te sluiten dat schaaffecten (verlaagde overleving van de relatief kleine proefvlakken) hiermee te maken hebben. Om dit uit te sluiten zouden analyses van overleving als functie van dichtheid en grootte van de bank behulpzaam (en mogelijk) zijn. Om te weten of veel grotere banken hogere overlevingskansen hebben zal wellicht moeten gewacht worden op een verdere fase van de mosseltransitie.

De ‘vrijwel geen’ mosselen na vijf jaar betreft alleen nog mosselen op drie percelen waar de overleving uitzonderlijk goed was. Dit lijkt al snel in het niet te vallen tegenover de vele locaties waar alles snel was verdwenen, maar deze uitzonderlijke overlevingen zijn wel van de allergrootste relevantie voor het mosseltransitieproces. Er is een zeer groot verschil, in termen van beleid, tussen een lage kans op overleving (hier geconstateerd) en geen overleving (een situatie waarin alles opvissen de beste strategie zou zijn). Achterhalen welke factoren hebben bijgedragen tot die gevallen van goed overleven is van groot belang voor de toekomst.

Mee eens met dit commentaar maar dit vereist nader onderzoek; dit is mogelijk door de ontwikkelingen in de gesloten transitiegebieden goed te documenteren.

2. Zijn er verschillen in mosselzaadval tussen beviste en onbeviste onderzoekvakken en hoe ontwikkelen deze verschillen zich over de jaren?

Er is geen aanwijzing gevonden voor directe of indirecte invloed van visserij op de grootschalige broedval. Mogelijke interferentie met predatie (naar analogie met wat in het littoraal wordt gevonden) en met garnalenvisserij zou hierbij nog van belang kunnen zijn.

Verder is er gevonden dat kleinschalige broedval succesvoller is op bestaande banken, maar dat dit niet aantoonbaar negatief wordt beïnvloed door visserij. Het is echter niet duidelijk welke jaren in deze analyse zijn meegenomen. Als hier vooral in latere jaren naar is gekeken, ligt het voor de hand dat er geen visserijeffecten worden gevonden, omdat mosseldichtheden op de gepaarde vakken na 2 jaar niet meer verschillen. Was er ook geen verschil in zaadval tussen de behandelingen toen mosselbiomassa's als gevolg van visserij verschilden?

Dit is in de tekst verduidelijkt: er is voor deze analyse niet alleen naar latere jaren gekeken.

3. Is er een relatie tussen mosselbiomassa en biodiversiteit (sublitorale natuurwaarden) en hoe verhoudt deze relatie zich tot de beviste en onbeviste vakken?

Er wordt overtuigend geconcludeerd dat mosselbanken “hotspots” zijn van biodiversiteit. Negatieve effecten van visserij op biodiversiteit waren tot en met de middellange termijn (~1-1.5 jaar) nog meetbaar.

Geen opmerkingen

4. Wat zijn de biodiversiteitskarakteristieken van de huidige sublitorale natuurwaarden op mosselpercelen, onbeviste sublitorale mosselbanken, beviste sublitorale mosselbanken en gebieden zonder mosselen

Geen commentaar.

Geen opmerkingen

Tussentijdse vragen van de auditcommissie: *(dit betreft de tussentijdse audit van 2008)*

a. Is het aantal locaties toereikend is voor het bepalen van de effecten van de mosselzaadvisserij op bodemdieren?

Er wordt geconcludeerd dat men met een te detecteren effectgrootte van 12 tot 16% voldoende nauwkeurigheid heeft. Dit is lager dan de vooraf voorziene 10%. Bovendien neemt de power af met de tijdsduur, omdat slechts weinig locaties lang genoeg konden worden bemonsterd. De commissie vindt dat het rapport als geheel te weinig inzicht verschaft in de berekening van de power, en in de gevolgen ervan voor de interpretatie van de resultaten. Zij vraagt hieraan meer aandacht te besteden, en desnoods eerder gerapporteerde resultaten hier te herhalen voor de volledigheid van de argumentatie.

Dit betreft het eerder genoemde punt van de power analyses. Zie de aanpassingen in PR.7

b. Zijn de vakken van 4 ha groot genoeg in relatie tot het optreden van mogelijke randeffecten?

Er wordt geconcludeerd dat er geen aanwijzingen voor randeffecten zijn. De gebruikte benadering is echter niet geschikt om alle relevante randeffecten aan te tonen. Dit blijft een gevoelig punt. De commissie raadt de auteurs aan hun data grondiger te analyseren naar mogelijke indicaties van schaaleffecten en hun uitspraken, waar nodig, daaraan aan te passen.

Met de door ons toegepaste benadering, inclusief de data analyse, zijn randeffecten niet waargenomen. Gezien de vraagstelling van het onderzoek (kans op ontwikkeling meerjarige banken) is met name de ontwikkeling op de wat langere termijn van belang. De metingen zoals nu uitgevoerd aan het eind van het programma sluiten daar op aan, al was de overweging om de metingen als eindmeting uit te voeren vooral ingegeven door de verstoring van het gebied die daarmee gepaard gaat. Voor de vraag in hoeverre schaaleffecten aan de orde zijn, wordt verwezen naar eerdere reacties daarop; de audit commissie heeft zelf al aangegeven dat dit nader onderzoek zal vereisen.

c. Wat zijn de effecten van mosselzaadvisserij op de abiotische aspecten van het

habitat?

Er wordt geconcludeerd dat: “Wat sediment betreft valt de grote variatie in tijd en ruimte op, waardoor er niet een eenduidig beeld ontstaat over de sedimentkarakteristieken van mosselzaadbanken, en van de effecten van visserij daarop. De veronderstelling dat visserij tot een lager slibgehalte zou leiden kon niet worden bevestigd.”

Het rapport toont echter aan dat in zandige sedimenten, het slib- en kleigehalte verhogen in onbeviste locaties, misschien als gevolg van slibdepositie door mosselen, terwijl in beviste locaties deze relatieve verslibbing niet wordt waargenomen. Er is dus een effect van visserij in de zin dat visserij verslibbing verhindert

Terechte opmerking, de tekst is aangepast, zie ook PR4

Appendix B. Fact sheets dominante soorten

Ammodytes tobianus, lesser sand eel



[Photo © Judith Oakley]

Association with mussel beds	No. Prefers sandy habitats to burry into or swims in schools in the water column (fishbase.org).
Diet	Zooplankton, large diatoms, worms, small crustaceans, small fish (MarLIN)
Predators	Different fish species, marine mammals and sea birds.
Mobility	Diurnal migrations from burying habitat to feeding grounds
Abiotic tolerances	
Temperature	-
Salinity	-
Desiccation	Avoidance
Water velocity	-
Remarks	
Distribution (N/m ² for duration of the monitoring programme)	

Anguilla anguilla, European eel



[Photo © V. Tachos & D. Bobori]

Association with mussel beds	Possibly. Adults live in freshwater or estuarine habitats, migrating to the ocean to reproduce. They live on the bottom, under stones, in the mud or in crevices (fao.org).
Diet	Bottom-living freshwater/marine invertebrates and fishes (WoRMS)
Predators	Herons, cormorants, pikes and gulls (WoRMS)
Mobility	Catadromous species (spawning migration to the sea).
Abiotic tolerances	
Temperature	1-35 °C (Tongiorgi et al. 1986)
Salinity	During their life cycle the European eels undergo anatomical and physiological adaptations to survive living in fresh river waters as well as in sea water (Kalujnaia et al. 2007)
Desiccation	Avoidance.
Water velocity	(encountering different velocities when migrating)
Remarks	
Distribution (N / m² for duration of the monitoring programme)	

ANTHOZOA, sea anemones



[Photo © IMARES]

Association with mussel beds	Yes, often found associated with mussel beds which are used as secondary substrate. Sea anemones could have an advantageous role for mussels in repelling predators, such as sea stars (Anthony & Svane, 1995)
Diet	Zooplankton
Predators	Molluscs, worms, starfish, fish, crabs (Ottaway 1977)
Mobility	Mostly sedentary, but detachment and drifting possible (hemi-sessile; Riemann 1998)
Abiotic tolerances	
Temperature	The Actiniaria form an order of animals in the class Anthozoa that includes sea anemones. This group contains too many species to describe specific abiotic characteristics.
Salinity	
Desiccation	
Water velocity	
Remarks	
Distribution (N / m² for duration of the monitoring programme)	

Asterias rubens, sea star



[Photo © Hans Hillewaert]

Association with mussel beds	Yes. In the Wadden Sea they are found predominantly on mussel beds (Saier, 2001). Can be present in small numbers, but also in extremely high densities for short periods where they can systematically decimate mussel beds.
Diet	Carnivorous: predominantly bivalves, gastropods and crabs. In the Wadden Sea, the preferred prey of <i>A. rubens</i> are mussels (Saier, 2001).
Predators	Primary predators. Mainly birds and some fish.
Mobility	Mobile benthic. Can move over large distances using water vascular tube feet.
Abiotic tolerances	
Temperature	0-22 °C (Eriksson et al. 1975)
Salinity	16-34 ‰ (Sarantchova 2001)
Desiccation	As an echinoderm, <i>A. rubens</i> ' tolerance to desiccation is low because it relies on a water vascular system and has no protection.
Water velocity	The tube feet allow strong suction onto the substrate so that <i>A. rubens</i> can easily tolerate high water velocity
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N/m ² for duration of the monitoring programme)	● Average abundance ● Maximum abundance X None found

(Semi)balanus balanoides, barnacle



[Photo © IMARES]

Association with mussel beds	Yes, most frequent (together with <i>Balanus crenatus</i> in the sublittoral and <i>Balanus improvisus</i>) epibiont on mussels, possibly also compete with mussels for food (Buschbaum 2000)
Diet	Filter feeding
Predators	Shore crab, starfish. Grazing and 'bulldozing' by herbivorous gastropods (such as <i>L. littorea</i>) can affect barnacle larvae. (Buschbaum 2000)
Mobility	Permanently attached to substratum. Only free living as larva.
Abiotic tolerances	
Temperature	-18°C < (freezing tolerance in winter; Crisp <i>et al.</i> 1977)
Salinity	15-40‰ (Barnes & Barnes 1974)
Desiccation	Ability to avoid desiccation, by closing valves for a while and respire anaerobically (MarLIN)
Water velocity	Can tolerate a wide range of water current rates, unlikely to be washed of the substratum (MarLIN).
Remarks	
Distribution (N / m ² for duration of the monitoring programme)	-

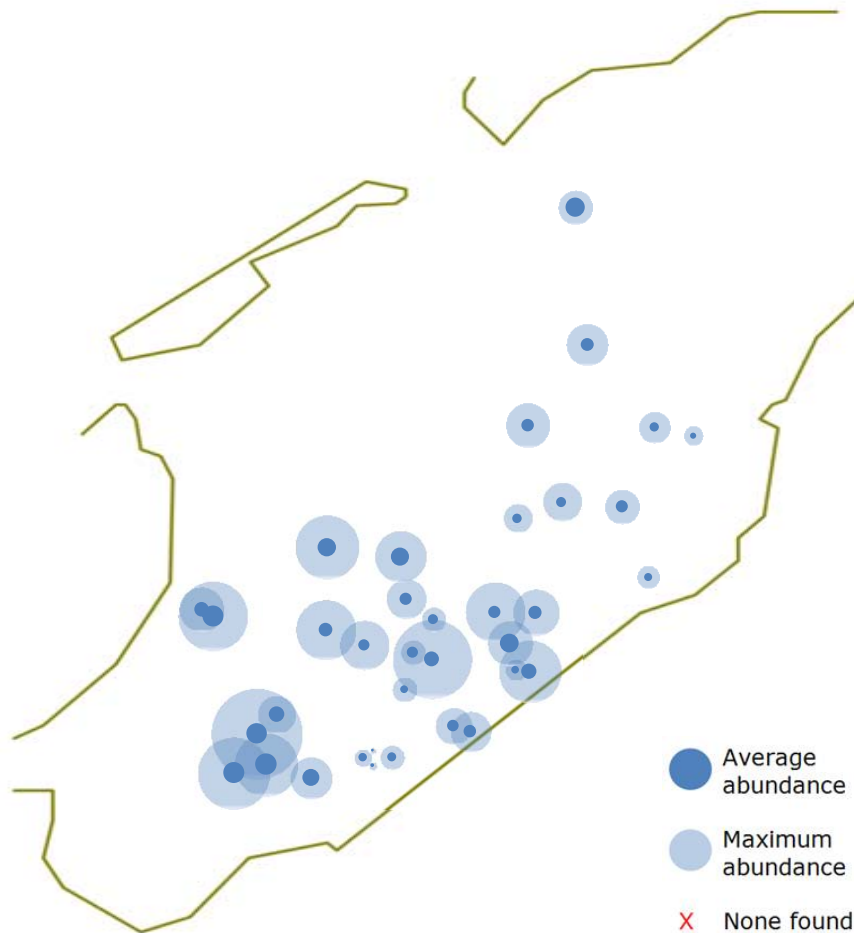
Carcinus maenas, shore crab



[Photo © IMARES]

Association with mussel beds	Yes, prey on mussels. Migrate from sublittoral winter refuge into tidal flats and especially young animals find shelter under algal cover or in pools of mussel beds during low tides (Dittmann 1990).
Diet	Omnivorous, scavenging e.g. molluscs, crustaceans, echinoderms, worms, fish and algae.
Predators	Primary predators. Mainly birds and some fish.
Mobility	Tidal and seasonal migration. Shoreward migration from the subtidal to feed with the rising tide. Movements are influenced by the tide and day & night rhythm. In spring the females return earlier from the deep to the shore, than the males, probably for the development of eggs and an increasing salinity (Adema 1991; Cohen et al. 1995).
Abiotic tolerances	
Temperature	0-25 °C (Cohen et al. 1995)
Salinity	7-35 ‰ (Adema 1991)
Desiccation	Ability to survive outside the water for a long time (Adema 1991)
Water velocity	-
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'

Distribution
(N/m² for duration of the monitoring programme)

