



WAGENINGEN UR
For quality of life

Wageningen IMARES

**Baseline study MEP-MV2
Lot 2: bodemdieren
Eindrapportage Campagnes 2004-2005**

J. Steenbergen & V. Escaravage*

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

Rapport nr. C053/06
Augustus 2006



Wageningen IMARES is een
samenwerkingsverband tussen
Wageningen UR en TNO



Wageningen IMARES

Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies

Vestiging IJmuiden
Postbus 68
1970 AB IJmuiden
Tel.: 0255 564646
Fax: 0255 564644

Vestiging Yerseke
Postbus 77
4400 AB Yerseke
Tel.: 0113 672300
Fax: 0113 573477

Vestiging Texel
Postbus 167
1790 AD Den Burg Texel
Tel.: 0222 369700
Fax: 0222 329235

Internet: www.wageningenimares.wur.nl
E-mail: imares@wur.nl



Rapport

Nummer: C053/06

Baseline study MEP-MV2

Lot 2: bodemdieren

Eindrapportage Campagnes 2004-2005

J. Steenbergen, V. Escaravage*

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

Opdrachtgever: RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee
Postbus 8039
4330 AE Middelburg

Project nummer: 3.28.12295.02

Aantal exemplaren:	10
Aantal pagina's:	64
Aantal tabellen:	8
Aantal figuren:	26
Aantal bijlagen:	20

Wageningen IMARES is een samenwerkingsverband tussen Wageningen UR en TNO. Wij zijn geregistreerd in het Handelsregister Amsterdam nr. 34135929 BTW nr. NL 811383696B04



De Directie van Wageningen IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen IMARES; opdrachtgever vrijwaart Wageningen 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 van dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave.....	2
Voorwoord.....	4
Summary.....	5
Samenvatting.....	6
1 Inleiding.....	7
1.1 Project Mainport ontwikkeling Rotterdam (PMR).....	7
1.2 Monitoring & Evaluatie.....	7
1.3 Habitatbenadering.....	7
2 Materiaal en methoden.....	9
2.1 Gebiedsbeschrijving.....	9
2.2 Bemonsteringsopzet.....	10
2.2.1 Bodemdieren.....	12
2.2.2 Sediment.....	14
2.3 Omgevingsfactoren.....	14
2.4 Overzicht van de gegevens.....	14
2.4.1 Habitattypering.....	14
2.4.2 Descriptoren voor de infauna.....	14
2.4.3 Relaties tussen habitat en infauna.....	15
2.4.4 Descriptoren voor de epifauna en schelpdieren.....	15
2.5 Analyses.....	16
2.5.1 Efficiëntie van de bemonstering.....	16
2.5.2 Het onderscheidingsvermogen van de T_0 - metingen.....	16
2.5.3 Habitattypering met behulp van model.....	17
3 Resultaten.....	18
3.1 Overzicht van de habitat karakteristieken in de Voordelta.....	18
3.2 Overzicht van de infauna in de Voordelta.....	20
3.2.1 Taxonomische samenstelling.....	20
3.2.1.1 Taxonomische klassen.....	20
3.2.1.2 Dominante soorten.....	21
3.2.2 Aantal soorten en Shannon index.....	21
3.2.3 Infauna dichtheid en biomassa.....	22
3.2.4 Aantal infauna soorten versus bemonsteringsinspanning.....	24

3.3	Relaties tussen habitat en infauna.....	25
3.3.1	Directe waarnemingen van trends in de gegevens	25
3.3.1.1	Aantal soorten vs omgevingsfactoren	25
3.3.1.2	Biomassa vs omgevingsfactoren	25
3.3.1.3	Dichtheid vs omgevingsfactoren	26
3.3.2	Onderscheidingsvermogen voor Infauna descriptoren	27
3.3.3	Parameterbepaling van de infauna-habitat model voor het aantal soorten en biomassa	27
3.4	Bodemdieren van speciaal belang	29
3.4.1	Verspreiding, dichtheid & biomassa, een overzicht van de IMARES-gegevens	29
3.4.2	Lengtes	35
3.4.3	Onderscheidingsvermogen.....	36
3.4.4	Relatie habitat en de dichtheid van de belangrijkste schelpdiersoorten	37
4	Discussie.....	39
4.1	Vaststellen van de t_0 -situatie.....	39
4.1.1	Infauna	39
4.1.1.1	Autonome ontwikkelingen.....	39
4.1.1.2	Het gebruik van diversiteit indexen.....	39
4.1.2	Bodemdieren van speciaal belang	40
4.1.2.1	Sterke temporele variaties als gevolg van massieve rekrutering.....	40
4.1.2.2	Buitendelta's afhankelijke ontwikkelingen en de keuze voor een referentie gebied	40
4.2	Vermogen om veranderingen te detecteren.....	41
4.2.1	Onderscheidingsvermogen vs monitoring inspanning.....	41
4.2.2	Onderscheidingsvermogen vs Habitat benadering.....	41
5	Aanbevelingen voor de vervolgstudies.	42
6	Literatuur	43
7	Bijlagen	45

Voorwoord

Ondanks de barre weersomstandigheden in de najaren van 2004 en 2005 en de beperkte vaarbaarheid van de Luctor in buitengaatsse gebieden, zijn de veldwerkwerkzaamheden met voorspoed uitgevoerd. Dit is vooral te danken aan de grote inzet en samenwerking van de CEME en IMARES medewerkers.

Graag willen we in het bijzonder de volgende personen bedanken voor hun contributie aan dit project:

- Jack Perdon (IMARES) voor de bemonstering van het epibenthos en de bodemdieren van speciaal belang.
- De bemanning van de NIOO/CEME MS-Luctor voor de logistieke assistentie bij het bemonsteren in de vaak barre omstandigheden van het Voordelta in het najaar.
- Het NIOO/CEME Monitor Taakgroep voor de bemonstering, determinatie en digitaliseren van de infauna gegevens in de NIOO/CEME BIS systeem voor opslag van bodemdieren monitoring gegevens.
- Joke Kesteloo (IMARES) voor het samenvoegen van de verschillende (NIOO/IMARES) datasets.
- Belinda Kater als projectleider vanuit RIKZ.
- Jakob Asjes als projectleider vanuit IMARES.
- Tammo Bult en Johan Craeymeersch (IMARES) voor hun onmisbare bijdrage aan diverse fases van dit project.
- Jeroen Wijsman voor zijn waardevolle advies over de modelberekening.
- Willem Dekker voor zijn verhelderende contributie m.b.t. de habitatmodellen.

Summary

The Project Main port development Rotterdam (PMR) has been established to offer a solution to the limiting space in the port of Rotterdam, through the construction of a new port area, Maasvlakte 2.

In order to compensate for the loss of nature (which is an EU-obligation) a marine reserve is planned in the Voordelta. To examine whether the impact of the extension of the Maasvlakte on the flora and fauna is sufficiently compensated by the provided nature compensations a monitoring- and evaluation programme (MEP-MV2) is started. The first part of MEP-MV2, has 2 main goals:

- i. Determine the t_0 - situation,
- ii. Examine if the results are sufficient for the subsequent impact studies.

The underlying report describes the present situation of benthos in the Voordelta. For that purpose two monitoring campaigns have been carried out in autumn 2004 and 2005. The sampling strategy (402 samples/campaign) was configured by minimizing the ratio between the effort (number of samples) and the statistic robustness (minimum detectable difference). Besides the standard descriptive statistics a deterministic model (GLM) was developed to describe the occurrence of the benthos with a selection of environmental factors. The aim of the habitat approach was to decrease the variation in the data. As a result, the ability to observe changes in the marine reserve and reference area's will be improved.

We now have a good estimate of the diversity, total density and biomass of the infauna, and a good impression of the distribution and population structure of individual benthic species that can serve as food for birds. Besides the spatial gradients, temporal factors (autonomous development) play a significant role in the control of the benthic fauna.

For the aggregated parameters (infauna diversity, and biomass) the minimum detectable difference is roughly as we expected (same order of size), for the individual species (of special interest) the detectable difference is much lower than expected.

Part of the variation in the data could be explained with the deterministic models. For the infauna the descriptive capacity was moderate, for the individual species it was varying from moderate to good.

Given the results of the current study we would like to give the following recommendations with regard to the implementation of an impact study:

- i. Improvements of the minimum detectable can be achieved by a third year monitoring.
- ii. We advise to exclude the juvenile year classes from the impact studies, while they cause vast extra variation.
- iii. Given the differences in environmental conditions and distribution of benthic fauna in the various areas of the Voordelta, we recommend to locate the reference areas within the same outer delta as the Marine reserve and the Maasvlakte 2.

Samenvatting

Het Project Mainportontwikkeling Rotterdam (PMR) is opgericht om een oplossing te bieden aan het dreigende ruimtetekort in de haven van Rotterdam, middels de aanleg van een nieuw havengebied, Maasvlakte 2. De bijbehorende natuurcompensatie (EU-verplichting) zal o.a. bestaan uit een zeereservaat in de voordelta. Om na te gaan of de effecten van de uitbreiding van de Maasvlakte op de flora en fauna voldoende gecompenseerd worden door de voorziene natuurcompensaties is het Monitoring- en Evaluatieprogramma Maasvlakte 2 (MEP-MV2) ingesteld. Het eerste luik van MEP-MV2, heeft 2 hoofddoelen:

- i. vaststellen van de t_0 -situatie,
- ii. nagaan of de ingewonnen gegevens toereikend zijn voor de bepaling van effecten in vervolgstudies (mbt onderscheidingsvermogen).

De onderliggende rapportage beschrijft de huidige situatie van benthos in de voordelta. Hiertoe zijn twee monstercampagnes uitgevoerd, in het najaar 2004 en 2005. De gevolgde bemonsteringsopzet (402 monsters/campagne) werd geconfigureerd door het minimaliseren van de ratio tussen de bemonsteringsinspanning (aantal monsters) en de statistische robuustheid (onderscheidingsvermogen). Bij de uitwerking van de gegevens werd, naast de standaard beschrijvende statistische toetsen gebruik gemaakt van een deterministisch model (GLM) ter verklaring van de macrofauna doelvariabelen mbv een selectie van omgevingsfactoren. Het doel van de habitat benadering was om de variatie in de doelvariabelen deels weg te nemen door die te verklaren met de omgevingsfactoren. Daardoor kan het vermogen om veranderingen waar te nemen (onderscheidingsvermogen) tussen het zeereservaat en referentie gebieden verbeterd worden.

De huidige monitoring geeft een goede schatting van de diversiteit, totale dichtheid en biomassa van de infauna, en een goed beeld van de verspreiding en populatieopbouw van bodemdieren van speciaal belang (potentieel voedsel voor vogels). Naast de ruimtelijke gradiënten spelen temporele factoren (autonome ontwikkeling) een significante rol in de controle van de bodemfauna.

Voor de geaggregeerde parameters (infauna diversiteit, dichtheid en biomassa) is het onderscheidingsvermogen globaal gezien zoals verwacht (zelfde orde van grootte), voor de individuele soorten (van speciaal belang) is dat veel lager.

Habitatmodellen namen een deel van de variatie in de gegevens weg, maar de resultaten waren wisselend. Voor de infauna was het beschrijvende vermogen matig, voor de individuele soorten matig tot goed.

Uit de huidige studie komen de volgende aanbevelingen mbt het uitvoeren van een effectstudie naar voren:

- i. Verbeteringen van het onderscheidingsvermogen zijn te bereiken door ten behoeve van de t_0 situatie een derde jaar monitoring in te lassen.
- ii. Er wordt aangeraden om juveniele jaarklassen uit te sluiten daar deze zorgen voor een grote extra variatie.
- iii. Gezien de verschillen in abiotiek en voorkomen van bodemdieren in de verschillende deelgebieden van de voordelta, wordt aanbevolen om het referentie gebied in een gebied in de buurt van het zeereservaat en de maasvlakte 2 in te stellen.

1 Inleiding

Onderliggende rapportage beschrijft de monitoring van benthos in de voordelta uitgevoerd in het najaar van 2004 & 2005, in het kader van het Project Mainportontwikkeling Rotterdam (PMR).

1.1 Project Mainport ontwikkeling Rotterdam (PMR)

Het Project Mainportontwikkeling Rotterdam (PMR) heeft onder andere als doel een oplossing te bieden voor het (dreigende) ruimtetekort in de Rotterdamse haven. Onderdeel van dit project is de aanleg van nieuw havengebied in de voordelta, Maasvlakte 2. De bijbehorende natuurcompensatie is een wettelijke verplichting op grond van de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn (RIKZ, 2004). Deze zal bestaan uit de instelling van een zeereservaat in de voordelta.

1.2 Monitoring & Evaluatie

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.

De belangrijkste negatieve effecten van de aanleg van een tweede Maasvlakte in de Voordelta zijn terug te voeren op het direct of indirect verdwijnen van (beschermde) habitats en de daarin voorkomende soorten. De monitoring en evaluatie van deze nauw verwante effecten zijn samengevoegd in één deelstudie (VN1). Deze effecten zijn tevens bepalend voor de te bereiken ecologische resultaten in het zeereservaat. De monitoring en evaluatie van de beoogde positieve veranderingen in het zeereservaat zijn samengevoegd in deelstudie VN2. De huidige studie is bedoeld als referentiekader voor de effectstudies VN1 en VN2 met betrekking tot de bodemfauna (perceel 2).

De resultaten van de huidige studie moeten kunnen dienen voor het vaststellen van:

- i. het netto verlies door de landwinning en de indirecte effecten op de nabije omgeving (VN1),
- ii. de habitatverbetering in het zeereservaat (VN2).

Voor de bodemfauna is een programma voorzien waarbij zowel in najaar 2004 als in najaar 2005 gemonsterd wordt (Asjes 2004). Naast het vaststellen van een t_0 situatie is het huidige project beladen met de vraag om het onderscheidingsvermogen voor de toekomstige effectstudies te evalueren. Dit rapport geeft een verslag van die monstercampagnes samen met een evaluatie van de monitoring.

1.3 Habitatbenadering

In de offerte voorafgaand aan dit project werd voorgesteld om een habitatbenadering toe te passen omdat voorzien werd dat de beoogde precisie voor de effect studies niet zou worden gehaald. Dit bleek ook uit de tussentijdse evaluatie van de monstercampagne in het najaar 2004 (Craeymeersch et al, 2005). De oorzaak daarvan is dat de variatie in dichtheden zeer groot is. Met behulp van een habitatbenadering kan worden bepaald welk deel van deze variatie te verklaren is aan de hand van omgevingsfactoren zoals korrelgrootte, stroming, diepte. De sterke relatie tussen de omgevingsvariabelen en het macrobenthos van de Voordelta werd al eerder aangetoond op basis van archiefgegevens (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.

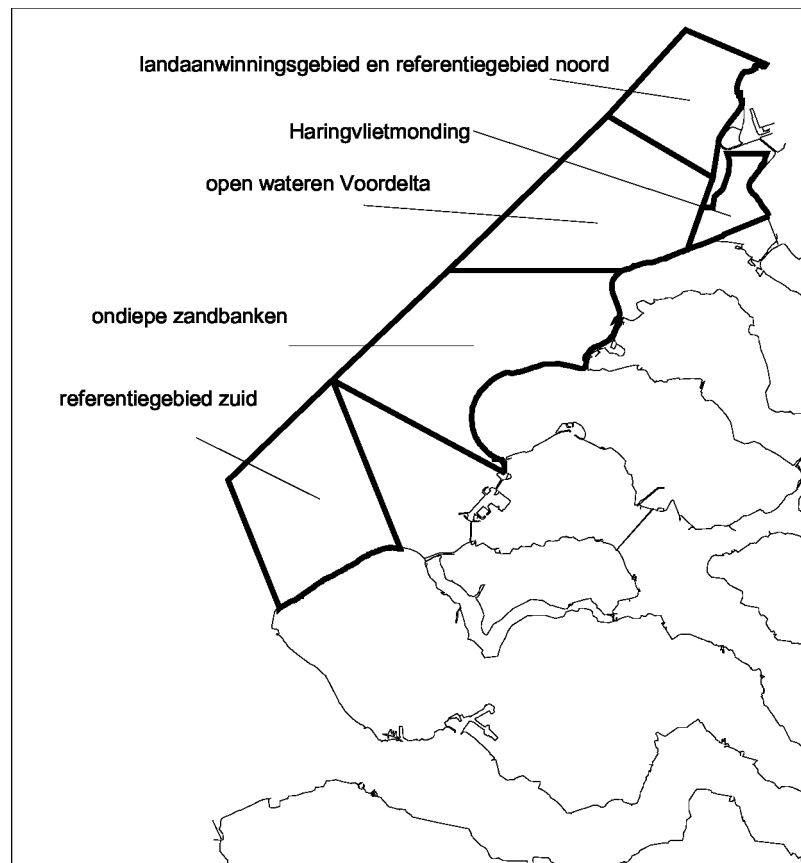
Een ander argument ten gunste van de habitatbenadering is de relatie tussen de effecten van de visserijactiviteiten en het substraat waar die plaats vinden (Bijlage 1). Vanuit een studie van de FSBI (Fisheries Society of the British Islands) bleek een significante fractie uit de response van bodemdieren op visserijactiviteiten afhankelijk te zijn van hun leefhabitat (FSBI, 2004). Ten gevolg daarvan, zou het staken van de visserijactiviteiten anders kunnen uitpakken in de verschillende habitats binnen het zeereservaat.

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 vinden en referentiegebieden. Omdat de exacte locatie van het beschermde zeegebied (MPA) nog niet bekend is, wordt het onderzoek in een relatief groot gebied verricht, zodat alle mogelijke locaties van het toekomstige beschermde zeegebied hierbinnen vallen.

De ecologie in het gebied rondom de Maasvlakte maakt het moeilijk om daarvoor representatieve referentiegebieden te vinden. Zo heeft de Rijn een significante invloed op de ecologie in het noorden van het gebied, de Schelde in het zuiden. Er is nog wel een verbinding tussen Voordelta en Oosterschelde, maar niet meer tussen Voordelta en Grevelingen. Ook de geomorfologie laat duidelijke verschillen zien tussen en binnen de studiegebieden. Daarom is ervoor gekozen het onderzoek uit te voeren in de vijf deelgebieden zoals weergegeven in Figuur 1. Bij het bepalen van de begrenzing tussen deze deelgebieden 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: Haringvlietmonding (mond), landaanwinningsgebied en referentiegebied noord (mv2), open wateren Voordelta (zrb), ondiepe zandbanken (zra) en referentiegebied zuid (refzr).

Het onderscheid tussen de drie geomorfologische gebieden (Haringvlietmonding, 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 als functie van een aantal omgevingsgradiënten (diepte en korrelgrootte, geografische locatie), op basis van gegevens die zijn 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.

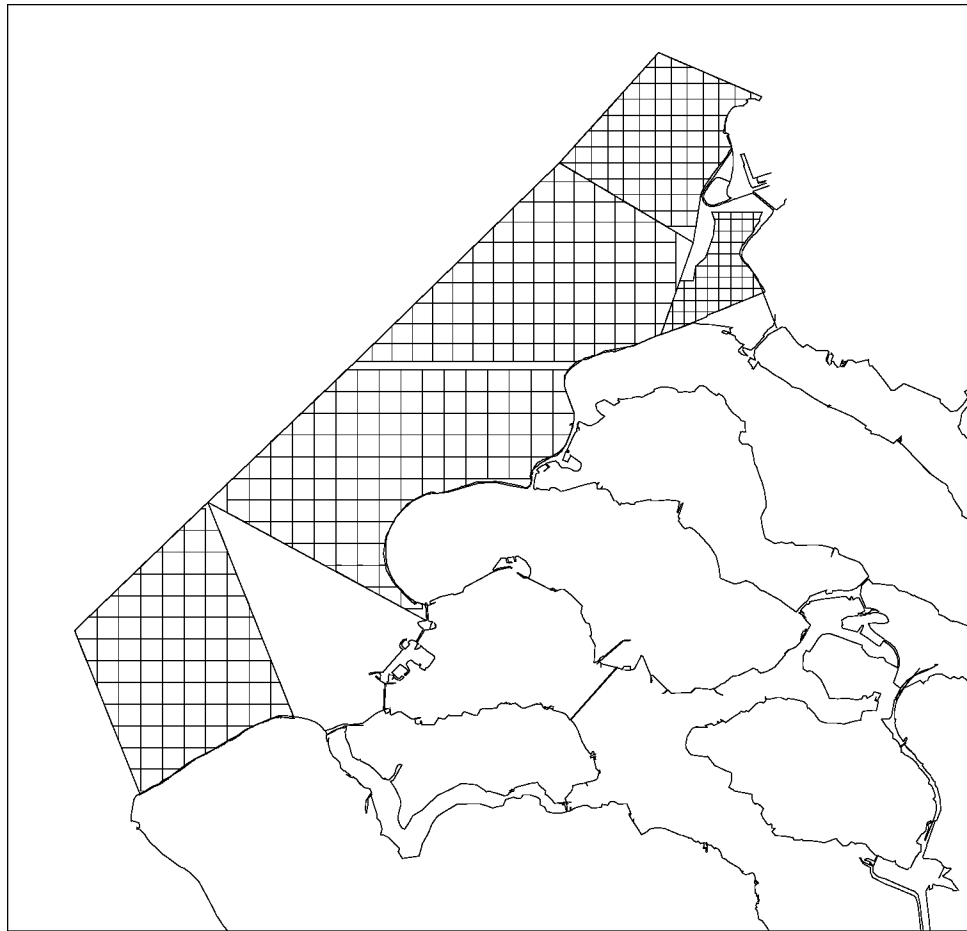
Een tweede referentiegebied ten noorden van het gebied waarbinnen het zeereservaat gaat vallen, in het noorden begrensd door de vaargeul naar de Rotterdamse haven, dient om de invloed van het nieuw aan te leggen gebied op zijn omgeving te volgen.

Momenteel leveren de twee referentiegebieden een verzameling basisgegevens buiten het zeereservaat. Wanneer de exacte locatie van het zeereservaat bekend is, zal de locatie van de referentiegebieden moeten worden heroverwogen.

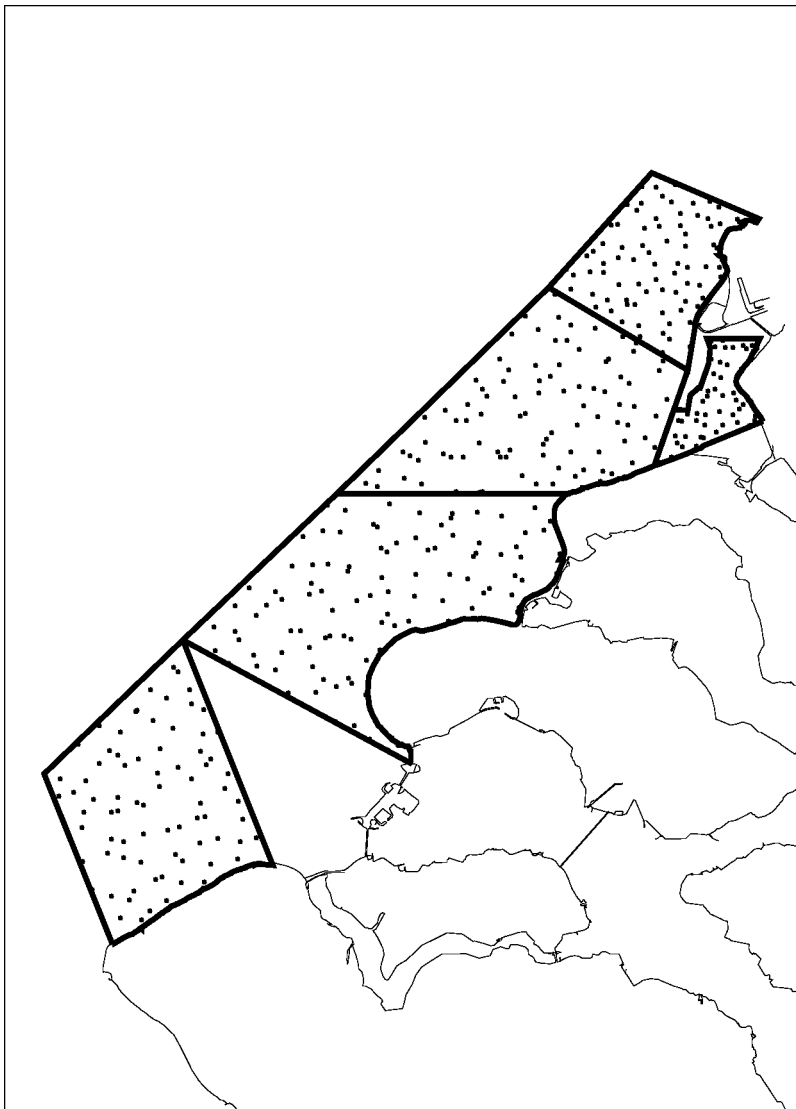
2.2 Bemonsteringsopzet

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 (per gebied), met een totaal van 402 vakken (Figuur 2). Doordat het gebied MV2 en het mondingsgebied kleiner zijn dan de overige gebieden is de resolutie hier hoger. Binnen elk vak is willekeurig een monsterpunt bepaald¹ (Figuur 3). De punten zijn voor het eerst bemonsterd in de herfst van 2004 en herbemonsterd in de herfst van 2005.

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



.....
Figuur 2.- Monstervakken binnen elk deelgebied



Figuur 3.- Ligging van de monsterpunten

2.2.1 Bodemdieren

Op ieder monsterpunt worden 2 monsters genomen: één met de box-corer en één 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 (verder in tekst als infauna benoemd) 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.

