

Alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde.

**Ecologisch Monitoringsprogramma
proefstorting Walsoorden.
Rapport 11/11**

R.M. Forster, F. Rossi, K. Bonnie, C.H.R. Heip, P.M.J. Herman

Maart 2006

Nederlands Instituut voor Ecologie
Korringaweg 7
4401 NT Yerseke
Nederland

Doc:	NIOO.wals.11/11
Naam:	Rapport Lot 2 Deel 11 van 11
Datum:	Maart 2006
In opdracht van:	Min. Vlaamse Gem., afd. Waterbouwkundig Laboratorium en Hydrologisch Onderzoek
Namens opdrachtgever:	Y. Plancke
Uitvoering door:	P.M.J. Herman
Periode:	1 November 2004 tot 1 januari 2006
Versie:	Eindversie
Rapportnummer:	Lot2_11_11
Code opdrachtgever:	
Status:	

NIOO rapport 2006-02

Het copyright van deze notitie is nadrukkelijk voorbehouden aan KNAW-NIOO. Niets uit dit rapport mag op enigerlei wijze worden vermenigvuldigd zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van KNAW-NIOO, noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander doel dan waarvoor het is vervaardigd. Het is de opdrachtgever toegestaan vrijelijk kopieën van deze notitie te maken.

DANKWOORD

We zouden graag de volgende mensen, die hebben bijgedragen aan het project, bedanken:

H. Francke en *J.M. Houtekamer* voor de korrelgrootteanalyses; *W.C.H. Sistermans*, *O.J.A. Hoesel*, *M. Rietveld*, *M.M. Markusse* en de Monitoring Taakgroep, die de macrofauna hebben verzameld en geanalyseerd en Prof. *Herman Hummel* voor het coördineren van en toezicht houden op het werk van de Monitoring Taakgroep; *A. Wielemaker* voor de assistentie bij het maken van de kaarten van de historische gegevens; *D. van der Wal* voor het ter beschikking stellen van benthos- en korrelgrootteanalyses, en hulp bij het uitvoeren van de remote sensing; *J. van Soelen* en *B. Koutstaal* voor de assistentie in het veld; RIKZ voor de gegevens over de lange-termijn veranderingen in chlorofyl en sedimenthoogte; *Erwin Leus* (Eurosense) voor het beschikbaar stellen van hoogtegegevens; *T. Ysebaert* voor de macrofaunagegevens voor de lange-termijn vergelijkingen; *S. Vandewiele* en *F. Montserrat* voor vertaling en proeflezen; *Y. Meersschaut* en *Y. Plancke* voor het leiden van het project, en *S. Ides* voor zeer opbouwende en nauwkeurige kritiek op een vorige versie van dit rapport.

Inhoudsopgave

1. Samenvatting en conclusies	9
2. Inleiding	11
2.1. Algemene inleiding	11
2.2. Inhoud van het ecologische monitoringprogramma	14
2.2.1. Effecten van de veranderde manier van storten	14
2.2.2. Indirecte effecten van de veranderde stortstrategie op de ecologie	14
2.3. Hypotheses die in het monitoringprogramma werden getest.	15
2.4. Aanpak van het ecologische monitoringprogramma	15
2.4.1. Effecten van de veranderde manier van storten	15
2.4.2. Indirecte effecten van de stortstrategie op de ecologie	16
3. Effecten van storten op het intertidale habitat	19
3.1. Inleiding	19
3.2. Beschikbare gegevens	22
3.2.1. Historische data NIOO over korrelgrootte	22
3.2.2. Historische data RIKZ over korrelgrootte	22
3.2.3. Monitoringprogramma NIOO voor korrelgrootte	22
3.2.4. Sedimenthoogte uit veldmetingen	22
3.2.5. Sedimenthoogte uit laser altimetrie	24
3.2.6. Reflectiespectrum	24
3.2.7. Ecotoopclassificatie d.m.v. <i>remote sensing</i>	24
3.3. Analysemethoden	25
3.3.1. Korrelgrootteanalyse	25
3.3.2. Spectrale Reflectie	27
3.3.3. Sedimenthoogte uit veldmetingen	28
3.3.4. Sedimenthoogte uit Laser Altimetrie	28
3.3.5. Ecotoopclassificatie en veranderingen in gebiedsoppervlakte	28
3.3.6. Afbeeldingen uit het historisch archief	30
3.4. Resultaten	30
3.4.1. Korrelgrootte	30
3.4.2. Sedimenthoogte uit veldmetingen	34
3.4.3. Sedimenthoogte uit laser altimetrie	36

3.4.4.	Spectrale reflectie en digitale foto's	37
3.4.5.	Ecotoopclassificatie en veranderingen in gebiedsoppervlakte	43
3.4.6.	Beelden uit het historisch archief	46
3.5.	Discussie	53
4.	Het intertidale macrobenthos	59
4.1.	Inleiding	59
4.2.	Beschikbare gegevens	60
4.3.	Analysemethoden	60
4.3.1.	Benthosbemonstering	60
4.3.2.	Multivariate analyses	61
4.3.3.	ANOVA analyse van univariate data	64
4.3.4.	Regressie-analyse voor univariate data	65
4.4.	Resultaten	67
4.4.1.	Algemene beschrijving van de dominante soorten	67
4.4.2.	Multivariate analyses	68
4.4.3.	Univariate analyses	71
4.4.4.	Regressie-analyse	77
4.4.5.	Lange-termijn veranderingen van de Plaat	80
4.5.	Discussie	80
5.	Subtidale monsters	85
5.1.	Inleiding	85
5.1.1.	BACI (Before-After-Control-Impact) experimenteel ontwerp	86
5.2.	Methoden	87
5.2.1.	Bemonsteringsprogramma	87
5.2.2.	Statistische analyse	89
5.3.	Resultaten	89
5.3.1.	Korrelgrootteverdeling	89
5.3.2.	Macrobenthos	91
5.3.3.	Historische analyses	91
5.4.	Discussie	95
5.4.1.	Korrelgrootteverdeling	95
5.4.2.	Macrobenthos	97
5.4.3.	Historische ontwikkeling	98
6.	Algemene discussie en conclusies	99
6.1.	De opzet van de studie in relatie tot de doelstellingen	99
6.2.	Belangrijkste resultaten	100
6.3.	Vergelijking met andere studies	101
6.4.	Milieuvriendelijk storten	102

6.5. Effecten op langere termijn	103
6.6. Suggesties voor toekomstig ecologisch onderzoek	104
6.7. Conclusies	105
7. Verklarende woordenlijst	111
A. Tabellen voor intertidaal macrobenthos	117
B. Tabellen voor subtidaal macrobenthos	123

1. Samenvatting en conclusies

Dit rapport beschrijft de studies over de ecologische gevolgen van de stortproef bij de plaat van Walsoorden. Het ecologisch monitoringprogramma was gericht op het opvolgen van de ecologische variabelen die mogelijk door het storten konden worden beïnvloed. Hierbij werd een centrale rol toegekend aan het monitoren van het macrobenthos (de bodemdieren groter dan 1 mm). De bodemdieren zijn gevoelig voor veranderingen in de omgevingsvariabelen zoals hoogteligging, korrelgrootteverdeling van het sediment en stroomsnelheid van het water. Zij zijn ook zeer gevoelig voor veranderingen in de aard van de primaire productie (bv. de intensiteit van primaire productie door bodemalgen, het voorkomen van algenmatten of schorrenplanten). In het gevolgde monitoringprogramma is gepoogd om naast de bodemdieren ook de meest relevante variabelen in de omgeving te meten, die mede bepalend zijn voor het voorkomen van de bodemdieren. Dit is gedaan door een combinatie van veldbemonsteringen, zowel op de plaat van Walsoorden als subtidaal, en *remote sensing* door vliegtuigen.

Door middel van veldbemonsteringen zijn de hoogteligging van de plaat, de reflectiespectra van het sediment, en de korrelgrootteverdeling van het sediment bepaald op een aantal vaste meetstations. Het macrobenthos is op 40 meetstations op de plaat bemonsterd in de lente en herfst van 2004 en 2005. Daarnaast zijn de resultaten gebruikt van twee hyperspectrale vliegtuigopnamen van de plaat, uitgevoerd in 2004 en 2005. Uit de gemeten spectra in deze opnamen zijn schattingen gemaakt van korrelgrootteverdeling, vochtgehalte van het sediment en chlorofylgehalte van het sediment.

Subtidaal zijn monsters genomen voor macrobenthos en sedimentsamenstelling. Deze bemonstering is uitgevoerd volgens een BACI (Before-After-Control-Impact) ontwerp in drie zones: de zone van experimentele storting, een zone van conventionele storting, en een controlezone zonder storting.

Uit de analyse van de *remote sensing* beelden is een habitatclassificatie afgeleid, die is geprojecteerd op de hoogteverdeling van de plaat, zoals afgeleid uit LIDAR opnames (door RIKZ en Eurosense). Aangetoond is dat deze classificatie zeer significant correleert met het macrobenthos, en dus voor deze groep ook op een relevante wijze veranderingen kan detecteren. Uit de vergelijking van beelden in 2004 en 2005 kwamen geen grote veranderingen op de plaat naar voren. De belangrijkste veranderingen betreffen erosie/depositie verschijnselen aan de zuidkant van de plaat, die wellicht geen verband houden met de stortproef, maar op zich wel interessant zijn om verder op te volgen met betrekking tot de morfologische evolutie van de plaat.

In overeenstemming met de resultaten van de *remote sensing*, werden geen significante

veranderingen gevonden in de variabelen die zijn gemeten op de plaat tussen 2004 en 2005. Noch de soortensamenstelling van het macrobenthos (geanalyseerd met multivariate methoden), noch de biomassa of dichtheid vertoonden significante verschillen tussen de twee jaren. Er was een significant verschil in gemiddeld aantal soorten gevonden per monster, maar dit aantal was licht toegenomen tussen 2004 en 2005. Ook chlorofylgehalte en korrelgrootteverdeling van het sediment zijn niet significant veranderd door de stortproef.

Subtidaal werd een significante verandering vastgesteld van de korrelgrootteverdeling en het slibgehalte in de stortzone, als gevolg van het storten. Het gestorte sediment is slibarder dan het sediment dat oorspronkelijk aanwezig was. In de samenstelling van de fauna is daarentegen geen enkele verandering ten gevolge van het storten waargenomen.

Concluderend kunnen we stellen dat het storten in deze proef geen aanleiding heeft gegeven tot meetbare nadelige ecologische gevolgen op een termijn van één jaar. In het subtidaal was het benthos misschien reeds te arm vóór het storten om nog grote veranderingen te kunnen observeren, maar misschien heeft ook het gebruik van de diffusor bijgedragen tot de mogelijkheden van de fauna om zich aan bedelving te onttrekken. Intertidaal zijn gevolgen uitgebleven omdat het gestorte materiaal grotendeels op de subtidale stortplaats is blijven liggen, waardoor geen merkbare verstoring is opgetreden op de plaat.

Het uiteindelijke doel van de alternatieve stortstrategie is om baggerspecie te gebruiken ter verbetering van de morfologische en ecologische omstandigheden te verbeteren. De huidige stortproef heeft geen grote morfologische veranderingen teweeggebracht, daarvoor was het gestorte volume te klein. In overeenstemming daarmee, hebben we niet kunnen concluderen dat de stortproef de groeiomstandigheden voor macrobenthos in het ondiep sublittoraal heeft verbeterd. We hebben evenmin kunnen concluderen dat de stortproef de morfologie van de plaat heeft beïnvloed. Er is dus ook geen nieuw ecologisch interessant intertidaal habitat gecreëerd.

In vergelijking met historische gegevens (uit 1989-1990) over de plaat van Walsoorden en het omringende subtidale gebied, is gebleken dat soortenrijkdom en dichtheid van het macrobenthos in het subtidale gebied fors zijn verminderd. Op de plaat daarentegen wordt een toename van dichtheid en biomassa van het macrobenthos waargenomen.

2. Inleiding

2.1. Algemene inleiding

In vele kustwateren, estuaria en havens met intensieve scheepvaart wordt regelmatig gebaggerd om de diepte van de vaargeulen op peil te houden. Bovendien wordt ook aanlegbaggerwerk uitgevoerd wanneer wordt beslist een vaargeul te verruimen om grotere schepen toegang tot de haven te verschaffen. Zowel het baggerwerk voor aanleg als voor onderhoud vereisen dat stortplaatsen worden gevonden voor grote hoeveelheden zand of slib.

In de Westerschelde bestond de stortstrategie tot nu toe vooral uit het terugstorten van de baggerspecie in de diepere delen van het estuarium, gewoonlijk in de omgeving van de baggerplaats. Deze optie wordt vaak verkozen boven het storten op zee of het bergen van de specie op het land, omwille van de kosten maar vooral omwille van het behouden van een evenwichtige sedimentbalans in het estuarium.

In de internationale literatuur wordt storten over het algemeen beschouwd als een moeilijk oplosbaar probleem. Sedimenten uit havens zijn vaak sterk vervuild met zware metalen of met PCBs (IHE-BMM, 1993). Het storten kan ook lokaal leiden tot een verhoging van de troebelheid van de waterkolom (Villars and Vos, 1999), of tot het bedelven van bodemdieren en hun leefomgeving. Er zijn echter ook mogelijkheden om stortmateriaal op een positieve wijze aan te wenden. Recent hebben Europese en Amerikaanse kustbeheerders verschillende voorstellen geformuleerd om op een constructieve wijze het storten aan te wenden voor het morfologisch beheer van het estuarium (Bolam and Whomersley, 2005). In dit positief gebruik van het stortmateriaal stond het creëren van kusthabitats zoals schorren en slikken centraal (Tabel 2.1).

Het duurt soms maar enkele maanden voordat een geconstrueerd habitat dezelfde eigenschappen bereikt als een natuurlijk habitat (Somerfield et al., 2005), maar in andere gevallen kan die tijd oplopen tot meer dan 25 jaar (Craft and Sacco, 2003), als het gewenste habitattype al bereikt wordt. De benodigde tijd varieert met het type gemeenschap dat men wil creëren, maar ook met de plaatselijke fysische omstandigheden en met de aard van het sediment dat voor de proef wordt gebruikt.

Het Port of Antwerp Expert Team (PAET) heeft vergelijkbare ideeën geformuleerd voor het constructief aanwenden van stortmateriaal in de Westerschelde. Zij hebben ervoor gepleit het materiaal te storten op plaatsen waar het de natuurwaarden van het estuarium kan versterken, en waar het tevens kan helpen om de stromingspatronen in het estuarium te reguleren en de morfologie te beheren. Het basisidee was om het

Tabel 2.1.: Voorbeelden van studies naar het positief gebruik van stortmateriaal.

Locatie	Habitat	Referentie
Jonesport, Maine, USA	Intertidaal slik	Ray (2000)
3 locations in SE England	Intertidaal slik	Bolam and Whomersley (2005)
Winyah Bay, S. Carolina, USA	Schor	Lasalle et al. (1991), Posey et al. (1997)
New York harbor, New Jersey, USA	Intertidaal schor/slik subtidaal oesterbed	Yozzo et al. (2004)
Stockton, NSW, Australia	Intertidaal slik	French et al. (2004)
North Carolina, USA	Schor	Craft and Sacco (2003)

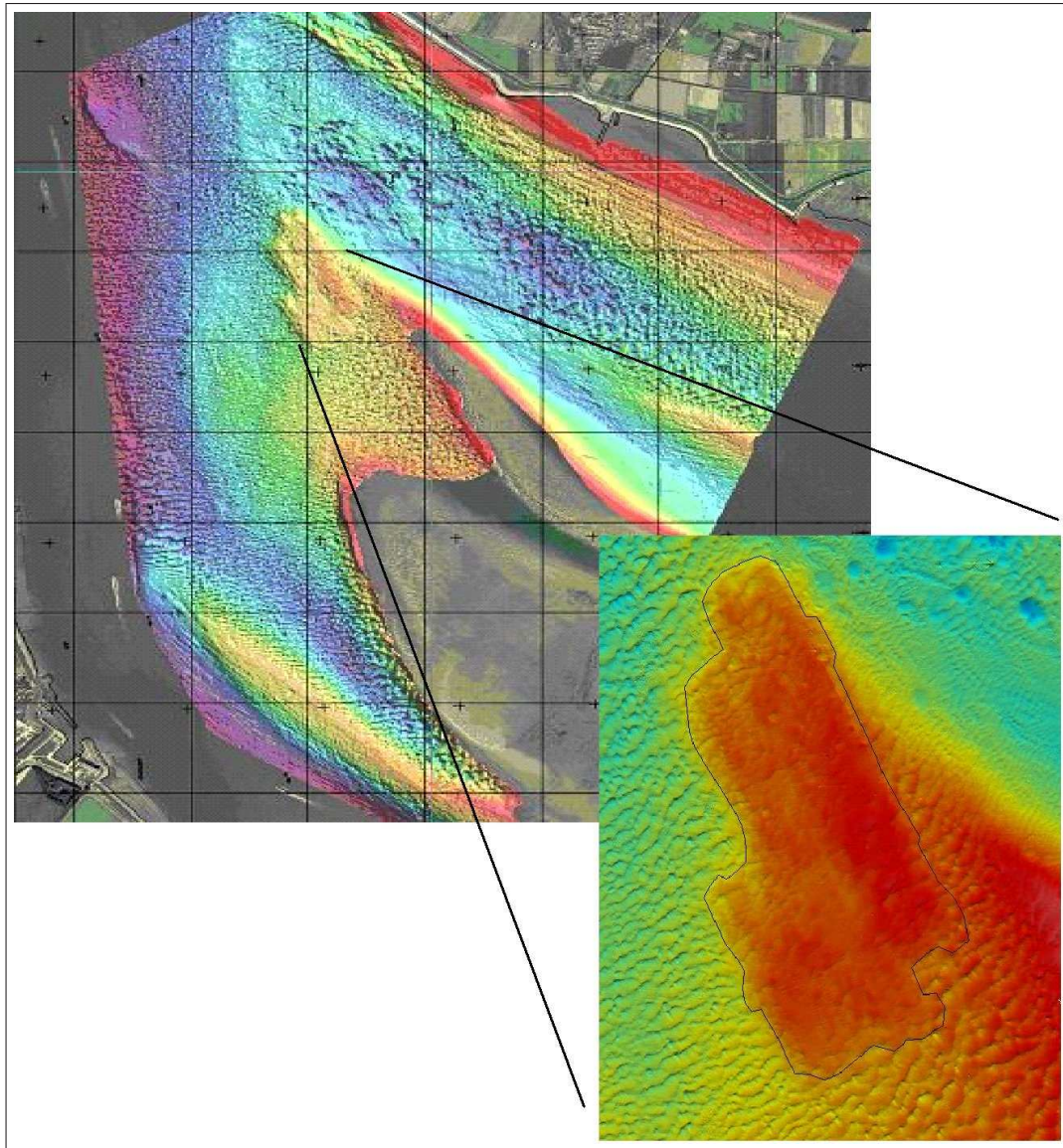
storten te verplaatsen van de secundaire (meestal vloed-) geul naar ondiepe locaties dicht bij eroderende koppen van platen. Daardoor zouden drie doelstellingen kunnen worden verenigd: het verstoppn van de secundaire geulen zou worden verhinderd, het materiaal zou langer ter plaatse blijven liggen omdat het onderhevig zou zijn aan lagere stroomsnelheden, en de morfologie van de platen zou zo kunnen worden beïnvloed dat zij de stroom effectiever verdelen over vloed- en ebgeul.

In het kader van de discussie over deze beheersoptie is besloten een vrij grootschalig veldexperiment uit te voeren bij de Plaat van Walsoorden. Voor dit experiment is 500 000 m³ sediment gestort op een ondiepe subtidale locatie in de omgeving van de plaat. Toestemming voor deze storting is verleend in 2004, en de experimentele dumping met een precisie-diffusor is gestart in november 2004. Het experiment was succesvol in het precies localiseren van het sediment in de bedoelde zone, waar de hoogte van het bed is verhoogd met 2 m (Figuur 2.1).

De ecologische gevolgen van het storten van een dergelijk groot volume sediment zijn moeilijk te voorspellen. Daarom werd een ecologische monitoring gestart om in staat te zijn eventuele negatieve ecologische gevolgen van het storten te detecteren. In de afwezigheid van ongewenste ecologische effecten zou deze alternatieve stortstrategie een belangrijk hulpmiddel kunnen worden bij het beheer en de bescherming van het estuarium.

Hoewel de uiteindelijke doelstelling van de door het PAET voorgestelde strategie is om tegelijk het stortprobleem op te lossen, en de hydraulische en ecologische kwaliteit van het estuarium in stand te houden of zelfs te verbeteren, zijn de doelstellingen van de stortproef beperkter. Door middel van de proef werd in de eerste plaats nagegaan of het gestorte materiaal bleef liggen, rekening houdend met de natuurlijke dynamiek. Morfologisch werd dit vertaald in het criterium dat twee weken na de beëindiging van de stortproef nog 80 % van het materiaal binnen het controleoppervlak aanwezig moest

Figuur 2.1.: Multibeam sonar beeld van de bodem in de omgeving van de westpunt van de Plaat van Walsoorden (© Erwin Leys, Eurosense). Het beeld toont de situatie 8 weken na het eind van het morfologische stortexperiment, met de zone van verhoging van het bed in het detailbeeld.



zijn. Ecologisch mochten zich geen afwijkingen voordoen van de natuurlijke trends. Negatief zou de erosie van het gestorte materiaal zijn, zeker indien dit op de plaat zou terechtkomen.

De monitoring is geen onderzoek van de hypothese dat deze vorm van storten een positief effect zou hebben op de ecologie. Dit positief effect is immers afhankelijk van een uitgebreider storting, naar schatting 4 à 5 miljoen m³, wat in deze proef zelfs niet benaderend werd bereikt.

2.2. Inhoud van het ecologische monitoringprogramma

Er dient een onderscheid gemaakt te worden tussen de effecten van het storten zelf (d.i. op of dichtbij de stortplaatsen) en de ecologische effecten van de veranderde stortstrategie op de ecologie van de platen, in het bijzonder van de Plaat van Walsoorden. Het monitoringprogramma probeert om beide types effecten te evalueren.

2.2.1. Effecten van de veranderde manier van storten

Er kan vanuit worden gegaan dat op de plaats zelf waar een grote hoeveelheid baggerspecie in een keer wordt gestort, de fauna nagenoeg afwezig zal zijn, en zich slechts door immigratie kan hervestigen. In het Eems estuarium nabij Eemshaven, bijvoorbeeld, resulteerde het storten van 544 000 m³ estuarien sediment in een afname van 50 % in de diversiteit van het macrobenthos (Kleef et al., 1992). De manier van storten kan ook invloed hebben op dit proces. Bij het storten met kleppers komt alle specie aanvankelijk op een heel klein oppervlak terecht, terwijl de diffusor de specie gelijkmatiger uitspreidt over een grotere oppervlakte en met een geringere dikte. Dit idee wordt ook ondersteund door gegevens uit de Eemshaven, die aantoonde dat de vermindering van dichtheid in de marofauna correleerde met de dikte van de gestorte sedimentlaag (Kleef et al., 1992).

Op de stortplaatsen herstelt de bodemfauna zich in de maanden die volgen op de ingreep. Juvenielen vestigen zich op de oppervlakte als de samenstelling van het sediment hiervoor gunstig is, en adulte stadia kunnen immigreren uit de omgeving. In verband met het beheer van het estuarium zijn daarbij de effecten op middellange termijn (orde 1 jaar) van groter belang dan de onmiddellijke effecten van het storten.

2.2.2. Indirecte effecten van de veranderde stortstrategie op de ecologie

De stortproef kan direct ecologische effecten hebben op de ecologie van ondiepwatergebieden, maar indirect kunnen ook ecologische effecten worden verwacht op de plaat zelf. Aanvankelijk werd, bij de opzet van het experiment, verwacht dat het sediment op de Plaat verrijkt zou worden in de fijnere fractie, door uitspoelen van slib op de stortplaats en transport naar de plaat. Een ander mogelijk of verwacht effect was dat er versneld

transport van zand naar de plaat zou kunnen optreden. In de Westerschelde is het macrobenthos van het intertidaal gebied veel rijker (in termen van aantal individuen, aantal soorten en biomassa) dan het macrobenthos van het ondiepe en diepe sublittoraal, zodat het intertidaal gebied ook als het meest kwetsbare moet worden beschouwd. Een belangrijke reden voor het ecologische belang van het intertidaal is dat de benthische microalgen een belangrijke voedselbron zijn voor het macrobenthos (Middelburg et al., 2000; Herman et al., 2000). Gezien de nauwe link tussen benthische microalgen en de dynamiek van het sediment (Herman et al., 2001; Van de Koppel et al., 2001) lijkt het dus aangewezen deze component van het voedselweb expliciet mee te nemen in de monitoring.

2.3. Hypotheses die in het monitoringprogramma werden getest.

De volgende hypothesen werden getest aan de hand van de gegevens verzameld in het ecologisch monitoringprogramma:

1. Het storten in de buurt van de kop van de Plaat van Walsoorden zal een negatieve impact hebben op het macrobenthos in de omgeving waar wordt gestort.
2. Het gebruik van de diffusor zorgt voor een andere lokale verspreiding van de baggerspecie dan het gebruik van kleppers, en heeft daardoor een ander effect op het lokale macrobenthos.
3. De samenstelling van het sediment op de Plaat van Walsoorden zal fijner worden na de dumping
4. Sediment van de stortplaats zal naar de Plaat worden verplaatst, waardoor de Plaat versneld zal verhogen.
5. De ecologie van de intertidale zone op de Plaat zal negatief worden beïnvloed door de stortproef.

In dit rapport worden deze hypothesen onderzocht, en worden de beschikbare gegevens geïnterpreteerd in het licht van de vragen die hierbij van belang zijn.

2.4. Aanpak van het ecologische monitoringprogramma

2.4.1. Effecten van de veranderde manier van storten

Dit gedeelte van het monitoringprogramma was in het bijzonder gericht op het meten van de effecten van het storten op het subtidale bodemleven. De soortensamenstelling

en dichtheid van bodemdieren zoals borstelwormen en schelpdieren is zeer gevoelig voor veranderingen in hun leefomgeving (Boyd et al., 2000). Daarom zijn bodemdieren zeer geschikte indicatoren voor monitoring. De bemonsteringstrategie voor het schatten van ecologische effecten was gericht op de middellange termijn (orde 1 jaar) zowel als op de onmiddellijke effecten van het storten. Omdat het niet mogelijk is zowel intensief in de tijd en intensief in de ruimte te bemonsteren, is ervoor gekozen om effecten op het sublittoraal in de omgeving van de stortlocaties te onderzoeken met een relatief dichte ruimtelijke bemonstering, maar slechts op enkele ogenblikken in de tijd. Voor vergelijkbaarheid met bestaande gegevens zijn surveys uitgevoerd van (i) het stortgebied voor diffusor-storten (ii) het stortgebied voor klepperstorten en (iii) een controlegebied waar gegarandeerd niet wordt gestort. Die surveys werden uitgevoerd in september 2004, voor de aanvang van het storten, en in april en september 2005, na afloop van de operatie. De resultaten van deze monitoring worden in hoofdstuk 4 beschreven.

2.4.2. Indirecte effecten van de stortstrategie op de ecologie

Effecten werden vooral verwacht op de geomorfologie en eventueel de bodemsamenstelling van de plaat. De verkennende studies over de nieuwe stortstrategie hebben zich vooral gericht op het zand, dat de hoofdmoot uitmaakt van het sedimentmateriaal en door zijn dynamiek wellicht de geomorfologie vooral bepaalt. In tegenstelling tot de geomorfologie, is de ecologie ook, en zelfs vooral, afhankelijk van de dynamiek van het slib. Slibgehalte van het sediment is een van de belangrijkste ecologische factoren voor het benthos. Zoals eerder aangevoerd was er een kans op relatief grootschalige veranderingen in die bodemkenmerken die van belang zijn voor de ecologie van de plaat (slibgehalte, groei van benthische algen). Daarom werden er regelmatig bemonsteringen uitgevoerd voor de korrelgrootteverdeling van het sediment op vaste gridpunten over de westzijde en het centrale gedeelte van de Plaat. Deze bemonsteringen werden regelmatig gedurende het jaar herhaald na de stortproef. De resultaten van deze analyse zijn te vinden in Hoofdstuk 3.

Intertidale habitats kunnen een hoge mate van ruimtelijke complexiteit vertonen, die wordt veroorzaakt door de interactie tussen fysische randvoorwaarden en biologische processen. Deze ruimtelijke structuur van het habitat is moeilijk in te schatten met traditionele bemonsteringstrategieën op vaste punten. Door het gebruik van *remote sensing* kan een goede schatting van de belangrijkste parameters worden gemaakt, met een zeer grote ruimtelijke resolutie. Schorren en slikplaten zijn bijvoorbeeld met *remote sensing* geïnventariseerd door Thomson et al. (2003), die gebruik maakten van een CASI scanner vanuit een vliegtuig om de vegetatie en sedimenten in de Wash (Engelse oostkust) te classificeren. Zij konden onderscheid maken tussen zes vegetatietypes en vier sedimentklassen. In hetzelfde gebied hebben Yates et al. (1993) een succesvolle classificatie uitgevoerd van zandige en slibbige sedimenten met behulp van (satelliet-gebaseerde) Landsat TM beelden. Door veldgegevens en beelden uit *remote sensing* te combineren,

kunnen zeer goede ecotopenkaarten worden geproduceerd, bv. Deronde et al. (2006). Een dergelijke analyse wordt beschreven in Hoofdstuk 3.

Het macrobenthos wordt algemeen beschouwd als een belangrijke variabele bij de monitoring van veranderingen in het mariene milieu. De belangrijkste redenen voor het belang dat wordt gehecht aan macrobenthos-monitoring zijn:

- het macrobenthos heeft een grotendeels sedentaire levenswijze. Veranderingen in het macrobenthos integreren veranderingen in de abiotische omstandigheden op een bepaalde plaats in het estuarium
- het macrobenthos is een belangrijke factor in het ecosysteem. Een ruim percentage van de primaire productie, zowel in waterkolom (fytoplankton) als op de bodem (microfytobenthos) wordt door het macrobenthos als voedsel gebruikt. Veranderingen in het macrobenthos vertalen zich dus in functionele veranderingen in het ecosysteem
- het macrobenthos is gevoelig voor veranderingen in de abiotische factoren in het ecosysteem. Het is duidelijk aangetoond dat zowel de soortensamenstelling van het macrobenthos, als de totale dichtheid en biomassa in sterke mate worden bepaald door korrelgrootteverdeling van het sediment, hoogteligging, stroomsnelheid, vochtgehalte en concentratie chlorofyl in het sediment. Veranderingen in deze abiotische omstandigheden zullen zich dan ook vertalen in veranderingen in het macrobenthos.

De responstijd van het macrobenthos op verstoringen in het milieu is variabel. De dominante soorten macrobenthos in de Westerschelde hebben een levensduur die varieert van enkele maanden tot meerdere decennia. De meeste soorten hebben één tot twee reproductieperioden per jaar, vaak door middel van pelagische larven. Opportunistische soorten, d.i. de soorten die snel toenemen na een verstoring, kunnen echter zeer snel en bijna het gehele jaar door reproduceren. Vaak leiden verstoringen tot een snelle dominantie van deze opportunistische soorten, waarna geleidelijk de andere soorten binnendringen en overnemen. Daardoor kan men op meerdere tijdschalen het effect van verstoring waarnemen. Na zeer sterke verstoringen kan het meerdere jaren duren voordat de oorspronkelijke gemeenschap is hersteld, maar reeds zeer snel na de verstoring kan men de effecten zien. Wanneer in een periode van één jaar na een veronderstelde verstoring geen effecten op het macrobenthos kunnen worden waargenomen, kan men met redelijke zekerheid stellen dat de veronderstelde effecten zeer klein of afwezig zijn.

Verschillende maatgevende wettelijke bepalingen, in het bijzonder de Vogel- en Habitatrichtlijnen richten zich expliciet op soorten in hogere trofische niveau's, zoals vogels, vissen en zoogdieren. Het macrobenthos bekleedt een essentiële positie in het voedselweb dat deze groepen onderhoudt. Wanneer men, zoals in dit experiment, wil nagaan of een (beperkte) morfologische ingreep effect zou kunnen hebben op vogels of vissen, is het

meer aangewezen het macrobenthos intensief te bemonsteren dan rechtstreeks naar de vogels en vissen te kijken. Voor zowel vogels en vissen geldt immers dat de aantallen die in een estuarium kunnen worden waargenomen slechts een deel van hun levenscyclus, en een klein deel van hun geografische verspreiding betreffen. De dynamiek van trekvogels wordt mede bepaald door wat er in de broedgebieden en overwinteringsgebieden gebeurt, en kan dus moeilijk rechtstreeks worden gerelateerd aan de plaatselijke omstandigheden in de buurt van een beperkt experiment. Ook voor vissen, met name de juveniele vissen die belangrijk zijn in estuaria, geldt dat factoren op de paaiplassen en onderweg, en de dynamiek van de volwassen populatie op open zee mede bepalend zijn voor de aantallen die in een estuarium worden gevonden. Het bemonsteren van het macrobenthos geeft een goed idee van de *mogelijkheden* voor deze hogere trofische niveau's, en kan dus aangeven of de groeiomstandigheden als gevolg van het stortexperiment zijn toe- dan wel afgenomen.

Onze bemonstering was erop gericht om veranderingen in ruimtelijke patronen van macrobenthos over de gehele plaat te detecteren, omdat de ruimtelijke schaal van verandering in ecologisch belangrijke factoren groter zou kunnen zijn dan die in morfologie. Met name de verspreiding van slib kan een grotere ruimtelijke schaal kennen dan die van zand. Omdat ook hier de effecten op middellange termijn belangrijker zijn voor het beheer dan de effecten op zeer korte termijn, hebben wij gekozen voor intensieve ruimtelijke surveys op dezelfde tijdstippen als voor het sublittoraal. Beschrijving van deze resultaten zijn in Hoofdstuk 4 te vinden.

3. Effecten van storten op het intertidale habitat

Dit hoofdstuk behandelt veranderingen in sedimentologie, hoogteligging, vochtgehalte en chlorofylgehalte van het sediment op de Plaat van Walsoorden. Vergelijkingen zijn gemaakt tussen 2004 (vóór storting) en 2005 (na storting), en waar mogelijk zijn de metingen in een langer historisch perspectief geplaatst.

Er werden geen significante verschillen tussen de jaren 2004 en 2005 in sedimentsamenstelling in het intertidaal gemeten. Over een periode van 15 jaar zien we wel belangrijke verschuivingen. Met het verschijnen van grovere zandsoorten op het westelijke uiteinde van de Plaat is het sediment meer variabel in samenstelling geworden.

Er waren geen trendbreuken in het sedimenthoogtepatroon na het experiment. Veldmetingen van reflectiespectra van het sediment toonden sterke seizoenale fluctuaties, zoals is te verwachten. Er werden geen significante verschillen tussen 2004 en 2005 waargenomen.

