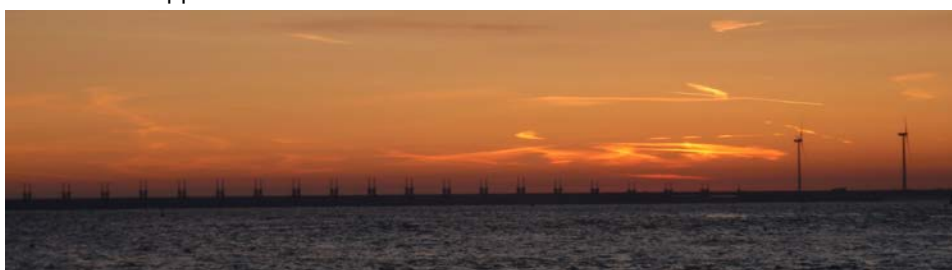


PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta – bodemdieren 2004-2013

J.A. Craeymeersch, V. Escaravage, J. Adema, M. van Asch,
I Tulp., T. Prins

Rapport C091/15



IMARES

Wageningen UR

(IMARES - Institute for Marine
Resources & Ecosystem Studies)

Monitor Taakgroep

NIOZ

(Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee)

Opdrachtgever:

RWS-WVL
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Publicatiedatum:

30 juni 2015

IMARES is:

- Missie Wageningen UR: *To explore the potential of marine nature to improve the quality of life.*
- IMARES is hét Nederlandse instituut voor toegepast marien ecologisch onderzoek met als doel kennis vergaren van en advies geven over duurzaam beheer en gebruik van zee- en kustgebieden.
- IMARES is onafhankelijk en wetenschappelijk toonaangevend.

P.O. Box 68	P.O. Box 77	P.O. Box 57	P.O. Box 167
1970 AB IJmuiden	4400 AB Yerseke	1780 AB Den Helder	1790 AD Den Burg Texel
Phone: +31 (0)317 48 09 00	Phone: +31 (0)317 48 09 00	Phone: +31 (0)317 48 09 00	Phone: +31 (0)317 48 09 00
Fax: +31 (0)317 48 73 26	Fax: +31 (0)317 48 73 59	Fax: +31 (0)223 63 06 87	Fax: +31 (0)317 48 73 62
E-Mail: imares@wur.nl	E-Mail: imares@wur.nl	E-Mail: imares@wur.nl	E-Mail: imares@wur.nl
www.imares.wur.nl	www.imares.wur.nl	www.imares.wur.nl	www.imares.wur.nl

© 2014 IMARES Wageningen UR

IMARES, onderdeel van Stichting DLO.
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

De Directie van IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van IMARES; opdrachtgever vrijwaart IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

A_4_3_1-V14.2

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	3
Samenvatting	5
1. Inleiding	7
2. Methoden	10
2.1. Opzet van het onderzoek	10
2.1.1. Bodemdieren	10
2.1.2. Abiotische variabelen	10
2.2. Meetmethoden	10
2.2.1. Box-corer	11
2.2.2. Bodemschaaf	13
2.2.3. Sedimentmonster	17
2.2.4. CTD	17
2.2.5. Secchischijf	18
2.2.6. Overige metagegevens	18
2.3. Bemonsteringsplan	18
2.4. Samenvoegen box-corer en bodemschaaf	24
2.5. Analyses	25
2.5.1. Effect bodembeschermingsgebied	25
2.5.1.1. Indicatoren	25
2.5.1.2. Habitatanalyse	26
2.5.1.3. BACI	28
2.5.1.4. Relatie met visserij-intensiteit	30
2.5.2. Toetskader Habitat H1110	31
2.5.2.1. Analyse van bodemdieren-productie als parameter, in relatie tot natuurlijke en visserij-gerelateerde bodemberoering	31
2.5.2.2. Analyse meerjarenreeksen benthos	37
3. Resultaten	41
3.1. Korte beschrijving gegevens 2004-2013	41
3.1.1. Box-corermonsters	41
3.1.2. Bodemschaafmonsters	45
3.2. Beschrijving van de dataset gebruikt voor de analyse	53
3.2.1. Taxonomische samenstelling	53
3.2.2. Relatieve bijdrage van de taxonomische klassen aan de totale biomassa	53
3.2.3. Bijdrage van de dominante soorten aan de gemiddelde biomassa	54
3.2.4. Temporele trends in biomassa van dominante soorten en prooi-soorten voor vogels	56
3.2.5. Ruimtelijke spreiding van dominante soorten en prooi-soorten voor vogels	59
3.3. Temporele trends	69
3.4. Habitatmodellering	77
3.5. Effecten van instellen van bodembeschermingsgebied	81
3.5.1. BACI-analyse	81
3.5.2. Visserij-intensiteit	87
3.6. Toetskader Habitat H1110	100

Samenvatting

Met de aanleg van Maasvlakte 2 is de haven van Rotterdam uitgebreid. Maasvlakte 2 ligt in de Voordelta, een Natura 2000-gebied. In de Passende Beoordeling die in 2007 is uitgevoerd, is een aantal effecten van de aanwezigheid van Maasvlakte als significant negatief beoordeeld. Ter compensatie van deze effecten is binnen de Voordelta een aantal maatregelen getroffen, onder meer een bodembeschermingsgebied. In het bodembeschermingsgebied worden beperkingen opgelegd aan vormen van visserij die de zeebodem beroeren. De boomkorvisserij met wekkerkettingen door schepen met een motorvermogen groter dan 260 pk (191 kW) (Eurokotters) is niet toegestaan.

Om het effect van de instelling van het bodembeschermingsgebied te kunnen evalueren, zijn in de periode 2004-2007 metingen verricht om de nulsituatie vast te leggen, en is vanaf 2009 het monitoringsprogramma voor de natuurcompensatie gestart. De resultaten van de eerste fase (2009-2013) zijn gerapporteerd in Prins en van der Kolff (2014) en Prins et al. (2014). In deel B van het Eindrapport 1e fase 2009-2013 rapporteren Craeymeersch en Escaravage (2014) details van de uitvoering en resultaten van de monitoring van de bodemdiergemeenschap. In het eindrapport 1^{ste} fase 2009-2013 waren nog niet de meest recente gegevens (2012 en 2013) beschikbaar. In het voorliggende rapport worden de resultaten gepresenteerd van de analyses van de volledige meetreeks.

De opzet van de monitoring had als primair doel een vergelijking van de ontwikkelingen vóór en na de instelling van het bodembeschermingsgebied. Het verschil in verandering tussen het bodembeschermingsgebied en de referentiegebieden zou inzicht geven in het effect van de compensatiemaatregelen. Omdat de boomkorvisserij ook in de referentiegebieden sterk afgenomen is, ontbreekt enig contrast tussen de referentiegebieden en bodembeschermingsgebied, is er geen duidelijk behandelingseffect, en is aan de voorwaarde voor een goede BACI-opzet niet voldaan.

De gevonden relaties van 3 indicatoren (biomassa prooien voor zwarte zee-eenden, maximale lengte zwaardschel, gemiddeld individueel gewicht) met de instelling van het bodembeschermingsgebied kunnen dus niet aan de visserij worden toegeschreven maar zullen waarschijnlijk veroorzaakt zijn door jaarlijkse verschillen in broedval en overwinteringssucces.

Omdat de BACI opzet niet heeft gewerkt, zijn een aantal aanvullende analyses uitgevoerd om na te gaan of de verzamelde gegevens informatie bevatten over de relatie tussen visserij-intensiteit en veranderingen in benthische indicatoren. Hierbij zijn verschillende analyses uitgevoerd die niet tot eenduidig interpreteerbare correlatieve verbanden tussen een veelheid van indicatoren van het benthos en de visserijintensiteit leiden. Alleen de resultaten van de Biological Trait Analysis (BTA) suggereren een negatieve relatie tussen de productiviteit van soorten, die kenmerkend zijn voor een stabiele leefomgeving (K2-soorten: groot, langlevend, trage groei, late maturiteit), en de intensiteit van de boomkor- en de garnalenvisserij. Deze aanpak verdient verdere analyses. De vergelijking van trends in gebieden met hoge en lage visserij-intensiteit is minder eenduidig, mogelijk doordat de respons niet lineair is, maar mogelijk ook door visserij voorafgaand aan het onderzoek.

Verder is de historische visserij-intensiteit in de kustzone bepaald, en is nagegaan of er een relatie is tussen trends in bodemdieren (op basis van schaaftdata) en trends in visserij. Op deze manier is getracht om onderscheid te maken tussen autonome trends en trends die samenhangen met trends in visserij. In verschillende delen van het Nederlandse kustgebied blijken veranderingen in de dichtheid van een aantal soorten gevoelig voor bodemberoering niet gerelateerd aan veranderingen (afnames) in visserij-intensiteit. Enkel veranderingen in de populatiegrootte van *Chamelea striatula* (Venusschelp) in een deel van de kustzone zijn misschien te wijten aan vermindering van visserij-druk. In de Voordelta lijkt voorsnog sprake van een afname van deze soort.

De Voordelta is een dynamisch gebied, en natuurlijke verstoring door golven en stroming overal of in grote delen van de Voordelta zou een grotere invloed op het bodemleven kunnen hebben dan de verstoring door visserij. Daardoor zou de kans op het vaststellen van effecten van visserij – of het verdwijnen ervan – kleiner kunnen zijn dan in gebieden met geringe natuurlijke verstoring. Daarom is ook een schatting gemaakt van de natuurlijke verstoring. De resultaten laten een ruimtelijk beeld zien van plaatsen met meer en minder natuurlijke verstoring. Opvallend is dat in het bodembeschermingsgebied de gebieden met de hoogste natuurlijke verstoring en gebieden met de meeste garnalenvisserij samenvallen. Een directe (in absolute termen) vergelijking van natuurlijke verstoring en verstoring door visserij is vooralsnog niet mogelijk omdat ze niet op dezelfde schalen van intensiteit en frequentie uitgedrukt kunnen worden.

1. Inleiding

Achtergrond

In 2008 is een bodembeschermingsgebied ingesteld ter compensatie van de aanleg van de Maasvlakte 2. Het uitgangspunt bij het vaststellen van de omvang van het bodembeschermingsgebied was, dat door het beperken van bodemberoerende activiteiten in het gebied per oppervlakte-eenheid een winst in biomassa van bodemfauna (voedsel voor vissen en vogels) van ca. 10% te bereiken is.

Bodemdieren vormen een belangrijke voedselbron voor vissen en vogels (typische vissen en duikeenden, waaronder de zwarte zee-eend). Kennis over de ontwikkeling van de bodemfauna is nodig om vragen over veranderingen van voedselbeschikbaarheid te kunnen beantwoorden. Primaair doel van het perceel Benthos is daarom het volgen van de bodemdieren in het bodembeschermingsgebied. Om te kunnen nagaan of een verhoogde biomassa een gevolg is van de instelling van het bodembeschermingsgebied worden trends van het bodembeschermingsgebied vergeleken met trends van referentiegebieden. Om zo antwoord te geven op evaluatievraag 1c:

- Treedt er voldoende toename van bodemdierbiomassa per soortgroep (als primaire maat voor de kwaliteit van habitatype 1110 in termen van voedselbeschikbaarheid voor vissen en vogels) op in het bodembeschermingsgebied t.o.v. de situatie voor de aanleg van Maasvlakte 2?

Naast een verhoging van de bodemdierbiomassa is ook te verwachten dat door de afname in visserijsterfte een verschuiving plaats vindt in het groottespectrum van bodemdieren, waarbij het aandeel van grote soorten toeneemt (Rijnsdorp et al. 2006). Bij een toenemende visserijdruk neemt de soort diversiteit af (Hiddink et al. 2006a, Hiddink et al. 2006b). Daarnaast neemt met de toename van de dichtheden van de al aanwezige soorten de kans dat deze op een bepaald bodemoppervlak en daarmee in bodemonsters kan worden aangetroffen toe. Rijnsdorp et al (2006) verwachtten daarom dat een verlaging van de visserijsterfte in het bodembeschermingsgebied zal leiden tot een toename van de diversiteit. Bij de analyses is er daarom niet alleen gefocust op de bodemdierbiomassa maar zijn ook de volgende karakteristieken als indicatoren meegenomen: maximale lengte van het meest voorkomende schelpdier (Amerikaanse zwaardschede), het gemiddeld individueel gewicht, het aantal soorten, het aandeel grote soorten en de productiviteit.

De karakteristieken m.b.t. structuur en functie van de bodemdiergemeenschappen hangen in grote mate af van de abiotische omstandigheden, die jaarlijks kunnen veranderen en mogelijk geheel of gedeeltelijk blijvend veranderen door de aanleg van het bodembeschermingsgebied. Voor de interpretatie van gevonden trends in de karakteristieken van de bodemdiergemeenschappen is kennis van de relatie tussen de abiotische kenmerken van het gebied en de hierboven genoemde indicatoren voor de toestand van de bodemdiergemeenschappen onontbeerlijk om onderscheid te kunnen maken tussen veranderingen toe te schrijven aan abiotische factoren en veranderingen toe te schrijven aan de getroffen maatregel (het instellen van het bodembeschermingsgebied). Deze aspecten staan centraal in de evaluatievraag 1d:

- Is de waargenomen toename toe te schrijven aan de getroffen maatregelen (afgenomen bodemberoering in het bodembeschermingsgebied) of ook aan andere factoren?

Daarbij focussen we wat betreft die andere factoren op veranderingen in abiotiek.

Monitoringsopzet

De centrale vraag bij de aanvang van het onderzoek was hoe de bodemdiergemeenschap zich zou ontwikkelen in het bodembeschermingsgebied in vergelijking met referentiegebieden waar boomkorvisserij door schepen >260 pk nog wel was toegestaan. Kortom, een vergelijking van de ontwikkelingen vóór en na de instelling van het bodembeschermingsgebied, op basis van data uit de nulmetingen (2004-2005) en de metingen in 2009-2013. Het verschil in verandering tussen het bodembeschermingsgebied en de referentiegebieden zou inzicht geven in het effect van de compensatiemaatregelen (Prins & van der Kolff 2014).

In het eindrapport 1^{ste} fase 2009-2013 (Prins et al. 2014) waren alleen de gegevens uit de nulmetingen en de jaren 2009-2011 beschikbaar. Dit rapport beschrijft de resultaten van de BACI-analyses van de volledige meetreeks.

Aanvullende analyses

Een belangrijk punt bij de interpretatie van deze resultaten is dat de intensiteit van de boomkorvisserij >260 pk binnen de begrenzing van het bodembeschermingsgebied al laag was vanaf 2005, ook in de periode voordat het gebied voor boomkorvisserij gesloten werd. In de rest van de Voordelta was de boomkorvisserij in 2004 intensiever, maar deze is met 80% gedaald van 2004 tot 2010 en sindsdien stabiel op een laag niveau. Als gevolg van deze veranderingen in de boomkorvisserij is het verschil in visserij-intensiteit van boomkorvisserij tussen de periode vóór en na het instellen van het bodembeschermingsgebied, en tussen het bodembeschermingsgebied en de rest van de Voordelta, te gering om effecten van deze maatregel vast te kunnen stellen (Prins & van der Kolff 2014).

Om na te gaan of de gegevens aanwijzingen geven over de relatie tussen visserij-intensiteit en veranderingen in de genoemde indicatoren, zijn aanvullende analyses uitgevoerd.

Recente studies in het Kanaal en de Engelse Noordzee (Bolam et al. 2013) duiden op een grote ruimtelijke variatie in totale productie, maar ook op een ruimtelijk verschil in de gevoeligheid van totale productie voor bodemberoerende visserij, met de grootste gevoeligheid in gebieden met weinig of geen natuurlijke verstoring. Op basis van biologische eigenschappen hebben we de gevonden soorten onderverdeeld in groepen in relatie tot hun gevoeligheid voor bodemberoering, een benadering ontwikkeld in het kader van het EU-project DEVOTES (<http://www.devotes-project.eu/>). De inschatting van de bodemberoering door natuurlijke fenomenen (golven en stroming) is gebeurd op basis van de gemeten en gemodelleerde data in het kader van het onderzoek naar de natuurcompensatie (PMR-NCV). Daarbij is in grote lijnen dezelfde methodiek gevolgd als bij de studies in het Kanaal en de Engelse Noordzee (Diesing et al. 2013, Aldridge et al. 2015). Het voornaamste doel was om op deze manier na te gaan of er gebieden zijn waar de potentiële verstoring door visserij hoger is (geweest) dan de natuurlijke verstoring, en waar dus de kans om effecten van visserij te kunnen vaststellen groter is. Dat zou dan basis kunnen zijn voor beperking in de ruimte van het onderzoek vanaf 2015, of voor specifieke analyses in deel van onderzoeksgebied.

De Noordzeekustzone en de Voordelta worden door IMARES jaarlijks in het voorjaar bemonsterd, als onderdeel van het programma Wettelijke Onderzoekstaken, in opdracht van het Ministerie van Economische Zaken. De survey ging van start in 1993. De eerste twee jaar werd alleen de Voordelta bemonsterd, vanaf 1995 de volledige kustzone. Het primaire doel van deze inventarisatie is een schatting te maken van de bestanden van de economische belangrijke soorten in de Nederlandse kustwateren en in het bijzonder in de gebieden die vallen onder Natura 2000. Maar de inventarisatie geeft ook een kwantitatief beeld over de verspreiding en dichtheid van een 25-tal andere bodemdieren (schelpdieren, kreeftachtigen en stekelhuidigen). Met behulp van deze data zullen we nagaan of trends in de data van de monitoring van natuurcompensatie (PMR-NCV), ook terug te vinden zijn over een langere

tijdperiode en of er contrasten zijn met andere deelgebieden van de kustzone. Verder is de historische visserij-intensiteit in de kustzone bepaald, en is nagegaan of er een relatie is tussen trends in bodemdieren en trends in visserij. Op deze manier is getracht om onderscheid te maken tussen autonome trends en trends die samenhangen met trends in visserij.

Leeswijzer

Hoofdstuk 2 beschrijft de gebruikte methodieken bij de compensatiemonitoring in meer detail, zowel wat betreft het veldwerk (opzet en uitvoering) als de analyses (gebruikte indicatoren, abiotische parameters, statistische modellen). De analyses zijn grotendeels dezelfde als uitgevoerd met de dataset 2004-2011 (Prins & van der Kolff 2014), maar nu op basis van de volledige dataset. Aanvullend zijn analyses uitgevoerd met een extra indicator: de productiviteit van zeer gevoelige soorten. Hoofdstuk 2 beschrijft verder de opzet van de hierboven geschetste aanvullende analyses.

Hoofdstuk 3 beschrijft de resultaten. Eerst wordt een korte beschrijving gegeven van de datasets: afzonderlijk voor box-corer en bodemschaaf, en van de dataset resulterend uit het samenvoegen van de datasets verkregen met box-corer en bodemschaaf. Vervolgens wordt ingegaan op de analyses uitgevoerd om de effecten van het instellen van het bodembeschermingsgebied te evalueren, en van de aanvullende analyses.

Tot slot worden in Hoofdstuk 4 de resultaten bediscussieerd.

2. Methoden

2.1. Opzet van het onderzoek

Voor het beantwoorden van de evaluatievragen worden verschillende grootheden van de bodemfauna bepaald met behulp van een box-corer en een bodemschaaf en worden abiotische variabelen op de meetlocatie gemeten of bepaald uit modellen.

2.1.1. Bodemdieren

De bodemdiersoorten aanwezig in de bovenste laag van het sediment die achterblijven op een zeef met een maaswijdte van 1 mm worden bemonsterd met een box-corer. Met een box-corer worden de, in het algemeen kleine, talrijke infaunasoorten bemonsterd die een grote fractie van de soortendiversiteit vertegenwoordigen, en waaronder zich vele vissenprooien bevinden. In het lab worden de soorten gedetermineerd en de aantallen en biomassa bepaald. Dit levert data over soortensamenstelling, diversiteit, verspreiding, dichtheid en biomassa. Deze data worden tevens aan perceel Vis aangeleverd voor verdere analyse van de relatie tussen de aanwezigheid van de vissen en van hun prooien.

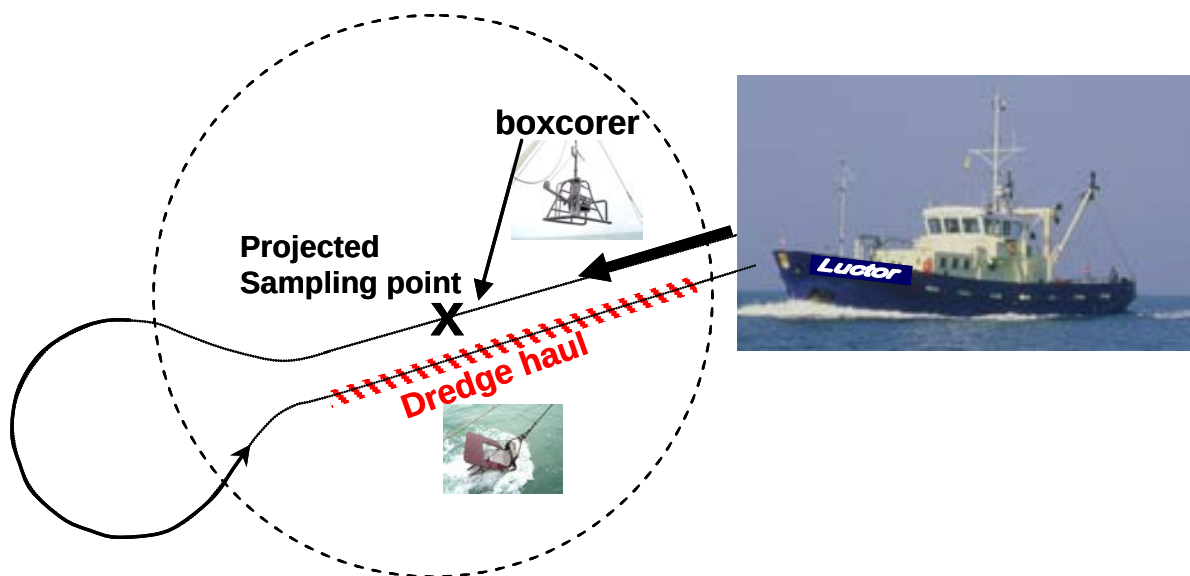
Bemonstering met de bodemschaaf richt zich op de epifauna en op specifieke informatie over schelpdieren, als voedsel voor zee-eenden, zoals dichtheid, biomassa, verspreiding en grootteklasse. De bodemschaaf levert ook data over verspreiding en aantallen zandspiering, een voedselbron voor sterns. De zandspiering leeft immers tussen actieve periodes van voedsel zoeken door veelal ingegraven in de zandbodem (Winslade 1974, Wright et al. 2000). De data van de zandspiering worden aan perceel Vis aangeleverd voor verdere analyse in het kader van aanwezigheid en hoeveelheid voedsel voor deze vogels. Vervolgens worden deze data samen met andere data van perceel Vis door perceel Vogels gebruikt.

2.1.2. Abiotische variabelen

Op iedere monsterlocatie worden tijdens de bemonstering met de box-corer ook enkele fysische kenmerken van de meetlocatie gemeten. Met een CTD worden diepte, watertemperatuur en saliniteit bepaald. Het doorzicht wordt bepaald met een Secchi-schijf. Van het sediment aanwezig in de box-corer wordt, op basis van een standaardlijst van sedimenttypering, een beschrijving vastgelegd in het monsterformulier (zoals 'slibbig fijn zand', 'middelfijn zand' of 'grof zand met schelpen', etc.; zie Prins & van der Kolff 2014). Daarnaast wordt ook een sedimentmonster uit de box-corer genomen voor analyse van de korrelgrootte d.m.v. een laser diffractie methode later in het laboratorium.

2.2. Meetmethoden

De bodemdieren werden op alle meetlocaties bemonsterd met een box-corer, een bodemschaaf en een CTD. Bemonsteringen gebeuren vanaf de Luctor, het onderzoeksschip van NIOZ, volgens het schema in Figuur 1.



Figuur 1. Bemonstering per meetlocatie met box-corer en bodemschaaf vanaf het onderzoeksschip "Luctor"

2.2.1. Box-corer

Veldwerk

Met behulp van een box-corer (Figuur 2) worden monsters met een oppervlak van ca. 0,078 m² en een diepte van 20 tot 30 cm van de bodem genomen. De inhoud wordt op het dek over een zeef met een maaswijdte van 1 mm gespoeld, en het residu gefixeerd in pH-geneutraliseerde formaline voor latere analyse in het laboratorium. Alle informatie m.b.t. de box-corer bemonstering zoals datum, tijd, monsternummer, steekdiepte, sediment beschrijving, aantal pogingen, aantal potten en overige opmerkingen worden vastgelegd in het monsterformulier. De bemonstering wordt uitgevoerd volgens de standaard methoden in gebruik bij de Monitor Taakgroep van het NIOZ (kwaliteitsmanagement NEN-ISO 9001:2008).



Figuur 2. Box-corer in staat van paraatheid voor de bemonstering

Determinatie en bepaling van dichtheid

De determinatie en het tellen van de soorten in de monsters vindt plaats in het laboratorium. Hier worden alle monsters gespoeld op een zeef met een maaswijdte van 0,5 mm en gekleurd met bengaals roze. Alle individuen worden gedetermineerd tot op soortniveau of het eerstvolgende hogere niveau waarop determinatie op basis van de aanwezige externe kenmerken mogelijk is.

In 2013 is, voor monsters met hoge dichtheden van sommige soorten waardoor de uitwerkingstijd ver boven een monster per persoon en per dag (conform offerte) zou komen, voor die soorten, gebruik gemaakt van deelmonsters met minimaal 30 individuen verkregen d.m.v. een "Motoda Plankton Sample splitter" (Motoda 1959). De overige soorten worden volledig in het hele monster uitgezocht.

Geen soortendeterminatie vindt plaats voor de soortgroepen Oligochaeta en de Nemertea omdat, voor deze groepen, het tot op soort brengen gebaseerd is op inwendige kenmerken. Ook de Actiniaria worden niet tot op soort gedetermineerd omdat voor de Actiniaria de externe kenmerken niet meer zichtbaar zijn na de fixatie met formaline. Zwaardscheden (*Ensis* sp.), kleiner dan 60 mm worden niet op soort gebracht omdat de daarvoor vereiste kenmerken nog onvoldoende ontwikkeld zijn. De genera *Mya* en *Lutraria* zijn niet op basis van morfologische kenmerken maar op basis van gegevens over voorkomen en verspreiding op soortnaam gebracht (*Mya arenaria*, *Lutraria lutraria*).

Voor elke soort is een minimale lengte gehanteerd waaronder de determinatie bij de genus ophoudt omdat die individuen (juvenielen) te klein zijn om tot een betrouwbare soortendeterminatie te komen. Het uitzoeken van de monsters gebeurt volgens dezelfde standaardprocedures als gebruikt voor de nulmeting.

Biomassabepaling

Directe meting van het asvrij drooggewicht en alternatieven: Bodemdieren biomassa wordt standaard uitgedrukt als asvrij drooggewicht (Engels: AFDW) en uiteindelijk omgerekend tot mg AFDW per m².

Voor deze bepaling worden dieren in porseleinen kroezen gedaan, minimaal 2 dagen gedroogd bij 80°C en nadien gedurende 2 uur verast bij 560-580°C. Het asvrij drooggewicht is het verschil (afname) tussen de gewichten gemeten voor en na het verassen.

Voor de meest accurate biomassabepaling zou ieder individu verast dienen te worden, dat zou echter een enorme toename van de verwerkingstijd tot gevolg hebben. Er is daarom een compromis gesloten waarbij de betrouwbaarheid van de bepaling gegarandeerd blijft maar de inzet niet buitensporig is.

Per soort zijn zoveel asvrij drooggewicht bepalingen uitgevoerd totdat een betrouwbare schatting van de biomassa kon worden uitgevoerd op basis van AFDW/lengte regressies (minimaal 45 metingen met 4 meetpunten per lengteklasse en een R² van minimaal 0.6) dan wel AFDW/natgewicht conversiefactoren (minimaal 10 meetpunten en St. dev. < 0.002). In bijlage 1 zijn de gebruikte regressies en conversies gegeven. Alle wegingen zijn uitgevoerd met een Sartorius analytische balans met een nauwkeurigheid van 0,1 mg. Bij het bepalen van het natgewicht zijn de organismen eerst op filtreerpapier drooggedept (1 tot 10 seconden, of langer voor grotere individuen) totdat het aan het lichaam hangende vocht door het papier is opgenomen.

Werkwijze bij gebruik van lengte-gewicht regressie: Bij schelp- en schaaldieren kan het asvrij drooggewicht bepaald worden met behulp van formules ($W = aL^b$) op basis van waarnemingen van het asvrij drooggewicht (W , mgAFDW) als functie van de lengte van de schaal of schelp (L , mm). Voor deze verassingen zijn de individuen van elke lengteklasse zo nodig samengevoegd in verschillende kroezen tot minimaal 25 mg natgewicht per kroes i.v.m. de nauwkeurigheid van de weging. Er wordt getracht (bij beschikbaarheid van voldoende materiaal) om vier wegingen per lengteklasse uit te voeren bij tien lengteklassen per soort.

Werkwijze bij gebruik van nat/drooggewicht conversiefactor: Bij de andere taxonomische groepen dan de schelp- en schaaldieren kan het asvrij drooggewicht berekend worden met behulp van conversiefactoren van natgewicht naar asvrij drooggewicht in plaats van met behulp van een lengte-gewichtregressie. Voor

het bepalen van conversiefactoren wordt getracht (bij aanwezigheid van voldoende materiaal) om tien metingen per soort uit te voeren met voor elke verassing, minimaal 500 mg natgewicht (i.v.m. de nauwkeurigheid van de weging).

Gebruik van eerder bepaalde factoren: Indien van een soort niet voldoende exemplaren voor een nauwkeurige bepaling (gewicht te gering t.o.v. van de nauwkeurigheid van de weegschaal) gevonden zijn, of wanneer de spreiding bij de lengte-gewichtregressie dan wel nat-droogconversiefactor te groot is, wordt gebruik gemaakt van eerder bepaalde relaties:

- Bij het toekennen van een lengte-gewichtregressie wordt zo veel mogelijk gebruik gemaakt van een regressie gebaseerd op metingen van hetzelfde gebied en seizoen.
- Bij het toekennen van een soortspecifieke conversiefactor van natgewicht naar drooggewicht is gebruik gemaakt van een voor dit doel uitgevoerde metingenreeks uit 1991. In deze lijst zijn vele kleine (lichte) soorten met een gelijke lichaamsbouw samengevoegd (Craeymeersch, 1993a).
- In uitzonderlijke gevallen waar de lengte noch het natgewicht correct bepaald kunnen worden wordt een geschat asvrij drooggewicht toegekend.

2.2.2. Bodemschaaf

Voor een goede beschrijving van de epifauna en lokale dichtheden van schelpdieren wordt op alle monsterlocaties ook een monster met de bodemschaaf genomen (Figuur 3). De schaar geeft t.o.v. de box-corer extra informatie over epifauna en minder abundante (en veelal grotere) infauna-soorten.

Veldwerk

De bodemschaaf viste over een afstand van ca. 150 m, met een mesbreedte van 0,1 m waarbij de bovenste 7 cm van het sediment bemonsterd werd. De kooi van de bodemschaaf was voorzien van gaas met een maaswijdte van 5 mm. Om er zeker van te zijn dat de bodemschaaf goed op de bodem blijft werd 3,5 maal de waterdiepte aan vislijn gevierd. De beviste afstand werd bepaald door een elektronische teller die verbonden was aan een meetwiel dat over de bodem ging. Deze elektronische teller telde het aantal omwentelingen van het wiel. Eén omwenteling van het wiel komt overeen met 1,5 meter.

De gebruikte schaar was vanaf 2009 dezelfde als gebruikt tijdens de nulmetingen. Wel was de configuratie op een aantal punten gewijzigd om een betere werking te krijgen. De plaat bedoeld voor het creëren van neerwaartse druk was vervangen door een extra gewicht van 280 kg, waardoor er een beter bodemcontact is. Verder was, om dezelfde reden, het voorste deel van de kooi niet meer scharnierend met het achterste deel.

Determinatie en biomassabepaling

De monsters genomen met de bodemschaaf werden gezeefd over een 5 mm zeef. Tijdens de nulmetingen werden, afhankelijk van de grootte van de vangst, alle levende organismen uit de totale vangst of uit een deelmonster gehaald. Doorgaans werden grote dieren/exemplaren en weinig voorkomende soorten uit de totale vangst gesorteerd, en werden de aantallen en biomassa van de overige dieren/exemplaren uit het deelmonster van 6 liter bepaald. Bij grote volumes werd een deelmonster van 11 liter genomen.

Vanaf 2009 werden alle levende organismen (behalve vissen¹, garnalen, wormen² en zeeklitten³) uit de gehele vangst gehaald. Enkel in geval van een monster met veel schelpkokerwormen, slangsterren of veel (niet uit te spoelen) klei werd eerst het gehele monster onderzocht op de minder abundante grotere soorten, en vervolgens een deel van het monster verder uitgezocht. Als soorten (invertebraten) in heel hoge aantallen voorkwamen, werd voor die soorten een deel verder bewerkt (bijv. nog een vierde of een achtste deel). Deze fractie bevatte minimaal 25 individuen van die soort. Indien bleek dat het subsample toch geen 25 individuen bevatte, werd voor de betreffende soort een nieuw, groter, subsample genomen. Vervolgens werden van zowel het monster of subsample de aantallen bepaald en de versgewichten gewogen op een zee-weegschaal van Marel M2000 series [weegvermogen: 0-300 gr (nauwkeurigheid 0.1 gr); 300-600 gr (0.2 gr); 600-1500 gr (0.5 gr)].

Kapotte exemplaren van schelpdieren werden meegenomen bij de bepaling van het aantal individuen indien a) het slot en vleesresten of b) enkel de sifons (bijv. mesheften, otterschelpen) aanwezig waren. Alle hele exemplaren van schelpdieren werden per soort samen gewogen (versgewicht, inclusief schelp). De kapotte beesten (incl. sifons) werden niet gewogen.

Aantallen van krabben, slangsterren en zeesterren worden bepaald aan de hand van respectievelijk het aantal carapaxen, het aantal schijven en het aantal armen (1 arm = 0.2 individuen). De kapotte exemplaren en delen worden ook gewogen.

De biomassa, als versgewicht, van kapotte dieren wordt bepaald aan de hand van het gemiddelde gewicht van hele dieren van dezelfde grootteklasse.

Vervolgens wordt via conversiefactoren het AFDW uit het versgewicht bepaald. Voor een aantal taxa werd (meestal) geen versgewicht bepaald. Voor deze soorten (*Lutraria*, *Pagurus*, *Diogenes*, *Mya*, *Mactra*, *Barnea*) werd het AFDW bepaald op basis van een individueel AFDW.

Verdeling in leeftijd en lengteklassen

Van enkele schelpdieren wordt (vanaf 2010 direct aan boord) de leeftijd en/of de individuele lengte bepaald met een digitale schuifmaat. Leeftijd wordt aan boord bepaald aan de hand van groeiringen. Kokkels (*Cerastoderma edule*) worden gesorteerd op leeftijd (0+, 1+, 2+, >2+ jaar). Nonnetjes (*Macoma balthica*) worden gesorteerd op afmeting (<5 mm, 5-10 mm, >10 mm). Strandschelpen (*Spisula subtruncata*) worden gesorteerd op leeftijd (0+, 1+, >1+ jaar). Mosselen (*Mytilus edulis*) worden op leeftijd (0+, >0+ jaar) en afmeting (< 45 mm, > 45 mm) gesorteerd. Van alle andere schelpdiersoorten wordt geen verdere verdeling in leeftijd of lengteklassen gemaakt.

¹ Voor dit project zijn vanaf 2009 ook de dichtheden en biomassa van zandspieringen bepaald; zie Tulp et al (2014) voor een analyse van voorkomen en dichtheid in relatie tot abiotische omstandigheden en visserij-inspanning.

² Er werd wel met plusjes een inschatting van de hoeveelheid gemaakt

³ Zeeklitten zijn veelal helemaal kapot en individuele exemplaren zijn niet meer te zien of te achterhalen. Er werd wel met plusjes een inschatting van de hoeveelheid gemaakt.



Figuur 3. De bodemschaaf tijdens het vieren naar de zeebodem

Bepaling bemonsterde oppervlakte

De met de bodemschaaf bemonsterde oppervlakte is afhankelijk van de breedte van de schaaf (10 cm) en de trek lengte. De werkelijke trek lengte werd als gemiddelde van de volgende twee berekeningen bepaald⁴:

- 1) Uitgaande van het aantal pulsen van de elektronische teller maal de omtrek van het wiel op de bodem ($= 1,5 \text{ m} \cdot \text{aantal pulsen}$) (*treklengte_wiel*).
- 2) Uitgaande van de positie van de GPS-antenne op het schip (DGPS) en de tijdstippen van start en einde van het vieren en halen van de bodemschaaf. De afgelegde route van het schip en de start- en eindtijdstippen van het vieren en halen zijn vastgelegd in het navigatieprogramma MaxSea. De afstand tussen de start en het einde van het vieren, het einde van het vieren en de start van het halen, en de start van het halen en het einde van het halen wordt handmatig vastgelegd in het navigatieprogramma.

De trek lengte (*bodemcontact dMS_dK_Cf*) wordt vervolgens bepaald als de optelsom van:

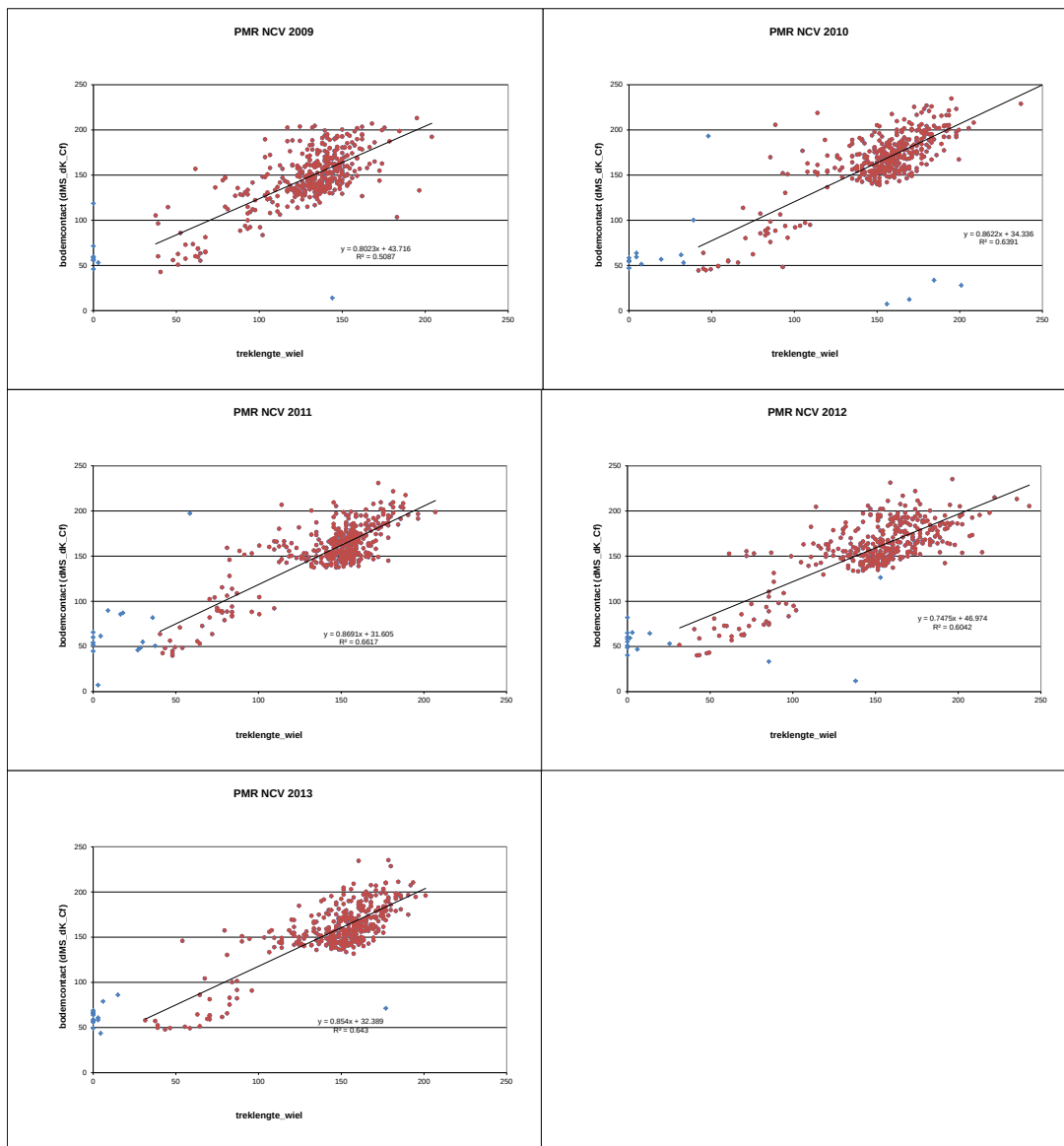
- De afgelegde weg tijdens het vieren, aannemende dat de schaaf gedurende 60% van de afgelegde weg tijdens het vieren op de bodem is;
- De afgelegde weg tijdens het halen, aannemende dat de schaaf gedurende 40% van de afgelegde weg tijdens het halen op de bodem is;
- De afgelegde weg tussen einde vieren en begin halen.

Het resultaat wordt nog gecorrigeerd voor het feit dat het effectieve bodemcontact van de bodemschaaf tijdens het trekken op de bodem niet 100% maar 79,4% bedraagt.

De correctiepercentages voor het bodemcontact zijn gebaseerd op bemonsteringen in de Nederlandse kustzone in opdracht van het Havenbedrijf Rotterdam waarbij de schaaf uitgerust was met een Aquadopp stroommeter (Craeymeersch & Escaravage 2014). Daardoor was het mogelijk om voor iedere trek de precieze momenten van bodemcontact te bepalen. De hier gebruikte correctiepercentages voor de afgelegde weg over de bodem zijn gemiddelde percentages van het daadwerkelijk gemeten bodemcontact tijdens deze bemonsteringen.

⁴ Tijdens nulmetingen enkel op basis van telwiel

Figuur 4 geeft de relatie tussen de trek lengte bepaald met beide methodieken. De reden voor het feit dat richtingscoëfficiënt en intercept van de regressie tussen beide methodieken afwijkt van respectievelijk 1 en 0, ligt ons inziens in het gebruik van gemiddelde percentages.

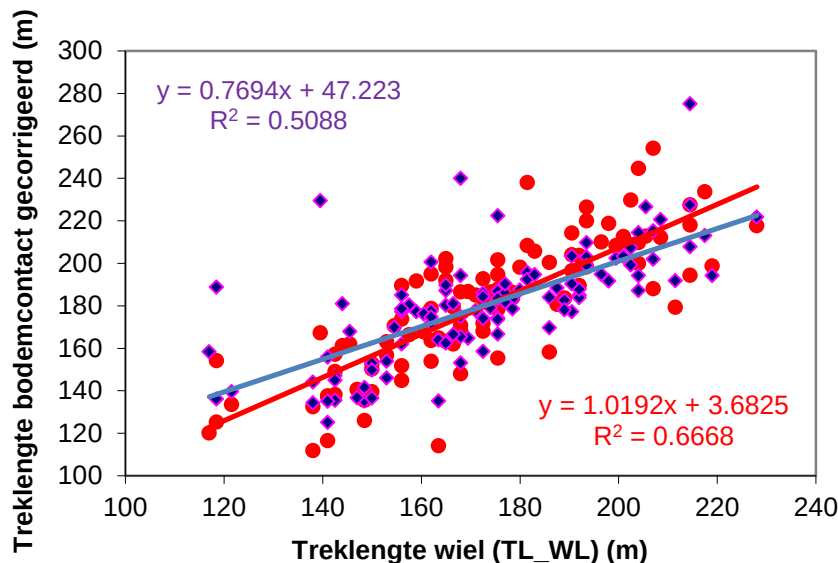


Figuur 4. Trek lengte van bodemcontact bepaald volgens berekeningswijze 2 (bodemcontact dMS_dk_Cf) en berekeningswijze 1 (trek lengte_wiel) (in blauw gemarkeerde punten zijn locaties waar het wiel niet goed functioneerde of waar MaxSea-gegevens onvolledig zijn; één locatie in 2009 met trek lengte_wiel van 447m is niet weergegeven; deze punten zijn niet meegenomen bij de regressie).

Eenzelfde verschil wordt namelijk gevonden bij gebruik van gemiddelde percentages op de data van de bemonsteringen in opdracht van het Havenbedrijf in 2010 (Craeymeersch & Escaravage 2010) (Figuur 5).

In alle campagnes functioneerde het wiel een aantal malen niet (in blauw gemarkeerd in Figuur 4). Een enkele keer blijkt het aantal omwentelingen te hoog, vaak te laag. Dat laatste was met name het geval bij de slibrijke bodem in het mondingsgebied van het Haringvliet, ten oosten van de Hinderplaat. In 2010 is een aantal maal de start van het vieren, het einde van het vieren, de start van het halen of het einde van het halen niet in het navigatieprogramma vastgelegd. Daardoor is de trek lengte op basis van de

DGPS van het schip enkel berekend over het wel vastgelegde traject, dus te kort. In al deze gevallen is de trek lengte bepaald aan de hand van de het aantal omwentelingen van het wiel.



Figuur 5. Trek lengte van effectief bodemcontact tegenover trek lengte bepaald op basis van het aantal wielomwentelingen tijdens metingen in opdracht van Havenbedrijf Rotterdam in 2009 (Craeymeersch & Escaravage 2010). Het effectief bodemcontact is bepaald op twee manieren: op basis van de Aquadopp-metingen per locatie (rood), en op basis van gemiddelde percentages van bodemcontact (blauw)

2.2.3. Sedimentmonster

Voor de analyse van de sedimentkarakteristieken zijn met een steekbuisje uit iedere box-corer drie deelmonsters van 1 cm doorsnede en 5 cm diep genomen en samengevoegd tot één sedimentmonster. Het monster is diepgevroren bewaard tot nadere analyse van de korrelgrootte d.m.v. laser diffractie uitgevoerd met een Malvern particle size analyzer. Voor deze meting worden de sedimentdeeltjes in suspensie gebracht en de optische eigenschappen daarvan (absorptie, refractie, diffractie) geanalyseerd op basis van hun interactie met (verstoring van) een laserstraal. Bij de interpretatie van die verstoringen zijn de sedimentdeeltjes beschouwd als sferische objecten. De berekening levert, voor elk gemeten deeltje, het volume van een bol met dezelfde optische eigenschappen voor gekalibreerde waarden van absorptie en refractie indexen. Voor de standaard datalevering zijn die berekende volumes geïntegreerd over de volgende standaard intervallen van doorsnede (als procent van het totale volume) voor slib en zand deeltjes:

- Slib: <2 µm, <8 µm, <16 µm, <32 µm, <50 µm, <63 µm
- Zand: 63 µm < Zeer Fijn Zand < 125 µm, 125 µm < Fijn Zand < 250 µm, 250 µm < Medium Zand < 500 µm en Grof Zand > 500 µm.

2.2.4. CTD

De temperatuur, waterdiepte en conductiviteit zijn gemeten met behulp van een CTD over de waterkolom vanaf ca. 20 cm onder het water oppervlak tot ca. 1 m boven de zeebodem, met elke 10 à 20 cm een meting als functie van de dalingsnelheid en de meetfrequentie (5 s⁻¹). De meetgegevens zijn opgeslagen in de datalogger van de CTD en worden via een laptop aan boord dagelijks gekopieerd op een USB memory-stick en vervolgens bij terugkeer in het lab op een netwerkschijf opgeslagen. Kopieën van de gegevens blijven op de laptop ende USB sticks tot het einde van de bemonsteringsperiode als

back-up. De data worden aan perceel Abiotiek aangeleverd voor gebruik bij validatie van modelberekeningen.

2.2.5. *Secchischijf*

De doorzichtmeting is uitgevoerd m.b.v. een Secchischijf. Het resultaat van deze meting, de gemiddelde diepte waarop de schijf uit zicht verdwijnt/weer zichtbaar wordt, is vastgelegd in het monsterformulier.

2.2.6. *Overige metagegevens*

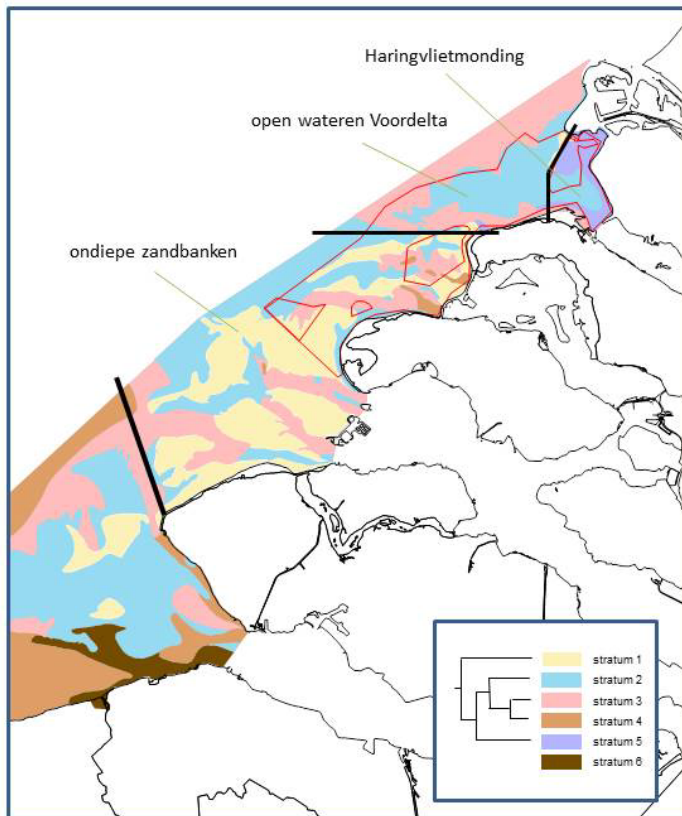
De waterdiepte, de coördinaten van de monsterlocatie en het tijdstip van bemonstering zijn vastgelegd in logboekformulieren door de gezagvoerder van het schip. De gemeten waterdiepte wordt later gecorrigeerd op basis van de waterhoogte gemeten op het tijdstip van bemonstering door de RWS meetpalen (<http://live.waterbase.nl/>) naar diepte t.o.v. NAP.

2.3. Bemonsteringsplan

Gebiedskeuze

De unieke ecologie in het gebied rondom de Maasvlakte maakt het moeilijk referentiegebieden te vinden. Zo heeft de Rijn een significante invloed op de ecologie in het noorden van het gebied en de Schelde in het zuiden van het gebied. Tussen de Oosterschelde en de Voordelta is, als gevolg van de Oosterscheldekering, de in- en uitstroom van water met 28% afgenomen (Nienhuis & Smaal 1994). Met de Grevelingen is er nog slechts een beperkte uitwisseling. In de gehele Voordelta zijn er verschillen in de topografie.

In de Voordelta kunnen op basis van gegevens van de infauna verzameld op 855 locaties een aantal gebieden onderscheiden worden met een andere soortensamenstelling (Craeymeersch et al. 1990). Gekoppeld aan omgevingsgradiënten (diepte en korrelgrootte, geografische locatie) leidt dit tot het onderscheiden van drie geomorfologische gebieden: Haringvlietmonding, open wateren Voordelta en ondiepe zandbanken (Figuur 6). Bij de opzet van het monitoringsprogramma is er daarom rekening gehouden met deze verschillen in habitat en bodemdiergemeenschappen.



Figuur 6. Gemeenschappen (strata) onderscheiden door Craeymeersch et al. (1990) en ligging van de drie geomorfologische gebieden (ondiepe zandbanken, open wateren Voordelta en Haringvlietmonding). Het bodembeschermingsgebied (inclusief rustgebieden) is in rood weergegeven.

Om de effecten van de beperking van de bodemberoerende visserij op de bodemfauna te bestuderen, zijn onderzoeksgebieden gekozen die binnen en buiten het bodembeschermingsgebied liggen. Het onderzoeksgebied bestaat uit het bodembeschermingsgebied en drie referentiegebieden.

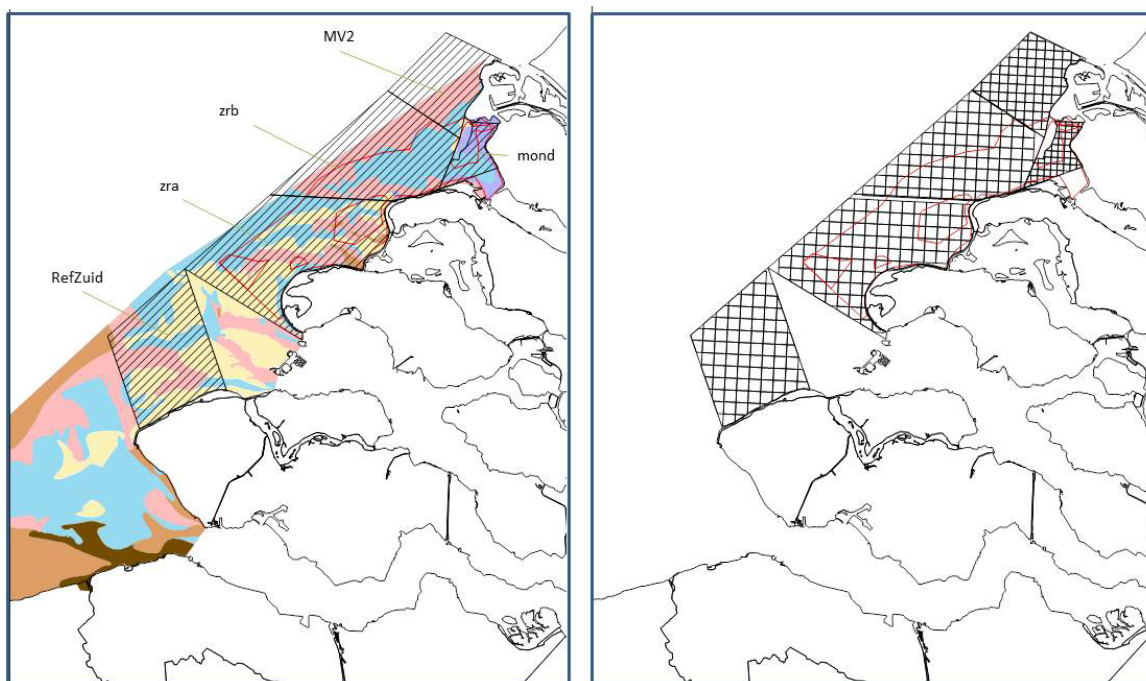
Bodembeschermingsgebied

In het bodembeschermingsgebied zijn de drie genoemde geomorfologische gebieden aanwezig: Haringvlietmonding (verder als BB_mond aangeduid), open wateren Voordelta (BB_zrb) en ondiepe zandbanken (BB_zra) (Figuur 6).

Referentiegebieden

Om na te gaan of de verbetering van de bodemfauna al dan niet het gevolg is van het weren van boomkorvisserij met wekkerketteringen door schepen met een motorvermogen groter dan 260 pk wordt de ontwikkeling in de bodemfauna ook gevolgd in drie referentiegebieden.

Bij de nulmetingen was de exacte ligging en omvang van het bodembeschermingsgebied nog niet bekend. Het zoekgebied voor het bodembeschermingsgebied was iets groter dan de uiteindelijke realisatie, en werd onderverdeeld in 3 studiegebieden, overeenkomstig de drie geomorfologische deelgebieden: de studiegebieden zra (ondiepe zandbanken), zrb (open wateren Voordelta) en mond (Haringvlietmonding) (Figuur 7).



Figuur 7. Bemonsteringsopzet tijdens de nulmetingen. Links: ligging van de vijf studiegebieden (zoekgebied voor bodembeschermingsgebied verdeeld volgens de geomorfologische eenheden - zra, zrb en mond – en referentiegebieden RefZuid en MV2). Rechts: Monstervakken binnen elk studiegebied. In ieder vak is één monsterlocatie gelegen.

Er zijn toen twee referentiegebieden geselecteerd, gelegen ten zuiden (RefZuid) en ten noorden van het zoekgebied. Deze laatste (MV2), in het noorden begrensd door de vaargeul naar de Rotterdamse haven, omvatte het landaanwinningsgebied en was bedoeld om de invloed van het nieuw aan te leggen gebied op zijn omgeving te volgen.

Het zuidelijke referentiegebied (RefZuid), gelegen ten noordwesten van Walcheren, diende als (onbeschermde) controlegebied voor de effecten in het bodembeschermingsgebied op de benthische macrofauna. Omdat het niet aan het bodembeschermingsgebied grenst, zou het niet beïnvloed worden door migratie vanuit het beschermde gebied en/of intensieve menselijke activiteiten die verwacht werden aan de grenzen van het bodembeschermingsgebied

De vijf studiegebieden werden verdeeld in 50 tot 100 vakken met een ongeveer gelijke oppervlakte, met een totaal van 402 vakken (Tabel 1). Doordat het noordelijke referentiegebied (MVII) en het mondingsgebied (BB_mond) kleiner zijn dan de overige gebieden is de oppervlakte van de vakken er kleiner.

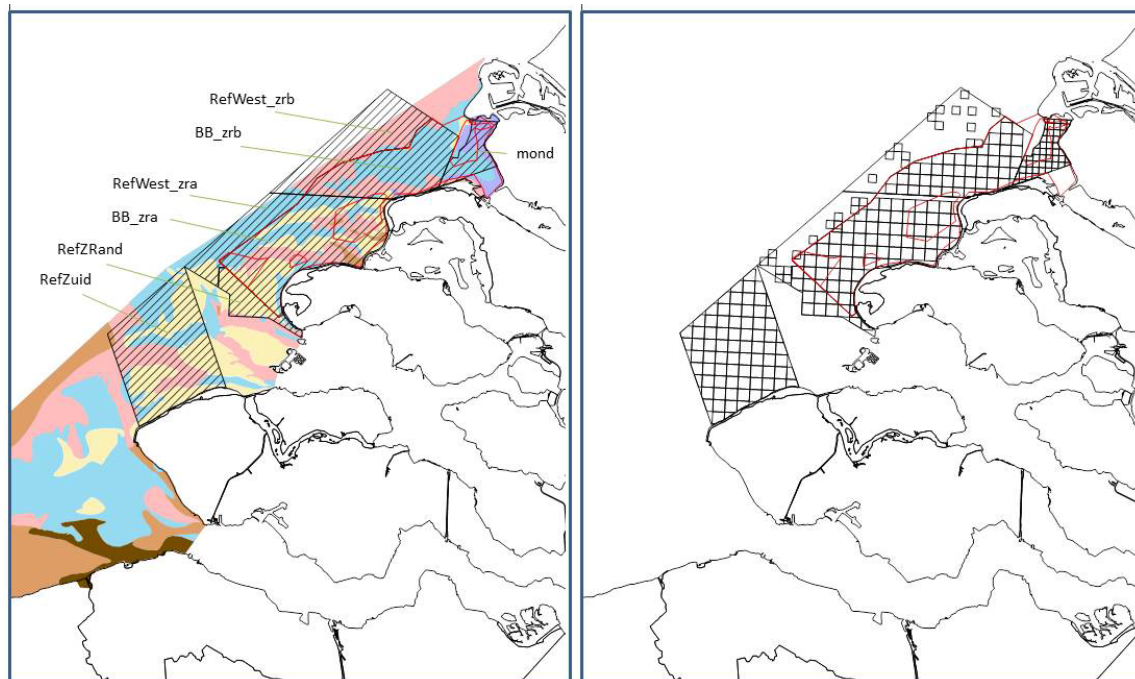
De monsterpunten gelegen in het zoekgebied maar buiten het bodembeschermingsgebied vormen uiteindelijk een derde en vierde referentiegebied, gelegen aan de west- en de zuidzijde van het bodembeschermingsgebied.

In 2007 is de bemonsteringsopzet aangepast. Het referentiegebied MV2 is op verzoek van opdrachtgever vervallen, wegens de aanleg van Maasvlakte 2.

In 2009 is de bemonsteringsopzet nogmaals aangepast (Figuur 8, Tabel 1). In het gebied ten westen van het bodembeschermingsgebied zijn 30 nieuwe vakken geselecteerd van 1 km² (RefWest). Het noordelijk deel van RefWest behoort tot de open wateren in de Voordelta (RefWest_zrb), het zuidelijke deel tot de ondiepe zandbanken (RefWest_zra). De vakken zijn gelegen in gebieden met een verschillende bodemdiersamenstelling (Craeymeersch et al 1990) en een verschillende visserij-intensiteit (periode

2001-2005), waarbij drie vormen van visserij (boomkorvisserij op platvis, bordenvisserij op rondvis en visserij op garnalen) werden onderscheiden (Rijnsdorp et al. 2006).

Voorts werd vanaf 2009 ook de zuidelijke rand van het zoekgebied verder bemonsterd, waardoor er ten zuiden van het bodembeschermingsgebied nog een extra referentiegebied (RefZRand) bijgekomen is. De locaties in dit gebied zijn gelijk aan de locaties in de nulmeting. Omdat ter hoogte van de Zeehondenplaat en Petroleumbol (buitendelta Oosterschelde) tijdens de nulmeting zwarte zee-eenden waargenomen zijn, zijn er 2 extra vakken toegevoegd. De referentiegebieden liggen nabij het bodembeschermingsgebied en voor alle referentiegebieden is er vanaf de nulmeting kennis van de bodemfauna.



Figuur 8. Bemonsteringsopzet vanaf 2009. Links: ligging van de studiegebieden. Rechts: Monstervakken binnen elk studiegebied. In ieder vak is één monsterlocatie gelegen, met uitzondering van de gebieden RefWest_zra en RefWestZ_zrb (5 bemonsteringslocaties per vak).

Meetlocaties

Tijdens de nulmetingen is binnen alle vakken willekeurig een monsterpunt bepaald. Tijdens de nulmeting zijn er in totaal 402 punten bemonsterd (Tabel 1), in de herfst van 2004 en 2005. Op ieder monsterpunt werden 2 monsters genomen, een met de box-corer en een met de bodemschaaf (Craeymeersch et al. 2005, Steenbergen & Escaravage 2006).

In 2007 is de bemonsteringsinzet in twee opzichten aangepast. Er is enkel bemonsterd met een box-corer en de 81 locaties gelegen in het voorgenomen aanleggebied van Maasvlakte 2, het noordelijk referentiegebied (MVII), zijn verplaatst naar het zuidelijk referentiegebied (RefZuid) (Escaravage et al. 2008). Op één locatie nabij de monding van de Oosterschelde kon geen monster genomen worden als gevolg van te hoge compactheid van het sediment, waardoor in totaal 401 i.p.v. 402 punten bemonsterd zijn.

Van 2009 t/m 2013 is de bemonsteringsopzet aangepast t.o.v. de nulmetingen. Alle locaties die bemonsterd zijn tijdens de nulmeting die zich in het bodembeschermingsgebied bevonden, werden herbemonsterd (studiegebieden BB_zra, BB_zrb, BB_mond) net als de monsters in het zuidelijk referentiegebied (RefZuid) en langs de zuidelijke rand van het bodembeschermingsgebied (RefZRand) inclusief de 2 extra monsterpunten op de Zeehondenplaat en de Petroleumbol. In het nieuwe

referentiegebied ten westen van het bodembeschermingsgebied (RefWest_zra en RefWest_zrb) zijn in de 30 gebieden van 1 km², 5 locaties per gebied bemonsterd (in totaal dus 150 locaties). In totaal werden dus 411 locaties vastgelegd (Tabel 1).

In 2009 en 2010 zijn alle 411 locaties bemonsterd. In 2011 konden vier locaties (281, 288, 289, 324) nabij de Hinderplaat (BB_mond) niet meer bemonsterd worden omdat deze te ondiep waren komen te liggen door de natuurlijke verplaatsing van de zandbanken in de monding van het Haringvliet. In 2012 en 2013 zijn weer 411 locaties gekozen, maar in beide jaren moesten voor een aantal stations opnieuw nieuwe posities gekozen worden.

Tabel 2 geeft een overzicht van de locaties die verplaatst zijn, of niet bemonsterd zijn.

Tabel 1. Monsterprogramma per deelgebied per jaar

Jaar en methode	Gebied	Geomorfologisch deelgebied	Aantal monsterpunten	Totaal per deelgebied	Totaal per jaar
2004 – 2005 - Nulmeting - Box-corer - Bodemschaaf	Zoekgebied bodem- beschermingsgebied	zra	99	243	402
		zrb	92		
		mond	52		
	Referentiegebied	RefZuid	78	159	
		MVII	81		
2007 - Nulmeting - Box-corer	Zoekgebied bodem- beschermingsgebied	zra	98	242	401
		zrb	92		
		mond	52		
	Referentiegebied	RefZuid	159	159	
		MVII	-		
2009 -2013 - T₁- t/m T₅ meting - Box-corer - Bodemschaaf	Bodem- beschermingsgebied	BB_zra	70	171	411
		BB_zrb	49		
		BB_mond	52		
	Referentiegebied	RefZuid	78	240	
		MVII	-		
		RefZRand	12		
		RefWest_zra	75		
		RefWest_zrb	75		

Tabel 2. Overzicht van locaties waarvan de gerealiseerde positie vrij veel (veelal > 200m) afweek van de geplande positie. Gegeven is: afstand tot de oorspronkelijk geplande positie, afstand tot de geplande positie, afstand tot de gerealiseerde positie in een van de voorgaande surveys, commentaar m.b.t. de beoogde positie, en oorspronkelijke en huidige noorderbreedte (LAT) en oosterlengte (LON).

oorspronkelijke planning			afstand ten opzichte van												commentaar	planning 2013															
locnr	LAT	LON	oorspronkelijke planning				2009				2010					2011				2012				2013							
			2009	2010	2011	2012	2013	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033
1	51.82982	3.90372	96	262	261	261	250	180	177	184	177	10	22	36	10	32	22	22	17	36	nieuwe positie vanaf 2010	51.83212	3.90453								
5	51.83902	3.754	85	21	5	229	26	67	88	278	62	25	229	6	5	232	229	231	27	66	oorspronkelijke positie behouden	51.83902	3.754								
13	51.83142	3.90906	259	146	140	212	212	144	159	123	123	15	66	66	15	73	66	0	67	26	nieuwe positie vanaf 2010	51.83273	3.90888								
17	51.8409	3.74675	37	18	8	202	10	52	45	206	34	13	190	18	8	201	202	193	9	8	oorspronkelijke positie behouden	51.8409	3.74675								
18	51.84787	3.78066	45	13	27	206	9	47	72	225	53	33	193	18	27	206	206	206	206	8	oorspronkelijke positie behouden	51.84787	3.78066								
94	51.6635	3.69514	468	15	34	23	217	473	473	449	461	19	23	232	34	20	23	227	217	217	oorspronkelijke positie behouden	51.6635	3.69514								
128	51.74141	3.75548	83	52	74	72	68	32	39	19	24	39	24	74	22	18	6	24	6	6	nieuwe positie vanaf 2009	51.74214	3.75574								
155	51.77073	3.85825	164	45	79	92	85	128	205	201	200	83	86	81	83	19	86	8	720	20	nieuwe positie vanaf 2010	51.77711	3.85798								
177	51.78027	3.78304	283	269	208	324	324	88	92	91	92	64	57	57	208	116	91	1	92	1	nieuwe positie vanaf 2009	51.78781	3.78707								
189	51.80468	3.80393	151	81	147	136	135	89	5	15	16	87	77	80	147	11	14	6	17	17	nieuwe positie vanaf 2009	51.80368	3.8054								
281	51.8633	3.97605	49	6		2242	2242	46			2210	2210	2244	2244			2242	4	4	4	nieuwe positie vanaf 2012	51.87423	3.98707								
282	51.86429	3.98993	87	30	24	1847	1826	57	78	1808	1788	24	1829	1808	24	1823	1847	21	21	21	nieuwe positie vanaf 2012	51.85862	4.015132								
283	51.86151	3.99774	339	251	335	330	357	89	27	49	52	84	84	110	335	22	49	27	52	52	nieuwe positie vanaf 2009	51.85856	3.98986								
284	51.86182	4.01557	12	28	11	2129	2098	38	8	2139	2108	39	2120	2089	11	2132	2129	32	32	32	nieuwe positie vanaf 2012	51.86024	4.046374								
288	51.86775	3.98128	38	284		2236	2252	257		2247	2264		2483	2500			2236	18	18	18	nieuwe positie vanaf 2012	51.88283	3.959838								
289	51.86821	3.99046	154	195		3148	3131	195		3131	3113		2961	2944			3148	18	18	18	nieuwe positie vanaf 2012	51.85538	4.031187								
290	51.86779	3.99872	39	54	8	3577	3594	47	43	3538	3555	62	3556	3574	8	3579	3577	21	21	21	nieuwe positie vanaf 2012	51.8547	4.046143								
300	51.88384	3.98818	341	659	668	679	810	469	490	490	495	625	30	28	159	30	14	28	134	158	nieuwe positie vanaf 2010	51.8864	4.06642								
301	51.88155	4.00043	202	735	776	766	768	534	575	566	566	60	43	34	60	17	43	18	34	34	nieuwe positie vanaf 2010	51.88094	4.01108								
302	51.88305	4.00739	77	92	200	191	200	87	124	116	125	187	184	188	200	13	12	12	1	1	nieuwe positie vanaf 2011	51.88375	4.01007								
304	51.89202	4.00556	98	124	242	239	242	28	150	149	152	122	121	124	242	12	239	3	242	242	oorspronkelijke positie behouden	51.89202	4.00556								
306	51.88965	4.0254	130	42	44	55	36	89	88	86	94	20	36	14	44	16	55	26	835	835	nieuwe positie vanaf 2012	51.88995	4.01028								
312	51.90809	4.01643	296	290	300	499	492	23	22	236	218	44	228	213	300	248	235	31	218	218	nieuwe positie vanaf 2009	51.90707	4.01907								
318	51.90366	4.02081	116	47	327	343	337	135	211	227	221	341	358	350	327	19	18	14	9	9	nieuwe positie vanaf 2011	51.9015	51.9015								
321	51.84374	3.95096	225	27	92	14	8	243	204	216	232	85	40	21	92	98	13	21	8	8	oorspronkelijke positie behouden	51.84374	3.95096								
324	51.86378	3.97259	3	17		1279	1282	21		1281	1284		1271	1274			1279	6	6	6	nieuwe positie vanaf 2012	51.85504	3.960543								
328	51.57002	3.455	44	149	149	7	144	184	184	74	181	0	20	18	0	1	7	27	18	18	nieuwe positie vanaf 2010	51.57136	3.45489								
334	51.58416	3.48635	21	217	288	14	313	224	305	17	320	82	14	96	298	5	15	3	18	18	nieuwe positie vanaf 2011	51.58374	3.4906								
342	51.59391	3.50049	21	31	28	214	18	40	47	234	18	25	202	48	28	187	215	229	18	18	oorspronkelijke positie behouden	51.59391	3.5049								
357	51.62317	3.44229	19	456	448	203	475	439	432	191	458	8	274	19	8	267	274	293	19	19	nieuwe positie vanaf 2010	51.62399	3.44874								
448	51.77492	3.627256	48	9	4	208	11	42	48	243	38	12	217	7	4	206	208	215	11	11	oorspronkelijke positie behouden	51.77492	3.627256								
450	51.77706	3.625727	59	7	12	226	24	57	65	232	64	8	219	18	12	215	226	202	24	24	oorspronkelijke positie behouden	51.77706	3.625727								
455	51.78103	3.640035	23	27	10	204	7	50	16	197	27	37	222	27	10	196	204	200	27	27	oorspronkelijke positie behouden	51.78103	3.640035								
457	51.77816	3.636935	60	19	34	246	45	60	53	239	64	18	264	63	34	272	247	202	45	45	oorspronkelijke positie behouden	51.77816	3.636935								
469	51.80528	3.67215	72	45	15	209	10	115	82	273	81	44	186	35	15	195	208	205	10	10	oorspronkelijke positie behouden	51.80528	3.67215								
470	51.80471	3.665318	38	24	17	212	30	31	52	247	61	29	218	54	17	195	212	205	30	30	oorspronkelijke positie behouden	51.80471	3.665318								
472	51.80237	3.671695	12	11	15	256	16	11	23	267	27	26	259	19	15	252	256	241	16	16	oorspronkelijke positie behouden	51.80237	3.671695								
477	51.80404	3.678655	27	8	9	289	19	19	34	266	18	16	282	14	9	298	289	284	18	18	oorspronkelijke positie behouden	51.80404	3.678655								
478	51.83237	3.695737	188	21	13	5	33	202	199	187	170	10	18	34	13	12	5	28	33	33	oorspronkelijke positie behouden	51.83237	3.695737								
495	51.85962	3.753303	53	27	19	201	13	64	49	228	59	45	175	14	19	219	201	187	13	13	oorspronkelijke positie behouden	51.85962	3.753303								

2.4. Samenvoegen box-corer en bodemschaaf

De boxcorer monsters, met een oppervlakte van 0.078 m² en een diepte van ca 20 cm, worden op een zeef met een maaswijdte van 1mm gezeefd. De bodemschaafmonsters hebben een groter oppervlak (ca 15 m²), maar steken minder diep (7-9 cm) en worden op een 5mm-zeef gespoeld. Deze karakteristieken hangen samen met de doelgroepen van de twee bemonsteringstuigen: de kleine, talrijke en dieper levende soorten voor de box-corer, de minder abundante in en op het bodemoppervlak levende grotere soorten voor de bodemschaaf. In de praktijk is de kwantitatieve waarneming van bodemdierenpopulaties belemmerd door lage dichtheden in de box-corer en door de minimale grootte die betrouwbaar wordt bemonsterd in de bodemschaaf.