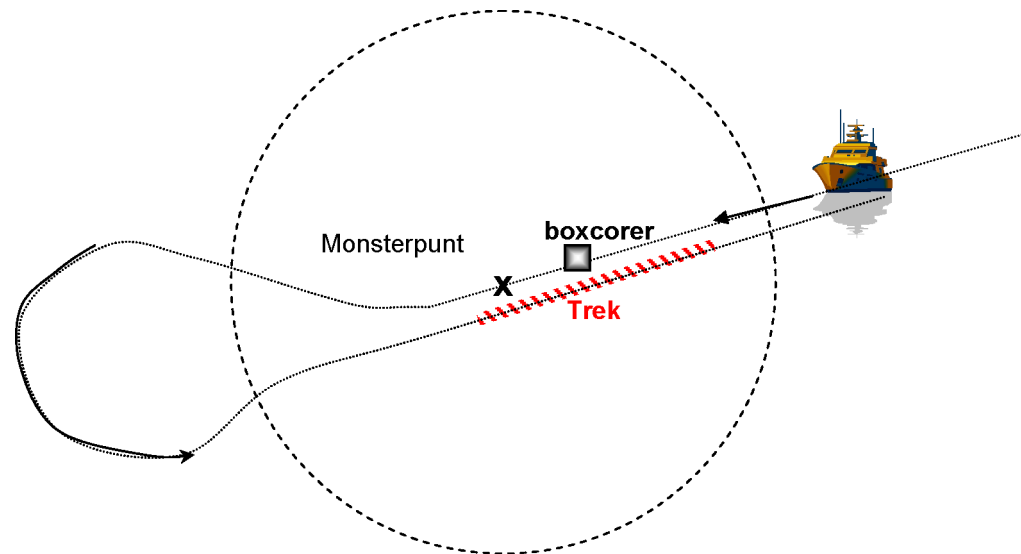
Drie steekbuizen (elk 0.015 m²) zijn gestoken in de ketel van de box-corer, vervolgens is de samengevoegde inhoud van de drie steekbuizen behandeld als de rest van het sediment in de ketel:

- 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 Bengaals roze.

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!



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

Bodemschaaf. Gegevens van epifauna en schelpdieren zijn verzameld met de standaard methoden van IMARES voor de jaarlijkse inventarisaties voor bodemfauna 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 IMARES 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, omdat:

- met de bodemschaaf kleine verschillen in geringe dichtheid met meer zekerheid kunnen worden waargenomen. Dit geldt zelfs voor algemene, veel voorkomende soorten.
- om een lage variatie te bereiken met de box-corer veel meer monsters moeten 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 zijn voor enkele soorten de individuele lengtes bepaald.

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 mediaan en slibgehalte leggen respectievelijk het accent op de grove en de fijne fracties

2.3 Omgevingsfactoren

Voor de habitattyping zijn de volgende abiotische factoren beschikbaar gesteld door het RIKZ:

- Diepte in m
- Stroomsnelheid in cm/s (gemiddeld bij gemiddeld tij: GEMGEM, maximum bij gemiddeld tij: MAXGEM, gemiddeld bij springtij: GEMSPR en maximum bij springtij: MAXSPR).
- Gemiddelde saliniteit in psu

2.4 Overzicht van de gegevens

2.4.1 Habitattyping

Om een beeld te krijgen van de relaties tussen de omgevingsfactoren zijn deze grafisch tegen elkaar uitgezet. Tevens is een correlatiematrix berekend. Dit is voor het hele gebied gedaan en ook voor de verschillende deelgebieden afzonderlijk.

Verschillen in omgevingsfactoren tussen gebieden zijn weergegeven in boxplots en getest met ANOVA's waar de gegevens zijn gegroepeerd volgens hun geografische locatie in de verschillende studiegebieden. Verschillen tussen gebieden (paarsgewijs) zijn getest met behulp van de Fischer Least-Significant-Difference Test (Systat statistical software package).

2.4.2 Descriptoren voor de infauna

Per locatie zijn de dichtheid (ind. m⁻²) de biomassa (g ADW m⁻²)¹ de Shannon index en het aantal aangetroffen bodemfauna soorten bepaald. Het feit dat alle monsters eenzelfde oppervlakte hebben, laat toe om het aantal soorten aangetroffen in elk monster rechtsreeks (zonder correctie voor het monsteroppervlak) met elkaar te vergelijken. De distributie van deze descriptoren binnen de vijf deelgebieden is bestudeerd door toepassing van ANOVA's, gevolgd door een post-hoc test (Fisher LSD test) voor een paarsgewijze vergelijking van de deelgebieden.

¹ ADW = asvrijdrooggewicht; bij schelpdieren inclusief schelp

Er is een overzicht gemaakt van de dominante soorten ten aanzien van hun voorkomingsfrequentie (diversiteit), dichtheid en biomassa.

2.4.3 Relaties tussen habitat en infauna

Voor het bestuderen van de relaties tussen de omgevingsfactoren en de diversiteit en totale biomassa cq dichtheden van de bodemdieren (NIOO data) zijn de omgevingsfactoren ingedeeld in 10 gelijke klassen (Tabel 1). Deze klassen zijn bepaald op basis van de distributie van de factorwaarden (Bijlage 6, Bijlage 7). De indeling in klassen laat het toe om de relatie tussen de omgevingsfactoren en de descriptoren voor de bodemdieren duidelijk in kaart te brengen. Voor de factoren die jaarlijks gemeten zijn zoals de granulometrische eigenschappen laat die benadering toe om de jaarlijkse variatie in die relatie waar te nemen.

Het indelen van de omgevingsfactoren in klassen is enkel bedoeld om zicht te krijgen in de frequentie distributie van de macrofauna descriptoren als functie van de omgevingsfactoren. De klassen zijn arbitraire scheidingen en het is dus niet relevant om de onderlinge verschillen te testen.

Variabele	Eenheid	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10
Diepte	cm	2.5	5	7.5	10	12.5	15	17.5	20	22.5	25
Gemgem	cm s ⁻¹	6	12	18	24	30	36	42	48	54	60
Gemspr	cm s ⁻¹	7	14	21	28	35	42	49	56	63	70
Maxgem	cm s ⁻¹	20	30	40	50	60	70	80	90	100	110
Maxspr	cm s ⁻¹	15	30	45	60	75	90	105	120	135	150
Phimed	Phi	0.5	1	1.5	2	2.5	3	3.5	4	4.5	5
Mumed	µm	150	200	250	300	350	400	450	500	550	600
Slib	%	8	16	24	32	40	48	56	64	72	80
Zout	Ppt	3	6	9	12	15	18	21	24	27	30

Tabel 1.- Begrenzingwaarden gebruikt voor het beoordelen van de relaties tussen habitat en bodemdieren. Stroomsnelheden: gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld bij springtij (gemspr), maximum bij gemiddeld tij (maxgem), maximum bij springtij (maxspr). Phimed: mediane korrelgrootte in phi, Mumed: mediane korrelgrootte in µm, slib: slib gehalte.

2.4.4 Descriptoren voor de epifauna en schelpdieren

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

Voor de vijf deelgebieden en het gehele onderzoeksgebied zijn de (rekenkundig) gemiddelde dichtheid (ind/m²) en biomassa¹ (g/m²) per soort berekend.

Er zijn 7 schelpdieren geselecteerd voor een nadere analyse, te weten: rechts gestreepte platschelp (*Fabulina fabula*), nonnetje (*Macoma balthica*), kokkel (*Cerastoderma edule*), witte dunschaal (*Abra alba*), zaagje (*Donax vittatus*), halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*) en *Ensis* sp. (bodemdieren van speciaal belang). Deze schelpdieren kwamen allen in zowel 2004 als 2005 op meer dan 20 locaties voor en zijn tevens geïdentificeerd als belangrijke soorten voor voedsel voor vogels. Voor deze soorten zijn allereerst verspreidingskaartjes gemaakt. Vervolgens is voor elke soort in Systat met behulp van de verdelingsvrije test: (Kruskall-Wallis) getest of sprake was van een significant verschil in gemiddelde dichtheid (ind/m²) en gemiddelde biomassa's (g/m²) tussen de jaren en tussen de gebieden.

Ten slotte is van de bovengenoemde schelpdieren, de gemiddelde lengte, de mediaan lengte en de standaarddeviatie bepaald en zijn lengtefrequentie-verdelingen gemaakt. Voor *Ensis* sp. was het niet mogelijk om lengtebepalingen te doen op basis van de bodemschaaf gegevens. De

¹ Met uitzondering van soorten die dieper in het sediment leven, waardoor de organismen bijna nooit intact blijven bij bemonstering: mesheften (*Ensis*), gapers (*Mya*) en otterschelpen (*Lutraria*).

schaaf reikt niet diep genoeg, waardoor bijna nooit hele exemplaren naar boven komen. Daarom is voor de lengtefrequentie-verdeling van de *Ensis* sp. gebruik gemaakt van de box-core gegevens.

2.5 Analyses

2.5.1 Efficiëntie van de bemonstering

Voor de infauna is een analyse uitgevoerd naar de efficiëntie van de bemonstering ten aanzien van het aantal soorten aangetroffen over het hele onderzoeksgebied. Daarvoor is gebruik gemaakt van door het NIOO reeds uitgevoerde campagnes in de Voordelta sinds 1983. Voor alle beschikbare monsterjaren (2004 en 2005) is het aantal gevonden soorten uitgezet tegen het bijbehorende aantal monsters. Het kalibreren van een verzadigingskromme door de gegevens geeft een schatting van het theoretische maximale aantal soorten dat te vinden is in het studiegebied. Met de gefitte vergelijking was het mogelijk het aantal monsters te berekenen dat nodig is voor het waarnemen van verschillende fracties van dit theoretische totale aantal soorten en welke toename in het aantal gevonden soorten bereikt wordt bij een verdubbeling van het aantal monsters. Als vuistregel in monitoringsonderzoek 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).

2.5.2 Het onderscheidingsvermogen van de T_0 -metingen

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 (van der Meer 1994, 1997; Duin 1994).

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):

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

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:

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

Deze formules werden al gebruikt voor het bepalen van het optimale aantal monsters voor de huidige studie, op basis van bestaande gegevens in het bezit van het NIOO en IMARES (Asjes et al 2004, tabel 2.1).

In de huidige studie zijn de formules gebruikt om de kleinste waarneembare veranderingen voor elk gebied te bepalen op basis van de resultaten van de twee monstercampagnes.

2.5.3 Habitattypering met behulp van model

Om te bepalen welk deel van de variatie in de data verklaard kan worden aan de hand van omgevingsfactoren is een deviantieanalyse/Poisson regressie in SAS uitgevoerd voor de diversiteit en de totale dichtheid en biomassa van bodemdieren (NIOO-data) en voor de gemiddelde dichtheden en biomassa's van de volgende schelpdiersoorten; *Abra alba*, *Cerastoderma edule*, *Donax vittatus*, *Fabulina fabula*, *Macoma balthica* en *Spisula subtruncata* (IMARES-data; GENMOD procedure, type I).

De verklarende variabelen zijn bovengenoemde omgevingsfactoren; diepte, zoutgehalte, stroomsnelheid en sedimentsamenstelling (§ 2.3). Omdat de gemiddelde en maximale stroomsnelheid bij gemiddeld tij en de gemiddelde en maximale stroomsnelheid bij springtij sterk gecorreleerd zijn, is voor de analyses alleen de gemiddelde stroomsnelheid bij gemiddeld tij en de maximale stroomsnelheid bij springtij gebruikt (§ 3.1). Voor het sediment is de mediane korrelgrootte in phi eenheid gebruikt. Alle abiotische variabelen zijn hierbij als zodanig en gekwadrateerd opgenomen. Hierdoor kunnen zowel lineaire als optima en minima functies worden gemodelleerd. Er is 1 model ontwikkeld en deze is toegepast op bovengenoemde schelpdiersoorten en op de NIOO-data:

$$X = e^{(a+b \cdot \text{phimed} + c \cdot \text{gemgem} + d \cdot \text{max spr} + e \cdot \text{diep} + f \cdot \text{zout} + g \cdot \text{phimed}^2 + h \cdot \text{gemgem}^2 + i \cdot \text{max spr}^2 + j \cdot \text{diep}^2 + k \cdot \text{zout}^2)}$$

Waarbij:

X = responsvariabele:

- Schelpdieren: dichtheid (ind/m^2) & biomassa (g/m^2)
- Infauna: # soorten, totale dichtheid, totale biomassa

Phimed = Mediaan korrelgrootte (ϕ)

Gemgem = gemiddelde stroomsnelheid bij gemiddeld tij (cm/s)

Maxspr = maximale stroomsnelheid bij spring tij (cm/s)

Diep = diepte (m)

Zout = gemiddeld zoutgehalte in psu

a-k = regressieparameters

Doordat er één model voor alle soorten is gemaakt, kan het voorkomen dat er een variabele in het model is opgenomen die niet significant is. Aangezien de bijdrage van niet-significante factoren aan het model minimaal is, wordt dit niet als een probleem gezien.

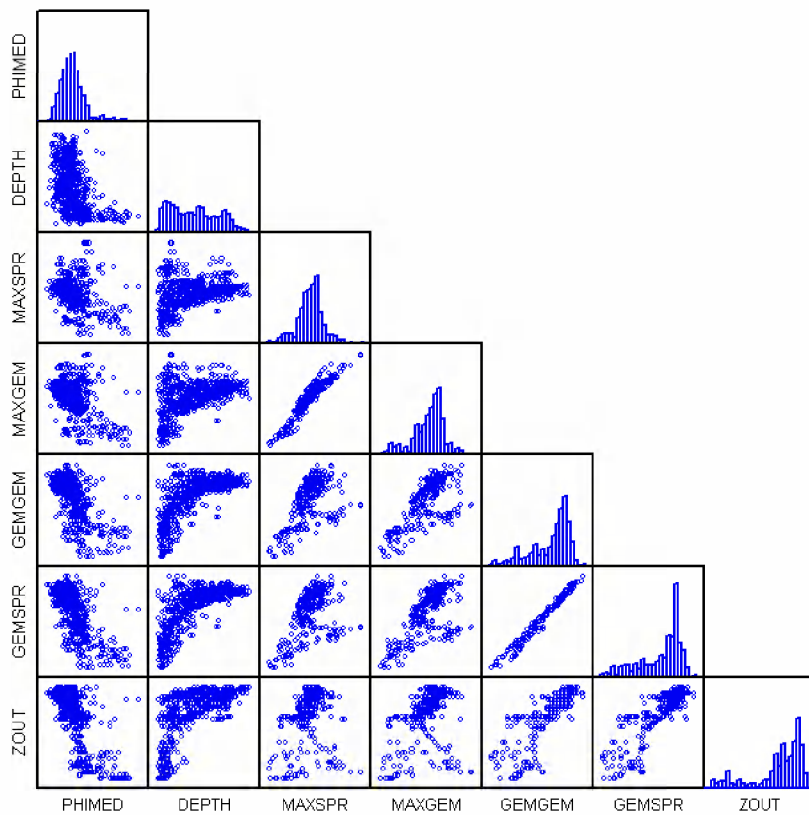
Het beschrijvende vermogen van de afzonderlijke modellen wordt uitgedrukt in % verklaarde deviantie. Hiertoe werd eerst de totale deviantie van de datasets bepaald met behulp van een model zonder abiotische factoren. Vervolgens kon de rest-deviantie worden bepaald aan de hand van het model met abiotische factoren. Tevens werd per abiotische variabele de verklaarde deviantie berekend. Zo kon per variabele het % verklaarde deviantie worden bepaald.

3 Resultaten

Algemene opmerking: er is voor gekozen, voor de leesbaarheid van dit rapport, om in sommige gevallen kaarten en tabellen in de bijlage te zetten.

3.1 Overzicht van de habitat karakteristieken in de Voordelta

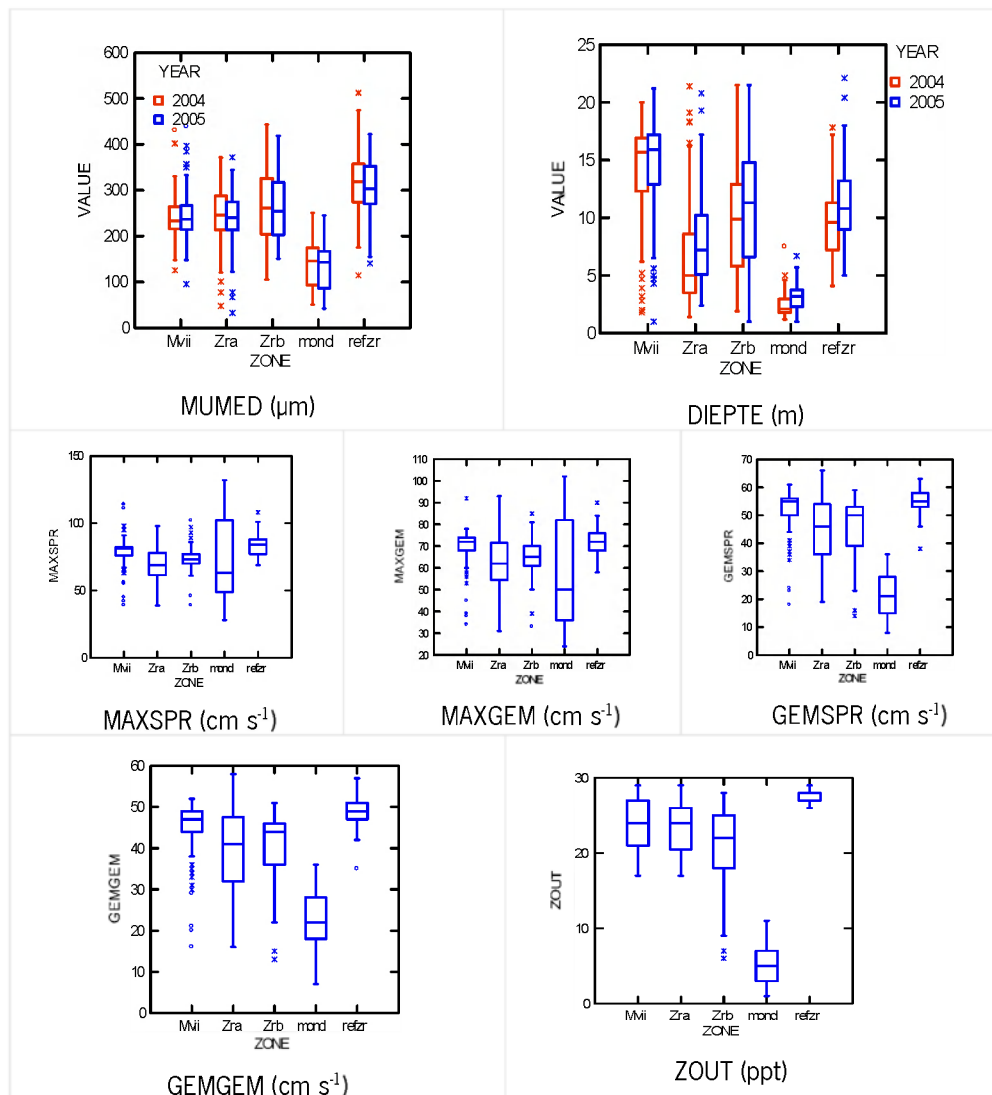
Zowel de grafische als de correlatie matrix wijzen op sterke verbanden tussen de omgevingsfactoren die beschikbaar zijn voor de habitat typering (Figuur 5). Bovendien laten de relaties tussen de omgevingsfactoren verschillen zien tussen de deelgebieden (Bijlage 2). De positieve relaties van meeste factoren als functie van toenemende diepte en hydrodynamica en de negatieve trends als functie van de mediane korrelgrootte (hier in Phi eenheden) zijn het duidelijkste in de noordelijke gebieden ZrB en MV2. Deze relaties lijken echter minder sterk te zijn in de tussenliggende gebieden Monding en ZrA en nog zwakker in het zuidelijke gebied RfZr.



	PHIMED	DEPTH	MAXSPR	MAXGEM	GEMGEM	GEMSPR
Phimed						
Diepte	-0.465					
Maxspr	-0.336	0.315				
Maxgem	-0.468	0.456	0.945			
Gemgem	-0.640	0.710	0.558	0.715		
Gemspr	-0.668	0.738	0.516	0.687	0.992	
Zout	-0.704	0.654	0.202	0.399	0.822	0.861

Figuur 5. Grafische en correlatie matrix tussen de omgevingsfactoren beschikbaar voor een habitat typering. Correlatiematrix: correlatiecoëfficiënten. Stroomsnelheden: gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld bij springtij (gemspr), maximum bij gemiddeld tij (maxgem), maximum bij springtij (maxspr). Phimed: mediane korrelgrootte in phi.

De omgevingsfactoren verschillen significant tussen de verschillende gebieden (Figuur 6):



Figuur 6.- Omgevingsfactoren in de verschillende studiegebieden. Stroomsnelheden: gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld bij springtij (gemspr), maximum bij gemiddeld tij (maxgem), maximum bij springtij (maxspr). Mumed: mediane korrelgrootte in µm.

- De gemiddelde korrelgrootte neemt toe (ANOVA, $n=792$, $r^2=0.43$, $p<0.01$) langs de gebieden Monding (134 µm) – MV2 (241 µm) – ZrA (241 µm) – ZrB (267 µm) – RefZr (309 µm). Significante paarsgewijze verschillen (Fisher LSD test, $p<0.01$) zijn gevonden tussen de gemiddelde korrelgrootten van alle gebieden met uitzondering van MV2 en ZrA.
- De gemiddelde diepte neemt af (ANOVA, $n=792$, $r^2=0.41$, $p<0.01$) langs de gebieden MV2 (14,2 m) – Zrb (10,3 m) – RefZr (10,5 m) – ZrA (7,3 m) – Monding (2,8 m). Significante paarsgewijze verschillen (Fisher LSD test, $p<0.01$) zijn gevonden tussen de gemiddelde diepten van alle gebieden met uitzondering van Zrb.en RefZr.
- De gemiddelde zoutgehalte neemt af (ANOVA, $n=792$, $r^2=0.79$, $p<0.01$) langs de gebieden RefZr (27,5 ‰) – MV2 (23,8 ‰) – ZrA (23,3 ‰) – ZrB (20,7 ‰) – Monding (5,0 ‰). Significante paarsgewijze verschillen (Fisher LSD test, $p<0.01$) zijn gevonden tussen de gemiddelde diepten van alle gebieden met uitzondering van MV2 en ZrA.
- De gemiddelde stroomsnelheid (gemiddelde stroming bij een gemiddeld tij) neemt af (ANOVA, $n=792$, $r^2=0.50$, $p<0.01$) langs de gebieden RefZr (48,8 cm s⁻¹) – MV2 (44,6 cm s⁻¹) – ZrB (40,8 cm s⁻¹) – ZrA (39,1 cm s⁻¹) – Monding (22,0 cm s⁻¹) . Significante

paarsgewijze verschillen (Fisher LSD test, $p < 0.01$) zijn gevonden tussen de gemiddelde diepten van alle gebieden maar in minder maat echter ($p < 0.05$) tussen ZrA en ZrB.

De monding wordt dus gekenmerkt door de laagste niveaus van diepte, korrelgrootte, zoutgehalte en stroming. Daarentegen wordt het gebied RefZr gekenmerkt door de hoogste stromingswaarden, zoutgehalte en korrelgrootte.

3.2 Overzicht van de infauna in de Voordelta

3.2.1 Taxonomische samenstelling

3.2.1.1 Taxonomische klassen

In totaal zijn er 156 geïdentificeerde soorten aangetroffen in de 803 monsters genomen tijdens de twee campagnes. 108 van deze soorten zijn gevonden in beide campagnes, van de 48 overblijvende soorten zijn er respectievelijk 15 en 33 die enkel in 2004 en 2005 voorkomen (Tabel 2).

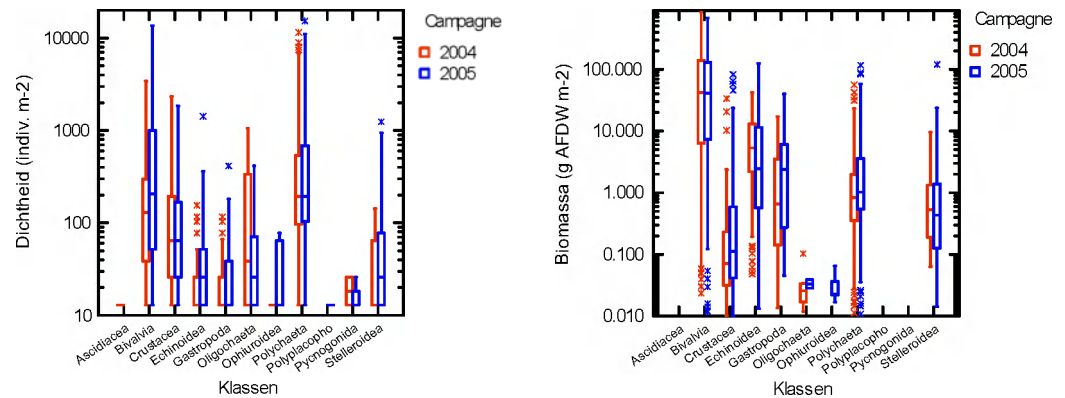
Per monster zijn er gemiddeld 11 ± 0.25 soorten aangetroffen. De meeste soorten (>95%) horen bij de vijf volgende taxonomische klassen: Polychaeta, Crustacea, Bivalvia, Gastropoda en Stelleroidea (Tabel 2). Er zijn respectievelijk vier en negen meer soorten Polychaeta en Crustacea waargenomen in 2005 dan in 2004. Het aantal soorten van Bivalvia is nagenoeg gelijk (16 in 2005 vs 15 in 2004) in die twee campagnes.

Periode	Taxonomische Klasse	Aantal soorten	Gemiddelde Dichtheid (ind.m-2)	Gemiddelde Biomassa (gAFDW m-2)
2004	Polychaeta	52	705	2.182
2004	Crustacea	46	125.3	0.311
2004	Bivalvia	15	211.3	64.569
2004	Gastropoda	5	2.8	0.216
2004	Stelleroidea	3	2.8	0.088
2004	Pycnogonida	1	0.1	0
2004	Echinoidea	1	6.2	1.956
2004	Ascidacea	1	0	0
2005	Polychaeta	56	758.4	5.155
2005	Crustacea	55	135.5	1.305
2005	Bivalvia	16	575.1	66.61
2005	Gastropoda	7	4.9	0.528
2005	Stelleroidea	4	17.7	0.664
2005	Pycnogonida	3	0.1	0
2005	Echinoidea	1	20.8	3.375
2004-2005	Polychaeta	64	731.2	3.654
2004-2005	Crustacea	60	123.4	0.771
2004-2005	Bivalvia	16	389	65.576
2004-2005	Gastropoda	7	2.5	0.37
2004-2005	Stelleroidea	4	8.5	0.372
2004-2005	Pycnogonida	3	0	0
2004-2005	Echinoidea	1	9.7	2.66
2004-2005	Ascidacea	1	0	0

Tabel 2 Taxonomische klassen, aantal geïdentificeerde soorten aangetroffen tijdens de huidige studie (campagnes apart en samengevoegd). Gemiddelde (berekend over alle genomen monsters) dichtheid en biomassa (maximale waarden zijn vet afgedrukt) vertegenwoordigd door de taxonomische klassen in de huidige dataset.