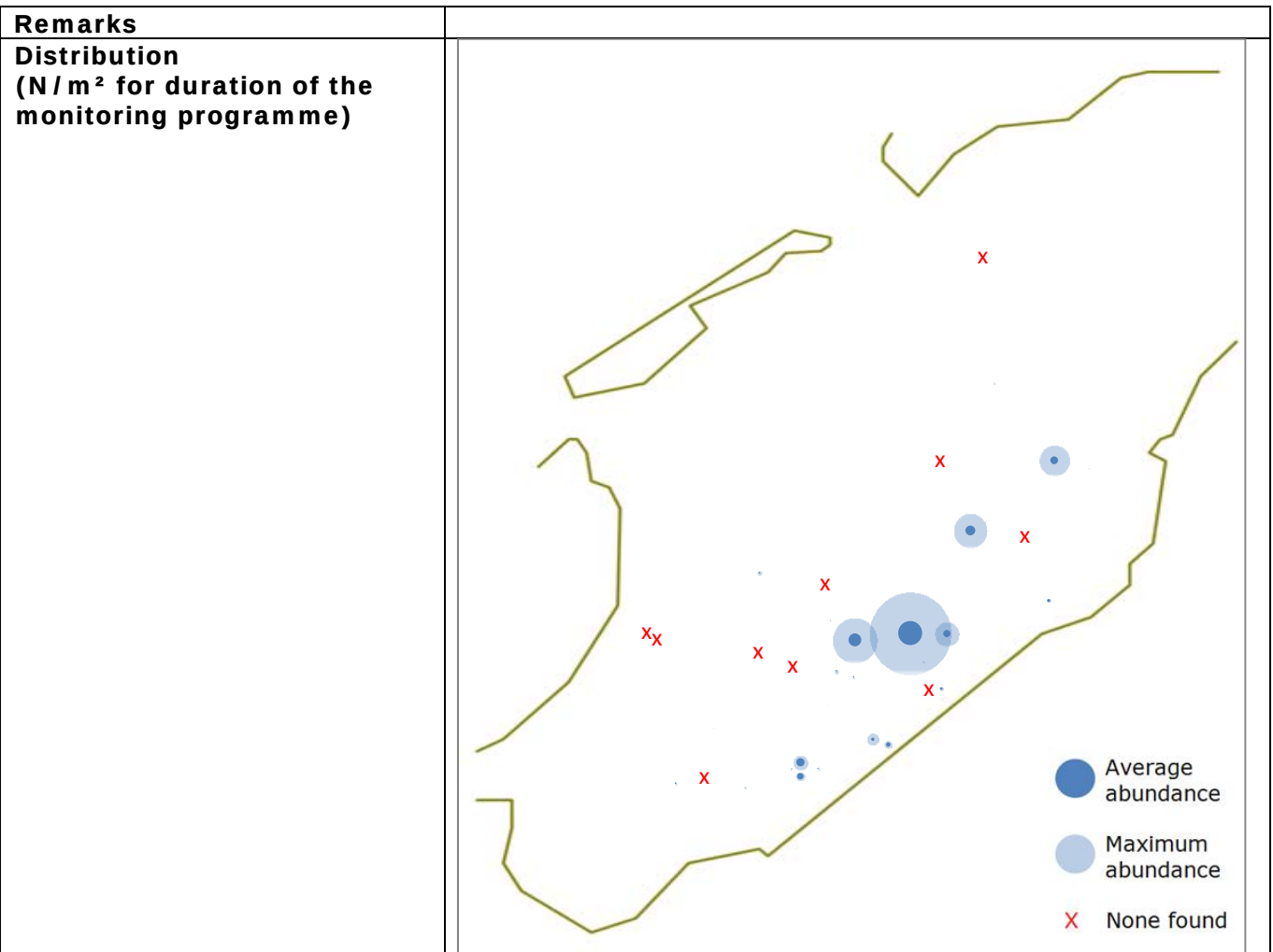


Cerastoderma edule, Cockle



[Photo © IMARES]

Association with mussel beds	Yes. Lives in close vicinity to mussels, just below the surface. Negative interaction with mussels possible by competition for food (both suspension feeding) and entrapment by byssus threads (Ramón 1996).
Diet	Suspension/filter feeding (phytoplankton)
Predators	Birds (e.g. the oystercatchers, red knots) and crabs (Sanchez-Salazar et al. 1987)
Mobility	Reburrowing capacity
Abiotic tolerances	
Temperature	Sensitive to low winter temperature; upper lethal temperature 42.5°C (Wilson 1981)
Salinity	10 (larvae survive 5)-35 ‰ (Kater et al. 2006)
Desiccation	Air breathing ability (Boyden 1972) when closing valves at low tide, which also prevent desiccation.
Water velocity	Effect on larval settlement and growth of adult bivalves (Kater et al. 2006). Cockles get easily dislodged by storms, inhabiting the surface of sediments to a depth of 5 cm.



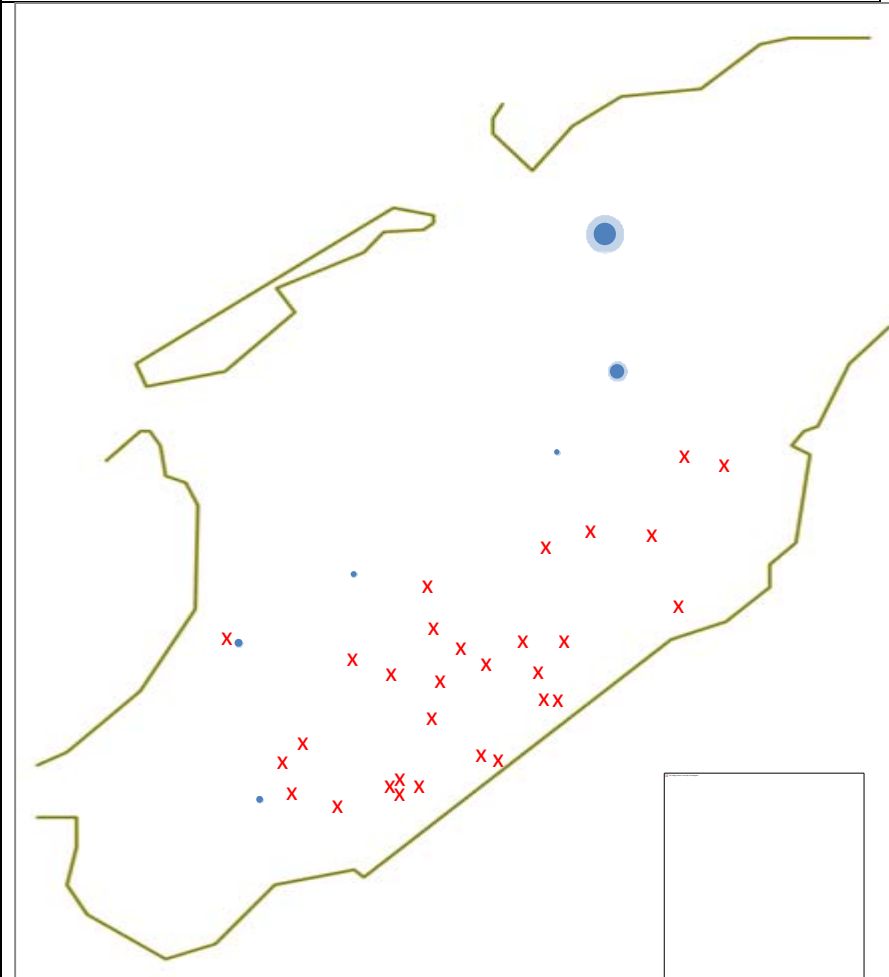
Ciliata mustela, Five-bearded rockling



[Photo © Misjel Decler]

Association with mussel beds	Yes. Prefers rock bottoms, but also sandy, muddy, and shell gravel bottoms (Fishbase.org)
Diet	Crustaceans, algae, polychaetes, gastropods and small fish.
Predators	Larger fish
Mobility	-
Abiotic tolerances	
Temperature	8-24°C (Fishbase.org)
Salinity	-
Desiccation	Avoidance
Water velocity	-
Remarks	

Distribution
(N / m² for duration of the monitoring programme)



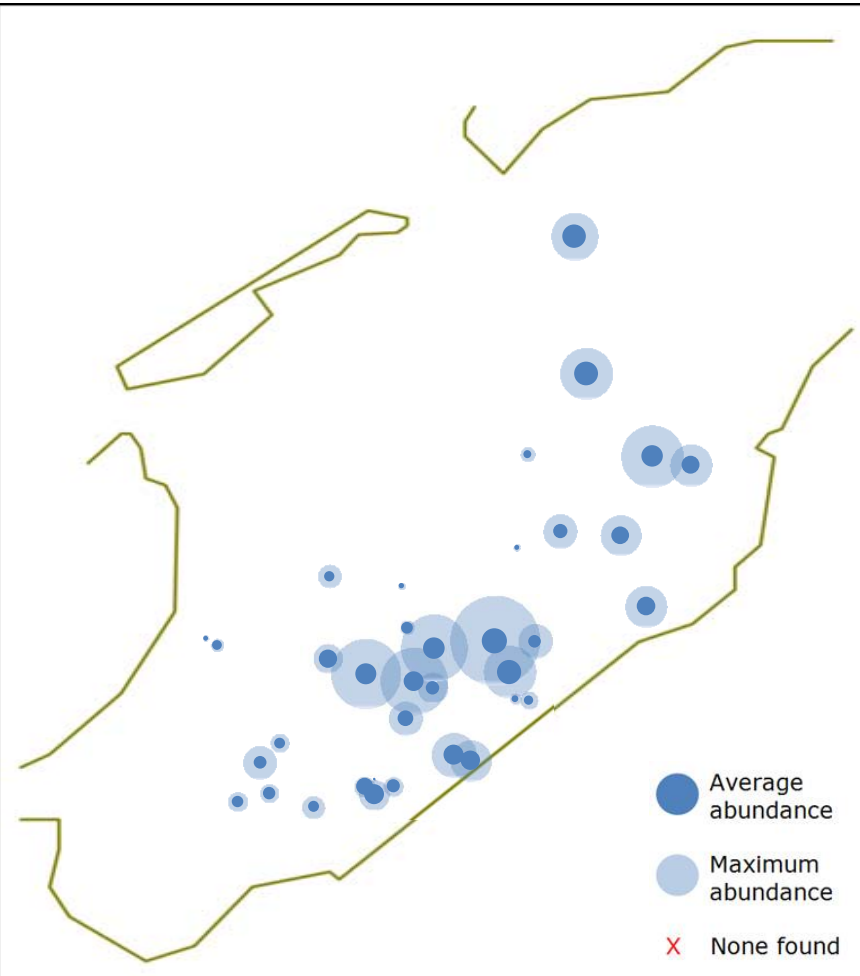
Crangon crangon, brown shrimp



[Photo © Hans Hillewaert]

Association with mussel beds	Yes, visitor. Does not prefer mussel beds, settles mainly in water pits (Günther 1996).
Diet	Generalist: small amphipods, crustaceans, copepods, polychaetes, molluscs and young of its own species (Smaldon 1993)
Predators	Birds, fish, man (fisheries; Smaldon 1993)
Mobility	Seasonal, daily, tidal migration (also vertical in the water column)
Abiotic tolerances	
Temperature	6-30 °C (Campos 2009)
Salinity	0-35 ‰ (at low temperatures, during severe winters, <i>C. crangon</i> prefers high salinity and sometimes migrates to offshore waters)
Desiccation	<i>C. crangon</i> is found intertidally, but is not really adapted for exposure to air, instead it is seeking refuge in intertidal pools at low tide (MarLIN).
Water velocity	<i>C. crangon</i> has a preference for strong tidal currents and uses tidal currents to make annual migrations (MarLIN)
Remarks	

Distribution
(N/m² for duration of the monitoring programme)

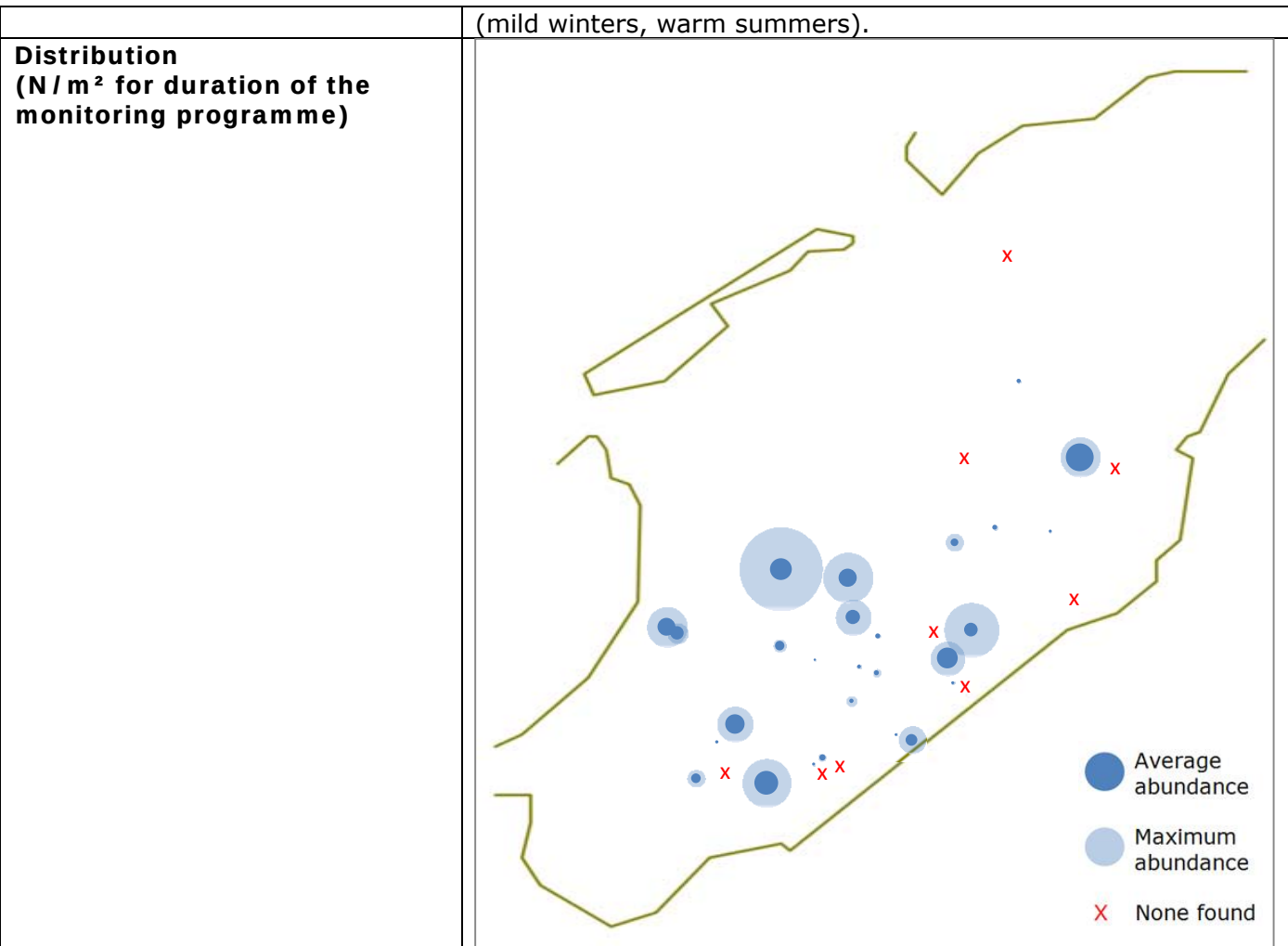


Crassostrea gigas, Pacific oyster



[Photo © L Schroeder]