Omdat de twee apparaten niet alle grootteklassen even efficiënt bemonsteren, zijn beide datasets samengevoegd om zo een beter beeld te krijgen van de totale biomassa, en van de populatieopbouw van een aantal soorten.

De soorten van de box-corer en bodemschaaf datasets zijn ingedeeld in drie hoofdcategorieën:

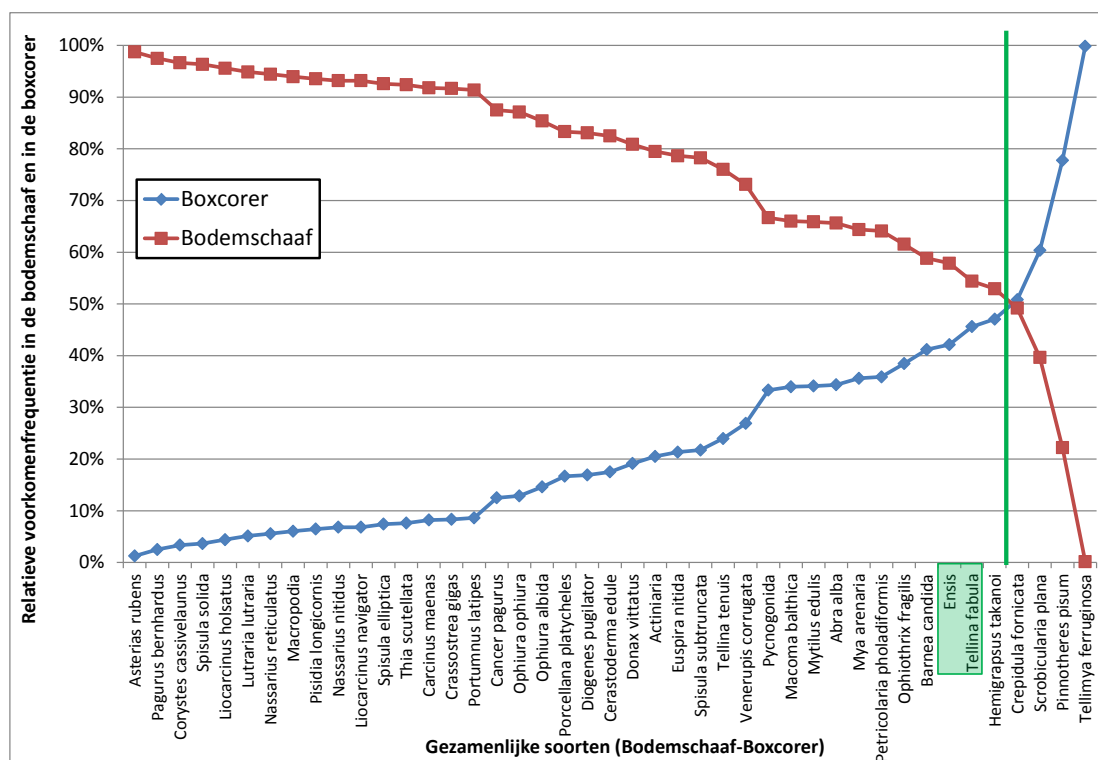
1. Soorten die enkel in de box-corer voorkomen.
2. Soorten die enkel in de bodemschaaf voorkomen.
3. Soorten die gevonden zijn in beide monstertuigen.

De soorten uit de eerste twee groepen kunnen probleemloos in een dataset ingevoerd worden. Voor de soorten die in beide monstertuigen gevonden zijn is er een onderscheid gemaakt tussen twee groepen:

- 3a. Voor soorten die efficiënter (i.v.m. lengte en/of dichtheid) waargenomen worden met de bodemschaaf of de box-corer wordt gebruik gemaakt van de gegevens van het meest efficiënt monstertuig (zie hieronder).
- 3b. Voor soorten die met beide tuigen efficiënt bemonsterd worden, en waar door uitsluiting van deze soort vele waarnemingen verloren zouden gaan, wordt een gemiddelde bepaald van de bodemschaaf en de box-corer waarnemingen.

Van de 440 onderscheiden taxa uit beide monstertuigen (2004-2013) komen respectievelijk 23 en 374 taxa uitsluitend in de bodemschaaf en in de box-corer voor. De overige 43 onderscheiden taxa komen in beide monstertuigen voor.

Voor de 43 'gezamenlijke' soorten is het relatief voorkomen in alle box-corer- en bodemschaafmonsters beschouwd als een maat voor de bemonsteringsefficiëntie van de twee monstertuigen (Figuur 9). Deze maat is gebruikt bij het selecteren van de soorten waarvoor exclusief gebruik wordt gemaakt van de bodemschaaf of van de box-corerwaarnemingen (inclusief nulwaarden). Een gedetailleerdere beschrijving van de werkwijze is weergegeven in Craeymeersch en Escaravage (2014).



Figuur 9. Relatieve voorkomen (% aanwezigheid in alle monsters) van de gezamenlijke soorten in de bodemschaaf en in de boxcorer. De soorten op de X-as zijn gesorteerd op afnemende bijdrage van de bodemschaaf. Aan de linker en rechter kant van de groene lijn, respectievelijk de bodemschaaf soorten en de boxcorer soorten (m.u.v. *Ensis* en *T. fabula*, waarvoor beide waarnemingen worden samengevoegd; zie tekst onder 2.4 voor details).

2.5. Analyses

2.5.1. Effect bodembeschermingsgebied

2.5.1.1. Indicatoren

De volgende indicatoren zijn per locatie berekend (op basis van de dataset waarin data van box-corer en bodemschaaf gecombineerd zijn)⁵:

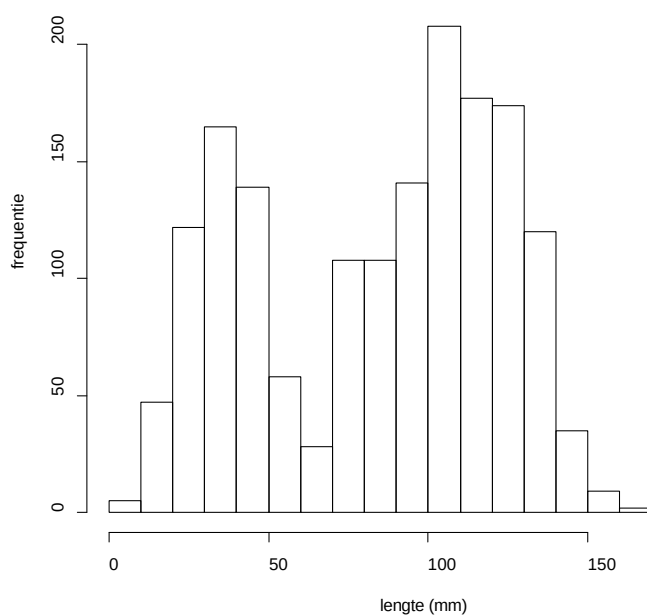
- Totale biomassa bodemdieren
- Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden
- Maximale lengte schelpdieren (in feite uitgedrukt als 95% percentiel)
- Aantal soorten
- Gemiddeld individueel gewicht
- Aandeel grote soorten (in feite 95% percentielen individueel gewicht)
- Productiviteit van K2-strategen (zie 2.5.2.1)

⁵ De hoofdvraag is of er een voldoende toename is van de biomassa van bodemdieren, en met name voor zover het gaat om voedsel voor typische vissen en zwarte zee-eenden. Uit eerdere analyses bleek dat de in de magen gevonden dieren allen op een hoger taxonniveau geïdentificeerd waren, en daardoor bijna alle bodemdieren als prooi aangemerkt konden worden, waardoor de totale biomassa aan prooien voor vis bijna gelijk is als de totale biomassa bodemdieren. Er zijn daarom geen afzonderlijke analyses voor deze indicator uitgevoerd.

De selectie van voedselprooien voor zwarte zee-eenden is gedaan zoals in eerdere jaarrapporten:

- Zwaardschedes (*Ensis*) met een schelpenlengte tussen 40 en 90 mm
- Halfgeknotte strandschelpen (*Spisula subtruncata*), nonnetjes (*Macoma balthica*), rechtsgestrepte platschelpen (*Tellina fabula*) en witte dunschalen (*Abra alba*) met een lengte tussen 15 en 35mm.

Op veel locaties komen enkel 0-jarige Amerikaanse zwaardschedes voor. De berekende maximale lengte op deze locaties is uiteraard niet de te realiseren maximale lengte. In een histogram van maximale lengte is deze piek van 0-jarige dieren duidelijk te zien (Figuur 10). We hebben daarom de monsterpunten met maximale lengte < 70 cm niet in de analyses van maximale lengte meegenomen.



Figuur 10. Frequentieverdeling van de maximale lengte van zwaardschedes.

2.5.1.2. Habitatanalyse

Habitattypering

Eventuele ruimtelijke en temporele verschillen in abiotische karakteristieken zullen een effect hebben op de aanwezige bodemfauna. Dit effect is wellicht zelfs groter dan het effect van het instellen van het bodembeschermingsgebied. We hebben daarom geanalyseerd welke abiotische omstandigheden significant gecorreleerd zijn met de geselecteerde indicatoren voor de beschrijving van de toestand van de bodemdiergemeenschappen.

Het habitat bij de metingen (2004-2011) is beschreven op basis van de volgende gemeten of berekende waarden per locatie: diepte t.o.v. NAP, mediane korrelgrootte (Sed_med), en enkele abiotische variabelen bepaald uit modelberekeningen (perceel Abiotiek):

- De bodemtemperatuur die in de voorafgaande winter 5 achtereenvolgende dagen onderschreden is (T5_winter)
- De gemiddelde saliniteit aan de bodem in de periode maart-mei (AvgSalSpring)

- De minimale saliniteit aan de bodem in de periode februari-juni (minimum van maandelijks 5-percentiel; MinSal)
- De standaarddeviatie (RMS) van de saliniteit per seizoen (VarSalSpring, enz.) als maat voor de schommelingen (lengte: maart-mei, zomer: juni-augustus, herfst: september-november, winter: december-februari)
- Aantal dagen dat saliniteit in de voorafgaande winter kleiner was dan 25 ppt (S25_Winter)
- De maximale stroomsnelheid (maximum van maandelijks 95-percentiel in de periode januari-december) (VelMax)
- De maximale bodemschuifspanning t.g.v. stroming (maximum van maandelijks 95-percentiel in de periode januari-december) (TauMaxVel)
- De maximale bodemschuifspanning t.g.v. golven (maximum van maandelijks 95-percentiel in de periode januari-december) (MaxTauGolf)
- De gemiddelde bodemschuifspanning t.g.v. golven (gemiddelde van maandelijks gemiddelde waarden in de periode januari-december; in 2004 vanaf juli).(AvgTauGolf)

Statistische analyse

Omdat de biotische data niet normaal verdeeld waren (gebaseerd op histogrammen en QQ-plots), zijn deze voorafgaand aan de modellering getransformeerd. Daarbij is die transformatie gekozen die resulteerde in een dichtst bij de gewenste normaalverdeling: $B^{0.15}$ voor de biomassa (B) (totaal en prooidieren voor zwarte zee-eenden), $\sqrt{S+1}$ voor aantal soorten (S), $\log(\text{indw})$ voor individueel gewicht (indw). Data van aandeel grote soorten en de maximale lengte werden niet getransformeerd.

De (getransformeerde) data werden geanalyseerd aan de hand van lineaire modellen, waarbij de biotische indicator gerelateerd is aan de abiotische variabelen. In het geval dat de resultaten van een 'gewoon' lineair model op heterogeniteit van de varianties wezen, is gecorrigeerd voor heteroskedasticiteit (heterogeniteit van de variantie) door het toelaten van een andere variantie-structuur per deelgebied (argument `weights=varIdent()` bij functie `gls()` van de bibliotheek `nlme` in R; Pinheiro, 2008). Dat bleek in alle gevallen tot een beter model te leiden. Verder is ook nagegaan of het model verbeterd kon worden door toe te laten dat de relatie per locatie anders is (random intercept plus slope model). Daarbij wordt voor iedere locatie en/of jaar een andere intercept berekend; dus, er wordt rekening gehouden met verschillen tussen locaties en/of jaren om zo – beter – te voldoen aan de assumptie van onafhankelijkheid van de data). Een random intercept model bleek altijd beter en daarom is voor alle analyses gebruikt gemaakt van modellen met zowel *fixed* factoren (die factoren waar we in geïnteresseerd zijn) als een of meerdere *random* factoren (factoren waar we niet in geïnteresseerd zijn maar die wel bijdragen aan de variatie, bijv. locatie), zogenaamde LME-modellen (*Linear Mixed Effects*) (ook bekend als *multilevel analysis*, *hierarchical linear models* en *repeated measures*). Ook is nagegaan of het model beter werd door ruimtelijke autocorrelatie per locatie of temporele autocorrelatie in te bouwen. Als maat van ruimtelijke autocorrelatie is Moran's I berekend, en er is getest in hoeverre de nulhypothese (geen ruimtelijke autocorrelatie) verworpen kon worden. Het voorkomen van temporele autocorrelatie is nagegaan met behulp van een autocorrelatiefunctie (ACF) van de residuen van een statistisch model met de biotische index als functie van de bemonsteringsdatum. Enkel wanneer dit zo was, zijn correlatiestructuren aan het model toegevoegd. Daarbij zijn modellen met verschillende ruimtelijke correlatiefuncties (sferisch, lineair, exponentieel, ...) vergeleken. Voor de temporele autocorrelatie is de een eerste-orde autoregressief (AR-1) model getest. Voor de validatie van de lineaire modellen is nagegaan of de residuen normaal verdeeld waren (via histogrammen en QQ-plots), of er geen patronen waren in een grafiek van residuen tegenover berekende waarden (nagaan van homogeniteit), en of er geen patronen waren in grafieken van residuen tegenover de gebruikte variabelen jaar en deelgebied (onafhankelijkheid van de residuen).

Op basis van het Akaike Information Criterion (AIC) is het eenvoudigste model (d.i. met minst aantal abiotische variabelen) van de variatie gekozen dat niet significant ($p > 0.05$) verschilde van een model met meer abiotische variabelen. Dit model wordt in de resultaten het 'beste' model genoemd.

We zijn tevens nagegaan of er nog een ruimtelijke patroon aanwezig was in de residuen, wat op een ontbrekende covariaat zou wijzen.

Data analyses zijn uitgevoerd met R (R Core Team 2013) en we hebben volgende bibliotheken gebruikt: nlme (Pinheiro et al. 2011), RODBC (Ripley & Lansley, 2012), scales (Wickham 2012), ggplot2 (Wickham 2009), gridExtra (Auguie 2012), pastecs (Ibanez et al. 2013), lattice (Sarkar 2008), stats (R Core Team 2013), gstat (Pebesma et al. 2009) en ape (Paradis et al. 2004).

De door de modellen verklaarde variantie is berekend volgens Nakagawa en Schielzeth (2013). Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen de variantie verklaard door *fixed factors* alleen ('marginal R^2 ') en variantie verklaard door zowel *fixed* als *random factors* ('conditional R^2 '). Het script is gedownload van: <http://islefche.wordpress.com/2013/03/13/r2-for-linear-mixed-effects-models/>.

2.5.1.3. BACI

Aansluitend bij de oorspronkelijke opzet (BACI) zijn de hierboven genoemde indicatoren in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor en na het instellen van het bodembeschermingsgebied vergeleken. Ook hierbij is gebruik gemaakt van LME-modellen (*Linear Mixed Effects*). De hoofdvraag is of de ontwikkeling tussen T0 en T1 in de twee gebieden verschillend is geweest. Statistisch kan dit onderzocht worden door de significantie van de interactie tussen gebied (referentiegebied en bodembeschermingsgebied) en tijdstip (voor of na het instellen van het bodembeschermingsgebied) te onderzoeken. Als de interactieterm significant is, kan dit wijzen op een effect van de maatregel. Overigens is de (impliciete) assumptie bij een BACI-opzet dat de verandering in het gemiddelde sprongsgewijs, groot en permanent is (Schwarz 2013).

Ten opzichte van de traditionele ANOVA-modellen zijn LME-modellen een geschikt alternatief (Lewis 1998, Snijders & Bosker 1999, Lai & Helser 2004, Zuur et al. 2009a, Schwarz 2013, Winter 2013), omdat:

1. deze modellen kunnen omgaan met ongebalanceerde data (bijv. als het aantal bemonsterde locaties over de tijd varieert) en ontbrekende data,
2. abiotische variabelen als verklarende variabelen kunnen worden toegevoegd,
3. het model zowel zogenaamde *fixed effects* (bijv. een behandeling als het instellen van het BBG) kan bevatten als *random effects* (rekening houdend met bijv. individuele verschillen tussen locaties in de relatie met fixed parameters. Simpel gezegd worden *fixed effects* veroorzaakt door factoren waar je in geïnteresseerd bent, en *random effects* door factoren die wel variantie veroorzaken maar waarin je niet geïnteresseerd bent),
4. er rekening gehouden kan worden met heterogeniteit van de variantie (heteroscedasticiteit) door toevoegen van een bepaalde variantiestructuur,
5. en er ook ruimtelijke en temporele correlatiestructuren kunnen worden toegevoegd.

In deze studie hebben we als variabelen voor de *fixed effects* naast de behandeling (REF en BBG), tijd (voor en na het instellen van het BBG) en de interactieterm tussen beide ook een aantal abiotische variabelen meegenomen. We hebben als abiotische variabelen deze genomen die in het habitatmodel significant bleken. Net als in het habitatmodel, is er gecorrigeerd voor heteroscedasticiteit door het toelaten van een andere variantiestructuur per deelgebied. Zowel locatie als jaar (nested in de tijd) zijn als random effects meegenomen, zoals aangeraden door Schwarz (2013). Tenslotte is getest of er sprake is van ruimtelijke en/of temporele autocorrelatie.

Indien de biotische en abiotische variabelen niet normaal verdeeld waren, zijn deze voorafgaand aan de modellering getransformeerd.

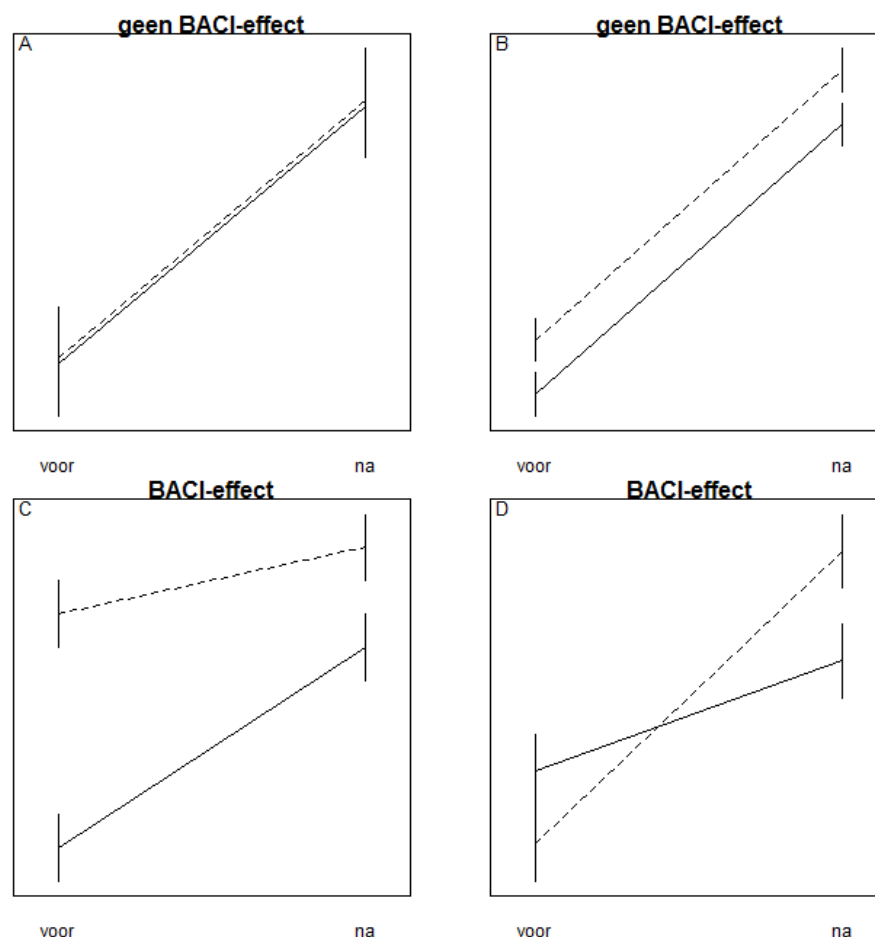
Voor de validatie van de lineaire modellen is nagegaan of de residuen normaal verdeeld waren (via histogrammen en QQ-plots), of er geen patronen waren in een grafiek van residuen in relatie tot berekende waarden (nagaan van homogeniteit), en of er geen patronen waren in grafieken van residuen in relatie tot de variabelen jaar en deelgebied (onafhankelijkheid van de residuen).

We hebben tevens nagegaan of er nog een ruimtelijke patroon aanwezig was in de residuen, wat op een ontbrekende covariaat zou wijzen.

Op basis van het Akaike Information Criterion (AIC) is het meest eenvoudige model (d.i. met minst aantal abiotische variabelen) van de variatie gekozen dat niet significant ($p > 0.05$) verschilde van een model met meer abiotische variabelen. Dit model wordt in de resultaten het 'beste' model genoemd.

Visueel kan de verandering die in een BACI-opzet getoetst wordt, eenvoudig weergegeven worden in een zogenaamd interactieplot: een grafiek met de 4 gemiddelde waarden (voor en na instellen van BBG in referentie- en bodembeschermingsgebied) en de bijhorende betrouwbaarheidsintervallen. De gemiddeldes van verschillende behandelingswijzen (REF en BBG) op de twee tijdstippen worden met een lijn verbonden. Bij een significante interactie zullen de lijnen niet parallel zijn (zie Figuur 11, C en D).

Data analyses zijn uitgevoerd met R (R Core Team 2013) en nlme bibliotheek (Pinheiro et al. 2011),



Figuur 11. Grafische weergave van mogelijke verschillen in ontwikkeling in de tijd (voor en na het instellen van het BBG) en BBG (bijv. stippellijn) en REF. De bovenste ontwikkelingen duiden niet op een effect van het instellen, de onderste twee wel.

2.5.1.4. Relatie met visserij-intensiteit

Ten tweede is nagegaan of toevoeging van visserijintensiteit als verklarende variabele tot een beter model leidde, in vergelijking met een model met alleen abiotische variabelen.

Dit is gedaan met de visserij-intensiteit van op platvis vissende eurokotters, met de visserij-intensiteit van op garnalen vissende eurokotters, en (als beide afzonderlijk significant) met beide als *fixed factors* naast de abiotische variabelen. Verder zijn dezelfde toevoegingen aan de error term gecheckt als bij de BACI-analyses (mbt hetroscedasticiteit, random effects, ruimtelijke en temporele autocorrelatie). Alleen zijn jaar en deelgebied niet als random factor meegenomen, omdat temporele en ruimtelijke verschillen in visserij-intensiteit hiermee zouden kunnen correleren. Het effect van visserij zou daardoor gemaskeerd kunnen worden, bijvoorbeeld als visserij vooral in referentiegebieden plaatsvindt kan het meenemen van een nominale variabele voor deelgebied ervoor zorgen dat visserij in het model niet significant is, met name als deelgebied een grotere verklarende waarde heeft dan visserij op zich.

Voor alle benthische indicatoren is de analyse uitgevoerd met visserij-intensiteiten in het voorafgaande jaar, op basis van alle data, op basis van selectie van de diepte van de locaties (>10m) omdat de visserij afhankelijk van het type ook vooral in een van deze strata gebeurt, en in deelgebied RefZuid omdat daar hoogste visserij-intensiteiten geregistreerd zijn.

De door de modellen verklaarde variantie is berekend volgens Nakagawa en Schielzeth (2013). Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen de variantie verklaard door *fixed factors* alleen ('marginal R^2 ') en variantie verklaard door zowel *fixed* als *random factors* ('conditional R^2 '). Het script is gedownload van : <http://jslefcbe.wordpress.com/2013/03/13/r2-for-linear-mixed-effects-models/>.

De visserij-intensiteit is per jaar geschat op basis van VMS-data en logboekgegevens. Deze zijn vanaf september 2003 per jaar (sept-aug) verwerkt tot visserij-intensiteitskaarten (ascii-gridbestanden met gridgrootte van 0.25 ha) voor de volgende twee visserij-types: (1) boomkorvisserij voor de euroklasse (260-300pk) en maaswijdtes 16-31 mm; (2) boomkorvisserij voor de euroklasse (260-300pk) en maaswijdtes 70-99 mm. De visserij-intensiteit is uitgedrukt als aantal maal bevist (som van de beviste oppervlakte / oppervlakte van de gridcel). Wegens de nog lagere visserij-intensiteiten van de bordenvisserij (zie perceel gebruik), in feite praktisch afwezig, is dit visserijtype niet in de analyses meegenomen.

Voor iedere bemonsterde locatie is de visserijintensiteit door eurokotters vissend op platvis (TBB_70-99_euro) en garnalenvissers (TBB_16-31_euro) in het voorafgaande jaar bepaald als de waarde van de gridcel waarin de locatie zich bevond⁶. De koppeling tussen de bemonsterde locaties en de visserij-intensiteitsdata is gelegd met behulp van de R-bibliotheek *maptools* (Bivand & Lewin-Koh 2014).

De bemonstering beslaat een lange periode, startend in september en lopend tot begin november, en per jaar in een andere volgorde. De visserij met boomkorren vindt vooral plaats in de periode april-augustus, de garnalenvisserij juist in de maanden september, oktober en november. Voor deze laatste is het dus onmogelijk om een periode van 12 maanden te kiezen die niet samenvalt met de bemonsteringsperiode. Het is dus mogelijk dat een locatie net bevist is, terwijl dat uit de visserijdata niet blijkt. Andere keuzes, zoals jan-dec van het jaar van bemonstering, had dan kunnen leiden tot locaties die bij bemonstering nog niet bevist waren, maar wel volgens de visserij-data. Voor de boomkorvisserij valt de meeste visserij voorafgaand aan de bemonstering in de gekozen periode voor bepaling van visserij-intensiteit. We hebben uiteindelijk pragmatisch gekozen voor eenzelfde periode voor de bepaling van de visserij-intensiteit (september – augustus).

⁶ VMS-data voor garnalenvisserij zijn compleet vanaf 2010. Om toch iets voor de hele tijdsserie te kunnen zeggen, zijn de pings die niet gekoppeld kunnen worden aan logboekdata verondersteld garnalenpunten te zijn.

2.5.2. Toetskader Habitat H1110

2.5.2.1. Analyse van bodemdieren-productie als parameter, in relatie tot natuurlijke en visserij-gerelateerde bodemberoering

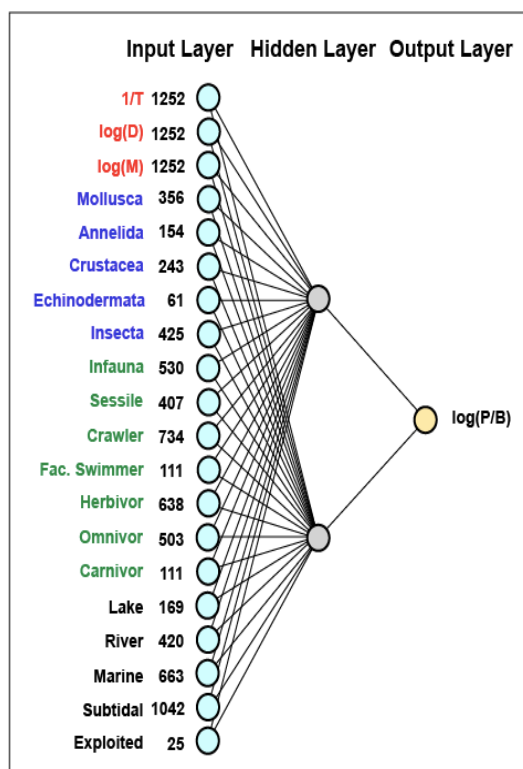
Schatting van de productie

Uitgangspunt in het onderzoek naar de natuurcompensatie is de veronderstelling dat, door het beperken van bodemberoerende activiteiten in het gebied een winst in biomassa van bodemfauna (voedsel voor vissen en vogels) van ca. 10% te bereiken is. Zoals o.a. door de auditcommissie opgemerkt in 2011 is biomassa een maat voor de toestand maar niet automatisch een maat voor het proces dat men eigenlijk zou willen beschrijven, namelijk de secundaire productie als voedselbron voor de hogere trofische niveaus.

Er zijn grofweg twee verschillende methodes om de (somatische) secundaire productie te berekenen, gebaseerd op ofwel het onderscheiden van cohorten - individuen op eenzelfde tijdstip geboren en onder identieke omstandigheden levend – of van grootteklassen. Maar deze analyses (per soort) vragen veel data (vaak maandelijks gegevens, per soort), en dus veel tijd en geld (<http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/navlog/index.html>). Daarom is door vele onderzoekers getracht om productie te berekenen via empirische modellen, relaties tussen populatiekenmerken (levensduur, gemiddelde biomassa), omgeving (diepte, temperatuur) of productiviteit (P/B, de verhouding van productie P en biomassa B).

Deze modellen moeten altijd met de nodige voorzichtigheid gebruikt worden, en zijn alleen 'gemiddeld' accuraat. Maar de fout is veel kleiner wanneer er niet gefocust wordt op een enkele populatie maar op meerdere of alle soorten (Brey 2001). Brey (2012) bracht een verbeterde versie van zijn model uit ('Productivity ANN01.xlsx') waar gebruik is gemaakt van een 'Artificial Neural Network' benadering i.p.v. de multi-lineaire oplossing die in de versie van 2001 gebruikt werd, en gebruikt is in Prins en van der Kolff (2014). Het model maakt voorspellingen voor de P/B ratio van populatie op basis van drie continue (temperatuur, waterdiepte en individuele biomassa in Joules) en 17 categorische variabelen m.b.t. de taxonomie (5), de levensstijl (7) en het biotoop (5).

Voor de conversie van het individuele gewicht van mg AFDW naar Joules en voor de ethologische typering is gebruik gemaakt van soort specifieke informatie beschikbaar gemaakt door T. Brey in 'Conversion04.xlsm'. Voor de PMR-NCV soorten die niet beschreven zijn in de lijst van Brey, zijn de ethologische eigenschappen en de J/mgAFDW conversie factoren afgeleid van hogere taxonomische niveaus.



Figuur 12.- Weergave van de continue (T = watertemperatuur, °C; D = diepte, m; M = individueel gewicht, J) en van de categorische variabelen gebruikt voor de berekening van de P/B ratio's d.m.v. de procedure geïmplementeerd in het rekenblad 'Productivity ANN01.xlsx' volgens Brey (2012)

Gevoeligheid voor verstoring

In voorgaande jaren hebben we gegevens uit de literatuur (Hiscock et al 2005, Marine Ecological Surveys Limited 2008, Gittenberg et al 2011) gebruikt om de gevoeligheid voor verstoring te scoren (Craeymeersch & Escaravage 2012). Er bleken echter veel verschillen te bestaan tussen deze lijsten. De waargenomen tegenstrijdigheden hadden vooral te maken met de tijdschaal waarop de gevoeligheid beschouwd is waarbij soorten verschillend reageren op incidentele dan wel chronische bodemberoering. Borics et al. (2013) benadrukken het verschil tussen verstoring en stress begrepen als de perceptie van externe triggers door de organismen. Of een dergelijke trigger tot verstoring dan wel stress leidt heeft vooral te maken met de frequentie van die gebeurtenis en met de hersteltijd die sterk afhankelijk is van de soorten die daar mee te maken hebben (gevolgen). Op basis van die inzichten zijn we tot de conclusie gekomen dat de oorspronkelijke datasets zonder aanvullende informatie niet bruikbaar waren voor de huidige vraagstelling.

Als alternatief op de toepassing van gevoeligheidsindices voor beroering werd het gebruik onderzocht van recente bevindingen van (en in samenwerking met) Olivier Beauchard (NIOZ-RE) met betrekking tot de toepassing van de Biological Traits Analysis (BTA) benadering in het kader van het project DEVOTES (Beauchard & Herman in prep).

Ecologische theorieën waar leef-modus in verband is gebracht met de ruimtelijke-temporele heterogeniteit van de omgeving werden ontwikkeld in de jaren 70 en 80 ("Habitat Templet Concept"; (Southwood 1977, Greenslade 1983, Southwood 1988). Deze benadering leidt tot de definitie van een typologie van leven strategieën in relatie tot de intensiteit en de frequentie van de veranderingen in de omgevingsfactoren. Bij voorbeeld, bodemdiersoorten met verschillende adaptieve eigenschappen zullen het voorbijgaan van een boomkor op verschillende manieren ervaren als functie van de diepte penetratie en van de frequentie, van lichte verstoring tot chronische stress.

De verwachting is dat ecologische indicatoren die afgeleid zijn van die biologische eigenschappen geschikt zijn voor het kwantificeren van de gevoeligheid/weerbaarheid van bodemdieren voor

bodemberoering en daardoor gebruikt kunnen worden in de voorspelling van de effecten van visserij op het zeebodemleven.

Op basis van een uitgebreide literatuur onderzoek (>200 referenties) uitgevoerd in het kader van het DEVOTES project (O. Beauchard, pers. com.) zijn 13 biologische eigenschappen m.b.t. de leef-modus, de voedselvergaring en de reproductie gedocumenteerd (Tabel 3) voor 172 bodemdier taxa waargenomen voor het MWTL-Noordzee project.

Tabel 3.- Biologische eigenschappen en bijbehorende klassen zoals bepaald en verzameld uit de literatuur door (Beauchard & Herman in prep).

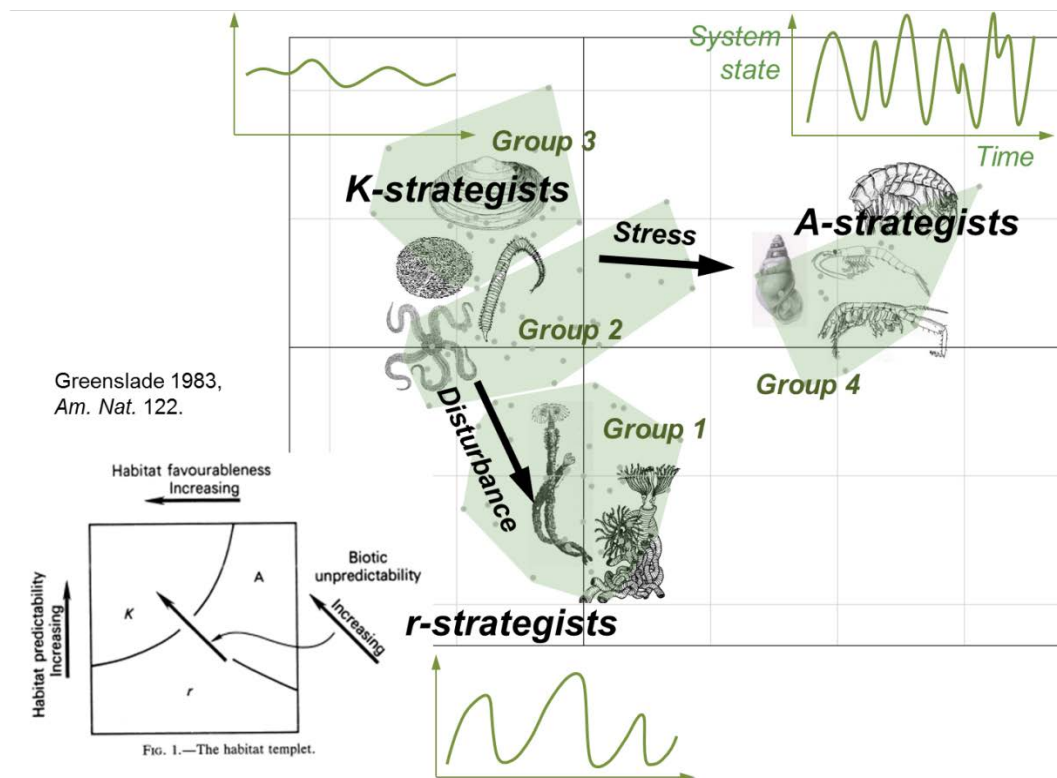
Trait	Modality
Living mode	Attached
	Tubicolous
	Crawler
	Crawler-Swimmer
Body size	<1cm
	1-3cm
	3-10cm
	10-20cm
	>20cm
Fragility	Robust
	Intermediate
	Fragile
Regeneration potential	No
	Yes
Burrowing depth	0cm
	0-5cm
	5-10cm
	10-15cm
	>15cm
Trophic status	Suspension feeder
	Suspension-deposit feeder
	Deposit feeder
	Omnivore
	Carnivore-scavenger
Longevity	<1year
	1-3years
	3-10years
	>10years

Trait	Modality
Maturity	<1year
	1-3years
	>3years
Annual fecundity	<100
	100-1000
	1000-10000
	10000-100000
Egg/Propagule Size	<100µm
	100-500µm
	500-1000µm
	>1000µm
Pelagic stage duration	Benthic
	<1month
	1-2months
Reproduction duration	>2months
	<3months
	>3months
"Reproductive efficiency" (ratio fecundity/age at maturity)	Continuous
	Very low
	Low
	High
	Very high

Door middel van een multivariate analyse op basis van die 13 biologische eigenschappen onderscheiden zich vier groepen van soorten als functie van de gevoeligheid van die soorten voor de intensiteit en de periodiciteit van de veranderingen in de omgevingsfactoren (Figuur 13).

Hoewel de gevoeligheid voor verstoring met onderscheid van intensiteit en frequentie geen deel uitmaakte van de geselecteerde biologische eigenschappen, komen de gradiënten waargenomen in de multivariate analyse goed overeen met de theoretische voorspellingen volgens het 'Habitat Templet' Concept.

K-strategen (groepen 2 en 3) zijn typerend voor een omgeving met weinig verandering (groot, langlevend, trage groei, late maturiteit). Langs de verticale as in Figuur 13 neemt de intensiteit in de variatie van de omgevingsfactoren toe met een verschuiving van soorten tussen groepen K2-, K1- en r-strategen. K2-strategen (groep 3) zijn daarbij meer gevoelig dan K1-strategen (groep 2). De r-strategen (kortlevend, vroege maturiteit) zijn wel afhankelijk van de periodes van luwte tussen de pieken van verstoring om zich in stand te houden. Bij een hoge frequentie van de verstoringen vinden we zeer tolerante soorten (klein, kortlevend, continu en massieve voortplanting), verzameld onder de noemer van A-strategen.



Figuur 13.- Weergave en interpretatie van de multivariate analyse uitgevoerd op basis van de 13 biologische eigenschappen Tabel 3 voor 172 bodemdieren taxa verzameld in het MWTL-Noordzee project (Beauchard & Herman in prep)

De verwachting is dat een toename in bevissingsintensiteit zou moeten leiden tot een verschuiving van K2- naar r- of A-gedomineerde bodemdiergemeenschappen.

Natuurlijke bodemberoering

Globaal hebben we voor het bepalen van de gevoeligheid voor natuurlijke verstoring, de methodiek van Diesing et al. (2013) en Aldridge et al. (2015) gevolgd. Daarbij wordt aangenomen dat de ribbels die onder invloed van getijstrooming en golven ontstaan, een maat is voor de natuurlijke bodemberoering. De auteurs stellen dat de verstoringdiepte van dit soort ribbels gelijk is aan de helft van de ribbelhoogte.

De berekeningen zijn gebaseerd op de beschikbare abiotische gegevens zoals die in de afgelopen jaren in de Voordelta zijn gemeten of berekend. Hierbij is uitgegaan van de tijdseries van bodemschuifspanningen (golven en strooming) en de golfparameters (u_{rms} en T_p) die elk uur beschikbaar zijn. De mediane korrelgrootte d_{50} van het sediment is afgeleid door van de gemeten mediane korrelgrootte over de verschillende jaren (2004 tot en met 2011) de mediaan te nemen. Behalve dichtbij de Haringvlietmonding betreft het overal zand (d_{50} tussen 62 en 2000 μm). Op basis hiervan is besloten alleen de ribbels die in een zandige omgeving ontstaan in beschouwing te nemen.

Per locatie is per tijdstap van een uur op basis van de omgevingscondities (rekening houdend met de condities waarin de formules geldig zijn) en de lokale d_{50} volgens de verschillende formules de evenwichtshoogte van de golf- en stroomribbels bepaald. Hierbij zijn de grenzen tussen de verschillende type ribbels in het classificatieschema van Van Rijn (1993) geschematiseerd om de nabewerking te vereenvoudigen (zie Bijlage 2). Op basis van deze evenwichtshoogtes is middels de exponentiële tijdsafhankelijkheid berekend hoe de ribbelhoogte zich in de tijd ontwikkelt.

Gezien de lange tijdschaal waarop megaribbels zich vormen hebben wij aangenomen dat deze nauwelijks bijdragen aan bodemverstoring voor het benthos. Van de drie overgebleven formuleringen van ribbelhoogte (O'Donoghue en Soulsby/Whitehouse voor golfribbels en Soulsby/Whitehouse voor stroomribbels; zie Bijlage 2)) is per tijdstap de maximale waarde van de genomen als maat voor de gecombineerde ribbelhoogte. Ribbels ontstaan niet instantaan, maar het duurt een tijd voordat die hoogte is bereikt. Voor beide is uitgegaan van een relaxatietijd⁷ van 1 uur.

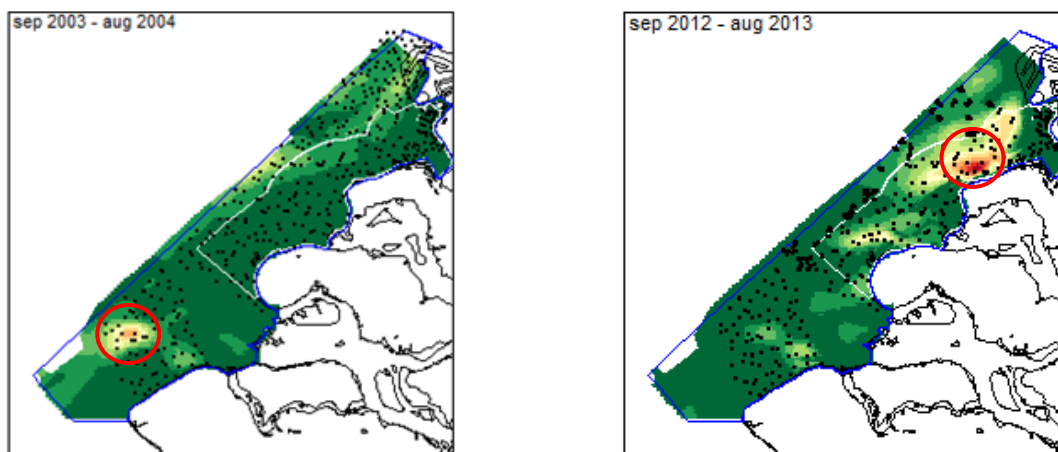
In de studie van Diesing et al (2013) worden de ribbelhoogtes vertaald naar verstoringsdiepten en de kans berekend dat deze meer is dan 1 of 4 cm. Zij kijken naar hoe vaak de verstoringsdiepte die grens overschrijdt, waarbij een dag waarop dat een dergelijk moment voorkomt, meteen als een hele dag telt. Door via een Monte-Carlo aanpak een aantal onzekerheden in modelparameters mee te nemen, kan dit vervolgens worden uitgedrukt in een kans dat deze grens meer dan 1, 10 of 17 dagen per jaar wordt overschreden.

In onze studie hebben we deze onzekerheid niet meegenomen, maar is het aantal keer per jaar dat de uurlijkse waarde van de gecombineerde ribbelhoogte gedeeld door 2 een kritische waarde overschrijdt gedeeld door 24, om zo uit te komen op een aantal dagen per jaar.

Visserij-gerelateerde bodemverstoring

Zoals blijkt uit de kaarten met de inspanning door de platvis- en garnaal-visserij in het studie gebied tussen 2004 en 2013 (Figuur 59, Figuur 61) is de visserijintensiteit met de boomkor al vanaf het begin van de huidige monitoring afgenomen in het studiegebied. Voor de garnaalvisserij is eerder een intensivering waargenomen tijdens de studieperiode. In de huidige deelstudie naar de response van de bodemdieren op de visserij gerelateerde bodembewerking is ervoor gekozen om de analyse te beperken tot die locaties met de maximale visserij (voor platvis- en garnaalvisserij) en locaties in vergelijkbare omgeving maar met veel lagere visserijintensiteit. De reden hiervoor is dat enig effect wellicht beter waarneembaar is op een kleine ruimtelijke schaal met grote verschillen in visserij-intensiteit dan bij analyse van alle data.

Voor elke type van visserij (garnaal en platvis) zijn 10 locaties (beviste locaties) geselecteerd met maximale visserij-intensiteit, voor de boomkorvisserij bij Walcheren in 2004 en voor de garnaalvisserij bij de kop van Goeree in 2013 (Figuur 14).



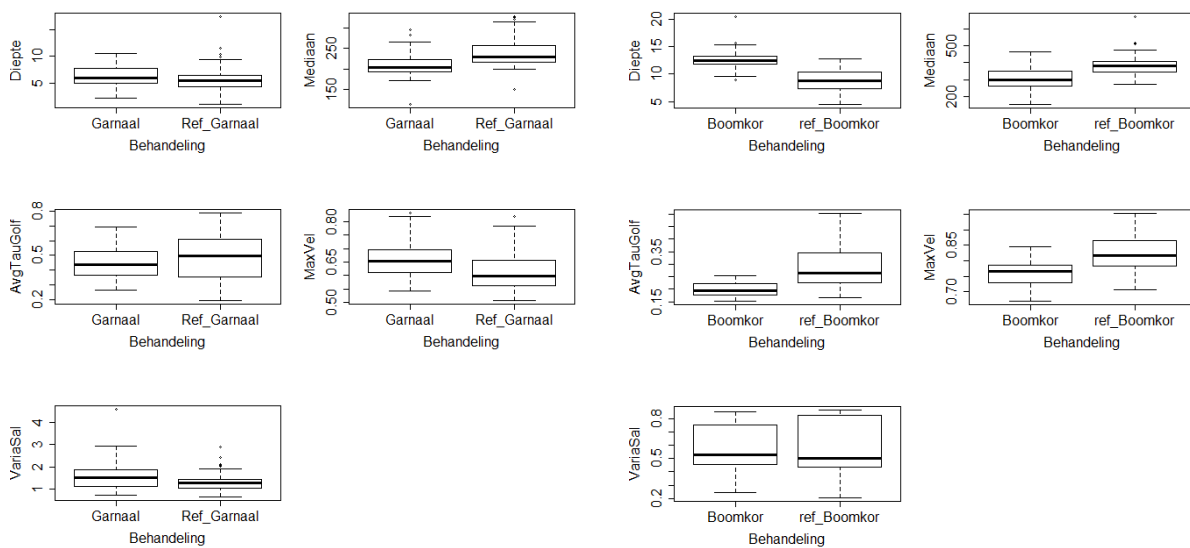
Figuur 14.-Visserij-intensiteit in het studie gebied voor de boomkorvisserij in 2003-2004 (links) en voor de garnaalvisserij in 2012-2013 (rechts) met het indicatie van de gebieden waar de 'boomkor' en 'garnaal' locaties zich bevinden.

⁷ De relaxatietijd is de tijd dat het duurt voordat de ribbels een hoogte van 37% van de evenwichtshoogte hebben bereikt

De locaties die als referentie dienen (ref_locaties) voor het visserijeffect op de bodemdieren zijn geselecteerd door middel van een clusteranalyse van de PCA scores van de PMR-monsterlocaties op basis van de omgevingsfactoren gebruikt voor de habitatmodellering (2.5.1.2), om zo te komen tot een keuze van referentielocaties die vergelijkbaar zijn in abiotische omstandigheden:

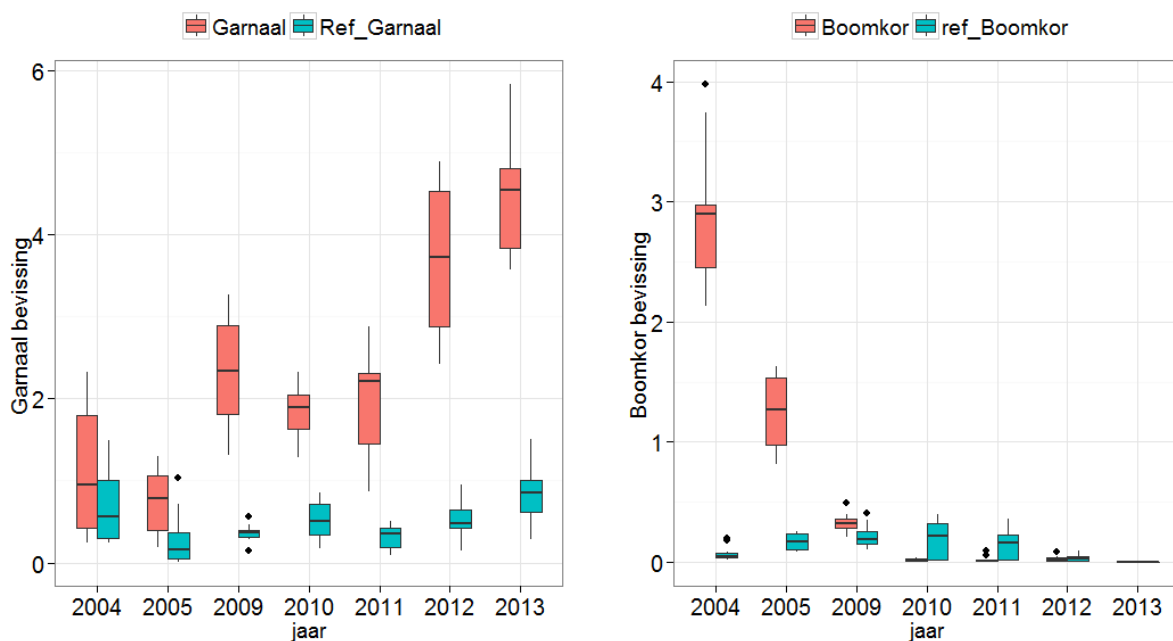
- *Waterdiepte (diepte_dm_NAP)*
- *Mediane korrelgrootte van het sediment (mediaan)*
- *Standaarddeviatie van de saliniteit in de zomer (VarSalSummer)*
- *Gemiddelde bodemschuifspanning ten gevolge van golven (AvgTauGolf)*
- *Maximale stroomsnelheid (MaxVel)*

De 'boomkor' en 'garnaal' locaties behoren tot verschillende clusters. Boomkor locaties zijn diep met een relatief grof sediment, weinig variatie in saliniteit, relatief hoge stroomsnelheden en lage golfintensiteit. Garnaal locaties bevinden zich minder diep dan de boomkor locaties, en het sediment is daar ook fijner, de golfintensiteit is hoger en de stroomsnelheid juist lager dan bij de boomkor locaties.



Figuur 15.-Omgevingsfactoren op de beviste (Boomkor, Garnaal) en referentie locaties (ref_Garnaal, ref_Boomkor) gebruikt voor de analyse naar het visserijeffect op de bodemdieren gemeenschap.

De afstand tussen de ref-locaties is niet groter dan 5 respectievelijk 10 km voor de boomkor- en garnaalvisserij. De abiotische omstandigheden bij de beviste en referentie locaties zijn weergegeven in Figuur 15.



Figuur 16.-Bevisingsintensiteit op de beviste en referentie locaties tussen 2004 en 2013. Links, gaarnalvisserij (Garnaal vs Ref_Garnaal); rechts, boomkorvisserij (Boomkor vs ref_Boomkor).

De bevisingsintensiteiten en de verandering over de tijd laten grote verschillen zien tussen de beviste en de referentielocaties voor zowel de garnaal en de boomkor opzet (Figuur 16).

De verwachting is dat verschillende bodemdiersoorten anders zullen reageren op de toename in garnaalvisserij en/of de afname in de boomkorvisserij afhankelijk van hun gevoeligheid voor de bodemberoering. In de huidige analyse de verschillen en veranderingen in bodemdiergemeenschappen met betrekking tot de verhoudingen tussen de r K A groepen geanalyseerd (zie 2.5.2.1 voor de definitie van de r K A groepen). We verwachten dat bij intensivering van visserij (garnaalvisserij) een verschuiving zal optreden van K2- en K1-strategen naar r- en A-strategen. Bij een vermindering van de intensiteit verwachten we het tegenovergestelde: een afname van r- en A-strategen, een toename van K2- en K1-strategen.

2.5.2.2. Analyse meerjarenreeksen benthos

Trendanalyse 1995-2014

De Noordzeekustzone en de Voordelta worden door IMARES jaarlijks in het voorjaar bemonsterd, als onderdeel van het programma Wettelijke Onderzoekstaken, in opdracht van het Ministerie van Economische Zaken. De survey ging van start in 1993. De eerste twee jaar werd alleen de Voordelta bemonsterd, vanaf 1995 de volledige kustzone. Het primaire doel van deze inventarisatie is een schatting te maken van de bestanden van de economische belangrijke soorten in de Nederlandse kustwateren en in het bijzonder in de gebieden die vallen onder Natura 2000: Noordzeekustzone, Voordelta, Vlake van de Raan en de monding van de Westerschelde. Dat zijn Amerikaanse zwaardschedes (*Ensis directus*), halfgeknotte strandschelpen (*Spisula subtruncata*) en kokkels (*Cerastoderma edule*). Maar de inventarisatie geeft ook een kwantitatief beeld over de verspreiding en dichtheid van een 25-tal andere bodemdieren (schelpdieren, kreeftachtigen en stekelhuidigen). De bemonstering gebeurt met hetzelfde type bodemschaaf als gebruikt tijdens PMR-NCV. In de Voordelta wordt bij waterdieptes kleiner dan 10 meter ook bemonsterd met een zuigkor. Beide monstertuigen bemonsteren de bovenste 7 cm van het sediment.

Met behulp van deze data hebben we trends in de Voordelta over een langere tijdperiode (1995-2014) onderzocht, en of die contrasteren zijn met andere gebieden in de kustzone. We hebben daarbij gefocust op voor bodemberoering gevoelige soorten (met name de 'slimme' indicatorsoorten genoemd in Wijnhoven et al. (2013)⁸: *Spisula subtruncata*, *Chamelea striatula*, *Lutraria lutraria*, *Pagurus bernhardus*, *Ophiura ophiura*)⁹, en op voedselprooien voor zwarte zee-eenden (*Ensis directus*, *Spisula subtruncata*, *Macoma balthica*, *Abra alba*). Omdat er slechts beperkt gegevens van de lengtes van de schelpdieren voorhanden waren, was het niet mogelijk de trendanalyses te beperken tot de dichtheden van de door zwarte zee-eenden gepredeerde lengteklassen. Tijdens de WOT-surveys worden niet alle verwante soorten op naam gebracht. Dat geldt o.a. voor de kleine en de gewone heremietkreeft (*Diogenes pugilator* en *Pagurus bernhardus*), de kleine en de gewone slangster (*Ophiura albida* en *Ophiura ophiura*) en de rechtsgestrepte en tere platschelp (*Tellina fabula* en *Tellina tenuis*). Het onderscheid van deze soorten is slechts gemaakt vanaf respectievelijk 2005, 2006 en 1996. De trendanalyses zijn uitgevoerd met behulp van *TrendSpotter* (Visser 2004a, b), als script geïntegreerd in het statistische pakket R. Het programma is recent gebruikt door Tulp et al. (2008), Meesters et al. (2009), De Mesel et al. (2012) en Wijnhoven et al. (2013), en ook gebruikt in het Compendium voor de Leefomgeving¹⁰. Het vereiste voor het eventueel kunnen berekenen van een trend is een tijdserie bestaande uit minimaal drie datapunten groter dan nul, maar trends zijn minder betrouwbaar als er slechts weinig datapunten (minder dan 15) zijn. Input is de (niet getransformeerde) gemiddelde waarde per tijdseenheid (hier de gemiddelde dichtheid per ICES-kwadrant omdat visserijtrends op deze schaal beschikbaar zijn, zie verder). Trendspotter beschikt over drie verschillende structurele tijdreeksmodeltypen. In dit rapport is gekozen voor het 'Doubly Differenced' trendmodel, ook wel het Integrated Random Walk model genoemd.

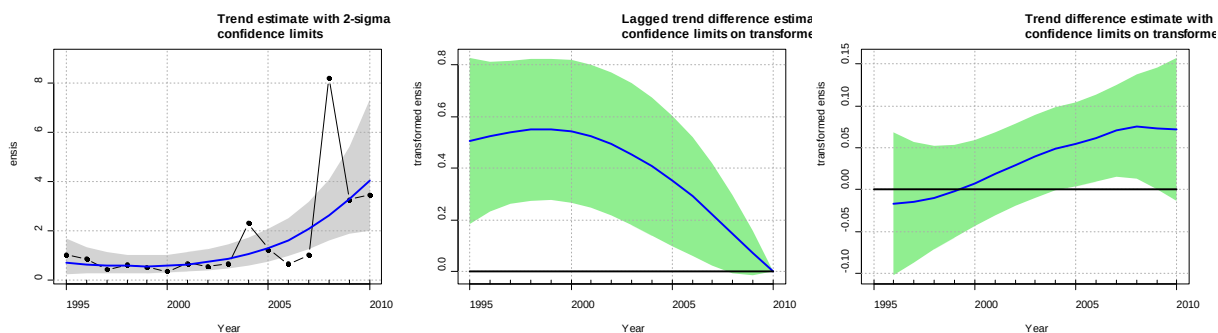
De berekende trends, per indicator en per gebied, kunnen grafisch worden weergegeven in drie figuren (zie Figuur 17) die als volgt dienen te worden geïnterpreteerd:

- In de eerste figuur (a) worden de data als gemiddelde per jaar weergegeven als zwarte bollen. De berekende trend is weergegeven als een blauwe vloeiende lijn en het 95%-betrouwbaarheidsinterval als een grijze band om deze lijn. De interpretatie van de betrouwbaarheidsintervallen is dat per tijdstap de werkelijke trendwaarde met 95% zekerheid tussen de bijbehorende onder- en bovengrens ligt. Ze betekenen dus niet dat alle meetpunten met 95% zekerheid binnen het grijze vlak zullen liggen.
- De tweede figuur (b) toont het verschil tussen het laatste jaar van meten en ieder van de voorafgaande jaren hetgeen de afgeleide van grafiek (a) is. De afgeleide is in feite de richtingscoëfficiënt en geeft de mate van verandering (stijging of daling) van de trend weer. Naast de richtingscoëfficiënt van de trend wordt ook het betrouwbaarheidsinterval getoond als groen vlak. Wanneer de laatste waarneming - dit is de nullijn in grafiek (b) - binnen het betrouwbaarheidsinterval valt, is er geen sprake van een significante verandering.
- De derde figuur (c) toont het verschil tussen ieder opvolgend jaar (hetgeen altijd constant is wanneer er gebruik wordt gemaakt van een lineaire trend). In feite kan aan de hand van grafiek (b) altijd worden afgelezen of er sprake is van een significante trend. Bij dalende trends zal in grafiek (b) de lijn met het confidentie interval onder nul liggen (en naar de nullijn toe gaan).

⁸ Wijnhoven et al (2013), bijlage 1: Potentiele 'slimme' soorten.

⁹ De overige soorten worden ofwel niet kwantitatief bemonsterd met de bodemschaaf (*Lanice conchilega*, *Echinocardium cordatum*) of zijn maar een enkele keer aangetroffen (*Buccinum undatum*)

¹⁰ <http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/>.



Figuur 17. Voorbeeld grafieken TrendSpotter resultaten (De Mesel et al 2012); a) Trend met 95% betrouwbaarheidsinterval op basis van de jaargemiddelden; b) Verschilgrafiek van laatste jaar van metingen ten opzichte van voorgaande jaren op basis van de trend; c) Verschilgrafiek tussen de opeenvolgende jaren.

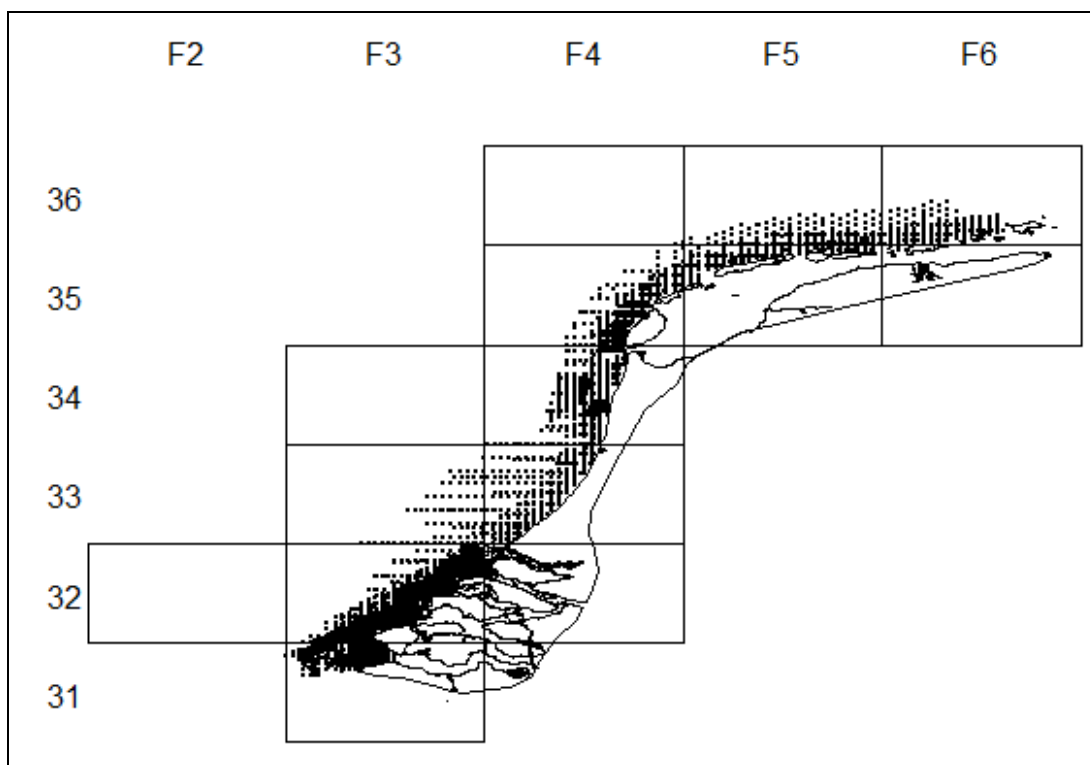
Omdat er in 2014 in kader van PMR-NCV geen bemonstering is uitgevoerd, en om toch een vinger aan de pols te houden wat betreft zaken als broedval, is bij deze analyses ook specifiek gekeken naar de situatie in 2014: zetten trends in eerdere jaren zich voort, is situatie in 2014 anders dan voorheen?

Relatie met trends in visserij?

Daarnaast is, op het oog, nagegaan of deze trends correleren met veranderingen in de intensiteit van boomkorvisserij door eurokotters. De historische visserij-intensiteit is bepaald aan de hand van individuele logboekgegevens uit VIRIS (Visserij Registratie en Informatie Systeem) voor de jaren 1994-2004 en uit Visstat (IMARES database met visserijgegevens) voor de jaren 1998-2013 (Verver 2015). De visserijinspanning van VIRIS en Visstat is uitgedrukt als zeedagen per jaar. De berekeningen zijn uitgevoerd voor volgende ICES kwadranten voor de Nederlandse kust: 32F3, 33F4, 34F4, 35F4, 36F5 en 36F6 (Fig. 18). Uit VMS-gegevens voor de jaren 2005 t/m 2009 blijkt dat in de drie zuidelijkste kwadranten het grootste gedeelte van de inspanning door eurokotters binnen de 12-mijlszone valt, voor de drie noordelijkste is dat niet ieder jaar het geval (Tabel 4).

Tabel 4. Gedeelte van de inspanning door eurokotters in een ICES-kwadrant binnen de 12-mijlszone, op basis van het voorkomen van een ping van vissende eurokotters (VMS-gegevens).

Jaar	kwadrant					
	32F3	33F4	34F4	35F4	36F5	36F6
2005	96	96	89	39	80	82
2006	95	81	90	21	23	
2007	88	100	94	35	14	
2008	85	100	100	12	39	100
2009	79	98	95	18	83	33



Figuur 18. Ligging van monsterpunten WOT-survey en ICES-kwadranten.

Vergelijking trends in dataset WOT en PMR-NCV

De trends in de dataset PMR-NCV zijn vergeleken met de trends in de WOT-dataset. Dat is gedaan voor dezelfde soorten als hierboven genoemd: indicatorsoorten en voedselprooien voor zwarte zee-eenden. Voor alle soorten, op Amerikaanse zwaardschedes na, gaat het om soorten waarvan de dichtheid bepaald wordt aan de hand van de monsters genomen met de bodemschaaf (zie 2.4).

3. Resultaten

3.1. Korte beschrijving gegevens 2004-2013

In dit hoofdstuk wordt een overzicht van de tot nu toe verkregen benthosgegevens in het kader van het PMR project in de jaren 2004 tot en met 2013 gepresenteerd. De benthosgegevens zijn afkomstig van de najaarsbemonsteringen uitgevoerd m.b.v. een boxcorer en een bodemschaaf (zie hoofdstuk 2.2). De boxcorer- en bodemschaafgegevens worden apart beschreven.

3.1.1. Box-corermonsters

Taxonomische samenstelling (Box-corer)

In totaal is er onderscheid gemaakt tussen 291 verschillende organismen waarvan 263 tot op soortenniveau en de overige 28 op een hogere taxonomische niveau geïdentificeerd op basis van hun morfologie volgens de huidige taxonomische stelsel ondersteund door WoRMS (<http://www.marinespecies.org/>). De meeste (ca 90%) soorten horen bij de vier taxonomische groepen Polychaeta, Crustacea, Bivalvia en Gastropoda (Tabel 5).

Tabel 5. Aantal onderscheiden soorten per taxon gevonden tijdens de bemonsteringen van 2004 tot en met 2013 (data box-corer)

Taxonomische Klasse	Aantal onderscheiden soorten
Polychaeta	123
Crustacea	98
Bivalvia	27
Gastropoda	11
Pycnogonida	10
Ophiuroidea	4
Maxillopoda	3
Asteroidea	2
Overige groepen	14

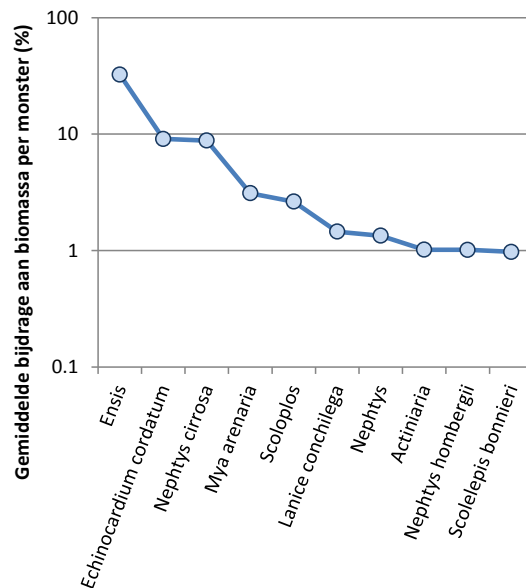
Dominante soorten (box-corer)

De samenvoeging van de lijsten van de eerste 10 soorten binnen elk deelgebied (referentiegebieden en bodembeschermingsgebied opgesplitst naar geomorfologisch deelgebied) op basis van hun gemiddelde biomassa levert een lijst op van 68 dominante soorten voor het hele studiegebied (Tabel 6).

Tabel 6. Lijst van de 68 dominante soorten gevonden tijdens de bemonsteringen van 2004 t/m 2013 na selectie van de 10 eerste soorten binnen elk gebied op basis van hun gemiddelde biomassa (data box-corer)

Taxonomische groep	Soortennaam
Polychaeta	Alitta virens
	Arenicola
	Arenicola defodiens
	Arenicola marina
	Eunereis longissima
	Hediste diversicolor
	Heteromastus filiformis
	Lagis koreni
	Lanice
	Lanice conchilega
	Magelona johnstoni
	Magelona papillicornis
	Marenzelleria
	Marenzelleria viridis
	Nephtys
	Nephtys caeca
	Nephtys cirrosa
	Nephtys hombergii
	Nephtys longosetosa
	Nereis
	Notomastus
	Notomastus latericeus
	Owenia fusiformis
	Phyllodoce
	Phyllodoce groenlandica
	Phyllodoce mucosa
	Scolecopsis bonnierii
	Scoloplos
	Spio martinensis
	Spiofanus bombyx
Bivalvia	Abra alba
	Barnea candida
	Bivalvia
	Cerastoderma edule
	Crassostrea
	Donax vittatus
	Ensis
	Ensis directus
	Lutraria lutraria
	Macoma balthica
	Mya
	Mya arenaria
	Mytilus edulis
	Petricolaria pholadiformis
	Scrobicularia plana
	Spisula elliptica
	Spisula subtruncata
	Tellina fabula
Crustacea	Venerupis
	Venerupis corrugata
	Carcinus maenas
	Crangon crangon
	Diogenes pugilator
	Liocarcinus holsatus
	Liocarcinus navigator

Taxonomische groep	Soortennaam
Crustacea (vervolg)	Pestarella tyrrhena
	Portumnus latipes
	Thia scutellata
Gastropoda	Nassarius nitidus
	Nassarius reticulatus
Echinoidea	Echinocardium
	Echinocardium cordatum
	Echinoidea
Ophiuroidea	Ophiura albida
	Ophiura ophiura
Asteroidea	Asterias rubens
Anthozoa	Actinaria
Nemertea	Nemertea

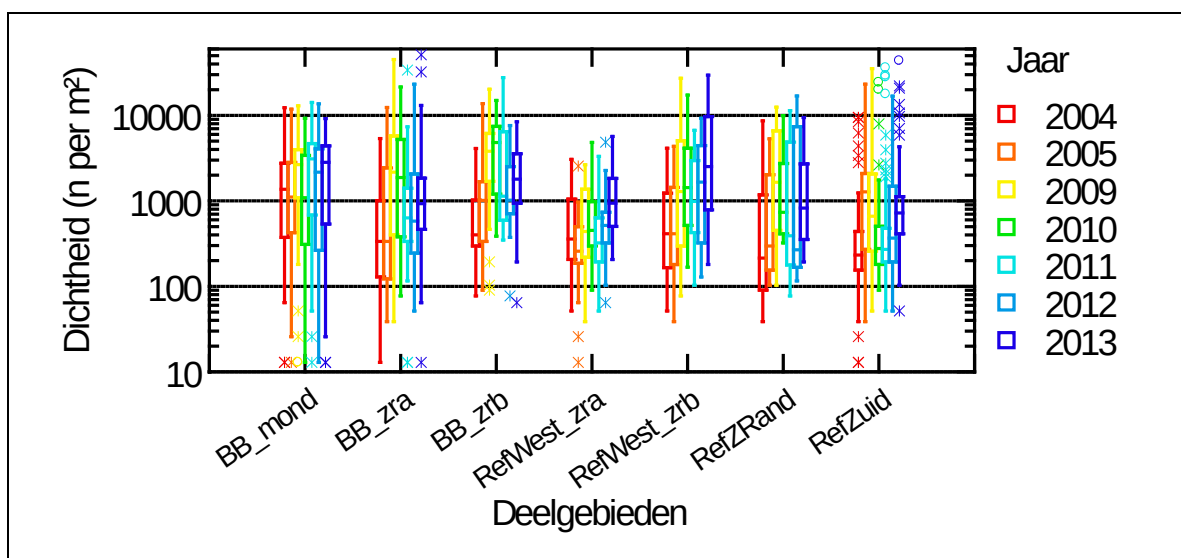


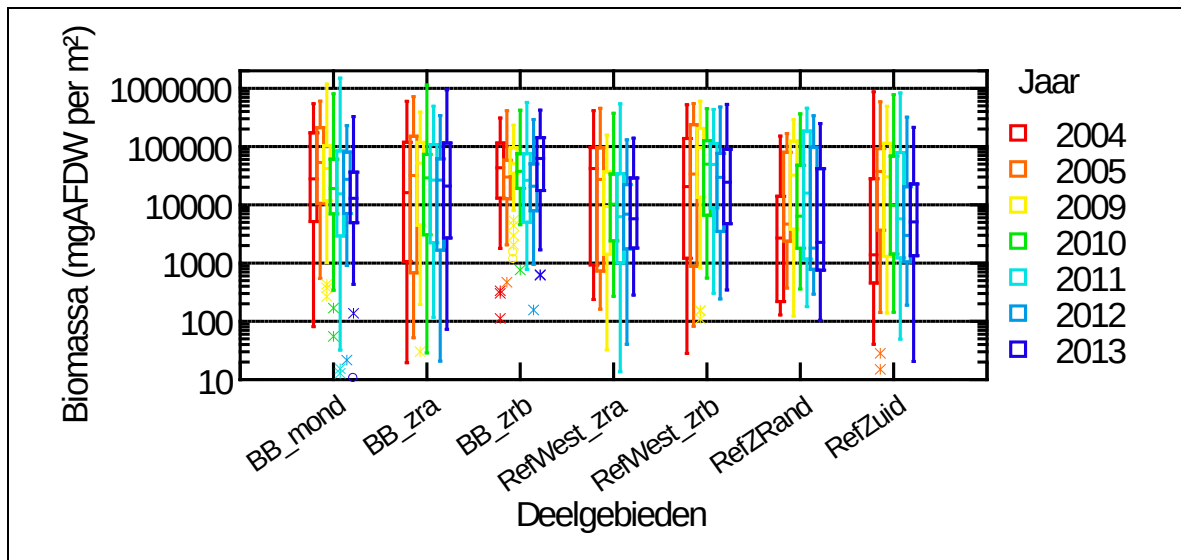
Figuur 19. Gemiddelde bijdrage aan de totale biomassa van de eerste 10 dominante soorten in de PMR bemonstering van 2004 tot en met 2013 (data box-corer)

Figuur 19 geeft de tien soorten die verantwoordelijk zijn voor meer dan 1% van de gemiddelde biomassa per monster. Zwaardscheden (*Ensis*) dragen het meest bij.