De Polychaeta zijn met gemiddeld (over de studie periode) 731 individuen per m² de meest abundante groep, gevolgd door de Bivalvia (389 ind m²) en de Crustacea (123 ind m²). Worden de gegevens betreffende de verschillende klassen in biomassa uitgedrukt dan vormt de klasse Bivalvia de dominante groep met een gemiddelde biomassa (65.6 gADW m⁻²). De totale bodemdieren biomassa wordt dan ook voor het grootste deel bepaald door die van de tweekleppige.

In beide jaren bereiken de verschillende taxonomische klassen vergelijkbare niveaus van dichtheid en biomassa (Figuur 7).



Figuur 7. Dichtheden en biomassa van de taxonomische klassen (op soorten niveau bepaald) waargenomen tijdens de 2004 en 2005 monstercampagnes.

3.2.1.2 Dominante soorten

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

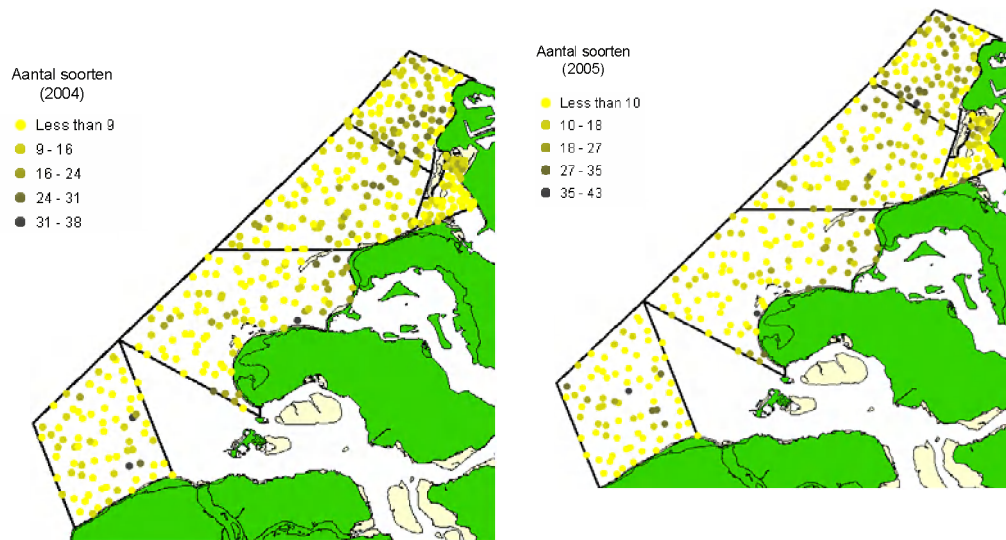
1. de gemiddeld meeste frequente soorten
2. de soorten met de hoogste gemiddelde dichtheden
3. de soorten met de hoogste gemiddelde relatieve biomassa.

Voor elk deelgebied zijn drie soortenlijsten opgesteld door een selectie te maken van de tien eerste soorten in elk deelgebied met betrekking tot deze drie verschillende maten van dominantie (Bijlage 3).

Over alle gebieden komen de soorten *Nephtys cirrosa* (borstelworm) en *Ensis sp. directus* (tweekleppige) systematisch voor in de top tien lijst met betrekking tot biomassa. Wanneer rekening gehouden wordt met de dichtheid zijn er de drie (borstelworm) soorten *Nephtys cirrosa*, *Scoloplos armiger* en *Spiophanes bombyx* die in alle lijsten aanwezig zijn. Met betrekking tot de frequentie komt enkel de soort *Scoloplos armiger* in de top tien lijst van de vijf gebieden voor.

3.2.2 Aantal soorten en Shannon index

Om een eerste indruk te krijgen over de ruimtelijke distributie van het aantal soorten van infauna zijn er spreidingskaarten gemaakt voor de jaren 2004 en 2005 (Figuur 8). De kaarten voor de Shannon index worden weergegeven in Bijlage 4.



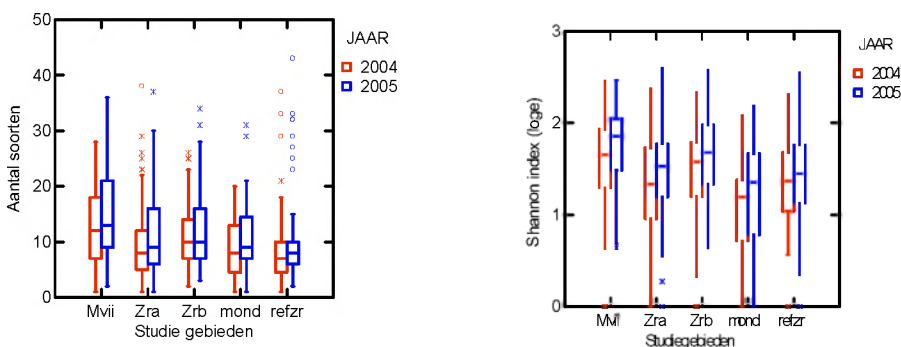
Figuur 8.- Verspreiding van het aantal soorten waargenomen tijdens de 2004 en 2005 monstercampagnes.

Voor zowel het aantal soorten als de Shannon index laten de kaarten duidelijke patronen zien in de ruimtelijke distributie over het onderzoeksgebied. De getoonde distributie patronen laten duidelijke overeenkomsten zien tussen de jaren 2004 en 2005 (Figuur 8 en Bijlage 4).

De factoren jaar en gebied hebben een significant effect op het aantal soorten en op de Shannon index (ANOVA, $p < 0.01$) (Figuur 9). Het aantal soorten is het hoogst in MV2 in (Fisher LSD test, $p < 0.01$) en het laagst in Ref Zr (Fisher LSD test, $p < 0.05$).

Het gemiddelde van de Shannon index is significant verschillend ($p < 0,01$) in elk studiegebied behalve in Zra en RefZr ($p > 0,05$). De Shannon index is het hoogst in MV2 en het laagste in de monding, intermediaire warden zijn gevonden in Zrb (iets hoger), Zra en RefZr

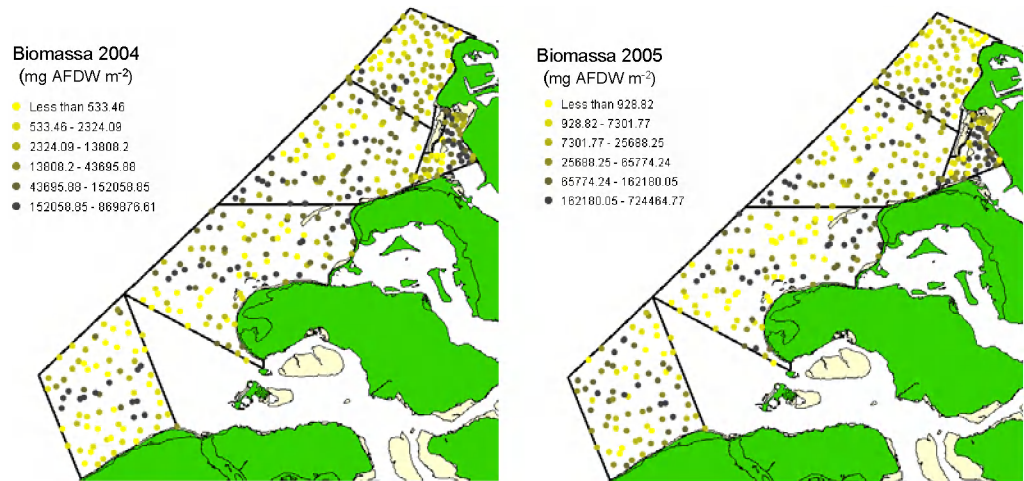
Het aantal soorten en de Shannon index zijn in elke gebied beide systematisch significant hoger in 2005 dan in 2004 ($p < 0,01$).



Figuur 9.- Aantal soorten en Shannon index waargenomen tijdens de twee monsterejaren in de verschillende studie gebieden.

3.2.3 Infauna dichtheid en biomassa

De distributie patronen voor de biomassa aan infauna zijn apart weergegeven voor de jaren 2004 en 2005 (Figuur 10). De kaarten voor de infauna dichtheden worden weergegeven in Bijlage 5 . Zoals ook voor de diversiteit gold, zijn er tussen de jaren zichtbare overeenkomsten in de distributie van de totale biomassa's en dichtheden over het studiegebied.

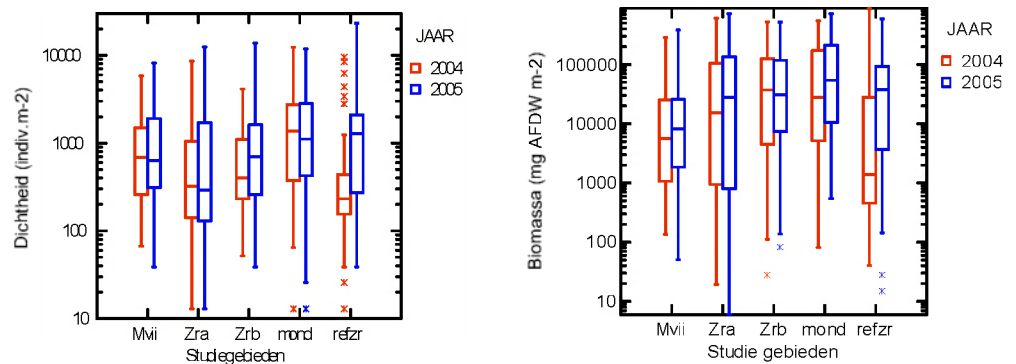


Figuur 10.- Verspreiding van de totale bodemdieren biomassa waargenomen tijdens de 2004 en 2005 monstercampagnes.

De gebieden en de jaren hebben een significant effect (ANOVA, $p < 0.01$) op de dichtheid en biomassa en de interactie tussen die twee verklarende variabelen is ook significant (ANOVA $p < 0.05$). Deze interactie tussen gebied en jaar is goed geïllustreerd met de afwisselende effecten van het jaar in een of een ander gebied zoals de bijzondere toename in dichtheid en biomassa waargenomen in gebied Refzr en in veel mindere mate in de andere gebieden (Figuur 11).

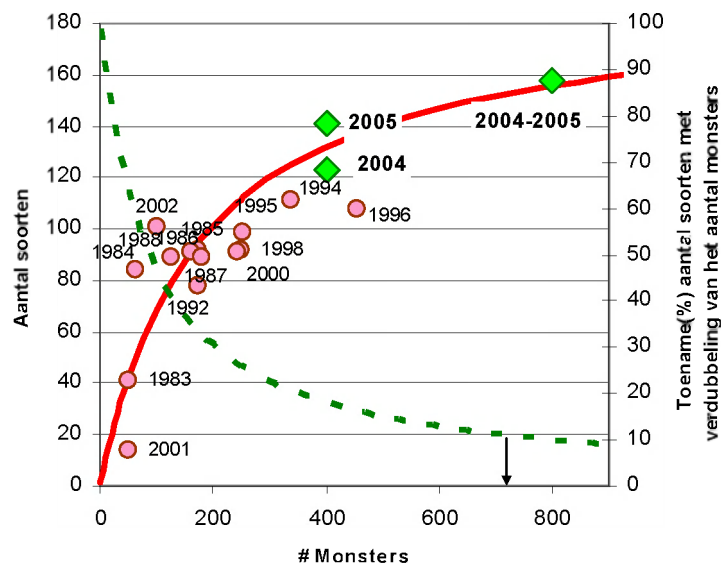
De dichtheden zijn het hoogst in de monding (Pairwise comparison Fisher's LSD test, $p < 0.01$) en lager ($p < 0.01$) in Zra dan in Mv2 en Zrb.

De biomassa is het hoogste ($p < 0.05$ tot $p < 0.01$) in Zrb en Monding. In Mv2, Zra en Refzr verschillen de biomassa's niet significant van elkaar ($p > 0.05$). De biomassa's van 2004 en 2005 zijn significant verschillend met hogere biomassa's ($p < 0.01$) in 2005. Dat is vooral het geval in Refzr.



Figuur 11.- Dichtheid en biomassa aan infauna waargenomen in de verschillende studie gebieden.

3.2.4 Aantal infauna soorten versus bemonsteringsinspanning



Figuur 12.- Species area curve (ononderbroken lijn) berekend op basis van vroegere en huidige studies (jaartalen op grafiek). Toename van het aantal gevonden soorten voor een verdubbeling van het aantal monsters (gebroken lijn). Indicatie van het aantal monsters (700) waarvoor een verdubbeling van de bemonsteringsintensiteit tot slechts een 10% toename leidt.

In totaal zijn er in 2004 en 2005 respectievelijk 124 en 142 soorten geïdentificeerd over het hele studiegebied. Deze aantallen zijn vergeleken met de aantallen gevonden in vorige studies en opgenomen in de database van de CEME Monitor Taakgroep (projecten BELVOOR, BOVO, SLUFTER, MV2). Daarvoor is een 'species area curve' (aantal soorten als functie van het aantal monsters) berekend op basis van alle beschikbare gegevens (Figuur 12).

De beste fit is gevonden voor een verzadigingskromme met een asymptoot gelijk aan 190 soorten en een halfverzadiging (aantal monsters waarvoor 50% van alle soorten gevonden is) die bereikt is voor 175 monsters. Met de huidige monitoringsopzet zijn dus meer dan 80% van alle (vermoedelijke) 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 12). De optimale bemonsteringsinspanning waarvoor een verdubbeling van het aantal monsters tot een toename in het aantal soorten dat kleiner is dan 10% zou leiden (Davies, 2001) wordt bereikt voor 700 monsters verspreid over het studiegebied. Rekening houdend met de onzekerheidsmarge rond deze getallen kunnen wij de huidige bemonsteringsinspanning (402 per jaar) beschouwen als optimaal voor de schatting van de soortenrijkdom gebaseerd op een twee jaar monitoring.

3.3 Relaties tussen habitat en infauna

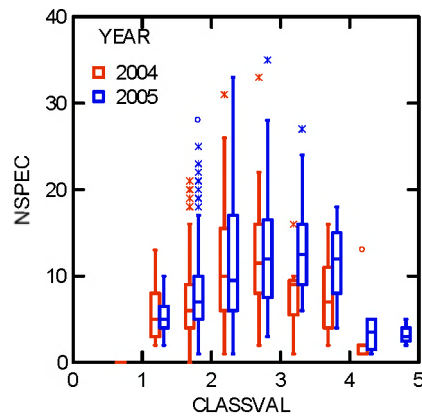
3.3.1 Directe waarnemingen van trends in de gegevens

Visuele waarnemingen van de distributie van de infauna descriptoren als functie van de omgevingsfactorwaarden geven een directe zicht op de relatie tussen infauna en de omgevingsfactoren. De waargenomen trends zijn gebruikt voor het formuleren van hypothesen mbt de controle van infauna door zijn habitat.

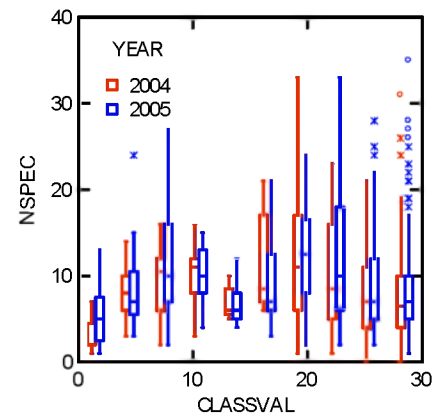
3.3.1.1 Aantal soorten vs omgevingsfactoren

Alle figuren met betrekking tot de relatie tussen de omgevingsfactoren en het aantal bodemdieren soorten zijn te vinden in Bijlage 8 en Bijlage 9. Ter illustratie geven we hieronder (Figuur 13) enkel de figuren over de (meest duidelijke) relatie van het aantal soorten met de mediaan korrelgrootte en het zoutgehalte.

Phimed



Zout



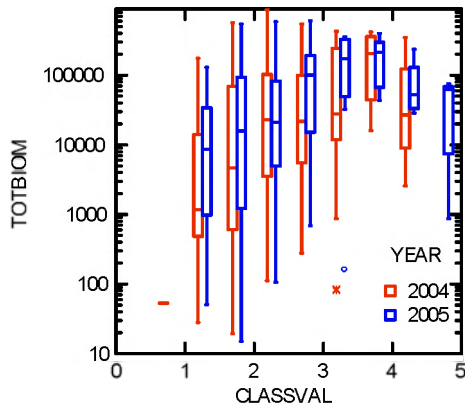
Figuur 13.- Aantal bodemdiersoorten vs de mediane korrelgrootte (phimed; in phi) en zoutgehalte (ppt)

- Van de drie sediment factoren laat de indeling van de mediane korrelgrootte in phi het duidelijkste patroon zien met een optimum voor het aantal soorten voor een gemiddelde mediane korrelgrootte (2-3 Phi / 250-125 μm).
- Het aantal soorten neemt toe met de diepte.
- De relaties tussen het aantal soorten en de stromingparameters zijn niet eenduidig maar wijzen op een sturend effect bij extreme waarden.
- Het aantal soorten neemt duidelijk af bij een zoutgehalte tussen 10 en 0 ppt (volgens de bekende kromme van Remane). Boven een zoutgehalte van 20 ppt neemt de diversiteit ook af. De gebieden van hoge saliniteit zijn ook gekenmerkt door hun hoger hydrodynamica, wat de lagere aantallen soorten zou kunnen verklaren.

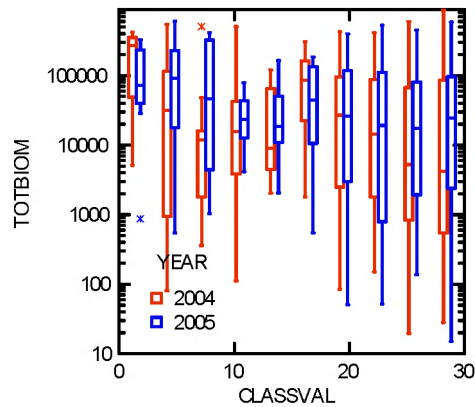
3.3.1.2 Biomassa vs omgevingsfactoren

Alle figuren met betrekking tot de relatie tussen de omgevingsfactoren en het aantal bodemdieren soorten zijn te vinden in Bijlage 10 en Bijlage 11. Ter illustratie geven we hieronder (Figuur 14) enkel de figuren over de (meest duidelijke) relatie van de biomassa met de mediaan korrelgrootte en het zoutgehalte.

Phimed



Zout



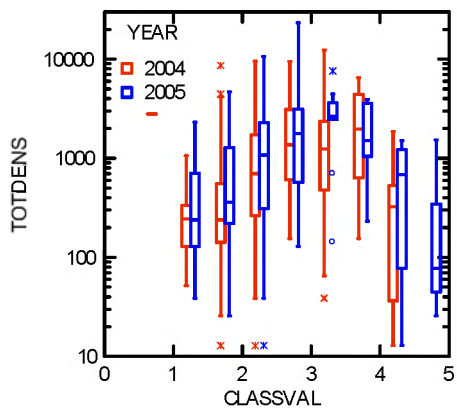
Figuur 14.-Totale infauna biomassa (mg AFDW m⁻²) vs de mediane korrelgrootte (phimed; in phi) en zoutgehalte (ppt)

- Als voor het aantal soorten blijkt een relatie aanwezig te zijn tussen de korrelgrootte en de bodemdieren biomassa. Echter komt de optimum voor fijnere korrelgrootteklassen, tussen 3 en 4 Phi eenheden (125-63 µm)
- Er is evenals bij de aantallen soorten wel sprake van een respons van biomassa op de stromingsparameters, maar voor de biomassa is deze niet eenduidig.
- In tegenstelling tot de diversiteit laat de biomassa tussen 0 en 10 ppt een daling zien bij toenemende zoutgehaltes. Bij hogere zoutgehaltes neemt de variatie in biomassa toe.

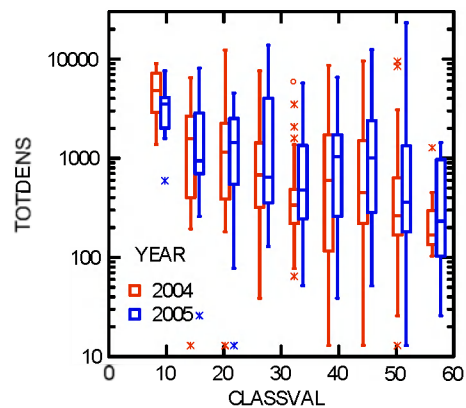
3.3.1.3 Dichtheid vs omgevingsfactoren

Alle figuren met betrekking tot de relatie tussen de omgevingsfactoren en de bodemdieren dichtheden zijn te vinden in Bijlage 12 and Bijlage 13. Ter illustratie geven we hieronder (Figuur 15) enkel de figuren over de (meest duidelijke) relatie van het aantal soorten met de mediaan korrelgrootte en de gemiddelde stroomsnelheid.

Phimed



Gemgem



Figuur 15.- Bodemdieren dichtheid (ind m⁻²) vs de mediane korrelgrootte (phimed; in phi) en gemiddelde stroomsnelheid bij gemiddeld tij (gemgem; cm s⁻¹)

- De dichtheid aan bodemdieren laat een optimum zien voor korrelgrootten tussen 3 en 4 Phi eenheden (125–63 µm).
- Bodemdieren dichtheden nemen sterk af bij toenemende stroomsnelheden
- Er is een afnemende trend in bodemdieren dichtheid met het zoutgehalte.

3.3.2 Onderscheidingsvermogen voor Infauna descriptoren

Met een 'Power Analyse' is er een schatting gemaakt van de veranderingen in het aantal soorten, biomassa en dichtheid die waarneembaar zouden moeten zijn met behulp van een t-test in de verschillende studiegebieden (Tabel 3).

	Aantal Soorten	Totale Biomass a	Totale dichtheid
mond	22.2	51	46.2
MV2	16.5	61.1	35.2
refzr	25.4	60.8	61.9
Zra	20.5	42.6	48.1
Zrb	16.6	39.8	38.9
Geheel	9.1	22.4	21.7

Tabel 3.- Minimaal waarneembaar verschil (%) in het aantal soorten en biomassa van de infauna in de verschillende studiegebieden.

Het gemiddelde onderscheidingsvermogen (detectie van verandering d%) per gebied is hoger voor het aantal soorten ($d\%=20 \pm 7.5$) dan voor de biomassa ($d\%=51 \pm 19.5$) of de dichtheid ($d\%=46 \pm 20.2$). Over het hele studiegebied kunnen, op basis van de twee jaren monitoring, veranderingen van 9 % in het aantal soorten en 22% in biomassa en dichtheid waargenomen worden.

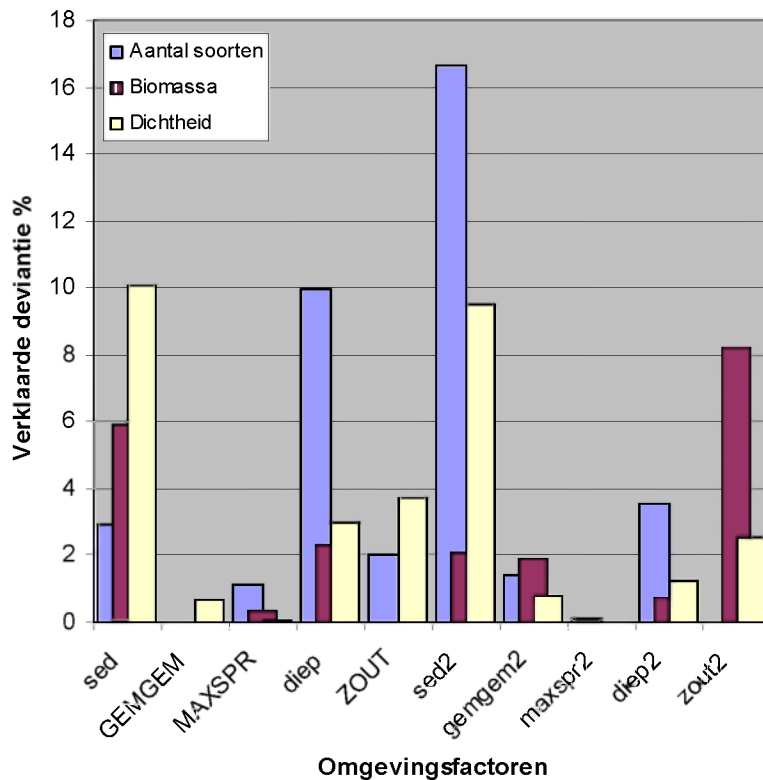
3.3.3 Parameterbepaling van het infauna-habitat model voor het aantal soorten en biomassa

	Parameters			Verklaringspercentage			
	Aantal soorten	Totale biomassa	Totale dichtheid	Aantal soorten	Totale biomassa	Totale dichtheid	
constant	-1.7546	6.5809	0.5202	-	-	-	
phimed	2.6325	3.0859	5.2226	2.902	5.896	10.09	
GEMGEM	-0.0170	0.1098	-0.1250	<i>0.002</i>	<i>0.005</i>	0.665	
MAXSPR	0.0088	-0.0012	0.0282	1.111	<i>0.32</i>	<i>0.055</i>	
diep	0.1838	0.3608	0.2698	9.929	2.316	3.007	
ZOUT	0.0201	-0.2749	-0.0920	2.012	<i>0.01</i>	3.694	
phimed²	-0.4566	-0.5019	-0.8471	16.667	2.106	9.529	
gemgem²	-0.0003	-0.0028	0.0006	1.383	1.916	0.806	
maxspr²	-0.0001	0.0000	-0.0001	<i>0.138</i>	<i>0.002</i>	<i>0.027</i>	
diep²	-0.0051	-0.0117	-0.0097	3.552	0.737	1.259	
zout²	-0.0001	0.0096	0.0048	<i>0.005</i>	8.219	2.554	
				37.702	21.525	31.687	= verklaard
				62.298	78.475	68.313	= onverklaard

Tabel 4.-Gekalibreerde parameters, verklarend percentage van elke omgevingsfactor in het model voor het aantal soorten en de totale infauna biomassa en totale verklaarde/onverklaarde variatie in het model. Stroomsnelheden: gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), maximum bij springtij (maxspr). Phimed: mediane korrelgrootte in phi. *Italic: bijdrage van betreffende parameter is niet significant*

Het plus/min teken van de gekalibreerde coëfficiënten (Tabel 4) is consistent met de trends beschreven uit de directe waarnemingen (3.3.1). Het teken van de coëfficiënt voor de omgevingsfactor en de tweede macht daarvan bepaalt inderdaad de richting van de trend voor de respectievelijk lage en hoge waarden van die omgevingsfactor.

