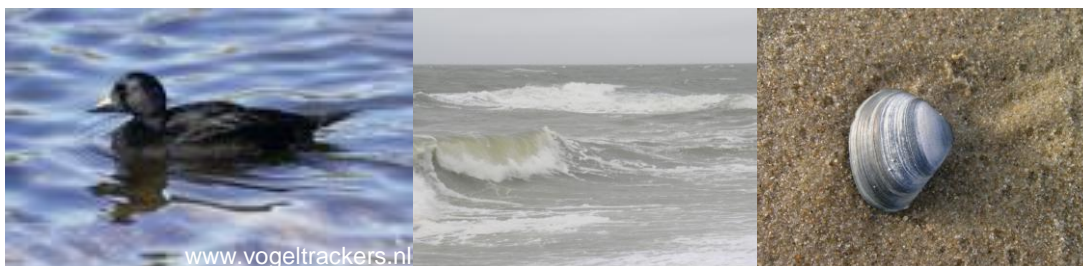


# Kansenkaarten voor schelpdieren op basis van abiotiek en hun relatie tot het voorkomen van zwarte zee-eenden

Ilse De Mesel, Johan Craeymeersch, Tim Schellekens,  
Carola van Zweeden, Jeroen Wijsman, Mardik Leopold,  
Elze Dijkman, Katherine Cronin (Deltares)



Dit rapport is digitaal raadpleegbaar op <http://www.rijksoverheid.nl/documenten-en-publicaties/rapporten>

# IMARES Wageningen UR

(IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies)

Opdrachtgever:

Stichting La Mer  
Postbus 474  
2800 AL Gouda

Publicatiedatum:

30 maart 2011

**IMARES** is:

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

© 2010 IMARES Wageningen UR

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

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

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

A\_4\_3\_1-V11.0

## Inhoudsopgave

Algemene Inleiding.....	8
Doelstelling .....	8
Aanpak .....	9
Hoofdstuk 1: Verspreiding schelpdieren langs de Nederlandse kustzone .....	10
1.1. Inleiding .....	10
1.2. Methoden .....	10
1.2.1. Verspreiding van schelpdieren over de periode 1995 -2009.....	10
1.2.2. Relatie tussen voor- en najaarsbestanden van schelpdieren .....	10
1.3. Resultaten.....	12
1.3.1. Verspreiding schelpdieren langsheen de Nederlandse kustzone.....	12
1.3.2. Relatie tussen voor- en najaarsbestanden van schelpdieren .....	12
1.4. Discussie en conclusies.....	12
Hoofdstuk 2: Habitatgeschiktheidskaarten .....	13
2.1. Inleiding .....	13
2.2. Methode.....	13
2.2.1. Schelpdier data .....	13
2.2.2. Abiotische data .....	13
2.2.3. Selectie kanskaartmodellen .....	16
2.2.4. Methoden .....	17
2.2.5. Bepalen drempelwaarden.....	18
2.3. Validatie .....	19
2.3.1. Training data .....	19
2.3.2. Statistische analyse .....	19
2.3.3. Statistische vergelijking .....	19
2.3.4. Kwantitatieve vergelijking op basis van training data (AUC).....	20
2.3.5. Habitatgeschiktheidskaarten voor schelpdierbanken .....	21
2.3.6. Verklarende variabelen.....	21
2.4. Resulterende kanskaarten .....	24
2.5. Discussie .....	30
2.5.1. Modelgebruik .....	30
2.5.2. Habitatgeschiktheidskaarten voor schelpdierbanken .....	32
2.5.3. De waarde van verklarende variabelen .....	32
2.5.4. Ecologische interpretatie van de respons curves.....	32
2.6. Conclusies.....	35
Hoofdstuk 3: Voorkomen van schelpdiergemeenschappen .....	36
3.1. Inleiding .....	36
3.2. Methode.....	36
3.3. Resultaten.....	37
3.4. Discussie.....	49
3.5. Conclusies.....	52

Hoofdstuk 4: Voorkomen zwarte zee-eenden in relatie tot schelpdieren .....	53
4.1. Inleiding .....	53
4.2. Methode.....	54
4.2.1. Zwarte zee-eenden .....	54
4.2.1.1. Verspreiding en aantallen zwarte zee-eenden in Nederland .....	54
4.2.1.2. Maaganalyses .....	54
4.2.2. Schelpdieren als voedsel voor zwarte zee-eenden.....	54
4.2.3. Voorkomen van eenden in relatie tot voorkomen van schelpdieren .....	55
4.3. Resultaten.....	55
4.3.1. Zwarte zee-eenden.....	55
4.3.1.1. Trends in aantallen zwarte zee-eenden in Nederland .....	55
4.3.1.2. Maaganalyses .....	56
4.3.2. Schelpdieren als voedsel voor zwarte zee-eenden.....	60
4.3.2.1. Voorkomen van schelpdieren .....	60
4.3.2.2. Verdeling schelpdieren over diepte en tijd .....	61
4.3.3. Voorkomen van eenden in relatie tot het voorkomen van schelpdieren .....	67
4.4. Discussie.....	70
4.5. Conclusie .....	72
Algemene conclusies.....	73
Referenties .....	77
Verantwoording .....	82

## Samenvatting

Voor de winning van suppletiezand in de Nederlandse kustzone is voor de periode 2008-2012 een MER opgesteld. In het MER zijn een aantal leemten in kennis benoemd die in een Evaluatieprogramma dienen te worden uitgewerkt (Ellerbroek et al., 2008). Dit onderzoek spitst zich toe op de onderzoeksvraag rond de verspreiding van soorten, meer bepaald op onderzoeksvragen E2 (Ontwikkeling van een methodiek om de kans op de aanwezigheid van schelpenbanken te voorspellen) en V1 (zwarte zee-eenden: onderzoek naar verstoringsafstanden en – duur, vliegafstanden en terugkeertijden dan wel verplaatsingen naar andere plekken).

Voor het Evaluatieprogramma Zandwinning wil RWS en Stichting LaMER meer zekerheid generen of er op een bepaalde locatie al dan niet schelpdierbanken aanwezig kunnen zijn. Dit zou kunnen door telkens vlak voor de winning ter plaatse een bemonstering naar schelpdierbanken uit te voeren. Een andere benadering bestaat uit het ontwikkelen van kanskaarten voor schelpdierbanken aan de hand waarvan kan worden bepaald of er gebieden zijn waar een hogere kans is voor het voorkomen van schelpdieren. Schelpdierbanken zijn belangrijke voedselbronnen voor zwarte zee-eenden maar er heerst onduidelijkheid over de relatie tussen het voorkomen van zwarte zee-eenden en de aanwezigheid van schelpdieren (als voedsel) op de zeebodem.

Het **doel van dit project** is bij te dragen tot het efficiënt selecteren van geschikte zandwingebieden. De doelstelling is meervoudig. Enerzijds worden kanskaarten voor schelpdieren in de Nederlandse kustzone opgesteld. Hiervoor wordt de verspreiding van de schelpdieren gekoppeld aan de abiotische gegevens die het voorkomen van bodemdieren kunnen beïnvloeden, zoals waterdiepte, sedimentsamenstelling, voedselbeschikbaarheid en stroomsnelheid. Op basis hiervan kan een model worden opgesteld dat toelaat een kanskaart op te stellen op basis van de abiotische karakteristieken van een gebied. Daarnaast wordt een temporele en ruimtelijke analyse uitgevoerd naar de verspreiding van schelpdiergemeenschappen in relatie tot omgevingsvariabelen. Er is ook aandacht besteed aan de relatie tussen voor- en najaarsbestanden van schelpdieren. Tot slot wordt onderzocht of er een correlatie bestaat tussen het voorkomen van schelpdieren en het voorkomen van zwarte zee-eenden.

In eerste instantie is de **verspreiding van vijf schelpdiersoorten** – *Donax vittatus*, *Macoma balthica*, *Ensis* sp., *Spisula subtruncata*, *Tellina fabula* – langs de Nederlandse kust in kaart gebracht. De kaarten zijn gebaseerd op gegevens uit de WOT schelpdiersurvey in de kustzone die jaarlijks door IMARES wordt uitgevoerd. Over de periode 1995-2009 is voor elk jaar en elke soort een kaart opgesteld met enerzijds dichtheden en anderzijds de biomassa per monsterpunt. Deze kaarten geven een overzicht van de ruimtelijke spreiding en de temporele veranderingen in de bestanden van een soort. Uit de kaarten komt de achteruitgang van *Spisula subtruncata* en de opkomst van *Ensis* sp. goed naar voor. *Macoma balthica* wordt voornamelijk teruggevonden in de ondiepere kustzone. *Donax vittatus* kent eerder een noordelijke verspreiding, met in een aantal jaren bankvorming boven Terschelling. De dichtheden van *Tellina fabula* blijven over het algemeen eerder laag.

De **voor- en najaarsbestanden van de vijf geselecteerde soorten** zijn over de periode voorjaar 2004 tot en met voorjaar 2006 met elkaar vergeleken. Voor *Ensis* sp. is telkens een najaarspiek waar te nemen. Dit zijn vooral jonge *Ensis* die zijn gegroeid uit de zaadval eerder dat jaar waarvan een groot deel wegspoelt tijdens de wintermaanden. Een dergelijk patroon is voor de andere schelpdieren niet waargenomen. Vermoedelijk zijn de jonge individuen van deze soorten te klein om te worden bemonsterd met het gebruikte monstertuig.

De **habitatgeschiktheidskaarten** zijn opgesteld op basis van de schelpdier gegevens die zijn verzameld in het kader van de WOT schelpdiersurvey. Per monsterpunt is gekeken naar de hoogste dichtheden die er over de jaren zijn waargenomen. Dit geeft een beeld van het potentieel van een gebied voor het voorkomen van een bepaalde schelpdiersoort. Lagere dichtheden of afwezigheid in andere jaren is vaak niet te wijten aan het weinig geschikt zijn van het habitat, maar aan toevallige factoren (bijvoorbeeld slechte zaadval). De hydrodynamische en waterkwaliteitsdata die in het model zijn gebruikt zijn gehaald uit modelberekeningen van Deltares (ZUNO-GROF en Delft 3D-WAQ). Deze

modellen zijn gerund op een hoge temporele resolutie over de periode 1996-2003. Per jaar is de mediaan, 10- en 90 percentiel bepaald, en vervolgens uitgemiddeld over de jaren. Deze waarden dienden als input voor het model. De morfologische data zijn verkregen van TNO Bouw en Ondergrond. In de modellen is geen temporele component meegenomen.

Voor elke soort zijn vier type modellen gerund, met name Generalised Additive Models (GAM), Generalised Linear Models (GLM), Boosted Regression Trees (BRT) en Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS). De uitkomst van de modellen zijn met elkaar vergeleken en per soort is het beste model geselecteerd. Deze selectie is voornamelijk gebaseerd op een kwantitatieve vergelijking (AUC waarde). Telkens kwam het BRT model als beste naar voor.

Uit de modelresultaten kan worden afgeleid welke omgevingsvariabelen de verspreiding van de soorten mee bepalen. Op basis van de respons curves die door het model zijn gegenereerd wordt duidelijk hoe de soorten op de abiotische variabelen reageren. Uit de resultaten blijkt dat:

- *Ensis* sp. een echte mariene soort is die vooral in de ondiepe kustzone voorkomt (voorkeur voor 5 tot 25m). Ze hebben een voorkeur voor vlakke bodems met fijnzandige slibhoudende sedimenten, waar de stroomsnelheid niet te hoog is. Uit de kanskaarten blijkt dat mesheften bijna overal in de Nederlandse kustzone kunnen voorkomen.
- voor *Spisula subtruncata* minimale stroomrichting het meest bijdraagt tot het model. Deze variabele is een uitdrukking voor geografische ligging. De minimale stroomrichting is vooral hoog boven de Waddeneilanden en het mondingsgebied van de Oosterschelde en de Westerschelde. In de overige gebieden is de minimale stroomrichting laag, en dit zijn de plaatsen waar *S. subtruncata* een voorkeur voor heeft. Stroomrichting is in principe een maat voor abiotische variabelen die niet in het model zijn meegenomen. Verder is het, net als *Ensis* een typisch mariene soort die een voorkeur heeft voor relatief platte bodems. Stroomsnelheden mogen niet te hoog zijn. Bij sedimenten met een mediane korrelgrootte kleiner dan 400µm hebben ze weinig voorkeur voor een bepaald sedimenttype. Ze hebben een lichte voorkeur voor een waterdiepte van 5 tot 10m. In de Nederlandse kustzone blijkt uit de kanskaarten dat het gebied met grote kans op voorkomen gelijkaardig is als dat voor *Ensis*, maar wel iets kleiner is in oppervlakte.
- *Macoma balthica* duidelijk gebonden is aan de ondiepe kustzone en heeft een voorkeur voor lage stroomsnelheden. Ook de minimale stroomrichting, een maat voor geografische verschillen (zie eerder), is een belangrijke verklarende variabele. De kans op voorkomen in de Nederlandse kustzone is het grootst tussen Terschelling en de Duitse grens.
- *Donax vittatus* een negatieve respons vertoont op lage POC gehalten wat wijst op voedsellimitatie. Deze soort heeft een voorkeur voor slibarme, fijnzandige sedimenten. In de literatuur wordt echter geen melding gemaakt van een voorkeur voor een bepaald slibgehalte. *Donax* heeft verder een voorkeur voor vlakke, ondiepe gebieden. De kans op voorkomen is vooral in noordelijke gebieden groot, vooral bij Terschelling en Noord Holland.
- ook voor *Tellina fabula* een negatieve respons is op lage POC-gehalten, hetgeen wijst op voedsellimitatie. Deze soort heeft een voorkeur voor fijnere sedimenten. In de literatuur wordt melding gemaakt van een voorkomen bij slibgehalten tussen 10% en 20% maar dit komt niet naar voor uit onze analyse. *Tellina* heeft een voorkeur voor waterdieptes groter dan 10m. Verder dragen ook minimale en maximale stroomrichting in belangrijke mate bij tot het model. Beide zijn een proxy voor een geografische gradiënt (zie eerder). De kans op voorkomen is groot boven de Waddeneilanden vanaf Terschelling tot de Duitse grens en in de Zuid- en Noord Hollandse kust.

Uit de analyse van de **schelpdiergemeenschappen** blijken 2 of 3 gemeenschappen voor te komen. Er wordt een *Macoma balthica* gemeenschap onderscheiden die vooral voorkomt aan de Haringvlietmond, een *Spisula solida* gemeenschap die voornamelijk wordt teruggevonden in grovere sedimenten en een *Abra alba* gemeenschap. Binnen de *Abra alba* gemeenschap kunnen ook (tijdelijk) andere soorten kenmerkend zijn, zoals *Spisula solida*, *Donax vittatus* of *Chamelea striatula*. De temporele verschillen binnen deze gemeenschappen worden mogelijk gestuurd door hydroklimatische veranderingen. *Ensis directus* is tegenwoordig een kenmerkende soort voor de *Abra alba* gemeenschap. Binnen de *Abra alba* gemeenschap worden ook ruimtelijke verschillen waargenomen in de soortsaamenstelling, met name tussen de Zuid-Nederlandse kust, de Hollandse kust en de kust boven de Waddeneilanden.

Het voorkomen van **zwarte zee-eenden** is vergeleken met het voorkomen van schelpdieren. De aantallen zwarte zee-eenden op een bepaalde locatie kunnen snel wisselen, zowel tussen jaren als binnen jaren. De wintermaxima die zijn verzameld over de jaren 1987-2010 laten aanvankelijk een

toename in aantallen zien, met een piek in 1993 en vervolgens zet een gestage afname zich door totdat de maxima zich stabiliseerden op een laag niveau tussen 2006 en 2010.

Uit de maaganalyses is gebleken dat in de periode dat *Spisula* nog in aanzienlijke banken voorkwam in de Nederlandse kustzone, dit de voornaamste prooi-soort van de zwarte zee-eend was. Sinds *Spisula* grotendeels is verdwenen en *Ensis* sterk is toegenomen, vormt *Ensis* de belangrijkste voedselbron. De diepte waarop de soorten voorkomen, in combinatie met hun dichtheid, maar ook hun grootte maakt of een soort geschikt is voor zwarte zee-eenden als voedselbron. De hoge dichtheden die *Spisula* en *Ensis* kunnen halen en hun voorkeur voor relatief ondiep water maakt hen geschikte prooien. *Macoma*, *Donax* en *Tellina* zijn kleiner en komen vaak in lagere dichtheden en/of op grotere diepte voor om echt belangrijk te zijn in het dieet van de zwarte zee-eend. Naast dichtheid en diepte van de schelpdieren is ook de mate van rust in het gebied van belang. Rustige kustgebieden worden verkozen boven gebieden met veel scheepvaart.

De eenden vertonen over de jaren een duidelijke voorkeur voor Terschelling, gevolgd door Ameland. Hier kwamen in het verleden rijke *Spisula* banken voor in relatief ondiep water en er is weinig scheepvaart. Tegenwoordig is *Ensis* hier talrijk. Tussen deze beide deelgebieden was binnen jaren ook vaak uitwisseling, veelal wellicht veroorzaakt door lokale verstoring. De kuststroken voor de kusten van Texel en Schiermonnikoog waren op grotere afstand betrokken bij dergelijke uitwisselingen. De *Spisula* banken voor Texel lagen minder diep dan voor Terschelling en Ameland, maar de banken waren minder uitgebreid. Ook is het er drukker dan in de meer oostelijke gebieden. De kust voor noordelijk Noord-Holland werd in een aantal jaren door grote aantallen eenden bezocht, maar steeds wanneer in het geprefereerde gebied (Terschelling-Schiermonnikoog) voedselgebrek optrad. Voor de Noord-Hollandse kust lagen rijke *Spisula* banken, maar aanzienlijk dieper dan elders. In de Voordelta was de presentie van de eenden het meest constant, maar waren de aantallen altijd lager dan ten noorden van de Wadden. In de kuststrook tussen Bergen (N-H) en Hoek van Holland werden in de onderzochte periode nooit belangrijke aantallen eenden gezien. In recente jaren concentreert de verspreiding van de zwarte zee-eend zich vooral van Terschelling tot Schiermonnikoog en in de Voordelta, maar de totale aantallen zijn erg laag. Ze voeden zich er vooral met *Ensis*, een vermoedelijk minder gunstige voedselbron dan *Spisula*. Buiten de geprefereerde gebieden is geen ander en niet meer voedsel te vinden en hebben de eenden dus een minder goed bestaan.

Het rapport en de bijlagen zijn raadpleegbaar op de website <http://www.rijksoverheid.nl/documenten-en-publicaties/rapporten>.

## **Algemene Inleiding**

Voor de winning van suppletiezand in de Nederlandse kustzone is voor de periode 2008-2012 een MER opgesteld. In het MER zijn een aantal leemten in kennis benoemd die in een Evaluatieprogramma dienen te worden uitgewerkt (Ellerbroek et al., 2008). Deze kennisvragen hebben betrekking tot de slibverspreiding, de doorvertaling van primaire productie naar de hogere trofische niveaus, het effect van de toename van slib in relatie tot de natuurlijke omstandigheden en tot slot de verstoring en ruimtelijke en temporele verspreiding van soorten. Dit onderzoek spitst zich toe op deze laatste onderzoeksvraag rond de verstoring en verspreiding van soorten, meer bepaald op onderzoeksvragen E2 (Ontwikkeling van een methodiek om de kans op de aanwezigheid van schelpenbanken te voorspellen) en V1 (Zwarte zee-eenden: onderzoek naar verstoringafstanden en – duur, vliegafstanden en terugkeertijden dan wel verplaatsingen naar andere plekken).

Voor het Evaluatieprogramma Zandwinning wil RWS en Stichting LaMER meer zekerheid generen of er op een bepaalde locatie al dan niet schelpdierbanken aanwezig kunnen zijn. De bestanden aan schelpdieren variëren jaarlijks, maar vermoedelijk zijn wel gebieden aan te duiden met een verhoogde kans op voorkomen van (bepaalde) schelpdier(soort)en. Dit zou bemonsteringsinspanningen ter plaatse vlak voor de winning kunnen beperken. Een benadering bestaat uit het ontwikkelen van kansencarten voor schelpdierbanken aan de hand waarvan kan worden bepaald of er gebieden zijn waar een hogere kans is voor het voorkomen van schelpdieren.

Schelpdierbanken zijn belangrijke voedselbronnen voor zwarte zee-eenden maar er heerst onduidelijkheid over de relatie tussen het voorkomen van zwarte zee-eenden en de aanwezigheid van schelpdieren (als voedsel) op de zeebodem. Hierdoor is het onduidelijk of de zwarte zee-eenden, die nu bijvoorbeeld massaal boven Ameland voorkomen, naar andere plekken kunnen migreren waar ook voldoende voedsel aanwezig is, als hun huidige verspreidingsgebied wordt verstoord door menselijke activiteiten.

## **Doelstelling**

Het doel van dit project is meervoudig. Enerzijds worden kansencarten voor schelpdieren in de Nederlandse kustzone opgesteld. Hiervoor zal de verspreiding van de schelpdieren worden gekoppeld aan de abiotische gegevens die het voorkomen van bodemdieren kunnen beïnvloeden, zoals waterdiepte, sedimentsamenstelling en stroomsnelheid. Op basis hiervan zal een model worden opgesteld dat toelaat een kansencart op te stellen op basis van de abiotische karakteristieken van een gebied. Daarnaast wordt een temporele en ruimtelijke analyse uitgevoerd naar de verspreiding van schelpdiergemeenschappen in relatie tot omgevingsvariabelen. Naast deze beide hoofddoelstellingen wat betreft de verspreiding van schelpdieren, is ook aandacht besteed aan de relatie tussen voor-en najaarsbestanden van schelpdieren. Dit moet bijdragen aan een beter inzicht in de relatie tussen hun verspreiding en vestiging. Deze analyse is beperkt tot de Voordelta omdat enkel van dit gebied metingen van najaarsbestanden beschikbaar zijn uit de nulmetingen voor Maasvlakte 2. Tot slot wordt onderzocht of er een correlatie bestaat tussen het voorkomen van schelpdieren en het voorkomen van zwarte zee-eenden.



## Aanpak

Het rapport is opgebouwd uit 4 hoofdstukken. In elk hoofdstuk worden een aantal specifieke onderzoeksvragen aangepakt.

Hoofdstuk één behandelt de verspreiding van de vijf geselecteerde schelpdiersoorten (*Donax vittatus*, *Macoma balthica*, *Spisula subtruncata*, *Ensis* sp. en *Tellina fabula*). Voor elke soort is per jaar een verspreidingskaart in termen van dichtheid en biomassa opgesteld, en voor een aantal jaren zijn de dichtheden in de Voordelta vergeleken tussen voor- en najaar. Dit hoofdstuk biedt een antwoord op de onderzoeksvragen:

- Wat zijn de dichtheden en biomassa's per soort langs de kust?
- Is er verschil tussen voorjaarsbestanden (recruitment populatie) en najaarsbestanden (settlement populatie) in sturende abiotische factoren?

De habitatgeschiktheidskaarten worden behandeld in hoofdstuk twee. Aan de hand van verschillende modelleringstechnieken wordt voor elke soort gezocht naar het best geschikte model voor het opstellen van een habitatgeschiktheidskaart. De omgevingsvariabelen die in de modelbeschrijving worden gebruikt worden in detail besproken in het licht van de ecologie van de betreffende soort. Dit hoofdstuk biedt een antwoord op de volgende onderzoeksvragen:

- Wat is de kans op voorkomen van schelpdierbanken langs de gehele Nederlandse kust?
- Wat zijn de sturende factoren voor afzonderlijke soorten?
- Wat zijn de sturende factoren voor banken?

In hoofdstuk drie wordt het voorkomen van schelpdiergemeenschappen langs de Nederlandse kustzone besproken en onderzocht welke abiotische factoren de patronen kunnen verklaren. Dit biedt een antwoord op de onderzoeksvraag:

- Wat zit er aan gemeenschappen en zijn er lokale verschillen aan te wijzen die keuzes van wingebieden rechtvaardigen?

Tot slot is in hoofdstuk vier de relatie tussen het voorkomen van de vijf geselecteerde schelpdiersoorten en het voorkomen van zwarte zee-eenden bestudeerd. Om een beter beeld te krijgen van het dieet van de zwarte zee-eenden zijn maaganalyses uitgevoerd. De verspreidingskaarten van de zwarte zee-eenden zijn gelinkt aan de verspreiding van de schelpdieren. Dit biedt een antwoord op de onderzoeksvragen:

- Wat zijn de correlaties met dichtheden zwarte zee-eenden? Is er een lineair verband tussen aantallen bodemdieren en aantallen zwarte zee-eenden, is er sprake van een drempel?
- Wat zijn op basis van deze correlaties foerageergebieden voor zwarte zee-eenden?
- Zijn er uitwijkmogelijkheden voor zwart zee-eenden als de suppleties van start gaan?

De resultaten van het voorliggende rapport zijn besproken op een workshop die is georganiseerd op 13 januari in Haarlem. Opmerkingen die tijdens deze workshop zijn geformuleerd zijn genotuleerd en in dit rapport meegenomen. Een deelnemerslijst is weergegeven in bijlage J.

## Hoofdstuk 1: Verspreiding schelpdieren langs de Nederlandse kustzone

### 1.1. Inleiding

Schelpdierbanken in de Nederlandse kustzone vertonen grote temporele en ruimtelijke fluctuaties. Bestanden worden enerzijds gestuurd door natuurlijke processen – zoals de zaadval, het uitspoelen door winterstormen, predatie – maar ook menselijke ingrepen, waarvan visserij de belangrijkste is. Er is door de visserij een directe impact op doelsoorten, maar ook een indirecte impact via beschadiging door bijvoorbeeld boomkorvisserij kan een belangrijke invloed hebben op het voorkomen van schelpdierbanken.

In de Nederlandse kustzone wordt sinds 1995 een jaarlijkse bestandsschatting van de schelpdieren uitgevoerd in het kader van WOT schelpdiersurvey. Deze survey was er in eerste instantie op gericht een bestandsschatting te maken van *Spisula subtruncata* (halfgeknotte strandschelp) ten behoeve van de visserij. Reeds in de eerste jaren werden ook van andere schelpdieren geïdentificeerd, geteld en in bepaalde gevallen ook gewogen.

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de jaarlijkse bestanden van *Spisula subtruncata* (halfgeknotte strandschelp), *Donax vittatus* (zaagje), *Ensis* sp. (mesheft), *Tellina fabula* (rechtsgestreepte platschelp) en *Macoma balthica* (nonnetje) over de periode 1995 – 2009 in termen van dichtheid en biomassa. Ook wordt een vergelijking gemaakt van de voor- en najaarsbestanden van deze soorten in de Voordelta voor een aantal jaar.

### 1.2. Methoden

#### 1.2.1. Verspreiding van schelpdieren over de periode 1995 -2009

De verspreiding van *Spisula subtruncata*, *Macoma balthica*, *Donax vittatus*, *Tellina fabula* en *Ensis* sp. langs de Nederlandse kust is op kaart weergegeven (Bijlage A, B en I). Kaarten zijn opgesteld op basis van gegevens die jaarlijks worden verzameld in de Nederlandse kustzone in het kader van de Wettelijke Onderzoeks Taken (WOT-schelpdiersurvey) (Goudswaard et al., 2010). *Lutraria lutraria* (Otterschelp) is een soort die recent ook frequent wordt aangetroffen in de Nederlandse kustzone. De bemonstering ervan gebeurt echter niet efficiënt, vaak worden enkel siphonen in het monster aangetroffen. Daardoor kan geen betrouwbare inventarisatie van deze soort worden gemaakt en is de verspreiding ervan niet op kaart weergegeven. Voor *Ensis* is geen onderscheid gemaakt op soortsniveau omdat de opsplitsing niet (jaarlijks) is gebeurd tijdens de survey. Vaak worden enkel de topjes van deze schelpdieren bemonsterd, waardoor geen identificatie op soortsniveau mogelijk is. Uit eerder onderzoek is echter wel gebleken dat in de kustzone vooral *Ensis directus* voorkomt, terwijl andere soorten – voornamelijk *Ensis ensis* – verder offshore worden teruggevonden (Bergman et al., 1998).

Per jaar is per soort (of genus) een kaart opgesteld over de periode 1995 – 2009 voor respectievelijk de dichtheid (aantal per m<sup>2</sup>) en de biomassa (g per m<sup>2</sup>).

#### 1.2.2. Relatie tussen voor- en najaarsbestanden van schelpdieren

De vergelijking tussen de voor- en najaarsbestanden is gebeurd op basis van data die zijn verzameld in de Voordelta, meer specifiek in het gebied dat is bemonsterd voor de nulmetingen voor Maasvlakte 2 (figuur 1.1 voor gebiedsindeling). De najaarsbestandsschattingen zijn afkomstig uit deze nulmetingen. De voorjaarsbestanden komen uit de WOT-schelpdiersurvey die jaarlijks in de gehele Nederlandse kustzone wordt uitgevoerd. In beide surveys zijn monsters verzameld met de schaaf en is de verwerking van de monsters op dezelfde manier gebeurd (Goudswaard et al., 2010).

Ten behoeve van de nulmeting voor Maasvlakte 2 is de Voordelta onderverdeeld in 5 deelgebieden, die ook hier zijn behouden zodat een beeld kan worden verkregen van de ruimtelijke variatie. Het gaat concreet om:

- Mvii: Het Maasvlakte II uitbreidingsgebied
- Mond: de monding van het Haringvliet
- Zra: Referentiegebied voor de Schouwen-Duiveland
- Zrb: Referentiegebied voor Kop van Goerree
- Refzr: Referentiegebied voor Walcheren

Tabel 1.1: aantal bemonsterde stations per seizoen

Periode	Aantal stations
voorjaar 2004	235
najaar 2004	400
voorjaar 2005	196
najaar 2005	400
voorjaar 2006	198

Het aantal stations dat is bemonsterd in het studiegebied varieert van jaar tot jaar en verschilt ook sterk tussen voor- en najaar (tabel 1.1). Dit kan de uitkomst van de analyse beïnvloeden. Een verschillend aantal monsters kan de schatting van het gemiddelde beïnvloeden. Indien net meer monsters zijn verzameld in een schelpdierbank, kan de gemiddelde dichtheid hoger lijken en kan dit (ten onrechte) worden geïnterpreteerd als een dichtheidstoename. Daarom zijn in eerste instantie voor het voorjaar enkel de stations meegenomen die in 2005 zijn bemonsterd. Zo is het aantal stations in het voorjaar telkens teruggebracht tot 196. Vervolgens zijn uit de najaarcampagnes deze monsters geselecteerd die op een afstand van 1000m van de monsterpunten van het voorjaar liggen. Deze range is gekozen om een vergelijkbaar aantal monsters over te houden. Het aantal stations die in het najaar zijn geanalyseerd is zo op 227 gebracht.



Figuur 1.1: De deelgebieden die zijn afgebakend in de Voordelta voor de nulmetingen in het kader van de natuurcompensatie voor Maasvlakte 2.

### 1.3. Resultaten

#### 1.3.1. Verspreiding schelpdieren langsheen de Nederlandse kustzone

De verspreidingskaarten van *Macoma balthica*, *Spisula subtruncata*, *Ensis sp.*, *Tellina fabula* en *Donax vittatus* zijn weergegeven in bijlage A (aantallen), B (biomassa) en I (in relatie tot voorkomen zwarte zee-eenden; zie ook hoofdstuk 4).

De bestanden van *Donax vittatus* kennen grote jaarlijkse schommelingen. De hoogste dichtheden worden over het algemeen gevonden boven Terschelling en in een aantal jaren in de Haringvlietmond. *Ensis sp.* is reeds behoorlijk abundant in de Voordelta in het begin van de meetreeks, halfweg de jaren '90. Zo worden in deze periode reeds op vele plaatsen in de Voordelta dichtheden van meer dan 50 individuen per m<sup>2</sup> gevonden. Vanaf 2002 wordt de soort abundant over de gehele kustzone. *Macoma balthica* wordt vooral teruggevonden in de ondiepere kustzone. Hoogste dichtheden worden geobserveerd boven de Waddeneilanden en in de Voordelta, maar lijkt quasi afwezig voor de Zuid-Hollandse kust. In het begin van de meetreeks worden nog behoorlijk aantallen *Spisula subtruncata* waargenomen, met op vele plaatsen over de gehele kustzone meer dan 100 individuen per m<sup>2</sup>, maar vanaf 1998 lopen de bestanden sterk terug. Enkel ter hoogte van de Noord-Hollandse kust en boven de Waddeneilanden komen nog langere tijd behoorlijke banken voor. Vanaf 2005 zijn de dichtheden overal sterk teruggelopen. De bestanden van *Tellina fabula* blijven steeds beperkt. Hogere dichtheden worden in een aantal jaar waargenomen ter hoogte van de Noord-Hollandse kust en boven Ameland, maar er worden nooit meer dan 100 individuen per m<sup>2</sup> gevonden.

Een interpretatie van de verspreiding van de schelpdieren in het licht van voedselbeschikbaarheid voor vogels wordt gegeven in hoofdstuk 4.

#### 1.3.2. Relatie tussen voor- en najaarsbestanden van schelpdieren

De kaarten met de verspreiding van *Ensis sp.*, *Spisula subtruncata*, *Donax vittatus*, *Tellina fabula* en *Macoma balthica* in de Voordelta in het voor- en najaar van 2004 en 2005 en het voorjaar van 2006 zijn weergegeven in bijlage C. Voor *Ensis* is telkens in het najaar een piek waar te nemen. Dit zijn voornamelijk juveniele *Ensis* die zijn gegroeid uit de eerdere zaadval dat jaar. Na de winter, in het voorjaar zijn meestal grote delen van het (jonge) bestand weggespoeld en blijven er lagere aantallen over. Voor de andere soorten is een dergelijk patroon veel minder duidelijk of geheel afwezig. Mogelijk zijn de juveniele schelpdieren van deze soorten nog te klein in het najaar om met de schaaf te worden bemonsterd, en zijn ze zo niet in de survey meegenomen.

### 1.4. Discussie en conclusies

Uit de bestandsopnames van de voorbije 15 jaar is duidelijk de achteruitgang van *Spisula subtruncata* en het opkomst van *Ensis sp.* te volgen. De oorzaak van deze trend is echter nog niet gekend. Het is niet duidelijk of *Ensis* aan de oorzaak ligt van het verdwijnen van *Spisula* of dat *Ensis* het habitat inneemt dat vrijkomt nadat *Spisula* is verdwenen. *Donax vittatus* heeft voornamelijk een noordelijke verspreiding, met dichtheden die een grote jaar-tot-jaar variatie vertonen. *Macoma balthica* kent een kustgebonden verspreiding. De aantallen *Tellina fabula* zijn steeds klein. In een vervolgstudie zal een oorzakelijke trendanalyse worden uitgewerkt.

Een vergelijking tussen voor- en najaarsbestanden is enkel voor *Ensis sp.* mogelijk gebleken. De bemonsteringsmethodiek – met behulp van de schaaf – is vermoedelijk niet geschikt voor de bemonstering van de kleine juvenielen.

Voor een gedetailleerde, oorzakelijke analyse van de relatie tussen de voor- en najaarsbestanden van *Ensis sp.* is gedetailleerde informatie nodig abiotiek en vooral de temporele variatie erin. Deze is momenteel niet beschikbaar en een verdere interpretatie van de observaties is dan ook niet mogelijk.

## Hoofdstuk 2: Habitatgeschiktheidskaarten

### 2.1. Inleiding

De kans op voorkomen van een soort op een locatie wordt beïnvloed door het habitat op die locatie en stromingen die larven naar die locatie moeten vervoeren. Of een habitat potentieel geschikt is voor het voorkomen van een soort kan bepaald worden door het opstellen van een habitatgeschiktheidskaart. De algemene vraag gesteld bij het maken van habitatgeschiktheidskaarten is in wat voor habitat deze soort kan leven en wat de kans is dat een soort voorkomt in een bepaald habitat. In dit hoofdstuk zullen we de habitat van de 5 soorten schelpdieren beschrijven aan de hand van abiotische/fysische variabelen zoals diepte, bodemschuifspanning en stroomsnelheid en enkele biotische variabelen zoals chlorofyl *a* en particulier organische koolstof. Voor het gemak wordt deze collectie aan variabelen die het habitat kunnen omschrijven abiotische variabelen genoemd. De herkomst van de abiotische data wordt verderop in dit hoofdstuk besproken.

Door vervolgens de abiotische variabelen op de locaties waar de jaarlijkse bestandsschatting van de WOT schelpdiersurvey heeft plaatsgevonden te koppelen met de gemeten aan- of afwezigheid van een soort, kan d.m.v. een model een beschrijving van een geschikt habitat geschat worden.

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de verzamelde data gebruikt om kanskaarten te maken. Ook wordt de keuze voor een beperkt aantal van het totale aanbod aan beschikbare habitatgeschiktheidsmodellen beschreven. Verder wordt een korte beschrijving van elk gekozen model gegeven om ook de daaropvolgende validatie van de resulterende modelbeschrijvingen uit te leggen. Na validatie van de resulterende modelbeschrijvingen wordt ingegaan op de abiotische variabelen die in de modellen gebruikt worden en wordt waar mogelijk een waarde gegeven aan die variabelen. Vervolgens worden de resulterende kanskaarten gepresenteerd en er wordt afgesloten met een discussie van de betekenis en de waarde van deze kaarten.

### 2.2. Methode

#### 2.2.1. Schelpdier data

De gegevens van de WOT-schelpdiersurvey (1995-2009) zijn gebruikt als input voor de modellen. Per monsterpunt is de maximale dichtheid ooit waargenomen uit de dataset gehaald en als input gebruikt (zie bijlage E). Dit geeft een beeld van het potentieel van een gebied voor het voorkomen van een bepaalde schelpdiersoort. Lagere dichtheden of afwezigheid in andere jaren is vaak niet te wijten aan het weinig geschikt zijn van het habitat, maar aan toevallige factoren (bijvoorbeeld slechte zaadval). Voor een aantal soorten is de tijdreeks beperkt in de tijd, namelijk voor *Ensis* sp. (2007-2009), *Spisula subtruncata* (1995-2001 exclusief 1998), *Tellina fabula* (2002-2009), *Macoma balthica* (1995-2009 exclusief 1998). De reden hiervoor is het verschuiven van de monsterpunten in de ruimte vanaf 2002 in vergelijking met voorgaande jaren. Indien de bestanden van een soort een algemene sterke af- of toename heeft gekend door de tijd, zoals het geval is voor *Spisula subtruncata*, *Ensis* sp., *Macoma balthica* en *Tellina fabula*, kan dit voor ruis in de dataset zorgen. De maximale dichtheid voor één van deze soorten zou veel hoger (of lager) liggen dan voor een vlakbij gelegen punt als gevolg van een jarenlange trend, maar niet ten gevolge van de geschiktheid van het gebied voor de soort. Voor *Donax vittatus* zijn geen trends in aantalsverandering over de jaren waargenomen en bijgevolg zijn alle jaren in beschouwing genomen.