Association with mussel beds	Yes, lives as an epibiont on densely packed mussels as a hard substrate to settle on (Reise 1998). Competition with mussels for food and space.
Diet	Filter feeding phytoplankton and detritus.
Predators	Birds, diseases and larvae/juveniles are eaten by a wide range of species.
Mobility	Pelagic larvae are dispersed by water currents.
Abiotic tolerances	
Temperature	3-35 °C (Minchin & Gollasch 2008)
Salinity	12-42 ‰ (Minchin & Gollasch 2008)
Desiccation	-
Water velocity	Low to moderate wave exposure (Minchin & Gollasch 2008)
Remarks	Invasive species, native to Japan. Introduced in the Oosterschelde, since the cultivation of the native oyster (<i>Ostrea edulis</i>) went bad (www.soortenbank.nl). Increased in number and spread to the Wadden Sea due to favourable circumstances



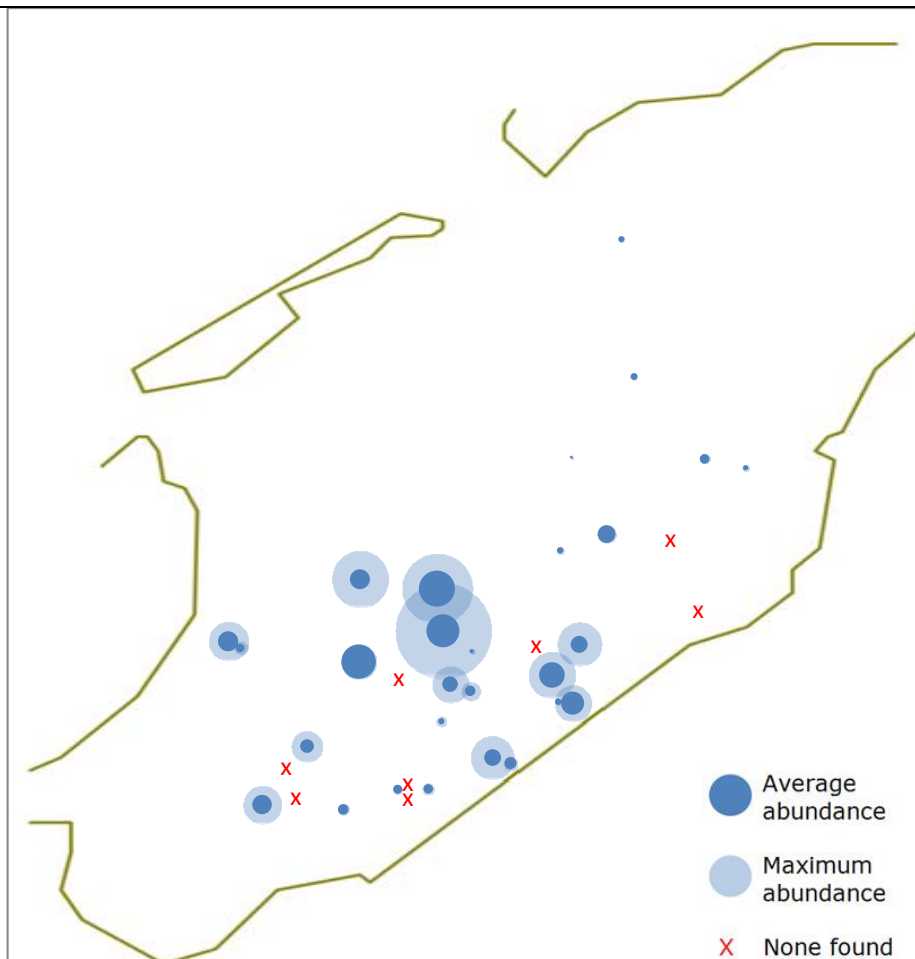
Crepidula fornicata, slipper limpet



[Photo © Manfred Heyde]

Association with mussel beds	Yes. Well established introduced species. Generally lives on rocky shores (originates from the east coast of North-America), but has become a significant part of the epifauna of mussel beds in the Wadden Sea (Thieltges <i>et al.</i> 2003).
Diet	Suspension feeding of planktonic and detrital food items
Predators	Crabs, fish, birds (Minchin 2008)
Mobility	Muscular foot for firm attachment to substrate and movement
Abiotic tolerances	
Temperature	It can survive light frosts and temperatures up to ~30°C (Minchin 2008)
Salinity	18-40 ‰ (MarLIN)
Desiccation	<i>C. fornicata</i> has the ability to attach firmly to the substrate and is then completely enclosed within its shell. The benchmark for desiccation is exposure to the air for one hour. It is likely that <i>C. fornicata</i> would be able to survive this exposure with only some loss of water (MarLIN).
Water velocity	Intolerant to high wave exposure, found in greatest numbers in wave protected areas (MarLIN).
Remarks	Invasive species. Originally introduced with American oysters, <i>Crassostrea virginica</i> . Secondary introduction may have been with oyster spat, either <i>Ostrea edulis</i> or later <i>C. gigas</i> (NOBANIS.org)

Distribution
(N/m² for duration of the monitoring programme)



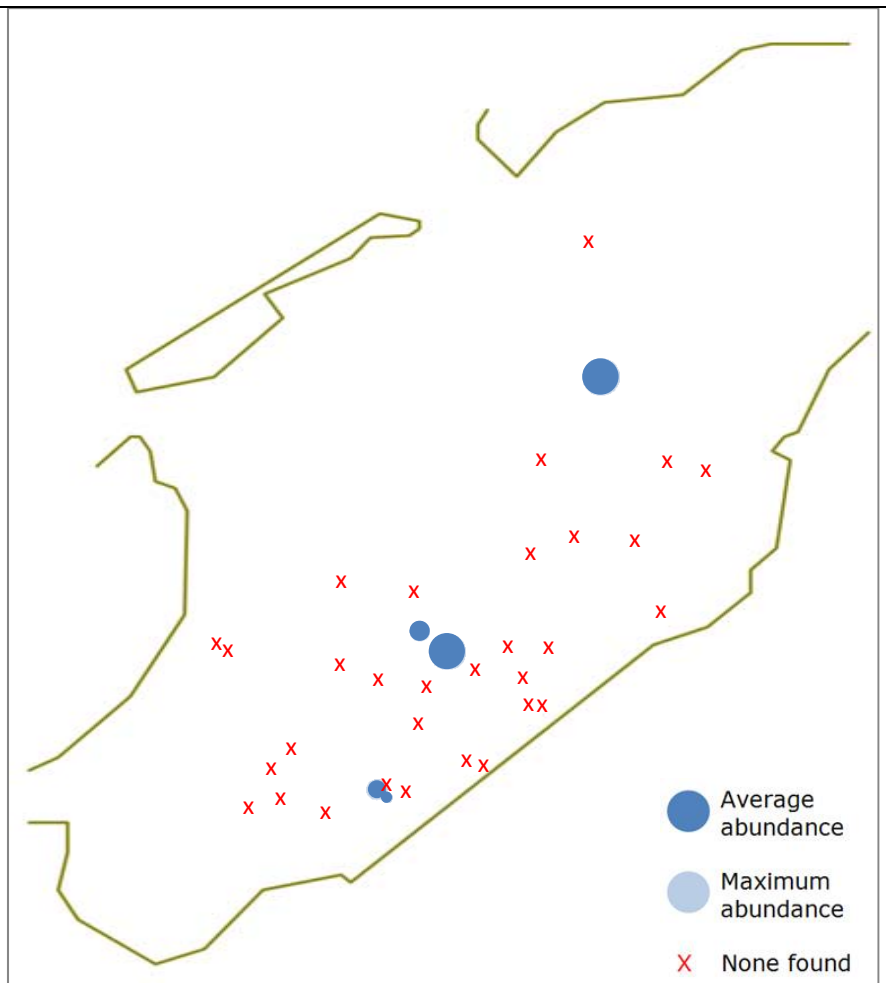
Donax vittatus, banded wedge-shell



[Photo © David Fenwick]

Association with mussel beds	No. Lives in sandy sediments (MarLIN)
Diet	Suspension feeder
Predators	Fish, birds and crustaceans (crabs)
Mobility	Large, powerful foot enables it to reburrow after dislodgement and reduce the danger of predation (WoRMS)
Abiotic tolerances	
Temperature	~ 29°C
Salinity	< 35 ‰
Desiccation	-
Water velocity	Often dislodged by wave action, but reburrowing capacity.
Remarks	

Distribution
(N/m² for duration of the
monitoring programme)



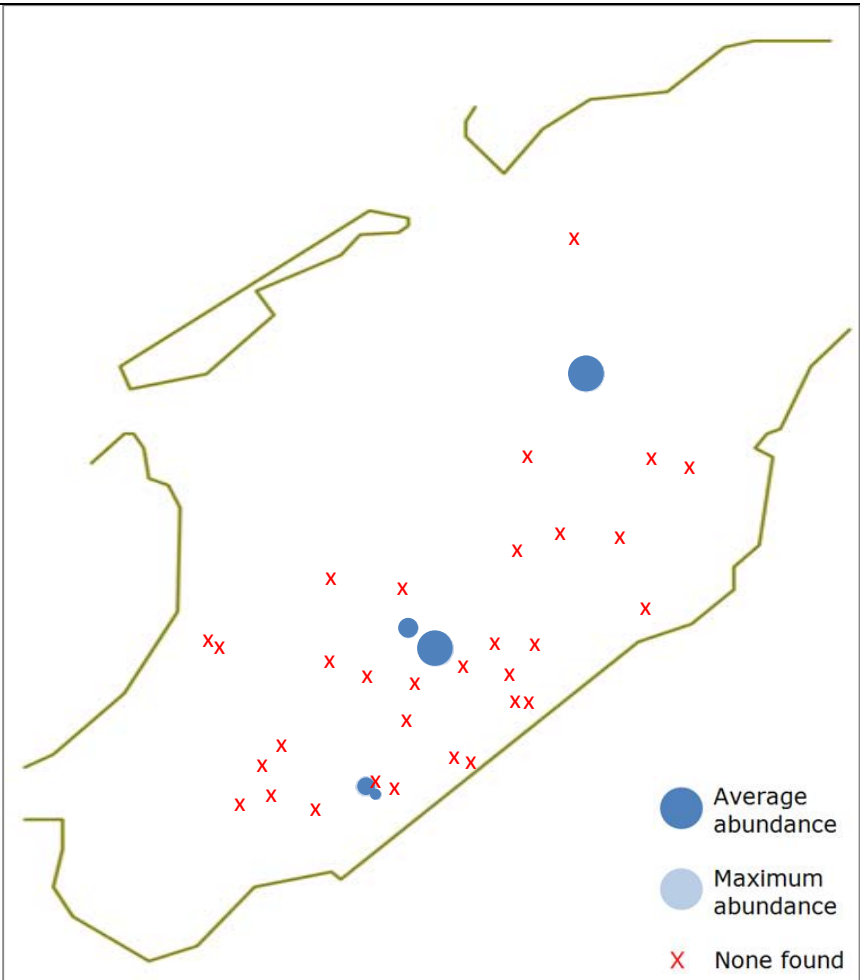
Ensis sp., razor clam



[Photo © IMARES]

Association with mussel beds	No. Lives in lower intertidal and shallow subtidal sandy sediments that are relatively exposed to wave action and poor in macrobenthos (Beukema & Dekker, 1995). May compete for (filter feeding) food with <i>Mytilus</i> .
Diet	Suspension feeding
Predators	Oystercatchers, diving ducks, gulls, eiders, sea stars (NOBANIS 2011)
Mobility	Muscular foot facilitates movement. <i>Ensis</i> sp. can escape predation by digging out of the sediment and jump away using powerful foot for propulsion (NOBANIS 2011).
Abiotic tolerances	
Temperature	Recruitment may be very low or absent following cold winters (Armonies et al. 2001).
Salinity	30-40 ‰
Desiccation	-
Water velocity	-
Remarks	<i>Ensis americanus/directus</i> is an invasive species, native to Atlantic North America. Accidentally introduced (probably as larvae through ballast water) and established.

Distribution
(N/m² for duration of the monitoring programme)



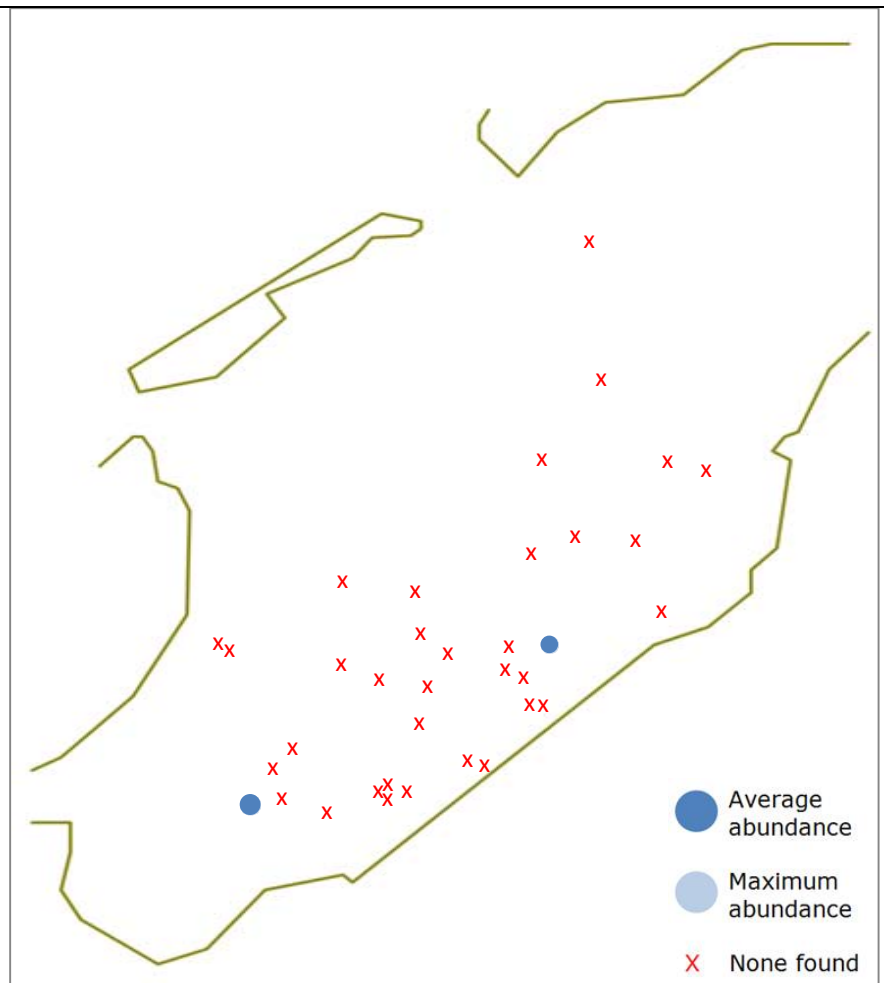
Eriocheir sinensis, Chinese mitten crab



[Photo © C. d'Udekem d'Acoz]

Association with mussel beds	No.
Diet	Omnivorous and opportunistic. Animal and plant material, detritus, invertebrates, fish carcasses (Crosier <i>et al.</i>)
Predators	Predatory fish and birds prey mainly on young animals. Adults are better protected by their prickly carapace.
Mobility	Adapted at climbing and walking on land during migration.
Abiotic tolerances	
Temperature	0-30 °C (Veldhuizen & Stanish 1999)
Salinity	5-30 ‰, catadromous species: lives mainly in freshwater habitats, but migrates to sea for reproduction (Crosier <i>et al.</i>)
Desiccation	Juveniles burrow into soft riverbanks to escape predation and prevent desiccation during low tides. Migration of adults mainly takes place during the night.
Water velocity	-
Remarks	Invasive species, native to the Far East. Accidentally introduced and established.