Dichtheid en biomassa (box-corer)

Het jaartal, de geografische positie en hun interactieterm verklaren samen ca 17% van de variaties in de bodemdieren dichtheden (berekend d.m.v. ANOVA). De hoogste gemiddelde bodemdieren dichtheden zijn waargenomen binnen het bodembeschermings-gebied (BB_mond en BB_zrb) terwijl de laagste waarden in de referentiegebieden (Ref_zra en RefZuid) voorkomen. De gemiddelde bodemdieren dichtheid neemt snel toe tussen 2004 en 2009 en na een periode van afname tussen 2009 en 2011, vindt een tweede periode van toename tussen 2011 en 2013. Dit trendpatroon komt in de meeste deelgebieden voor en in mindere mate in BB_mond en Ref_zra (Figuur 20).



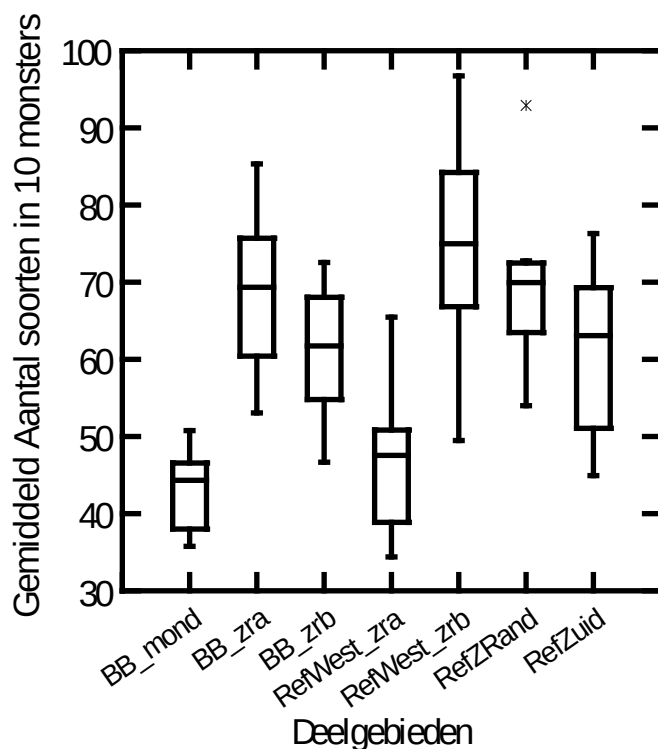


Figuur 20. Dichtheid (N/m^2) en biomassa ($mg\ AFDW/m^2$) aan bodemdieren bemonsterd met de box-corer in de referentiegebieden en bodembeschermingsgebied in 2004 t/m 2013. De middellijn binnen de box ligt bij de mediaan (50^{ste} percentiel); de box zelf staat voor het Interquartiele range (IQR, tussen de 25^{ste} en 75^{ste} percentielen), de boven- en onderliggende stafjes ('whiskers') reiken tot aan de eerste waarnemingen vanaf de 25^{ste} en 75^{ste} percentielen binnen een afstand van $1,5 \times IQR$; buiten dit bereik zijn de waarnemingen weergegeven als puntsymbolen

Slechts 8% van de variatie in de bodemdierenbiomassa kan verklaard worden d.m.v. de deelgebieden en van het jaar waar de monsters toebehoren (berekend d.m.v. ANOVA). Zoals bij de dichtheid neemt de bodemdierenbiomassa toe tussen 2004 en 2009 maar daarentegen valt geen noemenswaardige toename waar te nemen tussen 2009 en 2013, met uitzondering van BB_zrb met een lichte toename tussen 2012 en 2013. De hoogste bodemdierenbiomassa's zijn waargenomen in de deelgebieden BB_zrb en Ref_zrb en de laagste waarden komen voor in de overige referentie gebieden (Ref_zra, RefZRand en RefZuid).

Diversiteit (box-corer)

Het aantal soorten per box-corer (α diversiteit) geeft, door het geringe oppervlak van de individuele monsters, geen representatief beeld van de diversiteit op de schaal van een heel studiegebied (β diversiteit). Op die geografische schaal moet het monsteroppervlak en de omvang van het monstergebied vergroot worden om tenminste de dominante soorten in kaart te kunnen brengen (Gray, 2000). Omdat het aantal monsters per deelgebied verschilt kan het totaal aantal soorten per deelgebied (afhankelijk van het aantal monsters) niet gebruikt worden voor een directe vergelijking tussen de deelgebieden. Om een statistische vergelijking tussen de deelgebieden mogelijk te maken is er gebruik gemaakt van het aantal soorten aanwezig voor elk deelgebied in tien monsters verkregen na 100 random permutaties (Functie specaccum, Vegan library R) over de monsters verzameld elk monsterjaar tussen 2004 en 2013 (Figuur 21).



Figuur 21. Aantal soorten aanwezig voor elk deelgebied in tien monsters verkregen na 100 random permutaties van de monsters verzameld elk monsterjaar tussen 2004 en 2013.

De indeling in deelgebieden waar de monsters vandaan komen verklaart liefst 52% van de variatie (berekend d.m.v. ANOVA) in het gemiddelde aantal soorten die gevonden zijn in 10 random monsters. De aantallen soorten gevonden in deelgebieden BB_mond en RefWest_zra zijn significant lager ($P < 0.05$) dan in alle andere deelgebieden. Verder is het aantal soorten gevonden in RefWest_zrb (naast BB_mond en RefWest_zra) ook groter dan in BB_zrb en RefZuid. Het grote verschil in het aantal gevonden soorten tussen RefWest_zra en RefWest_zrb komt goed overeen met de positie van die deelgebieden ten opzichte van de bodemdieren gemeenschappen onderscheiden in Craeymeersch et al. (1990) (Figuur 6) met RefWest_zra in stratum 2 en RefWest_zrb in het veel rijkere stratum 3.

3.1.2. Bodemschaafmonsters

Taxonomische samenstelling

In de verschillende jaren zijn in de monsters genomen met de bodemschaaf zo'n 40-50 taxa aangetroffen. De meeste soorten behoren tot de tweekleppigen (Bivalvia), gevolgd door de hogere kreeftachtigen (Malacostraca) (Tabel 7)

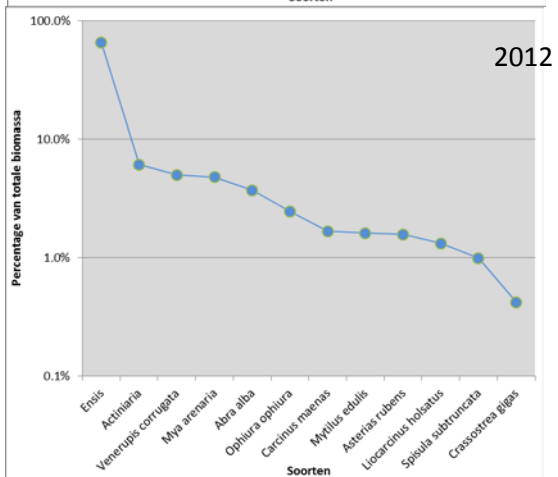
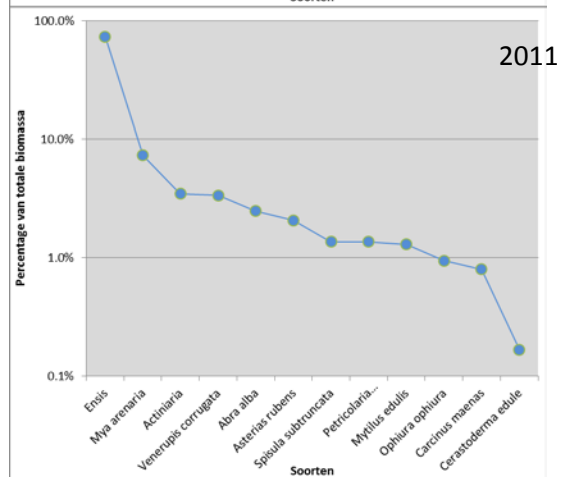
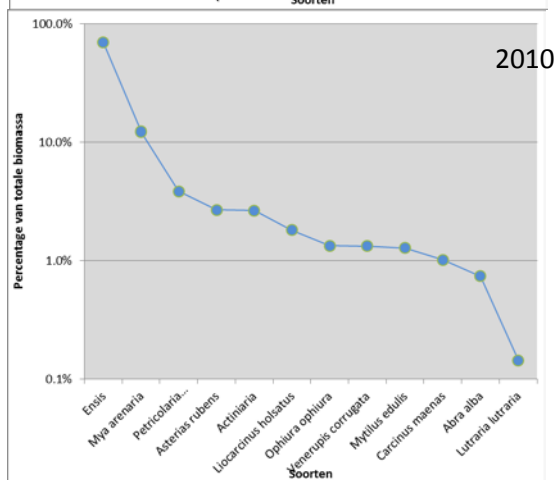
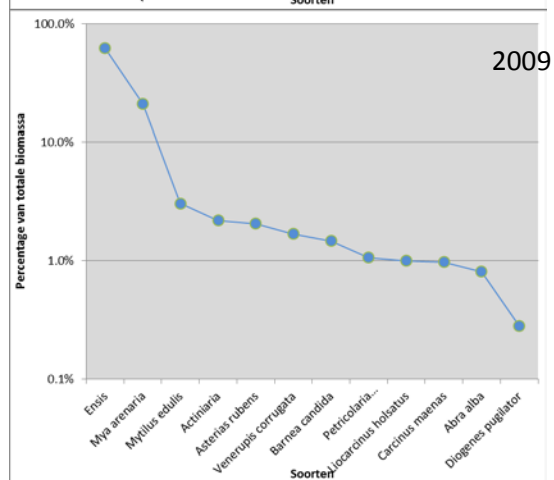
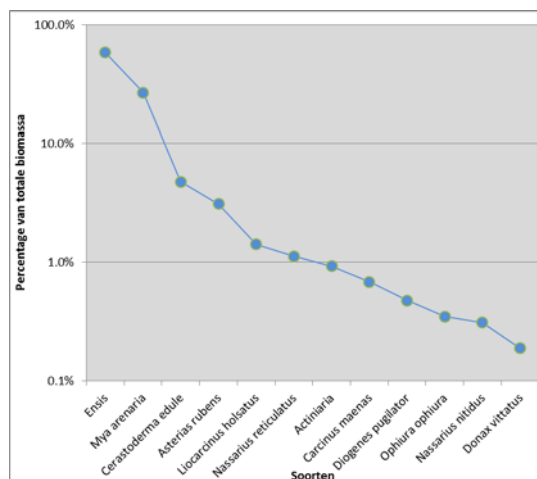
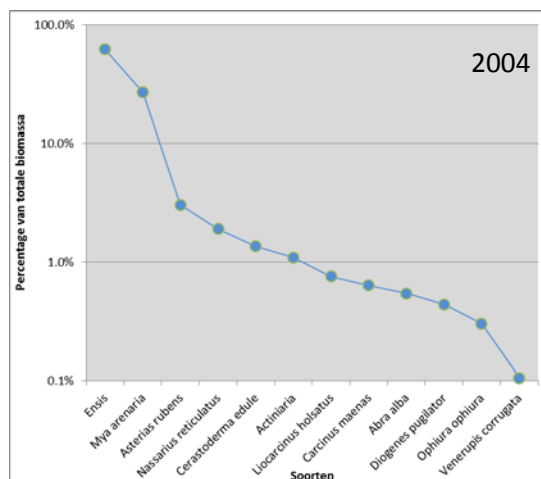
Zee-anemonen (Anthozoa/Actiniaria) werden niet verder op naam gebracht. Zwaardschedes (*Ensis* sp.), wenteltrappen (*Epitonium* sp.) en hooiwagenkrabben (*Macropodia* sp.) werden niet op soort gebracht. De genera *Mya*, *Mactra* en *Lutraria* zijn niet op basis van morfologische kenmerken maar op basis van gegevens over voorkomen en verspreiding op soortnaam gebracht (*Mya arenaria*, *Mactra stultorum*, *Lutraria lutraria*).

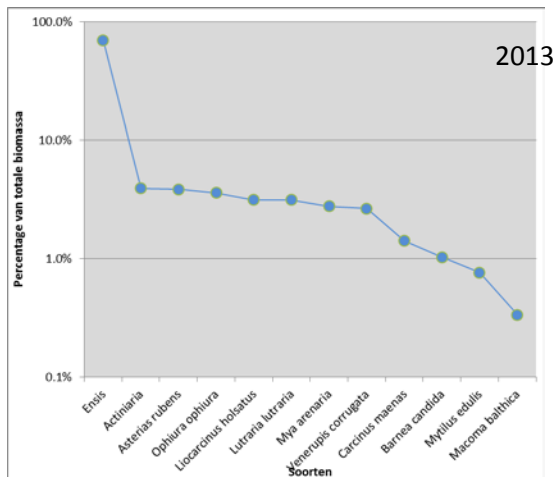
Tabel 7. Taxonomische samenstelling bemonsteringen 2009-2013 (bodemschaaf)

Classis	2004	2005	2009	2010	2011	2012	2013
Bivalvia	22	20	23	17	18	20	19
Malacostraca	12	14	16	14	14	16	14
Gastropoda	4	3	6	6	4	4	5
Ophiuroidea	2	2	4	3	3	3	4
Asteroidea	1	1	1	1	1	1	1
Anthozoa	1	1	1	1	1	1	1
Echinoidea	1	1	1	1	1	1	1
Polychaeta	0	1	1	0	1	1	1
Pycnogonida	0	0	0	1	0	1	0

Dominante soorten

Op basis van de totale biomassa van elke soort in het onderzoeksgebied, is een selectie gemaakt van de 12 soorten die samen het grootste deel van de biomassa uitmaken (Figuur 22). Zwaardschedes (*Ensis*) droegen steeds het meeste bij aan de totale biomassa (58% tot 73%), gevolgd door strandgapers (*Mya arenaria*) of, de laatste twee jaren, zee-anemonen (Actiniaria). De laatste twee jaren droegen deze taxa al minder dan 10% bij aan de totale biomassa.





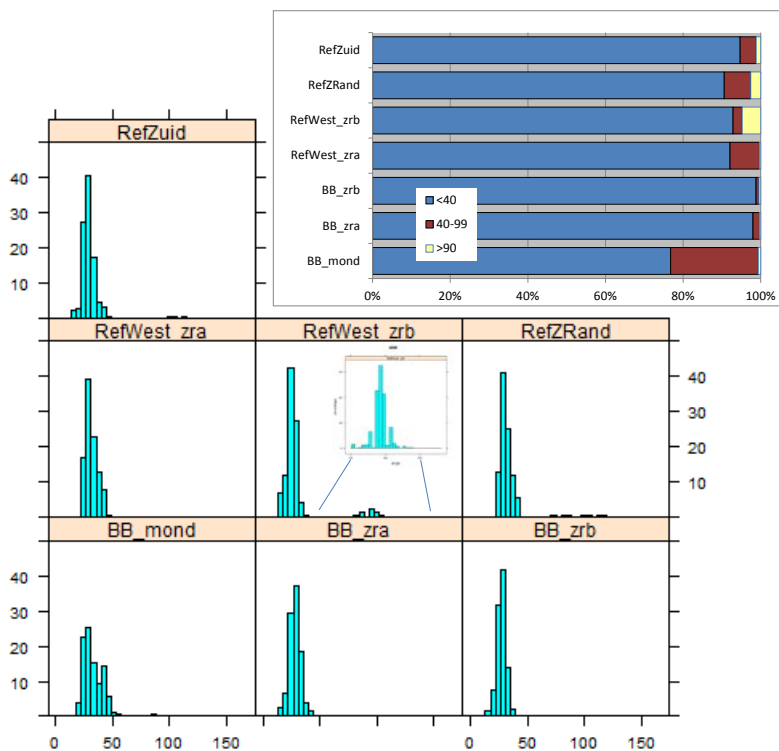
Figuur 22 Bijdrage van soorten aan de totale biomassa (data bodemschaaf; gewicht van *Ensis* in 2004 en 2005 gereconstrueerd uit data box-corer).

Grootteverdeling van de schelpdieren

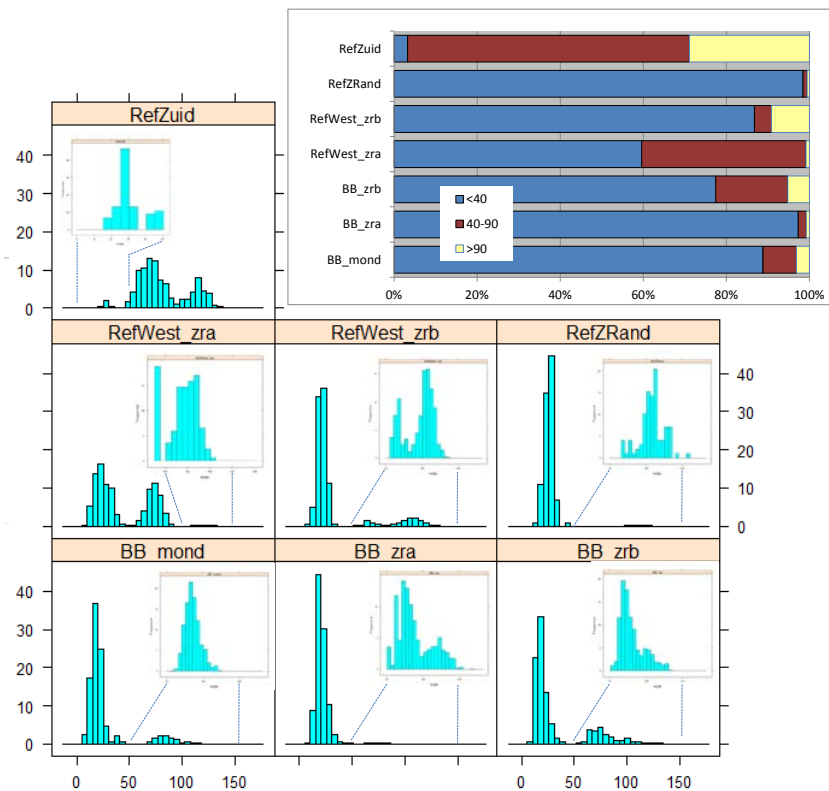
Bijlage 1 geeft de minimale, de maximale en de gemiddelde lengte of hoogte van alle gemeten schelpdieren. Tijdens de nulmetingen is de breedte en/of lengte van zwaardschedes niet gemeten.

Voor de, wat biomassa betreft, meest dominante soort – zwaardschedes – zijn de lengte-frequentieverdeling per deelgebied onderzocht (Figuur 23 t/m Figuur 27). Daaruit blijken grote verschillen in het aandeel van 0-jarigen, in de tijd en in de ruimte. In 2009 is er in het hele onderzoeksgebied een goede broedval geweest, en zien we overal vooral 0-jarigen. In 2010 bijvoorbeeld is er een geringe broedval in RefZuid, en een relatief lage in RefWest_zra. Ook in de andere jaren verschilt het aandeel nuljarige dieren per deelgebied. Daardoor is ook het relatieve aandeel van de voor zwarte zee-eenden geschikte voedselprooien (zwaardschedes met een lengte van 40 tot 90mm) verschillend per jaar en per deelgebied (zie inzetten in de figuren). Soms zijn er vooral te kleine dieren (bijv. 2010 in meeste deelgebieden), soms veel geschikte prooien (bijv. 2011), soms is het patroon erg verschillend per deelgebied (bijv. 2012).

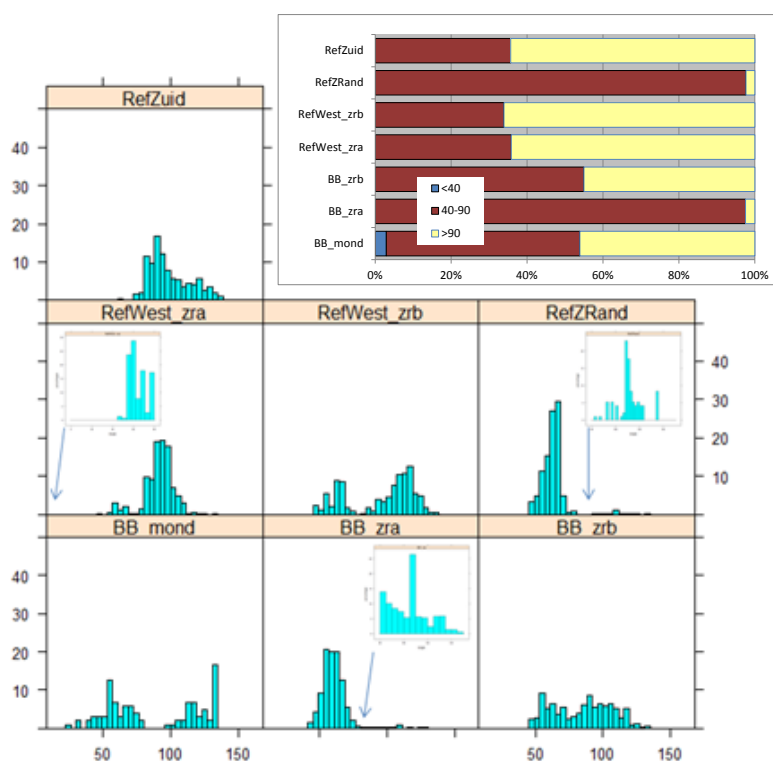
Ook binnen de deelgebieden zijn er nog grote verschillen. Figuur 28 geeft per locatie de totale dichtheid en het aandeel per centimeterklasse voor zwaardschedes in 2013. We zien, zoals uit de lengte-frequentiediagrammen te verwachten, op de meeste locaties vooral kleine dieren. Wel zien we in deelgebied RefZuid een ruimtelijke scheiding tussen locaties met broed, en locaties met oudere dieren.



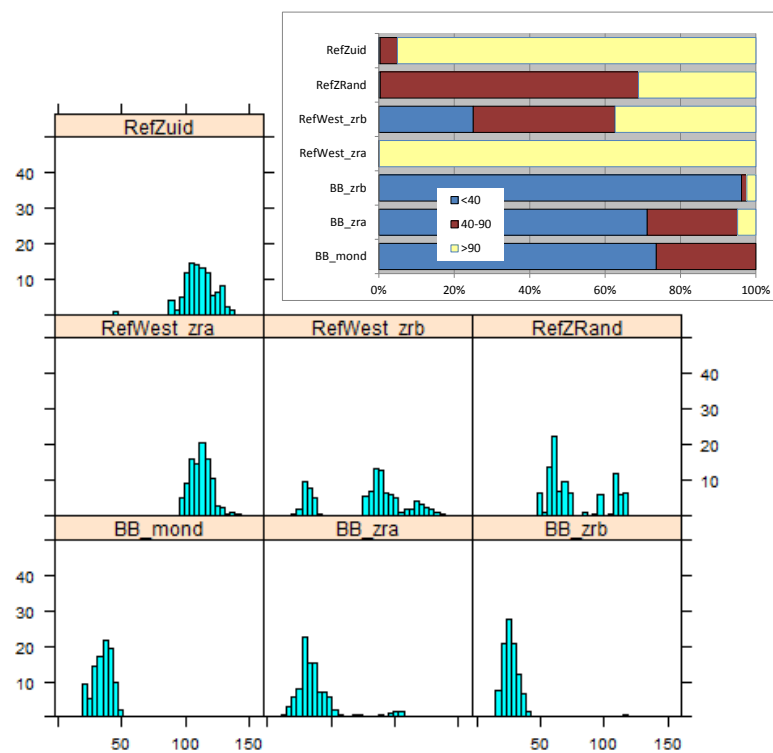
Figuur 23 Frequentieverdeling van de lengtes van de zwaardschedes in 2009 in de verschillende deelgebieden (data bodemschaaf). De inzetten rechtsboven tonen de frequentieverdelingen van de voor zwarte zee-eenden geschikte maten in vergelijking met kleinere en grotere dieren.



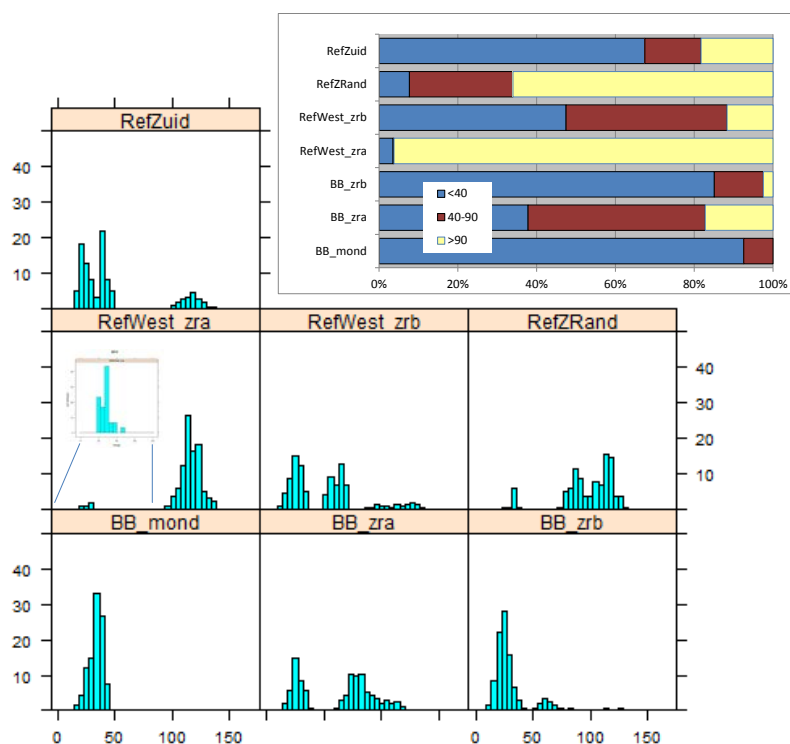
Figuur 24 Frequentieverdeling van de lengtes van de zwaardschedes in 2010 in de verschillende deelgebieden (data bodemschaaf). De inzetten rechtsboven tonen de frequentieverdelingen van de voor zwarte zee-eenden geschikte maten in vergelijking met kleinere en grotere dieren.



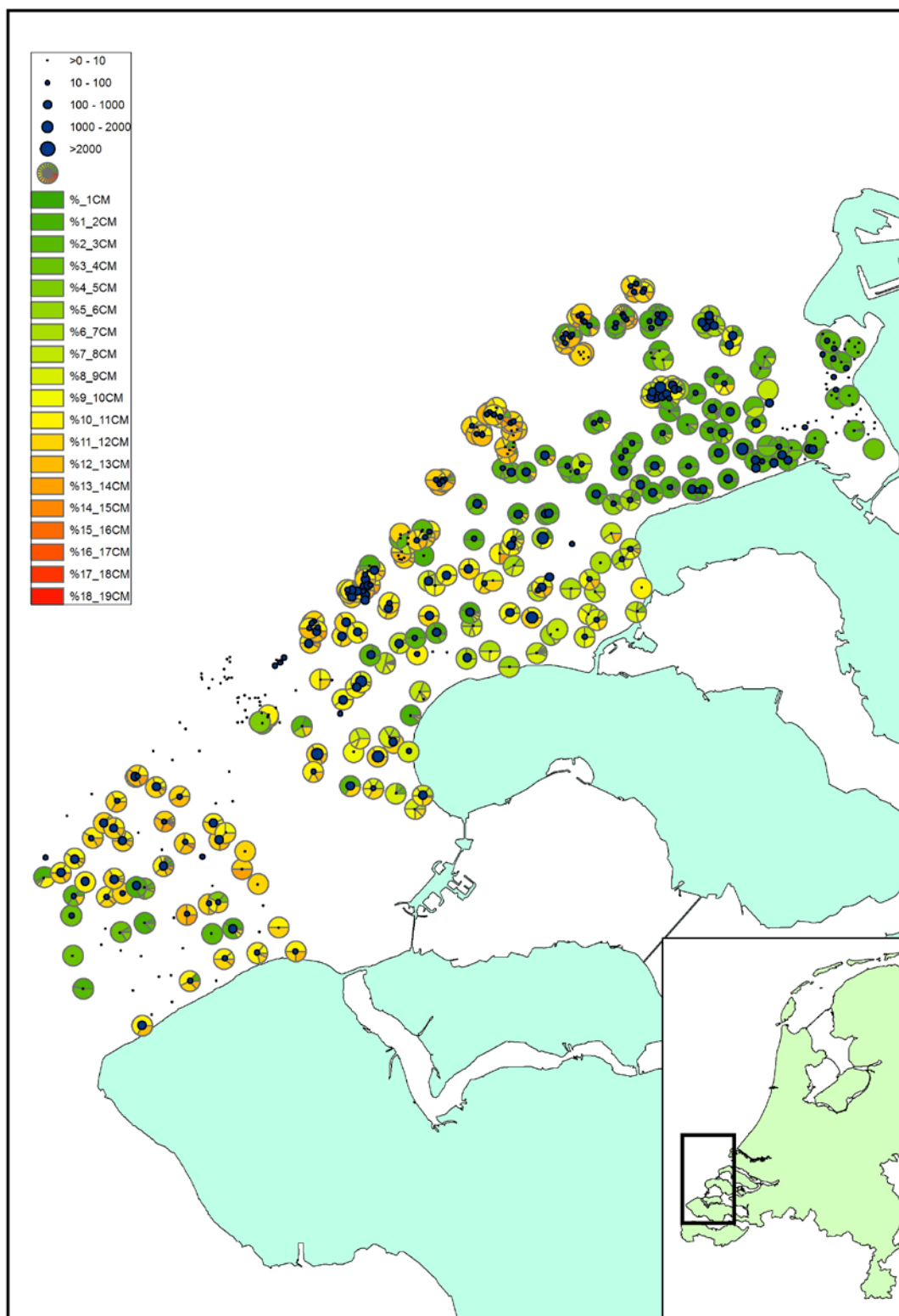
Figuur 25 Frequentieverdeling van de lengtes van de zwaardschedes in 2011 in de verschillende deelgebieden (data bodemschaaf). De inzetten rechtsboven tonen de frequentieverdelingen van de voor zwarte zee-eenden geschikte maten in vergelijking met kleinere en grotere dieren.



Figuur 26 Frequentieverdeling van de lengtes van de zwaardschedes in 2012 in de verschillende deelgebieden (data bodemschaaf). De inzetten rechtsboven tonen de frequentieverdelingen van de voor zwarte zee-eenden geschikte maten in vergelijking met kleinere en grotere dieren.



Figuur 27. Frequentieverdeling van de lengtes van de zwaardschedes in 2013 in de verschillende deelgebieden (data bodemschaaf). De inzetten rechtsboven tonen de frequentieverdelingen van de voor zwarte zee-eenden geschikte maten in vergelijking met kleinere en grotere dieren.



Figuur 28. Dichtheid (ind/m²) en lengte-frequentieverdeling van zwaardschedes in 2013 (data bodemschaaf)

3.2. Beschrijving van de dataset gebruikt voor de analyse

Boxcorer en bodemschaaf waarnemingen zijn samengevoegd volgens de procedure beschreven in paragraaf 2.4. De PMR-Benthos_2004-2013 gecombineerde dataset bestaat uiteindelijk uit 88781 records met betrekking tot 2852 monsterlocaties verzameld tussen 2004 en 2013 in de 3 deelgebieden binnen het bodembeschermingsgebied (BB_mond, BB_zra, BB_zrb) en de 4 deelgebieden binnen de referentiegebieden (RefWest_zra, RefWest_zrb, RefZRand, RefZuid).

Hieronder is er een overzicht weergegeven van de datasetkarakteristieken m.b.t. de volgende aspecten:

- Taxonomische samenstelling van de soorten gevonden in de huidige studie.
- Relatieve bijdrage van de taxonomische klassen aan de gemiddelde bodemdieren biomassa in de 7 deelgebieden.
- Bijdrage van de soorten aan de gemiddelde biomassa's waargenomen in de 7 deelgebieden met een selectie van de dominante soorten
- Temporele (lineaire) trends in de biomassa van de dominante soorten en van de prooi-soorten voor vogels
- Ruimtelijke spreiding van de soorten waarvoor een temporele trend gedetecteerd kon worden.

3.2.1. Taxonomische samenstelling

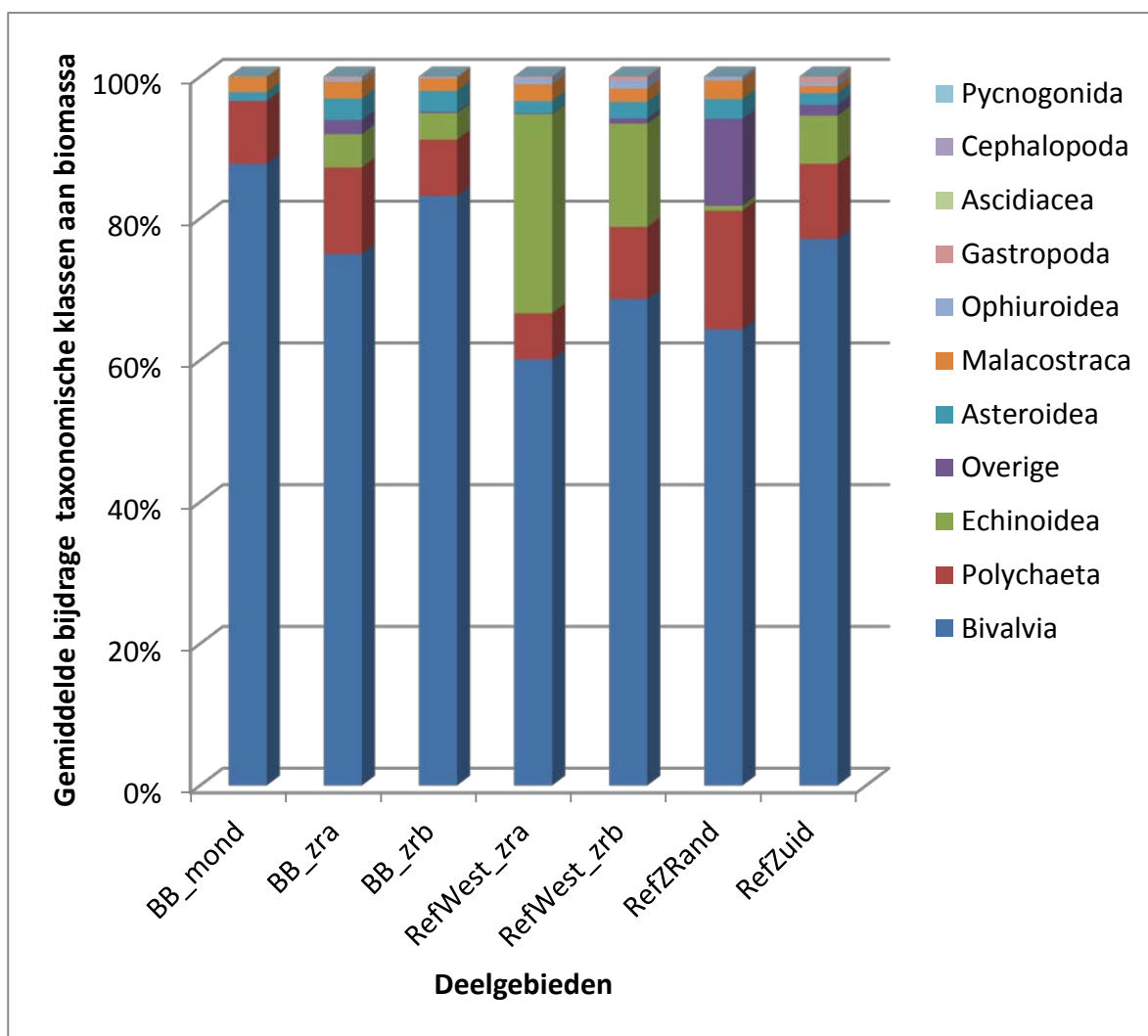
In totaal zijn er, tussen 2004 en 2013, 440 soorten op naam gebracht in de 2852 monsters opgenomen in de huidige dataset. Negentig procent van de soorten behoren tot de vier taxonomische klassen Polychaeta, Crustacea, Bivalvia en Gastropoda (Tabel 8).

Tabel 8.- Aantal onderscheiden soorten per taxon tijdens de bemonstering 2004-2011 (boxcorer + bodemschaaf)

Taxonomische klasse	Aantal soorten	% t.o.v. totaal
Polychaeta	172	39.1%
Malacostraca	151	34.3%
Bivalvia	49	11.1%
Gastropoda	18	4.1%
Pycnogonida	12	2.7%
Ophiuroidea	9	2.0%
Asteroidea	5	1.1%
Echinoidea	4	0.9%
Ascidacea	2	0.5%
Cephalopoda	2	0.5%
Overige	16	3.6%

3.2.2. Relatieve bijdrage van de taxonomische klassen aan de totale biomassa

De bodemdierenbiomassa is sterk gedomineerd door de Bivalvia in het bodembeschermingsgebied met liefst 83% van de bodemdieren biomassa in BB_mond (vooral *Mya*'s). Hogere biomassa's aan Echinoidea (vooral *Echinocardium*) zijn waargenomen in de referentiegebieden aan de buitenkant van het studiegebied Ref_West_zra en Ref_West_zrb waar de bijdrage van deze groep aan de bodemdierenbiomassa verwaarloosbaar is in BB_mond en Ref_Zrand.

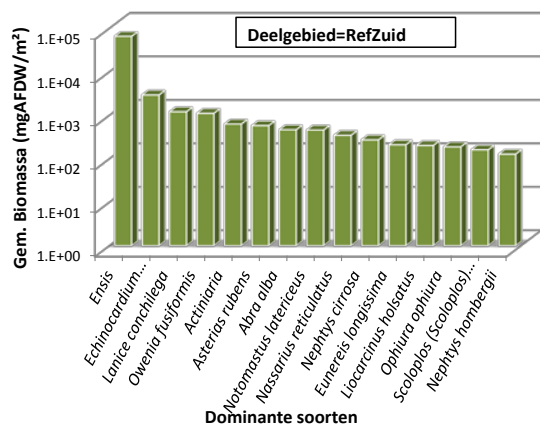
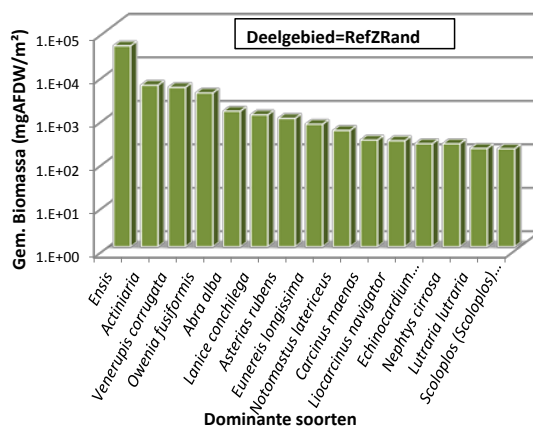
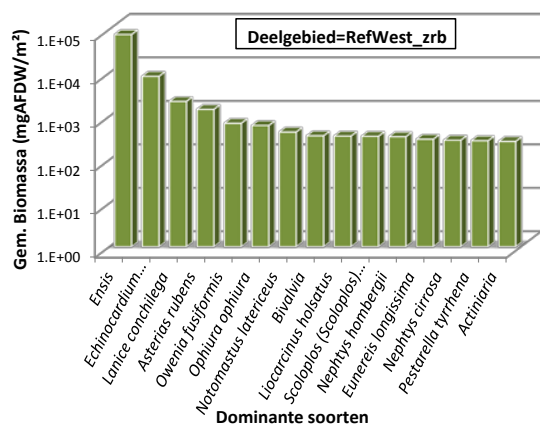
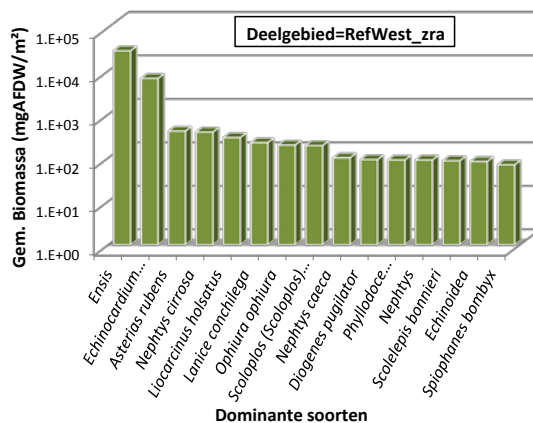
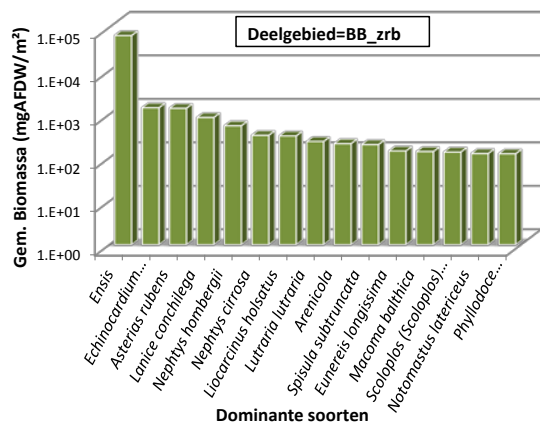
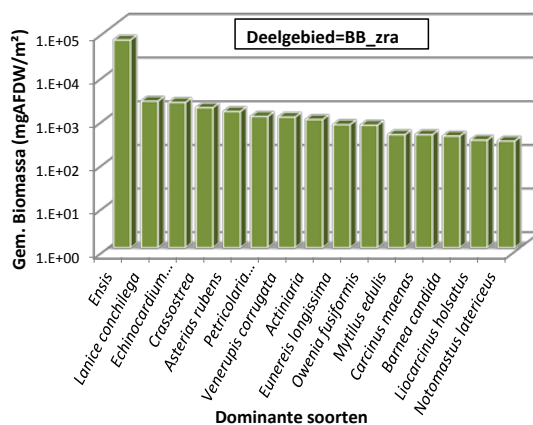
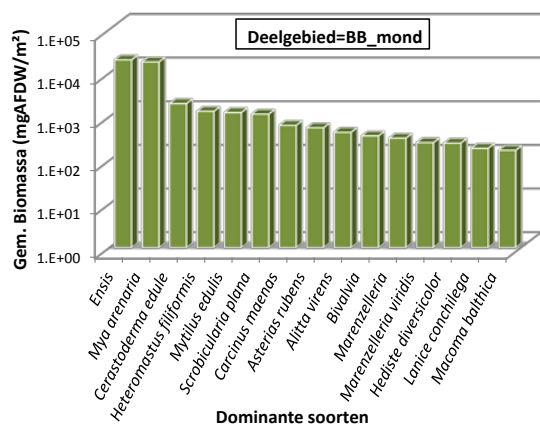


Figuur 29. Gemiddelde bijdrage van de taxonomische taxa aan de bodemdieren biomassa in de 7 deelgebieden tussen 2004 en 2013.

3.2.3. Bijdrage van de dominante soorten aan de gemiddelde biomassa

In alle gebieden bereikt *Ensis* de hoogste gemiddelde biomassa met waarden die ca een orde van grootte hoger liggen dan de volgende soort in de lijst gesorteerd voor afnemende biomassa. Die laatste geldt niet voor BB_mond waar de gemiddelde biomassa aan *Mya*'s slechts 10% lager liggen dan die van *Ensis*. De eerstvolgende soorten na *Mya* met betrekking tot de gemiddelde biomassa in BB_mond zijn *Cerastoderma*, *Heteromastus*, *Mytilus* en *Scrobicularia* met biomassa's die ca een orde van grootte lager liggen dan die van *Ensis* en *Mya*. Deze soort zijn veel minder algemeen in de overige deelgebieden dan in BB_mond die zich daardoor duidelijk onderscheidt m.b.t. de soortensamenstelling.

In alle overige zes deelgebieden behoren de volgende soorten tot de top 6 m.b.t. de gemiddelde biomassa: *Echinocardium cordatum*, *Lanice conchilega* en *Asterias rubens*.



Figuur 30. Gemiddelde biomassa (mg AFDW/m²) van de eerste 15 soorten gesorteerd op afnemende biomassa in de zeven deelgebieden.

3.2.4. Temporele trends in biomassa van dominante soorten en prooi-soorten voor vogels

De analyse van de temporele trends is uitgevoerd op een soortenlijst van 19 soorten gevormd door de selectie van de zes dominante soorten m.b.t. de gemiddelde biomassa per monster in elke deelgebied (Tabel 9).

Aanvullend op deze soorten zijn de volgende prooi-soorten voor zee-eenden meegenomen in de temporele analyse van de biomassa's in de verschillende deelgebieden:

- Zwaardschedes (*Ensis*) met een schelpenlengte tussen 40 en 90 mm gecodeerd in de weergave van de resultaten als *Ensis4090* ter onderscheid met de *Ensis* zonder selectie op lengte.
- Halfgeknotte strandschelpen (*Spisula subtruncata*), nonnetjes (*Macoma balthica*), rechtsgestreepte plaatschelpen (*Tellina fabula*) en witte dunschalen (*Abra alba*) met een lengte tussen 15 en 35mm.

De benaming *Tellina* is hier gebruikt als een samenvoeging van de volgende taxonomische eenheden aanwezig in de dataset: *Tellina fabula*, *Tellina tenuis*, *Tellina*, Tellinidae, Tellininae, Tellinoidea.

Tabel 9. Selectie van de eerste zes dominante soorten gesorteerd op basis van afnemende gemiddelde biomassa's in de zeven deelgebieden. In totaal zijn er 19 soorten genoemd in onderstaande tabel

BB_mond	BB_Zra	BB_Zrb	RefWest_Zra	RefWest_Zrb	RefZRand	RefZuid
<i>Ensis</i>	<i>Ensis</i>	<i>Ensis</i>	<i>Ensis</i>	<i>Ensis</i>	<i>Ensis</i>	<i>Ensis</i>
<i>Mya arenaria</i>	<i>Lanice conchilega</i>	<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Actiniaria</i>	<i>Echinocardium cordatum</i>
<i>Cerastoderma edule</i>	<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Asterias rubens</i>	<i>Asterias rubens</i>	<i>Lanice conchilega</i>	<i>Venerupis corrugata</i>	<i>Lanice conchilega</i>
<i>Heteromastus filiformis</i>	<i>Crassostrea</i>	<i>Lanice conchilega</i>	<i>Nephtys cirrosa</i>	<i>Asterias rubens</i>	<i>Owenia fusiformis</i>	<i>Owenia fusiformis</i>
<i>Mytilus edulis</i>	<i>Asterias rubens</i>	<i>Nephtys hombergii</i>	<i>Liocarcinus holsatus</i>	<i>Owenia fusiformis</i>	<i>Abra alba</i>	<i>Actiniaria</i>
<i>Scrobicularia plana</i>	<i>Petricolaria pholadiformis</i>	<i>Nephtys cirrosa</i>	<i>Lanice conchilega</i>	<i>Ophiura ophiura</i>	<i>Lanice conchilega</i>	<i>Asterias rubens</i>

De huidige analyse naar de aanwezigheid van temporele trends in de biomassa van de 24 geselecteerde soorten (dominante soorten en prooi-soorten voor de zee-eenden) in de zeven deelgebieden bestaat uit 168 toetsen. Bij het uitvoeren van een reeks van achtereenvolgende toetsen neemt de kans toe om een significant verband tussen twee variabelen te vinden terwijl dat verband op toeval berust. Voor het corrigeren voor dit artefact is de Bonferroni-correctie toegepast waar de drempelwaarde voor het toekennen van een significant effect ($\alpha=0.05$) gedeeld wordt door het aantal toetsen ($\alpha'=0.05/168 \approx 0.0003$) zodat het oorspronkelijke gekozen significantieniveau gehandhaafd blijft. De trendanalyse is uitgevoerd op de biomassa van de geselecteerde soorten na een dubbelworteltransformatie en bestaat respectievelijk uit een lineaire regressie en van een ANOVA voor het detecteren van lineaire trend en van overige temporele verandering.

Van de 168 uitgevoerde analyses zijn er 26 gevallen met een significant lineaire verband, waarvan 10 met een R^2 waarde groter dan 0,1, waarvan 7 gevallen met toenames en 3 gevallen met afnames in biomassa (Tabel 10). Dit komt voor het grootste deel overeen met de resultaten gerapporteerd voor de periode 2004-2011 (Craeymeersch & Escaravage 2014), voor zover dezelfde soorten geanalyseerd zijn. *Abra alba* en *Tellina* kennen zowel in delen van BBG als delen van REF een significante toename, *Ensis* een significante afname. Verder is er nog significante afname van de biomassa van een aantal soorten in het mondingsgebied van Haringvliet (*C. edule*, *L. holstatus*, *N. hombergii*), en toename van *O. ophiura* in diepere deel van de open wateren (RefWest_zrb).

Verschillen zijn er voor *Liocarcinus holsatus* in RefWest_zra (toen negatieve trend nu geen significant lineaire trend), *Asterias rubens* in RefWest_zrb (toen negatief nu geen significant lineaire trend) en, in RefZuid voor *Macoma balthica*, *Ophiura ophiura* en *Tellina* (toen geen significante trends nu een significant lineaire toename).

In de 142 resterende analyses zonder significant lineair verband zijn er 13 gevallen gevonden met een significant temporeel verband ($P < 0,0003$) en een R^2 waarde groter dan 0,1 (Tabel 10). De resultaten komen meestal niet overeen met deze eerder gerapporteerd voor de periode 2004-2011.

De huidige resultaten laten geen algemeen patroon zien m.b.t. veranderingen in relatie met de deelgebieden en/of de soorten. Wel opvallend is de afname in *Ensis* als prooi voor zee-eenden in de referentiegebieden RefWest_zra en RefWest_zrb en de toename van *Abra* in dezelfde gebieden en in BB_zrb.

Tabel 10.-Resultaten van de lineaire regressies en ANOVA voor de biomassa van dominante soorten en prooien voor vogels als functie van het jaartal in de zeven deelgebieden. De kleur van de cellen is groen en rood voor significante lineaire toename en afname in biomassa en geel voor een significante niet-lineaire verandering in de tijd. Lichte tinten wijzen op R^2 waarden lager dan 0,1 en donkere tinten op R^2 waarden groter dan 0,1. (code 1540 betekent soort met lengte tussen 15 en 35 mm, 4090 een lengte tussen 40 en 90 mm)

Deelgebied	Soortnaam	Lineaire regressie	ANOVA
BB_mond	Asterias rubens	$R^2=0.01$ $p=0.0265$	$R^2=0.07$ $p<0.0003$
BB_mond	Cerastoderma edule	$R^2=0.18$ $p<0.0003$	$R^2=0.25$ $p<0.0003$
BB_mond	Ensis	$R^2=0.01$ $p=0.0434$	$R^2=0.17$ $p<0.0003$
BB_mond	Ensis4090	$R^2=0.00$ $p=0.0801$	$R^2=0.26$ $p<0.0003$
BB_mond	Liocarcinus holsatus	$R^2=0.07$ $p<0.0003$	$R^2=0.08$ $p<0.0003$
BB_mond	Mytilus edulis	$R^2=0.04$ $p<0.0003$	$R^2=0.15$ $p<0.0003$
BB_mond	Nephtys hombergii	$R^2=0.05$ $p<0.0003$	$R^2=0.17$ $p<0.0003$
BB_zra	Abra alba	$R^2=0.00$ $p=0.8261$	$R^2=0.05$ $p<0.0003$
BB_zra	Asterias rubens	$R^2=0.00$ $p=0.3091$	$R^2=0.09$ $p<0.0003$
BB_zra	Ensis4090	$R^2=0.00$ $p=0.0964$	$R^2=0.08$ $p<0.0003$
BB_zra	Spisula subtruncata	$R^2=0.00$ $p=0.0469$	$R^2=0.09$ $p<0.0003$
BB_zrb	Abra alba	$R^2=0.13$ $p<0.0003$	$R^2=0.19$ $p<0.0003$
BB_zrb	Abra1540	$R^2=0.07$ $p<0.0003$	$R^2=0.13$ $p<0.0003$
BB_zrb	Asterias rubens	$R^2=0.00$ $p=0.2725$	$R^2=0.09$ $p<0.0003$
BB_zrb	Cerastoderma edule	$R^2=0.01$ $p=0.0595$	$R^2=0.08$ $p<0.0003$
BB_zrb	Ensis4090	$R^2=0.00$ $p=0.0826$	$R^2=0.09$ $p<0.0003$
BB_zrb	Lanice conchilega	$R^2=0.03$ $p=0.0022$	$R^2=0.09$ $p<0.0003$
BB_zrb	Liocarcinus holsatus	$R^2=0.00$ $p=0.3968$	$R^2=0.11$ $p<0.0003$
BB_zrb	Mytilus edulis	$R^2=0.00$ $p=0.0911$	$R^2=0.07$ $p<0.0003$
BB_zrb	Ophiura ophiura	$R^2=0.08$ $p<0.0003$	$R^2=0.1$ $p<0.0003$
BB_zrb	Owenia fusiformis	$R^2=0.01$ $p=0.0491$	$R^2=0.08$ $p<0.0003$
BB_zrb	Spisula subtruncata	$R^2=0.09$ $p<0.0003$	$R^2=0.18$ $p<0.0003$
BB_zrb	Tellina	$R^2=0.1$ $p<0.0003$	$R^2=0.16$ $p<0.0003$
RefWest_zra	Abra alba	$R^2=0.11$ $p<0.0003$	$R^2=0.18$ $p<0.0003$
RefWest_zra	Abra1540	$R^2=0.04$ $p<0.0003$	$R^2=0.08$ $p<0.0003$
RefWest_zra	Asterias rubens	$R^2=0.01$ $p=0.0165$	$R^2=0.13$ $p<0.0003$
RefWest_zra	Ensis	$R^2=0.09$ $p<0.0003$	$R^2=0.09$ $p<0.0003$
RefWest_zra	Ensis4090	$R^2=0.21$ $p<0.0003$	$R^2=0.28$ $p<0.0003$
RefWest_zra	Lanice conchilega	$R^2=0.01$ $p=0.0152$	$R^2=0.11$ $p<0.0003$
RefWest_zra	Liocarcinus holsatus	$R^2=0.02$ $p=0.0067$	$R^2=0.16$ $p<0.0003$
RefWest_zra	Nephtys cirrosa	$R^2=0.01$ $p=0.0148$	$R^2=0.18$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Abra alba	$R^2=0.13$ $p<0.0003$	$R^2=0.22$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Abra1540	$R^2=0.13$ $p<0.0003$	$R^2=0.23$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Actiniaria	$R^2=0.03$ $p=0.0003$	$R^2=0.05$ $p=0.0004$
RefWest_zrb	Asterias rubens	$R^2=0.00$ $p=0.2329$	$R^2=0.07$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Ensis4090	$R^2=0.14$ $p<0.0003$	$R^2=0.19$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Heteromastus filiformis	$R^2=0.00$ $p=0.6798$	$R^2=0.19$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Lanice conchilega	$R^2=0.01$ $p=0.0176$	$R^2=0.08$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Liocarcinus holsatus	$R^2=0.00$ $p=0.1555$	$R^2=0.11$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Macoma balthica	$R^2=0.04$ $p<0.0003$	$R^2=0.05$ $p=0.0004$
RefWest_zrb	Nephtys cirrosa	$R^2=0.01$ $p=0.0218$	$R^2=0.06$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Nephtys hombergii	$R^2=0.03$ $p=0.0005$	$R^2=0.09$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Ophiura ophiura	$R^2=0.12$ $p<0.0003$	$R^2=0.14$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Owenia fusiformis	$R^2=0.04$ $p<0.0003$	$R^2=0.14$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Spisula subtruncata	$R^2=0.03$ $p<0.0003$	$R^2=0.14$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Tellina	$R^2=0.13$ $p<0.0003$	$R^2=0.17$ $p<0.0003$
RefWest_zrb	Venerupis corrugata	$R^2=0.00$ $p=0.8131$	$R^2=0.06$ $p<0.0003$
RefZuid	Asterias rubens	$R^2=0.01$ $p=0.0077$	$R^2=0.12$ $p<0.0003$
RefZuid	Ensis	$R^2=0.02$ $p=0.0014$	$R^2=0.1$ $p<0.0003$
RefZuid	Ensis4090	$R^2=0.08$ $p<0.0003$	$R^2=0.25$ $p<0.0003$
RefZuid	Liocarcinus holsatus	$R^2=0.00$ $p=0.1261$	$R^2=0.06$ $p<0.0003$
RefZuid	Macoma balthica	$R^2=0.03$ $p<0.0003$	$R^2=0.04$ $p=0.0018$
RefZuid	Nephtys cirrosa	$R^2=0.00$ $p=0.7688$	$R^2=0.33$ $p<0.0003$
RefZuid	Nephtys hombergii	$R^2=0.00$ $p=0.4295$	$R^2=0.05$ $p<0.0003$
RefZuid	Ophiura ophiura	$R^2=0.04$ $p<0.0003$	$R^2=0.06$ $p<0.0003$
RefZuid	Spisula subtruncata	$R^2=0.00$ $p=0.1417$	$R^2=0.11$ $p<0.0003$
RefZuid	Tellina	$R^2=0.05$ $p<0.0003$	$R^2=0.09$ $p<0.0003$

3.2.5. Ruimtelijke spreiding van dominante soorten en prooi-soorten voor vogels

Zestien soorten zijn geselecteerd na de samenvoeging van de zes eerste dominante soorten per deelgebied m.b.t. hun gemiddelde biomassa. Erbij zijn nog de volgende vijf organismen aan toegevoegd als potentiële prooien voor zee-eenden : *Abra alba* (15-40 mm), *Ensis* (40-90 mm), *Macoma balthica*, *Spisula subtruncata* and *Tellina*'s.

Gemiddeldes van de biomassa's van deze soorten zijn berekend na een dubbel wortel transformatie (om de invloed van uitschieters te verminderen) per deelgebied. Vervolgens zijn die gemiddeldes teruggetransformeerd d.m.v. een vierde macht om de vergelijking tussen soorten op basis van oorspronkelijke waarden mogelijk te maken.

Tabel 11. Gemiddelde biomassa per deelgebied van de dominante soorten op basis van hun gemiddelde biomassa in de zeven deelgebieden. De kleurcode duidt op het relatieve belang van ieder deelgebied met betrekking tot de biomassa van de verschillende soorten: relatief onbelangrijk in lichtgeel, heel belangrijk in donkergroen. De soorten zijn gesorteerd naar hun biomassa in de verschillende gebieden: bovenaan de soorten met hun maximale biomassa in BB_mon, vervolgens BB_zr, BB_zra, BB_zrb.

Deelgebieden / Soortnaam	BB_mon d	BB_zr a	BB_zr b	RefWes t_zra	RefWest_zr b	RefZRan d	RefZui d
<i>Mya arenaria</i>	956	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
<i>Heteromastus filiformis</i>	167	0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.2	<0.1
Cerastoderma edule	33	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Macoma balthica	25	<0.1	3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
<i>Mytilus edulis</i>	21	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
<i>Scrobicularia plana</i>	0.7	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
<i>Nephtys hombergii</i>	0.6	4	62	<0.1	6	3	0.3
Spisula subtruncata	<0.1	0.2	13	<0.1	2	<0.1	<0.1
<i>Ophiura ophiura</i>	<0.1	12	2	33	134	7	14
Tellina	<0.1	0.2	2	<0.1	12	<0.1	0.1
Abra1540	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1	0.1	0.1
<i>Actiniaria</i>	<0.1	18	0.8	<0.1	13	312	0.6
<i>Abra alba</i>	<0.1	0.7	2	<0.1	7	23	1
<i>Owenia fusiformis</i>	<0.1	0.5	0.3	<0.1	4	52	0.1
<i>Venerupis corrugata</i>	<0.1	0.5	<0.1	<0.1	<0.1	26	<0.1
<i>Ensis</i>	790	9264	19427	687	12805	2272	3621
Ensis4090	81	594	712	14	127	165	109
<i>Asterias rubens</i>	2	56	55	10	108	80	5
<i>Liocarcinus holsatus</i>	<0.1	55	121	120	160	22	39
<i>Nephtys cirrosa</i>	<0.1	53	101	189	49	40	67
<i>Lanice conchilega</i>	<0.1	13	50	0.3	73	3	2
<i>Echinocardium cordatum</i>	<0.1	14	11	634	770	0.5	28

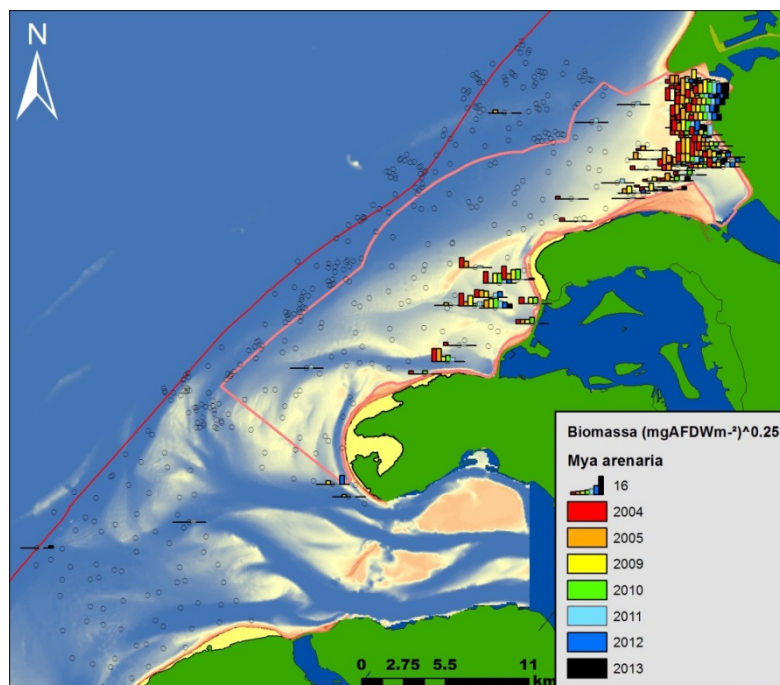
Zoals weergegeven door middel van de gemiddelde biomassa van de dominante soorten in de verschillende gebieden (Tabel 11) tonen de meeste bodemdieresoorten een uitgesproken ruimtelijke verdeling. Voor de eerste 15 soorten in Tabel 11 zijn hoge biomassa's vooral in één van de deelgebieden bereikt:

- *Mya arenaria*, *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica*, *Cerastoderma edule*, *Mytilus edulis* en *Scrobicularia plana* in BB_mond
- *Nephtys hombergii* en *Spisula subtruncata* in BB_zrb
- *Ophiura ophiura*, *Tellina* en *Abra* [15-40mm] in RefWest_zrb
- *Actinaria*, *Abra alba*, *Owenia fusiformis* en *Venerupis corrugata* in RefZRand

Als enige soort in de huidige studie bereikt *Ensis* een relatief hoge biomassa in alle deelgebieden (inclusief BB_mond). De biomassa's van *Ensis* zijn maximaal in BB_zrb en RefWest_zrb en minimaal in RefWest_zra en BB_mond.

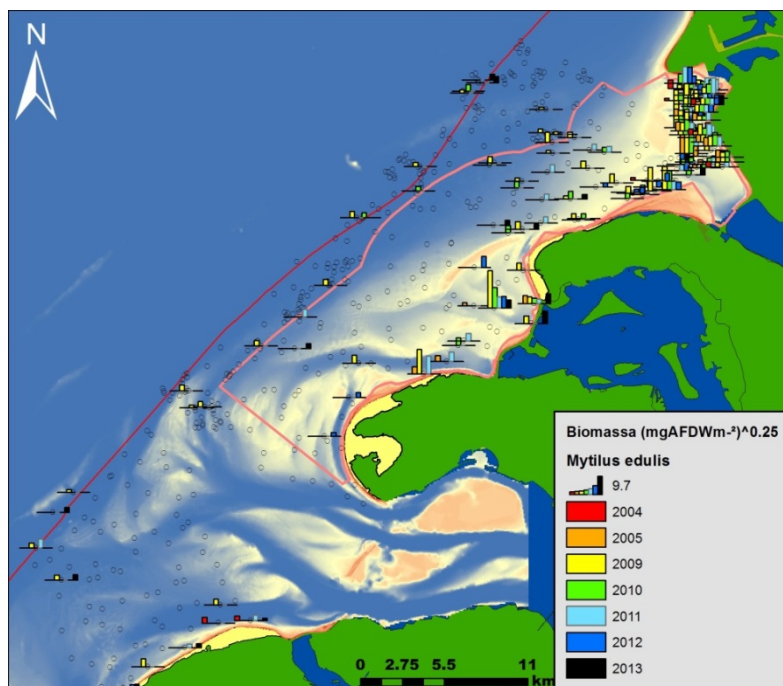
De laatste vijf soorten in Tabel 11 komen met relatief hoge biomassa voor in de meeste gebieden (m.u.v. BB_mond): *Asterias rubens*, *Liocarcinus holsatus*, *Nephtys cirrosa* en *Lanice conchilega*. Afhankelijk van de soort zijn de hoogste biomassa's bereikt in RefWest_zrb (*Asterias rubens*, *Liocarcinus holsatus* en *Lanice conchilega*) en RefWest_zra (*Nephtys cirrosa*). De meeste soorten met een hoge biomassa in RefWest_zrb behoren ook tot de dominante soorten in RefWest_zra maar bereiken daar lagere biomassa's dan in RefWest_zrb. Een vergelijkbare verarming m.b.t. de biomassa is ook waargenomen tussen BB_zrb en BB_zra (zie Tabel 11). Geen van de dominante soorten bereikt zijn hoogste biomassa in RefZuid.

Voor 15 van deze 21 soorten zijn verspreidingskaarten gemaakt met per monsterlocatie, de biomassa (na dubbelwortel transformatie) weergegeven als een staafdiagram met gekleurde staven voor de verschillende monsterjaren (2004 t/m 2013). Het kleurenpalet loopt van de warme kleuren rood, oranje, geel voor de jaren 2004 tot 2010 naar de koudere kleuren groen, licht blauw, blauw, marineblauw voor de jaren 2011 tot 2013, als een weergave voor temporele veranderingen.



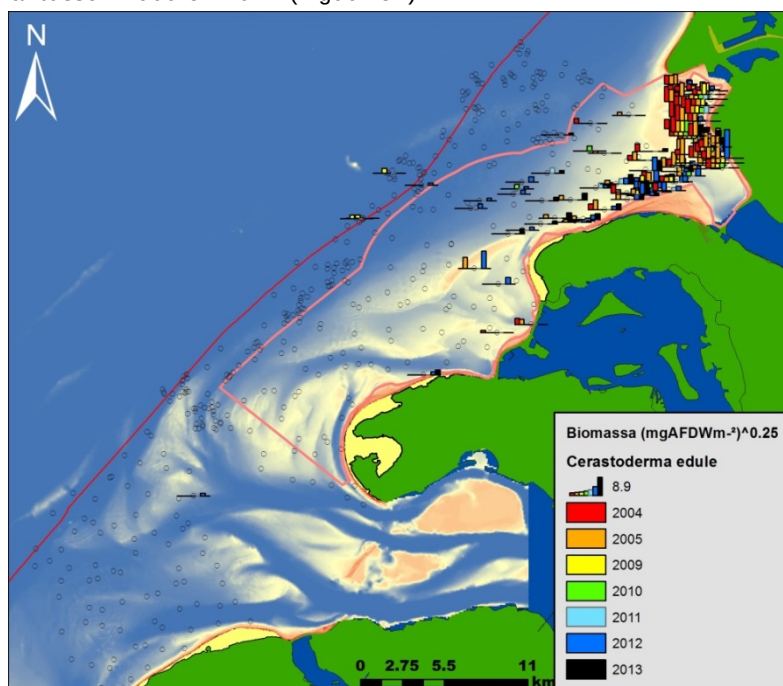
Figuur 31. Biomassa van *Mya arenaria* ($[mgAFDW]^{0.25}$) op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.

Naast BB_mond komt *Mya arenaria* (Figuur 31) ook voor op een beperkt aantal beschutte locaties in de monding van de Grevelingen (BB_zra). *M. arenaria* blijft aanwezig door de jaren heen in het Noordelijke deel van de Haringvliet met de hoogste biomassa's in de beginjaren.



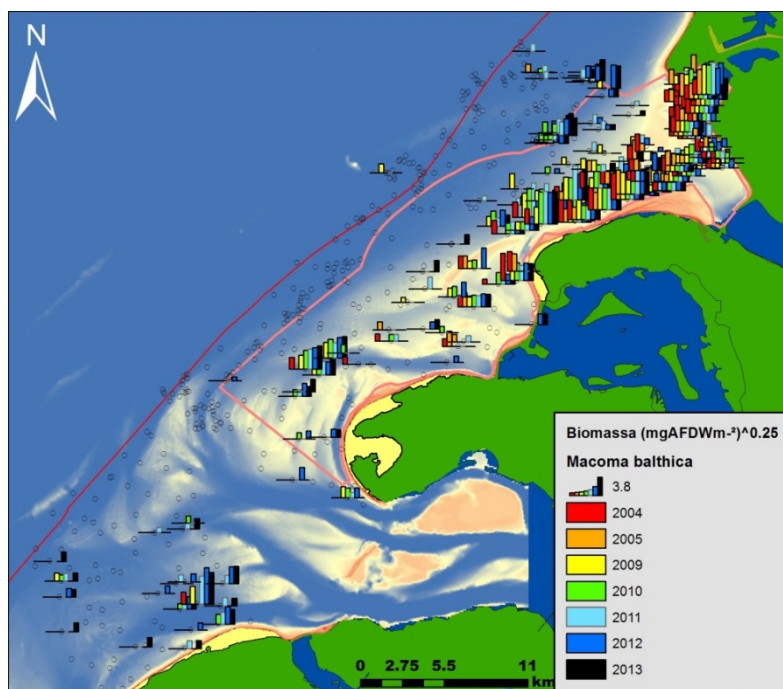
Figuur 32. Biomassa van *Mytilus edulis* ($[mgAFDWm^{-2}]^{0.25}$) op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.

Mytilus edulis komt ook vooral voor in de Haringvlietmonding met de hogere biomassa's gemeten vooral tussen 2009 en 2012 (Figuur 32).



Figuur 33. Biomassa van *Cerastoderma edule* ($[mgAFDWm^{-2}]^{0.25}$) op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.

Vergeleken met *M. Arenaria* en *M. edule*, reikt *C. edule* (Figuur 33) verder uit de Haringvliet monding op een aantal locaties langs de kop van Goeree (BB_zrb). De biomassa is de hoogste in de beginjaren aan de Noordelijke kant van de Haringvliet monding en in BB_zrb de laatste jaren.



Figuur 34. Biomassa van *Macoma balthica* ($[mgAFDW]^{0.25}$) op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.

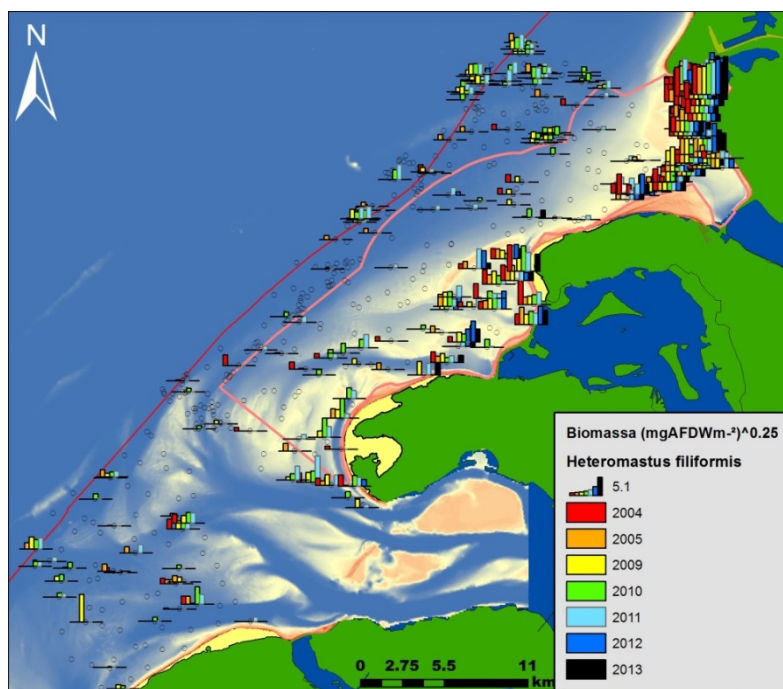
Het verspreidingsgebied van *Macoma balthica* (Figuur 34) reikt vanaf de zuidelijke rand van de slufter tot aan de kop van Goeree (BB_zrb). Het gaat om stabiele gemeenschappen die jaar in jaar uit zijn waargenomen. Waarnemingen uit de overige gebieden (RefZuid, RefWest_zrb en BB_zra) zijn vooral van de laatste jaren (2010-2013).

Hoge biomassa's van *Heteromastus filiformis* (Figuur 35) komen sinds 2004 t/m 2013 voor bij de Haringvlietmonding en in de monding van de Grevelingen. Tussen 2009 en 2011 komt *Heteromastus filiformis* ook voor in RefWest_zrb en RefZuid.