#### 2.2.2. Abiotische data

Er zijn twee bronnen gebruikt voor de abiotische data. De hydrodynamische en waterkwaliteitsdata zijn bepaald uit modelberekeningen door Deltares en morfologische data (bathymetrie en sediment) zijn verkregen van TNO Bouw en Ondergrond.

#### **Hydrodynamische en waterkwaliteits data** (naar Cronin, 2010)

Model simulaties zijn uitgevoerd door Deltares met als doel de relevante hydrodynamische- en waterkwaliteits parameters te genereren om habitatmodellen voor schelpdieren te kunnen opstellen in het Nederlandse deel van de Noordzee.

De volgende parameters zijn berekend met de modellen (tabel 2.1):

- 1 Stroomsnelheid ( $\text{m s}^{-1}$ )
- 2 Stroomrichting (graden)
- 3 Bodemschuifspanning ( $\text{N m}^{-2}$ )
- 4 Gesuspendeerd sediment ( $\text{mg l}^{-1}$ )
- 5 Chlorophyll ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )
- 6 Particulair organische koolstof ( $\text{mg l}^{-1}$ )

De twee- en driedimensionele hydrodynamische (ZUNO-GROF) en waterkwaliteit (Delft3D-WAQ) modellen van de zuidelijke Noordzee werden gedraaid op een hoge temporele resolutie over de periode 1996-2003. Ook het Delft3D-GEM/BLOOM model (Los, 2009) is gedraaid met een aantal recente verbeteringen die zijn gemaakt aan de parameterisatie van het fytoplankton.

Uit de tijdsreeksen zijn per gridcel de 90-percentiel, 10-percentiel en de mediaan voor elke parameter bepaald voor elk jaar. Een selectie van de modeluitvoer tussen 1 maart en 30 juni is gebruikt voor het bepalen van de voorjaarspiek (90-percentiel) in chlorofyl-a en particulier organische koolstof.

Tabel 2.1: Parameters afgeleid van de model simulaties

Parameter	Eenheid	Bron
Stroomsnelheid	$\text{m s}^{-1}$	ZUNO-GROF (Delft3D-FLOW)
Stroomrichting	graden	ZUNO-GROF (Delft3D-FLOW)
Bodemschuifspanning	$\text{N m}^{-2}$	ZUNO-GROF (Delft3D-FLOW)
Gesuspendeerd sediment (TIM)	$\text{mg l}^{-1}$	ZUNO-GROF (Delft3D-WAQ)
Chlorophyll-a	$\mu\text{g l}^{-1}$	ZUNO-GROF (GEM/BLOOM)
Particulair organische koolstof (POC)	$\text{mgC m}^{-3}$	ZUNO-GROF (GEM/BLOOM)

#### *Hydrodynamisch model*

De uitvoer van het ZUNO-GROF hydrodynamisch model is gebruikt als input voor de Delft3D-WAQ simulaties voor de Noordzee voor de jaren 1996-2003. Een gedetailleerde beschrijving van het ZUNO-GROF model (inclusief de calibratie en validatie) wordt beschreven in Roelvink et al. (2001). Voor onderhavige studie is de versie gebruikt die is ontwikkeld in het kader van het project 'Impact Zand Extractie Maasvlakte 2' (van Prooijen et al., 2006).

De hydrodynamische berekeningen zijn uitgevoerd met een tijdstap van 5 minuten. Dit is voldoende klein, gezien de ruimtelijke resolutie, om accurate modelresultaten te verkrijgen. De hydrodynamische simulaties zijn uitgevoerd met een representatief getij gebaseerd op 50 astronomische componenten, de werkelijke rivierafvoer, wind en atmosferische druk data (van Kessel en Breire, 2006). De relatief korte rekentijd van het ZUNO-GROF model ( $\sim 15$  uur per jaarlijkse simulatie) maken het model geschikt voor het uitvoeren van een serie jaarlijkse simulaties die verschillen in wind forcing, luchtdruk en rivierafvoer. Voor meer detail over het hydrodynamische model wordt verwezen naar De Goede en Van Maren (2005).

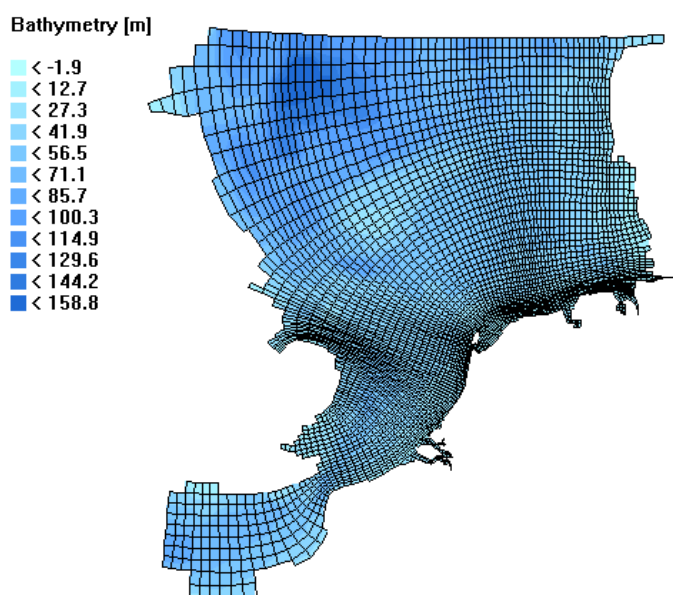
De gebruikte versie van het ZUNO-GROF model heeft 12 verticale  $\sigma$ -lagen. De grid grootte varieert van relatief grof ver uit kust tot fijner dicht bij de Nederlandse kust (figuur 2.1). Om accuraat de zoutstratificatie in de Nederlandse kustzone te kunnen simuleren, zijn 12 lagen gedefinieerd met een relatieve hoogte van of 4.0, 5.6, 7.8, 10.8, 10.9, 10.9, 10.9, 10.9, 10.8, 7.8, 5.6, en 4.0 % van de totale waterdiepte. De bathymetrie is afgeleid uit een groot aantal datasets, inclusief kustgegevens, gegevens van het Nederlandse Continentaal Plat (TNO-NITG) en data van de Nederlandse Hydrografische Dienst.

#### *Waterkwaliteit model*

Het Delft3D-WAQ is opnieuw gedraaid met een tijdstap van 5 minuten, waarbij er iedere 2 uur uitvoer van het zwevend stof is gegenereerd. De waterbeweging was afkomstig van het hydrodynamisch model zoals hierboven beschreven. Het Delft3D-WAQ model is gekalibreerd op zwevend stof tijdens het VOP SLIB 2006 project (van Kessel en Brière, 2006). Dit model is identiek aan het ZUNO-GROF hydrodynamisch model, zonder aggregatie, en beslaat de gehele zuidelijke Noordzee. Om de modeluitvoer van stroomsnelheid, saliniteit en bodemschuifspanning met een hogere temporele resolutie te kunnen genereren, is het Delft3D-WAQ model gekoppeld aan de hydrodynamica (Delft3D0FLOW).

De slibmodellering van het ZUNO-GROF model is gekalibreerd tijdens de Maasvlakte-2 studie (e.g. Thoolen et al., 2001; Boon en Van Kessel, 2001) en de Flyland studie (e.g. Boon en Winterwerp, 2001). De optimale parameter waarden uit deze studies zijn gebruikt als uitgangspunt voor de calibratie van het model. In het model is het zwevend stof opgedeeld in twee fracties die samen het Totaal Inorganisch Materiaal (TIM) vormen. De fijne fractie heeft een gemiddelde zinksnelheid in de orde van grootte van  $0.1 \text{ mm s}^{-1}$ . De relatief grove fractie (silt) heeft een gemiddelde zinksnelheid van in de orde van grootte van  $1 \text{ mm s}^{-1}$ . De organische fractie van het zwevend stof (SPM, Suspended Particulate Matter) kan in estuaria aanzienlijk zijn maar is beperkt in de kustzone.

De bodem van de Noordzee is in het model opgebouwd uit twee lagen. De eerste laag bestaat uit een dunne laag van fijn slib die wordt afgezet tijdens kentering. Tijdens de hoge stroomsnelheden tijdens eb en vloed wordt deze laag vrijwel geheel in suspensie gebracht. De tweede laag bestaat uit zand en beslaat de gehele Noordzee.



Figuur 2.1: ZUNO-GROF grid, de volledige zuidelijke Noordzee

Aanvullend is ook het effect van golven meegenomen (van Kessel en Brière, 2006). De bodemschuifspanning veroorzaakt door de golven tijdens stormen kan leiden tot additionele resuspensie van sediment. De golfwerking is berekend voor het ZUNO grid met behulp van het SWAN model voor de jaren 1996 – 2003. Het toevoegen van het effect van golven heeft de modellering van de seizoensvariatie van het zwevend stof in het model voor de kustzone aanzienlijk verbeterd. Voor meer details met betrekking tot de sediment fracties, randvoorwaarden (getij, zoutgehaltes, meteorologie, rivierafvoeren en vrachten) en calibratie van het model verwijzen we naar Van Kessel and Brière, (2006)

In het algemeen is er een goede overeenkomst tussen de resultaten van het gekalibreerde model en de observaties. Dit geldt zowel voor de berekende concentraties zwevend stof op specifieke locaties als geaggregeerd over grotere gebieden. Tevens laat het model goed de seizoensdynamiek weer met relatief hoge concentraties zwevend stof in de winterperiode met relatief veel golfdynamiek en de rustige periodes tijdens de zomer.

Chlorophyll-a en POC zijn berekend met het Ecologisch model ZUNO-GEM/BLOOM. Dit model is gebaseerd op de hydrodynamiek van het ZUNO-GROF model met 10 lagen. Het model is een combinatie van een hydrodynamisch model (Delft3D FLOW), een water kwaliteitsmodel (Delft3D-WAQ) en een fytoplankton model (BLOOM) met een tijdstap van 30 minuten. De hydrodynamiek (1996 tot 2003) is offline gekoppeld aan de waterkwaliteit. In het model zijn de algen gemodelleerd volgens de BLOOM benadering. BLOOM is een model waarbij de algen dynamiek en samenstelling wordt bepaald op basis

van lineaire programmering. Het model is opnieuw gedraaid om uitvoer te kunnen genereren met een grotere temporele resolutie en met betere schattingen van de modelparameters voor de diverse algensoorten. Voor meer achtergrond van het model wordt verwezen naar Los (2009).

#### *Statistiek en grid bestanden*

Voor iedere gridcel van het model zijn de tijdreeksen per jaar geaggregeerd tot de mediane waarde, de 10-percentiel waarde en de 90-percentiel waarde. Gedurende 10 % van het jaar zijn de gemodelleerde waarden lager dan de 10-percentiel waarde. Gedurende 50% van het jaar zijn de waarden lager dan de mediaan en gedurende 90% van het jaar zijn de modelberekeningen lager dan de 90-percentiel. Delft 3D map-files zijn gemaakt voor de mediaan, 90-percentiel en 10-percentiel van alle variabelen, voor iedere jaar.

De map-files zijn omgezet tot Ascii-grid bestanden met behulp van het programma HabitooolGridCreate (Jeroen Wijsman, Lou Verhage). De aangemaakte Ascii-grid bestanden (Rijksdriehoek) hebben een cellgrootte van 200 x 200 meter, 1150 kolommen en 1375 rijen. De coördinaten van de cel linksonder waren: XII = -11000; YII=370000. Per gridcel zijn de getallen gemiddeld over de jaren (1996 tot en met 2003).

Dit heeft geresulteerd in een reeks Ascii-grid bestanden, met met name voor elke parameter (zie tabel 2.1) de mediaan, de 10- en 90-percentiel. Voor de POC en chlorophyll a zijn ook voorjaarspieken gemodelleerd (1 maart – 30 juni) waarvoor ook telkens een Ascii-grid bestand is gecreëerd. Een overzicht van de Ascii-grid bestanden is weergegeven in bijlage D.

#### **Morfologische data**

De data omtrent bathymetrie en sediment zijn verkregen van TNO Bouw en Ondergrond. De resolutie van het grid bedraagt 200m bij 200m. Een overzicht van de verschillende parameters staat in tabel 2.2.

Tabel 2.2: Parameters verkregen van TNO Bouw en Ondergrond

Parameter	Eenheid
Diepte	m
Mediane korrelgrootte	µm
Slibgehalte	%
BPI-zone	-
helling	°

De bathymetrische Positie Index (BPI-zone) is een afgeleide maat waarmee het bodemoppervlak kan worden geclassificeerd. De index definieert de helling in referentie tot de omgeving. Als resultaat wordt een kaart verkregen met geomorfologische kenmerken zoals hellingen, depressies, toppen (zandbanken) en platte zones. In totaal zijn 5 BPI-zones onderscheiden (tabel 2.3).

Tabel 2.3: Overzicht van de 5 BPI-zones

BPI zone	Omschrijving
4	Kleinschalige top
5	Top
6	Depressie
7	Platte zone
8	Helling

#### *2.2.3. Selectie kansenkaartmodellen*

Gezien het doel van het project is gekozen om niet alle mogelijke modellen te testen. Er is een selectie gemaakt aan de hand van een vergelijking van de modellen (tabel 2.4). Vanwege het ontbreken van werkelijke significante verschillen in performance van de verschillende modellen, zijn belangrijke onderscheidende criteria: software eisen, gebruik van de kansenkaarten in GIS en de gevoeligheid voor niet-onderscheidende voorspellende variabelen.



Er is gekozen om binnen deze studie te werken met Generalised Additive Models (GAM), Generalised Linear Models (GLM), Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) en Boosted Regression Trees (BRT). Het eerste onderscheidende criterium is dat deze vier modellen in de R-omgeving te gebruiken zijn (R Development Core Team, 2009). GAM en GLM zijn expliciet gekozen vanwege het simpele gebruik en de mogelijkheid om dichtheden als output te hebben. MARS en BRT zijn gekozen vanwege de mogelijkheid om 'forward' te fitten en de eenvoudige koppeling met GIS. Ook is er voor BRT gekozen vanwege het vermogen om kanskaarten te maken van invasieve soorten zoals *Ensis* die tot op heden niet hun maximale areaal bedekt hebben (=range-shifting species). Voor elk van deze modellen geldt dat ze potentieel geschikt zijn voor het opstellen van habitatgeschiktheidskaarten voor de gekozen soorten in dit project. Met andere woorden: er is geen vooringenomenheid over de performance van de verschillende modellen op basis van de (beschikbaarheid van data van de) verschillende soorten.

#### 2.2.4. Methoden

Voor de verschillende modellen zijn verschillende methoden gebruikt om de "beste" kanskaarten te verkrijgen. "Beste" betekent hier een zo simpel mogelijke beschrijving (zo klein mogelijk aantal verklarende variabelen) die niet significant afwijkt van de beschrijving die de meeste variatie verklaart. GLM en GAM vereisen hierbij het meeste handwerk, terwijl MARS en BRT grotendeels geautomatiseerde processen zijn.

Voor het opstellen van elke modelbeschrijving zijn training data gebruikt (de meetpunten van de WOT-survey gekoppeld aan de abiotische factoren bij dat meetpunt). Door het nemen van maximale aantallen gemeten op een survey meetpunt is temporele variatie en daardoor temporele autocorrelatie uit de data verwijderd. Dat twee nabijgelegen locaties gecorreleerd kunnen zijn in hoe geschikt het habitat is op die locaties voor een soort, oftewel spatiële autocorrelatie in de data, beïnvloedt ook de voorspellingen van habitatmodellen (Merckx et al., 2011). Hoewel de WOT-survey meetpunten op een vooraf bepaald grid liggen (bv. figuur 3.2-3.6) kan niet verondersteld worden dat spatiële autocorrelatie hier geen rol speelt. Door de beperkte hoeveelheid beschikbare data is geen actie ondernomen om spatiële autocorrelatie in de data tegen te gaan.

Door het opdelen van veel van de abiotische variabelen in 10-, 90-percentiel, en mediaan ontstaat veel collineariteit tussen deze percentielen; variatie verklaard door een variabele kan ook verklaard worden door andere variabelen. Hierdoor vindt overfitting plaats. De manier waarmee de verschillende modellen omgaan met overfitting is verschillend. In de modelformulering van GAM en GLM is zoveel mogelijk geprobeerd overfitting te vermijden door variabelen met collineariteit te verwijderen. In BRT daarentegen wordt collineariteit en de resulterende overfitting niet gezien als een probleem maar het wordt gebruikt om zoveel mogelijk variatie te verklaren om een zo goed mogelijke voorspelling te kunnen doen (Elith et al., 2008). Alleen als een variabele geen significante toevoeging heeft voor de verklarende waarde van het model wordt deze verwijderd. Dit heeft niets te maken met het direct voorkomen van collineariteit. Als gevolg overfitten BRT modellen weliswaar, maar bereiken vaak het doel van een habitatgeschiktheidskaart beter dan GAM of GLM (Elith et al., 2008).

Tabel 2.4: vergelijking van een selectie van beschikbare regressie technieken om habitatgeschiktheidsmodellen op te stellen. <sup>\*1</sup>: f = forward (progressief verklarende variabelen toevoegen), b = backward (beginnen met een regressie met alle beschikbare variabelen en nadien variabelen weghalen als deze niet bijdragen aan de verklaarbaarheid van de regressie). <sup>\*2</sup>: p = aanwezigheid, a = afwezigheid, count = aantallen, cat = 0/1, range-shifting: het vermogen van een model om habitatgeschiktheidskaarten te maken voor soorten die nog niet hun volledige areaal bedekt hebben.

Model	Model klasse	Fitting f/b <sup>*1</sup>	Input data benodigd <sup>*2</sup>	Output dichtheid	Range shifting
GAM	niet-lineaire regressie	b	pa, (count of cat)	Ja	Nee
GLM	lineaire regressie	b	pa, (count of cat)	Ja	Nee
GLS	lineaire regressie met autocorrelated errors	b	pa, (count of cat)	Ja	Nee
GDM	combinatie van GLM en matrix regressie	b	pa, (count of cat)	Nee	Nee
MARS	piecewise lineaire regressie	b/f	pa (cat)	Nee	Nee
BRT	combi van regression trees en boosting	f	pa (cat)	Ja	Ja
MaxEnt	(non-)lineaire regressie	Nvt	pa, (count of cat)	Nee	Ja
ENFA	extrapolatie gebased op niche assessment van het bestudeerde gebied	Nvt	pa (cat)	Nee	Ja

## **GLM en GAM**

Elith et al. (2006) en Potts en Elith (2006) vergelijken en beschrijven deze methoden uitgebreid. Als nulmodel is uitgegaan van een beschrijving die de meeste variatie in de verklarende variabelen verklaart. Vaak was dit een beschrijving met alle beschikbare verklarende variabelen. Het nulmodel werd daarna aangepast, variabelen werden verwijderd, zonder dat de beschrijving significant minder variatie verklaarde (backward-fitting). Variabelen met een lage significantie in het verklaren van de variatie en met hoge correlatie met andere variabelen werden als eerste weggenomen, om zoveel mogelijk collineariteit tussen verklarende variabelen te ondervangen. In GLM kon er ook gebruik gemaakt worden van AIC (Akaike's information criterion; Akaike (1974)). AIC is een relatieve maat die een afweging maakt tussen de complexiteit en de verklarende waarde van het model. Hoe lager AIC, hoe beter het model. De waarde van AIC werd zo laag mogelijk gehouden (zie tabel voor resulterende waarden).

Met GLM en GAM kan zowel aantallen als de kans van aanwezigheid voorspeld worden. Beide uitkomsten leveren aparte modelbeschrijvingen op (GLMbin, GLMcount, GAMbin, GAMcount). Afhankelijk van of er aantallen of aanwezig/afwezig werd voorspeld is aangenomen dat de verdeling in de variatie beschreven kon worden met een binomial- (GLMbin, GAMbin) of quasipoisson-verdeling (GLMcount, GAMcount). Aantallen worden voorspeld om daar later habitatgeschiktheidskaarten voor schelpdierbanken mee te maken.

## **MARS**

Leathwick et al. (2005) beschrijven deze methode uitgebreid. In MARS wordt begonnen met een beschrijving met slechts 1 variabele. Vervolgens worden die variabelen toegevoegd die bij de bestaande beschrijving de meeste verklarende waarde hebben (forward-fitting). Volgende verklarende variabelen worden toegevoegd totdat de generalized  $R^2$  ( $GR^2$ ) geoptimaliseerd is, een maat voor de verklarende waarde van de beschrijving. Hoe hoger de  $GR^2$ , hoe beter het model (zie tabel voor resulterende waarden). Omdat er gebruik wordt gemaakt van lineaire regressie (GLM) kan ook een AIC berekend worden.

## **BRT**

Deze methode wordt uitgebreid beschreven door Elith et al. (2008). In BRT worden stapsgewijs verklarende variabelen in een rangorde geplaatst. Het stapsgewijze proces wordt afgesloten op het moment waar de predictive deviance van cross-validation (cv. dev. zie tabel 2.5) wordt geminimaliseerd. Uiteindelijk levert dit een verzameling rangordes op die samen de variatie optimaal beschrijven. Uit deze verzameling worden dan per verklarende variabele een gemiddelde functie gedestilleerd die gebruikt kan worden om te voorspellen. BRT voert automatisch een calibratie-stap uit waarmee het door de resulterende beschrijving aantal goed en fout voorspelde gekwantificeerd kan worden. Dit gebeurt door ROC (receiver operating characteristics), in dit geval een maat voor de fractie juiste voorspellingen. Hoe dichter  $ROC = 1$ , hoe beter het model.

Omdat optimalisatie niet relatief gebeurt tot andere beschrijvingen, de resulterende functies niet-lineair en discontinue kunnen zijn en de modelopbouw stochastisch plaatsvindt, kan er geen test van significantie uitgevoerd worden.

Na deze procedure van forward-fitting kan de beschrijving versimpeld worden door het verwijderen van verklarende variabelen (backward-fitting). Hierbij wordt door het weghalen van verklarende variabelen gekeken of de deviatie van de voorspellingen op de data verminderd kan worden.

### *2.2.5. Bepalen drempelwaarden*

Het resultaat van kansmodellen is een kans ( $0 < p < 1$ ) waarop de soort van interesse voorkomt op een bepaalde locatie gegeven de verklarende variabelen op die locatie. Echter, de data waarop het model is gebaseerd, zijn binair (0 of 1). Door evaluatie van de modelbeschrijving op de model input data zelf (WOTsurvey data plus abiotische factoren op elk meetpunt) kan nagegaan worden welke voorspelde kansen groter dan nul alsnog niet een werkelijke aanwezigheid vertonen in de model data. Dit wordt een drempelwaarde voor de kansenkaart waaronder geen aanwezigheid wordt aangegeven. Als deze

drempelwaarde te laag is, worden door de spreiding in de voorspellingen relatief meer 'false negatives' afgegeven; locaties waar wel aanwezigheid is maar waar geen positieve voorspelling voor is. Als de drempelwaarde te hoog is, worden meer 'false positives' afgegeven door het model; de voorspellingen zijn ook positief waar in werkelijkheid geen aanwezigheid is. Er is getracht de drempelwaarde zo te kiezen dat het aantal 'false negatives' en 'false positives' zo veel mogelijk in balans zijn terwijl het totale aantal valse voorspellingen zo laag mogelijk gehouden is.

Door het kiezen van de drempelwaarde wordt de verdeling van 'false negatives' en 'false positives' een kwantitatieve indicatie van hoe goed een modelbeschrijving de werkelijkheid benadert (bv. Hirzel, 2006). Door bij verschillende drempelwaarden van 0 tot 1 de verdeling tussen de 'false negatives' en 'false positives' te bepalen en deze uit te zetten in een grafiek ontstaat een ROC-functie (receiver operating characteristic curve, zie eerder). De integraal van deze functie wordt "Area Under the Curve" genoemd (AUC, waarbij de Curve staat voor de ROC-curve; receiver operating characteristics) en heeft een waarde tussen 1 (waarbij het model exact de werkelijkheid beschrijft) en 0 (waarbij het model nooit de werkelijkheid beschrijft). De waarde 0.5 is dezelfde waarde die een willekeurig of random model zou behalen. Als een model dus een AUC waarde tussen de 0.5 en 1 heeft kan worden verondersteld dat het een bruikbaar model is. Deze kwantitatieve vergelijkingsmethode is niet toepasbaar op modellen die aantallen voorspellen. Een overzicht van de AUC waarde van de verschillende modellen is voor elke soort weergegeven in tabel 2.6.

## 2.3. Validatie

### 2.3.1. Training data

Eerst wordt een modelbeschrijving aangemaakt door middel van een training data set. Voor elke soort bestaat deze training data set uit de meetpunten van de WOT-survey gekoppeld aan de abiotische factoren (28 variabelen in totaal) bij dat meetpunt. Willekeurig gekozen 80% van deze meetpunten worden gebruikt om een modelbeschrijving op te stellen. De complete 100% van de training data dient vervolgens als ijkpunt voor de modelbeschrijving. De modelbeschrijving kan zo zowel statisch als kwantitatief vergeleken worden.

### 2.3.2. Statistische analyse

In de statische vergelijking wordt de door de modelbeschrijving verklaarde en de aanwezige variatie in de training data vergeleken. De vergelijking wordt geanalyseerd aan de hand van eerder uitgelegde indices (AIC, ROC en residual deviance; zie sectie 2.2.4) en de biologische data. De statistische resultaten geven een inzicht in de mate van onzekerheid van elk model en in de waarde van de beschikbare biologische data per soort. Na deze vergelijking kunnen we komen tot een keuze voor het beste model op statistische basis voor elke soort afzonderlijk.

### 2.3.3. Statistische vergelijking

De data van zowel *Donax vittatus* als *Spisula subtruncata* blijken statistisch het minst toereikend om geschikte modelbeschrijvingen te maken. De modelbeschrijvingen van deze twee soorten scores statistisch het slechtst. Hoewel de modelbeschrijvingen voor *Donax vittatus* en *Spisula subtruncata* hoge AIC en residual deviance en lage ROC,  $GR^2$  en  $R^2$  vertonen (zie tabel 2.5) blijkt het resultaat op basis van AUC zich wel te onderscheiden van een random model en zelfs goed bruikbaar (zie tabel 2.6). De data van *Macoma balthica* en *Tellina fabula* scores in geen enkel geval statistisch slecht en zijn goed bruikbaar.

Modellen voor aantallen komen slecht uit de bus. Voor *Ensis* was het zelfs niet statistisch relevant om een voorspelling te doen van aantallen. De residual deviance voor beschrijvingen van aantallen zijn bij de overige soorten meer dan tien keer zo groot als vergelijkbare beschrijvingen voor kansen.

Door het specifieke karakter van het model kan niet statistisch vergeleken worden hoe de voorspellingen van BRT zich verhouden tot die van de andere modelbeschrijvingen (Elith et al., 2006; Elith et al., 2008). Zo kan er ook geen  $R^2$  berekend worden voor BRT modellen.

Tabel 2.5: Statistiek per modelbeschrijving per soort. GLMbin/GAMbin = modelbeschrijvingen voor kans op af-/aanwezigheid. GLMcount/GAMcount = modelbeschrijvingen voor aantallen. AIC = Akaike's information criterion (Hoe lager AIC, hoe beter het model). res. dev. = residual deviance (Hoe lager res. dev., hoe beter het model de variatie beschrijft).  $GR^2$  = Generalized  $R^2$ . ROC = receiver operating characteristics (Hoe hoger GRSq, RSq, ROC, hoe beter het model). se = standard error. Aangegeven in **bold**: de beste waarden per modelbeschrijving. Aangegeven in *italics*: de slechtste waarden per model.

	GLMbin		GLMcount	GAMbin	GAMcount	MARS				BRT	
	AIC	res. dev.	res. dev.	res. dev.	res. dev.	$GR^2$	$R^2$	AIC	res. dev.	ROC (se)	cv. dev. (se)
<i>Donax vittatus</i>	4143	4123	16761	2276	14706	0.15	0.18	4550	2280	0.756 (0.011)	1.013 (0.016)
<i>Macoma balthica</i>	2597	2553	34388	1247	19072	<b>0.48</b>	<b>0.5</b>	3431	1229	<b>0.921</b> <b>(0.005)</b>	0.722 (0.012)
<i>Ensis directus</i>	<b>598</b>	<b>572</b>	89797	<b>224</b>	-	0.39	0.45	1662	<b>204</b>	0.898 (0.018)	0.634 (0.033)
<i>Spisula subtruncata</i>	2505	2471	895660	997	660083	0.26	0.31	4437	999	0.822 (0.009)	<b>0.532</b> <b>(0.013)</b>
<i>Tellina fabula</i>	905	877	<b>5299</b>	428	<b>3516</b>	0.41	0.48	<b>1326</b>	393	0.860 (0.014)	0.935 (0.041)

#### 2.3.4. Kwantitatieve vergelijking op basis van training data (AUC)

Bij de kwantitatieve vergelijking tussen training data en modelbeschrijving wordt de modelbeschrijving gebruikt om de kans op voorkomen te voorspellen aan de hand van de abiotische factoren in de training data. Vervolgens wordt de voorspelde kans vergeleken met de werkelijke aanwezigheid zoals beschreven in de training data en worden overeenkomsten gekwantificeerd (zie methode sectie 2.2.5.). Als dan de voorspelde kans vaak overeenkomt met de werkelijke aanwezigheid resulteert dit in een hoge AUC waarde. Met de AUC waarden (zoals gepresenteerd in de tabel 2.6) kunnen alle modelbeschrijvingen die af-/aanwezigheid voorspellen per soort kwantitatief vergeleken worden, ook BRT. Zo kan per soort aan de hand van de AUC waarden bepaald worden welk model het beste de werkelijke data beschrijft. Ter verduidelijking: deze voorspellingen aan de hand van de training data worden niet gebruikt om kanskaarten mee te maken, maar zijn slechts bedoeld om de modelbeschrijving te toetsen.

Tabel 2.6: Area Under the Curve (AUC). Een kwantitatieve methode waarbij de modelvoorspellingen getoetst worden aan de training data gebruikt om de modelbeschrijving te maken. AUC waarden >0.5<0.7: beter dan random model, maar weinig accuraat, AUC waarden >0.7<0.9: bruikbare modelvoorspellingen, AUC waarden >0.9: zeer nauwkeurig, AUC waarde 1: voorspelling komt overeen met werkelijkheid (Guisan et al, 2007). GLMbin/GAMbin = modelbeschrijvingen voor kans op af-/aanwezigheid. Aangegeven in **bold**: de beste AUC waarden per soort. Aangegeven in *italics*: de slechtste AUC waarden per soort.

	GLMbin	GAMbin	MARS	BRT
<i>Donax vittatus</i>	0.73	0.76	0.77	<b>0.85</b>
<i>Macoma balthica</i>	0.90	0.92	0.92	<b>0.95</b>
<i>Ensis sp.</i>	0.86	0.87	0.92	<b>0.97</b>
<i>Spisula subtruncata</i>	0.78	0.84	0.84	<b>0.88</b>
<i>Tellina fabula</i>	0.86	0.88	0.91	<b>0.94</b>

Voor alle van de vijf soorten is BRT het beste model en GLMbin het slechtst. Voor alle soorten hebben de meeste modellen een AUC waarde die boven de 0.80 ligt. Echter, de data set van *Donax* komt slechts in het beste geval (BRT) boven een AUC waarde van 0.8. Deze constatering is overeenkomstig met de statistische analyse van de data in sectie 2.3.3. Alleen voor *Macoma* zijn de AUC waarden voor alle geformuleerde modellen boven de 0.90 en zijn alle modellen daarom uitstekend te noemen.

### 2.3.5. Habitatgeschiktheidskaarten voor schelpdierbanken

De betrouwbaarheid van de modelbeschrijvingen voor aantallen zijn veel lager dan die voor aanwezigheid. Ook is het voor *Ensis* het niet mogelijk gebleken om een statistisch relevante modelbeschrijving voor aantallen te maken d.m.v. GAM. Door het ontbreken van betrouwbare voorspellingen van de aantallen van schelpdieren wordt niet verder gegaan in het maken van habitatgeschiktheidskaarten voor dichtheden. In de discussie wordt verder ingegaan op de mogelijkheden om alsnog habitatgeschiktheidskaarten voor schelpdierbanken te produceren.

### 2.3.6. Verklarende variabelen

Een doel van het maken van kanskaartmodellen is om de belangrijkste verklarende variabelen voor het voorkomen van een soort te vinden: met welke variabelen kunnen we het voorkomen van een soort het beste voorspellen? Voor elke soort verschillen de gebruikte verklarende variabelen in de verschillende modelbeschrijvingen. Overeenkomsten in het gebruik van variabelen kan een indicatie zijn voor de waarde van zo'n variabele. Verschillen kunnen aangeven waarom een modelbeschrijving beter is dan een andere. In tabel 2.7 zijn voor elke soort de omgevingsvariabelen weergegeven die opgenomen zijn in de modelbeschrijvingen van GAMbin en GLMbin en of deze een significante bijdrage leveren tot de verklarende waarde van het model. In MARS en BRT bestaat naast de mogelijkheid een lijst van verklarende variabelen op te noemen, de mogelijkheid om het belang van verklarende variabelen relatief tot elkaar (MARS) of tot de totale variatie (BRT) te berekenen (tabel 2.8). In GAM en GLM wordt gezocht naar een modelbeschrijving die de meeste variatie verklaart met zo min mogelijk verklarende variabelen. Dit kan de illusie opwekken dat enkel de verklarende variabelen in de modelbeschrijving van belang zijn in het maken van een voorspelling. Echter, doordat verklarende variabelen gecorreleerd zijn aan elkaar kunnen variabelen die mogelijk dezelfde variatie verklaren uitgesloten worden in de opbouw van de modelbeschrijving. In bijlage F staan de paarsgewijze correlatiecoëfficiënten (tussen de 0 en 1) tussen abiotische variabelen, waarbij een hogere waarde een sterkere (negatieve of positieve  $R^2$ ) correlatie weergeeft. Zo kan worden nagegaan in welke mate een abiotische variabele uniek is in het verklaren van de variatie. Variabelen die sterk gecorreleerd zijn aan elkaar zijn (correlatiecoëfficiënt > 0.80): CHLA\_10 en POCNOA\_10 (zie bijlage F, figuur 2). De positieve correlatie tussen CHLA en POCNOA vindt de oorsprong in het feit dat deze variabelen berekend zijn als min of meer vaste fracties van een geheel aan particuliere organische koolstof. Verder zijn enkele variabelen die eenzelfde abiotische parameter beschrijven sterk aan elkaar gecorreleerd, zowel TAU\_10, \_90 en \_MED onderling, als TIM\_10, \_90 en \_MED, als VEL\_90 met VEL\_MED (zie bijlage F, figuur 3), als SAL\_10, \_90 en \_MED onderling (zie bijlage F, figuur 4). Deze correlaties duiden op het ontbreken van variatie tussen de percentielen van deze variabelen op een meetpunt; het lijkt erop dat als er variatie in deze variabelen zit deze ook grotendeels in alle percentielen afzonderlijk te vinden is. Ook zijn de 90 percentiel en de springpeak van zowel CHLA als POCNOA onderling gecorreleerd (zie bijlage F, figuur 2). Dit wijst er op dat de hoogste chlorofyl waarde en andere particuliere organische koolstof samenvalt met de springpeak.

Een vergelijking tussen de twee onderstaande tabellen (tabel 2.7 en 2.8) kan aangeven hoe de modelbeschrijvingen structureel van elkaar verschillen.

*Tellina fabula*: MARS en BRT zijn grotendeels overeenkomstig in welke variabelen belangrijk zijn (tabel 2.7): SED\_MED, POCNOA\_MED, DEPTH. Een of meerdere van deze variabelen ontbreken in GAMbin en GLMbin. Dit zou een mogelijke oorzaak kunnen zijn waarom GLMbin en GAMbin een lagere AUC waarde scoren (tabel 2.6).

*Macoma balthica*: Alle variabelen worden relatief vaak gebruikt door alle modelbeschrijvingen wat discriminatie op grond van eventuele verschillen in het gebruik van variabelen niet mogelijk maakt.

*Donax vittatus*: Overeenkomsten in het gebruik van variabelen van BRT (hoogst scorend) en GLMbin (laagst scorend) zijn legio, maar er zijn ook verschillen. Zo verklaren SED\_SLIB en DEPTH in BRT een aanzienlijk deel van de variatie, maar ontbreken in GLMbin.

*Spisula subtruncata*: Van alle variabelen die veel verklarende waarde hebben in het BRT (hoogst scorend) en MARS model wordt alleen DIR\_10 niet gebruikt door zowel GLMbin (laagst scorend) als GAMbin. Bij zowel MARS als GLMbin wordt specifiek BPI\_ZONE type 7 (platte zone) gebruikt in de modelbeschrijving.

*Ensis* sp.: De hoogst scorende variabelen in MARS en BRT (op een na, en hoogst scorend, tabel 2.6) zijn DEPTH, SED\_MED, VEL, BPI\_ZONE en SAL. Hoewel GLMbin het laagst scoort (tabel 2.6) en SED\_MED, DEPTH en SAL wel opneemt in de beschrijving, ontbreken alle deze variabelen in GAMbin. MARS maakt specifiek gebruik van BPI\_ZONE type 7 (platte zone) in de modelbeschrijving.

In bijlage G zijn de functies per verklarende variabele, respons curves, in het model met de hoogste AUC-waarde voor de verschillende soorten weergegeven. Een ecologische interpretatie van de respons curves wordt gegeven in de discussie (2.4).

Tabel 2.7: Lijst van verklarende variabelen per soort in de verschillende modelbeschrijvingen voor aan/afwezigheid (GAM=GAMbin en GLM=GLMbin) en het significantie niveau in de verklaarde variatie per variabele (-  $p > 0.05$ , \*  $< 0.05$ , \*\*  $< 0.01$ , \*\*\*  $< 0.001$ ). (7)=BPI\_ZONE type 7.