Distribution
(N/m² for duration of the
monitoring programme)



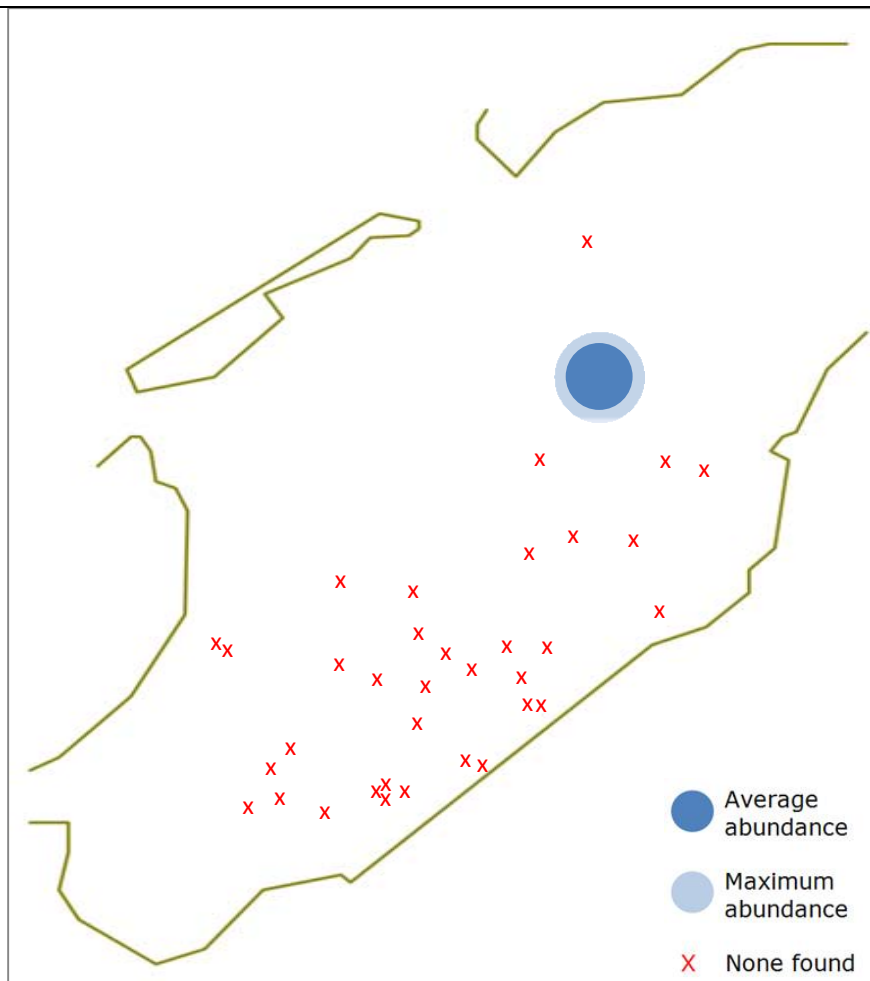
Gammarus sp., scud/side swimmer



[Photo © Michal Mañas]

Association with mussel beds	Yes. Mussel beds are used as refuge from water movement, desiccation and predation. <i>Gammarus</i> are also attracted by co-occurrence of protective <i>Fucus</i> cover on mussels (Ragnarsson & Raffaelli 1999).
Diet	omnivorous
Predators	Fish, birds, macro invertebrates
Mobility	Actively enter water column. High mobility on the scale of tens of metres (Ragnarsson & Raffaelli 1999).
Abiotic tolerances	
Temperature	0-30 °C
Salinity	5-33 ‰ (Neuparth et al 2002)
Desiccation	Unlikely. Rapid escape response, ability to find cover and sufficiently mobile to avoid prolonged exposure if stranded (MarLIN).
Water velocity	Inhabits relatively well sheltered estuarine environments. It is likely to be washed away as a result of increased wave exposure owing to turbulence displacing it from shelter. The algae on which it feeds may also become detached, reducing its food source (MarLIN).
Remarks	

Distribution
(N/m² for duration of the monitoring programme)



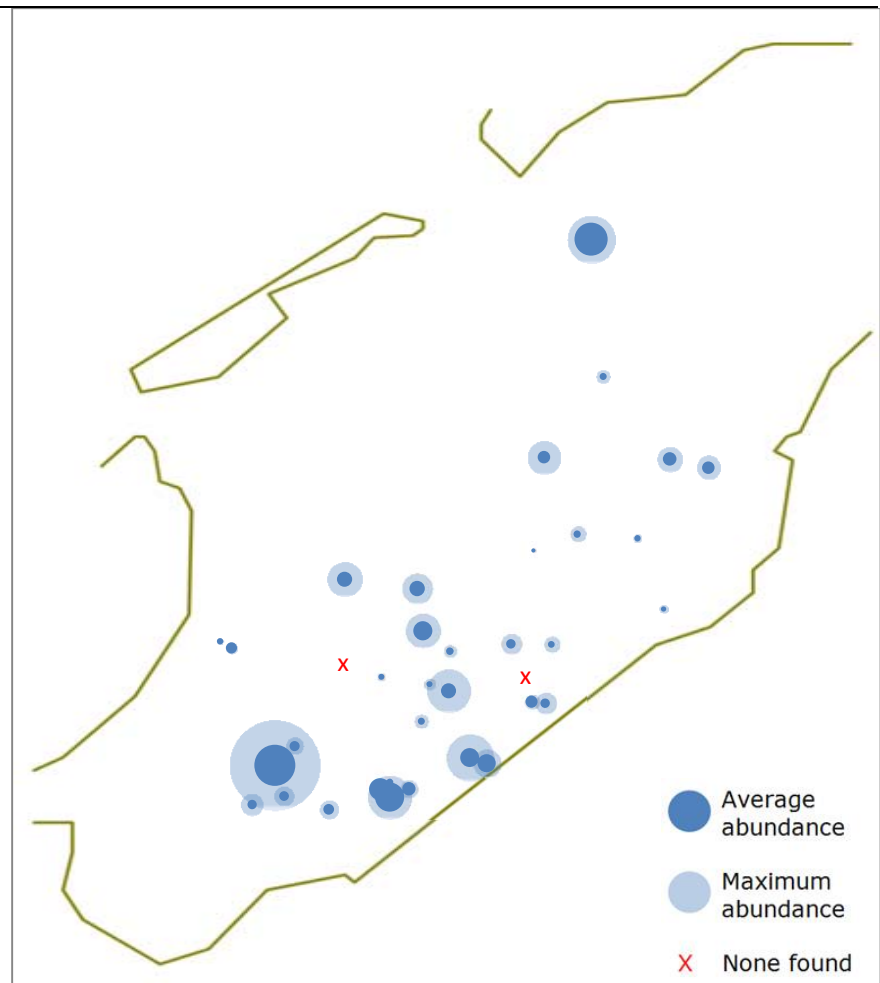
Gobius, goby



[Photo © Fitis]

Association with mussel beds	Yes.
Diet	crustaceans, bivalves, gastropods, polychaetes, chironomid larvae, sometimes small fish (Fishbase.org)
Predators	Fish and coastal birds.
Mobility	Spawning and thermal migrations, moving in deeper water when temperatures decrease. Populate wide range of habitats
Abiotic tolerances	
Temperature	8°C - 24°C temperate (Fishbase.org)
Salinity	brackish
Desiccation	Avoidance
Water velocity	-
Remarks	

Distribution
(N/m² for duration of the
monitoring programme)



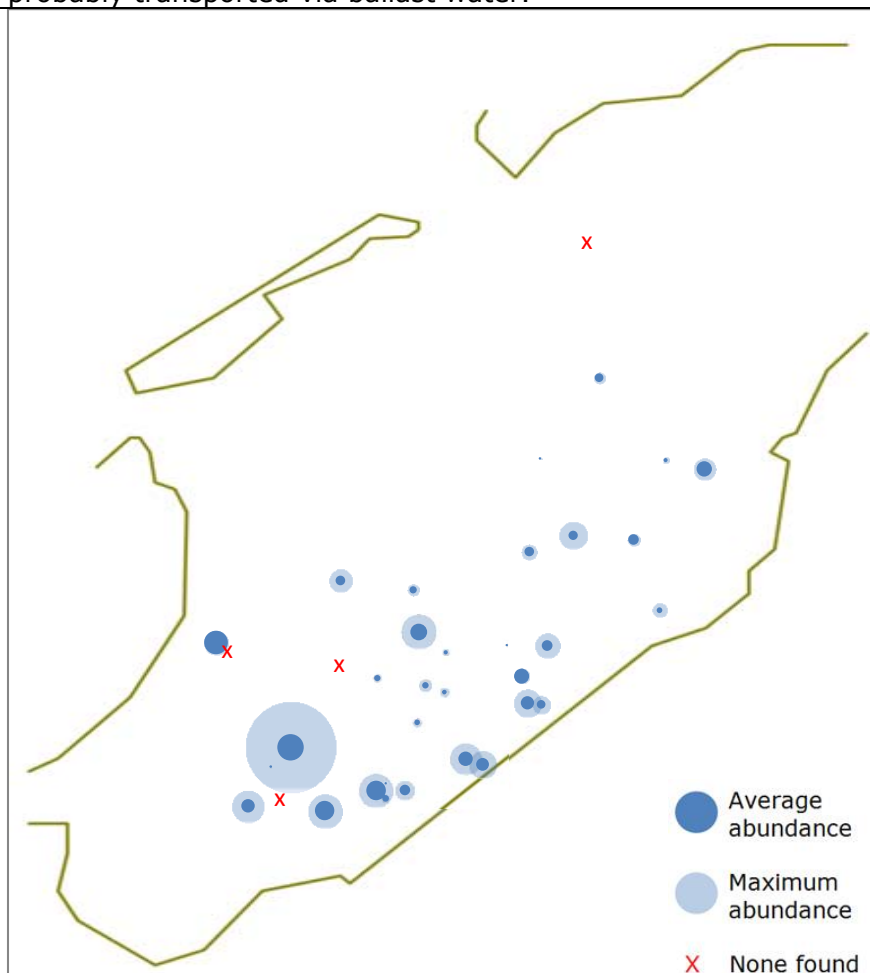
Hemigrapsus sp., Asian shore crab



[Photo © MBL.edu]

Association with mussel beds	Yes. Mussel beds provide shelter and food.
Diet	Opportunistic omnivore, consuming a wide variety of plant and animal foods (GISD 2011).
Predators	Predatory fish and birds
Mobility	Highly mobile
Abiotic tolerances	
Temperature	5-27 °C (Boyden 1972)
Salinity	-
Desiccation	-
Water velocity	-
Remarks	Invasive species in Europe (native to the Far East), larvae probably transported via ballast water.

Distribution
(N / m² for duration of the monitoring programme)



Lanice sp., sand mason worm



[Photo © M. Buschmann]

Association with mussel beds	No. Dominant species on sandflat, has its own structuring effects on area (ecosystem engineer; Ragnarsson & Raffaelli (1999))
Diet	Detritus-feeder
Predators	Migratory birds, gulls, waders (Petersen & Exo 1999)
Mobility	burrower
Abiotic tolerances	
Temperature	Sensitive to low winter temperatures, tolerant of a wide range of temperatures (MarLIN)
Salinity	18-40 ‰ (MarLIN)
Desiccation	Found on the lower shore and therefore tolerant to some level of desiccation. It can retract into its tube, which can be up to 65cm long, avoiding the effects of desiccation. (MarLIN)
Water velocity	Intolerant of high wave exposure (MarLIN)
Remarks	
Distribution (N/m ² for duration of the monitoring programme)	● Average abundance ● Maximum abundance x None found

Liocarcinus holsatus, swimming crab



[Photo © Hans Hillewaert]

Association with mussel beds	Possibly. Found in rock pools, in the shallow sublittoral and offshore, on sand, gravel, mixed and hard substrata (MarLIN).
Diet	Predator, scavenger. Feeds on slow-moving benthic macro-invertebrates (small crustaceans, polychaetes), bivalve molluscs, echinoderms and juvenile fish (Choy 1986).
Predators	Fish and sea birds
Mobility	Swimmer, crawler, burrower (MarLIN)
Abiotic tolerances	
Temperature	(warm) temperate
Salinity	Full: 30-40 ‰ (MarLIN)
Desiccation	-
Water velocity	-
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N/m² for duration of the monitoring programme)	

Liparis liparis, sea snail



[Photo © Steve Trehwella]

Association with mussel beds	Yes. Lives in muddy and sandy areas, mainly amongst rocks/hard substrates (Fishbase.org). They need hydroids or algae to stick eggs on (Soortenbank.nl).
Diet	Feeds primarily on crustaceans, occasionally fishes and polychaetes (Fishbase.org)
Predators	Bony fishes (WoRMS)
Mobility	Migratory
Abiotic tolerances	
Temperature	Cold water species
Salinity	-
Desiccation	Avoids desiccation
Water velocity	-
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N / m ² for duration of the monitoring programme)	

Littorina littorea, edible winkle (periwinkle)



[Photo © D.T. Rolfe]

Association with mussel beds	Yes, often pronounced on mussel beds, grazing on/between mussels (Buschbaum 2000).
Diet	Herbivorous: diatoms, algae, particularly <i>Ulva</i> and <i>Enteromorpha</i> , vegetable detritus (Graham 1988)
Predators	Birds (e.g. eider)
Mobility	Slow crawler. In colder conditions an active migration may occur down the shore.
Abiotic tolerances	
Temperature	Adult snails can easily tolerate sub-zero temperatures and the freezing of over 50 % of their extracellular body fluids. Upper limits are around ~30 °C (MarLIN).
Salinity	~ 35 ‰
Desiccation	Can tolerate long periods of exposure to air.
Water velocity	Increase in wave exposure may dislodge or damage individuals.
Remarks	
Distribution (N/m ² for duration of the monitoring programme)	● Average abundance ● Maximum abundance x None found