De contributie van elke omgevingsfactor bij het verklaren van de deviantie in het aantal soorten en biomassa is berekend met behulp van het model (Tabel 4, Figuur 16). Hieruit blijkt dat de verklaarde deviantie in het aantal soorten (37%) voornamelijk bepaald wordt door de diepte (13.5%) en de mediane korrelgrootte (17%). De totale infauna biomassa (percentage verklaarde deviantie=22%) blijkt voornamelijk te worden bepaald door mediane korrelgrootte en het zoutgehalte. Het model verklaard *ca* 32% van de deviantie in de bodemdieren dichtheid waarvan 20% verklaard is door de korrelgrootte (optimum bij intermediaire waarden) en 10% door het zoutgehalte en de diepte.



Figuur 16.Percentage van de deviantie in het aantal infauna soorten, de totale infauna biomassa en dichtheid die verklaard is door de verschillende omgevingsfactoren

Na toepassing van het model blijft respectievelijk 62%, 78% en 68% van de deviantie in het aantal soorten, totale biomassa en totale dichtheid onverklaard.

3.4 Bodemdieren van speciaal belang

3.4.1 Verspreiding, dichtheid & biomassa, een overzicht van de IMARES-gegevens

In 2005 werden op de 402 locaties in totaal 43 taxa (waarvan 40 soorten) aangetroffen. 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.

In 2005 kwamen de gevonden soorten veelal overeen met de gevonden soorten in 2004; 5 soorten werden wel aangetroffen in 2005 en niet in 2004. Andersom zijn 4 soorten wel aangetroffen in 2004 en niet in 2005. De grof geribde fuikhoorn (*Nassarius nitidus*) kwam in 2004 niet voor, maar werd in 2005 op 92 stations aangetroffen. De overige soorten (2005: tere hartschelp (*Acanthocardia pauciosata*), fluwelen zeemuis (*Aphrodita acuelata*), witte boormossel (*Barnea candida*), penseelkrab (*Hemigrapsus penicillatus*), fluwelen zwemkrab (*Liocarcinus puber*) en 2004: gedoornde hartschelp (*Acanthocardia echinata*), muiltje (*Crepidula fornicata*), grote tepelhoorn (*Lunatia catena*), sabelschede (*Phaxas pellucidus*) en de ovale standschelp (*Spisula elliptica*) werden respectievelijk op 1 en 4 stations aangetroffen.

De gemiddelde dichtheid en de gemiddelde biomassa (en standaardfout) voor ieder taxon per deelgebied en voor het totale onderzoeksgebied, in 2004 & 2005 zijn weergegeven in Bijlage 15 - Bijlage 18.

Voor 7 taxa is geen biomassa bepaald: strandgaper (*Mya arenaria*) mesheften (*Ensis* sp.), otterschelp (*Lutraria lutraria*), kleine heremietkreeft (*Diogenes pugilator*), gewone heremietkreeft (*Pagurus bernhardus*), grote strandschelp (*Macoma 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.

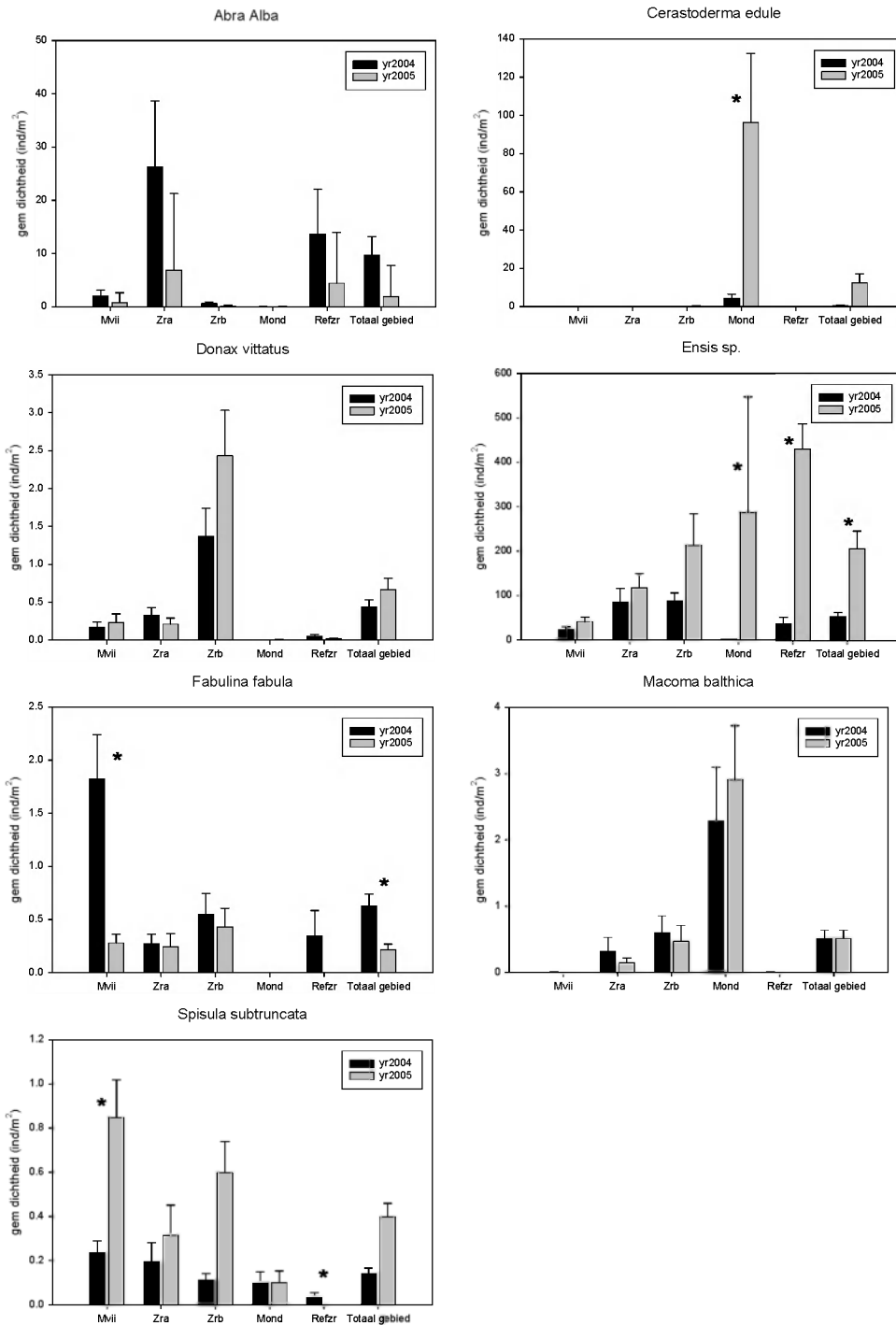
In zowel 2004 als in 2005 zijn in totaal 20 soorten tweekleppige aangetroffen. Van 7 soorten zijn er in beide jaren op meer dan 20 locaties individuen gevonden; rechts gestreepte platschelp (*Fabulina fabula*), strandschelp (*Mya arenaria*), nonnetje (*Macoma balthica*), kokkel (*Cerastoderma edule*), witte dunschaal (*Abra alba*), zaagje (*Donax vittatus*), halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*) en *Ensis* sp. De gemiddelde dichtheden in 2004 en 2005 van de 7 soorten die van te voren zijn geselecteerd als zijnde belangrijk als voedsel voor vogels worden weergegeven in Figuur 17. De gemiddelde biomassa's in 2004 en 2005 worden weergegeven in Bijlage 14.

Figuur 18 tot en met Figuur 24 geven de verspreiding van deze soorten in 2005 (voor 2004 zie: Craeymeersch et al. 2005).

Ensis sp. is verreweg de meest abundante soort in het gebied en komt in elk deelgebied voor, zij het in verschillende dichtheden. In 2005 werd de soort op 337 stations aangetroffen. De kokkel werd in 2005 op 56 stations aangetroffen. Op een enkele uitzondering na lagen deze stations allemaal in het mondingsgebied. Met betrekking tot het aantal stations komen de rechts gestreepte platschelpen het meeste voor in het MV2-gebied en worden ze in zowel het mondingsgebied als het refz-gebied niet tot nauwelijks aangetroffen. Het zaagje komt het meeste in Zra en Zrb voor en het nonnetje wordt het vaakst aangetroffen in de monding. De halfgeknotte strandschelp is het vaakst aangetroffen op stations in MV2 & Zrb en niet tot nauwelijks in refzr. De witte dunschaal ten slotte komt in alle gebieden voor behalve in de monding.

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.

Met betrekking tot de dichtheid bleek dat er voor iedere soort een significant effect van gebied was (n=804, p<0.001).



Figuur 17.- Gemiddelde dichtheden (ind/m²) + se van een aantal schelpdiersoorten in 2004 en 2005 in de verschillende deelgebieden en in het totale gebied. Significante verschillen (p<0.05) tussen de jaren worden aangeduid met een *.

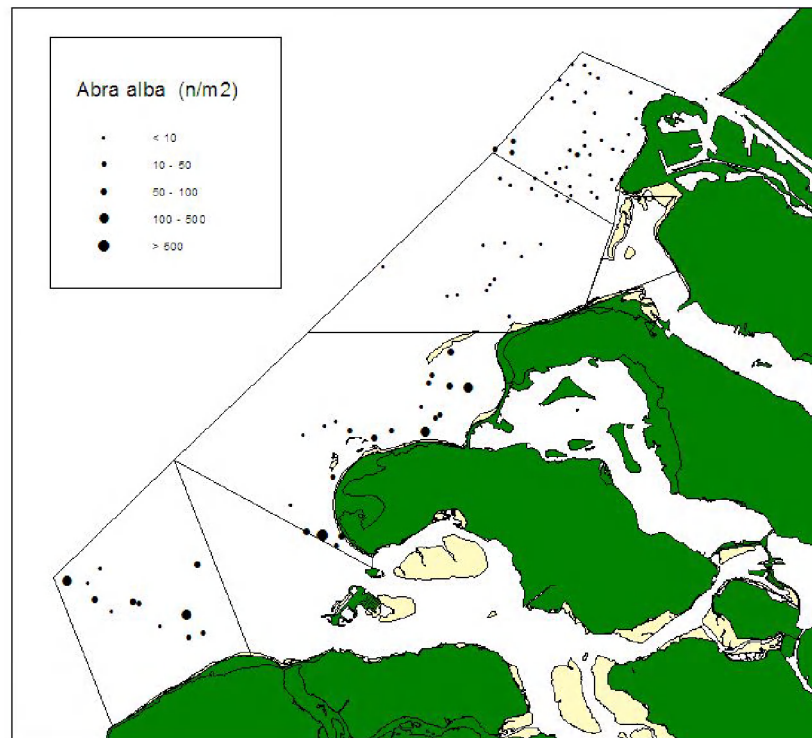
In 2005 was de gemiddelde dichtheid van *Ensis* sp. 54 individuen/m², dit was significant meer dan in 2004 (n=402, p<0.001). In het bijzonder in de monding en het refz-gebied waren de

dichtheden *Ensis* sp. significant hoger in 2005 dan in 2004 ($n=51$, $p<0.01$ & $n=78$, $p<0.001$). De hoogste kokkelaantallen en biomassa's werden gevonden in het mondingsgebied. In dit gebied was de gemiddelde dichtheid/biomassa in 2005 significant hoger dan 2004 ($n=51$, $p<=0.01$).

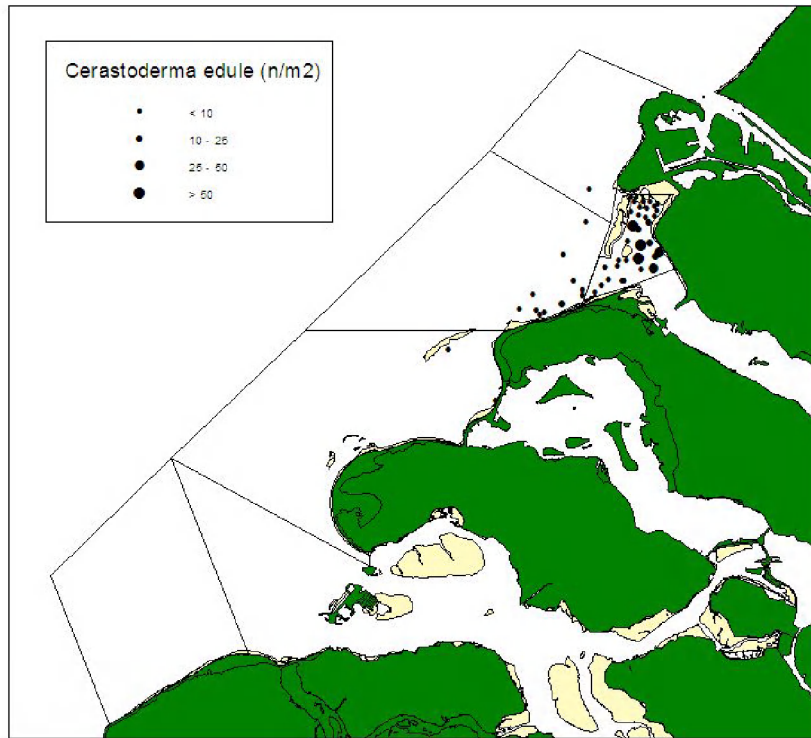
In het MV2 gebied was de gemiddelde dichtheid/biomassa van de rechtsgestreepte platschelp in 2004 significant hoger dan in 2005 ($n=81$, $p<0.05$). Ook over het hele gebied was de gemiddelde dichtheid/biomassa van de rechtsgestreepte platschelp significant hoger in 2004 dan in 2005 ($n=402$, $p<0.001$).

De dichtheden van de halfgeknotte strandschelp waren in MV2 significant hoger in 2005 ($n=81$, $p<0.01$). In Refzr werd in 2005 geen enkele halfgeknotte strandschelp meer aangetroffen. Verschillen in dichtheden/biomassa tussen de jaren waren in dat gebied dan ook significant ($n=78$, $p<=0.05$).

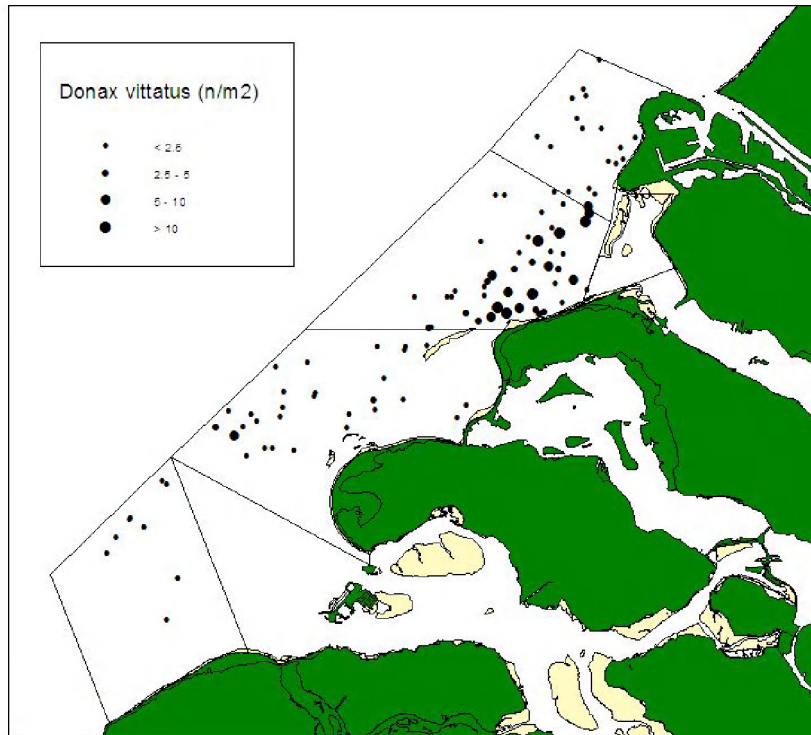
Voor de witte dunschaal, het zaagje en het nonnetje was er zowel binnen de verschillende deelgebieden als voor het gehele gebied geen sprake van een significant verschil in dichtheid en biomassa tussen de jaren 2004 & 2005.



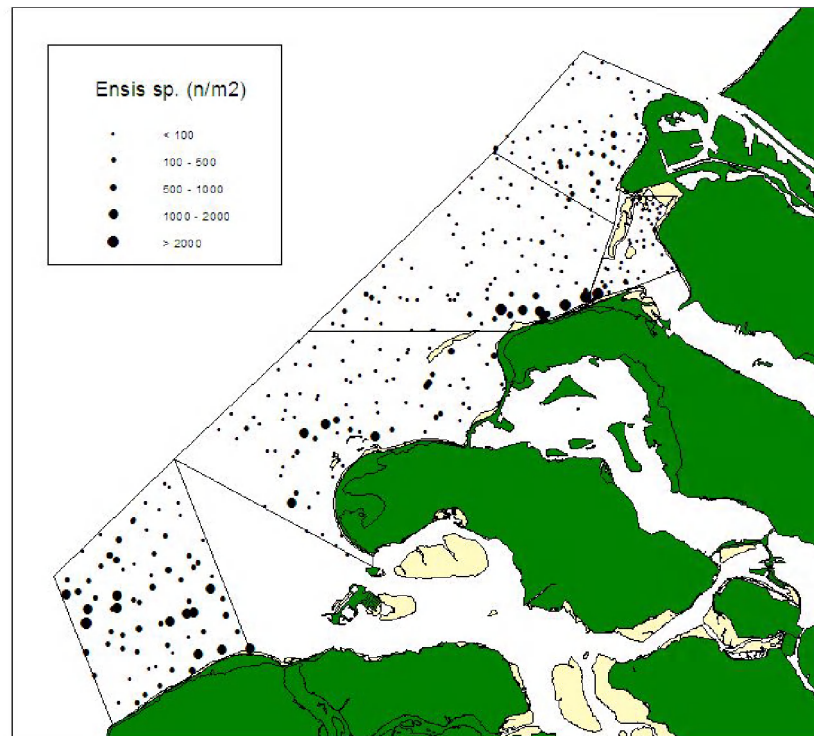
Figuur 18.- Verspreiding van dichtheid (ind/m^2) van de witte dunschaal, *Abra alba* (data IMARES)



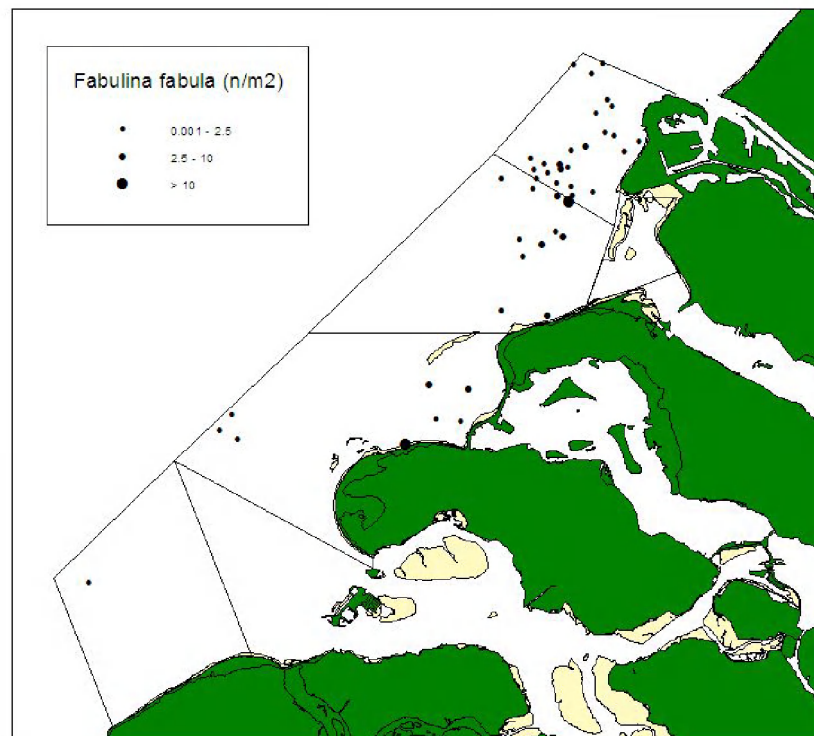
Figuur 19.- Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van de kokkel, *Cerastoderma edule* (data IMARES)



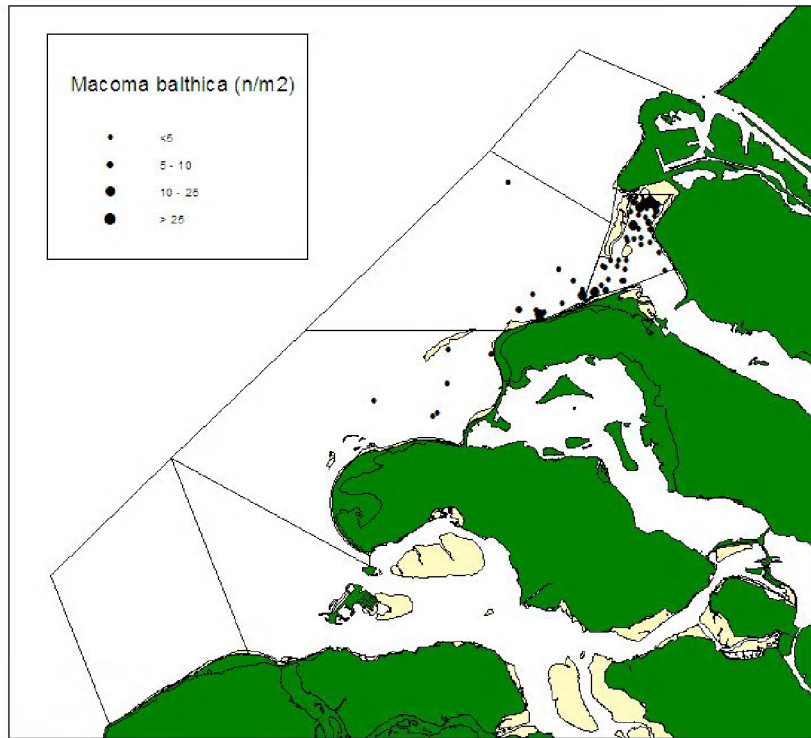
Figuur 20.- Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van het zaagje, *Donax vittatus* (data IMARES)



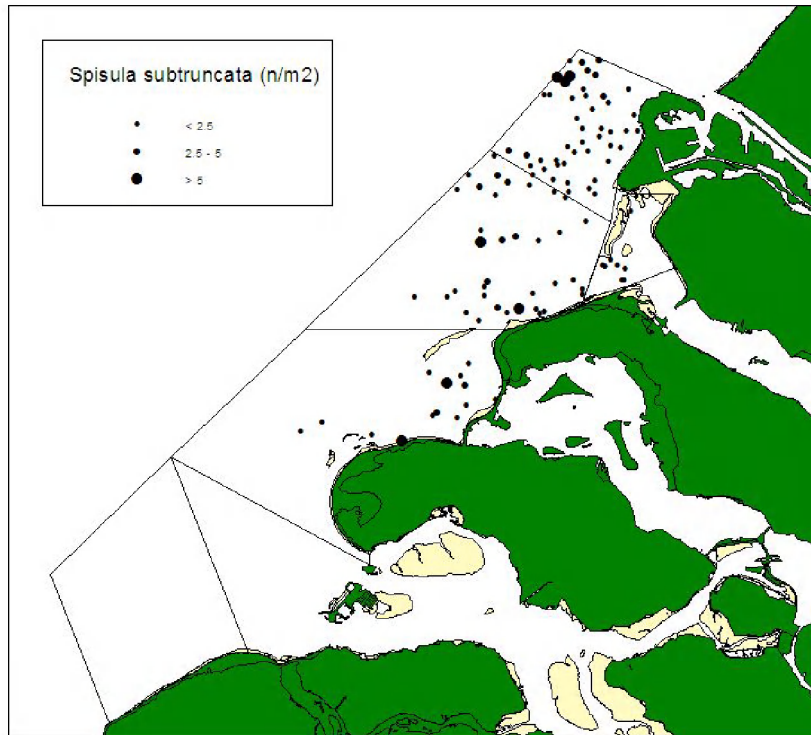
Figuur 21.- Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van *Ensis* sp. (data IMARES)



Figuur 22.- Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van de rechtsgestreepte platschelp, *Fabulina fabula* (data IMARES)



Figuur 23.- Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van het nonnetje, *Macoma balthica* (data IMARES)



Figuur 24.- Verspreiding en dichtheid (ind/m²) van de halfgeknotte strandschelp, *Spisula subtruncata* (data IMARES)

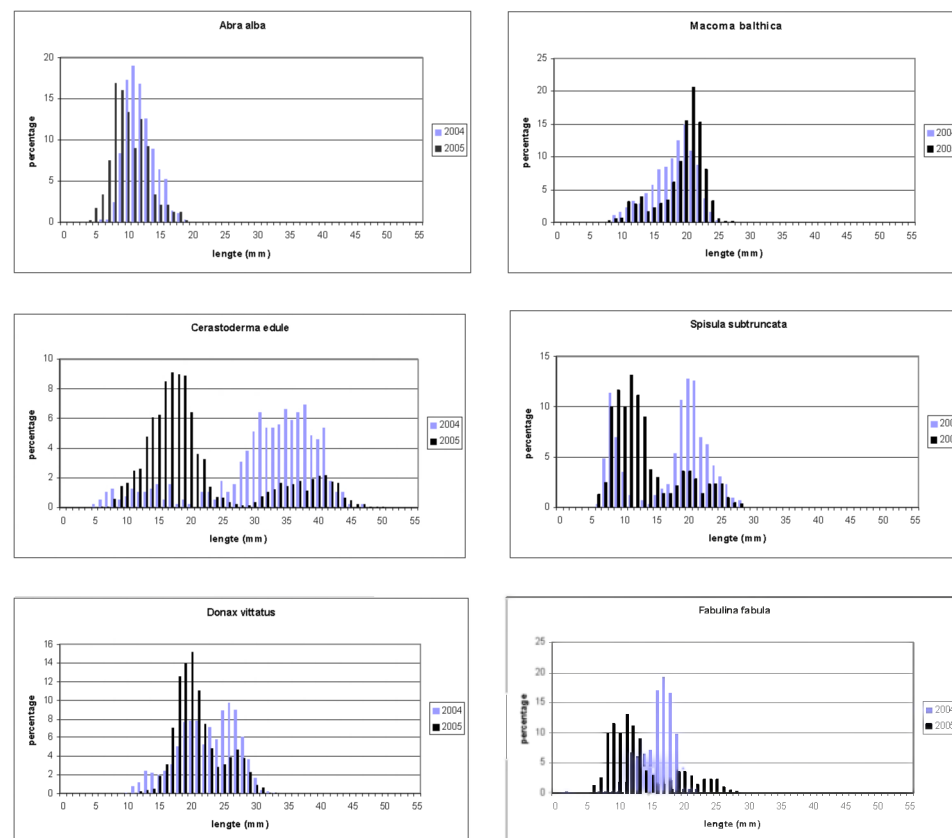
3.4.2 Lengtes

Tabel 6 geeft het aantal gemeten exemplaren, de gemiddelde lengte, de mediane lengte, en de standaarddeviatie van 6 soorten (*Cerastoderma edule*, *Donax vittatus*, *Tellina fabula*, *Abra alba*, *Macoma balthica*, *Spisula subtruncata*). De lengte-frekwentiedistributies voor het hele onderzoeksgebied in 2004 en 2005 zijn gegeven in Figuur 25.

	n	gemiddelde	mediaan	sd
<i>Abra alba</i>	479	11.74	11.33	2.69
<i>Cerastoderma edule</i>	1471	22.05	18.70	9.60
<i>Donax vittatus</i>	1205	21.52	20.72	3.66
<i>Macoma balthica</i>	619	19.87	20.87	3.45
<i>Spisula subtruncata</i>	648	13.72	12.11	5.10
<i>Fabulina fabula</i>	61	15.99	16.32	2.18

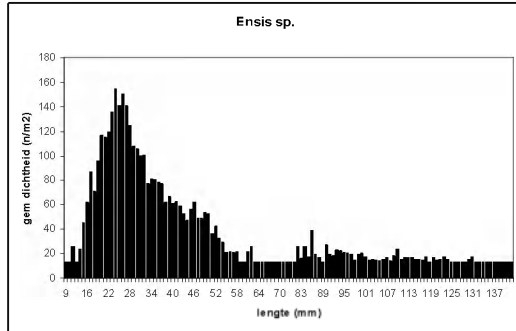
Tabel 5.- Aantal metingen (n), gemiddelde lengte, mediane lengte en standaarddeviatie van tweekleppige die op meer dan 20 locaties aangetroffen zijn.

