

Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV

Postbus 68
1970 AB IJmuiden
Tel.: 0255 564646
Fax.: 0255 564644
E-mail: visserijonderzoek.asg@wur.nl
Internet: www.rivo.wageningen-ur.nl

Centrum voor
Schelpdier Onderzoek
Postbus 77
4400 AB Yerseke
Tel.: 0113 672300
Fax.: 0113 573477

Rapport

Nummer: C027/05

Baseline study MEP-MV2 Lot 2: bodemdieren Voortgangsverslag juni 2005

J.A. Craeymeersch*, V. Escaravage**, J. Perdon*

* Wageningen UR, Animal Sciences Group, Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek (RIVO), Centrum voor Schelpdieronderzoek, Postbus 77, 4400 AB Yerseke

** Nederlands Instituut voor Ecologie, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Postbus 140, 4400 NT Yerseke

Opdrachtgever: RIKZ
Postbus 20907
2500 EX Den Haag

Project nummer: 3-28-12295-02

Contract nummer: RIKZ-1503

Akkoord: Ir. H. van der Mheen
Clusterleider Zeecultuur en Visteelt

Handtekening: _____

Datum: 1 juni 2005

Aantal exemplaren: 20
Aantal pagina's: 46
Aantal tabellen: 10
Aantal figuren: 34
Aantal bijlagen: 0

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	2
Samenvatting.....	4
1. Inleiding.....	5
2. Materiaal en methoden	5
2.1. Gebiedsbeschrijving	5
2.2. Bemonsteringsopzet	7
2.2.1. Bodemdieren	8
2.2.2. Sediment	10
2.2.3. Diepte.....	10
2.3. Statistische verwerking	11
2.3.1. Habitattypering.....	11
2.3.2. Biomassa en diversiteit van de bodemfauna.....	11
2.3.3. Bodemdieren van speciaal belang	11
2.4. Evaluatie veldwerk 2004	12
3. Resultaten	14
3.1. Habitattypering	14
3.2. Biomassa en diversiteit van de bodemfauna	16
3.2.1. Aantal soorten en totale biomassa.....	16
3.2.2. Verspreiding van dominante soorten, relatie met habitat	19
3.2.3. Ruimtelijke patronen in habitat en bodemdieren	24
3.3. Bodemdieren van speciaal belang	25
3.5. Evaluatie veldwerk 2004	32
3.5.1. Bemonstering.....	32
3.5.2. Aantal soorten bodemdieren versus bemonsteringsinspanning	32
3.5.3. Vergelijking box-corer – bodemschaaf	34
3.5.4. Ruimtelijke patronen in habitat en bodemdieren	37
3.5.5. Onderscheidingsvermogen	40
3.5.5.1. Biomassa en diversiteit van de bodemfauna.....	40
3.5.5.2. Bodemdieren van speciaal belang.....	40
4. Discussie.....	42
4.1. Omgevingsvariabelen en habitatbenadering	42
4.2. Biomassa en diversiteit van de bodemfauna	42
4.3. Bodemdieren van speciaal belang	42

4.4. Evaluatie inventarisatie 2004.....	43
4.5 Conclusies	43
4.6. Aanbevelingen voor volgende monstercampagne.....	44
5. Referenties	45

Samenvatting

In het kader van het Monitoring- en Evaluatieprogramma Maasvlakte 2 (MEP-MV2) is in het najaar 2004 gestart met een studie naar de huidige situatie met betrekking tot de bodemfauna in de Voordelta. In een aantal deelgebieden zijn monsters genomen met box-corer en bodemschaaf om een beeld te hebben over de huidige situatie van de macrobenthische infauna wat betreft de verspreiding, de gemiddelde dichtheid en biomassa en de diversiteit van zowel de macrobenthische infauna als van een aantal specifieke soorten (soorten die vanuit het oogpunt van natuurbescherming speciale aandacht vergen). Dit rapport geeft de eerste resultaten van de inventarisatie in het najaar van 2004. Tevens wordt de gekozen opzet geëvalueerd met als doel de volgende campagne (najaar 2005) te optimaliseren.

De huidige opzet geeft een goede schatting van de diversiteit (aantal soorten) en de totale biomassa van de bodemfauna. Tevens wordt een goed beeld verkregen van de verspreiding en populatie-opbouw van een aantal soorten, met name tweekleppigen, die mogelijk van belang zijn als voedsel voor vogels.

De gevolgde bemonsteringsopzet werd geconfigureerd door het minimaliseren van de ratio tussen de bemonsteringsinspanning (aantal monsters) en statistische robuustheid (onderscheidingsvermogen). Voor de geaggregeerde parameters (diversiteit, totale biomassa) is het onderscheidingsniveau globaal gezien zoals verwacht (zelfde grootte-orde), voor individuele soorten veel lager. De gekozen aanpak om via habitatmodellering tot een meer betrouwbare voorspelling van de effecten van de aanleg van een zee-reservaat tot komen, geldt daarom des te meer. Het aantal bemonsterde locaties, en de ruimtelijke variatie, is ons inziens voldoende om tot een goed statistisch model te komen.

Mede omdat de exacte ligging van het zeereservaat nog niet bekend is, zullen we de tweede inventarisatie op dezelfde manier opzetten, en de monsterpunten als bemonsterd in 2004 herbemonsteren.

1. Inleiding

Het Monitoring- en Evaluatieprogramma Maasvlakte 2 (MEP-MV2) heeft als doel na te gaan of de effecten van de landwinning ten behoeve van een uitbreiding van de maasvlakte – effecten op de flora en fauna - voldoende gecompenseerd worden door de voorziene natuurcompensaties. In oktober 2004 is het vaststellen van de huidige situatie met betrekking tot de bodemfauna, vissen en vislarven toegekend aan een consortium bestaande uit het Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek (RIVO), het Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO) en het Waterloopkundig Laboratorium (WL Delft).

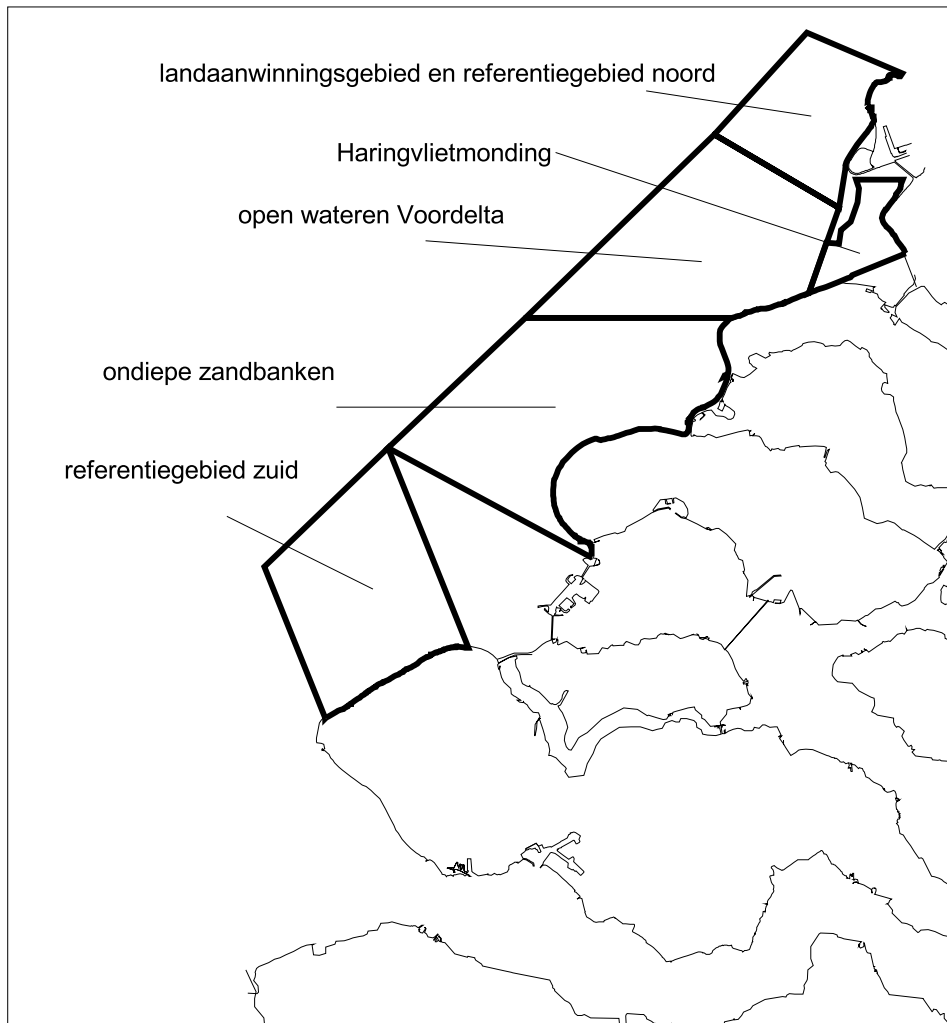
Voor de bodemfauna is een programma voorzien waarbij zowel in najaar 2004 als in najaar 2005 gemonsterd wordt (Asjes 2004). Dit rapport is een verslag over de bemonstering in 2004.

2. Materiaal en methoden

2.1. Gebiedsbeschrijving

Het onderzoeksgebied bestaat uit het landaanwinningsgebied, het zeegebied waarbinnen het zeereservaat zal vallen, omliggende gebieden waar grensoverschrijdende effecten plaats kunnen en referentiegebieden. Omdat de exacte locatie van het beschermd zeegebied (MPA) nog niet bekend is, wordt het onderzoek in een relatief groot gebied verricht, zodat alle mogelijke locaties van het toekomstige beschermd zeegebied hierbinnen vallen.

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, de Schelde in het zuiden. Tussen de Oosterschelde en de Voordelta is de in- en uitstroom van water met 20% afgenomen. Met de Grevelingen is er nog slechts een beperkte uitwisseling in de winter. Plaatselijk (en verschillend per buitendelta) zijn er verschillen in de topografie. Gekoppeld aan dit dieptepatroon kan de Voordelta op basis van de soortensamenstelling en dichtheden van de infauna globaal gezien onderverdeeld worden in een aantal deelgebieden. Maar er bestaan ook grote verschillen tussen de verschillende buitendelta's (Craeymeersch et al 1990). Bij de opzet van het monitoringsprogramma is er daarom voor gekozen rekening te houden met deze verschillen in habitat en bodemdiergemeenschappen. Daarom is het gebied waarin het zeereservaat gepland is, verdeeld in drie gebieden: Haringvlietmonding, open wateren Voordelta, en ondiepe zandbanken (Figuur 1). Er zijn verder twee referentiegebieden vastgelegd: een ten noorden en een ten zuiden van het toekomstig zeereservaat (referentiegebieden noord en zuid). Omdat de exacte grootte van de landaanwinning ten behoeve van de uitbreiding van de haven nog niet gekend is, is het gebied waarin de landaanwinning zal gebeuren en het noordelijke referentiegebied als een enkel deelgebied beschouwd. Bij het bepalen van de grenzen is ook rekening gehouden met de vragen die vanuit onderzoek naar vissen en vogels zullen komen.



Figuur 1. Kaart van het onderzoeksgebied met de vijf studiegebieden: Haringvlietmond (mond), landaanwinningsgebied en referentiegebied noord (mv2), open wateren Voordelta (zrb), ondiepe zandbanken (zra) en referentiegebied zuid (refzr).

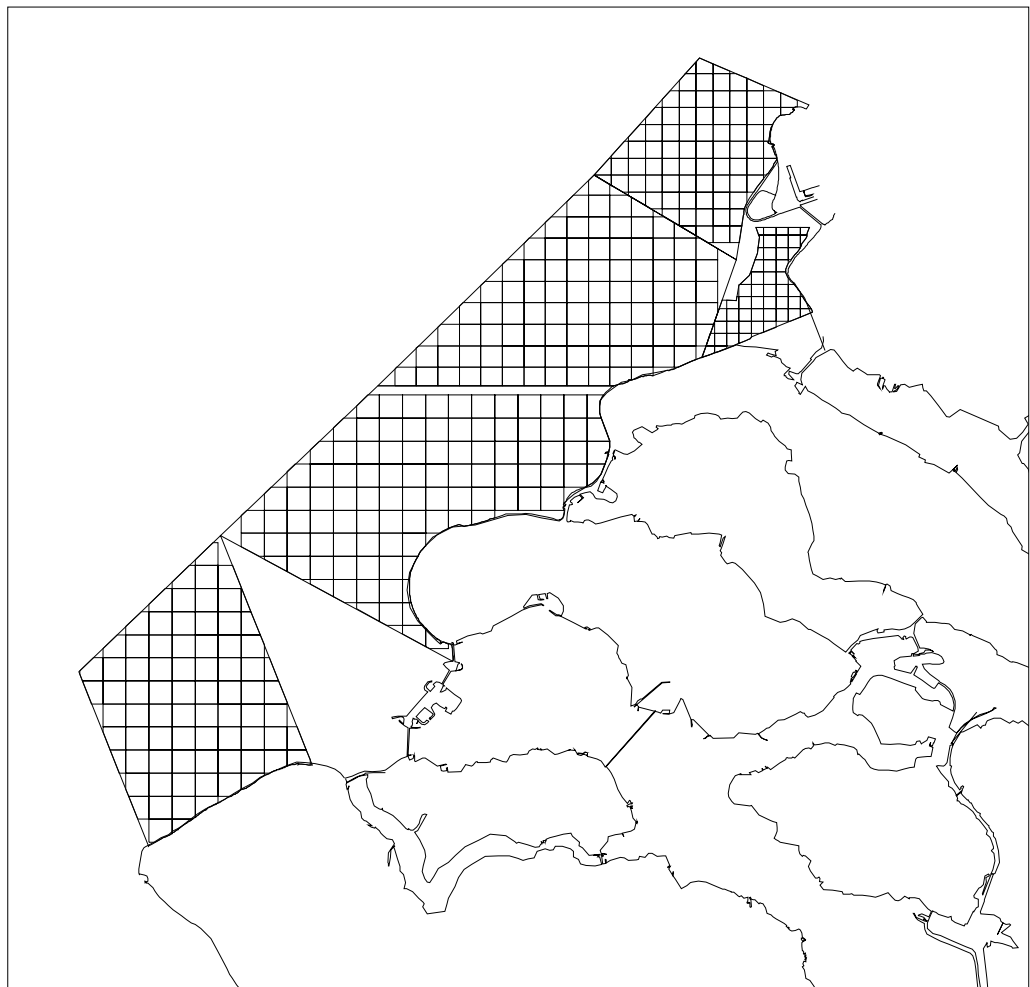
Het onderscheid tussen de drie geomorfologische gebieden (Haringvlietmond, open wateren Voordelta, ondiepe zandbanken) is gebaseerd op de benthische gemeenschapsstructuur beschreven door Craeymeersch et al (1990). De auteurs beschrijven de diverse te onderscheiden leefgemeenschappen in functie van een aantal omgevingsgradiënten (diepte en korrelgrootte, geografische locatie), op basis van gegevens verzameld op 855 monsterlocaties in de Voordelta (1984-1988).

Twee referentiegebieden bevinden zich ten noorden en ten zuiden van het zeereservaat. Het zuidelijke referentiegebied dient als (onbeschermd) controlegebied voor de effecten van het zeereservaat op benthische macrofauna. Het gebied herbergt de meeste ecomorfologische structuren die in het zeereservaat voorkomen (Craeymeersch et al. 1990). Omdat het niet aan het zeereservaat grenst, zal het niet beïnvloed worden door migratie vanuit beschermde gebieden en/of intensieve menselijke activiteiten die verwacht worden aan de grenzen van het zeereservaat. Met ca. 12.500 ha, ongeveer een derde tot de helft van de grootte van het voorziene zeereservaat, is dit referentiegebied ecologisch, morfologisch en statistisch representatief binnen de grenzen van dit project.

Een tweede referentiegebied ten noorden van het gebied waarbinnen het zeereservaat gaat vallen, in het noorden begrensd door de vaargeul naar de Rotterdamse haven, dient om de invloed van het nieuw aan te leggen gebied op zijn omgeving te volgen. Momenteel waarborgen de twee referentiegebieden een verzameling basisgegevens buiten het zeereservaat. Wanneer de exacte locatie van het zeereservaat bekend is, zal de locatie van de referentiegebieden worden heroverwogen evenals de bemonsteringsopzet.

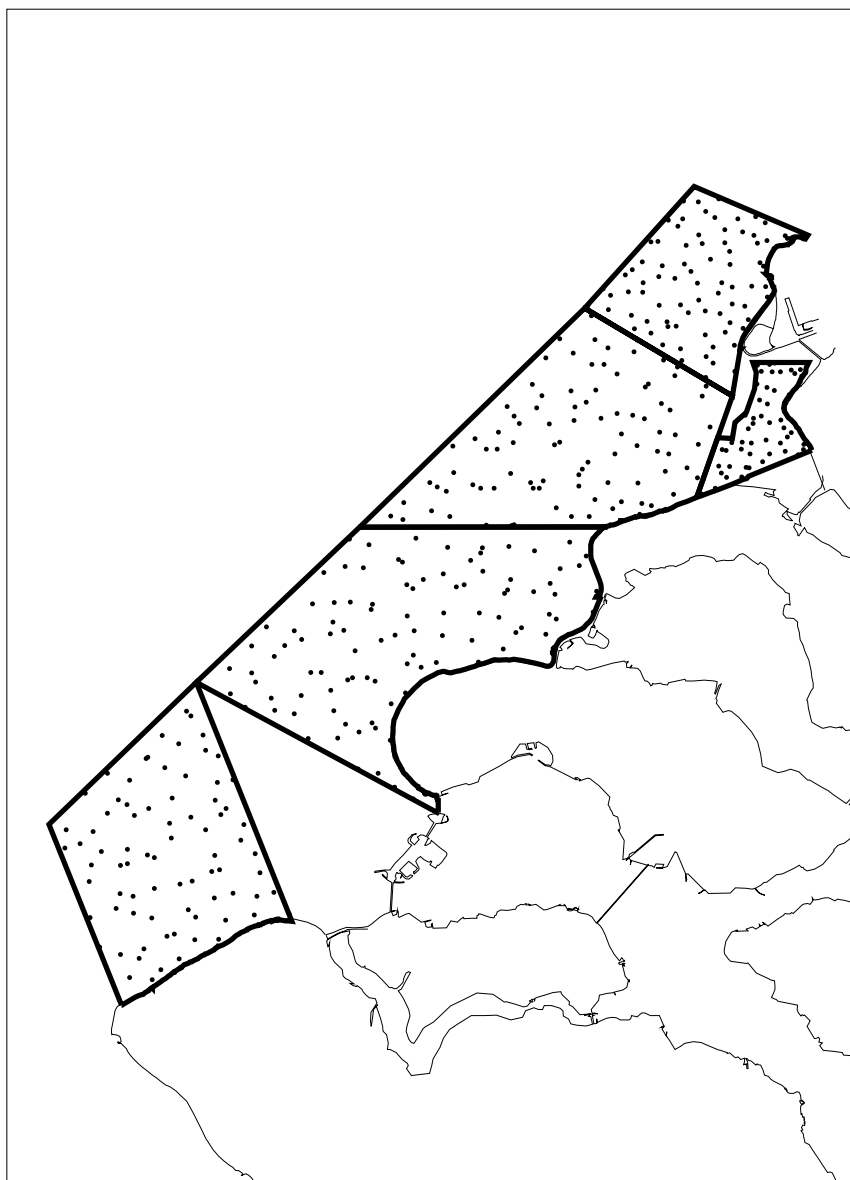
2.2. Bemonsteringsopzet

De vijf gebieden in Figuur 1 (het plangebied MV2 en het referentiegebied noord, het referentiegebied voor het MPA en de drie geomorfologische gebieden waar het zeereservaat gepland is) zijn verdeeld in 50 tot 100 vakken met een ongeveer gelijke oppervlakte, met een totaal van 402 vakken (Figuur 2). Binnen elk vak is willekeurig een monsterpunt bepaald¹ (Figuur 3). Dit resulteert in een gelijke spreiding van de monsterpunten over het onderzoeksgebied. De punten zijn bemonsterd in de herfst van 2004 en worden herbemonsterd in de herfst van 2005.



Figuur 2. Monstervakken binnen elk deelgebied

¹ ArcView 3.2, extensie random_sites.avx (S. Lead) (<http://arcscripts.esri.com>)



Figuur 3. Ligging van de monsterpunten

2.2.1. Bodemdieren

Op ieder monsterpunt worden 2 monsters genomen: een met de box-corer en een met de bodemschaaf. Figuur 4 schetst de gevolgde vaarroute en volgorde van bemonstering. De bemonstering werd uitgevoerd aan boord van het zeeonderzoekschip "MS Luctor", eigendom van de KNAW-NIOO.

Reineck Boxcorer. Gegevens over soorten die groter zijn dan 1 mm en aanwezig in de top 20cm van het sediment zijn bemonsterd volgens de standaard methoden in gebruik bij het NIOO in het kader van de MWTL macrobenthos biomonitoring in opdracht van RIKZ (Sisternans et al 2005). Monsters met een oppervlak van ca 0.078 m² en een diepte van 20 cm zijn genomen met behulp van een Reineck box-corer.

Drie steekbuizen (elk 0.015 m²) zijn gestoken in de ketel van de box-corer, vervolgens is de samengevoegde inhoud van de drie steekbuizen behandeld als de rest van het sediment in de ketel:

- Spoeling op het deck over een zeef met een maaswijdte van 1 mm.
- Fixatie met pH-geneutraliseerde formaldehyde.

Voor het uitzoeken zijn alle monsters gespoeld op een zeef met een maaswijdte van 0.5 mm en getint met bengalaas roze.