De Plaat van Walsoorden kende een sterke verhoging over bijna de gehele oppervlakte in de vroege jaren 1990, met als resultaat dat zich schorren zijn beginnen te vormen op de hoogste delen van de plaat. Recenter zijn veranderingen in hoogte en in morfologie trager gegaan, hoewel een geleidelijke verhoging en een vergroting van het schorareaal nog steeds wordt waargenomen. Bepaalde zones langs de zuidelijke rand van de plaat zijn dynamischer en kennen grote fluctuaties in hoogteligging, misschien veroorzaakt door de migratie van kreekjes. Chlorofylconcentraties in de zomer hadden een gelijkaardige ruimtelijke verdeling vóór en na het stortexperiment. remote sensing met optische beelden toonde een zeer sterke correlatie met hoogteligging bepaald met LIDAR in 2004 en 2005. Ecotopenclassificatie toonde aan dat geen significante wijzigingen in de voornaamste sedimenttypes zijn opgetreden door het stortexperiment.

3.1. Inleiding

Een opvallend kenmerk van het Westerschelde estuarium is de aanwezigheid van vele zandbanken en slikplaten die bij laagtij droogvallen. Deze intertidale gebieden zijn rijke voedselgronden voor vele duizenden inheemse en overwinterende vogels en voor grote populaties van juveniele vissen en schelpdieren. De Plaat van Walsoorden is één van de grootste intertidale gebieden van het estuarium.

Figuur 3.1.: Voorbeelden van op de Plaat van Walsoorden voorkomende ecotopen. Linksboven: grof zand met megaribbels op de noordelijke landtong (NLT); Linksonder: *Spartina*-eiland nabij meetstation B15; Rechtsboven: *Vaucheria*- en cyanobacteriënmatt bij B9; Rechtsonder: diatomeeënbiofilm bij B17



De Plaat van Walsoorden bestaat uit verschillende sedimenttypes variërend van slikkig zand tot grof zand (Figuur 3.1). De fijnkorrelige sedimenten worden in de vlakke, centrale delen van de Plaat afgezet, terwijl de noordelijke en zuidelijke randen zandig zijn, met een duidelijke ribbelstructuur. Het centrale gedeelte bevat eveneens een droogvallend gebied met schorvegetatie. In het westelijke gedeelte, dicht bij de stortplaats, heeft zich een zandige landtong ontwikkeld. Deze plaat is hoger gelegen dan andere intergetijdengebieden in de Westerschelde (Figuur 3.1), met $> 85\%$ van de oppervlakte boven 0 m NAP.

De ecologische kwaliteit van intertidale habitats wordt in grote mate bepaald door de sedimentsamenstelling. Korrelgrootte van het sediment is een sleutelparaameter, welke is gerelateerd aan het watergehalte, organisch materiaal en de populatiedichtheid van microfyto-benthos en macrobenthos. Naast sedimentsamenstelling is de hoogte van een plaat belangrijk voor het voorkomen van verschillende soorten biologische gemeenschappen. Een stijging relatief tot de getijdencurve van het estuarium betekent een langere droogvaltijd, wat leidt tot een grotere beschikbaarheid van licht voor de primaire pro-

ducenten, maar ook tot een grotere blootstelling aan extreme temperaturen en zoutgehaltes. Voor het macrobenthos zal een verhoogde ligging en droogvaltijd leiden tot minder beschikbare tijd voor foerageren, eiafzetting en vestiging, tot een hoger risico op predatie door vogels maar een lager risico op predatie door vissen, krabben en garnalen. Het is duidelijk dat veranderingen in hoogteverdeling ingrijpende gevolgen kunnen hebben voor de ecologie van een bentisch systeem.

Door de variatie in sedimenthoogte, sedimentsamenstelling en gehalte aan chlorofyl (indicatie voor voedsel zoals benthische algen) bestaan grote intergetijdengebieden uit een mozaïek van verschillende habitattypen. Afhankelijk van het habitat wordt een verschillend macrobenthos verwacht. Het karteren van habitattypen kan niet zeer gedetailleerd gebeuren op basis van alleen maar traditionele puntbemonstering. Daarom hebben we *remote sensing* gebruikt als een techniek die gedetailleerde, hoge-resolutiekaarten van prominente oppervlaktekenmerken mogelijk maakt. Optische *remote sensing* gebruikt informatie van verschillende delen van het elektromagnetische spectrum om zo doelgebieden in bekende typen te classificeren. Onderdelen van het sediment zoals slib, benthische algen, organische materiaal en interstitieel water hebben ieder een duidelijk te onderscheiden signatuur in het zichtbare en infrarode deel van het spectrum. Het gebied rond de Plaat van Walsoorden is tijdens de zomergroeiperiode (juni 2004 en juni 2005) in kaart gebracht met een geavanceerde hyperspectrale radiometer vanuit vliegtuigen en de resultaten hiervan zullen in dit hoofdstuk worden besproken.

Gedurende het project hebben wij puntbemonstering en *remote sensing* beelden gecombineerd om het meest accurate beeld van de ecologie van de Plaat van Walsoorden te schetsen. Dit is verwerkt in een habitatkaart voor de plaat.

Effecten van het stortingsexperiment worden ecologisch significant geacht als één of meer van de volgende condities wordt overschreden. Deze condities zijn *a priori* op de kick-off meeting van het project in 2004 bepaald.

1. Trends in sedimentkorrelgrootte van het intertidaal dienen de historische grenswaarden voor deze regio van het estuarium niet te overschrijden.
2. Een blijvende stijging of daling in sedimenthoogte van meer dan 4 cm op eender welk deel van de Plaat mag niet voorkomen.
3. Significante veranderingen in aanwezige habitattypen in het intertidale gebied van de Plaat mogen niet voorkomen.

Dit onderdeel van het ecologisch monitoringprogramma was erop gericht na te gaan of aan deze voorwaarden werd voldaan gedurende het stortexperiment. Daarbij werd de hypothese, volgens dewelke de stortproef effect zou hebben op het sediment op de plaat, onderzocht.

3.2. Beschikbare gegevens

3.2.1. Historische data NIOO over korrelgrootte

De eerste uitgebreide metingen van de sedimentsamenstelling op de Plaat van Walsoorden en omliggende gebieden werden uitgevoerd in het kader van het RIKZ project OostWest (T. Ysebaert, pers. comm.). Er zijn in september 1990 33 intertidale sites bemonsterd, waarvan de gegevens zijn toegevoegd aan de Walsoorden database.

3.2.2. Historische data RIKZ over korrelgrootte

Het RIKZ heeft, als deel van het MOVE programma (monitoring van de effecten van de verruiming 48/43), permanente meetstations door het gehele Westerschelde estuarium. Op de Plaat van Walsoorden zijn er twee noord-zuid transecten uitgelegd (Figuur 3.2) waarlangs het sediment op verschillende stations maandelijks is bemonsterd. Voor de maand september van de jaren voorafgaand aan het experiment, 2002 en 2003, zijn de gegevens beschikbaar gesteld. Deze gegevens zijn aan de Walsoorden database toegevoegd.

3.2.3. Monitoringprogramma NIOO voor korrelgrootte

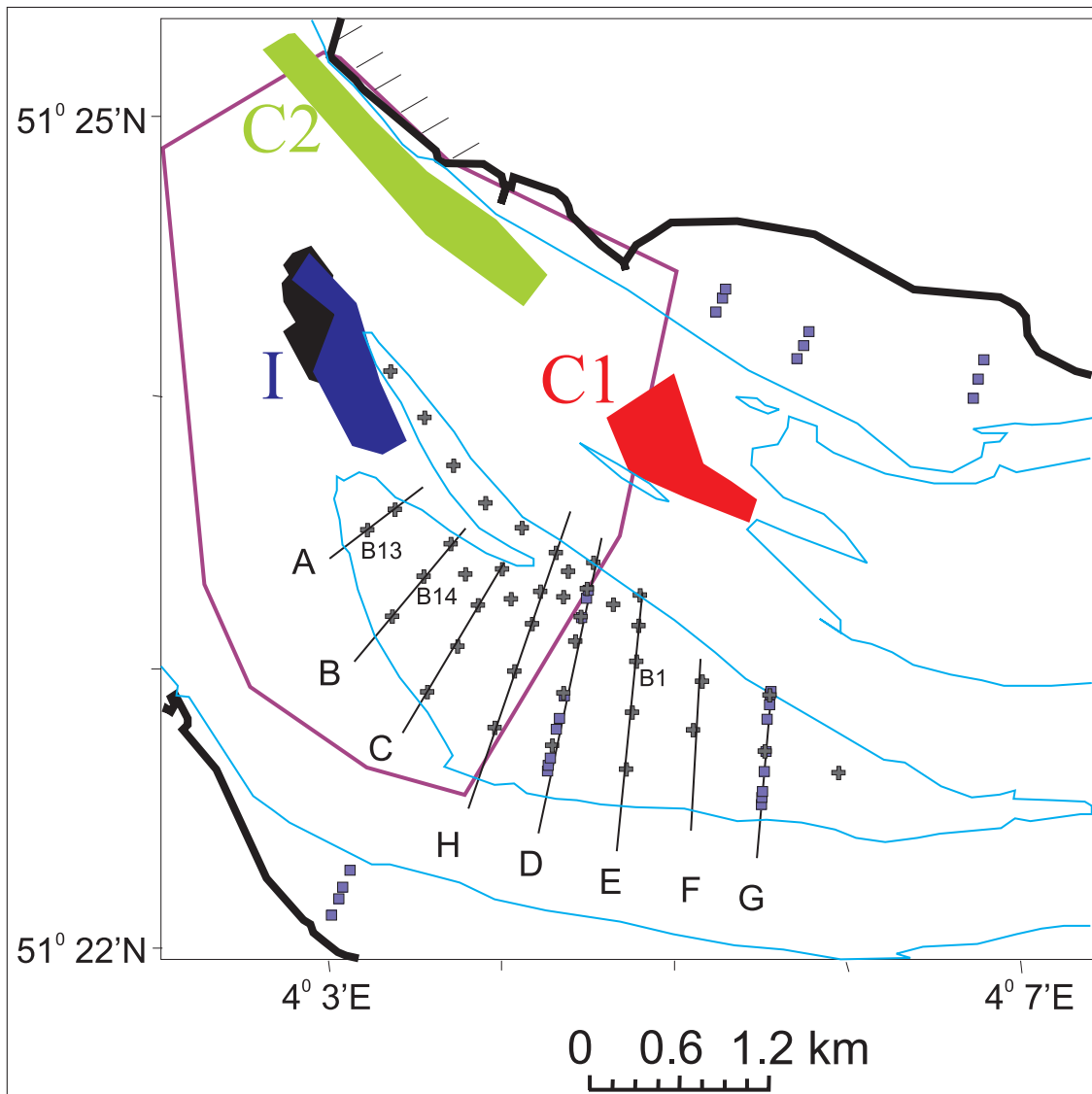
Na het classificeren van verscheidene *remote sensing* beelden uit de periode 2002-2003, verkregen via het NIOO, werden 40 bemonsteringstations gekozen. De stations werden zo gekozen dat een maximale variabiliteit in sedimentsamenstelling werd bemonsterd. De dichtheid van de stations was het hoogst in het westelijk deel van de plaat, waar de meeste veranderingen worden verwacht (Figuur 3.2).

Een baseline onderzoek aan de hand van monsternames van de bovenste 1 cm van het sedimentoppervlak is in september/oktober 2004 uitgevoerd voor de westelijke en centrale gebieden van de Plaat van Walsoorden, inclusief de noordelijke landtong (NLT). Gedurende de stortingsperiode (17 november t/m 20 december 2004) en de daaropvolgende maand werden representatieve stations geselecteerd en bezocht. Eind januari 2005 is er een grootschalige herbemonstering van het westelijk deel uitgevoerd. Daarna werden intertidale bemonsteringcampagnes uitgevoerd in maart, mei, juli, september en oktober 2005.

3.2.4. Sedimenthoogte uit veldmetingen

Om specifieke informatie over de Plaat van Walsoorden op te zoeken werd het NIOO toegang verleend tot de MOVE database. De betreffende metingen zijn uitgevoerd in de periode 1988 tot 2004 en de meest recente metingen werden in december 2004 verricht, gedurende week 4 van de storing.

Figuur 3.2.: Kaart met de positie van de verschillende bemonsteringslocaties die in dit rapport worden besproken. Vierkantjes: MOVE (RIKZ) stations; kruisjes: intertidale NIOO stations. NIOO-stations voor hoogtemeting zijn aangeduid met het stationsnummer. Tevens zijn de Impact, Controle1 and Controle2 gebieden voor het subtidaal aangeduid (zie Hoofdstuk 5), en de multibeam-zone B (paars). De zwarte zone (gedeeltelijk onder zone I verborgen, is het intentionele stortgebied



Om de veranderingen in sedimenthoogte ten gevolge van erosie- of depositieactiviteiten na te gaan, werd beslist om additionele monitoringstations te installeren. De permanente MOVE transecten staan afgebeeld in Figuur 3.2, evenals de posities van de drie extra stations van het NIOO. Deze stations zijn: B18, het centrale, hoogste gebied van de Plaat; B14, een groot homogeen gebied (geïdentificeerd door classificatie van satellietbeelden); B13, gelokaliseerd in een gebied met megaribbels, dicht bij de laagwaterlijn.

3.2.5. Sedimenthoogte uit laser altimetrie

In 2001 en 2004 werd door de Adviesdienst Geo-informatie en ICT van Rijkswaterstaat (RWS) de hoogte van de intertidale gebieden in het Westerschelde estuarium gemeten met behulp van laser altimetrie. Deze bestanden werden van de RWS Meetinformatiedienst in Vlissingen verkregen (contact: Edwin Paree). In 2005 werd door Eurosense met behulp van laser altimetrie de hoogte van de intertidale gebieden op de Plaat van Walsoorden gemeten (contact Erwin Leys). Deze gegevens zijn op de CD te vinden.

3.2.6. Reflectiespectrum

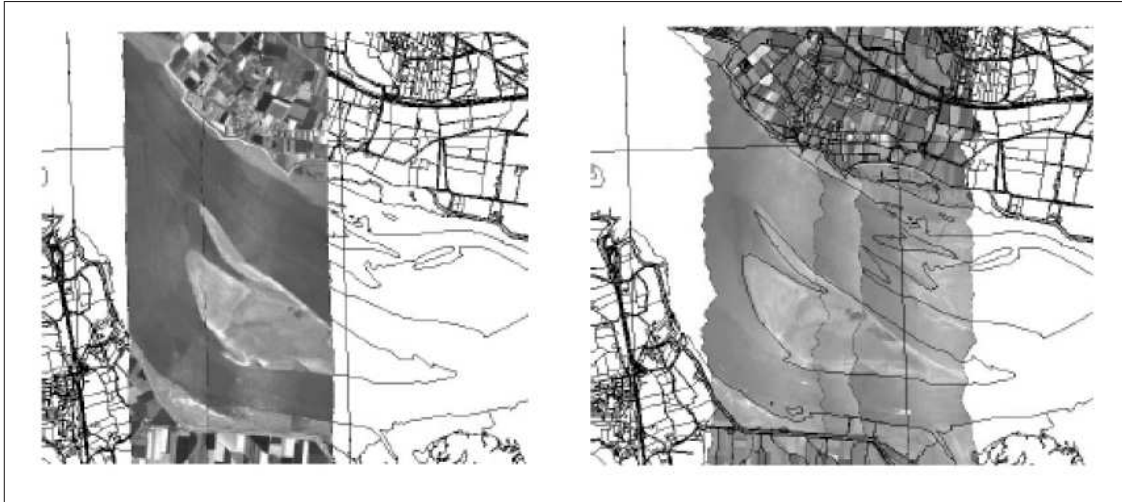
Metingen van het reflectiespectrum werden zoveel mogelijk gecombineerd met de veldbemonsteringen voor sedimentsamenstelling en sedimenthoogte. Door de beperkte beschikbare tijd gedurende een laagtij, zijn niet steeds alle punten bemonsterd. De contourplots in Figuur 3.15 geven precies aan waar en wanneer hiervoor is gemonsterd. Details kunnen op de CD worden gevonden.

3.2.7. Ecotoopclassificatie d.m.v. remote sensing

Remote sensing beelden uit vliegtuigen werden aangewend om aan de hand van spectrale analyse een beeld te kunnen schetsen van de situatie vóór en na de proefstorting. In juni 2004 en juni 2005 werd een door een vliegtuig vervoerde geavanceerde hyperspectrale scanner ingezet. Geclassificeerde beelden worden op de data CD geleverd.

- Vóór de proef
 - 8 juni 2004 Hymap (TIDSED-project; Belspo)
 - Atmosferisch en geometrisch gecorrigeerde pixels
 - 2 vlieglijnen (Figuur 3.3a)
 - 128 spectrale banden (442nm - 2482nm) (band 1 en 128 onbruikbaar)
 - 4m ruimtelijke resolutie
 - Projectie: UTM WGS84
- NA de PROEF

Figuur 3.3.: Remote sensing vlieglijnen in 2004 (links) en 2005 (rechts).



- 27 juni 2005 CASI II
- Geometrisch gecorrigeerd
- 3 vlieglijnen (Figuur 3.3b)
- 18 spectrale banden (443nm - 960nm)
- 4m ruimtelijke resolutie
- Projectie: UTM WGS84

Luchtfotografie en *remote sensing* beelden van andere jaren in de periode 1993-2002 zijn verkregen uit verschillende projecten over de Westerschelde.

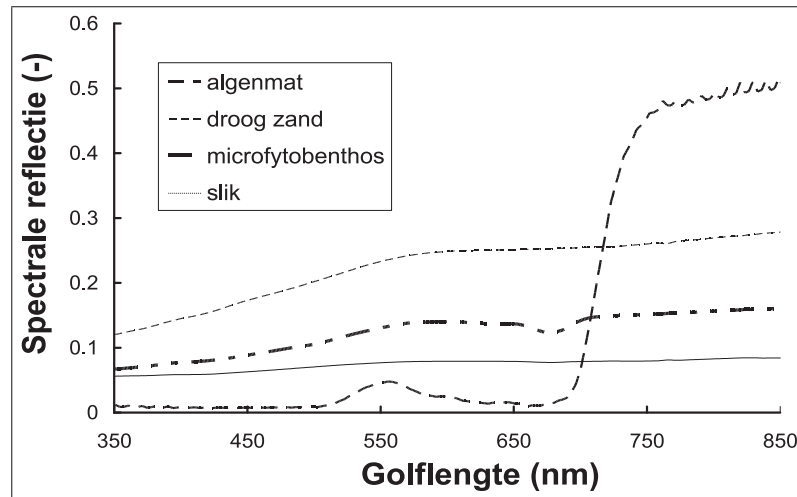
- 1993 NERC (UK) / RIKZ (NL)
- 1998 EU ISLED (NIOO)
- 2002 EU BIOPTIS (NIOO)

3.3. Analysemethoden

3.3.1. Korrelgrootteanalyse

Sedimentmonsters werden gevriesdroogd en gehomogeniseerd door te zeven (maaswijdte 1 mm). Een submonster werd geresuspendeerd in zoetwater en geanalyseerd met een

Figuur 3.4.: Typische reflectiespectra van sedimenten van verschillende types op de Plaat van Walsoorden.

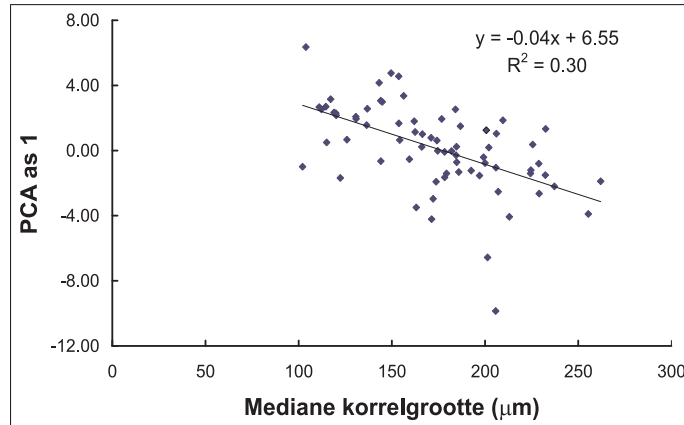


Malvern Laser Particle Sizer. De korrelgrootte werd geanalyseerd en kernparameters van de korrelverdeling berekend. De belangrijkste parameters zijn de mediane korrelgrootte (D50, in μm) en het percentage slib (gedefinieerd als sedimentpartikels kleiner dan $63 \mu\text{m}$). Verder werden onderscheiden: het percentage zeer fijn zand (partikels tussen 63 en $125 \mu\text{m}$), het percentage fijn zand (125 - $250 \mu\text{m}$) en middelgrof zand (250 - $500 \mu\text{m}$).

De gegevens werden verzameld in 8 transecten, 4 in het veronderstelde impactgebied (transect A, B, C en H) en 4 op redelijke afstand van de storting (D, E, F, G in Figuur 3.2). De transecten zijn loodrecht op de as van de Plaat gelokaliseerd, wat overeenkomt met de hoofdrichting van de verschuiving in korrelgrootte (korrelgrootte wordt lager van west naar oost). De stations binnen elk transect kunnen daarom worden opgevat als replica's en zijn geplot als een tijdsserie met gemiddelden en standaarddeviaties. Twee transecten, D en G, kwamen exact overeen met de transectlijnen van het MOVE programma en kunnen daarom direct worden vergeleken.

Om een algemene indruk te geven van de sedimentsamenstelling in de historische situatie (1990) en voor de perioden vóór (september 2004) en na (september 2005) het experiment, worden D50-contourplots gebruikt. Deze contourplots werden gemaakt met gebruikmaking van kriging interpolatie in Surfer 7.

Figuur 3.5.: Correlatie tussen mediane korrelgrootte bepaald met Malvern analyse, en de eerste PCA as van de analyse van de reflectiemeting op de overeenkomende punten in het veld



3.3.2. Spectrale Reflectie

Metingen van de ‘kleur’ van het sedimentoppervlak werden uitgevoerd met behulp van een draagbare hyperspectrale radiometer (Ramses Trios, Duitsland). Individuele spectra werden gemeten op een hoogte van 40 cm boven het sedimentoppervlak en per locaties werden er drie toevallig gekozen metingen uitgevoerd. Typische reflectiespectra voor verschillende habitats op de plaat worden getoond in Figuur 3.4. Voor iedere locatie werden de spectra geconverteerd naar reflectie-eenheden en opgeslagen in een database met 1 waarneming voor ieder 1 nm interval tussen 350 en 900 nm. Alle 238 reflectiespectra zijn aan het eind van het Walsoorden project verwerkt door eerst de individuele golflengtes te reduceren tot een set van 10 spectrale banden (‘MERIS’ banden), equivalent aan de banden die werden gebruikt tijdens de *remote sensing* operaties door NIOO in 2002 tot en met 2003. De 10 spectrale banden zijn vervolgens gereduceerd tot een serie eigenvectoren door gebruik te maken van een principale componenten analyse (PCA). De eerste twee assen van de PCA vertegenwoordigden meer dan 95% van de spectrale variatie. PCA as 1 was gecorreleerd aan de mediane korrelgrootte van het sediment (Figuur 3.5), wat een belangrijke indicatie is dat beeldmateriaal uit optische remote sensing inderdaad gebruikt kan worden om bepaalde kenmerken van getijdenplaten te classificeren. De reflectiespectra die sinds 2002 door NIOO in de Westerschelde zijn verzameld zijn ook sterk gecorreleerd met de chlorofyl a concentratie aan het sedimentoppervlak.

3.3.3. Sedimenthoogte uit veldmetingen

De sedimenthoogte werd gemeten ten opzichte van een 3 m lange staaf, die horizontaal vastgemaakt was op een afstand van 50-65 cm boven het sedimentoppervlak. Om storingen te vermijden, werd de staaf tussen de metingen uit de houder verwijderd.

3.3.4. Sedimenthoogte uit Laser Altimetrie

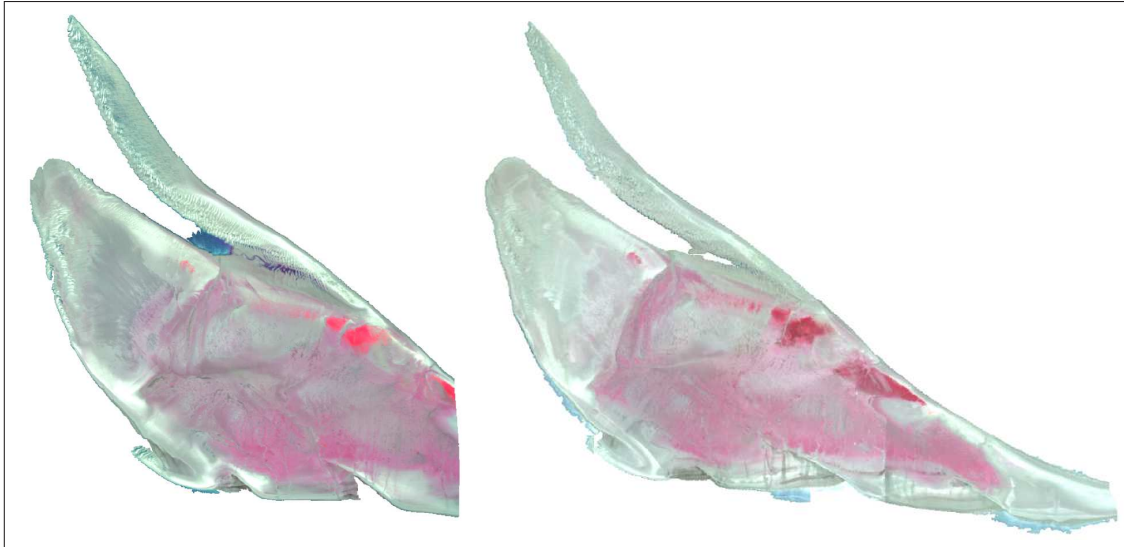
Bij de laser altimetrie methode wordt de terugkeertijd van een pulslaserstraal tussen een vliegtuig en het aardoppervlak gemeten. Als de positie van het vliegtuig nauwkeurig wordt gemeten met differentiaal GPS en het *inertial navigation system* (INS) kan de hoogte van het oppervlak met een grote nauwkeurigheid worden geschat. Banen van meetpunten worden in een GIS gecombineerd om een digitaal hoogtemodel (DHM) van het gebied te produceren. De bestanden werden in het Arc Info formaat (.e00) aangeleverd, en werden in het NIOO geconverteerd naar het Erdas Imagine raster formaat (.img) voor een vergelijking met *remote sensing* beelden en voor integratie in het Walsoorden project GIS. De vlucht in 2001 werd aangeleverd met een 5 m pixel resolutie, en die in 2004 met een 2 m resolutie, maar beide beelden werden herbewerkt tot een 5 m resolutie. Het DHM van 2004 vertoont een groot aantal 'missing pixels'. Deze werden verwijderd met behulp van een 3x3 mediaan-filter (geen gemiddelde, aangezien dit de hoogte van alle omgevende pixels omlaag zou halen). Het gebruikte coördinatensysteem is WGS 84 UTM zone 31N, na conversie van het Nederlands RD systeem.

3.3.5. Ecotoopclassificatie en veranderingen in gebiedsoppervlakte

De hyperspectrale beelden zijn in beide gevallen genomen binnen één uur vóór of na laagwater en zijn nauwkeurig gekalibreerd aan hetzelfde geografische coördinatensysteem (WGS 84 UTM zone 31N). ERDAS IMAGINE 8.7 werd gebruikt voor alle beeldbewerking. De twee Hymap-vlieglijnen en de drie CASI II-vlieglijnen werden via 'merging' samengevoegd tot 1 beeld. Om het CASI II-beeld atmosferisch te corrigeren, werd gebruik gemaakt van de 'empirical line method'. Hierbij wordt per band een regressielijn berekend tussen geselecteerde invariante objecten in het te corrigeren beeld (CASI II) en een referentiebeeld (in dit geval het Hymap beeld). Invariante objecten zijn beeldelementen die geen variabele reflectie vertonen in de tijd. Op het CASI II en het Hymap-beeld werden onder andere volgende objecten geselecteerd: daken van huizen, autosnelwegen, droge zandvlaktes, vijvers. Bestanden met de contouren van de Plaat (extractie gebaseerd op reflectie in de IR-band) werden gebruikt om alles wat buiten het studiegebied valt te maskeren en zo enkel het deel over te houden dat verder verwerkt zal worden (Figuur 3.6).

Om bij de verdere analyse onderscheid te kunnen maken tussen het schor en microfyto-benthos (MFB), werd vooraf een discriminatie-ratio toegepast, welke door Kromkamp

Figuur 3.6.: ‘False colour’ composiet beelden van 2004 (HyMAP, links) en 2005 (CASI II, rechts)



et al. (2006) werd ontwikkeld om de aanwezigheid van macrofyten te detecteren. Gebruikte banden: (13/9) / (4/9)

De originele beelden werden op basis van deze index gemaskeerd, eenmaal voor schor (index > 2), en eenmaal voor MFB (index < 2). Voor beide beelden werd afzonderlijk voor schor en MFB een kaart aangemaakt, gebaseerd op de normalised difference vegetation index (NDVI) met banden 14 (infrarood) en 8 (rood). $NDVI = (14-8)/(14+8)$

Om beelden van beide jaren beter (absoluut) te kunnen vergelijken, werden ze geclassificeerd. De classificatie omvatte verscheidene stappen:

1. Een Principale Component Analysis (16 componenten) werd uitgevoerd op beide beelden.
2. Een niet-gesuperviseerde classificatie (ISODATA, 15 iteraties) werd uitgevoerd op de eerste drie principale componenten. Het aantal klassen bedroeg 20 (zodat deze nadien handmatig, op basis van andere eigenschappen dan alleen reflectie, gehergroepeerd konden worden).
3. Combinatie met andere beschikbare data – finale classificatie. Voor de 40 stations waarvoor veldgegevens beschikbaar zijn, werden de overeenkomstige ISODATA-klasse, NDVI-waarde, PC1/PC2/PC3, hoogte en hellingsgraad omgezet van pixels op de kaarten naar ASCII-tabellen. [De kaarten werden wel eerst teruggebracht

naar een resolutie van 12m (3x3 pixels, nearest neighbour), zodat de pixelgrootte groter bleef dan de GPS meetfout (5m) bij het lokaliseren van de stations op het terrein.] NDVI-waarde, gemiddelde korrelgrootte, percentage slib en hoogte werden omgezet naar één code, om onderlinge vergelijking tussen de verschillende ISODATA-klassen te vergemakkelijken. Op basis van gelijkaardige codes, werden de oorspronkelijke 20 klassen gegroepeerd tot 7 klassen:

- Vochtige gebieden
- matige concentratie MFB
- Hoge concentratie MFB
- Zeer hoge concentratie MFB
- Schor
- Fijn zand
- Zand

Het geclassificeerde beeld werd eenmaal gefilterd (3x3 window). Uiteindelijk zijn driedimensionale beelden van de plaat gecreëerd met behulp van de Virtual GIS tools in Erdas Imagine. De 3D-afbeeldingen bestaan uit een DHM met de classificaties als overlay. Deze kunnen vanuit verschillende hoeken bekeken worden, met een verschillende lichtinval. Deze beelden geven een accuraat beeld van het intertidaal gedurende de zomer groeiperiode. Het beeld van 2005 kan als een movie file bekeken worden op de CD (walcircle.mov).

3.3.6. Afbeeldingen uit het historisch archief

Een serie luchtfoto's uit de afgelopen 15 jaar is verzameld. Het was niet mogelijk alle afbeeldingen naar dezelfde eenheden van gekalibreerde reflectie te converteren, en in sommige gevallen was de geografische correctie niet accuraat. Niettemin zijn deze afbeeldingen bruikbaar om de belangrijkste morfologische ontwikkelingen van de Plaat, zoals de waterlijn en het ontstaan van een schor, te tonen.

3.4. Resultaten

3.4.1. Korrelgrootte

De studie van 1990 toonde aan dat de mediane korrelgrootte het hoogst was in het westelijke deel van de Plaat en dat deze langs de hoofdas, in de richting van het midden, lager werd. (Figuur 3.7a). De kleinste korrelgroottes werden gevonden in het centrale en het zuidelijke deel van de Plaat. De gemiddelde waarde voor D50 was toentertijd 160 μm (standaarddeviatie 27 μm), gebaseerd op een steekproef van 33 stations.

De intertidale monsters van de Plaat van Walsoorden aan het begin van de storting in 2004 vertoonden een nog grotere variabiliteit in korrelgrootte (Figuur 3.7b). Het westelijk deel van de Plaat bestaat uit zand met een vergelijkbare korrelgrootte als de subtidale monsters in het diffusorgebied (zie Hoofdstuk 5). Dit westelijke gedeelte, evenals de zuidwestelijke rand van de Plaat (rond station B5), is onderhevig aan hoge stroomsnelheden. Het centrale gedeelte van de Plaat is minder dynamisch en heeft een mediane korrelgrootte van minder dan 100 μm . Het hoogste slibgehalte werd geregistreerd op station B3 (32%). Op dit tijdstip was de gemiddelde waarde voor D50 171 μm (standaarddeviatie 41 μm), gebaseerd op het NIOO grid van 40 stations.

De samenstelling van de Plaat in september 2005, 10 maanden na de storting, was zeer gelijkaardig aan de beginsituatie in september 2004 (Figuur 3.7c). De isolijnen voor de mediane korrelgrootte (D50) staan loodrecht op de lengtes van de Plaat van Walsoorden. De westelijke punt wordt gekenmerkt door goed gesorteerde zandsoorten en bewegend van noordwest naar zuidoost, langs de hoofdas van de Plaat, vinden we achtereenvolgens fijne zandsoorten en slijkgig zand. De gemiddelde waarde voor D50 op dit tijdstip was 178 μm (standaarddeviatie 37 μm), gebaseerd op het NIOO grid van 40 stations.

Samenvattend is de Plaat, over een periode van 15 jaar, met het verschijnen van grover zand in de westelijke punt, meer variabel in samenstelling geworden. Er is geen significant verschil in sedimentsamenstelling vóór en na het experiment.