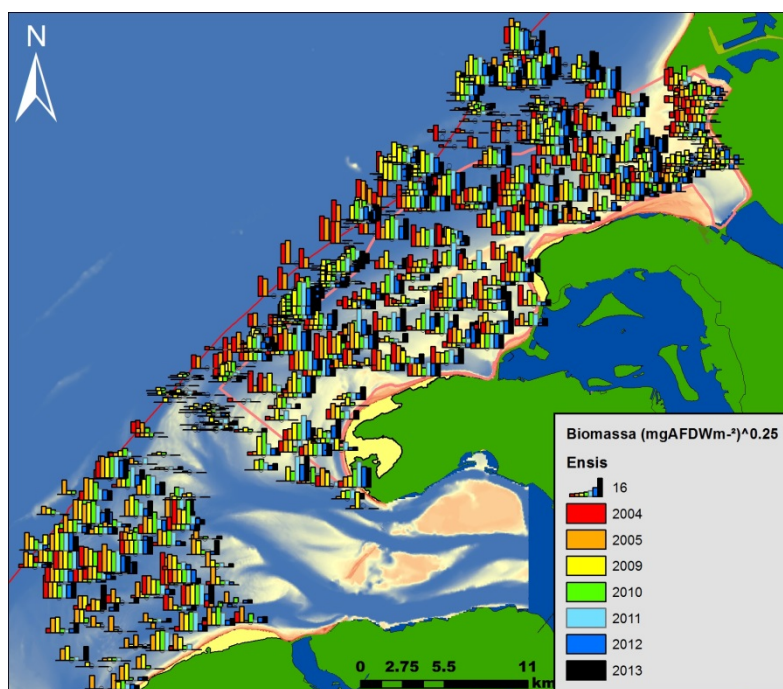
Over de huidige monsterperiode is *Ensis* (Figuur 36) te vinden in alle deelgebieden. Op sommige locaties zijn de biomassa's opmerkelijk laag zoals in het zuidwestelijke hoek van RefZuid, de monding van de Oosterschelde (Geul van de Banjaard en Roompot) en een groep locaties aan de buitenrand van RefWest_zrb.

Sommige locaties zijn gekenmerkt door grote temporele veranderingen zoals de buitenrand van RefWest_zra met een sterke afname in biomassa na 2005 en het noorden van RefWest_zrb met juist een biomassatoename na 2009.

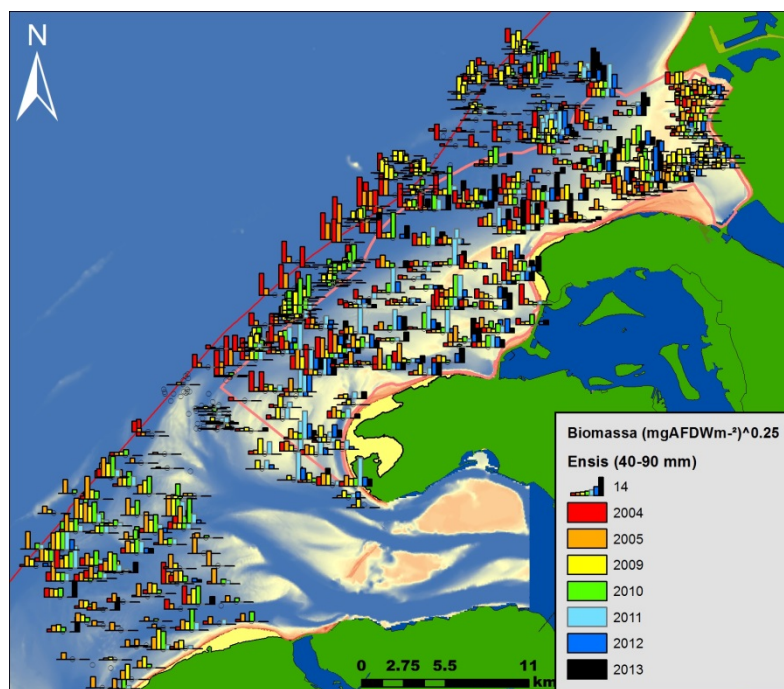
De hoogste biomassa's aan *Ensis* met een schelp lengte tussen 40 en 90 mm zijn vooral waargenomen voor 2012 (Figuur 37). Zoals bij de totale *Ensis* populatie komen de hogere biomassa aan lengteklasse 40-90 mm voor in BB_zrb.



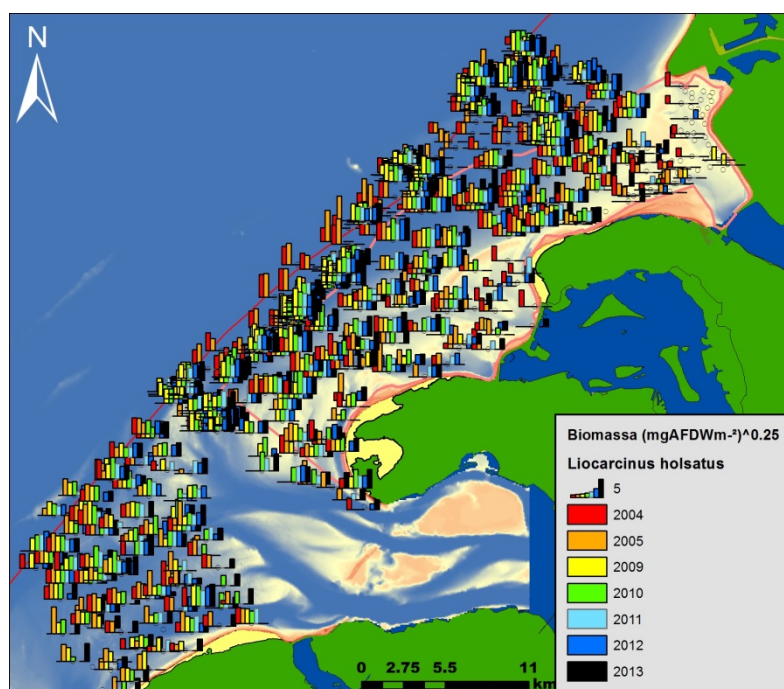
Figuur 35. Biomassa van *Heteromastus filiformis* $([\text{mgAFDW}]^{0.25})$ op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.



Figuur 36. Biomassa van *Ensis* $([\text{mgAFDW}]^{0.25})$ op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.

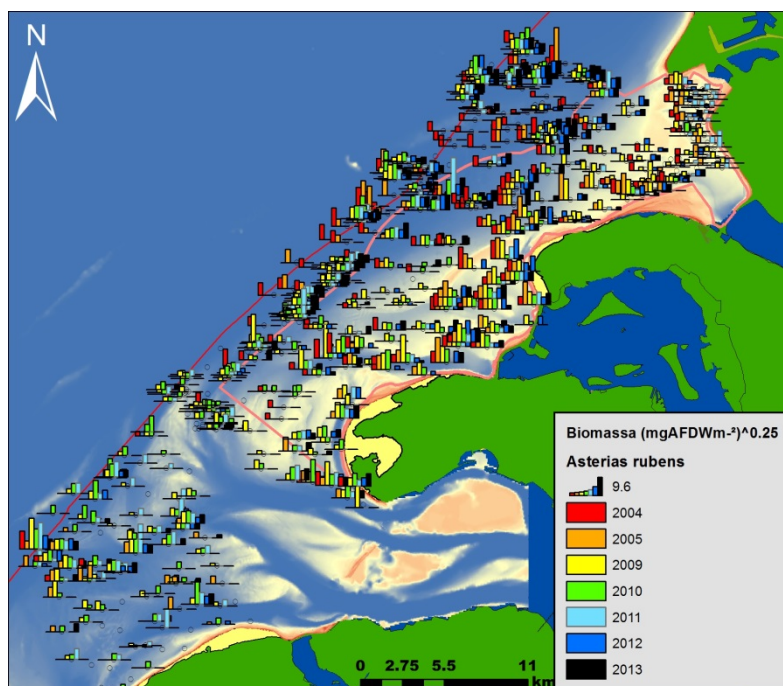


Figuur 37. Biomassa van *Ensis* ($[mgAFDW]^{0.25}$) van 40-90 mm op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.

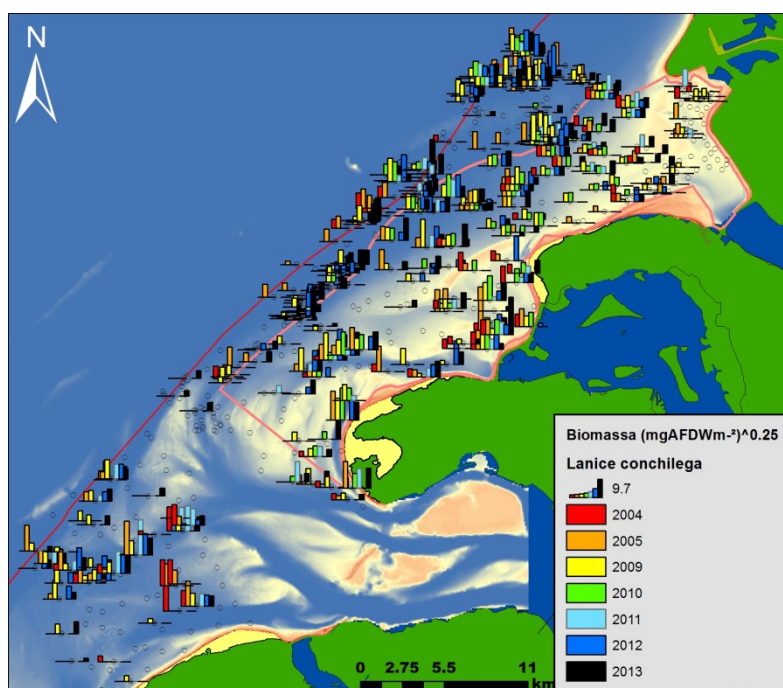


Figuur 38. Biomassa van *Liocarcinus holsatus* ($[mgAFDW]^{0.25}$) op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.

Zoals *Ensis*, kenmerkt *Liocarcinus holsatus* (Figuur 38) zich door de omvang van het verspreidingsgebied. Locaties met sporadisch/weinig biomassa aan *L. holsatus* zijn vooral te vinden in de Haringvlietmonding en, zoals *Ensis*, in een groep locaties aan de buitenrand van RefWest_zrb.



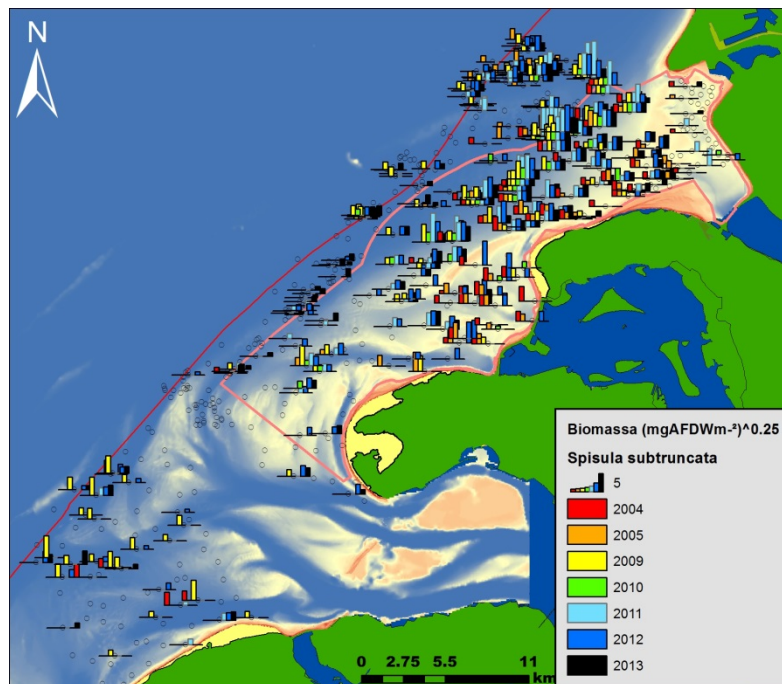
Figuur 39. Biomassa van *Asterias rubens* ($[mgAFDW]^{0.25}$) op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.



Figuur 40. Biomassa van *Lanice conchilega* ($[mgAFDW]^{0.25}$) op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.

Op een aantal locaties dicht bij de kust voor de stormvloedkering (BB_zra) blijft de biomassa van *Asterias rubens* (Figuur 39) relatief hoog over de hele studieperiode. In RefZuid en de zuidelijke hoek van BB_zra zijn hoge biomassa aan *Asterias rubens* vooral gevonden in 2009-2010. Op een aantal locaties aan de buitenrand van RefWest_zra en RefWest_zrb kwam *Asterias rubens* slechts voor in 2004-2005.

In RefZuid een BB_zra komt *Lanice conchilega* (Figuur 40) meestal voor in de geulen. Aan de buitenrand van RefWest_zra zijn de biomassa's aan *Lanice conchilega* sterk toegenomen in 2013.

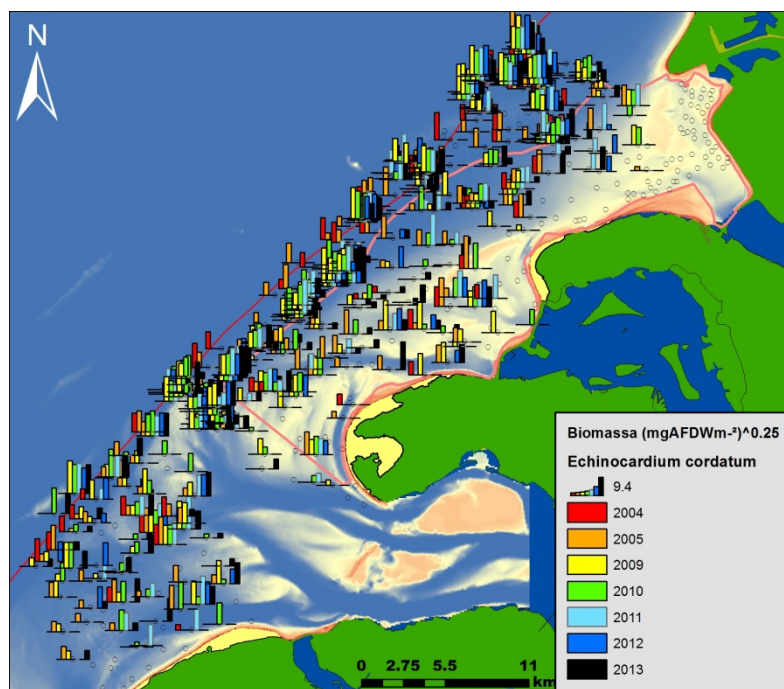


Figuur 41.-Biomassa van *Spisula subtruncata* ($[mgAFDW]^{0.25}$) op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.

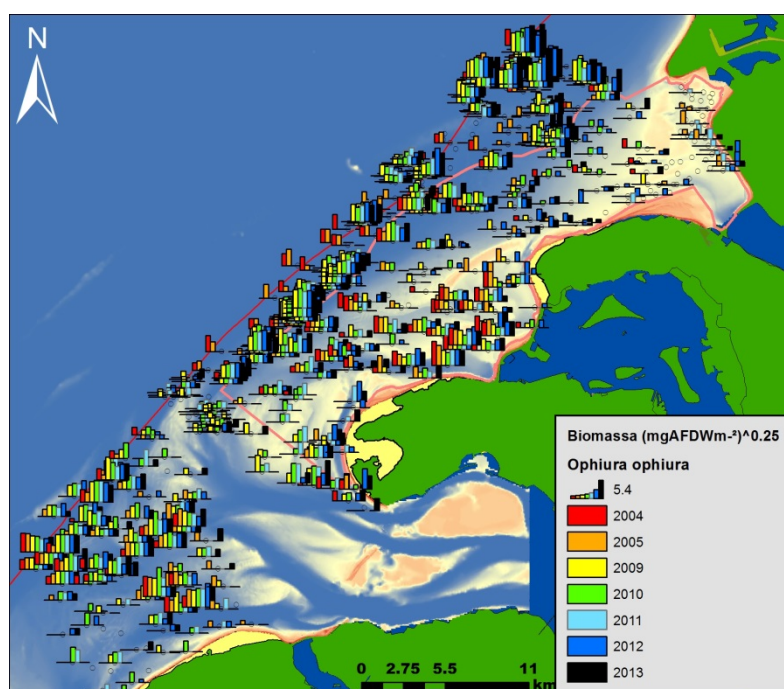
Hoge biomassa's aan *Spisula subtruncata* (Figuur 41) zijn vooral gevonden in BB_zrb met de hoogste piekwaarden in 2011-2012. In RefZuid zijn hoge biomassa aan *Spisula subtruncata* vooral gevonden in 2009.

De hoogste biomassa's aan *Echinocardium cordatum* (Figuur 42) komen voor aan de buitenrand van het studiegebied in RefWest_zra en RefWest_zrb vooral sinds 2009. Op een aantal locaties in diezelfde gebieden werd *E. cordatum* gevonden in 2004-2005 maar niet in de volgende jaren. Aan de Zuidoostelijke kant van RefZuid komt *E. cordatum* nauwelijks voor.

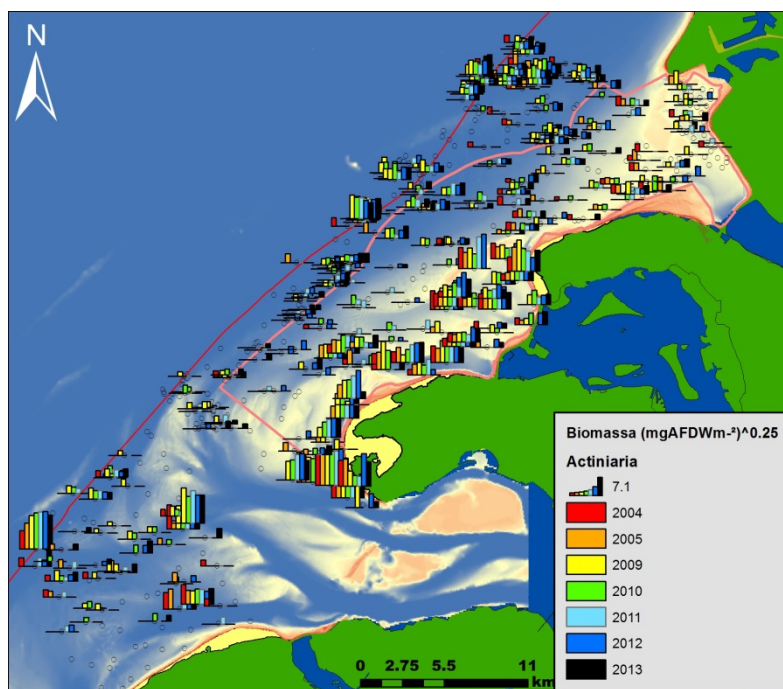
Zoals bij *E. cordatum* zijn de hoogste biomassa aan *Ophiura ophiura* (Figuur 43) gevonden aan de Noordelijke kant van RefWest_zrb. Ook bij die soort is er een aantal locaties in RefWest_zra en RefWest_zrb waar positieve waarnemingen beperkt blijven tot 2004 en/of 2005 en aan de Zuidoostelijke kant van RefZuid waar *O. ophiura* ook nauwelijks voorkomt.



Figuur 42. Biomassa van *Echinocardium cordatum* ($[mgAFDW]^{0.25}$) op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.

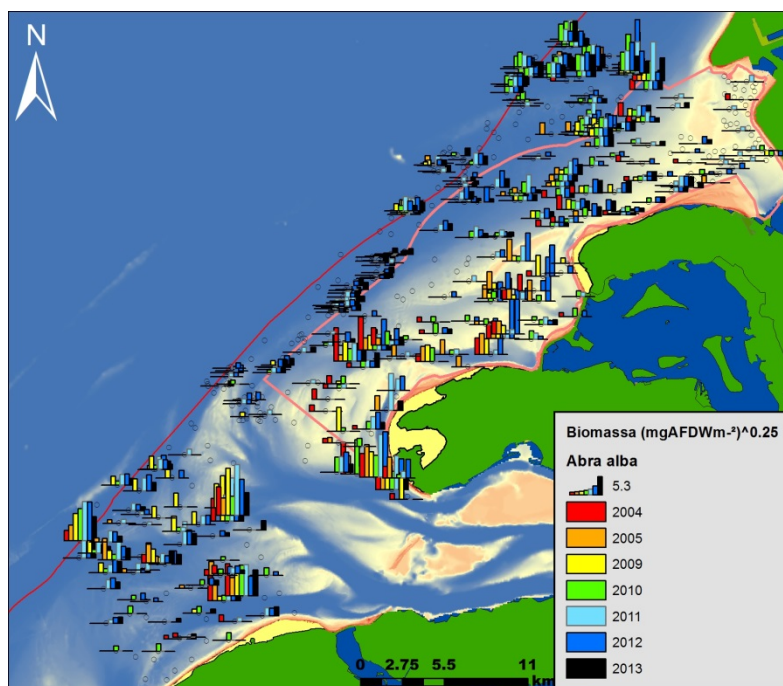


Figuur 43. Biomassa van *Ophiura ophiura* ($[mgAFDW]^{0.25}$) op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.



Figuur 44. Biomassa van *Actiniaria* ($[mgAFDW]^{0.25}$) op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.

De hoogste biomassa's aan *Actiniaria* (Figuur 44) komen voor op locaties waar die soort elk jaar getroffen wordt langs de kust in BB_zra tot in Ref_Zrand en ook hier en daar in RefZuid. Aan de Noordelijke kant van RefWest_zrb komt *Actiniaria*, zoals *E. cordatum* en *O. ophiura* sinds 2009 met hoge biomassa voor.



Figuur 45.-Biomassa van *Abra alba* ($[mgAFDW]^{0.25}$) op alle monsterlocaties bemonsterd tussen 2004 en 2013.

Abra alba (Figuur 45) komt met hoge biomassa ongeveer op dezelfde locaties voor als *Actiniaria*. De meest langdurige bezetting vindt plaats op de locaties in Ref_Zrand en op een

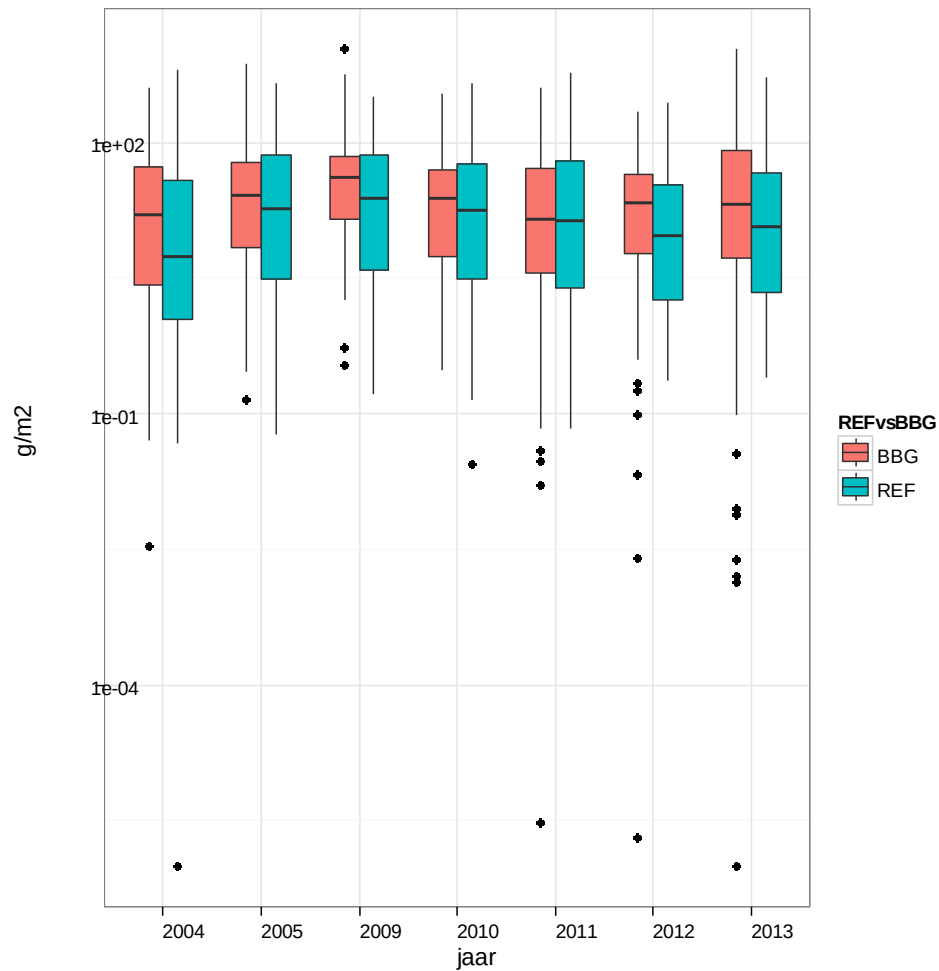
paar locaties in RefZuid. Zoals bij de overige soorten (*Actiniaria*, *E. cordatum*, *O. ophiura*) zijn hoge biomassa aan *Abra alba* waargenomen in de Noordelijke hoek van RefWest_zrb maar wel sinds 2010. De 15-40 mm lengte klasse (niet weergegeven) laat ongeveer dezelfde verspreidingspatroon zien als de hele *A. alba* populatie.

3.3. Temporele trends

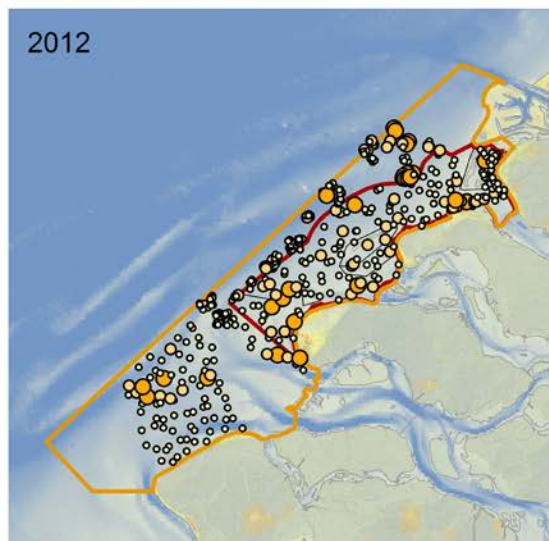
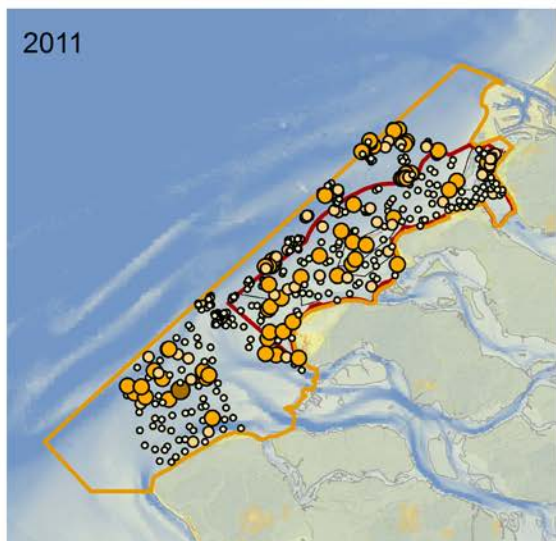
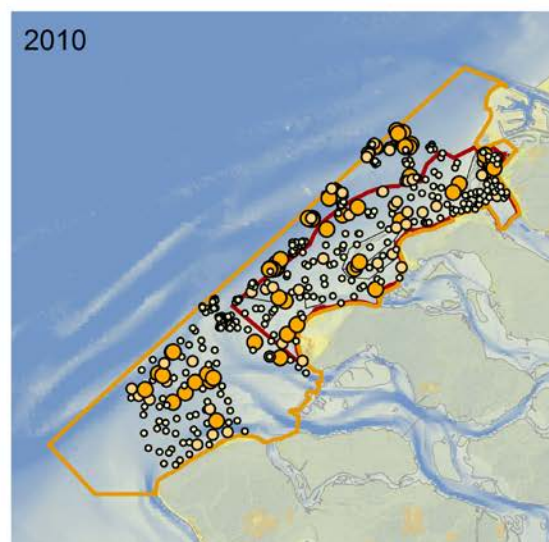
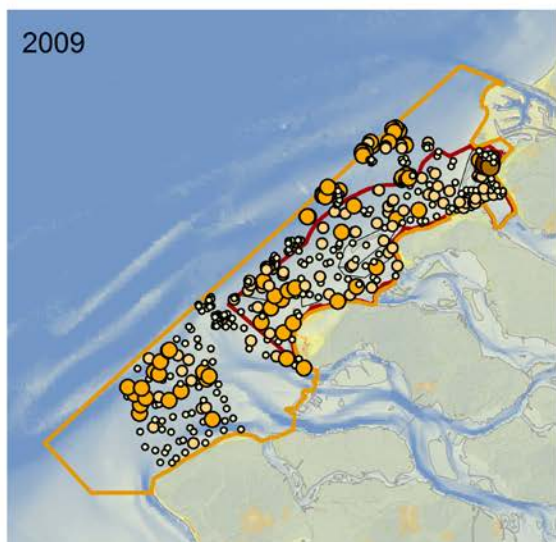
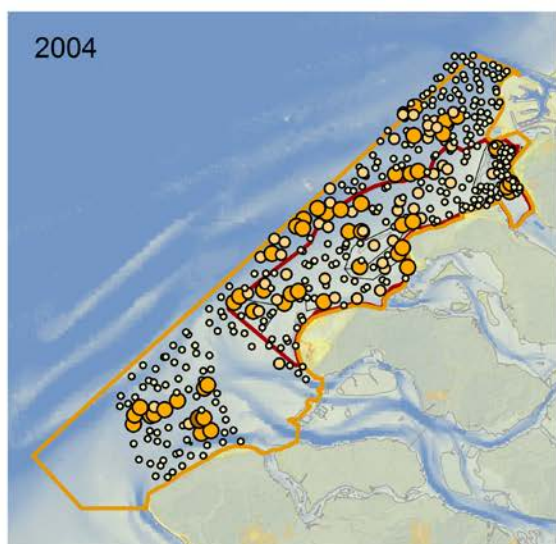
In de referentiegebieden en het bodembeschermingsgebied waren zowel de mediane als de gemiddelde waarde van de totale biomassa (bepaald uit combinatie van box-corer en bodemschaaf) in 2005 hoger dan in 2004 en in 2009 het hoogst gevolgd door een afname met een minimale biomassa in 2011 (BBG) of 2012 (REF) (Tabel 12, Figuur 46). In 2013 was er weer een stijging, waarbij vooral de gemiddelde biomassa in BBG opvalt: de totale biomassa is er heel veel hoger dan in voorgaande jaren. Temporele en ruimtelijke verschillen worden weergegeven in Figuur 47. Uit deze figuren blijkt ook dat de in 2013 hoge biomassa's niet in het hele bodembeschermingsgebied gevonden zijn, maar in een deel ervan.

Tabel 12. Totale biomassa aan bodemdieren (g AFDW/m²) in referentiegebieden (REF) en bodembeschermingsgebied (BBG): het aantal waarnemingen (nbr.val), het aantal nulwaardes (nbr.null), de minimale waarde (min), de maximale waarde (max), de mediane waarde (median), de gemiddelde waarde (mean), de standaardfout van het gemiddelde (SE.mean), de standaarddeviatie (std.dev.) en de variatiecoëfficiënt (coef.var.) data niet gewogen naar oppervlakte van deelgebieden, en dus niet gewogen naar grootte van de gridcellen]

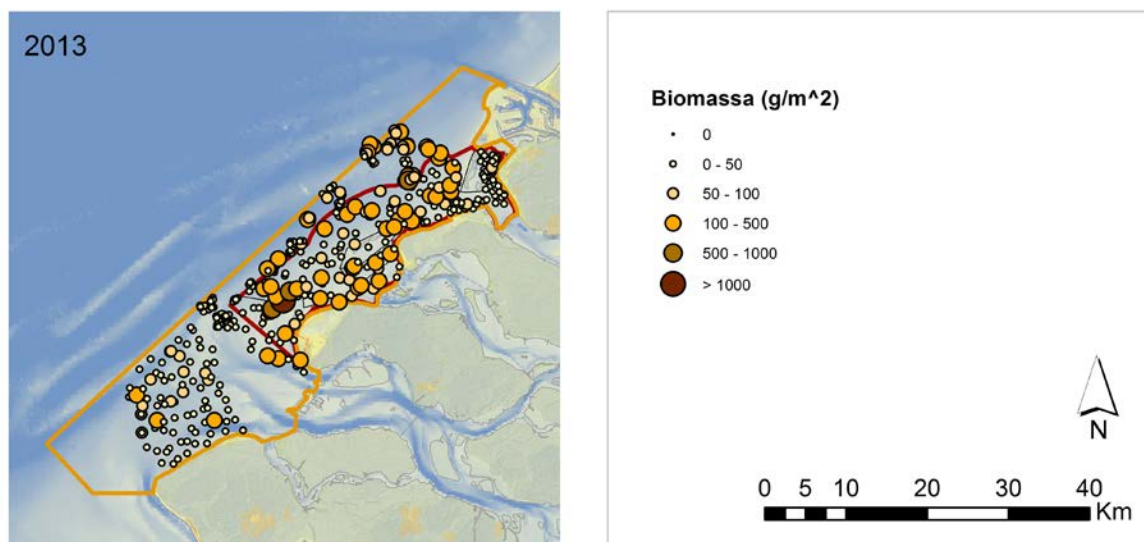
gebied	jaar	nbr.val	nbr.null	nbr.na	min	max	median	mean	SE.mean	std.dev	coef.var
BBG	2004	171	0	0	0.0	399.6	15.9	39.8	4.5	58.8	1.5
	2005	171	0	0	0.1	749.6	25.6	54.4	7.5	97.5	1.8
	2009	171	0	0	0.3	1063.4	41.2	59.6	7.8	102.4	1.7
	2010	171	0	0	0.3	342.5	23.9	38.1	3.9	51.0	1.3
	2011	167	0	0	0.0	397.5	14.0	44.1	5.4	69.3	1.6
	2012	171	0	0	0.0	222.7	21.1	33.6	3.1	40.6	1.2
	2013	171	2	0	0.0	1081.1	20.3	73.4	11.0	143.3	2.0
REF	2004	231	1	0	0.0	640.4	5.5	41.6	5.4	82.3	2.0
	2005	231	0	0	0.1	452.6	18.2	50.2	5.0	75.7	1.5
	2009	240	0	0	0.2	325.5	24.0	51.4	4.2	65.6	1.3
	2010	240	0	0	0.0	449.1	17.8	46.1	4.5	69.2	1.5
	2011	240	0	0	0.1	583.7	13.5	48.7	5.2	80.9	1.7
	2012	240	0	0	0.2	276.3	9.4	29.2	3.0	46.5	1.6
	2013	240	0	0	0.2	521.3	11.6	36.6	4.4	67.4	1.8



Figuur 46. Temporeel verloop van de totale biomassa aan bodemdieren (gAFDW/m²) in bodembeschermingsgebied (BBG) en referentiegebieden (REF), weergegeven als box-and-whisker plots. De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1.5 dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten. (data niet gewogen naar oppervlakte van deelgebieden, en dus niet gewogen naar grootte van de gridcellen)*



bron: Topografie (AHN1 - RWS DID, bathymetrie - RWS DID), Nederland (Rijkswaterstaat Noordzee), Overige kaarten (Rijkswaterstaat Data en ICT Dienst (DID))

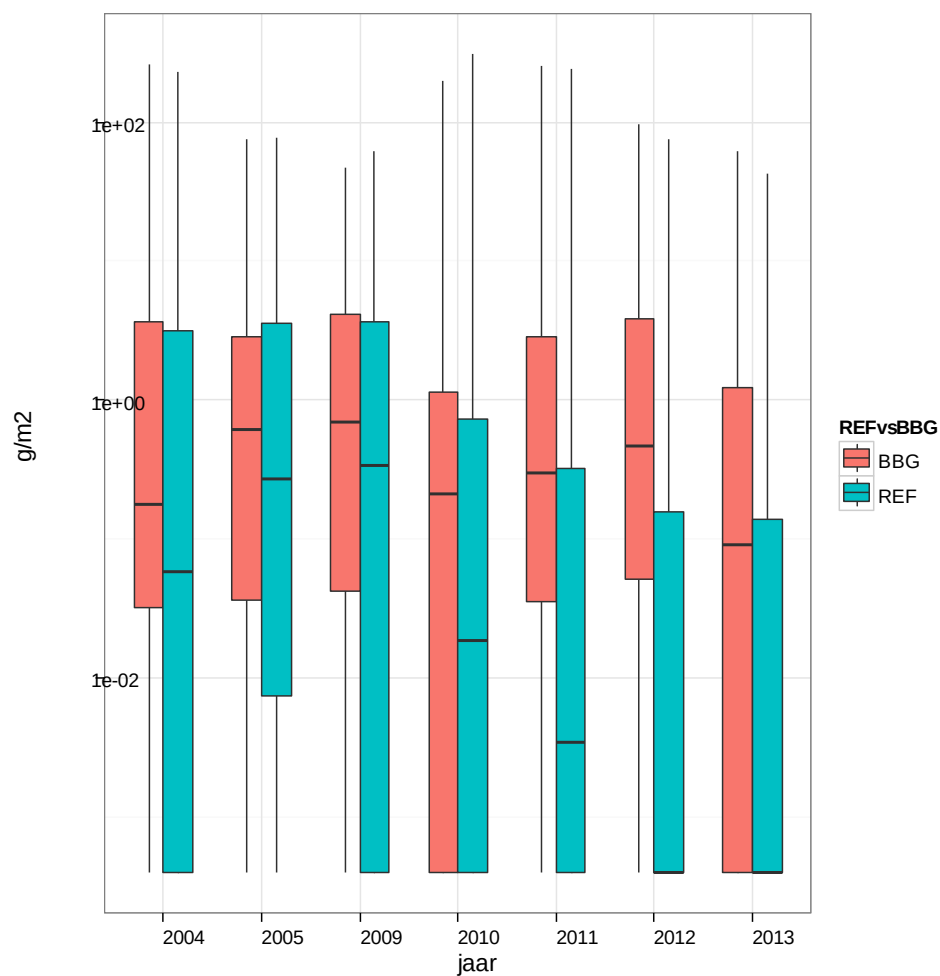


Figuur 47. Totale biomassa bodemdieren (gAFDW/m²)

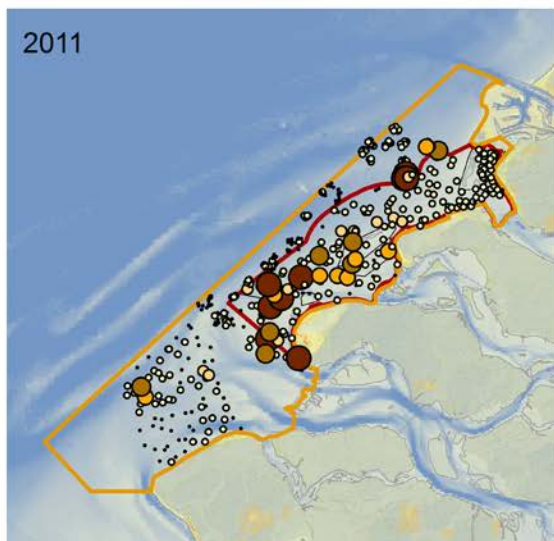
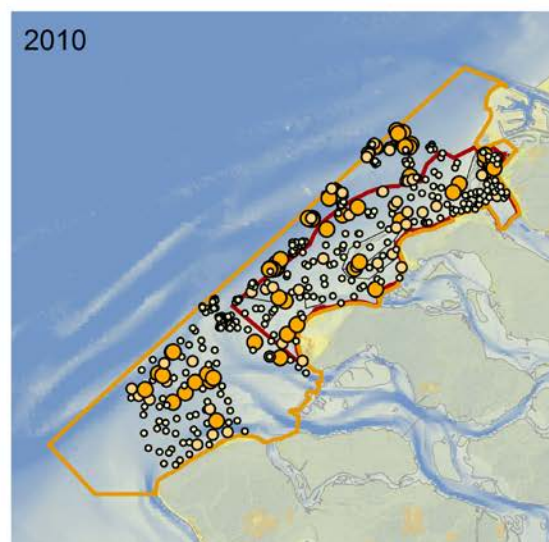
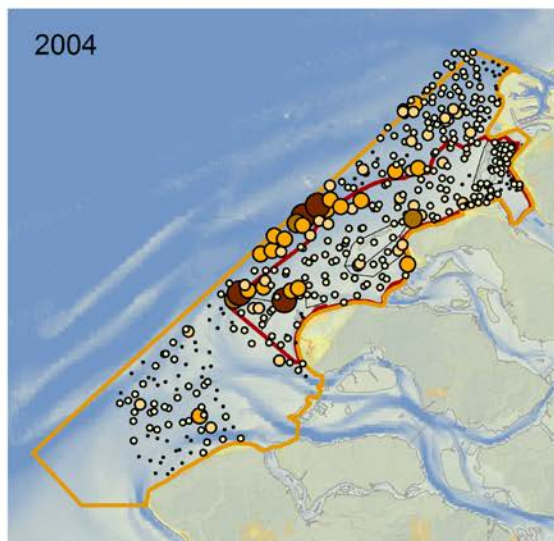
De mediane waarde van de biomassa prooien voor zwarte zee-eenden was in de referentiegebieden altijd lager dan in het bodembeschermingsgebied (Figuur 48), sinds 2010 zelfs nul. In het bodembeschermingsgebied fluctueert de biomassa, met de laagste waarde in 2013. De gemiddelde waarden volgen een iets ander temporeel patroon (Tabel 13). In het bodembeschermingsgebied is in 2011 de hoogste waarde gemeten: 77% hoger dan in 2004, 3- tot 6-maal zo hoog als in de overige jaren. Er blijken duidelijk ruimtelijke en temporele verschillen (Figuur 49). Zo werden in 2004 vooral zeewaarts van het BBG hoge biomassa's gevonden, in 2010 ook in het zuidelijke referentiegebied en het bodembeschermingsgebied, en in 2011 vooral in het BBG. In 2012 en 2013 werden praktisch nergens hoge dichtheden gevonden.

Tabel 13. Biomassa aan prooidieren voor zwarte zee-eenden (g AFDW/m²) in referentiegebieden (REF) en bodembeschermingsgebied (BBG): het aantal waarnemingen (nbr.val), het aantal nulwaardes (nbr.null), de minimale waarde (min), de maximale waarde (max), de mediane waarde (median), de gemiddelde waarde (mean), de standaardfout van het gemiddelde (SE.mean), de standaarddeviatie (std.dev.) en de variatiecoëfficiënt (coef.var.). [data niet gewogen naar oppervlakte van deelgebieden, en dus niet gewogen naar grootte van de gridcellen.

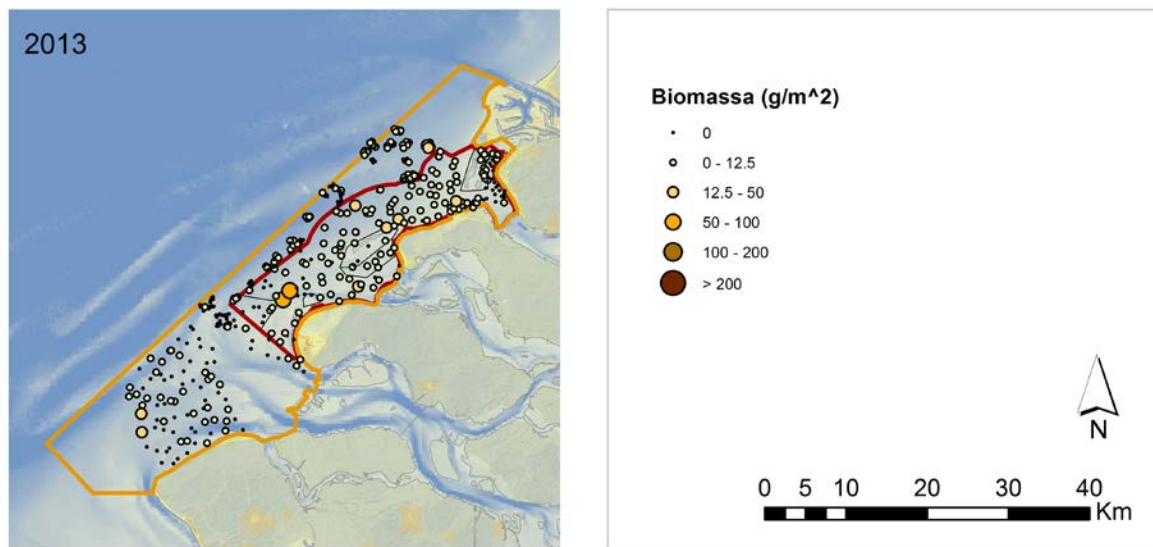
gebied	jaar	nbr.val	nbr.null	nbr.na	min	max	median	mean	SE.mean	std.dev	coef.var
BBG	2004	171	18	0	0	258.4	0.2	9.0	2.1	26.9	3.0
	2005	171	14	0	0	75.6	0.6	4.4	0.8	11.0	2.5
	2009	171	22	0	0	46.6	0.7	3.9	0.6	7.6	1.9
	2010	171	44	0	0	198.3	0.2	5.2	1.6	20.6	4.0
	2011	167	21	0	0	252.9	0.3	16.0	3.6	46.7	2.9
	2012	171	25	0	0	97.0	0.5	4.8	0.9	12.2	2.6
	2013	171	53	0	0	61.0	0.1	2.5	0.6	8.1	3.3
REF	2004	231	68	0	0	232.0	0.1	11.4	2.3	34.4	3.0
	2005	231	39	0	0	76.2	0.3	5.4	0.8	12.3	2.3
	2009	240	77	0	0	61.0	0.3	3.5	0.5	7.6	2.2
	2010	240	110	0	0	309.0	0.0	11.8	2.4	36.4	3.1
	2011	240	117	0	0	240.7	0.0	8.2	2.3	36.3	4.4
	2012	240	132	0	0	74.7	0.0	1.3	0.4	6.4	5.1
	2013	240	137	0	0	42.7	0.0	0.7	0.2	3.6	5.1



Figuur 48. Temporeel verloop van de biomassa aan bodemdieren (gAFDW/m²) als voedsel voor zwarte zee-eenden in bodembeschermingsgebied (BBG) en referentiegebieden (REF), weergegeven als box-and-whisker plots. De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1.5 dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten. (data niet gewogen naar oppervlakte van deelgebieden, en dus niet gewogen naar grootte van de gridcellen)*

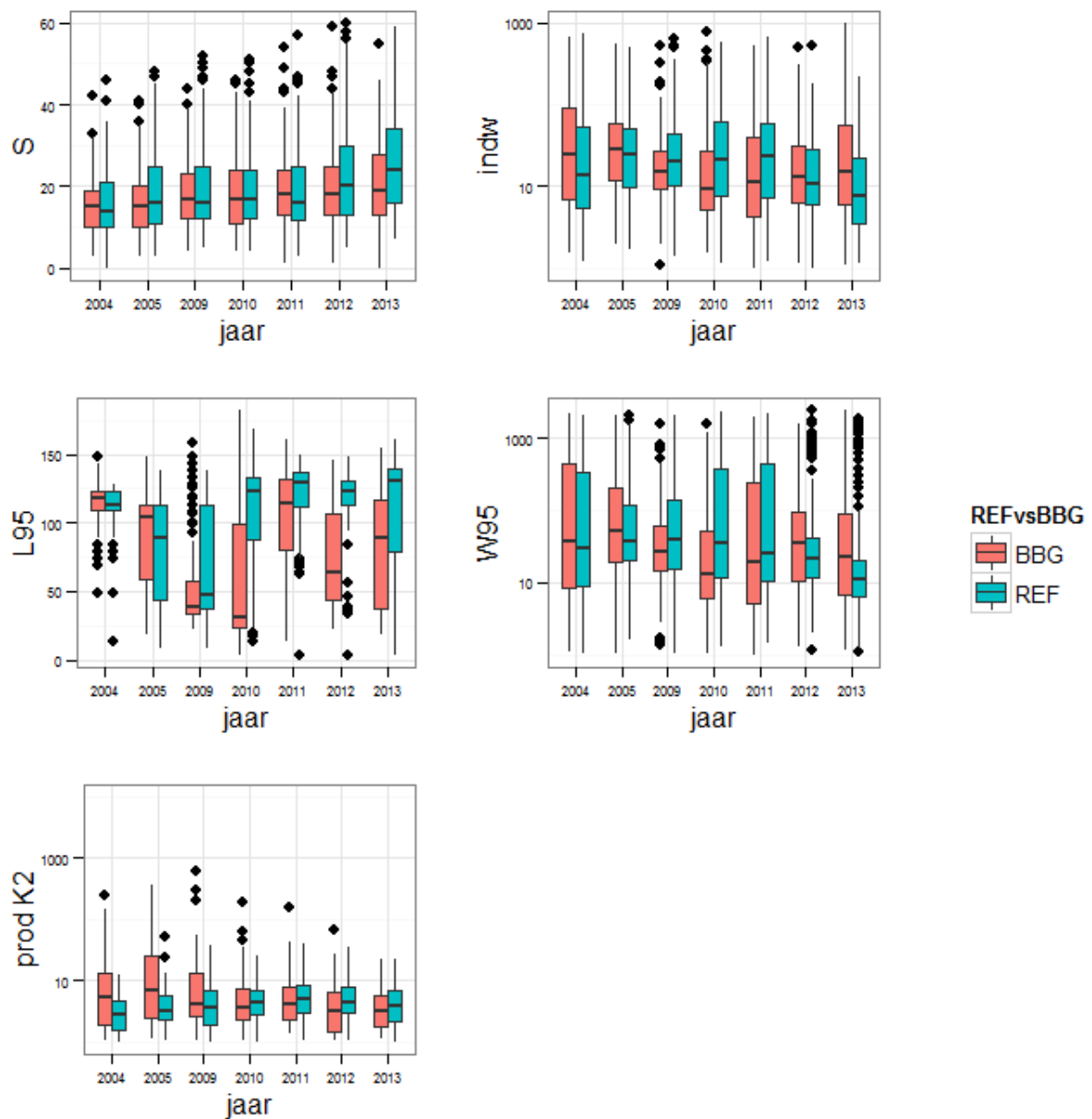


bron: Topografie (AHN1 - RWS DID, bathymetrie - RWS DID), Nederland (Rijkswaterstaat Noordzee), Overige kaarten (Rijkswaterstaat Data en ICT Dienst (DID))



Figuur 49. Biomassa bodemdieren(gAFDW/m²) als prooi voor zwarte zee-eenden

Het aantal soorten neemt over de jaren heen iets toe, in het bodembeschermingsgebied en in de referentiegebieden (Figuur 50). Het gemiddeld individueel gewicht neemt globaal gezien af, net als het aandeel grote soorten. De maximale lengte van Amerikaanse zwaardscheden vertoont grote jaarlijkse verschillen. De productie van K2-strategen neemt over de jaren eerst toe, maar is de laatste twee jaar weer gedaald.



Figuur 50. Aantal soorten (S), maximale lengte Ensis (L95), gemiddeld individueel gewicht (indw), aandeel grote soorten (W95) en productie K2-strategen (prod K2; g/m²/jaar), weergegeven als box-and-whisker plots. De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1.5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten. (data niet gewogen naar oppervlakte van deelgebieden).

3.4. Habitatmodellering

Selectie abiotische variabelen

Alle berekende variabelen met betrekking tot saliniteit (AvgSalSpring, MinSal, VarSalSpring, VarSalSummer, VarSalAutumn, VarSalWinter, S25_Winter; zie 2.5.1.2) zijn onderling matig (Pearsons $r > 0.6$) of zelfs sterk ($r > 0.8$) gecorreleerd (zie Prins & van der Kolff 2014). Ook de correlaties tussen de variabelen met betrekking tot de bodemschuifspanning van golven (MaxTauGolf en AvgTauGolf) en stromingen (MaxVel en TauMaxVel) zijn respectievelijk matig en sterk.

In de habitatmodellering is daarom telkens maar een enkele van deze abiotische variabelen in het model meegenomen, met name:

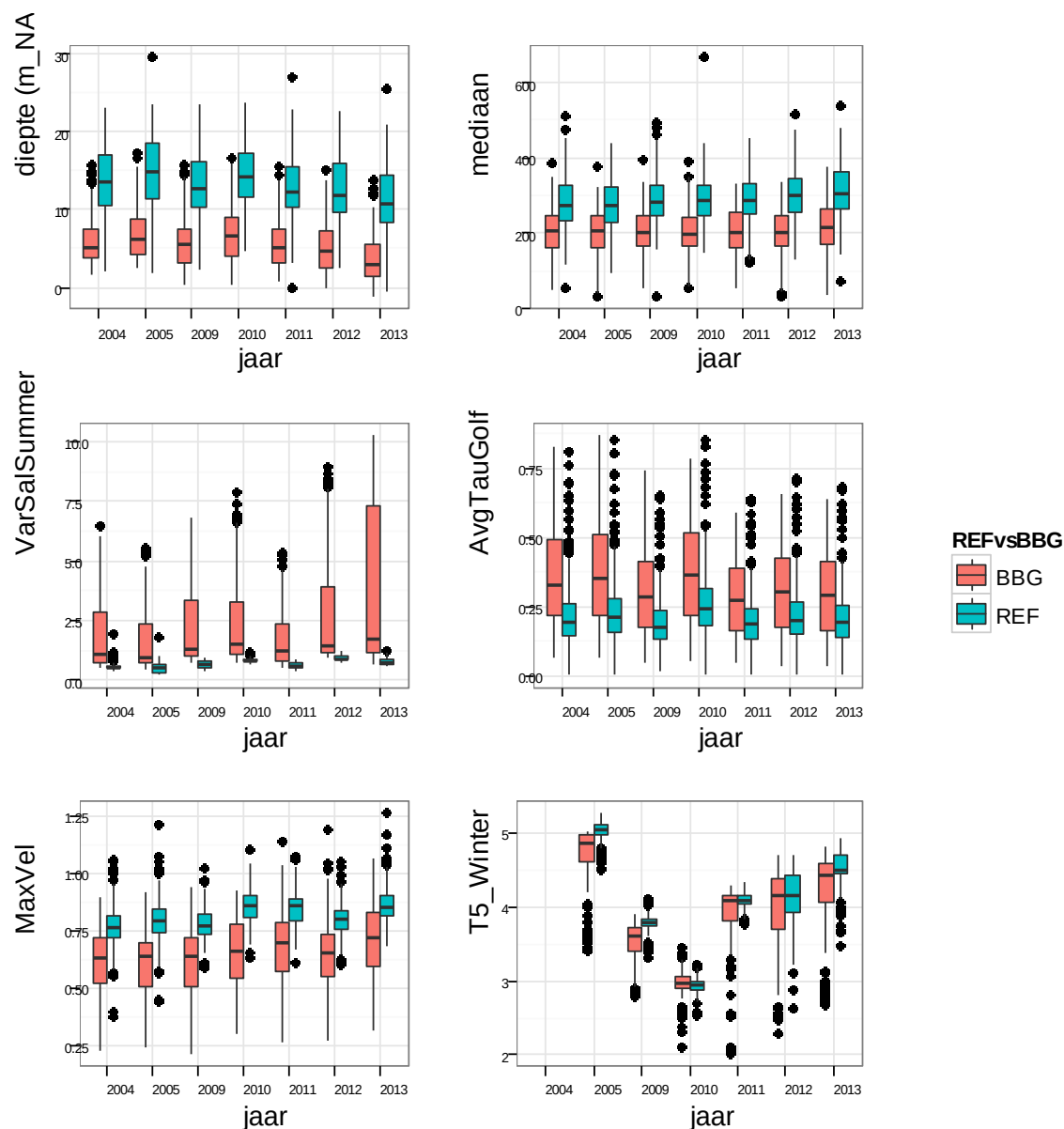
- Waterdiepte (diepte_dm_NAP)
- Mediane korrelgrootte van het sediment (mediaan)
- Standaarddeviatie van de saliniteit in de zomer (VarSalSummer)
- Gemiddelde bodemschuifspanning ten gevolge van golven (AvgTauGolf)
- Maximale stroomsnelheid (MaxVel)
- Strengheid van de voorafgaande winter (T5_Winter)

Voor T5_Winter is geen waarde bepaald voor het jaar 2004, omdat de modellering pas start in voorjaar 2004. De modellering is daarom uitgevoerd met de data van 2005 en 2009-2013. Bij de BACI-analyses en vaststellen van relatie met visserij-intensiteit is 2004 wel meegenomen, maar strengheid van de winter niet. Alleen voor het aantal soorten blijkt strengheid van de winter een significante parameter (zie verder).

Daarbij zijn sommige abiotische data getransformeerd, om een meer normale verdeling te krijgen: $\log_{10}(\text{VarSalSummer})$, $\text{Diepte}^{0.75}$, $\sqrt{\text{AvgTauGolf}}$.

Er zijn duidelijk verschillen in abiotiek tussen het bodembeschermingsgebied en de referentiegebieden (Figuur 51). Zo is het bodembeschermingsgebied ondieper, zijn de saliniteit, de stroomsnelheid en de mediane korrelgrootte er lager en is de variatie in het zoutgehalte er groter.

Na de instelling van het bodembeschermingsgebied is, op de bemonsterde locaties, de golfwerking iets groter dan voor de instelling op de tijdens de nulmeting bemonsterde locaties. De winters zijn minder streng in alle jaren na de instelling van het bodembeschermingsgebied ten opzichte van het jaar 2005, met blijkbaar de zachtste winter in 2010 (Figuur 51).



Figuur 51. Boxplots per gebied (Bodembeschermingsgebied BBG en Referentiegebieden REF) en per jaar van de abiotische factoren die in het habitatmodel zijn meegenomen: diepte (in dm t.o.v. NAP), mediane korrelgrootte (in micron), variatie in saliniteit in de zomer (VarSalSummer), gemiddelde bodemschuifspanning t.g.v. golven (AvgTauGolf), maximale stroomsnelheid (MaxVel) en strengheid van de voorafgaande winter (T5_Winter). Data: 2004-2005, 2009-2011. De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1.5 dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten.*

Modellering

Voor alle indicatoren, op maximale lengte van Amerikaanse zwaardschede na, zijn de diepte en de maximale stroomsnelheid belangrijke verklarende variabelen (Tabel 14). Alle abiotische variabelen zijn significante parameters voor het aantal soorten. Slechts twee abiotische variabelen zijn significant voor het aandeel groter soorten en voor de maximale lengte van de Amerikaanse zwaardschede.

Tabel 14. Overzicht van omgevingsvariabelen die een significante bijdrage leveren aan de variatie in de response variabele, en de door deze variabelen verklaarde variantie.

Indicator	diepte	mediane korrelgrootte	maximale stroomsnelheid	bodemschuifspanning t.g.v. golven	variatie saliniteit	strengheid winter	% variantie verklaard door abiotiek
Totale biomassa	x	x	x	x	x		10
Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden	x	x	x	x	x		17
Productie K2-strategen	x	x	x	x	x		8
Maximale lengte (95% percentiel) Amerikaanse zwaardschede		x		x			9
Gem. Individueel gewicht	x		x	x	x		7
Aantal soorten	x	x	x	x	x	x	8
Aandeel grote soorten (95% percentiel individueel gewicht)	x		x				0.6

Totale biomassa bodemdieren

Voor de totale biomassa leidde een model met locatie als random effect, een verschillende variantiestructuur per deelgebied, en een temporele correlatiestructuur tot het beste model. Alle abiotische variabelen, op strengheid van de winter na ($p = 0.0621$), blijken significant:

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	2.1994569	0.08800570	1713	24.992209	0.0000
Diepte	0.0184421	0.00565562	1713	3.260845	0.0011
Mediaan	-0.0011426	0.00015002	1713	-7.616216	0.0000
Variatie saliniteit	-0.0988497	0.03726759	1713	-2.652430	0.0081
Bodemschuifspanning golven	-0.5344966	0.08573775	1713	-6.234087	0.0000
Maximale stroomsnelheid	-0.2813316	0.08824513	1713	-3.188069	0.0015

Dit model verklaart 51% van de variantie, waarvan 10% door de fixed factors (abiotische variabelen).

Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden

Voor de totale biomassa aan prooien voor zwarte zee-eenden is eenzelfde model het beste model. Ook hier blijken alle abiotische variabelen op strengheid van de winter na ($p = 0.0613$) significant:

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	2.0076648	0.12875630	1713	15.592750	0.0000
Diepte	0.0392482	0.00882574	1713	4.447019	0.0000
Mediaan	-0.0018031	0.00021492	1713	-8.389522	0.0000
Variatie saliniteit	-0.2965437	0.06002474	1713	-4.940358	0.0000
Bodemschuifspanning golven	-0.2445608	0.12202054	1713	-2.004259	0.0452
Maximale stroomsnelheid	-1.3132055	0.13026142	1713	-10.081308	0.0000

Dit model verklaart 41% van de variantie, waarvan 17% door de fixed factors (abiotische variabelen).

Aantal soorten

Ook voor het aantal soorten leidde een model met locatie als random effect, een verschillende variantiestructuur per deelgebied, en een temporele correlatiestructuur tot het beste model. Alle abiotische variabelen blijken significant:

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	4.066984	0.30293359	1712	13.425331	0.0000
Diepte	0.059690	0.01669829	1712	3.574599	0.0004
Mediaan	-0.001250	0.00042763	1712	-2.923158	0.0035
Variatie saliniteit	0.459686	0.11790886	1712	3.898659	0.0001
Bodemschuifspanning golven	-1.268184	0.25006742	1712	-5.071370	0.0000
Maximale stroomsnelheid	0.857142	0.23989284	1712	3.573022	0.0004
Strengheid winter	0.096629	0.02735537	1712	3.532351	0.0004

Dit model verklaart 65% van de variantie, waarvan 8% door de fixed factors (abiotische variabelen).

Gemiddeld individueel gewicht

Ook voor het aantal soorten leidde een model met locatie als random effect, een verschillende variantiestructuur per deelgebied, en een temporele correlatiestructuur tot het beste model. Mediane korrelgrootte en strengheid van de winter zijn niet significant:

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	4.406660	0.3282506	1714	13.424682	0.0000
Diepte	0.089041	0.0222863	1714	3.995321	0.0001
Variatie saliniteit	-0.644759	0.1556742	1714	-4.141723	0.0000
Bodemschuifspanning golven	-0.764785	0.3099554	1714	-2.467404	0.0137
Maximale stroomsnelheid	-2.288208	0.3209340	1714	-7.129841	0.0000

Dit model verklaart 24% van de variantie, waarvan 7% door de fixed factors (abiotische variabelen).

Aandeel grote soorten

Zelfs het beste model - met locatie als random effect, een verschillende variantiestructuur per deelgebied, en een temporele correlatiestructuur – kan slechts een heel beperkt deel van variantie verklaren: 2.2% van de totale variantie, waarvan slechts 0.6% door 2 abiotische variabelen:

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	204.72423	42.43915	1715	4.823947	0e+00
Diepte	16.40287	4.07368	1715	4.026547	1e-04
Maximale stroomsnelheid	-178.97991	65.00098	1715	-2.753495	6e-03

Maximale lengte Amerikaanse zwaardschedes

Beste model is een model met mediane korrelgrootte (Mediaan) en bodemschuifspanning t.b.v. golven (AvgTauGolf), en temporele autocorrelatiestructuur. Het model verklaart 9% van de totale variantie ¹¹

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	114.12548	3.333879	720	34.23204	0
Mediaan	0.06027	0.007458	720	8.08064	0
Bodemschuifspanning golven	-24.82380	4.733346	720	-5.24445	0

¹¹ In een model zonder ruimtelijke autocorrelatie wordt 16% van totale variantie verklaard, waarvan 9% door fixed factors. Het is onduidelijk waarom in een aantal modellen met ruimtelijke autocorrelatiestructuur de door random factoren verklaarde variantie nul wordt.

K2-strategisten

Beste model is een model met alle abiotische parameters op strengheid van de winter en variatie in saliniteit na. Het model verklaart 30% van de totale variantie, waarvan 8% door de abiotische variabelen:

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	3.504601	0.3167704	1714	11.063538	0.0000
Diepte	0.091345	0.0229718	1714	3.976423	0.0001
Mediaan	-0.004014	0.0006093	1714	-6.586988	0.0000
Bodemschuifspanning golven	-1.726824	0.3342811	1714	-5.165783	0.0000
Maximale stroomsnelheid	-0.726979	0.3641491	1714	-1.996379	0.0461

3.5. Effecten van instellen van bodembeschermingsgebied

3.5.1. BACI-analyse

Tabel 15 geeft een overzicht van de resultaten van de BACI-analyses. Voor vier indicatoren is de verandering in het bodembeschermingsgebied significant anders dan in het referentiegebied (significante interactieterm tussen tijdstip en gebied).

Tabel 15. Overzicht resultaten BACI-analyses (ns = niet significante interactieterm tussen tijdstip en gebied; ** : $p < 0.1$, *** : $p < 0.001$)

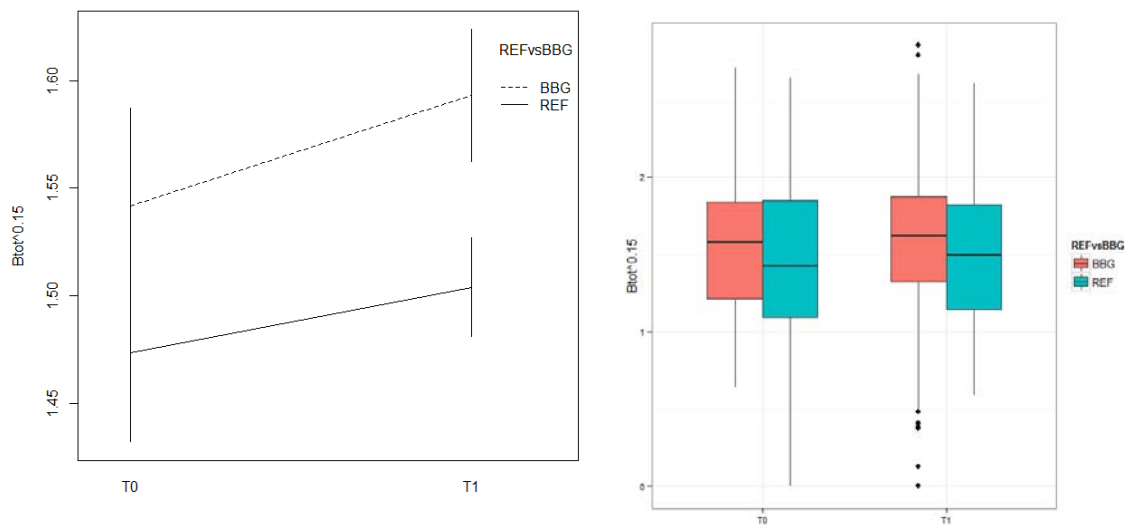
Indicator	BACI
Totale biomassa (~ = biomassa prooien typische vissen)	ns
Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden	***
Productie K2-strategen	ns
Maximale lengte (95% percentiel) Amerikaanse zwaardschede	***
Gem. Individueel gewicht	***
Aantal soorten	ns
Aandeel grote soorten (95% percentiel individueel gewicht)	ns

Totale biomassa bodemdieren

De interactie tussen tijdstip (na vs voor instellen van bodembeschermingsgebied) en gebied (referentiegebieden vs bodembeschermingsgebied) is niet significant ($p = 0.1178$). In zowel de referentiegebieden als het bodembeschermingsgebied is de (getransformeerde) biomassa gemiddeld hoger na het instellen van het bodembeschermingsgebied (Figuur 52). Het verschil tussen beide gebieden is net niet significant ($p = 0.0771$).

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	2.3570617	0.13206894	2611	17.847207	0.0000
Diepte	0.0453945	0.00813282	2611	5.581636	0.0000
Mediaan	-0.0010167	0.00014292	2611	-7.113859	0.0000
Maximale stroomsnelheid	-0.7876837	0.10947047	2611	-7.195399	0.0000
Variatie saliniteit	-0.1767369	0.07005893	2611	-2.522688	0.0117
bodemschuifspanning golven	-0.6027704	0.11099673	2611	-5.430524	0.0000
tijdstip (T1 vs T0)	0.2009267	0.05782133	2611	3.474959	0.0005
gebied (REF vs BBG)	-0.0881211	0.04983233	2611	-1.768352	0.0771
interactie tijdstip en gebied	-0.0744392	0.04758368	2611	-1.564385	0.1178 ns

Deze uitkomst wijkt af van het eerdere resultaat met de data voor 2004-2011, toen een afname in het bodembeschermingsgebied werd waargenomen (Prins et al. 2014).

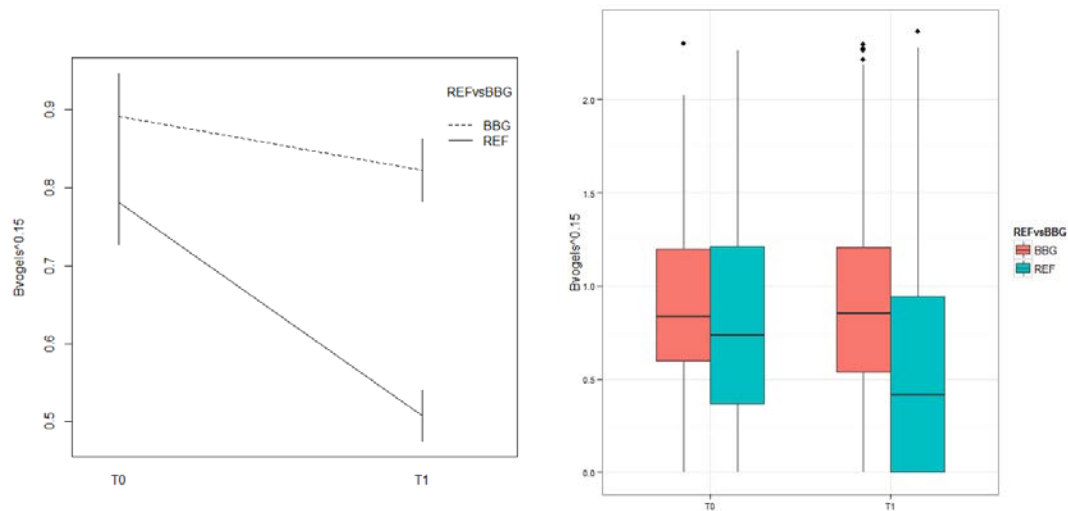


Figuur 52. Gemiddelde totale biomassa ($B_{tot}^{0.15}$, in gAFDW/m²) en 95% confidentie-interval in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T0) en na (T1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van totale biomassa ($B_{tot}^{0.15}$) in beide gebieden op T0 en T1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1.5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten.

Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden

In de referentiegebieden is de (getransformeerde) biomassa van prooien voor zee-eenden gemiddeld meer afgenomen na het instellen van het bodembeschermingsgebied dan in het bodembeschermingsgebied (Figuur 53). Het voedsel voor zwarte zee-eenden is dus in het bodembeschermingsgebied relatief toegenomen. De interactie tussen tijdstip (voor vs na instellen van bodembeschermingsgebied) en gebied (bodembeschermingsgebied vs referentiegebieden) is significant ($p = 0.0008$). Bij de analyse van de data 2004-2011 (Prins et al. 2014) was dit nog niet significant, al waren de trends wel gelijk ($p = 0.0944$).

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	
(Intercept)	1.7850070	0.16140864	2611	11.058931	0.0000	
Diepte2	0.0422030	0.01140909	2611	3.699067	0.0002	
Mediaan	-0.0013015	0.00019473	2611	-6.683755	0.0000	
MaxVel	-0.9070192	0.14291171	2611	-6.346710	0.0000	
AvgTauGolf2	-0.4654315	0.14268737	2611	-3.261897	0.0011	
VarSalSummer2	-0.1970373	0.09775661	2611	-2.015590	0.0439	
tijdstip (T1 vs T0)	0.0661658	0.08456704	2611	0.782407	0.4340	
gebied (REF vs BBG)	-0.0561539	0.06684622	2611	-0.840045	0.4010	
interactie tijdstip en gebied	-0.2556528	0.07630390	2611	-3.350455	0.0008	***

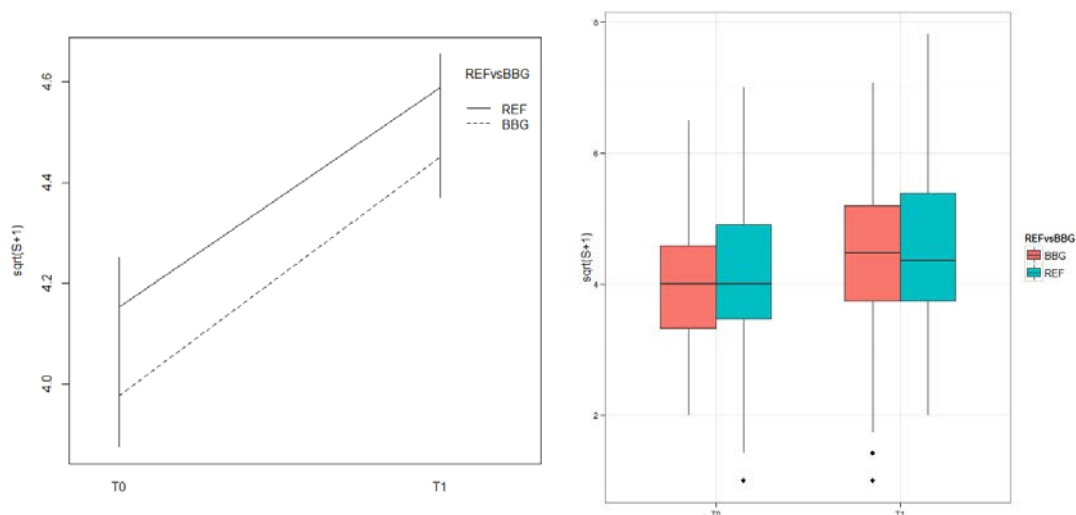


Figuur 53. Gemiddelde totale biomassa aan prooien voor zwarte zee-eenden ($B_{\text{vogels}}^{0.15}$, in gAFDW/m^2) en 95% betrouwbaarheidsinterval in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T0) en na (T1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van totale biomassa ($B_{\text{tot}}^{0.15}$) in beide gebieden op T0 en T1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot $1.5 \times$ dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten.