Macoma balthica, Baltic tellin



[Photo © Hans Hillewaert]

Association with mussel beds	Yes. Juveniles settle in mussel beds
Diet	Surface-deposit-feeder, suspension feeder
Predators	Birds, flatfish, benthic invertebrates (feed on larvae)
Mobility	Mobile and able to relocate further down the shore by burrowing or floating (MarLIN).
Abiotic tolerances	
Temperature	~ 32.5 °C (Wilson 1981)
Salinity	15-40 ‰ (MarLIN)
Desiccation	Tolerant. Closes shells tightly by contraction of muscle and store moisture inside the shell. The silty sediments in which the species live have a high water content and are therefore resistant to desiccation (MarLIN).
Water velocity	Strong wave exposure may damage siphon, or dislodge individual.
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N/m² for duration of the monitoring programme)	Blue circle: Average abundance Light blue circle: Maximum abundance Red X: None found

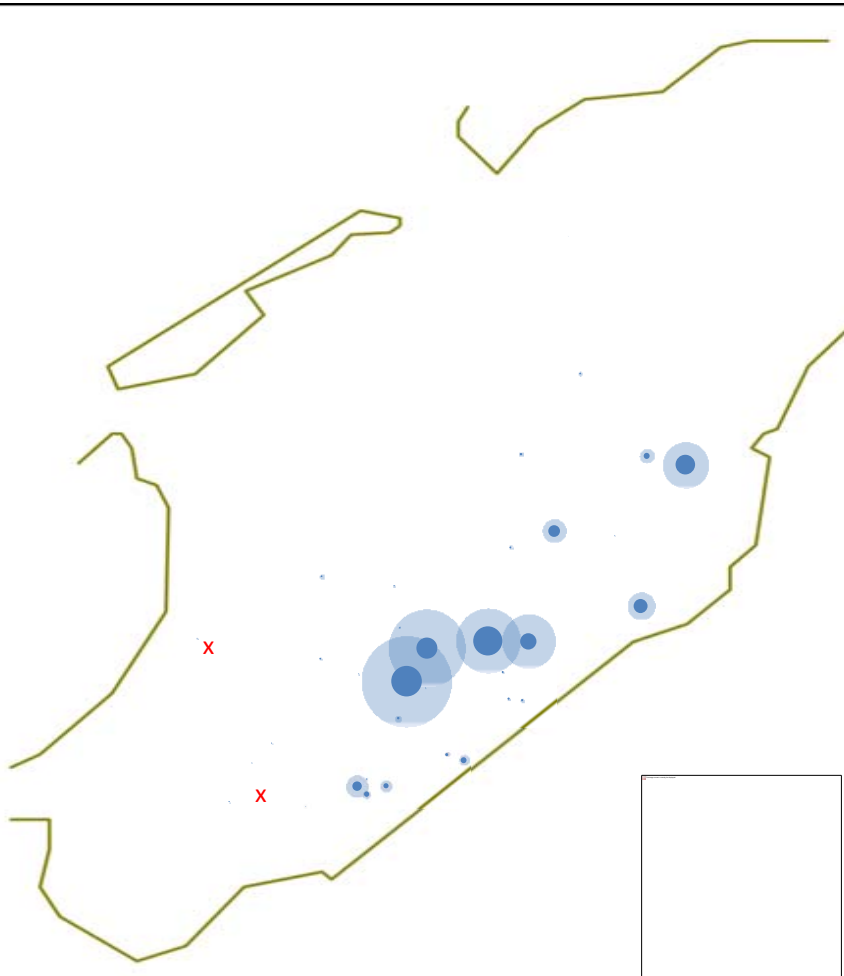
Mya arenaria, sand gaper

[Photo © IMARES]



Association with mussel beds	Possibly. It is found in soft sea bottoms ranging from hard, stony sand to pure mud. But risk of being smothered by mussels (MarLIN).
Diet	Suspension feeding
Predators	Birds, decapod crustaceans, fish
Mobility	Slow burrower, adults live in permanent burrow in the sediment
Abiotic tolerances	
Temperature	-2 ~ 28 °C (MarLIN)
Salinity	5-35 ‰ (MarLIN)
Desiccation	Burrowing habit protects it from the risk of desiccation. But removed from the sediment highly intolerant of the effects of desiccation, as the siphons cannot be enclosed in the shell, forcing the shell to gape (MarLIN).
Water velocity	Changes in water flow rate affect the hydrodynamics of the shore, sediment grain size and distribution. Shifting sands and erosion result in the loss of soft-shell clam beds in the intertidal due to smothering or loss of intertidal habitat (MarLIN).
Remarks	Colonized the European coast between the 13th and 17th centuries, possibly introduced by the Vikings (as food or bait). Belongs to 'Typische soorten'.

Distribution
(N/m² for duration of the monitoring programme)



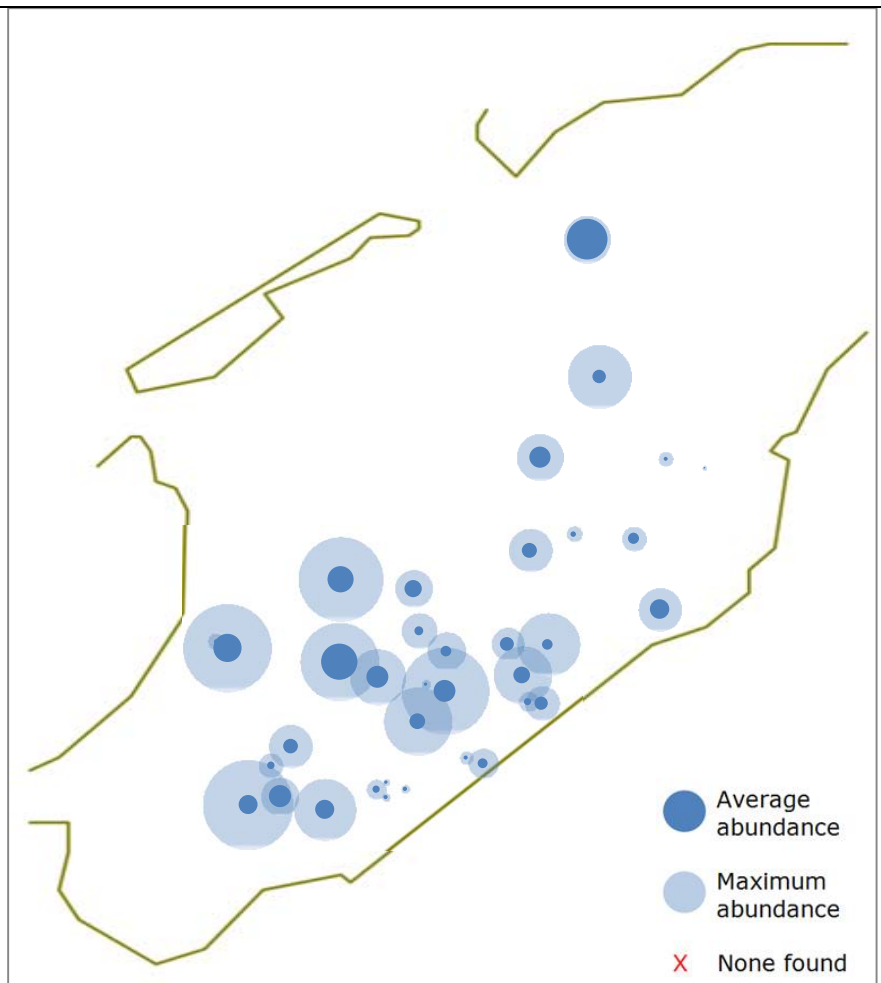
Mytilus edulis, blue mussel



[Photo © Pillbox]

Association with mussel beds	Mussel larvae seem to prefer byssus threads for settlement (possible feedback that keeps beds in existence; Dancers & Sideman 1995)
Diet	Suspension feeding: bacteria, phytoplankton, detritus, Dissolved Organic Matter (MarLIN)
Predators	Birds, starfish, dog whelk, sea urchin, crabs, fish
Mobility	Permanent attachment to substratum
Abiotic tolerances	
Temperature	-10 ~ 25 °C (MarLIN)
Salinity	5-40 ‰ (MarLIN)
Desiccation	tolerant
Water velocity	Mussels attach and grow on a variety of substrata in a variety of water flow regimes. Ability to increase abyssal thread production (and hence attachment) with increased flow rates (MarLIN).
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'

Distribution
(N/m² for duration of the
monitoring programme)



Myoxocephalus scorpius, bull rout



[Photo © Østergaard, Thorke A.S.]

Association with mussel beds	Yes, is a coastal benthic species usually found on rocky bottoms with sand or mud (MarLIN). Eggs are laid in clumps between rocks or shells and guarded by males.
Diet	Feeds on fishes, large crustaceans, polychaetes and amphipods (WoRMS)
Predators	Bony fishes, sharks and rays (WoRMS)
Mobility	Slow bottom dweller
Abiotic tolerances	
Temperature	2-15 °C (species-identification.org)
Salinity	24-33 ‰
Desiccation	Avoid desiccation
Water velocity	-
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N / m² for duration of the monitoring programme)	● Average abundance ● Maximum abundance x None found

Nephtys sp., catworm



[Photo © Hans Hillewaert]

Association with mussel beds	Yes.
Diet	Carnivorous: burrowing predator of juvenile molluscs, crustaceans and other polychaetes (WoRMS)
Predators	Prey of many fish species
Mobility	Mobile, hunts infaunally, rapid burrower, able to swim (MarLIN)
Abiotic tolerances	
Temperature	0-35 °C (MarLIN)
Salinity	< 15 ‰ (MarLIN)
Desiccation	Sufficiently mobile to relocate to damper substrata when chance of desiccation (MarLIN)
Water velocity	Increase in wave exposure limits distributional range
Remarks	<i>Nephtys hombergii</i> belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N / m ² for duration of the monitoring programme)	

Nereis virens, king ragworm (or sandworm)



[Photo © Alexander Semenov]

Association with mussel beds	Yes, <i>N. virens</i> occur in mussel bed in high densities (Dankers & Zuidema 1995).
Diet	Omnivorous. Adults of this species are almost exclusively carnivores feeding on small macrofauna and meiofauna, whereas juveniles are deposit-feeders (Tita et al 2000).
Predators	Prey of many fish
Mobility	Burrowing in the sediment
Abiotic tolerances	
Temperature	Temperate
Salinity	5 < ‰
Desiccation	Sufficiently mobile to relocate to damper substrata when chance of desiccation (MarLIN)
Water velocity	Increase in wave exposure limits distributional range
Remarks	Reclassified as <i>Alitta virens</i> (WoRMS). Belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N / m² for duration of the monitoring programme)	

Osmerus eperlanus, European smelt



[Photo © Henrik Kettunen]

Association with mussel beds	Possibly.
Diet	Active predators on small fishes and crustaceans (species-identification.org)
Predators	Bony fish
Mobility	Anadromous. Scoaling (at least when spawning).
Abiotic tolerances	
Temperature	-
Salinity	Tolerant of wide salinity changes
Desiccation	-
Water velocity	-
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N / m ² for duration of the monitoring programme)	

Pagurus bernhardus, hermit crab



[Photo © Paul Naylor]

Association with mussel beds	Yes. Migrate from their sublittoral winter refuge into the tidal flats and find shelter under algal cover or in pools of mussel beds during low tides (Dittmann 1990)
Diet	Predator, occasionally meiofauna
Predators	Shore crab
Mobility	yes
Abiotic tolerances	
Temperature	~ 25 °C
Salinity	~ 35 ‰
Desiccation	-
Water velocity	-
Remarks	
Distribution (N / m ² for duration of the monitoring programme)	 Average abundance Maximum abundance X None found

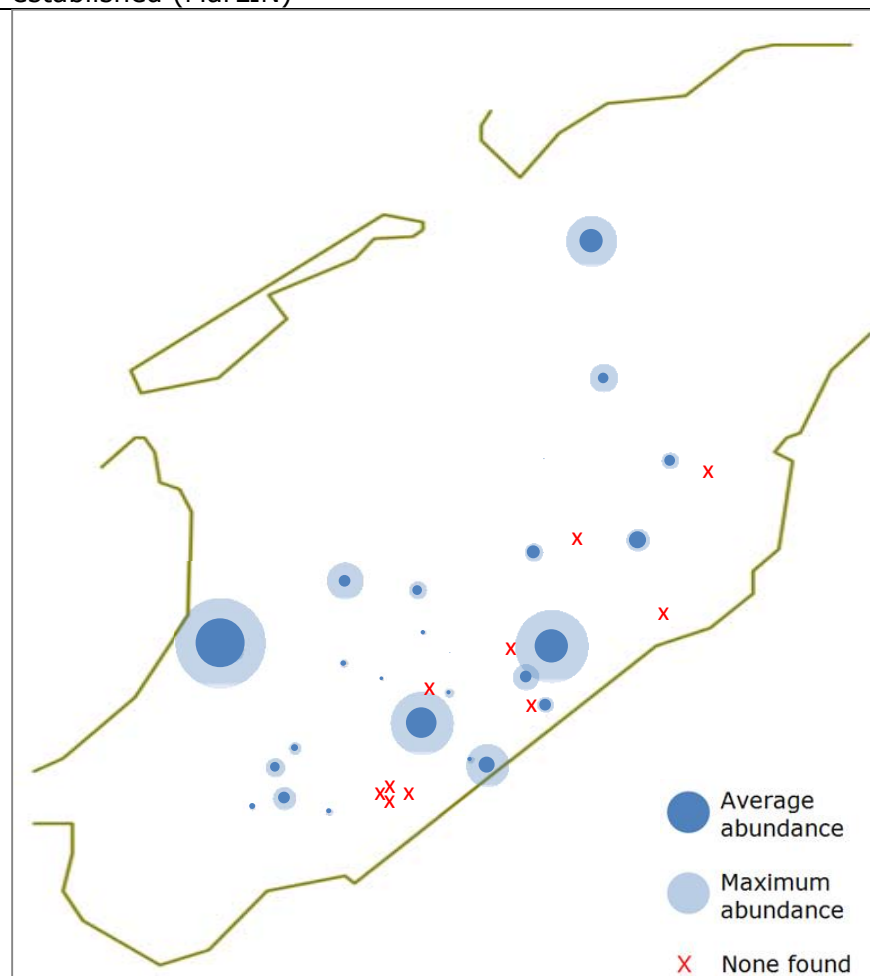
Petricola pholadiformis, American piddock