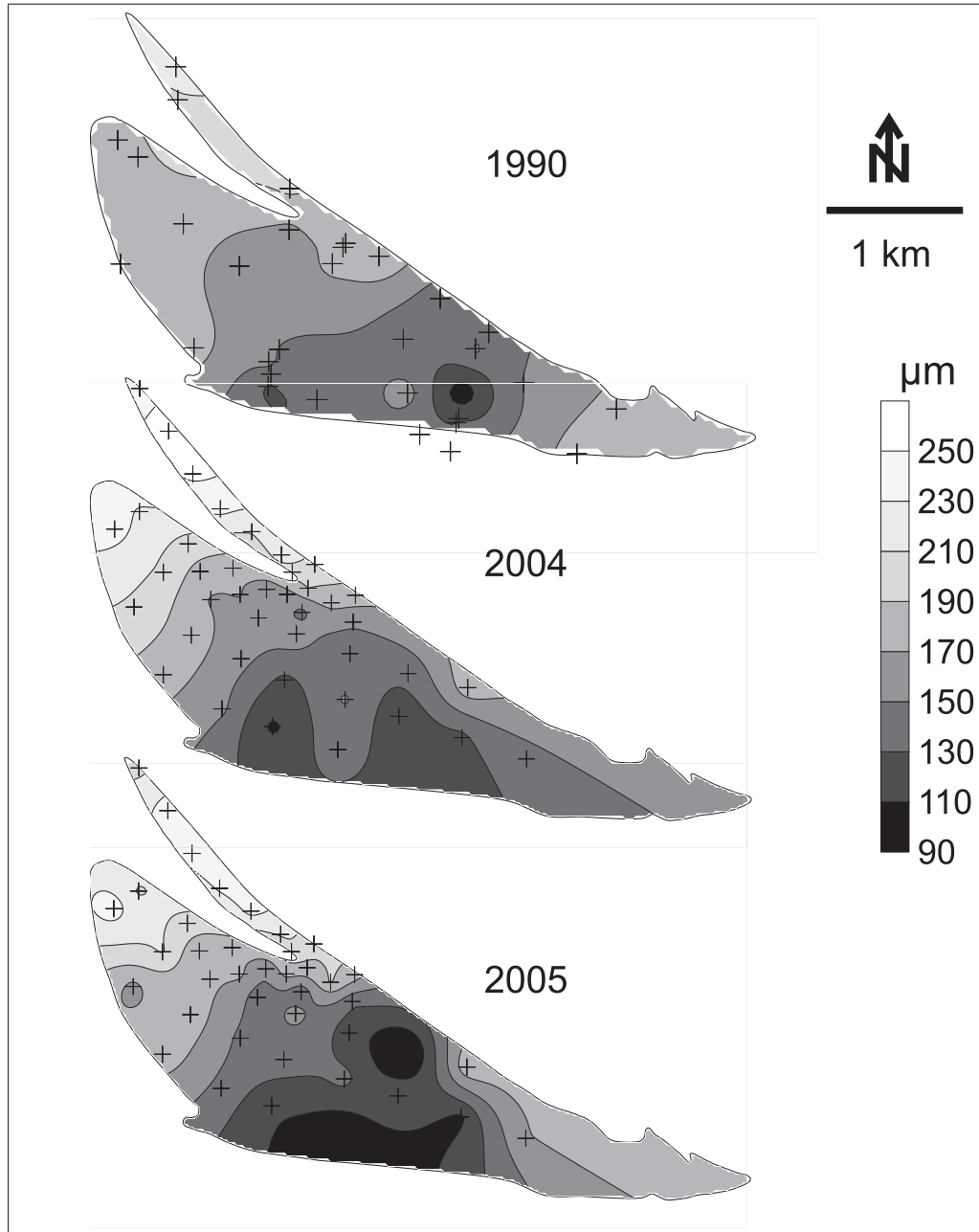
Er werd herhaaldelijk gemonsterd op een subset van de NIOO stations om de variabiliteit binnen een jaar te bepalen en om te vergelijken met RIKZ-MOVE data van voorgaande jaren. Zowel in de transecten dicht bij de storting (transecten NLT, A, B, C en H) als verderop (D, E, F en G) werden geen belangrijke trends waargenomen in de temporele veranderingen van de mediane korrelgrootte (Figuur 3.8). De korrelgrootte in de RIKZ transecten D en G was gedurende 2002 en 2003 gelijkaardig aan de door NIOO gemeten waarden in de maanden volgend op het Walsoorden experiment. Transect D liet een interessante variabiliteit binnen het jaar zien met de hoogste D50 waarden gedurende de wintermaanden, en de laagste korrelgrootte in juli 2005. Trends binnen het jaar waren minder duidelijk in andere transecten.

Het percentage zand varieerde echter sterk tussen de transecten, wat duidelijk aan toont dat onze methoden gevoelig genoeg waren om veranderingen, welke zouden kunnen zijn voorgekomen, te detecteren. Voornamelijk monsters dicht bij de storting (transecten A en B) bleken zandiger dan de andere monsters. Deze trend werd zowel vóór als na de storting waargenomen, duidend op een grote natuurlijke variabiliteit op de Plaat zelf, eerder dan een variabiliteit te wijten aan een verstoring door de storting.

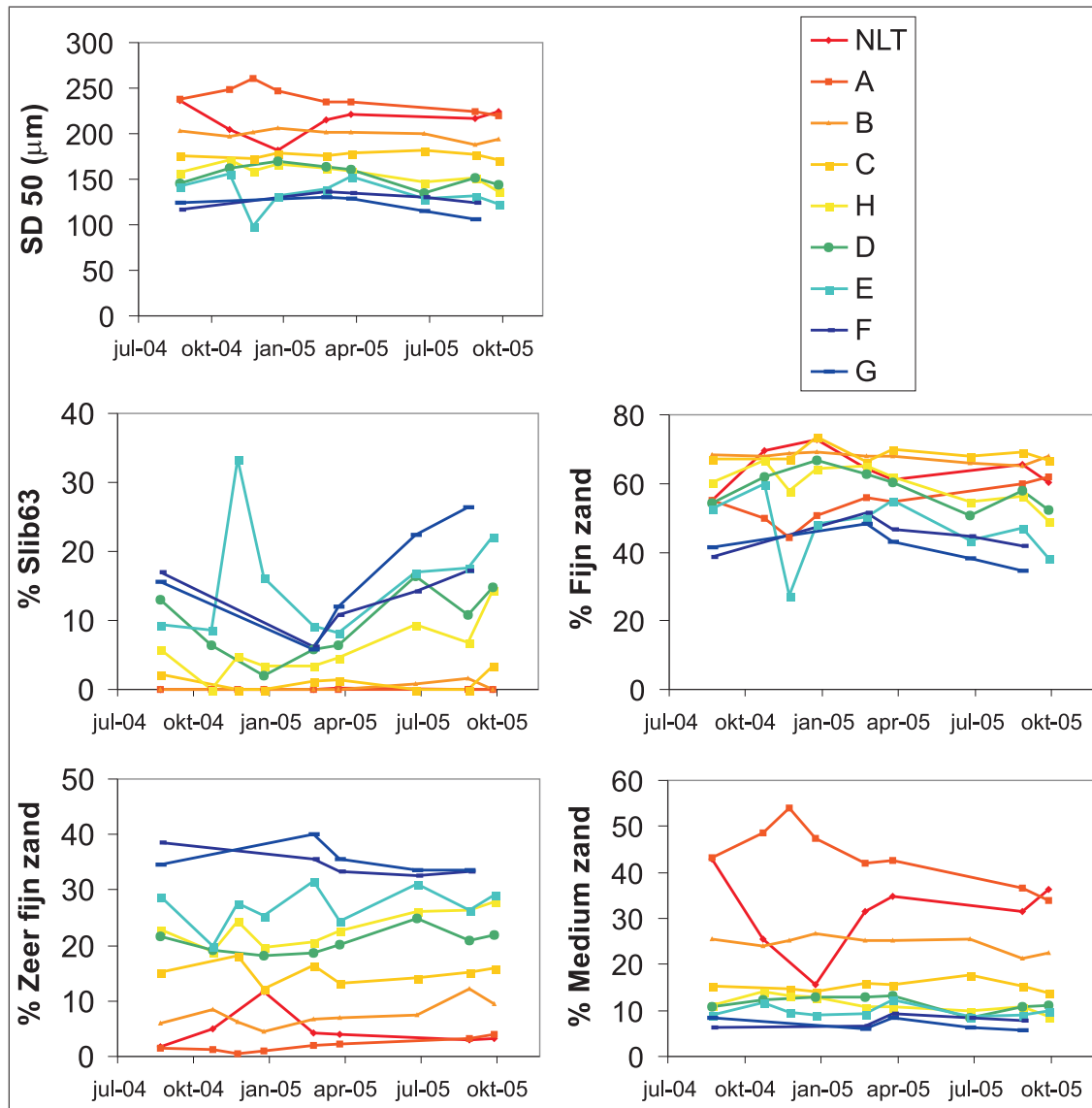
Het percentage slib was altijd nul of heel laag in de transecten dicht bij de storting, maar vertoonde een stijging in transect E tijdens en na de storting (Figuur 3.8). In de andere transecten, verder van het impactgebied, was het slibpercentage zeer variabel, maar vertoonde geen stijging na de storting. In de meeste transecten was er een duidelijke seizoenale trend, met de laagste slibgehalten tijdens de wintermaanden en met

3. Effecten van storten op het intertidale habitat

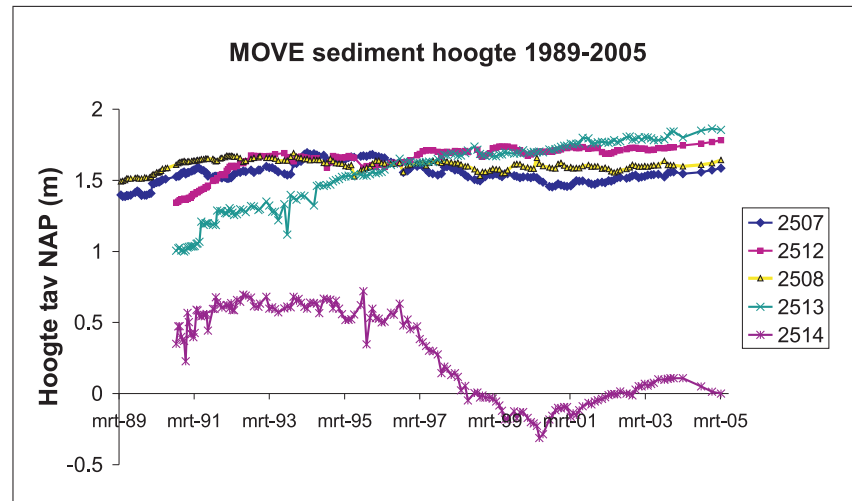
Figuur 3.7.: Contourgrafieken van mediane korrelgrootte op de plaat in (a) 1990 (b) 2004 en (c) 2005. Voor de drie grafieken werd dezelfde schaal gebruikt. Kruisjes geven de posities van de monsterpunten weer



Figuur 3.8.: Tijdreeksen van mediane korrelgrootte en percentages slib, zeer fijn zand, fijn zand en medium zand op de verschillende transecten op de plaat. De kleurcodering gaat van rood (noordwestelijke landtong, naar blauw op het meest oostelijke transect. Zie figuur 3.2 voor de positie van de transecten



Figuur 3.9.: Lange-termijn veranderingen in sedimenthoogte op geselecteerde stations op de Plaat van Walsoorden (RIKZ-MOVE 1989-2004).



toenemende waarden in de zomer en herfst van 2005.

Een tijdreeks van sedimentkorrelgroottes in de 11 maanden volgend op het stortingsexperiment toonde aan dat D50 waarden en slibgehalte niet significant afwaken van metingen in voorgaande jaren. Er was bewijs voor een consistente seizoensale verschuiving in samenstelling, van hogere korrelgroottes in de winter naar lagere korrelgroottes in de zomer en herfst.

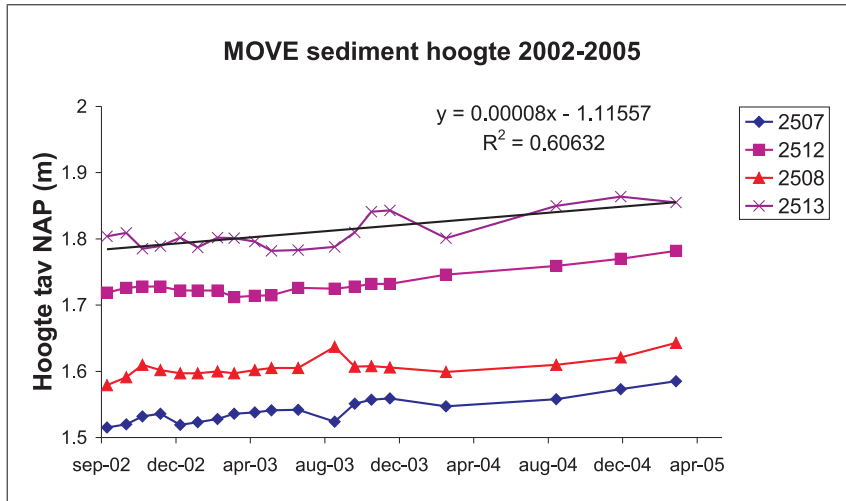
3.4.2. Sedimenthoogte uit veldmetingen

Lange-termijn veranderingen in de plaathoogte worden getoond in Figuur 3.9. Alle stations werden tijdens de periode 1988 tot 1993 gekenmerkt door een snelle toename in sedimenthoogte. Station 2514, gelegen aan de eroderende noordelijke rand van de Plaat, vertoonde na deze initiële stijging een sterke daling in sedimenthoogte.

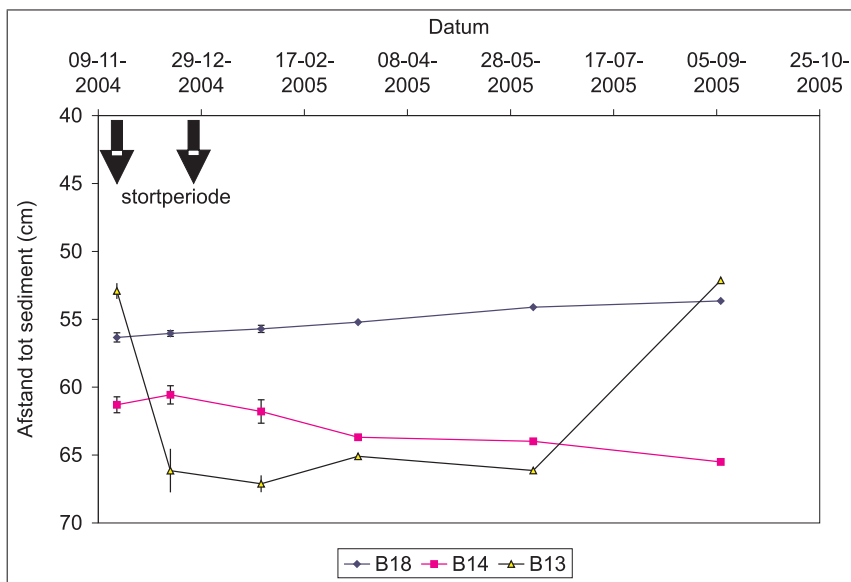
In de overige vier stations werd gedurende de periode 1995 tot 2004 geen of een trage toename in sedimenthoogte vastgesteld. Om de mate (snelheid) van verandering per jaar te berekenen, werd voor de periode 2001-2005 een lineaire regressie van de sedimenthoogte ten opzichte van de tijd uitgevoerd (Figuur 3.10). De grootste toenamesnelheid werd gevonden op stations 2507 en 2512, op het centrale gedeelte van de Plaat, met een gemiddelde jaarlijkse toename van 2.2 tot 2.9 cm. Stations 2508 en 2513 vertoonden een lagere sedimentafzetting van 0.7 cm per jaar.

Om de ruimtelijke dekking van de Plaat met meetstations te verbeteren, werden in

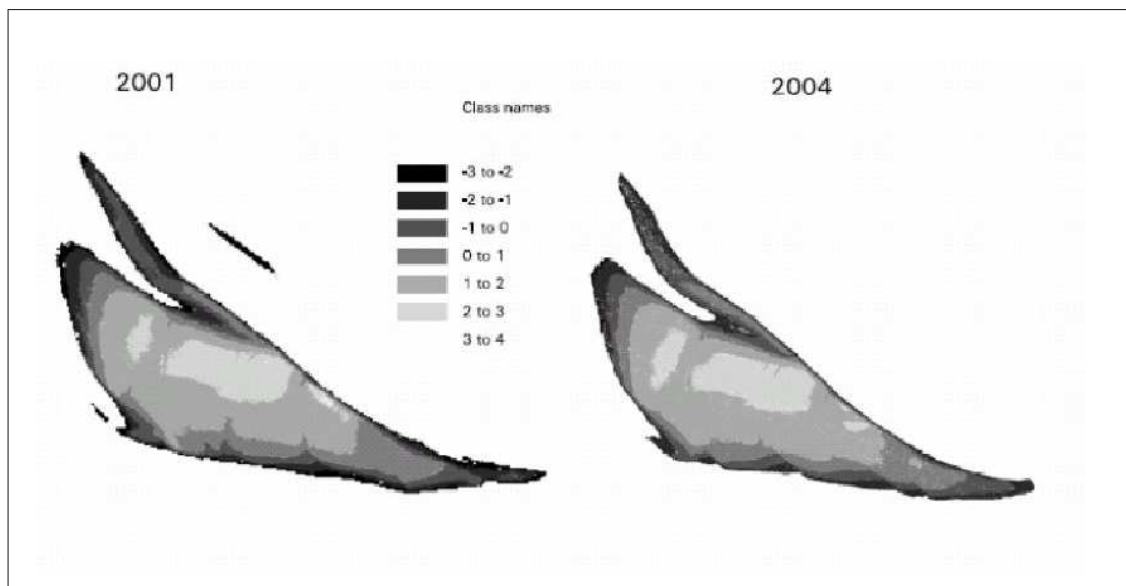
Figuur 3.10.: Details van de veranderingen in sedimenthoogte gedurende de laatste 4 jaar (RIKZ-MOVE).



Figuur 3.11.: Metingen van de sedimenthoogte op de NIOO stations gedurende de eerste 11 maanden na de storting. Pijlen geven de stortperiode weer.



Figuur 3.12.: Digitale hoogtemodellen van de Plaat van Walsoorden in 2001 en 2004. Hoogteklassen worden gegeven in meters ten opzichte van NAP.



november 2004 door NIOO drie additionele meetstations voor sedimenthoogte gekozen. De resultaten over een periode van 11 maanden na de proefstorting tonen aan dat er geen significante verschillen in sedimenthoogte waren op stations B14 en B18 (Figuur 3.11). De sedimenthoogte van station B18 is met 2.1 cm gestegen, wat overeenkomt met de gemeten jaarlijkse stijging op het nabijgelegen MOVE transect. Station B14 daalde 3.8 cm in hoogte. Gebaseerd op dit bewijs, is het westelijke deel van de Plaat er een van actieve erosie. Station B13, op de westelijke punt van de Plaat, vertoonde achtereenvolgens een daling en een verhoging in sedimenthoogte van 13 cm. Dit is waarschijnlijk te wijten aan de doortocht van een megaribbel door het station in de loop van het jaar.

Er waren geen significante verschillen in de natuurlijke trends wat betreft sedimenthoogte, noch in de eerste maand na de stortproef (MOVE data), noch in de 11 maanden erna (NIOO data).

3.4.3. Sedimenthoogte uit laser altimetrie

De beelden van het Digitaal Hoogtemodel van de Plaat uit 2001 en 2004 zijn weergegeven in Figuur 3.12. De twee beelden zijn zeer gelijkend en tonen geen grote veranderingen

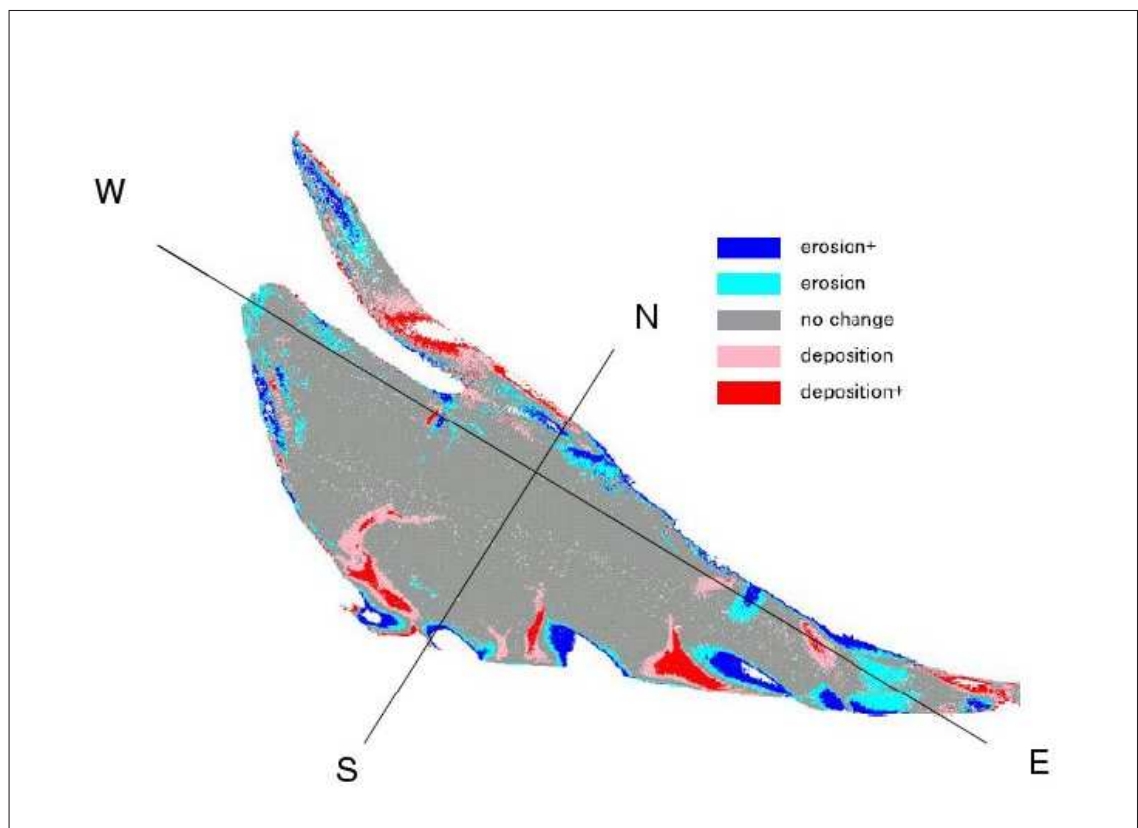
in morfologie in de drie jaar voorafgaand aan het Walsoorden experiment. Een ‘verschilbeeld’, verkregen door de sedimenthoogte in 2001 af te trekken van de hoogte in 2004, toont echter aan dat er lokaal enkele grote veranderingen hebben plaatsgevonden (Figuur 3.13).

De gebieden van actieve erosie en depositie zijn gelokaliseerd langs de plaatranden, en dan met name de zuidelijke rand, alsook op de Noordelijke Landtong (NLT). Het is opmerkelijk dat gebieden van erosie en depositie vaak heel dicht bij elkaar liggen, zoals getoond wordt in een hoogteprofiel langs de oost-west as van de Plaat (Figuur 3.14). De gebieden waar depositie heeft plaatsgevonden zijn gelegen in de kreek- en geulgebieden op het beeld uit 2001, wat toont dat deze morfologische veranderingen kunnen worden toegeschreven aan laterale migratie van de krekken langs de zuidkust. Aangezien er geen krekken zijn op de NLT, zijn de veranderingen in dit gebied waarschijnlijk veroorzaakt door veranderingen in stromingspatronen. De punt van de NLT blijkt een erosieplaats te zijn, terwijl het zuidelijke deel van de NLT snel in hoogte toeneemt. De gehele structuur van de NLT is echter relatief recent van aard en is slechts gedeeltelijk zichtbaar op vroege luchtfoto's van de jaren 1980. De hooggelegen westelijke en centrale delen van de Plaat lijken geen significante verschillen in hoogte te vertonen in de periode vóór het Walsoorden experiment (Figuur 3.14).

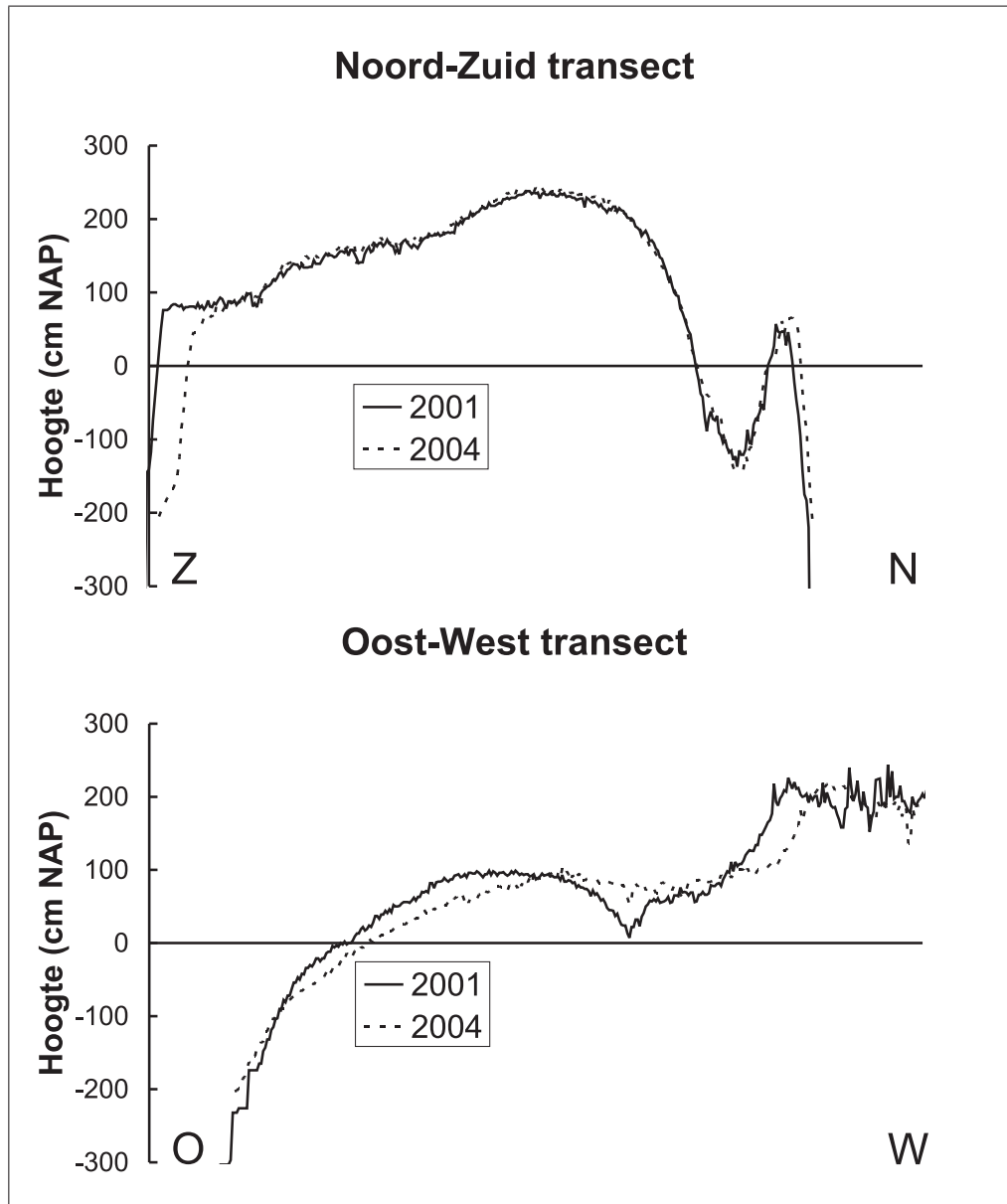
3.4.4. Spectrale reflectie en digitale foto's

Om de staat van het sedimentoppervlak te kwantificeren werd gebruik gemaakt van optische metingen. Gedurende de eerste metingen, in november 2004, bestonden zowel het westelijke deel van de Plaat als de noordelijke landtong uit onbegroeid fijn tot grof zand met ribbels en op sommige plaatsen megaribbels of zandgolven. Het centrale deel van de Plaat, nabij het noordelijk gelegen schor, werd begroeid door een dichte populatie van benthische algen (Figuur 3.15). Tussen januari en maart 2005 waren er over de hele Plaat van Walsoorden weinig opvallende kenmerken aanwezig. Grote oppervlaktes sediment in de centrale en westelijke delen bestonden uit vlak, niet gekoloniseerd fijn zand (Figuur 3.15 C), maar begonnen verandering te vertonen toen er zich een algenbloei van microfytobenthos ontwikkelde in het centrale deel (Figuur 3.16). Deze bloei bestond initieel uit benthische diatomeeën, welke het sediment een bruinachtige kleur geven, maar gedurende de zomer kregen veel gebieden een groene kleur. Dit was te wijten aan de ontwikkeling van dikke algenmatten van de soort *Vaucheria*, samen met veel benthische cyanobacteriën. Deze matten kwamen algemeen voor in het hele centrale deel tussen de stations B7 – B17- B10 en B4, en waren op sommige plaatsen zelfs tot 2 cm dik. Op sites zoals B17, B8 en B18 kwamen de algenmatten zelfs voor tot en met de laatste veldbemonstering in oktober 2005. Er was, rond deze tijd, eveneens opnieuw een bloei van benthische diatomeeën aan het westelijke uiteinde van de Plaat. Er zijn, op de Walsoorden-transectlijnen van het MOVE programma, regelmatig series metingen gedaan van de concentratie chlorofyl a. Er is een grote variatie in de data, zowel tussen

Figuur 3.13.: Verandering in hoogteligging tussen 2001 en 2004. Gebieden waar de hoogte is gedaald worden weergegeven in donkerblauw (daling van 0.5 tot 1.0 m) en lichtblauw (daling van 0.25 tot 0.50 m). Gebieden waar de hoogte niet significant is veranderd (± 0.20 m) worden weergegeven in grijs. Gebieden waar de hoogte van het sedimentoppervlak is toegenomen, worden weergegeven in lichtrood (toename van 0.25 tot 0.50 m) en donkerrood (toename van 0.5 tot 1.0 m). De transectlijn N-S toont de positie van de RIKZ-MOVE monitoringsstations en de lijn W-E is een transect langs de langste as van de Plaat.

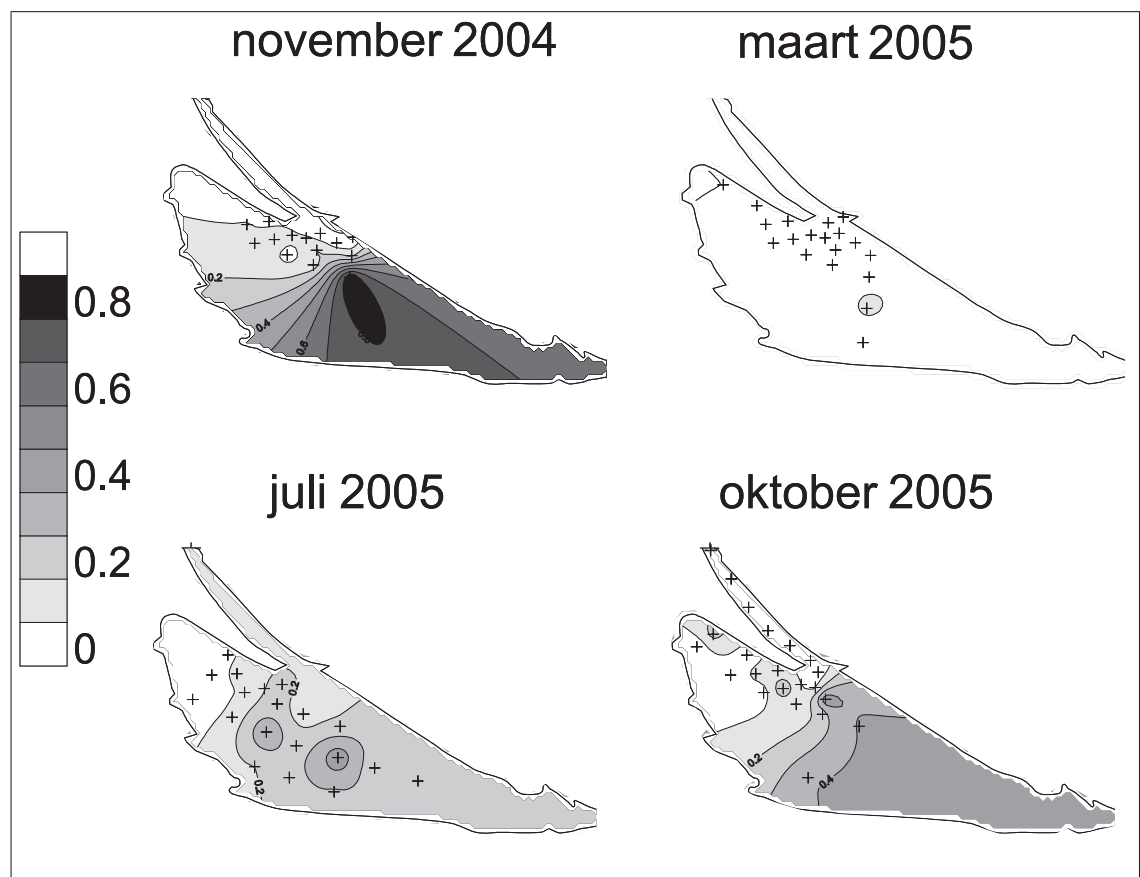


Figuur 3.14.: Hoogteprofielen langs de oost-west en noord-zuid assen van de Plaat van Walsoorden. De ligging van de profielen wordt aangeduid op Figuur 3.13.

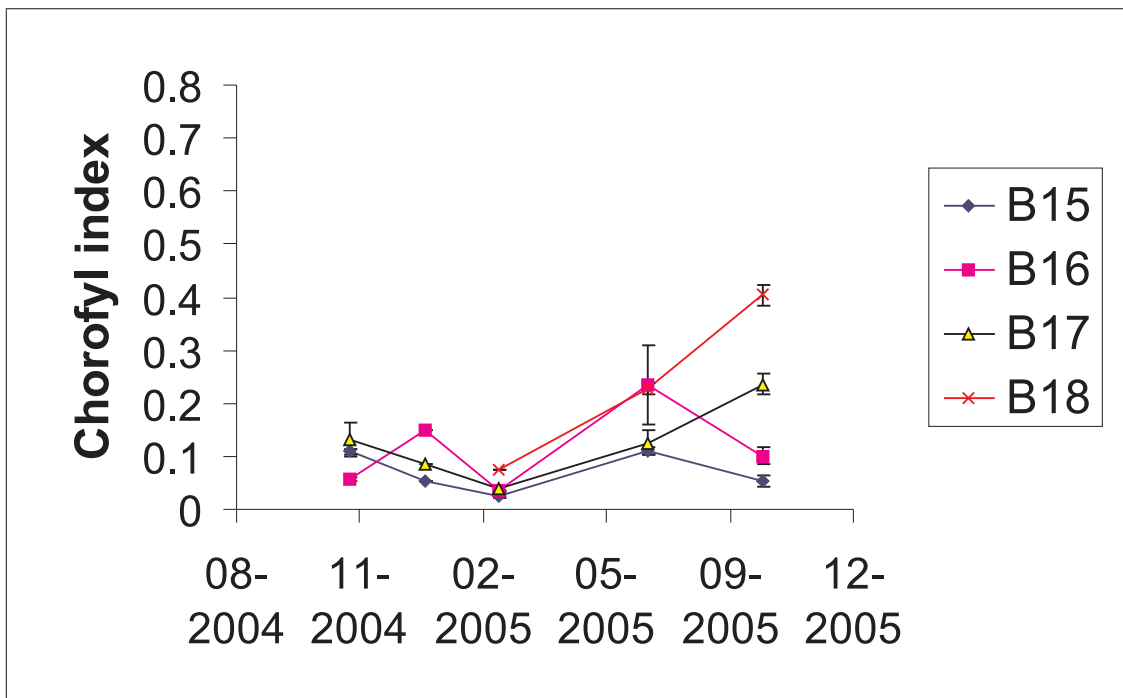


3. Effecten van storten op het intertidale habitat

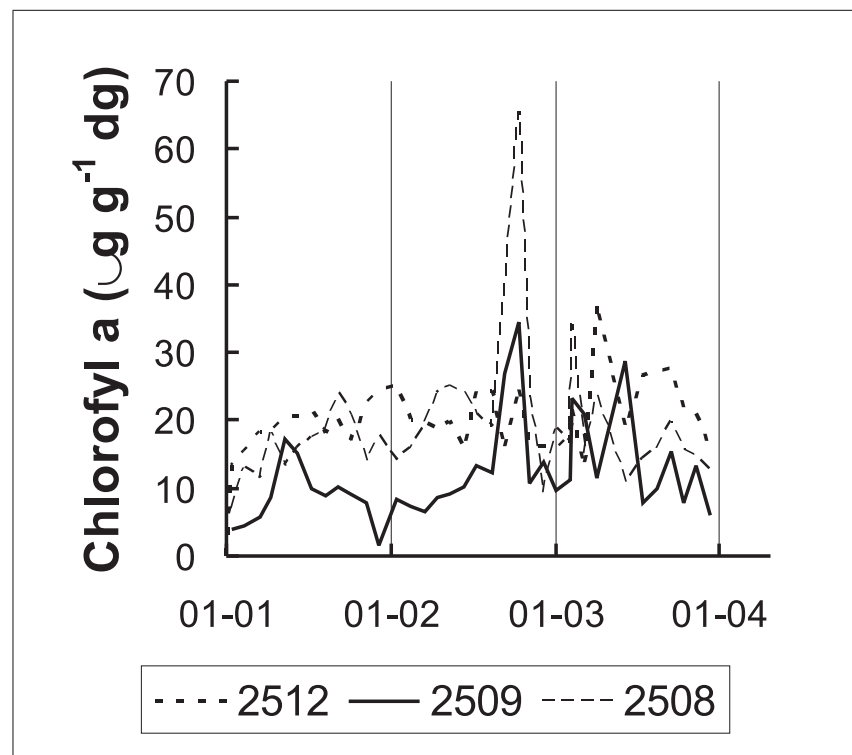
Figuur 3.15.: Contourgrafieken van de vegetatieindex (NDVI) afgeleid uit veldmetingen naar reflectiespectra (a) in November 2004 voor het begin van het experiment, (b) in maart 2005, (c) juli 2005 en (d) oktober 2005. 0.1 eenheid op de NDVI schaal komt ongeveer overeen met een chlorofylconcentratie van 100 mg m^{-2} . De plaatsen van de veldmetingen zijn aangeduid als '+' op de figuren



Figuur 3.16.: Tijdreeks van de vegetatieindex NDVI afgeleid uit reflectiespectra in het veld vóór en na het stortexperiment op geselecteerde stations langs de oost-west as van de plaat.