Aantal soorten

De interactie tussen tijdstip (na vs voor instellen van bodembeschermingsgebied) en gebied (referentiegebieden vs bodembeschermingsgebied) is niet significant ($p = 0.1178$). Er is een significant verschil in ruimte en tijd.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	5.962440	0.4052916	2611	14.711481	0.0000
Diepte2	0.166790	0.0203061	2611	8.213781	0.0000
VarSalSummer2	-1.289209	0.1702926	2611	-7.570554	0.0000
Mediaan	-0.003575	0.0003570	2611	-10.012798	0.0000
MaxVel	-1.772530	0.2655645	2611	-6.674574	0.0000
AvgTauGolf2	-1.214953	0.2710217	2611	-4.482863	0.0000
tijdstip (T1 vs T0)	0.842079	0.3521513	2611	2.391243	0.0169
gebied (REF vs BBG)	-0.496792	0.1209103	2611	-4.108767	0.0000
interactie tijdstip en gebied	0.072591	0.1103052	2611	0.658091	0.5105 ns

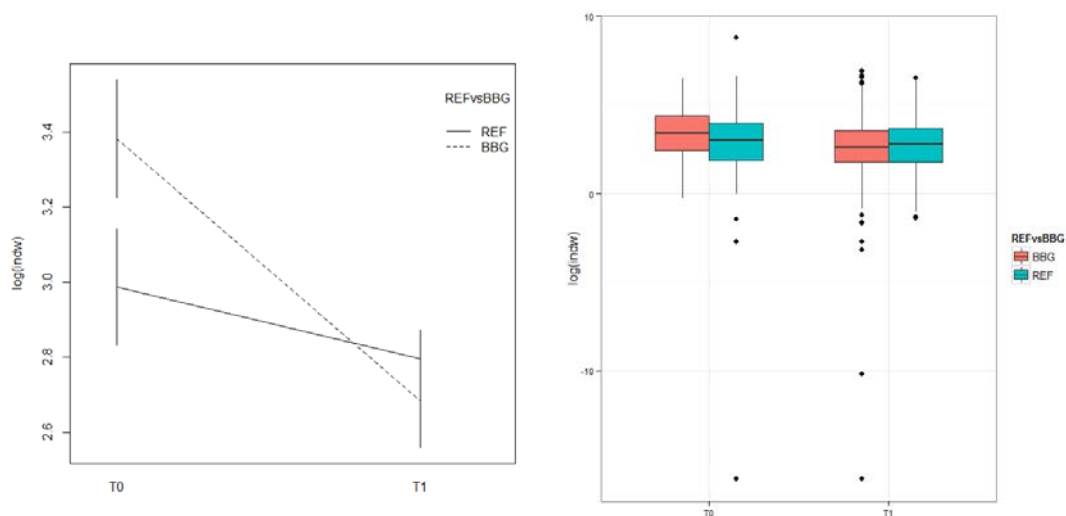


Figuur 54. Gemiddeld aantal soorten ($\sqrt{S+1}$) en 95% confidence-interval in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T0) en na (T1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van totale biomassa ($B_{tot}^{0.15}$) in beide gebieden op T0 en T1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot $1.5 \times$ dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten.

Gemiddeld individueel gewicht

Het (getransformeerde) gemiddeld gewicht is in het BBG meer afgenomen dan in het REF (Figuur 55). Een BACI-model resulteert in een significante interactie tussen tijd (T0 en T1) en gebied (REF vs BBG) ($p = 0.000$):

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	4.440378	0.4125844	2611	10.762351	0.0000
Diepte2	0.093671	0.0296507	2611	3.159136	0.0016
Mediaan	0.001288	0.0005526	2611	2.329812	0.0199
MaxVel	-1.808217	0.3906748	2611	-4.628445	0.0000
VarSalSummer2	-0.305616	0.2177603	2611	-1.403450	0.1606
AvgTauGolf2	-0.947921	0.3816508	2611	-2.483739	0.0131
tijdstip (T1 vs T0)	-0.565450	0.1772420	2611	-3.190270	0.0014
gebied (REF vs BBG)	-0.767461	0.1526603	2611	-5.027244	0.0000
interactie tijdstip en gebied	0.560159	0.1239506	2611	4.519209	0.0000 ***



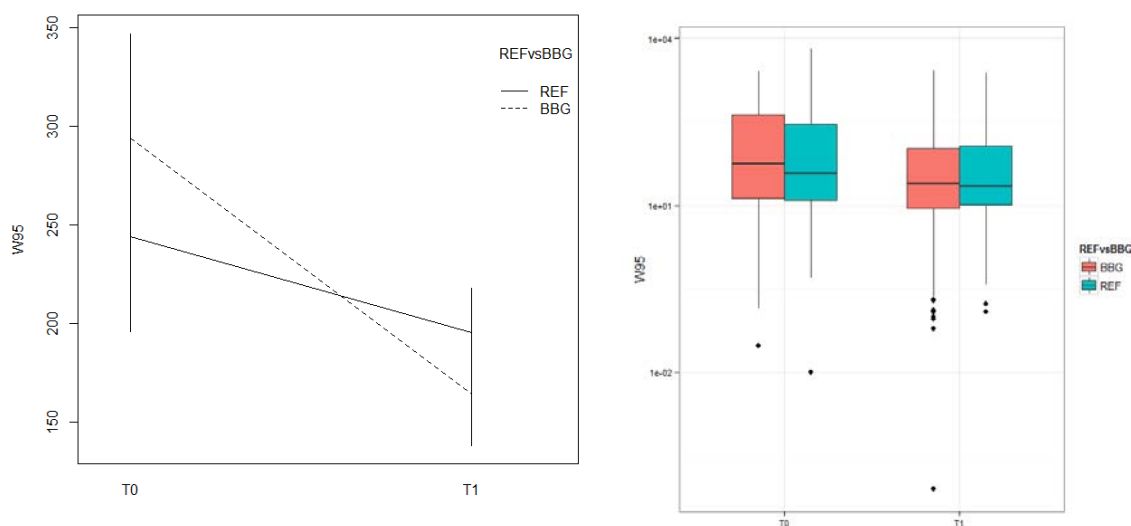
Figuur 55. Gemiddeld individueel gewicht ($\log(\text{indw})$, indw in mgAFDW) en 95% confidence-interval in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T0) en na (T1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van totale biomassa ($B_{tot}^{0.15}$) in beide

gebieden op T0 en T1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1.5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten.

Aandeel grote soorten

Een BACI-model resulteert niet in een significante interactie tussen tijd (BA: T0 en T1) en gebied (REF vs BBG) ($p = 0.4126$). Deze uitkomst wijkt af van het eerdere resultaat met de data voor 2004-2011, toen een significante interactie gevonden werd. Ook het verschil tussen referentiegebieden en bodembeschermingsgebied is niet significant, net zoals de situatie voor en na het instellen van het bodembeschermingsgebied.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	200.78119	56.30136	2612	3.566187	0.0004
Diepte2	24.08304	5.37987	2612	4.476506	0.0000
MaxVel	-235.50587	74.09212	2612	-3.178555	0.0015
tijdstip (T1 vs T0)	38.98141	48.61213	2612	0.801887	0.4227
gebied (REF vs BBG)	-33.26402	38.68666	2612	-0.859832	0.3900
interactie tijdstip en gebied	-36.69919	44.78443	2612	-0.819463	0.4126 ns

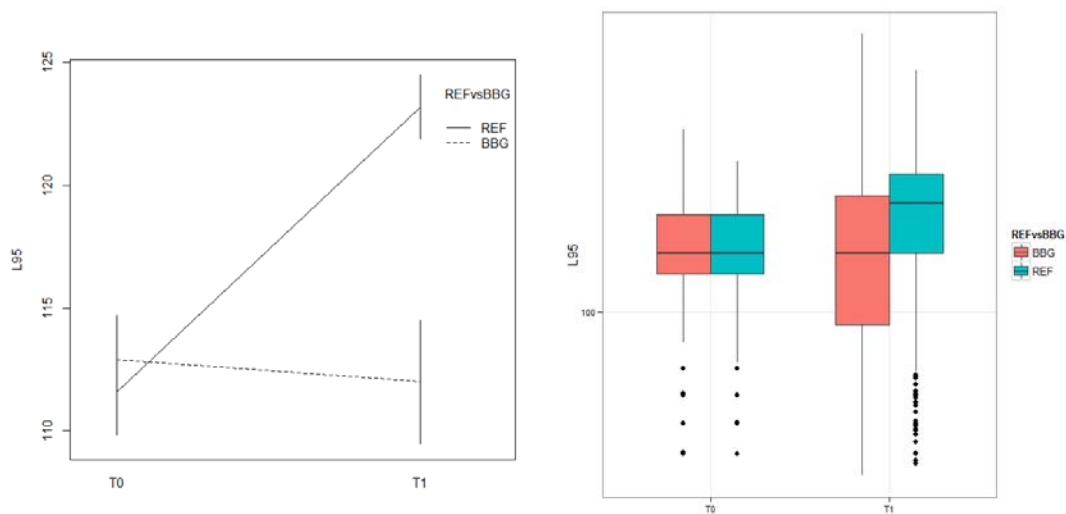


Figuur 56. Aandeel grote soorten (als 95% percentiel individueel gewicht, W95, in mgAFDW) in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T0) en na (T1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van het aandeel grote soorten (W95) in beide gebieden op T0 en T1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1.5* dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten.

Maximale lengte Amerikaanse zwaardschedes

In de referentiegebieden is de maximale lengte van Amerikaanse zwaardschedes hoger op T1 dan op T0 (Figuur 57). Een BACI-model resulteert in een significante interactie tussen tijd (T0 en T1) en gebied (REF vs BBG) ($p=0.000$):

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	110.39385	14.778407	2058	7.469942	0.0000
Diepte2	4.16999	0.611039	2058	6.824418	0.0000
MaxVel	-48.61714	8.842100	2058	-5.498370	0.0000
tijdstip (T1 vs T0)	-18.84607	16.514521	2058	-1.141182	0.2539
gebied (REF vs BBG)	-4.80555	4.057603	2058	-1.184332	0.2364
interactie tijdstip en gebied	26.13257	4.735372	2058	5.518588	0.0000 ***

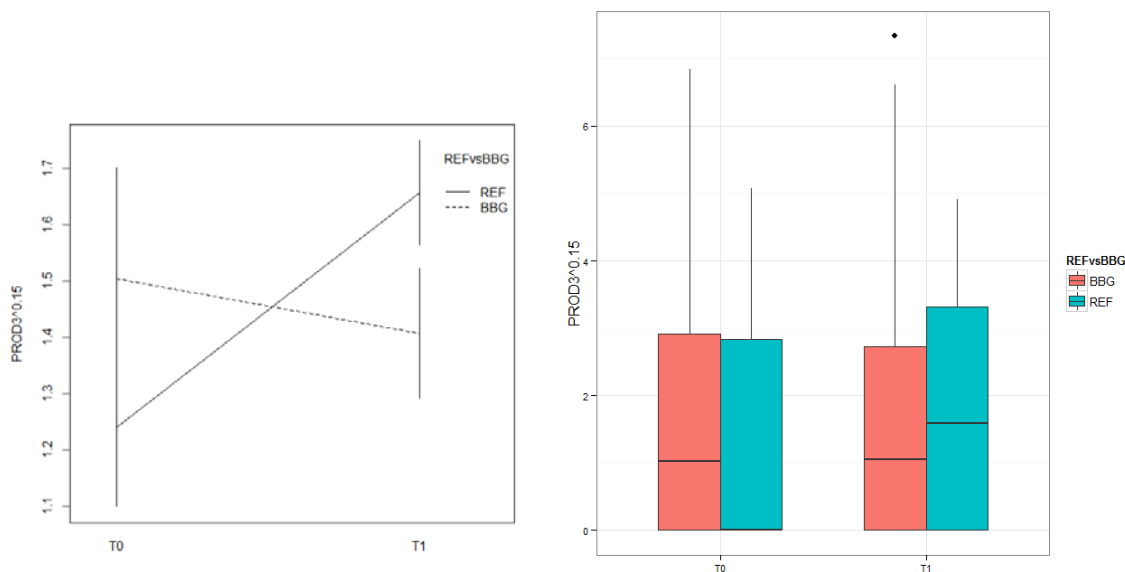


Figuur 57. Maximale lengte Amerikaanse zwaardscheden (als 95% percentiel, L95, in mm) in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T0) en na (T1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van het aandeel grote soorten (L95) in beide gebieden op T0 en T1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1.5 * dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten.

Productiviteit K2-strategisten

Figuur 58 lijkt te wijzen op een significante interactie tussen tijd (T0 en T1) en gebied (REF vs BBG), maar dit is niet zo: $p = 0.1434$.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	
(Intercept)	1012.4286	300.43295	2611	3.369899	0.0008	
Diepte2	72.8912	19.18532	2611	3.799322	0.0001	
Mediaan	-1.6782	0.37379	2611	-4.489739	0.0000	
MaxVel	-484.3767	253.98746	2611	-1.907089	0.0566	
VarSalSummer2	111.9284	169.69626	2611	0.659581	0.5096	
AvgTauGolf2	-612.2728	292.57975	2611	-2.092670	0.0365	
tijdstip (T1 vs T0)	80.5923	95.67304	2611	0.842372	0.3997	
gebied (REF vs BBG)	97.7708	115.61646	2611	0.845648	0.3978	
interactie tijdstip en gebied	143.8361	98.27673	2611	1.463583	0.1434	ns



Figuur 58. Productie K2-strategen (mg/m²/jaar; getransformeerd) in het bodembeschermingsgebied (BBG) en de referentiegebieden (REF) voor (T0) en na (T1) het instellen van het bodembeschermingsgebied (linkerfiguur), en box-and-whisker plots van het aandeel grote soorten (L95) in beide gebieden op T0 en T1 (rechterfiguur). De rechthoek geeft de waarden aan van het 25% tot het 75% percentiel, de verticale lijnen de waarden tot 1.5 dit bereik, en hogere en lagere waarden als afzonderlijke punten.*

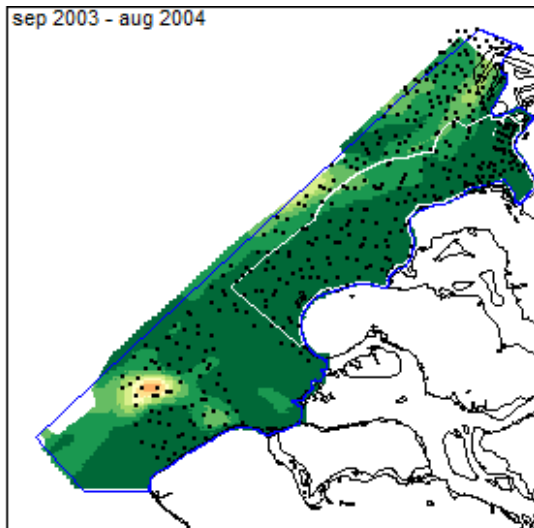
3.5.2. Visserij-intensiteit

Data visserij-intensiteit

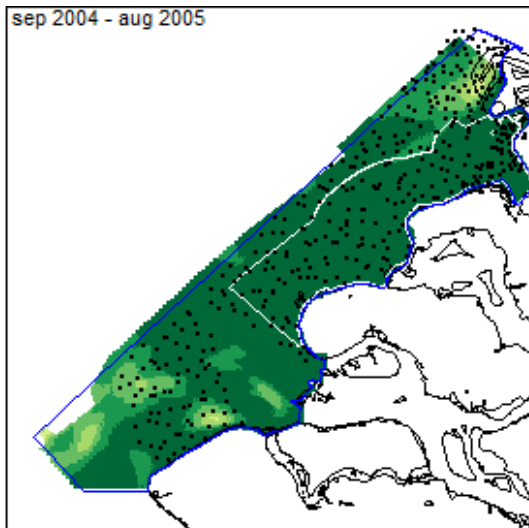
In Figuur 59 is de tijdserie van de visserij-inspanning van eurokotters vissend op platvis weergegeven, samen met de locaties waar bodemdieren bemonsterd zijn. De visserij-inspanning in het onderzoeksgebied was duidelijk al beperkt in 2004. Op de meeste monsterlocaties was er in het jaar voorafgaand aan de bemonstering geen of bijna geen bevissing geweest (Figuur 60). De maximale bevissingsintensiteit die is waargenomen op een van de locaties was 3.98 maal per jaar bodemberoering (locatie 366 in RefZuid in 2004).

In Figuur 61 is de tijdserie van de visserijdruk van de garnalenvisserij gegeven. Met name in deel van BB_zrb lijkt de visserij-intensiteit in 2012 en 2013 hoger dan voorheen. Net zoals voor de eurokotters vissend op platvis geldt dat de visserij-intensiteit op de locaties veelal laag was (Figuur 62). De maximaal waargenomen intensiteit op een monsterlocatie was 5.84 maal per jaar bodemberoering (locatie 24 in BB_zrb in 2013).

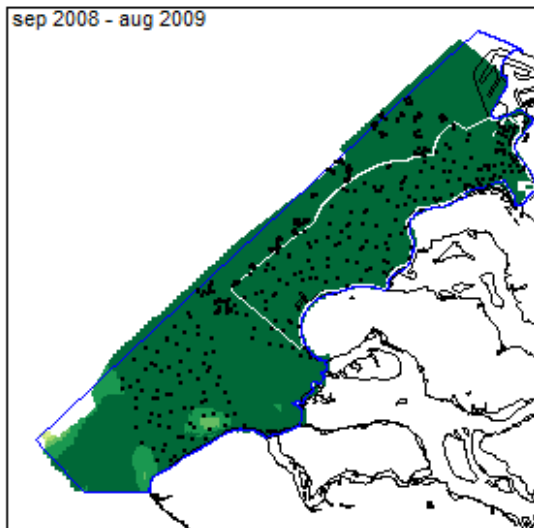
sep 2003 - aug 2004



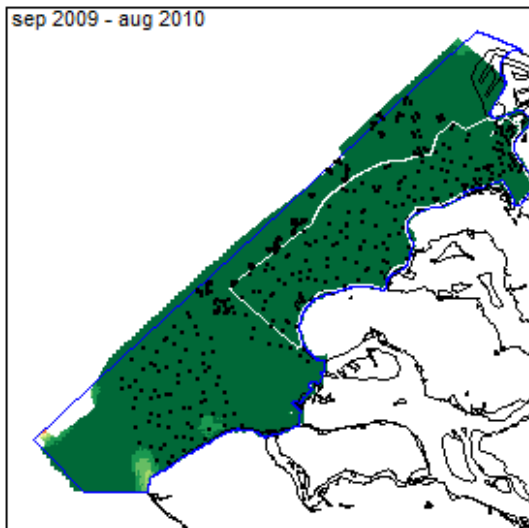
sep 2004 - aug 2005



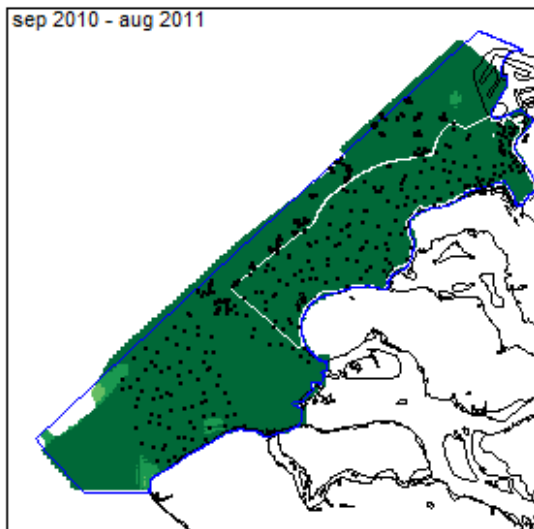
sep 2008 - aug 2009



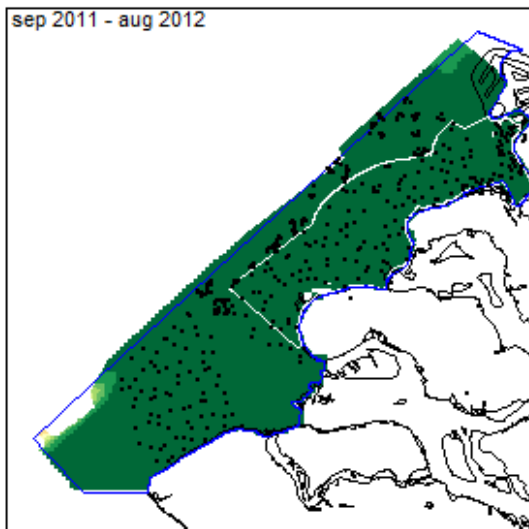
sep 2009 - aug 2010

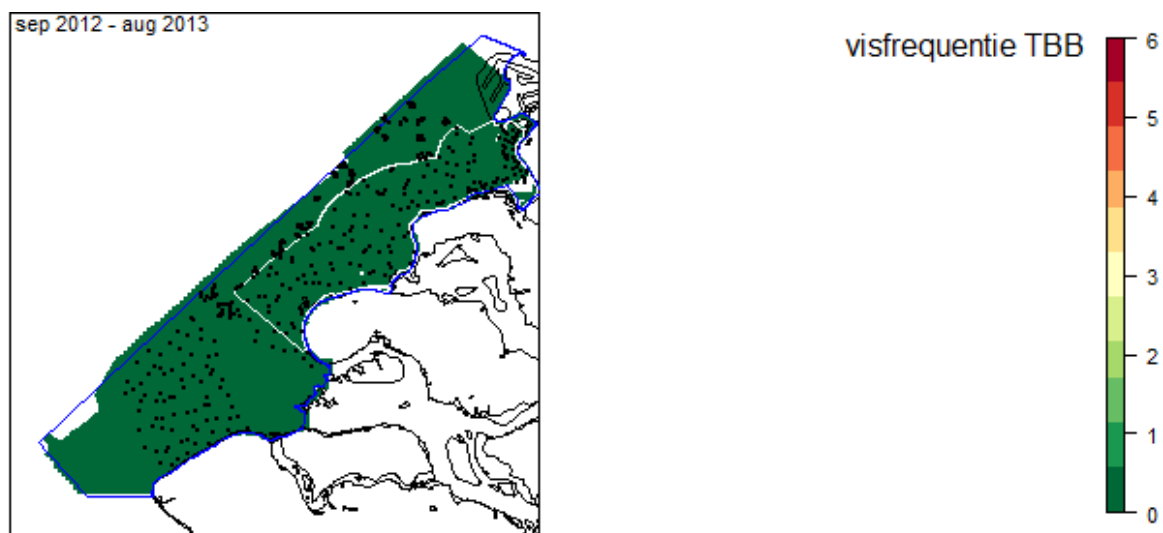


sep 2010 - aug 2011

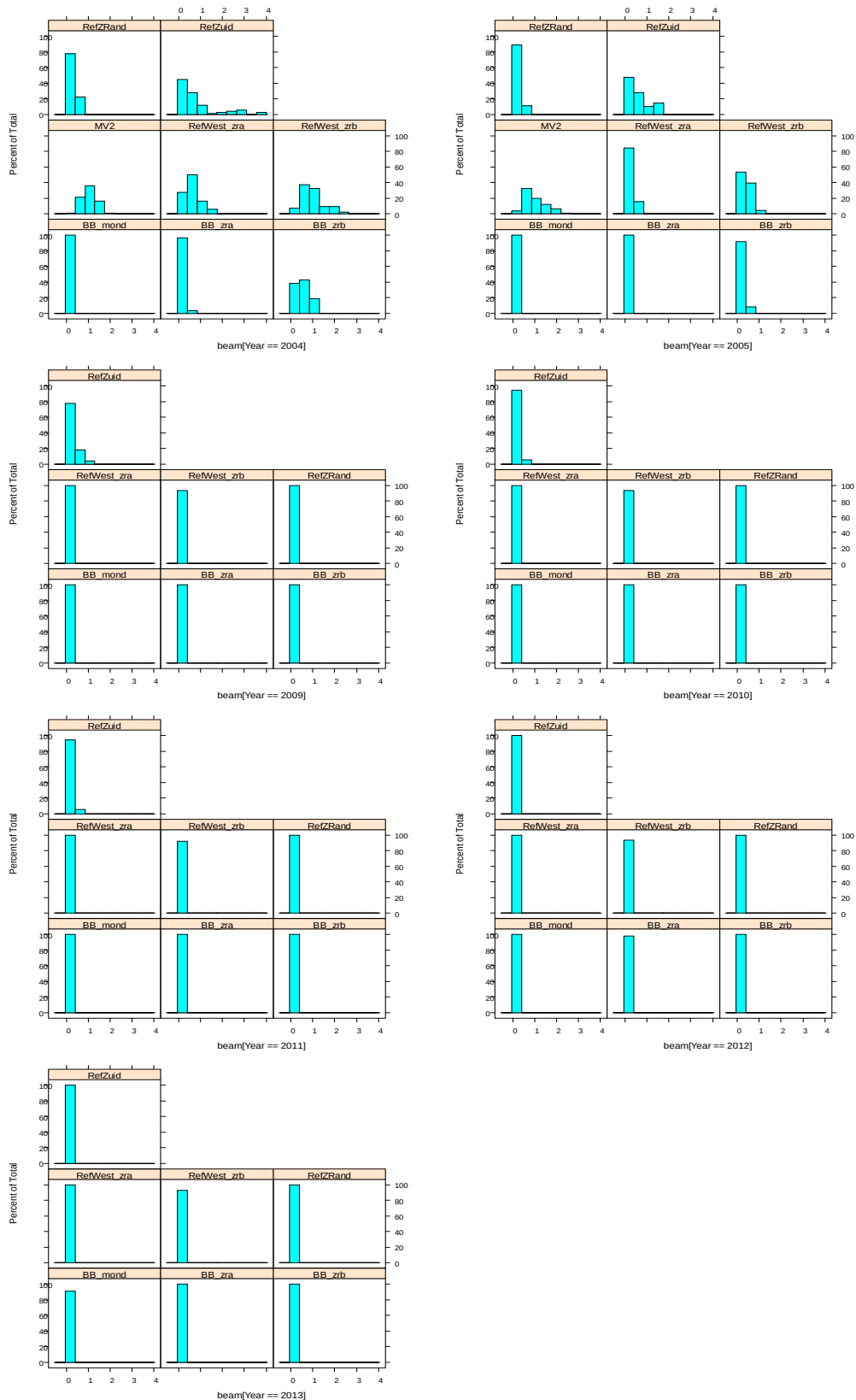


sep 2011 - aug 2012

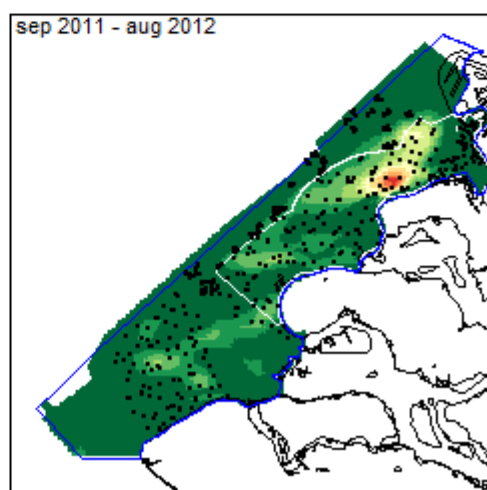
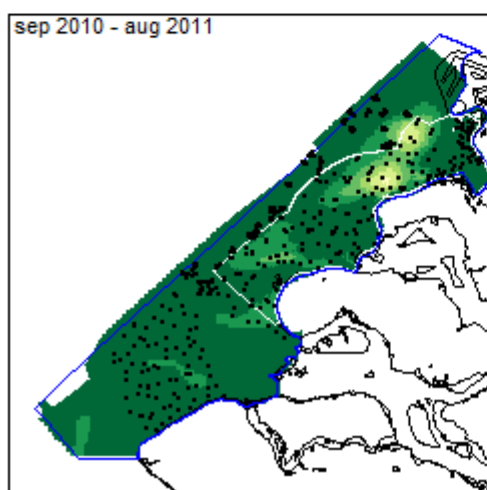
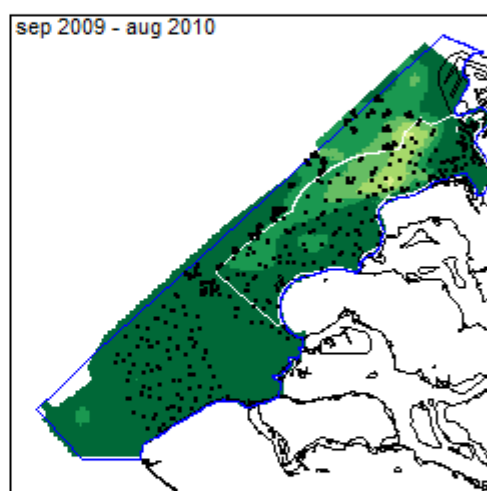
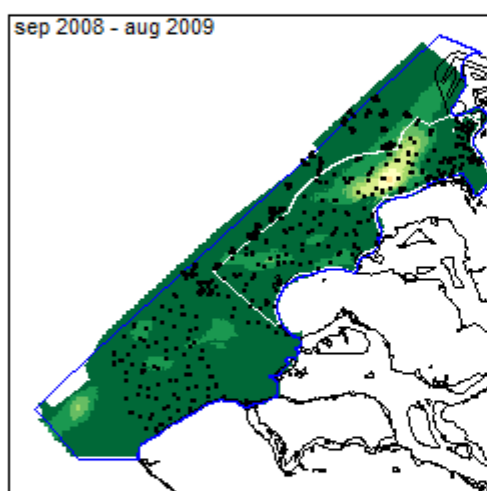
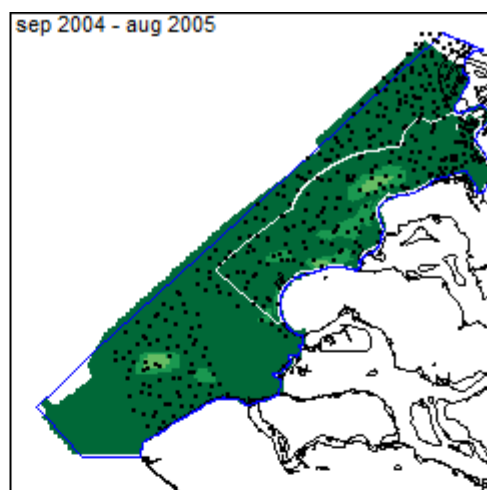
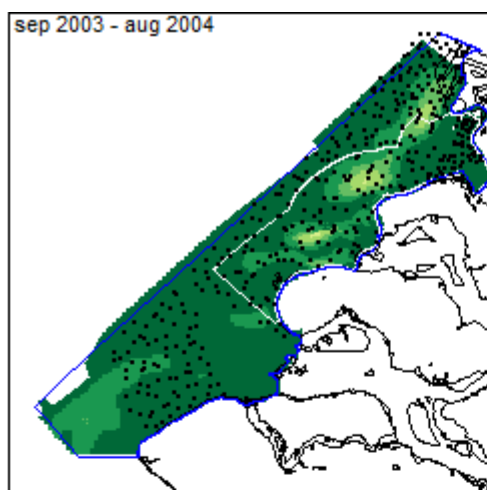


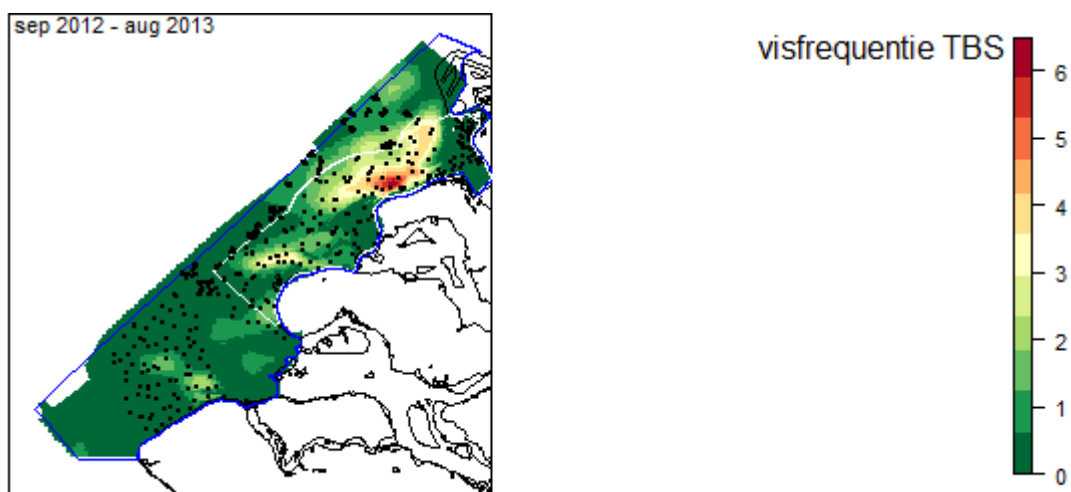


*Figuur 59. Jaarlijkse ruimtelijke verspreiding van de visserijdruk (uitgedrukt als aantal malen bevist) van de euro boomkorvisserij op **platvis** in het jaar voorafgaand aan de bemonsteringen, in de periode september 2003 t/m augustus 2013. Een hoge intensiteit is in rood weergegeven, een lage intensiteit in groen. De zwarte punten geven de bemonsterde locaties in, respectievelijk, de jaren 2004, 2005, 2009, 2010, 2011, 2012 en 2013.*

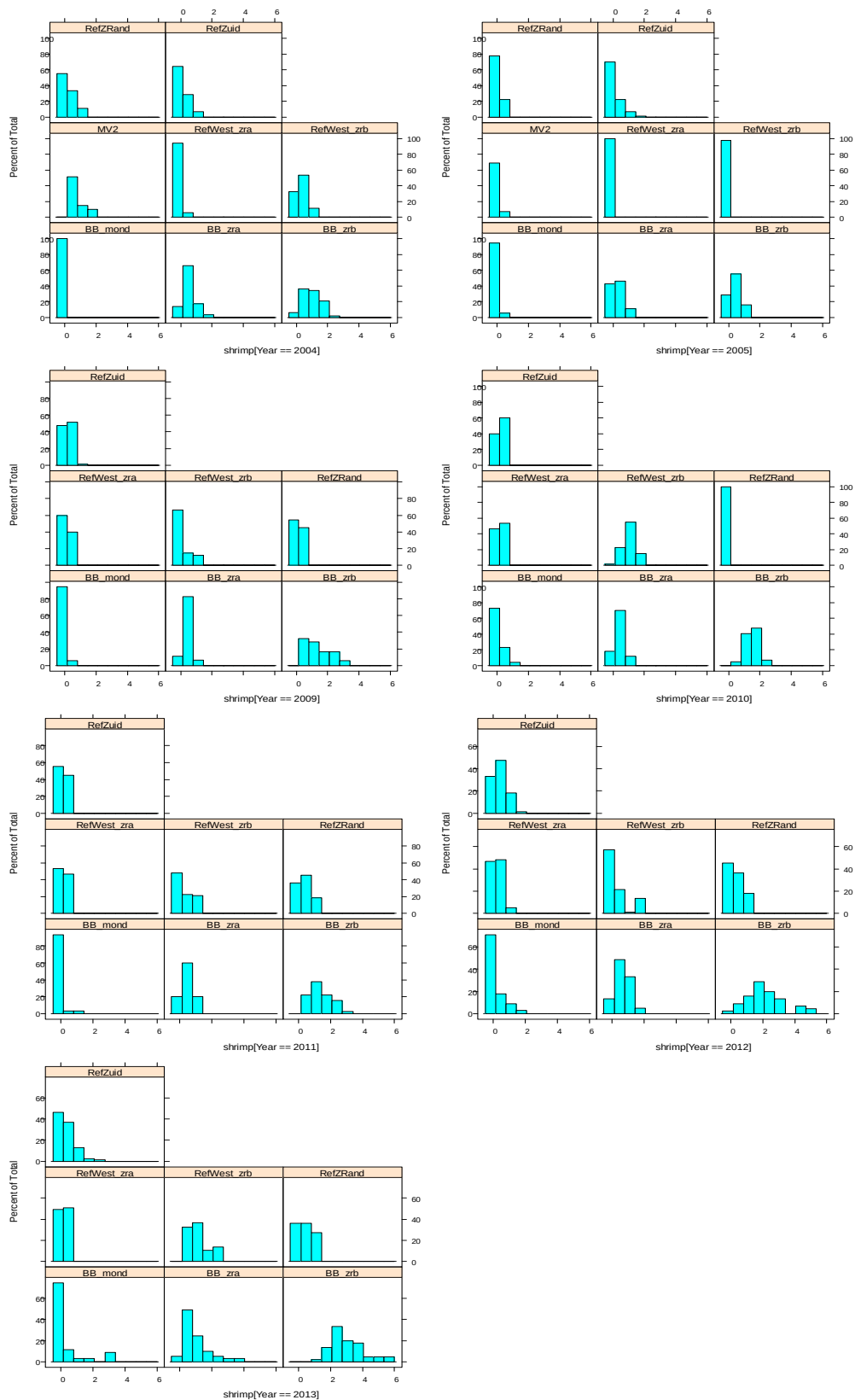


Figuur 60. Frequentieverdeling (y-as) van visserijdruk (aantal maal bevist; x-as) in het jaar voorafgaand aan de bemonstering door euro boomkorvisserij vissend op platvis, per jaar (2004 is van september 2003 t/m augustus 2004, enz.) en per deelgebied (zie Figuur 8).





*Figuur 61. Jaarlijkse ruimtelijke verspreiding van de visserijdruk (uitgedrukt als aantal malen bevist) van de euro boomkorvisserij op **garnalen** in het jaar voorafgaand aan de bemonsteringen, in de periode september 2003 t/m augustus 2013. Een hoge intensiteit is in rood weergegeven, een lage in groen. De zwarte punten geven de bemonsterde locaties in, respectievelijk, de jaren 2004, 2005, 2009, 2010, 2011, 2012 en 2013.*



Figuur 62. Frequentieverdeling (y-as) van visserijdruk (aantal maal bevist, x-as) in het jaar aan de bemonstering door euro boomkorvisserij vissend op garnalen per jaar (2004 is vanaf september 2003 t/m augustus 2004) en per deelgebied (zie Figuur 8).

Modellering relatie met visserij-intensiteit in het voorafgaande jaar

Tabel 16 geeft een overzicht van de resultaten van de analyses met alle locaties, analyses beperkt tot gebied dieper dan 10m, en analyses beperkt tot het zuidelijk referentiegebied (RefZuid). Met uitzondering van het aandeel grote soorten, zijn de resultaten vergelijkbaar.

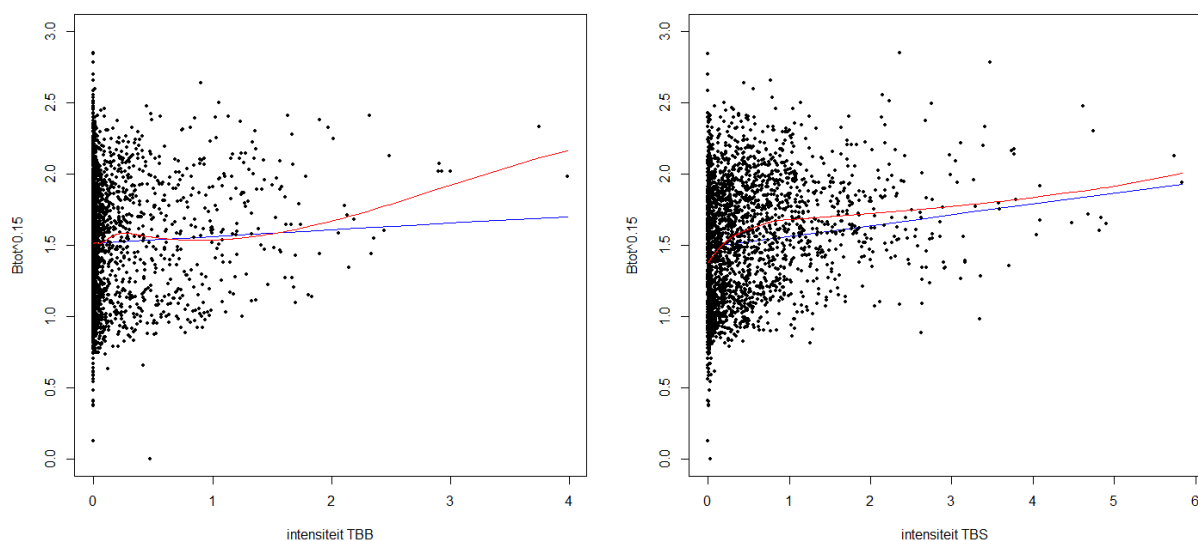
Tabel 16. Overzicht resultaten van lineaire regressies van biotische indicatoren met visserij-intensiteiten van TBB en TBS in het voorafgaande jaar, voor alle locaties en de gekozen dieptestrata. Gegeven is de significantie van visserijdruk door boomkorvisserij op platvis (TBB) en garnalenvisserij (TBS): ns = niet significant, rood = significant negatieve correlatie, groen = significant positieve correlatie

Biotische parameter	selectie gebied	TBB	TBS
Totale biomassa	alle locaties	ns	
	dieper dan 10m	ns	ns
	RefZuid		ns
Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden	alle locaties		
	dieper dan 10m		
	RefZuid	ns	ns
Productie K2-strategen	alle locaties		
	dieper dan 10m		ns
	RefZuid		ns
Maximale lengte (95% percentiel) mesheften	alle locaties		ns
	dieper dan 10m		ns
	RefZuid	ns	ns
Gem. individueel gewicht	alle locaties		ns
	dieper dan 10m		
	RefZuid		ns
Aantal soorten	alle locaties		
	dieper dan 10m		
	RefZuid		
Aandeel grote soorten (95% percentiel individueel gewicht)	alle locaties	ns	ns
	dieper dan 10m		ns
	RefZuid		ns

Totale biomassa bodemdieren

Toevoegen van visserij-intensiteit in de modellen zoals beschreven in 3.4 leidt tot een beter model. Het beste model is het model met zowel visserij op platvis (positieve correlatie) als garnalenvisserij (positieve correlatie). Dit model verklaart 52% van de variantie, waarvan 13% door fixed factors. De maximale stroomsnelheid (MaxVel) en de schommelingen in zoutgehalte (VarSalSummer) zijn dan niet langer significant.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	1.7803432	0.05354275	2038	33.25087	0.0000
Diepte	0.0276272	0.00538514	2038	5.13027	0.0000
Mediaan	-0.0012173	0.00013814	2038	-8.81200	0.0000
Bodemschuifspanning golven	-0.5389992	0.07621727	2038	-7.07188	0.0000
beam	0.0516646	0.02075984	2038	2.48868	0.0129
shrimp	0.0739923	0.01108441	2038	6.67535	0.0000



Figuur 63. Totale biomassa (B_{tot} ; getransformeerd), als functie van visserij-intensiteiten TBB en TBS. De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function). De blauwe lijn geeft de voorspelde biomassa van model met respectievelijk enkel TBB of TBS.

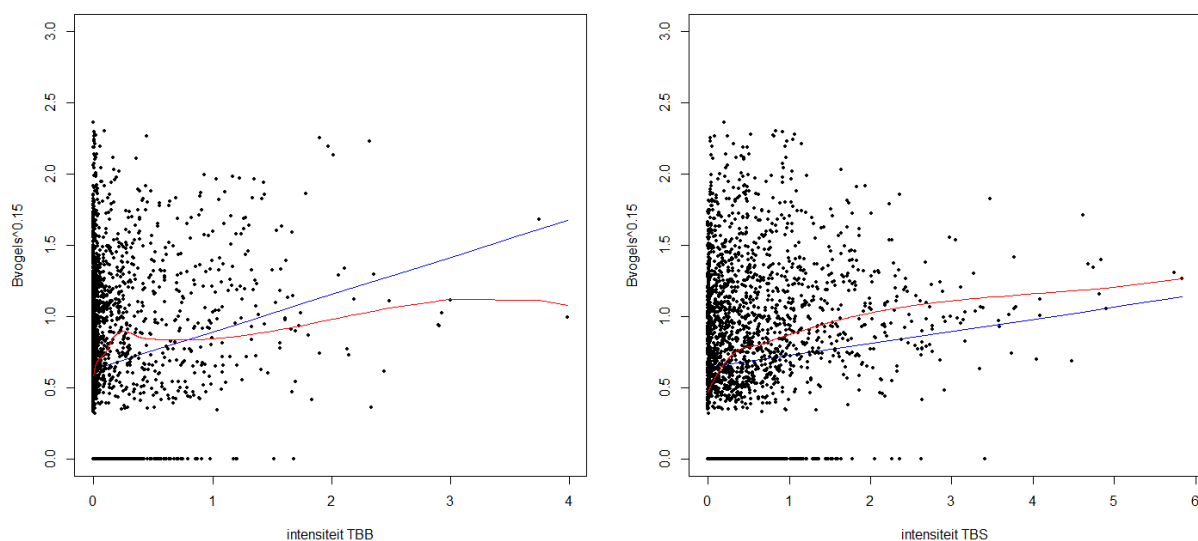
Ook bij analyse van de locaties dieper dan 10m, blijkt de relatie met TBB niet significant. De relatie met TBS is niet langer significant.

Bij analyse van de locaties in deelgebied RefZuid, blijkt de relatie met TBB positief, de relatie met TBS niet significant. In het habitatmodel verklaart diepte niet langer een significant deel van de variatie.

Totale biomassa prooien voor zwarte zee-eenden

Het toevoegen van visserij-intensiteit leidt tot een beter model. Het beste model is het model met zowel visserij op platvis (positieve correlatie) als garnalenvisserij (positieve correlatie). Dit model verklaart 45% van de variantie, waarvan 21% door fixed factors.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	1.7051790	0.10598350	2036	16.089099	0.0000
Diepte	0.0415847	0.00886678	2036	4.689943	0.0000
Mediaan	-0.0015215	0.00020728	2036	-7.340165	0.0000
Variatie saliniteit	-0.2293083	0.05988681	2036	-3.829029	0.0001
Bodemschuifspanning golven	-0.3048315	0.10679802	2036	-2.854280	0.0044
Maximale stroomsnelheid	-1.1930582	0.12413722	2036	-9.610802	0.0000
beam	0.2117073	0.03020624	2036	7.008727	0.0000
shrimp	0.1125425	0.01622844	2036	6.934895	0.0000



Figuur 64. Totale biomassa aan prooien voor zwarte zee-eenden (*Bvogels*; getransformeerd), in functie van visserij-intensiteiten TBB en TBS. De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function). De blauwe lijn geeft de voorspelde biomassa van model met respectievelijk enkel TBB of TBS.

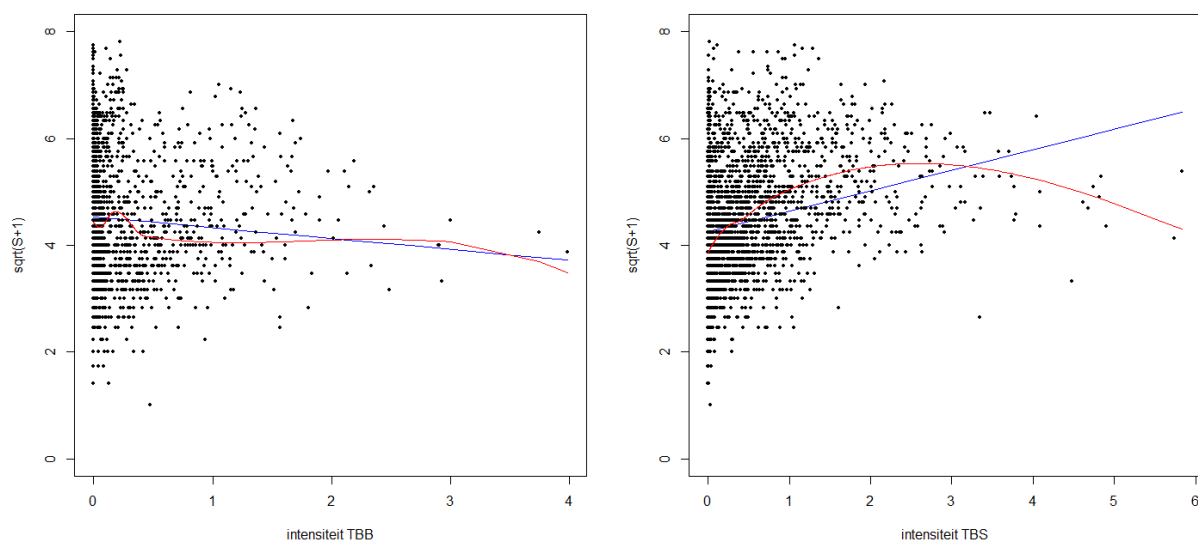
Ook bij analyse van de locaties dieper dan 10m, blijkt de relatie met TBB als met TBS significant. De relatie met TBS is niet langer significant. Enkel diepte, mediane korrelgrootte en maximale stroomsnelheid zijn nog significantie abiotische parameters.

Bij analyse van de locaties in deelgebied RefZuid, blijkt zowel de relatie met TBB als met TBS niet significant. Enkel diepte en mediane korrelgrootte zijn significante parameters.

Aantal soorten

Het toevoegen van visserij-intensiteit leidt tot een beter model. Het beste model is het model met zowel visserij op platvis (negatieve correlatie) als garnalenvisserij (positieve correlatie), en met ruimtelijke autocorrelatie i.p.v. temporele autocorrelatie zoals in habitatmodel. Dit model verklaart 24% van de variantie, allemaal door fixed factors (zie voetnoot 11). De maximale stroomsnelheid (MaxVel) en de schommelingen in zoutgehalte (VarSalSummer) zijn niet langer significante parameters.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	4.968919	0.17386081	2038	28.579866	0
Diepte	0.117777	0.01394918	2038	8.443255	0
Mediaan	-0.001894	0.00035589	2038	-5.322299	0
Bodemschuifspanning golven	-1.692958	0.21439035	2038	-7.896617	0
beam	-0.259957	0.05345826	2038	-4.862798	0
shrimp	0.398035	0.02755193	2038	14.446721	0



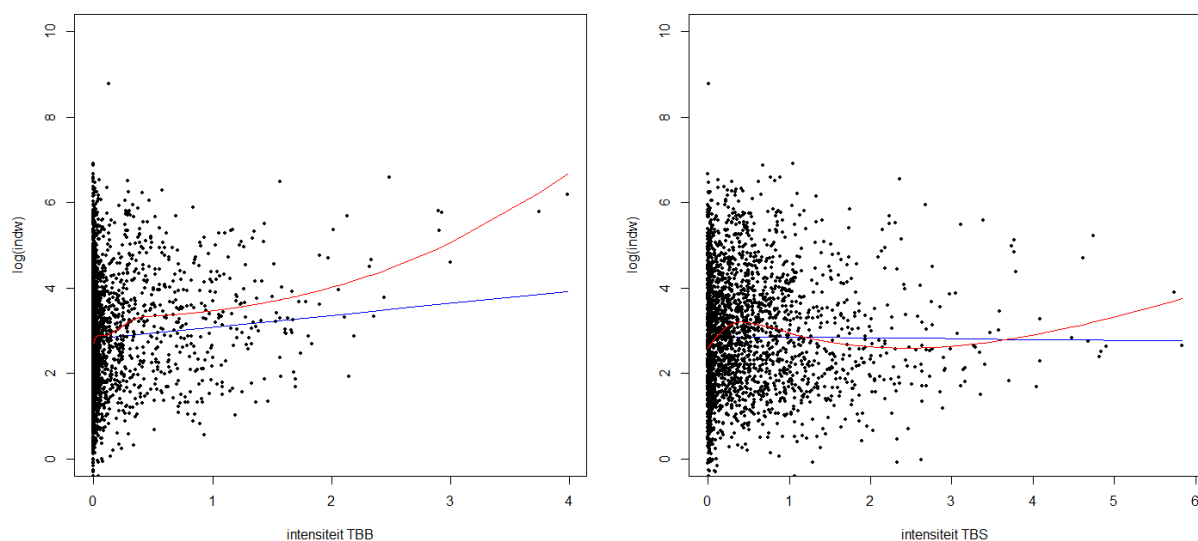
Figuur 65. Aantal soorten (S ; getransformeerd), in functie van visserij-intensiteiten TBB en TBS. De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function). De blauwe lijn geeft de voorspelde biomassa van model met respectievelijk enkel TBB of TBS.

Ook bij analyse van de locaties dieper dan 10m, blijkt de relatie met TBB significant negatief. De relatie met TBS is niet langer significant. Hetzelfde geldt voor de analyse van de locaties in deelgebied RefZuid. Bij beide analyses is diepte niet langer een verklarende variabele, maar wel de variabiliteit in saliniteit.

Gemiddeld individueel gewicht

Het toevoegen van visserij-intensiteit door boomkorvisserij leidt tot een beter model, garnalenvisserij is een niet significante parameter. Het beste model is een model met visserij op platvis (positieve correlatie) en met temporele autocorrelatie zoals in habitatmodel. De bodemschuifspanning t.g.v. golven (AvgTauGolf) en mediane korrelgrootte zijn niet langer significante parameters. Dit model verklaart 20% van de variantie, waarvan 6% door fixed factors.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	3.789942	0.2313133	2039	16.384451	0.0000
Diepte	0.110120	0.0209474	2039	5.257007	0.0000
Variatie saliniteit	-0.358152	0.1575033	2039	-2.273933	0.0231
Maximale stroomsnelheid beam	-2.168432	0.3215185	2039	-6.744344	0.0000
	0.277190	0.0853630	2039	3.247192	0.0012



Figuur 66. Gemiddeld individueel gewicht (indw in mgAFDW; getransformeerd), in functie van visserij-intensiteiten TBB en TBS. De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function). De blauwe lijn geeft de voorspelde biomassa van model met respectievelijk enkel TBB of TBS.

Ook bij analyse van de locaties dieper dan 10m, blijkt de relatie met TBB significant positief. De relatie met TBS is nu wel significant, en negatief. Significante abiotische parameters zijn diepte en bodemschuifspanning t.g.v. golven.

In deelgebied RefZuid blijkt de relatie met TBB en TBS dezelfde als deze in het hele onderzoeksgebied: positief net TBB, niet significant met TBS. In het habitatmodel is enkel diepte een significante parameter.

Aandeel grote soorten

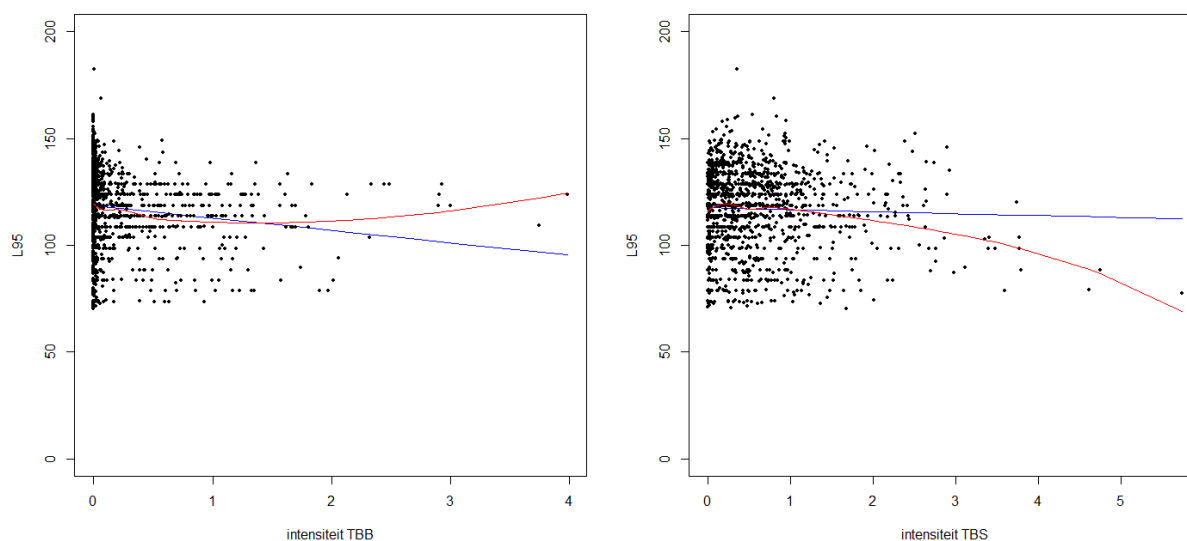
Het model wordt niet beter door toevoeging van een of van beide typen visserij (TBB: $p = 0.8338$, TBS: $p = 0.254$).

Bij analyse van de locaties dieper dan 10m, blijkt de relatie met TBB significant negatief. In deelgebied RefZuid blijkt de relatie met TBB significant positief. De relatie met TBS is steeds niet significant.

Maximale lengte Amerikaanse zwaardschedes

Het model wordt beter door toevoeging van TBB (negatieve correlatie). Het model verklaart 7% van de variantie (zie voetnoot 11).

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	116.73250	3.001370	925	38.89308	0
Mediaan	0.04815	0.006807	925	7.07417	0
Bodemschuifspanning golven	-22.38279	4.191468	925	-5.34008	0
beam	-5.80769	0.987833	925	-5.87923	0



Figuur 67. Maximale lengte Amerikaanse zwaardschede (L95 in mm), in functie van visserij-intensiteiten TBB en TBS. De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function). De blauwe lijn geeft de voorspelde biomassa van model met respectievelijk enkel TBB of TBS.

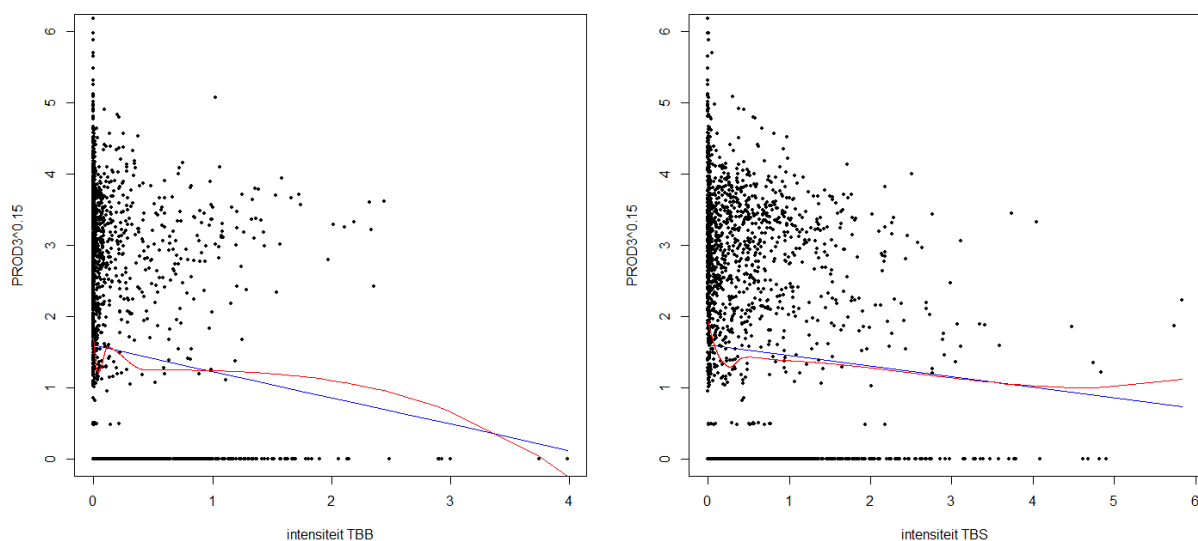
Ook bij analyse van de locaties dieper dan 10m, blijkt de relatie met TBB significant negatief, en de relatie met TBS is niet significant. Diepte, mediane korrelgrootte, bodemschuifspanning t.g.v. golven en maximale stroomsnelheid zijn significante parameters.

Bij analyse van de locaties in deelgebied RefZuid, blijkt de relatie met TBB positief, de relatie met TBS niet significant. In het habitatmodel verklaren diepte en bodemschuifspanning t.g.v. golven een significant deel van de variatie.

Productiviteit K2 – strategen

Toevoegen van visserij-intensiteit leidt tot beter model. Het beste model is het model met zowel visserij op platvis (negatieve correlatie) als garnalenvisserij (negatieve correlatie), en met temporele autocorrelatie zoals in het habitatmodel.

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	2.9106923	0.2922382	2037	9.959999	0.0000
Diepte	0.1395099	0.0252724	2037	5.520251	0.0000
Mediaan	-0.0045227	0.0005622	2037	-8.045293	0.0000
Variatie saliniteit	0.4517210	0.1711357	2037	2.639549	0.0084
Bodemschuifspanning golven	-1.6922990	0.3301423	2037	-5.125968	0.0000
beam	-0.3810413	0.0916109	2037	-4.159343	0.0000
shrimp	-0.1569177	0.0494469	2037	-3.173461	0.0015



Figuur 68. Productie K2-strategen (getransformeerd), in functie van visserij-intensiteiten TBB en TBS. De rode lijn geeft het voortschrijdend gemiddelde weer (loess function). De blauwe lijn geeft de voorspelde productie van model met respectievelijk enkel TBB of TBS.

Ook bij analyse van de locaties dieper dan 10m, blijkt de relatie met TBB significant negatief, terwijl de relatie met TBS niet langer significant is. Enkel diepte en mediane korrelgrootte zijn significante parameters.

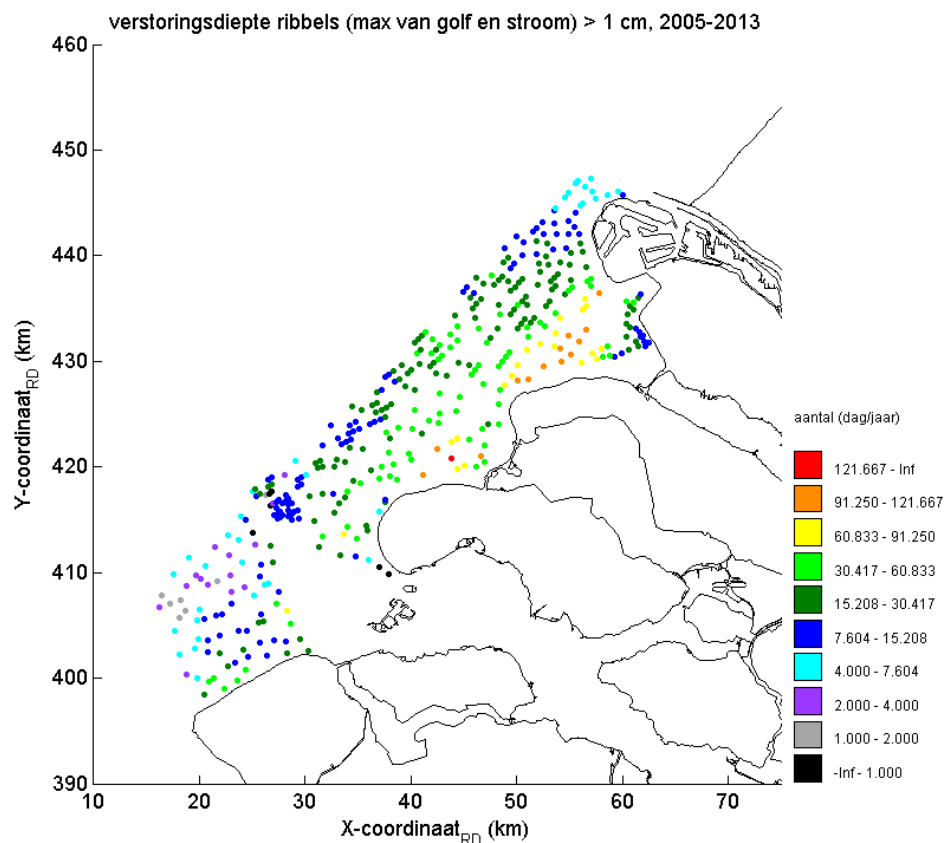
Eveneens wordt een negatieve relatie met TBB (maar niet met TBS) gevonden bij de analyse van de locaties in deelgebied RefZuid, Enkel mediane korrelgrootte is een significante parameter.

3.6. Toetskader Habitat H1110

3.6.1. Analyse van bodemdieren-productie als parameter, in relatie tot natuurlijke en visserij-gerelateerde bodemberoering

Natuurlijke bodemberoering

In Figuur 69 en Figuur 70 is het resultaat van de analyse van alle modelresultaten over de periode 2005-2013 gepresenteerd. Figuur 69 laat zien hoe vaak de verstoringdiepte meer is dan 1 cm (dus de ribbelhoogte meer dan 2 cm) en in Figuur 70 is hetzelfde gepresenteerd voor een verstoringdiepte van meer dan 2 cm. Eenzelfde analyse voor een verstoringdiepte van 3 cm laat zien dat dit in alle locaties minder dan 1 dag per jaar voorkomt.



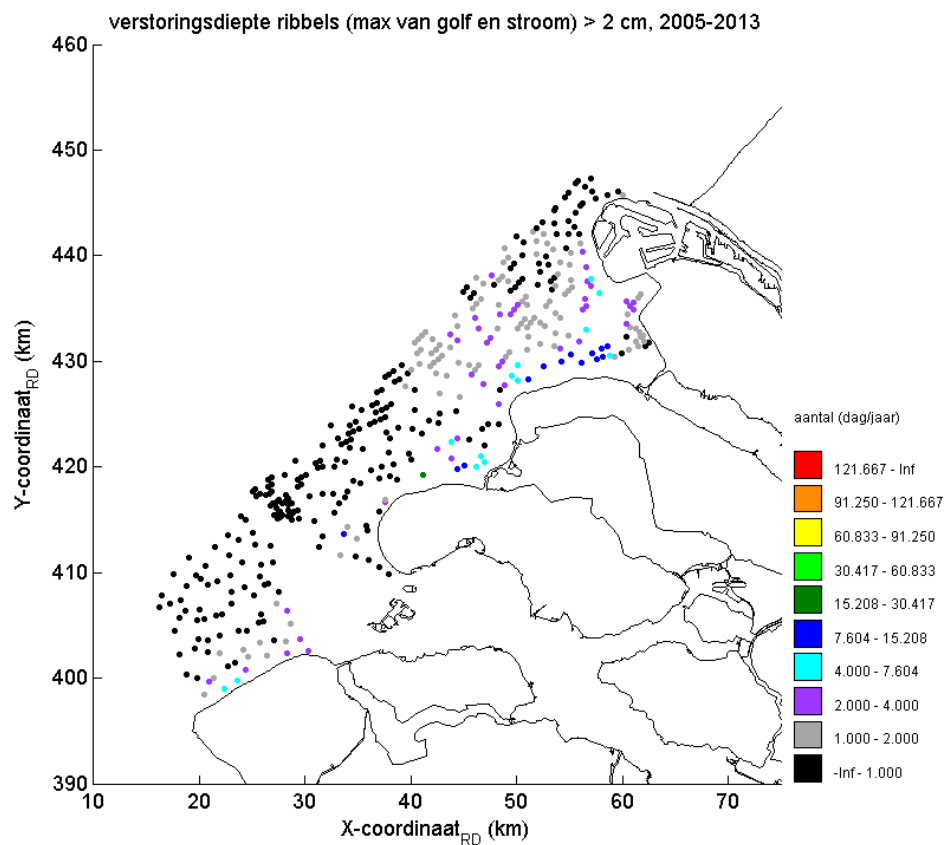
Figuur 69. Aantal dagen per jaar, gemiddeld over de jaren 2005 tot en met 2013, dat de verstoringdiepte meer dan 1 cm bedraagt.

Voor ribbelhoogtes tussen 1 en 5 cm verandert de overschrijdingskans heel snel (Bijlage 2). Dit verklaart waarom een verstoringdiepte van 1 cm zoveel vaker voorkomt dan 2 cm. Toch vertonen beide resultaten wel een vergelijkbaar patroon. De grenswaarden worden het vaakst overschreden nabij de kust. Verder van de kust af reduceert het aantal dagen per jaar snel. In de zuidelijke helft van de Voordelta worden de grenswaarden minder vaak overschreden dan in de noordelijke helft. In dit gebied zijn de condities in het algemeen gunstiger voor mega-ribbels, en minder gunstig voor de kleinere ribbels.

Als wordt gekeken naar de resultaten per jaar, dan is het hierboven beschreven ruimtelijke patroon voor alle jaren herkenbaar. In Tabel 17 is per jaar aangegeven wat het gemiddeld aantal dagen is dat de verschillende grenswaarden worden overschreden. Hierbij is gemiddeld over alle beschikbare locaties.

In Tabel 18 is per jaar aangegeven op hoeveel locaties met welke frequentie de beroeringsdiepte meer dan 1 cm bedraagt. Let op: het totaal aantal locaties verschilt, omdat in deze periode Maasvlakte2 is aangelegd, waardoor een aantal locaties is komen te vervallen.

Het jaar 2007, een jaar waar we geen bodemdiergegevens hebben, komt naar voren als een jaar waarin de verstoring door natuurlijke processen globaal genomen relatief hoog is geweest, terwijl 2013 juist opvalt als een jaar met een geringe natuurlijke verstoring.



Figuur 70. Aantal dagen per jaar, gemiddeld over de jaren 2005 tot en met 2013, dat de verstoringdiepte meer dan 2 cm bedraagt.

Tabel 17. Over de Voordelta ruimtelijk gemiddeld aantal dagen dat de verstoring door natuurlijke processen de gegeven grenswaarde in een jaar overschrijdt.

Jaar	grenswaarde			
	1 cm	2 cm	3 cm	4 cm
2005	31.35	2.05	0.06	0.00
2006	24.99	1.32	0.04	0.00
2007	31.44	2.35	0.08	0.00
2008	27.13	1.85	0.06	0.00
2009	28.40	1.38	0.05	0.00
2010	31.15	1.72	0.04	0.00
2011	23.55	1.44	0.04	0.00
2012	27.30	1.51	0.05	0.00
2013	23.98	1.02	0.02	0.00

Tabel 18. Aantal locaties waar de natuurlijke verstoring meer dan 1 cm bedraagt per frequentieklasse (in dagen) en jaar. De grenzen van de klassen zijn gebaseerd op logische tijdschalen (1 dag, 2 dagen, 4 dagen, 1 week, 2 weken, 1 maand, 2 maanden, 3 maanden, 4 maanden), maar dan afgerond naar fracties van 365 dagen.