Variabelen	<i>Spisula</i>		<i>Tellina</i>		<i>Donax</i>		<i>Macoma</i>		<i>Ensis</i>	
	GLM	GAM	GLM	GAM	GLM	GAM	GLM	GAM	GLM	GAM
CHLA_10 of POCNOA_10		***			***	***		***		
CHLA_MED	***				***		***		**	
CHLA_90 of _SP	***			***		***		***		
DIR_10				***		*		***	**	
DIR_90	***					-	***		**	
DIR_MED	***	***	***	***	***		***	***		***
POCNOA_90 of _SPR	***	***	***	***	***	-	***	***	***	***
POCNOA_MED	***	**	***	***	***		***	***		
TAU_10, _MED of _90		***	***			-	***	***	**	
TIM_10, _MED of _90	**	***	***	***	***	***	***	***		***
VEL_10		***	***				***		***	
VEL_MED of _90	***	*	***			*	***		***	
DEPTH	***		***	**		-	***	***		***
SED_MED	***	-	***		***	***	***	*	***	
SED_SLIB		-								
BPI-ZONE	(7) ***	-					***			
SLOPE	**	-		-	***	*	**			
SAL_10, _MED, _90	***	***	***	***		**	***	***	***	***

Tabel 2.8: Rangorde van alle verklarende variabelen per soort in MARS aan de hand van genormaliseerde Residual Sum of Squares (niet weergegeven) en in BRT aan de hand van aandeel in totale verklarende waarde van de modelbeschrijving (in percentages; in rood variabelen >5%). BPI\_ZONE -7- =BPI\_ZONE type 7.

<i>Spisula subtruncata</i>		<i>Donax vittatus</i>		<i>Macoma balthica</i>	
MARS	BRT	MARS	BRT	MARS	BRT
VEL_MED	DIR_10 (10.4)	POCNOA_MED	POCNOA_MED (22.9)	TAU_90	DEPTH (19.7)
BPI_ZONE -7-	VEL_MED (8)	POCNOA_SPR	SED_MED (9.1)	VEL_10	VEL_MED (17.9)
DIR_10	SAL_10 (6.4)	SED_MED	SLOPE (8.8)	SLOPE	VEL_10 (10)
SAL_MED	VEL_90 (6.1)	SLOPE	SED_SLIB (6.4)	DIR_90	VEL_90 (6.2)
SED_MED	BPI_ZONE (6)	SAL_10	DEPTH (5.7)	POCNOA_MED	DIR_10 (6.1)
POCNOA_MED	SLOPE (5.8)	POCNOA_10	DIR_MED (4.2)	CHLA_SP	CHLA_SP (5)
CHLA_90	DEPTH (5.8)	SAL_MED	DIR_10 (3.9)	TAU_MED	TAU_90 (4.3)
CHLA_MED	SED_MED (5.6)	POCNOA_90	VEL_90 (3.8)	POCNOA_10	SED_MED (3.9)
TIM_10	SED_SLIB (4.3)	DIR_MED	POCNOA_10 (3.8)	POCNOA_SPR	SLOPE (3.9)
POCNOA_SPR	POCNOA_SPR (4.2)	CHLA_SP	TIM_10 (3)	SED_MED	SED_SLIB (2.8)
POCNOA_10	POCNOA_90 (3.9)	DIR_10	CHLA_10 (2.6)	SAL_MED	DIR_MED (2.7)
SED_SLIB	TIM_90 (3.3)	DIR_90	DIR_90 (2.6)	SAL_10	CHLA_90 (2.4)
SLOPE	DIR_MED (3.1)	VEL_10	POCNOA_SPR (2.3)	CHLA_MED	POCNOA_10 (2.3)
DIR_90	POCNOA_MED (3)	SAL_90	SAL_10 (2.1)	DEPTH	TAU_MED (2)
VEL_10	VEL_10 (2.9)	VEL_MED	TIM_90 (2)	POCNOA_90	TIM_10 (1.7)
SAL_10	SAL_90 (2.6)	VEL_90	VEL_10 (2)	TAU_10	DIR_90 (1.7)
CHLA_10	DIR_90 (2.6)	TAU_90	CHLA_90 (1.8)	DIR_MED	CHLA_MED (1.3)
VEL_90	CHLA_90 (2.3)	TIM_10	CHLA_MED (1.7)	VEL_MED	POCNOA_MED (1)
TIM_MED	TAU_10 (2.1)	DEPTH	TIM_MED (1.6)	DIR_10	BPI_ZONE (0.9)
TIM_90	TAU_90 (2)	TIM_MED	CHLA_SP (1.5)	VEL_90	SAL_90 (0.9)
TAU_90	SAL_MED (1.7)	TAU_90	TAU_90 (1.4)	TIM_MED	POCNOA_SPR (0.9)
TAU_10	CHLA_10 (1.7)	TAU_10	TAU_10 (1.3)		CHLA_10 (0.7)
SAL_90	POCNOA_10 (1.5)		BPI_ZONE (1.3)		TAU_10 (0.7)
DEPTH	TIM_10 (1.4)				TIM_90 (0.5)
	CHLA_MED (1.3)				SAL_10 (0.5)
	CHLA_SP (1.2)				
	TIM_MED (1)				

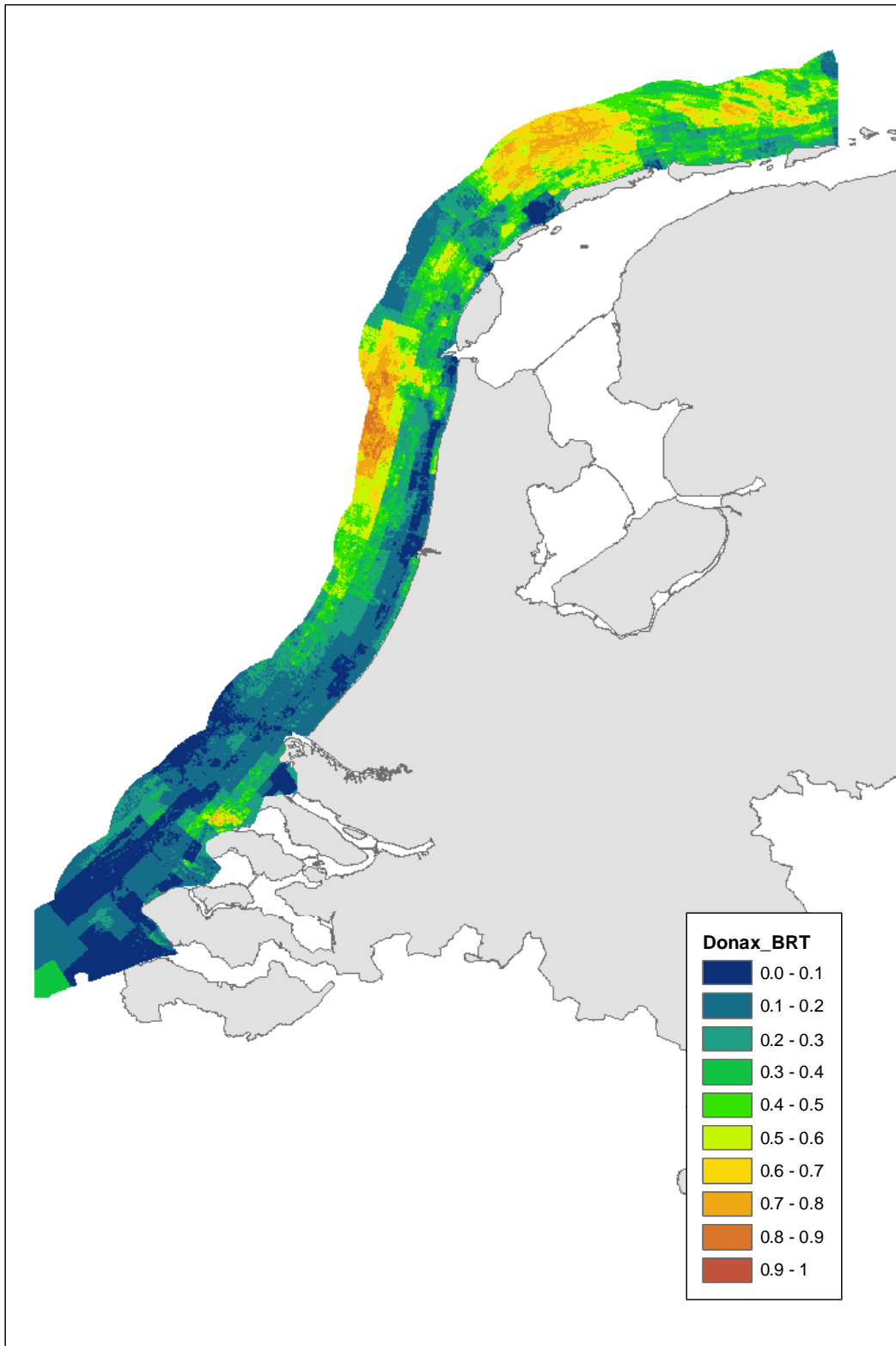
<i>Tellina fabula</i>		<i>Ensis sp.</i>	
MARS	BRT	MARS	BRT
POCNOA_MED	POCNOA_MED (25)	BPI_ZONE -7-	SAL_MED (12.6)
DEPTH	SED_MED (12.5)	SAL_MED	SAL_90 (11.8)
SED_MED	DEPTH (8.1)	VEL_MED	DEPTH (9.3)
SAL_10	DIR_10 (6.7)	DEPTH	SED_MED (7.4)
POCNOA_90	DIR_90 (5.4)	VEL_90	VEL_90 (5.7)
VEL_MED	CHLA_90 (4.5)	SAL_10	BPI_ZONE (5.2)
TIM_10	VEL_MED (4.4)	CHLA_MED	DIR_MED (3.9)
TIM_90	CHLA_10 (3.4)	DIR_90	POCNOA_MED (3.9)
SAL_90	TIM_90 (3.4)	POCNOA_90	POCNOA_90 (3.7)
DIR_MED	BPI_ZONE (3.1)	POCNOA_SPR	SED_SLIB (3.4)
VEL_90	SLOPE (2.6)	SED_MED	CHLA_SP (3.3)
VEL_10	VEL_90 (2.6)	TIM_MED	SLOPE (3.3)
CHLA_90	VEL_10 (2.5)	POCNOA_MED	TIM_10 (3.3)
POCNOA_SPR	POCNOA_90 (2.4)	TIM_90	POCNOA_SPR (3.2)
DIR_90	TIM_10 (2)	SED_SLIB	DIR_90 (3)
SLOPE	POCNOA_10 (1.9)	DIR_10	VEL_10 (2.4)
	SED_SLIB (1.8)		CHLA_10 (1.9)
	DIR_MED (1.7)		TAU_10 (1.7)
	CHLA_MED (1.5)		DIR_10 (1.7)
	CHLA_SP (1)		CHLA_MED (1.7)
	TIM_MED (0.6)		VEL_MED (1.5)
	TAU_90 (0.6)		CHLA_90 (1.4)
	SAL_90 (0.5)		TIM_MED (1.3)
	TAU_10 (0.5)		TAU_90 (1.3)
	SAL_10 (0.5)		SAL_10 (1.1)
	POCNOA_SPR (0.5)		TIM_90 (1)
	TAU_MED (0.4)		
	SAL_MED (0.2)		

## **2.4. Resulterende kansengedrag**

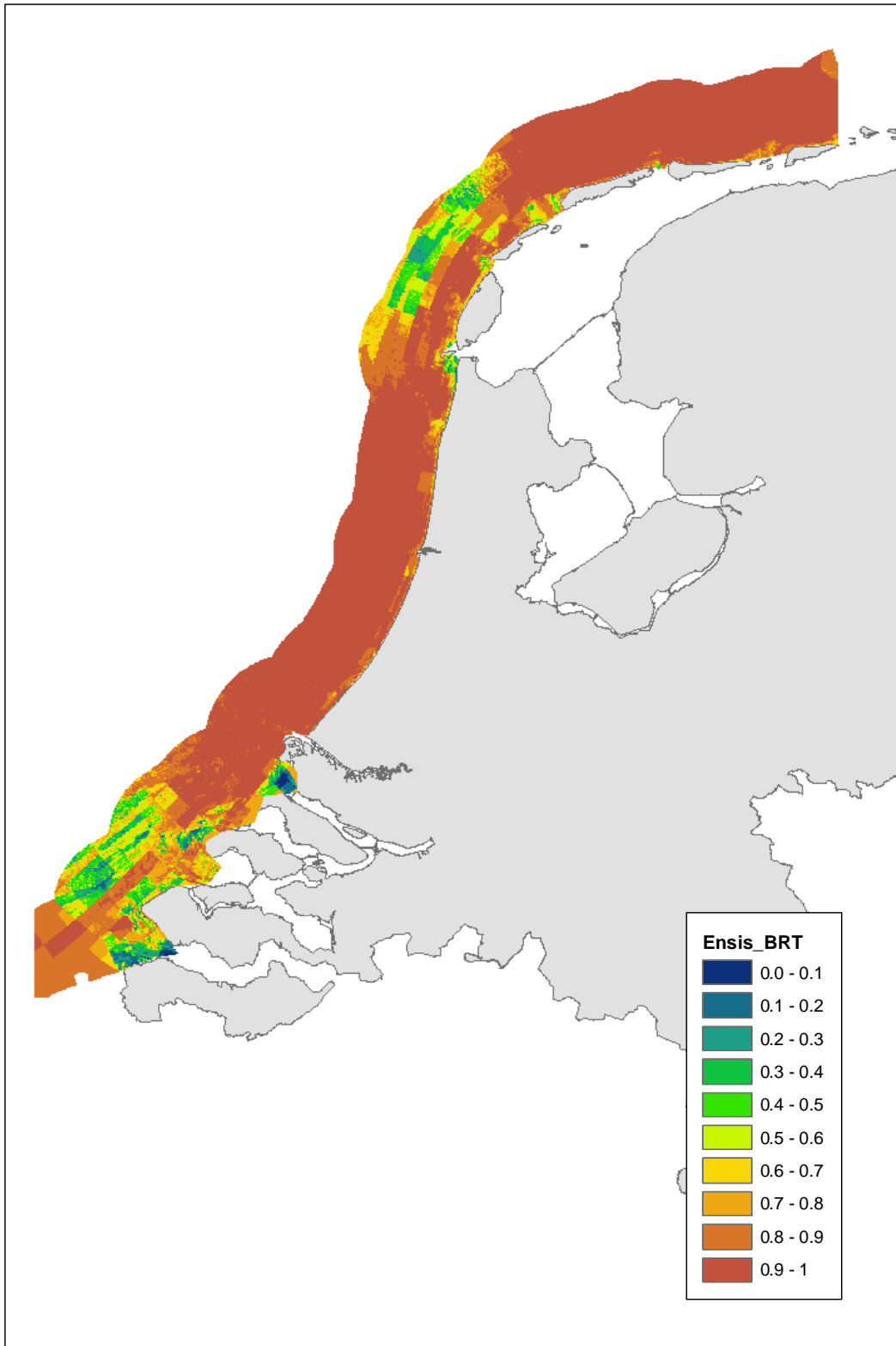
Bij het produceren van de kansengedrag zijn de modelbeschrijvingen gebruikt om kansengedrag te voorspellen aan de hand van de gehele abiotische data set, NIET de training data set. De gedrag van de beste modellen per soort zijn hieronder weergegeven.

Omdat per soort de overige kansengedrag op het oog amper verschillen, en om verwarring bij het verdere gebruik van de gedrag te vermijden, laten we de overige kansengedrag niet zien.

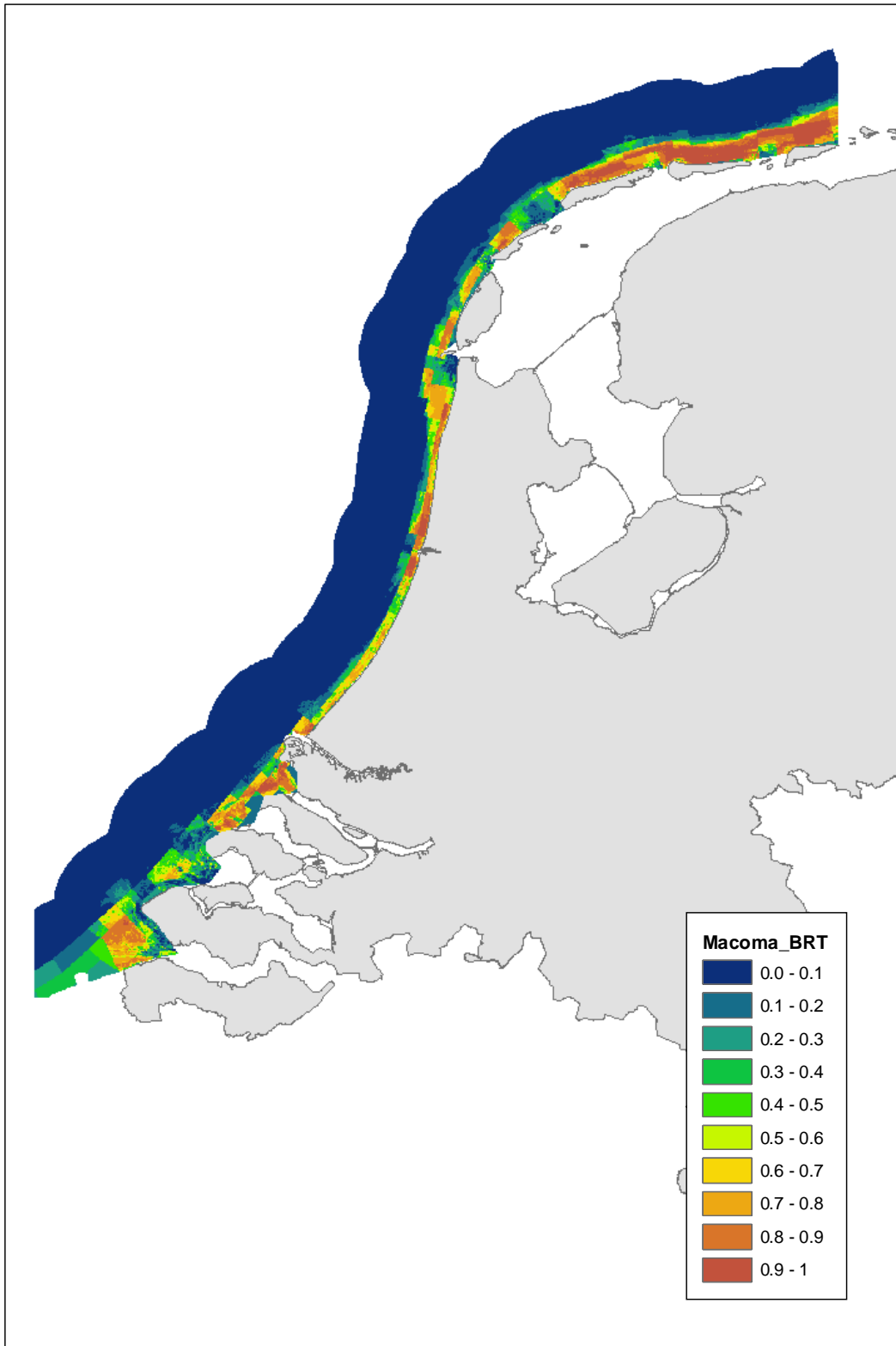




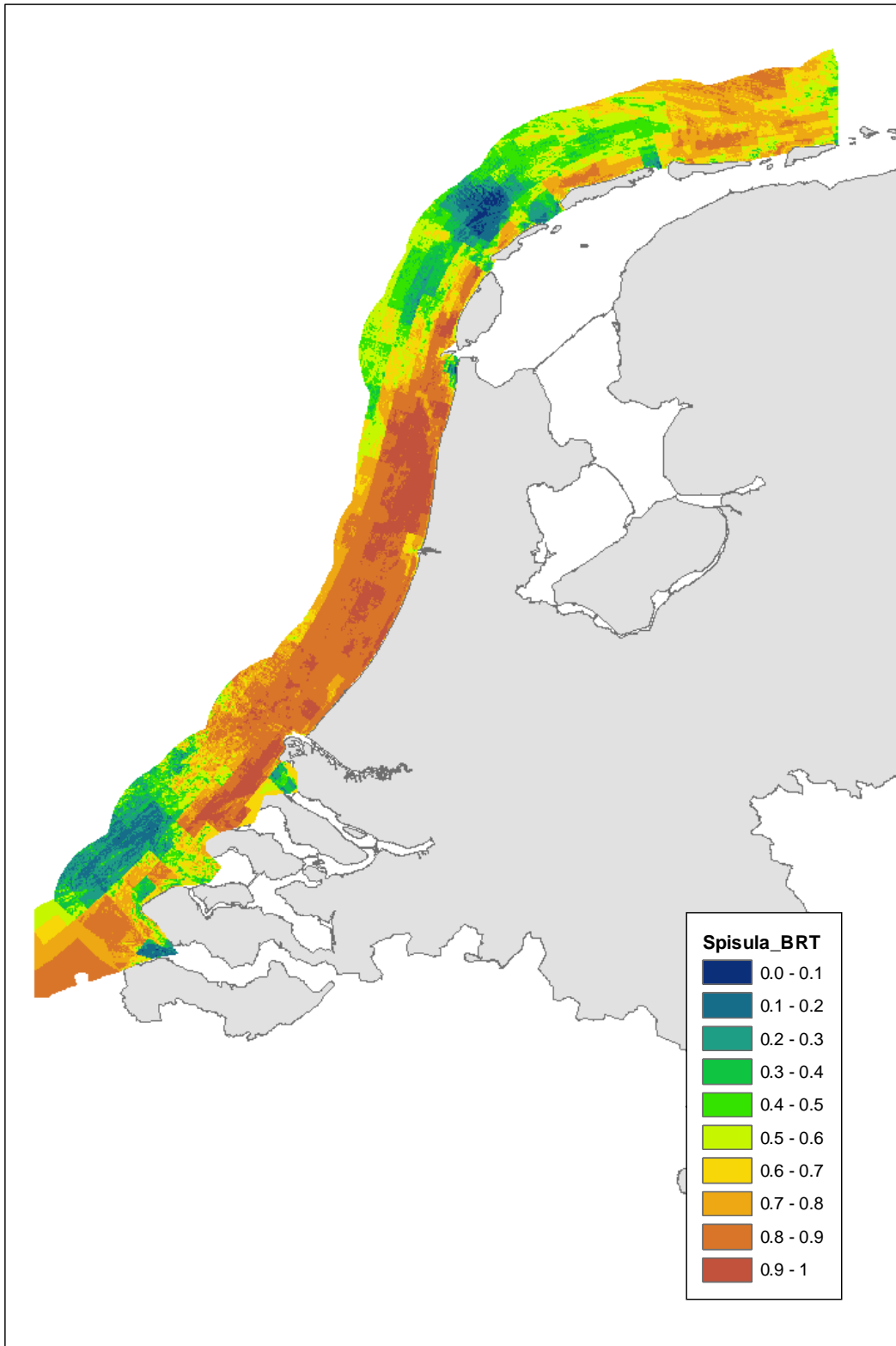
Figuur 2.2: Kanskaart voor *Donax vittatus* op basis van het BRT model



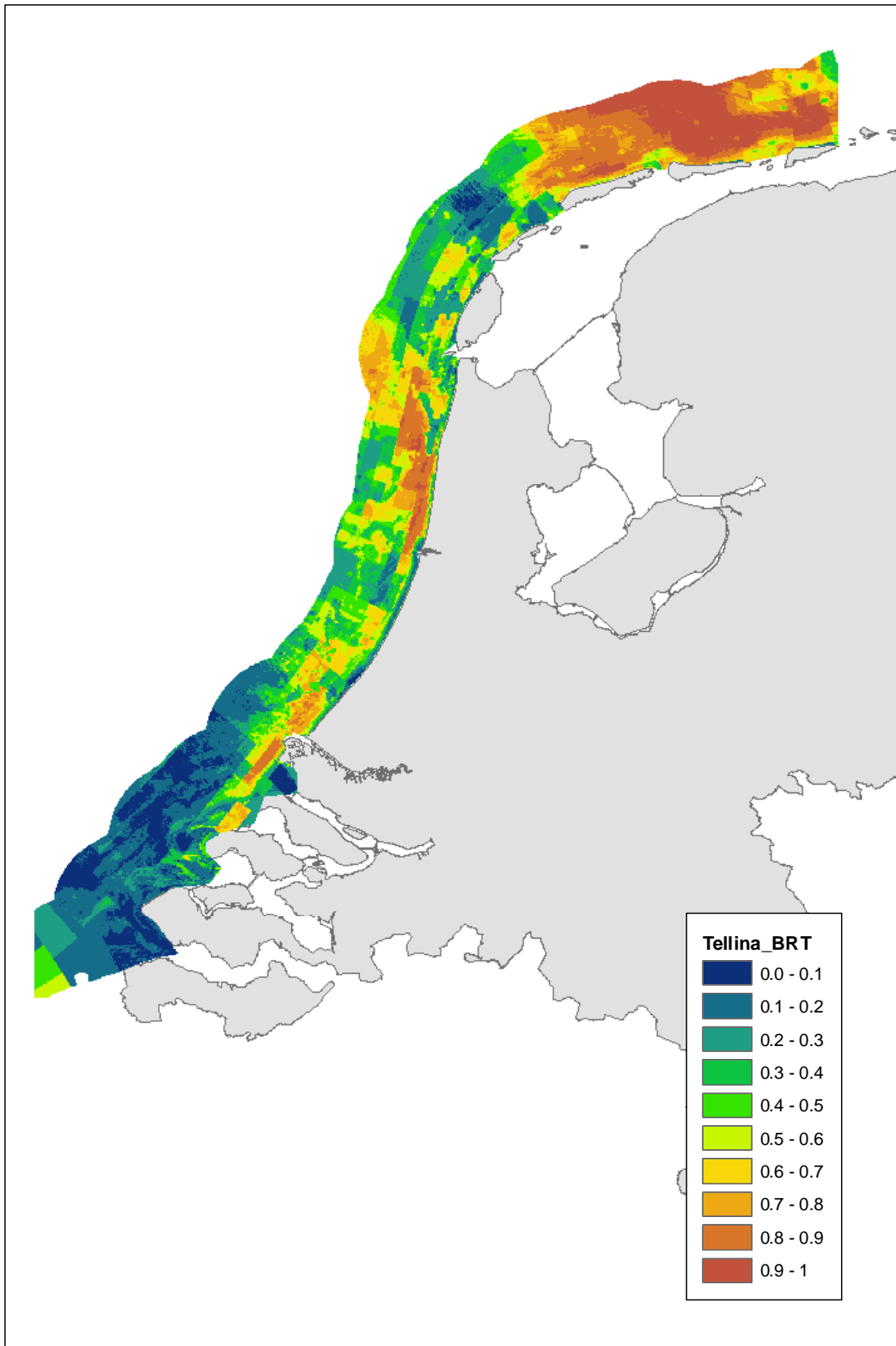
Figuur 2.3: Kanskaart voor *Ensis* sp. op basis van het BRT model



Figuur 2.4: Kanskaart voor *Macoma balthica* op basis van het BRT model



Figuur 2.5: Kanskaart voor *Spisula subtruncata* op basis van het BRT model

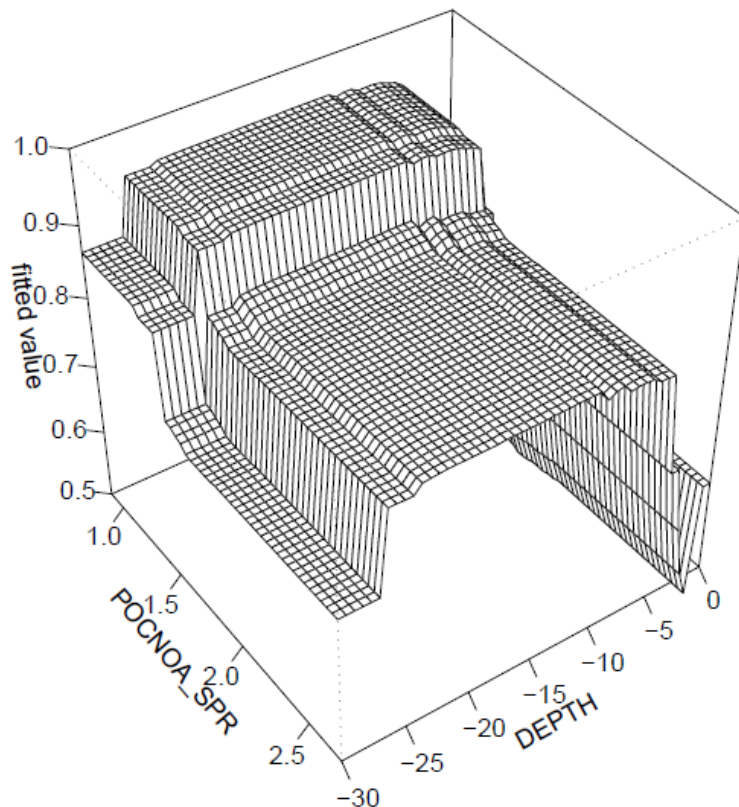


Figuur 2.6: Kanskaart voor *Tellina fabula* op basis van het BRT model

## 2.5. Discussie

### 2.5.1. Modelgebruik

De modelopbouw in GAM en GLM enerzijds en MARS en BRT anderzijds gebeurt op een verschillende wijze. Bij het opstellen van GAM en GLM wordt uitgegaan van het model dat de meeste variatie in de dataset verklaart (meestal met alle verklarende abiotische variabelen) en worden vervolgens variabelen uit de modelbeschrijving gehaald zolang de verklaarde variatie niet significant verschilt van het best beschrijvende model (backward fitting). Bij MARS en BRT daarentegen worden stapsgewijs variabelen aan de modelbeschrijving toegevoegd die het meeste van de (resterende) variatie verklaart (forward fitting). Zo kan ook nagegaan worden welke variabelen het meest verklarend zijn (tabel 2.8). Echter, zowel MARS als BRT beschikken over de mogelijkheid om backward te fitten. Zo kan na het formuleren van de meest optimale modelbeschrijving nagegaan worden of het verwijderen van de laatst toegevoegde variabelen, die met de minste verklarende waarde, een significante verandering in de verklaarde variatie veroorzaakt. Als er dus twee variabelen zijn die dezelfde variatie verklaren wordt een van deze niet meegenomen in de modelbeschrijving. Meestal is echter de backward fitting bij MARS en BRT lang niet zo grondig als bij GAM en GLM. Om de modelopzet van MARS en BRT zoveel als mogelijk te benutten zijn we in de modelbeschrijvingen uitgegaan van alle beschikbare abiotische variabelen, ondanks het feit dat een aantal van deze variabelen sterk gecorreleerd zijn met elkaar en collineariteit tussen de variabelen bestaat waardoor overfitting plaatsvindt. Overfitting is een veel bediscussieerd onderwerp in literatuur over modelering van habitatgeschiktheidskaarten (bv. Merckx et al., 2011). Er bestaan grofweg twee kampen. Het ene kamp is geïnteresseerd in de respons curves. Om deze te kunnen testen is het handig als de respons curve geproduceerd door een habitatmodel constant is van vorm met verandering in andere variabelen. De vorm van de response curve kan constant blijven als er geen collineariteit aanwezig is tussen variabelen. Als collineariteit wel aanwezig is, zoals in de data set gebruikt in deze studie en veel ecologische datasets, zijn respons curves niet langer onafhankelijk van andere variabelen. Als gevolg kunnen respons curves vervormen met verandering in variabelen, omdat er interactie plaatsvindt tussen variabelen. Dit maakt interpretatie van respons curves zoals geproduceerd door GAM en GLM uit een dataset met veel interacties moeizaam en mogelijk arbitrair. In GLM, maar niet in GAM, is het mogelijk de mate van collineariteit weer te geven, waardoor een indruk gegeven kan worden van de kwaliteit van de respons curves. Het is echter niet mogelijk met zowel GLM als GAM om interacties tussen variabelen te visualiseren; om te zien wat het effect is van verandering in een variabele op de respons curve van een andere variabele. Het andere kamp in de discussie over overfitting is vooral geïnteresseerd in een habitatkaart op zich. Zij willen een kaart die zo goed mogelijk voorspelt waar een soort zich vestigen kan gegeven de (a)biotische factoren (bv. Elith et al., 2008). Overfitting is hierbij geen probleem, sterker, het verbetert de kaart. Hoewel voorspellen met het BRT model ook werkt aan de hand van respons curves, hoeven deze niet constant te zijn met verandering in andere variabelen omdat het niet gaat om een specifieke functie. Dit betekent niet dat respons curves zoals gepresenteerd in bijlage G van dit rapport, willekeurige 2-dimensionele weergaven zijn van functies in een multidimensionale ruimte. In BRT is een functie opgenomen om de interactie tussen variabelen te scoren en om de interactie tussen twee variabelen vervolgens te plotten in een 3D-plot (zie een voorbeeld in figuur 2.7). Uit deze oefening is te concluderen dat geen enkele respons curve aanzienlijk verandert in vorm met verandering in een tweede variabele, maar slechts verplaatst kan worden over de y-as. Met andere woorden, de grenswaarden waarbij een variabele een negatieve of positieve invloed heeft op het voorkomen van een soort kunnen verplaatst worden met verandering in een tweede variabele. Hieruit blijkt dat het effect van collineariteit en correlaties tussen variabelen geen noemenswaardig effect heeft op de vorm van de respons curve en dat de functies in bijlage G een goede indicatie zijn van de voorspelde reacties op elke variabele (Elith et al., 2008).



Figuur 2.7: 3D-plot van de interactie tussen variabelen op de respons curve. De hoogste interactie vindt voor *Ensis* plaats tussen DEPTH en POCNOA\_SPR. Door verandering in POCNOA\_SPR verplaatst de respons curve van DEPTH over de y-as (fitted value). Ook bij combinaties van lagere interactiesterkte vindt geen vervorming van de respons curves plaats.

Correlaties vinden plaats om een reden. In bijlage F vindt men de correlatiematrix. Zo zijn CHLA\_10 en POCNOA\_10 met elkaar gecorreleerd. Deze correlatie vindt de oorsprong in het feit dat deze variabelen berekend zijn als fracties van een geheel aan particuliere organische koolstof. Verder zijn alle percentielen van sommige abiotische variabelen, zoals TIM, TAU en SAL, sterk onderling aan elkaar gecorreleerd. Dit duidt op het ontbreken van variatie tussen de percentielen van deze variabelen op een meetpunt; het lijkt erop dat als er variatie in deze variabelen zit deze ook grotendeels in alle percentielen afzonderlijk te vinden is. Tussen deze variabelen vindt daardoor in hoge mate collineariteit plaats. Ook zijn de 90 percentiel en de springpeak van zowel CHLA als POCNOA onderling gecorreleerd. Dit wijst er op dat de hoogste chlorofyl en andere particuliere organische koolstof samenvalt met de springpeak.

De waarde van de modelbeschrijvingen voor elke soort afzonderlijk kan bepaald worden door (een deel van) de training data set, gebruikt om de beschrijving te maken, te vergelijken met de modelbeschrijving. Er zijn twee manieren gepresenteerd om te vergelijken: 1) een statistische analyse d.m.v. bv.  $R^2$  (tabel 2.5) en 2) een kwantitatieve vergelijking d.m.v. AUC waarden (tabel 2.6). Statistische analyse ( $R^2$  in het bijzonder) berekent hoeveel van de aanwezige variatie in de training data verklaard wordt door de modelbeschrijving. Het bepaalt echter niet of de voorspelde kans ook overeenkomt met de werkelijke aanwezigheid; het is een indirecte methode van vergelijken. De kwantitatieve methode vergelijkt juist de aanwezigheid van soorten in de training data met de voorspelde kans; het is een direct vergelijk van voorspelling met werkelijke data. Als de voorspelde kansen veelal overeenkomen met de aanwezigheid in de training data leidt dit tot een hoge AUC waarde. Zowel bij de statistische analyse als de kwantitatieve vergelijking kan bepaald worden welke modelbeschrijvingen voor welke soort het beste presteren. Beide vergelijkingen lieten overeenkomstige uitkomsten zien, maar bij de statistische analyse was het niet mogelijk om BRT te betrekken in de vergelijking. Uiteindelijk is de keuze voor het beste model per soort bepaald door de AUC waarden in tabel 2.6. De uiteindelijke AUC waarden voor de best beschrijvende modellen liggen tussen de 0.85 (voor *Donax*) en 0.97 (voor *Ensis*). Buiten dat AUC waarden iets zeggen over de voorspellende waarde

van een model, kan de hoogte van die waarde ook een indicatie zijn voor het type organisme wat gemodelleerd is (Merckx et al., 2011). Zo blijkt uit analyse door Merckx et al. (2011) dat hoge AUC waarden kunnen duiden op een specialistische soort en een lage AUC waarde een indicatie is dat het gaat om een soort die generalistische eisen heeft. Hieruit zou volgen dat *Donax* en *Spisula* generalisten zijn, terwijl *Macoma*, *Ensis* en *Tellina* meer specialistisch zijn. Hieruit volgt ook dat *Ensis* kennelijk specialistischer is dan *Spisula*.

### 2.5.2. Habitatgeschiktheidskaarten voor schelpdierbanken

De gebruikte methoden zijn niet afdoende gebleken om habitatgeschiktheidskaarten voor schelpdierbanken te maken. In GAM en GLM is voor het voorspellen van aantallen gebruik gemaakt van quasipoisson verdelingen en is de data set niet aangepast op het gebruik voor deze modellen. In vergelijking met de kansmodellen, die enkel een kans tussen de 0 en 1 voorspellen, is de resterende deviantie (res. dev., tabel 2.5) bij het voorspellen van aantallen vele malen groter, omdat het bereik van de te voorspellen aantallen ook groter is. Waarschijnlijk zou het gebruik van andere verdelingen zoals zero-inflated negative binomial (zinb) en/of zero-inflated poisson (zip) een verbetering in de verklarende waarde van het model opleveren. Ook kan gedacht worden aan het categoriseren van de aantallen. Door te categoriseren vermindert men het bereik van de te voorspellen aantallen en zal een lagere resterende deviantie wellicht mogelijk zijn. Om te kunnen categoriseren moet een schelpdierbank gedefinieerd in termen van dichtheden. Deze definitie kan verschillen van soort tot soort, maar ook naargelang het perspectief dat voor ogen wordt gehouden. Zo kunnen de grenzen anders zijn bij het vaststellen van banken als voedsel voor hogere trofische niveaus (zoals zwarte zee-eenden) dan bij het definiëren van banken ten behoeve van de visserij.