Figuur 3.17.: Tijdreeks van chlorofyl a concentratie uit de RIKZ-MOVE stations langs transectlijn 'D' in de jaren 2001 tot 2003.



als binnen jaren (Figuur 3.17). De jaren 2001 en 2002 werden gekenmerkt door de hoogste chlorofyl a concentraties in het tweede deel van het jaar, wat overeen komt met het patroon zoals waargenomen in 2005. Het jaar 2003 daarentegen had de hoogste chlorofyl a concentraties in de late winter en vroege lente. Station 2509 had, opvallend genoeg, een relatief hoge variantie tussen de maandelijkse chlorofyl a monsters, terwijl station 2508 (slechts enkele tientallen m meer naar het zuiden gesitueerd) een veel lagere variantie vertoonde. Dit illustreert de moeilijkheden wat betreft het accuraat beoordelen van biologische parameters zoals chlorofyl a, en bekrachtigt het additionele gebruik van *remote sensing* waarmee de gehele getijdenplaat in één keer, op hetzelfde tijdstip kan worden bemonsterd.

3.4.5. Ecotoopclassificatie en veranderingen in gebiedsoppervlakte

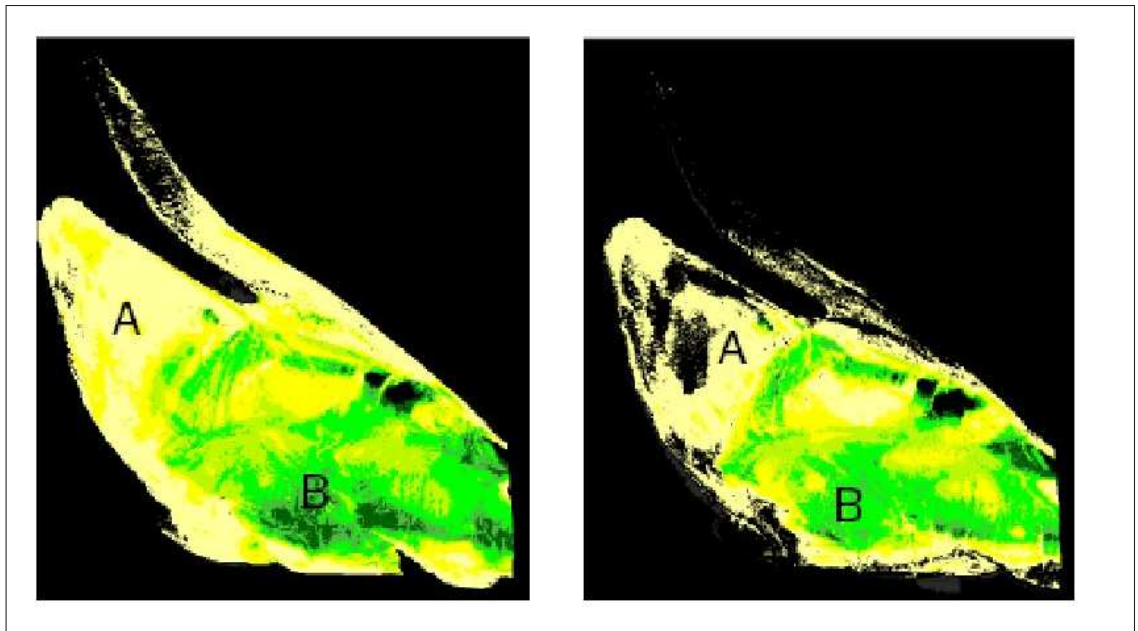
De verspreiding van microfyto-benthos chlorofyl was zeer gelijkaardig, zowel vóór als na de proefstorting. Op beide beelden werd de Noordelijke Landtong (NLT) gekenmerkt door zeer lage microfyto-benthos-concentraties. Het westelijke deel van de Plaat (gemarkeerd 'A' in Figuur 3.18) had lage chlorofylwaarden in 2004 en zeer lage tot niet-detecteerbare waarden in 2005. Het centrale deel van de Plaat vertoonde hoge concentraties, met name in de richting van de zuidelijke rand ('B') en rondom de grotere kreek- en geulsystemen. De (kleine) verschillen in NDVI-waarden tussen beide jaren kunnen ook andere oorzaken hebben dan alleen de proefstorting. Andere mogelijke oorzaken zijn met name:

- geen perfecte atmosferische correctie
- verschillen in bandbreedte
- andere weersomstandigheden in de weken voorafgaand aan de beeldopname

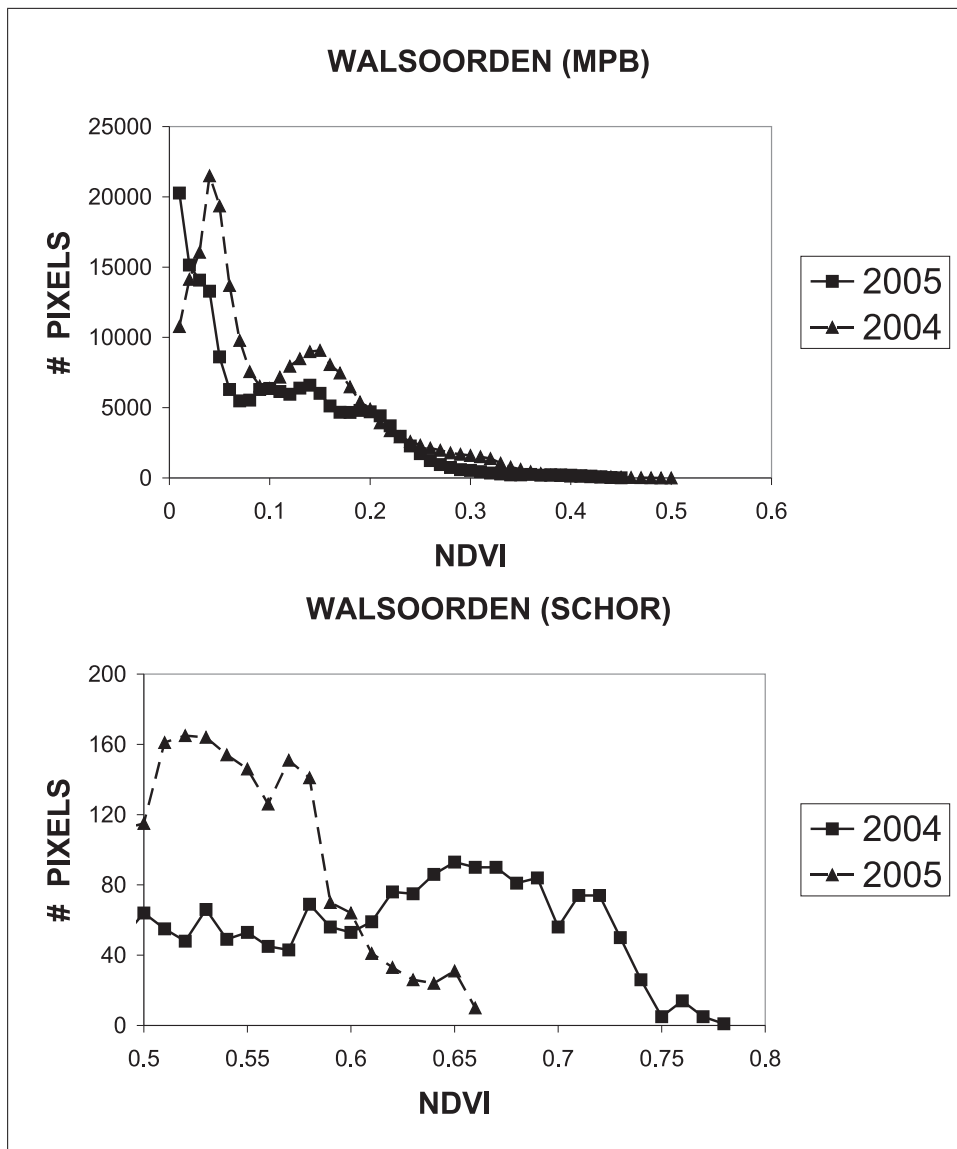
Aangezien de weersomstandigheden in voorjaar 2004 en 2005 zeer verschillend waren zowel wat betreft temperatuur (2005 veel warmer) als neerslag (2004 veel vochtiger), en er geen 'ground truthing' werd uitgevoerd op de Plaat in juni 2004, kan niet worden uitgemaakt waaraan de verschillen in NDVI te wijten zijn (proefstorting, weersomstandigheden of beeldinherent) en kunnen ze diensgevolge niet gecorrigeerd worden. Indien er geen rekening wordt gehouden met bovengenoemde factoren, is er een kleine daling te zien in de gemiddelde vegetatie index van de Plaat van 0.11 in 2004 naar 0.10 in 2005 (Figuur 3.19). Deze verandering ligt binnen de tussenjaarlijkse variatie van chlorofyl, zoals gemeten in het kader van het RIKZ-MOVE programma (zie Figuur 3.17), en is dus niet groot genoeg om als significant te worden beschouwd.

Er werd eveneens een daling in vegetatiewaarden van 0.61 in 2004 naar 0.52 in 2005 voor de schorgebieden waargenomen (Figuur 3.19), maar dit werd gecompenseerd door een uitbreiding van bijna 1900 pixels (4x4m) in 2004 naar bijna 2600 pixels in 2005 in het gebied geclassificeerd als schor. De NDVI waarde van een dichte vegetatie op land (bos) werd ook berekend voor beide beelden. Het verschil hiertussen bedroeg 0.09 (0.92

Figuur 3.18.: Geschatte ruimtelijke verdeling van chlorofyl op de plaat aan de hand van de vegetatie-index NDVI in 2004 (links) en 2005 (rechts). De schaal van chlorofylconcentratie varieert van zwart (geen meetbaar chlorofyl) over geel tot donker groen (hoogste concentratie op de schorren). A en B refereren naar verschillende delen van de plaat (zie tekst)



Figuur 3.19.: Grafiek van het aantal pixels ten opzichte van de NDVI-waarde voor beide jaren: microfytobenthos (boven); schor (onder).



in 2004, 0.83 in 2005). Dit verschil is gelijkaardig aan het schor op de plaat. Het verschil in NDVI-waarde tussen 2004 (vóór de storting) en 2005 (na de storting) werd in kaart gebracht door beide kaarten van elkaar af te trekken (Figuur 3.20). Het resultaat toont waar er een toename (groen) of een afname (rood) was, en hoe sterk die verandering was (hoe intenser de kleur, hoe sterker). Een lichte afname lijkt overheersend te zijn over het grootste deel van de Plaat. Een sterke afname valt waar te nemen langs de zuidoostelijke plaatrand, een gebied dat morfologisch ook sterke veranderingen ondergaat. Een grote toename situeert zich rond de schorren. Deze waarneming komt overeen met de toename in schoroppervlak (zoals hierboven werd vermeld). Binnen de schorren valt een afname waar te nemen; ook dit komt overeen met bovenstaande grafiek: het aantal hoge NDVI-waarden is afgenomen ten koste van een toename in de lagere waarden.

Voor de klassen ‘zand’, ‘fijn zand’, ‘zeer hoge concentratie MFB’ en ‘schor’ is het aantal pixels, en dus de oppervlakte, niet veranderd wanneer de situatie in 2004 wordt vergeleken met de situatie in 2005 (Figuur 3.21). De klasse die de vochtige gebieden op de plaat omvat, lijkt in oppervlakte te zijn toegenomen in 2005. Dit kan echter ook te wijten zijn aan de timing van de vlucht ten opzichte van het getij. De gebieden met een matige concentratie aan MFB zijn toegenomen in oppervlakte, terwijl de gebieden met een hogere concentratie zijn afgenomen. Dit komt neer op een afname in de concentratie van het MFB. Deze waarnemingen zijn onderhevig aan dezelfde opmerking als bij de interpretatie van de NDVI-kaarten.

Uit de 3D-afbeeldingen blijkt een zeer goede overeenkomst tussen de geclassificeerde beelden en de topografie (Figuur 3.22 en 3.23). De vochtige gebieden (blauw) komen enkel voor in de laagst gelegen gebieden. De schorren bevinden zich op de hoogste punten, en worden onderbroken door geulen. Heel duidelijke morfologische elementen zijn de zandruggen. Bij vergelijking van de beelden in 2004 en 2005 kan men de dynamiek van één van deze zandruggen (ZO) zeer duidelijk waarnemen: de rug schuift op naar het oosten. In dit gebied werd ook de grootste afname in NDVI waargenomen (zie boven).

3.4.6. Beelden uit het historisch archief

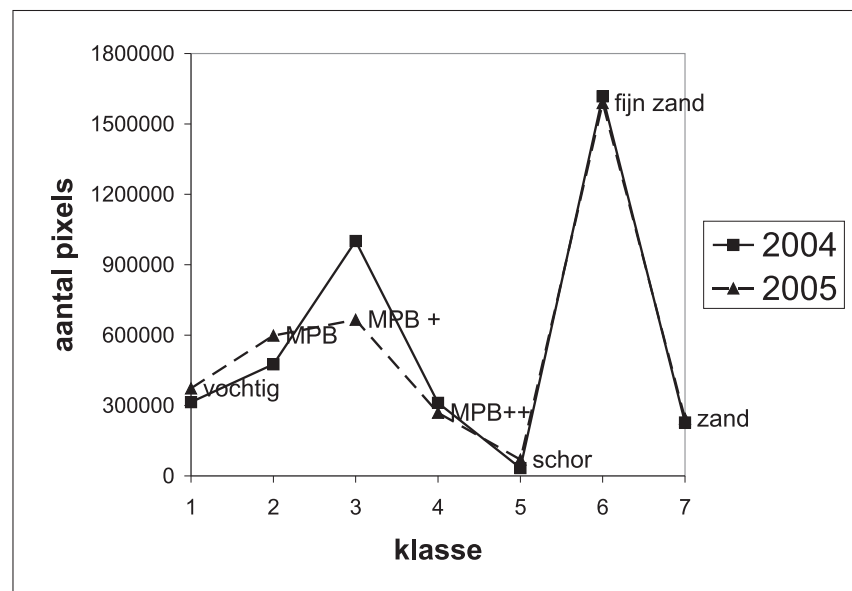
Eerdere beelden van de plaat van Walsoorden genomen in 1993 tonen dat de basisvorm van het intertidaal goed overeenstemt met de huidige morfologie, in het bijzonder aan de westkant van de Plaat, waar de laagwaterlijn van 2005 goed overeenkomt met het beeld van 1993 (Figuur 3.24). De NLT was korter en smaller in 1993 vergeleken met de huidige vorm. Erosie heeft plaatsgevonden aan de noordkant van de Plaat, en substantiële groei aan de zuidkant. Ook is het duidelijk uit dit beeld dat in deze periode nog geen schorontwikkeling te zien was.

Een ‘false colour’ laagwater satelliet beeld uit 1996 (Figuur 3.25), toont dat het schor zich recentelijk heeft ontwikkeld aan de noordkant van de Plaat van Walsoorden (aangeduid met de witte pijl). De NLT is goed ontwikkeld in dit beeld, en de zuidelijke zandtong is ook zichtbaar. Het is te zien dat een grote geul het oostelijke gedeelte van de Plaat

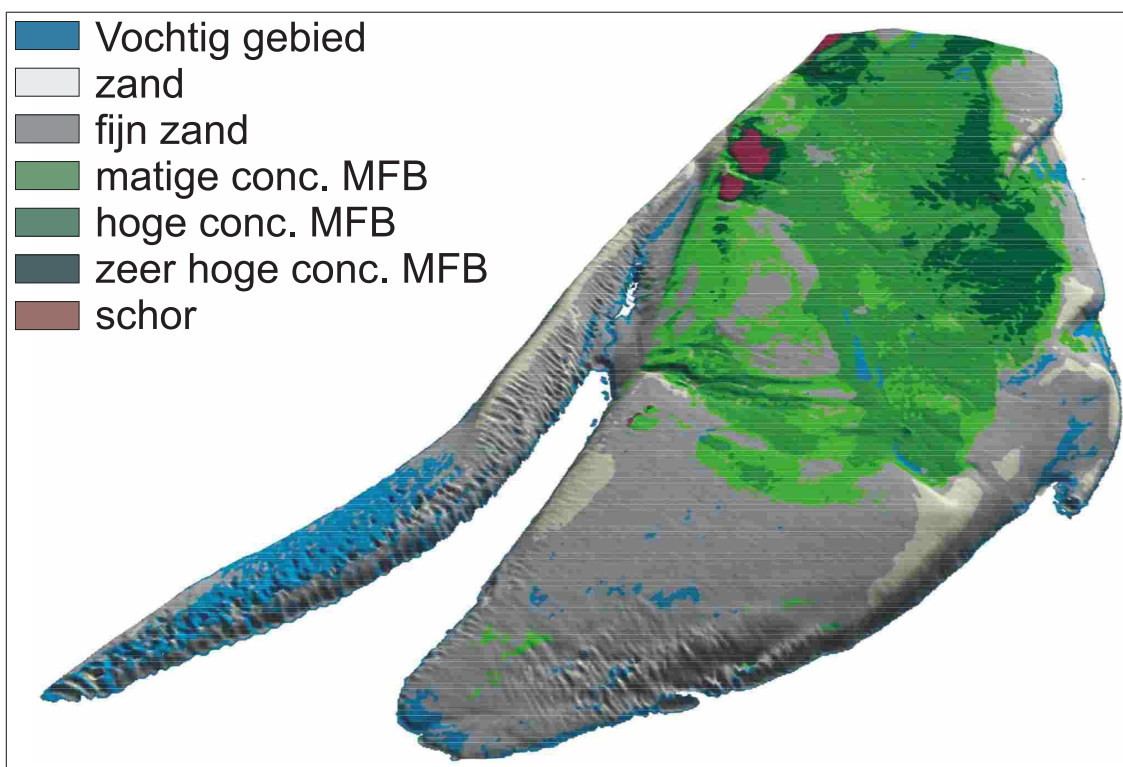
Figuur 3.20.: Verschillen in NDVI tussen beide jaren (rood = afname; groen = toename; intensiteit = sterkte van toe/afname)



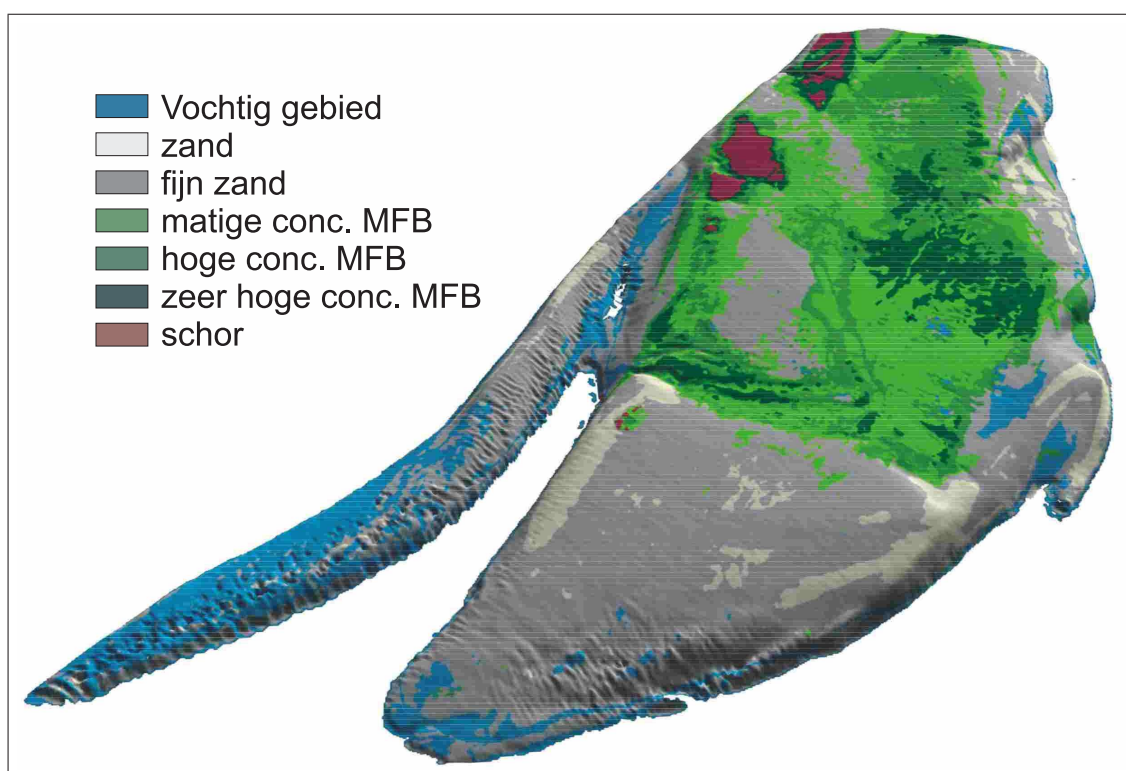
Figuur 3.21.: Verandering tussen 2004 en 2005 van de verschillende klassen gebruikt in de classificatie



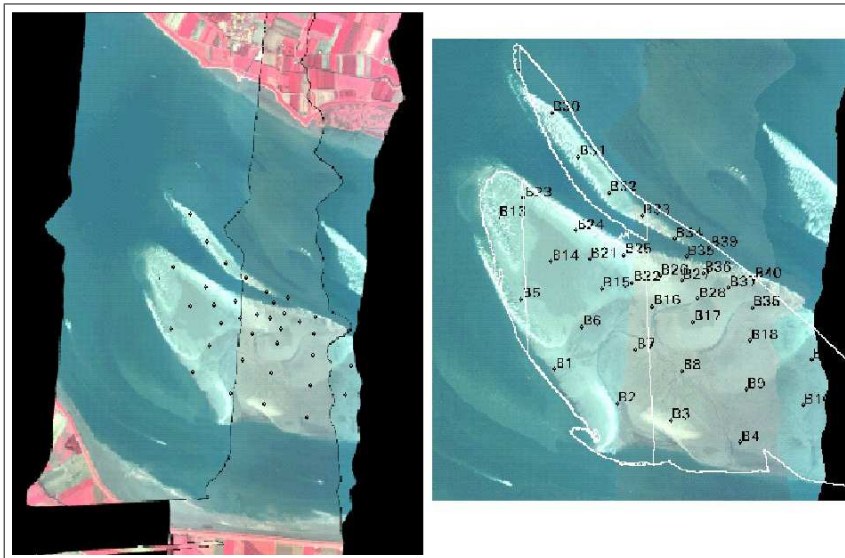
Figuur 3.22.: 3D-afbeelding van het geclassificeerde Hymap-beeld (2004) op het Digitaal Hoogte-Model van 2004



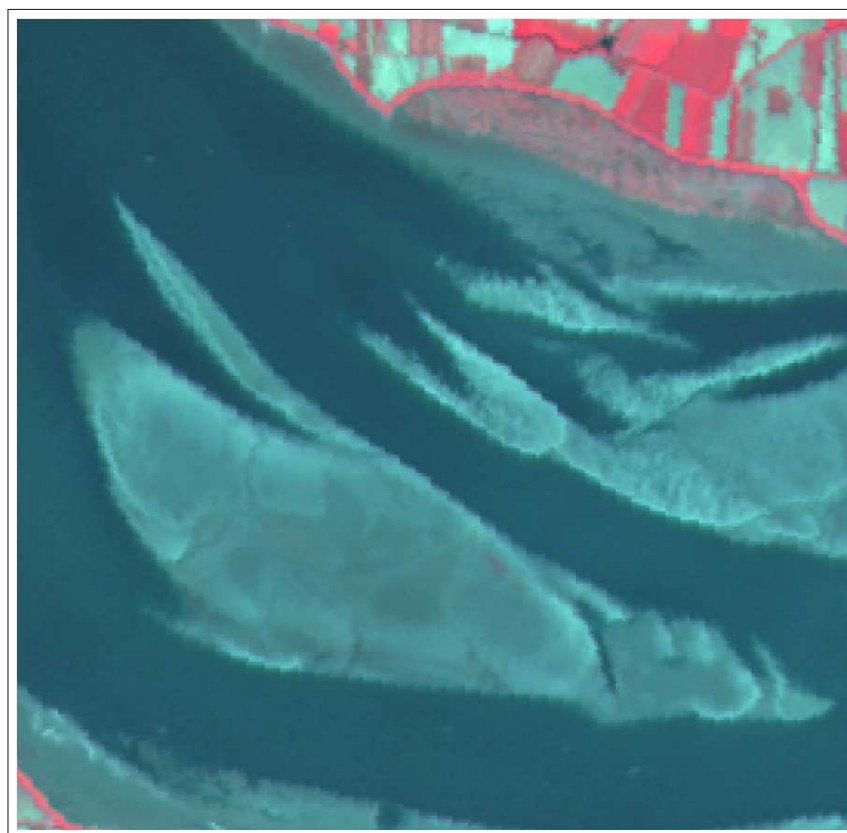
Figuur 3.23.: 3D-afbeelding van het geclassificeerde CASI-beeld (2005) op het Digitaal Hoogte-Model van 2005



Figuur 3.24.: ‘False colour’ afbeelding van de centrale Westerschelde (links), genomen in mei 1993 door RIKZ/NERC, waarop Waarde, Walsoorden en de Plaat van Walsoorden zichtbaar zijn. De afbeelding rechts toont het beeld van 1993 met in wit overlay de laagwaterlijn in 2005 en de NIOO monsterpunten.



Figuur 3.25.: ‘False colour’ satelliet beeld van de Westerschelde in mei 1996.



doorsnijdt. In 1998 is de ontwikkeling van een groot oppervlak aan schor aan de noordkant van de plaat voltooid, en geïsoleerde groei van *Spartina* “eilandjes” is zichtbaar ten westen van de oorspronkelijke locatie (Figuur 3.26). De meest recente beelden zijn van 2004 en 2005 en zijn verkregen tijdens de huidige meetcampagne. Het is duidelijk dat de waterlijn zeer weinig is veranderd tussen de twee data (Figuur 3.27), behalve in het zuidelijk deel, waar zich tussen de laagwaterlijn en een reeks eroderende ‘kliffen’ een laaggelegen modderige baai heeft gevormd. Zoals eerder vermeld, is dit een gebied waar de morfologie van de Plaat onderhevig is aan dynamische veranderingen. Echter, het westelijke uiteinde van de Plaat en de NLT lijken niet te zijn veranderd tussen de *remote sensing* vluchten, wat wijst op het ontbreken van erosie of depositie veroorzaakt door de stortproef.

3.5. Discussie

De methoden om de habitats op de Plaat van Walsoorden te beoordelen, zijn geselecteerd om eventuele ecologisch significante veranderingen zo goed mogelijk te detecteren. Ook dienden deze methoden vergelijkbaar te zijn met bestaande monitoringstechnieken in de regio (bijvoorbeeld RIKZ-MOVE). Het karakter van het sedimentoppervlak wordt in de eerste plaats bepaald door de korrelgrootte. Metingen met de NIOO methode, gebruik makend van een Malvern laser diffractometer, zijn geïntercalibreerd met een tijdreeks van metingen van een vorig project bij het RIKZ. Beide metingen stemden redelijk met elkaar overeen. In deze studie hebben we aangetoond dat onze metingen in september 2004 op de RIKZ transecten D en G sterk overeenkwamen met de metingen gedaan door de MOVE monitoring in twee voorgaande jaren. Bovendien heeft onze methode een zeer sterke gradiënt in korrelgrootte gedetecteerd langs de west-oost as van de Plaat, vermoedelijk te wijten aan hogere stroomsnelheden en lagere sedimenthoogte op het westelijke uiteinde. We kunnen dus, met enige zekerheid, zowel korte- (maandelijks) als middellange-termijn (jaarlijks) veranderingen in sedimentsamenstelling monitoren. Onze resultaten lieten zien dat de mediane korrelgrootte enkele seizoenale trends vertoonde, met gemiddeld een grotere diameter van de zandkorrels en een lager slibgehalte in de winter. Er is echter geen bewijs gevonden voor enige ecologisch significante veranderingen welke te wijten zijn aan de verstoring veroorzaakt door de stortproef eind 2004. De seizoenale veranderingen kunnen te wijten zijn aan door storm veroorzaakte golven in het winterseizoen, welke de fijnere deeltjes kunnen wegspoelen, of aan verhoogde biologische activiteit aan het sedimentoppervlak tijdens de warmere maanden. Gedurende de zomer kunnen gemeenschappen van bacteriën, microalgen en dieren aan het oppervlak bepaalde organische verbindingen (mucus, slijm) uitscheiden welke fijnere deeltjes kunnen invangen en zo de cohesie van het sediment kunnen verhogen.

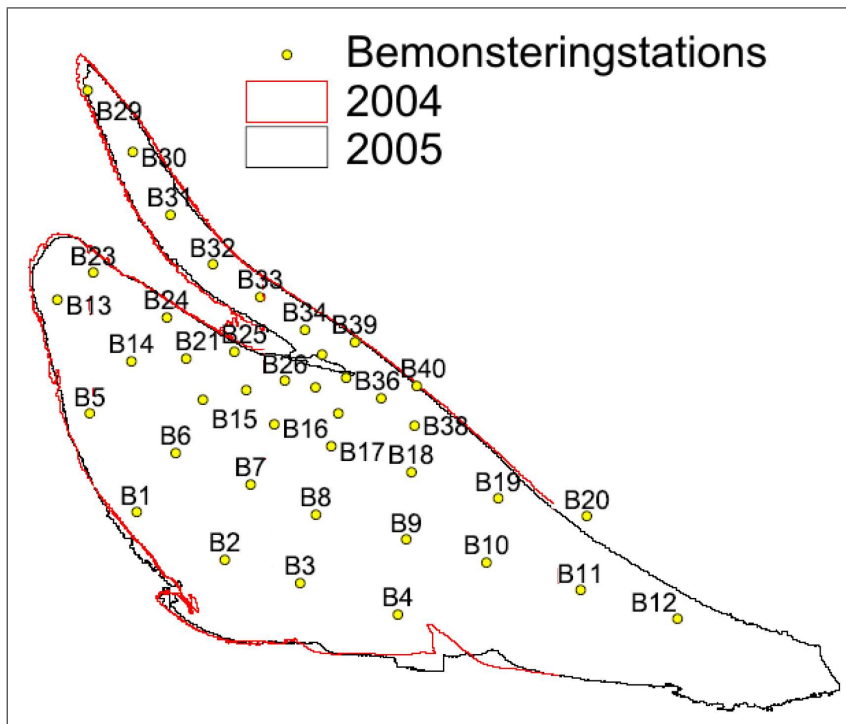
Veranderingen in korrelgrootte van het sediment over de seizoenen en op langere tijdsschalen (over periodes van tientallen jaren) kunnen tevens gerelateerd zijn aan veran-

3. Effecten van storten op het intertidale habitat

Figuur 3.26.: Hoge resolutie *remote sensing* beeld van het noordelijk gedeelte van de Plaat van Walsoorden in 1998 met details van de groei van het schor. De intens rode kleur op deze beelden toont de aanwezigheid van hoge concentraties chlorofyl.



Figuur 3.27.: Waterlijndetectie gebruik makend van hyperspectrale remote sensing. Droge intertidale sedimenten kunnen worden gescheiden van water door hun reflectie in het infrarode gebied van het spectrum. De in 2004 en 2005 verzamelde beelden zijn verwerkt om kaarten van de water/land overgang te maken.



deringen in sedimenthoogte van de Plaat. Over het algemeen zijn hoger gelegen delen van de platen minder blootgesteld aan sterke stromingen, en daardoor slibrijker. Dit geldt met name voor de centrale delen van een plaat; aan de koppen kan de situatie anders zijn. De lange-termijn data van het centraal gelegen MOVE transect van de Plaat van Walsoorden (NIOO transect D) toont niet alleen aan dat de sedimenthoogte gedurende de afgelopen 17 jaar is gestegen, maar ook dat de stijging nu zeer langzaam plaatsvindt (1-2 cm per jaar). Het dominante proces, in ieder geval op het centrale deel van de Plaat, is dus depositie van sediment. Dit wordt ook weergegeven door de lagere mediane korrelgrootte en het hogere slibgehalte in dit gebied. De randen van de Plaat, waar meer grove zandsoorten voorkomen, vertonen andere trends. Daar heeft er wat erosie plaatsgevonden, in ieder geval in de nabijheid van station B14, alhoewel de verandering niet heel groot was.

Spectrale reflectiemetingen en digitale foto's werden gebruikt om onze classificatie van sedimenten in ecologisch relevante typen te ondersteunen. Zowel de reflectiespectra als de foto's worden door de korrelgrootte beïnvloed (grof zand is lichter van kleur, droger en reflecteert meer licht), maar tevens door biologische kenmerken zoals de hoeveelheid chlorofyl of de aanwezigheid van anaërobe (zuurstofloze) lagen.