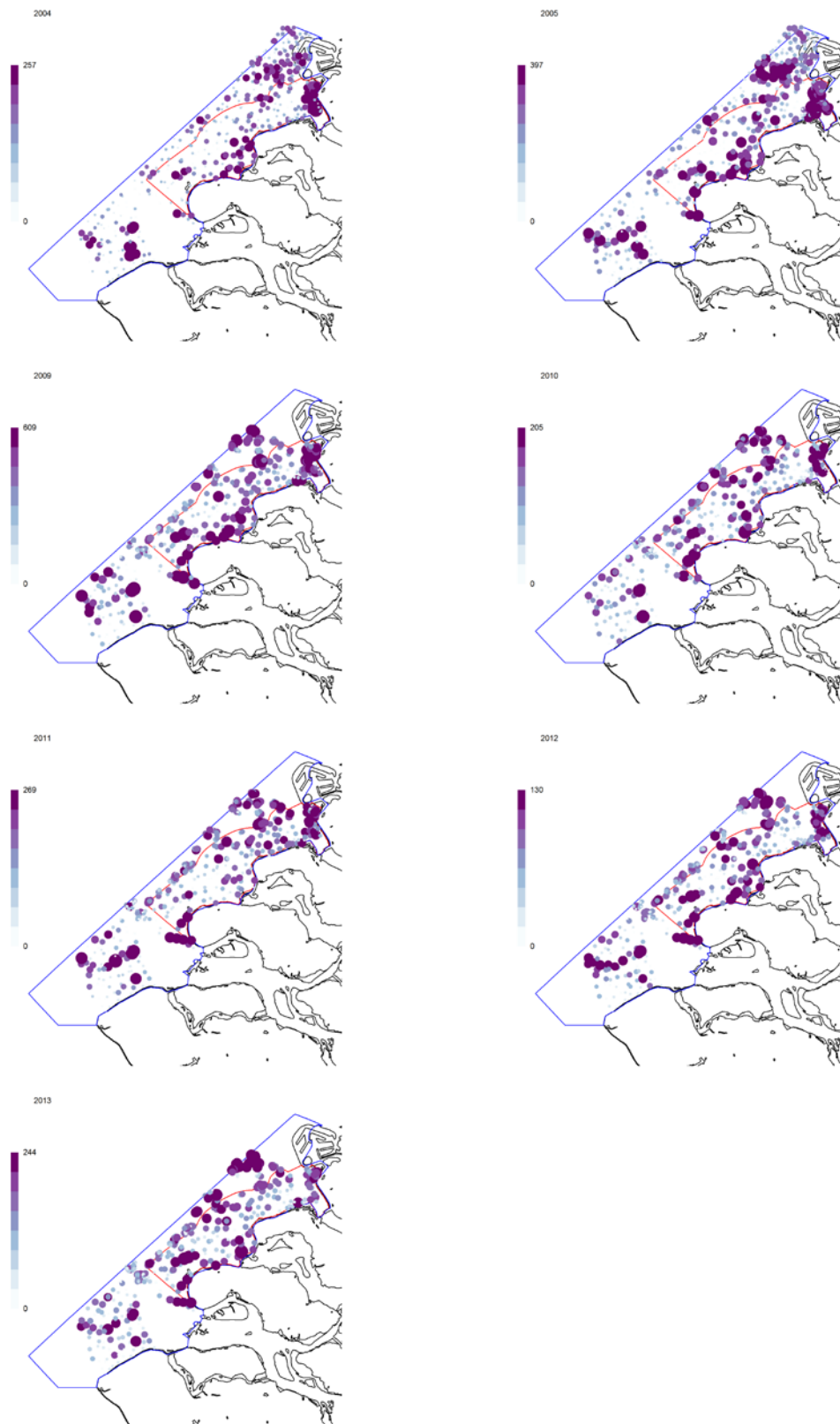
dagen/jaar > 1 cm	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
< 1	4	9	5	6	5	6	8	7	9
1 - 2	8	12	5	5	7	9	6	9	11
2 - 4	9	17	10	11	20	14	16	12	31
4 - 7	35	45	19	34	48	32	39	41	51
7 - 15	80	124	83	117	112	80	122	100	110
15 - 30	154	128	168	153	118	124	128	120	100
30 - 60	103	69	104	78	88	93	69	90	70
60 - 91	32	30	30	27	24	27	15	18	16
91 - 121	17	11	19	15	20	11	12	16	9
> 121	7	4	6	3	7	15	0	2	8

Ruimtelijke en temporele variatie in totale productie

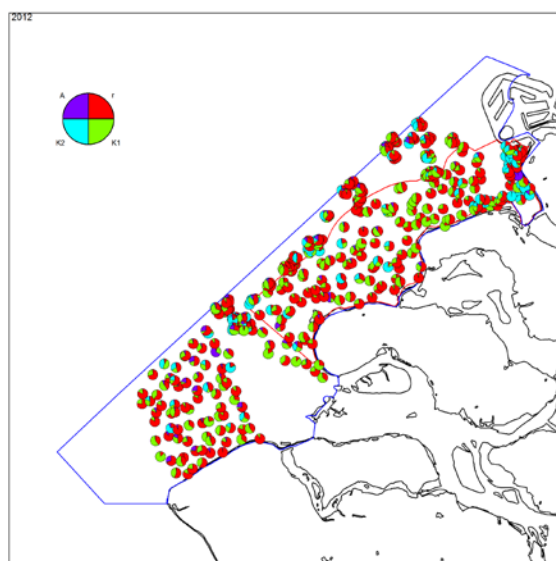
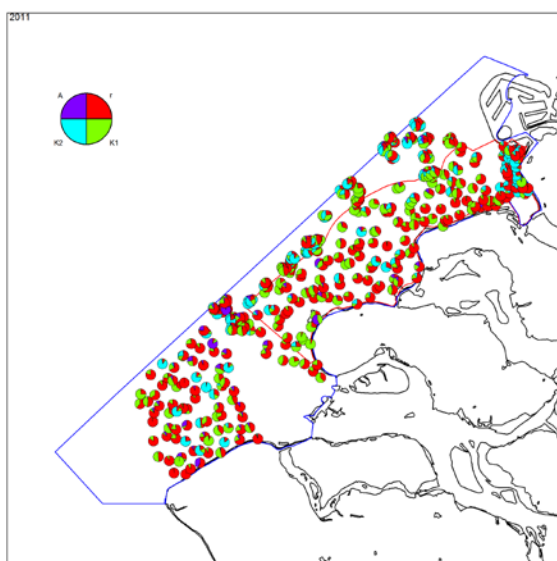
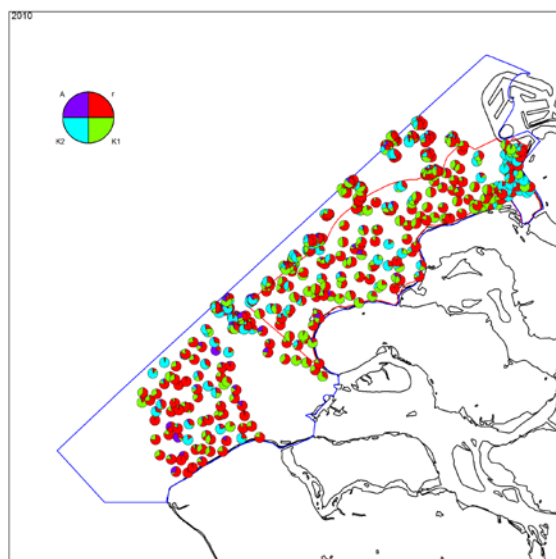
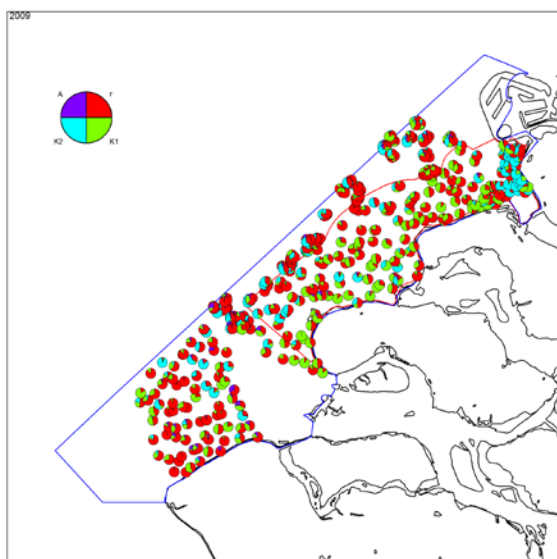
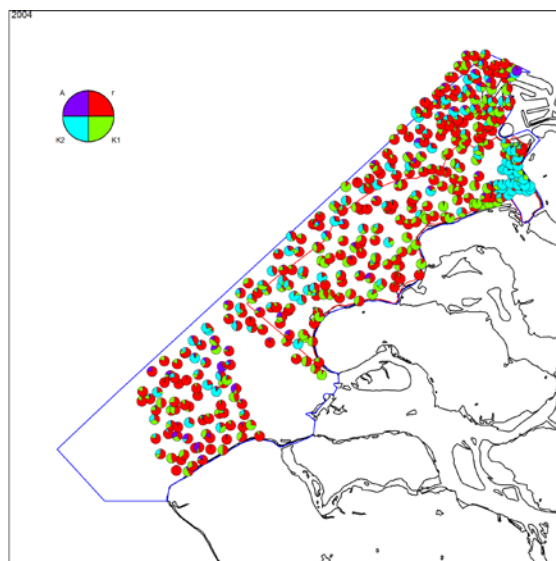
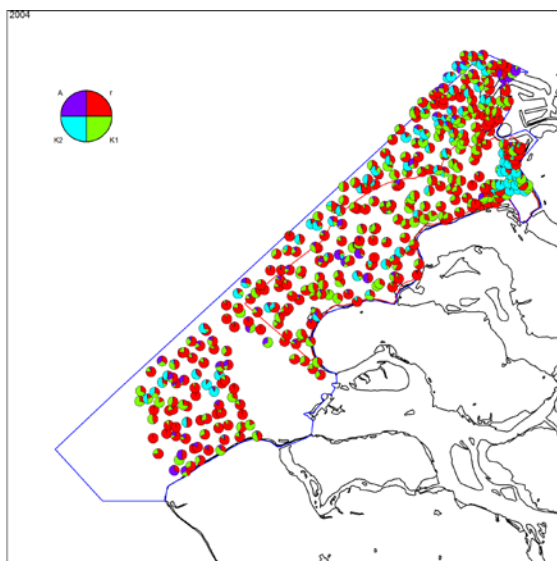
Binnen het onderzoeksgebied zijn er grote ruimtelijke verschillen in totale productie (Figuur 71). De patronen blijken in de tijd vrij constant: dezelfde gebieden met hoge productie, dezelfde gebieden met een lage productie. In het bodembeschermingsgebied lijken deze laatste grofweg samen te vallen met gebieden met hogere natuurlijke verstoring (Figuur 69). Dit is ook het gebied met de hoogste intensiteiten garnalenvisserij.

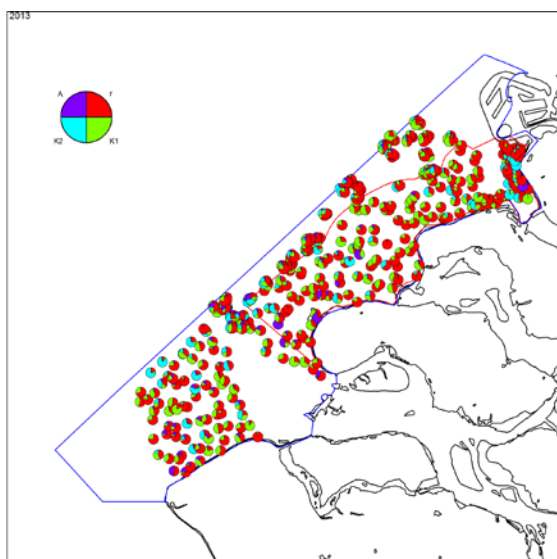
Ruimtelijke en temporele variabiliteit in aandeel van BTA-groepen in totale productie

Relatief is er bijna nergens en bijna nooit een groot aandeel van de A-strategen (Figuur 72). K2-strategen lijken met name in het Haringvlietmondingsgebied veelal en vaak de dominante groep. In het bodembeschermingsgebied lijkt er op veel locaties in het ene jaar een dominantie van r-strategen, in het andere jaar van K1-strategen.



Figuur 71. Ruimtelijke en temporele variatie van totale productie (g/m²/jaar). De kleurenschaal en de diameter van de cirkels is afhankelijk van de productie. Bij de kleurenschaal is ook de minimale en maximale productie weergegeven.





Figuur 72. Ruimtelijke en temporele variatie in het aandeel van de totale productie door A-, r-, K1- en K2-strategen

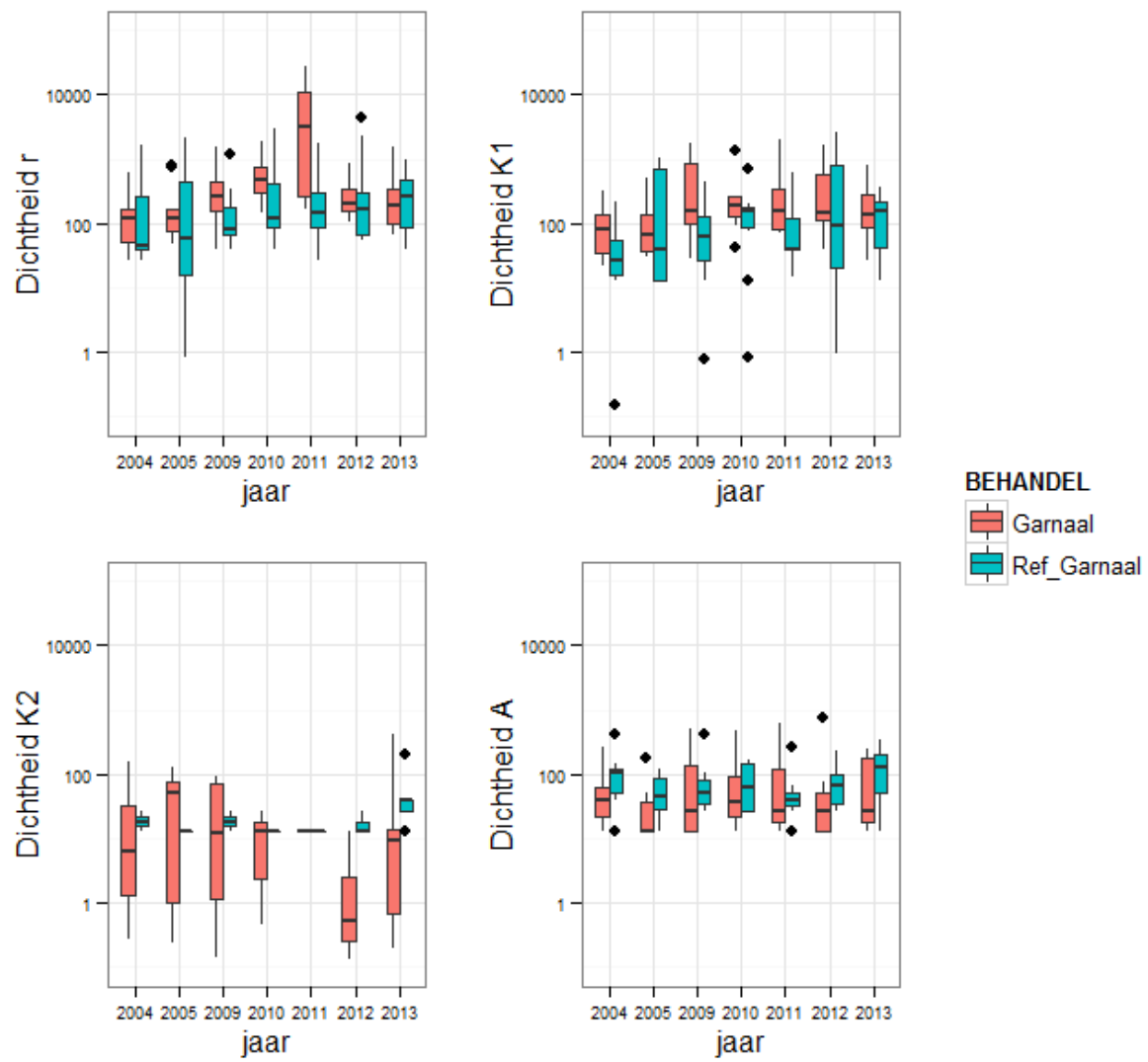
Visserij-gerelateerde bodemberoering

Er is getracht om locaties relatief dicht bij elkaar te vinden met grote verschillen in visserij-intensiteit maar met verder zoveel mogelijk gelijke abiotische omstandigheden (zie beschrijving onder 2.5.2.1). De veranderingen in en/of verhoudingen tussen de r, K, A groepen (zie beschrijving onder 2.5.2.1) worden gebruikt als indicator voor het effect van de visserij op de bodemdierengemeenschap. Zoals aangegeven in 2.5.2.1, verwachten we een verschuiving tussen enerzijds K1- en K2-strategen naar r- en A-strategen bij een intensivering van de verstoring, en omgekeerd bij een vermindering van de visserij.

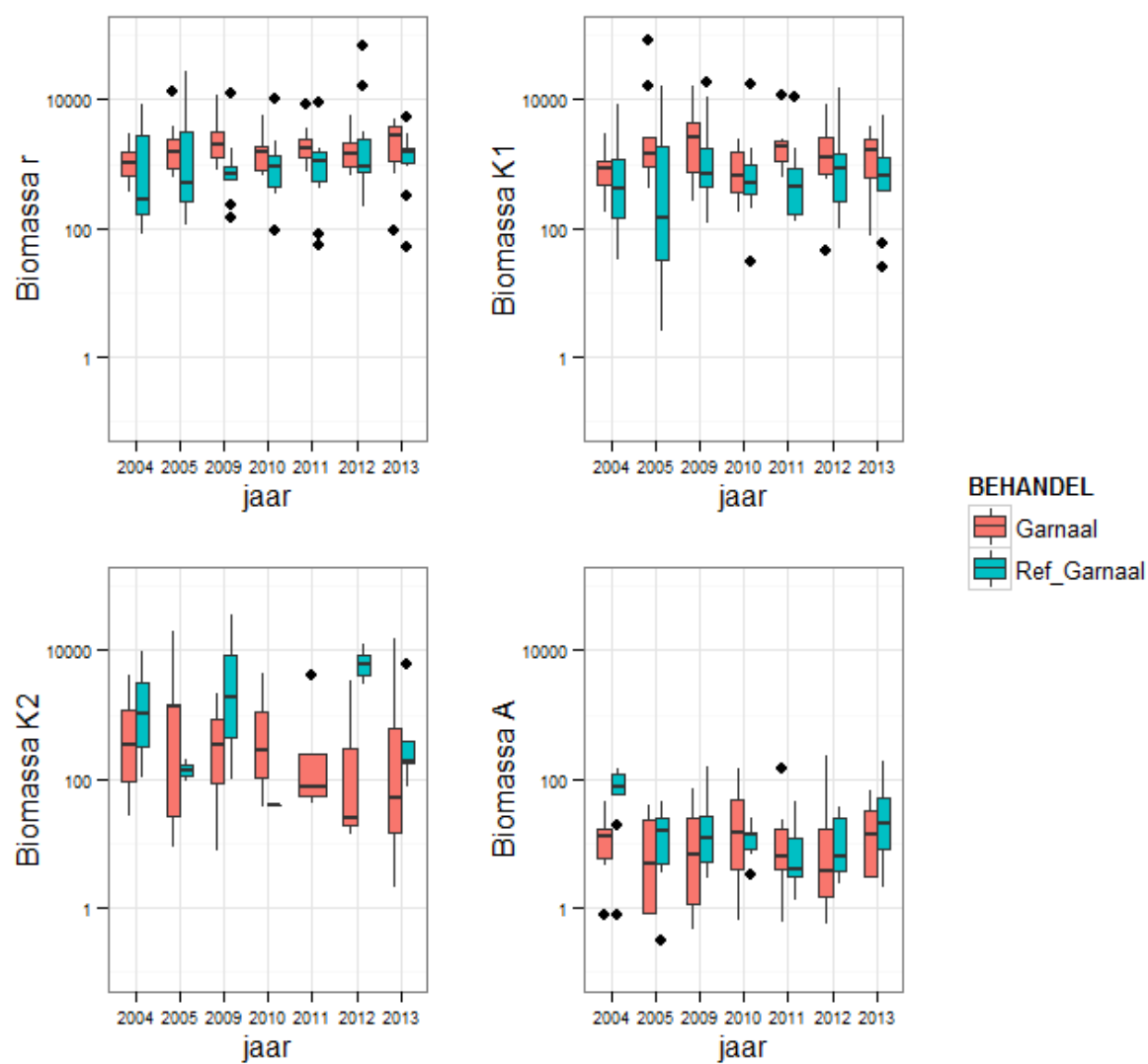
Waar de bevissingsintensiteit op de referentielocaties nauwelijks verandert door de jaren heen, neemt de boomkorvisserij snel af tussen 2004 en 2009 en neemt de garnalenvisserij trapsgewijze toe tussen 2005 en 2009 en later tussen 2011 en 2013 (Figuur 16 in paragraaf 2.5.2.1). Vooral rondom die perioden kunnen verschillen in de ontwikkeling van de bodemdiergroepen tussen de beviste en de referentie locaties toegeschreven worden aan verschillen in visserij-intensiteit.

Uit de vergelijking tussen de gebieden met een groot verschil in bevissing door de boomkorvisserij blijkt een toename van de dichtheid van K1-strategen na 2004 met name in het referentiegebied, maar niet in het voordien beviste gebied. Daar is de toename pas te zien in 2012-2013. In het voordien beviste gebied zien we, tegengesteld aan de verwachting, een toename in de biomassa en productiviteit van de r-strategen.

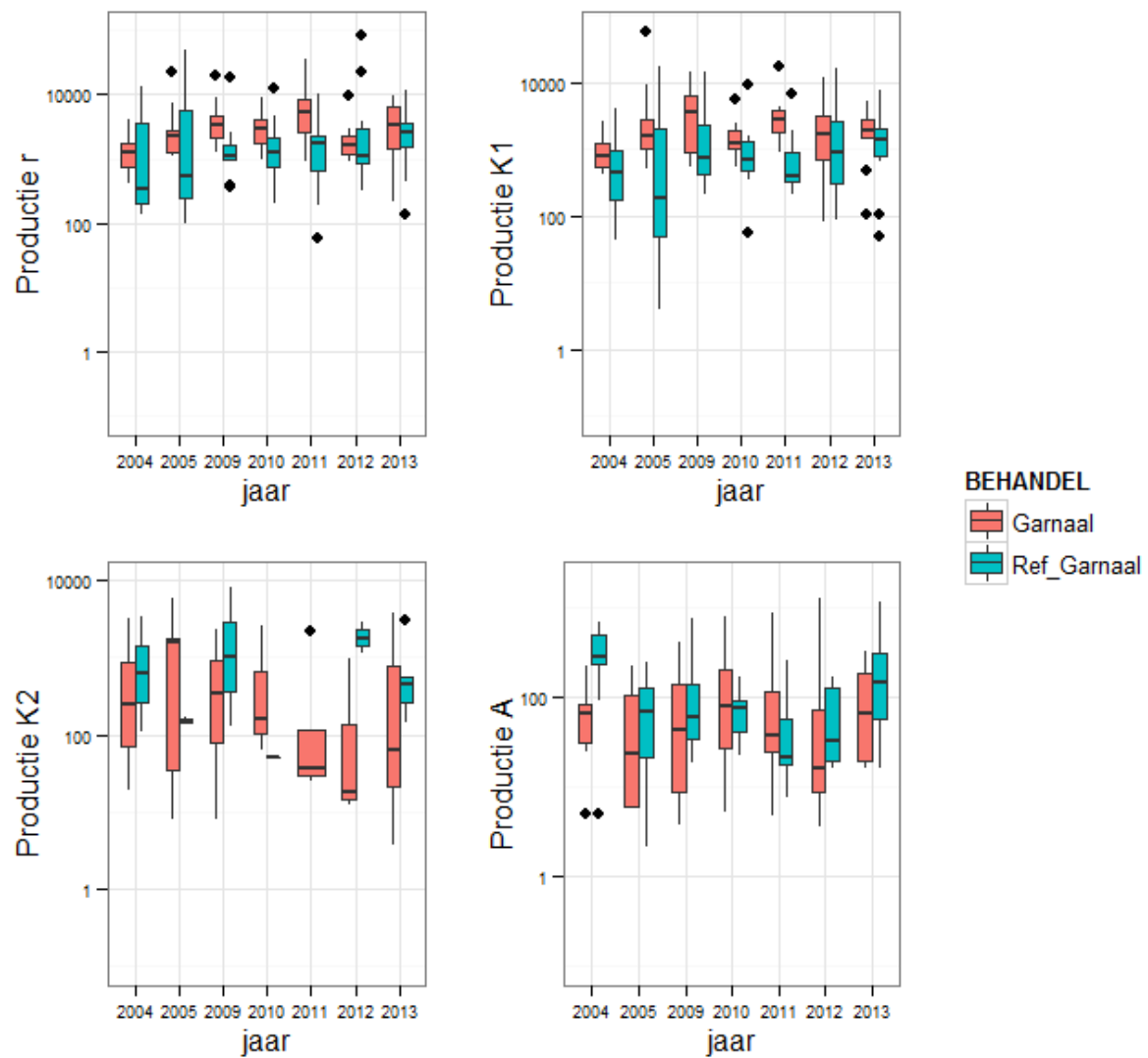
Wat de vergelijking van de gebieden met een groot verschil in bevissing door de garnalenvisserij betreft, zien we een toename van de biomassa en productiviteit van r-strategen in het beviste gebied, zoals verwacht. Maar eenzelfde toename zien we ook in het referentiegebied. De toename kan dus niet aan de toename van visserijdruk toegeschreven worden. De dichtheden van r-strategen nemen in de periode 2004-2011 vlugger toe in het beviste gebied dan in het referentiegebied. Nadien, bij nog hogere visserij-intensiteiten, neem het aandeel r-strategen in het beviste gebied weer af.



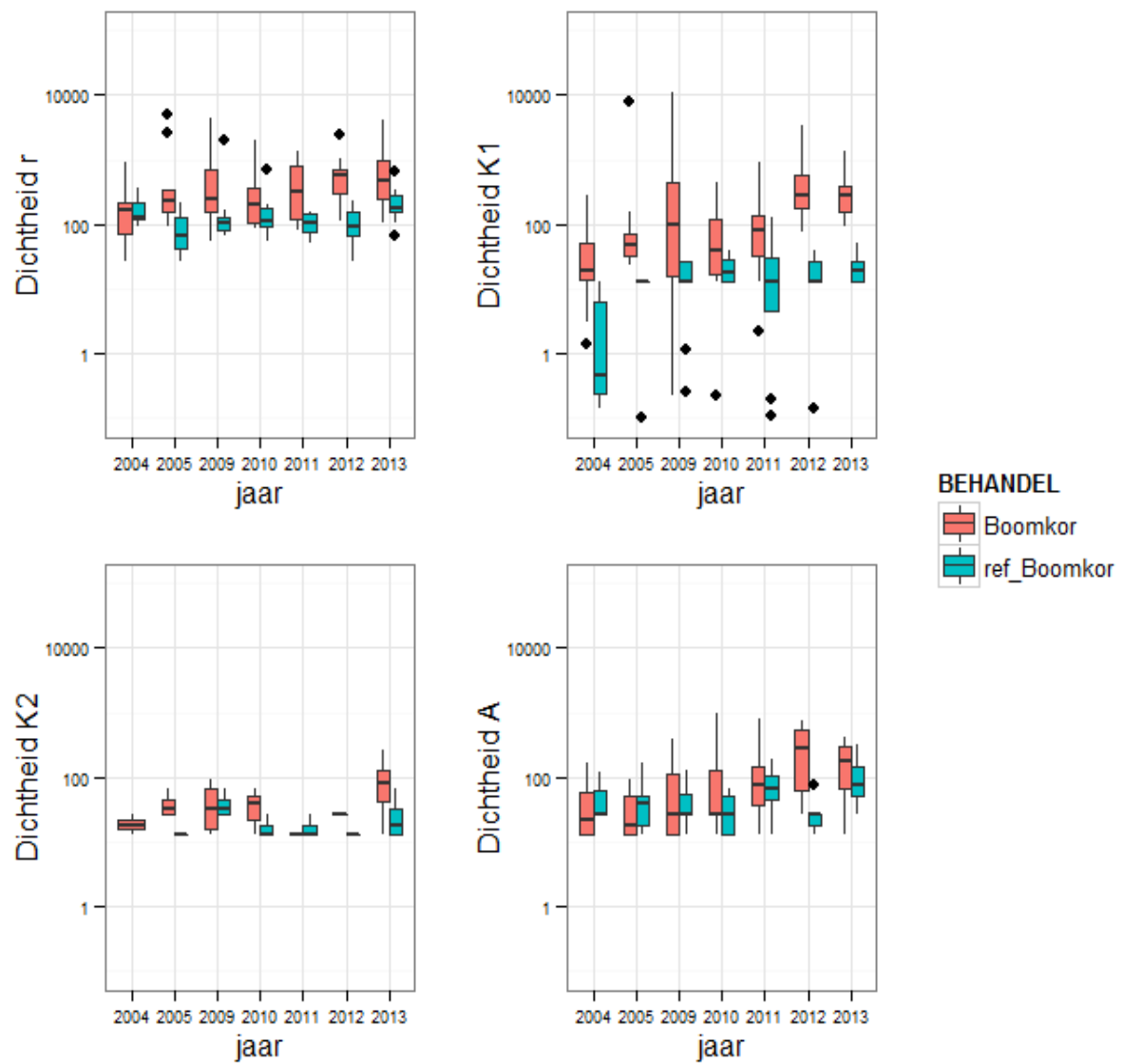
Figuur 73. Dichtheid (ind/m²) van de r, K1, K2, A groepen op beviste (Garnaal) en referentie (Ref_Garnaal) locaties tussen 2004 en 2012.



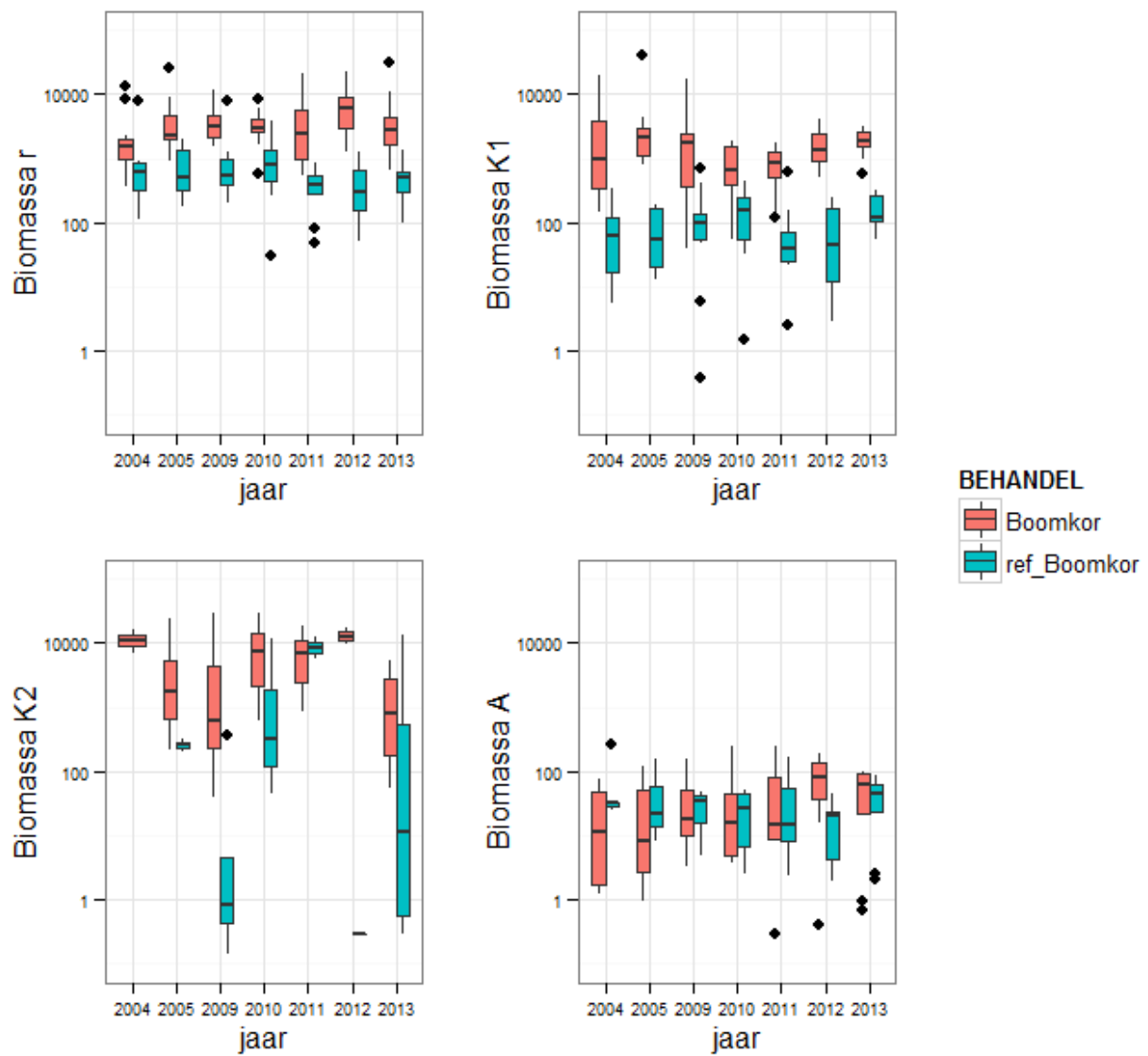
Figuur 74. Biomassa (mgAFDW/m²) van de r, K1, K2, A groepen op beviste (Garnaal) en referentie (Ref_Garnaal) locaties tussen 2004 en 2012.



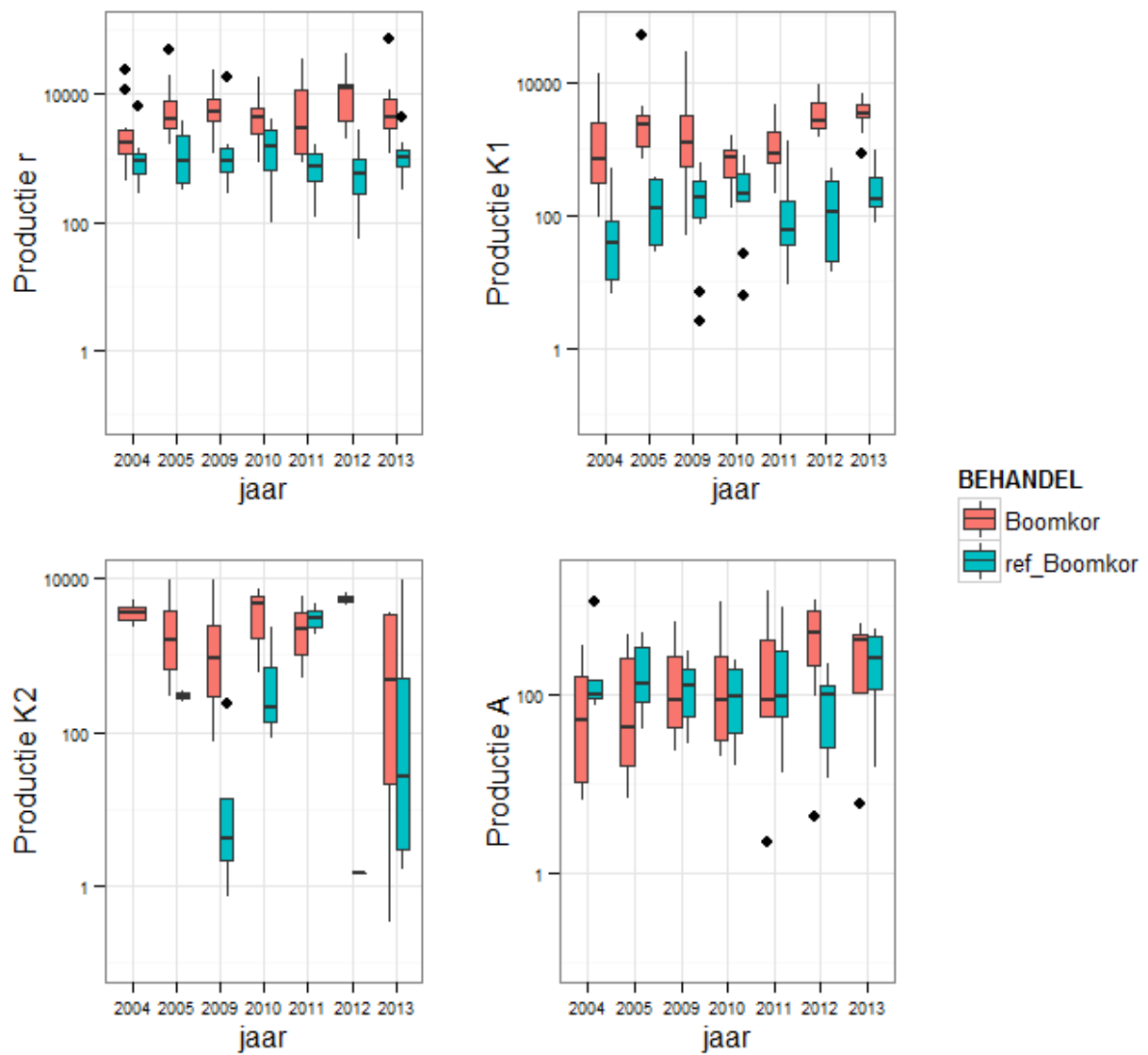
Figuur 75. Productie (mgAFDW/m²/jaar) van de r, K1, K2, A groepen op beviste (Garnaal) en referentie (Ref_Garnaal) locaties tussen 2004 en 2012.



Figuur 76. Dichtheid (ind/m^2) van de r, K1, K2, A groepen op beviste (Boomkor) en referentie (ref_Boomkor) locaties tussen 2004 en 2012.



Figuur 77.-Biomassa (mgAFDW/m²) van de r, K1, K2, A groepen op beviste (Boomkor) en referentie (ref_Boomkor) locaties tussen 2004 en 2012.



Figuur 78.-Productie (mgAFDW/m²/jaar) van de r, K1, K2, A groepen op beviste (Boomkor) en referentie (ref_Boomkor) locaties tussen 2004 en 2012.

3.6.2. Analyse meerjarenreeksen benthos

Trendanalyse bodemdieren 1995-2014

Figuur 80 t/m Figuur 87 geven de trends voor de geselecteerde soorten in de geselecteerde ICES-kwadranten. Verschilgrafieken van het laatste jaar van metingen ten opzichte van voorgaande jaren op basis van de trend, en verschilgrafiek tussen de opeenvolgende jaren zijn opgenomen in Bijlage 3.

In de Voordelta (ICES-kwadrant 32F3) is de gemiddelde dichtheid van de halfgeknotte strandschelp (*S. subtruncata*) in de periode 1995-1998 heel sterk afgenomen. Eenzelfde afname heeft zich ook voorgedaan in de overige gebieden (op 36F6 na waar slechts een enkele keer hoge dichtheden gevonden zijn), zij het niet synchroon en na een piekwaarde in 2000.

De gemiddelde dichtheid van de venusschelp (*C. striatula*) is in ICES-kwadrant 32F3 licht gedaald, dit in tegenstelling tot de andere kustgebieden waar een stijging te zien is, vanaf 2000 (34F4, 36F6) of na 2005 (33F4, 35F4, 36F5).

De otterschelp (*L. lutraria*) is in 32F3 licht toegenomen, maar niet significant. In de andere gebieden is een sterke toename te zien, na 2005. Tot 2002 was de soort nooit aangetroffen tijdens de WOT-inventarisaties. In de 2 meest noordelijk gelegen kwadranten (36F5 en 36F6) was de dichtheid in 2008 en 2009 erg hoog.

De gewone heremietkreeft (*P. bernhardus*) komt in 32F3 tegenwoordig in hogere dichtheden voor dan in 2005 (eerste jaar van identificatie). In de twee kwadranten voor de Zuid-Hollandse en Noord-Hollandse kust is er sprake van een toename, maar niet in de drie kwadranten bij de Waddeneilanden.

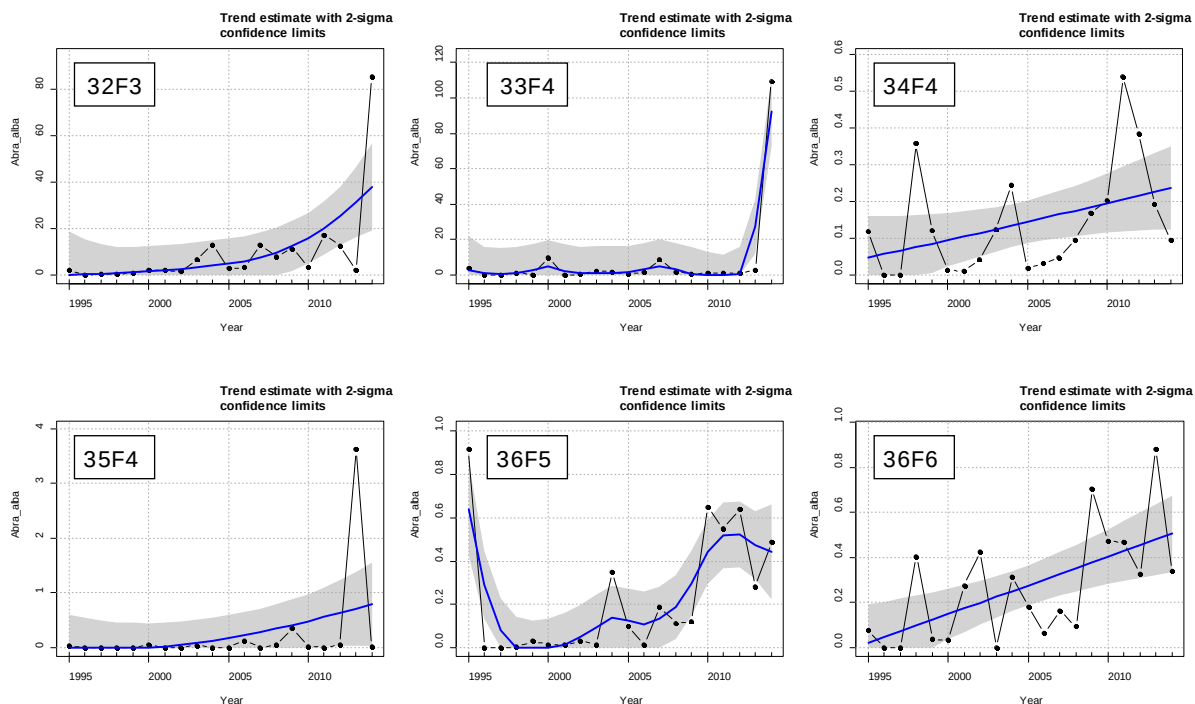
Ook de gewone slangster (*O. ophiura*) is sinds 2006 in 32F3 toegenomen. Dat is ook het geval in de kustzone bij Texel (35F4), maar niet in de tussengelegen gebieden (33F4, 34F4), al is de dichtheid in 2014 wel heel hoog. Boven de Waddeneilanden (36F5 en 36F6) namen de dichtheden eerst toe, daarna af en, in 2013, opnieuw een toename.

Zwaardschedes (*Ensis directus*) zijn in praktisch alle ICES-kwadranten significant toegenomen, met een toename vanaf de jaren 2004-2006.

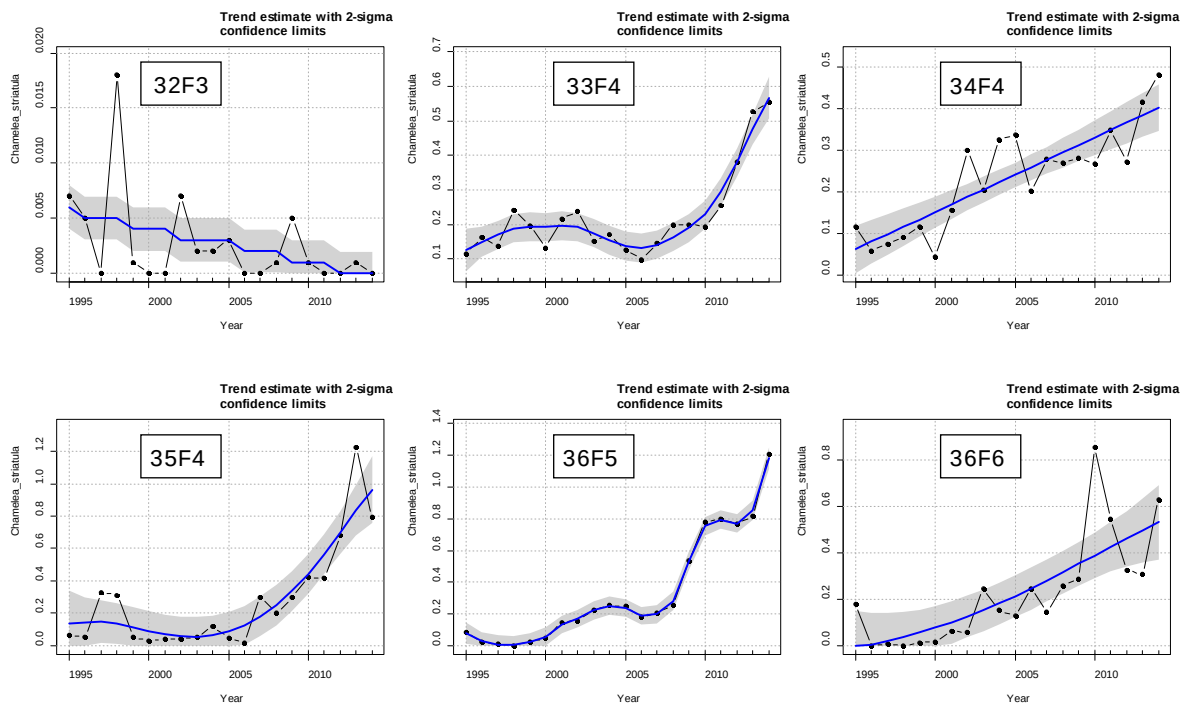
In kwadrant 32F3 is er voor het nonnetje (*M. balthica*) geen significante trend te zien. Wel een erg hoge dichtheid in 2012. Dit is ook te zien in het net noordelijker gelegen gebied 33F4. Voor de Noord-Hollandse kust (34F4), en de kust bij Texel (35F4) is daalde de gemiddelde dichtheid. Ten noorden van de Waddeneilanden is er of sprake van opeenvolging van af- en toenames (36F5) of zijn er geen significante verschillen tussen de jaren (36F6).

De rechtsgestrepte platschelp (*T. fabula*) kent in de meeste kwadranten geen significante trend. Voor de Noord-Hollandse kust (34F4) is er wel sprake van een toename, voor de Zuid-Hollandse kust ook, maar dan recent, sinds 2012. In de Voordelta (32F3) is de huidige dichtheid significant hoger dan in eerste jaren van de tijdreeks (vanaf 1996).

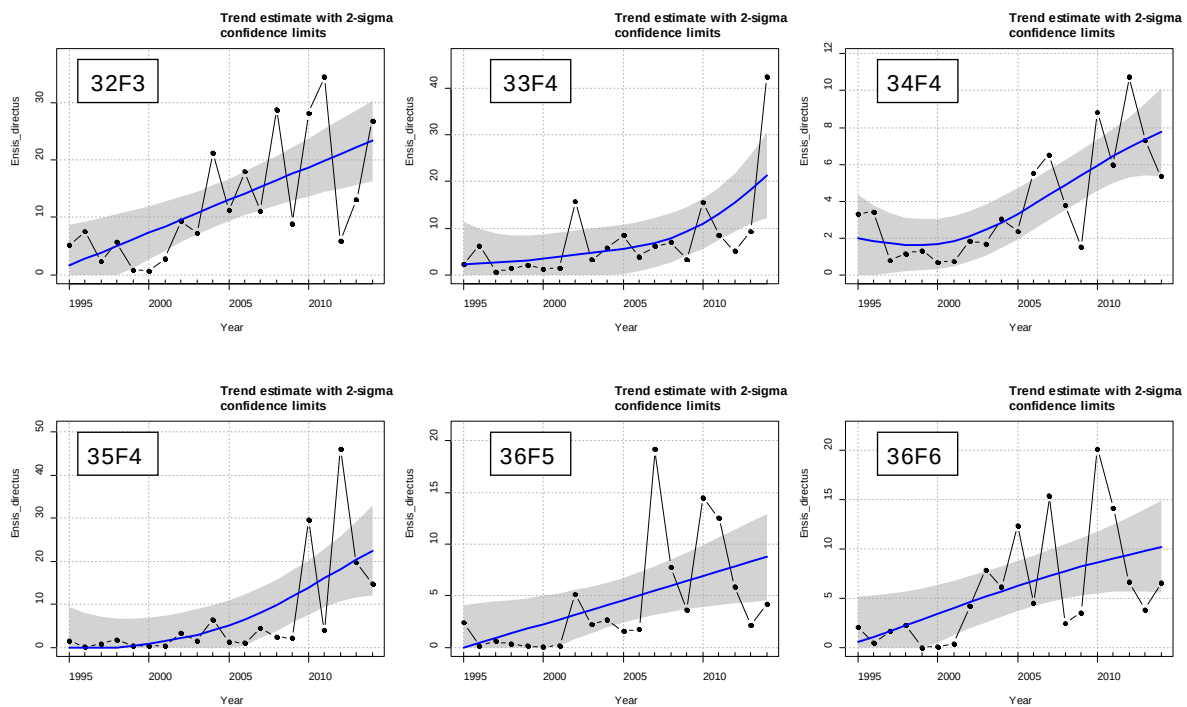
De witte dunschaal (*A. alba*) lijkt in de Voordelta (32F3) eerst iets toegenomen begin deze eeuw, maar vooral in 2014 is de dichtheid veel hoger. Dat laatste is ook het geval voor de Zuid-Hollandse kust (33F4). Meer naar het noorden is er geen sprake van een significante trend. Wel ten noorden van de Waddeneilanden.



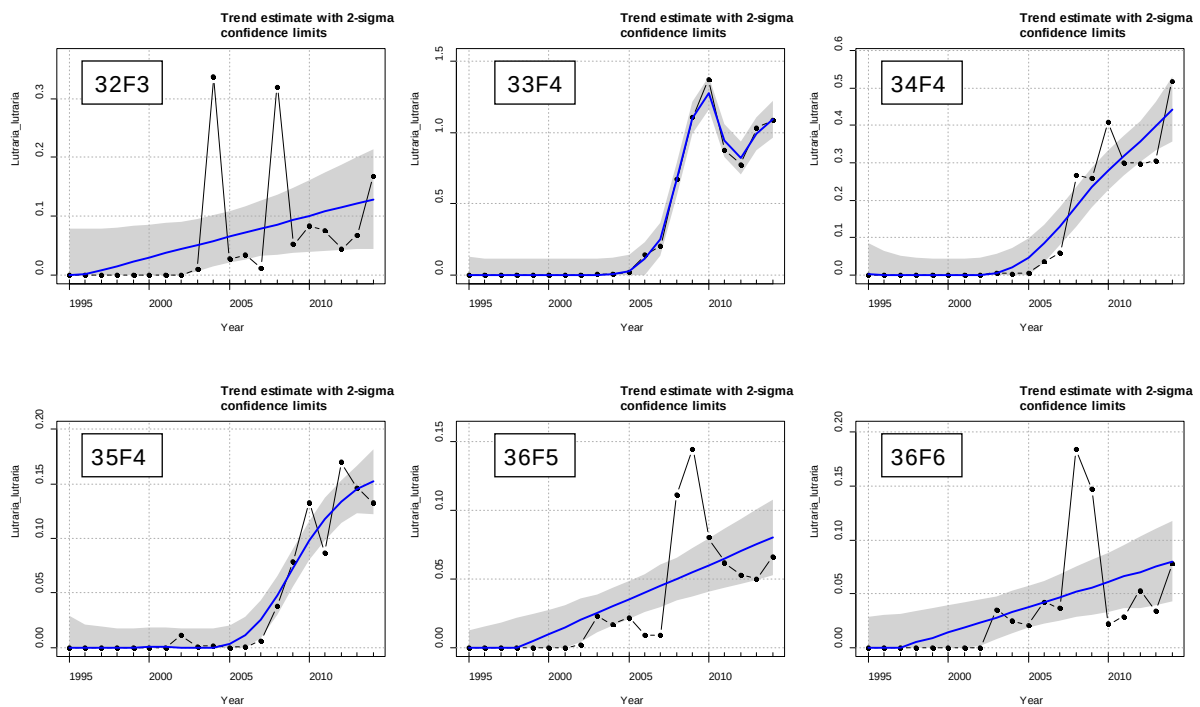
Figuur 79. Resultaten trendanalyses (1995-2014) met TrendSpotter voor *Abra alba* per ICES-kwadrant



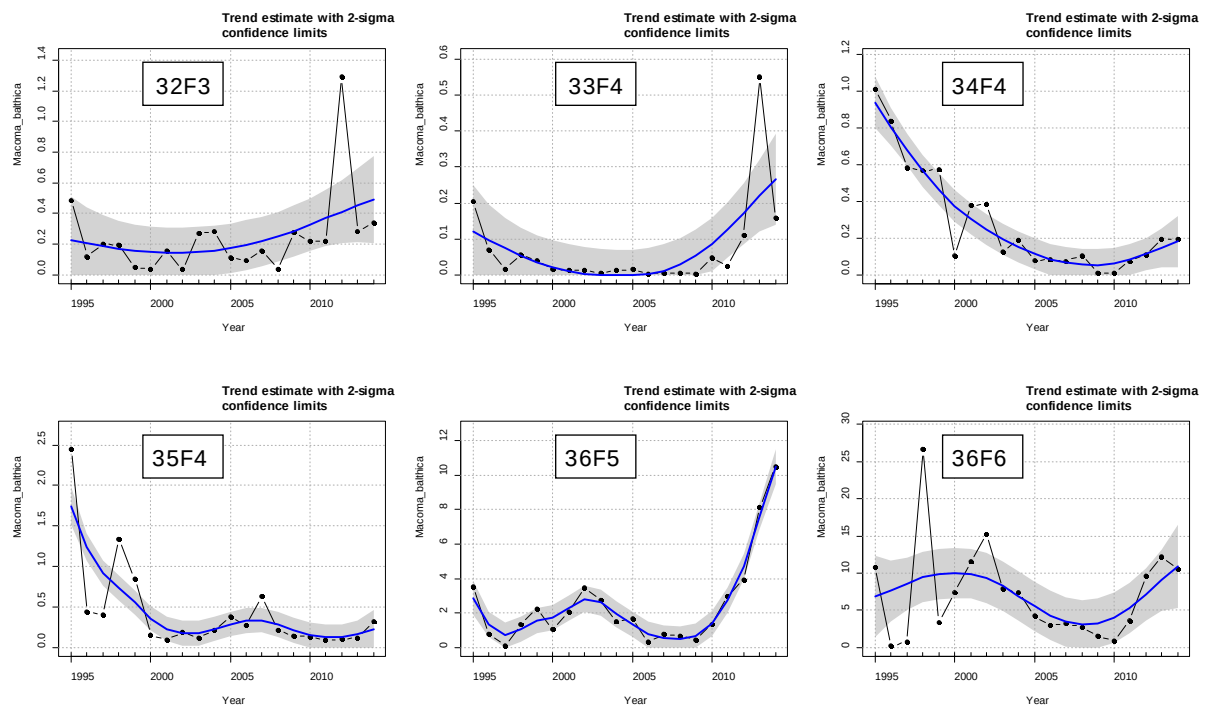
Figuur 80. Resultaten trendanalyses (1995-2014) met TrendSpotter voor *Chamelea striatula* per ICES-kwadrant



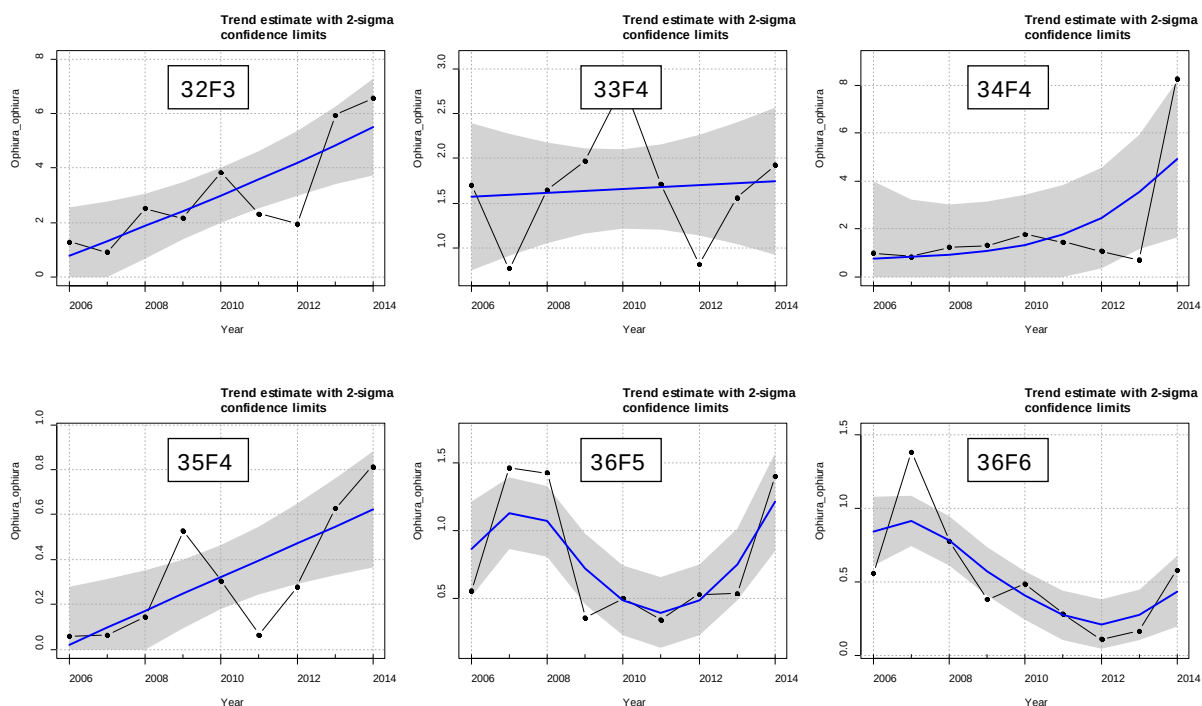
Figuur 81. Resultaten trendanalyses (1995-2014) met TrendSpotter voor *Ensis directus* per ICES-kwadrant



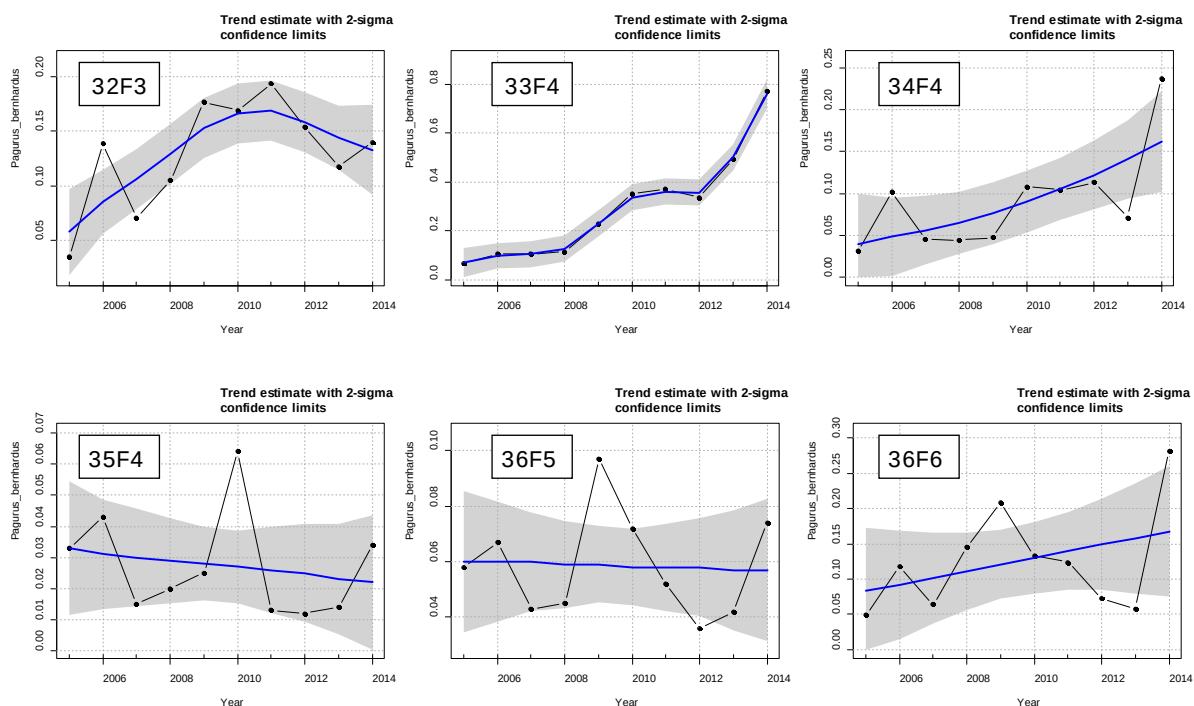
Figuur 82. Resultaten trendanalyses (1995-2014) met TrendSpotter voor *Lutraria lutraria* per ICES-kwadrant



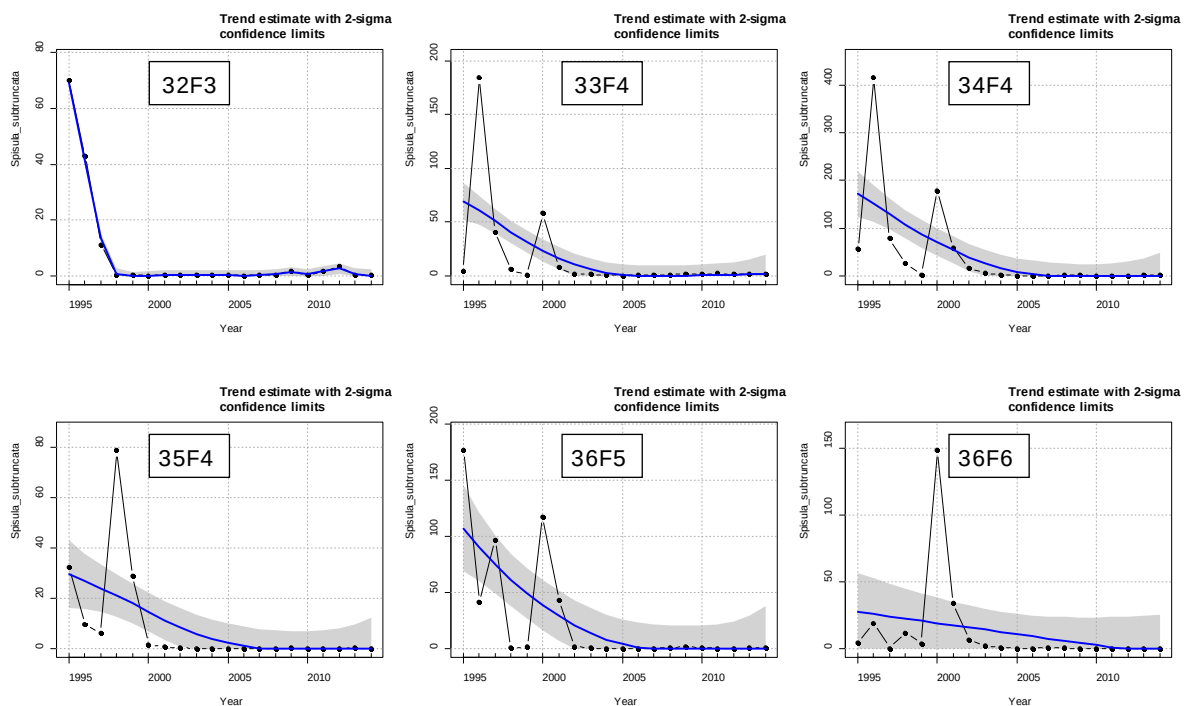
Figuur 83. Resultaten trendanalyses (1995-2014) met TrendSpotter voor *Macoma balthica* per ICES-kwadrant



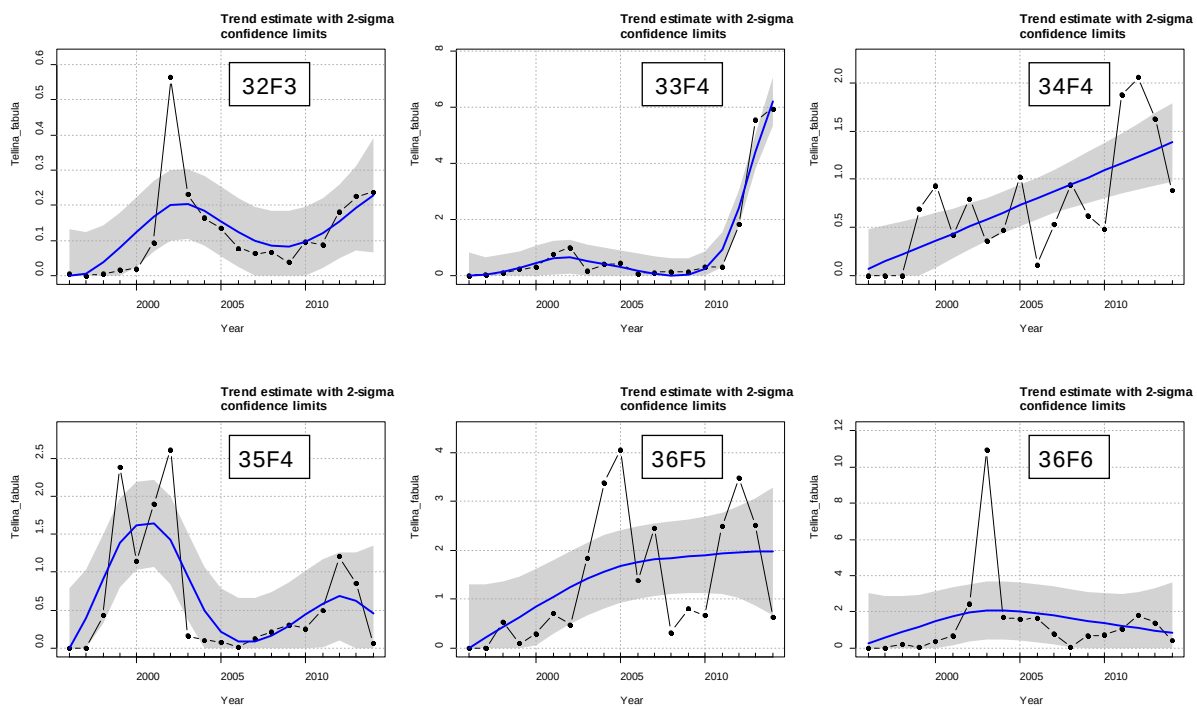
Figuur 84. Resultaten trendanalyses (2006-2014) met TrendSpotter voor *Ophiura ophiura* per ICES-kwadrant



Figuur 85. Resultaten trendanalyses (2005-2014) met TrendSpotter voor *Pagurus bernhardus* per ICES-kwadrant



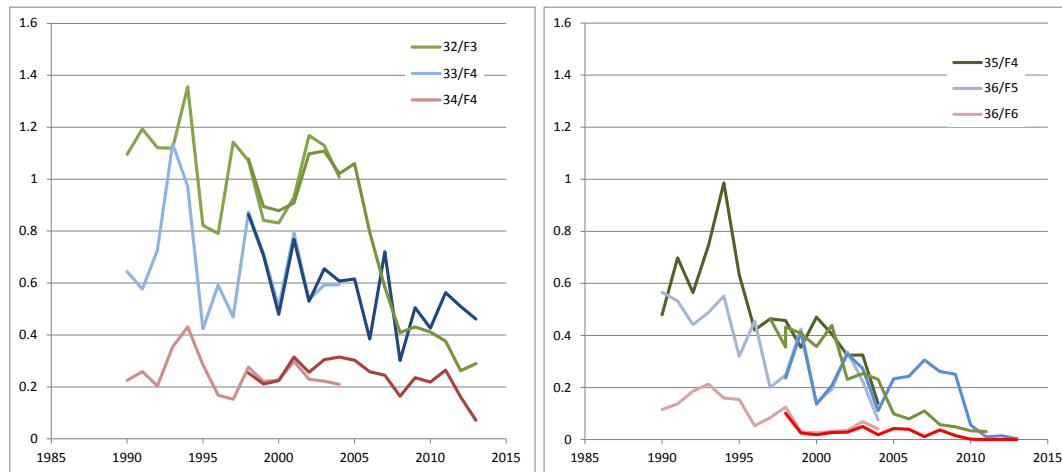
Figuur 86. Resultaten trendanalyses (1995-2014) met TrendSpotter voor *Spisula subtruncata* per ICES-kwadrant



Figuur 87. Resultaten trendanalyses (1995-2014) met TrendSpotter voor *Tellina fabula* per ICES-kwadrant

Trends in visserij-intensiteit

In alle ICES-kwadranten is de visserij-intensiteit afgenomen, maar niet overal evenveel, en op hetzelfde moment (Figuur 88). In een aantal kwadranten is er al eind jaren negentig een sterke afname (bijv. 35F4), terwijl in de Voordelta (32F3) de afname pas na 2005 optreedt. Eind vorige eeuw was de visserij-intensiteit (uitgedrukt als aantal zeedagen per km²) er blijkbaar hoger dan in de andere kustgebieden.



Figuur 88. Visserij-intensiteit (aantal zeedagen per km²) in de zes onderzochte ICES-kwadranten, gebaseerd op de databases VIRIS (1990-2004) en Visstat (1998-2013). Verschillen tussen VIRIS en Visstat komen doordat de ICES gebieden niet altijd correct zijn ingevuld.

Relatie trends bodemdieren met trends in visserij

De meeste veranderingen in de gemiddelde dichtheden van de zogenaamd 'slimme' indicatoren lijken niet direct gerelateerd aan veranderingen in visserij-intensiteit.

Zo is de afname van *S. subtruncata* in de Voordelta lang voor de afname van visserij.

De toename van *L. lutraria* is overal ongeveer gelijktijdig, ongeacht het verloop van de visserij-intensiteit.

De toename van *P. bernhardus* in 32F3 (Voordelta) start direct na de sterke afname van de visserij-intensiteit. In kwadrant 33F4 is er een grotere toename, die zich voortzet tot in 2014, zonder noemenswaardige veranderingen in de visserij-intensiteit. Datzelfde geldt ook voor 34F4, al is de toename er minder groot. En in 35F4 is er geen significante toename, ondanks de afname van de visserij-intensiteit in de voorafgaande jaren.

Voor *O. ophiura* geldt voor kwadrant 32F3 hetzelfde: een toename vanaf 2006. Maar in 33F4 is helemaal geen toename waargenomen, en in 34F4 slechts in 2014. In 35F4 is dan weer wel een toename te zien, in tegenstelling dus van trend van *P. bernhardus*.

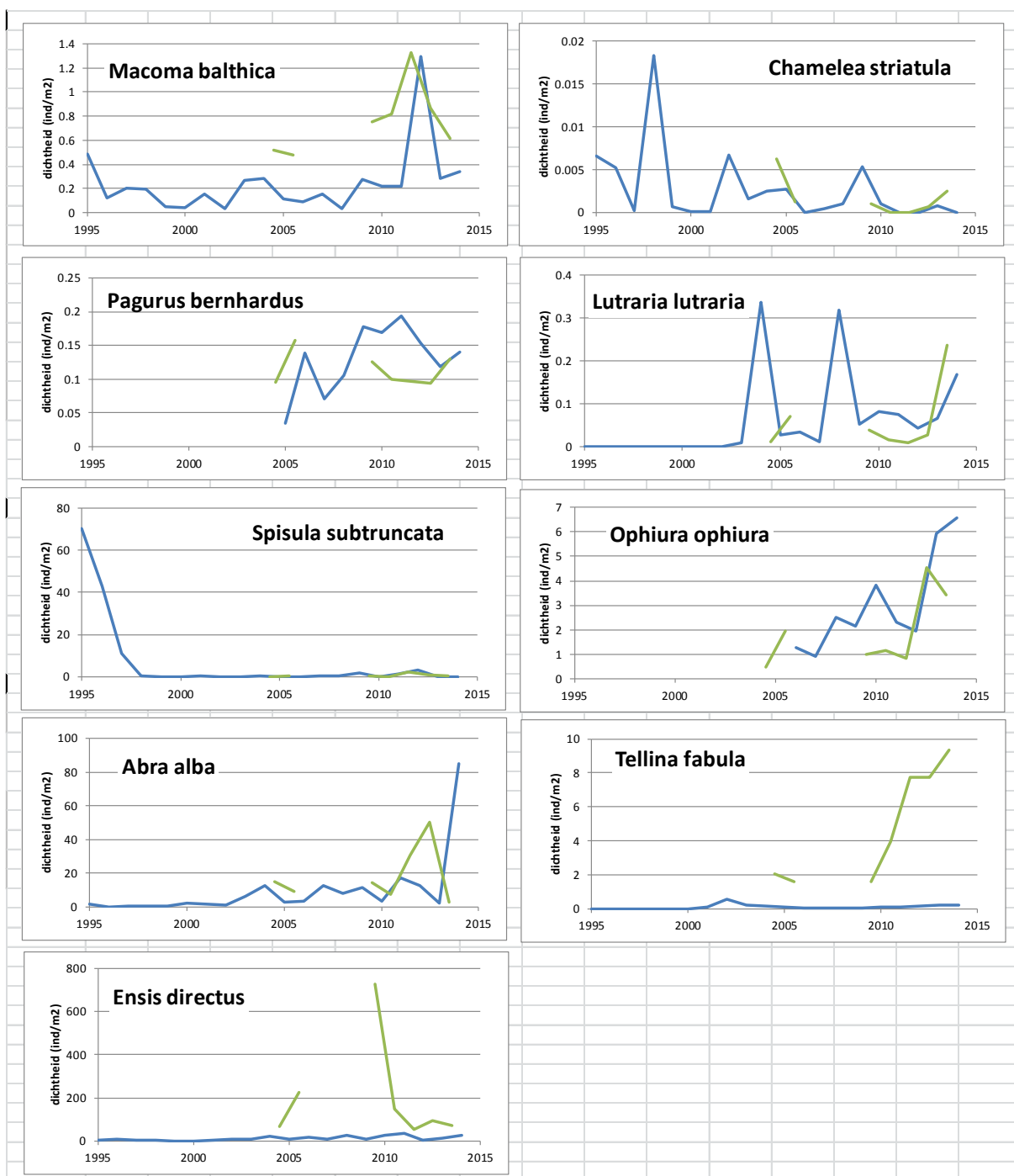
Enig mogelijk effect op de populatie van *C. striatula* is in 32F3 niet te zien. Na de sterke afname van visserij-intensiteit neemt de gemiddelde dichtheid verder af. In de andere kwadranten is er wel een toename. Maar deze doet zich pas voor meerdere jaren na een sterke afname in visserij-intensiteit. Zo is in 35F4 eigenlijk pas sprake van een toename van 2010, terwijl de visserij-intensiteit er al vanaf 1996 sterk gedaald was.

Hetzelfde geldt ook voor de overige 4 soorten die geanalyseerd zijn, *A. alba*, *M. balthica*, *E. directus* en *T. fabula*.