### 2.5.3. De waarde van verklarende variabelen

Uit de analyse in sectie 2.3.7. komt per soort een groep van variabelen naar voren die de variatie in de data set van die soort het beste verklaren. Voor de modellen BRT en MARS kan bepaald worden welke variabelen de meeste variatie verklaart (tabel 2.8). De kanskaarten voor alle soorten zijn gebaseerd op BRT, waardoor voor alle soorten de variabelen met de hoogst verklarende waarde opgesomd kunnen worden. In bijlage G staan voor alle geproduceerde kanskaarten de respons op alle variabelen die een rol hebben gespeeld in het maken van die kaarten. In het algemeen kan men stellen dat, ook op basis van bv. tabel 2.8, de soorten sterk reageren op diepte, stroomsnelheid en mediane korrelgrootte, waarbij twee aanvullingen gelden: zowel *Ensis* als *Spisula subtruncata* reageren ook sterk op saliniteit (SAL) en BPI-zone (type 7) (platte zone). En zowel *Donax vittatus* en *Tellina fabula* reageren sterk op de mediaan van particulier organische koolstof (POCNOA\_MED). Steenbergen en Escaravage (2006) voerden een gelijkaardige studie uit, waarbij het voorkomen van de soorten die hier zijn bestudeerd, aan de hand van een beperkte set abiotische variabelen (diepte, zoutgehalte, stroomsnelheid en sedimentsamenstelling) werd beschreven. In hun studie werd gebruik gemaakt van GLMs om onder meer dichtheden te voorspellen. De variabelen die in hun model de meeste variatie verklaren komt in grote lijnen overeen met onze resultaten. Grote delen van de variatie bleef echter onverklaard (van 36.6% voor *Macoma balthica* tot 82.9% voor *Ensis* sp.), vermoedelijk als een gevolg van de eenvoud van de modelformulering die werd gebruikt (Craeymeersch en Escaravage, in prep).

Met de respons op variabelen zoals gepresenteerd in bijlage G kan gedefinieerd worden waar een soort wel of niet voorkomt. De variabelen en de responses daarop verklaren wanneer een soort op een locatie wel of niet aanwezig is. Met nadruk moet gesteld worden dat het niet mogelijk is om een causaal verband te leggen tussen veranderingen die plaatsvinden in het systeem en de respons zoals geformuleerd in bijlage G op een van deze variabelen. Met andere woorden, het is niet mogelijk om een effect van een verandering in (een aantal) variabelen op de kans van voorkomen te voorspellen.

### 2.5.4. Ecologische interpretatie van de respons curves

#### ***Ensis* sp.**

De abiotische variabelen die het meest bijdragen aan het model voor *Ensis* zijn het gemiddeld zoutgehalte, het minimum zoutgehalte, de diepte, de mediane korrelgrootte, de maximale stroomsnelheid en de bathymetrische positie-index (tabel 2.8).

*Ensis* is duidelijk een mariene soort, met een voorkeur voor de hogere zoutgehaltes. Ook Skov et al. (2008) vonden geen mesheften bij zoutgehaltes lager dan 20 psu. Ze hebben verder een voorkeur voor de ondiepe kustzone: de respons voor gebieden dieper dan 25m is negatief. De voorkeur gaat ook niet



naar erg ondiepe gebieden: negatieve respons als diepte kleiner is dan 5m. Wat overigens niet betekent dat ze niet op andere dieptes gevonden kunnen worden. Mesheften komen voor vanaf de laagwaterlijn tot een diepte van ongeveer 30m (von Cosel, 2009). De voorkeur voor relatief vlakke bodems (BPI = 7) is in overeenstemming met andere studies (Skov et al., 2008). Stroomsnelheden mogen niet te hoog zijn (maximale stroomsnelheid < 0.4 m/s). *Ensis* heeft een voorkeur voor fijnzandige, weinig slibhoudende sedimenten: een positieve respons bij mediane korrelgroottes tot ongeveer 200 µm, een negatieve respons voor sedimenten met een mediane korrelgrootte boven de 400 µm. Maar ze hebben blijkbaar wel een brede tolerantie en worden ook in slibrijke bodems en grof zand gevonden (Christian et al., 2010).

Dit alles maakt dat mesheften bijna overal in de Nederlandse kustzone kunnen voorkomen (figuur 2.3). Enkel in de Westerscheldemonding, vooral ten zuiden van Vlake van de Raan, op de zandplaten in de Voordelta, in de zeegaten bij Waddeneilanden, en meer uit de kust voor Zeeland en voor Texel en Terschelling is de kans laag.

### ***Spisula subtruncata***

De abiotische variabelen die het meest bijdragen aan het model voor *Spisula subtruncata* zijn de minimale stroomrichting, de mediane en maximale stroomsnelheid, de minimale saliniteit, de bathymetrische positie-index, de helling, de diepte en de mediane korrelgrootte (tabel 2.8).

De halfgeknotte strandschelp is, net als *Ensis*, een mariene soort: het zoutgehalte mag niet te laag zijn. De negatieve respons bij hogere zoutgehaltes is echter niet te verwachten. Deze relatie komt waarschijnlijk door de correlatie tussen diepte en saliniteit: verder uit de kust is het zoutgehalte hoger. De voorkeur gaat uit naar dieptes groter dan 5m, met blijkbaar een lichte voorkeur voor de zone van 5 tot 10m diepte. Vanaf ongeveer 20m diepte wordt de respons negatief. De positieve response bij grotere dieptes is waarschijnlijk een artefact, veroorzaakt door de data van 1996. Na de strenge winter van 1995/96 werden bij de inventarisatie praktisch geen levende strandschelpen dicht bij de kust gevonden maar, in tegenstelling tot andere jaren, wel verder uit de kust. We vermoeden dat het grootste deel van de dieren die zich eind 1995 en januari 1996 binnen de 3-mijlszone bevonden door de zeer lage zeewatertemperaturen tot onder nul graden gestorven zijn (Leopold et al 1998), en de rest door stormen en sterke stromingen richting zee naar diepere wateren getransporteerd zijn. Craeymeersch (2001) vond een optimum bij een diepte van ongeveer 10 m. Ook *S. subtruncata* heeft een voorkeur voor relatief vlakke bodems (BPI-zone = 7, helling < 1%). De stroomsnelheden mogen ook niet te hoog zijn: mediane waardes < 0.3 m/s en maximale waardes < 0.45 m/s. Ze hebben, net als mesheften, geen voorkeur voor grovere sedimenten (mediane korrelgrootte > 400 µm), maar daaronder is hun voorkeur minder uitgesproken. Skov et al (2008) vond een negatieve relatie met mediane korrelgrootte. Degraer et al. (2006) melden voorkomens in fijne tot grove sedimenten, met een laag tot hoog slibgehalte. Maar in de Belgische kustzone is er wel een voorkeur voor sedimenten met een mediane korrelgrootte tussen 150 en 250 µm, en een slibgehalte van 10-40%. Craeymeersch (2001) vond een voorkeur voor slibgehaltes van 10-15%, en een negatieve relatie met mediane korrelgrootte: hoe groter de korrel, hoe lager de kans op voorkomen. In deze studie vinden we een (lichte) voorkeur voor nog lagere slibgehaltes, en met name voor zuivere zandbodems. Volgens Holtmann et al. (1996) worden halfgeknotte strandschelpen gevonden in zuiver zand en slibhoudende fijnzandige sedimenten. Rest tot slot nog de minimale stroomrichting, die het meest bijdraagt aan het model. Deze variabele moet hierbij als proxy gezien worden voor geografische verschillen in een niet in het model meegenomen abiotische variabele, analoog aan de vaak gebruikte geografische positie. De minimale stroomrichting is vooral boven de Waddeneilanden hoog, en verder in het mondingsgebied van Westerschelde en Oosterschelde. In overige gebieden is de minimale stroomrichting laag.

In de Nederlandse kustzone is het gebied met een grote kans op voorkomen gelijkaardig als dat voor *Ensis*, maar het gebied is iets kleiner – vooral bij Zeeland en bij de Waddeneilanden - en de kans op voorkomen lager (figuur 2.5).

### ***Macoma balthica***

De abiotische variabelen die het meest (meer dan 5%) bijdragen aan het model voor *Macoma balthica* zijn diepte, de stroomsnelheid en de minimale stroomrichting (tabel 2.8).

Het nonnetje is duidelijk gebonden aan de ondiepe kustzone, met een voorkeur voor dieptes tussen ongeveer 2m en 12m. Nonnetjes hebben ook een voorkeur voor lage stroomsnelheden. Er is ook een

voorkeur voor gebieden waar de minimale stroomrichting hoger is dan 60°. Deze variabele moet als proxy gezien worden voor geografische verschillen. De minimale stroomrichting is vooral boven de Waddeneilanden hoog, en verder in het mondingsgebied van Westerschelde en Oosterschelde. Volgens Holtmann et al. (1996) heeft het nonnetje ook een voorkeur voor een lage mediane korrelgrootte: voorkeur voor sedimenten met mediane korrelgrootte kleiner dan 200µm. Dat is ook te zien in de respons curves, al is de bijdrage aan het model laag (3.9%). In de Belgische kustzone is er een voorkeur voor korrelgroottes tussen de 0 en 50 µm, en slibgehaltes van 5-60% (Degraer et al., 2006). Een voorkeur voor hogere slibgehaltes blijkt niet uit onze resultaten.

In de Nederlandse kustzone is de kans op voorkomen dus het grootst dicht bij de kust, en met name in het gebied vanaf Terschelling tot de Duitse grens (figuur 2.5).

### ***Donax vittatus***

De abiotische variabelen die het meest bijdragen aan het model voor het zaagje zijn het detritus-gehalte, de mediane korrelgrootte en het slibgehalte van het sediment, de helling van de zeebodem en de diepte (tabel 2.8).

Er is een duidelijk negatieve respons op lage detritus-gehaltes, wat wijst op voedsellimitatie in een deel van de Nederlandse kustzone. Het zaagje heeft een voorkeur voor slibarme (< 10%), fijnzandige sedimenten met een negatieve respons voor sedimenten met een mediane korrelgrootte groter dan 400 µm. Volgens Gofas (2010) heeft het zaagje een voorkeur voor een mediane korrelgrootte tussen 50 en 250 µm, en wordt inderdaad nooit gevonden in sedimenten met een korrelgrootte groter dan 400 µm. Zij vermelden echter geen voorkeur zijn voor een bepaald slibgehalte. In de Belgische wateren wordt *D. vittatus* gevonden bij slibgehaltes van 0 tot 80% (Degraer et al., 2006; Gofas, 2010). De voorkeur gaat naar ondiepe gebieden (negatieve respons vanaf ongeveer 15m diepte), al wordt het dier tot zo'n 30m diepte gevonden (Degraer et al., 2006; Gofas, 2010). Dat komt overeen met de bevindingen van Willems (2010): kleinste kans op voorkomen in diepere gebieden met grovere sedimenten, hoogste kans op voorkomen in ondiepe wateren met fijnzandige sedimenten. *D. vittatus* heeft een voorkeur voor sedimenten met een mediane korrelgrootte van 150-375 µm (Degraer et al., 2006; Gofas, 2010). Binnen deze grenzen zou het dier zich ook het vlugst in het sediment kunnen ingraven, zeker nodig voor een dier dat voorkomt tot in de brandingszone. Ze hebben een gespierde voet en kunnen ze zich na uitspoelen weer binnen enkele seconden ingraven. Ze zouden bij de geprefereerde korrelgroottes ook het minste energie moeten spenderen aan het sluiten van de kleppen (Willems, 2010 en referenties daarin). Tot slot heeft het zaagje ook een voorkeur voor vlakke bodems (kleine helling), al is de relatie met de BPI-zone zwakker dan bij bijv. *S. subtruncata* en *E. directus*.

De kans op voorkomen is vooral in noordelijke gebieden groot, met de hoogste trefkans uit de kust bij Terschelling en Nood-Holland (figuur 2.2).

### ***Tellina fabula***

De abiotische variabelen die het meest bijdragen aan het model voor *Tellina fabula* het POC-gehalte, de mediane korrelgrootte, de diepte en de minimale en maximale stroomrichting (tabel 2.8).

Er is, net als bij het zaagje, een duidelijk negatieve respons op lage detritus-gehaltes, wat dus wijst op voedsellimitatie. De rechtsgestreepte platschelp heeft een voorkeur voor fijnere sedimenten, en een negatieve respons op grovere sedimenten (mediane korrelgrootte > 350 µm). Degraer et al. (2006) noemen een voorkeur voor sedimenten met een mediane korrelgrootte tussen de 150 en 250 µm, Creutzberg (1986) geeft als voorkeur 150-200 µm. Degraer et al. (2006) noemt verder een voorkeur voor slibgehaltes tussen de 10 en 20%. Uit onze analyses blijkt geen relatie met slibgehalte. Wat diepte betreft, heeft *T. fabula* een voorkeur voor waterdieptes groter dan 10m. De soort komt in ieder geval in bepaalde gebieden verder uit de kust voor dan de bij de analyse gebruikte data (bij Texel tot een diepte van 30m, Creutzberg, 1986).

Er is ook een voorkeur voor gebieden waar de minimale stroomrichting kleiner is dan 10°, en de maximale stroomrichting kleiner is dan 230°. Deze variabelen moeten, zoals eerder gezegd, als proxy gezien worden voor geografische verschillen. De minimale stroomrichting is vooral boven de Waddeneilanden hoog, en verder in het mondingsgebied van Westerschelde en Oosterschelde. De maximale stroomrichting is vooral in de Voordelta en in de zeegaten bij de Waddeneilanden laag.

Dit resulteert in een hoge trefkans voor de Zuid- en Noord-Hollandse kust, maar vooral in een hoge trefkans boven de Waddeneilanden vanaf Terschelling tot Duitse grens (figuur 2.6).

## 2.6. Conclusies

- Het BRT model is als beste uit de analyse gekomen voor het opstellen van habitatgeschiktheidskaarten voor het voorspellen van aan- of afwezigheid van elk van de vijf geselecteerde schelpdiersoorten (*Donax vittatus*, *Ensis* sp., *Spisula subtruncata*, *Tellina fabula* en *Macoma balthica*) in de Nederlandse kustzone.
- Uit de habitatgeschiktheidskaarten blijkt dat:
  - *Ensis* sp. bijna overal in de Nederlandse kustzone kan voorkomen. De kans op voorkomen is iets lager in de Westerscheldemonding, op de zandplaten in de Voordelta, in de zeegaten bij de Waddeneilanden, en meer uit de kust voor Zeeland en Texel en Terschelling
  - Het gebied met grote kans op voorkomen voor *Spisula subtruncata* is gelijkaardig maar iets kleiner dan voor *Ensis*, en de kans op voorkomen iets lager
  - Voor *Macoma balthica* is de kans op voorkomen het grootst dicht bij de kust, vooral in het gebied vanaf Terschelling tot de Duitse grens
  - De trefkans voor *Donax vittatus* is het grootst in het Noordelijk deel van de Nederlandse kustzone, vooral uit de kust bij Terschelling en Noord-Holland
  - De kans op voorkomen van *Tellina fabula* is het grootst voor de Zuid- en Noord-Hollandse kust en boven de Waddeneilanden, vanaf Terschelling tot aan de Duitse grens
- De abiotische variabelen die het meeste bijdragen tot de modelbeschrijving van de verschillende soorten zijn:
  - *Donax vittatus*: detritusgehalte, mediane korrelgrootte, slibgehalte van het sediment, de helling van de zeebodem en de diepte
  - *Macoma balthica*: diepte, stroomsnelheid en minimale stroomrichting
  - *Spisula subtruncata*: minimale stroomrichting (als maat voor geografische positie), mediane en maximale stroomsnelheid, minimale saliniteit, de bathymetrische positie-index, helling, diepte en mediane korrelgrootte
  - *Ensis* sp.: gemiddeld en minimum zoutgehalte, diepte, mediane korrelgrootte, de maximale stroomsnelheid en de bathymetrische positie-index
  - *Tellina fabula*: gehalte aan particulier organische koolstof, mediane korrelgrootte, diepte en de minimale en maximale stroomrichting (als maat voor geografische positie)

## Hoofdstuk 3: Voorkomen van schelpdiergemeenschappen

### 3.1. Inleiding

In het kader van de zandwinning is het van belang een beeld te kunnen vormen van de gemeenschappen die in de kustzone voorkomen en hun verspreiding. Hierbij is de centrale vraag of er lokale verschillen aan te wijzen zijn die de keuzes van de wingebieden rechtvaardigen.

In dit hoofdstuk is een gemeenschapsanalyse uitgevoerd op basis van de schelpdierdata die zijn verzameld in het kader van de WOT schelpdiersurveys (Goudswaard et al., 2010). Vervolgens is nagegaan welke abiotische variabelen de gevonden patronen het beste kon verklaren.

### 3.2. Methode

Om de ruimtelijke en temporele verschillen in de soortensamenstelling en dichtheid van de schelpdieren te beschrijven, is gebruik gemaakt van een aantal multivariate technieken: een classificatie (clustering), een ordinatie en een regressieboom-analyse.

Classificatietechnieken verdelen de monsters in discrete groepen met een gelijkaardige soortensamenstelling. In dit rapport hebben we dat gedaan aan de hand van een hiërarchische clusteringstechniek (Group Average Method). Er is één enkele analyse uitgevoerd met een selectie van de data (de jaren 1996, 1999, 2002, 2005 en 2008; dus tijdstappen van 3 jaar) om de rekentijd te beperken. De analyses zijn uitgevoerd op basis van de Bray-Curtis similariteitsindex tussen de monsters na een transformatie (vierdemachtswortel) van de dichtheidsgegevens.

Ordinatie technieken schikken de monsters op zo'n manier dat in het resulterende ordinatiediagram monsters met eenzelfde soortensamenstelling dicht bij elkaar liggen, monsters met een verschillende soortensamenstelling ver uit elkaar. In dit rapport hebben we gebruik gemaakt van Non-metric Multi-Dimensional Scaling (NMDS), een veel gebruikte ordinatie-techniek in de mariene ecologie. De analyses zijn uitgevoerd op basis van de Bray-Curtis similariteitsindex tussen de monsters na een transformatie (vierdemachtswortel) van de dichtheidsgegevens. NMDS maximaliseert de rangordecorrelatie tussen de (dis)similariteitsindex en de afstand in de het ordinatiediagram. Punten worden zodanig verplaatst dat de "stress" geminimaliseerd wordt. Stress is een maat voor de discrepantie tussen de twee afstandsmaten: hoe hoger de waarde, hoe minder de monsters van elkaar verschillen. Een waarde groter dan 0.3 wijst op een bijna random positie, waarden tussen 0.2 en 0.3 moeten sceptisch benaderd worden (Clarke en Warwick, 2001), in ieder geval wanneer de analyse met weinig monsters uitgevoerd is (dus niet in het geval van de in dit rapport uitgevoerde analyses). Er is een analyse uitgevoerd met de data van de jaren 1996, 1999, 2002, 2005 en 2008 (zoals voor de classificatie) en van alle jaren afzonderlijk (1996-2009).

Om zoveel mogelijk ruis te vermijden, zijn de analyses uitgevoerd met een beperkte dataset:

- soorten die minder dan 10-maal gevonden werden, zijn weggelaten;
- enkel data vanaf 1996 zijn gebruikt, omdat pas vanaf dan het onderscheid tussen *Tellina tenuis* en *T. fabula* gemaakt is;
- de soorten *Nassarius reticulatus* en *N. nitidus* zijn samengevoegd als *Nassarius* sp. omdat a) het onderscheid pas vrij recent gemaakt wordt, en b) er twijfel is over de te gebruiken kenmerken bij het onderscheiden en er daarom twijfel is over de juistheid van de identificaties;
- alle mesheften zijn samengevoegd als *Ensis* sp. omdat het onderscheid veelal niet gemaakt is (omdat dit niet kon op basis van de gevonden topjes).

Door middel van SIMPER (Similarity Percentages; Clarke, 1993) zijn de soorten die typische zijn voor een bepaalde cluster en de soorten die verantwoordelijk zijn voor het onderscheiden van de clusters geïdentificeerd.

Via een ANOSIM (Analysis of Similarity) is nagegaan in hoeverre a-priori groeperingen (bijv. data per jaar, clusters) significant van elkaar verschillen.

Tot slot is nagegaan welke omgevingsvariabelen (zie 3.2.2.) de gevonden groepering en/of gradiënten het beste kon verklaren. Twee technieken zijn gebruikt: 1) bepaling van de correlatie tussen de ordinatie

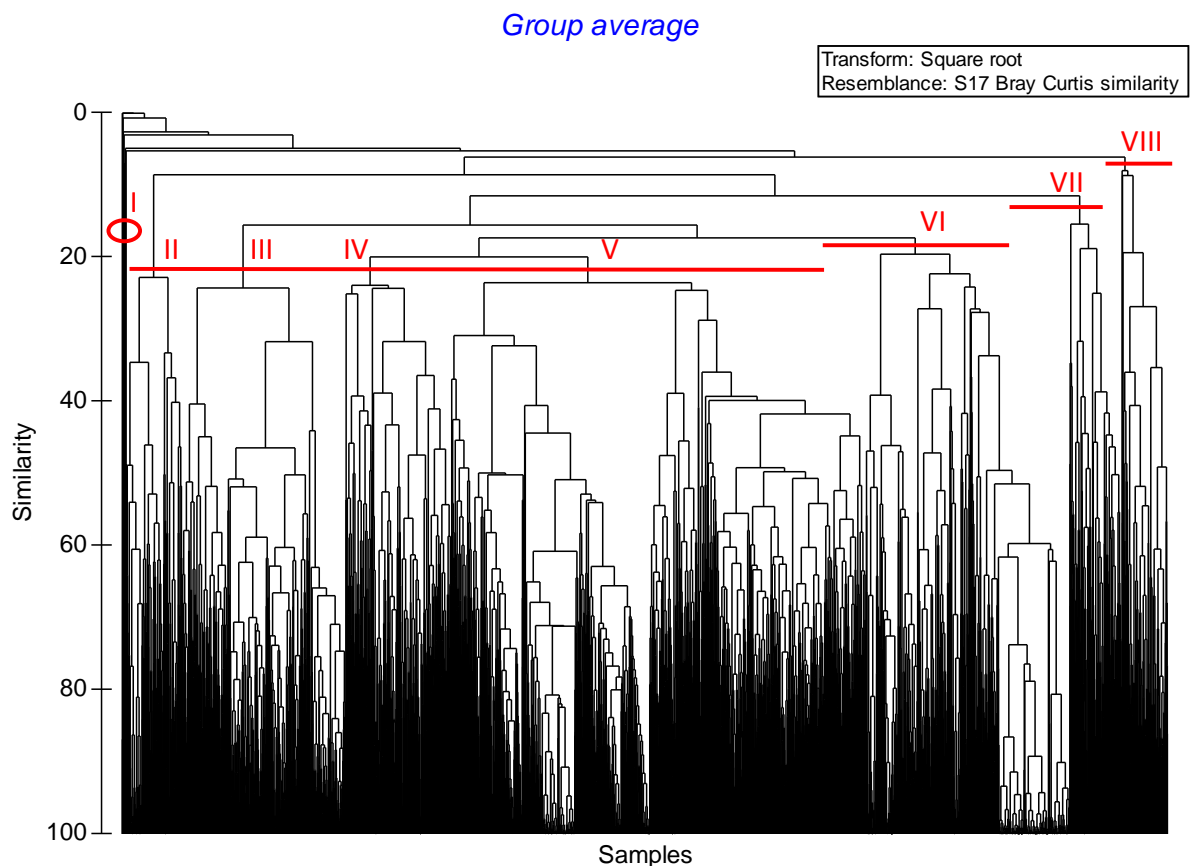
en omgevingsvariabelen, 2) door middel van een classificatieboom (Multiple Regression Tree, MTR; De' Ath, 2002). Alle beschikbare abiotische factoren zijn gebruikt, ook als ze sterk gecorreleerd zijn.

De meeste analyses zijn uitgevoerd met het statistische pakket PRIMER v6 (Clarke en Gorley, 2006). Een deel van de ordinaties en ANOSIM-testen, en de MTR-analyse is uitgevoerd in R (versie 2.11.1, [www.r-project.org](http://www.r-project.org)), gebruik makend van de bibliotheken *vegan*, *mass*, *carr* en *mvpart* (Fox, 2010; Oksanen, 2010; Therneau et al., 2010).

### 3.3. Resultaten

Op basis van de gezamenlijke clustering van de jaren 1996, 1999, 2002, 2005 en 2008 zijn uiteindelijk 8 clusters (I t/m VIII) onderscheiden (figuur 3.1).

Cluster I is een samenvoeging van een aantal groepjes met een beperkt aantal stations. De stations hebben daardoor onderling een lage similariteit (gemiddeld 7.6). De gemiddelde similariteit binnen de overige clusters varieert tussen de 30 en 37%.



Figuur 3.1: Dendrogram van de clusteranalyse (group average method) op basis van de gemiddelde dichtheid van elke soort per monster (vierdemachtswortel getransformeerd). De weerhouden clusters (Romeinse cijfers) en het bijhorende similariteitsniveau zijn aangegeven.

Een ANOSIM-analyse wijst op significante verschillen van de clusters in soortensamenstelling:

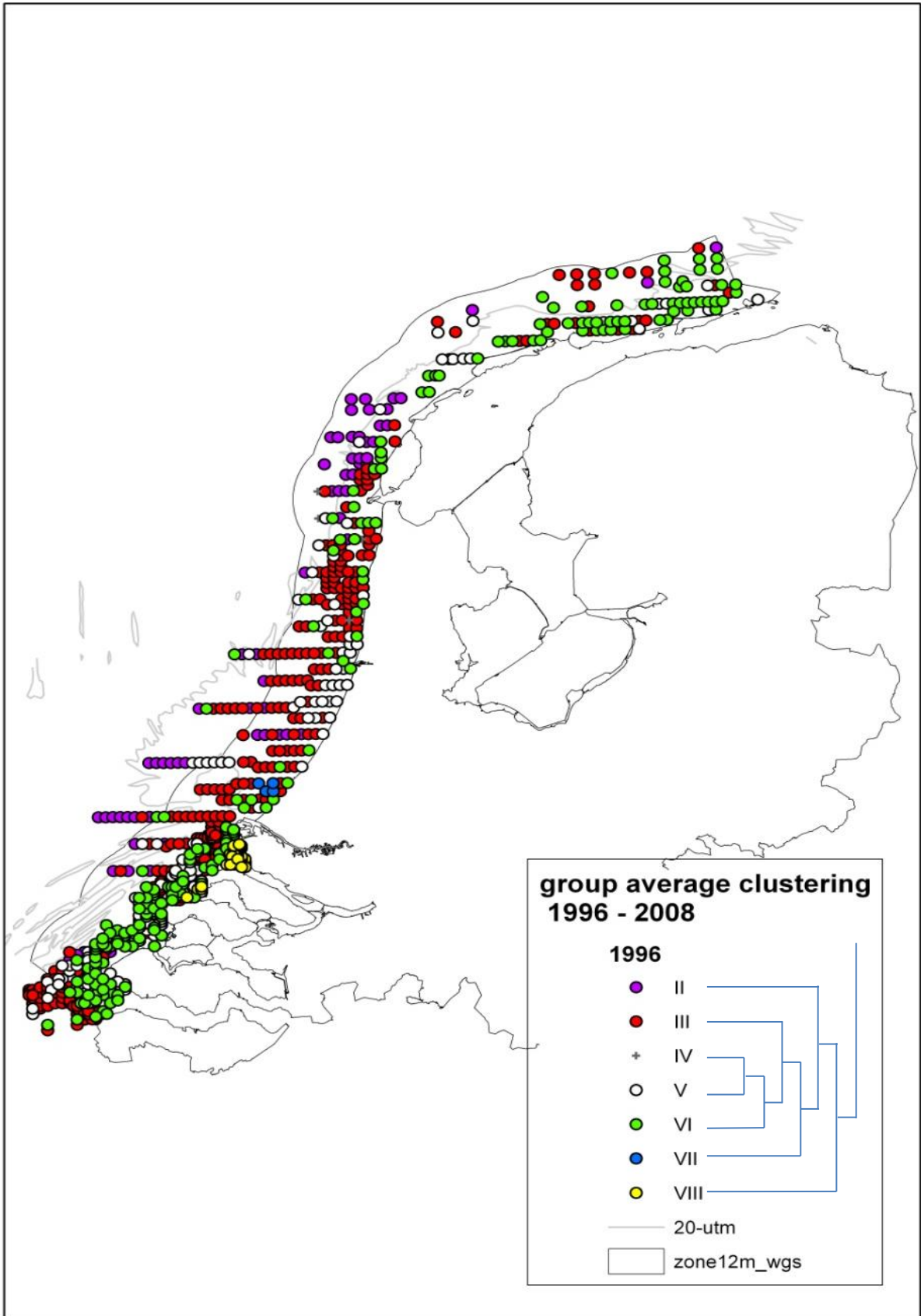
*Global Test*

Sample statistic (Global R): 0.53

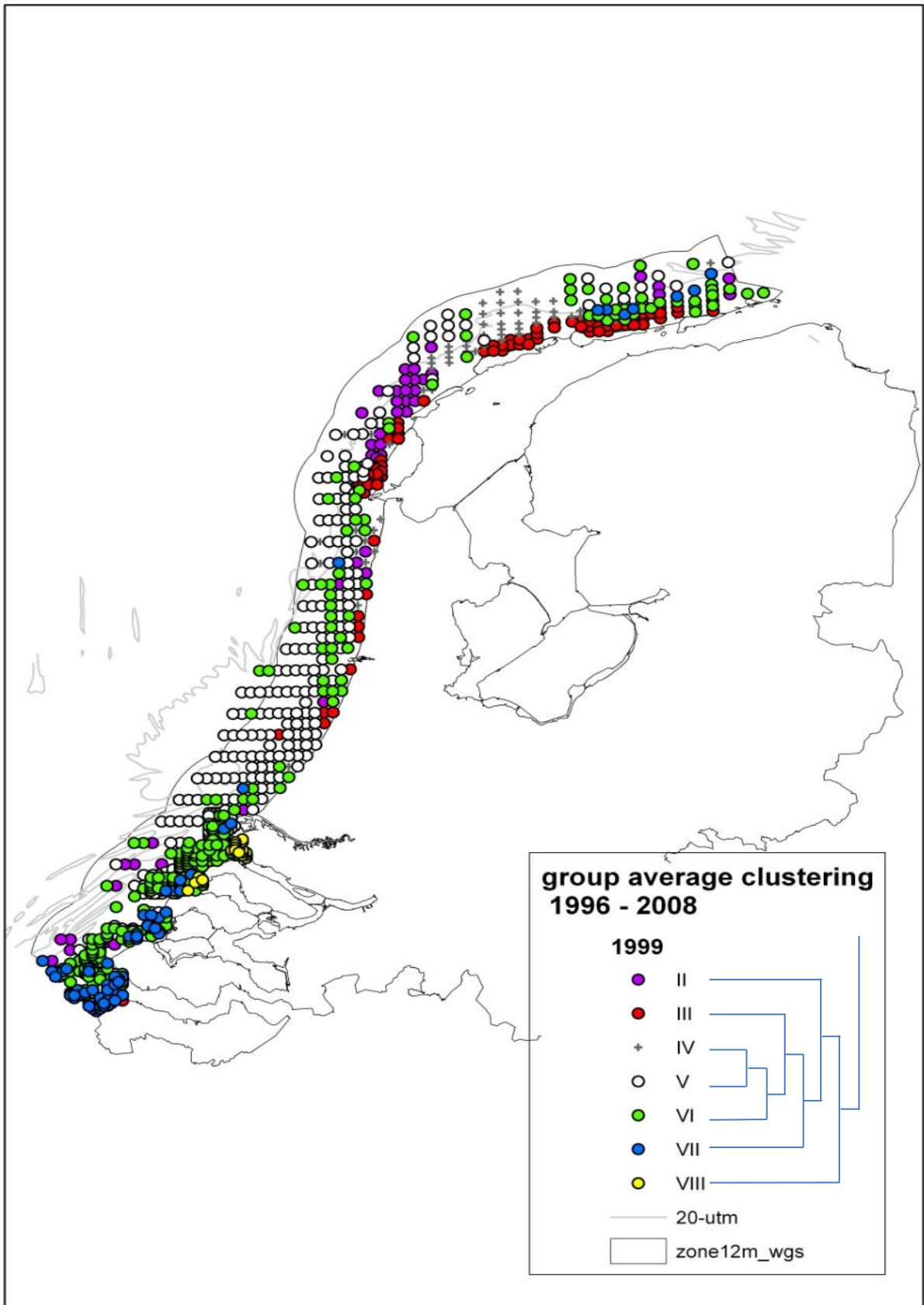
Significance level of sample statistic: 0.1%

*Pairwise Tests*

Groups	R	Significance Statistic	Level %
VI, V	0.419	0.1	
VI, III		0.495	0.1
VI, II	0.514	0.1	
VI, VII		0.46	0.1
VI, IV		0.379	0.1
VI, VIII		0.557	0.1
VI, I	0.569	0.1	
V, III	0.444	0.1	
V, II	0.662	0.1	
V, VII		0.596	0.1
V, IV	0.372	0.1	
V, VIII		0.787	0.1
V, I	0.792	0.1	
III, II		0.81	0.1
III, VII		0.629	0.1
III, IV		0.661	0.1
III, VIII		0.762	0.1
III, I	0.895	0.1	
II, VII		0.812	0.1
II, IV	0.714	0.1	
II, VIII		0.864	0.1
II, I	0.804	0.1	
VII, IV		0.747	0.1
VII, VIII		0.769	0.1
VII, I	0.81	0.1	
IV, VIII		0.841	0.1
IV, I	0.832	0.1	
VIII, I	0.946	0.1	

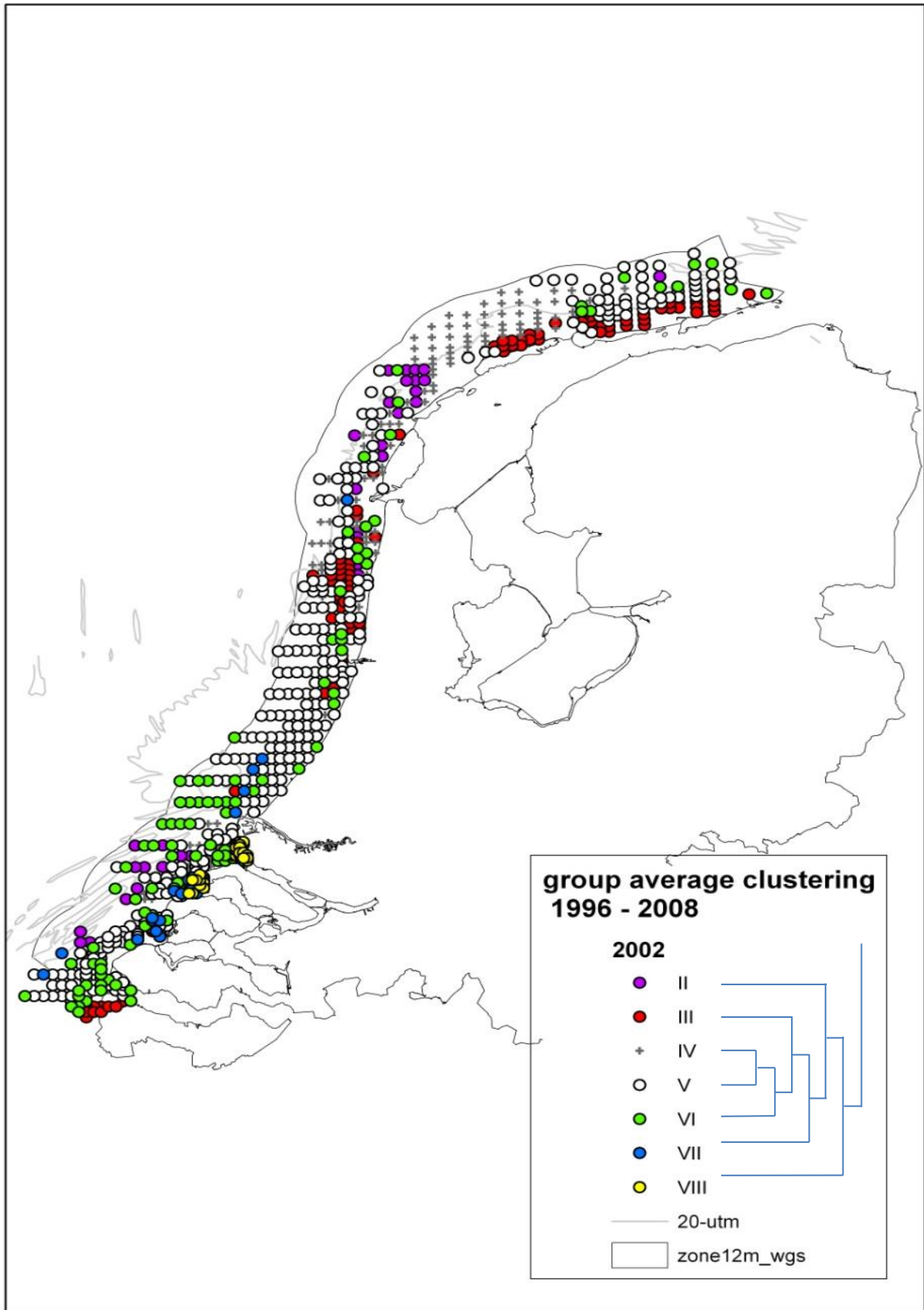


Figuur 3.2: Stations waar schelpdieren gevonden zijn tijdens de bemonstering in 1996, en cluster (II-VI) waartoe deze stations behoren