Er was over het algemeen een zeer nauwe overeenkomst tussen de resultaten van de veldmetingen, in het bijzonder die op de lange termijn, en van de analyse van de *remote sensing* beelden. Vergelijking van de digitale hoogtemodellen van 2001 en 2004 toonde een netto-aangroeisnelheid van ± 5 cm per jaar over het grootste deel van de plaat. Dit is dezelfde orde van grootte als die geschat uit de MOVE dataset. Slechts enkele stukken langs de zuidflank van de plaat waren veel dynamischer qua hoogteligging. Het grote voordeel van *remote sensing* is dat de hoogteverschillen het consistente beeld van verschuivende geulen aantonen, terwijl de interpretatie van grote verschillen in een geïsoleerd punt uiterst moeilijk en onzeker is.

Het centrale deel van de plaat is tussen 1990 en 2005 verhoogd; de verhoging bedroeg tot 75 cm op sommige plaatsen. Deze trend wordt bevestigd door de RIKZ veldmetingen. De verhoging had verregaande ecologische gevolgen, want ze creëerde de mogelijkheden voor schorvorming op het hoogste deel van de plaat sinds ongeveer 1995. Het noordelijke schorgebied heeft zich geleidelijk uitgebreid, en hiermee ging ook een geleidelijke verdere verhoging gepaard. Wellicht speelt hierin ook de sediment-stabiliserende eigenschap van schorrenplanten een rol: zodra het Engels slijkgras *Spartina* zich heeft gevestigd, wordt depositie bevorderd en erosie verminderd. Tijdens veldbezoeken werd ook de vestiging van vele zaailingen van *Spartina* op het centrale deel van de plaat waargenomen. Wellicht is het slechts een kwestie van tijd voordat ook dit deel van de plaat door schor wordt gekoloniseerd.

Erg opvallend op de Plaat van Walsoorden is het veelvuldig voorkomen van dichte algenmatten. Vooral op relatief hooggelegen, laag-dynamische en tamelijk slibrijke sedimenten worden deze gevonden. Nader onderzoek van deze matten wees uit dat ze bestaan uit een mengeling van benthische diatomeeën, cyanobacteriën en een ongewone

alg met de naam *Vaucheria*. Deze soort is een typische bewoner van de brakke delen van de Schelde, vanaf Saeftinghe en meer stroomopwaarts.

De chlorofylconcentraties zoals afgeleid uit *remote sensing* verschilden licht tussen de twee observatiejaren 2004 en 2005. Die verschillen moeten echter worden vergeleken met de gewone jaar-tot-jaar variatie in chlorofyl, zoals bijvoorbeeld in de RIKZ dataset over Walsoorden, die veel groter is dan de verschillen tussen de twee *remote sensing* beelden. Vergeleken met de variabiliteit in de veldmetingen vóór de stortproef, kunnen de verschillen tussen 2004 en 2005 niet als significant worden aangemerkt.

De ecotoopclassificatie resulteerde in zeven goed gedefinieerde klassen. De ruimtelijke verspreiding van deze klassen was weinig variabel tussen de jaren, zelfs ondanks het gebruik van twee verschillende sensoren voor de *remote sensing*. Dit verleent een hoge mate van consistentie aan de *remote sensing* techniek. Het bevestigt eveneens dat geen grote ecologische veranderingen op de plaat hebben plaatsgevonden.

4. Het intertidale macrobenthos

Het macrobenthos van Walsoorden werd uitgebreid bemonsterd vóór en na de stortproef in het voor de Plaat gelegen subtidale gebied. In totaal werden 160 macrobenthosmonsters verzameld.

Data werden geanalyseerd om veranderingen in de verspreidingspatronen tussen de jaren 2004 en 2005 (vóór en na de storting) na te gaan. De verspreiding van populaties en gemeenschappen werd eveneens geëvalueerd met betrekking tot omgevingsvariabelen (korrelgrootte, chlorofylgehalte, sedimenthoogte). Uiteindelijk werd de lange-termijn variatie van de macrobenthosverspreiding geschat door de verspreiding in de herfst van 2004 en die van 2005 te vergelijken met gegevens over de macrobenthosverspreiding op de Plaat en in het omringende intertidaal in de herfst van 1990.

Resultaten hebben aangetoond dat in de periode van één jaar volgend op de stortproef, de macrobenthosgemeenschappen op de Plaat niet significant veranderd zijn. Echter, in 2005 werd een lichte toename in aantallen soorten en individuen waargenomen vergeleken met 2004. Dit is wellicht gerelateerd aan de autonome ontwikkeling van de Plaat.

De analyses van de historische data lieten grote veranderingen in de gemeenschappen zien op de lange termijn. Dit ging gepaard met een consistente toename in het aantal individuen en trofische groepen, wat een gevolg kan zijn van een toename in de habitat-complexiteit op deze plaat.

4.1. Inleiding

Macrobenthos wordt algemeen beschouwd als een belangrijke indicator voor de ecologische toestand. In de inleiding hebben we reeds de belangrijkste redenen hiervoor opgesomd. Van belang zijn met name de plaats van het macrobenthos in de estuariene voedselketen (als voedsel voor vogels en vissen), de gevoeligheid van macrobenthos voor veranderingen in het milieu, en het feit dat het macrobenthos sedentair leeft en dus niet kan ontsnappen aan veranderingen in het milieu.

Het macrobenthos op de Plaat van Walsoorden is bemonsterd vóór de storting (2004) en het jaar na de storting (2005). Bemonsteringen zijn uitgevoerd in lente en herfst. Door deze keuze van seizoenen zijn de monsters direct vergelijkbaar met de bemonsteringen die NIOO uitvoert voor Rijkswaterstaat in de Deltawateren.

Veranderingen in het macrobenthos zijn onderzocht door vergelijking van de data in 2005 met die in 2004 en met de oudere historische gegevens over de Plaat van Walsoorden in de NIOO database. De onderliggende hypothese voor de analyses die hier

worden gepresenteerd is de volgende. Als de proefstorting significante invloeden heeft op de abiotische omstandigheden op de plaat, dan zullen deze resulteren in significante veranderingen in de soortensamenstelling, biomassa of dichtheid van het macrobenthos. Bovendien wordt verwacht dat deze veranderingen ruimtelijk gevarieerd zijn, en zich concentreren op een gedeelte van de plaat dat wordt beïnvloed door de proefstorting.

Om de hypothese kracht bij te zetten hebben wij een bijkomende analyse uitgevoerd. Wij hebben onderzocht of, en in welke mate, de bestudeerde variabelen kunnen worden beïnvloed door de factoren die door de storting worden bepaald. Voor soortensamenstelling is dit reeds in meerdere publicaties aangetoond (Ysebaert et al., 2002; Ysebaert, 2002). Voor biomassa en dichtheid hebben wij nieuwe regressielijnen opgesteld die specifiek zijn voor de plaat van Walsoorden. Ze tonen aan of, en hoe, deze grootheden variëren als een functie van de abiotische variabelen die door de storting kunnen worden beïnvloed. Aan de hand van deze regressies kan dan ook de gevoeligheid van het macrobenthos voor veranderingen in de omgeving worden bepaald, en deze kennis kan nuttig zijn voor andere stortingen dan die in deze studie.

4.2. Beschikbare gegevens

Op de Plaat van Walsoorden (intertidaal gebied) werden op 40 stations, vanaf de stortplaats in de richting van het schor over de volledige Plaat (de noordelijke landtong [NLT] inbegrepen) monsters genomen. De exacte locatie van deze stations is te vinden op de CD. Ze worden grafisch weergegeven op de kaart in Figuur 3.27. De stations werden willekeurig gekozen, langs de korrelgroottegradiënt, voornamelijk op vijf transecten parallel aan de kustlijn, en met een wat grotere dichtheid op het noordwestelijke deel van de Plaat.

Er werd vier keer bemonsterd op deze stations. In 2004, vóór de storting, werd bemonsterd in juni en september. In 2005, na de storting, werd bemonsterd in mei en september. De resultaten van de bemonsteringen zijn als ruwe gegevens beschikbaar gesteld op de project-CD. Daartoe zijn ze opgeslagen in een Access database.

NIOO beschikt eveneens over historische gegevens over het macrobenthos in de Westerschelde. Deze gegevens zijn gebruikt om de huidige resultaten in een groter perspectief te plaatsen. De ruwe gegevens voor deze analyse zijn niet beschikbaar gesteld op de CD, wegens mogelijke belangenconflicten met andere opdrachtgevers.

4.3. Analysemethoden

4.3.1. Benthosbemonstering

De monsters werden genomen en verwerkt volgens de standaardprocedure die NIOO toepast voor de Rijkswaterstaat-monitoring. De intertidale monsters zijn al lopende

genomen en bestaan uit drie cores van 8 cm diameter, 30 cm in het sediment gestoken. De drie cores worden samengevoegd, en dit monster is ter plekke gezeefd (1mm zeef) en in potten opgeslagen. Het verkregen macrobenthosmonster is gefixeerd met een scheutje pH-geneutraliseerde formaldehyde (40%).

De macrobenthosmonsters worden in het laboratorium uitgezocht in twee fracties, een grove fractie (3mm zeef) en een fijne fractie (0.5 mm zeef). Het macrobenthos wordt gedetermineerd aan de hand van recente dan wel geactualiseerde literatuur. Bij eventuele taxonomische problemen is een referentiecollectie aanwezig, die wordt beheerd door een taxonomist. Alle dieren worden, indien mogelijk, tot op soortniveau gedetermineerd, anders wordt een hoger taxonomisch niveau gehanteerd. Dieren die tot dezelfde taxa behoren, zijn geteld en nat gewogen. Aan de hand van conversiefactoren zijn biomassagegevens berekend. Tweekleppigen zijn gewogen en gemeten en er is een regressielijn gemaakt door gedroogde exemplaren per lengteklasse te verassen bij 580°C voor 2 uur.

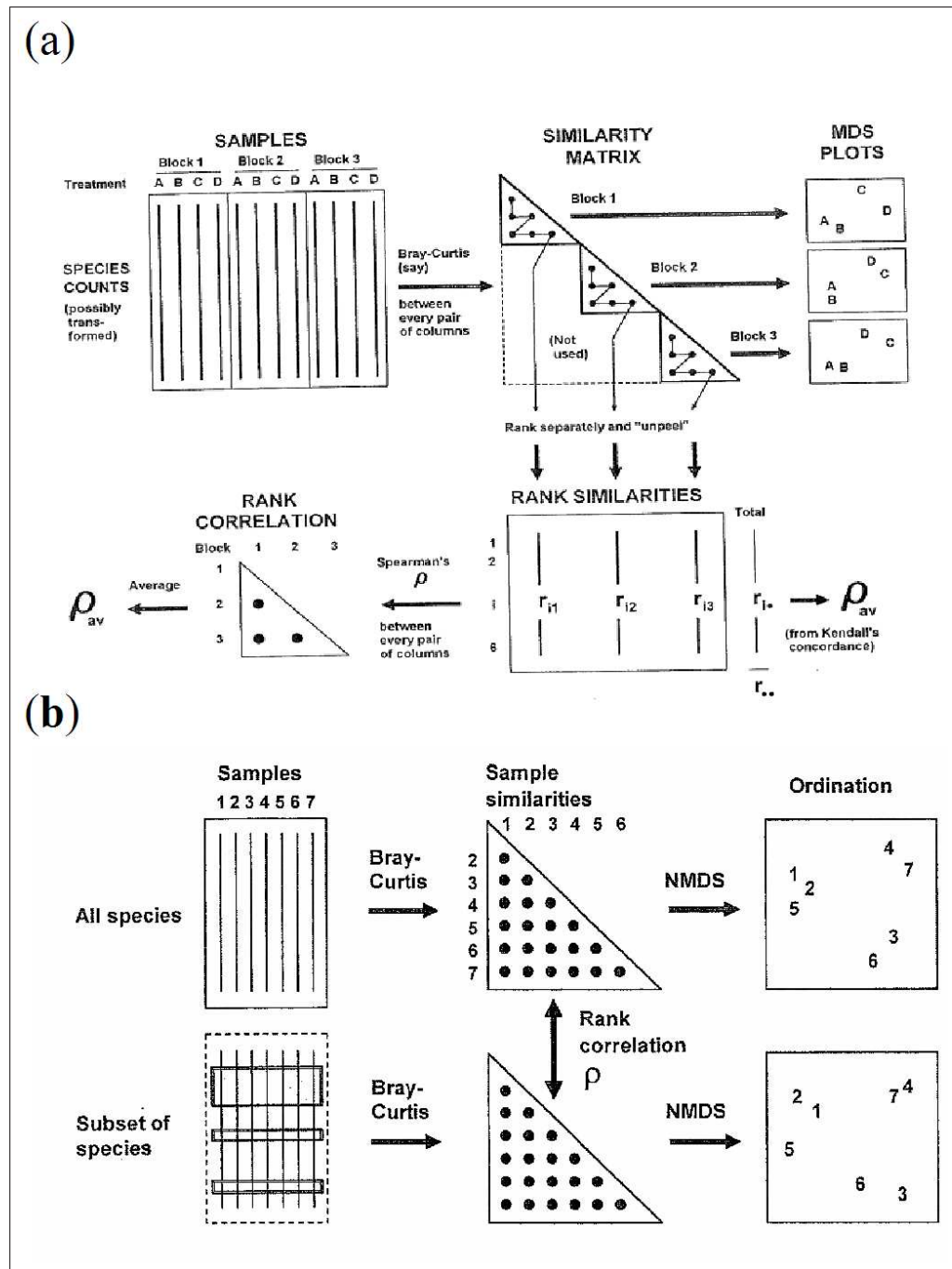
De basisgegevens waarop onze analyses berusten zijn:

- de *dichtheid* van de soorten, d.i. het aantal individuen dat van de soort wordt gevonden per eenheid oppervlakte. Het aantal gevonden individuen per monster wordt hiertoe gedeeld door de oppervlakte van het monster in m².
- de *biomassa* van de soorten, d.i. het totale drooggewicht aan asvrije organische stof van de organismen per eenheid oppervlakte. De biomassa omvat alle organische stof, maar omdat asvrij drooggewicht wordt gebruikt, niet de kalk van schelpen etc.
- de *diversiteit* van de gemeenschap, een aanduiding voor hoeveel verschillende soorten er op een plaats kunnen worden aangetroffen. Als maat voor diversiteit hebben we gewoonlijk gewerkt met het aantal soorten per monster. Merk op dat deze maat afhankelijk is van de monstergrootte, en dus niet zomaar per m² kan worden omgerekend. Soortenrijkdom van de monsters werd meestal in een onderlinge vergelijking gebruikt, het kan niet beschouwd worden als een absolute maat.

4.3.2. Multivariate analyses

Patronen in de verdeling over ruimte en tijd van de levensgemeenschappen zijn geanalyseerd met de ordinatietechniek nMDS (non-Metric MultiDimensional Scaling) gebaseerd op een similariteitsindex (Bray-Curtis similarity index). Het principe van deze analyse wordt geschetst in Figuur 4.1. Men vertrekt van een station-soort matrix, die voor elke soort op elk station de dichtheid weergeeft. In een volgende stap wordt de gelijkenis (similarity) tussen de stations berekend aan de hand van de similariteitsindex. Dit resulteert in een halve matrix van gelijkenissen tussen alle stations. Gelijkenissen worden omgezet in afstanden tussen de stations (afstand = 1-gelijkenis). De afstanden moeten niet in ruimtelijke zin worden geïnterpreteerd, maar als een *dissimilariteit*: hoe groter

Figuur 4.1.: Schematisch diagram van de gebruikte stappen binnen de PRIMER routines: (a) het definiëren van de relaties tussen behandelingen over de experimentele blokken (ANOSIM routine) en (b) BIOENV routine voor het vinden van de kleinste subset van variabelen welke de beste correlatie tussen similariteitsmatrices geeft (uit Warwick and Clarke 2003, gewijzigd)



de afstanden tussen de stations, hoe minder hun levensgemeenschappen op elkaar lijken. In nMDS wordt vervolgens een 2-dimensionale grafiek gemaakt, waarop alle stations worden gepositioneerd. De positie van de stations is zo gekozen, dat de onderlinge afstanden tussen de stations zo dicht mogelijk aanleunen bij de 'afstanden' tussen hun levensgemeenschappen die eerder zijn berekend. Hoe dichter de punten van de stations bij elkaar liggen op de grafiek, hoe meer gelijkend hun levensgemeenschappen zijn. Deze voorstelling is nooit perfect. Op een 2-dimensionele grafiek kan men wel drie punten zo weergeven dat hun afstanden op de grafiek precies gelijk zijn aan hun onderlinge afstanden zoals berekend op basis van hun levensgemeenschappen, maar voor meer dan drie stations is dit niet meer mogelijk. Het algoritme van nMDS optimaliseert de positionering van de stations, maar geeft tegelijk aan (in de zogenaamde *stress waarde*) in welke mate dit is gelukt. Hoe hoger de stress, hoe gebrekkiger de 2-dimensionale voorstelling. De eenheden op de assen van deze grafiek zijn relatief, en hebben geen absolute betekenis, noch een fysische dimensie.

De nMDS voorstelling helpt een visueel beeld te scheppen van veranderingen in de levensgemeenschappen, en dus om na te gaan of de proefstorting heeft geleid tot drastische veranderingen. Om dergelijke veranderingen formeel statistisch te testen, is gebruik gemaakt van de ANOSIM analyse. Bij ANOSIM zijn twee stappen van elkaar te onderscheiden. Vooreerst wordt een statistiek (R) berekend. R is gebaseerd op een vergelijking van de gemiddelde gelijkenis tussen en binnen groepen van stations. De waarde ervan stijgt als stations die binnen een groep vallen (bv. vóór en na storting) veel beter op elkaar lijken dan de stations die tot verschillende groepen behoren, m.a.w. R stijgt als het effect van de ingreep toeneemt. Er wordt dus één waarde van de R statistiek berekend voor één ANOSIM vergelijking. Om vast te stellen of deze R significant is (d.i. zeer onwaarschijnlijk om te observeren onder de nulhypothese van louter toevallige variaties) wordt een randomiseringstest gebruikt (zie Figuur 4.1). Stations worden toevallig toegekend tot één van de groepen, en de R statistiek wordt herberekend. Dit wordt een groot aantal keren herhaald. De R statistiek van de echte verdeling in groepen wordt vervolgens vergeleken met de statistische verdeling van R statistieken bij toevallige toekenning van de groepen, en er wordt berekend hoe groot de kans is om de geobserveerde R te verkrijgen wanneer het behoren tot de groepen door toeval wordt beheerst (d.i. als er geen echt verschil tussen de groepen voorkomt).

In onze analyse hebben we ANOSIM gebruikt voor twee types vergelijking. Enerzijds hebben we getest of de storting (dus het tijdstip van bemonstering) aanleiding heeft gegeven tot een significante verandering in de levensgemeenschappen. Anderzijds hebben we getest of de levensgemeenschappen verschillen in de verschillende habitattypen zoals die uit de *remote sensing* zijn gedefinieerd. Uit de analyse van veldgegevens (bv. korrelgrootte, chlorofyl) en *remote sensing* beelden hebben we in GIS de Plaat onderverdeeld in een aantal habitattypen. Centraal op de plaat vinden we fijner sediment, terwijl de noordelijke en zuidelijke flanken zandiger zijn, met duidelijke megaribbels op de noordelijke landtong. Op het centrale deel is er ook een ontwikkelend schor. De verschillende

habitattypen zijn elders in dit rapport gespecificeerd.

Wanneer de ANOSIM analyse wijst op een significant verschil tussen groepen, kan vervolgens aan de hand van een SIMPER analyse worden nagegaan welke soorten het meeste hebben bijgedragen aan het verschil. Door soort voor soort aan de analyse te onttrekken (d.i. de analyse uit te voeren met een gewijzigde soort-station matrix, waarin de soort die wordt onderzocht wordt geschrapt) wordt bekeken welke soorten de geobserveerde R statistiek het meest beïnvloeden. Door deze analyse kan een verband worden gelegd tussen de verschillen in levensgemeenschappen enerzijds, en de biologie van de meest belangrijke soorten anderzijds. Uit de kennis over de biologie van de soorten kan dan worden afgeleid welke factoren wellicht van het grootste belang zijn in het bepalen van de verschillen tussen levensgemeenschappen.

Deze kwalitatieve interpretatie is tenslotte formeel getoetst door middel van het BIOENV programma. In dit programma wordt door middel van niet-parametrische correlatieanalyse nagegaan in welke mate de positie van de stations op de nMDS ordinatiegrafiek kan worden verklaard met behulp van gekende omgevingsvariabelen. De variabelen die werden gebruikt werden afgeleid uit de GIS analyse. BIOENV onderzoekt verschillende combinaties van omgevingsvariabelen en vindt die variabelen die het beste de configuratie van de stations in de nMDS grafiek kunnen verklaren (zie Figuur 4.1).

Alle genoemde programma's zijn beschikbaar in het computerprogramma PRIMER. Voor verdere details verwijzen we naar het handboek van dit programma (Clarke and Warwick, 2001).

4.3.3. ANOVA analyse van univariate data

Per monster zijn totale biomassa van alle soorten, totale dichtheid van alle soorten, en aantal soorten per monster (dit laatste als maat van biodiversiteit) bepaald. Door middel van een variantie-analyse (ANOVA) is getoetst of deze waarden afhankelijk zijn van het habitattype (de 7 klassen bepaald uit *remote sensing* zijn gebruikt), van seizoen (lente vs. najaar) en van jaar. 2004 is vóór de storting, 2005 erna. Eventuele verschillen tussen jaren kunnen een indicatie zijn van een effect van het storten op deze maten voor het macrobenthos.

Standaardprocedures voor ANOVA zijn gebruikt. Om de homogeniteit van varianties te garanderen zijn biomassa en totale dichtheid logaritmisch getransformeerd (met natuurlijke logaritmen) voor de analyse. Boxplots zijn gebruikt om de variatie in de variabelen als functie van seizoen, habitat en jaar weer te geven. Dergelijke plots geven de mediaan weer als een dikke horizontale lijn, de range tussen het 25e en 75e percentiel als een box, de range tussen het 5e en 95e percentiel als een dunne lijn, en eventuele uitbijters als afzonderlijke punten.

Voor meer details over deze methoden verwijzen we naar de statistische literatuur. Het fitten van de modellen en het produceren van de figuren werd uitgevoerd in het statistische programma R (<http://cran.r-project.org/>). De gebruikte gegevensbestanden

en scripts met R instructies zijn toegevoegd aan de CD van het project.

4.3.4. Regressie-analyse voor univariate data

Biomassa, dichtheid en soortendiversiteit van de levensgemeenschappen hangen af van de omgevingsvariabelen. Om deze relaties te onderzoeken hebben we een regressie-analyse uitgevoerd ten opzichte van de omgevingsvariabelen die de GIS-analyse opleverde. De regressie-analyse is een toepassing van een 'generalized linear model'. In zijn meest algemene vorm wordt een dergelijk regressiemodel als volgt voorgesteld:

$$Y_i = f[\text{lp}(X_{1i}, X_{2i}, \dots, X_{ni}) + E_i]$$

waarin Y_i de i -de observatie is van de variabele die wordt onderzocht (hier: biomassa, dichtheid of diversiteit), de X -en de overeenkomstige onafhankelijke variabelen zijn, en E_i de i -de foutterm is. De functie f is de zogenaamde link functie, en lp is de zogenaamde linear predictor, een polynomiale functie van de X -waarden.

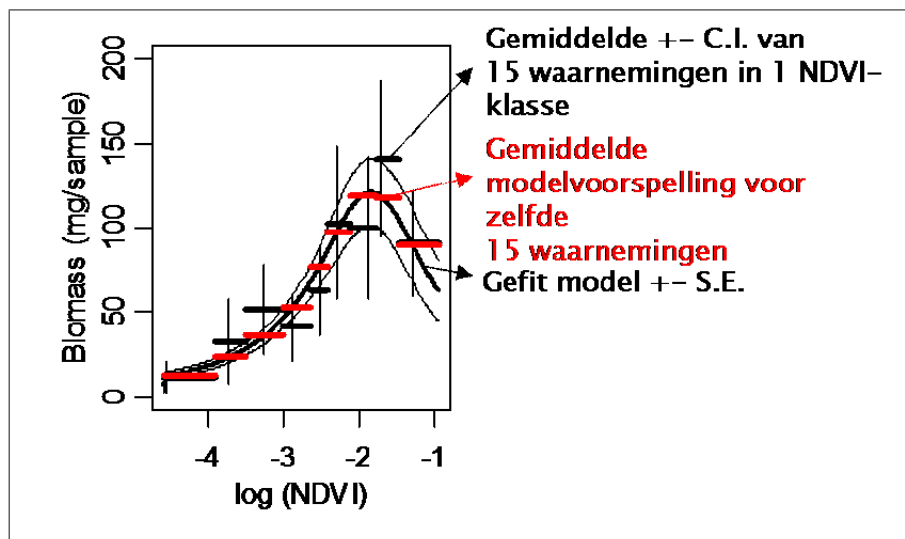
In woorden: er wordt vanuit gegaan dat de geobserveerde Y -waarden een polynomiale functie zijn van de onafhankelijke variabelen X , eventueel via een niet-lineaire transformatie (in de link functie). Verder wordt uiteraard aangenomen dat er ruis is op de waarnemingen, en ten behoeve van de statistische analyse moet een aannemelijk model voor de fouten worden verondersteld.

Het model wordt aan de gegevens aangepast door het minimaliseren van de log-likelihood. In essentie zoekt deze methode naar die waarden voor de parameters waarvoor de waarschijnlijkheid om de geobserveerde waarden te observeren onder het vigerende model maximaal is.

In onze analyse hebben we een groot aantal modellen geëxploreerd en onderling vergeleken aan de hand van de Akaike AIC index. Deze index geeft aan hoe goed de gegevens zijn voorgesteld, rekening houdend met het aantal parameters dat is gebruikt (d.i. een model dat bijna even goed is maar minder parameters heeft dan een ander model wordt bij voorkeur gebruikt). De resulterende modellen hadden geen interacties tussen de onafhankelijke variabelen, en hadden één of meer onafhankelijke variabelen, en soms hun kwadraten in de linear predictor. Als model voor de foutenverdeling werd de gamma-verdeling gebruikt.

Om na te gaan of de modellen een redelijke fit gaven van de gemiddelde biomassa, dichtheid en soortendiversiteit in de gegevens werd een figuur gemaakt die het model grafisch voorstelt en samenvat. In deze figuur geven lijnen de voorspelde waarden ($\pm$ standaardfout) weer van het model bij variatie van de uitgezette factor, terwijl alle andere factoren in het model vastgezet worden op hun gemiddelde waarde. Bovendien zijn alle waarnemingen opgedeeld in 10 groepen van gelijke grootte, volgens oplopende waarde van de omgevingsvariabele onder studie. Voor die tien groepen is het gemiddelde (en betrouwbaarheidsinterval) van de waarnemingen weergegeven, alsook het gemiddelde van

Figuur 4.2.: Opbouw van de figuren die de output van de regressie-analyses samenvatten. De dikke lijn geeft de modelvoorspelling bij variërende x-waarden, terwijl alle andere eventuele x-variabelen constant worden gehouden op hun gemiddelde waarde. De dunne lijnen eromheen geven de standaardfout van de voorspelling. De gegevens zijn samengevat in 10 klassen van elk een gelijk aantal waarnemingen, volgens oplopende waarde van de x-waarde. De dikke zwarte lijn geeft het gemiddelde van de y-waarde van die klassen, terwijl de breedte van diezelfde lijn de x-range van de klasse weergeeft. De verticale dunne lijn door het gemiddelde geeft het 95 % betrouwbaarheidsinterval van het klassegemiddelde. De overeenkomstige dikke rode lijn geeft voor elke klasse het gemiddelde van de modelvoorspellingen voor waarnemingen in die klasse. Deze voorspellingen zijn gebaseerd op het regressiemodel.



de voorspelde waarden door het model. De constructie van de figuren wordt uiteengezet in Figuur 4.2.

Voor meer details over deze benadering verwijzen wij naar de statistische literatuur. Het fitten van de modellen en het produceren van de figuren werd uitgevoerd in het statistische programma R (<http://cran.r-project.org/>). De gebruikte gegevens en scripts met R instructies zijn toegevoegd aan de CD van het project.

4.4. Resultaten

4.4.1. Algemene beschrijving van de dominante soorten

De studie toonde aan dat het intertidale gebied van Walsoorden voornamelijk wordt gedomineerd door zes soorten, namelijk de amfipoden *Bathyporeia pilosa* en *Corophium arenarium*, de gastropode (slak) *Hydrobia ulvae*, de tweekleppige *Macoma balthica* en de polychaeten (borstelwormen) *Pygospio elegans*, *Heteromastus filiformis* en *Nereis diversicolor*.

Bathyporeia pilosa en *Corophium arenarium* geven de voorkeur aan zandige sedimenten en zijn selectieve oppervlakte deposit feeders, foeragerend op de oppervlaktelaag van het sediment. Indien beschikbaar, grazen zij voornamelijk op diatomeeën en microfytobenthos. Volgens de literatuur zijn ze over het algemeen intolerant voor anoxische condities, maar zijn het vroege pioniers na een verstoring.

Hydrobia ulvae wordt praktisch niet beïnvloed door het sedimenttype, alhoewel deze soort meer voorkomt in door modder of fijn zand gedomineerde sedimenten. *H. ulvae* komt vaak in hoge dichtheden voor dicht bij schorren. De soort is echter zeer mobiel en beweegt hoofdzakelijk om op de microfytobenthosmat te grazen. Bij laagtij wordt, waar een waterfilm van een paar mm aanwezig is, de beweging over het sedimentoppervlak vergemakkelijkt.

Macoma balthica is eveneens een oppervlakte deposit feeder die, onder bepaalde omstandigheden, foerageert op de grenslaag (water aan het sedimentoppervlak). Volwassen *M. balthica* zijn voornamelijk sessiel, maar wanneer sedimentcondities verslechteren, kan deze soort migreren. De aanwas van juvenielen vindt voornamelijk plaats gedurende de zomer. De dieren kunnen zeer abundant zijn in intertidale modderige gebieden. Ze vormen een belangrijke voedselbron voor watervogels en kreeftachtigen.

Pygospio elegans komt voor op zandige kusten en slikplaten, en in modder dat zich verzameld heeft in rotsspleten, van intertidaal tot sublittoraal. Het is een niet-selectieve deposit feeder welke voedsel uit het water kan filteren met de palpen (mond delen) wanneer voedsel voornamelijk beschikbaar is in de waterkolom. Deze soort leeft in zandkokers in de bovenste laag van het sediment. Ze kan zeer hoge dichtheden bereiken en vormt een voedselbron voor krabben en vissen.

Heteromastus filiformis (rode draadworm) is een lange, dunne worm. De worm is bloedrood van kleur. Dit komt door de kleurstof hemoglobine. Doordat de huid doorschijnend is, geeft de darminhoud de worm een grauwe kleur. De uitwerpselen zien er uit als zwarte pilletjes. De worm graaft zich, met de kop naar beneden, tot 40 centimeter in, in fijn zand en slik in getijdengebieden, kustwateren en estuaria.

De draadworm, zoals veel andere sedentaire wormen, maakt een kokertje rond zich. Dat gaat vanzelf omdat de 'huid' van de worm een mucus (slijm van polysacchariden) uitscheidt waar de zandkorreltjes in klevan.

Het dier leeft van bacteriën uit het zuurstofloze gedeelte van de bodem. Zelf dient de

volwassen draadworm als voedsel voor de zandzager, platvissen, als schol en bot, en de rosse grutto. Jonge draadwormen vormen een prooi voor platwormen, krabben, garnalen en bodemvissen.

Nereis diversicolor (gewone zager of zeeduizendpoot) is een typische soort voor modderige gebieden. De zager komt voor in getijdengebieden, maar kan zich ook handhaven buiten de getijdenzone. Het dier heeft allerlei kleuren: rood, groen, geel en bruin. De soort leeft van andere bodemdieren, maar eet ook wel dood organisch materiaal. Als larve verblijft het dier in de toplaag van de bodem. Eenmaal volwassen maakt deze zager een uitgebreid gangenstelsel met verschillende openingen naar de oppervlakte.

Verdere informatie en afbeeldingen van de soorten kunnen worden gevonden op de MARLIN website (<http://www.marlin.ac.uk>) en de website (<http://www.scheldeschorren.be>). Zie ook Figuur 4.3.

4.4.2. Multivariate analyses

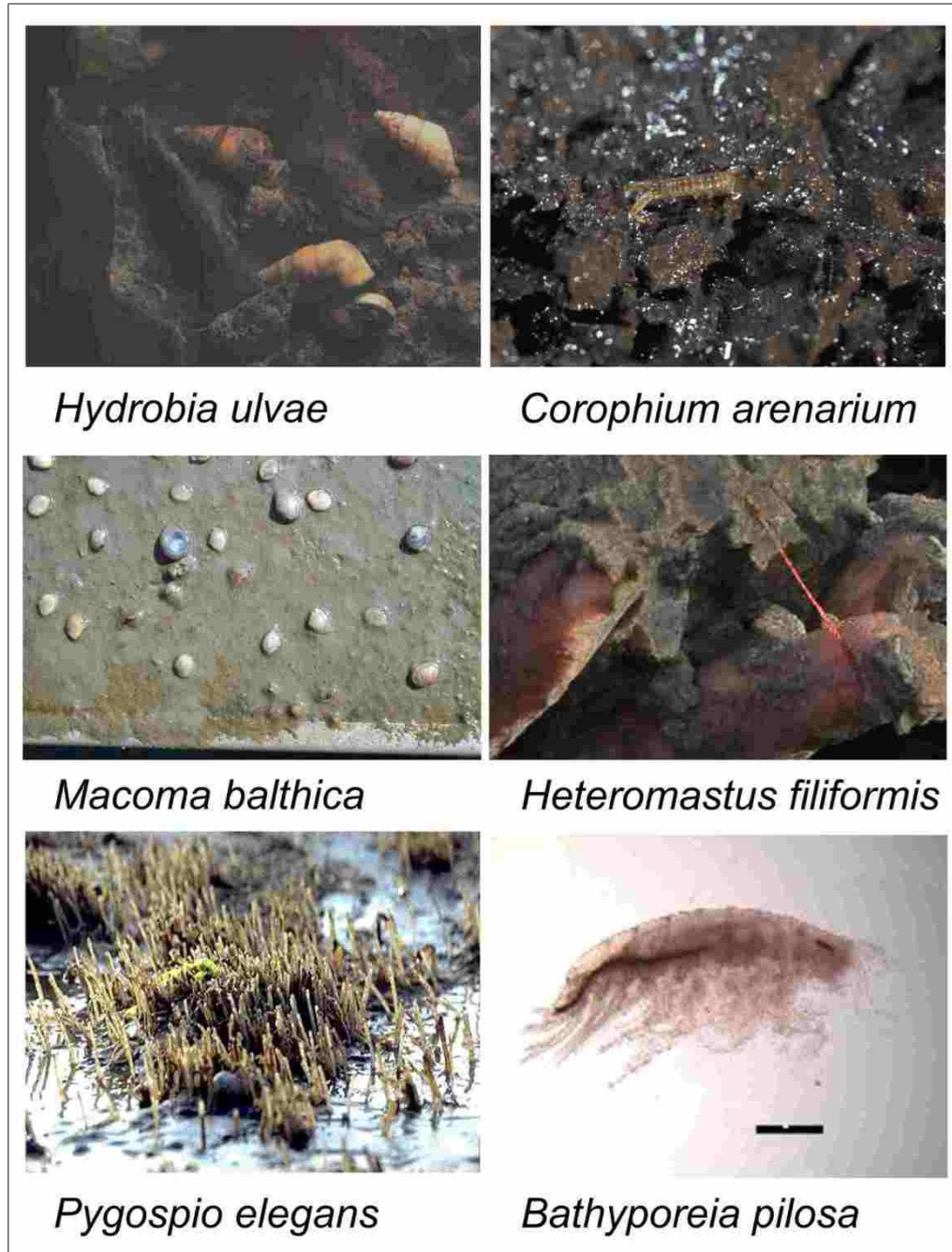
Er waren 25330 individuen gegroepeerd in 53 soorten (Tabel A.1, Appendix A). Volgens de multivariate analyses vertonen de macrobenthosgemeenschappen (dichtheid en biomassa) geen grote veranderingen vóór en na de storting (Figuur 4.4). De gemeenschappen zijn verdeeld over de Plaat in drie hoofdgroepen, namelijk de NLT, een groep stations gesitueerd langs de rand van de Plaat (RP) en het centrale deel van de Plaat (CP). De verspreiding correspondeert met enkele van de via remote sensing waargenomen verschillen. Alhoewel de GIS analyse 7 klassen onderscheidde, werden drie hoofdverschillen waargenomen op de Plaat, welke corresponderen met de drie hoofdgroepen van de nMDS (Figuur 4.5). Dergelijke verschillen werden bevestigd door de formele statistische toets ANOSIM, die slechts tussen habitats (en niet tussen seizoenen of jaren) op significante verschillen wees (Tabel A.2, Appendix A).