Voor het uitzoeken van de monsters is gerekend dat er gemiddeld 2 monsters per dag worden uitgezocht. Dit is gebaseerd op ervaringen met Slufter, Belvoor (VieVo) en BOVO en een eerdere studie van Maasvlakte 2.

Uit deze eerdere studies zijn de volgende feiten gebleken:

- Een aantal soorten komt in zo lage dichtheden voor dat daar alleen een redelijke schatting van kan worden gemaakt door het uitzoeken van een hele ketel
- In een aantal monsters kunnen één of twee soorten in (zeer) grote aantallen voorkomen, waardoor de verwerkingstijd van zo'n monster sterk oploopt (toe drie dagen toe).
- Op een aantal monsterpunten het sediment is dermate grof dat er 2, 3 of een enkele keer zelfs vier potten van 2 liter nodig zijn om het sediment mee te kunnen nemen. Deze monsters bevatten meestal vrij weinig tot geen macrobenthos maar vragen veel uitzoektijd.

Voor een optimalisatie van de telprocedure zijn de volgende afspraken gemaakt:

- Standaard worden zowel de monsters uit de drie steekbuizen (verder deel 1) als het overige deel van het monster (verder deel 2) uitgezocht. Er zijn echter een aantal uitzonderingen:
- Wanneer deel 2 meer dan 2 liter (in de praktijk ongeveer 1 ½ pot van 2 liter) sediment bevat, wordt alleen deel 1 uitgezocht.
- Wanneer een soort in deel 1 met 100 of meer exemplaren voorkomt, wordt deze soort niet in deel 2 geteld. Alle overige soorten wel!

Bodemschaaf. Gegevens van epifauna en schelpdieren (soorten van belang) worden verzameld met de standaard methoden van het RIVO voor de jaarlijkse inventarisaties voor infauna tweekleppigen in de kustwateren (Craeymeersch & van der Land 1998, Craeymeersch & Perdon 2004, Kesteloo et al. 2004).

De monsters worden genomen met een bodemschaaf die de bovenste 7 cm van het sediment bemonsterd over een oppervlakte van ca. 15 m². Het ontwerp van de bij het RIVO gebruikte bodemschaaf is vergelijkbaar met die zoals beschreven door Bergman & van Santbrink (1994). Deze auteurs hebben aangetoond dat de bodemschaaf efficiënter is voor de bemonstering van in de bodem levende tweekleppigen dan de box-corer:

- kleine verschillen in geringe dichtheid kunnen met meer zekerheid worden waargenomen met de bodemschaaf dan met de box-corer, zelfs voor algemene veel voorkomende soorten.
- de bodemschaaf is meer efficiënt dan de box-corer. Om dezelfde variantie te bereiken moeten met de box-corer veel meer monsters worden genomen dan trekken met de bodemschaaf.

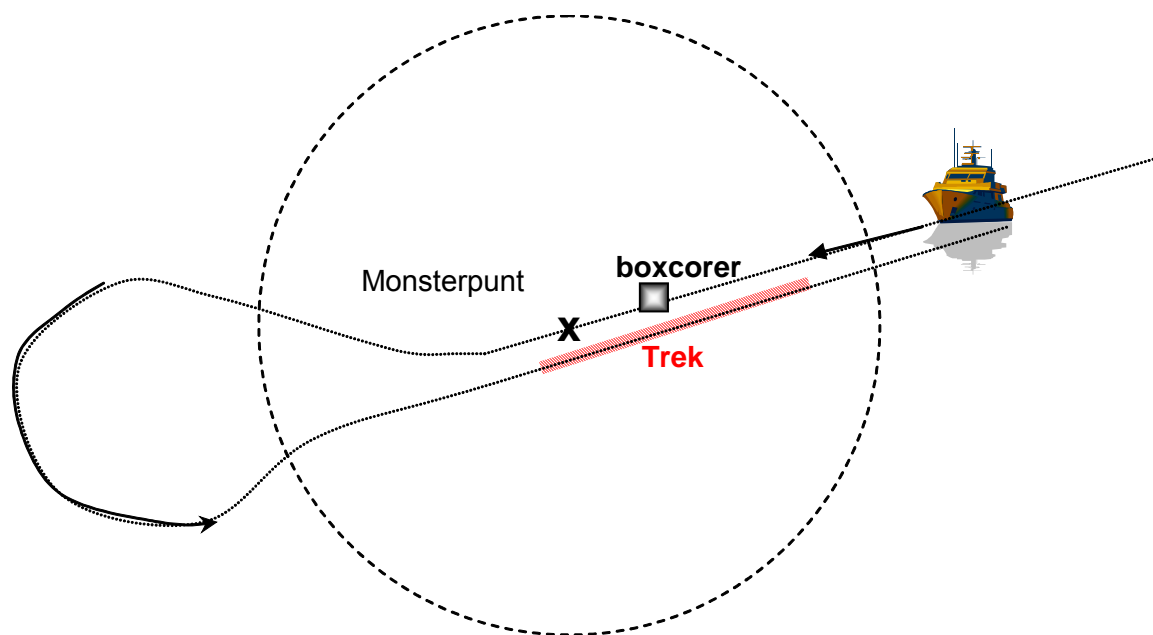
Het grote bemonsterde oppervlak staat bemonstering van soorten met een lage dichtheid toe. De bodemschaaf is met name geschikt voor epifaunische soorten zoals krabben en zeesterren en is een net zo goed of zelfs beter monstertuig dan een fijnmazige boomkor.

De bodemschaaf vist over een afstand van ca. 150 m waarbij met een snelheid van 3 à 4 zeemijl wordt gevaren. Hierbij wordt ca. 4 à 5 maal de diepte aan draad meegegeven om er zeker van te zijn dat de bodemschaaf goed de bodem bemonsterd. De exacte beviste afstand wordt bepaald door een elektronische teller die verbonden is aan een meetwiel dat over de bodem gaat. Deze elektronische teller telt het aantal omwentelingen van het wiel. Hierbij komt 1 omwenteling overeen met 1.5 meter. De monsters genomen met de bodemschaaf worden gezeefd over een 5mm zeef (de kooi van de bodemschaaf is voorzien van gaas met een maaswijdte van 5 mm). Alle levende dieren worden geïdentificeerd tot soort (indien mogelijk),

geteld en gewogen (tot op 0.1 g nauwkeurig). Kokkels (*Cerastoderma edule*) worden gesorteerd op leeftijd (0+, 1+, 2+, >2+). Nonnetjes (*Macoma balthica*) worden gesorteerd op afmeting (<5mm, 5-10mm, >10mm). Strandschelpen (*Spisula subtruncata*) worden gesorteerd op leeftijd (0+, 1+, >1+). Mosselen (*Mytilus*) worden op leeftijd (0+, >0+) en afmetingen (< 4.5 cm, > 4.5 cm) gesorteerd. Alle andere schelpdiersoorten worden gewogen zonder verdere verdeling in leeftijd of lengteklassen. Alle schelpdieren worden opgeslagen (diepgevroren). In het laboratorium is de individuele lengtes bepaald met een digitale schuifmaat.

2.2.2. Sediment

Uit iedere box-corer is ook een monster voor sedimentanalyse genomen. Er worden drie steekbuisjes (doorsnede 1 cm) genomen van de bovenste 5 cm van het sediment. De monsters werden in het lab gevriesdroogd. De verdeling van de korrelgrootte is bepaald met behulp van laserdiffractie. Het resultaat van deze analyse bestaat uit de proporties van deeltjes binnen standaard grootteklassen. Voor de huidige studie is er gekozen voor de Phi-mediaan als descriptor voor de sedimentaire eigenschappen. Deze metriek heeft het voordeel beide kanten van de korrelgrootteverdeling (van grof zand tot modder) met een gelijke resolutie weer te geven. De in de literatuur vaak in combinatie gebruikte lineaire median en slibgehalte leggen respectievelijk het accent op de grove en de fijne fracties



Figuur 4. Vaarroute bij een gecombineerde bemonstering box-corer / bodemschaaf

2.2.3. Diepte

Tijdens de bemonstering is per locatie de diepte (t.o.v. wateroppervlak, niet gecorrigeerd voor getij) bepaald.

2.3. Statistische verwerking

2.3.1. Habitattypering

Voor de abiotische variabelen diepte en mediane korrelgrootte zijn contourmappen gemaakt, en is de onderlinge relatie getoetst. De distributie van diepte- en korrelgrootte waarden op locaties binnen de vijf deelgebieden is bestudeerd door toepassing van ANOVA's, gevolgd door een post-hoc test (Tukey) voor een paarsgewijze vergelijking van de deelgebieden. Voorafgaand aan het toepassen van ANOVA's werden de distributies grafisch gecontroleerd met behulp van box plots (Wilkinson, 1998) gecontroleerd of aan de nodige voorwaarden voldaan is: 1. de standaarddeviaties zijn in alle groepen min of meer gelijk en onafhankelijk van het gemiddelde (boxen van gelijke grootte), 2. de data zijn normaal verdeeld binnen de groepen (gemiddelde in het midden van de boxen), 3. afwezigheid van uitbijters (geïdentificeerd op de box plot plaatjes). In geval er aan een of meer van deze aannames niet voldaan was, zijn de getallen getransformeerd (wortel- of log-transformatie) en uitbijters verwijderd. De doelmatigheid van de grafische benadering is groter dan van de standaardtoetsen voor homoscedasticiteit (Levene e.a.) (Wilkinson, 1998). De precieze identificatie van de oorzaak voor de waargenomen heteroscedasticiteit laat toe om naar een oplossing te streven met een minimaal verlies aan informatie.

Andere omgevingsvariabelen die in het werkplan (Asjes, 2004) als belangrijke factoren genoemd zijn voor het verklaren van de verspreiding van bodemdieren (saliniteit, maximum stroomsnelheid, bodemschuifspanning) waren nog niet beschikbaar.

2.3.2. Biomassa en diversiteit van de bodemfauna

Per locatie is de biomassa (g ADW m⁻²)¹ en het aantal getroffen bodemfauna soorten (diversiteit) bepaald. Het feit dat alle monsters eenzelfde oppervlakte hebben, laat toe om het aantal soorten getroffen in elk monster rechte reeks (zonder correctie voor het monsteroppervlak) met elkaar te vergelijken. Er is een selectie gemaakt van de dominante soorten ten aanzien van de biomassa.

Een analyse is uitgevoerd naar de efficiëntie van de bemonstering ten aanzien van het aantal soorten aangetroffen over het hele onderzoeksgebied. Daarvoor is er gebruik gemaakt van door het NIOO reeds uitgevoerd campagnes in de Voordelta ten behoeve van vorige projecten.

Zoals voor de habitattypering zijn ANOVA's toegepast op de distributies van soortenrijkdom en totale biomassa voor een vergelijking tussen de deelgebieden en mediaan/diepte.

2.3.3. Bodemdieren van speciaal belang

Per locatie is de dichtheid (aantal per vierkante meter) en biomassa (gram versgewicht per vierkante meter) bepaald. De biomassa van de kapotte exemplaren is bepaald aan de hand van de gewichten van de niet kapotte exemplaren.

Voor de vijf deelgebieden en het gehele onderzoeksgebied zijn de (rekenkundig) gemiddelde dichtheid en biomassa per soort berekend. De berekeningen zijn uitgevoerd met het programma BIOSTRAT (RIKZ). De gemiddelde waarden (en hun standaardfouten) zijn afgerond volgens Sokal & Rohlf (1981, p. 151).

¹ ADW = asvrijdrooggewicht; bij schelpdieren inclusief schelp (volgens protocollen monitoringsprogramma bodemdieren)

Van alle tweekleppige schelpdieren¹ die op meer dan 20 locaties voorkwamen, is de gemiddelde lengte, de mediane lengte en de standaarddeviatie bepaald. Voor deze soorten zijn ook verspreidingskaartjes gemaakt.

2.4. Evaluatie veldwerk 2004

Het veldwerk is geëvalueerd op basis van: ervaringen tijdens uitvoeren van veldwerk (positie van locaties, periode van bemonstering), een vergelijking van de gegevens uit de box-corer en de bodemschaaf, een eerste interpretatie van de ruimtelijke patronen, en het behaalde onderscheidingsvermogen.

Eerste interpretatie van de ruimtelijke patronen in de benthische gemeenschappen

De sterke relatie tussen de omgevingsvariabelen en het macrobenthos van de Voordelta werd al eerder aangetoond op basis van archiefgegevens (zie Asjes et al 2004). Het typeren binnen elk gebied van de relevante fysische structuren is vereist voor een correcte interpretatie van de ruimtelijke patronen waargenomen in de benthische gemeenschappen.

In eerste instantie wordt gekeken naar de relatie tussen de geografische locatie, de diepte, de korrelgrootte en de distributie van de dominante soorten, soortenrijkdom en biomassa aan bodemdieren. De relatie met de diepte en korrelgrootte is getoetst (Multiway ANOVA) over het hele onderzoeksgebied en met onderscheid van de vijf deelgebieden (nested design), gevolgd door een post-hoc test (Tukey) voor een paarsgewijze vergelijking van de deelgebieden.

Onderscheidingsvermogen

Het onderscheidingsvermogen is de capaciteit om reële veranderingen in karakteristieken van bodemdieren (bijv. gemiddelde diversiteit of gemiddelde dichtheid van een bepaalde soort) ook daadwerkelijk waar te nemen. Het onderscheidingsvermogen is afhankelijk van de statistische toets die men gebruikt om de veranderingen te kunnen waarnemen. Voor het vergelijken van twee gemiddelden kan men bijvoorbeeld gebruik maken van een t-toets. Het onderscheidingsvermogen hangt verder af van het te onderscheiden verschil, de gewenste betrouwbaarheid van de test (type I-fout, α) en het aantal waarnemingen (Cohen, 1969; Fairweather, 1991; Nicholson & Fryer, 1992; van der Meer 1994, 1997;).

Op basis van bestaande gegevens is bij de planning van dit onderzoek nagegaan hoeveel monsters genomen zouden moeten worden om een bepaalde betrouwbaarheid te bereiken (Asjes et al 2004, tabel 2.1). Deze getallen kunnen echter enkel beschouwd worden als een 'educated guess' (<http://www.pwrd.usgs.gov/monmanual>). Het echte onderscheidingsvermogen kan pas berekend worden nadat de gegevens verzameld zijn. In dit rapport wordt daarom voor een aantal karakteristieken nagegaan hoeveel monsters genomen hadden moeten worden voor een bepaalde betrouwbaarheid, en/of wat de kleinste te detecteren verandering is tussen twee waarnemingen bij een betrouwbaarheid van 95% en een onderscheidingsvermogen van 80% (= $(1-\beta)$ % met β de type II-fout).

Het kleinste te detecteren verschil kan berekend worden met volgende formule (Sokal & Rohlf 1995):

¹ Met uitzondering van soorten die dieper in het sediment leven omdat slechts een fractie van de populatie bemonsterd wordt: mesheften (*Ensis*), gapers (*Mya*) en otterschelpen (*Lutraria*).

$$D \geq \frac{100 \cdot \sigma}{\bar{Y}} \cdot \sqrt{\frac{2}{n}} \cdot [t_{\alpha[v]} + t_{2 \cdot (1-P)[v]}]$$

met:

n = het aantal te nemen monsters zodat het gemiddelde met een zekerheid van 95% niet meer dan een bepaalde fout (α) afwijkt van de gemeten waarde;

D = de kleinste te detecteren verandering;

v = vrijheidsgraad voor de standaard deviatie;

α = betrouwbaarheidsniveau voor de test

P = waarschijnlijkheid om een verschil D met betrouwbaarheid α waar te nemen;

$t_{\alpha[v]}$ and $t_{2 \cdot (1-P)[v]}$ = waarden van de t distributie voor v vrijheidsgraad en betrouwbaarheden α en $2 \cdot (1-P)$;

\bar{Y} = gemeten gemiddelde waarde;

σ = ware standaarddeviatie.

Voor α en P zijn respectievelijk 5% en 80% genomen, s (geschatte standaarddeviatie) is als schatting van σ genomen.

Het aantal monsterpunten nodig om bij een α en P van respectievelijk 5% en 80% nog een verschil van 5% te kunnen detecteren, kan als volgt berekend worden:

$$n \geq \left(\frac{\sigma}{\bar{Y} \cdot d/200} \right)^2 \cdot [t_{\alpha[v]}]^2$$

3. Resultaten

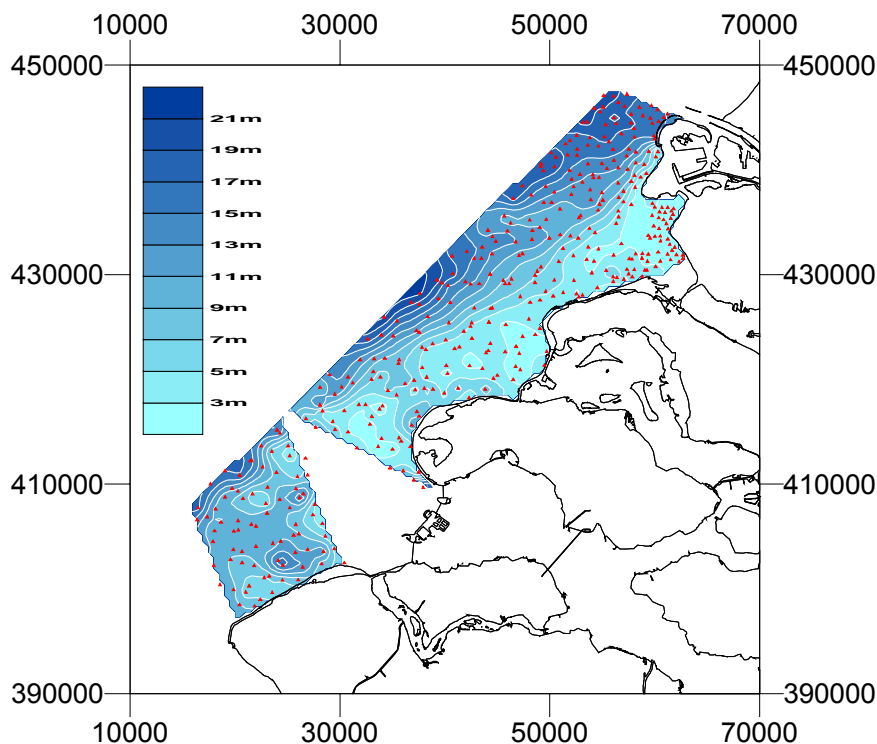
3.1. Habitattypering

In Figuur 5 en Figuur 6 zijn diepte en mediane korrelgrootte in het onderzoeksgebied weergegeven met behulp van isolijnen. Een eerste indruk bij het vergelijken van deze contourmappen wijst op een inverse relatie tussen de twee omgevingsfactoren (hoe dieper de locaties hoe grover hun sediment). Uit nader onderzoek blijkt deze relatie niet homogeen te zijn tussen de vijf studiegebieden (Figuur 7).

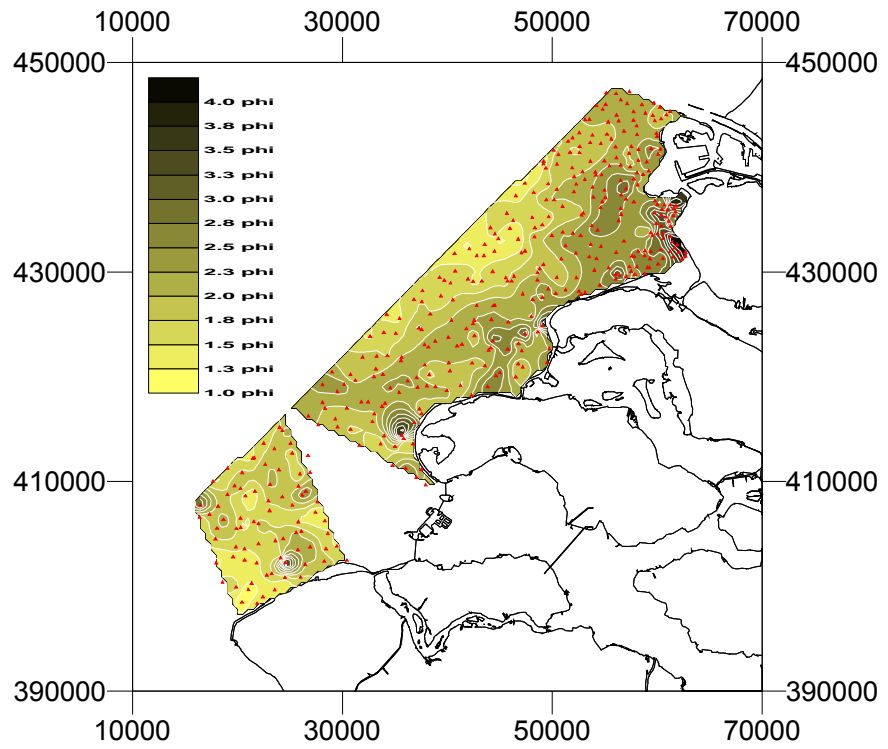
De sediment mediaan is een inverse functie van de diepte in de deelgebieden MVII ($r^2=0.30$, $n=81$, $p<0.001$) en Zrb ($r^2=0.53$, $n=93$, $p<0.001$). Beide deelgebieden horen bij de open voordelta wateren gekenmerkt door de afwezigheid van zandbanken en de geleidelijke toename van de diepte met de afstand tot de kust.