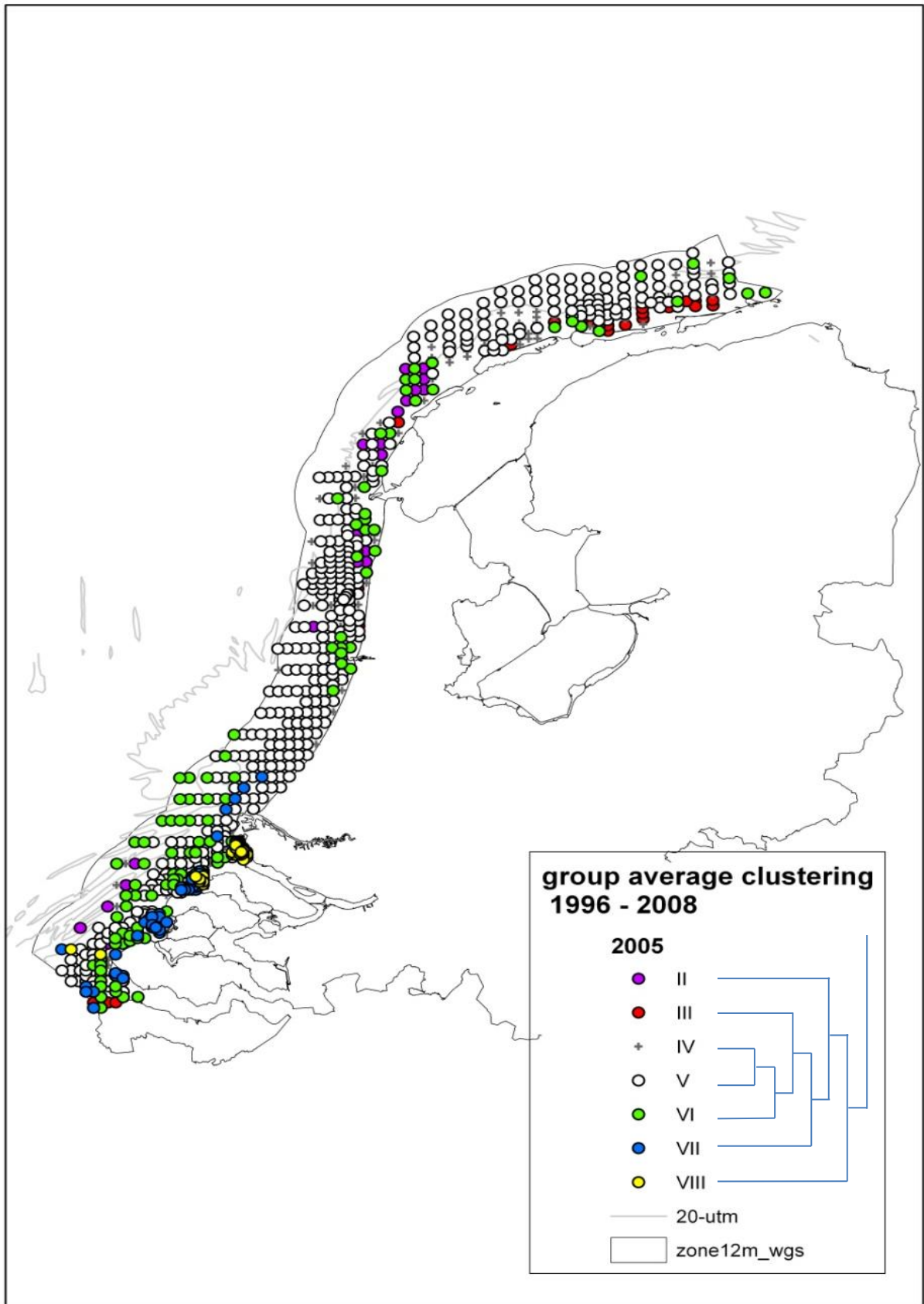


Figuur 3.3: Stations waar schelpdieren gevonden zijn tijdens de bemonstering in 1999, en cluster (II-VI) waartoe deze stations behoren

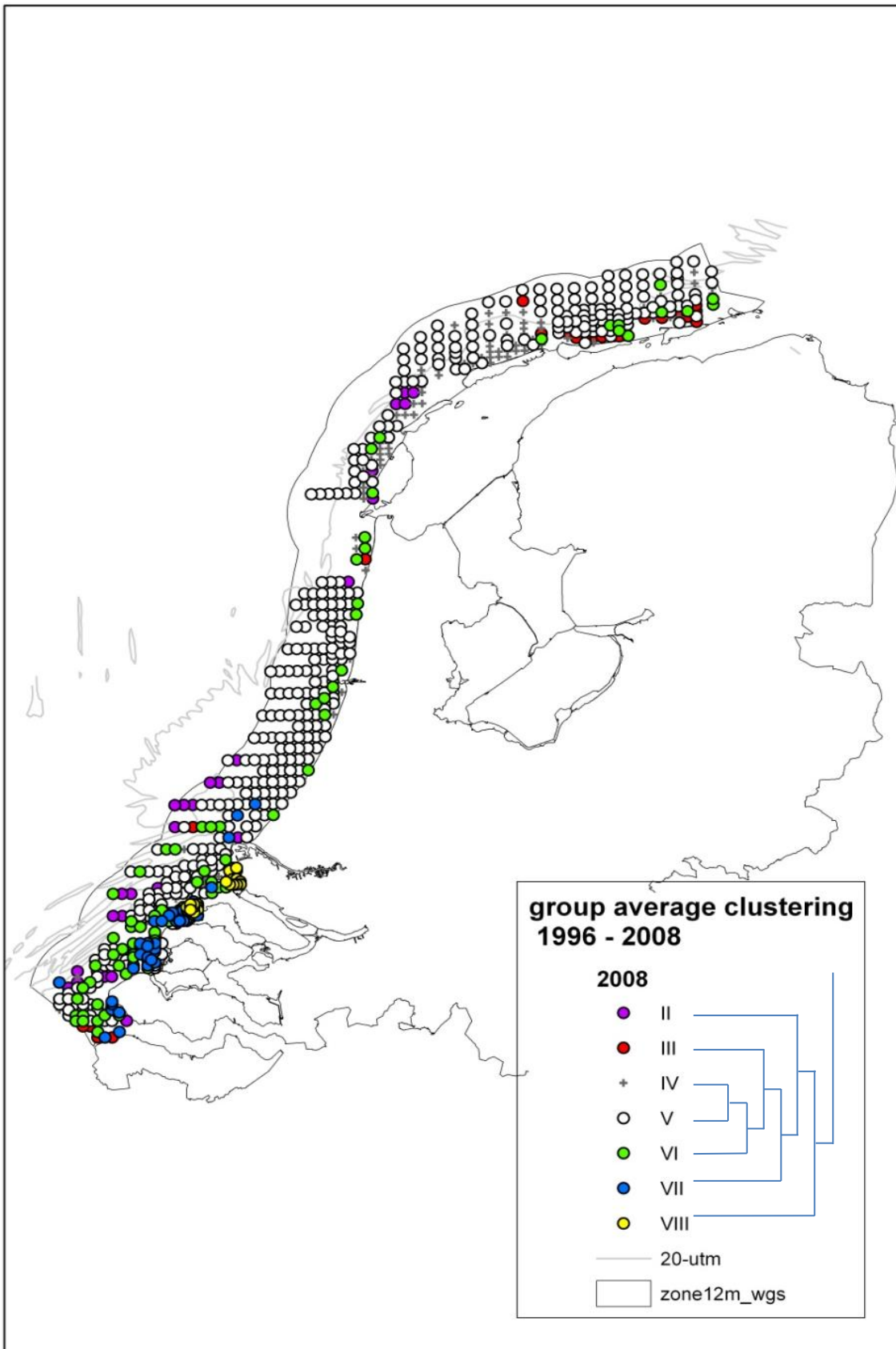




Figuur 3.4: Stations waar schelpdieren gevonden zijn tijdens de bemonstering in 2002, en cluster (II-VI) waartoe deze stations behoren



Figuur 3.5: Stations waar schelpdieren gevonden zijn tijdens de bemonstering in 2005, en cluster (II-VI) waartoe deze stations behoren.



Figuur 3.6: Stations waar schelpdieren gevonden zijn tijdens de bemonstering in 2008, en cluster (II-VI) waartoe deze stations behoren.

Kenmerkende soorten voor ieder cluster zijn (met percentage dat soort bijdraagt tot de gemiddelde similariteit; op basis van de SIMPER-analyse):

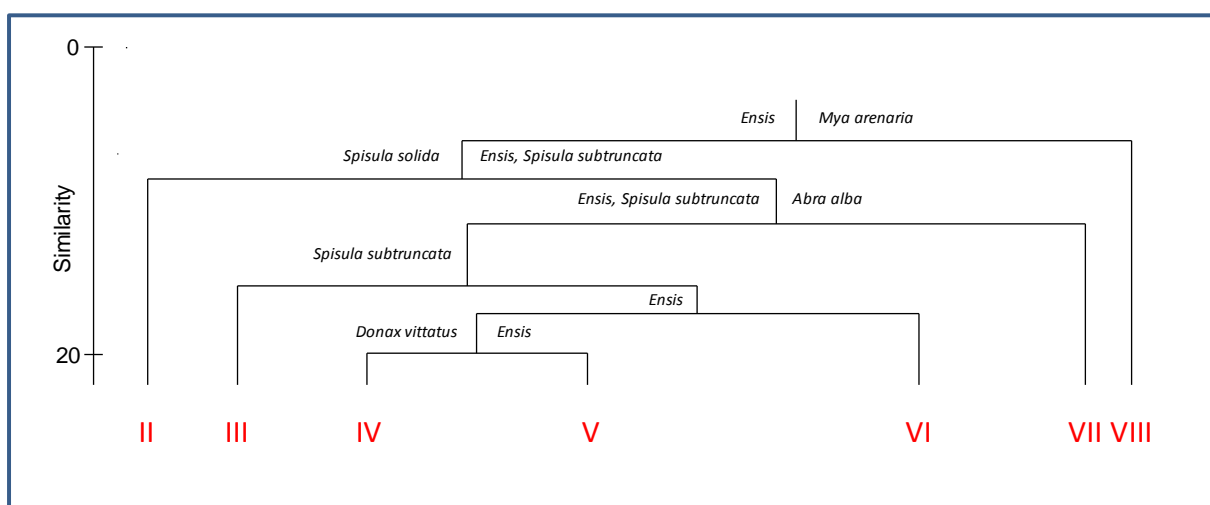
- cluster I is een samenvoeging van een aantal groepjes en echt kenmerkende soorten zijn er dan ook niet.
- cluster II: *Spisula solida* (69.1%), *Spisula elliptica* (24.0%)
- cluster III: *Spisula subtruncata* (71.8%), *Ensis* (16.6%), *Macoma balthica* (9.7%)
- cluster IV: *Donax vittatus* (56.0%), *Ensis* (22.5%), *Tellina tenuis* (10.5%), *Spisula subtruncata* (4.0%)
- cluster V: *Ensis* (67.0%), *Chamelea striatula* (16.6%), *Spisula subtruncata* (5.7%), *Tellina fabula* (4.8%)
- cluster VI: *Ensis* (79.6%), *Spisula subtruncata* (12.8%)
- cluster VII: *Abra alba* (75.0%), *Ensis* (10.7%), *Spisula subtruncata* (6.4%)
- cluster VIII: *Mya arenaria* (81.9%), *Macoma balthica* (12.2%)

De belangrijkste soorten die bijdragen aan het onderscheid tussen de clusters zijn, gegeven per splitsing in de clustering (met percentage dat soort bijdraagt tot de gemiddelde dissimilariteit, en cluster waar soort vooral voorkomt; op basis van de SIMPER-analyse) (zie ook figuur 3.7):

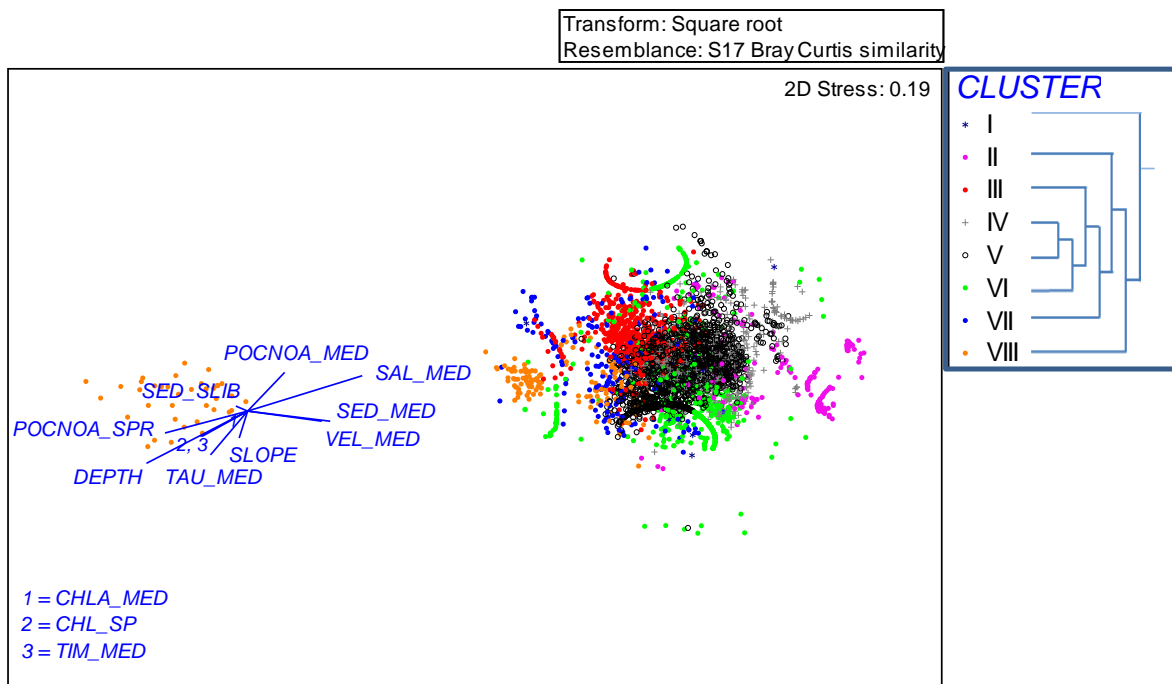
- cluster VIII met II-VII: *Mya arenaria* (43.7%, VIII), *Ensis* (12.6%, II-VII)
- cluster II met III-VII: *Ensis* (23.3%, III-VII), *Spisula solida* (16.3%, II), *Spisula subtruncata* (15.8%, III-VII)
- cluster VII met III-VI: *Abra alba* (37.5%, VII), *Ensis* (15.4%, VII), *Spisula subtruncata* (12.2%, II-IV)
- cluster III met V-VI: *Spisula subtruncata* 48.4(%, III)
- cluster VI met IV-V: *Ensis* 32.1(%, IV-V)
- cluster IV met V: *Ensis* (26.5%, V), *Donax vittatus* 18.9(%, IV)

De ruimtelijke verspreiding van de clusters II t/m VIII is, per jaar, weergegeven in figuren 3.2 tot en met 3.6. In alle jaren heeft cluster VIII dezelfde ruimtelijke verspreiding: beperkt tot het mondingsgebied van de Haringvliet en de buitendelta van de Grevelingen. De ruimtelijke verspreiding van de overige clusters verschilt van jaar tot jaar. Daarbij valt op dat:

- cluster III zich met name in 1996 sterk manifesteerde terwijl het in latere jaren beperkt was tot heel dicht bij de kust
- cluster VII in een aantal jaren vooral in de Voordelta voorkomt
- cluster IV in een aantal jaren vooral boven de Waddeneilanden voorkomt
- cluster II vooral verder uit de kust en nabij Texel en Vlieland voorkomt
- cluster V in de tijd sterk uitbreidt



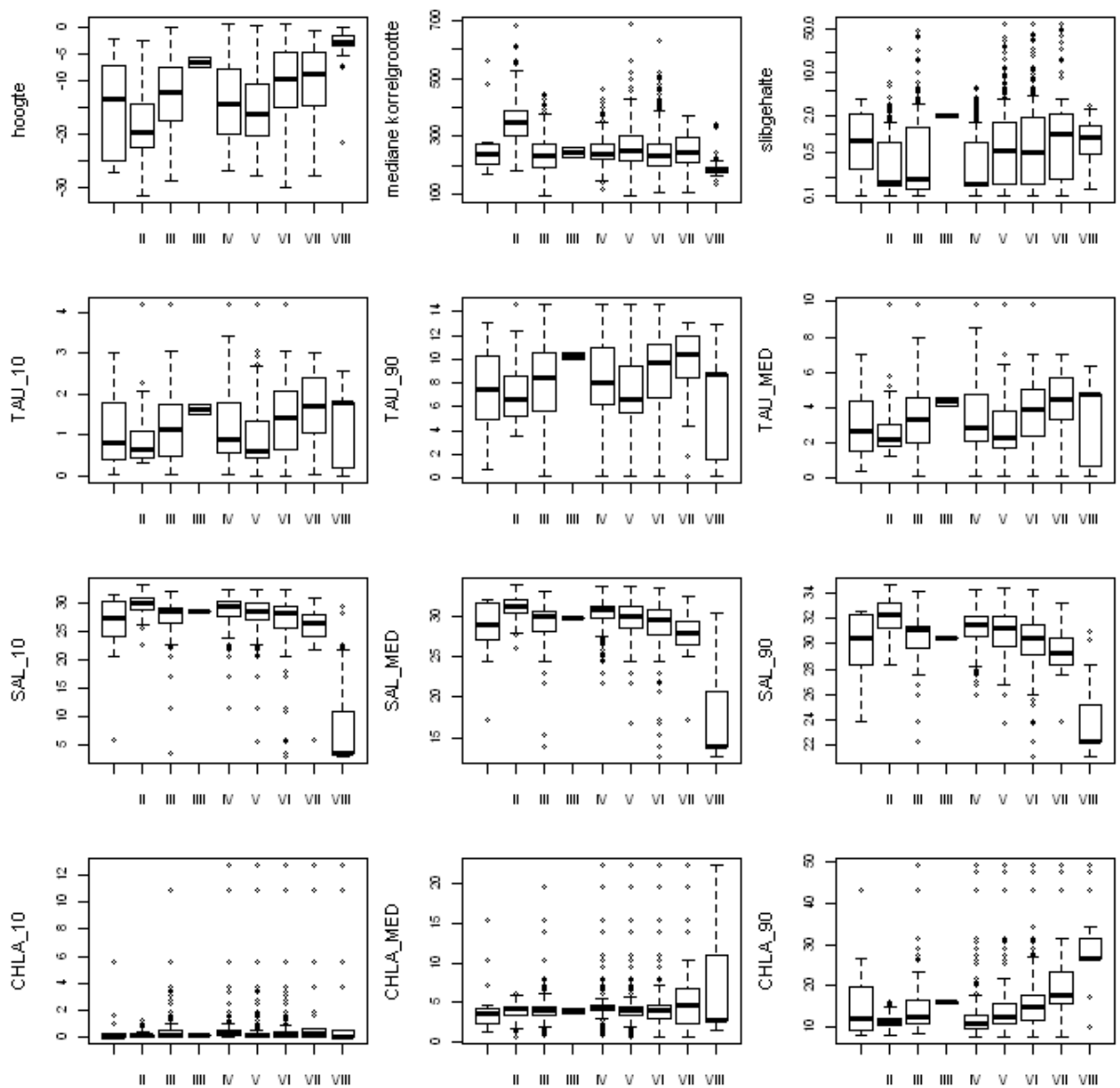
Figuur 3.7. Soorten die bijdragen aan de splitsing van de clusters II t/m VIII.



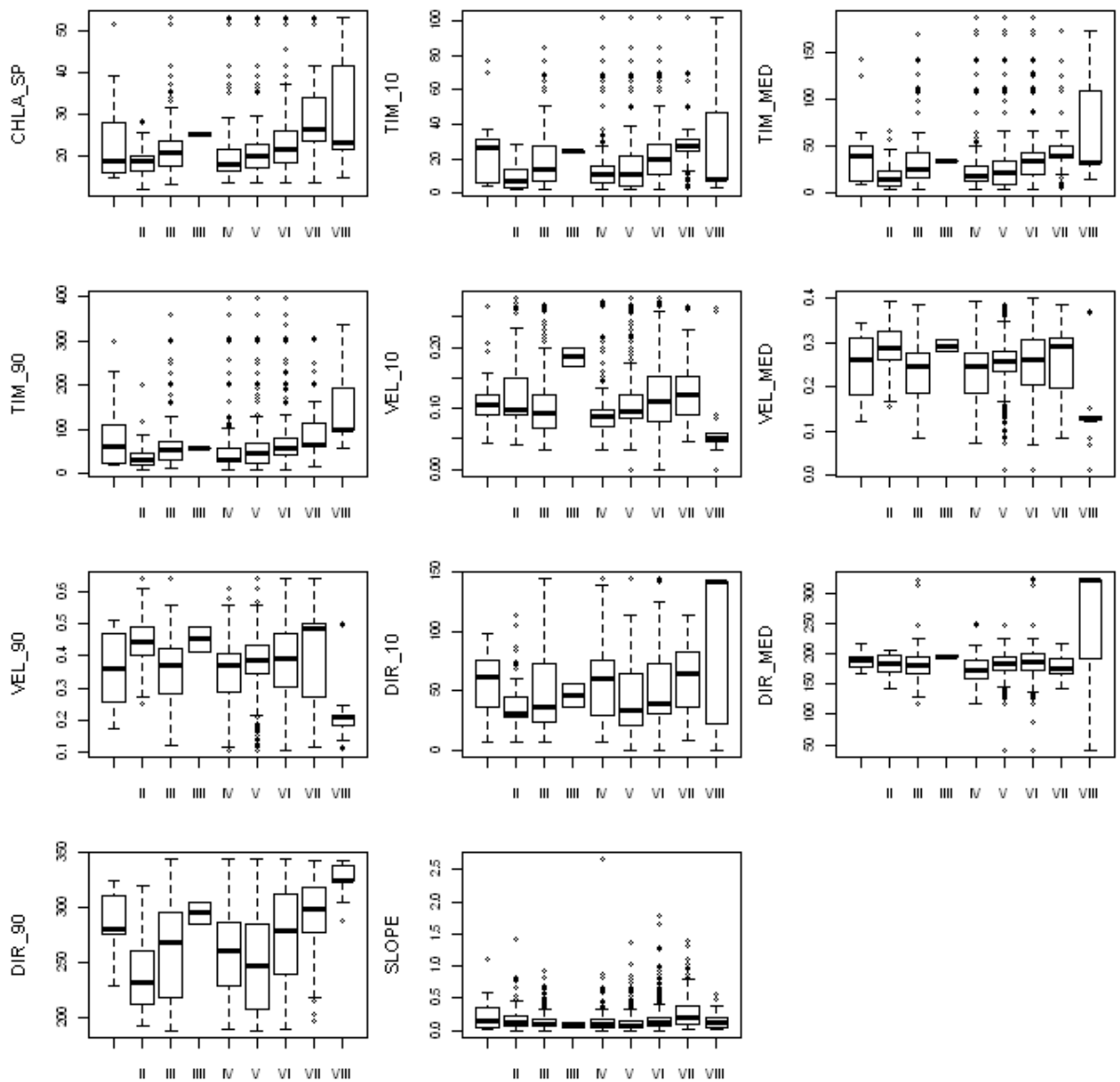
Figuur 3.8: NMDS-ordinatiediagram op basis van de gemiddelde dichtheid van elke soort per monster (vierdemachtswortel getransformeerd), met superponering van de geïdentificeerde clusters (gezamenlijke analyse 1996, 1999, 2002, 2005 en 2008). Inzet: correlatie tussen ordinatiediagram en omgevingsvariabelen (DEPTH: hoogte, SED\_SLIB: slibgehalte in sediment, SED\_MED: mediane korrelgrootte van sediment, SAL\_MED: mediane saliniteit, POCNOA\_MED: mediane waarde concentratie POC, zonder algen, CHLA\_MED: mediane waarde chlorofyl a, TAU\_MED: mediane bodemschuifspanning, TIM\_MED: mediane concentratie anorganisch materiaal, SLOPE = hellingshoek, VEL\_MED: mediane stroomsnelheid, POCNOA\_SPR en CHL\_SP: piekwaarde lengte van concentratie POC en chlorofyl a).

Het ordinatiediagram laat twee duidelijk gescheiden groepen zien: een deel van de monsters van cluster VIII verschilt sterk in soortensamenstelling van de overige monsters (figuur 3.8). Binnen deze laatste groep zijn er meerdere gradiënten in soortensamenstelling. De clusters zijn realisaties langs een aantal gradiënten gekarakteriseerd door de aan- of afwezigheid van bepaalde soorten, en dus overlappen niet alle clusters met elkaar.

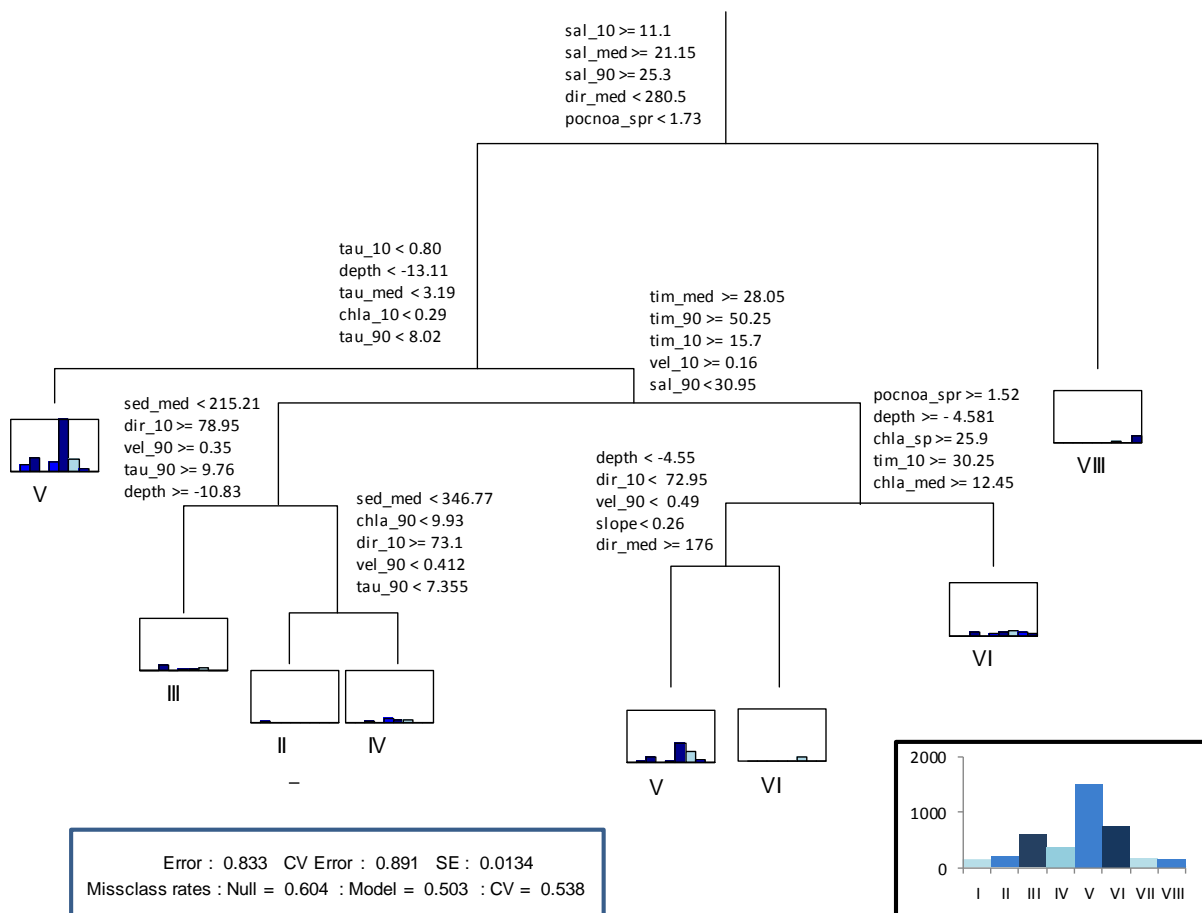
Omdat uit de ruimtelijke verspreiding van de clusters blijkt dat een aantal clusters helemaal of vooral beperkt zijn tot de Voordelta of het gebied boven de Waddeneilanden, is ook voor alle afzonderlijke jaren een ordinatie uitgevoerd. Er is getest of de soortensamenstelling in de Zuidnederlandse kustzone (<52 graden noorderbreedte), de kustzone bij de Waddeneilanden (> 53 graden noorderbreedte) en het gebied ertussen (de Hollandse kust) verschilt (ANOSIM-test). Bijlage H geeft de resultaten (ordinatiediagrammen en ANOSIM-TESTEN), met een verschillend symbool en kleur per deelgebied. De stress-waardes zijn veelal hoog (>0.3), en de verschillen in schelpdiergemeenschap lijken daarmee erg klein. Toch wijzen de ANOSIM-testen op significante verschillen tussen de drie onderscheiden deelgebieden. Vooral stations in de Zuidnederlandse kustzone lijken in soortensamenstelling te verschillen.



Figuur 3.9: boxplots van de abiotische karakteristieken per cluster (hoogte (m); mediane korrelgrootte van sediment ( $\mu\text{m}$ ); slibgehalte in sediment; TAU\_10, TAU\_MED, TAU\_90: 10%-, 50%- en 90%-percentiel bodemschuifspanning; SAL\_10, SAL\_MED, SAL\_90: 10%-, 50%- en 90%-percentiel saliniteit; CHLA\_10, CHLA\_MED, CHLA\_90: 10%-, 50%- en 90%-percentiel chlorofyl a). Clusters op basis van gezamenlijke analyse van 1996, 1999, 2002, 2005 en 2008.



Figuur 3.9: vervolg (CHLA\_SP: piekwaarde chlorofyl\_a in lente; TIM\_10, TIM\_MED, TIM\_90: 10%-, 50%- en 90%-percentiel slibconcentraties in waterkolom; VEL\_10, VEL\_MED, VEL\_90: 10%-, 50%- en 90%-percentiel stroomsnelheid; DIR\_10, DIR\_MED, DIR\_90: 10%-, 50%- en 90% percentiel stroomrichtingl, SLOPE = hellingshoek, VEL\_90). Clusters op basis van gezamenlijke analyse van 1996, 1999, 2002, 2005 en 2008.



Figuur 3.10: Indeling van de monsterpunten d.m.v. een multivariate classificatieboom op basis van de omgevingsvariabelen (gezamenlijke analyse van 1996, 1999, 2002, 2005 en 2008). De getallen bij iedere splitsing geven de grenswaardes aan van de abiotische variabelen die die het onderscheid tussen de twee takken kunnen verklaren. Bij de eerste splitsing worden dus de stations behorend bij de cluster VIII gescheiden van de overige op basis van o.a. verschillen in saliniteit: de 10%-percentiel van de saliniteit is er minder dan 11.1 ppt . De histogrammen laten zien hoeveel monsterpunten daadwerkelijk in elke cluster ingedeeld worden. Onder de histogrammen staat wat het voorspelde cluster is voor de betreffende tak. De inzet geeft het werkelijk aantal monsterpunten per cluster. Cluster I is niet in de analyse meegenomen. (DEPTH: hoogte, SED\_SLIB: slibgehalte in sediment, SED\_MED: mediane korrelgrootte van sediment, POCNOA\_MED: mediane waarde concentratie POC, zonder algen, CHLA\_SPR en POC\_NOA\_SPR: piekwaarde in de lente van CHLA-A en POC-gehalte, CHLA\_MED: mediane waarde chlorofyl a, CHLA\_10 en CHLA\_90: 10%- en 90%-percentiel chlorofylgehalte, DIR\_10 en DIR\_MED: 10%-percentiel en mediane stroomrichting, TAU\_90: 90%-percentiel bodemschuifspanning, TIM\_10 en TIM\_90: 10%- en 90% percentiel concentratie anorganisch materiaal, SLOPE = hellingshoek, VEL\_10 en VEL\_90: 10%- en 90%-percentiel stroomsnelheid, SAL\_10 en SAL\_90: 10%- en 90%-percentiel saliniteit).



### Relatie met omgevingsvariabelen

In figuur 3.8 is ook de correlatie tussen het ordinatiediagram en de omgevingsvariabelen weergegeven. De meest links gelegen monsters, behorend tot cluster VIII, zijn bijv. duidelijk gekenmerkt door een geringere diepte (depth is hoogte, dus hoe kleiner hoe dieper), een hoog chlorofylgehalte in het voorjaar en een lage saliniteit. Cluster II is o.a. gekenmerkt door een hogere mediane korrelgrootte en een hoge saliniteit. Dat blijkt ook uit de grafische samenvatting van de abiotische karakteristieken van iedere cluster in boxplots (figuur 3.9).

In figuur 3.10 is te zien hoe de monsterpunten verdeeld kunnen worden over de verschillende clusters op basis van de omgevingsvariabelen op zo'n manier dat de kans op een foutieve classificering minimaal is. Bij de eerste splitsing zien we dus de afscheiding van cluster VIII van de overige clusters, vooral op basis van verschillen in saliniteit. Niet alle clusters komen in het dendrogram terug, ondanks het voldoende aantal stations binnen die clusters: cluster VII ontbreekt. Een aantal clusters komen tweemaal voor, te wijten aan interacties tussen abiotische variabelen: eenzelfde cluster kan gevonden worden bij een combinatie van verschillende abiotische omstandigheden. Slechts 16.7% van de variantie wordt verklaard, de kans op een goede voorspelling nog iets lager (10.9), en 50% van de stations worden door het model in een verkeerde cluster geplaatst. Dit ligt ten dele aan de jaarlijkse fluctuaties in de WOTsurvey data (als jaar als een nominale variabele wordt meegenomen, stijgt de verklaarde variantie tot 28% en daalt het aantal verkeerd geplaatste stations tot 43%), en waarschijnlijk ook aan de statische benadering van alle abiotische variabelen (een waarde voor alle jaren).

### 3.4. Discussie

In de Noordzee leven in en op de bodem meer dan duizend macrobenthische soorten (Künitzer et al., 1992; Greenstreet et al., 2007; Rees et al., 2007). Sommige soorten kunnen grote variaties in hun omgeving tolereren en komen in een groot deel van de Noordzee voor (eurytopische soorten). Andere soorten hebben een nauwe tolerantiebreedte en komen dan ook maar in specifieke habitats voor (stenotypische soorten).

Soorten met gelijkaardige habitatpreferenties komen dan ook vaak samen voor en vormen zo een zogenaamde gemeenschap. De grenzen tussen deze gemeenschappen zijn zeker niet scherp en, zoals voor de fysische omgeving, zijn er geleidelijke overgangen van de ene naar de andere gemeenschap (zie o.a. Ysebaert et al., 2003; Van Hoey et al., 2004). De gemeenschappen worden meestal benoemd naar het type habitat of de kenmerkende of dominante soorten (zie o.a. Petersen, 1924; Jones, 1950; Duineveld et al., 1991; Rachor & Nehmer, 2003; Rees et al., 2007; Degraer et al., 2006).

In deze studie hebben we op basis van de similariteit tussen locaties in aantallen schelpdieren in de Nederlandse kustzone 7 clusters onderscheiden (clusters II t/m VIII), naast een aantal locaties met een "afwijkende" soortensamenstelling (samengevoegd in cluster I).

De typische soorten van vier van de zeven 'echte' clusters komen overeen met kenmerkende soorten voor gemeenschappen onderscheiden door Jones (1950):

- cluster IV heeft kenmerkende soorten van de 'boreal shallow sand association': *Tellina tenuis* en *Donax vittatus*. Een gemeenschap typisch voor relatief onbeschutte kusten in Noord-West Europa.
- Cluster V heeft kenmerkende soorten van de 'boreal offshore sand association': o.a. *Chamelea striatula*<sup>1</sup>, *Tellia fabula*, *Ensis ensis*.
- Cluster VII heeft kenmerkende soorten van de estuariene variant van de 'boreal offshore muddy sand association': o.a. *Abra alba* en *Spisula subtruncata*.
- cluster VIII heeft kenmerkende soorten van de 'boreal shallow mud association': *Macoma baltica*, *Mya arenaria* en *Cerastoderma edule*.

Jones (1950) en Petersen (1924) onderscheiden geen specifieke gemeenschap waarvoor *Spisula solida* en/of *Spisula elliptica*, de karakteristieke soorten van cluster II, kenmerkend zijn. In een eerder werk noemt Petersen (1918 in Jones 1950) wel *S. elliptica* als kenmerkende soort van de Venus-gemeenschap. Overigens wordt bij een hogere similariteit cluster II opgesplitst in 2 subclusters waarvan een gekarakteriseerd wordt door *S. solida* (IIa) en de andere door *S. elliptica* (IIb). In de Duitse Bocht

---

<sup>1</sup> Jones (1950): *Venus striatula*; Petersen (1928): *Venus gallina*

wordt wel een gemeenschap onderscheiden (*Goniadella Spisula* Gemeenschap) met o.a. *Spisula solida* als karakteristieke soort, en qua abiotiek gekenmerkt door grovere sedimenten (Rachor en Nehmer, 2003; Rees et al., 2007). Ook uit onze analyse (figuur 3.7, 3.9 en 3.10) blijkt cluster II gekenmerkt door een grotere mediane korrelgrootte dan de andere clusters. De *Ophiela limacina* – *Glycera lapidum* gemeenschap in de Belgische kustzone (Van Hoey et al., 2004; Degraer et al., 2003, 2006) is wellicht een variant voor grovere sedimenten, al is *S. solida* niet opgenomen als karakteristieke soort. Maar *Ophiela limacina* en *Glycera lapidum* zijn wel dominante soorten in de *Goniadella* – *Spisula* gemeenschap in de Duitse Bocht. Eigenaardig genoeg kan deze cluster niet onderscheiden worden met behulp van een classificatieboom (figuur 3.10), misschien omdat de habitateisen van *S. solida* en *S. elliptica* te veel verschillen. Een deel van deze locaties (cluster IIa) komt wellicht wel overeen met de *Goniadella*-*Spisula* gemeenschap, een ander deel (cluster IIb) is eerder een overgang naar de clusters III t/m VII.

Clusters III en VI hebben *Spisula subtruncata* als gemeenschappelijke kenmerkende soort. Cluster III is wellicht een variant van de *Abra alba* gemeenschap (boreal shallow mud association), met banken *Spisula subtruncata*. In het ordinatiediagram liggen beide clusters naast elkaar. Temporele veranderingen in deze gemeenschap met onder meer een massale recrutering van *S. subtruncata* resulterend in een 'patchy' verspreiding, zijn voor de Belgische kustzone beschreven door Degraer et al. (2007) en Van Hoey et al. (2007a).

Ook cluster V, met kenmerkende soorten behorend tot de boreal offshore sand association, is gezien i) zijn positie in het dendrogram en ordinatiediagram en ii) de geografische ligging waarschijnlijk een variant van de *Abra alba* gemeenschap. Volgens Eisma (1966) heeft *Chamelea striatula* geen voorkeur voor een bepaalde afstand tot de kust, en kan dus moeilijk als offshore-soort geclassificeerd worden. *Tellina fabula* wordt, op de Oestergronden na, zelfs overal op het NCP gevonden, met de hoogste dichtheden nabij de kust (Holtman et al., 1996). *Ensis ensis* werd wel vooral verder uit de kust gevonden (Eisma, 1966). Recent zijn met name boven de Waddeneilanden waarschijnlijk ook meer exemplaren van deze soort gevonden, samen met andere voorheen meer offshore voorkomende soorten (*Ensis arcuatus*, *Ensis siliqua*) (Goudswaard et al., 2010).