[Photo © Hans Hillewaert]

Association with mussel beds	Possibly. But it is unable to live on open surfaces and requires a hard substratum (hard clay, mud, peat, wood or limestone) to bore into (Zenetos et al 2009).
Diet	Filter feeder, phytoplankton
Predators	Birds, fish
Mobility	Bores into hard clay, stiff mud or chalk/limestone (MarLIN). The older the animal becomes, the deeper it bores into the substratum. It spreads by means of its larvae, which drift with currents.
Abiotic tolerances	
Temperature	6-30 °C
Salinity	7.5-35 ‰ (Zenetos et al. 2009)
Desiccation	The species is unable to live on open surfaces and requires a hard material to bore into.
Water velocity	
Remarks	Probably imported with the American Oyster (<i>Crassostrea virginica</i>) at the end of the 19th century but is now well established (MarLIN)

Distribution
(N/m² for duration of the monitoring programme)



Pholis gunnellus, butterfish



[Photo © Bert Roos]

Association with mussel beds	Yes. Hides amongst seaweed or in (rock) crevices. Female lays eggs under a stone or in an empty bivalve shell (Fishbase.org)
Diet	Feeds on small crustaceans, polychaetes, molluscs and fish eggs (Fishbase.org).
Predators	Fish and sea birds.
Mobility	Non-migratory
Abiotic tolerances	
Temperature	-
Salinity	full
Desiccation	-
Water velocity	-
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N / m ² for duration of the monitoring programme)	

Platichthys flesus, European flounder



[Photo © Hans Hillewaert]

Association with mussel beds	Possibly. Feeding at soft muddy areas of the sea bottom
Diet	Carnivorous: worms, shrimps, small crustaceans, gastropods and small fish (night hunter). Bottom dwelling
Predators	Birds. Shrimp and crab are predators of juvenile fish
Mobility	Catadromous species, adults migrate with the young to estuarine waters in summer, where they feed and grow. In winter flounders begin migrating seawards to deeper water and spawn in open sea in February to April. Also tidal migrations.
Abiotic tolerances	
Temperature	0-25 °C (Johnston & Wokoma 1986)
Salinity	0-35 ‰
Desiccation	sensitive
Water velocity	-
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N / m² for duration of the monitoring programme)	● Average abundance ● Maximum abundance X None found

Pleuronectes platessa, European plaice



[Photo © IMARES]

Association with mussel beds	Possibly. Occurring at sandy and muddy bottoms.
Diet	Carnivorous; annelida, bivalves, echinodermata (Rijnsdorp & Vingerhoed 2001)
Predators	Birds. Shrimp and crab are predators of juvenile fish
Mobility	Tidal and seasonal migrations.
Abiotic tolerances	
Temperature	2-15 °C (Fisheries and Aquaculture Department)
Salinity	0-35 ‰
Desiccation	sensitive
Water velocity	-
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N / m ² for duration of the monitoring programme)	

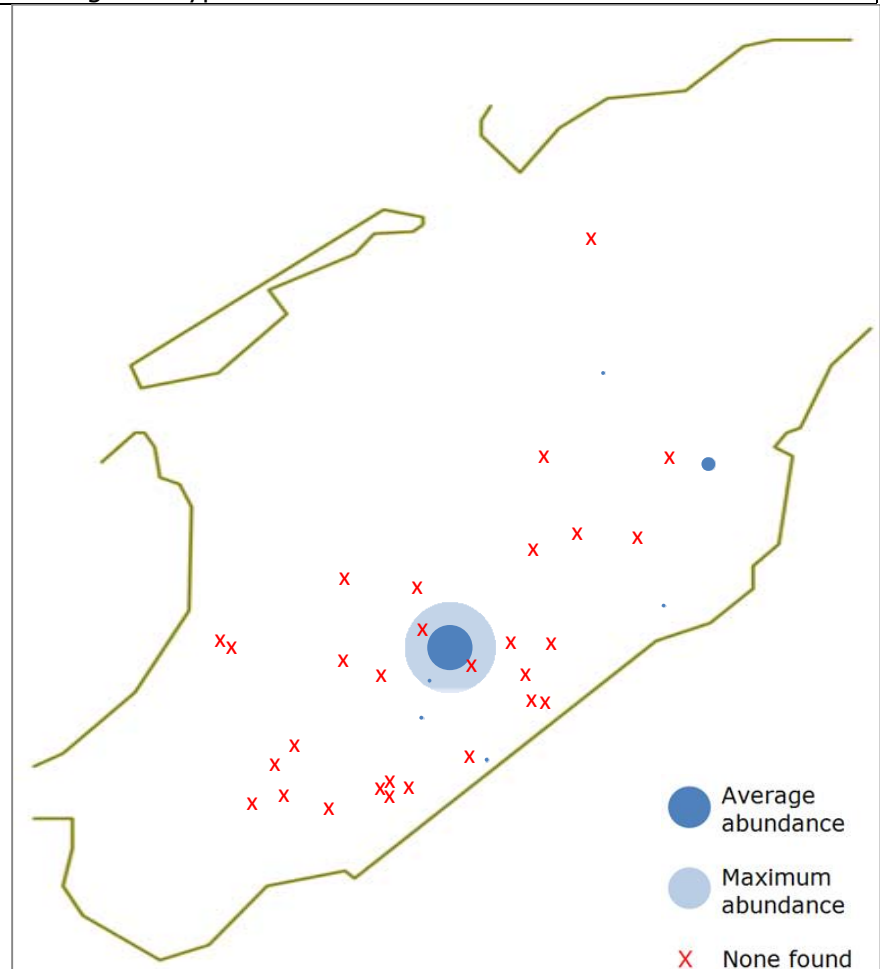
Pomatoschistus sp.



[Photo © Misjel Decleer]

Association with mussel beds	Yes. In <i>Pomatoschistus minutus</i> males build nests under mussel shells (Magnhagen & Forsgren, 1991)
Diet	Feeds on small polychaetes, amphipods, cumaceans and mysids (Fishbase.org)
Predators	Fish and coastal birds.
Mobility	Spawning and thermal migrations, moving in deeper water when temperatures decrease. Populate wide range of habitats.
Abiotic tolerances	
Temperature	8°C - 24°C temperate (Fishbase.org)
Salinity	brackish
Desiccation	Avoids desiccation.
Water velocity	-
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'

Distribution
(N / m² for duration of the monitoring programme)



Sagartia troglodytes, mud Sagartia



[Photo © R. Groenewoud]

Association with mussel beds	Yes. Often found burried in mud or sand, the base fixed to submerged solid substrata such as stones, shells, etc.
Diet	Plankton, small crustaceans trapped with tentacles.
Predators	Fish, crabs.
Mobility	Mostly anchored, but also found free living.
Abiotic tolerances	
Temperature	< 25 °C (British Marine Life Study Society)
Salinity	Broad salinity range (soortenbank.nl)
Desiccation	Habitat protects animals to desiccation in certain extent.
Water velocity	-
Remarks	The only species of <i>Sagartia</i> which is found in the mud. Belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N/m ² for duration of the monitoring programme)	 Average abundance Maximum abundance X None found

Scrobicularia plana, peppery furrow shell



[Photo © David Fenwick]

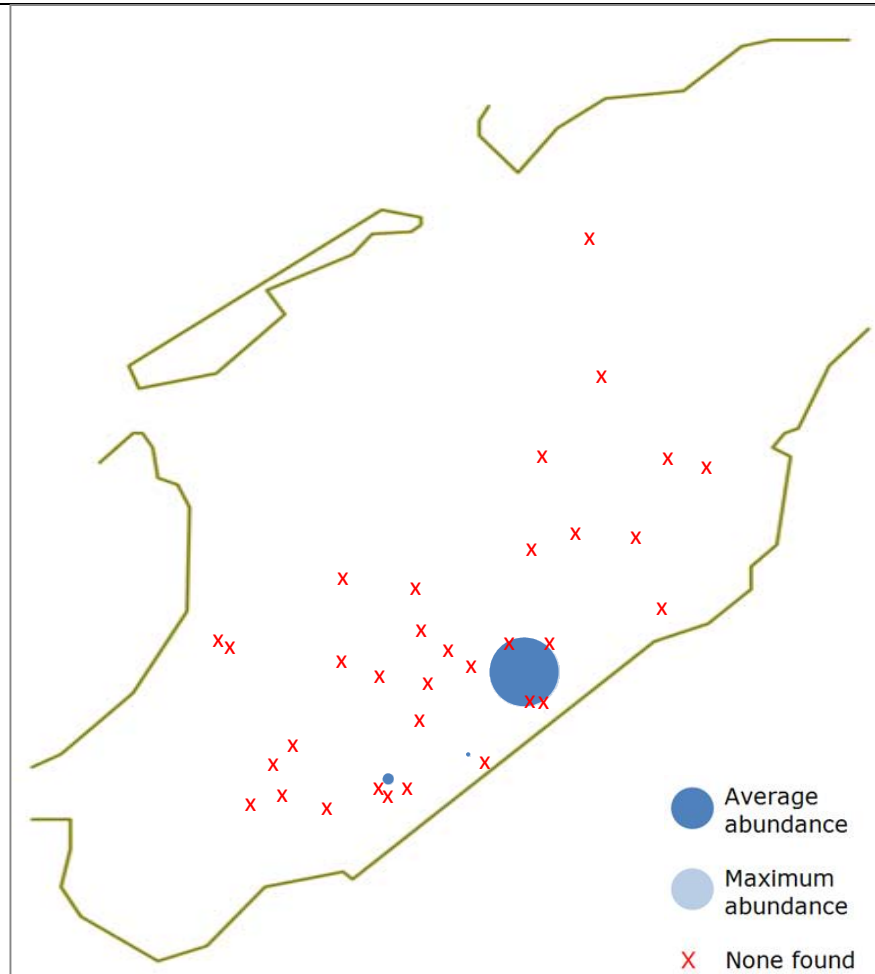
Association with mussel beds	Possibly. Found in estuarine and intertidal conditions and is able to tolerate low salinities in thick mud or muddy sand.
Diet	(selective) deposit feeding, suspension feeding at high tide
Predators	Predatory (flat) fish, wading birds (e.g. oystercatchers)
Mobility	It burrows up to 20 cm deep in sediments and can be identified when buried by the characteristic star-shaped markings made at the surface by its inhalant siphon (MarLIN)

Abiotic tolerances

Temperature	~ 27.5 °C (Wilson 1981)
Salinity	2-35 ‰ Euryhaline; able to tolerate low salinities in thick mud or muddy sand (MarLIN)
Desiccation	Protected by the sediment
Water velocity	-

Remarks

Distribution
(N / m² for duration of the monitoring programme)



Solea solea, common sole

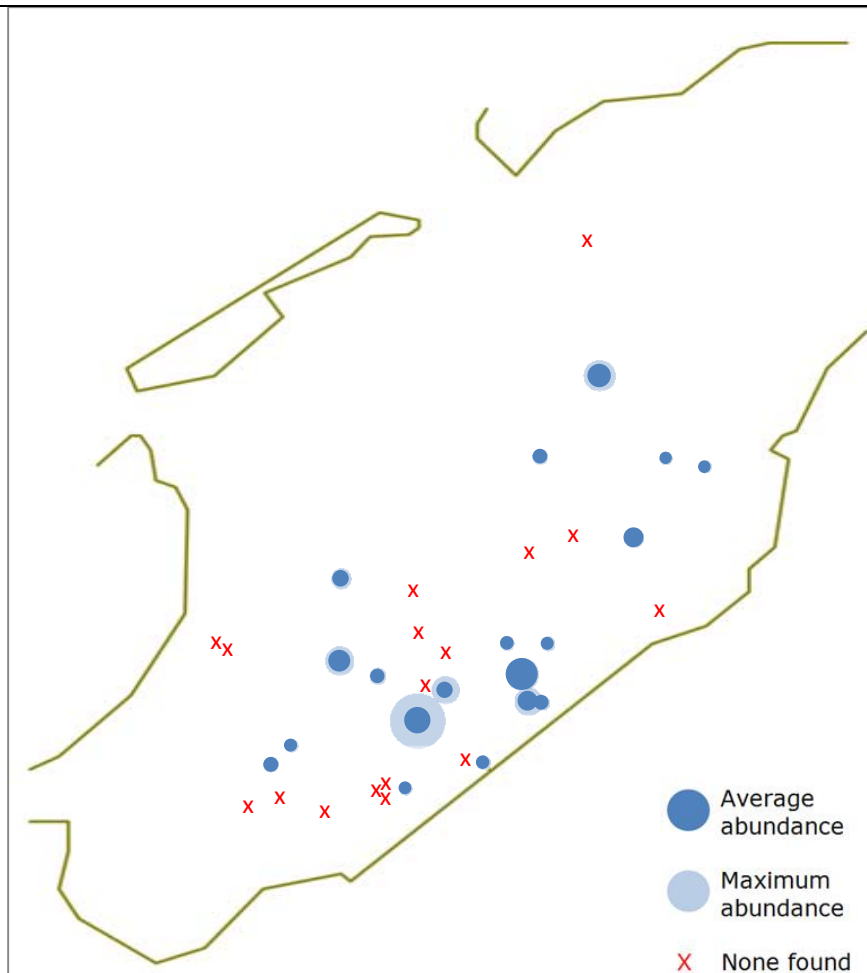


[Photo © Hans Hillewaert]

Association with mussel beds	No. Prefers sandy and muddy seabed
Diet	Carnivorous: polychaetes, crustaceans (amphipods, decapods), molluscs, echinoderms (Allen & King 2005).
Predators	Crabs, jellyfish are predators of sole larvae
Mobility	Yes, in winter <i>S. solea</i> migrates offshore to warmer/deeper parts of southern North Sea (Fonds 1979)
Abiotic tolerances	
Temperature	3-30 °C (Freitas et al. 2010)
Salinity	0-35 ‰
Desiccation	-
Water velocity	-

Remarks

Distribution
(N / m² for duration of the monitoring programme)