De grootste verschuivingen in de lengtefrekwentieverdelingen treden op bij kokkel, halfgeknotte strandchelp en rechtsgestrepte platschelp. Voor deze soorten geldt dat in 2005 vooral de kleinere exemplaren domineren, wat duidt op een succesvolle broedval in het voorjaar van 2005. Bij de kokkel kwam dit fenomeen ook al naar voor door een toename in dichtheden. De dichtheden van de rechtsgestrepte platschelp namen echter af in 2005. Hier zal dus ook sprake zijn geweest van een sterfte van voornamelijk de grotere exemplaren in de populatie.



Figuur 25.- Lengte-frekwentiedistributie van een aantal schelpdiersoorten in 2004 en 2005 over het hele onderzoeksgebied (data IMARES).

Onderstaande lengteverdeling op basis van de boxcore gegevens (NIOO), illustreert dat het grootste deel van de populatie van *Ensis* sp. bestaat uit exemplaren kleiner dan 50 mm.



Figuur 26.- Lengteverdeling van *Ensis* sp. in 2005 op basis van de boxcore-gegevens (NIOO)

3.4.3 Onderscheidingsvermogen

Tabel 6 toont het onderscheidingsvermogen voor de bodemdieren van special belang per gebied. Gebieden waar de soorten niet of nauwelijks voorkwamen zijn hierbij weggelaten.

Het onderscheidingsvermogen van de schelpdiersoorten is over het algemeen erg laag en varieert van een onderscheidingsvermogen van 56% voor *Ensis* sp. in refzr tot een onderscheidingsvermogen van 359% voor in *Ensis* sp. in de monding.

Grootheid	Soort	deelgebied	Onderscheidingsvermogen (%)
Dichtheid	<i>Abra alba</i>	MV2	126
		refzr	162
		Zra	138
		Zrb	133
		Totaal	102
	<i>Cerastoderma edule</i>	Mond	148
	<i>Donax vittatus</i>	MV2	137
		Refzr	148
		Zra	95
		Zrb	74
		Totaal	63
	<i>Ensis</i> sp.	Mond	359
		MV2	74
		refzr	56
		Zra	89
		Zrb	98
	Totaal	63	
	<i>Fabulina fabula</i>	MV2	84
		Refzr	277
		Zra	110
	Zrb	109	
Totaal	60		
<i>Macoma balthica</i>	Mond	88	
<i>Spisula subtruncata</i>	Mond	142	
	MV2	68	
	Zra	138	
	Zrb	83	
	Totaal	83	

Tabel 6.- Onderscheidingsvermogen van de uitgevoerde studie (%).

3.4.4 Relatie habitat en de dichtheid van de belangrijkste schelpdiersoorten

Parameterschatting van de verschillende GLM's van dichtheden worden gegeven in Tabel 7. Er zijn eveneens modellen gemaakt aan de hand van de gemiddelde biomassa's. De parameterschattingen behorende bij deze modellen worden weergegeven in Bijlage 19.

	<i>Abra Alba</i>	<i>Cerastoderma edule</i>	<i>Donax vittatus</i>	<i>Ensis sp.</i>	<i>Fabulina fabula</i>	<i>Macoma baltica</i>	<i>Spisula subtruncata</i>
constant	-26.6595	-15.7227	-29.9912	-2.8005	-27.2167	-5.5186	-10.8306
Phimed	13.1732	15.9022	14.0989	3.1781	20.4757	1.7222	5.5049
GEMGEM	0.8206	-0.6744	-0.1631	-0.1177	-0.1407	0.3734	0.2361
MAXSPR	-0.6149	-0.1790	0.2550	0.1711	-0.0222	-0.0250	-0.1153
Diep	0.8490	0.2017	0.3270	0.0425	0.8877	-0.4671	0.3501
ZOUT	1.1283	1.1987	1.0100	-0.2163	0.3657	0.4300	0.2076
Phimed2	-2.3788	-2.1002	-3.0041	-0.6597	-4.3365	-0.1769	-0.8500
gemgem2	-0.0135	0.0228	0.0033	-0.0005	-0.0001	-0.0110	-0.0050
Maxspr2	0.0039	0.0004	-0.0017	-0.0008	0.0001	0.0003	0.0007
diep2	-0.0306	0.0866	-0.0313	-0.0032	-0.0236	0.0324	-0.0021
zout2	-0.0112	-0.1686	-0.0358	0.0108	-0.0084	-0.0190	-0.0054

Tabel 7.- Parameterschattingen voor modellen gebaseerd op dichtheden. Stroomsnelheden: gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld, maximum bij springtij (maxspr). Phimed: mediane korrelgrootte in phi.

Het beschrijvende vermogen (uitgedrukt in percentage verklaarde deviantie) voor de modellen gebaseerd op dichtheden wordt weergegeven in Tabel 8. Deze verschilt per soort en varieert van 17% voor de *Ensis sp.* tot 77% voor de kokkel.

	<i>Abra Alba</i>	<i>Cerastoderma edule</i>	<i>Donax vittatus</i>	<i>Ensis sp.</i>	<i>Fabulina fabula</i>	<i>Macoma baltica</i>	<i>Spisula subtruncata</i>
Phimed	1.982	32.589	1.398	<i>0.006</i>	<i>0.138</i>	21.86	2.688
GEMGEM	0.574	2.508	4.25	1.346	1.376	26.364	<i>0.094</i>
MAXSPR	1.153	5.453	<i>0.001</i>	5.871	0.931	6.339	<i>0.138</i>
Diep	0.379	0.828	4.524	<i>0.041</i>	8.558	1.426	10.72
ZOUT	22.359	21.275	0.539	3.663	0.824	<i>0.035</i>	1.732
Phimed2	13.795	1.837	18.988	0.8	11.827	0.404	7.103
gemgem2	7.914	4.545	10.209	<i>0.001</i>	1.334	4.243	5.163
Maxspr2	4.302	<i>0.035</i>	4.224	1.496	<i>0.021</i>	<i>0.001</i>	0.954
diep2	6.037	1.61	3.401	<i>0.036</i>	6.293	<i>0.003</i>	<i>0.22</i>
zout2	<i>0.079</i>	6.954	8.392	3.8	0.477	2.703	1.009
Verklaard	58.574	77.633	55.926	17.06	31.78	63.377	29.821
Onverklaard	41.426	22.367	44.074	82.94	68.22	36.623	70.179

Tabel 8.- % verklaarde deviantie per parameter en voor het hele model (schelpdierdichtheden). Stroomsnelheden: gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld, maximum bij springtij (maxspr). Phimed: mediane korrelgrootte in phi. *Italic: bijdrage van betreffende parameter is niet significant*

Ook is voor elke variabele afzonderlijk de bijdrage aan het model berekend (Tabel 8). De tekens voor de parameterschattingen van de afzonderlijke variabelen vertellen iets over de respons van de soort op deze variabele.

- Voor de witte dunschaal blijkt zoutgehalte met een totale % verklaarde deviantie van 22.6 % het meeste te verklaren. Ook sediment is van groot belang (totale % verklaarde deviantie 15.8 %).
- Voor kokkel is sediment het belangrijkste, gevolgd door zoutgehalte (totale % verklaarde deviantie resp. 34.4 & 28.2 %).

- Voor het zaagje is zowel sediment als de gemiddelde stroomsnelheid bij gemiddeld tij van belang (resp. 20 en 14 %).
- Dit geldt ook voor het nonnetje (totale % verklaarde deviantie sediment=22.2 %, gemgem=30.6 %)
- Het voorkomen van de *Ensis* sp. wordt nog het meest bepaald door de maximale stroomsnelheid bij springtij en het zoutgehalte (beiden ruim 7 %).
- Het voorkomen van de rechtsgestreepte platschelp wordt het meest bepaald door diepte en sediment (resp 15 & 10 %).
- Het voorkomen van *Spisula* ten slotte wordt met name bepaald door de diepte en het sediment (resp 10.9 & 9.7 %).

De modellen voor biomassa geven hetzelfde beeld als de modellen voor dichtheden (Bijlage 20).

4 Discussie

Een centrale doelstelling van de huidige baseline studie bestaat uit het leveren van een bruikbaar referentiekader voor de effectstudies voor het vaststellen van het netto verlies door de landwinning zelf en de daarvan indirecte effecten op de nabije omgeving (VN1) en de habitatverbetering in het zeereservaat (VN2). Dit referentiekader bestaat uit:

- Vaststellen van de t_0 -situatie
- Nagaan of gegevens toereikend zijn voor de bepaling van effecten (onderscheidingsvermogen).

De huidige studie biedt de nodige basis aan gegevens voor het vaststellen eventuele toekomstige verandering in de studiegebieden.

Naast de geleverde producten (database + analyse) heeft de huidige studie aan een beter inzicht in de kennis maar ook de onzekerheidsvelden m.b.t. de doelvariabelen bijgedragen.

4.1 Vaststellen van de t_0 -situatie

4.1.1 Infauna

4.1.1.1 Autonome ontwikkelingen

Er zijn in de twee bemonsterde jaren veel overeenkomsten maar ook verschillen te zien in de waarden en ruimtelijke patronen van het aantal soorten, de totale biomassa's en dichtheden. Overeenkomsten zijn goed te zien in de distributie patronen binnen elk deelgebied tussen de twee jaren (zie b.v. infauna biomassa en aantal soorten). De drie gemeten variabelen laten echter significante verschillen zien tussen de twee monsterjaren met systematische hogere waarden in 2005 dan in 2004. Het studiebrede bereik van de waargenomen veranderingen wijzen naar een sterke temporele controle. Dit is deels bevestigd door een recente studie naar de historische ontwikkeling van het macrobenthos in de Voordelta (Wijnhoven et al., 2006) waaruit blijkt dat na een periode van afname tussen de 80's-90's de dichtheid en biomassa tot en met 2004 significant toenemen in de meeste deelgebieden. Bovendien zou de versterkte trend (nl dichtheid en biomassa) waargenomen in het referentie gebied (RefZr) zich moeten vertalen in het uit elkaar autonoom ontwikkelen van de deelgebieden mbt de infauna dichtheid en biomassa. Zo'n ontwikkeling maakt het werken met een statische referentie situatie erg problematisch. De aanwezigheid van een zodanige ontwikkeling onderstreept de nood om de opname van de huidige situatie aan te vullen met de autonome ontwikkeling van de verschillende deelgebieden voor de definitie van de t_0 situatie.

4.1.1.2 Het gebruik van diversiteit indexen

Als aanvulling op het aantal soorten werd door de opdrachtgever gevraagd om de Shannon index mee te nemen in de analyse van de diversiteit van de infauna. Door zijn formulering ($H = -\sum_{i=1}^S (p_i) \ln(p_i)$; p_i = frequency soort i , S = aantal soorten) is de Shannon index vrij gevoelig voor numerieke verschuiving in de soortensamenstelling. Korte termijn processen zoals rekrutering kunnen dus een directe (positieve of negatieve) invloed uitoefenen op de waarde van de Shannon index. Een afname in de Shannon index kan zowel een afname in het aantal soorten als een toename in de dominantie van één soort betekenen. Een dergelijke dubbelzinnige respons maakt het gebruik van de Shannon index problematisch voor de geplande effectstudies. Een alternatief is om zowel het aantal soorten en de 'evenness' ($J = H/\ln(S)$) te gebruiken als complementaire indicatoren voor de diversiteit (=het aantal soorten en hun numerieke verhouding). Een nog eleganter alternatief voor het beschrijven van de diversiteit bestaat uit het gebruik van recent ontwikkelde indexen (bv gemiddelde taxonomische onderscheiding, Δ^*) die gebaseerd zijn op de taxonomische afstand tussen elk organisme aanwezig in een monster (Warwick & Clarke, 1995). Deze nieuwe klasse van indexen is gekenmerkt door een lage gevoeligheid voor kwantitatieve aspecten als het aantal getelde

organismen en de aanwezigheid van zeldzame soorten, twee factoren die de Shannon index en het aantal soorten als diversiteit indexen parten spelen.

Een probleempunt bij het gebruik van diversiteit indexen in het kader van een effectstudie blijft de problematische definitie van een ecologische relevante metriek. Bijvoorbeeld antwoord geven op de vraag of een toename van de Shannon index tussen 1 en 2 gelijk is aan die tussen 2-3 is niet eenvoudig. Daarentegen vormt het additieve karakter van het aantal soorten wel een kant-en-klare indicator voor gebruik in een effectstudie waar veranderingen in diversiteit vergeleken moeten worden.

4.1.2 *Bodemdieren van speciaal belang*

4.1.2.1 Sterke temporele variaties als gevolg van massieve rekrutering

Voor de kokkel, *Ensis* sp., de halfgeknotte strandschelp en de rechtsgestreepte platschelp waren significante verschillen in dichtheden en biomassa's te zien tussen 2004 en 2005. Het bestand aan halfgeknotte strandschelpen was in 2004 het laagste gemeten in de laatste tien jaar (Craeymeersch & Perdon 2004). In 2005 waren de dichtheden weliswaar iets hoger, maar nog steeds slechts een fractie van de in het verleden aangetroffen dichtheden. Ook nonnetjes kwamen in het verleden in het mondingsgebied van de Haringvliet dikwijls in hogere dichtheden voor (Craeymeersch 1999; Craeymeersch & Hummel, 2004).

Mesheften komen in 2004 in hogere dichtheden voor dan in het verleden (Craeymeersch & Perdon, 2004) en in 2005 waren de dichtheden wederom significant hoger dan in 2004. De toename in dichtheden en het feit dat de populatie werd gedomineerd door exemplaren kleiner dan 50 mm duiden op een succesvolle broedval van *Ensis* sp. in 2005. Ook voor de kokkeldichtheden in de haringvlietmonding geldt dat, wanneer deze worden vergeleken met resultaten van veldstudies uit het verleden (zie Craeymeersch en Wijsman, 2006) de dichtheden, zoals aangetroffen in het najaar van 2005 nog nooit zo hoog zijn geweest. Hier moet echter wel een kanttekening bij worden gezet; Het grootste deel van de populatie in 2005 is broed uit 2005. In de haringvlietmonding vindt in de winter regelmatig aanzienlijke sterfte van (jonge) kokkels plaats door de hoge rivierafvoeren van de rijn (Steenbergen, 2004). Tijdens een veldstudie naar kokkels in de Haringvlietmonding in het voorjaar van 2006 werden dan ook erg veel dode broedjes aangetroffen (D. Baars, pers comm.). De veldstudies zijn in het verleden altijd in het voorjaar uitgevoerd, na eventuele wintersterfte. Daarom zijn de gegevens niet helemaal vergelijkbaar.

4.1.2.2 Buitendelta's afhankelijke ontwikkelingen en de keuze voor een referentie gebied

Schelpdierbestanden worden gekenmerkt door een hoge dynamiek. Habitat is niet als enige parameter bepalend voor het voorkomen van schelpdieren, jaar heeft ook effect. Wanneer dus sprake is van een goede broedval, hoeft dat niet per definitie een gevolg te zijn van veranderde omstandigheden. Een vergelijking met andere, niet onder invloed staande gebieden is hierbij essentieel. Hiervoor is in eerste instantie het referentiegebied aangeduid. Uit deze studie is echter gebleken dat de verschillende deelgebieden qua dynamiek behoorlijk van elkaar verschillen. Ook dichtheid en voorkomen van de schelpdiersoorten afhankelijk is van het gebied. Dit is op zich niets nieuws. Uit een onlangs door Craeymeersch en Wijsman (2006) uitgevoerde trendanalyse en uit eerdere rapportages lijken er ook significante verschillen in schelpdiervoorkomen aanwezig te zijn tussen de deelgebieden (Craeymeersch, 1999a; Craeymeersch & van der Land, 1998). Craeymeersch en Wijsman (2006) concludeerden dat de verschillen zich niet beperken tot een verschil tussen het mondingsgebied van het Haringvliet en de overige deelgebieden van de MEP-MV2 studie. Ook tussen de andere gebieden zijn er verschillen. Dat geldt vooral voor het gekozen referentiegebied, dat niet alleen verschilt met het mondingsgebied, maar voor meerdere variabelen ook met de andere deelgebieden waarin landwinning en zeereservaat gepland zijn. Soorten als de halfgeknotte strandschelp, zaagje, rechtsgestreepte platschelp en mesheft werden in het verleden bijvoorbeeld niet of praktisch nooit gevonden in het mondingsgebied van het Haringvliet (deelgebied MOND). In 2005 wijkt dit beeld voor *Ensis* sp. af door een succesvolle broedval in de monding. Kokkels en nonnetjes komen in deze studie als ook in het verleden praktisch uitsluitend in de monding voor.

4.2 Vermogen om veranderingen te detecteren

4.2.1 Onderscheidingsvermogen vs monitoring inspanning

Om in de toekomst het effect van het instellen van het zeerreservaat te kunnen evalueren, moeten de metingen voldoende nauwkeurig zijn. Het programma van eisen vroeg om een nauwkeurigheid van 1-10% (RIKZ, 2004). Om een dergelijke nauwkeurigheid te bereiken zou er echter een zeer groot aantal monsters genomen moeten worden. De gevolgde bemonsteringsopzet werd dan ook geconfigureerd door het minimaliseren van de ratio tussen de bemonsteringsinspanning (aantal monsters) en statistische robuustheid (onderscheidingsvermogen).

Voor de infauna was het onderscheidingsvermogen goed te noemen. Het onderscheidingsvermogen voor de bodemdieren van speciaal belang was echter over het algemeen laag.

Onderscheidingsvermogen hangt onder andere af van het aantal monsters dat is genomen. Meer monsters levert over het algemeen een hoger onderscheidingsvermogen. Een vergroting van het onderscheidingsvermogen voor de doelvariabelen kan in dit geval enkel bereikt worden door het verzamelen van extra monsters. Daarom wordt geadviseerd om nog een 3^e monsterjaar in te lassen.

4.2.2 Onderscheidingsvermogen vs Habitat benadering

Het doel van de habitat benadering was om de variatie in de doelvariabelen deels weg te nemen door het voorkomen te verklaren aan de hand van omgevingsfactoren (GLM).

Het beschrijvende vermogen van de doelvariabelen voor infauna (# soorten, totale biomassa & totale dichtheden) was matig. De goed zichtbare terugkerende distributie patronen op de kaarten voor de infauna wijzen op deterministische processen die vermoedelijk niet helemaal verklaard kunnen worden door de huidige samenstelling van omgevingsfactoren.

Het beschrijvende vermogen van de modellen voor de bodemdieren van speciaal belang varieerde van matig/slecht tot goed, afhankelijk van de schelpdiersoort.

De effecten van de verschillende omgevingsfactoren op de doelvariabelen acteren waarschijnlijk niet onafhankelijk van elkaar. Gezien de tijd en het aantal modellen is gekozen 1 model te maken voor alle soorten en doelvariabelen van de infauna. In deze modellen zijn geen interactietermen meegenomen. Wellicht zou een model met interactietermen in sommige gevallen echter wel een betere beschrijving opleveren.

5 Aanbevelingen voor de vervolgstudies.

Keuze van een referentie gebied voor het reservaat

Evenals Craeymeersch en Wijsman (2006) concluderen wij dan ook dat het referentiegebied idealiter zou liggen in dezelfde buitendelta's als waar het zeereservaat ligt. Dat zal de kans dat populatiedynamiek in zeereservaat en referentiegebied gelijk is, sterk vergroten.

Bemonstering

Gezien de ervaringen uit het verleden en verschillen in zowel infauna diversiteit, dichtheid en biomassa als in dichtheden en biomassa's van de individuele schelpdiersoorten die optraden tussen 2004 en 2005 kan worden geconcludeerd dat 2 jaar bemonsteren te kort is om een goed beeld te geven van de huidige situatie en van de mogelijke autonome ontwikkelingen. Een derde jaar als aanvulling voor de huidige baseline studie gekoppeld aan een herziene omgevingsfactoren dataset zou de nodige informatie bieden voor een uitsluitsel over i. de persistente aard van de ruimtelijke patronen en van de meerjarige trends ii.-de relatie daarvan met de omgevingsfactoren.

De effectstudies moeten veranderingen kunnen aantonen in de bodemdiergemeenschap van de gebieden rondom Maasvlakte 2, in het Zeereservaat en in de referentie gebieden. De randvoorwaarden voor het bereiken van het gewenste onderscheidingsvermogen als functie van het aantal monsters gelden ook voor de effectstudie.

Doelvariabelen

Ensis sp. is op dit moment dichtheidstechnisch de meest dominante soort in het hele onderzoeksgebied. Over biomassa's is echter niets bekend doordat het monstertuig niet toereikend was. Geadviseerd wordt dan ook om een bemonstering gericht op *Ensis* sp. uit te voeren

De keuze van de doelvariabelen voor de effectstudie moet rekening houden met het detecteren van meerjarige veranderingen. Incidentele aspecten zoals rekrutering zouden uitgefilterd moeten worden van de gegevens onderworpen aan de studie. Daarom stellen we voor om de juveniele jaarklassen uit te sluiten van de effectstudie.

De keuze voor een diversiteit index moet op gelijke wijze prioriteit geven aan het efficiënt detecteren van lang termijn trends boven van korte duur gevallen. Het toepassen van diversiteit indexen (ter vervanging van het aantal soorten) in effectstudies zal ondergeschikt moeten zijn aan de definitie van ecologische relevante metrieken.

Habitat benadering

Onderzoek naar meerjarige ruimtelijke patronen (geostatistiek) en hun relaties met de beschikbare omgevingsfactoren kunnen gebruikt worden voor een aanpassing van de model formulering.

De effecten van de verschillende omgevingsfactoren op de doelvariabelen acteren waarschijnlijk niet onafhankelijk van elkaar. Een verbeterde versie van het huidige model zou idealiter de bijbehorende interactietermen moeten bevatten.

De modellen die zijn ontwikkeld zijn niet getest op hun voorspellende vermogen. Voor eventuele effectstudies is dit wel belangrijk. Dan moet worden gekeken of deze modellen ook in de nieuwe situatie nog goede voorspellingen doen.

6 Literatuur

Asjes J, Craeymeersch J, Escaravage V, 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, p 129-133

Craeymeersch JA, Hamerlynck O, Hostens K, Vanreusel A, Vincx M (1990) De ekologsche ontwikkeling van de Voordelta. Deelrapport 1. De huidige ekologsche situatie van de Voordelta

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 (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 J, Hummel H (2004) Effectonderzoek kokkelvisserij Voordelta. Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek. RIVO, Yerseke, 26 pp.

Craeymeersch JA, Perdon J (2004) De halfgeknotte strandschelp, *Spisula subtruncata*, in de Nederlandse kustwateren in 2003 Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek, IJmuiden. RIVO rapport nr. C040/04. 12 pp.

Craeymeersch, JA, Escaravage, V, Perdon, J (2005) Baseline study MEP-MV2. Lot 2 : bodemdieren. Voortgangsverslag juni 2005. RIVO Rapport nr. C027/05.

Craeymeersch, JA, Wijsman, JWM, 2006. Ruimtelijke verschillen en temporele fluctuaties in het voorkomen van een aantal schelpdieren in de Voordelta. IMARES Rapportnr. C013/06.

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

Duin RNM (1994) Poweranalyse bodemdieren Groninger Wad. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee. Werkdocument RIKZ/OS-94.121

FSBI (2004) Effects of fishing on biodiversity in the North Sea. Briefing Paper 3, Fisheries Society of the British Isles, Granta Information Services, 82A High Street, Sawston, Cambridge CB2 4HJ, UK, Tel: +44 (0) 1223 830665, Fax: +44 (0) 1223 839804, Email: FSBI@grantais.demon.co.uk.

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.

Meer van der J (1997) Sampling design of monitoring programmes for marine benthos: a comparison between the use of fixed versus randomly selected stations. Journal of Sea Research 37:167-169

Sisternans WCH, Hummel H, van Hoesel OJA, Markusse MM, Rietveld M, van Soelen E (2005) Macrobenthos 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 R, Rohlf F (1995) Biometry: the principles and practice of statistics in biological research, Vol. W.H. Freeman & Co, New York

Steenbergen J (2004) Het effect van sterk wisselende zoutgehalten op het benthos in de Westerschelde en de Haringvlietmonding. RIVO Rapport nr. C075/04.

RIKZ, 2004. Monitoring en Evaluatie Programma Effecten van de landaanwinning (MEP MV2). Project Mainportontwikkeling Rotterdam (PMR). Programma van Eisen voor de Nulmetingen.

Wijnhoven S, Sisternans WCH, Escaravage V (2006) Historische infauna waarnemingen uit het Voordelta gebied. NIOO-CEME Rapport 2006-04. KNAW-NIOO, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke, 72pp.

Warwick, RM, Clarke KR (1995) New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. Marine Ecology-Progress Series 129(1-3), 301-305.