Omgekeerd is de relatie tussen mediaan en diepte in het zuidelijke referentiegebied licht positief ($r^2=0.15$, $n=78$, $p<0.001$) met wat grovere sedimenten in de ondiepe dan in de diepe zone. De sedimentaire medianen in de ondiepe zone (<5m) van het deelgebied Zra zijn van gelijk grootte dan die gemeten in de dieper zone. Vervolgens is er in dit gebied geen relatie tussen de diepte en de mediaan ($r^2=0.04$, $n=98$, $P>0.05$) zoals waargenomen in deelgebieden MVII en Zrb.

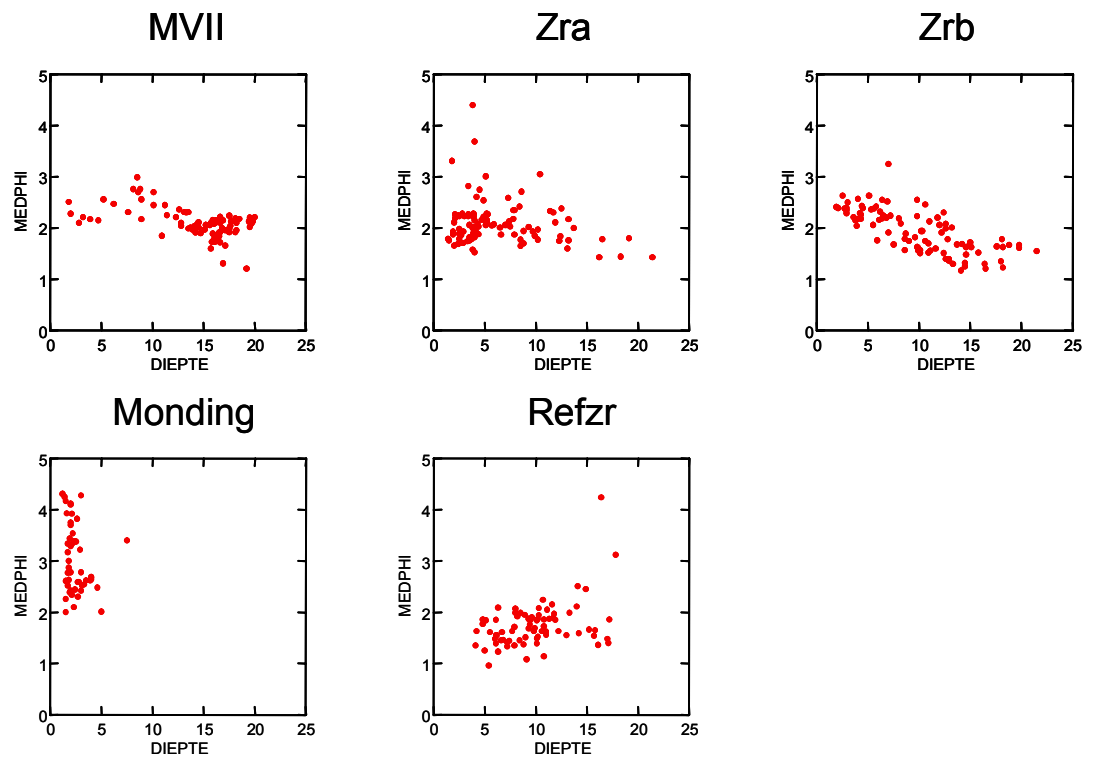
In het deelgebied (Haringvliet-) Monding waar de meeste locaties minder dan 5 m diep zijn, laat de mediaan een grote spreiding zien (2 tot 4 Phi eenheden) zonder relatie met de diepte ($r^2=0.03$, $n=51$, $p>0.05$).



Figuur 5. Diepte (m), met ligging van monsterpunten



Figuur 6. Mediane korrelgrootte (phi), met ligging van de monsterpunten (data NIOO)



Figuur 7. Mediane korrelgrootte (phi) als functie van diepte (m) in de vijf studiegebieden (data NIOO).

3.2. Biomassa en diversiteit van de bodemfauna

3.2.1. Aantal soorten en totale biomassa

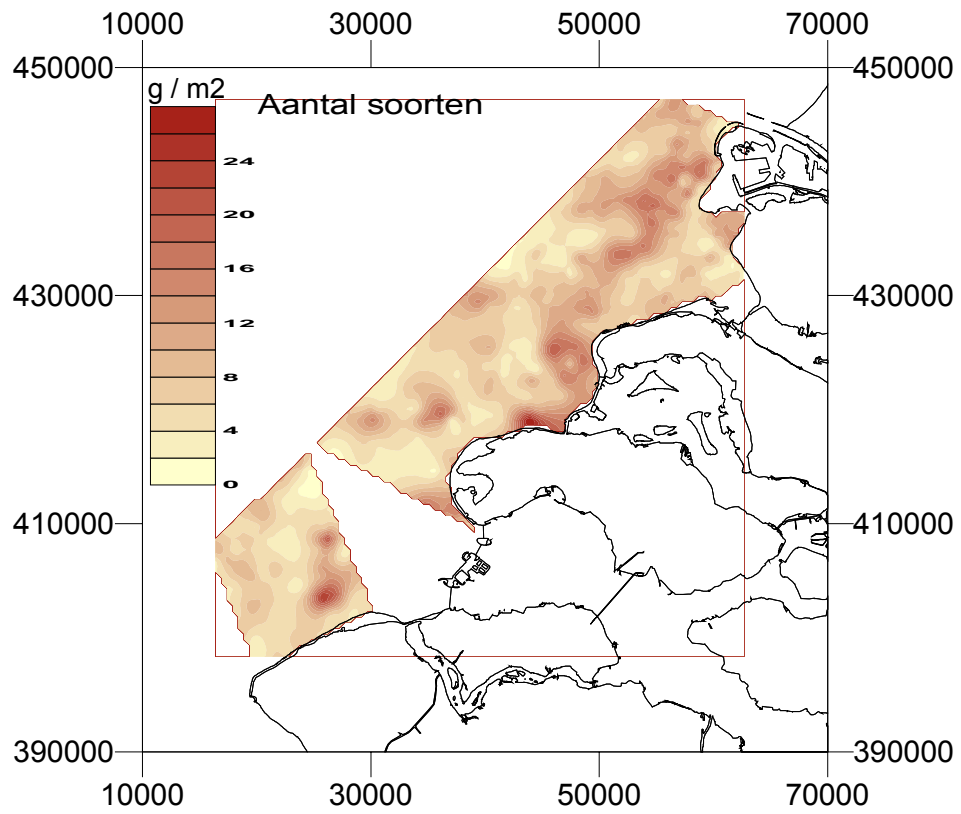
In totaal zijn er 108 tot het soortenniveau geïdentificeerde taxonomische eenheden aangetroffen in de 402 monsters genomen over het hele studiegebied. Per monster zijn er gemiddeld 8 ± 0.5 soorten getroffen. De meeste soorten (>95%) horen bij de vier volgende taxonomische klassen gesorteerd bij afnemend aantal soorten: Polychaeta, Crustacea, Bivalvia en Gastropoda (Tabel 1).

Klasse	Aantal soorten	Gemiddeld aantal (ind m ⁻²)	Gemiddelde biomassa (g ADW m ⁻²)
Polychaeta	52	701	2.2
Crustacea	36	124	0.3
Bivalvia	13	208	64.2
Gastropoda	4	2.7	0.2
Pycnogonida	1	0.1	-
Echinoidea	1	6.2	1.9
Asciacea	1	0.03	-

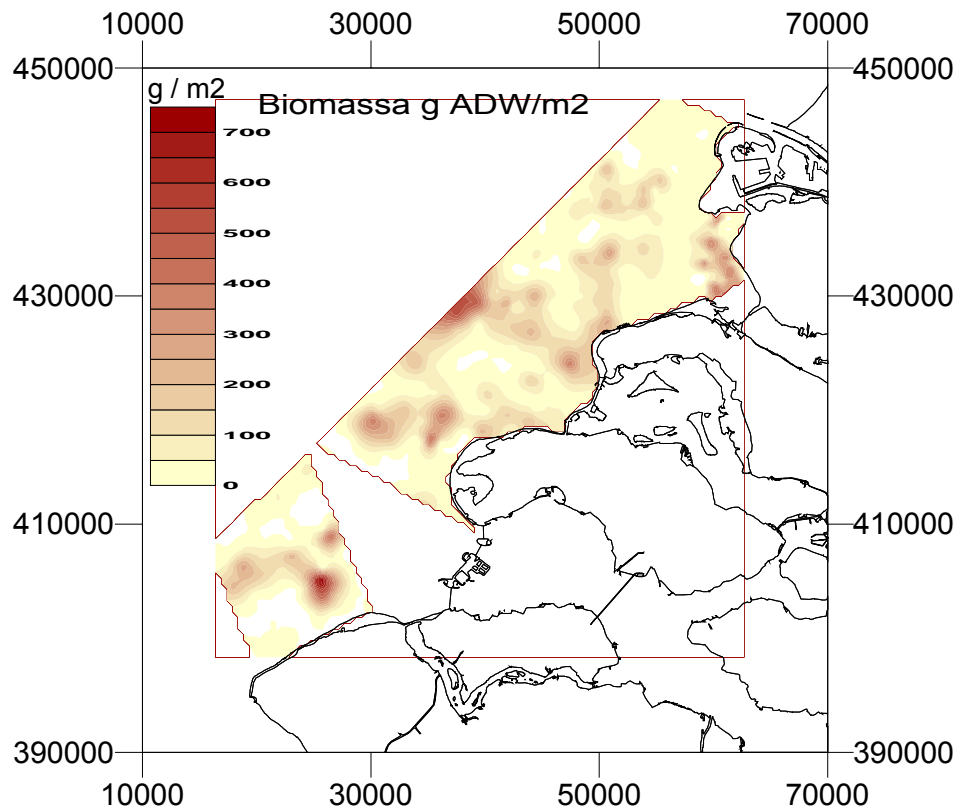
Tabel 1. Taxonomische klassen, aantal tot het soortenniveau geïdentificeerde taxonomische eenheden aangetroffen tijdens de huidige studie. Gemiddeld aantal individuen en gemiddelde biomassa vertegenwoordigd door de taxonomische klassen in de huidige dataset.

De Polychaeta zijn met gemiddeld 701 individuen per m² de meest abundante groep van de huidige dataset, gevolgd door de Bivalvia (208 ind m²) en de Crustacea (124 ind m²). Worden de gegevens betreffende de verschillende klassen in biomassa uitgedrukt dan vormt de klasse Bivalvia de dominante groep met een gemiddelde biomassa (64.2 gADW m²) die een orde van grootte hoger is dan voor de andere klassen. Vervolgens is de totale bodemdieren biomassa voor het grootste deel bepaald door de tweekleppige.

Om een eerste indruk te krijgen over de ruimtelijke distributie van de bodemdieren biomassa's en aantal soorten zijn er spreiding mappen gemaakt (Figuur 8, Figuur 9). Daarbij is point kriging als interpolatietechniek gebruikt. Het grote aantal locaties maakt dat er een redelijk goed beeld van ruimtelijke patronen gegenereerd wordt. Eenmaal meer kennis over de relatie tussen voorkomen en omgeving (diepte, sediment, hydrodynamiek) voorhanden is, zal bij de interpolatie rekening gehouden worden met deze secundaire informatie.



Figuur 8. Verspreiding van het aantal soorten bodemdieren (data NIOO)



Figuur 9. Verspreiding van de totale bodemdieren biomassa (data NIOO)

Deelgebied	Freq%	Dens%	Biom%
Monding	<i>Aphelochaeta marioni</i> (66.7)	<i>Mya arenaria</i> (25)	<i>Mya arenaria</i> (39.5)
	<i>Heteromastus filiformis</i> (62.7)	<i>Aphelochaeta marioni</i> (19)	<i>Ensis directus</i> (13.4)
	<i>Streblospio shrubsolii</i> (56.9)	<i>Heteromastus filiformis</i> (16.5)	<i>Heteromastus filiformis</i> (9.2)
	<i>Mya arenaria</i> (56.9)	<i>Spio</i> sp. (6.8)	<i>Macoma balthica</i> (7.8)
	<i>Spio</i> sp. (54.9)	<i>Scoloplos armiger</i> (4.5)	<i>Cerastoderma edule</i> (5.3)
	<i>Scoloplos armiger</i> (54.9)	<i>Paraonis fulgens</i> (4.2)	<i>Scrobicularia plana</i> (4.7)
	<i>Capitella capitata</i> (43.1)	<i>Spiophanes bombyx</i> (4.1)	<i>Nephtys hombergii</i> (3.2)
	<i>Pygospio elegans</i> (41.2)	<i>Streblospio shrubsolii</i> (2)	<i>Nephtys cirrosa</i> (2.7)
	<i>Macoma balthica</i> (37.3)	<i>Nephtys cirrosa</i> (1.6)	<i>Scoloplos armiger</i> (2.3)
	<i>Spiophanes bombyx</i> (31.4)	<i>Capitella capitata</i> (1.6)	<i>Nereis diversicolor</i> (1.9)
MVII	<i>Magelona papillicornis</i> (77.8)	<i>Urothoe poseidonis</i> (15.5)	<i>Ensis directus</i> (19.1)
	<i>Nephtys cirrosa</i> (74.1)	<i>Nephtys cirrosa</i> (14.7)	<i>Echinocardium cordatum</i> (18.4)
	<i>Spiophanes bombyx</i> (72.8)	<i>Magelona papillicornis</i> (12.5)	<i>Nephtys cirrosa</i> (16.4)
	<i>Urothoe poseidonis</i> (70.4)	<i>Spiophanes bombyx</i> (8.9)	<i>Ensis</i> sp. (5.9)
	<i>Scoloplos armiger</i> (61.7)	<i>Scoloplos armiger</i> (6.9)	<i>Nephtys hombergii</i> (5.4)
	<i>Nephtys hombergii</i> (46.9)	<i>Gastrosaccus spinifer</i> (2.4)	<i>Actiniaria</i> (4)
	<i>Eteone</i> sp. (45.7)	<i>Eteone</i> sp. (2.4)	<i>Magelona papillicornis</i> (3.2)
	<i>NEMERTEA</i> (40.7)	<i>Bathyporeia elegans</i> (2.4)	<i>Scoloplos armiger</i> (2.4)
	<i>Echinocardium cordatum</i> (38.3)	<i>Spio</i> sp. (2)	<i>Lanice conchilega</i> (2)
	<i>Mysella bidentata</i> (37)	<i>Ensis directus</i> (1.6)	<i>Scolecopsis bonnieri</i> (1.6)
Refzr	<i>Nephtys cirrosa</i> (75.6)	<i>Nephtys cirrosa</i> (22.5)	<i>Nephtys cirrosa</i> (25.4)
	<i>Spiophanes bombyx</i> (59)	<i>Spiophanes bombyx</i> (8.7)	<i>Ensis directus</i> (24.5)
	<i>Scoloplos armiger</i> (46.2)	<i>Ensis directus</i> (5.9)	<i>Echinocardium cordatum</i> (10.8)
	<i>Nephtys</i> sp. (33.3)	<i>Scoloplos armiger</i> (4.8)	<i>Scoloplos armiger</i> (4.8)
	<i>Magelona papillicornis</i> (28.2)	<i>Urothoe poseidonis</i> (4.7)	<i>Travisia forbesii</i> (4.6)
	<i>Urothoe brevicornis</i> (28.2)	<i>Urothoe brevicornis</i> (4.2)	<i>Scolecopsis bonnieri</i> (4.3)
	<i>Ensis directus</i> (28.2)	<i>Nephtys</i> sp. (3.9)	<i>Magelona papillicornis</i> (2.4)
	<i>Urothoe poseidonis</i> (25.6)	<i>Notomastus latericeus</i> (3.4)	<i>Nephtys caeca</i> (2)
	<i>NEMERTEA</i> (21.8)	<i>Spio gonioccephala</i> (2.6)	<i>Gastrosaccus spinifer</i> (2)
	<i>Scolecopsis bonnieri</i> (21.8)	<i>Scolecopsis bonnieri</i> (2.6)	<i>NEMERTEA</i> (1.8)
Zra	<i>Nephtys cirrosa</i> (71.4)	<i>Ensis directus</i> (15.3)	<i>Ensis directus</i> (46.3)
	<i>Ensis directus</i> (55.1)	<i>Nephtys cirrosa</i> (15.2)	<i>Nephtys cirrosa</i> (16.8)
	<i>Scoloplos armiger</i> (45.9)	<i>Urothoe poseidonis</i> (4.6)	<i>Ensis</i> sp. (3.6)
	<i>Magelona papillicornis</i> (41.8)	<i>Magelona papillicornis</i> (4.5)	<i>Actiniaria</i> (3.6)
	<i>Spiophanes bombyx</i> (37.8)	<i>Gastrosaccus spinifer</i> (3.5)	<i>Scoloplos armiger</i> (3.3)
	<i>Urothoe poseidonis</i> (33.7)	<i>Scoloplos armiger</i> (3.4)	<i>Echinocardium cordatum</i> (3.1)
	<i>Nephtys hombergii</i> (29.6)	<i>Spiophanes bombyx</i> (3.4)	<i>Gastrosaccus spinifer</i> (2.4)
	<i>Gastrosaccus spinifer</i> (25.5)	<i>Bathyporeia elegans</i> (3)	<i>Magelona papillicornis</i> (2.1)
	<i>Nephtys</i> sp. (23.5)	<i>Aphelochaeta marioni</i> (2.8)	<i>Mya arenaria</i> (1.7)
	<i>Spio</i> sp. (22.4)	<i>Heteromastus filiformis</i> (2.7)	<i>Nephtys hombergii</i> (1.6)
Zrb	<i>Nephtys cirrosa</i> (83.9)	<i>Nephtys cirrosa</i> (16.5)	<i>Ensis directus</i> (57.2)
	<i>Ensis directus</i> (66.7)	<i>Ensis directus</i> (15.1)	<i>Nephtys cirrosa</i> (14.3)
	<i>Magelona papillicornis</i> (58.1)	<i>Magelona papillicornis</i> (11.5)	<i>Echinocardium cordatum</i> (9.1)
	<i>Urothoe poseidonis</i> (57)	<i>Urothoe poseidonis</i> (10)	<i>Nephtys hombergii</i> (3)
	<i>Spiophanes bombyx</i> (57)	<i>Spio</i> sp. (5.7)	<i>Ensis</i> sp. (2.3)
	<i>Spio</i> sp. (50.5)	<i>Spiophanes bombyx</i> (5)	<i>Macoma balthica</i> (2)
	<i>Scoloplos armiger</i> (46.2)	<i>Nephtys</i> sp. (3.7)	<i>Liocarcinus holsatus</i> (1)
	<i>Nephtys hombergii</i> (40.9)	<i>Scoloplos armiger</i> (3.5)	<i>Glycera</i> sp. (0.8)
	<i>Eteone</i> sp. (33.3)	<i>Nephtys hombergii</i> (2.2)	<i>Magelona papillicornis</i> (0.7)
	<i>Echinocardium cordatum</i> (32.3)	<i>Eteone</i> sp. (2)	<i>Thia scutellata</i> (0.7)

Tabel 2. Eerste tien soorten uit elk deelgebied gesorteerd op basis van hun gemiddelde frequentie van voorkomen (Freq%), gemiddelde relatieve dichtheid (Dens%) en gemiddelde relatieve biomassa (Biom%). Waarden zijn gegeven tussen haakjes. Vet afgedrukt, soorten in de top tien met betrekking tot hun relatieve biomassa in alle deelgebieden.

Voor zowel het aantal soorten als voor de biomassa laten beide figuren duidelijke patronen zien in de ruimtelijke distributie over het onderzoeksgebied.

3.2.2. Verspreiding van dominante soorten, relatie met habitat

Drie verschillende definities kunnen worden gehanteerd voor het selecteren van de meeste dominante soorten:

1. de gemiddeld meeste frequente soorten,
2. de soorten met de hoogste gemiddelde relatieve dichtheden, en
3. de soorten met de hoogste gemiddelde relatieve biomassa.

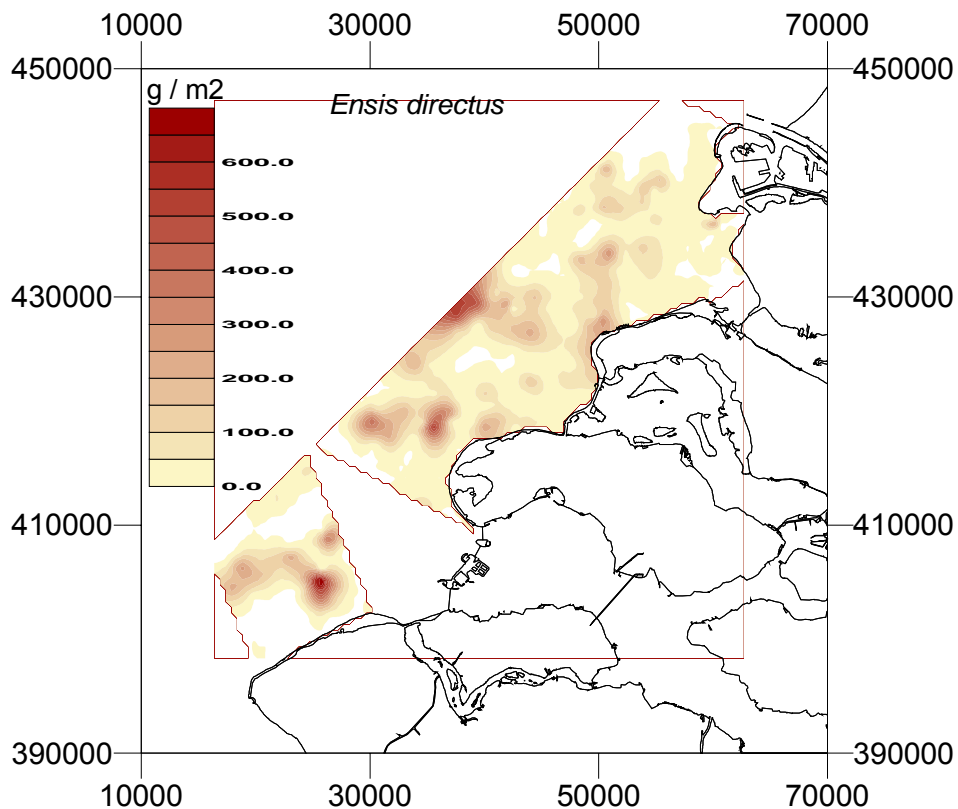
Voor elk deelgebied zijn drie soortenlijsten opgesteld door een selectie te maken van de tien eerste soorten met betrekking tot deze drie verschillende maten van dominantie (Tabel 2).