De NLT wordt gekarakteriseerd door een lage dominantie van soorten, zowel qua dichtheden als biomassa, en door een lage diversiteit. Het centrale deel van de Plaat (CP), gekarakteriseerd door meer vegetatie, was het meest productieve deel, terwijl zowel CP als het zandige gebied (RP), tegenover de storting, gelijkaardige dichtheden en diversiteiten vertoonden (Figuur 4.6).

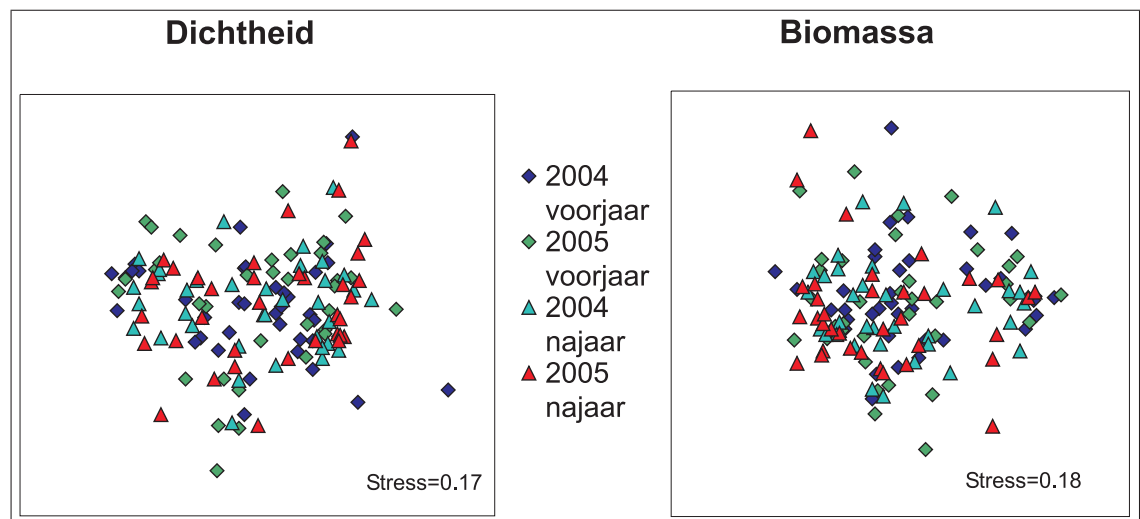
De SIMPER analyses bewezen dat de geobserveerde groepering van stations voornamelijk bepaald werd door de dichtheid en de biomassa's van sommige van de reeds hierboven beschreven soorten. Hun dichtheid varieerde over het gebied met betrekking tot de drie habitats, geïdentificeerd op basis van omgevingsvariabelen zoals chlorofyl, korrelgrootte en GIS-afbeeldingen.

De dichtheid van *B. pilosa* karakteriseert de RP, terwijl *N. diversicolor* en *H. filiformis* meer abundant waren in het centrale deel van de Plaat (CP). De dichtheid van *M. balthica* en *P. elegans* waren gelijkaardig in CP en RP, maar laag in de NLT (Figuur 4.7). De aan de veranderingen in biomassa gerelateerde verschillen waren voornamelijk te wijten aan *M. balthica* en *N. diversicolor*, waarvan de productie toenam in CP, voornamelijk in

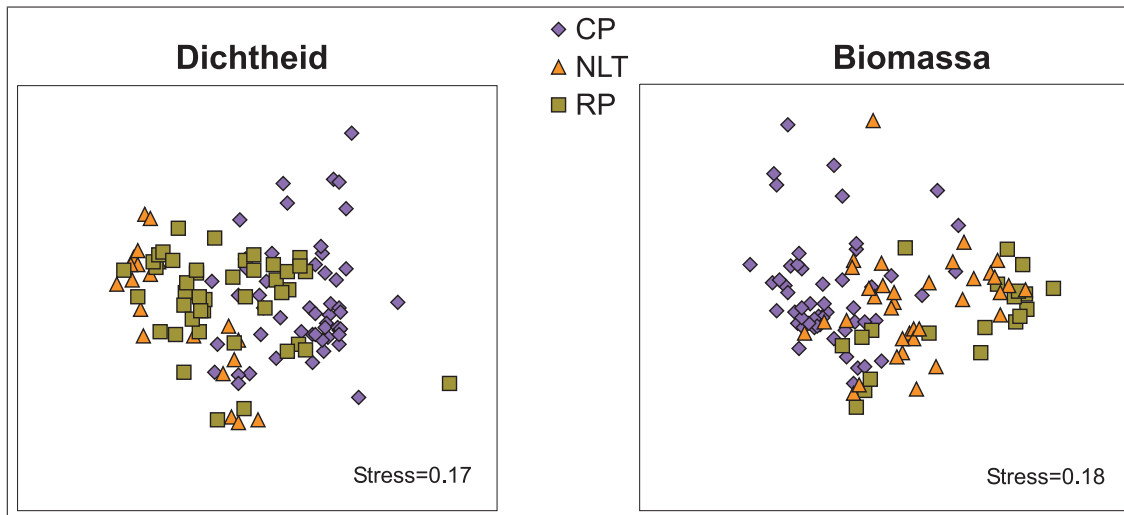
Figuur 4.3.: Afbeeldingen van de dominerende macrobenthossoorten op de Plaat



Figuur 4.4.: nMDS van macrobenthosdata. Links: gebaseerd op dichtheid van de soorten. Rechts: gebaseerd op biomassa van de soorten. Beide figuren tonen dat de monsters uit verschillende jaren en seizoenen volledig overlappen. De assen op deze figuren zijn relatief en hebben geen fysische eenheid. Hoe gelijkaardiger gemeenschappen zijn, des te dichter liggen ze op deze figuur bij elkaar.



Figuur 4.5.: nMDS van macrobenthosdata. Kleurcodes komen overeen met drie types habitat: de Noordelijke Landtong (NTL), centrale plaat (CP) en de rand van de plaat (RP).



de herfst, zowel vóór als na de storting (Figuur 4.7).

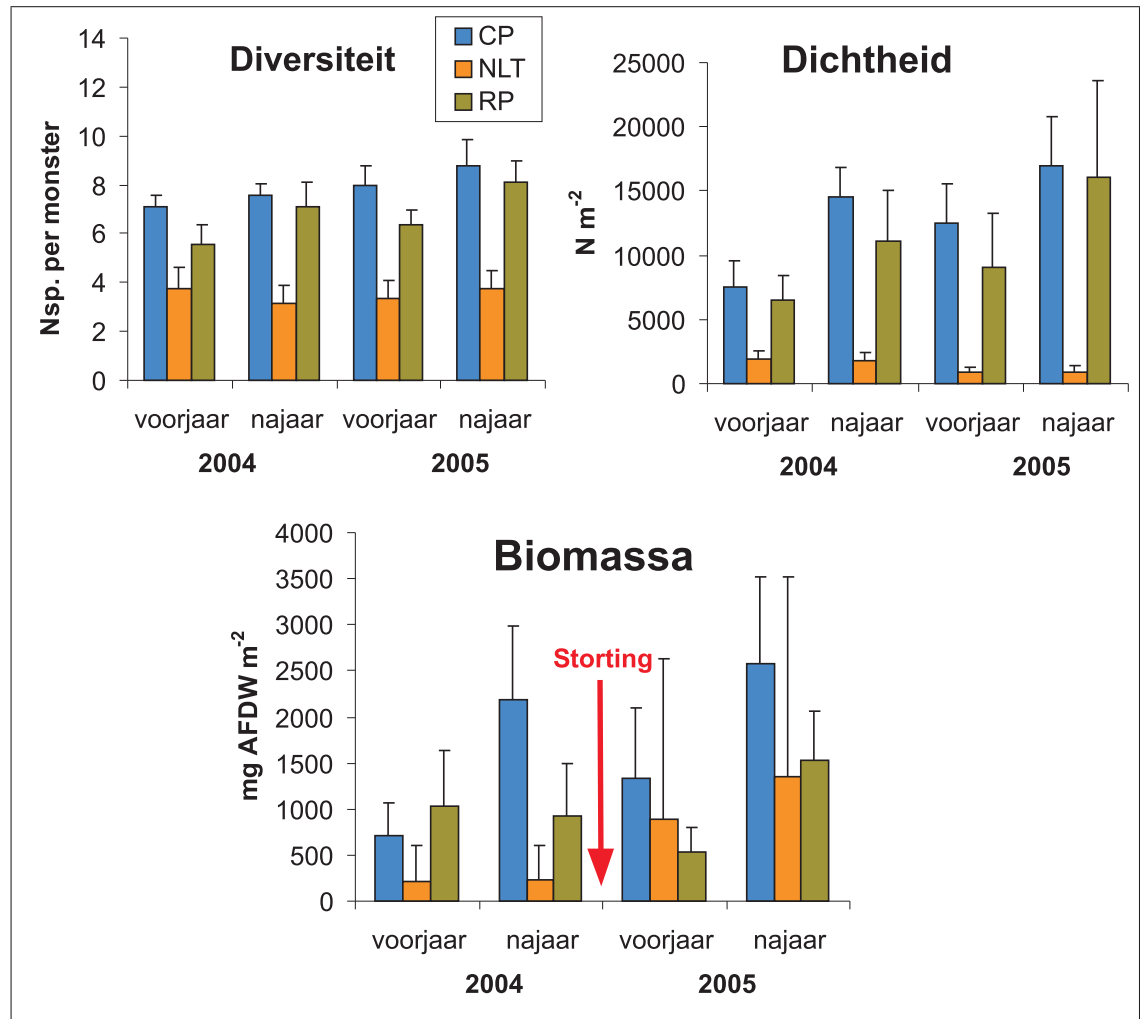
De BIOENV liet zien dat de verspreiding en samenstelling van de gemeenschappen voornamelijk gerelateerd was aan het chlorofyl in 2004 en aan de combinatie van chlorofyl met korrelgrootte en sedimenthoogte in 2005 (Tabel A.3, Appendix A).

4.4.3. Univariate analyses

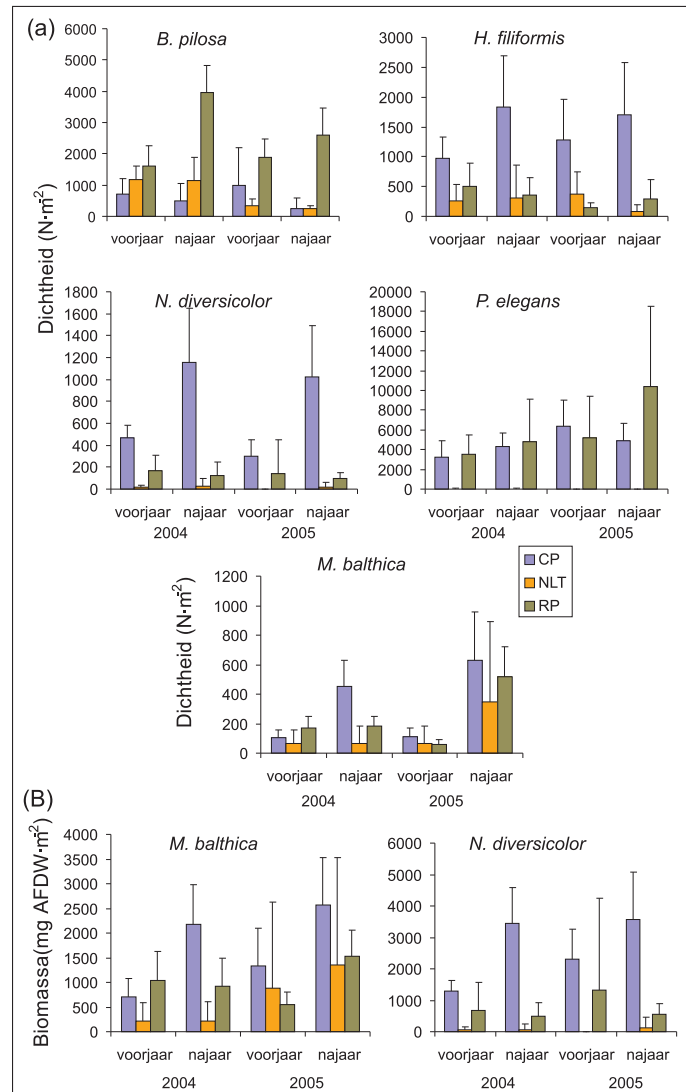
Biomassa, dichtheid en aantal soorten per monster zijn vergeleken m.b.v. ANOVA. Daartoe werden biomassa- en dichtheidsgegevens eerst als natuurlijke logaritmen getransformeerd. Onderzocht werd of de factoren jaar (2004 vs. 2005), klasse (= habitat-type zoals uit *remote sensing* bepaald) en seizoen (lente vs. herfst) een invloed hadden op de variabelen. Ook de interacties werden onderzocht. Significante interacties zouden betekenen dat het effect van bv. jaar, afhangt van bv. seizoen.

Uit de ANOVA van biomassa (Figuur 4.8, Tabel A.4.a, Appendix A) blijkt dat zowel seizoen als habitattype een significant effect hebben op de aanwezige biomassa. Er was geen significant effect van jaar. Er is dus geen effect van het storten aan te tonen. Ook de interactietermen waren niet significant. De boxplots tonen dat voor vergelijkbare habitats, de biomassa meestal hoger is in de herfst dan in de lente. Dit ligt volledig in de lijn van eerdere waarnemingen in de Westerschelde (en elders). De verschillen in biomassa tussen de habitattypen zijn zeer groot. Hieruit blijkt reeds duidelijk dat,

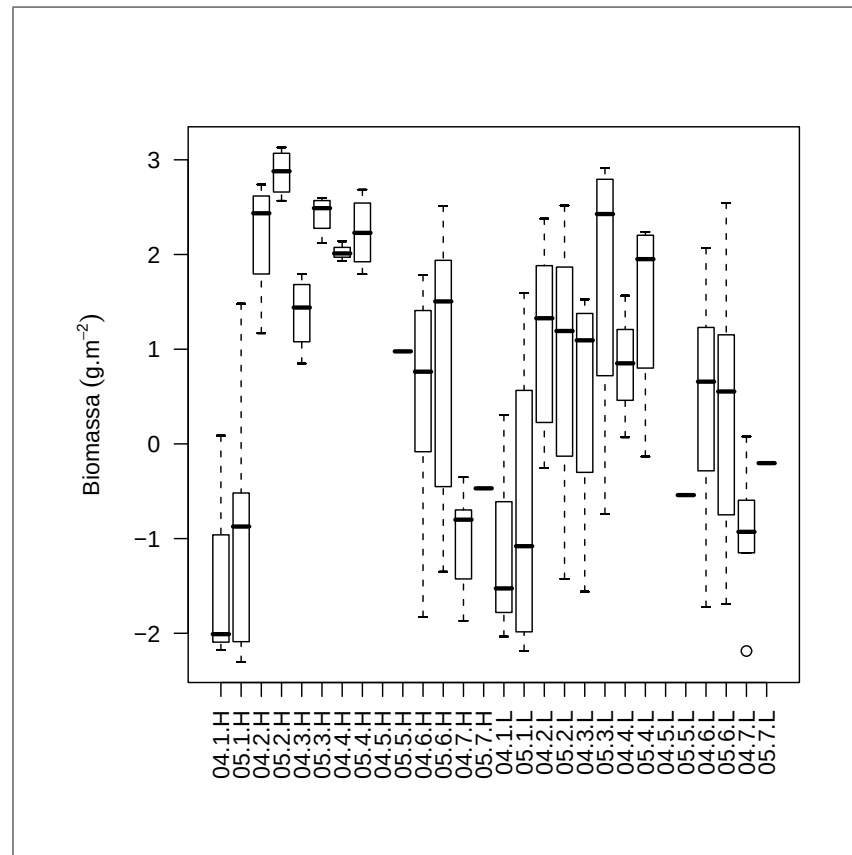
Figuur 4.6.: Gemiddelde $\pm$ standaardfout voor dichtheid, biomassa en diversiteit tussen habitats, jaren en seizoenen



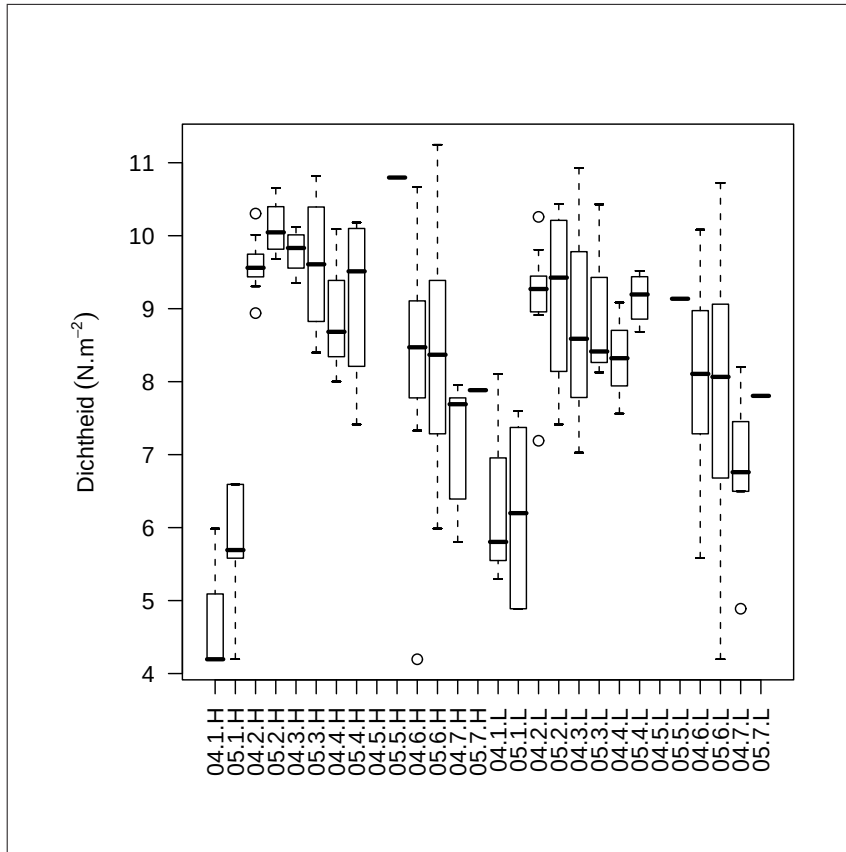
Figuur 4.7.: Gemiddelde $\pm$ standaardfout voor de dichtheid (a) en de biomassa (b) van de dominante soorten tussen de habitats



Figuur 4.8.: Boxplot van (ln-getransformeerde) biomassa voor de verschillende habitattypen, seizoenen en jaren. Habitattypen zijn: (1) vochtig gebied (2) matig MFB (3) Hoog MFB (4) zeer hoog MFB (5) schor (6) fijn zand (7) zand. De box geeft de range aan tussen het 25e en het 75e percentiel, de dikke horizontale lijn geeft de mediaan aan, verticale stippellijnen geven de range tussen 5e en 95e percentiel. Eventuele uitbijters worden als een cirkeltje weergegeven. Codes: 04: 2004; 05: 2005; H: Herfst; L: Lente; cijfers: habitattypen.



Figuur 4.9.: Boxplot van de (ln-getransformeerde) dichtheid per hatitatype, seizoen en jaar. Zie Figuur 4.8 voor details over de plot.

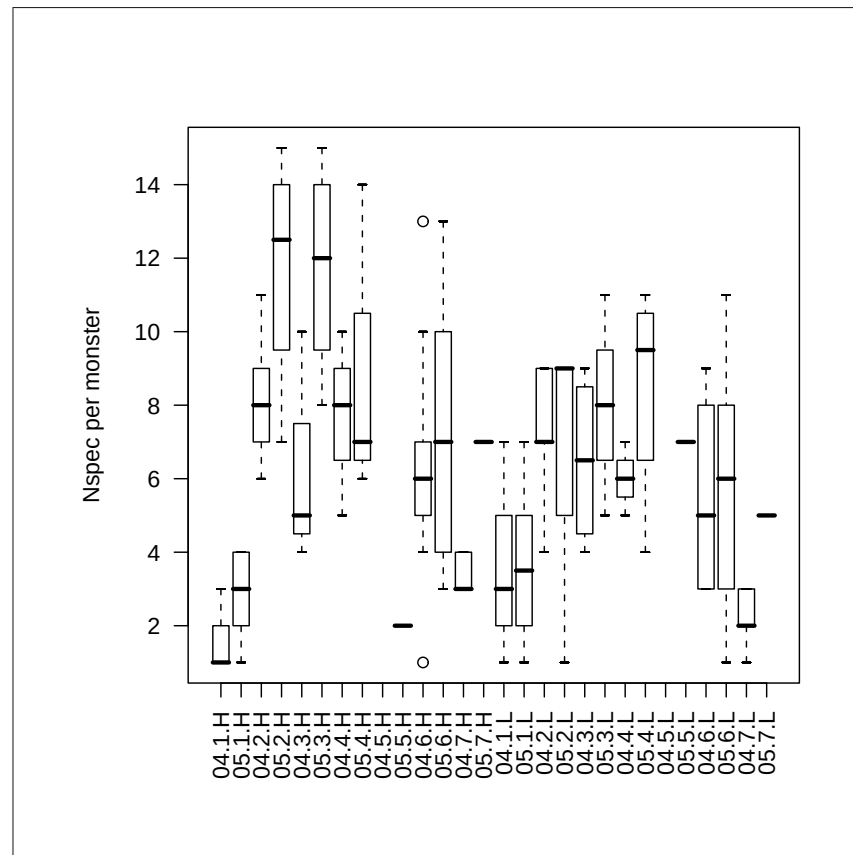


mocht de storting een significant effect hebben gehad op de verdeling of aard van de habitats, dit in principe uit de monitoringresultaten zou kunnen blijken.

In tegenstelling tot biomassa, is er geen significant effect van seizoen op de (log getransformeerde) dichtheid (Figuur 4.9, Tabel A.4.b, Appendix A). De verklaring hiervoor is dat een deel van de rekrutering wellicht al had plaatsgevonden bij de lentebemonsteringen, maar dat de fauna nog vooral bestond uit kleine juveniele stadia van de verschillende soorten. Precies zoals bij biomassa, kon geen significant effect van jaar worden aangetoond. Ook de interacties zijn niet significant. Op basis van totale dichtheid kan eveneens niet worden besloten dat er een negatief effect van de storting is opgetreden.

Het aantal soorten per monster toont wel een (weliswaar tamelijk zwak) significant effect aan van jaar. Er is een verschil in het aantal waargenomen soorten tussen 2004 en

Figuur 4.10.: Boxplot van het aantal soorten per monster, gesplitst per habitattype, seizoen en jaar. Zie Figuur 4.8 voor details over de plot.



2005, wanneer wordt gecompenseerd voor de effecten van seizoen en habitatype (Figuur 4.10, Tabel A.4.c, Appendix A). Nadere analyse d.m.v. de boxplots leert dat over het algemeen het aantal gevonden soorten in 2005 hoger ligt dan in 2004 (dit is ook het geval voor het overall gemiddelde aantal soorten). Er is een lichte toename opgetreden in het aantal gevonden soorten. Hieruit kan in elk geval worden geconcludeerd dat de storting niet heeft geleid tot een vermindering van het aantal soorten. Of de lichte vermeerdering te maken heeft met de storting, lijkt weinig waarschijnlijk (gezien het ontbreken van effecten op andere variabelen). Een vergelijking met eventuele trends over de gehele Westerschelde zou hier meer uitsluitsel over kunnen brengen, maar lijkt gezien de richting van de (zwakke) trend niet zeer dringend te zijn. Wij beschikken nog niet over alle gegevens van de gehele Westerschelde voor 2005, maar zouden desgewenst later deze analyse kunnen uitvoeren.

4.4.4. Regressie-analyse

Regressie-analyse toonde aan dat de onderzochte omgevingsvariabelen, of althans een subset daarvan, een duidelijke invloed hebben op biomassa, dichtheid en soortendiversiteit.

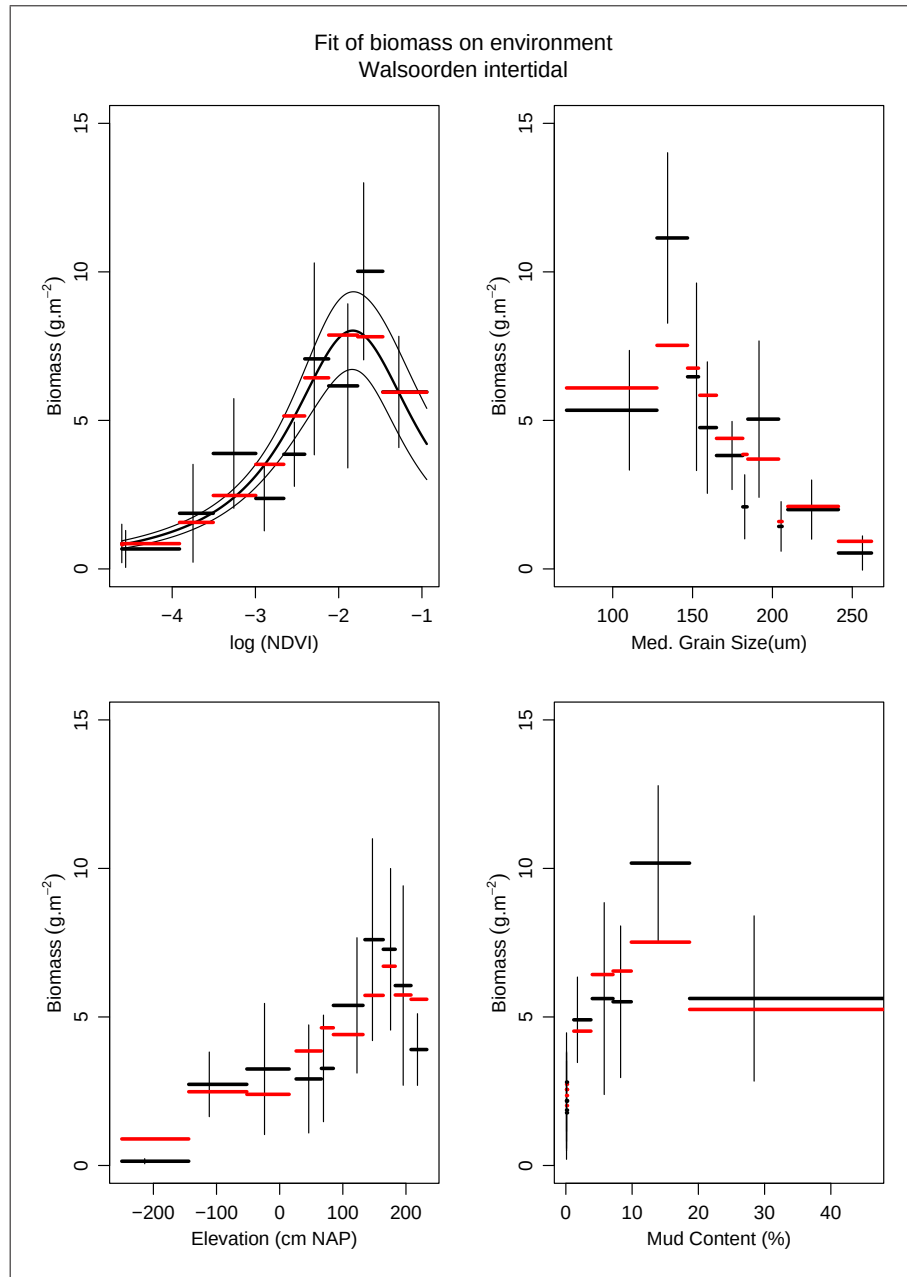
De biomassa van het macrobenthos verschilt sterk afhankelijk van de habitat. De enige factor die significant aan de variatie in biomassa bijdraagt is chlorofylgehalte van het sediment (Figuur 4.11; tabel A.5). Zowel de lineaire als de kwadratische termen zijn significant, en dit vertaalt zich in een optimumcurve. De biomassa van het macrobenthos neemt toe met het chlorofylgehalte van het sediment, tot op een punt waar bijkomend chlorofyl opnieuw een negatieve invloed heeft op de biomassa van het macrobenthos. In de praktijk komt dit voor op sedimenten waar zich een groene mat van macroalgen (wieren) ontwikkelt op het sediment. Een dergelijke mat verstikt het sediment en vermindert de groeimogelijkheden voor macrobenthos. Nog hoger chlorofyl wordt waargenomen in schorren, waar vooral kleine slakjes voorkomen die grazen op de algen die op de planten groeien, eerder dan op de planten zelf.

Men kan duidelijk zien in Figuur 4.11 dat biomassa ook varieert met de andere omgevingsvariabelen (sedimentsamenstelling, hoogteligging). Statistisch gezien volgt deze variatie echter uit het feit dat chlorofyl in het veld niet onafhankelijk is van deze andere variabelen, waardoor ze covariëren. De regressie-analyse wees echter uit dat, eens het effect van chlorofyl meegenomen, deze andere factoren geen onafhankelijke bijdrage meer leveren aan het verklaren van variatie in de biomassa van het macrobenthos.

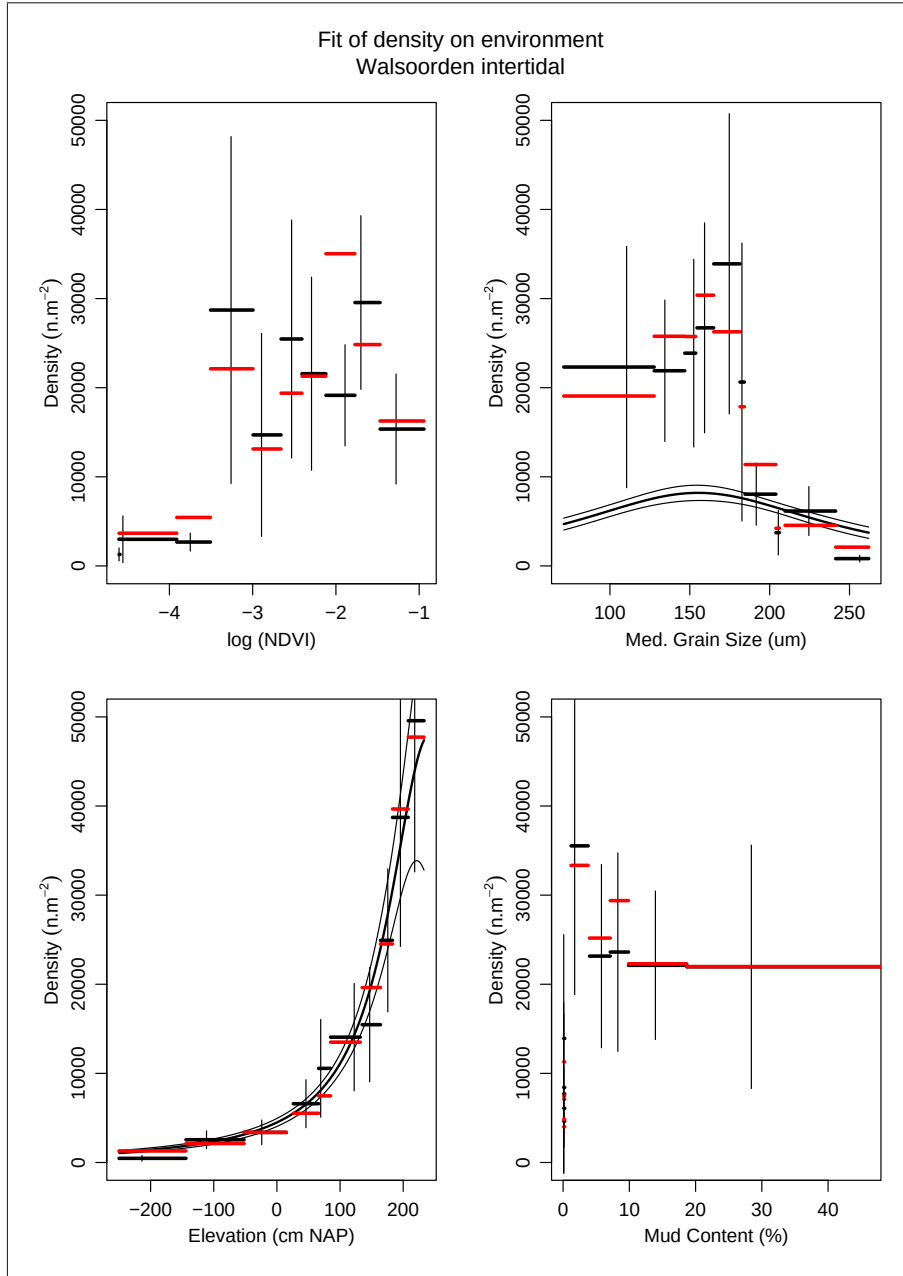
Het regressiemodel voor dichtheid verschilt van dat voor biomassa (Figuur 4.12). Hoewel dichtheid en biomassa natuurlijk wel met elkaar verband houden (als dichtheid 0 is, is biomassa dat noodzakelijk ook) is het verband niet erg strak, omdat de dieren sterk in gemiddeld gewicht kunnen verschillen.

De belangrijkste factor die dichtheid verklaart is hoogteligging op de plaat. We merken een gestage toename van dichtheid met hoogteligging. Dit kan vooral verklaard wor-

Figuur 4.11.: Regressie-output van biomassa op omgevingsvariabelen. Coëfficiënten en hun significantie in Tabel A.5, Appendix A. Voor details over hoe de figuren zijn opgebouwd, zie Figuur 4.2 en bijschrift.



Figuur 4.12.: Regressie-output van dichtheid op omgevingsvariabelen. Coëfficiënten en hun significantie in Tabel A.6, Appendix A. Voor details over hoe de figuren zijn opgebouwd, zie Figuur 4.2 en bijschrift



den doordat het habitat met hoge dichtheid (maar niet zo'n hoge biomassa, vooral bestaande uit kleine slakjes) hoog op de Plaat, in schorren of gebieden met algenmatten voorkomt. Er is voor dichtheid een kleine maar significante onafhankelijke bijdrage van sedimentsamenstelling in het statistische model.