Spisula solida, surf clam

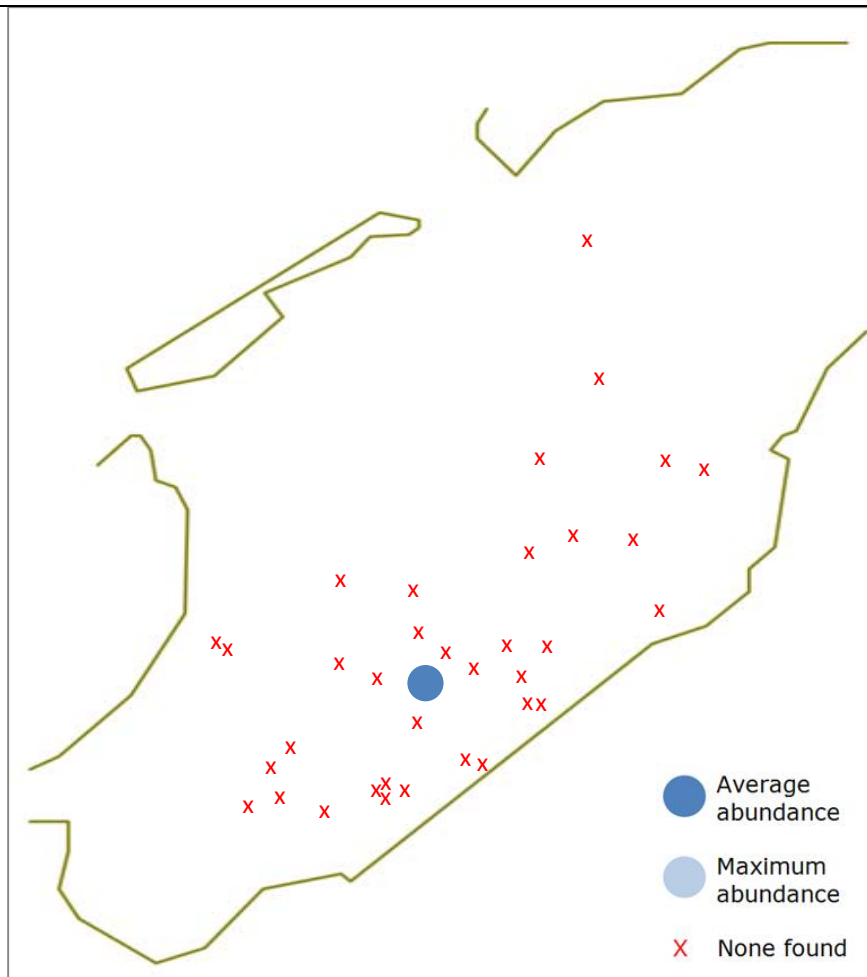


[Photo © Hans Hillewaert]

Association with mussel beds	No. It prefers sandy beds with continually moving water and avoids mud and stagnant water (MarLIN)
Diet	Suspension feeder (phytoplankton)
Predators	Demersal fish (MarLIN)
Mobility	Crawler, burrower
Abiotic tolerances	
Temperature	0 -30 °C (MarLIN)
Salinity	Full salinity
Desiccation	Can be found occasionally in the intertidal
Water velocity	Occurs in wave exposed to wave sheltered areas and found in areas ranging from strong to weak water flow (MarLIN)

Remarks

Distribution
(N / m² for duration of the monitoring programme)



Spisula subtruncata, cut through shell

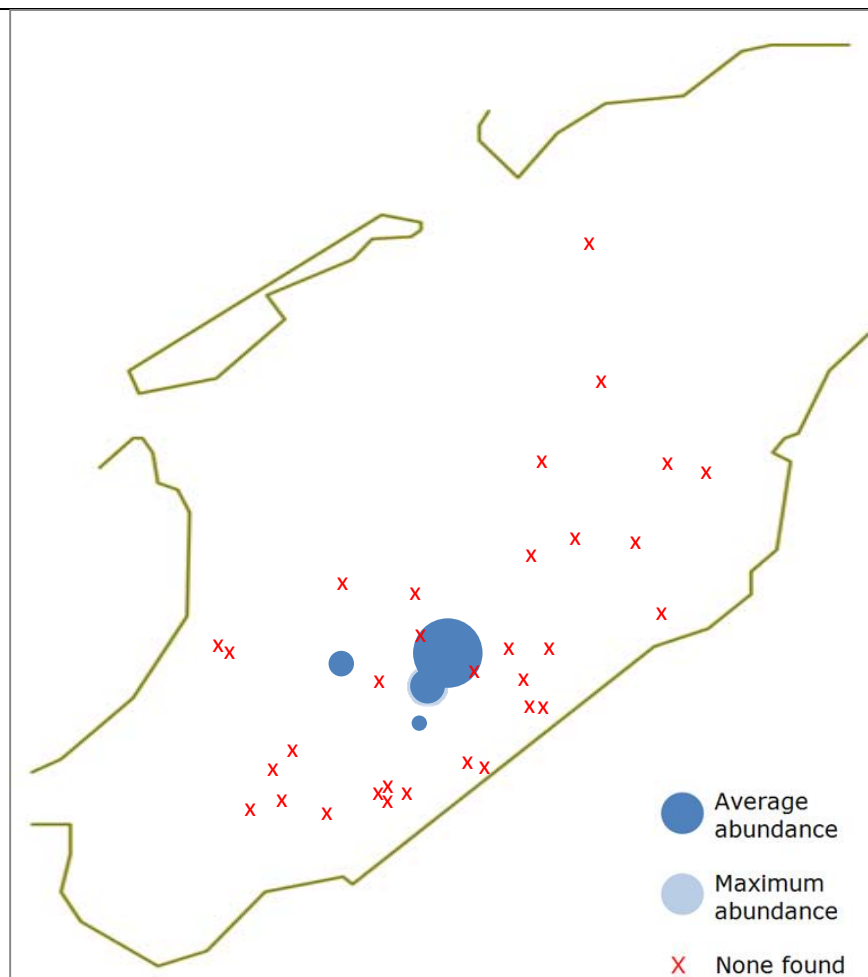


[Photo © Hans Hillewaert]

Association with mussel beds	Possibly. Burrowing in muddy or silty sand, from the lower shore into the shallow sublittoral.
Diet	Suspension feeder
Predators	forms an important food item for diving birds like the Common Scooter that overwinter along the Dutch coast (WoRMS), shrimps, demersal fish
Mobility	Burrower
Abiotic tolerances	
Temperature	0 -30 °C (MarLIN)
Salinity	~ 35 ‰
Desiccation	-
Water velocity	-

Remarks

Distribution
(N / m² for duration of the monitoring programme)



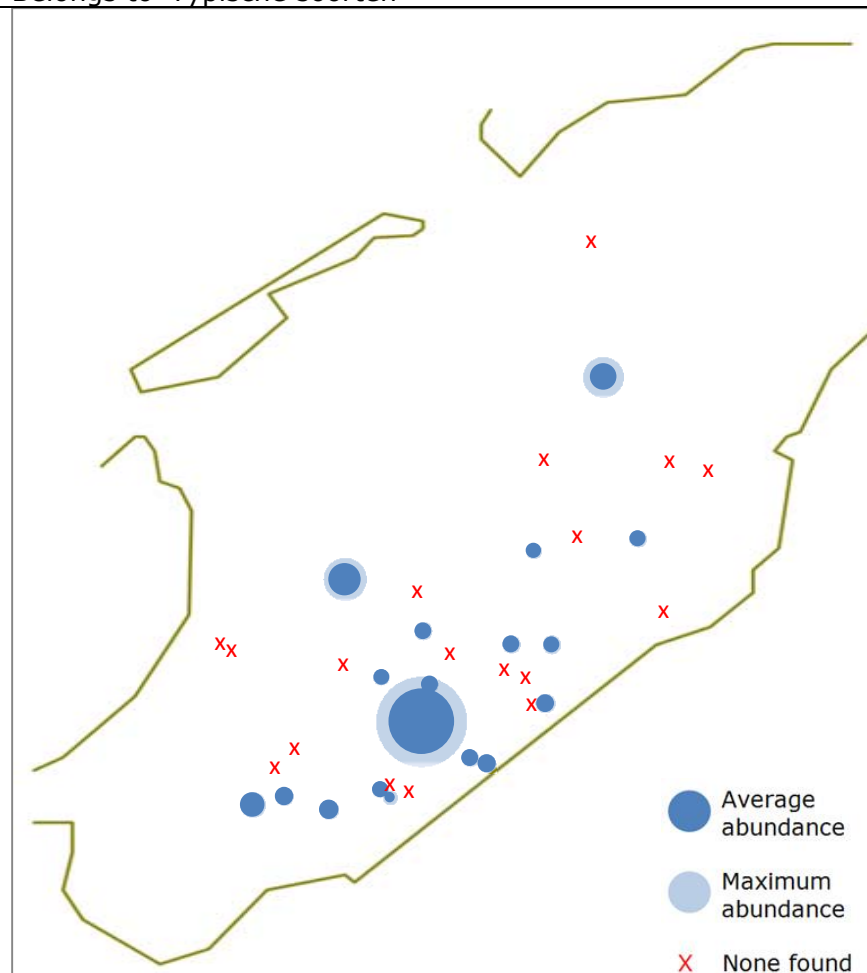
Syngnathus acus, greater pipefish



[Photo © Hans Hillewaert]

Association with mussel beds	Yes. Found in shallow waters among seaweed or rockpools on sand, mud and rough bottoms (MarLIN).
Diet	Small crustaceans.
Predators	Birds, crabs, anemones
Mobility	Poor swimmers.
Abiotic tolerances	
Temperature	-
Salinity	-
Desiccation	Avoidance
Water velocity	-
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'

Distribution
(N/m² for duration of the monitoring programme)



Syngnathus rostellatus, lesser pipefish



[Photo © Steve Trehwella]

Association with mussel beds	Yes. The species lives on sandy bottoms and in sea grass meadows, lying on the bottom or aligned with the eelgrass (Hiddink & Jager 2002)
Diet	Feeds on small crustaceans, small fish
Predators	Birds, crabs, anemones
Mobility	Poor swimmers, transported by tidal currents. Migrate from North Sea to shallow coastal areas in spring, leave the Wadden Sea in December (Hiddink & Jager 2002). Also tidal migrations

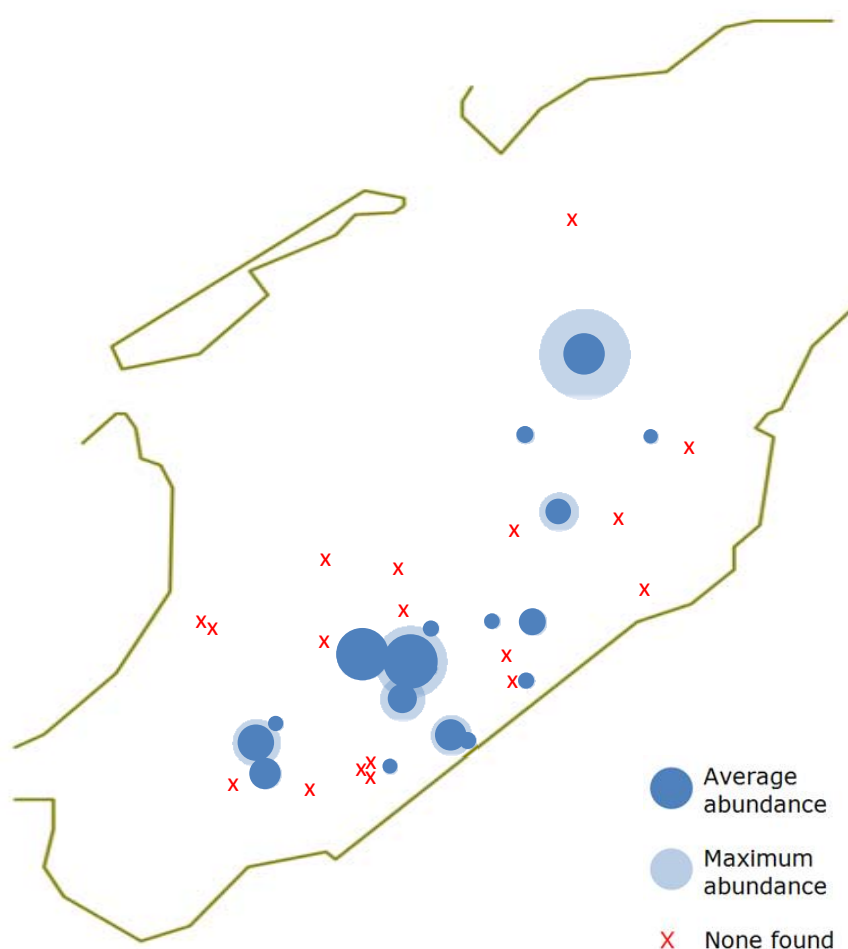
Abiotic tolerances

Temperature	temperate
Salinity	tolerates low salinities
Desiccation	avoidance
Water velocity	-

Remarks

Belongs to 'Typische soorten'

Distribution (N/m² for duration of the monitoring programme)



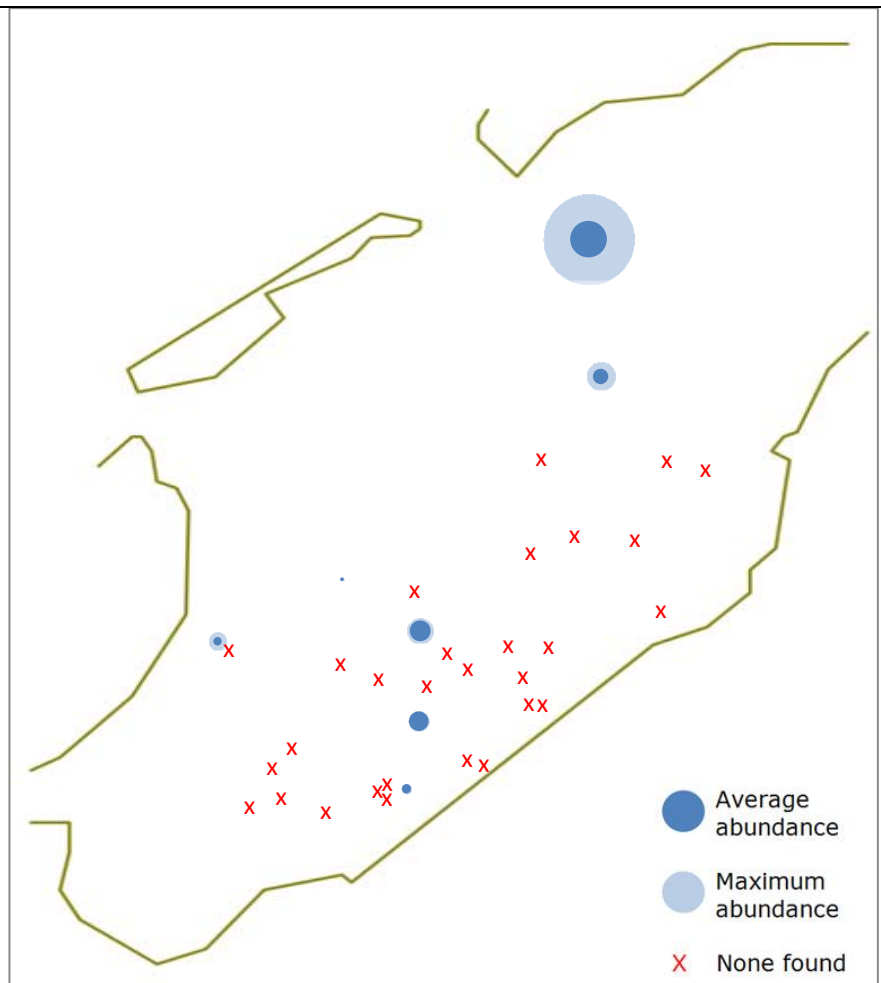
Venerupis senegalensis, Pullet carpet shell