7 Bijlagen

Bijlage 1.- De voorspelde gemiddelde reactie van invertebratenvoorkomen en -biomassa op visserij

Bijlage 2.- Grafische matrices van de omgevingsfactoren met onderscheid van studiegebieden.

Bijlage 3.- 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, dichtheid of frequentie in alle deelgebieden.

Bijlage 4.- **Verspreiding** van het de waarden van Shannon index (loge) waargenomen tijdens de 2004 en 2005 monstercampagnes.

Bijlage 5.- **Verspreiding** van de infauna dichtheden (indiv. m⁻²) waargenomen tijdens de 2004 en 2005 monstercampagnes.

Bijlage 6.- Frequentie distributie van de omgevingsfactoren voor korrelgrootte (phimed, mumed), percentage slib (slib) en diepte

Bijlage 7.- Frequentie distributie van de omgevingsfactoren voor stroomsnelheid: gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld bij springtij (gemspr), maximum bij gemiddeld tij (maxgem), maximum bij springtij (maxspr). Phimed: mediane korrelgrootte in phi en zoutgehalte

Bijlage 8.-Aantal bodemdieren soorten vs omgevingsfactoren voor mediane korrelgrootte (phimed, mumed), percentage slib (slib) en diepte.

Bijlage 9.-Aantal bodemdieren soorten vs omgevingsfactoren voor stroomsnelheid gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld bij springtij (gemspr), maximum bij gemiddeld tij (maxgem), maximum bij springtij (maxspr). Phimed: mediane korrelgrootte in phi en zoutgehalte.

Bijlage 10.-Totale bodemdieren biomassa vs omgevingsfactoren voor mediane korrelgrootte (phimed, mumed), percentage slib (slib) en diepte.

Bijlage 11.-Totale bodemdieren biomassa vs omgevingsfactoren voor stroomsnelheid: gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld bij springtij (gemspr), maximum bij gemiddeld tij (maxgem), maximum bij springtij (maxspr). Phimed: mediane korrelgrootte in phi en zoutgehalte.

Bijlage 14.- Gemiddelde biomassa's ($\sqrt{m^2}$) + se van een aantal schelpdiersoorten in 2004 en 2005 in de verschillende deelgebieden en in het totale gebied. Significante verschillen tussen de jaren worden aangeduid met een *.

Bijlage 15.- Gemiddelde dichtheid (ind/m²), per soort en deelgebied in 2004 (se=standaardfout van het gemiddelde (data IMARES)).

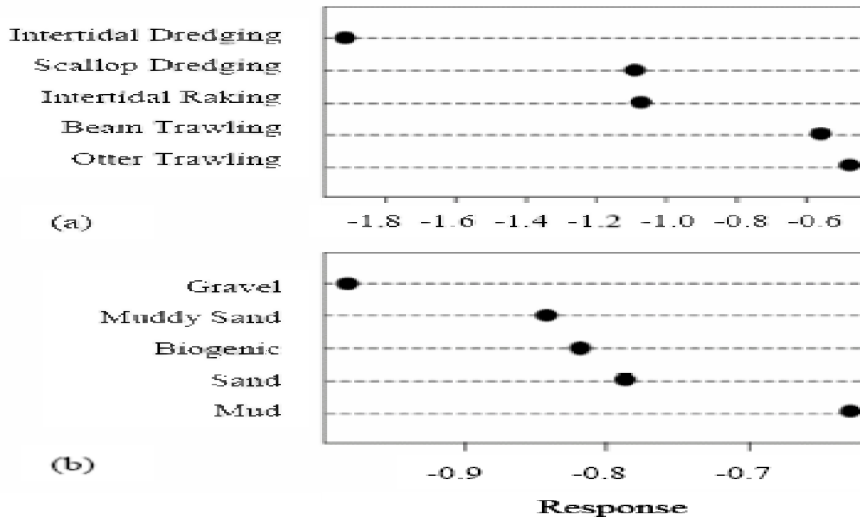
Bijlage 16.- Gemiddelde biomassa (gram versgewicht/m²), per soort en per deelgebied in 2004 (se=standaardfout van het gemiddelde) (data IMARES).

Bijlage 17.- Gemiddelde dichtheid (ind/m²), per soort en deelgebied in 2005 (se=standaardfout van het gemiddelde) (data IMARES)

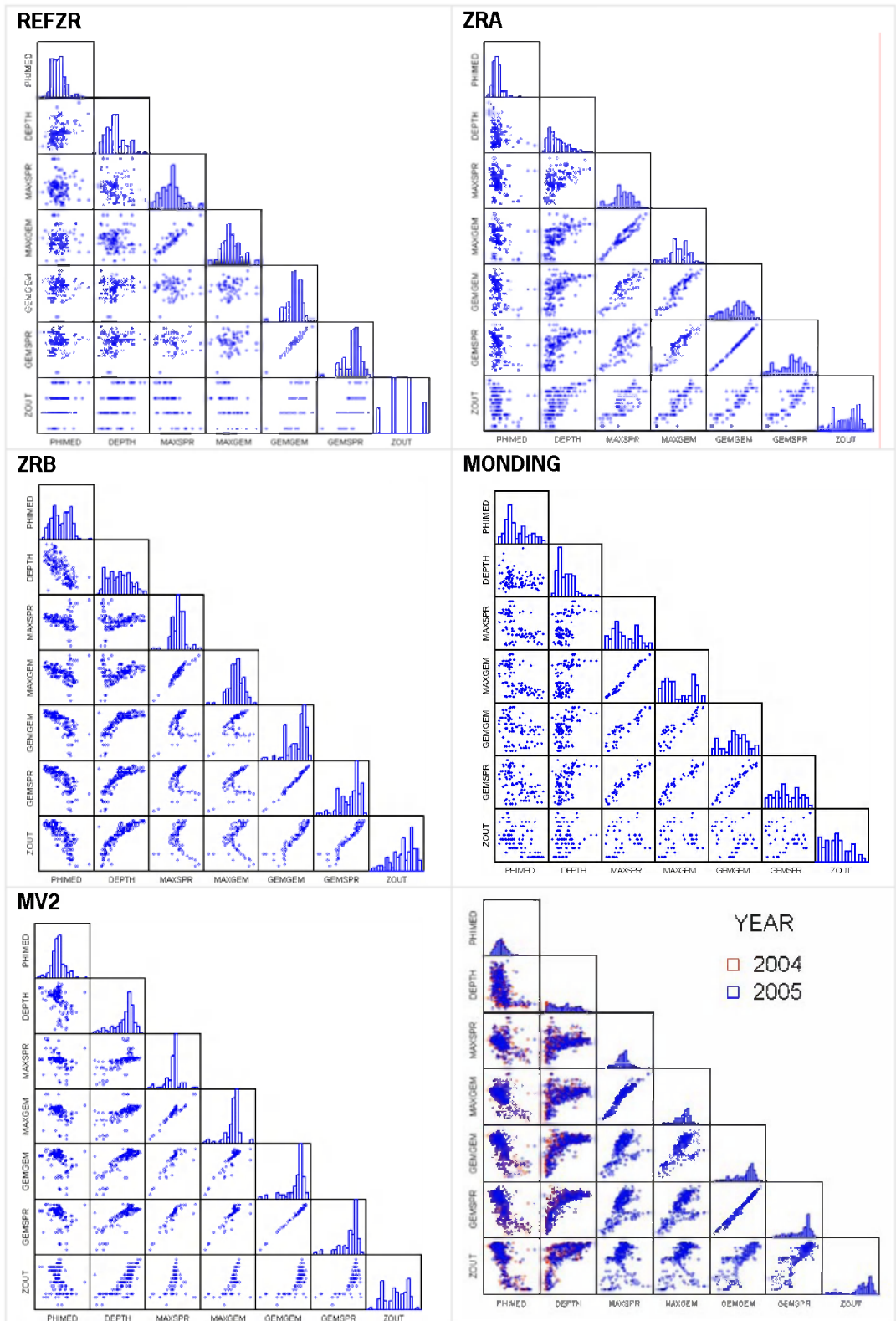
Bijlage 18.- Gemiddelde biomassa (gram versgewicht/m²), per soort en deelgebied in 2005 (se=standaardfout van het gemiddelde) (data IMARES)

Bijlage 19.- Parameterschattingen voor de biomassa's van de verschillende schelpdiersoorten.

Bijlage 20.- % verklaarde deviantie per parameter en voor het hele model. Modellen zijn op basis van biomassa's. *Italic: bijdrage van betreffende parameter is niet significant.*



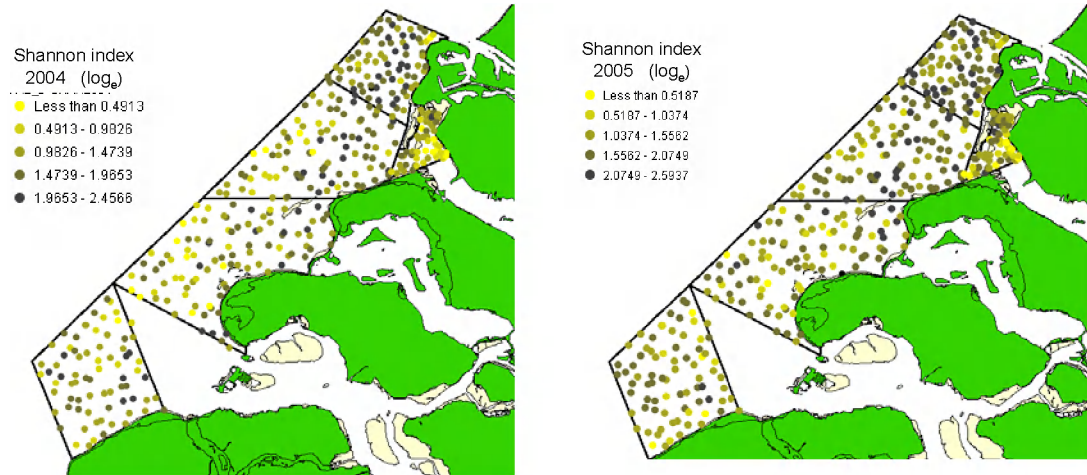
Bijlage 1.- De voorspelde gemiddelde reactie van invertebratenvoorkomen en -biomassa op visserij (a) met verschillende typen vistuig en (b) in verschillende habitats. De gegevens zijn van een meta-analyse van internationale studies en worden weergegeven op een getransformeerde schaal. Waarden corresponderen met een procentuele afname als volgt: -0.1 = 10%; -0.22 = 20%; -0.35 = 30%; -0.5 = 40%; -0.68 = 50%; -1.35 = 75%; -4.61 = 100%. From Kaiser et al. (2002). Reproduced with the kind permission of Michel Kaiser and Blackwell Publishing. (uit FSBI, 2004).



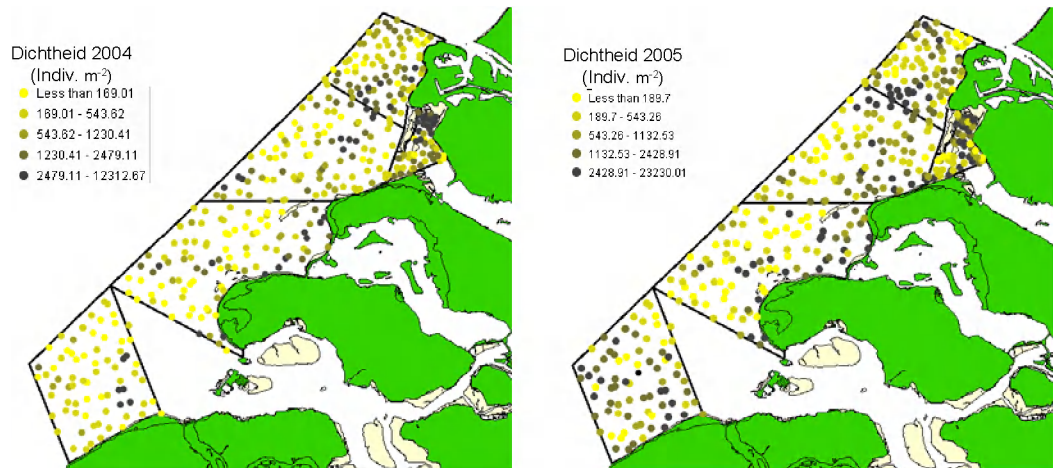
Bijlage 2.- Grafische matrices van de omgevingsfactoren met onderscheid van studiegebieden. Stroomsnelheden: gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld bij springtij (gemspr), maximum bij gemiddeld tij (maxgem), maximum bij springtij (maxspr). Phimed: mediane korrelgrootte in phi.

Zone	Biomassa %	Dichtheid %	Frequentie %
mond	1- <i>Mya arenaria</i> (39.4)	1- <i>Mya arenaria</i> (19.9)	1- <i>Aphelochaeta marioni</i> (64.7)
mond	2-<i>Ensisdirectus</i> (11.8)	2- <i>Aphelochaeta marioni</i> (15.8)	2- <i>Heteromastus filiformis</i> (63.7)
mond	3- <i>Cerastoderma edule</i> (8.5)	3- <i>Heteromastus filiformis</i> (14.7)	3- <i>Mya arenaria</i> (56.9)
mond	4- <i>Heteromastus filiformis</i> (5.4)	4- <i>Spio martinensis</i> (6.9)	4-<i>Scoloplos armiger</i> (51)
mond	5- <i>Macoma balthica</i> (5)	5- <i>Paraonis fulgens</i> (4)	5- <i>Streblospio benedicti</i> (48)
mond	6- <i>Scrobicularia plana</i> (4.3)	6-<i>Scoloplos armiger</i> (3.8)	6- <i>Pygospio elegans</i> (44.1)
mond	7- <i>Nephtys hombergii</i> (3.1)	7- <i>Cerastoderma edule</i> (3.6)	7- <i>Capitella capitata</i> (43.1)
mond	8-<i>Nephtys cirrosa</i> (2.9)	8-<i>Spiophanes bombyx</i> (2.6)	8- <i>Macoma balthica</i> (41.2)
mond	9- <i>Scoloplos armiger</i> (2.1)	9-<i>Nephtys cirrosa</i> (2.4)	9- <i>Nephtys hombergii</i> (38.2)
mond	10- <i>Carcinus maenas</i> (1.3)	10- <i>Nephtys hombergii</i> (2.2)	10- <i>Spio martinensis</i> (36.3)
MV2	1- <i>Echinocardium cordatum</i> (18)	1- <i>Urothoe poseidonis</i> (15.1)	1- <i>Magelona mirabilis</i> (80.9)
MV2	2-<i>Ensisdirectus</i> (17.3)	2-<i>Nephtys cirrosa</i> (12.7)	2- <i>Spiophanes bombyx</i> (74.7)
MV2	3-<i>Nephtys cirrosa</i> (13.5)	3- <i>Magelona mirabilis</i> (11.9)	3- <i>Nephtys cirrosa</i> (72.2)
MV2	4- <i>Nephtys hombergii</i> (5)	4-<i>Spiophanes bombyx</i> (7.9)	4- <i>Urothoe poseidonis</i> (70.4)
MV2	5- <i>Lanice conchilega</i> (2.8)	5-<i>Scoloplos armiger</i> (4)	5- <i>Nephtys hombergii</i> (52.5)
MV2	6- <i>Magelona mirabilis</i> (2.7)	6- <i>Lanice conchilega</i> (2.5)	6- <i>Echinocardium cordatum</i> (43.8)
MV2	7- <i>Scoelepis bonnieri</i> (2.1)	7- <i>Gastrosaccus spinifer</i> (1.9)	7-<i>Scoloplos armiger</i> (38.3)
MV2	8- <i>Scoloplos armiger</i> (1.7)	8- <i>Nephtys hombergii</i> (1.9)	8- <i>Montacuta ferruginosa</i> (36.4)
MV2	9- <i>Callianassa subterranea</i> (1.7)	9- <i>Phyllodoce mucosa</i> (1.9)	9- <i>Tellina fabula</i> (35.8)
MV2	10- <i>Tellina fabula</i> (1.6)	10- <i>Montacuta ferruginosa</i> (1.8)	10- <i>Owenia fusiformis</i> (32.7)
refzr	1-<i>Ensis directus</i> (17.9)	1-<i>Nephtys cirrosa</i> (15.2)	1- <i>Nephtys cirrosa</i> (79.4)
refzr	2-<i>Nephtys cirrosa</i> (16.8)	2-<i>Spiophanes bombyx</i> (5.2)	2- <i>Spiophanes bombyx</i> (58.7)
refzr	3- <i>Echinocardium cordatum</i> (8.5)	3- <i>Ensis directus</i> (4.5)	3-<i>Scoloplos armiger</i> (43.2)
refzr	4- <i>Travisia forbesii</i> (3.2)	4- <i>Urothoe poseidonis</i> (4.1)	4- <i>Magelona mirabilis</i> (35.5)
refzr	5- <i>Scoelepis bonnieri</i> (3.1)	5- <i>Urothoe brevicomis</i> (3.5)	5- <i>Urothoe poseidonis</i> (27.1)
refzr	6- <i>Scoloplos armiger</i> (2.7)	6-<i>Scoloplos armiger</i> (2.9)	6- <i>Echinocardium cordatum</i> (26.5)
refzr	7- <i>Gastrosaccus spinifer</i> (1.8)	7- <i>Notomastus latericeus</i> (2.1)	7- <i>Scoelepis bonnieri</i> (24.5)
refzr	8- <i>Magelona mirabilis</i> (1.5)	8- <i>Magelona mirabilis</i> (2.1)	8- <i>Urothoe brevicomis</i> (23.9)
refzr	9- <i>Nephtys caeca</i> (1.5)	9- <i>Gastrosaccus spinifer</i> (2.1)	9- <i>Ensisdirectus</i> (23.2)
refzr	10- <i>Ophelia limacina</i> (1)	10- <i>Scoelepis bonnieri</i> (1.9)	10- <i>Notomastus latericeus</i> (17.4)
Zra	1-<i>Ensis directus</i> (39)	1-<i>Nephtys cirrosa</i> (15.5)	1- <i>Nephtys cirrosa</i> (69.1)
Zra	2-<i>Nephtys cirrosa</i> (18)	2- <i>Ensis directus</i> (11.4)	2- <i>Ensis directus</i> (51)
Zra	3- <i>Echinocardium cordatum</i> (4.6)	3- <i>Magelona mirabilis</i> (6.1)	3- <i>Magelona mirabilis</i> (49.5)
Zra	4- <i>Scoloplos armiger</i> (3.6)	4- <i>Urothoe poseidonis</i> (4.2)	4-<i>Scoloplos armiger</i> (44.3)
Zra	5- <i>Magelona mirabilis</i> (2.1)	5-<i>Scoloplos armiger</i> (3.8)	5- <i>Spiophanes bombyx</i> (41.8)
Zra	6- <i>Mya arenaria</i> (1.9)	6- <i>Bathyporeia elegans</i> (3.3)	6- <i>Nephtys hombergii</i> (35.1)
Zra	7- <i>Lanice conchilega</i> (1.9)	7- <i>Lanice conchilega</i> (3.1)	7- <i>Urothoe poseidonis</i> (32.5)
Zra	8- <i>Nephtys hombergii</i> (1.6)	8-<i>Spiophanes bombyx</i> (3)	8- <i>Echinocardium cordatum</i> (26.8)
Zra	9- <i>Portumnus latipes</i> (1.6)	9- <i>Echinocardium cordatum</i> (2.8)	9- <i>Lanice conchilega</i> (24.2)
Zra	10- <i>Scoelepis bonnieri</i> (1.4)	10- <i>Gastrosaccus spinifer</i> (2.4)	10- <i>Notomastus latericeus</i> (21.1)
Zrb	1-<i>Ensis directus</i> (45.9)	1-<i>Nephtys cirrosa</i> (14.2)	1- <i>Nephtys cirrosa</i> (81.2)
Zrb	2-<i>Nephtys cirrosa</i> (12.1)	2- <i>Magelona mirabilis</i> (11.3)	2- <i>Magelona mirabilis</i> (62.4)
Zrb	3- <i>Echinocardium cordatum</i> (10.8)	3- <i>Ensis directus</i> (11.2)	3- <i>Spiophanes bombyx</i> (58.1)
Zrb	4- <i>Nephtys hombergii</i> (2.3)	4- <i>Urothoe poseidonis</i> (9.4)	4- <i>Ensis directus</i> (57.5)
Zrb	5- <i>Magelona mirabilis</i> (1.7)	5-<i>Spiophanes bombyx</i> (4.6)	5- <i>Urothoe poseidonis</i> (54.3)
Zrb	6- <i>Lanice conchilega</i> (1.5)	6- <i>Spio martinensis</i> (3.4)	6- <i>Nephtys hombergii</i> (44.6)
Zrb	7- <i>Macoma balthica</i> (1.4)	7- <i>Lanice conchilega</i> (2.8)	7- <i>Echinocardium cordatum</i> (39.2)
Zrb	8- <i>Ophiura albida</i> (0.9)	8-<i>Scoloplos armiger</i> (2.5)	8-<i>Scoloplos armiger</i> (38.2)
Zrb	9- <i>Scoelepis bonnieri</i> (0.9)	9- <i>Echinocardium cordatum</i> (1.9)	9- <i>Lanice conchilega</i> (34.9)
Zrb	10- <i>Liocarcinus holsatus</i> (0.8)	10- <i>Nephtys hombergii</i> (1.9)	10- <i>Spio martinensis</i> (33.3)

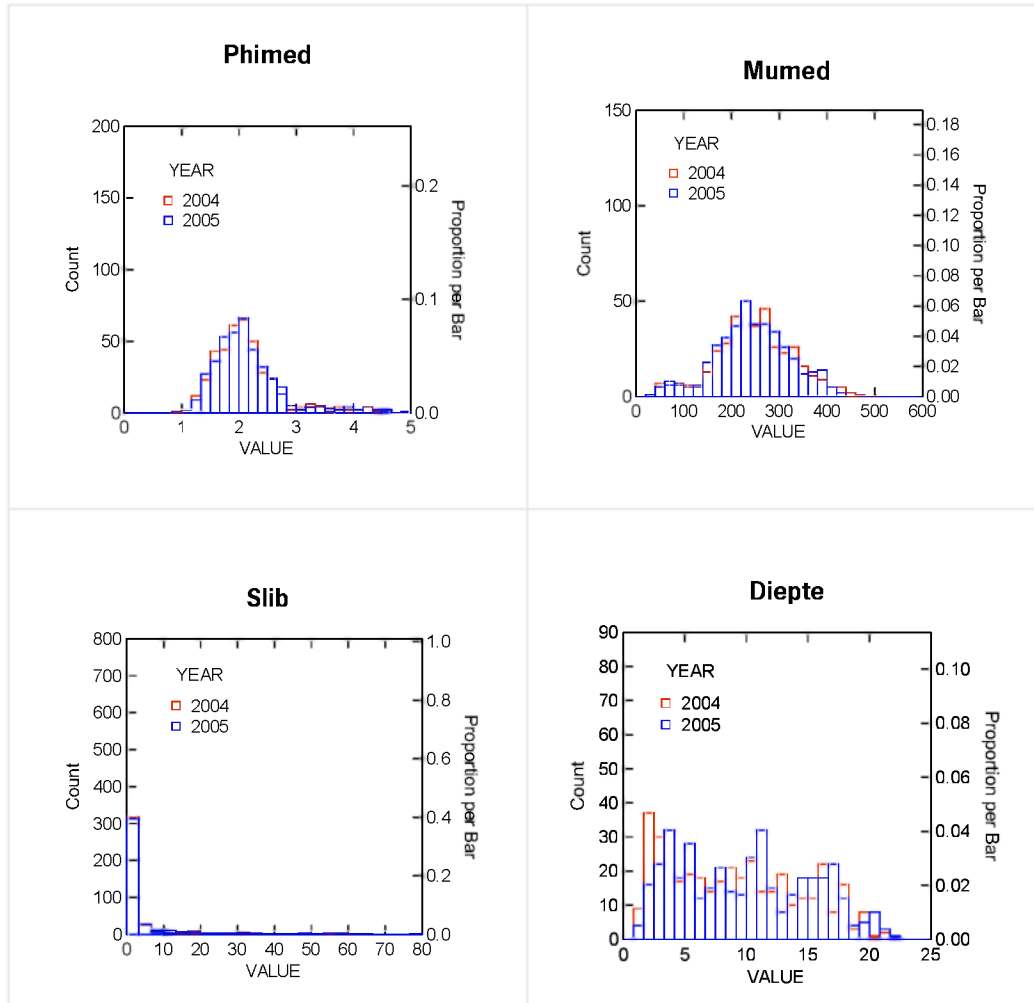
Bijlage 3.- Eerste tien soorten uit elk deelgebied gesorteerd op basis van hun gemiddelde frequentie van voorkoming (Freq%), gemiddelde relatieve dichtheid (Dens%) en gemiddelde relatieve biomassa (Biom%). Waarden zijn gegeven tussen haakjes. Vet afgedrukt, soorten in de top tien met betrekking tot hun relatieve biomassa, dichtheid of frequentie in alle deelgebieden.