Binnen het huidige project staat de biomassa van het macrobenthos centraal. Daarvoor is de volgende analyse van de verspreiding van het macrobenthos gebaseerd op soorten die geselecteerd zijn op basis van hun dominantie in biomassa. Voor deze eerste evaluatie is er een selectie gemaakt van acht soorten uit Tabel 2, gekenmerkt door hun hoge relatieve biomassa's (Tabel 3).

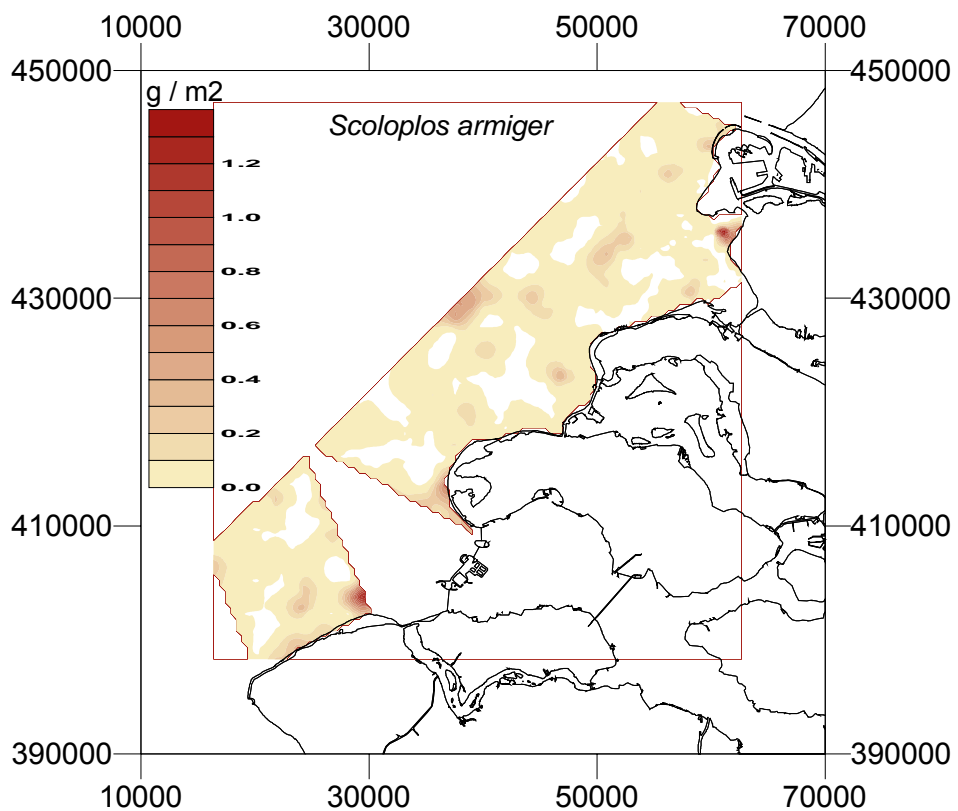
Figuur 10 tot en met Figuur 17 geven de verspreiding van deze acht soorten.

Soorten	Monding	MVII	Refzr	Zra	Zrb
<i>Ensis directus</i>	13.4	19.1	24.5	46.3	57.2
<i>Nephtys cirrosa</i>	2.7	16.4	25.4	16.8	14.3
<i>Scoloplos armiger</i>	2.3	2.4	4.8	3.3	
<i>Echinocardium cordatum</i>		18.4	10.8	3.1	9.1
<i>Magelona papillicornis</i>		3.2	2.4	2.1	0.7
<i>Mya arenaria</i>	39.5			1.7	
<i>Macoma balthica</i>	7.8				2.0
<i>Heteromastus filiformis</i>	9.2				

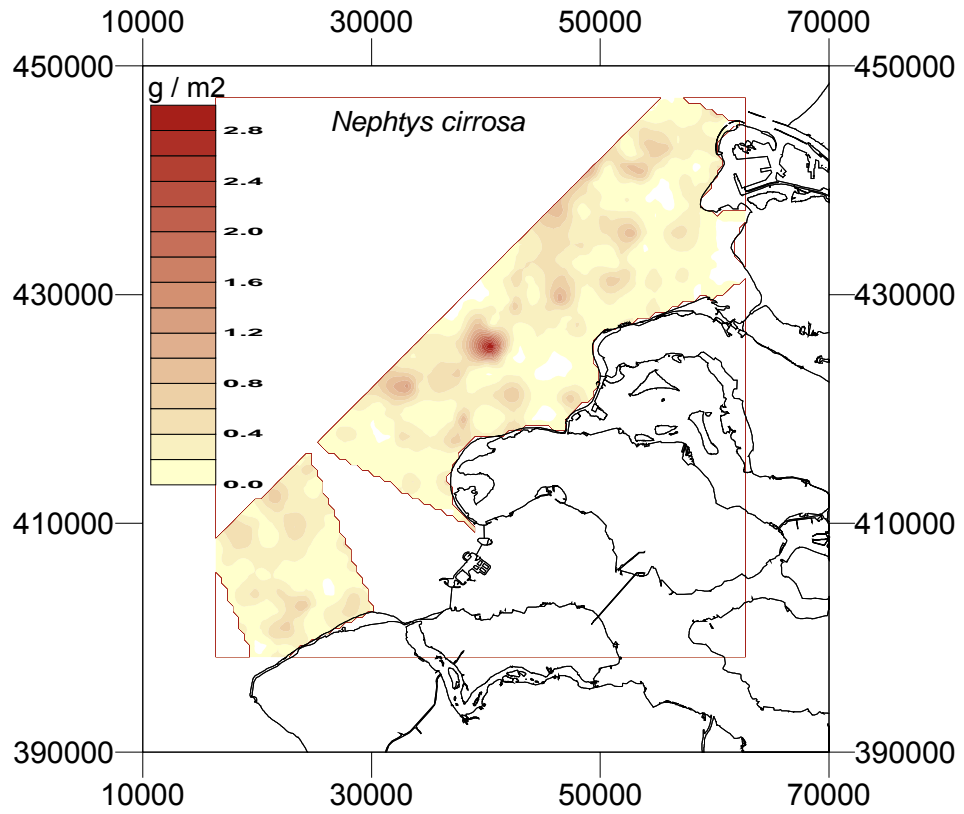
Tabel 3. Selectie van 8 soorten met een bijzonder hoog aandeel in de biomassa van de studiegebieden.



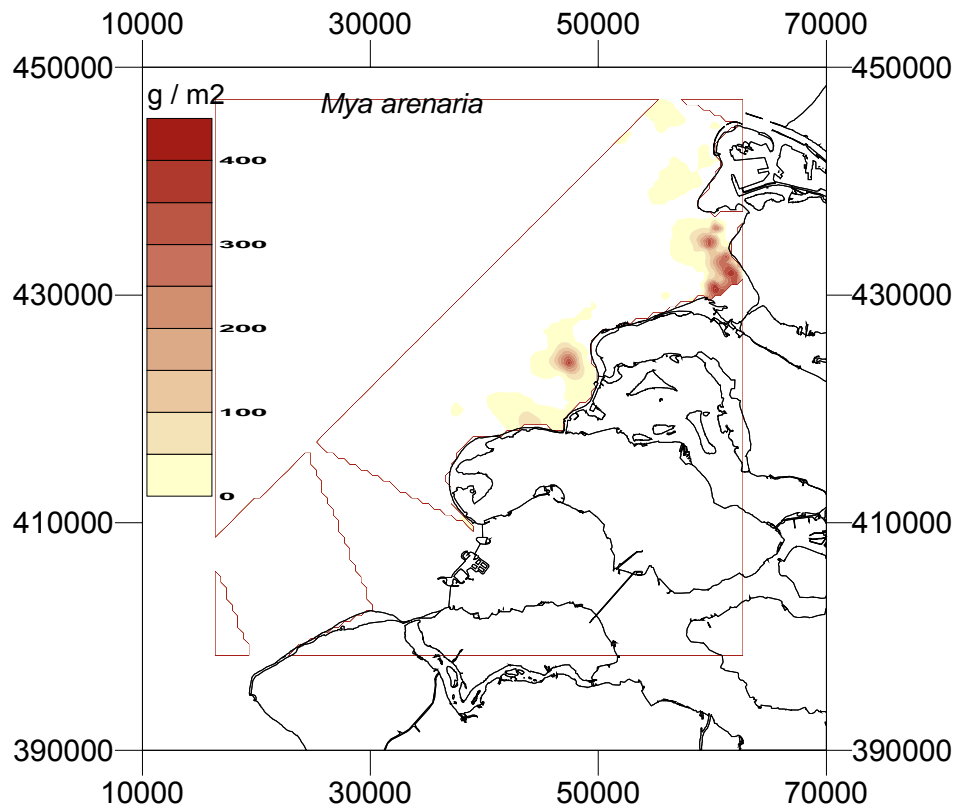
Figuur 10. Verspreiding en biomassa (g ADW/m²) van *Ensis directus* (data NIOO)



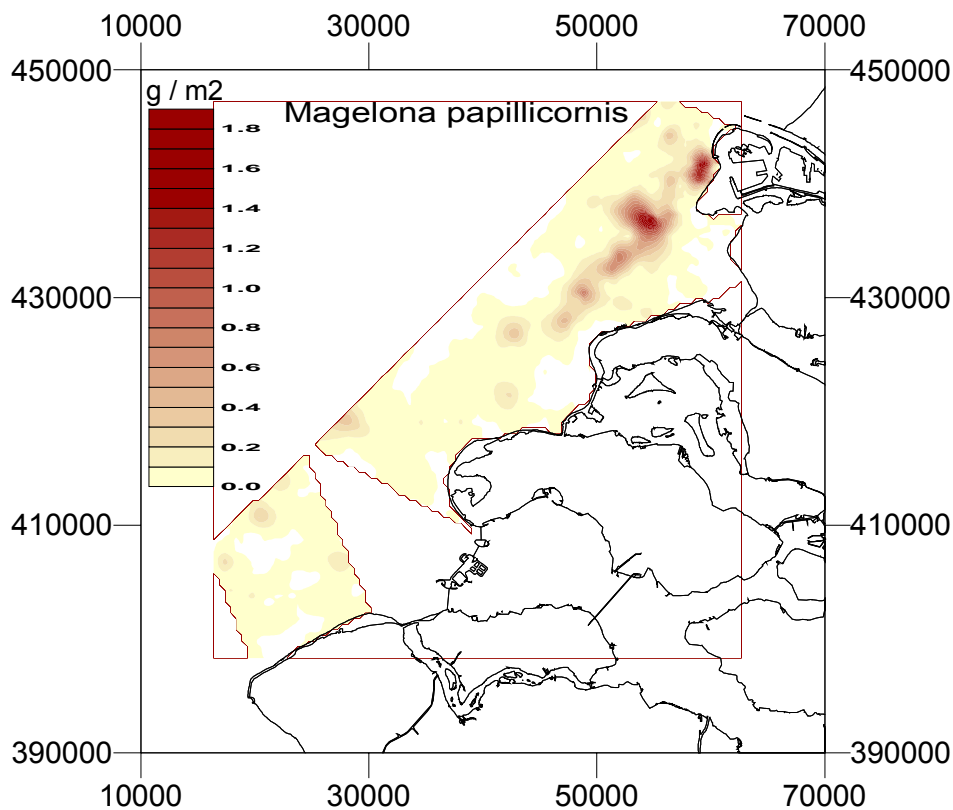
Figuur 11 Verspreiding en biomassa (g ADW/m²) van *Scoloplos armiger* (data NIOO)



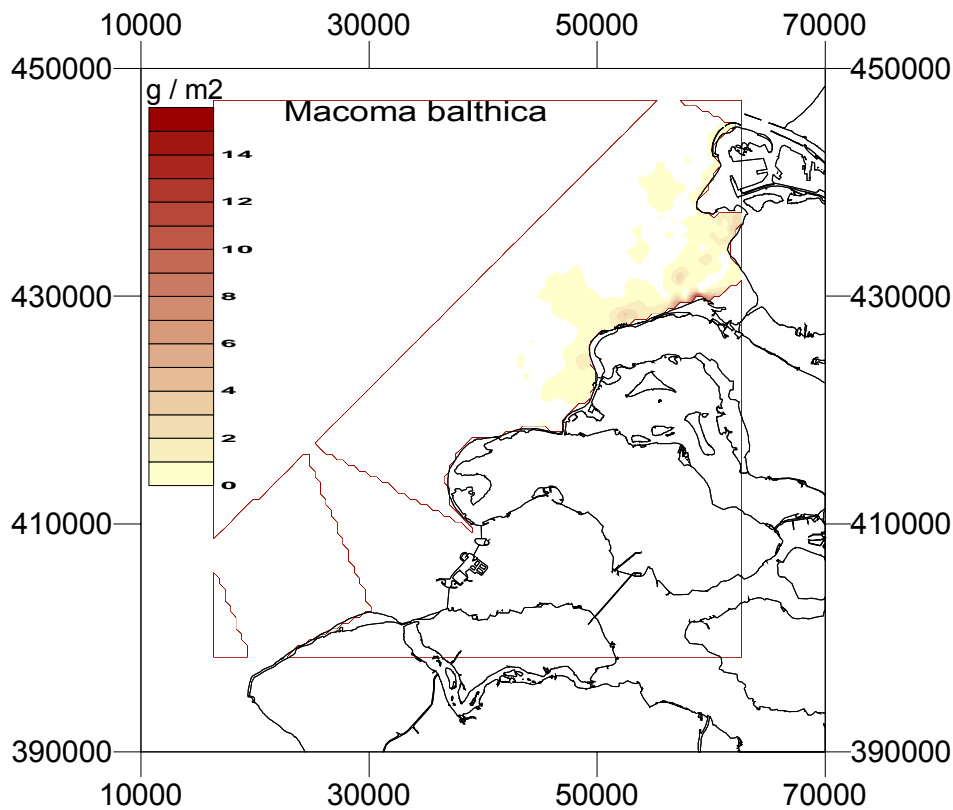
Figuur 12 Verspreiding en biomassa (g ADW/m²) van *Nephtys cirrosa* (data NIOO)



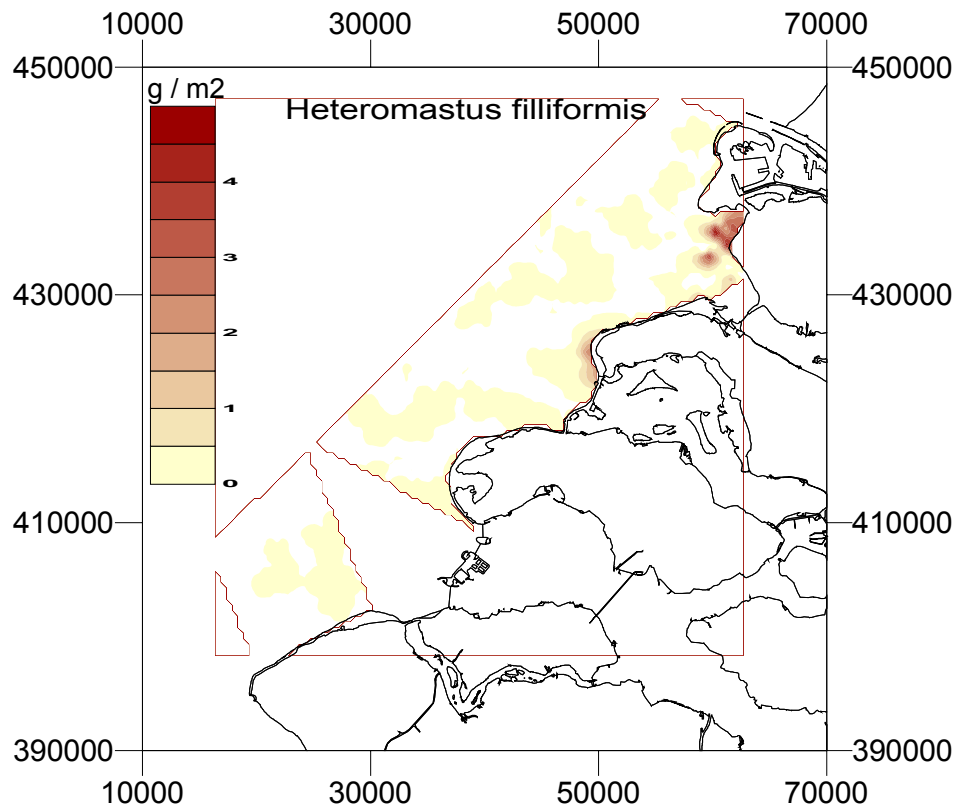
Figuur 13 Verspreiding en biomassa (g ADW/m²) van *Mya arenaria* (data NIOO)



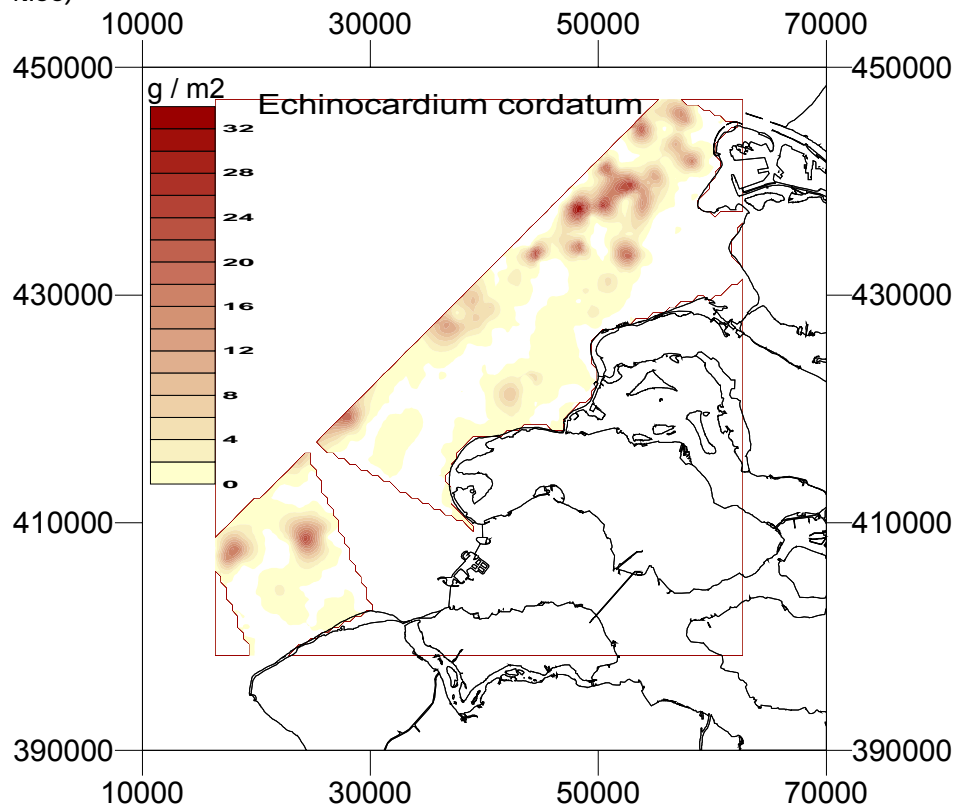
Figuur 14 Verspreiding en biomassa (g ADW/m²) van *Magelona papillicornis* (data NIOO)



Figuur 15 Verspreiding en biomassa (g ADW/m²) van *Macoma balthica* (data NIOO)



Figuur 16 Verspreiding en biomassa (g ADW/m²) van *Heteromastus filliformis* (data NIOO)

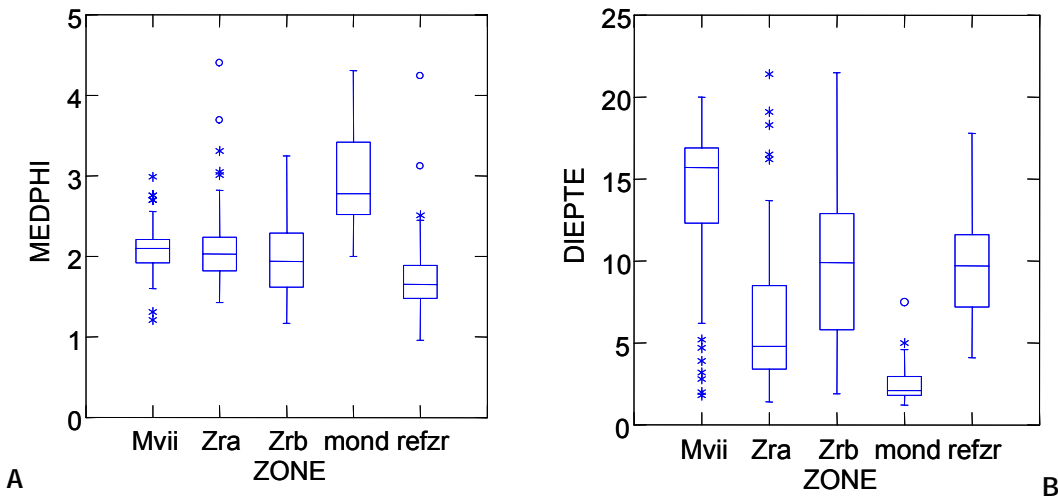


Figuur 17 Verspreiding en biomassa (g ADW/m²) van *Echinocardium cordatum* (data NIOO)

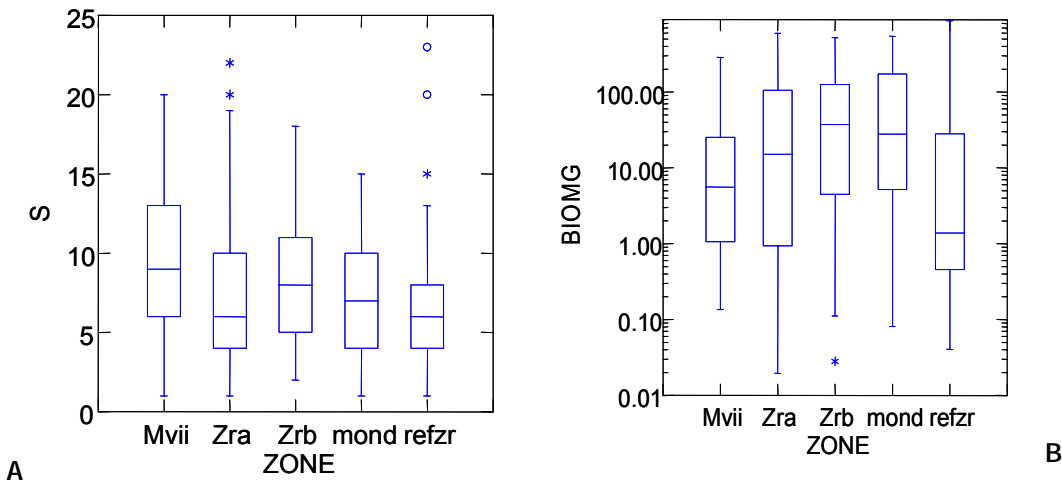
3.2.3. Ruimtelijke patronen in habitat en bodemdieren

De distributie van de diepte en mediaan (Phi) blijkt niet homogeen te zijn onder de deelgebieden (Figuur 18). ANOVA's wijzen inderdaad op significante afwijkingen ten opzicht van een homogene distributie over de deelgebieden voor beide omgevingsfactoren ($p < 0.001$). De mediaan is significant groter (fijn sediment) in de Monding dan in alle andere deelgebieden (Paarsgewijze vergelijking, $p < 0.001$) en kleiner (grof sediment) in Refzr dan in Mvii, Zra en Zrb (Paarsgewijze vergelijking, $p < 0.05$). De dieptedistributie onder de deelgebieden laat toe het onderscheiden van vier groepen monsters significant verschillend van elkaar ($p < 0.001$). De diepte is het grootste in Mvii, gevolgd door Zrb-Refzr (niet te onderscheiden), Zra en uiteindelijk Monding, het ondiepste gebied.