[Photo © David Fenwick]

Association with mussel beds	No. It burrows to a depth of 5 cm in mixed sandy substrata, often attached to small stones or shells by byssal threads. It occasionally inhabits rock crevices. Most abundant in the shallow subtidal (MarLIN).
Diet	Suspension feeder
Predators	Shore birds, e.g. oystercatchers (MarLIN)
Mobility	Attached with byssus threads, like mussels, and burrowing
Abiotic tolerances	
Temperature	Geographic range extends from northern Norway to northern Africa, tolerates wide range of temperatures.
Salinity	Inhabits areas with full salinity and occurs in variable salinity conditions (MarLIN)
Desiccation	Species lives infaunally in muddy sand and is protected from desiccation. The bivalves are able to respond to desiccation stress by valve adduction and retaining water in the shell during periods of emersion (MarLIN).
Water velocity	Thrives in muddy sand in low energy environments where the tidal flow is weak (MarLIN)
Remarks	

Distribution
(N/m² for duration of the
monitoring programme)



Zoarces viviparus, eelpout



[Photo © Poelzer Wolfgang]

Association with mussel beds	Yes. <i>Zoarces viviparus</i> may use the mussel beds as a refuge, living a demersal and sedentary lifestyle under rocks or hidden amongst algae (MarLIN).
Diet	Nocturnal feeder on invertebrates and small fish (Hedman et al. 2011)
Predators	Cormorants (MarLIN).
Mobility	Relatively stationary, spend their entire life within a limited area.
Abiotic tolerances	
Temperature	4-18 °C (cold water species with a boreal distribution; Hedman et al. 2011)
Salinity	Euryhaline
Desiccation	Avoids desiccation.
Water velocity	-
Remarks	Belongs to 'Typische soorten'
Distribution (N / m² for duration of the monitoring programme)	● Average abundance ● Maximum abundance X None found

References

- Adema, J.P.H.M. (1991). De krabben van Nederland en België (Crustacea, Decapoda, Brachyura). Nationaal Natuurhistorisch museum, Leiden
- Allen, B.M. and P.A. King (2005). Food consumed by common sole *Solea solea* (L.) in Galway Bay, on the west coast of Ireland. Irish Naturalists' Journal 28(4): 162
- Anthony, K.R.N. and I. Svane (1995). Effects of substratum instability on location and pedal laceration in *Metridium senile* (Anthozoa: Actiniaria). Marine Ecology Progress Series 124: 171-180
- Armonies, W., E. Herre and M. Sturm (2001). Effects of the severe winter 1995/96 on the benthic macrofauna of the Wadden Sea and the coastal North Sea near the island of Sylt. Helgoland Marine Research 55: 170-175
- Barnes, H. and M. Barnes (1974). The responses during development of the embryos of some common cirripedes to wide changes in salinity. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 15: 197-202
- Boyden, C.R. (1972). Aerial respiration of the cockle *Cerastoderma edule* in relation to temperature. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology 43(3): 697-712
- Buschbaum, C. (2000). Direct and indirect effects of *Littorina littorea* (L.) on barnacles growing on mussel beds in the Wadden Sea. Hydrobiologia 440: 119-128
- Campos, J. (2009). The eco-geography of the brown shrimp *Crangon crangon* in Europe. PhD thesis, Free University of Amsterdam
- Choy, S.C. (1986). Natural diet and feeding habits of the crabs *Liocarcinus puber* and *L. holssatus* (Decapoda, Brachyura, Portunidae). Marine Ecology Progress Series 31: 87-99
- Cohen, A.N., J.T. Carlton and M.C. Fountain (1995). Introduction, dispersal and potential impacts of the green crab *Carcinus maenas* in San Francisco Bay, California. Marine Biology 122: 225-237
- Crisp, D.J., J. Davenport and P.A. Gabbott (1977). Freezing tolerance in *Balanus balanoides*. Comparative Biochemistry and Physiology 57a: 359-361
- Crosier, D.M., D.P. Molloy, D.A. Rudnick and T.C. Veldhuizen. Chinese Mitten Crab - *Eriocheir sinensis*. California Department of Water Resources. Downloaded September 2011 from: http://el.erdc.usace.army.mil/ansrp/eriocheir_sinensis.pdf
- Dankers, N. and D.R. Zuidema (1995). The role of the mussel (*Mytilus edulis* L.) and mussel culture in the Dutch Wadden Sea. Estuaries 18(1A): 71-80
- Dittmann, S. (1990). Mussel beds – amensalism or amelioration for intertidal fauna? Helgoländer Meeresuntersuchungen 44: 335-352
- Eriksson, S., Evans, S. and Tallmark, B. (1975) On the coexistence of scavengers on shallow sandy, bottoms in Gullmar Fjord (Sweden), Adaptations to substratum, temperature and salinity. Zoon 3:65-70
- Fonds, M. (1979) Laboratory observations on the influence of temperature and salinity on development of the eggs and growth of the larvae of *Solea solea* (Pisces). Marine Ecology Progress Series 1: 91-99
- Freitas, V., J.F.M.F. Cardoso, K. Lika, M.A. Peck, J. Campos, S.A.L.M. Kooijman and H.W. van der Veer (2010). Temperature tolerance and energetics: a dynamic energy budget-based comparison of North Atlantic marine species. Philosophical transactions of the Royal society 365: 3553-3565
- Graham, A.F.R.S. (1988). Molluscs: Prosobranch and Pyramidellid Gastropods. Linnean Society of London
- Günther, C.-P. (1996). Development of small *Mytilus* beds and its effects on resident intertidal macrofauna. Marine Ecology 17(1-3): 117-130
- Hedman, J.E., H. Rudel, J. Gercken, S. Bergek, J. Strand, M. Quack, M. Appelberg, L. Forlin, A. Tuvikene, A. Bignert (2011). Review. Eelpout (*Zoarces viviparus*) in marine environmental monitoring. Marine Pollution Bulletin 62: 2015-2029
- Hiddink, J.G. and Z. Jager (2002). Abundance and reproduction of Nilsson's pipefish on tidal flats. Journal of fish biology 61(A): 125-137

- Johnston, I.A. and A. Wokoma (1986). Effects of temperature and thermal acclimation on contractile properties and metabolism of skeletal muscle in the flounder (*Platichthys flesus* L.). *Journal of experimental biology* 120: 119-130
- Kalujnaia, S., I.S. McWilliam, V.A. Zaguinaiko, A.L. Feilen, J. Nicholson, N. Hazon, C.P. Cutler, R.J. Balment, A.R. Cossins, M. Hughes and G. Cramb (2007). Salinity adaptation and gene proWling analysis in the European eel (*Anguilla anguilla*) using microarray technology. *General and Comparative Endocrinology* 152: 274-280
- Kater, B.J., A.J.M. Geurts van Kessel and J.J.M.D. Baars (2006). Distribution of cockles *Cerastoderma edule* in the Eastern Scheldt: habitat mapping with abiotic variables. *Marine Ecology Progress Series* 318: 221-227
- Magnhagen, C. & E. Forsgren (1991). Behavioural responses to different types of predators by sand goby *Pomatoschistus minutus*: an experimental study. *Marine Ecology Progress Series* 70: 11-16
- Minchin, D. and S. Gollasch (2008). *Crassostrea gigas*. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe
- Minchin, D. (2008). *Crepidula fornicata*. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe
- Neuparth, T., F.O. Costa and M.H. Costa (2002). Effects of temperature and salinity on life history of the marine amphipod *Gammarus locusta*. Implications for ecotoxicological testing. *Ecotoxicology* 11: 61-73
- Ottaway, J.R. (1977). Predators of sea anemones. *Tuatara: Journal of the biological society* 22(3): 213-220
- Petersen, B. and K.-M. Exo (1999). Predation of waders and gulls on *Lanice conchilega* tidal flats in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 178: 229-240
- Ragnarsson, S.A. and Raffaelli, D. (1999). Effects of the mussel *Mytilus edulis* L. on the invertebrate fauna of sediments. *Journal of experimental marine biology and ecology* 241: 31-43
- Ramón, M. (1996). Relationships between the bivalves *Mytilus edulis* (L.) and *Cerastoderma edule* (L.) in a soft bottom environment: an example of interaction at small spatial scale. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 204: 179-194.
- Reise, K. (1998). Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. *Senckenbergiana maritime* 28(4-6): 167-175
- Riemann-Zürneck, K. (1998). How sessile are sea anemones? A review of free-living forms in the Actiniaria (Cnidaria: Anthozoa). *Marine Ecology* 19(4): 247-261
- Rijnsdorp, A.D. and B. Vingerhoed (2001). Feeding of plaice *Pleuronectes platessa* L. and sole *Solea solea* (L.) in relation to the effects of bottom trawling. *Journal of Sea Research* 45(3-4): 219-229
- Saier, B. (2001). Direct and indirect effects of seastars *Asterias rubens* on mussel beds (*Mytilus edulis*) in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 46(1):29-42
- Sanchez-Salazar, M.E., C.L. Griffiths and R. Seed (1987). The interactive roles of predation and tidal elevation en structuring populations of the edible cockle *Cerastoderma edule*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 25: 245-260
- Sarantchova, O.L. (2001) Research into tolerance for the environment salinity in sea starfish *Asterias rubens* L. from populations of the White Sea and Barentz Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 264(1):15-28
- Smaldon, G. (1993). Coastal shrimps and prawns. Keys and notes for identification of the species. Linnean Society of London
- Thieltges, D.W., M. Strasser and K. Reise (2003). The American slipper limpet *Crepidula fornicata* (L.) in the northern Wadden Sea 70 years after its introduction. *Helgoländer Marine Research* 57: 27-33
- Tita, G., G. Desrosiers, M. Vincx and C. Nozais (2000). Predation and sediment disturbance effects of the intertidal polychaete *Nereis virens* (Sars) on associated meiofaunal assemblages. *Journal of experimental marine biology and ecology* 243: 261-282
- Tongiorgi, P., L. Tosi and M. Balsamo (1986). Thermal preferences in upstream migrating glass-eels of *Anguilla anguilla* (L.). *Journal of Fish Biology* 28:501-510

Veldhuizen, T.C. and S. Stanish (1999). Overview of the life history, distribution, abundance, and impacts of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*. California Department of Water Resources. Environmental Studies Office, Interagency Program. Sacramento, CA 95816.

Wilson, J.G. (1981). Temperature tolerance of circatidal bivalves in relation to their distribution. *Journal of thermal biology* 6: 279-286

Zenetos, A., P. Ovalis and E. Vardala-Theodorou (2009). The American paddock *Petricola pholadiformis* Lamarck, 1818 spreading in the Mediterranean Sea. *Aquatic Invasions* 4(2): 385-387

- Species Bank: www.soortenbank.nl
- MarLIN (the Marine [Life Information Network](http://www.marlin.ac.uk)): www.marlin.ac.uk
- [Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe](http://www.europe-aliens.org): www.europe-aliens.org
- European Network on Invasive Alien Species
<http://www.nobanis.org/MarineIdkey/Bivalvia/EnsisAmericanus.htm>
- Global Invasive Species Database (GISD): <http://www.issg.org>
- WoRMS (World Register of Marine Species): www.marinespecies.org
- British Marine Life Study Society: <http://www.glaucus.org.uk/S-troglo.htm>
- <http://www.genustraitshandbook.org.uk/genus/pomatoschistus/>
- http://species-identification.org/species.php?species_group=fnam&id=1273
- Fisheries and Aquaculture Department,
<http://www.fao.org/fishery/species/2203/en>
- <http://www.fishbase.org>

Appendix C. Namen en coördinaten van de PRODUS vakken

Loc.nr	Locatie lang	Locatie kort	Longitude	Latitude
1	Afsluitdijk_AD10	AD10	5.166370072	53.00216062
2	Afsluitdijk_west	AD-w	5.15173631	53.00526672
3	Blauwe_Slenk_noord	BS-n	5.235306025	53.23101753
4	Blauwe_Slenk_oost	BS-o	5.299714549	53.21790746
5	Blauwe_Slenk_Pollendam	BS-p	5.310872085	53.19324847
6	Blauwe_Slenk_west	BS-w	5.228178408	53.22663885
7	Breesem	BR	5.056972342	53.11180691
8	Breesem_west	BR-w	5.013828018	53.11143071
9	Breesem_zuid	BR-z	5.055596612	53.08503968
10	Breezanddijk	BZ	5.216992326	53.03560861
11	Breezanddijk_noord	BZ-n	5.205227643	53.03648113
12	Doovebalg	DB	5.200100115	53.05124089
13	Doovebalg_oost	DBo	5.274805571	53.06733063
14	Gat_van_Stompe	GvS	5.07489977	53.04995935
15	Gat_van_Stompe_noord	GvS-n	5.110650156	53.07562634
16	Inschot	IN	5.215413747	53.17234835
17	Kornwerd	KW	5.32109504	53.09104613
18	Lutjewaard	LW	4.982986439	53.00051184
19	Molenrak_oost	MR-o	5.35835903	53.16661396
20	Molenrak_west	MR-w	5.324743198	53.17148319
21	Omdraai	SO	5.20888909	53.0829784
22	Omdraai_SO25	SO25	5.198139127	53.09811284
23	Omdraai_kant	SOK	5.206446108	53.12052388
24	Stompe	ST	5.116657959	53.04637761
25	Stompe_percelen	ST-p	5.133168305	53.0423154
26	Texelstroom_Scheurreak	TS	5.041813572	53.05830239
27	Texelstroom_oost2	TX-02	4.944788064	53.06560091
28	Texelstroom_west	TX-w	4.934876646	53.06927986
29	Timmekeplaats	Tim	5.134226347	53.06438802
30	Verversgat	VVG	5.296860259	53.12733999
31	Visjagersgaatje	VJG	4.963556865	52.97865343
32	Vlieter_noord	VL-N	5.101620316	53.02907646
33	Vlieter_zuid	VL-z	5.116728889	53.02219203
34	Waard	Waard	5.187111206	53.06852273
35	Westkom	WK	5.105635427	53.09907854
36	WestMeep	WM	5.256057936	53.2935484
37	Zuidoostrak	ZOR	5.244435845	53.12961968
38	Zuidwest	ZW	4.9999958	53.01123967
39	Zwin_oost	Zwin-o	5.029869564	52.97617049
40	Zwin_west	Zwin-w	4.991073919	52.98344746