Cluster VI lijkt, gezien de ligging in het ordinatiediagram (figuur 3.8), een samenvoeging van overgangen tussen andere clusters. Een verdere opsplitsing (op een hoger similariteitsniveau) leidt overigens ook tot een ruimtelijke opsplitsing in het ordinatiediagram.

Jones (1950) situeert de 'boreal shallow sand association' geografisch langs de kusten in het noordwesten van Europa. Mede gezien de ligging van cluster IV in het dendrogram en het ordinatiediagram, lijkt cluster IV daarom eerder een variant van de *Abra alba* gemeenschap (boreal shallow mud association). In Belgische wateren is *Donax vittatus* overigens de dominante schelpdiersoort in de *A. alba* gemeenschap na 1998, mogelijk geïnitieerd door veranderingen in het hydroklimaat van de Noordzee (Van Hoey et al., 2007a).

De clusteranalyse en ordinatie wijzen dus op het voorkomen van twee of drie verschillende schelpdiergemeenschappen.

#### 1. *Macoma balthica* gemeenschap

Deze gemeenschap (cluster VIII) is geografisch beperkt tot het mondingsgebied bij het Haringvliet en een aantal locaties in de Grevelingenbuitendelta en in de Westerscheldemonding. De soortensamenstelling verschilt heel sterk met deze in de rest van de Nederlandse kustzone.

Dat het mondingsgebied van het Haringvliet een specifieke fauna heeft, is in overeenstemming met eerdere studies (o.a. Craeymeersch et al., 1990, 2006; Craeymeersch en van der Land, 1998; Wijnhoven et al., 2006). Dit gebied wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van typisch estuariene soorten (bijv. de kokkel, *Cerastoderma edule*, en de strandgaper, *Mya arenaria*). Meer mariene soorten (als mesheften, *Ensis* sp., en de halfgeknotte strandgaper, *Spisula subtruncata*) vestigen zich er niet, al vindt er wel eens broedval plaats.

Het sluit aan bij de *Macoma balthica* gemeenschap voor de Belgische oostkust (Degraer et al., 2003, 2006) en het zuidelijke deel van het mondingsgebied van de Westerschelde (Van Hoey et al., 2007b).

## 2. *Abra alba* gemeenschap

De rest van de kustzone of in ieder geval het grootste deel moet blijkbaar als een enkele schelpdierengemeenschap gezien worden. Ook het feit dat de ruimtelijke ligging van de gemeenschappen in tegenstelling tot andere studies (Van Hoey et al., 2004; Kröncke, submitted; Rees et al., 2007; Heip en Craeymeersch, 1995) sterk verandert (figuren 4.7 t/m 4.11), pleit daarvoor. Een verdere opsplitsing is (mogelijks met uitzondering van cluster II) meer gerelateerd aan temporele verschillen in dominantie en/of ruimtelijke gradiënten binnen de gemeenschap dan aan grote verschillen in habitats. Wat de ruimtelijke gradiënten betreft, valt te denken valt aan de invloed van de Schelde of slibgehalte (cluster VI) en ligging (cluster IV aan meer geëxponeerde kusten). Dat kan waarschijnlijk ook grotendeels verklaren waarom met de classificatieboom maar een heel klein deel van de variatie verklaard wordt: enkel de eerste en mogelijks tweede splitsing (na afscheiding van cluster I) zijn dan relevant.

Dit is ook conform de conclusies van Eisma (1966), in een studie van het gebied tussen Hoek van Holland en Ameland: de nabij de kust gelegen schelpdierengemeenschap is een gemengde gemeenschap met elementen van ten minste vier gemeenschappen zoals door Petersen of Jones onderscheiden. Deze kunnen als varianten gezien worden.

Deze gemeenschap komt voor in het Kanaal en de Zuidelijke Bocht van de Noordzee, vooral in baaien, estuaria en in een smalle zone langs de kust. Van Hoey et al. (2005) beschrijft de geleidelijke veranderingen in soortensamenstelling van de benthische endofauna. Voor de Nederlandse kust wordt daarbij gerefereerd naar Holtmann et al. (1996; assemblage 6).

In het zuiden (Bays of Morlaix en Seine) is de gemeenschap soortenrijker dan in het noorden (Duitse Bocht), (Van Hoey et al., 2005). In sommige gebieden is de populatie van *Abra alba* periodisch sterk gereduceerd of zelfs verdwenen. Daarom wordt deze gemeenschap in de Duitse Bocht aangeduid als *Nucula nitidosa* gemeenschap, een schelpdier dat er altijd abundant is (Kingston en Rachor, 1982; Salzwedel et al., 1985; Rachor en Nehmer, 2003).

## 3. *Spisula solida* gemeenschap

Cluster II (of een deel daarvan, IIa) sluit heel waarschijnlijk aan bij de gemeenschappen op grover sediment zoals gevonden langs de Belgische en Duitse kust. In de Nederlandse kustzone is deze gemeenschap met name verder uit de Zuidnederlandse kust en bij de Waddeneilanden Texel en Vlieland gevonden (figuren 4.7 t/m 4.11). Deze gemeenschap wordt ook gevonden in het gebied van de Zeeuwse Banken (Goudswaard en Escaravage, 2009: clusters met kenmerkende soorten *Ophelia limacina*, *Glycera*, *Spisula elliptica*, *Spisula solida*).

Eisma (1966) had geen locaties gevonden met *Spisula solida*. In de analyse was ook geen onderscheid gemaakt tussen *S. elliptica* en *S. subtruncata* omdat de juvenielen van beide soorten niet te onderscheiden waren, maar de grotere exemplaren van *S. subtruncata* kwamen vooral nabij de kust voor, de grotere exemplaren van *S. elliptica* waren algemener verder uit de kust. Een groep als cluster II, met *S. solida* en *S. elliptica* als kenmerkende soorten, had Eisma (1966) dus ook niet kunnen vinden.

Los van het feit of de onderscheiden clusters allemaal echte gemeenschappen zijn of deelgemeenschappen, varianten of overgangen lijkt er in de studieperiode een zekere uniformisering te zijn opgetreden. Het grootste deel van de monsters van 2008 behoren tot cluster V, met als typerende soort vooral *Ensis (directus)*. Toch is het verspreidingsgebied van de andere soorten niet verkleind (tabel 5.1). Enkel *Spisula subtruncata* is op minder locaties waargenomen. Andere soorten, en niet alleen mesheften, worden juist vaker aangetroffen: *Chamelea gallina*, *Donax vittatus*, *Lutraria lutraria*, *Nassarius* sp.. Dit kan erop wijzen dat er wel degelijk een verandering in de schelpdierengemeenschap heeft plaats gevonden in de studieperiode. Wat deze verschuiving teweeggebracht heeft, is niet duidelijk. En of dit blijvend is, al helemaal niet. Misschien is het een cyclisch fenomeen, waarbij elementen typisch voor de offshore gemeenschappen dichter bij de kust gevonden worden. Het komen en gaan van banken *Spisula subtruncata* past in deze visie.

In deze studie is een eerste poging gedaan om de verspreiding van schelpdierengemeenschappen te koppelen aan omgevingsvariabelen, deels abiotisch deels biotisch. De omgevingsvariabelen zijn echter als statisch genomen, dus niet fluctuerend in de tijd, terwijl er wel grote veranderingen in de

dominantieverhouding van de schelpdieren gevonden zijn. Een nadere studie naar de temporele fluctuaties zal ook de temporele veranderingen in de verklarende variabelen moeten meenemen. Daarnaast moet er meer aandacht besteed worden aan de interacties. Immers, zoals Eisma (1966) al schreef: "The influence of a certain combination of environmental characteristics is probably more important than the influence of each characteristic separately".

Tabel 5.1: Percentage van locaties waarop species gevonden is

	1996	1999	2002	2005	2008
<i>Abra alba</i>	1	20	9	19	21
<i>Chamelea striatula</i>	9	17	24	35	32
<i>Donax vittatus</i>	1	15	37	34	38
<i>Ensis</i>	75	72	76	83	85
<i>Macoma balthica</i>	25	29	21	22	19
<i>Mya arenaria</i>	6	4	6	9	5
<i>Spisula elliptica</i>	9	19	13	10	12
<i>Spisula solida</i>	14	14	12	14	21
<i>Spisula subtruncata</i>	73	42	48	34	46

### 3.5. Conclusies

- In de Nederlandse kustzone komen drie schelpdiergemeenschappen voor. Een *Macoma balthica* gemeenschap, vooral gesitueerd in het Haringvlietmondingsgebied, een *Spisula solida* gemeenschap, voorkomend bij grovere sedimenten, en een *Abra alba* gemeenschap.
- Binnen de *Abra alba* gemeenschap zijn er gebieden waarin andere soorten (*Spisula solida*, *Donax vittatus*, *Chamelea striatula*), al of niet tijdelijk, kenmerkend zijn.
- Binnen de *Abra alba* gemeenschap zijn er ook verschillen tussen de soortensamenstelling voor de Zuid-Nederlandse kust, de Hollandse kust en de kust boven de Waddeneilanden
- De temporele veranderingen in de *Abra alba* gemeenschap zijn mogelijk geïnitieerd door hydroklimatische veranderingen.
- *Ensis directus* is tegenwoordig een kenmerkende soort voor de *Abra alba* gemeenschap, en voor de meeste deelgemeenschappen of varianten ervan.

## Hoofdstuk 4: Voorkomen zwarte zee-eenden in relatie tot schelpdieren

### 4.1. Inleiding

Zee-eenden leven in een omgeving die veel van hen vraagt. Ze moeten hun voedsel opduiken van de zeebodem, veelal in water van 10 meter diepte of meer. Het voedsel bestaat uit levende schelpdieren, die in hun geheel moeten worden ingeslikt en in de maag gekraakt. Het eigenlijke voedsel, het schelpdiervlees, zit "verpakt" in de harde schelp. De schelpen moeten dus worden gekraakt, fijngemalen en via de darm afgevoerd, een proces waarbij energetisch niets te winnen valt omdat alleen het vlees energetisch rendement oplevert. Overwinterende eenden leven dag en nacht in zeewater met temperaturen van rond het vriespunt, moeten tijdens stormen het hoofd bieden aan golven die vele magen hoger zijn dan hun eigen lichaamsgrootte en moeten, zwemmend of vliegend steeds compenseren voor afdrijven door getij en wind om boven hun voedselbron te blijven. Daarbij zijn ze gevoelig voor verstoring en ontwijken naderende schepen – een frequente bron van verstoring in onze kustwateren – vliegend. Met hoge energetische kosten voor duiken, vliegen, zwemmen in koud water en een veeleisende vertering van voedsel, hebben overwinterende zee-eenden een hoge dagelijkse energiebehoefte.

In de jaren 90 (van de vorige eeuw) is een sterke afname van het aantal overwinterende zwarte zee-eenden (en eidereenden) in de Nederlandse kustzone waargenomen (Leopold *et al.* 2010; Tulp *et al.* 2010). Dit viel samen met de omslag van een schelpdierfauna gedomineerd door *Spisula*, naar een fauna gedomineerd door *Ensis* (Tulp *et al.* 2010; zie ook dit rapport). De laatste jaren overwinteren nog slechts 5000-35.000 zwarte zee-eenden in ons land (Arts 2010; de Jong *et al.* 2010). De Zwarte Zee-eenden zitten nog vooral in de Noordzeekustzone.

Voor de zwarte zee-eend (en ook de eidereend en topper) heeft de Nederlandse overheid zogeheten natuurdoelen vastgesteld (Tabel 4.1). De aantallen zwarte zee-eenden (en eidereenden) die de laatste jaren nog in ons land komen overwinteren, liggen (aanzienlijk) onder deze doelen. Het huidige leefgebied wordt dan ook als matig ongunstig beoordeeld (Slijkerman *et al.*, 2008, en [http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/vogels/profiel\\_vogel\\_A065.pdf](http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/vogels/profiel_vogel_A065.pdf)).

Tabel 4.1. Natuurdoelen voor zee-eenden in Nederland. De getallen geven de aantallen weer die in een normale winter in onze wateren zouden moeten kunnen overwinteren, gegeven de draagkracht van het systeem. De doelstelling voor deze eenden is dus behoud van omvang en kwaliteit van het leefgebied met een draagkracht voor een populatie van gemiddeld zoveel vogels (midwinter aantallen) als in de tabel vermeld.

	Noordzeekustzone	Voordelta	Nederland
Zwarte Zee-eend	51.900	9700	68.500
Eidereend	26.200	2500	115.000-140.000
Toppereend	Behoud kwaliteit	80	35.900

De huidige situatie is dus, dat de aantallen eenden die in de Noordzeekustzone en Voordelta overwinteren sterk zijn gedaald, en zich thans onder de gestelde natuurdoelen bevinden. Door Vogelbescherming wordt gevraagd om herstel; het vigerende beleid is behoud (maar de huidige aantallen zijn te laag voor "behoud"). Verdere aantasting van de aantallen is zeker ongewenst, wat inhoudt dat zeer voorzichtig moet worden omgesprongen met resterende concentraties eenden in de kustwateren. Een belangrijke vraag hierbij is, of de eenden een specifieke voorkeur hebben voor bepaalde delen van de kustzone, of dat het voor de eenden weinig uitmaakt waar ze verblijven.

In dit rapport wordt geïnventariseerd waar de belangrijkste concentraties zwarte zee-eenden de afgelopen 15 jaar hebben gezeten, of er voorkeurslocaties zijn (geweest) en of eventuele voorkeurslocaties bijzondere eigenschappen hebben. Daarbij wordt nagegaan wat de eenden de afgelopen jaren gegeten hebben in onze kustwateren en een link gelegd naar de energetische waarde van een aantal veelvoorkomende prooi-soorten.

## 4.2. Methode

### 4.2.1. Zwarte zee-eenden

#### 4.2.1.1. Verspreiding en aantallen zwarte zee-eenden in Nederland

In aanvulling op eerdere analyses van het voorkomen van zwarte zee-eenden in Nederland (Leopold et al., 1995, 2008; Baptist en Leopold, 2009; Arts, 2010; Leopold, 2010) is voor deze studie een analyse gedaan van het voorkomen van groepen zwarte zee-eenden langs de hele Nederlandse kust. Hiertoe zijn alle positieve waarnemingen opgevraagd van groepen van 10 of meer zwarte zee-eenden, gezien tijdens de reguliere vliegtuigtellingen van de Waterdienst (voorheen: Rijkswaterstaat, RIKZ). Deze tellingen dekken met grote regelmaat het hele Nederlandse kustgebied, waardoor volstaan kon worden met de positieve waarnemingen. De gegevens zijn opgevraagd in overleg met Floor Arts van de helpdesk water van RWS. Per winter zijn de verzamelde gegevens gegroepeerd per deelgebied (Schiermonnikoog/Rottum), Ameland, Terschelling, Vlieland, Texel, Den Helder-Bergen, Bergen-Katwijk, Katwijk-Maasvlakte, Voordelta en Westerscheldemonding. Al deze deelgebieden werden nog eens onderverdeeld in een kustnabije strook (strand tot doorlopende -20 m dieptelijn) en een ongeveer even brede strook zeewaarts daarvan (zover als de bemonstering van de schelpdiervoorkomens strekte). Aan de Waterdienst data werden gegevens toegevoegd van eigen (IMARES) tellingen (per vliegtuig en per schip). Alle data waren voorzien van een geo-referentie en een datum. Per winter (oktober-april) en per deelgebied werd het maximale aantal bepaald dat in alle verzamelde data voorkwam.

#### 4.2.1.2. Maaganalyses

Een aantal zwarte zee-eenden kon worden verzameld voor onderzoek door zelf gericht te zoeken naar aangespoelde dode vogels op plaatsen waar concentraties eenden voor de kust verbleven en door bij een aantal mensen langs de kust te vragen om zee-eenden die ze zouden vinden tijdens reguliere stookolieslactoffertellingen (Camphuysen, 2009, 2010) voor ons te verzamelen. Na de winter van 2009/2010 zijn de verzamelde vogels onderzocht. Maag en darm werden uit de vogels genomen en over de lengte opengeknipt, waarna de inhoud uitgespoeld. Het aldus verzamelde materiaal werd schoongespoeld en vervolgens onder een binoculaire microscoop bij geringe vergroting uitgezocht op herkenbare prooi-resten. Prooi-resten werden gedroogd, gedetermineerd en per eend werd het minimaal aantal aanwezige individuen per eend vast gesteld en daarbij de grootte van de prooidieren. Groottes werden gereconstrueerd aan de hand van metingen aan slotjes van schelpdieren en aan de dikte van schelpfragmenten (Leopold et al., 2007, 2008; Tulp et al., 2010). Het bleek noodzakelijk een nieuwe meetmethode te ontwikkelen voor kleine *Ensis directus* omdat zelden intacte slotjes werden teruggevonden, maar wel grote aantallen gebroken slotjes met nog aanhangende schelpfragmenten. Er werd referentiemateriaal verzameld (kleine intacte *Ensis* schelpen) op het strand van Schiermonnikoog, nabij een concentratie zee-eenden (Arts, 2010; de Jong et al., 2010). Metingen aan schelpdikte, direct naast het slot werden gedaan en een regressievergelijking opgesteld om hieruit de totale schelp lengte te kunnen schatten.

### 4.2.2. Schelpdieren als voedsel voor zwarte zee-eenden

Schelpdieren werden bemonsterd in het kader van de WOT-schelpdiersurvey (zie ook 2.1.1.). De bemonstering gebeurt volgens een min of meer vast stramien, waarbij in een gestratificeerd grid werd gewerkt. De bemonsteringen waren primair gericht op *Spisula* en kokkels (de laatste alleen in de Voordelta), later was ook *Ensis* één van de belangrijkste doelsoorten. Alle andere soorten (grotere) schelpdieren werden echter eveneens geteld in de monsters. Voor alle bemonsterde soorten werd de biomassa per monster geschat in termen van versgewicht (gram per vierkante meter, waarbij rekening werd gehouden met het ter plaatse bemonsterde oppervlak en de diverse gebruikte bemonsterings-monstertuigen). De bemonsteringstechniek wordt meer uitgebreid besproken in Goudswaard et al. (2010). Voor dit rapport werden de biomassa's per soort (*Spisula subtruncata*, *Ensis directus*, *Donax vittatus*, *Macoma balthica* en *Tellina fabula/tenuis*) per bemonsterde locatie geplot over een achtergrond van de gekozen deelgebieden. Vervolgens werd per deelgebied, per soort en per jaar de gemiddelde dichtheden berekend en deze werden als een achtergrondwaarde voor het hele vak geplot, in verschillende kleuren. Hierdoor is op de geproduceerde kaarten in een oogopslag te zien waar zich hoge gemiddelde dichtheden over grotere gebieden bevinden (de gekleurde vakken) en waar zich binnen deze vakken de hogere dichtheden bevinden (clusters van grotere punten binnen deze vlakken). Voorjaarsbemonsteringen worden steeds toegewezen aan de daaraan voorafgaande winter.

#### 4.2.3. Voorkomen van eenden in relatie tot voorkomen van schelpdieren

Het voorkomen van eenden (wintermaxima) wordt geanalyseerd in relatie tot schelpdiervoorkomens (biomassa) en de verdeling van de schelpdieren over de diepte (binnen- en buitenvakken). Per deelgebied is voor de potentiële prooidiersoorten *Spisula subtruncata*, *Ensis* sp., *Donax vittatus*, *Macoma balthica* en *Tellina fabula* bepaald wat de gemiddelde diepte was waarop de soort voorkwam. Deze gemiddelde diepte per deelgebied werd bepaald door in GIS aan iedere monsterlocatie een diepte toe te kennen (data: Rijkswaterstaat) en deze diepte te vermenigvuldigen met de gevonden aantallen ter plaatse, waarna alle aantallen x diepte waarden werden opgeteld en gedeeld door het totaal aantal gevonden dieren in alle monsters in het betreffende vak. Deze berekening werd uitgevoerd voor de jaren 1995-2009, waarvoor de hele Nederlandse kustzone werd bemonsterd (met uitzondering van 2008 en 2009 toen wegens tijdgebrek veroorzaakt door slecht weer respectievelijk een deel van de kustzone van Texel en de kustzone van Vlieland niet is bemonsterd).

Voor het jaar 1994 is alleen een standaard bemonstering van de Voordelta beschikbaar. Er zijn echter aanvullende gegevens voor *Spisula* en *Ensis* beschikbaar uit een bemonstering van de kustzone van Hoek van Holland tot aan de Duitse grens, ten behoeve van het zee-eendenonderzoek (Leopold, 1996). Deze resultaten zijn aan de kaartbeelden toegevoegd, maar verder niet gebruikt bij berekeningen van beschikbare hoeveelheden prooidieren of de diepte waar deze voorkwamen. De verzamelde gegevens leveren een beeld op voor een reeks van jaren (1994 tot en met 2009), van de aantallen schelpdieren (per soort en totaal) per deelgebied, en hun verdeling over de verschillende dieptes, in relatie tot het voorkomen van de eenden. Er is voor ieder jaar een set kaarten gemaakt, (Zie bijlage I) waarin naast elkaar de voorkomens staan geplote van de eenden en de geanalyseerde schelpdieren.

Biomassa's van de verschillende schelpdieren zijn voor ieder deelgebied en ieder jaar geplote in een zogeheten Sparkline Grafiek (Excel 2010). Hiertoe is voor iedere schelpdiersoort (en voor alle soorten gezamenlijk) voor ieder vak een waarde van 0-5 toegekend voor de gemiddelde biomassa per vak, volgens: 0 voor minder dan 25 gram versgewicht per vierkante meter; 1 voor voor 25-50 g/m<sup>2</sup>; 2 voor 50-100 g/m<sup>2</sup>; 3 voor 100-250 g/m<sup>2</sup>; 4 voor 250-500 g/m<sup>2</sup> en 5 voor >500 gram per vierkante meter.

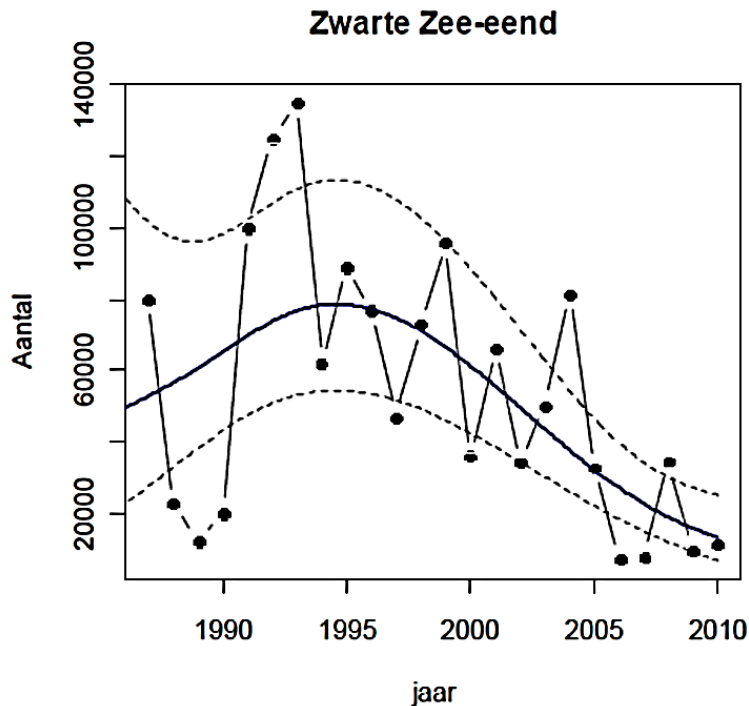
De maximale aantallen eenden per vak per jaar werden in dezelfde Sparkline grafiek opgenomen, in acht klassen: 0 voor minder dan 500; 1 voor 500-1500; 2 voor 1500-4500; 3 voor 4500-10.000; 4 voor 10-30.000; 5 voor 30-50.000; 6 voor 50-80.000 en 7 voor 80-125.000.

### 4.3. Resultaten

#### 4.3.1. Zwarte zee-eenden

##### 4.3.1.1. Trends in aantallen zwarte zee-eenden in Nederland

Aantallen zwarte zee-eenden op een bepaalde locatie kunnen snel wisselen, zowel tussen jaren als binnen jaren. Het proces van snelle aantalsveranderingen kon tussen 1989 en 1996 goed worden gevolgd omdat in die jaren intensief zeegaand onderzoek aan deze eenden werd gedaan, waarbij de belangrijkste concentraties zeer geregeld werden bezocht (Offringa, 1991; den Hollander, 1993; Leopold *et al.*, 1995; Leopold, 1996, 2010). Voor andere jaren is het beeld minder compleet, maar kunnen we steeds beschikken over de jaarlijkse midwintertelling van Rijkswaterstaat (per vliegtuig), veelal nog aangevuld met data van opportunistische scheepstellingen, tellingen vanaf land (zeetrektellingen) en in recente jaren, aanvullende vliegtuigtellingen van IMARES (de Jong *et al.*, 2010). Omdat de tel-inspanning niet voor alle jaren gelijk is, gebruiken we hier het geconstateerde maximale aantal overwinteraars per jaar, waarbij alle beschikbare data tussen oktober en april tot een getal (het maximum voor de betreffende winter) zijn samengenomen. De aldus verzamelde reeks wintermaxima, voor de jaren 1987-2010 laten aanvankelijk een toename zien, tot een piek van 135.000 vogels in 1993. Vervolgens is er sprake van een gestage afname totdat de maxima tussen 2006 en 2010 stabiliseren op een laag niveau van rond de 10.000 vogels (Figuur 4.1).



Figuur 4.1. Langjarige trend in wintermaxima voor overwinterende Zwarte Zee-eenden in Nederland. De trend laat zich in zijn geheel beschrijven als een derde-orde polynoom ( $y=28.19x^3-169245x^2+3E+08x-2E+11$ ;  $R^2=0.4372$ ,  $n=24$ ;  $p=0.001$ ), of laat zich modelleren door middel van een *Generalized Additive Model* (GAM). De getrokken lijn geeft de uitkomst van het GAM weer, gebruik makend van een negatief binominale verdeling van fouten om te corrigeren voor overdispersie. De stippellijnen geven het 95% betrouwbaarheidsinterval bij deze modeluitkomst. Figuur overgenomen uit de Jong *et al.* (2010).

#### 4.3.1.2. Maaganalyses

De maaganalyses geven een beeld van het dieet van de zwarte zee-eend. Het eerste maagonderzoek aan zwarte zee-eenden in Nederland is uitgevoerd door Offringa (1991) aan de hand van 382 olieslachtoffers in Zeeland. De vogels waren in een olievlek terechtgekomen, afkomstig uit de beschadigde ertscarrier "Borcea", kort na vertrek uit de haven van Vlissingen in januari 1988. In die tijd werd er in de Voordelta veel *Spisula* aanwezig (Leopold *et al.*, 1995), maar in de magen van de getroffen eenden werd een breed spectrum aan prooien gevonden. Veel magen waren echter leeg; in 163 van de 382 werden nog prooifragmenten gevonden. Resten van *Spisula subtruncata* waren de meest talrijke prooien (55% van alle prooiresten), gevolgd door mossel *Mytilus edulis* (14%), kokkel *Cerastoderma edule* (12%), Alikruik *Littorina* sp. (4%), Nonnetjes *Macoma balthica* (2%) en Strandkrab *Carcinus maenas* (1%). De overige prooien konden niet op soort worden gebracht (ongedetermineerde schelpdieren). *Ensis* werd niet aangetroffen.

In februari en in maart 1993 spoelden enkele tientallen olieslachtoffers aan op Terschelling. Magen van 31 vogels werden onderzocht op prooiresten (den Hollander, 1993). Ter plaatse was een uitgestrekte *Spisulabank* aanwezig (omvang geschat op circa 8 miljard exemplaren), maar er waren ook rijke voorkomens van andere soorten (0.4 miljard Zaagjes *Donax vittatus*, 0.34 miljard *Macoma*, 0.18 miljard Rechtsgestreepte Platschelpen *Tellina fabula* en 0.017 miljard Tere Platschelpen *T. tenuis*). *Spisula* was de dominante prooisoot in de magen (gevonden in 23 magen of 74%). Incidenteel werden resten van *Donax* (2 magen) en *Macoma* (2 magen) gevonden (steeds samen met *Spisula*); in een maag zaten resten van een kokkel. *Ensis* werd niet aangetroffen.





Maagonderzoek aan Zwarte Zee-eenden. Links op de voorgrond ligt een van de twee vogels van de Brouwersdam, gevonden door Ruben Fijn (Bureau Waardenburg), 13 februari 2010.



Gezwollen (*Aspergillosis*) in een van de Zwarte Zee-eenden.



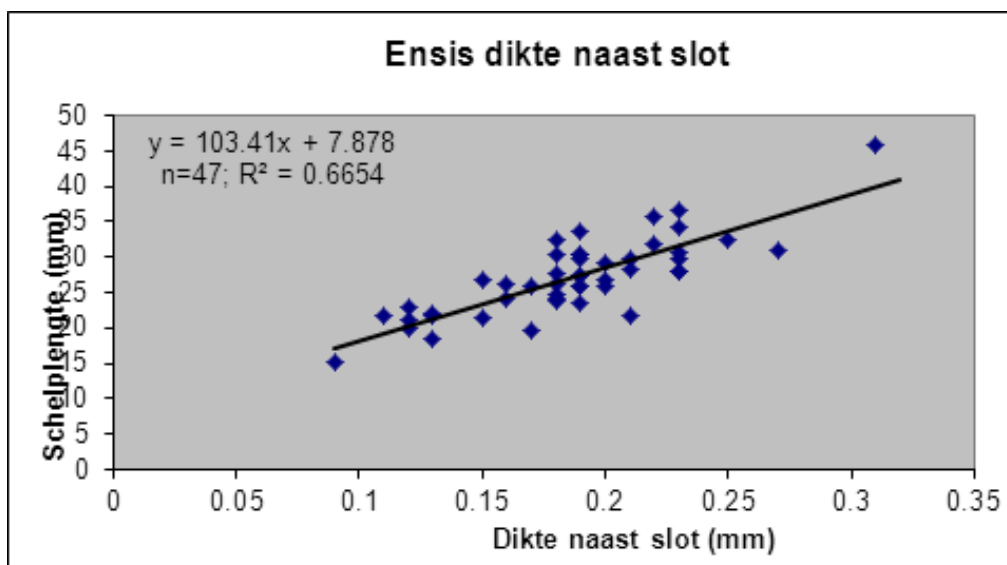
*Aspergillus* gezwellen onder het borstbeen bij een vrouwelijke Zwarte Zee-eend (boven) en een zeer ver voortgewoekerde *Aspergillus* infectie bij een jong mannetje (onder).

In januari 1995 werden op het strand van Terschelling opnieuw enkele olieslachtoffers opgeraapt en hun magen geanalyseerd (Tulp *et al.*, 2010). *Spisula* was nog steeds de dominante prooi (gevonden in 13 van de 23 onderzochte magen), maar voor het eerst werd nu ook *Ensis* aangetroffen (in drie magen).

Na 1995 werden nooit meer substantiële aantallen dode zwarte zee-eenden op een locatie gevonden. Zwarte zee-eenden werden nog slechts incidenteel, meest in enkelvoud en met grote tussenpozen en ver uit elkaar, gevonden. Tussen 2001 en 2007 werden in totaal slechts 19 eenden verzameld voor maagonderzoek (Tulp *et al.*, 2010). *Ensis* bleek de dominante prooi geworden (aangetroffen in vijf van de 19 magen). Aan de hand van (in totaal) 21 opgemeten slotjes bleek de gegeten *Ensis* tussen 3 en 9 cm lang geweest te zijn, met pieken in de lengteverdeling bij 4 en bij 8 cm). Naast *Ensis* werd eenmaal mossel als prooi gevonden (samen met *Ensis*) en eenmaal werden resten van *Donax* gevonden (eveneens naast *Ensis*).

Na 2007 werden in aanvulling op het eerdere maagonderzoek, in totaal 14 Zwarte Zee-eenden gevonden: 1 vogel op Schiermonnikoog (met in de maag kleine *Ensis* en *Macoma*), 6 vogels op Ameland (hier werd een aantal malen gericht gezocht omdat ten noorden Ameland regelmatig relatief grote groepen zwarte zee-eenden verbleven; in 5 van de 6 vogels werd kleine *Ensis* gevonden, en in de zesde werd mossel en kokkel gevonden); 3 vogels op Texel (2 met kleine *Ensis*, 1 met mossel en alikruik), 1 vogel kwam van het strand van Noord-Holland (mossel); 1 vogel kwam uit Noordwijk (waar toen een rijke bank jonge *Ensis* voor de kust lag; deze vogel zat vol met deze jonge *Ensis*; (Leopold *et al.*, 2010); en 2 vogels werden gevonden langs de Brouwersdam, Zeeland. Een van deze vogel had een lege maag en darm, de andere had resten van forse *Ensis* in de maag, plus resten van twee kleine strandkrabben en kaken van meer dan 10 forse zagers *Nereis virens*. Langs de hele Nederlandse kust bleek *Ensis* dus de meest gegeten prooi, maar de eenden aten ook andere prooi-soorten. Opvallend was dat 10 van de 14 onderzochte eenden uit recente jaren waren bezweken aan zware schimmel-infecties (*Aspergillus*). Dit duidt op een zeer slechte lichamelijke conditie, waarbij deze schimmel kan toeslaan (informatie na meer uitgebreide sectie, op verzoek uitgevoerd door veterinaire pathologen van de Universiteit Utrecht).

Sinds 2007 was de gegeten *Ensis* in de meeste gevallen zeer klein van stuk, overeenkomstig de lengtes in een monster vers aangespoelde schelpen op het strand van Schiermonnikoog in de winter van 2009/2010. Deze aangespoelde schelpen werden gebruikt als referentiemateriaal. Van iedere schelp werd de lengte gemeten, alsmede de dikte van de schelp net naast het slot. De spreiding in gemeten diktes vertoonde aanzienlijke variatie (Figuur 4.2), die vooralsnog slechts toelaat te stellen dat de gegeten *Ensis* ten noorden van de Waddeneilanden in de range van 2 tot 5 cm lang was.



Figuur 4.2: Verband tussen de schelpdikte, gemeten naast het slot, en de schelp lengte bij kleine *Ensis directus*, verzameld op het strand van Schiermonnikoog, 14-05-2010 (Rob van Bemmelen, IMARES). Schelpdiktes van fragmenten *Ensis* in de magen van zee-eenden verzameld op de Waddeneilanden sinds 2007 hadden overeenkomstige diktes.

*Ensis* die werd aangetroffen in de ene eend van Noordwijk was 4 tot 6 cm lang, overeenkomstig de maten van de meeste *Ensis* die ter plaatse in de zeebodem werd aangetroffen (Leopold *et al.*, 2010). De enige eend met prooiresten in de maag uit de Voordelta had nog grotere *Ensis* gegeten, geschat op 8-10 cm lang.

In Tabel 4.2. zijn de resultaten van het beschikbare maagonderzoek samengevat.

Tabel 4.2. Overzicht van de gevonden prooien in magen van in Nederland dood gevonden zwarte zee-eenden. XX: zeer dominant; X: dominant; x: van secundair belang; (x) van gering belang. Met "D/M" wordt *Donax/Macoma* aangeduid.

Jaar	Kustvak	<i>Spisula</i>	<i>Ensis</i>	Mossel	Kokkel	Alikruik	D/M	krab	<i>Nereis</i>
1988	Voordelta	X		x	x	(x)	(x)	(x)	
1993	Terschelling	XX			(x)		(x)		
1995	Terschelling	XX	(x)						
2001-2007	Nederland		X	(x)			(x)		
2007-2010	Nederland		XX	(x)		(x)	(x)	(x)	(x)

#### 4.3.2. Schelpdieren als voedsel voor zwarte zee-eenden

##### 4.3.2.1. Voorkomen van schelpdieren

De gemeenschap van bodemdieren is gedurende de looptijd van dit onderzoek (1993-2009) omgeslagen van een gemeenschap die werd gedomineerd door *Spisula subtruncata*, naar een gemeenschap die wordt gedomineerd door *Ensis directus*. Ook op andere punten lijkt het systeem veranderd, in die zin dat de laatste jaren nog maar relatief lage aantallen *Macoma* in onze kustzone voorkomen. Hier staat echter tegenover dat er ook nieuwkomers zijn (Goudswaard *et al.*, 2010). Er is een groeiend bestand aan otterschelpen *Lutraria lutraria*, verspreid voorkomend rond de -20 m dieptelijn langs de gehele Nederlandse kust. Alleen voor de kust van Zuid-Holland komt de soort ook ruim verspreid in ondieper water, tot dicht onder de kust voor. Voor het voorjaar van 2010 werd dit bestand op 2.4 miljard dieren berekend. Tapijtschelpen *Venerupis senegalensis* zijn vanaf zuidelijker oorden Nederland binnen gekomen en komen thans in de Voordelta in plaatselijk hoge dichtheden, in ondiep water voor. Het bestand werd in 2010 geschat op 0.6 miljard dieren. Venusschelpen *Chamelea gallina* werden in alle jaren wel aangetroffen, maar zeker in de eerste helft van de jaren 90 nooit in noemenswaardige dichtheden. In 2010 werd door Goudswaard *et al.* echter een ruim verspreid bestand van aanzienlijke omvang (2.3 miljard dieren) aangetroffen langs de Nederlandse kust. Het bestand van een andere "oudgediende", het zaagjes *Donax vittatus* werd in 2010 berekend op 3.4 miljard dieren. en dat van stevige, respectievelijk ovale strandschelpen *Spisula solida*, resp. *S. elliptica* werd geschat op respectievelijk 0.95 en 1.25 miljard dieren.