Zoals voor de omgevingsfactoren blijkt de distributie van de soortenrijkdom (aantal soorten) en totale biomassa onder de vijf deelgebieden (Figuur 19) niet homogeen te zijn (ANOVA, $p < 0.01$). Significante hogere diversiteit ($p < 0.05$) zijn aangetroffen in deelgebied Mvii ten opzicht van Zra, Zrb en Refzr. Voor de biomassa zijn er significante lagere waarden ($p < 0.05$) gevonden in Mvii en REFZR dan in de andere drie deelgebieden.



Figuur 18.-Box plots voor mediaan (A) en diepte (B) waargenomen in de vijf deelgebieden



Figuur 19.-Box plots voor aantal soorten (A) en totale bodemdieren biomassa (B) waargenomen in de vijf deelgebieden

3.3. Bodemdieren van speciaal belang

Op de 402 locaties werden in totaal 42 taxa (waarvan 39 soorten) aangetroffen. Zee-anemonen (Actiniaria) werden niet verder op naam gebracht. Mesheften (*Ensis* sp.) en hooiwagenkrabben (*Macropodia* sp.) werden niet op soort gebracht. De genera *Mya* en *Lutraria* zijn niet op basis van morfologische kenmerken maar op basis van gegevens over voorkomen en verspreiding op soortnaam gebracht¹.

Voor 6 taxa is geen biomassa bepaald: mesheften (*Ensis* sp.), otterschelp (*Lutraria lutraria*), kleine heremietkreeft (*Diogenes pugilator*), gewone heremietkreeft (*Pagurus bernhardus*), grote strandschelp (*Maetra corallina*), noordzeekrab (*Cancer pagurus*). De voornaamste redenen zijn dat er enkel of vooral kapotte exemplaren gevonden zijn, en dat er geen tijd was om in het veld alle heremietkreeften uit hun huisje te halen.

Tabel 1 geeft de gemiddelde dichtheid (en standaardfout) voor ieder taxon per deelgebied en voor het totale onderzoeksgebied, tabel 2 de gemiddelde biomassa (versgewicht).

De aantallen en biomassa's van de meeste soorten waren vrij laag. De maximale dichtheden van de halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*) en het zaagje (*Donax vittatus*) bijvoorbeeld bedroegen respectievelijk slechts 8 ind/m² en 9 ind/m². Numeriek waren mesheften het meest dominant in 4 van de 5 deelgebieden. In het mondingsgebied kwamen strandgapers (*Mya arenaria*) het talrijkst (170 ± 76 ind/m²).

Mesheften (*Ensis* sp.) waren zeker ook qua biomassa dominant. Maar omdat er meestal enkel 'topjes' in de monsters voorkwamen, kon de biomassa niet bepaald worden.

In totaal zijn 18 soorten tweekleppigen aangetroffen. Van 8 zijn op meer dan 20 locaties individuen gevonden. Van strandgapers worden echter veelal enkel de sifonen gevonden, en de lengtemetingen geven daarom geen goed beeld over de populatie. Tabel 3 geeft het aantal gemeten exemplaren, de gemiddelde lengte, de mediane lengte, en de standaarddeviatie van de overige 7 soorten (*Cerastoderma edule*, *Donax vittatus*, *Tellina fabula*, *Abra alba*, *Macoma balthica*, *Spisula subtruncata*, *Tellina tenuis*). De lengte-frekwentiedistributies voor het hele onderzoeksgebied zijn gegeven in Figuur 27. Bij wijze van voorbeeld zijn voor de halfgeknotte strandschelp, *Spisula subtruncata*, de lengte-frekwentiedistributies per deelgebied gegeven (Figuur 21).

Figuur 20 tot en met Figuur 26 geven de verspreiding van deze zeven soorten.

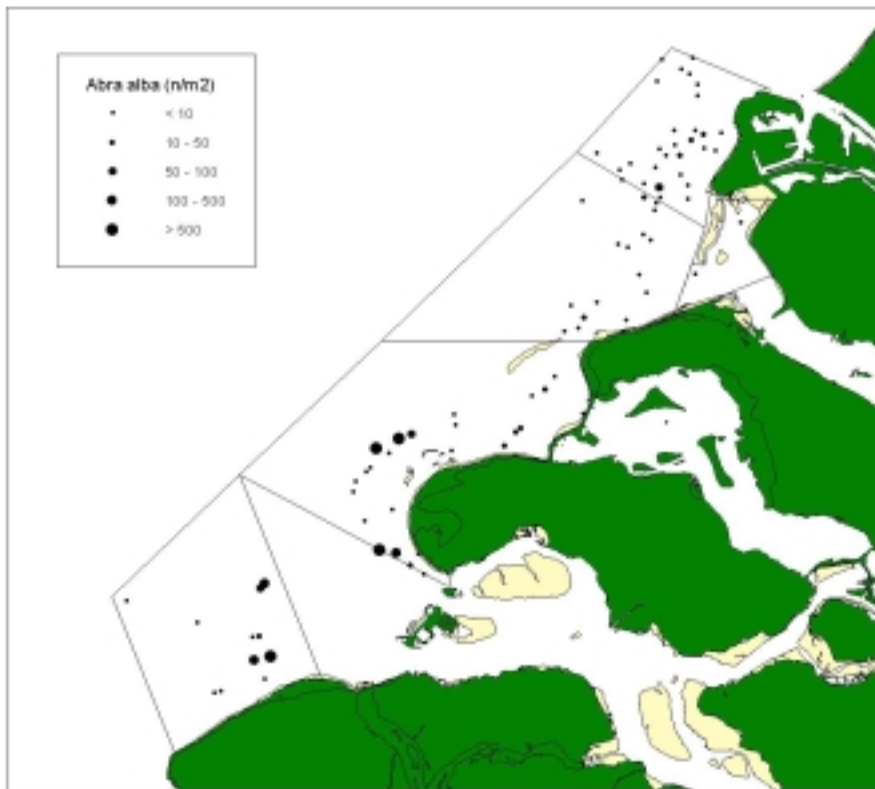
¹ Tot mei 2005 was in de Nederlandse wateren enkel *Lutraria lutraria* aangetroffen. Moerdijk (2005) maakt nu ook melding van *Lutraria angustior* voor de Zeeuwse kust (Steenbanken). In de bodemschaaf worden enkel sifonen gevonden, en hebben we geen onderscheid tussen de soorten (kunnen) maken. In het vervolg zullen we ze als *Lutraria* sp. vermelden.

Deelgebied=	zrb		refzr		mond		zra		mv2		Totaal Gebied	
	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se
Oppervlakte=	181747584.36	162711778.46	2798 8210.63	232229421.77	88575125.55	684252120.76						
<i>Abra alba</i>	.62	.274	15	9.3	.016	.0143	27	12.5	2.2	1.08	13	4.1
<i>Acanthocardia echinata</i>	0	0	0	0	0	0	.0012	.00122	0	0	.0004	.00035
<i>Actinaria</i>	.076	.0193	.54	.290	.041	.0180	6	3.0	1.2	.53	2.2	.88
<i>Asterias rubens</i>	.45	.090	.08	.080	.081	.0207	.48	.182	.54	.104	.37	.062
<i>Cancer pagurus</i>	0	0	.0010	.00100	0	0	0	0	0	0	.00024	.000207
<i>Carcinus maenas</i>	.012	.0043	.0009	.00086	.92	.271	.39	.154	.038	.0173	.17	.050
<i>Cerastoderma edule</i>	.007	.0044	0	0	4.5	2.16	.0020	.00146	0	0	.18	.162
<i>Chamelea gallina</i>	.0029	.00290	0	0	0	0	0	0	.021	.0100	.0035	.00178
<i>Corystes cassivelaunus</i>	.0008	.00075	0	0	0	0	.0019	.00146	.04	.035	.005	.0056
<i>Crassostrea gigas</i>	0	0	0	0	0	0	.06	.052	0	0	.019	.0149
<i>Crepidula fornicata</i>	0	0	0	0	0	0	.20	.198	0	0	.06	.057
<i>Diogenes pugilator</i>	.75	.135	.52	.124	.10	.054	.50	.155	1.54	.281	.69	.078
<i>Donax vittatus</i>	1.4	.37	.052	.0257	0	0	.33	.101	.18	.077	.51	.101
<i>Ensis</i>	88	18.0	42	16.2	4.0	1.90	31	31	25	6.4	65	10.7
<i>Fabulina fabula</i>	.55	.201	.38	.267	.0016	.00160	.27	.090	1.9	.44	.58	.109
<i>Liocarcinus arcuatus</i>	.011	.0105	.15	.114	0	0	.31	.185	.013	.0070	.14	.058
<i>Liocarcinus depurator</i>	0	0	0	0	0	0	.0013	.00133	0	0	.0004	.00038
<i>Liocarcinus holtsatus</i>	.40	.053	.19	.039	.08	.037	.35	.051	.33	.069	.311	.0246
<i>Lunatia alderi</i>	.38	.124	.30	.176	0	0	.53	.255	.38	.121	.39	.090
<i>Lunatia catena</i>	.012	.0122	.011	.0077	0	0	0	0	0	0	.006	.0035
<i>Lutraria lutraria</i>	.007	.0031	0	0	0	0	.016	.0079	.014	.0080	.0091	.00272
<i>Macoma balthica</i>	.60	.263	.005	.0054	2.3	.83	.33	.215	.006	.0063	.36	.111
<i>Macropodia</i>	0	0	.018	.0120	0	0	.0006	.00061	.0008	.00079	.0045	.00251
<i>Macra corallina</i>	.0024	.00140	0	0	0	0	0	0	0	0	.0006	.00036
<i>Mya arenaria</i>	.004	.0032	0	0	170	76	.9	.39	0	0	7	5.8
<i>Mytilus edulis</i>	0	0	.015	.0135	.016	.0075	0	0	0	0	.0041	.00285
<i>Nassarius reticulatus</i>	.74	.258	4.5	1.62	0	0	1.9	1.14	2.1	.58	2.2	.49
<i>Ophiura albida</i>	4.7	1.48	1.6	.94	.012	.0070	2.5	1.28	2.7	.85	2.8	.58
<i>Ophiura ophiura</i>	.22	.048	.33	.118	.016	.0133	.86	.272	.71	.127	.51	.086
<i>Pagurus bernhardus</i>	.13	.036	.12	.042	.010	.0039	.061	.0177	.16	.031	.103	.0146
<i>Petricola pholadiformis</i>	0	0	0	0	0	0	.30	.175	.018	.0160	.10	.051
<i>Phaxas pellucidus</i>	0	0	0	0	.0018	.00180	0	0	0	0	.00007	.000131
<i>Pisidia longicornis</i>	.0017	.00172	.15	.109	0	0	.12	.059	0	0	.074	.0284
<i>Portunus latipes</i>	.0037	.00190	.025	.0087	.005	.0035	.11	.083	.004	.0039	.045	.0239
<i>Psammochinus miliaris</i>	0	0	0	0	0	0	.0006	.00061	.0008	.00079	.00030	.000216
<i>Scrobicularia plana</i>	0	0	0	0	.09	.059	0	0	0	0	.004	.0043
<i>Spisula elliptica</i>	0	0	.013	.0131	0	0	.0029	.00286	.0013	.00092	.0042	.00285
<i>Spisula solida</i>	.019	.0122	.045	.0199	0	0	.0022	.00174	.0007	.00066	.017	.0052
<i>Spisula subtruncata</i>	.112	.0287	.038	.0219	.10	.049	.20	.088	.25	.059	.140	.0287
<i>Tellina tenuis</i>	.029	.0188	.020	.0092	0	0	.22	.118	.007	.0036	.09	.034
<i>Thia scutellata</i>	.068	.0176	.036	.0106	0	0	.05	.040	.055	.0288	.051	.0134
<i>Venerupis senegalensis</i>	.0011	.00108	.005	.0054	0	0	.18	.078	0	0	.062	.0227

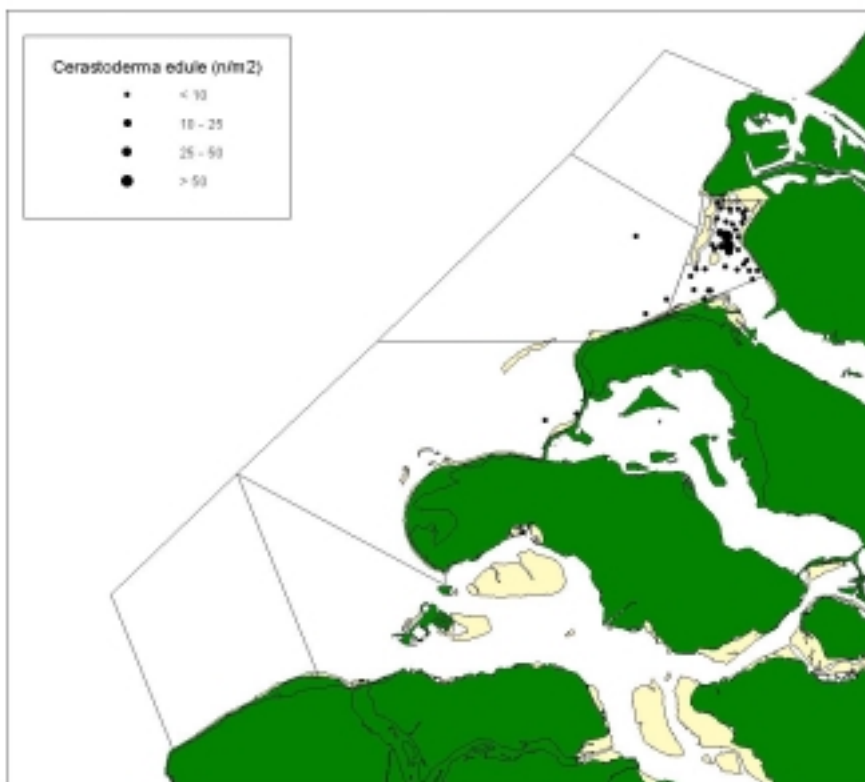
Tabel 4. Gemiddelde dichtheid (ind/m²) , per soort en deelgebied (se = standaardfout van het gemiddelde) (data RIVO)

Deelgebied=	zrb		refzr		mond		zra		mv2		Totaal Gebied	
	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se
Oppervlakte=	181747584.36	162711778.46	2798	8210.63	223229421.77	88575125.55	684252120.76					
<i>Abra alba</i>	.62	.274	15	9.3	.016	.0143	27	12.5	2.2	1.08	1.3	4.1
<i>Acanthocardia echinata</i>	0	0	0	0	0	0	.0012	.00122	0	0	.0004	.00035
<i>Actinaria</i>	.076	.0193	.54	.290	.041	.0180	6	3.0	1.2	.53	2.2	.88
<i>Asterias rubens</i>	.45	.090	.08	.080	.081	.0207	.48	.182	.54	4.04	.37	.062
<i>Cancer pagurus</i>	0	0	.0010	.00100	0	0	0	0	0	0	.00024	.000207
<i>Carcinus maenas</i>	.012	.0043	.0009	.00086	.92	.271	.39	.154	.038	.0173	.17	.050
<i>Cerastoderma edule</i>	.007	.0044	0	0	4.5	2.16	.0020	.00146	0	0	.18	.162
<i>Chamelea gallina</i>	.0029	.00290	0	0	0	0	0	0	.021	.0100	.0035	.00178
<i>Corystes cassivelaunus</i>	.0008	.00075	0	0	0	0	.0019	.00146	.04	.035	.005	.0056
<i>Crassostrea gigas</i>	0	0	0	0	0	0	0	.052	0	0	.019	.0149
<i>Crepidula fornicata</i>	0	0	0	0	0	0	.20	.198	0	0	0	.057
<i>Diogenes pugilator</i>	.75	.135	.52	.124	.10	.054	.50	.155	1.54	.281	.69	.078
<i>Donax vittatus</i>	1.4	.37	.052	.0257	0	0	.33	.101	.18	.077	.51	.101
<i>Ensis</i>	.88	18.0	42	16.2	4.0	1.90	90	31	25	6.4	65	10.7
<i>Fabulina fabula</i>	.55	.201	.38	.267	.0016	.00160	.27	.090	1.9	.44	.58	.109
<i>Liocarcinus arcuatus</i>	.011	.0105	.15	.114	0	0	.31	.185	.013	.0070	.14	.058
<i>Liocarcinus depurator</i>	0	0	0	0	0	0	.0013	.00133	0	0	.0004	.00038
<i>Liocarcinus holsatus</i>	.40	.053	.19	.039	.08	.037	.35	.051	.33	.069	.311	.0246
<i>Lunatia alderi</i>	.38	.124	.30	.176	0	0	.53	.255	.38	.121	.39	.090
<i>Lunatia catena</i>	.012	.0122	.011	.0077	0	0	0	0	0	0	.006	.0035
<i>Lutraria lutraria</i>	.007	.0031	0	0	0	0	.016	.0079	.014	.0080	.0091	.00272
<i>Macoma balthica</i>	.60	.263	.005	.0054	2.3	.83	.33	.215	.006	.0063	.36	.111
<i>Macropodia</i>	0	0	.018	.0120	0	0	.0006	.00061	.0008	.00079	.0045	.00251
<i>Maetra corallina</i>	.0024	.00140	0	0	0	0	0	0	0	0	.0006	.00036
<i>Mya arenaria</i>	.004	.0032	0	0	1.70	.76	.9	.39	0	0	7	5.8
<i>Mytilus edulis</i>	0	0	.015	.0135	.016	.0075	0	0	0	0	.0041	.00285
<i>Nassarius reticulatus</i>	.74	.258	4.5	1.62	0	0	1.9	1.14	2.1	.58	2.2	.49
<i>Ophiura alba</i>	4.7	1.48	1.6	.94	.012	.0070	2.5	1.28	2.7	.85	2.8	.58
<i>Ophiura ophiura</i>	.22	.048	.33	.118	.016	.0133	.86	.272	.71	.127	.51	.086
<i>Pagurus bernhardus</i>	.13	.036	.12	.042	.010	.0039	.061	.0177	.16	.031	.103	.0146
<i>Petricola pholadiformis</i>	0	0	0	0	0	0	.30	.175	.018	.0160	.10	.051
<i>Phaxas pellucidus</i>	0	0	0	0	.0018	.00180	0	0	0	0	.00007	.000131
<i>Pisidia longicornis</i>	.0017	.00172	.15	.109	0	0	.12	.059	0	0	.074	.0284
<i>Portunus latipes</i>	.0037	.00190	.025	.0087	.005	.0035	.11	.083	.004	.0039	.045	.0239
<i>Psammechinus miliaris</i>	0	0	0	0	0	0	.0006	.00061	.0008	.00079	.00030	.000216
<i>Scrobicularia plana</i>	0	0	0	0	.09	.059	0	0	0	0	.004	.0043
<i>Spisula elliptica</i>	0	0	.013	.0131	0	0	.0029	.00286	.0013	.00092	.0042	.00285
<i>Spisula solida</i>	.019	.0122	.045	.0199	0	0	.0022	.00174	.0007	.00066	.017	.0052
<i>Spisula subtruncata</i>	.112	.0287	.038	.0219	.10	.049	.20	.088	.25	.059	.140	.0287
<i>Tellina tenuis</i>	.029	.0188	.020	.0092	0	0	.22	.118	.007	.0036	.09	.034
<i>Thia scutellata</i>	.068	.0176	.036	.0106	0	0	.05	.040	.055	.0288	.051	.0134
<i>Venerupis senegalensis</i>	.0011	.00108	.005	.0054	0	0	.18	.078	0	0	.062	.0227