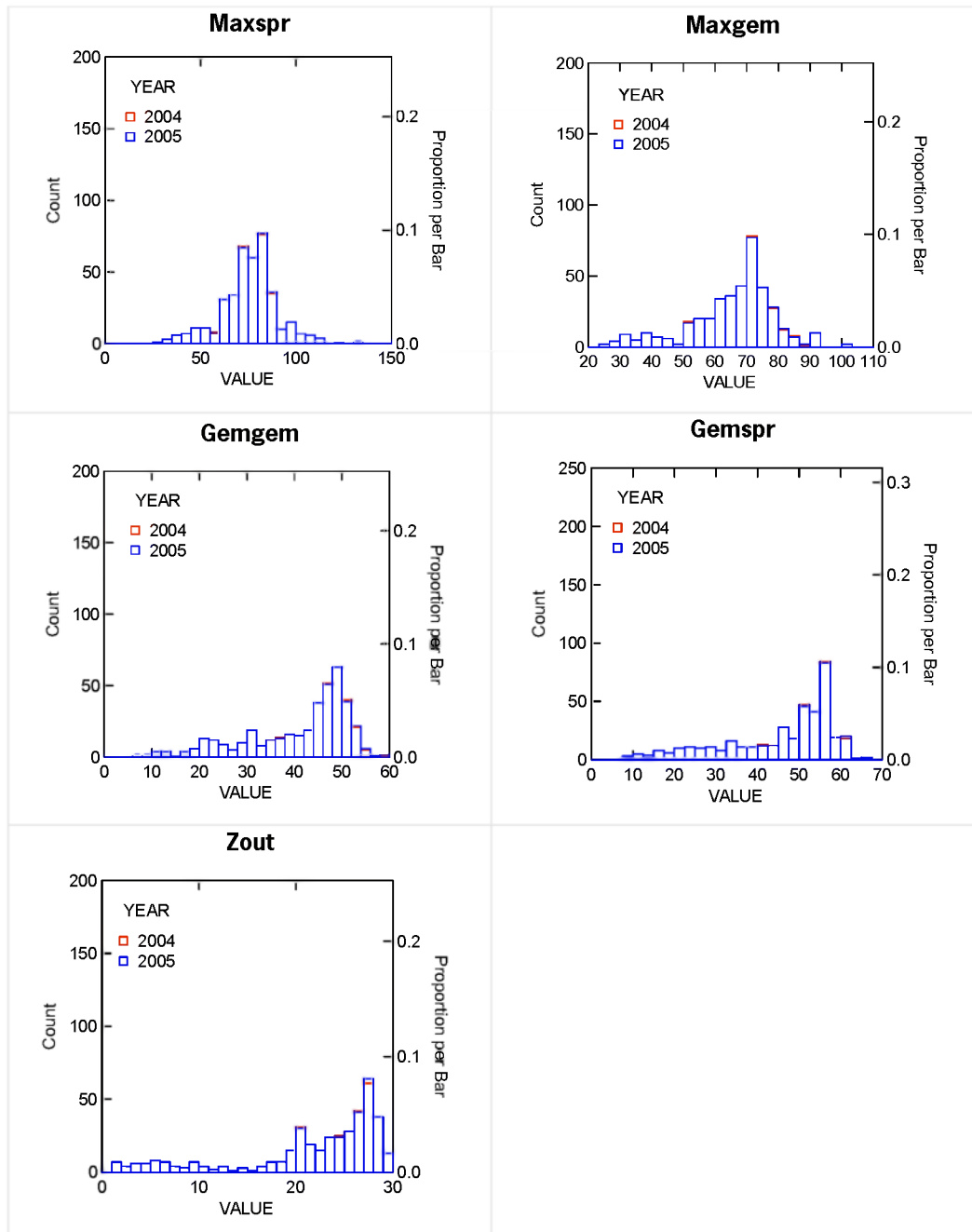
Bijlage 4.- Verspreiding van het de waarden van Shannon index (\log_e) waargenomen tijdens de 2004 en 2005 monstercampagnes.



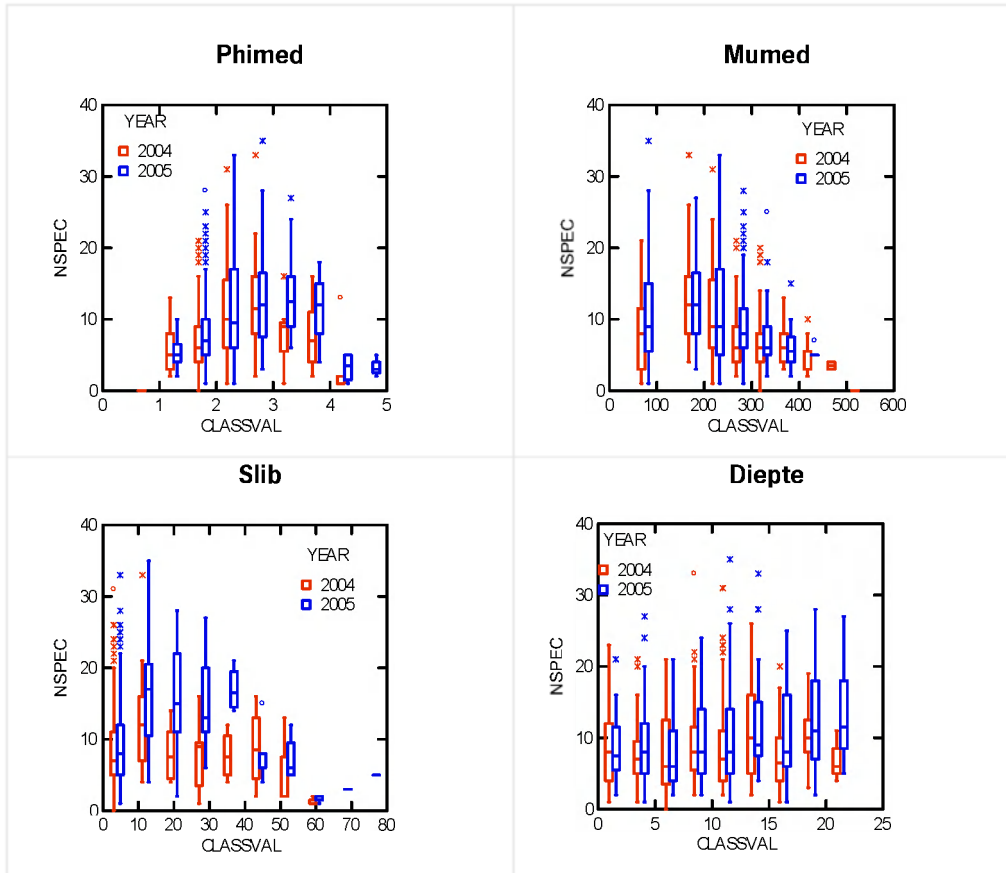
Bijlage 5.- Verspreiding van de infauna dichtheden (indiv. m^{-2}) waargenomen tijdens de 2004 en 2005 monstercampagnes.



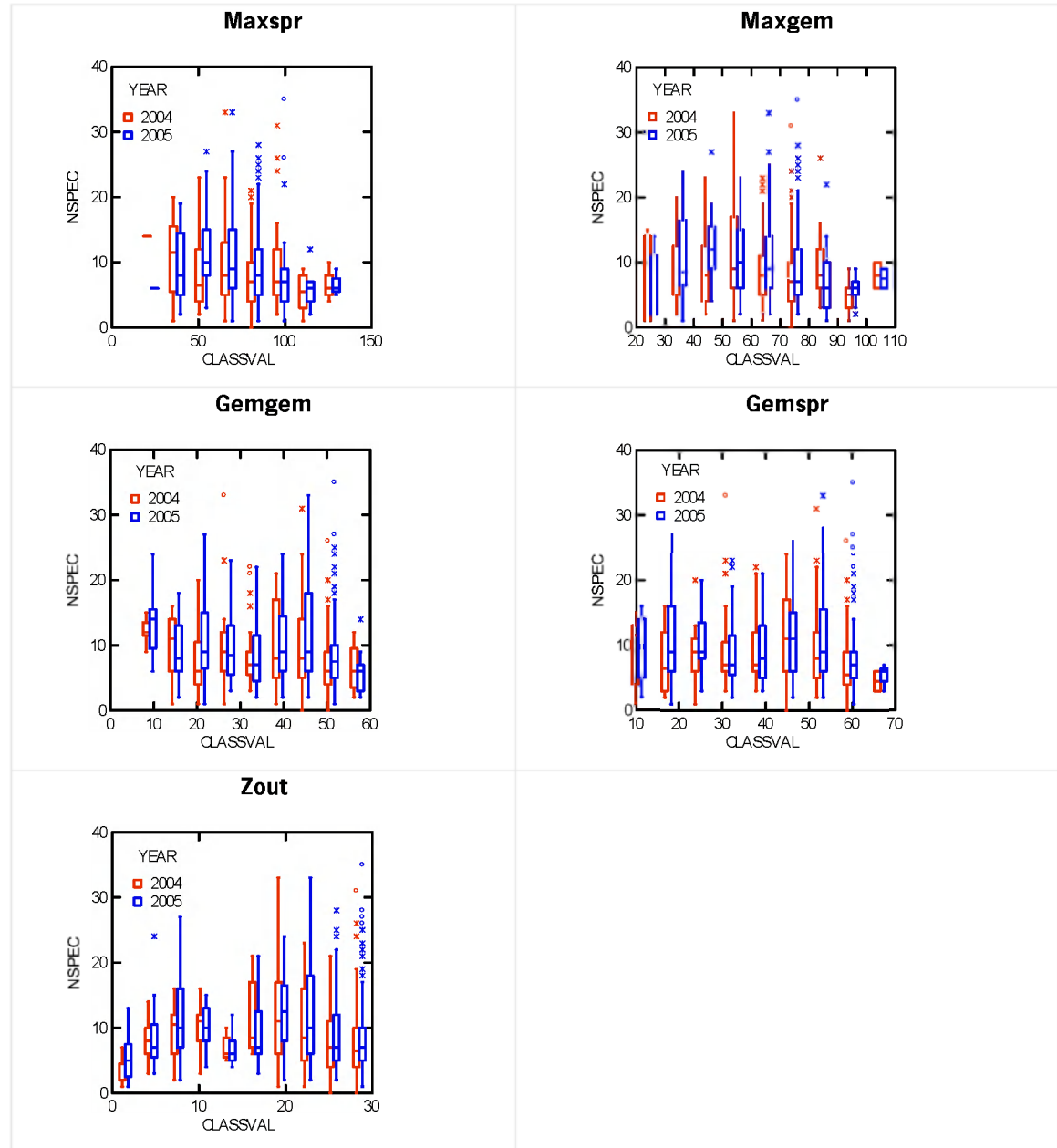
Bijlage 6.- Frequentie distributie van de omgevingsfactoren voor korrelgrootte (phimed, mumed), percentage slib (slib) en diepte



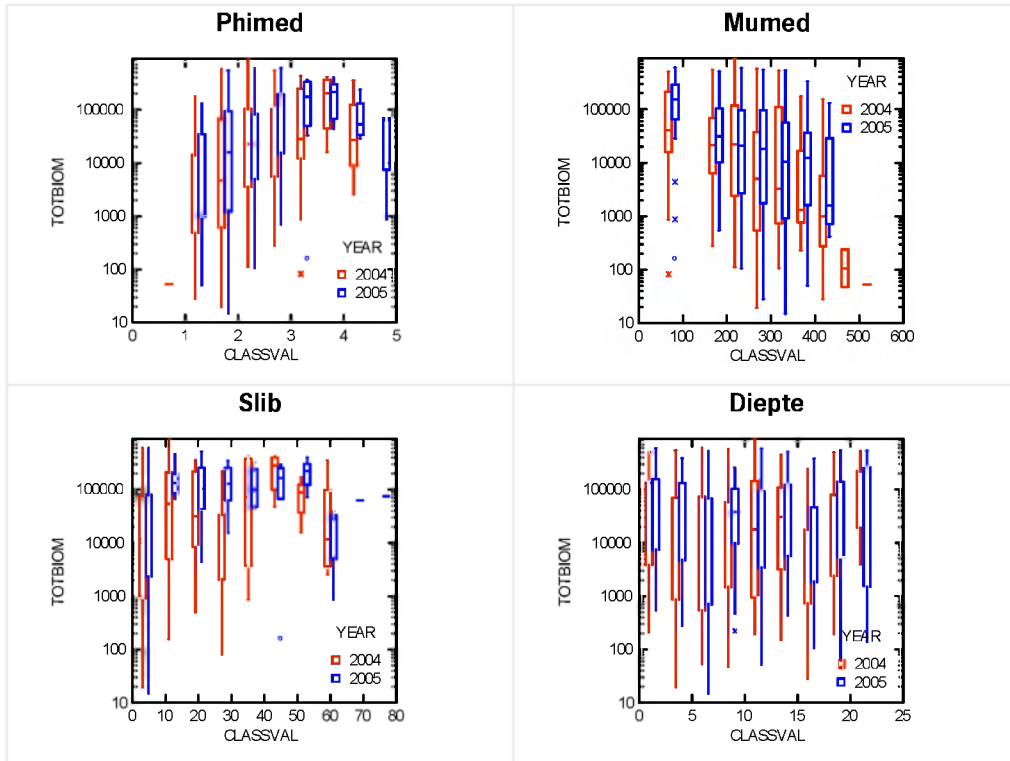
Bijlage 7.- Frequentie distributie van de omgevingsfactoren voor stroomsnelheid: **gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld bij springtij (gemspr), maximum bij gemiddeld tij (maxgem), maximum bij springtij (maxspr).** Phimed: mediane korrelgrootte in phi en zoutgehalte.



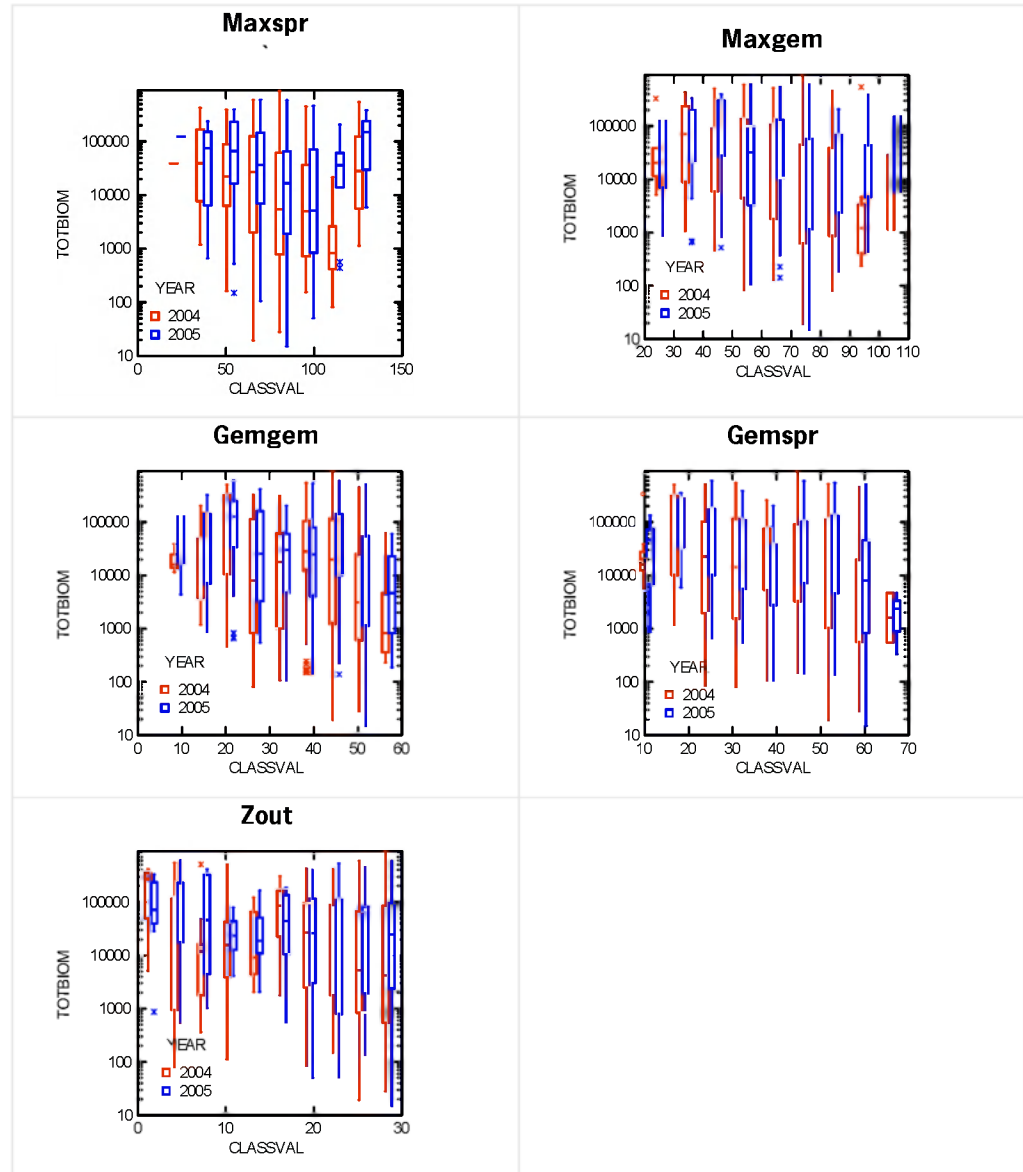
Bijlage 8.-Aantal bodemdieren soorten vs omgevingsfactoren voor mediane korrelgrootte (phimed, mumed), percentage slib (slib) en diepte.



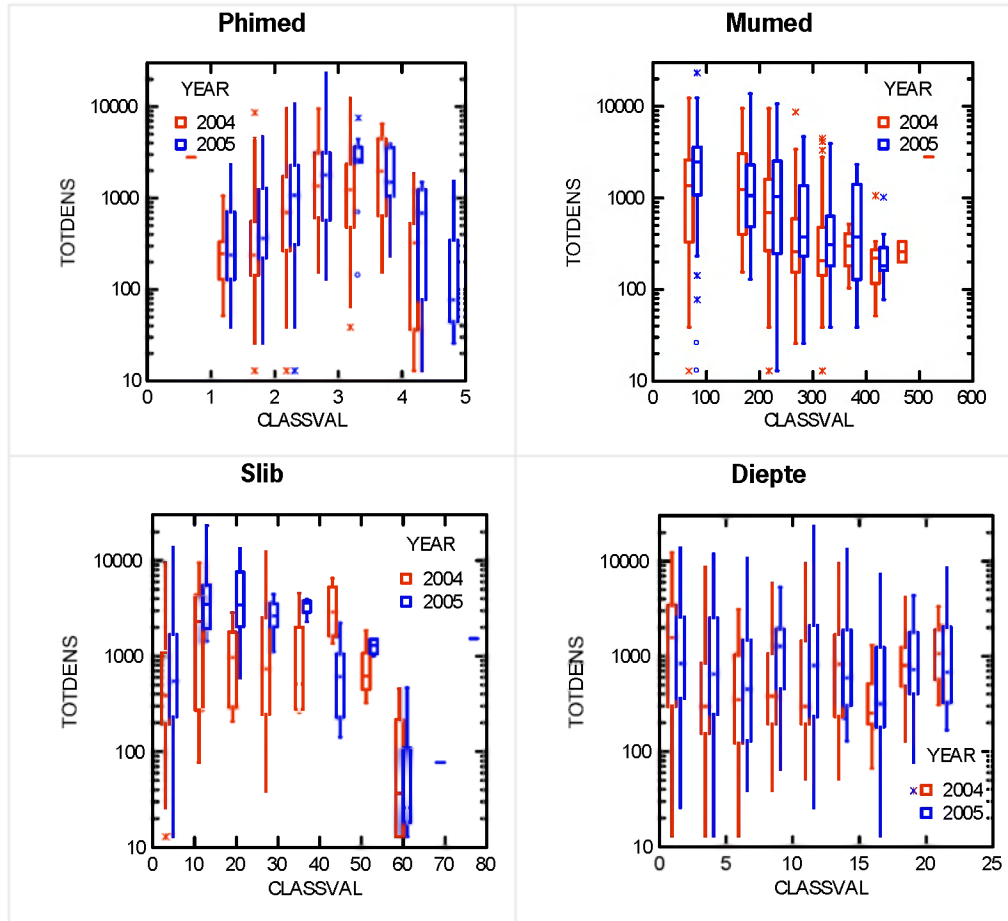
Bijlage 9.-Aantal bodemdieren soorten vs omgevingsfactoren voor stroomsnelheid gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld bij springtij (gemspr), maximum bij gemiddeld tij (maxgem), maximum bij springtij (maxspr). Phimed: mediane korrelgrootte in phi en zoutgehalte.



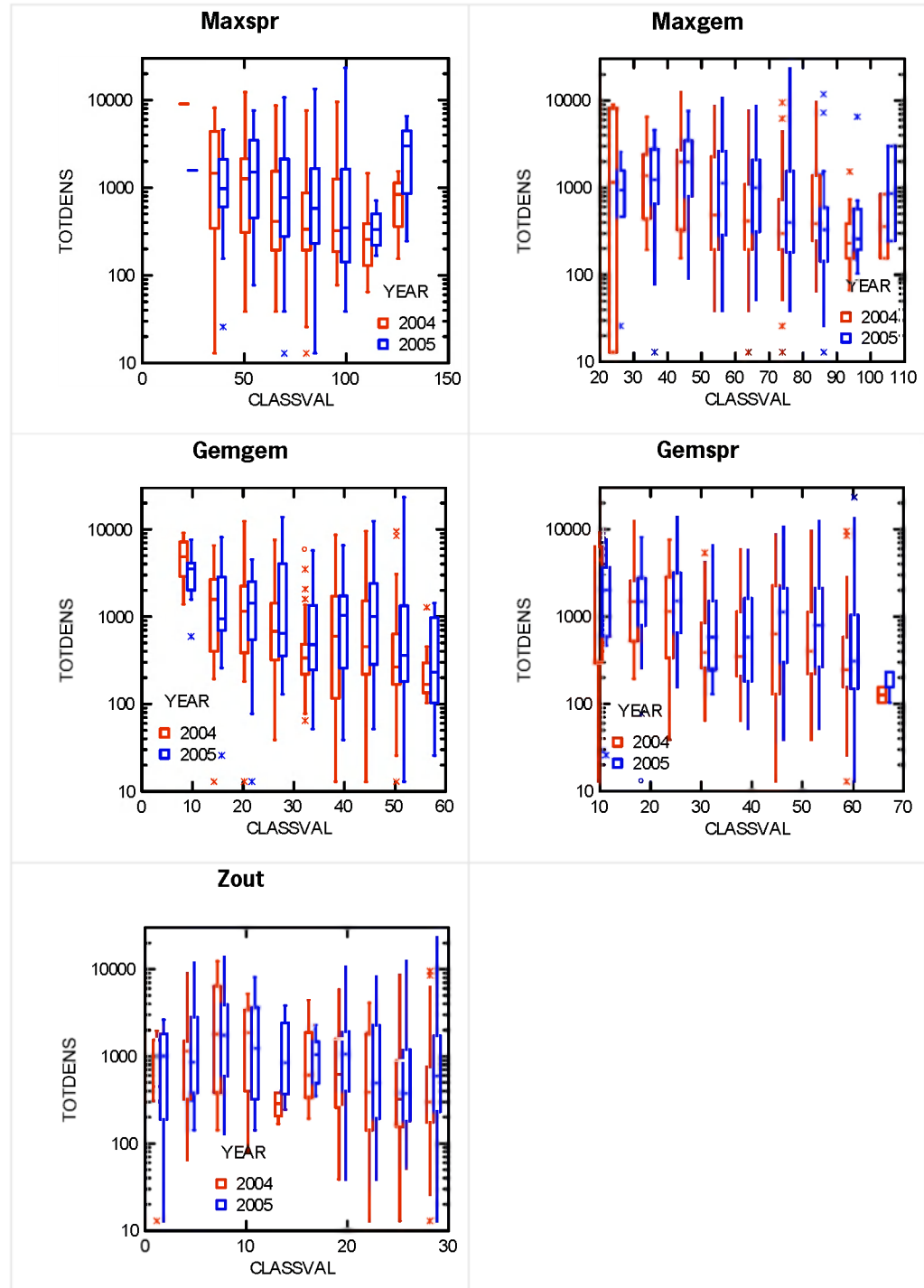
Bijlage 10.-Totale bodemdieren biomassa vs omgevingsfactoren voor mediane korrelgrootte (phimed, mumed), percentage slib (slib) en diepte.



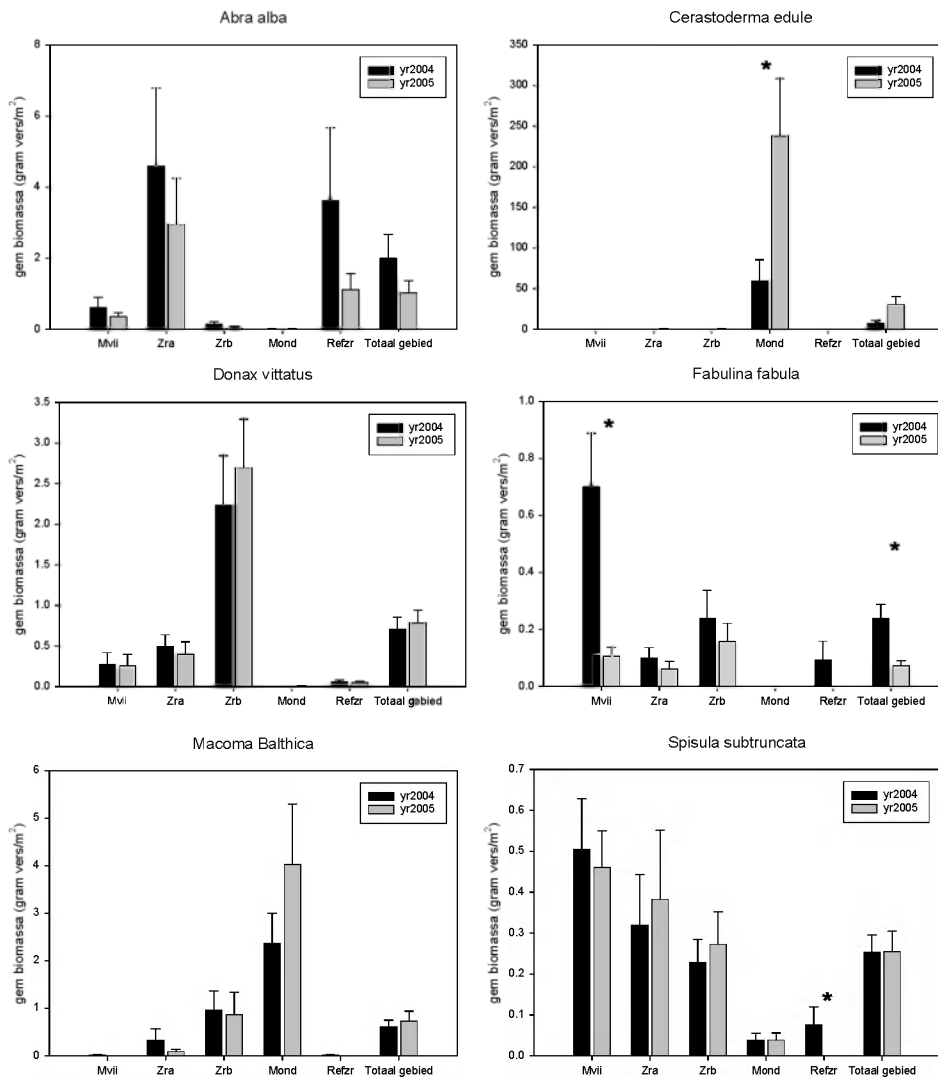
Bijlage 11.-Totale bodemdieren biomassa vs omgevingsfactoren voor stroomsnelheid: gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld bij springtij (gemspr), maximum bij gemiddeld tij (maxgem), maximum bij springtij (maxspr). Phimed: mediane korrelgrootte in phi en zoutgehalte.