##### *Spisula subtruncata*

Van 1993-1996 lagen er grote banken bij Ameland, Terschelling, voor de kust van Noord-Holland en in de Voordelta, en in minder mate bij Texel. In de -strengere- winter van 1996 vroom echter vrijwel het hele bestand bij de Waddeneilanden dood. Het kaartbeeld voor 1996 is gebaseerd op een voorjaarsbemonstering, uitgevoerd na de vorstperiode. Vóór de vorst zaten er grote aantallen eenden bij Terschelling, maar toen de *Spisula* daar afstierf verplaatste de groep eenden zich naar Noord-Holland, waar zich ook een grote *Spisula* bank bevond. De meeste *Spisula* bevond zich hier echter op tamelijk diep water en was daardoor vermoedelijk weinig profijtelijk voor de eenden. In 1997 ontstond een nieuwe bank bij Terschelling-Ameland maar in 1998 was hier niet veel meer van over. In 2000 ontstond voor het laatst een substantiële nieuwe bank boven de eilanden (Ameland-Schiermonnikoog) maar de biomassa nam hier in volgende jaren geleidelijk af. Na de jaren 90 namen ook de bestanden voor de Hollandse en Zeeuwse kust af. Tot begin 2000 lag er nog een dichte bank (van beperkte omvang) bij

Texel, maar deze werd in het voorjaar van 2000 opgevist. Van 2000 tot 2002 lag er nog een redelijk groot bestand voor de Hollandse kust; uit de Voordelta was de soort toen al zo goed als verdwenen. In de tweede helft van de jaren 2000 werden geen rijke banken meer aangetroffen in de Nederlandse kustwateren.

#### *Ensis* sp.

*Ensis* is vanaf het begin van de meetreeks wijd verspreid aanwezig geweest. Al in 1995 werden hoge biomassa's in het zuidelijk Deltagebied gevonden en in 1996 zat "overall" veel *Ensis*. Er volgen enkele magere jaren, maar vanaf 2000 beginnen de aantallen toe te nemen, in eerste instantie vooral in de Voordelta. Vanaf 2002 worden de dichtheden ook bij de Waddeneilanden voor eenden interessant (Ameland, Terschelling en Texel). Vanaf 2004 wordt de stand ook in de Voordelta weer hoog en blijft deze in veel jaren hoog bij Ameland. In de Voordelta, maar ook bij Terschelling en Ameland ligt relatief veel *Ensis* in tamelijk ondiep water; elders zitten ze in dieper water.

#### *Donax vittatus*

*Donax* is een soort die vooral voorkomt bij Terschelling. In sommige jaren lagen er aanzienlijke bestanden (1995; 2000-2002); in andere jaren (2003-2004) was de bank hier nog herkenbaar aanwezig maar waren de dichtheden lager. In 2007 ontstond een nieuw bankje dicht onder de kust van Terschelling, maar de aantallen waren niet bijzonder hoog. Over het algemeen lag *Donax* in relatief diep water.

#### *Macoma balthica*

*Macoma* was vooral talrijk ten noorden van de oostelijke Waddeneilanden (Terschelling tot Rottum), voor de kust van Zeeuwsch Vlaanderen. De soort is meestal opvallend afwezig bij Vlieland, en elders vrij schaars. De soort heeft (voor eenden) het voordeel dat hij vooral in relatief ondiep water voorkomt.

#### *Tellina fabula* en *Tellina tenuis*

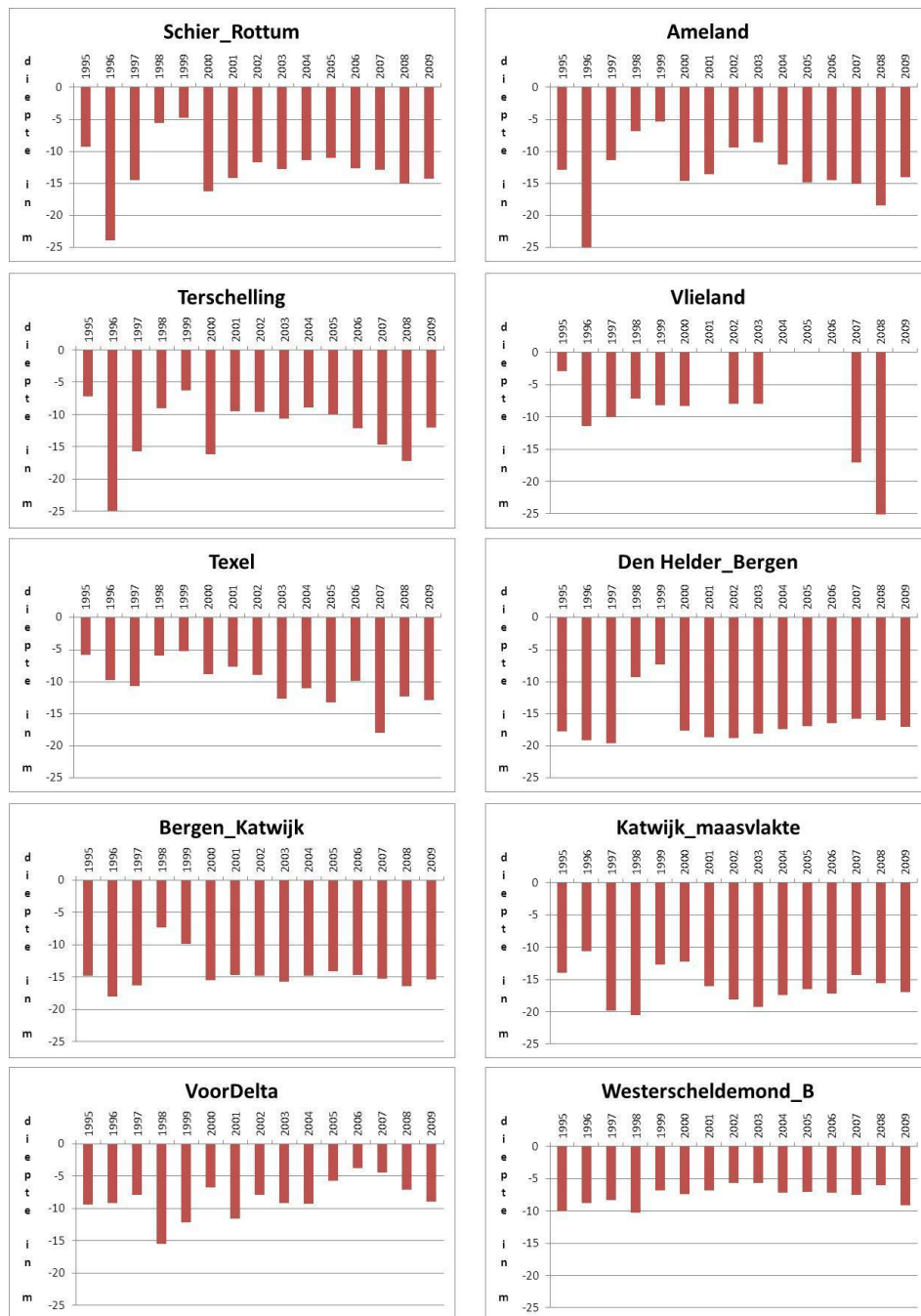
*Tellina*'s vormden nergens ooit dichte banken, maar kwamen verspreid in lage biomassa's voor. Alleen bij Terschelling (vooral in 1998) lijkt er sprake van enige bankvorming, maar ook hier werden geen hoge biomassa's gehaald. *Tellina* is een kleine soort met een geringe vleesinhoud per individu die bovendien in meerderheid in relatief diep water voorkomt. Dit maakt de soort in Nederland een weinig geschikt prooidier voor zee-eenden.

#### 4.3.2.2. Verdeling schelpdieren over diepte en tijd

Op de volgende pagina's van dit rapport zijn figuren opgenomen (figuur 4.3 tot 4.7) die de gemiddelde dieptes van voorkomen per jaar weergeven, voor de verschillende hierboven besproken schelpdieren (1995-2009). De voor de eenden wellicht meest belangrijke proisoort, *Spisula subtruncata*, kwam niet overal op dezelfde gemiddelde dieptes voor. De Voordelta (inclusief Westerscheldemond) valt in gunstige zin op: hier zit de *Spisula* gemiddeld op minder dan 10 meter diep water. Bij Texel zat *Spisula* vaak rond de 10 meter diepte; bij de oostelijke Waddeneilanden op 10-15 m diepte. Voor de Noord- en Zuid-Hollandse kust zat *Spisula* meestal relatief diep, tussen 15 en 20 meter gemiddeld.

*Ensis directus*, de tweede belangrijke proisoort, vertoont in grote lijnen hetzelfde beeld als *Spisula*. Overwegend ondiepe voorkomens in ZW Nederland, eveneens relatief ondiep voorkomen bij de Waddeneilanden (vooral Ameland, Terschelling en Texel) en relatief diepe voorkomens voor de Hollandse Kust.

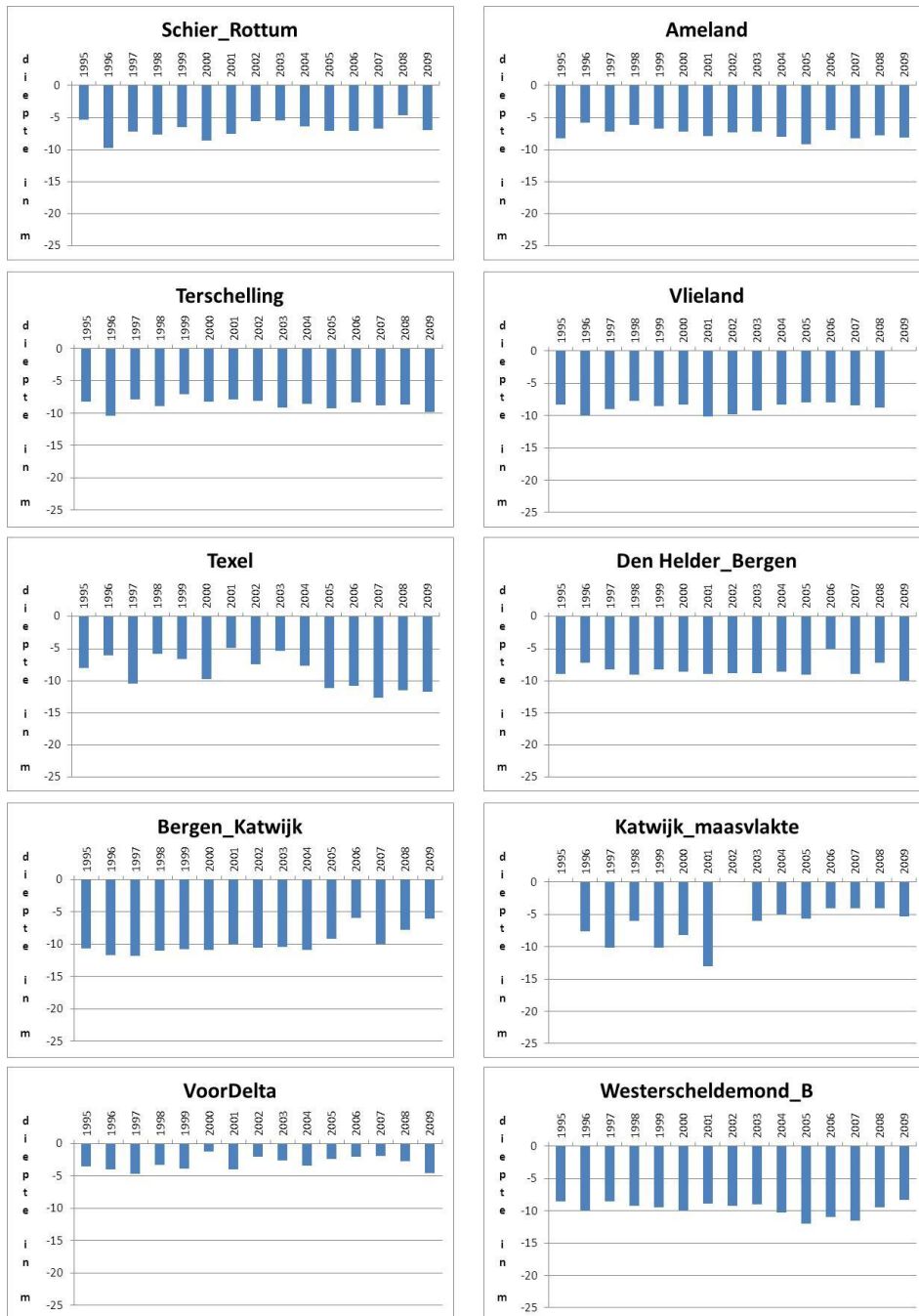
*Donax* zit meest in relatief diep water (ZW Nederland vormt opnieuw de uitzondering), terwijl *Macoma* juist overwegend in ondiep water voorkomt. *Tellina*'s zitten alleen in ZW Nederland in ondiep water; elders zitten de meeste individuen juist in diepere wateren.



Figuur 4.3: *Spisula subtruncata*: Gemiddelde dieptes per jaar, per deelgebied van alle bemonsterde exemplaren.



Figuur 4.4: *Ensis directus*: Gemiddelde dieptes per jaar, per deelgebied van alle bemonsterde exemplaren.

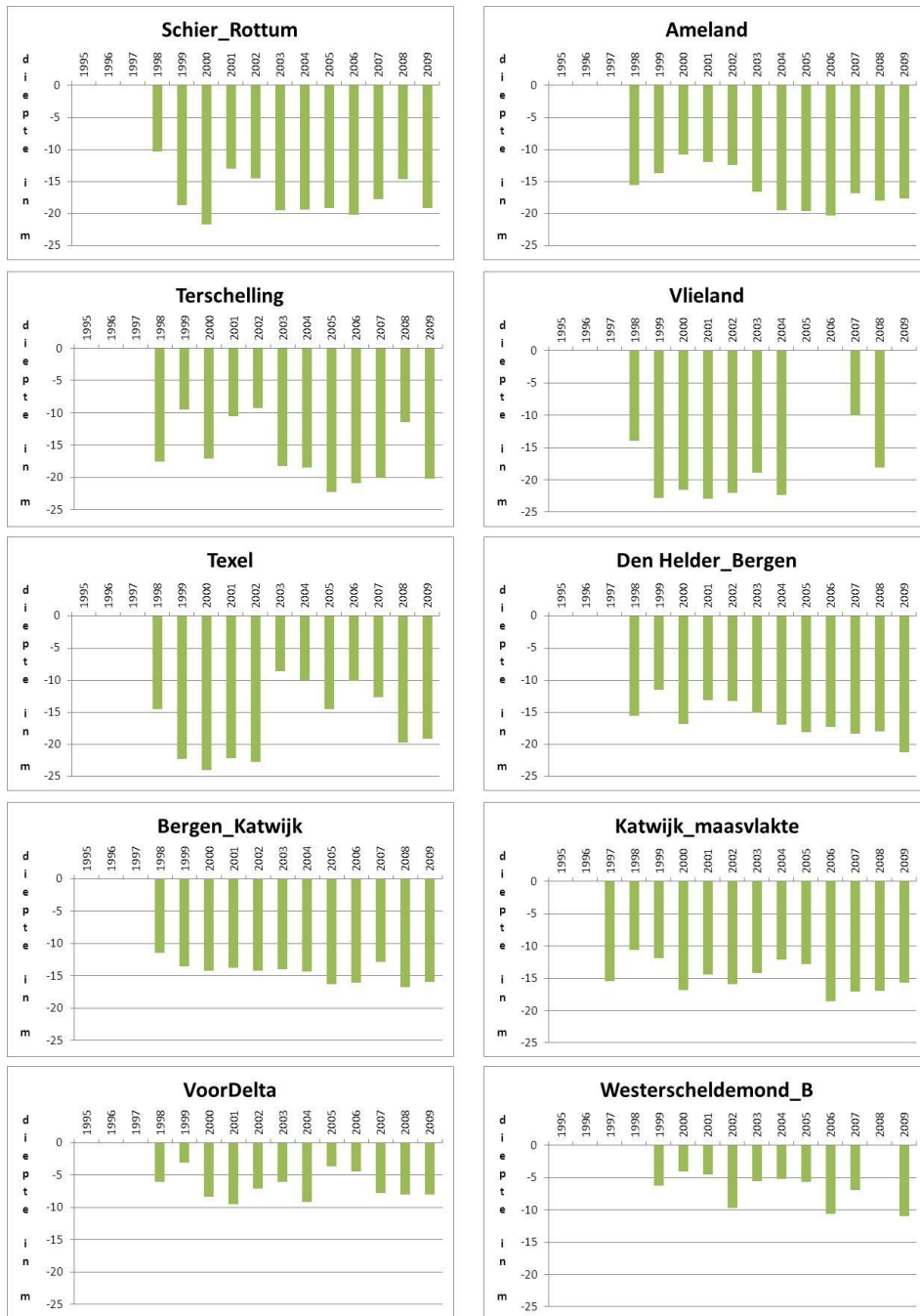


Figuur 4.5: *Macoma balthica*: Gemiddelde dieptes per jaar, per deelgebied van alle bemonsterde exemplaren.





Figuur 4.6: *Donax vittatus*: Gemiddelde dieptes per jaar, per deelgebied van alle bemonsterde exemplaren.



Figuur 4.7: *Tellina* sp.: Gemiddelde dieptes per jaar, per deelgebied van alle bemonsterde exemplaren.

#### 4.3.3. Voorkomen van eenden in relatie tot het voorkomen van schelpdieren

Maagonderzoek laat zien, dat de eenden begin jaren 90 vooral *Spisula* aten, en dat dit verschoven is, naar een dieet gedomineerd door *Ensis*. Het dieet volgt dus het aanbod, maar tegelijkertijd zijn de aantallen Zwarte Zee-eenden in Nederland gedecimeerd (Figuur 4.1).

Ondanks de systeemswitche van *Spisula* naar *Ensis*, zijn de locaties waar de grootste concentraties eenden verbleven, over de jaren heen min of meer gelijk gebleven. Terschelling/Ameland is altijd de regio geweest waar de grootste aantallen zaten, al weken deze eenden soms tijdelijk uit naar Schiermonnikoog/Rottum, of (na massaal verlies aan prooidieren door vorst of visserij) naar Den Helder Bergen, al dan niet met Texel als tussenstop. De Voordelta is steeds een goede tweede locatie, met weliswaar kleinere aantallen eenden maar wel een zeer constante aanwezigheid door de jaren heen. Het min of meer ongewijzigde patroon over de jaren heen laat zien, dat de voormalige *Spisula*-locaties, tegenwoordig belangrijke *Ensis*-locaties zijn. Dit wordt onderschreven door de schelpdiersurveys: de meeste *Ensis* wordt gevonden boven de Wadden en in de Voordelta. *Ensis* voorkomens voor de Hollandse kust trekken weinig eenden; alleen in situaties waarbij *Ensis* van geschikt formaat geconcentreerd voorkomt in ondiep water voor de Hollandse kust, zoals eind 2009 bij Noordwijk (Leopold *et al.* 2010), kunnen kortstondig kleine aantallen eenden op een dergelijke locatie neerstrijken. Dat *Ensis* boven de Wadden en in de Voordelta ook daadwerkelijk wordt gegeten, is bevestigd door directe (visuele) waarnemingen aan foeragerende zee-eenden (Leopold & Wolf, 2003; Wolf & Meininger, 2004).

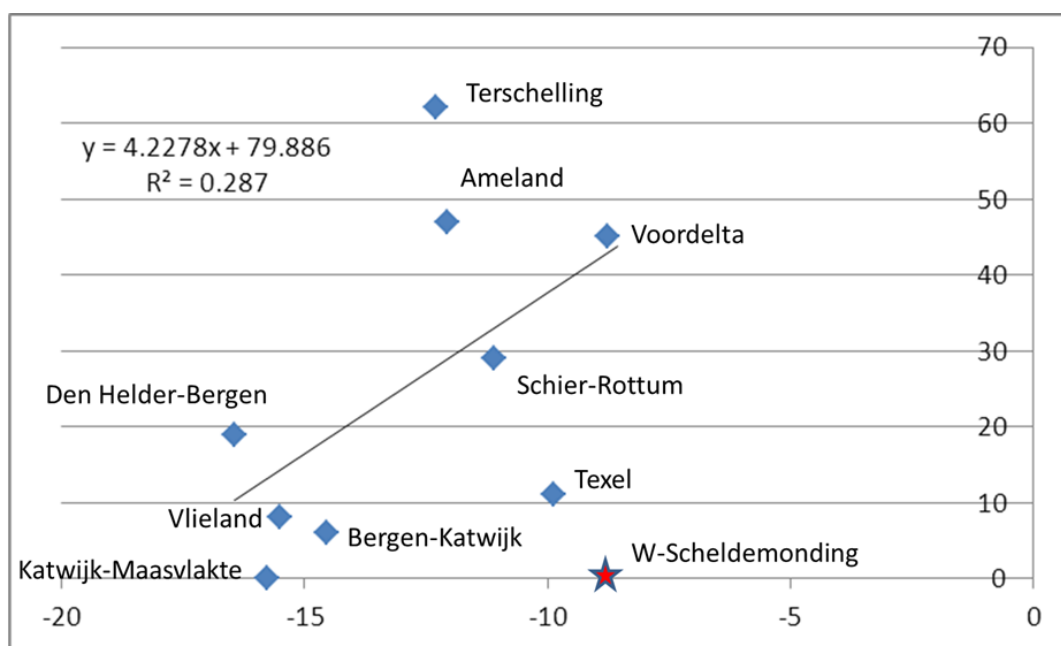
Wanneer we de ontwikkelingen in voorkomen van eenden en schelpdieren over de hele reeks van jaren overzien, is *Spisula* duidelijk de meest geëigende prooisoot voor zee-eenden geweest, en heeft *Ensis* deze rol slechts gedeeltelijk kunnen overnemen. Figuur 4.8 laat parallele ontwikkelingen zien sinds 1995, maar uit eerder onderzoek (den Hollander, 1993; Leopold, 1996) was ook al gebleken dat *Spisula subtruncata* begin jaren 90 de belangrijkste voedselbron was voor de Zwarte Zee-eend in Nederland. *Donax* en *Macoma* (en ook mosselen en kokkels) kunnen in sommige jaren en op enkele locaties van secundair belang zijn geweest. De belangrijkste concentraties van eenden zaten door de jaren heen bij Terschelling/Ameland en in de Voordelta, terwijl Texel en Noord-Holland af en toe belangrijk waren. Texel en Noord-Holland leken vooral belangrijk voor de eenden, als er elders problemen rezen, hetzij door intensieve visserij (1993), hetzij door massale sterfte van *Spisula* tijdens strenge vorst (1996) hetzij door een algemene terugloop van het bestand in eerder geprefereerde deelgebieden (2000).

Bij Terschelling, Ameland, Schier/Rottum en in de Voordelta was in een grote meerderheid van jaren relatief veel voedsel te vinden (Figuur 4.8). Dit geldt ook voor Bergen-Katwijk, maar dit kustgedeelte was bij de eenden nooit in trek. Hetzelfde geldt voor de Westerscheldemonding: hier lag wel voedsel en bovendien lag dit voedsel meest in ondiep water, maar toch bleef dit onbenut. In het geval van de Westerschelde ligt een verklaring voor de mis-match tussen voedsel en eenden voor de hand, namelijk verstoring door scheepvaart. Voor Bergen-Katwijk en voor Texel, waar lange tijd ook veel voedsel lag, is het gebrek aan eenden minder makkelijk te verklaren: wellicht waren andere kustgedeelten gewoon aantrekkelijker. Den Helder-Bergen had veel voedsel te bieden, zeker in het *Spisula*-tijdperk, maar dit lag op relatief grote dieptes (Figuur 4.3). De eenden benutten de uitgestrekte *Spisula* banken hier wel, maar vooral wanneer elders (boven de Wadden) de hoeveelheid voedsel plotseling sterk terugliep. Het kan dus zo zijn dat Den Helder-Bergen evenals Bergen-Katwijk om andere, onbekende redenen weinig attractief was voor de eenden, maar de relatief grote waterdieptes waarop de prooien lagen, zullen zeker hebben meegespeeld (zie ook verder).



Als we Figuur 4.8 verder samenvatten, door de gemiddelde diepte te nemen waarop alle potentiële prooien over alle jaren voorkwamen, en we zetten dit uit tegen de gesommeerde aantallen eenden die hier over de jaren verbleven (gesommeerd voor de sparkline klassen 1 tot 7; zie Methoden), dan vinden we een negatief verband tussen de diepte waarop prooien voorkwamen en de aantallen eenden die hiervan gebruik maakten (Figuur 4.9). Kustgedeelten waarlangs prooien over het algemeen in diep water lagen (Vlieland, Bergen-Katwijk, en Katwijk-Maasvlakte) trokken weinig eenden; kustgedeelten waarlangs prooidieren in ondiep water zaten (Terschelling, Ameland en Voordelta) trokken de meeste eenden. Texel, Schier/Rottum en Den Helder-Bergen nemen een tussenpositie in. Voor deze gebieden spelen naast diepte andere zaken mee. De prooien bij Schier/Rottum en bij Texel lagen iets ondieper dan in het duidelijk geprefereerde gebied van Terschelling en Ameland. De duidelijke voorkeur van de eenden voor Terschelling en Ameland kan dus niet alleen uit het diepteprofiel worden verklaard. De hoeveelheid beschikbare prooi speelt uiteraard ook mee en deze was, zeker in het *Spisula*-tijdperk, het hoogst bij Terschelling en Ameland (ten opzichte van Schier/Rottum en Texel) en in Den Helder-Bergen en lokaal in de Voordelta.

De analyse laat dus zien dat combinatie van veel voedsel en een ondiep voorkomen de sleutelparameters zijn voor de eenden. Rust, en een goede voorspelbaarheid van voorkomen van voedsel is daarbij ook belangrijk (zoals in enkele slecht toegankelijke delen van de Voordelta), terwijl een hoge verstoringdruk zoals verondersteld in de Westerscheldemonding sterk negatieve effecten heeft. Geografisch gezien is de kuststrook boven Terschelling en Ameland steeds het belangrijkste overwinteringsgebied geweest voor de Zwarte Zee-eend in Nederland.



Figuur 4.9. Het verband tussen de gemiddelde diepte waarop prooien (alle soorten samen) voorkwamen (meters onder water, X-as) en de aantallen eenden (sparkline klassen) die deze gebieden over de jaren bezochten (Y-as). Data uit Figuur 4.8. De Westerscheldemonding valt, vermoedelijk vanwege hoge verstoringdruk, buiten het patroon en is buiten de regressie-analyse gelaten ( $n=9$ ,  $P<0.1$ ).

Een belangrijk verschil tussen *Spisula* en *Ensis* is de vorm van beide schelpdieren. *Spisula* is rond en glad, *Ensis* is zeer langwerpig. Daarbij leeft *Spisula* onbeweeglijk ondiep in de bodem, terwijl *Ensis* zich razendsnel diep in de bodem kan terug trekken. Er zijn geen directe waarnemingen aan het onderwater foerageren van de eenden, maar vermoedelijk kunnen zwarte zee-eenden, net als kuifeenden en toppereenden die op het IJsselmeer driehoeksmosselen eten, per duik meerdere *Spisula*'s vinden, pakken en inslikken. Voor *Ensis* ligt dit vermoedelijk veel lastiger. Wellicht kan een duikende eend per duik slechts 1 *Ensis* bemachtigen. Wolf & Meininger (2004) zagen in ongeveer de helft van de gevallen,

bij honderden duiken van zee-eenden voor de Brouwersdam, de vogel met een *Ensis* bovenkomen. Na het bovenkomen hadden deze eenden nog enige tijd nodig om de gevangen *Ensis* zodanig te manipuleren dat ze de prooi konden inslikken. Deze waarnemingen suggereren dat de eenden per duik maximaal 1 *Ensis* kunnen bemachtigen. Afhankelijk van de grootte en dus de vleesinhoud moet een zwarte zee-eend enkele honderden *Enses* per dag eten. Indien voor iedere prooi apart moet worden gedoken, lijkt een leven op een dieet van *Ensis* een moeizaam bestaan. Zo bezien zullen de aantallen in Nederland pas weer kunnen toenemen als een andere proisoort dan *Ensis* massaal voor onze kust verschijnt.

#### 4.4. Discussie

De eenden zijn niet over de hele hier gerapporteerde periode met grote regelmaat geteld, bijvoorbeeld eens per maand. Hierdoor is het niet mogelijk om de totale aanwezigheid per winter goed uit te drukken, in doorgebrachte vogeldagen. Hoewel maxima in sommige jaren voor sommige locaties kunnen zijn gemist, geven de verzamelde eenden-data toch een redelijk beeld van wat de belangrijkste deelgebieden voor de eenden zijn geweest. Figuren 4.8 en 4.9 laten zien, dat Terschelling en Ameland met afstand de meeste eenden hebben geherbergd, met uitlopers naar Schiermonnikoog. Texel en Noord-Holland waren in feite overloopgebieden, waar de eenden naar uitweken wanneer de situatie in de geprefereerde zone boven de oostelijke Waddeneilanden verslechterde. Vlieland, en vooral Zuid-Holland, waren in de bestudeerde periode van zeer weinig belang voor de eenden. In een grijs verleden was de kustzone van Zuid-Holland echter wel degelijk van groot belang voor de zwarte zee-eend in Nederland; er is echter geen kennis overgeleverd over wat toen belangrijke prooidieren waren (Leopold *et al.*, 1995). De Voordelta, tenslotte, valt op door een vrijwel voortdurende jaarlijkse aanwezigheid van substantiële aantallen overwinterende eenden. De aantallen kwamen echter nooit in de buurt van de aantallen die geregeld voorkwamen bij Terschelling en Ameland.

*Spisula* was met afstand de meest gegeten prooi, vanwege zijn abundante voorkomen, zijn voorkomen op geschikte dieptes en zijn hoge relatieve vleesinhoud. *Ensis* lijkt een weinig aantrekkelijk alternatief. Het valt op dat veel eenden nu in slechte conditie lijken te zijn. De switch van *Spisula* naar *Ensis* is voor de eenden dus niet gunstig geweest, ondanks het grote bestand aan *Ensis* in recente jaren, het voorkomen in merendeels dezelfde (ondiepe) wateren en een gelijke grootte als bij *Spisula*. *Ensis* heeft vermoedelijk een weinig geschikte vorm om als prooi te dienen (eenden dienen ware degenslikkers te zijn om van *Ensis* te kunnen leven). Kleine *Ensis* kan wel als voedsel worden *gehandled*, maar bevat zeer weinig vlees per individu. De energetische waarde die een *Ensis* oplevert voor een zwarte zee-eend in vergelijking tot *Spisula* is dan ook kleiner.

Energetische metingen aan overwinterende zee-eenden ontbreken, maar de energiebehoefte moet worden geschat aan de hand van metingen aan andere (duik)eenden of aan vogels in het algemeen. Energiebehoefte wordt doorgaans uitgedrukt in veelvoud van het basaalmetabolisme (*Basal Metabolic Rate*, BMR). De BMR is de energiebehoefte tijdens absolute rust, in het donker, bij een lege maag (geen energie nodig voor vertering) en bij een temperatuur die geen kosten vergt voor opwarming of afkoeling van het lichaam (de zogenaamde thermoneutrale zone). Actieve vogels, levend buiten de thermoneutrale zone, hebben een hogere dagelijkse energiebehoefte (DEB), dat dus een veelvoud is van de BMR. De BMR (in kJ per dag) van een vogel is vooral afhankelijk van zijn lichaamsgewicht (massa, M in kg), volgens:  $BMR = 307.6M^{0.734}$ , (Aschoff & Pohl, 1970; vergelijking voor niet-zangvogels). Een zwarte zee-eend weegt gemiddeld 1275 gram en heeft een BMR van 368 kJ/dag.

Schattingen voor de DEB van zee-eenden variëren van 3 BMR op grond van algemene regels voor vogels in het wild (conform Drent & Daan, 1980; Leopold *et al.*, 2008) tot het dubbele hiervan (Leopold *et al.*, 1996). De hogere schatting voor DEB is als volgt opgebouwd: metingen aan de DEB van duikeenden in de winter leverden waarden op van circa 4.25 BMR is (Nehls, 1995, de Leeuw, 1997). Hierbij is niet inbegrepen dat het voedsel niet met 100% efficiëntie wordt verteerd en opgenomen. De voedselverteringsefficiëntie voor schelpdier-voedsel wordt geschat op 0.70 (Tasker & Furness, 1996) of 0.75 (Nehls *et al.*, 1995). Dit betekent dat  $1/0.70=1.43$  of  $1/0.75=1.33$  keer zoveel voedsel moet worden gegeten als op grond van de schatting voor DEB nodig zou zijn. De waarde voor DEB voor overwinterende zee-eenden kan dus worden geschat als:

$$DEB = 4.25 * 1.43 * BMR = 6.08 BMR = 1870M^{0.734} \text{ kJ, of:}$$

$$DEB = 4.25 * 1.33 * BMR = 5.65 BMR = 1739M^{0.734} \text{ kJ}$$

Voor zwarte zee-eenden (en eidereenden) die in de Nederlandse kustwateren overwinteren kan hiermee de dagelijkse voedselbehoefte worden berekend, uitgaande van een gemiddelde energie-inhoud van 21.67 kJ per gram asvrijdrooggewicht vlees, of 4.334 kJ per gram vers vlees (cf. Swennen, 1976). Het aantal schelpdieren dat door een eend dagelijks gegeten moet worden is dus afhankelijk van de gemiddelde vleesinhoud. In februari 1993, toen er voor de kust van Terschelling 125.000 zwarte zee-eenden werden geteld (plus 60.000 eidereenden en 12.000 grote zee-eenden in één grote groep) boven een uitgestrekte *Spisula* bank, geschat op 8 miljard exemplaren (Leopold 1993; den Hollander 1993), was de mediane *Spisula* 27.87 mm lang (n=1432) en bevatte deze 0.204 gram vlees (asvrijdrooggewicht) en dus 4.41 kJ per stuk. Per etmaal had een zwarte zee-eend hiervan 471 tot 506 stuks nodig om aan zijn energiebehoefte te voldoen.

Voor *Ensis* liggen deze aantallen aanzienlijk hoger, althans in het geval van zwarte zee-eenden die vooral kleine, 0-jarige exemplaren eten. Onderzoek aan zwarte zee-eenden en *Ensis* bij Noordwijk (Leopold *et al.*, 1998) liet zien dat de gemiddelde *Ensis* die ter plaatse kon worden gegeten circa 0.045 gram asvrijdrooggewicht aan vlees bevatte, ofwel 0.975 kJ. Als de eenden dergelijke *Ensis*, (van circa 4.7 cm lengte gemiddeld) eten, hebben ze er dus per etmaal 2131-2292 van nodig. Ter vergelijking: de dichtheid aan geschikte *Ensis* ter plaatse was 320 individuen per vierkante meter. Als de eenden iedere aanwezige *Ensis* zouden kunnen vinden en eten, had iedere zwarte zee-eend per etmaal circa 7 vierkante meter zeebodem nodig. Het is echter onwaarschijnlijk dat eenden een voedselbron tot een dichtheid van 0 kunnen uitputten. Werk aan eidereenden in Denemarken laat zien dat er circa 2.5 keer zoveel voedsel aanwezig moet zijn als dat de eenden eten om energetisch succesvol foerageren mogelijk te maken (Laursen *et al.*, 2010). Deze factor van 2.5 is nog weinig zeker; vergelijkbare schattingen voor andere (meer slordige) schelpdiereters, scholeksters en zilvermeeuwen lopen uiteen van 2 tot 8 (Goss-Custard *et al.*, 2004; Ens *et al.*, 2004; Ens, 2006).

Uit deze energetische schattingen komt naar voren dat eenden alleen in groten getale in Nederland kunnen overwinteren als ze efficiënt kunnen foerageren. Daarbij zijn hoge concentraties geschikt voedsel, gelegen in ondiep water, bij weinig verstoring, gunstig. Daarbij moeten de eenden het voedsel schelp voor schelp vinden, pakken en inslikken. Het type voedsel is daarmee ook belangrijk. Schelpdieren als *Ensis*, die door hun langwerpige vorm wellicht meer inspanning (en dus tijd) vergen om te kunnen worden ingeslikt, zijn wellicht minder geschikt voedsel dan een soort als *Spisula* die korter en ronder is. Daarbij leeft *Ensis* dieper ingegraven dan *Spisula*, althans, *Ensis* kan zich snel diep in de bodem terug trekken bij gevaar, waardoor hij zich deels aan predatie kan onttrekken. Dit kan weer repercussies hebben voor de dichtheden die nog kunnen worden gegeten, en voor de factor van 2.5 die voorlopig wordt aangehouden om te kunnen komen van fysiologische voedselbehoefte tot ecologische voedselbehoefte (cf. Laursen *et al.* 2010; Goss-Custard *et al.* 2004; Ens *et al.* 2004; Ens 2006). De hierboven gemaakte vergelijking tussen aantallen *Spisula* en *Ensis* die in verschillende situaties gegeten moesten worden laat daarbij zien, dat een eend op een *Ensis* dieet veel harder moet werken, dat wil zeggen veel vaker naar de zeebodem moet duiken om veel meer individuele prooien te bemachtigen, dan een eend op een *Spisula* dieet.

Alternatieve soorten worden wel gegeten, maar er zijn vooralsnog geen aanwijzingen gevonden dat dit in substantiële hoeveelheden gebeurt. Er konden echter nog slechts weinig magen worden onderzocht en vooralsnog is niet duidelijk hoe een enkele maag met daarin relatief veel *Macoma*, of mossel, of *Nereis* zich verhoudt tot het dieet van de zwarte zee-eend op populatieniveau. Voor sommige soorten "alternatieve prooien" kan een mogelijke verklaring worden gegeven waarom ze (nog) niet in magen zijn aangetroffen. Otterschelpen en stevige strandschelpen zijn snel te groot om nog door eenden te kunnen worden doorgeslikt. Ze komen daarbij ook vooral in tamelijk diep water voor (evenals ovale strandschelpen en venusschelpen) en zijn mede daardoor weinig profijtelijk voor de eenden. In hoeverre zaagjes geschikt voedsel vormen is nog onduidelijk. De soort komt vaak voor in duidelijke banken (met name bij Terschelling) en soms in aanzienlijke dichtheden. Toch worden zaagjes slechts sporadisch aangetroffen in magen van dode zwarte zee-eenden. Wellicht zitten ook de meeste zaagjes in te diep water en/of in te lage dichtheden om profijtelijk voedsel te vormen. Nonnetjes, kokkels en mosselen komen lokaal in hoge dichtheden voor (kokkels en mosselen alleen in de Voordelta) en zijn alle aangetroffen in de magen. Het aantal onderzochte magen is echter nog te klein om duidelijke uitspraken te kunnen doen over het belang van deze drie soorten als voedsel voor zee-eenden. "Herstel" van de aantallen eenden tot op het gewenste doelniveau is dan ook onwaarschijnlijk, zolang de voedselsituatie niet drastisch verandert. Verdere aantasting van de aantallen, door welke ingreep of

invloed dan ook, kan de aantallen nog verder laten dalen, waardoor het "doel" voor deze soorten nog verder weg raakt.