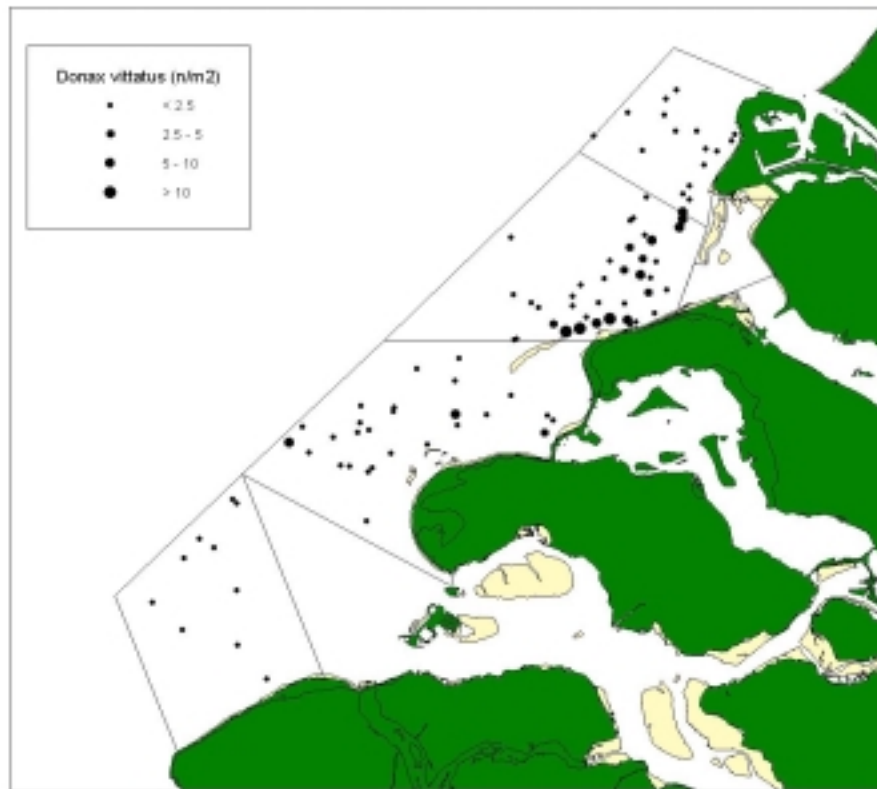
Tabel 5. Gemiddelde biomassa (gram versgewicht/m²) , per soort en deelgebied (se = standaardfout van het gemiddelde) (data RIVO)



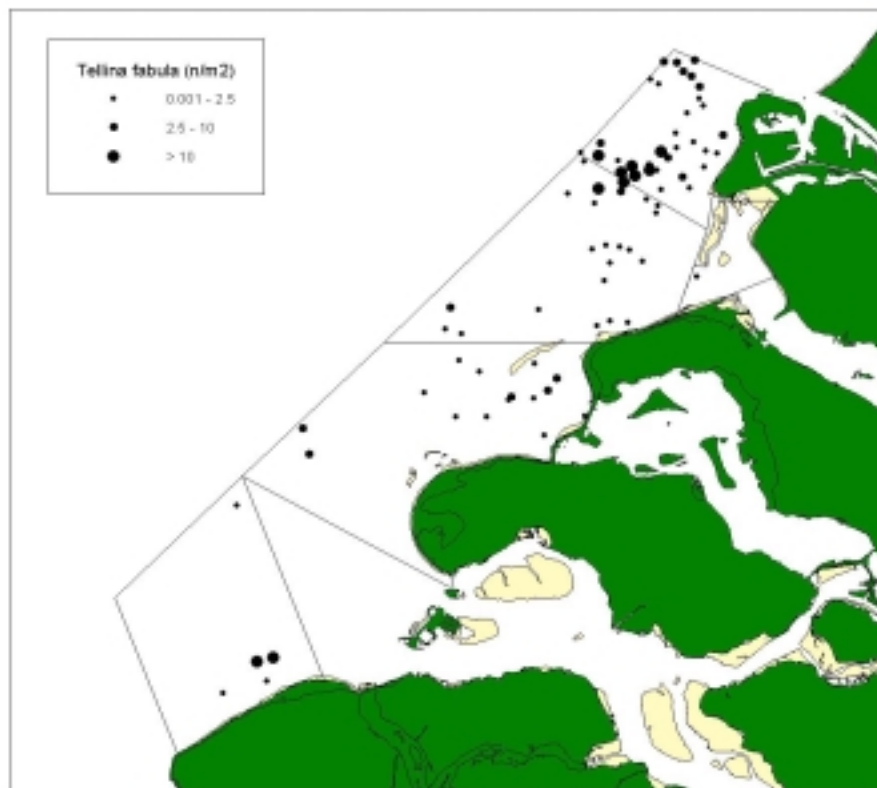
Figuur 20. Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van de witte dunschaal, *Abra alba* (data RIVO)



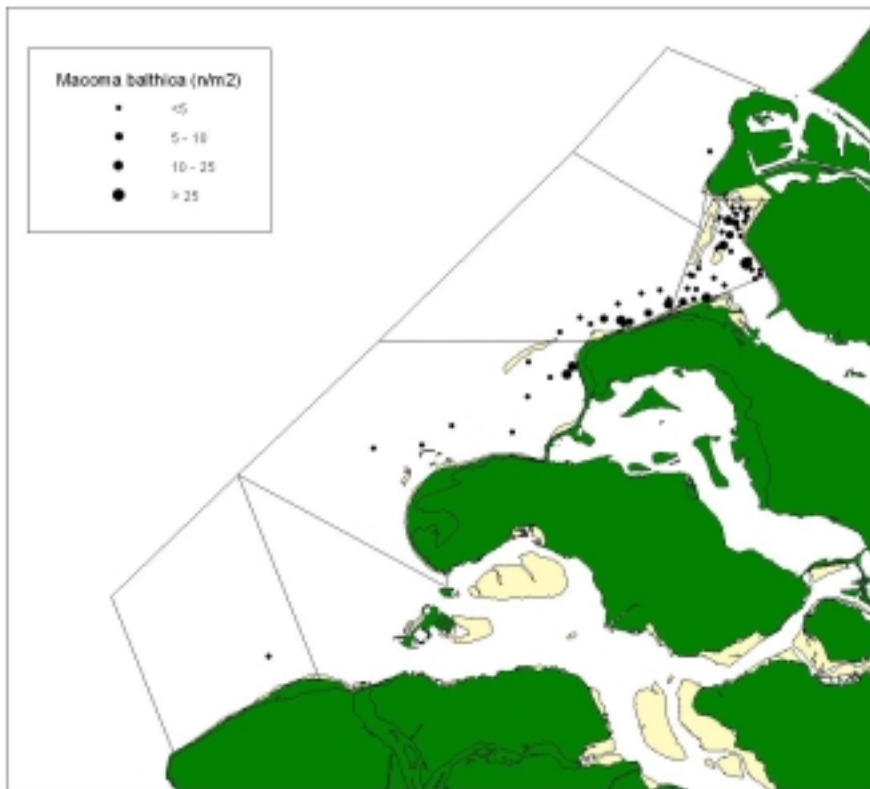
Figuur 21. Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van de kokkel, *Cerastoderma edule* (data RIVO)



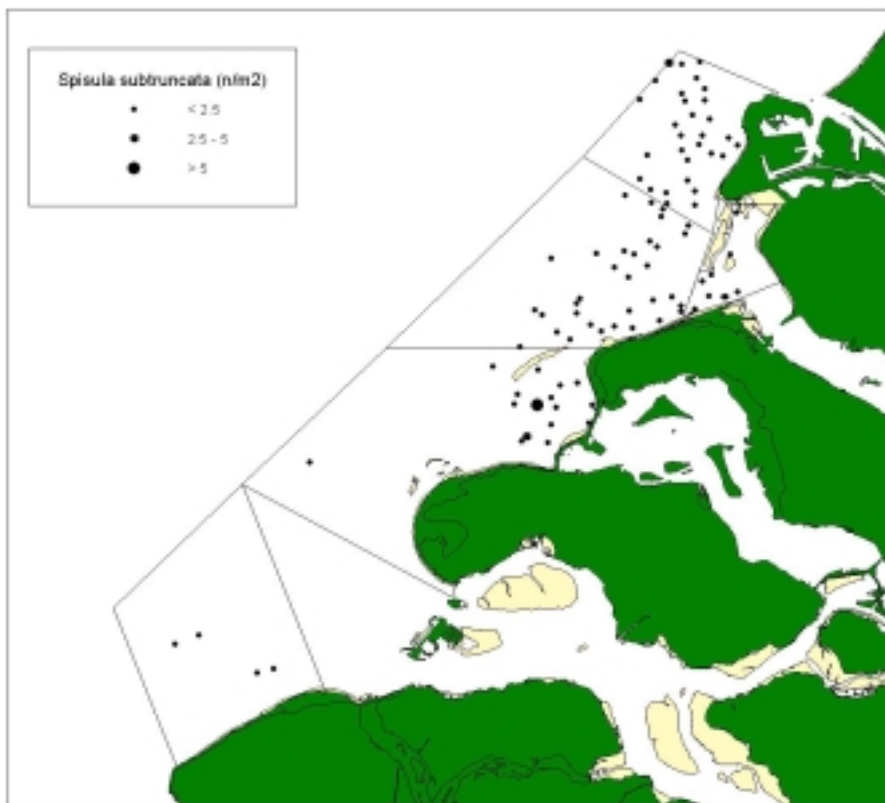
Figuur 22. Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van het zaagje, *Donax vittatus* (data RIVO)



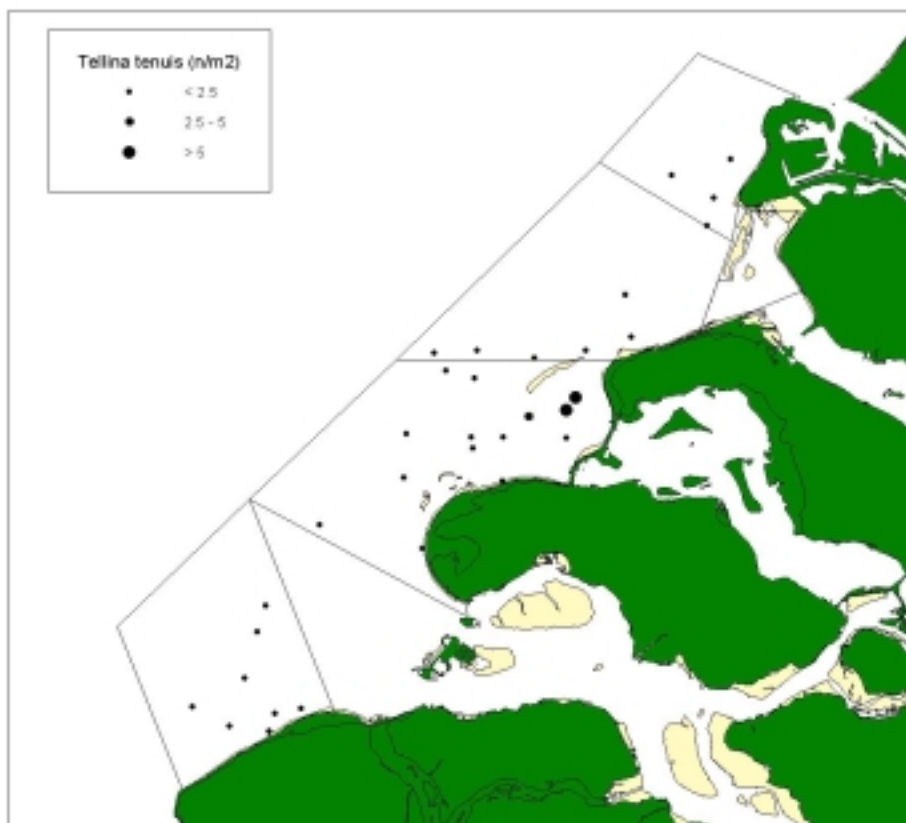
Figuur 23. Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van de rechtsgestreepte platschelp, *Tellina fabula* (data RIVO)



Figuur 24. Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van het nonnetje, *Macoma balthica* (data RIVO)



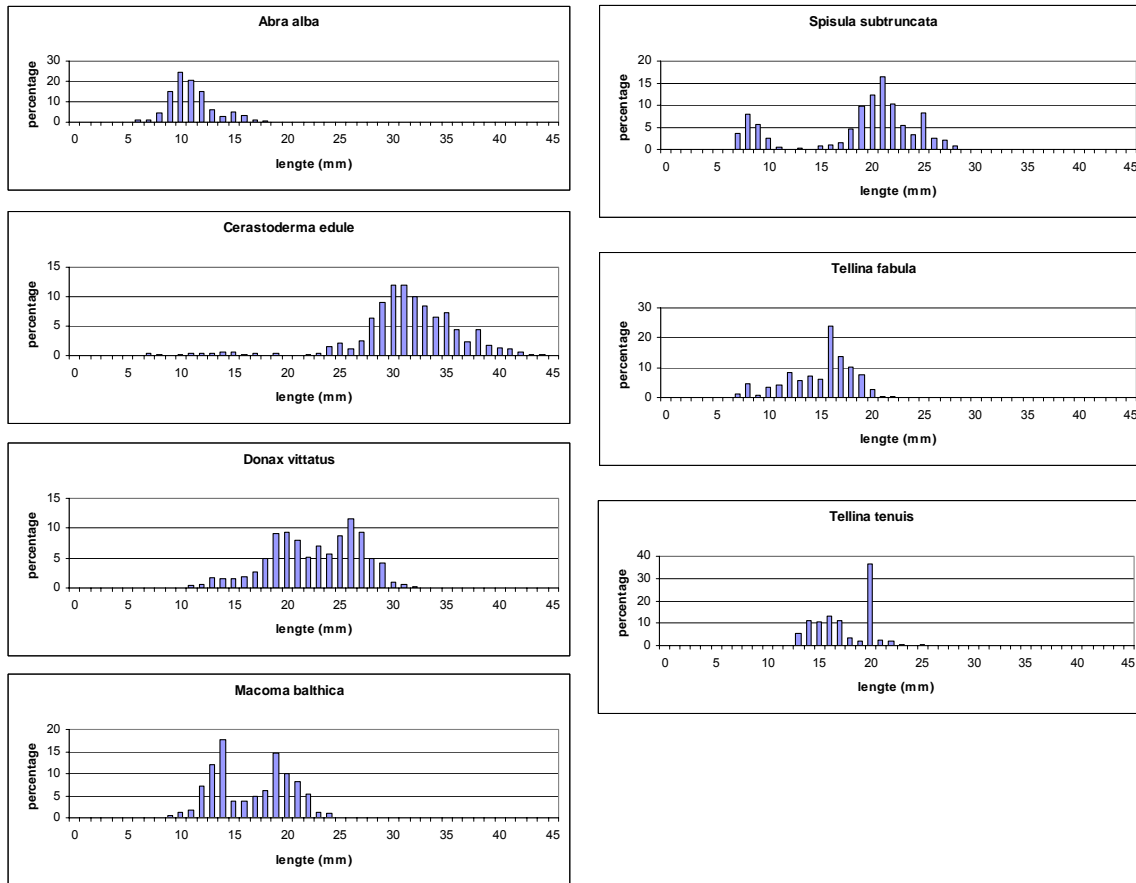
Figuur 25. Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van de halfgeknotte strandschelp, *Spisula subtruncata* (data RIVO)



Figuur 26. Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van de tere plaatschelp, *Tellina tenuis* (data RIVO)

	n	gemiddelde	mediaan	sd
<i>Cerastoderma edule</i>	392	31.22	30.87	22.40
<i>Donax vittatus</i>	993	22.62	22.44	16.27
<i>Tellina fabula</i>	265	15.04	15.35	10.86
<i>Abra alba</i>	597	11.06	11.20	7.96
<i>Macoma balthica</i>	494	16.68	16.36	12.05
<i>Spisula subtruncata</i>	431	18.70	19.92	13.84
<i>Tellina tenuis</i>	55	17.55	19.55	12.55

Tabel 6. Aantal metingen (n), gemiddelde lengte, mediane lengte en standaarddeviatie (in mm) van tweekleppigen die op meer dan 20 locaties aangetroffen zijn (data RIVO)



Figuur 27. Lengte-frekwentiedistributie van een aantal schelpdieren over het hele onderzoeksgebied (data RIVO)

3.5. Evaluatie veldwerk 2004

3.5.1. Bemonstering

Door de slechte weersomstandigheden (met name krachtige wind) is de periode waarover de monsters genomen zijn (1 oktober 2004 t/m 2 december 2004) langer dan oorspronkelijk gepland.

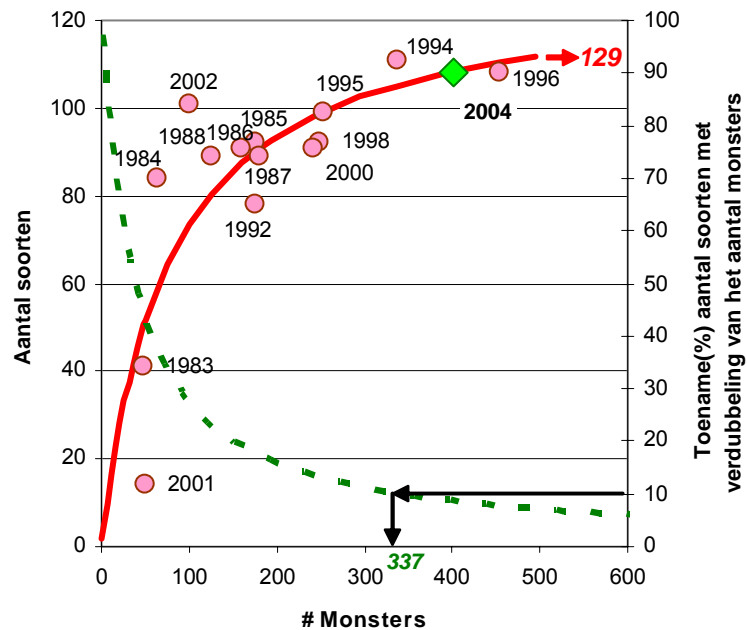
Tweeëntwintig stations zijn op een andere positie bemonsterd dan gepland. De reden hiervoor is in de meeste gevallen omdat deze locaties te ondiep lagen om bemonsterd te kunnen worden.

Op 18 locaties na, waar het restmonster meer dan 2 liter gruis bevatte, waren de monsters in hun geheel, deel 1 (drie cores) en deel 2 (rest monster), geteld. Het gebruik van de cores (subsampling) heeft dus relatief weinig uitzoektijd bespaard. Omgekeerd kostte de subsampling aan boord veel tijd. Er zou dus overwogen kunnen worden om bij de volgende campagne (najaar 2005) af te zien van subsampling.

3.5.2. Aantal soorten bodemdieren versus bemonsteringsinspanning

In totaal zijn er 108 tot het soortenniveau geïdentificeerde taxonomische eenheden aangetroffen in de 402 monsters genomen over het hele studiegebied. Dit aantal is vergeleken

met de aantallen gevonden in vorige studies en opgenomen in de BIS database¹ (projecten BELVOOR, BOVO, SLUFTER, MVII). Daarvoor is een 'species area curve' (aantal soorten als functie van het aantal monsters) berekend op basis van de vorige studies (Figuur 28).