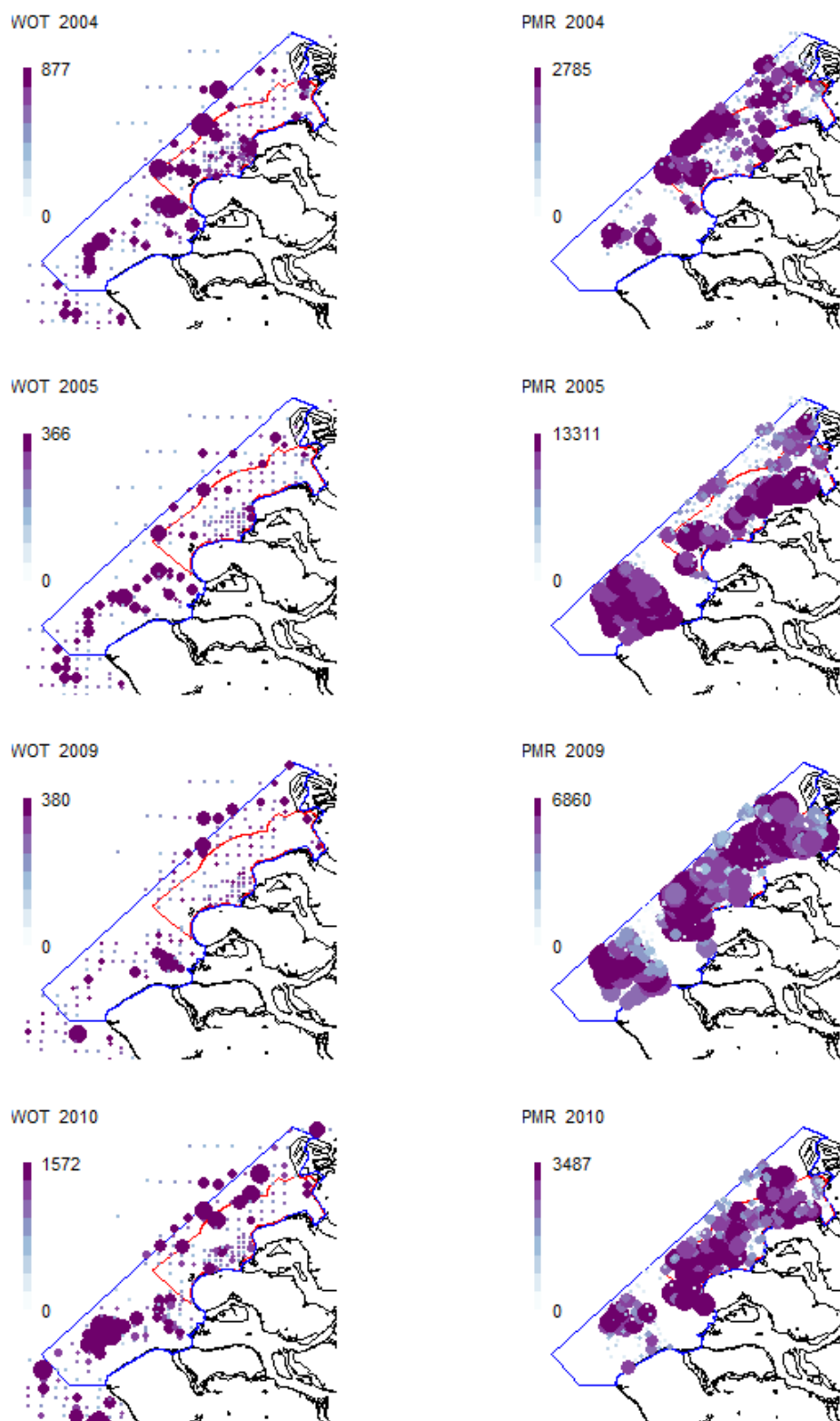
De meest significante toename van *A. alba* is in 36F6, niet het kwadrant met een heel sterke afname in visserij-intensiteit. *M. balthica* vertoont in ene vak een toename, in andere een afname. Ook *T. fabula* kent slechts in 2 kwadranten een toename. In 33F4 is er slechts recent een toename, in 34F4 al vanaf eind jaren negentig maar in dit kwadrant is de visserij-intensiteit niet zo erg veranderd. En *E. directus*, tenslotte, is overal sterk toegenomen.

Vergelijking trends in dataset WOT en PMR-NCV

De veranderingen in dichtheid waargenomen in PMR-NCV volgen voor de meeste soorten de trends in de WOT-tijdsreeks (Figuur 89). Bij *Macoma balthica*, *Chamelea striatula*, *Pagurus bernhardus*, *Lutraria lutraria*, *Spisula subtruncata* en *Ophiura ophiura* ontlopen de dichtheden elkaar ook niet erg veel. En vaak wordt een piekwaarde in het najaar gevolgd door een hoge waarde in het voorjaar (bijv. *M. balthica* 2011-2012, *L. lutraria* 2014-2015, *O. ophiura* 2-12-2013). Bij *Ensis directus* en *Tellina fabula* ligt het verschil in de vaak veel hogere najaarswaarden (PMR-NCV) dan in de dichtheden in het daaropvolgend voorjaar (WOT). Amerikaanse zwaardschedes hebben in het najaar hoge dichtheden in het hele onderzoeksgebied (Figuur 90), rechtsgestreepte platschelpen blijkbaar in specifieke gebieden (RefWest_zrb en, de laatste jaren, RefZuid; Figuur 91). Globaal is vanaf 2005 voor beide soorten in beide datasets dezelfde trend te zien: geen trend voor *E. directus* (op eenmalige hoge waarde na), een toename voor *T. fabula*. Bij *Abra alba* is dat niet zo: de piekwaarde in het najaar 2012 wordt niet gevolgd door een hoge voorjaarswaarde in 2013, en in 2014 vinden we een enorm hoge voorjaarswaarde, met hoge dichtheden op meerdere locaties (Figuur 92), niet voorafgegaan door een hoge najaarswaarde in 2013.

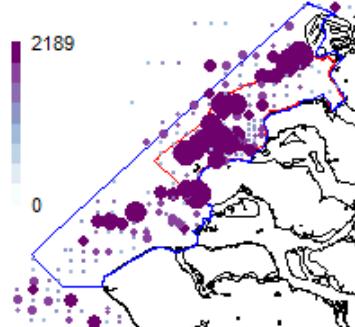


Figuur 89. Temporeel verloop van gemiddelde dichtheid. Blauw: WOT-dataset, ICES-kwadant 32F3. Groen: data PMR-NCV

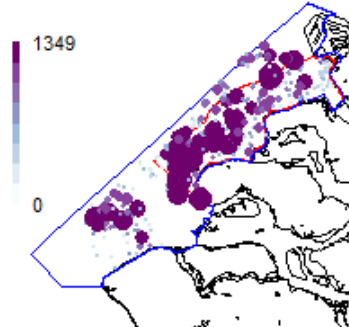


Figuur 90. Gemiddelde dichtheid (ind./m²) van *Ensis directus* in het voorjaar (WOT) en najaar (PMR). De kleurschaal en de diameter van de cirkels is afhankelijk van de dichtheid. Bij de kleurschaal is ook de minimale en maximale dichtheid weergegeven.

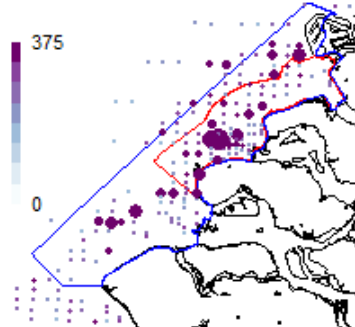
WOT 2011



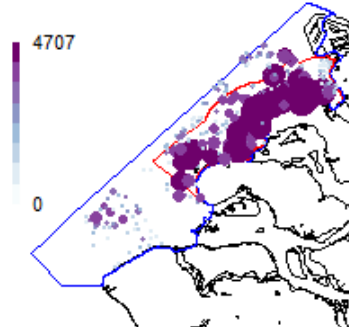
PMR 2011



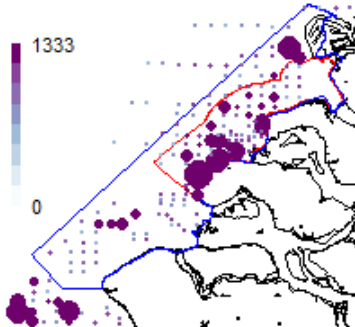
WOT 2012



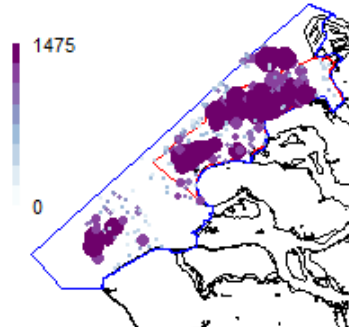
PMR 2012



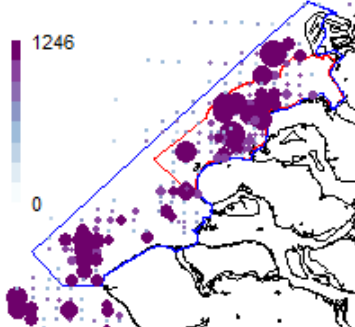
WOT 2013



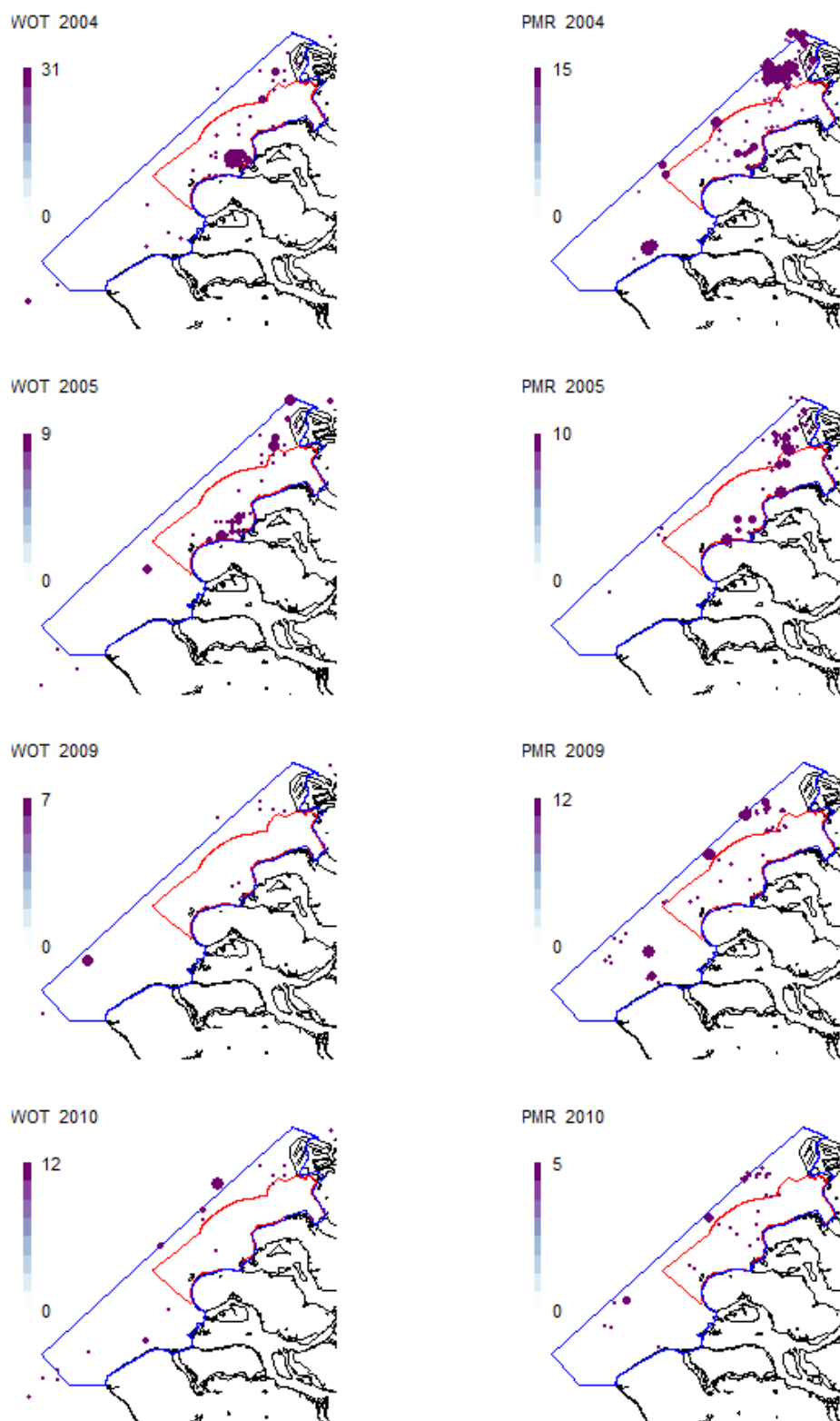
PMR 2013



WOT 2014

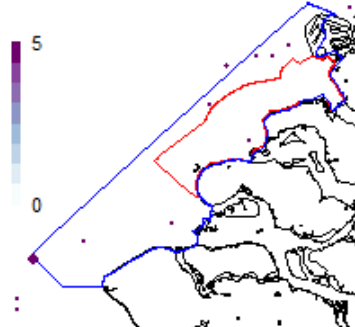


Ensis directus

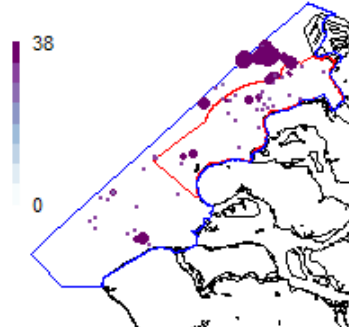


Figuur 91. Gemiddelde dichtheid (ind./m²) van Tellina fabula in het voorjaar (WOT) en najaar (PMR). De kleurenschaal en de diameter van de cirkels is afhankelijk van de dichtheid. Bij de kleurenschaal is ook de minimale en maximale dichtheid weergegeven.

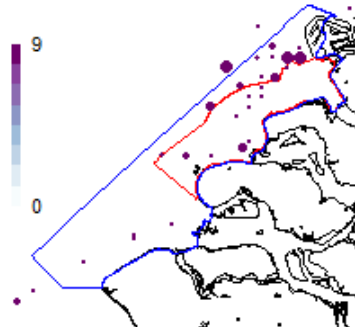
WOT 2011



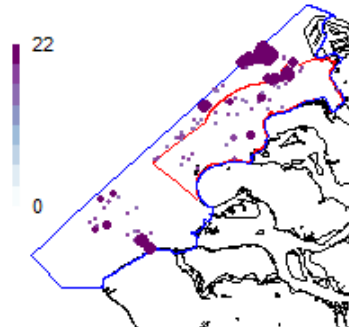
PMR 2011



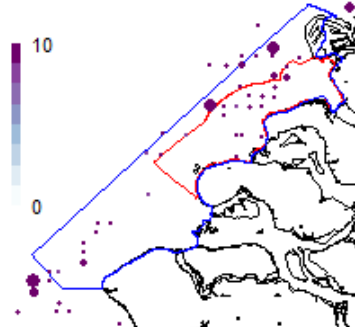
WOT 2012



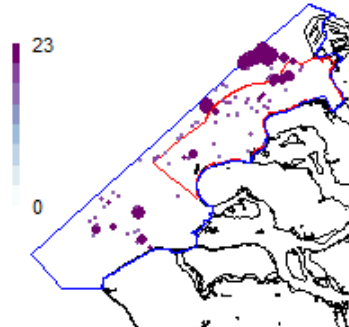
PMR 2012



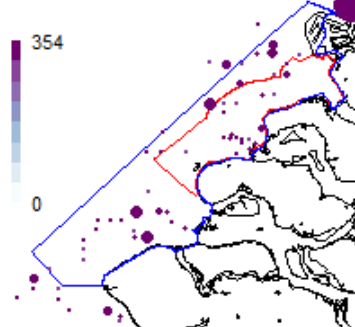
WOT 2013



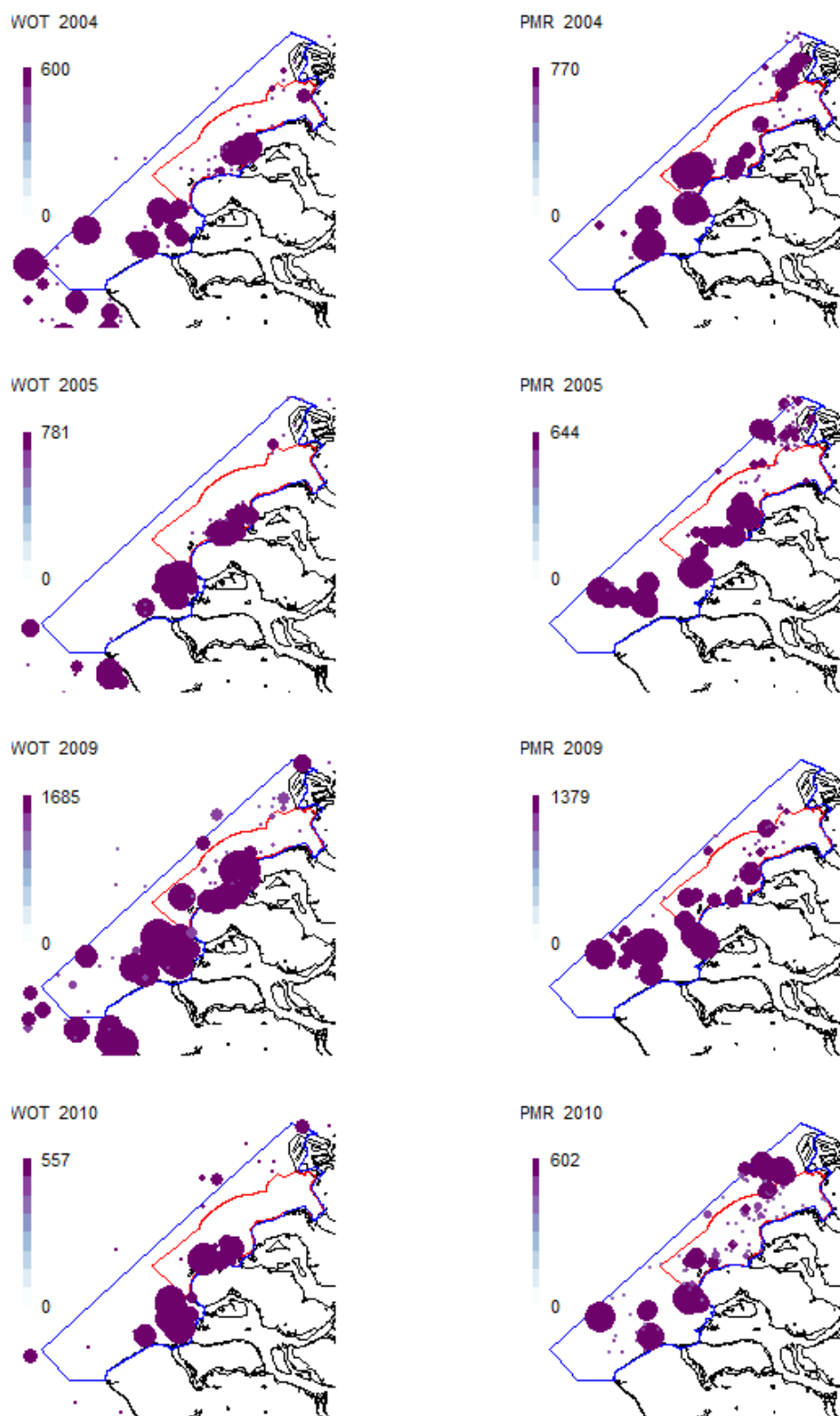
PMR 2013



WOT 2014

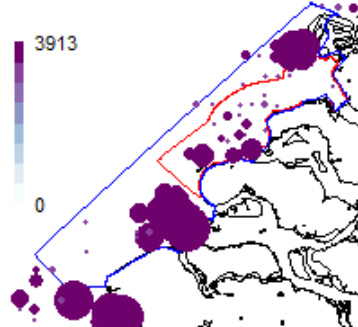


Tellina fabula

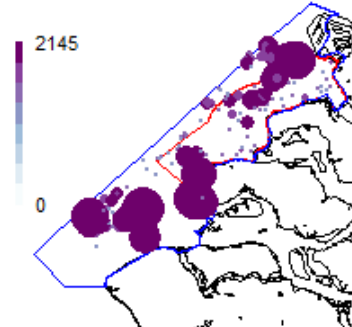


Figuur 92. Gemiddelde dichtheid (ind./m²) van Abra alba in het voorjaar (WOT) en najaar (PMR). De kleurschaal en de diameter van de cirkels is afhankelijk van de dichtheid. Bij de kleurschaal is ook de minimale en maximale dichtheid weergegeven.

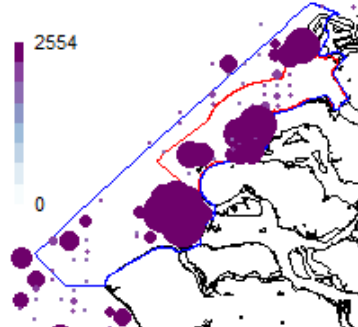
WOT 2011



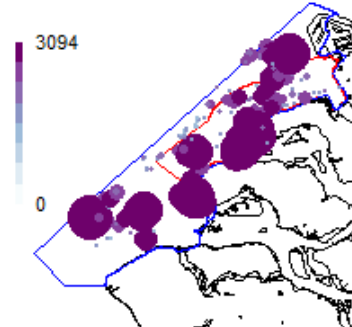
PMR 2011



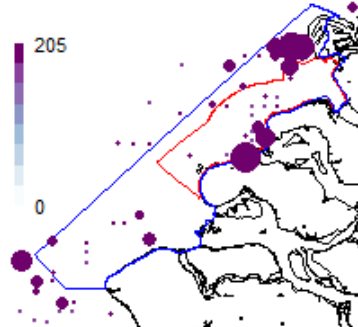
WOT 2012



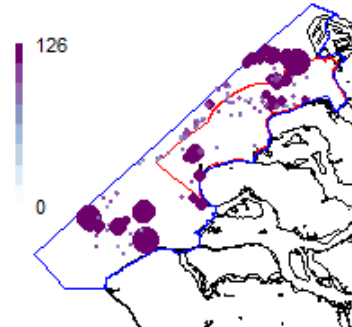
PMR 2012



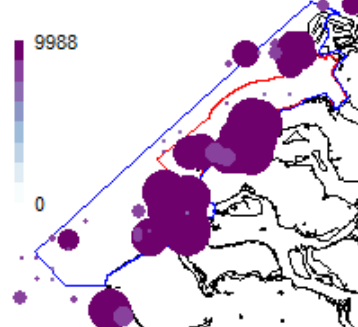
WOT 2013



PMR 2013



WOT 2014



Abra alba

4. Discussie

Het onderzoek was primair ingericht op een vergelijking van het bodembeschermingsgebied met referentiegebieden in de Voordelta, door middel van een BACI-aanpak (Before After Control Impact) (zie 0). Echter, de boomkorvisserij was niet alleen in het bodembeschermingsgebied maar ook daarbuiten al grotendeels verdwenen bij aanvang van de metingen. Daarom is getracht om correlatieve verbanden te leggen tussen verschillen in de bodemgemeenschap en verschillen in visserij-intensiteit, gebruikmakend van de PMR-NCV-gegevens uit de Voordelta (zie 4.1), en van een langere tijdsreeks in de hele Nederlandse kustzone (zie 4.2). De Voordelta is een dynamisch gebied (Prins & van der Kolff 2014) en dus kunnen de resultaten beïnvloed zijn door de grote natuurlijke verstoringen (zie 4.1). Een eventueel effect zou ook moeilijk te detecteren kunnen zijn omdat bentische gemeenschappen gekarakteriseerd worden door grote temporele variaties (zie 4.2).

4.1. Effect instellen bodembeschermingsgebied

Het doel van het monitoringsprogramma is antwoord te kunnen geven op de vraag of voldoende wordt gecompenseerd voor de effecten die als gevolg van de aanleg en aanwezigheid van de Maasvlakte 2 optreden. Als compensatie zijn een bodembeschermingsgebied en een aantal rustgebieden aangewezen. In het bodembeschermingsgebied gelden beperkingen voor vormen van visserij die de zeebodem sterk verstoren. Dit betreft de boomkorvisserij zwaarder dan 260 pk. De analyse moet dan ook primair een antwoord geven op de vraag of het stopzetten van deze vorm van visserij het verwachte effect heeft op de gekozen indicatoren.

De opzet van de monitoring had als primaire doel een vergelijking van de ontwikkelingen vóór en na de instelling van het bodembeschermingsgebied. Het verschil in verandering tussen het bodembeschermingsgebied en de referentiegebieden zou inzicht geven in het effect van de compensatiemaatregelen.

In eerdere jaarrapporten is geconstateerd dat een simpele vergelijking van bodembeschermingsgebied met referentiegebieden niet kan leiden tot een goede inschatting van het effect van het instellen van het bodembeschermingsgebied. Een analyse naar visserij-effecten of, zoals in ons geval, naar het uitsluiten van bodemberoering door boomkorvisserij kan niet uitgevoerd worden zonder rekening te houden met de 'autonome' variatie in de gekozen indicatoren (biomassa, aantal soorten, etc. ten gevolge van ruimtelijke en temporele variaties in de abiotische omstandigheden, de locatiespecifieke variaties die niet door verschillen in de beschikbare abiotische omstandigheden verklaard kunnen worden, en temporele en ruimtelijke autocorrelatie.

De opgave is de variatie die veroorzaakt wordt door visserij-effecten, waar we hier primair in geïnteresseerd zijn, te scheiden van variatie veroorzaakt door andere factoren. Er zijn een aantal manieren om die variatie mee te nemen in de analyses.

1. In de BACI opzet om het Bodembeschermingsgebied te vergelijken met referentiegebieden is daarom een habitatmodel gebruikt: door bekende abiotische factoren mee te nemen in een verklarend statistisch model wordt in ieder geval een deel van de (uit abiotiek verklaarbare) variatie weggenomen (§4.2.6.1 Rapport 2013) voordat eventuele visserij effecten geanalyseerd worden. Daarnaast zijn diverse deelgebieden binnen de Voordelta onderscheiden. Daarmee wordt dus in de vergelijking tussen BBG en referentiegebieden via een BACI al rekening gehouden met de verschillen tussen monsterpunten die veroorzaakt worden door verschillen in abiotiek tussen die punten. Echter niet alle variatie kan verklaard worden door het habitatmodel; er speelt ook variatie van jaar-tot-jaar veroorzaakt door zaken als broedval, sterfte, strenge winters, enz., die ook niet eenvormig over het gehele gebied op dezelfde manier doorwerken.
2. Een andere manier om veranderingen in de tijd te analyseren rekening houdend met de grote variatie, is niet te proberen die variatie in de analyse mee te nemen, maar per monsterpunt punt

de jaar op jaar veranderingen te analyseren. Hierbij ga je er van uit dat de omstandigheden op een punt van jaar op jaar heel vergelijkbaar zijn (in ieder geval veel minder variëren dan die tussen punten binnen een jaar). Je kwantificeert die variatie niet, maar corrigeert ervoor door de veranderingen in de tijd per punt te analyseren. Deze benadering is, naast de hiervoor genoemde manier, gevolgd in Prins en van der Kolff (2014) en leidde niet tot andere inzichten.

Voor 3 indicatoren (biomassa prooien voor zwarte zee-eenden, maximale lengte zwaardschedes, gemiddeld individueel gewicht) is er een significante interactie gevonden tussen gebied en periode. En dit terwijl in ieder geval bodembegroeiing door boomkorren vissend op platvis, in zowel het bodembeschermingsgebied als het referentiegebied volledig of grotendeels gestopt is. Dus hoewel we een verschil in ontwikkeling vinden tussen bodembeschermingsgebied en referentiegebieden, kan dit niet veroorzaakt worden door een verschil in behandeling, omdat de behandeling hetzelfde was.

Voor een deel zijn deze verschillen in trends te wijten aan jaarlijkse verschillen in broedval en overwinteringssucces. Dergelijke verschillen zijn o.a. kenmerkend voor veel schelpdieren. De verschillende trend in maximale lengte van Amerikaanse zwaardschedes (grotere toename in de referentiegebieden dan in het bodembeschermingsgebied) zijn aan zulke verschillen in de populatie-opbouw toe te schrijven. Zo'n variabele en ruimtelijk ongelijke verspreiding van Amerikaanse zwaardschedes is ook elders waargenomen (Dannheim & Rumohr 2012).

4.1. Relatie visserij-intensiteit

Om na te gaan of de gegevens aanwijzingen geven over de relatie tussen visserij-intensiteit en veranderingen in de genoemde indicatoren, zijn twee aanvullende analyses uitgevoerd:

- het onderzoeken van correlaties tussen biotische indicatoren en visserij-intensiteit, los van de indeling in ingreep- en referentiegebieden.
- vergelijking van trends in deelgebieden met een hogere visserij-intensiteit en vergelijkbare gebieden met een lage visserij-intensiteit

4.1.1. Relatie visserij-intensiteit en biotische indicatoren

Ten opzichte van eerdere analyses (Prins et al. 2014) zijn relaties met TBB voor totale biomassa, biomassa prooien en maximale lengte zwaardschedes gelijk. Voor de andere 3 indicatoren zijn nu andere relaties gevonden. De relatie met aantal soorten was in Prins et al. (2014) enkel negatief voor analyse met alle locaties, en nu ook voor analyses van deelgebieden (<10 m, > 10m, en zuidelijk referentiegebied). De relatie met gemiddeld individueel gewicht was in geen enkel geval significant, en in de nieuwe analyses wel. De relatie tussen aandeel grote soorten en TBB was enkel negatief voor alle locaties samen, en nu niet significant voor alle locaties samen, negatief voor locaties dieper dan 10m, en positief voor het zuidelijk referentiegebied.

De redeneerlijnen over de te verwachten ontwikkelingen bij een afname in visserijdruk zijn dan ook nog steeds (grotendeels) dezelfde als in vorig rapport (Prins & van der Kolff 2014) geschetst. Visserij in het jaar voorafgaand aan de bemonstering, zal leiden tot

- Hoge directe mortaliteit (1), vooral van grotere dieren (2)
- Aantasting van complexiteit zeebodem (3)

Punten 1 en 3 leiden tot verlaging van totale biomassa. Een negatieve correlatie tussen totale biomassa en visserij blijkt veelal ook uit literatuur (Tuck et al. 1998, Ball et al. 2000, Smith et al. 2000, Hiddink et al. 2006b, Queirós et al. 2006, Hinz et al. 2009, Reiss et al. 2009). In alle gevallen waar een significante correlatie gevonden werd, was het een negatieve. Maar theoretisch kan het anders (van Denderen et al. 2013), afhankelijk van systeem (bottom-up, top-down) en mate van verstoring. Het is voornamelijk niet duidelijk of de Voordelta top-down of bottom-up gereguleerd is, al zijn er meer aanwijzingen voor een top-down regulering (van Kooten & Jansen 2015).

Zoals in het vorige rapport aangegeven, is de gevonden positieve correlatie tussen visserij-intensiteit en biomassa waarschijnlijk veroorzaakt doordat visserij vooral plaatsvindt in gebieden met hogere biomassa.

Punten 1 en 3 leiden ook tot verlaging van het aantal soorten. En is conform de literatuur (Collie et al. 1997, Kaiser et al. 1998, Thrush et al. 1998, Tuck et al. 1998, Ball et al. 2000, Cowie et al. 2000, Kaiser et al. 2000, Smith et al. 2000, Veale et al. 2000, Hiddink et al. 2006b, Queirós et al. 2006, Simpson & Watling 2006, Duineveld et al. 2007, Hinz et al. 2009, Reiss et al. 2009). We vinden inderdaad een negatieve correlatie tussen het aantal soorten en TBB.

Maar de correlatie tussen aantal soorten en TBS daarentegen is positief. We schetsten in vorig rapport al dat er geen plausibele mechanismen zijn waardoor dit zou kunnen. Wel vonden Heinis en Deerenberg (2011) een positieve relatie tussen TBB en aantal soorten, toe te schrijven aan het hoger aantal relatief kleine soorten in gebieden met hogere visserij-intensiteit. We denken echter dat het om een puur statistische (en geen causale) relatie gaat. Het aantal soorten is toegenomen in de tijd, en daardoor is er een negatieve correlatie met boomkorvisserij-intensiteit (die afnam) en een positie met intensiteit van garnalenvisserij (die toename).

Punt 2 leidt direct tot:

- Afname van het aandeel grote soorten (4), dus een negatieve correlatie tussen visserij en aandeel grote soorten
- Afname van de maximale lengte (5), dus een negatieve correlatie tussen visserij en maximale lengte van Amerikaanse zwaardschedes

Die negatieve correlatie m.b.t. lengte van Amerikaanse zwaardschedes zien we terug, de negatieve correlatie met aandeel grote soorten slechts in een enkel geval.

Punt 2 kan leiden tot een grotere broedval op plekken waar grote dieren verdwenen zijn, waardoor er meer kleine dieren zijn, en dus een lager gemiddeld individueel gewicht (6). De punten 4, 5 en 6 kunnen leiden tot een lager gemiddeld individueel gewicht, dus een negatieve correlatie tussen gemiddeld individueel gewicht en visserij. We vinden dit in een enkel geval voor TBS. Correlatie met TBB is steeds positief. We kunnen geen reden vinden waarom dat voor TBB anders zou zijn dan voor TBS.

Meer kleinere dieren, betekent ook meer Amerikaanse zwaardschedes van 4 -9 cm (kleinste zijn van broedval voorafgaand aan bemonstering, grotere van broedval in voorafgaand jaar*). Dit kan een positieve correlatie betekenen tussen biomassa prooien voor zwarte zee-eenden en visserij. Voor de andere prooi-soorten geldt dit waarschijnlijk niet omdat de gegeven grootteklassen vooral van broed in eerdere jaren afkomstig zijn en invloed door visserij op broedval dus plaatsvond via bevissing 2 of 3 jaar voorafgaand aan bemonstering.

In deze studie is de productiviteit van K2-strategen als indicator gebruikt. K-strategen zijn typerend voor een omgeving met weinig verandering (groot, langlevend, trage groei, late maturiteit). En we verwachten dus een negatieve relatie tussen de productiviteit van deze soorten en visserij-intensiteit. Dat blijkt ook het geval, zowel met visserij op platvis als met garnalenvisserij.

Al bij al zijn de resultaten van de analyses van het gehele onderzoeksgebied en deelgebieden, per indicator en visserijtype consistent. Maar het gaat wel om subsets van dezelfde dataset. In de gevallen waar geen significante correlatie gevonden wordt met visserij-intensiteit, zou dit aan een geringe visserij-intensiteitsgradiënt gewijd kunnen worden, waardoor een dosis-effectrelatie niet is vast te stellen. Voor de meeste correlaties is een biologisch of theoretisch plausibele verklaring te vinden. Maar deze zijn niet altijd onderling consistent of in overeenkomst met relaties gevonden in andere studies. Dit zou het gevolg kunnen zijn van indirecte mechanismen, zoals een correlatie tussen visserij en abiotiek, een correlatie tussen visserij en specifieke soorten, enz. Het is dus, zoals reeds geconcludeerd bij analyse van de data 2004-2011 (Prins & van der Kolff 2014), niet mogelijk om op basis van deze resultaten te besluiten dat de correlaties wijzen op een oorzaak-gevolgrelatie.

4.1.2. *Vergelijking van trends*

Ook de analyses in geselecteerde gebieden van de temporele veranderingen in dichtheid, biomassa en productiviteit van de vier onderscheiden BTA-groepen levert geen duidelijk en eenduidig beeld op van veranderingen die toegeschreven kunnen worden aan een vermindering of toename van de visserij-intensiteit. Hoogstens wijst de toename van de dichtheid van r-strategen bij intermediaire niveaus van verstoring door garnaalvisserij en een afname bij verdere intensifiëring op een niet-lineaire respons van de bodemdiergemeenschappen op verstoring.

Het is echter voorbarig om het gebrek van een sterke response van het benthos op de, op het oog, sterke verschillen in visserij intensiteit tussen de beviste en referentie gebieden toe te schrijven aan een ongevoeligheid van de benthosgemeenschap voor de bodemberoering door visserij. Een aantal factoren kunnen wel verantwoordelijk zijn voor de waargenomen resultaten:

1. Alhoewel de boomkorvisserij in het referentiegebied, in tegenstelling tot het proefgebied, nagenoeg afwezig was in 2004 is er geen informatie beschikbaar over de visserijdruk in die gebieden in de voorafgaande jaren. Als er in de voorafgaande jaren ook een hoge visserijdruk was in het referentiegebied bijvoorbeeld, kan dat bepalend zijn voor de huidige waarnemingen.
2. Alle processen (rekrutering, groei, mortaliteit) die bepalend zijn voor het voorkomen, de dichtheid en biomassa van bodemdieren hebben een soort-specifieke temporele component, waardoor het ontstaan van een significant respons een eigen dynamiek heeft waar de waarnemingen mogelijk niet op aansluiten. Het staat niet vast hoe de te verwachten verschuiving in de rKA-samenstelling van de bodemdiergemeenschap zich in de tijd gaat ontwikkelen als gevolg van de afname in boomkorvisserij en/of toename in garnalenvisserij.
3. De respons van de soorten gevoelig voor bodemberoering door visserij is zeer zeker afhankelijk van de visserij-intensiteit en gedraagt zich niet-lineair als functie van de visserij-intensiteit. Daardoor is onduidelijk bij welk niveau van verstoring een respons te verwachten is. Bovendien kan de verhouding tussen de bodemberoering door visserij en natuurlijke verstoring ervoor zorgen dat de benthosgemeenschap, ook in afwezigheid van extra beroering door visserij, al in een gestreste toestand verkeerd. We kunnen in dat geval verwachten dat de visserij-effecten minder sterk of misschien zelfs afwezig zullen zijn.
4. In de hier gevolgde BTA-benadering zijn de groepen (r-, K1-, K2- en A-strategen) onderscheiden op basis van een multivariate analyse van alle biologische eigenschappen. We verwachtten dat een toename in bevissingsintensiteit zou leiden tot een verschuiving van K2- naar r- of A-gedomineerde bodemdiergemeenschappen. Wellicht moeten we specifiek focussen op de eigenschappen die van belang zijn om de verschillen in respons tussen soorten tot stand te brengen. Deze eigenschappen weten we niet op voorhand. Maar recent zijn multivariate analysetechnieken ontwikkeld om direct de interactie tussen omgevingsvariabelen (bijv. visserij-intensiteit) en eigenschappen te analyseren (Shipley et al. 2006, Brown et al. 2014, Warton et al. 2015).

4.2. Lange-termijnveranderingen en visserij-intensiteit

In tegenstelling tot de korte-termijneffecten zijn er weinig data over lange-termijneffecten en/of herstel, en al helemaal niet voor het effect van boomkorvisserij. Kaiser et al. (2006) verzamelde alle data van 101 verschillende experimenten. De meeste studies zijn beperkt tot initiële respons, tot maximaal 3 dagen. Slechts in een enkele studie, in een gebied met slibhoudend zand, werd de respons over een langere tijd gevolgd, iets meer dan een jaar (392 dagen). Na 13 dagen was de totale dichtheid nog 20% lager dan de initiële, na 24 dagen nog 10% lager. Het ging dan wel om een studie van het meiobenthos (Schratzberger et al. 2002). Voor andere types visserij en andere habitats worden in deze studie negatieve effecten voorspeld tot 1175 dagen (voor biogene structuren, visserij op jakobsschelpen, effect op neteldieren en sponzen). Dat de (eventuele) hersteltijd vele jaren kan bedragen, blijkt ook uit onderzoek naar veranderingen in het benthos in gebieden gesloten voor visserij. Bergman et al. (2014)

vonden 5 jaar na sluiting geen noemenswaardige veranderingen. Dat vonden Duineveld et al. (2007) in een andere studie wel, zij het 20 jaar na sluiting. Aan de andere kant zou het ook zo kunnen zijn dat de visserij-effecten gering zijn. Zo vonden ook (van Denderen et al. 2014) in de kustzone geen relatie tussen soortenrijkdom en visserij-intensiteit, maar wel in diepere gebieden (Oestergronden / Friese Front).

Craeymeersch en Escaravage (2014) analyseerden voor 2 indicatoren (totale biomassa en aantal soorten) de relatie met uitgevoerd met de jaarlijkse visserij-intensiteiten tot 6 jaar voorafgaand aan de bemonstering. Omdat de visserij-intensiteit ook zeer variabel is in de tijd, is de jaarlijkse visserij-intensiteit in die analyse apart meegenomen, dus niet gesommeerd over alle jaren. Voor elke locatie kon de visserij immers een verschillend verloop kennen wat van belang kan zijn voor het effect op de bodemdieren. Een interpretatie van de correlaties was niet goed mogelijk. Er werden significante correlatie gevonden met meerdere jaren, maar met sommige jaren positief en met andere negatief. Conclusie was dat de gevolgde analysemethodiek wellicht niet de meest geschikte is, bijv. omdat het effect van een bevissing in eerdere jaren afhankelijk kan zijn van de historie van bevissing. Deze analyses hebben we daarom hier niet overgedaan.

In plaats daarvan hebben we, voor een aantal soorten (de zogenaamd slimme indicatoren; Wijnhoven et al. 2013), in de Voordelta en andere Nederlandse kustgebieden, de trend over langere termijn gevolgd en vergeleken met trends in de visserij-intensiteit. Over de langere termijn (periode 1995-2014) zien we in de Voordelta soorten die significant in dichtheid zijn afgenomen (*Spisula subtruncata*, *Chamelea striatula*) of zijn toegenomen (*Lutraria lutraria*, *Ensis directus*, *Abra alba*). Sinds 2006 is er ook een toename van *Pagurus bernhardus* en *Ophiura ophiura*.

Lange-termijnveranderingen kunnen het gevolg zijn van veranderingen in abiotische omstandigheden (Gray & Christie 1983, Holland 1985, Currie & Small 2005). Ze kunnen ook het gevolg zijn van veranderingen in menselijk handelen, zoals eutrofiëring (Beukema & Cadée 1986) of visserij (Philippart 1996, Rumohr & Kujawski 2000).

De afname van *S. subtruncata* heeft overal in de kustzone plaatsgevonden. De laatste goede broedval in de Voordelta dateert van 1994 (inventarisatie 1995). Noordelijker was er later een goede broedval: in 1999 nog in een groot gebied voor de Noord-Hollandse kust en boven de Waddeneilanden (Craeymeersch et al. 2001). De afname is dan ook niet gecorreleerd met veranderingen (afnames) in visserij-intensiteit.

In de periode 1995 tot en met 2001 zijn tijdens de WOT-survey nooit otterschelpen aangetroffen. In het voorjaar van 2002 zijn voor het eerst, op 2 locaties ten noorden van de Waddeneilanden, de sifons van een otterschelp gevonden (Craeymeersch & Perdon 2005). Enkele jaren later werden otterschelpen in de hele kustzone aangetroffen. Deze toenames zijn niet gecorreleerd met afnames van visserij-intensiteit. De afname van venusschelpen in de Voordelta is tegengesteld aan de trend in andere kustgebieden waar steeds een toename te zien is. De toename start daarbij niet in hetzelfde jaar, ook niet ongeveer, en is het vroegst in vak 34F4 (Noord-Hollandse kustzone). Nu is dat het ICES-kwadrant waar het eerst een relatief sterke afname van de visserij-intensiteit te zien is, vanaf 1995. De toename van venusschelpen start in 2002, dus 7 jaar later. Een eventueel herstel van venusschelpen in de Voordelta is echter, 8 jaar na de sterke afname van visserij-intensiteit, nog niet te zien. De Bruyne et al (2013) geven aan dat de trefkans zowel in de kustzone als in de hele Noordzee sterk afgenomen is in 1960-1999. Ook uit een vergelijking van data van 1902-1912 en 1986 blijkt de kans om venusschelpen aan te treffen heel sterk afgenomen, net zoals van andere tweekleppigen (Rumohr & Kujawski 2000). Het blijft echter maar de vraag of de populatie van deze soort ook in de Voordelta zal toenemen. Vóór 1985 zijn er maar enkele meldingen (de Bruyne et al. 2013).

Veranderingen in kustzone in de populatie van *C. striatula* zijn misschien te wijten aan vermindering van visserijdruk (zie hierboven), een herstel, maar voor *L. lutraria* geldt dat zeker niet. Mogelijk is de kustzone veranderd, los van een afname van visserij-intensiteit. Daarbij denken we in eerste instantie aan klimaatveranderingen zoals stijging van de zeewatertemperatuur, veranderingen in windrichting en stormfrequentie (Philippart 2007, Birghenough et al. 2015) maar ook aan veranderingen in de

fytoplanktensamenstelling (Baretta-Bekker et al. 2009, Zuur et al. 2009b, Alvarez-Fernandez et al. 2012), al of niet het gevolg zijn van waargenomen veranderingen in bijv. windrichting, windsnelheid, nutriëntenconcentraties of –ratio's, temperatuur of troebelheid (van der Zee & Chou 2004, Philippart et al. 2007, Loeb1 et al. 2009, Alvarez-Fernandez et al. 2012). Een nadere analyse van de data in het licht van deze veranderingen valt buiten het kader van dit onderzoek maar zouden zeker nuttig zijn. Immers, klimaatsveranderingen hebben een grote invloed (of zullen die hebben) op het hele ecosysteem (zie bijv. Reid & Valdés 2011), en vormen zo een extra factor bij lange-termijnstudies van menselijk handelen (visserij, zandwinning, zandsuppleties, vervuilende stoffen). Zeker nu ook in nabije wateren (Waddenzee) veranderingen in de ecologische toestand gevonden zijn die significant gecorreleerd zijn aan o.a. klimaatsveranderingen (van der Veer et al. 2015). Los nog van het feit dat het kan leiden tot een verandering van het menselijk handelen zelf, bijv. van visserij (zie bijv. Grafton 2010, Shelton 2014, Ekstrom et al. 2015).

4.1. Vergelijking natuurlijke en door visserij veroorzaakte bodemberoering

De resultaten kunnen beïnvloed zijn doordat natuurlijke verstoring door golven en stroming overal of in grote delen van de Voordelta een grotere invloed heeft op het bodemleven dan de verstoring door visserij. Daardoor zou de kans op het vaststellen van effecten van visserij – of het verdwijnen ervan – kleiner kunnen zijn dan in gebieden met geringe natuurlijke verstoring.

De tot nu toe uitgevoerde analyses leveren een ruimtelijk beeld op van de natuurlijke en door de visserij geïnduceerde beroering in het studiegebied over alle studie jaren. Het ruimtelijke beeld van plaatsen met meer en minder (natuurlijke) verstoring is duidelijk.

Dit, gecombineerd met gebieden met verschillende visserij-verstoring, laat wel toe om – ten behoeve van verder onderzoek - gebieden te selecteren waar praktisch geen verstoring is geweest, of waar er slechts één type verstoring is geweest (of te verwachten is). Voor garnalenvisserij is dat wellicht moeilijk omdat hetzelfde gebied blijkbaar zowel de hoogste natuurlijke verstoring als hoogste visserij-intensiteiten kent (vergelijk Figuur 61 en Figuur 69).

Om een directe vergelijking mogelijk te maken moeten beide bronnen van beroering op dezelfde schalen van intensiteit en frequentie uitgedrukt worden. Dat kan vooralsnog niet. Onder meer omdat de keuzes bij het berekenen van de ribbelhoogte niet geverifieerd kan worden door gebrek aan metingen van ribbels in de Voordelta. De frequentie van voorkomen van een bepaalde bodemberoering hangt heel sterk samen met wat je als criterium hanteert voor de verstoringsdiepte. Dat de onzekerheid in het voorspellen van de ribbelhoogte leidt tot een grote spreiding in de voorspelde frequentie van natuurlijke bodemberoering, wordt ook door Aldridge et al. (2015) onderkend.

Een ander probleem is dat beide type verstoringen waarschijnlijk kwalitatief erg verschillend zijn. De directe impact van visserij is waarschijnlijk niet direct te vergelijken met de impact van een hermobilisatie van het sediment. Een harde schelp die een organisme kan beschermen bij natuurlijke verstoring, is niet per se geschikt om het dier tegen het contact met een wekkerketting van een boomkor te beschermen. Andere kenmerken zijn waarschijnlijk belangrijker in het laatste geval, zoals ontwijking of een vlugge rekolonisatie. Bij het vergelijken van door visserij veroorzaakte bodemberoering met natuurlijke verstoring dient aan dit aspect meer aandacht besteed te worden (Aldridge et al. 2015).

Wat wel kan, is bijvoorbeeld de relatie tussen de schalen van natuurlijke en door visserij geïnduceerde beroering en het voorkomen van bodemdierengroepen met verschillende niveaus van gevoeligheid te analyseren, bijv. d.m.v. statistische analyse met een groter onderscheidingsvermogen zoals voorgesteld door (Ray-Mukherjee et al. 2014).

4.2. Temporele veranderingen

Een eventueel effect zou ook moeilijk te detecteren kunnen zijn omdat benthische gemeenschappen gekarakteriseerd worden door grote temporele variaties. Zo zijn er seizoenspatronen als gevolg van veranderingen in licht, temperatuur en primaire productie. Vaak waargenomen is een toename in dichtheid en biomassa in zomer en herfst, gevolgd door een grote wintermortaliteit, waarbij over (enkele) jaren de situatie ongeveer constant blijft. Karakteristiek is dat veel soorten een jaarlijkse recrutering kennen met een overproductie van larven resulterend in een enorme sterfte als gevolg van competitie, predatie en natuurlijke invloeden (zie bijv. Ibanez & Dauvin 1988, Gray & Elliott 2009). Dat is in de Voordelta niet anders. Uit de vergelijking van voorjaars- en najaarsdata blijkt duidelijk de enorme wintersterfte van een aantal schelpdiersoorten (*Tellina fabula*, *Ensis directus*). Zo'n duidelijke daling in de winterperiode is ook eerder in andere kustgebieden waargenomen (Vermeulen et al. 1982, Dannheim & Rumohr 2012). De wintersterfte resulteert niet alleen in een afname van de totale populatiegrootte, maar ook in ruimtelijke verschillen in de verspreiding. Waar in het najaar zwaarschedes bijvoorbeeld op alle locaties gevonden worden, komen ze in het voorjaar nog slechts in een deel van het gebied voor (Figuur 90). Dat betekent ook dat het voedselaanbod voor prooidieren (bijv. zwarte zee-eend) niet alleen afneemt in de winter, maar ook dat er ruimtelijke verschillen zijn in dit proces, wat gevolgen kan hebben voor beschikbaarheid van voedsel..

Vaak worden de benthische gemeenschappen van ondiepe kustzones gekenmerkt door grote veranderingen van jaar tot jaar, als gevolg van veranderingen in de abiotische omstandigheden zoals de strengheid van de winter, de windrichting, enz. (o.a. Dörjes et al. 1986, Armonies 2001, Strasser et al. 2003), of variabiliteit in andere biota met als gevolg een verandering in bijv. competitie en predatiedruk (Reise 1978, Essink & Beukema 1986, Beukema et al. 1998, van der Veer et al. 1998).

Dit beeld is voor de Voordelta al eerder bevestigd. Steenbergen en Escaravage (2006) rapporteerden al significante verschillen in het aantal soorten, de totale dichtheid, de totale biomassa en de dichtheid van een aantal schelpdieren tussen 2004 en 2005. De waargenomen veranderingen wees op een sterke temporele controle. Dat is deels bevestigd door andere studies naar de historische ontwikkeling van de macrobenthische infauna (Craeymeersch 1999, Craeymeersch & Wijsman 2006, Wijnhoven et al. 2006). Deze studies wijzen echter ook op verschillen in trends binnen de Voordelta. Zo constateert Wijnhoven et al (2006) een trendbreuk in de ontwikkeling van de totale dichtheid en biomassa die significant groter is in het noorden, en het herstel (toename na eerdere afname) wordt vroeger in de tijd ingezet in het zuiden. De trends in diversiteit zijn duidelijk verschillend: een toename in het noorden, een afname in het zuiden. Craeymeersch & Wijsman (2006) rapporteren verschillen in de ontwikkeling van de meeste schelpdieren in het zuidelijk referentiegebied (RefZuid) in vergelijking met de trends in de andere deelgebieden, dus op een andere autonome ontwikkeling in dat gebied.

De veranderingen in de populatie van *Abra alba* zijn moeilijk te interpreteren. De soort heeft meerdere periodes van recrutering, en toont overal grote fluctuaties. De soms massale broedval kan leiden tot extreme abundanties (Vermeulen et al. 1982). *A. alba* kent een zeer langzame groei. Zelfs zuidelijker vond Dauvin (1986) de zomerbroedval pas in het daaropvolgende jaar terug op een 1mm-zeef. De maximale groei was er 0.1 mm per dag, tijdens de lente en de zomer. En dat terwijl de maximale leeftijd 18 maanden zou zijn. De hoge aantallen in het voorjaar van 2014 moeten dus broedval van 2013 zijn, die toen (in het najaar) nog te klein waren om in monsters te vinden. Dauvin (1986) vindt als maximale lengte 18.2 mm. In de Voordelta vonden we in de schaaft monsters een maximale lengte van 21.81 mm. Wellicht is de groei in de Voordelta vlugger. Dat geldt ook voor *Tellina fabula*. Salzwedel (1979) vond een maximale groei van 10.3 mm per jaar, bij laboratoriumomstandigheden. In het veld werden lagere groeisnelheden gevonden: 3-4.5mm na 21 maanden (Muus 1973) en 5.5-11 mm na 14 maanden (Withers 1977). Bij de inventarisatie in najaar 2011, bijvoorbeeld, had 60% van de individuen een lengte van 10-15 mm. We veronderstellen dat dit dieren zijn van een broedval eerder in het jaar. Er kan al in februari een eerste broedval zijn (Salzwedel 1979),

5. Conclusies

Met betrekking tot de MEP-vraag 1 (compensatie verlies habitat H1110):

- Doordat er geen duidelijk behandelingseffect was (boomkorvisserij versus geen boomkorvisserij) hebben we geen goede BACI-opzet gehad
- Er is **geen** statistisch significant verschil in de ontwikkeling van de gemiddelde bodemdierenbiomassa tussen bodembeschermingsgebied en referentiegebied in de periode vóór en na het instellen van het bodembeschermingsgebied.
- Er is **geen** statistisch significant verschil in de ontwikkeling van de biomassa van schelpdieren die als prooi voor zwarte zee-eenden kunnen dienen, tussen bodembeschermingsgebied en referentiegebied in de periode vóór en na het instellen van het bodembeschermingsgebied.
- Voor 3 indicatoren (maximale lengte zwaardschedes, gemiddeld individueel gewicht, aandeel grote soorten) is er een significante interactie gevonden tussen gebied en periode. Voor een deel zijn deze verschillen in trends te wijten aan jaarlijkse verschillen in broedval en overwinteringssucces van met name schelpdieren.

Met betrekking tot relatie met visserij-intensiteit:

- Er zijn geen eenduidig interpreteerbare correlatieve verbanden tussen visserijintensiteit en biomassa van bodemdieren gevonden; hetzelfde geldt voor de andere indicatoren.
- De resultaten m.b.t. BTA-analyses suggereren een negatief verband tussen de biomassa/productiviteit van langlevende (K2) soorten en visserijintensiteit, maar vragen om verdere analyses om meer inzicht te krijgen in het onderscheid tussen de effecten van natuurlijke en door visserij geïnduceerde beroering.

Lange-termijntrends:

- In verschillende delen van het Nederlandse kustgebied blijken veranderingen in de dichtheid van een aantal soorten gevoelig voor bodemberoering niet gerelateerd aan veranderingen (afnames) in visserij-intensiteit. Enkel de toename van de populatiegrootte van *C. striatula* bij Texel/Vlieland is misschien te wijten aan vermindering van visserijdruk. De bodemfauna van de kustzone is vooral veranderd los van een afname van visserij-intensiteit. Ook de analyses in geselecteerde gebieden van de temporele veranderingen in dichtheid, biomassa en productiviteit van de vier onderscheiden BTA-groepen levert geen duidelijk en eenduidig beeld op van veranderingen die toegeschreven kunnen worden aan een vermindering of toename van de visserij-intensiteit.

Vergelijking natuurlijke en door visserij veroorzaakte bodemberoering:

- De resultaten laten een ruimtelijk beeld zien van plaatsen met meer en minder natuurlijke verstoring. Opvallend is dat in het bodembeschermingsgebied blijkbaar de gebieden met de hoogste natuurlijke verstoring en gebieden met de meeste garnalenvisserij samenvallen.
- Een direct vergelijking van natuurlijke verstoring en verstoring door visserij kan vooralsnog niet omdat ze niet op dezelfde schalen van intensiteit en frequentie uitgedrukt kunnen worden.

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 1 april 2017 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie.

Referenties

- Aldridge J, Parker E, Bricheno L, Green S, van der Molen J (2015) Assessment of the physical disturbance of the northern European Continental shelf by waves and currents. *Cont Shelf Res*
<http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2015.03.004>
- Alvarez-Fernandez S, Lindeboom H, Meesters E (2012) Temporal changes in plankton of the North Sea: community shifts and environmental drivers. *Mar Ecol Prog Ser* 462:21-+
- Armonies W (2001) What an introduced species can tell us about the spatial extension of benthic populations. *Mar Ecol Prog Ser* 209:289-294
- Auguie B (2012) gridExtra: functions in Grid graphics. R package version 0.9.1. <http://CRAN.R-project.org/package=gridExtra>.
- Ball BJ, Fox G, Munday BW (2000) Long- and short-term consequences of a Nephrops trawl fishery on the benthos and environment of the Irish Sea. *Ices J Mar Sci* 57:1315-1320
- Baretta-Bekker JG, Baretta JW, Latuhihin MJ, Desmit X, Prins TC (2009) Description of the long-term (1991-2005) temporal and spatial distribution of phytoplankton carbon biomass in the Dutch North Sea. *J Sea Res* 61:50-59
- Beauchard O, Herman P (in prep) A typology of marine benthic macroinvertebrates discriminating life-history strategies on continental shelves.
- Bergman MJM, Ubels S, Duineveld G, Meesters E (2014) Effects of a 5-year trawling ban on the local benthic community in a wind farm in the Dutch coastal zone. *Ices J Mar Sci* doi:10.1093/icesjms/fsu193
- Beukema JJ, Cadée GC (1986) Zoobenthos Responses to Eutrophication of the Dutch Wadden Sea. *Ophelia* 26:55-64
- Beukema JJ, Honkoop PJC, Dekker R (1998) Recruitment in *Macoma balthica* after mild and cold winters and its possible control by egg production and shrimp predation. *Hydrobiologia* 376:23-34
- Birghenough S, Reiss H, Degraer S, Mieszkowska N, Borja A, Buhl-Mortensen L, Braeckman U, Craeymeersch J, De Mesel I, Kerckhof F, Kröncke I, Parra S, Rabaut M, Schröder A, Van Colen C, Van Hoey G, Vincx M, Wätjen K (2015) Climate change and marine benthos: a review of existing research and future directions in the North Atlantic. *WIREs Clim Change* doi:10.1002/wcc.330
- Bivand R, Lewin-Koh N (2014) Maptools: Tools for reading and handling spatial objects. R package version 0.8-30. <http://CRAN.R-project.org/package=maptools>.
- Bolam S, Coggan R, Eggleton J, Diesing M, Stephens D (2013) Sensitivity of macrobenthic production to trawling in the English sector of the Greater North Sea: A biological trait analysis. *Journal of Sea Research*
- Brey T (2001) Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. <http://thomas-brey.de/science/virtualhandbook>.
- Brey T (2012) A multi-parameter artificial neural network model to estimate macrobenthic invertebrate productivity and production. *Limnol Oceanogr-Meth* 10:581-589
- Brown AM, Warton DI, Andrew NR, Binns M, Cassis G, Gibb H (2014) The fourth-corner solution - using predictive models to understand how species traits interact with the environment. *Methods Ecol Evol* 5:344-352
- Collie JS, Escanero GA, Valentine PC (1997) Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges bank. *Mar Ecol Prog Ser* 155:159-172
- Cowie PR, Widdicombe S, Austen MC (2000) Effects of physical disturbance on an estuarine intertidal community: field and mesocosm results compared. *Mar Biol* 136:485-495
- Craeymeersch J, Escaravage V (2014) Perceel Benthos. In: Prins T, van der Kolff G (eds) PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta Eindrapport 1e fase 2009-2013 deel B, Book Deltares rapport 1200672-ZKS-0043, p. 19-154. Deltares, Delft
- Craeymeersch JA (1999) Ruimtelijke verschillen en temporele fluctuaties in het voorkomen van bodemdieren in het Deltagebied: een verkennende studie. Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek, IJmuiden RIVO Rapport C056/99 75 pp
- Craeymeersch JA, Escaravage V (2010) Benthos van zandwingsgebied Maasvlakte 2, nulmeting rekolonisatie benthos 2009. IMARES Rapport C031/10.

- Craeymeersch JA, Escaravage V, Perdon J (2005) Baseline study MEP-MV2. Lot 2: bodemdieren. Voortgangsrapportage juni 2005. Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek, IJmuiden. Rapport C027/05. 46 pp.
- Craeymeersch JA, Hamerlynck O, Hostens K, Vanreusel A, Vincx M (1990) De ekologische ontwikkeling van de Voordelta. Deelrapport 4. Voorstellen voor monitoring en verder onderzoek. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek - Rijksuniversiteit Gent, Sectie Mariene Biologie. 11 pp.
- Craeymeersch JA, Leopold MF, van Wijk M (2001) Halfgeknotte strandschelp en Amerikaanse zwaardschede: een overzicht van bestaande kennis over visserij, economische betekenis, regelgeving, ecologie van de beviste soorten en effecten op het ecosysteem. RIVO Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek, IJmuiden
- Craeymeersch JA, Perdon J (2005) De otterschelp *Lutraria* in de Nederlandse wateren. Zeepaard 65:144-150
- Craeymeersch JA, Wijsman J (2006) Ruimtelijke verschillen en temporele fluctuaties in het voorkomen van een aantal schelpdieren in de Voordelta. Wageningen IMARES, Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies. Rapport C013/06. 27 pp.
- Currie DR, Small KJ (2005) Macrobenthic community responses to long-term environmental change in an east Australian sub-tropical estuary. Estuar Coast Shelf S 63:315-331
- Dannheim J, Rumohr H (2012) The fate of an immigrant: *Ensis directus* in the eastern German Bight. Helgoland Mar Res 66:307-317
- Dauvin JC (1986) Biologie, Dynamique et Production d'une population d'*Abra alba* (Wood) (Mollusque-bivalve) de la Baie de Morlaix (Manche occidentale). J Exp Mar Biol Ecol 97:151-180
- De Mesel I, Craeymeersch J, de Vries P, van der Wal J, Schellekens T, Brummelhuis E (2012) Trends in indicatoren van KRM-Zeebodintegriteit. Impact van natuurlijke factoren en menselijk handelen: Analyse van schaal en methodiek. IMARES, Rapportnummer C119/12.
- Diesing M, Stephens D, Aldridge J (2013) A proposed method for assessing the extent of the seabed significantly affected by demersal fishing in the Greater North Sea. Ices J Mar Sci 70:1085-1096
- Dörjes J, Michaelis H, Rhode B (1986) Long-Term Studies of Macrozoobenthos in Intertidal and Shallow Subtidal Habitats near the Island of Norderney (East Frisian Coast, Germany). Hydrobiologia 142:217-232
- Duineveld GCA, Bergman MJN, Lavaleye MSS (2007) Effects of an area closed to fisheries on the composition of the benthic fauna in the southern North Sea. Ices J Mar Sci 64:899-908
- Ekstrom JA, Suatoni L, Cooley SR, Pendleton LH, Waldbusser GG, Cinner JE, Ritter J, Langdon C, van Hooijdonk R, Gledhill D, Wellman K, Beck MW, Brander LM, Rittschof D, Doherty C, Edwards PET, Portela R (2015) Vulnerability and adaptation of US shellfisheries to ocean acidification. Nat Clim Change 5:207-214
- Escaravage V, Bergmeijer MA, Dekker A, Engelberts AGM, Sistermans WCH, de Witte-Dek LA (2008) Nulmeting MEP-MV2, Drie jaar bodemdieren waarnemingen (2004-2005-2007). Nederlands Instituut voor Ecologie, Yerseke. Monitor Taskforce publication series 2008-7.48 pp.
- Essink K, Beukema JJ (1986) Long-term changes in intertidal flat macrozoobenthos as an indicator of stress by organic pollution. Hydrobiologia 142:209-215
- Grafton RQ (2010) Adaptation to climate change in marine capture fisheries. Mar Policy 34:606-615
- Gray JS, Christie H (1983) Predicting Long-Term Changes in Marine Benthic Communities. Mar Ecol Prog Ser 13:87-94
- Gray JS, Elliott M (2009) Ecology of Marine Sediments: From Science to Management. Oxford University Press
- Greenslade PJM (1983) Adversity Selection and the Habitat Templet. Am Nat 122:352-365
- Heinis F, Deerenberg C (2011) Passende Beoordeling Boomkorvisserij op vis in de Nederlandse kustzone: Deelrapport Voordelta. Rapport IMARES, C130/11. deel 2/5.
- Hiddink JG, Hutton T, Jennings S, Kaiser MJ (2006a) Predicting the effects of area closures and fishing effort restrictions on the production, biomass and species richness of benthic invertebrate communities. Ices J Mar Sci 63:822-830
- Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ, Queirós AM, Duplisea DE, Piet GJ (2006b) Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. Can J Fish Aquat Sci 63:721-736
- Hinz H, Prieto V, Kaiser MJ (2009) Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. Ecol Appl 19:761-773
- Holland AF (1985) Long-Term Variation of Macrobenthos in a Mesohaline Region of Chesapeake Bay. Estuaries 8:93-113

- Ibanez F, Dauvin JC (1988) Long-Term Changes (1977 to 1987) in a Muddy Fine Sand Abra-Alba Melinna-Palmata Community from the Western English-Channel - Multivariate Time-Series Analysis. *Mar Ecol Prog Ser* 49:65-81
- Ibanez F, Grosjean P, Etienne M (2013) pastecs: Package for Analysis of Space-Time Ecological Series. R package version 1.3-15.
- Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ, Karakassis I (2006) Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar Ecol Prog Ser* 311:1-14
- Kaiser MJ, Edwards DB, Armstrong PJ, Radford K, Lough NEL, Flatt RP, Jones HD (1998) Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *Ices J Mar Sci* 55:353-361
- Kaiser MJ, Ramsay K, Richardson CA, Spence F, Brand AR (2000) Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *J Anim Ecol* 69:494-503
- Lai HL, Helser T (2004) Linear mixed-effects models for weight-length relationships. *Fish Res* 70:377-387
- Lewis AR (1998) Effects of experimental coral disturbance on the population dynamics of fishes on large patch reefs. *J Exp Mar Biol Ecol* 230:91-110
- Loebl M, Colijn F, van Beusekom JEE, Baretta-Bekker JG, Lancelot C, Philippart CJM, Rousseau V, Wiltshire KH (2009) Recent patterns in potential phytoplankton limitation along the Northwest European continental coast. *J Sea Res* 61:34-43
- Meesters HWG, Ter Hofstede R, De Mesel I, Craeymeersch JA, Deerenberg C, Reijnders PJH, Brasseur SMJM, Fey F (2009) De toestand van de zoute natuur in Nederland. Vissen, benthos en zeezoogdieren. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 97. 97 pp.
- Motoda S (1959) Devices of simple plankton apparatus. *Mem. Fac. Fish., Hokkaido Univ.*, 7:73-94. .
- Muus K (1973) Settling, growth and mortality of young bivalves in the íresund. *Ophelia* 12:79-116
- Nakagawa S, Schielzeth H (2013) A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods Ecol Evol* 4:133-142
- Nienhuis PH, Smaal AC (1994) The Oosterschelde estuary: a case study of a changing ecosystem. Kluwer Academic Publishers
- Paradis E, Claude J, Strimmer K (2004) APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics* 20:289-290
- Pebesma EJ, Bivand R, Rowlinson B, Gómez-Rubio V (2009) The sp Package. Classes and methods for spatial data (downloaded 10 February 2009, <http://www.r-project.org/>). 83 pp.
- Philippart CJM (1996) Long-term impact of bottom fisheries on several by-catch species of demersal fish and benthic invertebrates in the southeastern North Sea. *ICES CM* 1996/Min:6
- Philippart CJM (ed) (2007) Impacts of climate change on the European marine and coastal environment: ecosystems approach. ESF Marine Board Position Paper, 9. European Science Foundation, Marine Board: Strasbourg, France.82 pp.
- Philippart CJM, Beukema JJ, Cadée GC, Dekker R, Goedhart PW, van Iperen JM, Leopold MF, Herman PMJ (2007) Impacts of nutrient reduction on coastal communities. *Ecosystems* 10:95-118
- Pinheiro J (2008) R - manual: The nlme Package. Version 3.1-89. June 9, 2008. Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. 339 pp.
- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D, the R Development Core Team (2011) nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-98.
- Prins T, van der Kolff G (eds) (2014) PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta. Eindrapport 1e fase 2009-2013 deel B. Deltares, Delft. Deltares rapport 1200672-ZKS-0043. 951p .
- Prins T, van der Kolff G, Boon A, Reinders J, Kuijper C, Hendriksen G, Holzhauer H, Langenberg V, Craeymeersch J, Tulp I, Poot M, Seegers H, Adema J (2014) PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta. Eindrapport 1e fase 2009-2013. Deltares, Delft. Deltares rapport 1200672-000-ZKS-0042. 209 pp.
- Queirós AM, Hiddink JG, Kaiser MJ, Hinz H (2006) Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *Journal of Experimental Biology and Ecology* 335:91-103
- R Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing, version 3.0.0 Patched (2013-04-29 r62694). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>. .
- Ray-Mukherjee J, Nimon K, Mukherjee S, Morris DW, Slotow R, Hamer M (2014) Using commonality analysis in multiple regressions: a tool to decompose regression effects in the face of multicollinearity. *Methods Ecol Evol* 5:320-328

- Reid PC, Valdés L (2011) ICES Status Report on Climate Change in the North Atlantic. ICES Cooperative Research Report No. 310. ICES Copenhagen
- Reise K (1978) Experiments on epibenthic predation in Wadden Sea. *Helgoland Wiss Meer* 31:55-101
- Reiss H, Greenstreet SPR, Sieben K, Ehrich S, Piet GJ, Quirijns F, Robinson L, Wolff WJ, Kroncke I (2009) Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology-Progress Series* 394:201-213
- Rijnsdorp AD, van Stralen M, Baars D, van Hal R, Jansen H, Leopold M, Schippers P, Winter E (2006) Rapport Inpassing Visserijactiviteiten Compensatiegebied MV2. Wageningen IMARES, Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies, IJmuiden. Rapport C047/06. 123 pp.
- Ripley B, M aftOL (2012) RODBC: ODBC Database Access. R package version 1.3-6. <http://CRAN.R-project.org/package=RODBC>.
- Rumohr H, Kujawski T (2000) The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. *Ices J Mar Sci* 57:1389-1394
- Salzwedel H (1979) Reproduction, growth, mortality and variations in abundance and biomass of *Tellina fabula* (Bivalvia) in the German Bight in 1975/76. *Veröffentlichungen des Instituts für Meeresforschung in Bremerhaven* 18:111-202
- Sarkar D (2008) *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York
- Schratzberger M, Dinmore TA, Jennings S (2002) Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Mar Biol* 140:83-93
- Schwarz C (2013) Sampling, Regression, Experimental Design and Analysis for Environmental Scientists, Biologists, and Resource Managers. Department of Statistics and Actuarial Science, Simon Fraser University. Online course notes (<http://people.stat.sfu.ca/~cschwarz/Stat-650/Notes/PDFbigbook-R/>) . June 7, 2013
- Shelton C (2014) Climate change adaptation in fisheries and aquaculture. Compilation of initial examples. FAO Fisheries and Aquaculture Circular, Book 1088, Rome
- Shipley B, Vile D, Garnier E (2006) From plant traits to plant communities: A statistical mechanistic approach to biodiversity. *Science* 314:812-814
- Simpson AW, Watling L (2006) An investigation of the cumulative impacts of shrimp trawling on mud-bottom fishing grounds in the Gulf of Maine: effects on habitat and macrofaunal community structure. *Ices J Mar Sci* 63:1616-1630
- Smith CJ, Papadopoulou KN, Diliberto S (2000) Impact of otter trawling on an eastern Mediterranean commercial trawl fishing ground. *Ices J Mar Sci* 57:1340-1351
- Snijders TAB, Bosker RJ (1999) *Multilevel analysis : an introduction to basic and advanced multilevel modeling*. Sage Publications, London ; Thousand Oaks, Calif.
- Southwood TRE (1977) Habitat, Templet for Ecological Strategies - Presidential-Address to British-Ecological-Society, 5 January 1977. *J Anim Ecol* 46:337-365
- Southwood TRE (1988) Tactics, Strategies and Templets. *Oikos* 52:3-18
- Steenbergen J, Escaravage V (2006) Baseline study MEP-MV2. Lot 2: Bodemdieren. Eindrapportage Campagnes 2004-2005. Wageningen IMARES Rapport C053/06. 64 pp.
- Strasser M, Dekker R, Essink K, Gunther CP, Jaklin S, Kroncke I, Madsen PB, Michaelis H, Vedel G (2003) How predictable is high bivalve recruitment in the Wadden Sea after a severe winter? *J Sea Res* 49:47-57
- Thrush S, Hewitt J, Cummings V, Dayton P, Cryer M, Turner S, Funnell G, Budd R, Milburn C, Wilkinson M (1998) Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecol Appl* 8:866-879
- Tuck I, Hall SJ, Robertson MR, Armstrong E, Basford DJ (1998) Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Mar Ecol Prog Ser* 162:227-242
- Tulp I, Bolle LJ, Rijnsdorp AD (2008) Signals from the shallows: In search of common patterns in long-term trends in Dutch estuarine and coastal fish. *J Sea Res* 60:54-73
- van Denderen PD, Hintzen NT, Rijnsdorp AD, Ruurdij P, van Kooten T (2014) Habitat-specific effects of fishing disturbance on benthic species richness in marine soft sediments. *Ecosystems* DOI: 10.1007/s10021-017-9789-x
- van Denderen PD, van Kooten T, Rijnsdorp A (2013) When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society B* 280: 2013. <http://dx.doi.org/10.1098/rpsb.2013.1883>.
- van der Veer HW, Dapper R, Henderson PA, Jung AS, Philippart CJM, Witte IJJ, Zuur AF (2015) Changes over 50 years in fish fauna of a temperate coastal sea: Degradation of trophic structure and nursery function. *Estuar Coast Shelf S* 155:156-166

- van der Veer HW, Feller RJ, Weber A, Witte JIJ (1998) Importance of predation by crustaceans upon bivalve spat in the intertidal zone of the Dutch Wadden Sea as revealed by immunological assays of gut contents. *J Exp Mar Biol Ecol* 231:139-157
- van der Zee C, Chou L (2004) Seasonal cycling of phosphorus in the southern bight of the North Sea. *Biogeosciences Discussions* 1:681-707
- van Kooten T, Jansen HM (2015) Reguleringsmechanismen in het kustecosysteem van de Voordelta. IMARES rapport C095/15.
- Veale LO, Hill AS, Hawkins SJ, Brand AR (2000) Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats. *Mar Biol* 137:325-337
- Vermeulen Y, Govaere JCR, Herman PMJ, Heip C (1982) Samenstelling en fluktuaties van de benthische molluskenfauna in een fijnzandstation voor de Belgische kust met nadruk op de groei en productie van *Tellina fabula* Gmelin en *Abra alba* (Wood).
- Verver SW (2015) Wettelijke Onderzoek Taken WOT-05 Visserijonderzoek. Jaarverslag 2014. CVO rapport 15.006.
- Visser H (2004a) Description of the TrendSpotter software. RIVM Memo 007/2004 IMP. 64 pp.
- Visser H (2004b) Estimation and detection of flexible trends. *Atmospheric Environment* 38:4135-4145
- Warton DI, Shipley B, Hastie T (2015) CATS regression - a model-based approach to studying trait-based community assembly. *Methods Ecol Evol* 6:389-398
- Wickham H (2009) ggplot2: elegant graphics for data analysis. Springer, New York
- Wickham H (2012) scales: Scale functions for graphics.. R package version 0.2.3. <http://CRAN.R-project.org/package=scales>.
- Wijnhoven S, Duineveld G, Lavaleye M, Craeymeersch J, Troost K, van Asch M (2013) Kaderrichtlijn Marien indicatoren Noordzee. Naar een uitgebalanceerde selectie van indicator soorten ter evaluatie van habitats en gebieden en scenario's hoe die te monitoren. NIOZ, Monitor Taskforce Publication Series 2013-02. 108 pp. .
- Wijnhoven S, Sijstermans W, Escaravage V (2006) Historische waarnemingen van infauna uit het Voordelta gebied. Monitoring Taakgroep, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Nederlands Instituut voor Ecologisch Onderzoek. NIOO-CEME, Yerseke. Rapport 2006-04. 72 pp.
- Winslade P (1974) Behavioral-Studies on Lesser Sandeel *Ammodytes-Marinus* (Raitt) .3. Effect of Temperature on Activity and Environmental-Control of Annual Cycle of Activity. *J Fish Biol* 6:587-599
- Winter B (2013) A very basic tutorial for performing linear mixed effects analyses (Tutorial 2), update 08/13/2013. http://www.bodowinter.com/tutorial/bw_LME_tutorial2.pdf.
- Withers RG (1977) Soft-Shore Macrobenthos Along Southwest Coast of Wales. *Estuar Coast Mar Sci* 5:467-484
- Wright PJ, Jensen H, Tuck I (2000) The influence of sediment type on the distribution of the lesser sandeel, *Ammodytes marinus*. *J Sea Res* 44:243-256
- Zuur AF, Ieno EN, Walker N, Saveliev AA, Smith GM (2009a) Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer-Verlag New York, New York, NY
- Zuur AF, Latuhihin MJ, Ieno EN, Baretta-Bekker JG, Smith GM, Walker NJ (2009b) Additive Mixed Modelling Applied on Phytoplankton Time Series Data. In: **Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM** (eds) *Mixed Effects Models and Extension in Ecology with R*. Springer, New York

Verantwoording

Rapport C091/15

Projectnummer: 4302500406

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het betreffende afdelingshoofd van IMARES.