#### **4.5. Conclusie**

Zwarte zee-eenden lijken deelgebieden selecteren op twee belangrijke parameters: het voorkomen van (veel) geschikte schelpdieren en de verdeling van deze schelpdieren over de verschillende dieptezones. Hierbij zullen deelgebieden met veel schelpdieren worden verkozen boven gebieden met weinig prooi, wellicht sommige prooidieren boven andere en deelgebieden waar de schelpdieren vooral in ondiep water voorkomen boven (even rijke) deelgebieden waar de prooien in dieper water liggen. *Spisula* werd duidelijk geprefereerd boven *Ensis*, gezien het feit dat de aantallen in het "*Spisula*-tijdperk" circa 10 keer hoger waren dan in het "*Ensis*-tijdperk", terwijl *Ensis* toch ook in zeer hoge biomassa's voorkwam. Andere soorten lijken slechts een marginale bijdrage te leveren aan het dieet van de Zwarte Zee-eend in Nederland.

Dat waterdiepte een belangrijke parameter is voor de eenden blijkt uit het feit dat ze vooral dáár in hoge dichtheden voorkomen, waar de geprefereerde prooien gemiddeld in ondiep water te vinden zijn. Zo werd Terschelling/Ameland in meerdere jaren verkozen boven Noord-Holland, waar weliswaar ook zeer veel *Spisula* voorradig was, maar waar de *Spisula* gemiddeld in beduidend dieper water voorkwam. Evenzo werd Texel in 2000 verkozen boven Noord-Holland, totdat de *Spisula* bij Texel werd opgevist. In de Voordelta zitten de eenden vaak zeer dicht onder de kust, voor de Brouwersdam, in het zicht van mensen op de kant (Wolf & Meininger, 2004). Meestal verblijven deze tamelijk schuwe eenden echter toch wat verder uit de kust, mogelijk omdat ze snel worden verstoord maar zeker ook omdat dicht onder de kust de biomassa's schelpdieren relatief laag zijn.



## Algemene conclusies

### Introductie

Bij de uitvoering van zandwinning kan het mariene milieu op verschillende niveaus worden verstoord. Impact op de bodemdieren kan op een directe en een indirecte manier gebeuren. In eerste instantie wordt substraat weggenomen met het doden van het benthos wat erin leeft tot gevolg. Verder komt tijdens de zandwinning een sedimentpluim in de waterkolom terecht. Dit kan de primaire productie in de waterkolom verstoren, en dus de voedselbeschikbaarheid van ondermeer het benthos in het gedrang brengen. Sedimentatie van dit – veelal fijnere – sediment kan verder het habitat van het benthos veranderen. In extreme gevallen kan verstikking van het benthos optreden. Ook vogels kunnen worden verstoord door de zandwinning. Enerzijds is er het rechtstreekse effect van verstoring door de schepen, anderzijds kan het verwijderen van bodemdieren hun voedselbeschikbaarheid in het gedrang brengen. Op zee gaat het vooral om schelpdiereters die schelpdierbanken zien verdwijnen en zo mogelijk niet aan hun dagelijkse voedselbehoefte kunnen voldoen.

### Deze studie

In deze studie zijn analyses uitgevoerd naar het voorkomen van schelpdieren en zwarte zee-eenden, die moeten bijdragen tot het efficiënt selecteren van geschikte zandwingebieden. De studie omvat geen impactanalyse van zandwinning op de omgeving. Dergelijke analyse wordt in een vervolgonderzoek verder uitgewerkt.

Er zijn kanskaarten opgesteld voor vijf schelpdiersoorten die mogelijk van belang zijn als voedselbron voor zee-eenden, met name *Donax vittatus*, *Ensis* sp., *Macoma balthica*, *Tellina fabula* en *Spisula subtruncata*. Deze kanskaarten laten toe een gefundeerde keuze te maken voor locaties voor zandwinning, zonder een uitgebreide bemonsteringsinspanning te moeten leveren. Ook is gekeken naar het voorkomen en verspreiding van schelpdiergemeenschappen doorheen de tijd. Ook dit kan de keuze van wingebieden beïnvloeden. Verder is een analyse gemaakt van de verspreiding van zwarte zee-eenden in relatie tot het voorkomen van schelpdieren.

De studie is opgebouwd rond een aantal kennisvragen:

- Wat zijn de dichtheden en biomassa's per soort langs de kust?

De verspreiding van vijf schelpdiersoorten (*Donax vittatus*, *Ensis* sp., *Macoma balthica*, *Tellina fabula* en *Spisula subtruncata*) in de Nederlandse kustzone is in beeld gebracht voor de periode 1995-2009. Voor elke soort is – op basis van data uit de WOT schelpdiersurvey – voor elk jaar uit deze tijdreeks een kaart opgesteld met respectievelijk dichtheden en biomassa's per monsterpunt. Dit geeft een overzicht van ruimtelijke en temporele trends van deze schelpdieren. Uit de kaarten komt de achteruitgang van *Spisula subtruncata* en de opkomst van *Ensis* sp. goed naar voor. *Macoma balthica* wordt voornamelijk teruggevonden in de ondiepere kustzone. *Donax vittatus* kent eerder een noordelijke verspreiding, met in een aantal jaren bankvorming boven Terschelling. De dichtheden van *Tellina fabula* blijven over het algemeen eerder laag.

- Is er verschil tussen voorjaarsbestanden (recruitment populatie) en najaarsbestanden (settlement populatie) in sturende abiotische factoren?

De voor- en najaarsbestanden van de vijf geselecteerde soorten zijn over de periode voorjaar 2004 tot en met voorjaar 2006 met elkaar vergeleken in de Voordelta. Voor *Ensis* sp. is telkens een najaarspiek waar te nemen. Dit zijn vooral jonge *Ensis* die zijn gegroeid uit de zaadval eerder dat jaar waarvan een groot deel wegspoelt tijdens de wintermaanden. Een dergelijk patroon is voor de andere schelpdieren niet waargenomen. Vermoedelijk zijn de jonge individuen van deze soorten te klein om te worden bemonsterd met het gebruikte monstertuig. Voor een oorzakelijke link tussen de voor- en najaarsbestanden van *Ensis* sp. is gedetailleerde informatie nodig abiotiek en vooral de temporele variatie erin. Deze is momenteel niet beschikbaar en een verdere interpretatie van de observaties is dan ook niet mogelijk.

- Wat is de kans op voorkomen van schelpdierbanken langs de gehele Nederlandse kust?

Habitatkansenkaarten zijn opgesteld voor de vijf geselecteerde soorten (*Donax vittatus*, *Ensis* sp., *Macoma balthica*, *Tellina fabula* en *Spisula subtruncata*) op basis van schelpdier gegevens die zijn verzameld in het kader van de WOT schelpdiersurvey. Per monsterpunt is gekeken naar de hoogste dichtheden die er over de jaren zijn waargenomen. Dit geeft een beeld van het potentieel van een gebied voor het voorkomen van een bepaalde schelpdiersoort. Lagere dichtheden of afwezigheid in andere jaren is vaak niet te wijten aan het weinig geschikt zijn van het habitat, maar aan toevallige factoren (bijvoorbeeld slechte zaadval). De hydrodynamische en waterkwaliteitsdata die in het model zijn gebruikt zijn gehaald uit modelberekeningen van Deltares (ZUNO-GROF en Delft 3D-WAQ). Deze modellen zijn gerund op een hoge temporele resolutie over de periode 1996-2003. Per jaar is de mediaan, 10- en 90 percentiel bepaald, en vervolgens uitgemiddeld over de jaren. Deze waarden dienden als input voor het model. De morfologische data zijn verkregen van TNO Bouw en Ondergrond. In de modellen is geen temporele component meegenomen.

Voor elke soort zijn vier type modellen gerund, met name Generalised Additive Models (GAM), Generalised Linear Models (GLM), Boosted Regression Trees (BRT) en Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS). De uitkomst van de modellen zijn met elkaar vergeleken en per soort is het beste model geselecteerd. Deze selectie is voornamelijk gebaseerd op een kwantitatieve vergelijking (AUC waarde). Telkens kwam het BRT model als beste naar voor.

Uit de habitatkansenkaarten blijkt dat *Ensis* sp. bijna over de gehele Nederlandse kustzone kunnen voorkomen. Het gebied met grote kans op voorkomen van *Spisula subtruncata* is gelijkaardigs aan dat voor *Ensis*, maar wel iets kleiner is in oppervlakte. De kans op voorkomen van *Macoma balthica* in de Nederlandse kustzone is het grootst tussen Terschelling en de Duitse grens en van *Donax vittatus* vooral bij Terschelling en Noord Holland. Voor *Tellina fabula* is de kans groot boven de Waddeneilanden vanaf Terschelling tot de Duitse grens en in de Zuid- en Noord Hollandse kust.

- Wat zijn de sturende factoren voor afzonderlijke soorten?

Uit de modelresultaten kan worden afgeleid welke omgevingsvariabelen de verspreiding van de soorten mee bepalen. Op basis van de respons curves die door het model zijn gegenereerd wordt duidelijk hoe de soorten op de abiotische variabelen reageren. Uit de resultaten blijkt dat:

- *Ensis* sp. een echte mariene soort is die vooral in de ondiepe kustzone voorkomt (voorkeur voor 5 tot 25m). Ze hebben een voorkeur voor vlakke bodems met fijnzandige slibhoudende sedimenten, waar de stroomsnelheid niet te hoog is.
- voor *Spisula subtruncata* minimale stroomrichting het meest bijdraagt tot het model. Deze variabele is een maat voor geografische verschillen in abiotiek die niet in het model zijn meegenomen. De minimale stroomrichting is vooral hoog boven de Waddeneilanden en het mondingsgebied van de Oosterschelde en de Westerschelde. In de overige gebieden is de minimale stroomrichting laag, en dit zijn de plaatsen waar *S. subtruncata* een voorkeur voor heeft. Verder is het, net als *Ensis* een typisch mariene soort die een voorkeur heeft voor relatief platte bodems. Stroomsnelheden mogen niet te hoog zijn. Bij sedimenten met een mediane korrelgrootte kleiner dan 400µm hebben ze weinig voorkeur voor een bepaald sedimenttype. Ze hebben een lichte voorkeur voor een waterdiepte van 5 tot 10m.
- *Macoma balthica* duidelijk gebonden is aan de ondiepe kustzone en heeft een voorkeur voor lage stroomsnelheden. Ook de minimale stroomrichting, een maat voor geografische verschillen (zie eerder), is een belangrijke verklarende variabele.
- *Donax vittatus* een negatieve respons vertoont op lage POC gehalten wat wijst op voedsellimitatie. Deze soort heeft een voorkeur voor slibarme, fijnzandige sedimenten. In de literatuur wordt echter geen melding gemaakt van een voorkeur voor een bepaald slibgehalte. *Donax* heeft verder een voorkeur voor vlakke, ondiepe gebieden. De kans op voorkomen is vooral in noordelijke gebieden groot, vooral bij Terschelling en Noord Holland.
- Ook voor *Tellina fabula* een negatieve respons is op lage POC-gehalten, hetgeen wijst op voedsellimitatie. Deze soort heeft een voorkeur voor fijnere sedimenten. In de literatuur wordt melding gemaakt van een voorkomen bij slibgehalten tussen 10% en 20% maar dit komt niet naar voor uit onze analyse. *Tellina* heeft een voorkeur voor waterdieptes groter dan 10m. Verder dragen ook minimale en maximale stroomrichting in belangrijke mate bij tot het model. Beide zijn een proxy voor een geografische gradiënt (zie eerder). De kans op voorkomen is groot boven de Waddeneilanden vanaf Terschelling tot de Duitse grens en in de Zuid- en Noord Hollandse kust.

- Wat zijn de sturende factoren voor banken?

Naast de aan- of afwezigheid van schelpdiersoorten is ook geprobeerd dichtheden van schelpdieren te modelleren, om zo een beeld te krijgen van de kans op voorkomen van schelpdierbanken. De fout op deze modellen was echter dermate groot, dat geen betrouwbare modellen konden worden opgesteld. Een alternatieve aanpak voor het opstellen van kanskaarten van schelpdierbanken zou erin kunnen bestaan dat schelpdierbanken vooraf worden gedefinieerd in termen van minimale dichtheden, en dat vervolgens de dichtheidskaarten worden herleid tot aan- en afwezigheidskaarten van schelpdierbanken. Deze methodiek leunt sterk aan tegen de methode die is toegepast voor de aan- en afwezigheid van soorten en zal naar alle verwachting betere modelresultaten geven.

- Wat zit er aan gemeenschappen en zijn er lokale verschillen aan te wijzen die keuzes van wingebieden rechtvaardigen?

Uit de analyse van de schelpdiergemeenschappen blijken 2 of 3 gemeenschappen voor te komen. Er wordt een *Macoma balthica* gemeenschap onderscheiden die vooral voorkomt aan de Haringvlietmond, een *Spisula solida* gemeenschap die voornamelijk wordt teruggevonden in grovere sedimenten en een *Abra alba* gemeenschap. Binnen de *Abra alba* gemeenschap kunnen ook (tijdelijk) andere soorten kenmerkend zijn, zoals *Spisula solida*, *Donax vittatus* of *Chamelea striatula*. De temporele verschillen binnen deze gemeenschappen worden mogelijk gestuurd door hydroklimatische veranderingen. *Ensis directus* is tegenwoordig een kenmerkende soort voor de *Abra alba* gemeenschap. Binnen de *Abra alba* gemeenschap worden ook ruimtelijke verschillen waargenomen in de soortsaamenstelling, met name tussen de Zuid-Nederlandse kust, de Hollandse kust en de kust boven de Waddeneilanden. Indien bij de keuze van de zandwingebieden rekening wordt gehouden met de verspreiding van de schelpdiergemeenschappen, kan de voorkeur worden gegeven om gemeenschappen die een beperkte ruimtelijke verspreiding vertonen, met name de *Macoma balthica* en de *Spisula solida* gemeenschap, niet te verstoren, maar er dient ook binnen de algemeen voorkomende *Abra alba* gemeenschap rekening worden gehouden met de noord-zuid verschillen in saamenstelling.

- Wat zijn de correlaties met dichtheden zwarte zee-eenden? Is er een lineair verband tussen aantallen bodemdieren en aantallen zwarte zee-eenden, is er sprake van een drempel?

Het voorkomen van zwarte zee-eenden in tijd en ruimte is onderzocht en vergeleken met het jaarlijks wisselende voorkomen van schelpdieren. De aantallen zwarte zee-eenden op een bepaalde locatie kunnen snel wisselen, zowel tussen jaren als binnen jaren. Om deze reden is voor de analyses het jaarlijkse wintermaximum als maat genomen, voor een aantal deelgebieden langs de Nederlandse kust. De ligging en grootte van de verschillende deelgebieden hangt samen met de mobiliteit van de eenden en de manier van eenden tellen. Globaal hebben de deelgebieden de grootte van de kustzee, vanaf de wal tot de 20 m dieptelij, en van de lengte van een Waddeneiland. De Voordelta is als één deelgebied beschouwd. De wintermaxima die zijn verzameld over de jaren 1987-2010 laten aanvankelijk een toename in aantallen zien, met een piek in 1993 en vervolgens zet een gestage afname zich door totdat de maxima zich stabiliseerden op een laag niveau tussen 2006 en 2010.

Over de reeks van jaren hebben de eenden een duidelijke voorkeur voor Terschelling, gevolgd door Ameland. Tussen deze beide deelgebieden was binnen jaren ook vaak uitwisseling, veelal wellicht veroorzaakt door lokale verstoring. De kuststroken voor de kusten van Texel en Schiermonnikoog waren op grotere afstand betrokken bij dergelijke uitwisselingen. De kust voor noordelijk Noord-Holland werd in een aantal jaren door grote aantallen eenden bezocht, maar steeds wanneer in het geprefereerde gebied (Terschelling-Schiermonnikoog) voedselgebrek optrad. In de Voordelta was de presentie van de eenden het meest constant, maar waren de aantallen altijd lager dan ten noorden van de Wadden. In de kuststrook tussen Bergen (N-H) en Hoek van Holland werden in de onderzochte periode nooit belangrijke aantallen eenden gezien.

Uit de maaganalyses is gebleken dat in de periode dat *Spisula* nog in aanzienlijke banken voorkwam in de Nederlandse kustzone, dit de voornaamste prooi-soort van de zwarte zee-eend was. Sinds *Spisula* grotendeels is verdwenen en *Ensis* sterk is toegenomen, vormt *Ensis* de belangrijkste voedselbron. De diepte waarop de soorten voorkomen, in combinatie met hun dichtheid, maar ook hun grootte maakt of een soort geschikt zijn voor zwarte zee-eenden als voedselbron. De hoge dichtheden die *Spisula* en

*Ensis* kunnen halen en hun voorkeur voor relatief ondiep water maakt hen geschikte prooien. *Macoma*, *Donax* en *Tellina* zijn kleiner en komen vaak in lagere dichtheden en/of op groter diepte voor om echt belangrijk te zijn in het dieet van de zwarte zee-eend. De *Spisula* banken voor de kust van Terschelling en Ameland en in de Voordelta lagen steeds in relatief ondiep water. Voor de kust van Noordelijk Noord-Holland lagen de –eveneens rijke– *Spisula* banken op dieper water; dit zal een belangrijke verklaring zijn voor de duidelijke voorkeur van de eenden voor Terschelling en Ameland. Voor de kust van Texel zat de *Spisula* nog ondieper dan bij Terschelling, maar bij Texel waren de banken minder uitgebreid. De eenden maakten relatief weinig gebruik van de *Spisula* voorkomens bij Texel. In de Westerscheldemonding lag de *Spisula* het meest ondiep maar hier zijn nooit eenden in enige aantallen gezien; vermoedelijk is in dit gedeelte de verstoring door scheepvaart te hoog.

- Wat zijn op basis van deze correlaties foerageergebieden voor zwarte zee-eenden?

Eenden lijken deelgebieden selecteren op drie belangrijke parameters: het voorkomen van (veel) geschikte schelpdieren, de verdeling van deze schelpdieren over de verschillende dieptezones en de mate van rust. Hierbij zullen deelgebieden met veel schelpdieren worden verkozen boven gebieden met weinig prooi, wellicht sommige prooidieren boven andere, deelgebieden waar de schelpdieren vooral in ondiep water voorkomen boven (even rijke) deelgebieden waar de prooien in dieper water liggen en rustige kustvakken boven delen met veel scheepvaart. De oostelijke Waddeneilanden (Terschelling tot Schiermonnikoog) scoren over het geheel genomen gunstig: rijke voorkomens van *Spisula* (tegenwoordig: *Ensis*) in matig ondiep water met weinig scheepvaart. De Voordelta kent ook rijke schelpdierbanken, gelegen in ondiep water. De eenden keerden hier alle jaren terug, maar nooit in aantallen die zo hoog waren als benoorden de Wadden. Noord-Holland scoort gunstig op de parameter rijkdom, maar het voedsel lag hier aanzienlijk dieper dan elders. De eenden konden dit benutten en deden dat soms in zeer grote aantallen, maar pas in situaties waarin elders voedselschaarste optrad. Hetzelfde gold voor de kuststrook van Texel (drukker dan verder oostelijk) en zeer vermoedelijk voor de Westerscheldemonding (altijd te druk voor de eenden). De kuststroken van Vlieland en Zuid-Holland werden gemeden: hier lag onvoldoende voedsel.

- Zijn er uitwijkmogelijkheden voor zwart zee-eenden als de suppleties van start gaan?

Dat eenden kunnen uitwijken is bewezen toen de *Spisula* benoorden de Wadden massaal afstierf, dan wel werd opgevisst. In dergelijke situaties weken de eenden massaal uit naar Noord-Holland, waar toen nog rijke voorkomens van *Spisula* te vinden waren. In de huidige situatie lijkt uitwijken, althans binnen Nederland, lastiger. Er zijn nog slechts restanten over van de hoge aantallen die begin jaren 90 in ons land overwinterden, en deze eenden concentreren zich in de klassieke gebieden: Terschelling tot Schiermonnikoog en de Voordelta. Het dieet bestaat hier nu in hoofdzaak uit *Ensis*, vermoedelijk een veel minder profijtelijke prooi dan *Spisula*. Elders, buiten de nu nog geprefereerde gebieden, is geen ander en zeker niet meer voedsel te vinden en hebben de eenden dus een minder goed bestaan en mogelijk zelfs geen bestaan. Op kleine schaal kunnen de eenden wellicht switchen tussen Ameland en Schiermonnikoog. Dat doen ze geregeld, blijkt tijdens herhaalde vliegtuigtellingen binnen dezelfde winter. Als de eenden echter permanent worden verdreven van bijvoorbeeld de locatie Ameland, weegt iedere verdere verstoring bij de belendende eilanden extra zwaar want de eenden kunnen dan niet meer terug naar Ameland.

## Referenties

- Akaike, H. 1974. "A new look at the statistical model identification". IEEE Transactions on Automatic Control 19 (6): 716-723. doi:[10.1109/TAC.1974.1100705](https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705). MR0423716
- Arts, F.A. 2010. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2010. Rapport RSW Waterdienst BM 10.16.
- Aschoff, J., Pohl, H. 1970. Der Ruheumsatz von Vögeln als Funktion der Tageszeit und der Körpergröße. J. Orn. 11, 38-47.
- Baptist, M.J., Leopold, M.F. 2009. The effects of shoreface nourishments on *Spisula* and scoters in The Netherlands. Marine Environmental Research 68: 1-11.
- Bergman, M.J.N., van Santbrink, J.W. 1998. Distribution of larger sized invertebrate species (megafauna) in the Dutch sector of the North Sea, in: Bergman, M.J.N., van Santbrink, J.W., Buijs, J., Craeymeersch, J.A., Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D., Laban, C., Zevenboom, W. (Eds.), The distribution of benthic macrofauna in the Dutch sector of the North Sea in relation to the micro distribution of beam trawling. Programma Bureau BEON, Den Haag, pp. 54-89.
- Boon, J.G., van Kessel, T. 2001. Effects of land reclamation Maasvlakte-2 on silt transport along the Dutch coast. WL | Delft Hydraulics report no. Z3215 (in Dutch).
- Boon, J.G., Winterwerp, J.C. 2001. The transport of fine-grained sediments in the southern North Sea. MARE / WL | Delft Hydraulics report no. WL2001003/Z3030.10.
- Camphuysen K. 2009. Olieslachtoffers op de Nederlandse kust, 2008/2009. Sula 22: 97-135.
- Camphuysen C.J. 2010. Declines in oil-rates of stranded birds in the North Sea highlight spatial patterns in reductions of chronic oil pollution. Mar. Poll. Bull. 60: 1299-1306.
- Christian, J. C., Grant, C. G. J., Meade, J. D., and Noble, L. D. 2010. Habitat requirements and life history characteristics of selected marine invertebrate species occurring in the Newfoundland and Labrador Region. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2925: vi + 207 p.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18, 117-143.
- Clarke, K.R., Warwick R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke, R.A., Gorley, R.N. 2006. PRIMER V6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E: Plymouth.
- Craeymeersch, J.A. 2001. Beschrijving *Spisula*. Hoofdstuk 5.4 in "Perceel 4: Plankton, bodemdieren en ecologie van kust en zee". Rapport voor het Flyland Onderzoeksprogramma Luchthaven in Zee. Thema Mariene Ecologie en Morfologie. Consortium MARE. pp. 220-247.
- Craeymeersch J.A., Escaravage, V. In prep. Perceel benthos. In: Van der Kolff, G., T. Prins & H. Heessen (in prep). Jaarrapport 2010 PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta.
- Craeymeersch, J.A., van der Land, M.A. 1998. De schelpdierbestanden in de Voordelta 1993-1997. Rijksinstituut voor Visserijonderzoek RIVO-DLO. Rapport C056/98. 37 pp.
- Craeymeersch, J.A., Hamerlynck, O., Hostens, K., Vanreusel, A., Vincx, M. 1990. De ekologische ontwikkeling van de Voordelta. Deelrapport 1. De huidige ekologische situatie van de Voordelta. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek - Rijksuniversiteit Gent, Sectie Mariene Biologie. 92 pp.
- Craeymeersch, J.A., Escaravage, V., Steenbergen, J., Wijsman, J., Wijnhoven, S., Kater, B. 2006. De bodemfauna in het Nederlands deel van de Scheldemonding., in: Coosen, J., Mees, J., Seys, J.,

- Fockedeij, N. (Eds.), Symposium: The Vlakte van de Raan revisited, Oostende, 13 October 2006. VLIZ Special Publication, 35, 35 ed, pp. 85-105.
- Creutzberg, F. 1986. Distribution patterns of two bivalve species (*Nucula turgida*, *Tellina fabula*) along a frontal system in the southern North Sea. *Neth. J. Sea Res*, 20: 305-311.
- Cronin K. 2010. Model parameters extracted for a habitat study of *Ensis directus* in the North Sea. Deltares report.
- De'ath, G. 2002. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships. *Ecology* 83, 1105-1117.
- De Goede E., Van Maren B. 2005. Impacts of Maasvlakte 2 on the Wadden Sea and North Sea coastal zone, Track 1: Detailed modelling research, Part I: Hydrodynamics WL | Delft Hydraulics report Z3945.20
- de Jong, M.L., Smit, C.J., Leopold, M.F. 2010. Aantallen en verspreiding van Eiders, Toppereenden en Zwarte Zee-eenden in de winter van 2009-2010 in de Waddenzee en de Noordzeekustzone. IMARES Rapport C160/10.
- Degraer, S., Van Lancker, V., Moerkerke, G., Van Hoey, G., Vanstaen, K., Vincx, M., Henriët, J.-P. 2003. Evaluation of the ecological value of the foreshore: habitat-model and macrobenthic side-scan sonar interpretation: extension along the Belgian Coastal Zone. Final report. Ministry of the Flemish Community, Environment and Infrastructure. Department. Waterways and Marine Affairs Administration, Coastal Waterways.
- Degraer, S., Wittoeck, J., Appeltans, W., Cooreman, K., Deprez, T., Hillewaert, H., Hostens, K., Mees, J., Vanden Berghe, E., Vincx, M. 2006. The macrobenthos atlas of the Belgian part of the North Sea. Belgian Science Policy. D/2005/1191/6.
- Degraer, S., Meire, P., Vincx, M. 2007. Spatial distribution, population dynamics and productivity of *Spisula subtruncata*: implications for *Spisula* fisheries in seaduck wintering areas. *Marine Biology* 152, 863-875.
- Den Hollander, N. 1993. Zwarte Zeeëenden (*Melanitta nigra*) en schelpdiervisserij. Studentenverslag, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee en DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Texel.
- Duineveld, G.C.A., Künitzer, A., Niermann, U., de Wilde, P.A.W.J., Gray, J.S. 1991. The macrobenthos of the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 28, 53-65.
- Eisma, D. 1966. The distribution of benthic marine molluscs off the main Dutch coast. *Netherlands Journal of Sea Research* 3, 107-163.
- Fox, J. 2010. Companion to Applied Regression, package 'car' (version 2.0-2, 2010/07/30).
- Gofas, S. 2010. *Donax vittatus* (da Costa, 1778). In: Bouchet, P.; Gofas, S.; Rosenberg, G. (2010) World Marine Mollusca database. Accessed through: World Register of Marine Species at <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=139604> on 2011-01-11.
- Goudswaard, P.C., Escaravage, V. 2009. Een kwalitatieve en kwantitatieve bemonstering van de Zeeuwse Banken in 2009 op de macrofauna gemeenschappen. IMARES, Wageningen UR. Rapport C120/09. 116 pp.
- Goudswaard, P.C., Perdon, K.J., Kesterloo, J.J., Jol, J., van Zweeden, C., Hartog, E., Jansen, J.M., Troost, K. 2010. Schelpdieren in de Nederlandse kustwateren, een kwantitatieve en kwalitatieve bestandsopname in 2010. IMARES rapport C099/10, 66p.
- Greenstreet, S., Robinson, L., Reiss, H., Craeymeersch, J., Callaway, R., Goffin, A., Jorgensen, L., Robertson, M., Kröncke, I., De Boois, I., Jacob, N., Lancaster, J. 2007. Species composition,

- diversity, biomass and production of the benthic invertebrate community of the North Sea. Fisheries Research Services, Aberdeen, UK. Collaborative Report No 10/07. 67 pp.
- Guisan, A., Graham, C.H., Elith, J., Huetteman, F. et al. 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions*. 13, 332-340.
- Goss-Custard, J.D., Stillman, R.A., West, A.D., Caldow, R.W.G., Triplet, P., le V. dit Durell, S.E.A., McGrorty, S. 2004. When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. *Proceedings of the Royal Society London B* 271: 233-237.
- Den Hollander N., 1993. Zwarte Zeeëenden (*Melanitta nigra*) en schelpdiervisserij. Studentenverslag, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee en DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Texel.
- Heip, C., Craeymeersch, J.A. 1995. Benthic community structures in the North Sea. *Helgoländer Meeresunters.* 49, 313-328.
- Hirzel, A. H., J. Hausser, D. Chessel, and N. Perrin. 2002. Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83:2027-2036.
- Hirzel, A. H., G. Le Lay, V. Helfer, C. Randin, and A. Guisan. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling* 199:142-152.
- Holtmann, S.E., Groenewold, A., Schrader, K.H.M., Asjes, J., Craeymeersch, J.A., Duineveld, G.C.A., van Bostelen, A.J., van der Meer, J. 1996. Atlas of the zoobenthos of the Dutch Continental Shelf. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, North Sea Directorate, Rijkswijk. Hydrodynamics and morphology. Report no. Z3029.10. 131 pp.
- Jones, N.S. 1950. Marine bottom communities. *Biological Reviews* 25, 283-313.
- Kingston, P.F., Rachor, E. 1982. North Sea level bottom communities. *ICES C.M.* 1982/L:41.
- Kröncke I. submitted. Changes in Dogger Bank macrofauna communities in the 20<sup>th</sup> century caused by fishing and climate.
- Künitzer, A., Basford, D., Craeymeersch, J.A., Dewarumez, J.M., Dörjes, J., Duineveld, G.C.A., Eleftheriou, A., Heip, C., Herman, P., Kingston, P., Niermann, U., Rachor, E., Rumohr, H., de Wilde, P.A.J. 1992. The benthic infauna of the North Sea: species distribution and assemblages. *ICES Journal of Marine Science* 49, 127-143.
- Laursen, K., Kristensen, P.S., Clausen, P. 2010. Assessment of blue mussel *Mytilus edulis* fisheries and waterbird shellfish-predator management in the Danish Wadden Sea. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 39, 476-485.
- Leathwick, J. R., D. Rowe, J. Richardson, J. Elith, Hastie, T. 2005. Using multivariate adaptive regression splines to predict the distributions of New Zealand's freshwater diadromous fish. *Freshwater Biology* 50:2034-2052.
- Leopold, M.F. 1993. *Spisula's*, zeeëenden en kokkelvissers: een nieuw milieuprobleem op de Noordzee. *Sula* 7(1): 24-28.
- Leopold M.F., Baptist H.J.M. , Wolf P.A., Offringa H. 1995. De Zwarte Zeeëend *Melanitta nigra* in Nederland. *Limosa* 68: 49-64.
- Leopold M.F., Spannenburg P.C., Verdaat H.J.P., Kats R.K.H. 2007. Identification and size estimation of *Spisula subtruncata* and *Ensis americanus* from shell fragments in stomachs and faeces of Common Eiders *Somateria mollissima* and Common Scoters *Melanitta nigra*. Ch 4 in: R.K.H. Kats. Common Eiders *Somateria mollissima* in the Netherlands. The rise and fall of breeding and wintering populations in relation to the stocks of shellfish. PhD Univ. Groningen, pp 63-85.

- Leopold M.F., Verdaat H., Spierenburg P., van Dijk J. 2010. Zee-eendenvoedsel op een recente zandsuppletie bij Noordwijk. Rapport IMARES C021/10.
- Leopold, M.F. 1993. *Spisula's*, zeeëenden en kokkelvisserij: een nieuw milieuprobleem op de Noordzee. Sula 7: 24-28.
- Leopold, M.F. 1996. *Spisula subtruncata* als voedselbron voor zee-eenden in Nederland. BEON rapport 96-2. Programmabureau BEON, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag, 58p.
- Leopold, M. 2010. Zwarte Zee-eenden: nomaden op zee. Tussen Duin & Dijk 9(4): 10-13.
- Leopold, M.F., van Stralen, M. & De Vlas, J. 2008. Zee-eenden en schelpdiervisserij in de Voordelta. Wageningen IMARES rapport C008/08, 50p.
- Leopold M.F., Wolf P. 2003. Zee-eenden eten ook *Ensis*. Nieuwsbrief Nederlandse Zeevogelgroep 4(3): 5.
- Leopold, M. F., van der Land, M. A., and Welleman, H. C. 1998. *Spisula* en zee-eenden in de strenge winter van 1995/96 in Nederland. Programma Bureau BEON. BEON Rapport nr. 98-6.
- Los, H. 2009. Eco-hydrodynamic modelling of primary production in coastal waters and lakes using BLOOM. PhD thesis Wageningen University, ISBN 978-90-8585-329-9, 276p
- Merckx, B., Steyaert, M., Vanreusel, A., Vincx, M., Vanaverbeke, J. 2011. Null models reveal preferential sampling, spatial autocorrelation and overfitting in habitat suitability modelling. Ecological Modelling 222 (2011) pg 588-597.
- Nehls, G. 1995. Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und eeee 173 pp. Ph.D. thesis, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Tyskland.
- Offringa, H. 1991. Verspreiding en Voedseloecologie van de Zwarte Zeeëend (*Melanitta nigra*) in Nederland. NIOZ Intern versl. 1991-13, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel.
- Oksanen, J. 2010. Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial. (August 20, 2010).
- Petersen, J. 1924. A brief survey of the animal communities in Danish waters, based upon quantitative samples taken with the bottom sampler. American Journal of Science 7, 343-354.
- Potts, J. M., J. Elith. 2006. Comparing species abundance models. Ecological Modelling 199:153-163.
- Rachor, E., Nehmer, P. 2003. Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven, p. 175.
- Rees, H.L., Eggleton, J.D., Rachor, E., Vanden Berghe, E. 2007. Structure and dynamics of the North Sea benthos. ICES Cooperative Research Report No. 288. 258 pp.
- R Development Core Team. 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Roelvink, J.A., T. van der Kaaij, Ruesink, B.G. 2001. Calibration and verification of large-scale 2D/3D flow models Phase 1. ONL Coast and Sea studies, Project 2:
- Salzwedel, H., Rachor, E., Gerdes, D. 1985. Benthic macrofauna communities in the German Bight. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 20, 199-267.
- Skov, H., Durinck, J., Erichsen, A., Kloster, R. M., Møhlenberg, F., and Leonhard, S. B. 2008. Horns Rev II Offshore Wind Farm. Food Basis for Common Scoter. Baseline Studies 2007-08. Orbicon A/S & DHI Water Environment Health A/S. 46 pp.
- Slijckerman, D.M.E., Tamis, J.E., Jongbloed, R.H. 2008. Voortoets bestaand gebruik Noordzeekustzone – Hoofdrapport – (m.u.v. visserij en militaire activiteiten). IMARES Rapport C091/08.



- Steenbergen, J., Escaravage, V. 2006. Baseline study MEP-MV2. Lot 2: bodemdieren. Eindrapportage campagnes 2004-2005. IMARES Rapport C053/06
- Swennen, C. 1976. Populatiestructuur en voedsel van de Eidereend *Somateria mollissima* in de Nederlandse Waddenzee. *Ardea* 64, 311-371.
- Therneau, T., Atkinson, B., Ripley, B.D., Oksanen, J., De'ath, G. 2010. Multivariate partitioning, package 'mvpart' (version 1.2-1, 2010-02-06).
- Thoolen, P., L. Merckelbach, van Kessel, T. 2001. Effects of land reclamation Maasvlakte-2 on silt transport and siltation, Phase 2: Large scale effects along the Dutch coast and in the Wadden Sea. WL Report Z3874.20
- Tulp I., Craeymeersch J., Leopold M., van Damme C., Fey F., Verdaat H. 2010. The role of the invasive bivalve *Ensis directus* as food source for fish and birds in the Dutch coastal zone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (2010), doi:10.1016/j.ecss.2010.07.008.
- Van Hoey, G., Degraer, S., Vincx, M. 2004. Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine Coastal And Shelf Science* 59, 599-613.
- Van Hoey, G., Vincx, M., Degraer, S. 2005. Small- to large-scale geographical patterns within the macrobenthic *Abra alba* community. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 64, 751-763.
- Van Hoey, G., Vincx, M., Degraer, S. 2007a. Temporal variability in the *Abra alba* community determined by global and local events. *Journal of Sea Research* 58, 144-155.
- Van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T., Herman, P. 2007b. The Benthic Ecosystem Quality index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch Coastal and Transitional Waters for the Water Framework Directive. NIOO rapport 2007-02. 244 pp.
- Van Kessel, T., Brière, C. 2006. Modelling of seasonal SPM variations in the Dutch coastal zone. Delft Hydraulics report Z4150, 41 p.
- Van Prooijen, B., Van Kessel, T., Nolte, A., Los, H., Boon, J., de Jong, W. and Van Ledden, M. 2006. Impact sand extraction Maasvlakte 2. Final Report of the Maasvlakte 2 project. Port of Rotterdam 9P7008.09, 87p
- von Cosel, R. 2009. The razor shells of the eastern Atlantic, part 2. *Pharidae* II: the genus *Ensis* Schumacher, 1817 (*Bivalvia*, *Solenioidea*). *Basteria* **73**, 9-56.
- Wijnhoven, S., Sijm, W., Escaravage, V. 2006. Historische waarnemingen van infauna uit het Voordelta gebied. Monitoring Taakgroep, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Nederlands Instituut voor Ecologisch Onderzoek. NIOO-CEME, Yerseke. Rapport 2006-04. 72 pp.
- Willems, W. 2010. Habitat suitability models for the analysis and prediction of macrobenthos in the North Sea. PhD, RUGent.
- Wolf, P.A., Meininger, P.L. 2004. Zeeën van zee-eenden bij de Brouwersdam. Nieuwsbrief Nederlandse Zeevogelgroep 5(2): 1-2.
- Ysebaert, T., Herman, P., Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H., Heip, C. 2003. Large-scale patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57, 335-355.

## Verantwoording

Rapport C042/11

Projectnummer: 4303101101

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

Akkoord: Dr. Erik Meesters  
Onderzoeker



Handtekening:

Datum: 30 maart 2011

Akkoord: Dr. Birgit Dauwe  
Afdelingshoofd Delta



Handtekening:

Datum: 30 maart 2011