Het statistische model voor soortendiversiteit (aantal soorten per monster) is een mengeling van beide voorgaande modellen (Figuur 4.13). Zowel chlorofylgehalte van het sediment als hoogteligging dragen bij tot de verklaring van de soortendiversiteit.

4.4.5. Lange-termijn veranderingen van de Plaat

Databasegegevens over de samenstelling van de Plaat van Walsoorden en over de omringende intertidale gebieden voor de herfst van 1990 waren beschikbaar op NIOO. Deze data zijn vergeleken met de data verzameld in de herfst van 2004 en die van 2005 om de lange-termijn veranderingen in gemeenschappen van soorten en individuen te evalueren, zowel vóór als na de verbetering van de milieucondities van de Westerschelde.

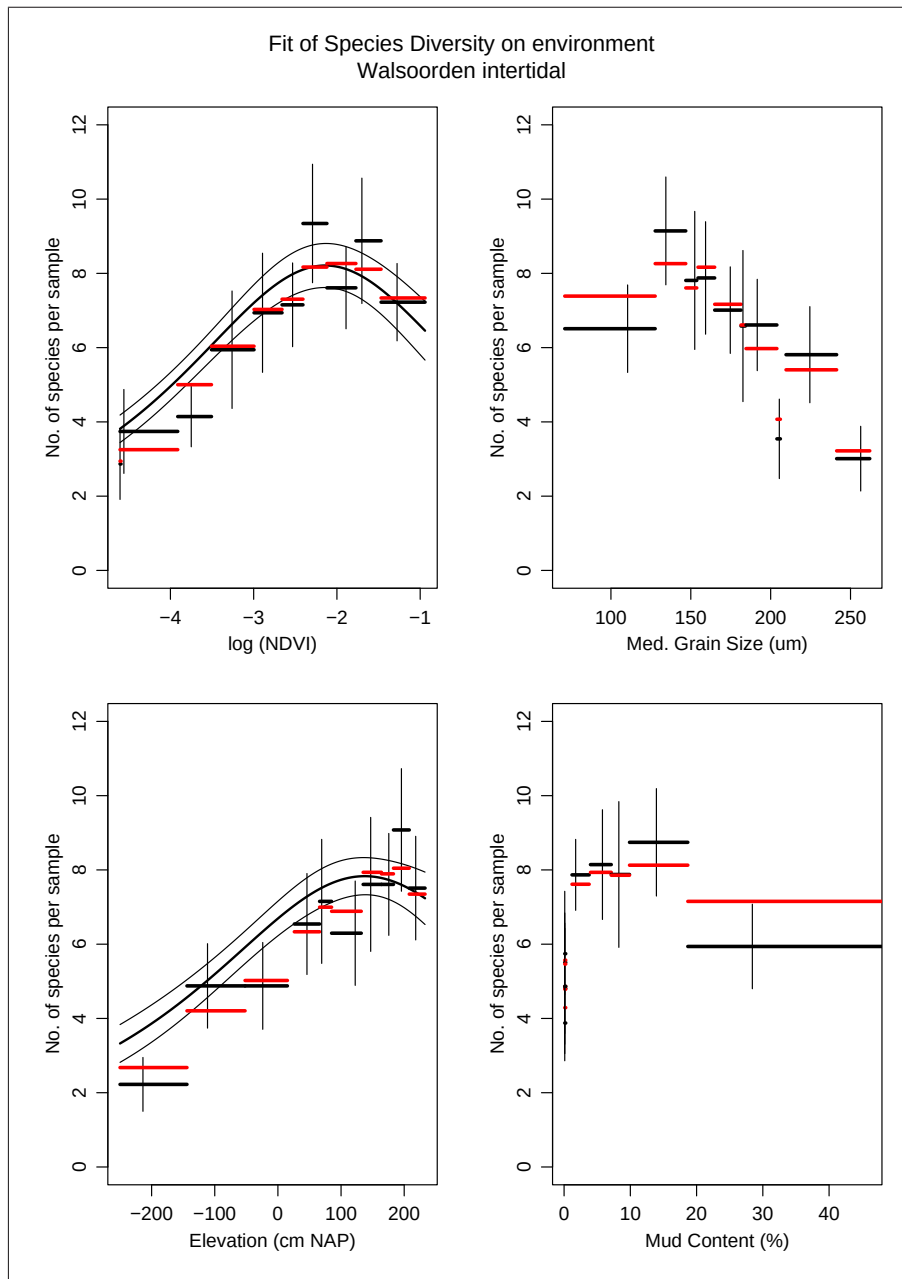
Een op de dichtheidgegevens gebaseerd nMDS ordinatiemodel liet zien dat de verspreiding van monsters, genomen in 1990 en 2004-2005, gelijkaardig was op de X-as, terwijl er grote verschillen werden waargenomen op de Y-as (Figuur 4.14). Dergelijke veranderingen zijn voornamelijk te wijten aan de toename in dichtheid, terwijl de diversiteit gelijkaardig en lager was dan de omringende intertidale gebieden (soortenaantal: omringend intertidaal 1990: 10 ± 1 , Walsoorden 1990: 8 ± 1 ; Walsoorden 2004: 6 ± 0.5 , Walsoorden 2005: 7 ± 1 ; dichtheid: omringend intertidaal 1990: 18442 ± 651 , Walsoorden 1990: 6403 ± 2167 ; Walsoorden 2004: 10353 ± 1600 , Walsoorden 2005: 14890 ± 3068). Alhoewel er geen lange-termijn veranderingen in diversiteit waren, zijn de soorten die de gemeenschappen domineren in 2004-2005 hoger in aantal en meer divers in termen van trofische 'gilden'. Bijvoorbeeld, de suboppervlakte deposit feeder *Heteromastus filiformis* en de oppervlakte deposit feeder *Corophium volutator* kwamen meer voor in 1990, terwijl de suboppervlakte deposit feeder-groep Oligochaeta, de omnivoor *Nereis diversicolor*, de oppervlakte deposit feeder *Bathyporeia pilosa* en de facultatieve deposit feeder *Macoma balthica* meer voorkwamen in 2004 en 2005 (SIMPER routine in PRIMER).

Deze verschillen waren niet gerelateerd aan de veranderingen in sedimenthoogte, welke typerend zijn voor de intertidale gebieden. De sedimenthoogte verklaarde inderdaad minder dan 10% van de verspreiding van macrobenthos (BIOENV routine in PRIMER). Deze veranderingen zijn mogelijk te wijten aan een verbetering van het hele gebied, maar ook aan een toename in voedselbronnen en aan de complexiteit van het habitat in het algemeen.

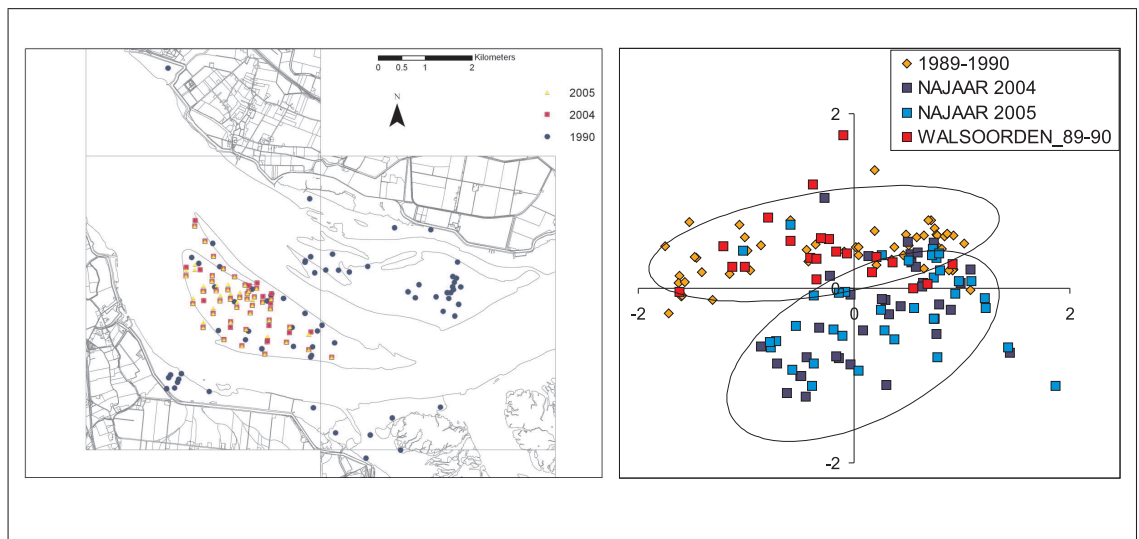
4.5. Discussie

Macrobenthos is een goede indicator voor de effecten van storten. De fauna is gevoelig voor veranderingen in sedimentatiesnelheid, in korrelgrootteverdeling, voor sedimentatie

Figuur 4.13.: Regressie-output van diversiteit (aantal soorten per monster) op omgevingsvariabelen. Coëfficiënten en hun significantie in Tabel A.7 (Appendix A). Voor details over hoe de figuren zijn opgebouwd, zie Figuur 4.2 en bijschrift.



Figuur 4.14.: (a) Ligging van de datapunten in 1990 en 2004-2005; (b) nMDS voor lange-termijn verschillen tijdens de herfst. De assen op deze figuur zijn relatief en hebben geen fysische eenheid; op deze figuur liggen gelijkaardige gemeenschappen dicht bij elkaar (cf. Figuur 4.4. Topografie gebaseerd op Top 10-Vector data set (1:10.000) van Topografische Dienst Nederland (TDN).



van organisch materiaal en voor hoogteligging. Het effect van elk van deze variabelen afzonderlijk is in vele studies bevestigd. Specifiek voor de Westerschelde verwijzen wij naar de studies van Ysebaert et al. (2002) en Herman et al. (1999, 2000).

Om mogelijke effecten van de stortingen te kunnen ontdekken, zonder *a priori* kennis van waar precies op de plaat die effecten te verwachten waren, hebben wij de gehele plaat bemonsterd, zij het met een licht overwicht van monsterplaatsen in het noord-westelijk deel. De resultaten van deze bemonsteringen zijn op verschillende manieren geanalyseerd, met zeer consistente resultaten. Op geen enkele wijze hebben wij effecten van de proefstorting op het macrobenthos kunnen ontdekken, noch voor de plaat als geheel, noch voor het macrobenthos in specifieke habitats of geografische delen van de plaat. We kunnen samenvattend stellen dat de proefstorting de ecologische waarde van de plaat, zoals gemeten met monitoring van het macrobenthos, niet in negatieve zin heeft beïnvloed. Uiteraard gelden deze vaststellingen voor de bemonsterde periode van één jaar.

Tussen 2004 en 2005 was er een lichte toename in soortenaantal en dichtheid. Dit kan het gevolg zijn van een voordelig effect van de storting, welke de stroomsnelheid kan hebben afgeremd, maar het kan eveneens een natuurlijke verbetering van de plaat zijn door een toename in voedselbronnen zoals chlorofyl.

Het macrobenthos op het door microfytobenthos gekarakteriseerde fijnkorrelige sediment centraal op de plaat heeft een aanzienlijke biomassa en secundaire productie. Dit deel van de plaat is dus ook belangrijk als voedselbron voor vogels en vissen. Dergelijke, laagdynamische, gebieden zijn een belangrijke natuurwaarde in de Westerschelde en morfologisch beheer van het estuarium zal zorg moeten dragen voor het behoud en eventueel de uitbreiding van dit type habitat. De variatie van het macrobenthos is sterk gecorreleerd met de heersende omgevingsvariabelen. Met name de korrelgrootte, hoogteligging en het chlorofylgehalte in het sediment bepalen welke fauna kan worden verwacht op een bepaalde plaats.

De Plaat vertoonde grote veranderingen gedurende de afgelopen 15 jaar, zoals aangetoond door de historische analyses. Deze veranderingen behelsden voornamelijk een toename in het totale aantal individuen (macrobenthos) en dus een toename in de beschikbaarheid van voedselbronnen voor krabben, vissen en zeevogels. Bovendien werd een verschuiving in de dichtheid van sommige soorten waargenomen, met over het algemeen een toename van trofische 'gilden' voor de dominante taxa. Deze verschuiving vond plaats van oppervlakte en suboppervlakte deposit feeders naar deposit feeders, omnivoren en facultatieve deposit feeders. Dit kan te wijten zijn aan de toename van habitatcomplexiteit, zoals de ontwikkeling van meer modderige gebieden afgewisseld met zandige gebieden en een zich ontwikkelend schor.

Verhoging van de plaat tot een hoogteligging waar schorvorming mogelijk is, leidt tot een vermindering van biomassa en secundaire productie van het macrobenthos. Uit onze analyse kunnen we besluiten dat (1) de fauna potentieel zeer gevoelig is voor verstoringen door storten (2) dat, indien dergelijke effecten ten gevolge van de proefstorting zouden

zijn voorgekomen, we deze hoogstwaarschijnlijk hadden kunnen detecteren en dat dus (3) de volledige afwezigheid van effecten gedurende één jaar kan worden geïnterpreteerd als een succes voor de proefstorting, die niet de gevreesde negatieve ecologische effecten heeft gehad. Dit laatste is natuurlijk gerelateerd aan het feit dat de overgrote meerderheid van het gestorte materiaal in het subtidaal is blijven liggen.

5. Subtidale monsters

Korrelgrootteverdeling van het sediment werd geanalyseerd in het stortingsgebied en in twee controlegebieden die niet beïnvloed werden door deze specifieke storting. De bemonstering werd volgens een BACI ontwerp uitgevoerd (Before-After-Control-Impact). De korrelgrootte in het impactgebied is veranderd. Meer specifiek was na de proefstorting, het percentage slib significant verlaagd in het impactgebied door de storting. Het middelgrof zand, dat meer aanwezig was in het impactgebied dan in de controles vóór de storting, was gelijkaardig aan de controles na de impact. Het gebied toonde slechts een heel gematigd herstel in de herfst, negen maanden na de storting, wanneer de verschillen met de controlegebieden nog steeds merkbaar waren. De verschillen in korrelgrootte waren te wijten aan het feit dat zand met een andere korrelgrootte dan oorspronkelijk aanwezig is gestort. Mogelijk heeft ook resuspensie van fijn sediment tijdens baggeren en storten een bijkomende rol gespeeld.

Het macrobenthos werd in dezelfde monsters geanalyseerd. De analyses tonen dat het macrobenthos zeer arm was, zowel vóór als na de storting. Er werden, na de storting, geen significante stijgingen of dalingen in aantal soorten en dichtheid waargenomen. Ook de samenstelling van de gemeenschappen veranderde niet. Onze analyses wijzen uit dat de experimentele storting in december 2004 geen aanwijsbare impact had op het macrobenthos.

Een vergelijking met de gegevens van 1990 toonde aan dat in de dominerende gemeenschap op de bemonsterde locaties het aantal soorten is gedaald. Ook de dichtheid was lager in 2004-2005 dan in 1989-1990.

5.1. Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft de analyses naar mogelijke ecologische effecten van de proefstorting in het ondiep-water gebied waarin is gestort. Een aantal monsters zijn genomen zowel vóór als na de storting, en deze zijn met elkaar vergeleken om een mogelijk significant effect van het storten te kunnen ontdekken. De analyses hebben zich toegespitst op twee aspecten: eventuele veranderingen in korrelgrootte van het sediment, en eventuele veranderingen in het macrobenthos.

Voor de korrelgrootte-analyse was de nulhypothese dat er door de storting geen verandering is opgetreden in de korrelgrootteverdeling van het sediment. De alternatieve hypothese is dat een stijging of daling van de fijne fractie van het sediment kan worden waargenomen en toegewezen aan de storting.

Voor wat betreft macrobenthos werd verwacht dat de storting een effect kon hebben op dichtheid, biomassa of soortensamenstelling van de gemeenschappen. De verwachte veranderingen door de storting waren vooral een daling in soortenaantal en dichtheid door directe bedelving van de dieren, waarna er een herstel of verandering in de soortendominantie kon optreden door het herkolonisatiepatroon. Veranderingen door organische verrijking, elders beschreven als effecten van storten, waren in het bestudeerde gebied zeer onwaarschijnlijk omdat het gestorte zand zeer arm aan organisch materiaal was.

5.1.1. BACI (Before-After-Control-Impact) experimenteel ontwerp

De bemonsteringsstations werden gekozen op basis van een before-after-control-impact (BACI) ontwerp. Deze benadering wordt vaak gebruikt door ecologen om een bepaalde impact te detecteren. Een grondige beschrijving van deze benadering en eventuele alternatieven worden gegeven in Underwood (1994). Wij willen hier een korte samenvatting van de onderliggende principes geven, om duidelijk te maken hoe wij onderzocht hebben of er significante effecten van de ingreep te ontdekken waren.

De idee achter het BACI ontwerp is dat ecologische variabelen zoals macrobenthos kunnen variëren in tijd en ruimte, gebaseerd op vele biologische en omgevingsprocessen. Als daar de mogelijke effecten van een ingreep bijkomen, is het niet voldoende een eenvoudige vergelijking van de toestand voor en na de ingreep uit te voeren. Veranderingen kunnen immers worden veroorzaakt door de ingreep, maar ook door andere variabelen die met de ingreep niets te maken hebben. Dit probleem kan worden vermeden door één of meerdere controles te gebruiken en deze vóór en na de impact te bemonsteren om na te gaan of de temporele veranderingen in de veronderstelde impactgebieden verschillend of gelijk zijn aan de veranderingen in de controlegebieden. Indien alle locaties (controle en impact) op een gelijkaardige manier veranderen in de tijd, dan zijn de geobserveerde veranderingen in het impactgebied niet te wijten aan de bestudeerde verstoring, maar aan andere factoren die het gehele gebied beïnvloeden. Andersom geldt dat, indien de temporele veranderingen vóór en na de verstoring verschillen tussen de controle- en impactgebieden, er een grote kans is dat deze veranderingen door de verstoring zijn veroorzaakt.

In het specifieke geval van deze studie werd als verstoring een sedimentstorting bestudeerd. Er werd éénmaal voor de storting bemonsterd (november 2004) en tweemaal erna (lente en herfst 2005). Om de stortplaatsen met de diffusor te lokaliseren, dichtbij de punt van de Plaat, werden shapefiles van WL gebruikt. Als controlegebieden werden twee gebieden gekozen: 1) een controlestation van vergelijkbare diepte binnen het gebied van de Platen van Valkenisse, met dezelfde diepte en stroomkarakteristieken als de nieuwe stortplaats (C1, Controle); en 2) de oude stortplaats in de Schaar van Waarde (C2, Stort). Binnen elk van de drie gebieden werden 20 stations willekeurig gekozen, waar met een box-corer gedurende de drie campagnes monsters werden genomen. De locaties van de drie gebieden zijn aangegeven in Figuur 3.2.

De gegevensanalyse voor een BACI ontwerp bestaat uit een reeks stappen, afhankelijk van het specifieke gebruikte experimentele ontwerp. De stappen voor het hier gebruikte ontwerp worden samengevat in Figuur 5.1 en hieronder kort uiteengezet.

- De eerste stap was om na te gaan of de macrobenthosgemeenschappen variabel waren binnen de controlegebieden en of ze fluctueerden in de tijd. De significantie van deze variatie wordt onderzocht door na te gaan of de interactie tijd $\star$ controle significant is.
- In de tweede stap werd gemeten of er verschillen waren tussen de controle- en impactgebieden die veranderden in de tijd, d.i. onder invloed stonden van herstel tijdens de onderzoeksperiode. Indien de controles variabel waren, werd de variabiliteit tussen de impact- en controlegebieden getest op de variabiliteit tussen de controles; indien de controles niet variabel waren, werd getest op de variabiliteit van de residuen, waardoor een krachtiger test werd verkregen. Impact door de storting en het herstel wordt gedetecteerd als één van deze tests significant is.
- Indien de resultaten van dit eerste deel niet wezen op een tijdsvariabele impact of herstel werd in een derde stap het effect over de lange termijn gemeten (over een jaar). Daartoe wordt vooreerst de variabiliteit tussen de controles op significantie getest. Deze test wordt uitgevoerd tegenover de tijd $\star$ controle interactie als deze interactie significant is, en tegenover de residuen als ze niet significant is.
- In de laatste stap worden de verschillen tussen de impact- en controlegebieden getest op de variabiliteit tussen controles of op de residuen, gebaseerd op de resultaten van de voorgaande test. Een significant verschil tussen de impact- en controlegebieden werd geïnterpreteerd als een effect op het macrobenthos door de aanvulling van het sediment gedurende de eerste jaar na de dumping.

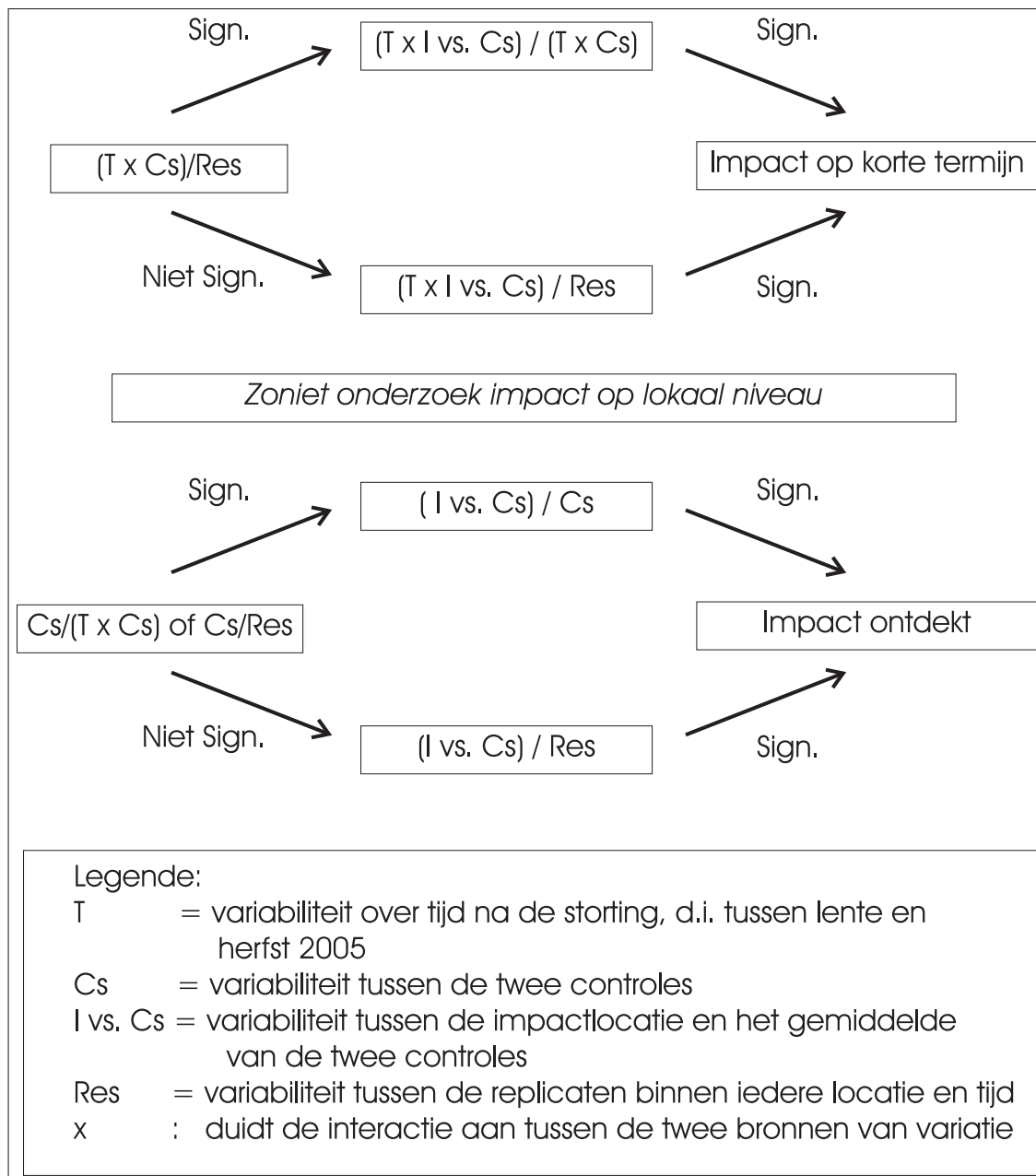
5.2. Methoden

5.2.1. Bemonsteringsprogramma

Het bemonsteringsschema en de grondslag voor deze keuze worden beschreven in sectie 5.1.1. Gebruik makend van het NIOO vaartuig 'Luctor' werd, gedurende de drie meetcampagnes (herfst 2004 en lente en herfst 2005), de bemonstering uitgevoerd met een Reineck box-corer (opp 0.77 m²) tot op een diepte van 30 cm. Aan boord werden drie sub-cores (8 cm diameter) uit de Reineck box core gestoken en samengevoegd. Dit monster werd gezeef, gefixeerd en in het laboratorium geanalyseerd volgens hetzelfde protocol als de intertidale monsters (sectie 4.3).

Tijdens elke campagne werden de bemonsteringspunten willekeurig gekozen binnen de locaties I (Impact, diffusor-stortgebied), C1 (Controle 1, zone zonder storten) en C2

Figuur 5.1.: Stappen tijdens de BACI routine.



(Controle 2, oude stortplaats bij Schaar van Waarde). De bemonstering vond plaats bij hoogtij. De exacte locatie van de monsterplaatsen wordt weergegeven in Figuur 5.6(a). De meetcampagnes werden uitgevoerd door de (Benthos) Monitor Taakgroep van het NIOO-CEME. De uitgebreide dataset van de verzamelde gegevens is beschikbaar op de CD.

Uit dezelfde box-core waaruit macrobenthos werd bemonsterd, werd ook sediment verzameld tot op een diepte van 5 cm gebruik makend van een afgezaagde spuit met een binnendiameter van 2 cm. De monsters werden verwerkt zoals beschreven in Hoofdstuk 4 met betrekking tot de intertidale monsters. De uitgebreide dataset van verzamelde sedimentgegevens is beschikbaar op de CD.

5.2.2. Statistische analyse

De dichtheden en biomassa's van de meest voorkomende soorten en het totaal aantal soorten en individuen werden, aan de hand van het BACI ontwerp, met een variatieanalyse onderzocht. Ook het percentage van de meest voorkomende korrelgrootte-classes werd op gelijkaardige manier onderzocht voor significante verschillen.

De verspreidingspatronen van de gemeenschappen werden onderzocht met behulp van de ordinatiemethode nMDS (non-Metric MultiDimensional Scaling), gebaseerd op een similariteitsindex (Bray-Curtis similarity index). De dataset met betrekking tot de subtidale monsters werd formeel geanalyseerd met de ANOSIM-test aan de hand van het BACI ontwerp. Twee datasets werden gebruikt: één met de dieren bemonsterd vóór de storting, in de herfst 2004 en één met de gegevens verzameld na de storting, in de lente en herfst 2005. Vóór de storting werden er geen verschillen verwacht tussen de impact- en controlegebieden indien de controlegebieden representatieve replica's van het impactgebied waren. Terwijl er in het geval van een storting van zand, enige tijd erna verschillen zouden worden verwacht tussen het impactgebied en de controlegebieden. Uitleg over de interpretatie van de output van deze methode kan worden gevonden in het deel over het materiaal en de methoden van de intertidale bemonstering (sectie 4.3).

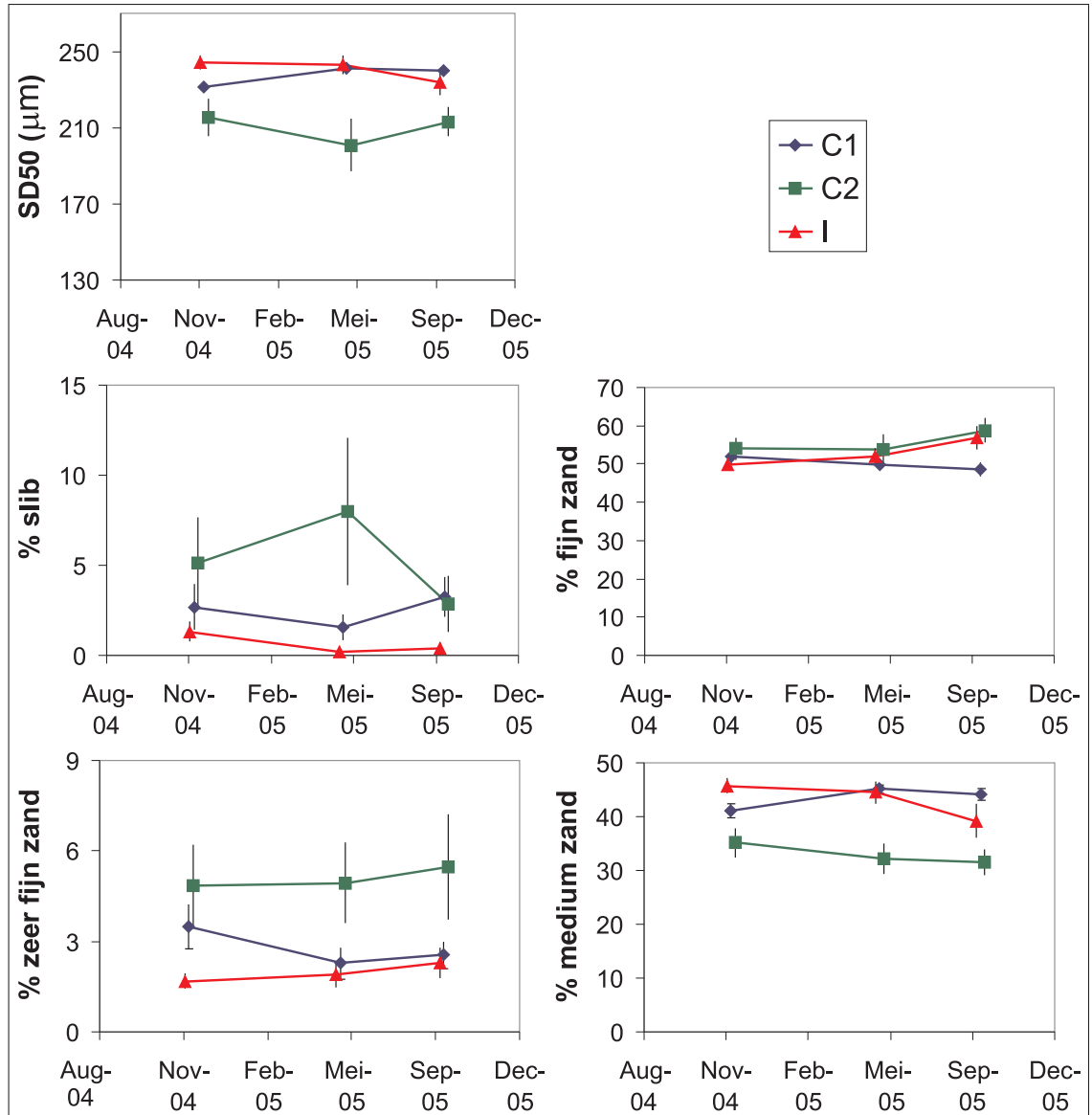
5.3. Resultaten

5.3.1. Korrelgrootteverdeling

In de herfst van 2004, vóór de storting op locatie I, waren de gehalten van slib, zeer fijn zand en fijn zand niet significant verschillend tussen de locaties, terwijl het percentage middelgrof zand significante verschillen vertoonde. Met name het impactgebied I had een significant hoger gehalte dan controlegebied C2 (Stortplaats in Schaar van Waarde) (Tabel B.1, Appendix B, Figuur 5.2).

Na de impact, gedurende de lente en herfst 2005, waren er geen verschillen meer tussen de impact- en controlegebieden voor de fracties middelgrof, fijn en zeer fijn zand.

Figuur 5.2.: Gemiddelde $\pm$ standaardfout van de geanalyseerde korrelgroottevariabelen (Mediane korrelgrootte SD50 en % van de korrels in de betreffende fracties. I = Impact gebied proefstorting, C1 = controlegebied zonder storting, C2 = oude stortplaats in Schaar van Waarde. Let op de verschillende schalen van de Y-assen. De drie zones werden tegelijk bemonsterd, maar omwille van de duidelijkheid zijn de punten op de grafiek iets ten opzichte van elkaar verschoven



Tussen controlegebieden waren er significante verschillen voor middelgrof en zeer fijn zand. In het impactgebied bleek er een significante daling in slib te zijn opgetreden. Deze verschillen bleven behouden gedurende het hele jaar. (Tabel B.1, Appendix B; Figuur 5.2).

5.3.2. Macrobenthos

In totaal waren er slechts 1874 individuen en 50 soorten in 180 monsters. Van de meerderheid van de soorten waren er heel weinig individuen en deze werden slechts in een klein aantal monsters gevonden. De enige twee veel voorkomende soorten, die tevens in een groot aantal monsters gevonden werden, waren *Heteromastus filiformis* en *Macoma balthica* (Figuur 5.3; Tabel B.1 in Appendix B). Deze twee soorten werden dan ook verder geanalyseerd om na te gaan of hun dichtheid of biomassa veranderd was ten gevolge van de verstoring. De ecologie van deze soorten werd reeds beschreven in hoofdstuk 4 (intertidaal macrobenthos).