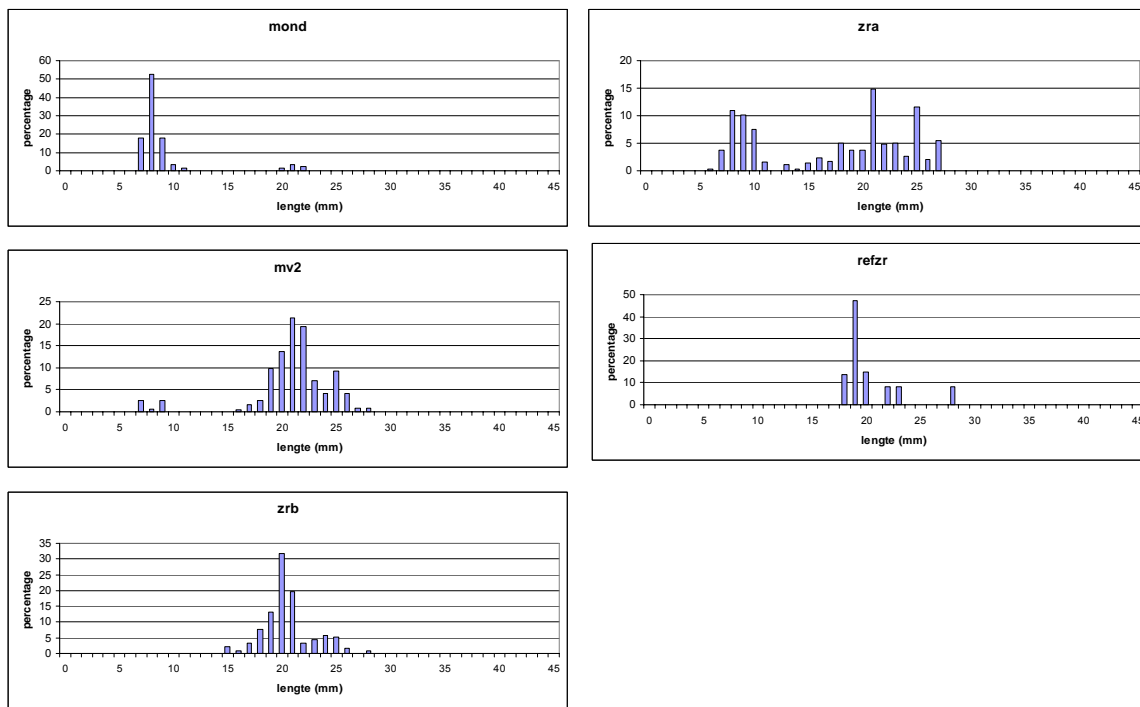


Figuur 28. Species area curve (ononderbroken lijn) berekend op basis van vroegere studies (jaartalen op grafiek). De asymptootwaarde van de verzadigingskromme is aangegeven op de grafiek (rode pijl). Aantal soorten gevonden in de huidige studie (groene ruit). Toename van het aantal gevonden soorten voor een verdubbeling van het aantal monsters (gebroken lijn). Indicatie van het aantal monsters (337) waarvoor een verdubbeling van de bemonsteringsintensiteit tot slechts een 10% toename van het aantal soorten leidt.

De beste fit wordt verkregen voor een verzadigingskromme met een asymptoot gelijk aan 129 soorten en een halfverzadiging (aantal monsters waarvoor 50% van alle soorten gevonden is) die bereikt is voor 75 monsters. Met de huidige monitoringopzet zijn dus meer 80% van alle soorten aanwezig in het studiegebied getroffen.

Op basis van deze verzadigingskromme is de toename in het aantal gevonden soorten bij een verdubbeling van de bemonsteringsinspanning berekend als functie van het aantal monsters (Figuur 28). Als vuistregel in monitoringonderzoek geldt dat een optimale bemonsteringsinspanning is bereikt wanneer de verbetering van de geschatte waarde die opgeleverd wordt door een verdubbeling van het aantal monsters niet groter is dan 10%' (Davies, 2001). In het huidige geval zou de optimale bemonsteringsinspanning bereikt moeten worden voor 337 monsters verspreid over het studiegebied. Rekening houdend met de onzekerheidsmarge rond deze getallen kunnen wij de huidige bemonsteringsinspanning (402) beschouwen als optimaal voor de schatting van de soortenrijkdom.

¹ BIS (Benthos Informatie systeem) is een relationele database systeem dat ontwikkeld is op het CEME (Monitoring Takgroep). Alle gegevens (>500,000 records) uit de monitoringprojecten uitgevoerd op het NIOO (b.v. BIOMON) zijn verzameld in dit systeem. Een strak kwaliteitsborgingprotocol houdt de database up-to-date en garandeert de betrouwbaarheid van de opgeslagen (maar continu gecheckt) gegevens



Figuur 29. Lengte-frekwentiedistributies van de halfgeknotte strandschelp, *Spisula subtruncata*, in de vijf deelgebieden (data RIVO)

3.5.3. Vergelijking box-corer – bodemschaaf

Elf van de soorten die met de bodemschaaf gevonden is, zijn niet met de box-corer gevonden. Het aantal stations waarop een soort in een monster met de box-corer gevonden is, is logischerwijze (gezien de veel kleinere bemonsterde oppervlakte) veel kleiner dan het aantal stations waarop een soort met de bodemschaaf is aangetroffen (tabel 4).

Met behulp van de Kolmogorov-Smirnov two-sample test (analyse met alle 402 monsterpunten) is nagegaan of er een verschil bleek te zijn tussen de dichtheden van de twee datasets. Dat bleek voor 13 soorten het geval. Voor de volgende epibenthische soorten werden significant hogere dichtheden gevonden met de bodemschaaf: de gewone zeester (*Asterias rubens*), de gewone strandkrab (*Carcinus maenas*), fuikhorens¹ (Nassariidae) en de kleine slangster (*Ophiura albida*) (zie Tabel 4 voor de dichtheden). Voor een andere slangster (de gewone slangster, *Ophiura ophiura*) en de breedpootkrab (*Portunus latipes*) werden hogere dichtheden bgevonden met de box-corer dan met de bodemschaaf. Uit een analyse per deelgebied blijkt dat deze verschillen zich niet in ieder deelgebied voordoen, en dat in het aantal gevallen de hoogste dichtheden in het ene gebied gevonden zijn met de bodemschaaf, in het andere gebied met de box-corer.

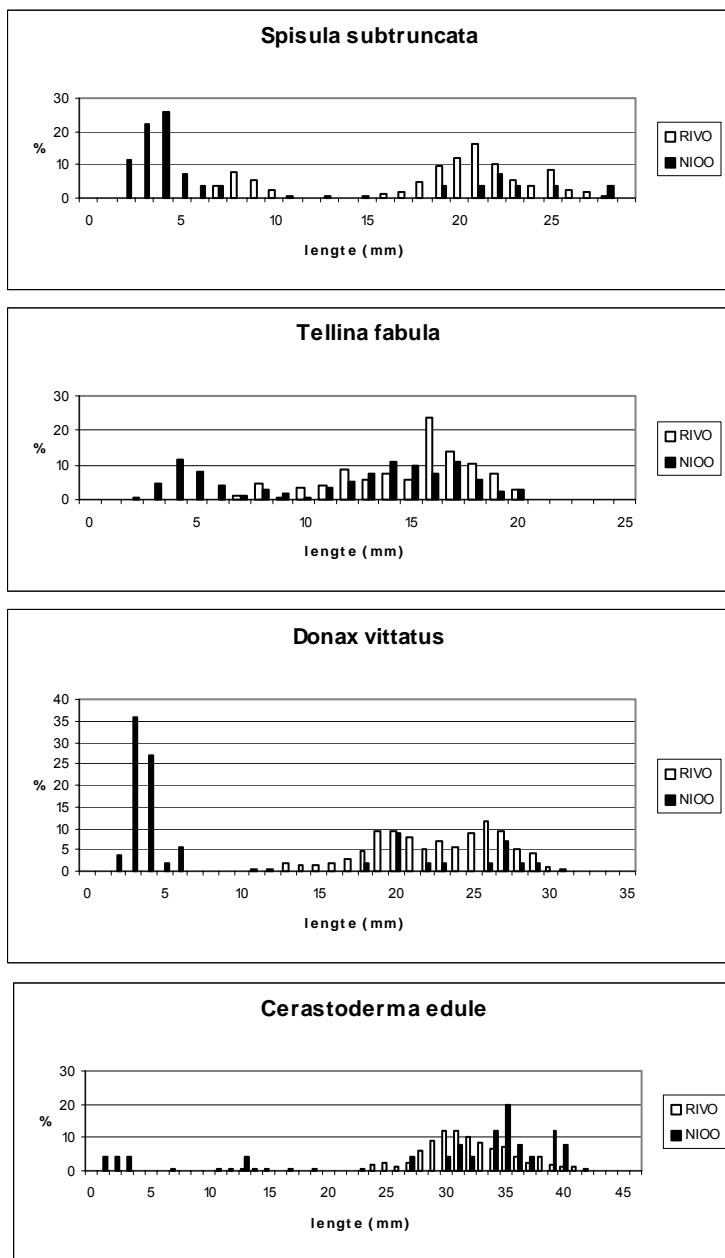
Voor vier soorten (kokkels, halfgeknotte strandschelp, rechtsgestreepte platschelp en zaagje) zijn de lengte-frekwentiedistributies verkregen met bodemschaaf en box-corer vergeleken (Figuur 30). Het is duidelijk dat de bodemschaaf (met een maaswijdte van 5mm) de nieuwe broedval mist. Voor de grotere individuen, met een lagere dichtheid, lijken het aantal in de box-corers gevonden exemplaren te laag om een goed beeld van de populatie-opbouw te krijgen. Voor het zaagje (*Donax vittatus*), de halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*) en de

¹ Volgens Dekker (2004) zouden in de Nederlandse wateren twee soorten fuikhorens voorkomen: *Nassarius reticulatus* en *Nassarius nitidus*. Maar het is onduidelijk of het daadwerkelijk om twee soorten gaat. In Spanje komt *N. nitidus* enkel in baaien voor (Rolán, pers. comm.) Op basis van de beschrijvingen van Dekker heeft het NIOO een (voorlopig) onderscheid gemaakt. Voor de vergelijking van beide datasets zijn beide soorten echter samengevoegd.

kokkel (*Cerastoderma edule*) zijn respectievelijk slechts 15, 7 en 21 individuen gevonden boven de 1 cm.

soort	bodemschaaf	box-corer
<i>Abra alba</i>	83	49
<i>Tellina tenuis</i>	33	12
<i>Asterias rubens</i>	181	4
<i>Cancer pagurus</i>	1	0
<i>Carcinus maenas</i>	94	4
<i>Cerastoderma edule</i>	40	9
<i>Chamelea gallina</i>	11	0
<i>Corystes cassivelaunus</i>	5	0
<i>Donax vittatus</i>	92	27
<i>Ensis</i>	291	189
<i>Lunatia catena</i>	3	0
<i>Tellina fabula</i>	77	59
Nassaridae	160	25
<i>Liocarcinus arcuatus</i>	27	1
<i>Liocarcinus depurator</i>	1	0
<i>Liocarcinus holsatus</i>	253	2
<i>Lunatia alderi</i>	82	20
<i>Lutraria lutraria</i>	18	0
<i>Macoma balthica</i>	57	35
<i>Mactra stultorum</i>	3	0
<i>Mya arenaria</i>	54	36
<i>Mytilus edulis</i>	8	10
<i>Ophiura albida</i>	123	18
<i>Ophiura ophiura</i>	165	10
Paguridae	252	29
<i>Petricola pholadiformis</i>	8	7
<i>Phaxas pellucidus</i>	1	0
<i>Portumnus latipes</i>	42	1
<i>Psammechinus miliaris</i>	2	0
<i>Scrobicularia plana</i>	5	7
<i>Spisula elliptica</i>	4	0
<i>Spisula solida</i>	18	0
<i>Spisula subtruncata</i>	92	19
<i>Thia scutellata</i>	59	13
<i>Venerupis senegalensis</i>	9	3

Tabel 7. Aantal lokaties waarop genoemde soorten met de box-corer en de bodemschaaf aangetroffen zijn



Figuur 30. Lengte-frekwentiedistributies van de halfgeknotte strandschelp (*S. subtruncata*), de rechtsgestreepte platschelp (*T. fabula*), het zaagje (*D. vittatus*) en de kokkel (*C. edule*) gebaseerd op monsters genomen met box-corer (NIOO) en bodemschaaf (RIVO).

3.5.4. Ruimtelijke patronen in habitat en bodemdieren

In het werkplan hebben we aangegeven dat we nauwkeuriger voorspellingen van de effecten van een zeereservaat verwachten op basis van habitatmodellering. Als een eerste stap naar het ontrafelen van de relatie tussen bodemdieren en habitat, zijn de ruimtelijke patronen in diversiteit en biomassa vergeleken met die van diepte en mediaan. Daarvoor zijn de twee omgevingsfactoren ingedeeld in klassen vereist voor het toepassen van ANOVA's. De klassengrenzen zijn gekozen *ad hoc* zodat ongeveer hetzelfde aantal observaties (monster) aanwezig is binnen elke klasse (80 in diepteklassen, 100 in sedimentklassen).

Diepte code	Min depth	Max depth	Mediaan code	Min Med.	Max Med.
1	0	2.5	1	0	1.75
2	2.5	5	2	1.75	2
3	5	10	3	2	2.25
4	10	15	4	2.25	5
5	15	30			

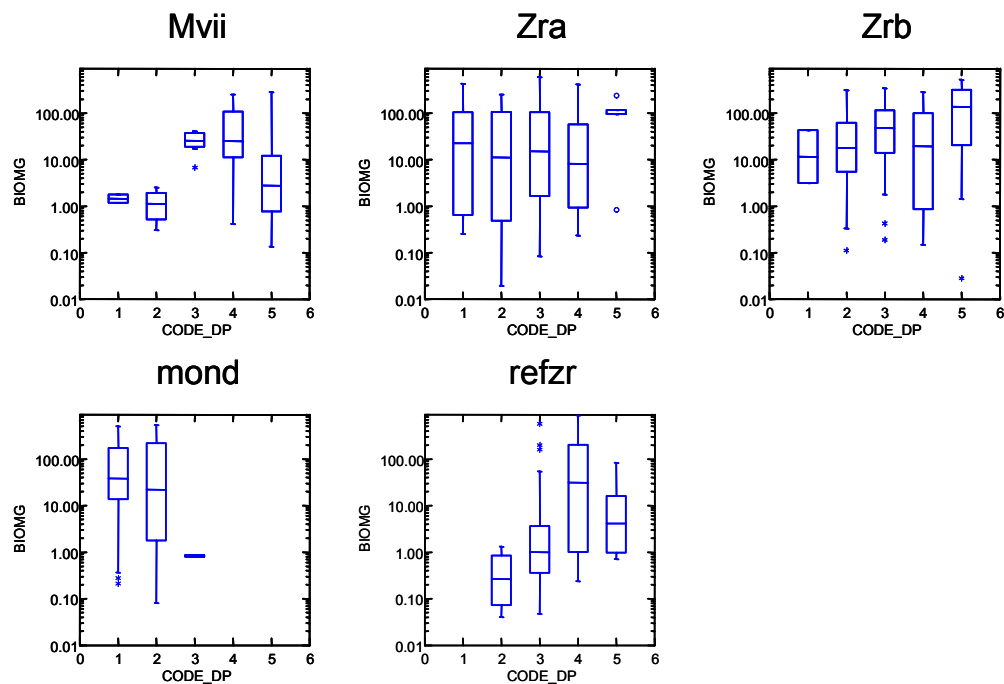
Tabel 8. Diepte en Mediaan klassengrenzen gebruikt voor het typeren van de monsterlocaties

Afhankelijk van het deelgebied toont de totale bodemdierenbiomassa een variabele verhouding ten opzicht van de diepte en de mediaan zoals weergegeven in Figuur 31 en Figuur 32. ANOVA's detecteren inderdaad significante afwijkingen ten opzicht van homogene distributie van de biomassa's onder de deelgebieden (Zone effect, $p < 0.001$) en langs de diepte- en sedimentgradiënten tussen elk deelgebied (zone x diepte en zone x mediaan interactietermen, $p < 0.001$).

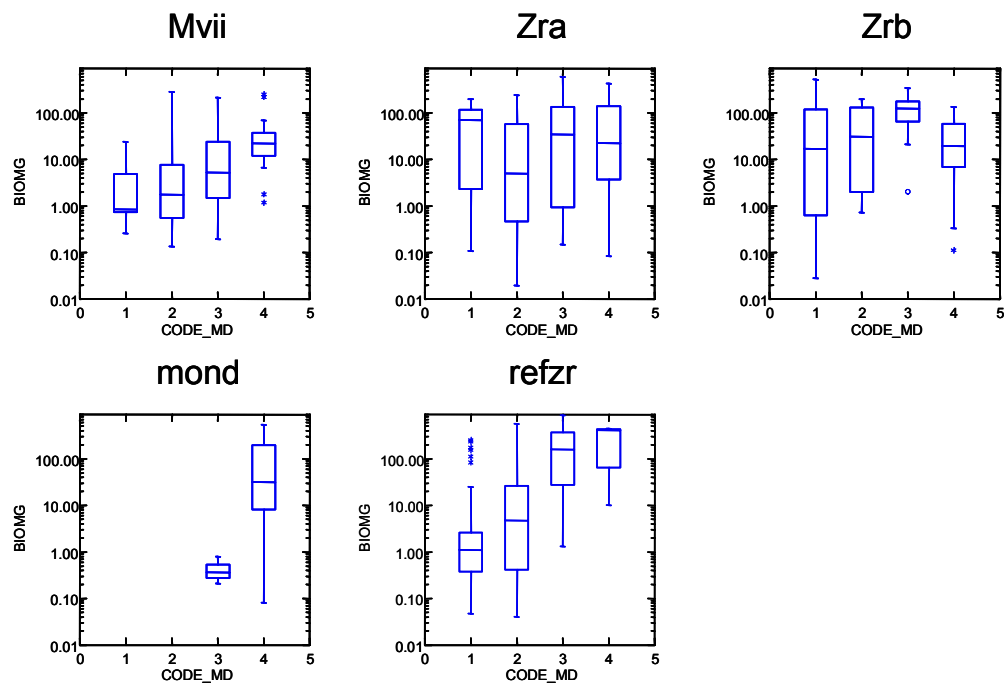
De biomassatoename met toenemende diepte en mediaan in gebieden MVII, RefZr en in mindere mate Zrb vormt het dominante patroon waargenomen voor de totale biomassa aan bodemdieren.

Zoals de totale biomassa toont het aantal soorten een variabele verhouding ten opzicht van de diepte en sediment mediaan afhankelijk van de deelgebieden (Figuur 33, Figuur 34). De relatie tussen het aantal soorten en de zone en diepte is minder duidelijk dan voor de biomassa maar toch significant (zone effect, $p < 0.01$, zone x diepte, $p < 0.05$). Het aantal soorten laat hogere waarden zien op tussenliggende diepten in gebieden MVII en Zrb. Bij toenemende diepte neemt het aantal soorten toe in Refzr en licht af in Zra.

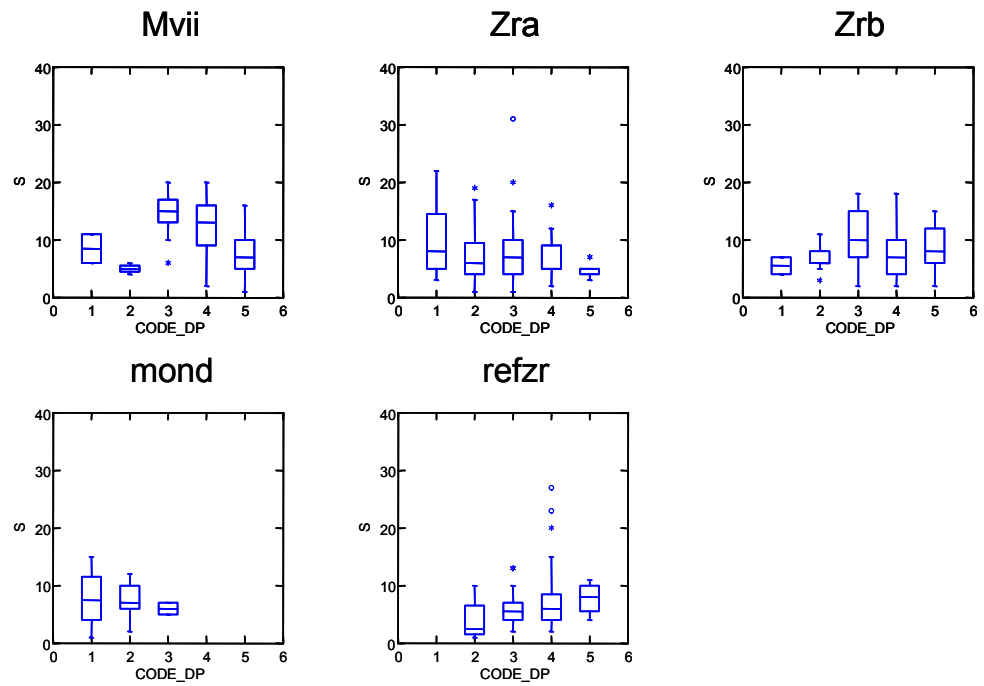
De relatie tussen het aantal soorten en de sediment mediaan lijkt sterker te zijn dan met de diepte (Figuur 34). De zone waarvan de monsters komen, heeft geen direct effect op het aantal getroffen soorten (ANOVA, $p > 0.05$). In tegendeel, is de relatie tussen de sediment mediaan en het aantal soorten hoog significant ($p < 0.001$) maar ook licht beïnvloed door de geografische zone (zone x mediaan interactie term, $p < 0.05$). Binnen elk deelgebied neemt het aantal soorten in verschillende maten met de mediaan (voor fijner sediment) toe.