Bijlage 12.-Totale bodemdieren dichtheid vs omgevingsfactoren voor mediane korrelgrootte (phimed, mumed), percentage slib (slib) en diepte.



Bijlage 13.-Totale bodemdieren dichtheid vs omgevingsfactoren voor stroomsnelheid: gemiddeld bij gemiddeld tij (gemgem), gemiddeld bij springtij (gemspr), maximum bij gemiddeld tij (maxgem), maximum bij springtij (maxspr). Phimed: mediane korrelgrootte in phi en zoutgehalte.



Bijlage 14.- Gemiddelde biomassa's (/m²) + se van een aantal schelpdiersoorten in 2004 en 2005 in de verschillende deelgebieden en in het totale gebied. Significante verschillen tussen de jaren worden aangeduid met een *.

DICHTHEID Deelgebied	Mvii		Zra		Zrb		Mond		Refzr		Totaal gebied	
	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se
ACTINIARIA	1.160893	0.494248	5.793929	3.003269	0.075975	0.01931	0.039749	0.017645	0.486293	0.26091	1.777749	0.754162
Alia alba	2.07006	1.016847	26.3231	12.35318	0.61551	0.273884	0.015409	0.013914	13.65996	8.383781	9.394443	3.48317
Acanthocardia	0	0	0.001257	0.001257	0	0	0	0	0	0	0.00031	0.00031
Asterias rubens	0.502512	0.09851	0.473557	0.180639	0.45294	0.090488	0.080075	0.020453	0.074824	0.071537	0.347336	0.055412
Cancer pagurus	0	0	0	0	0	0	0	0	0.000848	0.000848	0.000164	0.000164
Carcinus maenas	0.035689	0.016241	0.387801	0.15213	0.012208	0.004307	0.906937	0.265912	0.000709	0.000709	0.220758	0.052486
Cerastoderma edule	0	0	0.002075	0.001463	0.006856	0.004437	4.370805	2.12047	0	0	0.556602	0.276405
Chamaelea gallina	0.019355	0.009326	0	0	0.002892	0.002892	0	0	0	0	0.045659	0.00202
Coryxetes cassiveiaunus	0.033512	0.032747	0.001957	0.001465	0.000784	0.000784	0	0	0	0	0.007416	0.00661
Crassostrea gigas	0	0	0.057364	0.0514	0	0	0	0	0	0	0.014127	0.01267
Crepidula fornicata	0	0	0.196403	0.196403	0	0	0	0	0	0	0.048368	0.048368
Diogenes pugilator	1.444696	0.266638	0.494357	0.153681	0.754796	0.134585	0.064681	0.053189	0.462702	0.11258	0.699247	0.078935
Donax vittatus	0.167576	0.072608	0.326963	0.100141	1.368706	0.367361	0	0	0.0469	0.023102	0.440027	0.09315
Ensis	23.33794	6.066831	84.99887	30.74017	87.71538	17.95485	3.928123	1.861382	37.96023	14.60543	53.7911	9.279074
Fabulina fabula	1.8219	0.418883	0.27144	0.08912	0.545878	0.200758	0.00155	0.00155	0.345239	0.239521	0.627415	0.113
Liocarcinus arcuatus	0.011923	0.006629	0.308034	0.182821	0.011069	0.010615	0	0	0.136575	0.102689	0.107322	0.049506
Liocarcinus depurator	0	0	0.001321	0.001321	0	0	0	0	0	0	0.000325	0.000325
Liocarcinus holosatus	0.30783	0.064939	0.347094	0.050777	0.399206	0.052528	0.082101	0.036667	0.167286	0.03681	0.282731	0.023976
Lunatia alderi	0.356475	0.114379	0.523611	0.252421	0.37552	0.123966	0	0	0.266705	0.157843	0.339369	0.07852
Lunatia catena	0	0	0	0	0.012191	0.012191	0	0	0.009886	0.006944	0.04738	0.003124
Lutaria lutaria	0.013374	0.007522	0.016326	0.007834	0.007062	0.003104	0	0	0	0	0.008349	0.002567
Macoma balthica	0.005985	0.005985	0.322983	0.212394	0.597331	0.263084	2.28203	0.815342	0.004927	0.004927	0.509403	0.134823
Macropodia	0.000802	0.000802	0.000627	0.000627	0	0	0	0	0.015776	0.010814	0.003377	0.002121
Maetra corallina	0	0	0	0	0.002422	0.001415	0	0	0	0	0.00056	0.00033
Mya arenaria	0	0	0.856136	0.382956	0.003901	0.003114	170.7673	75.03237	0	0	21.87625	9.853859
Mytilus edulis	0	0	0	0	0	0	0.015755	0.007322	0.013062	0.012083	0.04553	0.002529
Nassarius reticulatus	1.928502	0.546857	1.844753	1.128913	0.742556	0.257702	0	0	4.078936	1.458096	1.806105	0.41911
Ophiura albida	2.571036	0.796129	2.460823	1.264163	4.661087	1.475636	0.011246	0.006744	1.421203	0.846486	2.479562	0.518798
Ophiura ophiura	0.6644	0.120644	0.851057	0.269633	0.223075	0.047617	0.015828	0.01304	0.298139	0.106407	0.454923	0.075726
Pagurus bernhardus	0.146558	0.028996	0.060125	0.017531	0.130372	0.036457	0.009627	0.003801	0.105679	0.037899	0.096224	0.013481
Petricola pholadiformis	0.016783	0.014964	0.295838	0.173136	0	0	0	0	0	0	0.076237	0.043041
Phaxas pellucidus	0	0	0	0	0	0	0.001773	0.001773	0	0	0.000225	0.000225
Pisidia longicrnis	0	0	0.115798	0.058312	0.001718	0.001718	0	0	0.133127	0.098198	0.054746	0.023946
Portunus latipes	0.003679	0.003679	0.113716	0.081959	0.003675	0.001933	0.004776	0.003551	0.022188	0.007837	0.034507	0.020316
Psammecchinus miliaris	0.000688	0.000688	0.000654	0.000654	0	0	0	0	0	0	0.0003	0.000212
Scrobicularia plana	0	0	0	0	0	0	0.087178	0.057375	0	0	0.01106	0.00736
Spisula elliptica	0.001191	0.000837	0.002829	0.002829	0	0	0	0	0.011826	0.011826	0.003231	0.002402
Spisula solidus	0.000591	0.000591	0.002245	0.001732	0.01921	0.012143	0	0	0.040234	0.017884	0.012923	0.004653
Spisula subtruncata	0.235093	0.055514	0.194655	0.087447	0.111669	0.028649	0.100805	0.047954	0.034523	0.019672	0.140628	0.02629
Tellina tenuis	0.007858	0.003614	0.22187	0.116625	0.028661	0.018854	0	0	0.017786	0.008266	0.066305	0.029334
Thia scutellata	0.051183	0.027042	0.052374	0.039924	0.061951	0.017609	0	0	0.03225	0.009562	0.045189	0.012094
Venerupis senegalensis	0	0	0.183097	0.076801	0.001049	0.001049	0	0	0.004927	0.004927	0.04629	0.019267

Bijlage 15.- Gemiddelde dichtheid (ind/m²), per soort en deelgebied in 2004 (se=standaardfout van het gemiddelde (data IMARES)).

BIOMASSA Deelgebied	Mvii		Zra		Zrb		Mond		Refzr		Totaal gebied	
	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se
ACTINIARIA	1.344183	0.531992	4.374323	1.962615	0.133945	0.044873	0.060643	0.030696	1.301159	0.740311	1.639246	0.520127
Abra alba	0.612788	0.283931	4.593952	2.188094	0.151419	0.066966	0.003146	0.002789	3.613486	2.060857	1.991372	0.677836
Acanthocardia	0	0	0.00088	0.00088	0	0	0	0	0	0	0.000217	0.000217
Asterias rubens	6.829555	1.810011	6.354136	1.815178	8.784248	1.610494	0.388118	0.124456	0.752512	0.719387	5.168354	0.716669
Cancer pagurus	0.862977	0.376968	1.700498	0.446576	0.306066	0.117464	2.732073	0.359968	0.021697	0.021697	1.014285	0.15005
Cancer maenas	0	0	0.018221	0.018016	0.102681	0.075839	58.71443	26.7359	0	0	7.477087	3.501269
Cerastoderma edule	0.034452	0.013461	0	0.020534	0.020534	0	0	0	0	0	0.011692	0.005506
Chamelea gallina	0.027825	0.027288	0.001497	0.001062	0.000654	0.000654	0	0	0	0	0.006126	0.005506
Conyostes cassivelaunus	0	0	2.174414	1.826022	0	0	0	0	0	0	0.53549	0.450409
Crassostrea gigas	0	0	0.392806	0.392806	0	0	0	0	0	0	0.096736	0.096736
Crepidula fornicata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diogenes pugilator	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Donax vittatus	0.27591	0.14249	0.489469	0.153304	2.231069	0.612945	0	0	0.055026	0.025533	0.702954	0.154989
Ensis	0.700262	0.18818	0.099667	0.03819	0.239148	0.099173	0.00031	0.00031	0.092417	0.068406	0.238939	0.048527
Fabulina fabula	0.046128	0.029261	0.434769	0.176373	0.04282	0.040661	0	0	0.114312	0.07549	0.14845	0.04771
Liocarcinus arcuatus	0	0	0.019821	0.019821	0	0	0	0	0	0	0.004881	0.004881
Liocarcinus depurator	1.285025	0.218816	1.467303	0.228316	1.532318	0.174417	1.06268	0.044059	1.195689	0.242772	1.220246	0.096912
Liocarcinus holsatus	0.087864	0.027018	0.147038	0.075109	0.02371	0.02371	0	0	0.03549	0.017141	0.076699	0.020804
Lunatia catena	0	0	0	0	0.003048	0.003048	0	0	0.003954	0.002778	0.001472	0.000888
Lutrania lutraria	0.014962	0.014962	0.325316	0.242323	0.967837	0.396759	2.367281	0.632198	0.010347	0.010347	0.609367	0.140275
Macoma bathnica	8.02E-05	8.02E-05	6.27E-05	6.27E-05	0	0	0	0	0.007408	0.006521	0.001469	0.001267
Macropodia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mactra corallina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mya arenaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mytilus edulis	3.562928	0.986821	1.814816	0.770966	1.903537	0.676258	0.214209	0.135313	0.023159	0.017789	0.031669	0.017712
Nassarius reticulatus	0.853802	0.252241	0.597891	0.274965	1.525701	0.435315	0.001026	0.000655	0.368176	0.195408	0.743804	0.136676
Ophiura albida	0.89704	0.147498	1.147436	0.322252	0.588666	0.116349	0.001738	0.001346	0.659732	0.268885	0.723108	0.104129
Ophiura ophiura	0.003357	0.002993	0.058876	0.035478	0	0	0	0	0	0	0.015176	0.008813
Pagurus bernhardus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Petricola pholadiformis	0	0	0	0	0	0	0.000709	0.000709	0	0	0	0
Phaxas pellicidus	0	0	0.05022	0.002488	5.73E-05	5.73E-05	0	0	0.006348	0.0046	0.002482	0.001087
Plisida longicornis	0.004783	0.004783	0.039434	0.011383	0.05311	0.003582	0.000639	0.000505	0.040143	0.015428	0.019774	0.004366
Portunus latipes	0.003511	0.003511	0.001243	0.001243	0	0	0	0	0	0	0.001014	0.00077
Psammochinus militaris	0	0	0	0	0	0	0.088196	0.059751	0	0	0.011189	0.007657
Scrobicularia plana	0.002623	0.001862	0.009337	0.009337	0	0	0	0	0.024046	0.024046	0.007493	0.005208
Spisula elliptica	0.004732	0.004732	0.009429	0.007276	0.181343	0.1156931	0.038058	0.01682	0.217549	0.092994	0.087439	0.032596
Spisula solida	0.50395	0.124781	0.319574	0.122858	0.227605	0.056564	0	0	0.075716	0.043143	0.252418	0.042925
Spisula subtruncata	0.00515	0.002417	0.089663	0.043713	0.18291	0.010607	0	0	0.011366	0.004958	0.029556	0.011187
Tellina tenuis	0.034085	0.016562	0.024761	0.015772	0.055622	0.014991	0	0	0.021633	0.005882	0.030031	0.00632
Thia scutellata	0	0	1.15845	0.694842	0.007924	0.007924	0	0	0.027593	0.027593	0.292477	0.172339
Venerupis senegalensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Bijlage 16.- Gemiddelde biomassa (gram versgewicht/m²), per soort en per deelgebied in 2004 (se=standaardfout van het gemiddelde) (data IMARES).

Mvii	Zra		Zrb		Mond		Reifzr		Totaal gebied	
	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se
DICHTHEID										
Deelgebied										
oppervlakte										
ACTINIARIA	0.85112	0.235168	7.001076	3.517266	0.129085	0.045813	0.092271	0.059599	0.993635	0.745814
Abra alba	1.890337	0.728606	14.42113	6.844697	0.25576	0.0949	0.055637	0.055637	9.54825	4.422181
Acartothocardia paucicostata	0	0	0.000949	0.000949	0	0	0	0	0	0
Aphrodita aculeata	0.007488	0.004743	0	0	0	0	0	0	0	0
Asterias rubens	0.223998	0.058462	2.615629	0.670943	1.452656	0.967456	0.768392	0.417401	0.515168	0.237946
Barnea candida	0.005284	0.005284	0	0	0	0	0	0	0	0
Cancer pagurus	0	0	0.014289	0.013654	0	0	0	0	0	0
Carcinus maenas	0.020926	0.010225	0.540551	0.166485	0.033597	0.013383	2.635143	0.928862	0	0
Cerastoderma edule	0.001057	0.001057	0.075997	0.075044	0.265132	0.219139	96.25796	36.24247	0	0
Chamelea gallina	0.012585	0.005034	0	0	0.000555	0.000555	0	0	0	0
Conyestes cassivelaunus	0.017538	0.005351	0.000576	0.000576	0.007564	0.0038	0	0	0.001814	0.001472
Crassostrea gigas	0	0	0.015068	0.014141	0	0	0	0	0	0
Diogenes pugilator	1.246631	0.310846	0.691108	0.210434	1.085495	0.455333	0.024009	0.011269	0.957806	0.443381
Donax vittatus	0.229175	0.15285	0.21061	0.08008	0.60086	0.004324	0.004324	0.004324	0.018521	0.007273
Ensis	41.00069	10.22336	117.2911	32.51751	212.8135	71.6406	285.9879	260.6734	429.7136	56.31933
Fabulina fabula	0.279594	0.081075	0.245067	0.122106	0.429922	0.175333	0	0	0.000918	0.000918
Hemigrapsus penicillatus	0	0	0	0	0	0	0.042994	0.042994	0	0
Liocarcinus arcuatus	0.350796	0.126169	0.775985	0.298259	0.036688	0.010796	0	0	0.080602	0.028887
Liocarcinus depurator	0.003812	0.002423	0.003763	0.002769	0	0	0	0	0.005087	0.002682
Liocarcinus holisatus	0.87217	0.171804	0.774731	0.169606	1.185792	0.181672	0.065342	0.032277	0.553914	0.089032
Liocarcinus puber	0	0	0.000929	0.000929	0	0	0	0	0	0
Lunatia alderi	0.472007	0.08224	0.049975	0.021588	0.290042	0.097338	0	0	0.063286	0.029531
Lutaria lutaria	0.057041	0.0258	0.105248	0.058537	0.020076	0.008387	0	0	0	0
Macoma balthica	0	0	0.144382	0.072816	0.468011	0.2463	2.909056	0.8134	0	0
Macropodia	0.024407	0.008926	0	0	0.032357	0.014222	0	0	0.022467	0.011179
Mactra corallina	0.001965	0.001469	0.006886	0.005637	0.003949	0.003222	0	0	0	0
Mya arenaria	0	0	0.275021	0.198927	0.000612	0.000612	160.108	81.54395	0	0
Mytilus edulis	0.042108	0.042108	0.009998	0.005941	0	0	3.034559	1.625394	0	0
Nassarius nitidus	0.926922	0.447548	0.568505	0.333664	0.097392	0.036141	0	0	0.68975	0.351498
Nassarius reticulatus	0.836303	0.20536	0.480278	0.162361	0.271751	0.078218	0	0	2.635331	1.1715
Ophiura albida	3.019268	0.740797	4.791689	2.342823	2.908103	1.060312	0	0	1.333045	0.603837
Ophiura ophiura	0.685342	0.14238	3.493097	1.285098	0.288373	0.072697	0.321575	0.201077	1.955675	0.82433
Ophiura bernhardus	0.528684	0.146899	0.120748	0.051655	0.266618	0.046321	0.072252	0.055807	0.100887	0.029744
Petricola pholadiformis	0	0	0.357801	0.2762	0.004536	0.004535	0	0	0	0
Pisidia longicornis	0.020309	0.014241	0.002567	0.002567	0	0	0.002995	0.002098	0	0
Portunus latipes	0.009018	0.00541	0.029696	0.006658	0.022801	0.013412	0.014324	0.006649	0.033184	0.010267
Psammonechinus miliaris	0.006212	0.006212	0.124096	0.124096	0	0	0	0	0	0
Scrobicularia plana	0	0	0	0	0	0	0.003327	0.002338	0	0
Spisula solida	0	0	0.001744	0.001313	0.005443	0.003066	0	0	0.041886	0.027912
Spisula subruncata	0.846859	0.170516	0.313889	0.137541	0.59778	0.141209	0.100401	0.053127	0	0
Tellina tenuis	0.00161	0.00161	0.03483	0.021678	0.004877	0.002246	0	0	0.014836	0.014836
Thia scutellata	0.019454	0.007342	0.005883	0.002427	0.041261	0.01194	0	0	0.015015	0.005689
Venerupis senegalensis	0	0	0.145373	0.073146	0	0	0	0	0	0

Bijlage 17.- Gemiddelde dichtheid (ind/m²), per soort en deelgebied in 2005 (se=standaardfout van het gemiddelde) (data IMARES)

BIOMASSA Deelgebied oppervlakte	Mvii		Zra		Zrb		Mond		Refzr		Totaal gebied	
	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se	gem	se
ACTINIARIA	1.241647	0.306687	4.206172	1.740211	0.214712	0.063571	0.153193	0.097076	1.236494	0.84794	1.595055	0.488256
Alra alba	0.353497	0.117662	2.942476	1.297847	0.065917	0.02647	0.005564	0.005564	1.118444	0.449707	1.028834	0.335937
Acanthocardia paucicostata	0.11431	0.066676	0	0	0	0	0	0	0	0	0.023033	0.013563
Aphrodita aculeata	4.149335	1.172832	4.845682	1.202813	15.00734	7.410164	3.261238	1.913183	0.867131	0.29616	6.083235	1.783937
Asterias rubens	0.048613	0.048613	0	0	0	0	0	0	0	0	0.009795	0.009795
Barnea candida												
Cancer pagurus	0.533652	0.307711	1.024061	0.297954	0.392058	0.129349	6.377437	0.919564	0	0	1.259499	0.182242
Carcinus maenas	0.000317	0.000317	0.235067	0.226068	0.204632	0.140216	237.8463	70.72041	0	0	30.28008	9.732964
Cerastoderma edule	0.054202	0.023446	0	0	0.00305	0.00305	0	0	0	0.011627	0.004872	0
Chamaelea gallina												
Corystes cassivelaunus	0.045426	0.01944	0.002306	0.005401	0.00265	0	0	0	0.005261	0.005261	0.011991	0.004199
Crassostrea gigas	0	0	1.789223	1.786683	0	0	0	0	0	0	0.44063	0.428279
Dicigenes pugilator												
Donax vittatus	0.255656	0.142715	0.398871	0.152155	2.694365	0.600597	0.004324	0.004324	0.047276	0.018808	0.782787	0.155444
Ensis												
Fabulina fabula	0.105359	0.032217	0.061357	0.026653	0.15748	0.065492	0	0	0.000367	0.000367	0.072843	0.017919
Hemigrapsus penicillatus	0	0	0	0	0	0	0.004299	0.004299	0	0	0.000545	0.000545
Liocarcinus arcuatus	0.210151	0.080192	1.098414	0.358219	0.039656	0.013478	0	0	0.075258	0.036085	0.336625	0.092325
Liocarcinus depurator	0.010377	0.006278	0.051709	0.044523	0	0	0	0	0.005595	0.005595	0.015911	0.011097
Liocarcinus holsatus	2.215921	0.283043	2.710348	0.481703	4.378696	0.745179	0.164295	0.096002	2.515936	0.39768	2.635957	0.237656
Liocarcinus puber	0	0	0.002788	0.002788	0	0	0	0	0	0	0.000687	0.000687
Lunatia alderi	0.155138	0.028336	0.020404	0.010405	0.081314	0.025103	0	0	0.026182	0.012163	0.060176	0.009231
Lutaria lutaria												
Macoma balthica	0	0	0.089532	0.04659	0.866666	0.470303	4.028998	1.270795	0	0	0.73368	0.204077
Macropodia	0.008007	0.003341	0	0	0.011326	0.006888	0	0	0.015575	0.009077	0.007256	0.002476
Macra corallina												
Mya arenaria												
Mytilus edulis	0.293353	0.293353	0.11266	0.069698	0	0	5.26198	3.440531	0	0	0.754418	0.445413
Nassarius nitidus	1.32354	0.490895	1.070148	0.628381	0.221849	0.090878	0	0	1.019914	0.425606	0.779444	0.203074
Nassarius reticulatus	2.223164	0.552091	1.179693	0.410295	0.739578	0.219362	0	0	6.863209	3.007832	2.241236	0.61313
Ophiura albida	0.947168	0.244675	0.587829	0.331077	1.24745	0.475441	0	0	0.242364	0.11023	0.671226	0.148052
Ophiura ophiura	1.143284	0.259138	1.666757	0.457766	0.567515	0.176978	0.062168	0.043716	0.947696	0.240103	0.962728	0.140781
Pagurus bernhardus	0	0	0.5406	0.414662	0.00771	0.00771	0	0	0	0	0.134892	0.1024
Petrobia pholadiformis	0.002344	0.00152	0.000513	0.000513	0	0	0.001605	0.001456	0	0	0.000802	0.00038
Pisidina longicornis	0.004839	0.003334	0.050891	0.016558	0.010626	0.005244	0.015573	0.009549	0.074725	0.025041	0.032441	0.006711
Pertumnus latipes	0.006833	0.006833	0.268875	0.268875	0	0	0	0	0	0	0.067592	0.066226
Psammocorinus milliaris	0	0	0	0	0	0	0.014392	0.010389	0	0	0.001826	0.001328
Scrobicularia plana	0	0	0.008023	0.006041	0.049041	0.026896	0	0	0.186168	0.090211	0.049249	0.018862
Spisula solida	0.45986	0.08985	0.382793	0.168279	0.272689	0.078802	0.038492	0.017412	0	0	0.254896	0.049405
Spisula subtruncata	0.000322	0.000322	0.015616	0.009605	0.002255	0.001134	0	0	0.002967	0.002967	0.005008	0.002459
Tellina tenuis	0.011305	0.004239	0.006896	0.00302	0.029922	0.00732	0	0	0.012686	0.004676	0.01336	0.002274
Thia scutellata	0	0	0.186643	0.109543	0	0	0	0	0	0	0.045964	0.027172
Venerupis senegalensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Bijlage 18.- Gemiddelde biomassa (gram versgewicht/m²), per soort en deelgebied in 2005 (se=standaardfout van het gemiddelde) (data IMARES)

	<i>Abra Alba</i>	<i>Cerastoderma edule</i>	<i>Donax vittatus</i>	<i>Fabulina fabula</i>	<i>Macoma baltica</i>	<i>Spisula subtruncata</i>
constant	-38.0767	-2.39E+00	-28.1162	-25.6379	-5.8059	-12.2316
sed	13.99398	5.08E+00	13.04168	16.5164	1.919324	6.731399
GEMGEM	0.675193	0.171484	-0.08583	-0.05748	0.270448	0.19675
MAXSPR	-0.61236	-0.23528	0.249471	-0.0394	0.000503	-0.13869
diep	0.711741	1.205868	0.118883	0.935562	-0.76936	0.190296
ZOUT	2.090059	1.268532	0.987919	0.429562	0.578291	0.342182
sed2	-2.45546	-0.69177	-2.87124	-3.41818	-0.21493	-1.03825
gemgem2	-0.01124	-0.00254	0.001988	-0.00112	-0.00822	-0.0042
maxspr2	0.00396	0.001146	-0.00173	9.37E-05	0.000136	0.000844
diep2	-0.02535	0.048262	-0.01889	-0.02363	0.040693	0.001927
zout2	-0.03267	-0.135	-0.03436	-0.00995	-0.02417	-0.00743

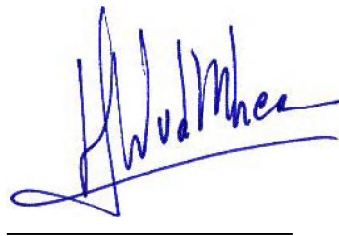
Bijlage 19.- Parameterschattingen voor de biomassa's van de verschillende schelpdiersoorten.

	<i>Abra Alba</i>	<i>Cerastoderma edule</i>	<i>Donax vittatus</i>	<i>Fabulina fabula</i>	<i>Macoma baltica</i>	<i>Spisula subtruncata</i>
sed	2.113	33.209	1.08	<i>0.097</i>	17.344	4.195
GEMGEM	0.809	5.796	5.632	2.286	29.575	<i>0.126</i>
MAXSPR	0.645	2.988	<i>0.001</i>	1.217	11.063	1.567
diep	0.451	1.319	5.273	9.602	1.894	8.19
ZOUT	19.914	14.936	0.46	0.509	0.337	5.787
sed2	14.886	3.75	17.812	10.138	0.5	8.942
gemgem2	5.379	0.132	11.1	2.191	2.757	4.187
maxspr2	5.041	0.982	4.02	<i>0.058</i>	0.152	1.298
diep2	5.347	1.387	2.074	5.858	<i>0.001</i>	<i>0.002</i>
zout2	0.678	9.579	8.057	0.446	4.208	1.635
Verklaard	55.263	74.08	55.509	32.404	67.831	35.928
Onverklaard	44.737	25.92	44.491	67.596	32.169	64.072

Bijlage 20.- % verklaarde deviantie per parameter en voor het hele model. Modellen zijn op basis van biomassa's. *Italic: bijdrage van betreffende parameter is niet significant.*

Handtekening:

H.W. van der Mheen
Teamleider Aquacultuur



A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'H.W. van der Mheen', is written over a horizontal line.

Datum:

18 augustus 2006