Akkoord: Adriaan Rijnsdorp
senior onderzoeker

Handtekening:



Datum: 16 september 2015

Akkoord: Robert Trouwborst
Afdelingshoofd Delta en Aquacultuur

Handtekening:



Datum: 16 september 2015

Bijlage 1. Gemiddelde, minimum en maximum lengte (mm) of hoogte (mm) van schelpdieren (data bodemschaaf)

jaar	soort	min	gem	max
2004	<i>Abra alba</i>	6.36	11.59	19.32
2004	<i>Acanthocardia</i>	13.13	13.13	13.13
2004	<i>Cerastoderma edule</i>	5.73	31.73	47.09
2004	<i>Chamelea striatula</i>	13.59	19.73	29.64
2004	<i>Crassostrea gigas</i>	61.34	71.52	124.69
2004	<i>Donax vittatus</i>	10.92	23.14	33.32
2004	<i>Macoma balthica</i>	9.14	17.25	25.54
2004	<i>Mya arenaria</i>	17.91	27.60	60.13
2004	<i>Mytilus edulis</i>	13.63	22.06	58.59
2004	<i>Petricola pholadiformis</i>	9.42	13.54	20.23
2004	<i>Phaxas pellucidus</i>	27.98	27.98	27.98
2004	<i>Scrobicularia plana</i>	7.53	11.73	29.62
2004	<i>Spisula elliptica</i>	18.70	21.34	24.13
2004	<i>Spisula solida</i>	16.93	29.81	39.21
2004	<i>Spisula subtruncata</i>	6.02	19.20	28.57
2004	<i>Tellina fabula</i>	2.11	15.57	22.48
2004	<i>Tellina tenuis</i>	13.64	18.05	25.94
2004	<i>Venerupis senegalensis</i>	11.03	25.81	46.06
2005	<i>Abra alba</i>	5.88	10.57	20.70
2005	<i>Barnea candida</i>	48.91	48.91	48.91
2005	<i>Cerastoderma edule</i>	6.85	17.76	50.62
2005	<i>Chamelea striatula</i>	18.84	24.21	30.12
2005	<i>Crassostrea gigas</i>	75.37	110.39	150.95
2005	<i>Donax vittatus</i>	12.22	20.37	33.18
2005	<i>Macoma balthica</i>	8.03	17.79	27.27
2005	<i>Mya arenaria</i>	13.80	27.43	74.41
2005	<i>Mytilus edulis</i>	11.21	22.66	73.47
2005	<i>Petricola pholadiformis</i>	28.93	29.26	29.67
2005	<i>Scrobicularia plana</i>	37.20	37.20	37.20
2005	<i>Spisula solida</i>	21.77	27.98	37.27
2005	<i>Spisula subtruncata</i>	6.10	12.38	28.54
2005	<i>Tellina fabula</i>	8.92	14.55	19.15
2005	<i>Tellina tenuis</i>	10.89	14.61	20.30
2005	<i>Venerupis senegalensis</i>	9.93	19.27	25.48
2009	<i>Abra alba</i>	6.26	13.23	20.70
2009	<i>Acanthocardia paucicostata</i>	27.86	27.86	27.86
2009	<i>Buccinum undatum</i>	15.33	15.33	15.33
2009	<i>Cerastoderma edule</i>	7.18	20.18	47.94
2009	<i>Chamelea striatula</i>	26.46	27.78	29.10
2009	<i>Donax vittatus</i>	10.55	19.41	35.50
2009	<i>Ensis</i>	10.35	29.23	158.05
2009	<i>Epitonium</i>	13.96	14.87	15.78
2009	<i>Macoma balthica</i>	8.31	15.80	26.72
2009	<i>Mya arenaria</i>	11.60	36.85	70.10
2009	<i>Mytilus edulis</i>	11.36	25.65	79.18
2009	<i>Petricola pholadiformis</i>	13.90	38.55	57.71
2009	<i>Scrobicularia plana</i>	15.35	37.08	52.93
2009	<i>Spisula elliptica</i>	14.44	14.44	14.44
2009	<i>Spisula solida</i>	20.12	30.56	41.38
2009	<i>Spisula subtruncata</i>	10.02	21.55	32.68
2009	<i>Tellimya ferruginosa</i>	6.21	6.21	6.21
2009	<i>Tellina fabula</i>	11.64	15.79	22.29
2009	<i>Tellina tenuis</i>	15.55	19.72	24.27
2009	<i>Venerupis senegalensis</i>	13.66	40.24	54.38

jaar	soort	min	gem	max
2010	<i>Abra alba</i>	9.05	14.35	19.63
2010	<i>Cerastoderma edule</i>	11.72	30.87	43.43
2010	<i>Donax vittatus</i>	20.63	25.81	30.27
2010	<i>Ensis</i>	5.00	37.62	182.47
2010	<i>Epitonium</i>	14.52	15.32	16.99
2010	<i>Euspira pulchella</i>	4.11	8.52	12.55
2010	<i>Macoma balthica</i>	5.16	17.61	27.96
2010	<i>Mya arenaria</i>	7.30	41.72	77.60
2010	<i>Mytilus edulis</i>	13.03	48.60	87.04
2010	<i>Nassarius nitidus</i>	11.11	14.44	27.25
2010	<i>Nassarius reticulatus</i>	12.31	26.74	33.04
2010	<i>Petricola pholadiformis</i>	19.24	31.21	54.99
2010	<i>Scrobicularia plana</i>	18.60	38.48	46.26
2010	<i>Spisula elliptica</i>	15.41	17.75	20.09
2010	<i>Spisula solida</i>	23.91	35.56	41.31
2010	<i>Spisula subtruncata</i>	6.65	19.20	29.13
2010	<i>Tellina fabula</i>	8.84	17.03	22.55
2010	<i>Tellina tenuis</i>	1.00	18.83	25.16
2010	<i>Venerupis senegalensis</i>	17.66	44.95	53.99
2011	<i>Abra alba</i>	6.32	13.37	21.81
2011	<i>Acanthocardia paucicostata</i>	18.24	20.72	22.19
2011	<i>Cerastoderma edule</i>	17.03	37.24	46.20
2011	<i>Crepidula fornicata</i>	14.40	22.78	26.52
2011	<i>Donax vittatus</i>	19.03	27.26	33.56
2011	<i>Ensis</i>	27.05	79.86	166.60
2011	<i>Euspira pulchella</i>	4.89	9.37	13.86
2011	<i>Macoma balthica</i>	5.85	17.18	25.88
2011	<i>Mya arenaria</i>	7.27	12.92	22.28
2011	<i>Mytilus edulis</i>	14.17	61.29	84.27
2011	<i>Nassarius nitidus</i>	11.61	23.14	28.85
2011	<i>Nassarius reticulatus</i>	11.94	27.13	32.99
2011	<i>Petricola pholadiformis</i>	28.14	38.10	55.05
2011	<i>Scrobicularia plana</i>	12.13	33.36	50.96
2011	<i>Spisula elliptica</i>	11.22	16.16	22.37
2011	<i>Spisula solida</i>	26.21	34.33	41.39
2011	<i>Spisula subtruncata</i>	1.00	20.82	29.68
2011	<i>Tellina fabula</i>	7.88	13.02	25.69
2011	<i>Tellina tenuis</i>	17.47	20.20	24.31
2011	<i>Venerupis senegalensis</i>	4.00	42.09	57.14
2012	<i>Abra alba</i>	5.85	11.93	24.11
2012	<i>Cerastoderma edule</i>	5.39	14.42	43.36
2012	<i>Crassostrea gigas</i>	66.71	130.43	158.00
2012	<i>Crepidula fornicata</i>	11.80	15.20	33.20
2012	<i>Donax vittatus</i>	11.65	19.95	36.21
2012	<i>Ensis</i>	12.19	40.18	145.83
2012	<i>Euspira pulchella</i>	3.86	8.78	12.95
2012	<i>Lutraria lutraria</i>	31.08	31.08	31.08
2012	<i>Macoma balthica</i>	4.74	18.66	27.47
2012	<i>Mya arenaria</i>	17.22	26.44	45.79
2012	<i>Mytilus edulis</i>	11.38	34.90	84.08
2012	<i>Nassarius nitidus</i>	12.09	23.16	30.16
2012	<i>Nassarius reticulatus</i>	20.92	26.93	32.43
2012	<i>Ostrea edulis</i>	43.04	52.60	62.16
2012	<i>Petricola pholadiformis</i>	46.98	46.98	46.98
2012	<i>Spisula elliptica</i>	10.46	18.28	24.57
2012	<i>Spisula solida</i>	10.68	29.85	45.70
2012	<i>Spisula subtruncata</i>	6.81	21.14	29.75
2012	<i>Tellina fabula</i>	8.62	16.00	24.39
2012	<i>Tellina tenuis</i>	13.17	21.23	23.63
2012	<i>Venerupis senegalensis</i>	11.59	36.65	55.00

jaar	soort	min	gem	max
2013	<i>Abra alba</i>	4.44	13.42	22.92
2013	<i>Carcinus maenas</i>	18.62	18.62	18.62
2013	<i>Cerastoderma edule</i>	5.87	12.57	32.90
2013	<i>Chamelea striatula</i>	17.03	19.01	20.99
2013	<i>Crassostrea gigas</i>	41.66	41.66	41.66
2013	<i>Crepidula fornicata</i>	7.76	24.79	43.30
2013	<i>Donax vittatus</i>	11.93	21.03	34.32
2013	<i>Ensis</i>	13.62	47.06	173.14
2013	<i>Epitonium</i>	10.93	13.72	19.35
2013	<i>Euspira pulchella</i>	4.93	7.82	14.19
2013	<i>Liocarcinus holsatus</i>	15.34	15.34	15.34
2013	<i>Macoma balthica</i>	6.71	20.32	27.02
2013	<i>Mytilus edulis</i>	15.13	47.02	82.15
2013	<i>Nassarius nitidus</i>	14.15	22.96	28.99
2013	<i>Nassarius reticulatus</i>	20.67	26.37	31.88
2013	<i>Petricola pholadiformis</i>	39.76	42.09	44.53
2013	<i>Spisula elliptica</i>	7.40	16.44	26.05
2013	<i>Spisula solida</i>	6.75	18.05	42.32
2013	<i>Spisula subtruncata</i>	5.29	14.42	30.43
2013	<i>Tellina fabula</i>	0.29	16.19	25.01
2013	<i>Tellina tenuis</i>	14.80	18.96	24.53
2013	<i>Venerupis senegalensis</i>	7.53	36.26	55.27

Bijlage 2. Natuurlijke bodemberoering

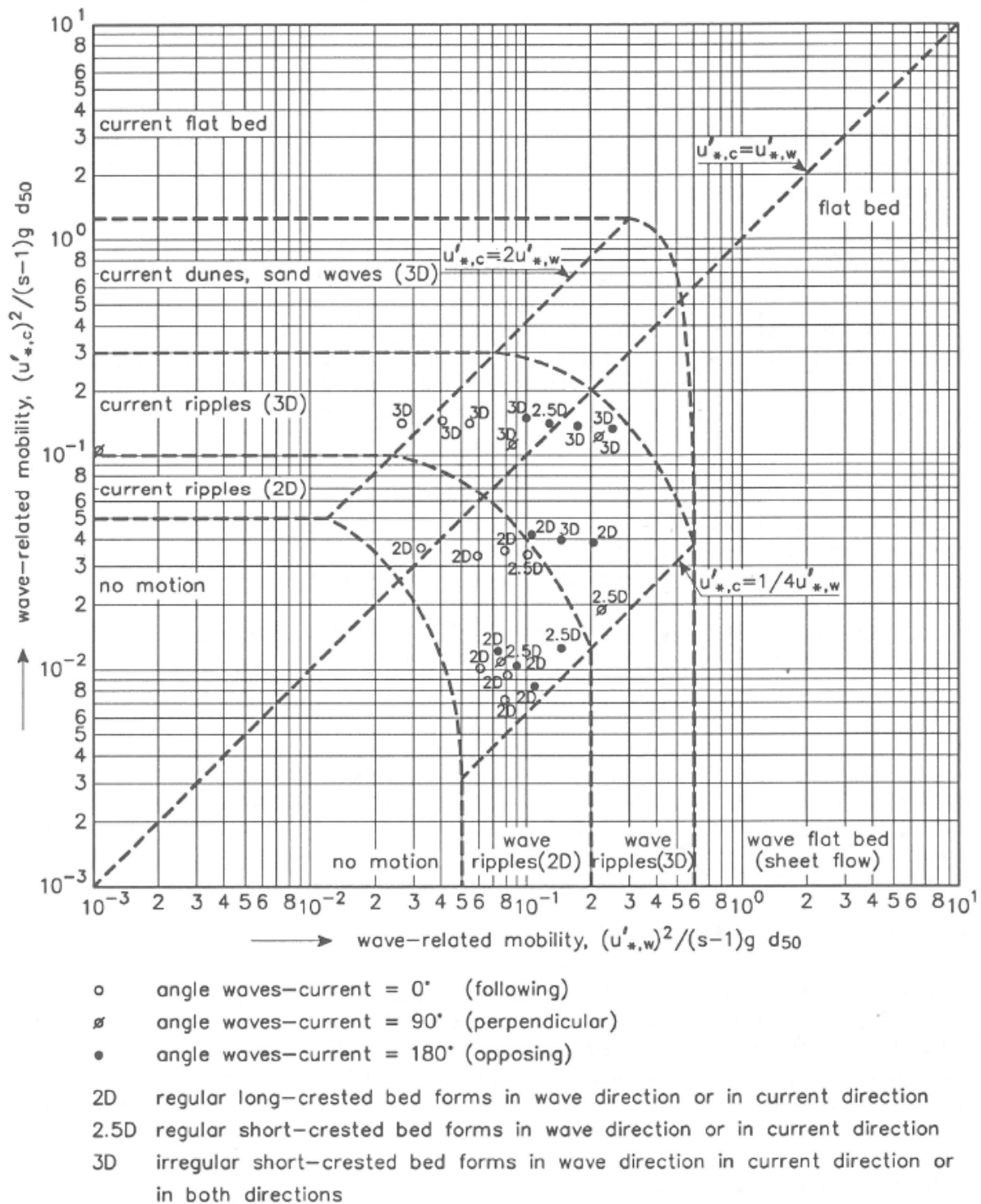
Classificatie ribbels

In de natuur komen veel verschillende bodemvormen voor. Deze hebben verschillende ruimtelijke als temporele schaalniveaus. Kleine, dynamische bodemvormen bijvoorbeeld, ontstaan door de wisselwerking tussen de waterbeweging (ten gevolge van getijstrooming of golven) en het sediment. In deze studie kijken we alleen naar deze categorie. Er wordt onderscheid gemaakt tussen stroom- en golfgedomineerde omgevingen, afhankelijk van welk proces overheerst. Ondanks dat een proces dominant kan zijn, sluit dat niet uit dat er geen ribbels ontstaan als gevolg van het andere proces. Vaak bestaan beide type ribbels tegelijkertijd.

Of ribbels ontstaan is afhankelijk van de omgevingscondities en de bodemsamenstelling. Op basis van veldobservaties zijn hulpmiddelen ontwikkeld die op basis van de omgevingscondities en de bodemsamenstelling voorspellen welke bodemribbels er wel en niet ontstaan. In deze studie is de classificatie gebruikt volgens Van Rijn (1993), zie Figuur 93. Een ander voorbeeld van een dergelijk soort diagrammen is gegeven in Kleinhans (2005).

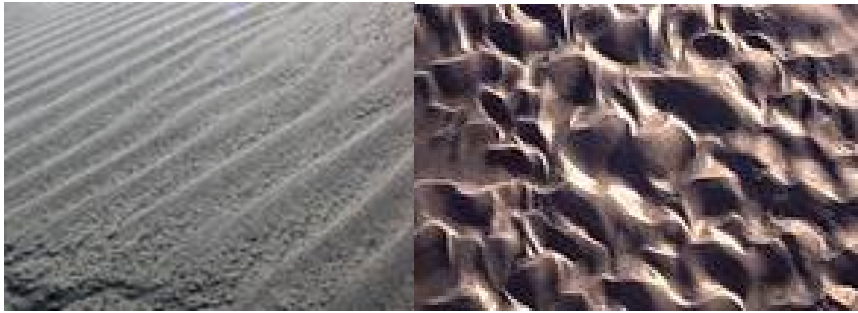
Als bekend is welke ribbels er op een locatie kunnen ontstaan, betreft de volgende stap een analyse van hoe groot (hoogte, golflengte) en hoe snel (groei en voortplanting) de ribbels kunnen worden. Hiervoor bestaat een verscheidenheid aan formuleringen, die allemaal zijn gebaseerd op veldmetingen of gootproeven, waarbij er zo goed mogelijk een curve door de observaties wordt gefit. Vaak wordt deze bandbreedte niet in de formules meegenomen. In deze studie kijken we alleen naar de hoogte van de ribbels.

De combinatie van een diagram als van Van Rijn en de formules om de karakteristieken van de ribbels te bepalen, wordt een ribbel-voorspeller (naar de Engelse term ripple predictor) genoemd. In het ideale geval worden de resultaten van zo'n voorspeller vergeleken met observaties in het veld, om te kunnen beoordelen hoe goed deze werkt op de gegeven locatie. In het geval van de Voordelta zijn er echter geen observaties beschikbaar, waardoor we noodgedwongen zijn uitgegaan van de uitkomsten van de in Diesing et al (2013) gehanteerde formules. In de volgende 2 paragrafen worden deze gepresenteerd voor respectievelijk golf- en stroomribbels.



Figuur 93. Classificatie van ribbels als functie van golf-gerelateerde mobiliteit (horizontale as) en stroom-gerelateerde mobiliteit (verticale as, label parameter is foutief aangegeven) volgens Van Rijn (bron: Van Rijn, 1993, figuur 5.5.1).

Voor zowel de golfribbels als stroomribbels geldt dat indien de stroomsnelheden nabij de bodem zeer klein zijn, er niets gebeurt. Bij toenemende snelheden ontstaan er eerst 2D-ribbels. Dit zijn golfvormige patronen waarvan de kamlijnen parallel aan elkaar liggen. Als de stroomsnelheden verder toenemen, ontstaan er meer chaotische patronen, die 3D-ribbels worden genoemd. In Figuur 94 zijn voorbeelden van beide typen weergegeven. Als de snelheden nog groter zijn, kunnen er geen ribbels ontstaan (bestaande ribbels worden dan "uitgesmeerd", dat is, golfhoogte neemt af, terwijl de golflengte toeneemt) en beweegt het sediment zich als een dun laagje over de bodem (sheet flow).



Figuur 94. Voorbeelden van 2D (links) en 3D (rechts) ribbelpatronen (bron: http://en.wikipedia.org/wiki/Ripple_marks).

Golfribbels

In een omgeving waar golven dominant zijn over stroming, kunnen golfribbels ontstaan door de continu oscillerende waterbeweging als gevolg van de golven. Hoe groot de golfribbels worden is afhankelijk van de mediane korreldiameter van het sediment, golfhoogte en -periode en waterdiepte alsmede beschikbaarheid van mobiel sediment. Er bestaan verschillende formuleringen die de hoogte van de golfribbels beschrijven. In de studie van Diesing et al (2013) wordt voor een zandige omgeving gebruik gemaakt van die van O'Donoghue et al (2006) en Soulsby en Whitehouse (2005).

In beide formuleringen wordt gebruik gemaakt van een golf-gerelateerde mobiliteit θ_w , die is gedefinieerd als:

$$\theta_w = \frac{\tau_{wave}}{(\rho_s - \rho) g d_{50}} \quad 2.1$$

Met:

τ_{wave} golfgerelateerde bodemschuifspanning
 ρ_s dichtheid van het sediment [kg/m^3] (typisch wordt kwarts aangehouden: 2650 kg/m^3)
 ρ dichtheid van het water [kg/m^3]
 g valversnelling (9.81 m/s^2)
 d_{50} mediane korreldiameter (m)

O'Donoghue et al (2006) gaat uit van verschillende formuleringen voor 2D en 3D golfribbels:

Voor 2D golfribbels:

$$\frac{\eta}{a} = 0,275 - 0,022 \Psi^{0,42} \quad 2.2$$

Voor 3D golfribbels:

$$\frac{\eta}{a} = 0,55 (0,275 - 0,022 \Psi^{0,42}) \quad 2.3$$

Met:

η evenwichts-ribbelhoogte (m)
 $u_W = \sqrt{2} u_{rms}$ amplitude van de orbitale snelheid (m/s)
 T_p piekperiode (s)
 $a = \frac{u_W T_p}{2\pi} = \frac{u_{rms} T_p}{\sqrt{2} \pi}$ amplitude van de orbitaalbeweging (m)
 $\Psi = \frac{\rho u_W^2}{(\rho_s - \rho) g d_{50}}$ mobiliteitsgetal

Soulsby en Whitehouse (2005) gebruiken de volgende formuleringen:

$$\frac{\eta}{\lambda} = 0,15 (1 - e^{-(5000/\Delta)^{2,5}}) \quad 2.4$$

$$\frac{\lambda}{a} = \frac{1}{1 + 1,87 \cdot 10^{-3} \Delta (1 - e^{-(2 \cdot 10^{-4} \Delta)^{1,5}})} \quad 2.5$$

$$\frac{\eta}{a} = \frac{\eta}{\lambda} \frac{\lambda}{a} \quad 2.6$$

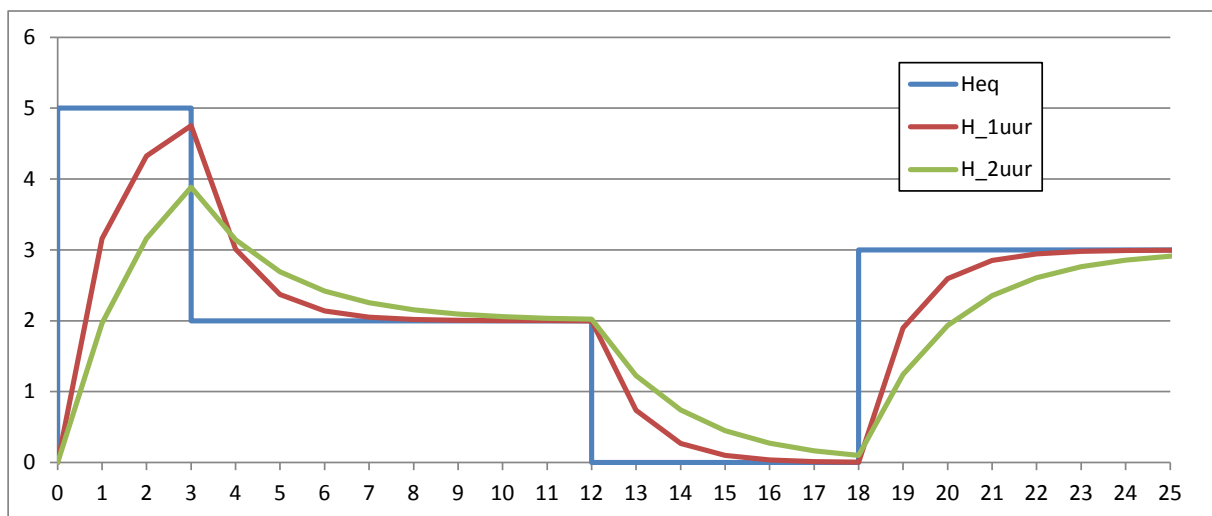
Met verder:

l golflengte golfribbels (m)
 Δ verhouding a/d_{50}

De golfribbels ontstaan niet instantaan, maar het duurt een tijd voordat die hoogte is bereikt. In Soulsby en Whitehouse (2005) wordt de volgende formulering gebruikt om de ontwikkeling van de ribbels in de tijd uit te drukken:

$$\eta(t) = \eta_e - (\eta_e - \eta_0)e^{-(t/T_w)} \quad 2.7$$

De ribbelhoogte ontwikkelt zich dus exponentieel in de tijd, waarbij T_w/b de relaxatietijd geeft en η_0 de ribbelhoogte in het begin. In zowel Soulsby en Whitehouse (2005) als Knaapen (2005) wordt gesteld dat die ongeveer 1 uur bedraagt. In Figuur 95 is voor een willekeurige variatie in evenwichtshoogten schematisch het verloop van de tijdsafhankelijke hoogte voor twee verschillende relaxatietijden weergegeven.



Figuur 95. Schematische weergave van tijdsafhankelijkheid van de ontwikkeling van ribbels volgens het exponentiële verloop voor een relaxatietijd van 1 uur of 2 uur. De evenwichtshoogte is in blauw weergegeven.

Stromingsribbels

In een omgeving waar de stroming dominant is over de golven, ontstaan golfribbels die afhankelijk zijn van de stroomsnelheden en de mediane korreldiameter van het sediment. Net als bij de golven bestaan er ook verschillende formuleringen die de hoogte van dit type ribbels beschrijven. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen de kleinere stroomribbels en de grotere zandduinen of megaribbels. Voor de eerste wordt in (Diesing et al, 2013) gebruik gemaakt van Soulsby en Whitehouse (2005), terwijl voor de tweede de formuleringen uit Bartholdy et al (2005) wordt toegepast.

Vergelijkbaar als bij golven wordt er een mobiliteitsparameter gedefinieerd voor de stroming.

$$\theta_c = \frac{\tau_{current}}{(\rho_s - \rho) g d_{50}} \quad 2.8$$

Met:

$\tau_{current}$ stromingsgerelateerde bodemschuifspanning

In Soulsby en Whitehouse (2005) wordt de ribbelhoogte voor de stroomribbels uitgedrukt via de volgende relatie:

$$\frac{\eta}{d_{50}} = 202 D_*^{-0.55} \quad 2.9$$

Met:

$$D_* = \sqrt{\frac{g(\rho_s - \rho)}{\rho v^2}} d_{50} \quad \text{een niet-dimensionale sediment-korrelgrootte}$$

✓ kinematische viscositeit (m^2/s)

De ribbelhoogte is dus alleen een functie van de d_{50} en van de viscositeit (die hier constant is verondersteld) en niet van de stroomsnelheid. Deze speelt wel een rol bij de vraag of de ribbels kunnen ontstaan, zoals in figuur 2.1 is aangegeven.

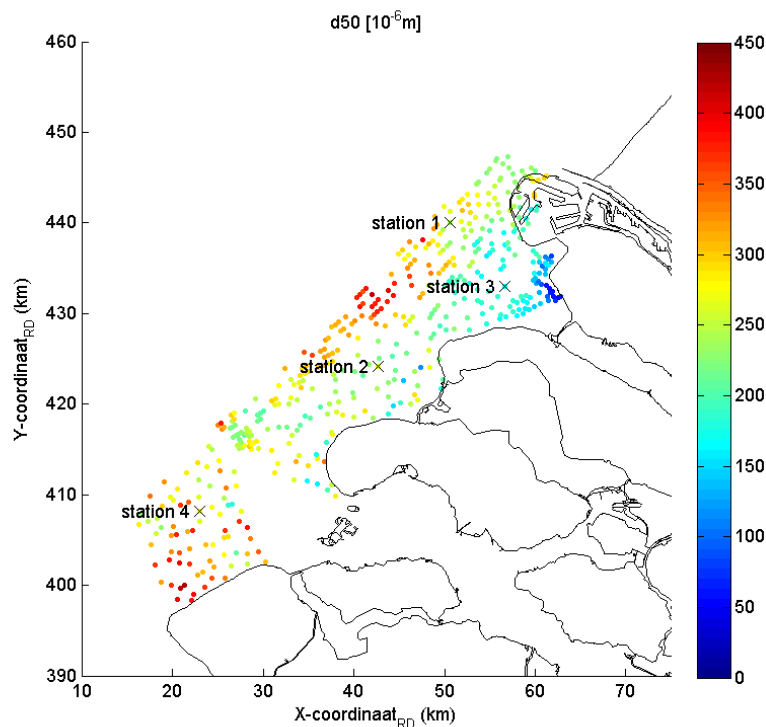
Voor de mega-ribbels heeft Bartholdy et al (2005) de volgende relatie gevonden:

$$\eta = -0,24 \theta_c^4 + 0,61 \theta_c^2 + 0,10 \quad 2.10$$

Ook voor de stromingsribbels kan de tijdsafhankelijkheid op een zelfde manier als voor de golven via een exponentieel verloop in de tijd worden aangehouden. Volgens Soulsby en Whitehouse (2005) wordt ook voor de stroomribbels een relaxatietijd aangenomen van circa 1 uur. In Knaapen (2005) wordt voor de megaribbels een tijdschaal van dagen aangegeven. In eerste instantie is hiervoor 2 dagen genomen.

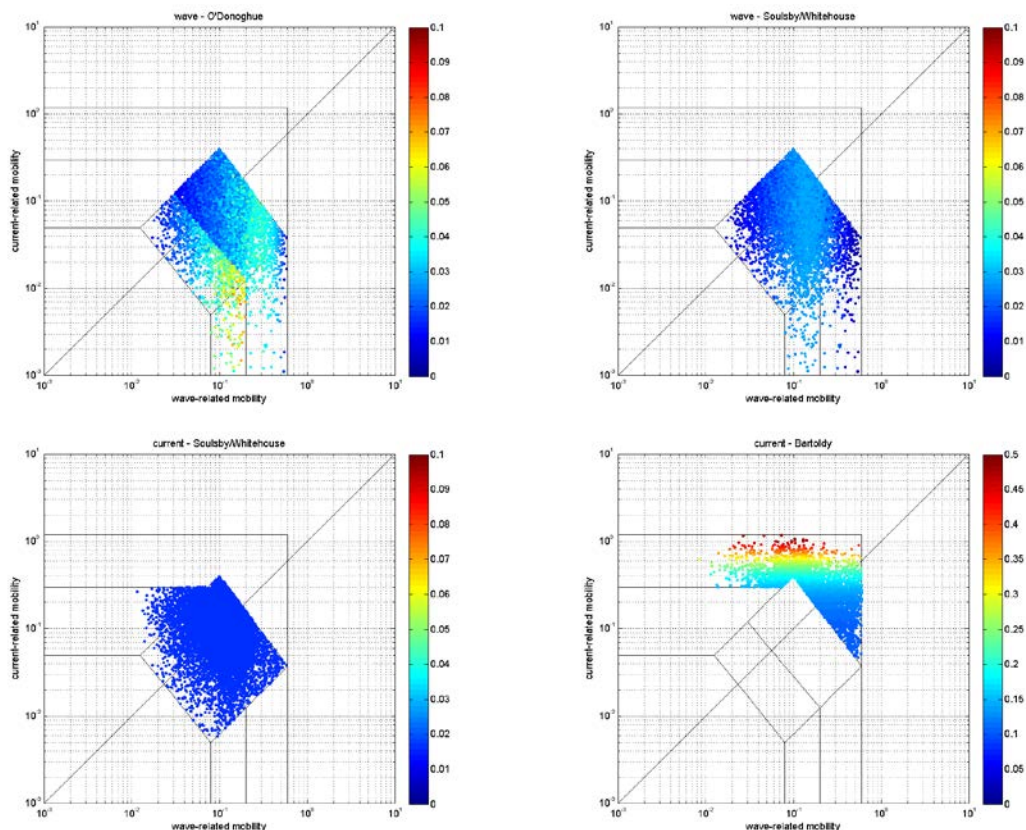
Vergelijking resultaten van de verschillende formuleringen

Vergelijking is uitgevoerd voor 4 locaties (zie Figuur 96).



Figuur 96. Ruimtelijke verdeling van de mediane korreldiameter (d_{50}) op basis van de analyses van IMARES en de ligging van 4 voorbeeldstations.

In Figuur 97 zijn voor station 3 (in de Haringvlietmonding) de ribbelhoogtes voor de verschillende formuleringen uitgezet in het Van Rijn classificatiediagram. Elk puntje is één van de uurlijkse waarden, gekarakteriseerd middels een golf- en stroom-mobiliteit. De kleur van het puntje geeft de bijbehorende ribbelhoogte weer. Condities die buiten de bijbehorende (geschematiseerde) grenzen vallen en waarvoor de evenwichtsribbelhoogte nul is, zijn in de diagrammen niet weergegeven.

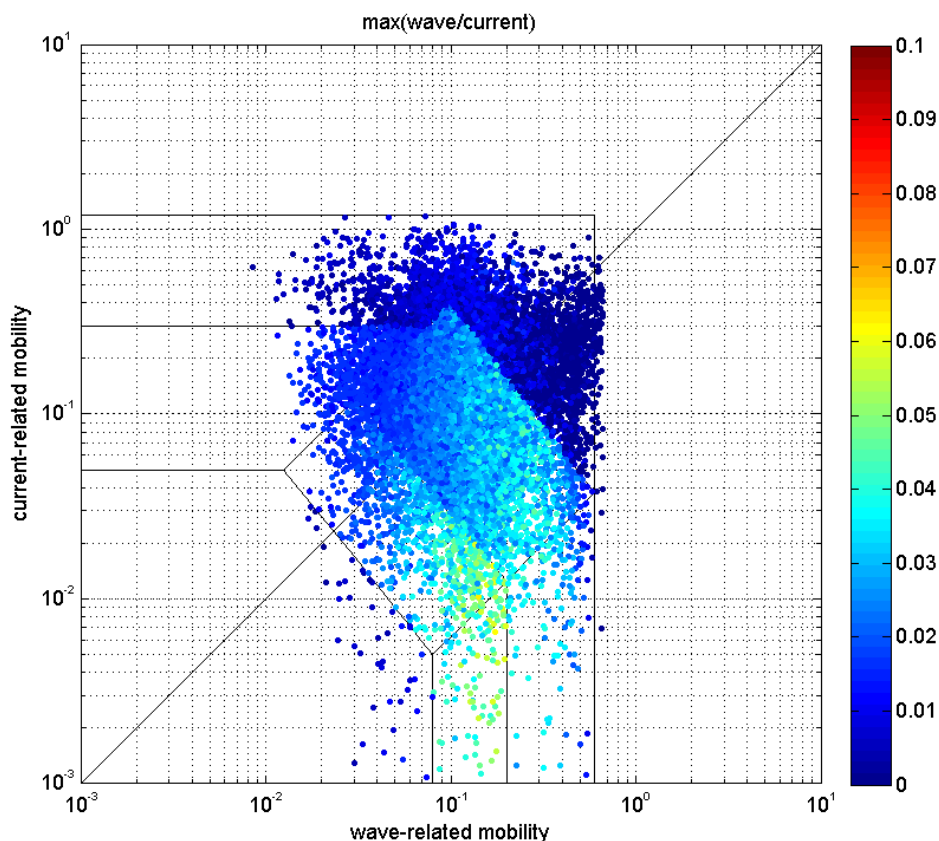


Figuur 97. Voor punt 3 de over de jaren 2010 – 2013 berekende ribbelhoogtes volgens de verschillende formuleringen (golven: linksboven O'Donoghue, rechtsboven Soulsby/Whitehouse, stroming: linksonder Soulsby/Whitehouse, rechtsonder Bartholdy) uitgezet in het classificatieschema van Van Rijn.

Als de resultaten voor de golfribbels worden vergeleken, is te zien dat bij O'Donoghue de ribbels hoger zijn dan volgens Soulsby/Whitehouse. Volgens de formulering van O'Donoghue komen ribbels tot 7 cm voor, terwijl bij Soulsby/Whitehouse de ribbels niet hoger worden dan 4 cm. Ook is de factor 0,55 duidelijk herkenbaar in de scherpe overgang tussen de 2D- en 3D-ribbels bij O'Donoghue. De dichtheid van de puntenwolk is ook een maat voor de frequentie van voorkomen.

De hoogte van de stroomribbels volgens Soulsby/Whitehouse zijn constant, zoals ook uit de formule volgt, met een hoogte van circa 2 cm. De hoogtes van de mega-ribbels volgens Bartholdy zijn een orde groter, tussen de 10 en 50 cm (let op de afwijkende kleurenschaal).

In Figuur 98 zijn de resultaten in dit station gepresenteerd wanneer rekening wordt gehouden met de tijdsafhankelijkheid en het maximum van de golf- en stroomribbels wordt genomen. Ook hier zijn punten waar de ribbelhoogte nul is weggelaten. Toch komen er waarden voor die buiten de classificatiegrenzen vallen. Dit hangt samen met de gehanteerde relaxatietijd van een uur, waardoor als de condities zodanig zijn dat er in principe geen ribbels zouden ontstaan, het enige tijd duurt voordat die ribbels weer zijn verdwenen.



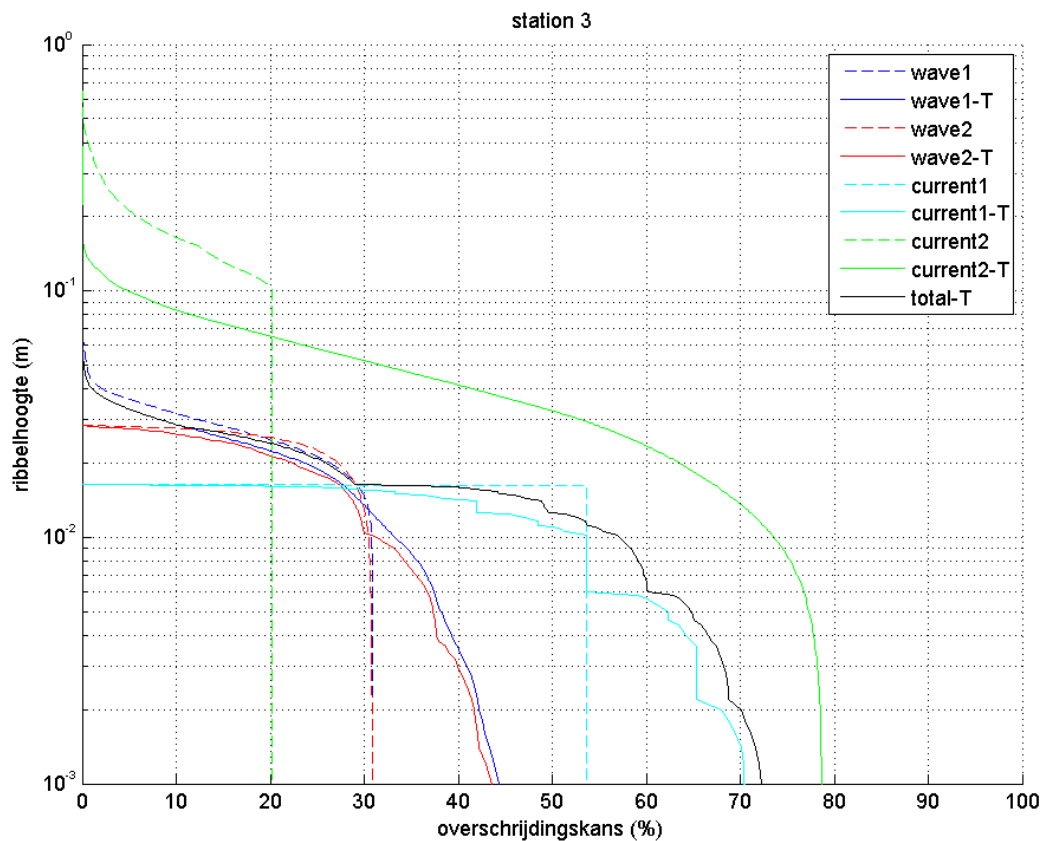
Figuur 98. Voor punt 3 de over de jaren 2010 – 2013 berekende ribbelhoogtes wanneer rekening wordt gehouden met de tijdsafhankelijkheid en het maximum van de golf- en stroomribbels wordt genomen.

In Figuur 99 is de frequentieverdeling weergegeven voor de jaren 2005 tot en met 2013 voor elk van de type ribbels, zowel voor de evenwichtswaarden, als wanneer de tijdsafhankelijkheid wordt meegenomen, als de gecombineerde waarde.

De figuur laat zien dat in circa 31% van de tijd de condities zodanig zijn dat er golfribbels kunnen voorkomen (uiteraard voor O'Donoghue en Soulsby/Whitehouse identiek), voor de eerste met een typische ribbelhoogte van 1 tot 6 cm en voor de tweede van 1 tot 3 cm. Circa 53% van de tijd kunnen er stroomribbels bestaan en circa 20% van de tijd mega-ribbels. Omdat golf- en stroomribbels gelijktijdig kunnen bestaan, is de som niet gelijk aan 100%.

De tijdsafhankelijke varianten voor de ribbelhoogtes kunnen niet boven de maximale evenwichtsribbelhoogte uitkomen. Aangezien hoge ribbelhoogtes niet frequent voorkomen en door de relaxatietijd van een uur deze ook redelijk snel worden bereikt, komen de overschrijdingskansen voor evenwichtshoogte en tijdsafhankelijke hoogte goed met elkaar overeen. In feite geldt ditzelfde ook voor de kleinere golfhoogten, hoewel figuur 2.7a anders doet vermoeden. Dit hangt samen met het feit dat de verticale as een log-schaal heeft en een exponentieel afnemende tijdserie steeds kleiner wordt, maar niet nul. Door de veel langere relaxatietijd voor de mega-ribbels zijn de verschillen in overschrijdingskansen tussen evenwichtshoogte en tijdsafhankelijke hoogte veel groter.

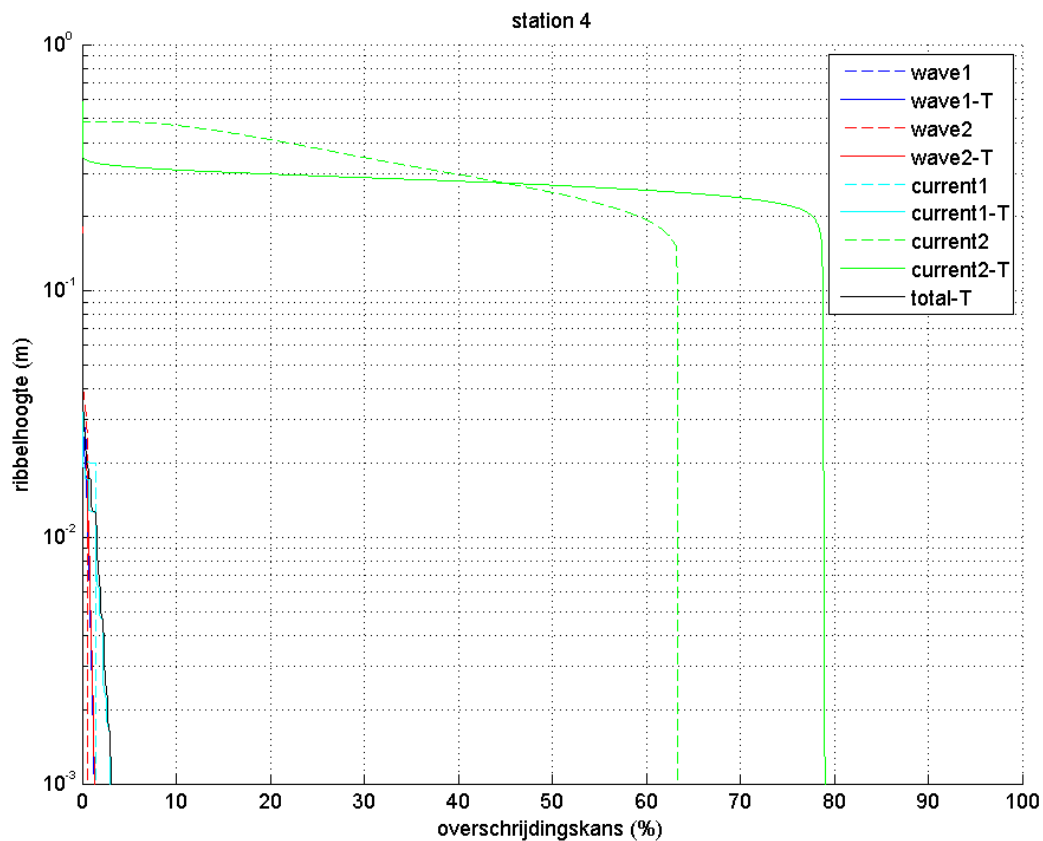
De overschrijdingskans van de gecombineerde ribbelhoogte komt voor de lagere ribbelhoogtes overeen met zoals die wordt gevonden voor de stroomribbels. De kans dat een ribbel van bijvoorbeeld een 0,5 cm door de stroming wordt veroorzaakt, is ongeveer 70% groter dan dat die door de golven wordt veroorzaakt. Ribbels die hoger zijn dan de maximale hoogte voor stroomribbels zijn per definitie golfribbels. Vandaar dat de overschrijdingskans dan goed overeen komt met die voor de twee golf-varianten.



Figuur 99. Frequentieverdeling van de ribbelhoogte in station 3, voor evenwichtshoogten (wave1 = O'Donoghue, wave2 = Soulsby/Whitehouse, current1 = Soulsby/Whitehouse, current2 = Bartholdy), inclusief tijdsafhankelijkheid (varianten -T) en maximale waarde van eerste drie tijdsafhankelijke formuleringen (total).

Voor stations 1 en 2 vinden we vergelijkbare resultaten. Station 4 geeft echter een sterk afwijkend beeld. In de zuidelijke Voordelta blijken de omstandigheden gunstiger voor mega-ribbels en minder gunstig voor golf- en stroomribbels te zijn. Mogelijk hangt dit samen met de aanwezigheid van relatief grof zand op deze locatie (Figuur 100). Aangezien die voor de gecombineerde ribbelhoogte echter niet meetellen, heeft dit tot gevolg dat de overschrijdingskansen van ribbels een stuk lager liggen, zoals weergegeven in figuur 2.7b. De overschrijdingskans voor ribbels van 1 mm komt uit op ongeveer 3,1%, van 1 cm op 1,6% en 2 cm op 0,5%.

In Figuur 100 zijn voor een aantal niveaus voor een aantal ribbelhoogtes de overschrijdingskansen in de verschillende stations vergeleken.

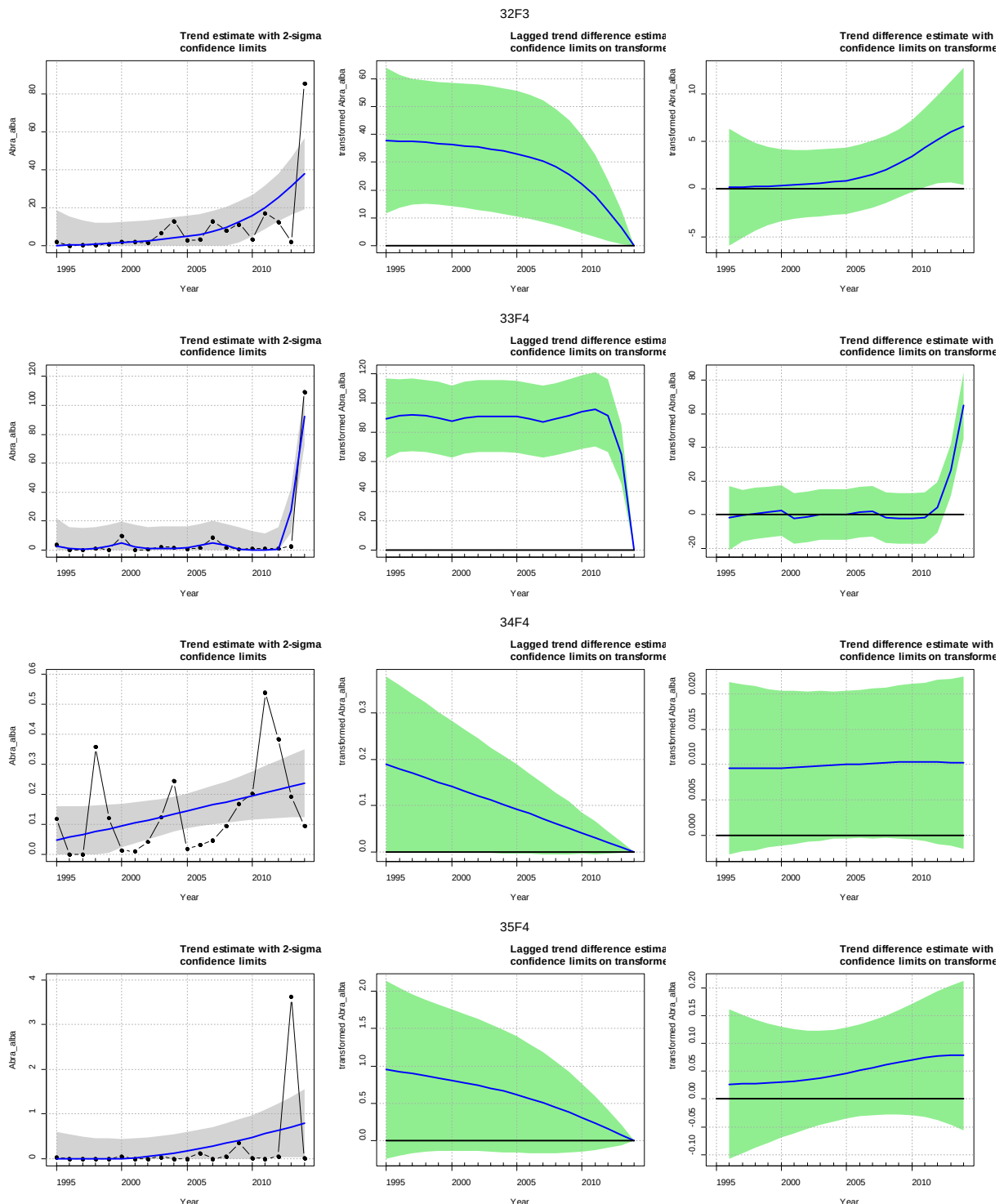


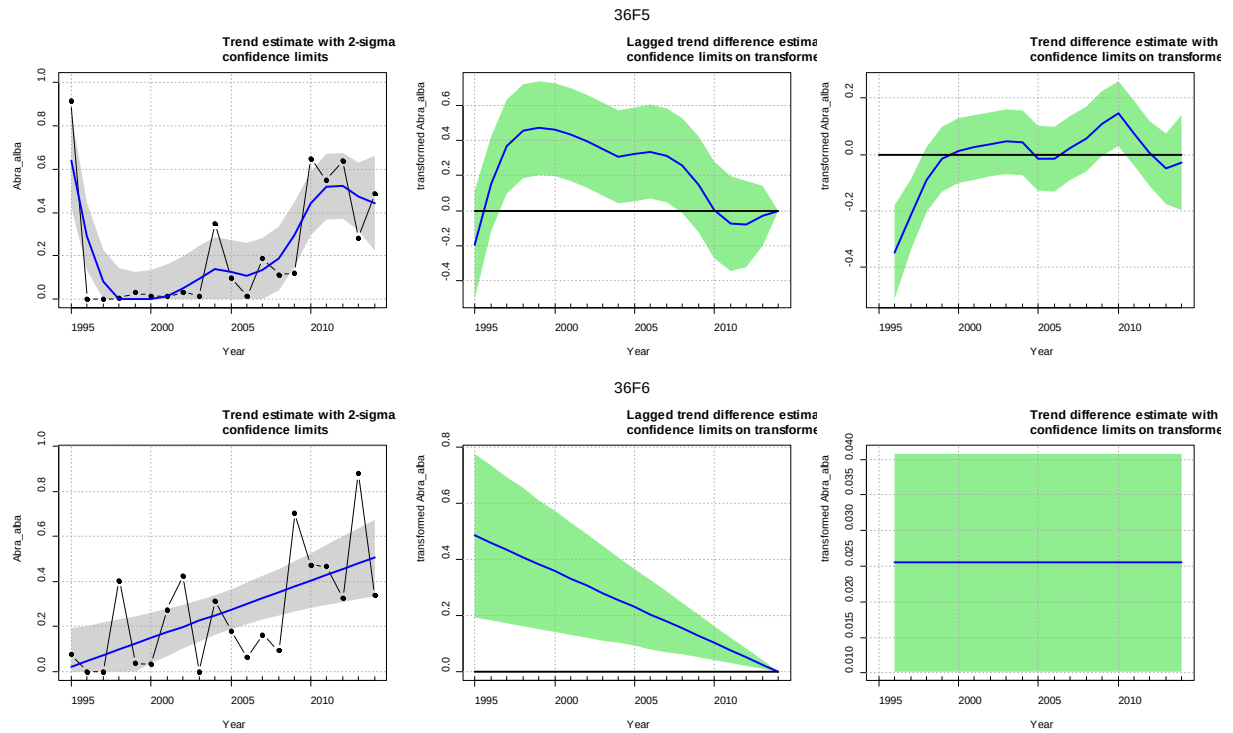
Figuur 100. Frequentieverdeling van de ribbelhoogte in station 4, voor evenwichtshoogten (wave1 = O'Donoghue, wave2 = Soulsby/Whitehouse, current1 = Soulsby/Whitehouse, current2 = Bartholdy), inclusief tijdsafhankelijkheid (varianten -T) en maximale waarde van eerste drie tijdsafhankelijke formuleringen (total).

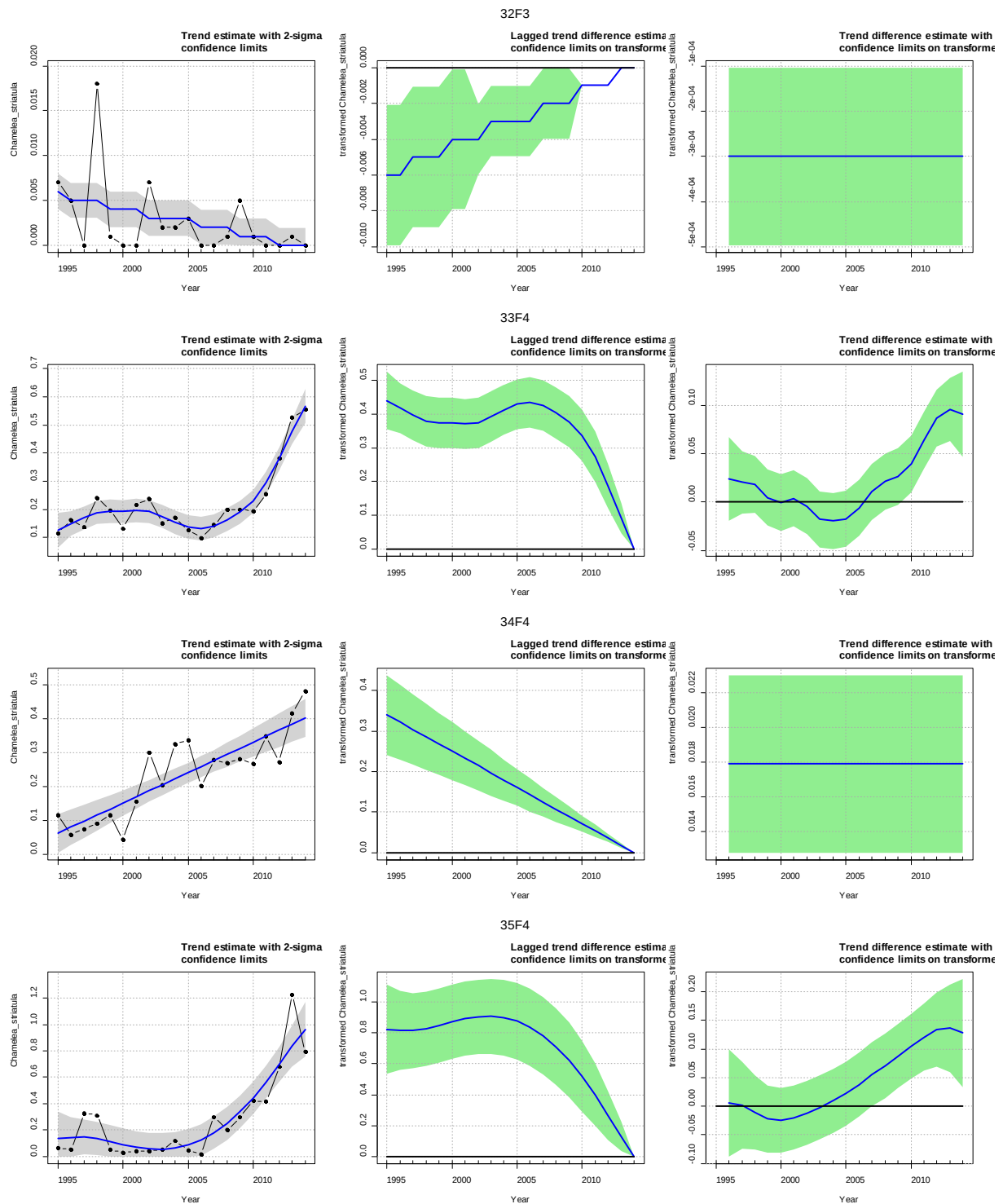
Tabel 19. Overschrijdingskansen voor een aantal ribbelhoogtes in de vier stations

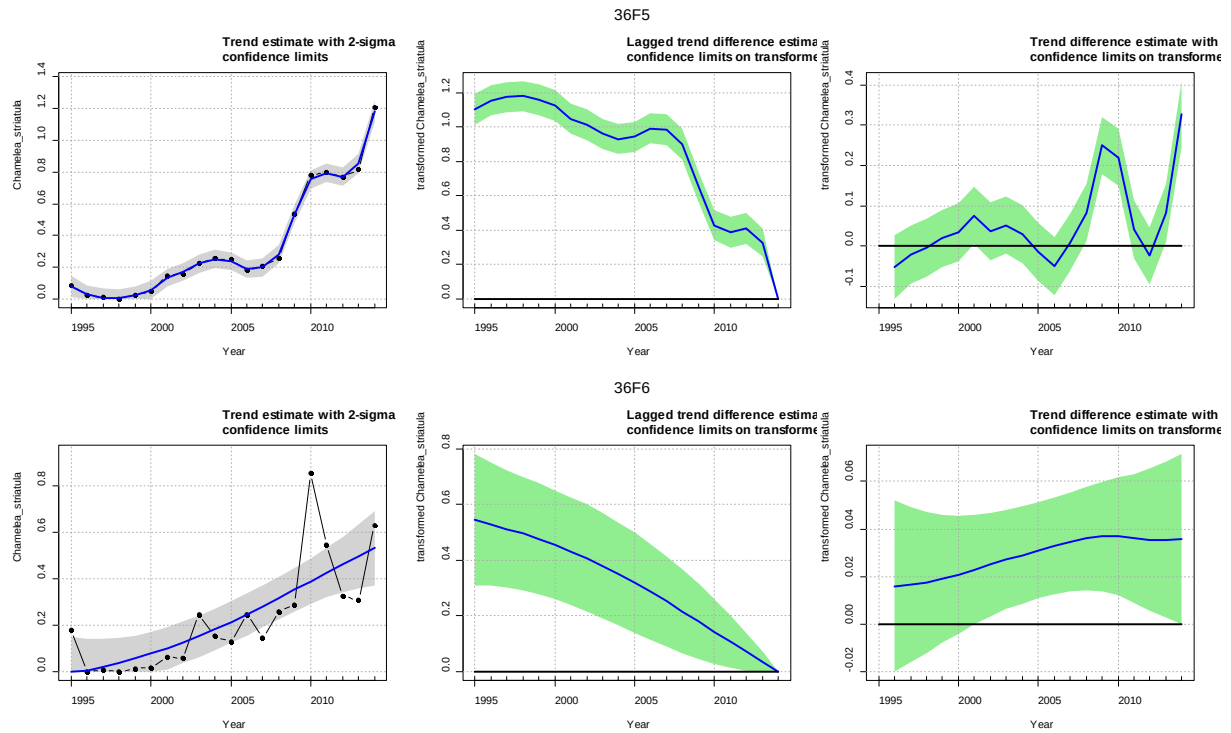
niveau (m)	Overschrijdingskans (%)			
	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4
0.001	56.1	50.0	72.3	3.1
0.005	37.2	35.6	64.8	2.0
0.010	28.7	27.5	57.2	1.6
0.020	2.6	8.5	25.9	0.5
0.030	0.9	2.5	8.2	0.2
0.040	0.2	0.1	1.0	0.0
0.050	0.0	0.0	0.2	0.0

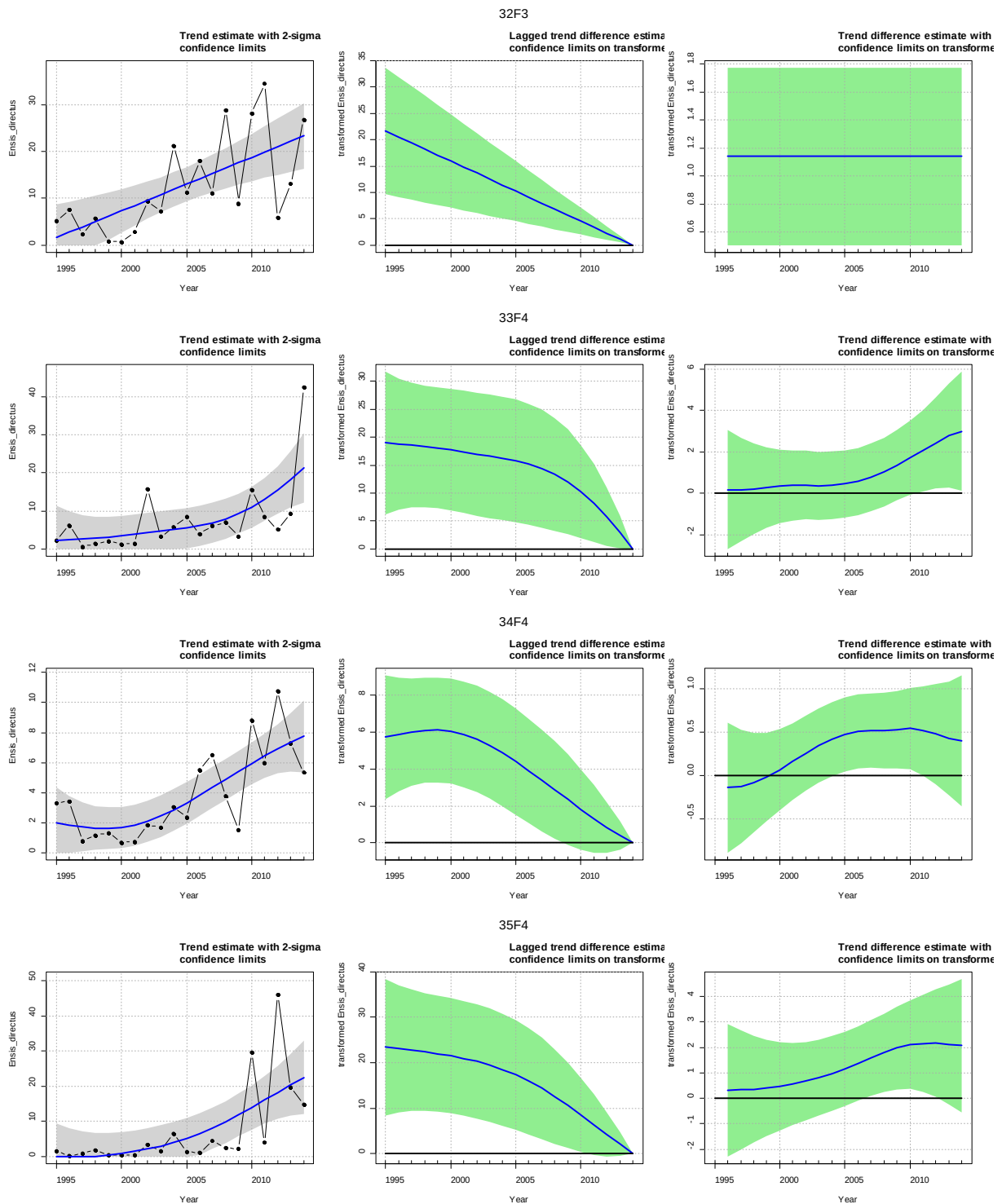
Bijlage 3. TrendSpotter resultaten; links: trend met 95% betrouwbaarheidsinterval op basis van de jaargemiddelden; midden: verschilgrafiek van laatste jaar van metingen ten opzichte van voorgaande jaren op basis van de trend; rechts: verschilgrafiek tussen de opeenvolgende jaren.

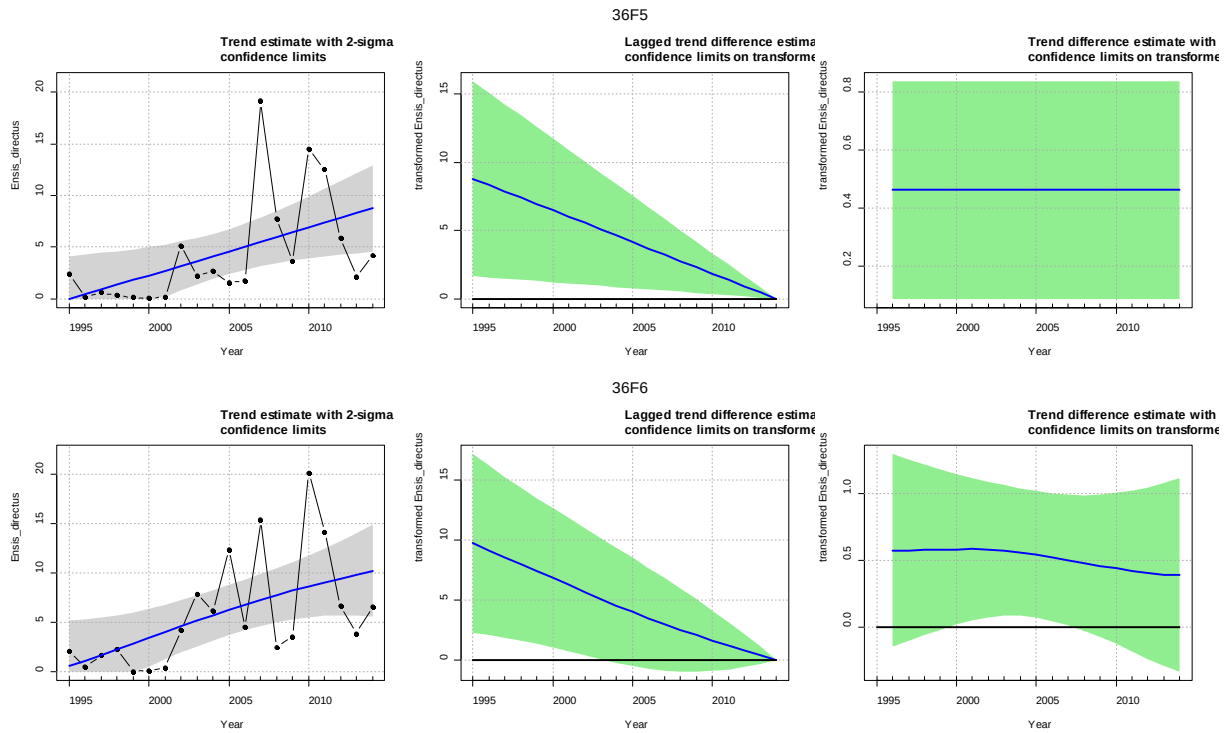




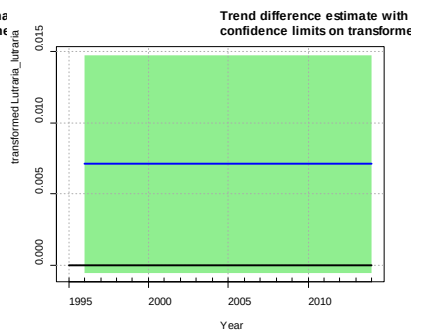
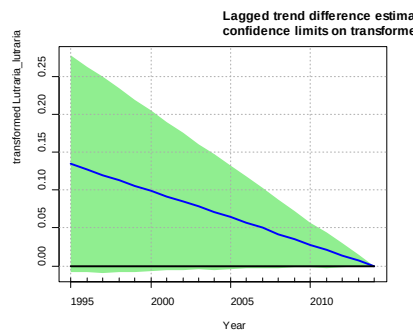
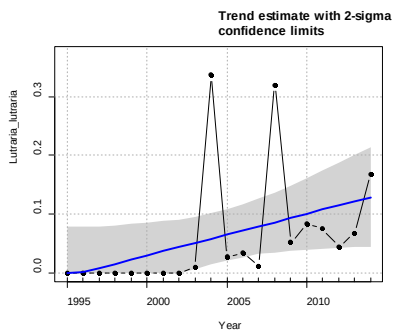




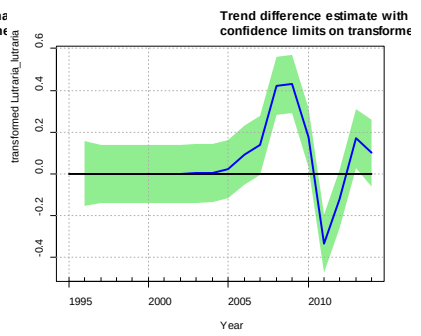
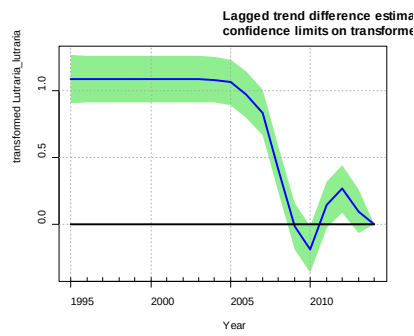
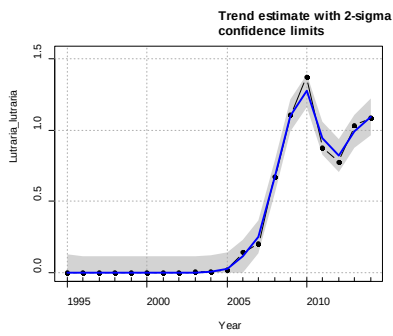




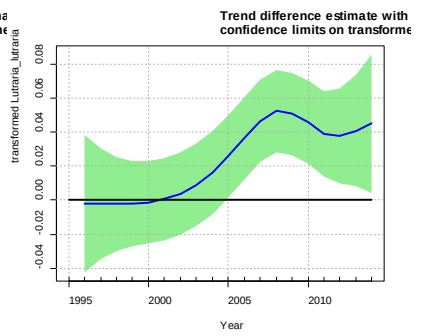
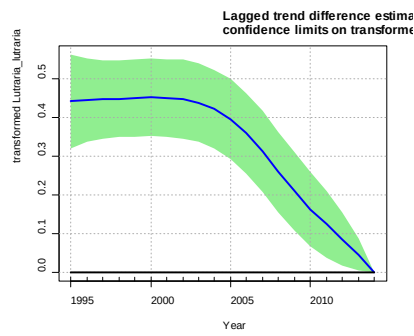
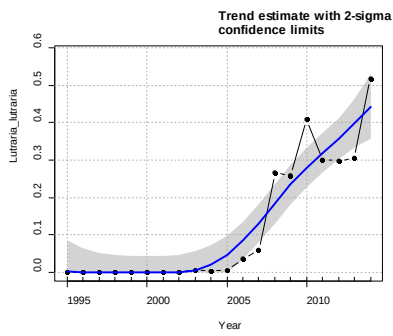
32F3



33F4



34F4



35F4