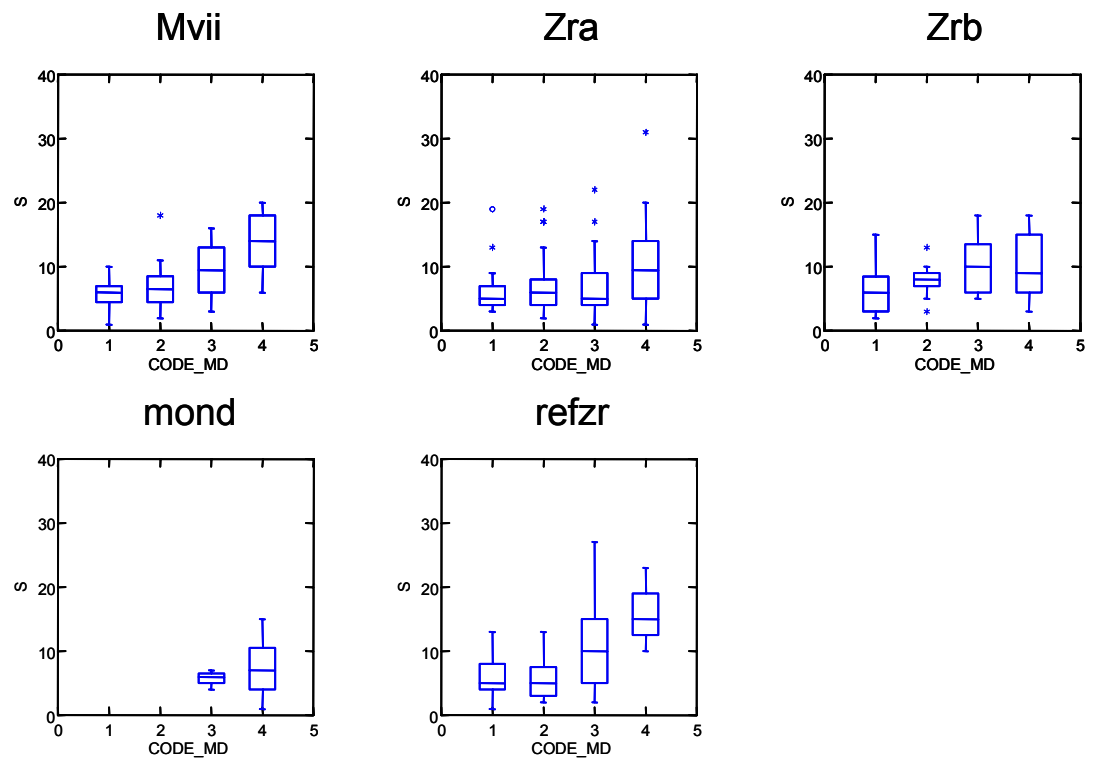
Figuur 31. Box-plots voor de totale bodemdieren biomassa als functie van de diepte (code van klassen in Tabel 8) in de verschillende deelgebieden



Figuur 32.-Box plots voor de totale bodemdieren biomassa als functie van de sediment mediaan (code van klassen in Tabel 8) in de verschillende deelgebieden



Figuur 33.-Box plots voor het aantal soorten bodemdieren als functie van de diepte (code van klassen in Tabel 8) in de verschillende deelgebieden



Figuur 34.-Box plots voor het aantal soorten bodemdieren als functie van de sediment mediaan (code van klassen in Tabel 8) in de verschillende deelgebieden

Descriptor / Gebied	Aantal monsters	Gemiddelde	Stand. fout	% verschil
Biomassa / MVII	81	28858	6336	10
Biomassa / Refzr	78	65115	16990	16
Biomassa / Mond	51	112616	22386	12
Biomassa / Zra	98	73069	11262	12
Biomassa / Zrb	93	82687	11466	10
Soortenrijk. / MVII	81	12.00	0.68	22
Soortenrijk. / Refzr	76	8.26	0.70	33
Soortenrijk. / Mond	51	8.90	0.68	30
Soortenrijk. / Zra	97	9.65	0.68	28
Soortenrijk. / Zrb	93	10.41	0.54	20

Tabel 9. Overzicht van de gemiddeldes en geassocieerde standaardfouten voor de macrofauna biomassa (mg ADW m⁻²) en aantal soorten in de drie verschillende zoekgebieden. Kleinste verschil (percentage van gemiddelde) met 95% betrouwbaarheid dat meetbaar zou moeten zijn met een 80% detectiekans (data NIOO).

3.5.5. Onderscheidingsvermogen

3.5.5.1. Biomassa en diversiteit van de bodemfauna

Voor elk deelgebied zijn de gemiddelde biomassa en soortenrijkdom (met standaardfout) en het kleinste te detecteren verschil berekend bij een onderscheidingsvermogen van 80% en een betrouwbaarheidsinterval van 90% (Tabel 9). De onderscheidingsvermogens liggen tussen 10% en 33%. In de voorstudie gebruikt voor het vaststellen van het huidige bemonsteringsplan (Asjes, 2004) kwam uit dat ca 100 monsters per gebieden vereist waren om onderscheidingsvermogens van 10 en 20% te bereiken voor de biomassa en het aantal soorten respectievelijk.

3.5.5.2. Bodemdieren van speciaal belang

Tabel 10 geeft voor een aantal bodemdieren het aantal monsterpunten nodig per deelgebied om een verschil van 5% tussen twee opnames te kunnen detecteren met een onderscheidingsvermogen van 80% en een betrouwbaarheidsinterval van 95%.

grootheid	species	deelgebied	n	d
dichtheid	C. edule	zra	3243	29
		zrb	225844	252
		mond	72222	194
	S. subtruncata	zra	117803	176
		zrb	37534	103
		refzr	159233	231
		mv2	27728	95
		mond	75263	198
	D. vittatus	zra	56999	122
		zrb	39925	106
		refzr	117104	198
		mv2	91104	172
	M. balthica	zra	258286	261
		zrb	109827	176
		refzr	559189	433
		mv2	548884	421
		mond	40821	146
	A. alba	zra	130420	185
		zrb	111639	177
		refzr	184287	249
mv2		119979	197	
mond		250391	361	
O. albida	zra	159512	205	
	zrb	56680	126	
	refzr	165473	236	
	mv2	49341	126	
	mond	106665	236	
N. reticulatus	zra	219056	240	
	zrb	69483	140	
	refzr	62132	144	
	mv2	37977	111	
biomassa	C. edule	mond	125051	181

Tabel 10. Minimaal aantal monsterpunten (n) ($\alpha = 0.05 = \beta$) en kleinste te detecteren verschil (d) als percentage van het gemiddelde ($\alpha = 0.05$; $\beta = 0.20$) (t-toets) bepaald op basis van de gegevens uit bodemschaaf (data RIVO).

4. Discussie

4.1. Omgevingsvariabelen en habitatbenadering

De diepte en de korrelgrootte, eerder beschreven als verklarende omgevingsfactoren voor de bodemdieren (Craeymeersch et al., 1990) waren, samen met de stroomsnelheid, met succes gebruikt door Ysebaert et al. (2003) in een habitatmodelbenadering. Een fractie van de variatie in de sedimentaire eigenschappen bleek in de huidige studie verklaard te kunnen worden door de diepte (Figuur 7). Aannemelijk is dat een belangrijk deel van de overblijvende fractie van deze variatie te verklaren valt met de hydrodynamica. Daarvoor is het meenemen van gegevens over de hydrodynamica in de studiegebieden vereist voor de huidige habitatbenadering. Zonder gedetailleerde gegevens over de stroomsnelheden en bodemschuifspanning, informatie die – zoals in het werkplan al aangegeven – uit andere percelen moet komen, is geen afdoende habitatmodellering mogelijk.

4.2. Biomassa en diversiteit van de bodemfauna

Dat niet alle bodemdieren overal in de Voordelta voorkomen, en zeker niet met dezelfde dichtheid en biomassa is bekend, net zoals de relatie met diepte en sedimentmarakteristieken (zie o.a. Craeymeersch et al 1990, Hamerlynck & Craeymeersch, 1990). Dat blijkt ook uit de huidige, eerste analyses. Ruimtelijke patronen in de bodemdieren biomassa en soortenrijkdom blijken significant verbonden te zijn met de geografie en/of diepte en/of sediment samenstelling van de monsterlocaties. Het verder karakteriseren en (wiskundig) formuleren van deze verbanden aangevuld met nog niet beschikbare gegevens (hydrodynamica) zal een belangrijke doelstelling zijn voor de volgende/finale rapportage voor de Evaluatieprogramma Maasvlakte 2

De 'species area curve' opgebouwd op basis van archiefgegevens laat het toe de huidige bemonsteringsstrategie te karakteriseren als een optimale inspanning voor een representatieve schatting van de diversiteit.

Het onderscheidingsvermogen bereikt met de gegevens uit het najaar 2004 ten aanzien van de totale biomassa en soortenrijkdom van de bodemdieren komt globaal gezien overeen met de doelstellingen vastgelegd in de voorstudie als deel van de offerte (Asjes et al., 2004).

Voor het bepalen van diversiteit en totale biomassa wordt dan ook de in het werkplan beoogde doel bereikt met de gekozen inspanning.

4.3. Bodemdieren van speciaal belang

Door de grote bemonsteringsoppervlakte wordt met een bodemschaaf een goed beeld verkregen over de verspreiding van een aantal epibenthische en endobenthische invertebraten. De grote bemonsteringsoppervlakte resulteert ook in hoge aantallen lengtebepalingen, waardoor een goed beeld van de populatie-opbouw verkregen wordt, zij het met uitzondering van de recentste broedval.

De lengtes van alle tweekleppigen, met uitzondering van de soorten die veelal dieper in het sediment voorkomen en daarom met de bodemschaaf niet goed bemonsterd worden, zijn bepaald. Deze metingen kunnen de basis vormen om veranderingen in de maximale lengte (en leeftijd), na het instellen van het zeereservaat, te volgen. Het is daardoor ook mogelijk om voor specifieke lengteklassen berekeningen uit te voeren, wat met name voor lot 4 (vogels) van belang is.

In vergelijking met vroegere studies zijn de gevonden dichtheden echter laag. Het bestand aan halfgeknotte strandschelpen bijvoorbeeld is momenteel het laagste gemeten in de laatste tien jaar (Craeymeersch & Perdon 2004). Ook kokkels en nonnetjes komen in het mondingsgebied

van de Haringvliet dikwijls in hogere dichtheden voor (Craeymeersch 1999; Craeymeersch & Hummel, 2004). Enkel mesheften komen nu in hogere dichtheden voor dan in het verleden (Craeymeersch & Perdon, 2004).

De lagere dichtheden van de belangrijkste schelpdieren (zaagje, halfgeknotte strandschelp, mesheften) zoals bepaald uit de bodemschaafmonsters in vergelijking met de box-corermonsters zijn zeker voor een groot deel te wijten aan het verschil in maaswijdte (5mm versus 1mm). Daarnaast leven een aantal schelpdieren (mesheften bijvoorbeeld) over het algemeen te diep in het sediment, in verhouding tot de diepte waarop de bodemschaaf monstert (7 cm).

4.4. Evaluatie inventarisatie 2004

Om de periode waarover de bemonsteringen zullen gebeuren wat korter te maken, en in het geval van pech of storm, wat meer ruimte in de tijd te creëren voor uitloop, willen we de inventarisatie in 2005 een tweetal weken vroeger starten. Naar onze mening zal dat geen effect hebben op de data. Daarbij zullen dezelfde monsterpunten als in 2004 bemonsterd worden.

Het onderscheidingsvermogen berekend aan de hand van de afgelopen inventarisatie is met name voor individuele soorten lager dan op voorhand berekend. Zoals aangegeven door Asjes et al (2004) denken we dat een benadering via habitatmodellering daarvoor de oplossing zal bieden. Zoals eerder aangegeven, is het daarbij absoluut noodzakelijk over de juiste hydrodynamische variabelen te beschikken.

Het onderscheidingsvermogen voor individuele soorten is blijkbaar lager dan voor geaggregeerde data (diversiteit, totale biomassa). In ieder geval lijken de waardes voor het kleinste te detecteren verschil voor een aantal schelpdieren op basis van de bodemschaafgegevens (tabel x), nog groter dan berekend op basis van de gegevens uit de box-corers. Voor *Spisula subtruncata* lag de waarde van d, afhankelijk van het deelgebied, tussen 95 en 231 (tabel 4). Berekend op basis van de gegevens uit de box-corers wordt voor deze soort een waarde tussen 128 en 404 gevonden.

4.5 Conclusies

Het doel van deze baseline studie is het bepalen van de gemiddelde biomassa en diversiteit van de macrofauna, en het bepalen van het aantal soorten en individuen van een aantal specifieke in- en epibenthische soorten. Het gaat hem bij deze laatste om die soorten die een belangrijke prooi zijn voor vogels, en met name zee-eenden, en voor langlevende soorten waarvan verondersteld wordt dat die in een zeereservaat in hogere dichtheden zullen voorkomen en/of ouder (c.q. groter) kunnen worden. Welke soorten dit zijn, is op dit moment nog niet duidelijk. Deze baseline studie zal in ieder geval een lijst van potentiële soorten opleveren. Met betrekking tot het 'voedsel voor vogels'-item, zal in het komende jaar nader overleg zijn met Bureau Waardenburg (die het onderzoek naar vogels – lot 4 - uitvoeren) over een verdere analyse van deze soorten waarbij o.a. rekening gehouden zal worden met de dichtheid, de grootte van de voedselprooien, de grootte van het verspreidingsgebied, diepte en watertemperatuur.

Om in de toekomst het effect van het instellen van het zee-reservaat te kunnen evalueren, moeten de metingen voldoende nauwkeurig zijn. Bij de opzet van het programma is veel aandacht besteed aan het aantal monsters dat genomen moet worden om een bepaalde nauwkeurigheid te bereiken, en aan de kleinste verschillen die nog te detecteren zouden zijn bij een bepaald aantal monsterlocaties. Een nauwkeurigheid van 1-5% halen bij een BACI-opzet, bleek uit berekeningen op basis van vroegere inventarisaties in de Voordelta niet realistisch.

Daarom is een andere aanpak voorgesteld. We verwachten een meer betrouwbare en nauwkeurige voorspellingen van de effecten van een zeereservaat op basis van habitatmodellering. We zullen daarbij verschillende benaderingen volgen, modellen die RIVO, NIOO en collega's reeds gebruikt hebben of nu ontwikkelen: GLM, logistische regressies, artificial neural networks, GIS-mapping, HIS-modelling (Brinkman & Hermes 2003, Brinkman et al 2002, Dedecker et al 2004, Drumm et al 1999, Kater & Baars 2002, Steenbergen et al 2004, Ysebaert et al 2002, Rubec et al 1999).

Berekeningen op basis van de eerste inventarisatie in het kader van deze baseline studie wijzen voor meerdere parameters op een nog lager onderscheidingsvermogen dan geanticipeerd. En dus zal een beschrijving van de potentiële verspreiding van soorten en geaggregeerde variabelen (diversiteit, biomassa) – via habitat suitability models – een belangrijke poot zijn voor de voorspelling en evaluatie van de mogelijke effecten van het zeereservaat. Voor dergelijke voorspellingsmodellen moet goede ruimtelijke informatie over de omgevingsvariabelen voorhanden zijn. Monsters op een groot aantal verschillende locaties, met zeer veel verschillende combinaties van omgevingsvariabelen zijn noodzakelijk. De beschikbaarheid van voldoende gedetailleerde hydrodynamische gegevens (bodemschuifspanning, stroomsnelheden) zijn daarbij essentieel. Een belangrijk voordeel van een goed statistisch model zou zijn dat het ideaal geschikt is om de invloed van natuurlijke variabiliteit in de omgeving te scheiden van menselijke beïnvloeding (Ysebaert & Herman 2003).

4.6. Aanbevelingen voor volgende monstercampagne

De keuze van het totale onderzoeksgebied en de deelgebieden was enerzijds gebaseerd op de noodzaak om zowel het landaanwinningsgebied, het zeereservaat, het gebied rond het zeereservaat en referentiegebieden te omvatten, anderzijds op de bestaande kennis over de benthische levensgemeenschappen. Daarnaast is er rekening gehouden met het onderzoek naar vissen (lot 3) en vogels (lot 4).

De exacte ligging en omvang van het zeereservaat waren bij de aanvang van het onderzoek niet bekend. Dat is nog steeds zo, en we zien dan ook geen reden om op dit moment de keuze van het studiegebied, en met name de referentiegebieden, te wijzigen.

De evaluatie van de voorlopige resultaten voor MEP-MV2 rechtvaardigt de monitoringsopzet zoals uitgevoerd. De eerste resultaten ondersteunen de gemaakte keuzes als een optimaal compromis tussen bemonsteringsinspanning en statistische robuustheid.

5. Referenties

- Asjes J, Craeymeersch J, Escaravage J, Griff RE, Tulp I, Bult T, Villars N (2004). Strategy of approach for the baseline study Maasvlakte 2, Lot 2: benthic fauna and Lot 3: fish and fish larvae.
- Bergman MJN, van Santbrink JW (1994) A new benthos dredge ('triple-D') for quantitative sampling of infauna species of low abundance. *Netherlands Journal of Sea Research* 33:129-133
- Brinkman AG, Hermes Y (2003) 3.10a Habitatmodel benthische fauna. Rapport 03/0008295. Alterra, Wageningen, p 32
- Brinkman AG, Dankers N, van Stralen M (2002) An analysis of mussel bed habitats in the Dutch Wadden Sea. *Helgoland marine research* 56:59-75
- Cohen J (1969) *Statistical power analysis for the behavioral sciences*, Vol. Academic Press, London. 415 pp.
- 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, van der Land MA (1998) De schelpdierbestanden in de Voordelta 1993-1997 Rijksinstituut voor Visserijonderzoek RIVO-DLO. Rapport C056/98. 37 pp
- Craeymeersch JA, Hummel H (2004) Effectonderzoek kokkelvisserij Voordelta. Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek, IJmuiden. RIVO Rapport nr. C012/04. 26 pp.
- Craeymeersch JA, Perdon J (2004) De halfgeknotte strandschelp, *Spisula subtruncata*, in de Nederlandse kustwateren in 2004. Met een bijlage over de ontwikkeling van het bestand aan mesheften (*Ensis* sp.). Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek, IJmuiden. Rapport nr. C073/04. 27 pp.
- Craeymeersch JA, Hamerlynck O, Hostens K, Vanreusel A, Vincx M (1990) De ekologische ontwikkeling van de Voordelta. Deelrapport 1. De huidige ekologische situatie van de Voordelta. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek - Rijksuniversiteit Gent, Sectie Mariene Biologie. 92 pp
- Davies J (2001) Establishing monitoring programmes for marine features. In: Jon Davies (senior editor) JB, Martin Bradley, David Connor, Janet Khan, Eleanor Murray, William Sanderson, Caroline Turnbull and Malcolm Vincent (ed) *Marine Monitoring Handbook*. Joint Nature Conservation Committee, English Nature, Scottish Natural Heritage, Environment & Heritage Services (DoE NI), Countryside Council for Wales, Scottish Association for Marine Science, ISBN 1 86107 5243, p 27-56
- Dedecker A, Goethals P, Gabriels W, De Pauw N (2004). Optimisation of Artificial Neural Network (ANN) model design for prediction of macroinvertebrate communities in the Zwalm river basin (Flanders, Belgium). *Ecological Modelling* 174:161-173
- Dekker H (2004) The netted dog whelk and its sibling, *Nassarius reticulatus* and *N. nitidus* (Gastropoda, Nassariidae), in the Netherlands. *Vita Malacologica* 2:69-70
- Drumm D, Purvis M, Zhou Q (1999) Spatial ecology and artificial neural networks: modelling the habitat preferences of the sea cucumber (*Holothuria leucospilota*) on Rarotanga, Cook Islands. SIRC 99 – Proceedings of the 11th Annual Colloquium of the Spatial Information Research Centre, University of Otago, Dunedin, New Zealand (1999) 141-149.
- Fairweather PG (1991) Statistical power and design requirements for environmental monitoring. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42:555-567
- Hamerlynck O, Craeymeersch JA (1990) Het bodemleven in de Voordelta. In: Kuipers J, Hamerlynck O, Craeymeersch JA, Baptist H, van der Laan D (eds) *De veranderende Delta*. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, p 27-83
- Kater, B, Baars, JMDD (2002). De Oosterschelde werken en de relatie tussen abiotische factoren en biomassa kokkels. Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek. RIVO Rapport C057/03.

-
- Kesteloo JJ, van Stralen MR, Breen VP, Craeymeersch JA (2004) Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2004 Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek (RIVO BV). RIVO-rapport nr. C052.04. 48 pp.
- Moerdijk P (2005) De smalle otterschelp, *Lutraria angustior* Philipp, 1844 in Nederland. Het Zeepaard 65:80-85.
- Nicholson MD, Fryer RJ (1992) The statistical power of monitoring programmes. *Marine Pollution Bulletin* 24:146-149
- Rubec, PJ, Coyne MS, McMichael RH Jr., Monaco, ME. 1998. Spatial methods being developed in Florida to determine essential fish habitat. *Fisheries* 23(7):21-25.
- Rubec PJ, Bexley, JCW, Norris H, Coyne MS, Monaco, ME, Smith, SG, Ault, JS (1999). Suitability modelling to delineate habitat essential to sustainable. *American Fisheries Society Symposium* 22: 108-133.
- Sistmans W.C.H., Hummel H., van Hoesel O.J.A., Markusse M.M., Rietveld M. van Soelen E. (2005) Macrobenothos van de Westerschelde, de Oosterschelde, Het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het najaar 2004 : Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma. Yerseke, Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie.
- Sokal RR, Rohlf FJ (1981) *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*, Vol. Freeman and Co, San Francisco. 776 pp.
- Steenbergen J, Baars JMDD, Bult TP (2004) Habitatmodellen voor kokkels in de Westerschelde. Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek. RIVO Rapport Nr. C055/04. 17 pp.
- Wilkinson, L. 1998. *Systat 8.0, Statistics*, SPSS Inc., ISBN 1-56827-222-7: 1086 pp.
- Ysebaert, T, Herman, PMJ (2003). Het beoordelen van de ecologische toestand van kust- en overgangswateren aan de hand van benthische macro-invertebraten (macrobenothos). NIOO/CEME.
- Ysebaert T, Meire P, Herman PMJ, Verbeek H (2002) Macrobenothic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series* 225:79-95
- Ysebaert T, Herman P, Meire P, Craeymeersch J, Verbeek H, Heip C (2003) Large-scale patterns in estuaries: estuarine macrobenothic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57:335-355