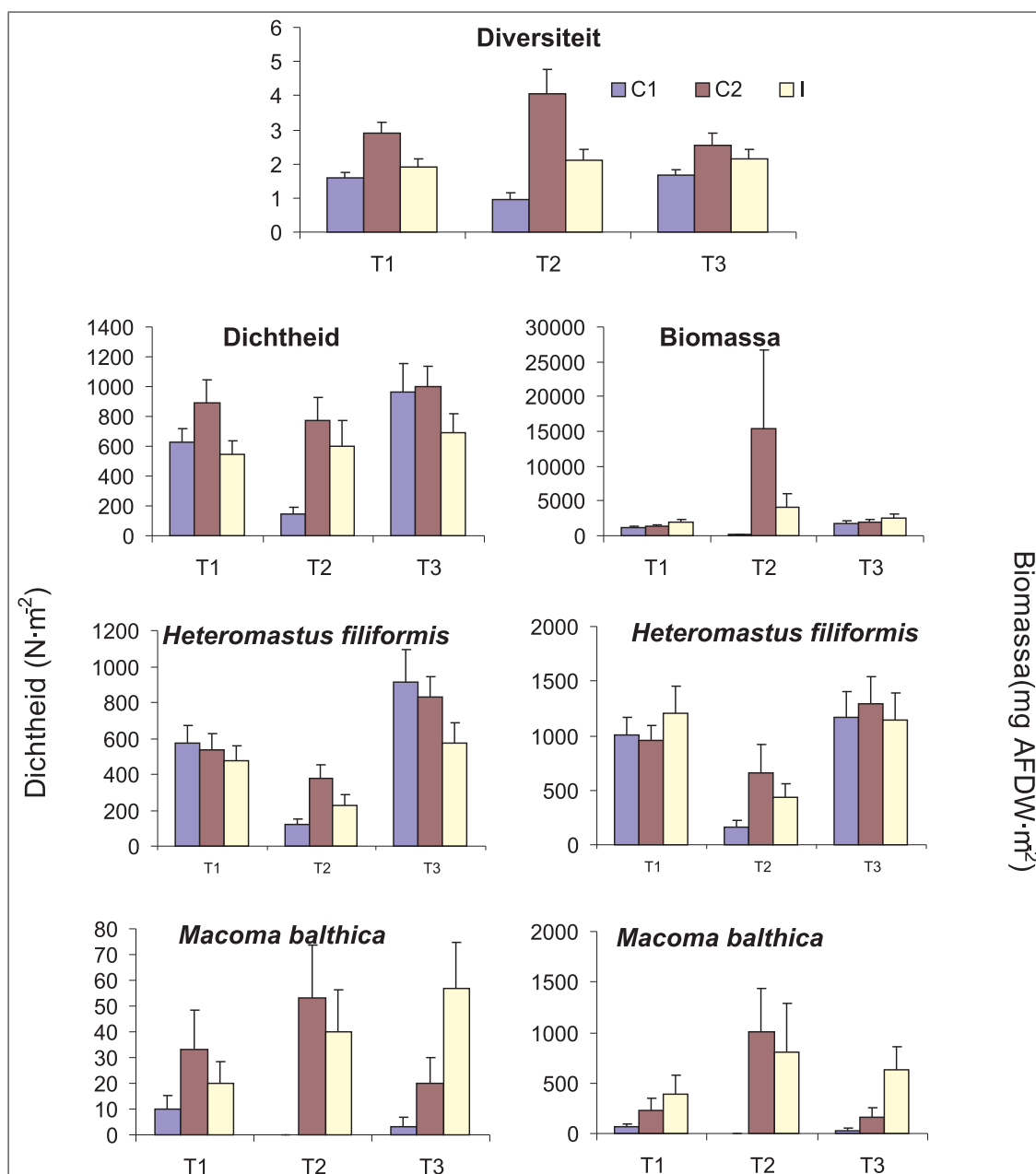
Vóór de impact (november 2004) werden er voor het totaal aantal soorten (diversiteit), het totaal aantal individuen (dichtheid) en de biomassa geen verschillen gevonden tussen de controles. De dichtheid en de biomassa's van de geanalyseerde taxa veranderden bovendien niet significant. Tegen de verwachting in werden er na de impact geen veranderingen opgemerkt tussen het impactgebied en de controlegebieden (Tabel B.2 in Appendix B). De geanalyseerde variabelen vertoonden eerder een grote variatie tussen de controlegebieden en binnen locaties (tussen replica's).

De multivariate analyses, die worden gebruikt om veranderingen in de soortensamenstelling te detecteren, eerder dan veranderingen in een specifiek taxon of in de dichtheid en soortenrijkdom van de gehele gemeenschap, bewezen eveneens dat er geen verschillen waren tussen het impactgebied en de controlegebieden in de samenstelling van de gemeenschappen. Het ordinatiemodel nMDS en de formele statistische toets ANOSIM toonden geen verschillen tussen de locaties vóór de impact, zoals werd verwacht indien geschikte controlegebieden werden gekozen. Echter, na de impact werden er, net als bij de univariate analyses, eveneens geen verschillen gevonden (Figuur 5.4; Figuur 5.5; Tabel B.3 in Appendix B).

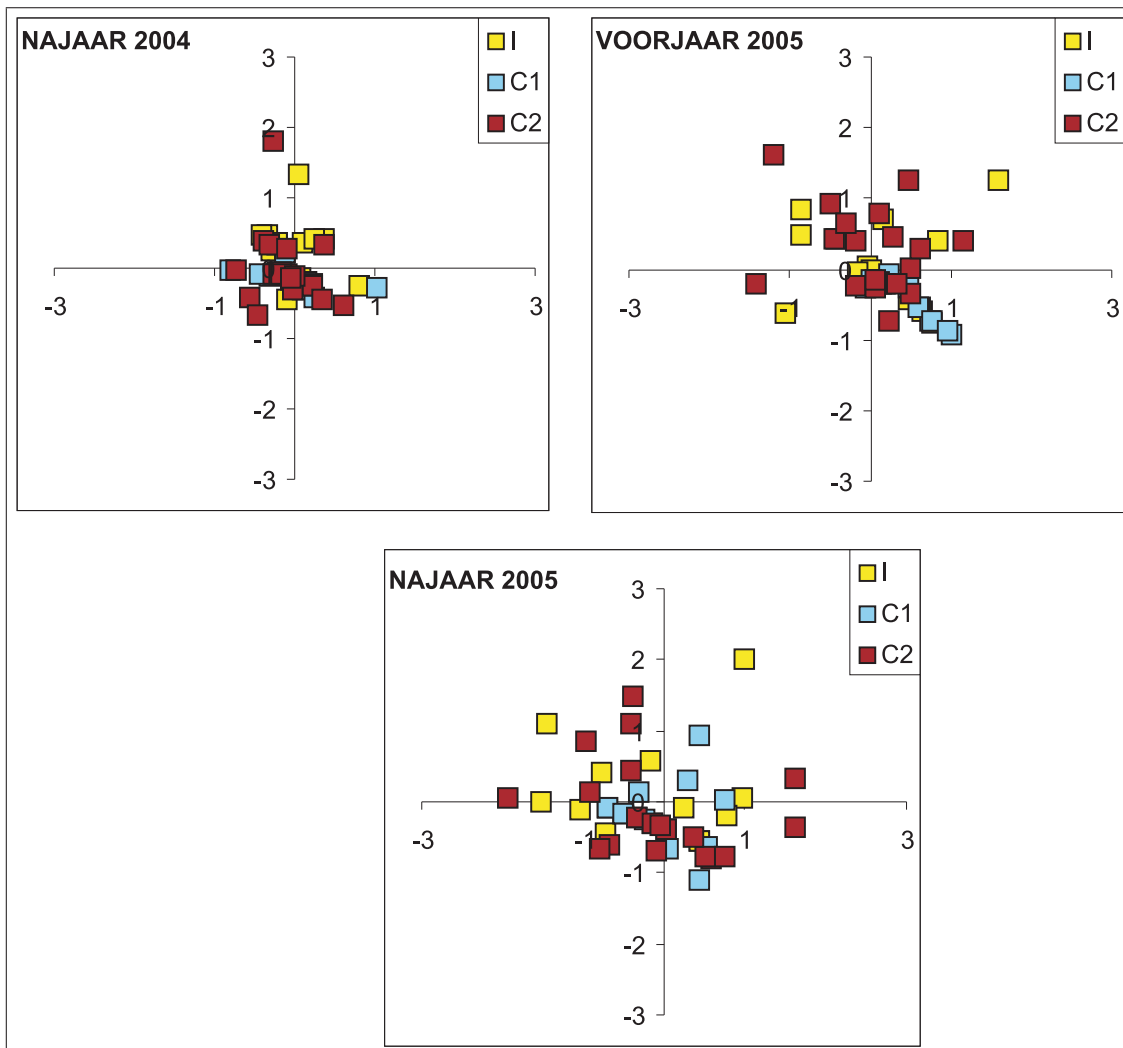
5.3.3. Historische analyses

Er waren lange-termijn veranderingen in de samenstelling van de gemeenschappen tussen 1990 en 2004-2005 (Figuur 5.6). Dergelijke patronen zijn voornamelijk gerelateerd aan een verandering in de dominantie van enkele soorten (Tabel B.4, Appendix B) en aan een consistente daling van het soortenaantal (gemiddelde $\pm$ standaardfout: 8.4 ± 0.03 , 2.2 ± 0.02 en 2.4 ± 0.04 in 1990, 2004 en 2005, respectievelijk) en van de dichtheid (gemiddelde $\pm$ standaardfout: 1020 ± 30 , 689 ± 9 , 508 ± 11 in 1990, 2004 en 2005). Over het algemeen kwamen de suboppervlakte deposit feeders *Heteromastus filiformis* en *Aphe-*

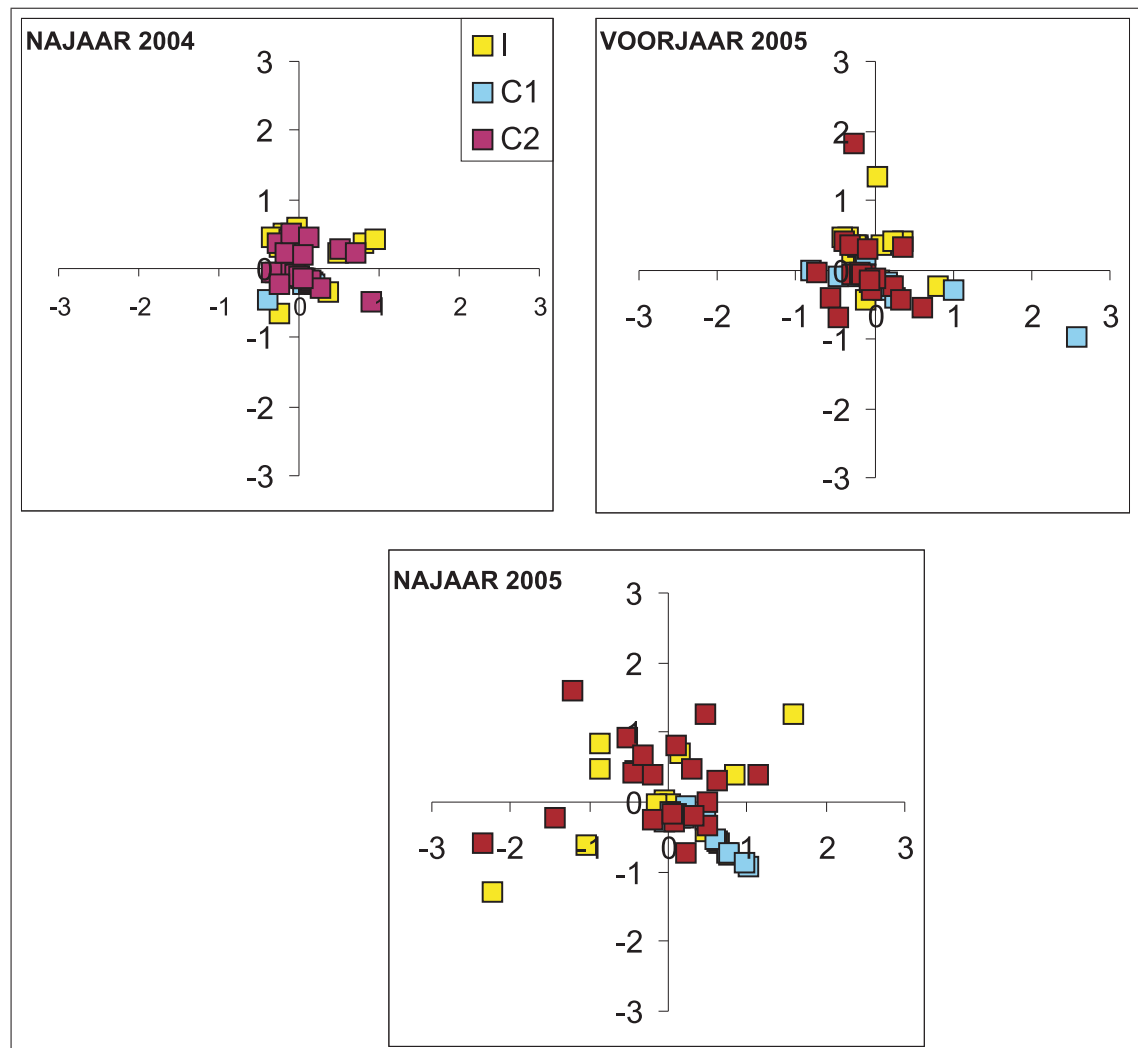
Figuur 5.3.: Gemiddelde $\pm$ standaardfout voor de totale biomassa, de dichtheid en voor de diversiteit (aantal soorten) van de taxa en voor de dichtheid en biomassa van de dominante soorten *Heteromastus filiformis* en *Macoma balthica*. I = Impact gebied proefstorting, C1 = controlegebied zonder storting, C2 = oude stortplaats in Schaar van Waarde.



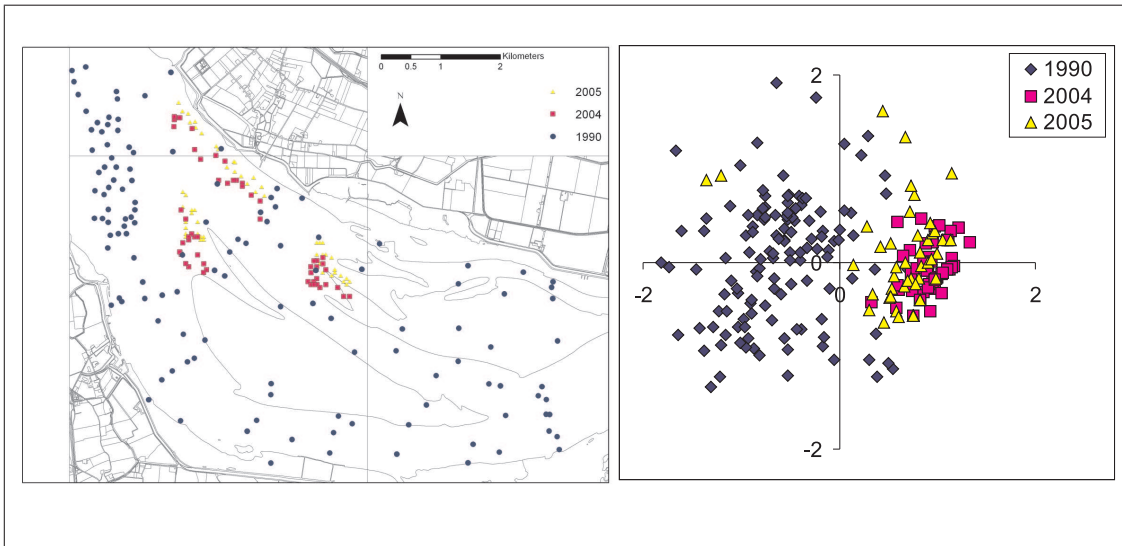
Figuur 5.4.: nMDS op elk monstertijdstip, vóór (november 2004) en na (lente en herfst 2005) gebaseerd op dichtheid van de soorten. Merk op dat de eenheden op de assen relatief zijn, en dat de assen fysisch dimensieloos zijn. I = Impact gebied proefstorting, C1 = controlegebied zonder storting, C2 = oude stortplaats in Schaar van Waarde.



Figuur 5.5.: nMDS op elk monstertijdstip, vóór (november 2004) en na (lente en herfst 2005) gebaseerd op biomassa van de soorten. Merk op dat de eenheden op de assen relatief zijn, en dat de assen fysisch dimensioneloos zijn. I = Impact gebied proefstorting, C1 = controlegebied zonder storting, C2 = oude stortplaats in Schaar van Waarde.



Figuur 5.6.: (a) Verdeling van de punten van de database gebruikt voor de historische analyses; (b) nMDS voor die databases die verschillen vertoonden tussen 1990 en 2004-2005 voor de verspreiding van de gemeenschappen. Topografische gegevens gebaseerd op: Top 10-Vector data set, een 1:10.000 database gemaakt door de Topografische Dienst Nederland (TDN).



lochaeta marioni meer voor in de monsters van 2004 en 2005, samen met de tweeklep-pigen (schelpdieren) *Ensis* sp. en *Macoma balthica*. Het aantal soorten dat achteruit ging in dichtheid was hoog. Als belangrijkste duidde de analyse SIMPER aan: de borstelwormen *Spio martinensis*, de tweekleppige *Mytilus edulis* (de gewone mossel), de kreeftachtigen *Gastrosaccus spinifer*, *Haustorius arenarius* en *Bathyporeia* spp. (Tabel B.4, Appendix B). Andere soorten die een erg lage dichtheid vertoonden in 2004-2005 waren de borstelwormen *Pygospio elegans*, *Nereis succinea* en de kreeftachtige *Eurydice pulchra*.

5.4. Discussie

5.4.1. Korrelgrootteverdeling

Het sediment van de drie locaties werd gedomineerd door de fracties middelgrof zand en fijn zand, die ieder in de orde van 50% van de sedimentdeeltjes omvatte. Voor aanvang van de stortproef was het percentage middelgrof zand verschillend tussen de locaties.

De fracties zeer fijn zand en slib waren relatief klein (minder dan 10%). Deze fracties zijn echter wel van groot ecologisch belang, omdat meerdere macrobenthossoorten erg gevoelig reageren op fluctuaties in de range 0-10% slib in sedimenten (Ysebaert et al., 2002).

Het enige verschil dat kan worden toegewezen aan de storting is de significante vermindering van de fractie slib na de storting op de impactlocatie. Het slibgehalte bleef gedurende heel 2005 stabiel zeer laag. Het middelgrof zand vertoonde na de storting geen variatie tussen het impactgebied en de twee controlegebieden. Er waren echter wel verschillen vóór de storting en het impactgebied in het bijzonder had hogere gehalten middelgrof zand dan controlegebied 2 in de Schaar van Waarde. Zo kan in dit geval ook de afwezigheid van een verschil ná de storting duiden op een impact van de storting.

Deze analyse suggereert dat het gestorte zand een andere korrelgrootteverdeling had dan het zand dat op de impactsite aanwezig was vóór de storting. De gemiddelde korrelgrootteverdeling van het gestorte materiaal (S. Ides, pers. med.) vertoonde volgende kenmerken:

- D50 = 203 μm
- slib: 0,0%
- zeer fijn zand: 7,5%
- fijn zand: 66,1%
- middelgrof zand: 26,2%
- grof zand: 0,2%

De vermindering van het slibgehalte, de vermeerdering van het fijn zand en de vermindering van het middelgrof zand in de zone I, bij vergelijking vóór en na storten, is consistent met het beeld dat zou ontstaan bij menging van het aanvankelijk aanwezige sediment met het nieuw gestorte sediment. Er is echter een probleem met het zeer fijn zand, dat na de storting lichtjes doch niet significant toenam, terwijl het gestorte materiaal aanzienlijk meer zeer fijn zand bevatte dan het oorspronkelijk aanwezige sediment. Wellicht is het zeer fijn zand tijdens of kort na het storten selectief uitgespoeld op de stortplaats.

De veranderingen in de patronen van de verschillen tussen de controles en het impactgebied vóór en na wijst op het belang van een BACI ontwerp in dit soort studies. De analyse van de korrelgroottes was interessant omdat het een duidelijk verschil betrof dat direct aan de storting kan worden toegewezen. Onze analyse vond dit verschil als significant terug, waaruit blijkt dat het statistische ontwerp goed in staat was verschillen te detecteren die te wijten zijn aan de storting.

5.4.2. Macrobenthos

Tijdens de herfst 2004, vlak vóór het begin van het experiment, hadden de drie *a priori* geselecteerde gebieden, het impactgebied (I, Diffusor) en de twee controlegebieden (C1, Controle en C2, 'klassieke' stortplaats) zeer overeenkomstige verspreidingspatronen van macrobenthos, wat betreft dichtheid of biomassa. Dit werd bevestigd door een nMDS grafiek en de ANOSIM test. De punten van de stations in de drie gebieden overlappen quasi volledig in de grafiek. Dit betekent dat vóór de storting de gekozen controlegebieden gelijkaardig waren aan het impactgebied en dat indien de storting een invloed had gehad op het gebied, de verschillen tussen de controlegebieden en het impactgebied met redelijke zekerheid konden worden toegeschreven aan de storting.

Op de hier onderzochte tijdschaal van een jaar na de impact, gemeten in relatief grove tijdstappen, werd geen enkel effect van de storting op het macrobenthos gevonden. Dit is wellicht gedeeltelijk te wijten aan het feit dat het macrobenthos vóór de impact zeer arm was, en dat ook na de storting bleef. De gemeenschappen werden 'gedomineerd' door twee soorten, *Macoma balthica* en *Heteromastus filiformis*, maar dat betekent niet dat deze soorten in echt hoge dichtheden in het gebied voorkwamen. Andere soorten waren nog schaarser, en erg erratisch verdeeld over de monsters. Zowel *M. balthica* als *H. filiformis* zijn in de Westerschelde eerder typisch voor intertidale monsterplaatsen, en kunnen nauwelijks als typische bewoners van het ondiep subtidaal worden gekarakteriseerd. Beide soorten zijn relatief mobiel, wat hen wellicht toelaat zich door vergraving aan te passen bij het storten van sediment indien de gestorte laag niet te dik is.

Indien het herstel snel verloopt, kan de respons van het macrobenthos variëren van enkele weken tot enkele maanden. Het macrobenthos werd in mei 2005 bemonsterd, reeds na vijf maanden na de verstoring. Het is mogelijk dat de hersteltijd op deze locatie erg kort is en dat de effecten niet meer aantoonbaar waren bij de eerste bemonstering na de storting. Er dient echter opgemerkt te worden dat het herstel na een volgende storting veel zwakker kan zijn en dat sommige locaties zelfs na drie jaar nog een effect kunnen vertonen (Somerfield et al., 2005).

Wanneer een statistische test geen verschillen kan aantonen, is het van belang zich af te vragen of de 'power' van de test voldoende groot was: hadden wij verschillen kunnen zien indien ze aanwezig waren? De power wordt bepaald door het experimentele ontwerp, waaronder de monstergrootte, en door de variabiliteit van de bestudeerde populatie. Hij is eveneens gerelateerd aan de grootte van het verwachte effect en de formulering van alternatieve hypothesen.

Het is quasi onmogelijk voor ons ontwerp om de power expliciet te berekenen. Wij hebben echter sterke aanwijzingen dat de power voldoende groot was. Enerzijds heeft de test bewezen dat hij verschillen heel duidelijk naar voren brengt waar die er zijn, zoals het geval was bij de korrelgrootteverdeling van het sediment. Anderzijds was het aantal monsters per deelgebied relatief groot voor macrobenthosbemonsteringen. Zoals blijkt uit de responscurves in het intertidaal, geven gemiddelden van ongeveer 15 stations

heel duidelijke responsen op de omgeving. Tenslotte wordt het beeld van de univariate analyses volledig bevestigd door de (onafhankelijke) multivariate analyses, die ook het ontbreken van enig verschil of trend aangeven.

5.4.3. Historische ontwikkeling

Het macrobenthos veranderde sterk tussen 1990 en 2004-2005. Er is een daling van de diversiteit, die te wijten kan zijn aan veranderingen in de zeebodem door bagger- en herstelwerkzaamheden. Het is mogelijk dat er ruimtelijke variabiliteit meespeelt in het verschil tussen de perioden, omdat het bemonsterde gebied in 1990 groter was dan in 2004/2005. Toch zijn ook in deze campagnes drie verschillende gebieden bemonsterd, en was ruimtelijke variatie niet duidelijk aanwezig. Het grote verschil over de afgelopen vijftien jaar verdient nader onderzoek. Indien het zou bevestigd worden uit de biomonitoring-gegevens van de Westerschelde, kan het van belang zijn om de grootschalige ecologische gevolgen van morfologische veranderingen nader in kaart te brengen.

6. Algemene discussie en conclusies

6.1. De opzet van de studie in relatie tot de doelstellingen

De ecologische monitoring in deze studie was opgezet om zo goed mogelijk alle ecologische effecten van de stortproef te kunnen waarnemen. De mogelijke effecten die vóór het uitvoeren van de proef konden worden voorzien waren in de eerste plaats gerelateerd aan transport van het gestorte sediment naar de plaat. Als dergelijk transport had plaatsgevonden, dan voorzagen wij als voornaamste gevolgen: (versnelde) veranderingen in hoogteligging, veranderingen in sedimentsamenstelling, in productiviteit en biomassa van het microfytobenthos, en in de soortensamenstelling, dichtheid en biomassa van het macrobenthos. Daarom hebben wij op de plaat al deze verschillende variabelen bemonsterd om eventuele veranderingen te kunnen waarnemen. In de tweede plaats ging onze belangstelling uit naar mogelijke effecten op het macrobenthos van de ondiepe gebieden. Wij hebben sedimentsamenstelling en macrobenthos in de ondiep-water zone bemonsterd in een BACI ontwerp, om eventuele effecten van de ingreep goed te kunnen vaststellen. Met deze metingen hebben we kunnen vaststellen of het storten de ecologische omstandigheden in het sediment heeft beïnvloed, en of dit af te meten was aan de belangrijkste faunagroep in deze sedimenten. Ook konden we met deze metingen vaststellen of ecologisch interessante ondiep-water omstandigheden zijn gecreëerd door de stortproef.

Het macrobenthos bekleedde een centrale rol in deze monitoring. Enerzijds is bekend dat het macrobenthos in zijn soortensamenstelling, biomassa en dichtheid zeer gevoelig reageert op veranderingen in de omgevingsvariabelen. In uitgebreide analyses van het macrobenthos van de Westerschelde bleken de factoren zoutgehalte, hoogteligging, sedimentsamenstelling en stroomsnelheid van doorslaggevend belang om de verspreiding van soorten te voorspellen (Ysebaert et al., 2002). In deze studie werd chlorofylgehalte van het sediment niet meegenomen bij gebrek aan gegevens, maar het is bekend dat deze factor eveneens van groot belang is (Herman et al., 2000). Dit is in de onderhavige studie overigens bevestigd. Macrobenthos is dus op zichzelf een gevoelige en integrerende variabele. Anderzijds vervult het macrobenthos een essentiële rol in de ecologie van het estuarium. Het is het voornaamste voedsel van vele vogels die in het estuarium overwinteren of broeden, en speelt ook een rol als voedsel voor vissen. Deze rol bepaalt mee het belang van het estuarium in het kader van Europese regelgeving (Vogel- en Habitatrichtlijn, Kaderrichtlijn Water). Als dusdanig is het macrobenthos een sleutelparameter die toelaat verdere ecologische consequenties van verstoringen te meten.

In de opzet van het monitoringprogramma voor het intertidaal is het gebruik van *remote sensing* met vliegtuigen een essentieel onderdeel gebleken. De interpretatie van hyperspectrale beelden uit *remote sensing* heeft toegelaten de ecologisch relevante omstandigheden op de plaat zeer effectief te karakteriseren, met een zeer hoge ruimtelijke resolutie. *Remote sensing* methoden, wanneer ze goed worden geïmplementeerd, kunnen zeer gedetailleerde informatie verschaffen over de ruimtelijke verdeling van habitats (Wulder et al., 2004). Met name de hyperspectrale scanners uit vliegtuigen zoals HyMAP en ATM kunnen zeer goed worden gebruikt om abiotische en biotische omstandigheden met een hoge ruimtelijke en spectrale resolutie weer te geven (Kruse and Klose, 2000; Thiemann and Kaufmann, 2002). Voor deze studie hebben wij twee state-of-the-art hyperspectrale instrumenten gebruikt om het intertidale habitat te karakteriseren. Tezamen met hoogteligging (Laser Altimetry door RIKZ en Eurosense) hebben de hyperspectrale beelden geleid tot een inschatting van sedimentsamenstelling, biomassa van microfytobenthos of schorrenplanten en vochtgehalte van de bodem. Uit de univariate analyses van biomassa, dichtheid en soortenrijkdom van het macrobenthos, en uit de regressieanalyses van deze variabelen op de omgevingsvariabelen, bleek de relevantie van deze classificatie. Het synoptische karakter van de *remote sensing* heeft toegelaten om voor de gehele plaat met grote ruimtelijke resolutie vast te stellen of er belangrijke wijzigingen in de ecologie zijn opgetreden. Op beperkte deelgebieden van de plaat zijn dergelijke veranderingen ook vastgesteld in de vergelijking tussen 2004 en 2005, maar deze waren niet gerelateerd aan de stortproef.

6.2. Belangrijkste resultaten

Wij hebben geen significante veranderingen kunnen vaststellen in de meeste gemeten ecologische variabelen. Dit geldt met name bijna absoluut in het intertidaal, waar de enige waargenomen veranderingen (uit *remote sensing*) gerelateerd zijn aan sedimentatie-erosie processen langs de zuidflank van de plaat en niet aan de stortproef. Voor het overige is geen significante achteruitgang in ecologisch belangrijke variabelen vastgesteld in de vergelijking tussen 2004 en 2005. Uit methodologische testen, ondermeer de regressie-analyse van macrobenthos op omgevingsvariabelen, is gebleken dat de gevoeligheid van de gebruikte methoden ruim voldoende was om negatieve effecten te kunnen vaststellen, mochten die zich hebben voorgedaan. We kunnen dan ook met een grote mate van zekerheid stellen dat negatieve ecologische gevolgen van de stortproef afwezig zijn. Deze vaststelling geldt uiteraard slechts in de bestudeerde periode van één jaar, maar het lijkt onwaarschijnlijk dat er op langere termijn wel negatieve gevolgen zouden optreden.

In het subtidaal hebben we kunnen vaststellen dat het storten tot een lokale verandering in de sedimentsamenstelling op de stortplaats heeft geleid. Deze verandering was significant. Door de opzet van de bemonstering en analyse (BACI), kunnen we

concluderen dat deze verandering niet te wijten is aan toevallige omstandigheden, maar gerelateerd is aan het storten zelf. Op zichzelf is deze vaststelling uiteraard geen verrassing. Het opgebaggerde materiaal was slibarder dan het sediment dat aanwezig was op de stortplaats, en bovendien leidt baggeren en storten tot het in suspensie brengen van slib, waardoor het gestorte materiaal nog slibarder kan worden. Het feit dat deze verandering in sedimentsamenstelling tot geen enkele significante verandering in het macrobenthos heeft geleid, is waarschijnlijk te verklaren door het feit dat dit benthos reeds zeer arm was vóór het uitvoeren van de stortproef. Er was bij het begin van de proef nauwelijks macrobenthos aanwezig, en dat was bij het eind van de proef nog steeds zo.

6.3. Vergelijking met andere studies

Vele studies in de literatuur zijn rechtstreeks gewijd geweest aan de effecten van storten van baggerspecie op macrobenthos. Deze studies kunnen worden beschouwd als een referentie-dataset (review en meta-analyse in Somerfield et al. (2005)). Effecten op macrobenthos hangen af van de omvang en de intensiteit van de verstoring door storten (met name hoeveelheid gestort materiaal en frequentie van het storten), en van het type materiaal dat wordt gestort (korrelgrootte, biogeochemische samenstelling, organisch gehalte), en van de eigenschappen van het ontvangende sediment. De tijdschaal waarin het macrobenthos herstelt van een verstoring door storten kan variëren van enkele weken tot meerdere maanden en zelfs jaren (Harvey et al., 1998; Somerfield et al., 2005). De oorsprong van de zich herstellende fauna kan de lokale fauna zijn, indien die in staat is zich weer naar de oppervlakte te graven (of zwemmend te ontsnappen). Dit hangt uiteraard af van de dikte van de gestorte laag per storting. In de huidige proef is het mogelijk dat het gebruik van de diffusor deze dikte relatief beperkt heeft gehouden, en daardoor de fauna de gelegenheid heeft gegeven in elk geval gedeeltelijk weer naar boven te graven. Andere oorsprong van de fauna kan in het gestorte materiaal liggen (sediment wordt met organismen gestort, en deze zijn niet noodzakelijk allemaal dood als gevolg van baggeren)(Cruz-Motta and Collins, 2004; Harvey et al., 1998). In deze proef is dit relatief onwaarschijnlijk, omdat het sediment op de gebaggerde drempels zeer arm is aan fauna.

Somerfield et al. (2005) voerden een meta-analyse uit van beschikbare resultaten in het Verenigd Koninkrijk. Zij vonden verschillen in respons van het macrobenthos tussen subtidale en intertidale habitats, en concludeerden verder dat twee verschillende soorten verstoring in hun samenhang de respons van het macrobenthos kunnen verklaren. Enerzijds is er de fysische verstoring door het storten. Hierop kan mobiele fauna gemakkelijker reageren dan grote sessiele fauna. De eerste is meer aangepast aan dynamische omstandigheden, maar slecht aangepast aan uitgebreide organische verrijking (en zuurstofloosheid) van het sediment. De organische belasting die kan leiden tot verslechtering van de zuurstofomstandigheden in het sediment kan anderzijds beter worden

opgevangen door de fauna van fijne, doorgaans organisch rijke sedimenten. Deze fauna is echter aangepast aan fysisch rustige omstandigheden en is minder goed in staat om te gaan met fysische stress zoals begraving.

In de stortproef van Walsoorden heeft het gestorte materiaal een extreem laag organisch gehalte (organisch gehalte is sterk gecorreleerd met percentage slib). Het materiaal is gestort op een plaats met een mobiele en adaptieve fauna, en is door het gebruik van een diffusor wellicht gestort in relatief dunne laagjes. Deze factoren tezamen hebben er wellicht toe geleid dat de fauna, ondanks merkbare veranderingen in het sediment, niet significant is veranderd.

6.4. Milieuvriendelijk storten

Bij de alternatieve methoden om baggerspecie te bergen horen methodes die als ‘natuurvriendelijk gebruik’ (‘beneficial use’) worden aangeduid, en die zijn gedefinieerd als ‘productief en positief gebruik van baggerspecie voor de ontwikkeling van habitat voor vissen en wild, voor menselijke recreatie en voor commercieel gebruik’ (Bolam and Whomersley, 2005). Recent is er veel aandacht geschonken aan de constructie van kunstmatig habitat met baggerspecie. Toch zijn er nog zeer weinig voorbeelden van positieve veranderingen van habitats door storten van baggerspecie (Bolam and Whomersley, 2005). Voor wat betreft het creëren van schorren zijn de ervaringen niet steeds positief - mislukkingen zouden te wijten kunnen zijn aan verschillen in sedimentkenmerken tussen artificiële en natuurlijke habitats (Levin et al., 1996). Bolam and Whomersley (2005) betwijfelen echter of korrelgrootte van het gebruikte sediment de enige verklarende factor zijn, en wijzen op subtiele effecten van hoogteligging voor rekolonisatie. Wellicht zijn ook biogeochemische aspecten belangrijk.

In de Westerschelde zou nadenken over het creëren van laagdynamisch intertidaal habitat door een verstandige stortstrategie zeker het verder onderzoeken waard zijn. De huidige stortproef kan niet gezien worden als een proef in die richting, vermits het gestorte materiaal in grote meerderheid subtidaal is blijven liggen en geen nieuw intertidaal habitat heeft gecreëerd. Het is overigens duidelijk uit de voorbeelden in de literatuur dat herscheppen van geschikt intertidaal habitat niet gemakkelijk is, en in een fase van veldexperimenten zou moeten worden geprobeerd vooraleer als strategie te kunnen worden ingezet.

Subtidaal heeft de stortproef een gebied gecreëerd waarvan de diepte met enkele meters is verminderd. De vraag kan gesteld worden of dit kan worden gezien als de creatie van productiever en ecologisch interessanter ondiep sublittoraal (in vergelijking met de toestand vóór storten). Algemeen wordt bij het beheer van de Westerschelde groot belang gehecht aan het bewaren of uitbreiden van het areaal aan beschut ondiep-water gebied. Wij vonden echter, zowel vóór als na storten, zeer lage waarden voor dichtheid, biomassa en soortenrijkdom van de benthische fauna in het sublittoraal gebied. Uit

de beperkte historische analyse komt naar voren dat dit een grootschalig verlies op langere termijn zou kunnen zijn. We zouden echter een uitgebreider database moeten onderzoeken om te bevestigen of het hier om een trend gaat. Dergelijk onderzoek staat momenteel gepland.

6.5. Effecten op langere termijn

Deze studie heeft zich noodzakelijkerwijs moeten beperken tot effecten van de proef op een termijn van één jaar. Het is nu niet mogelijk uitspraken te doen over de effecten op langere termijn, noch over de mogelijke effecten van een volgehouden en veel omvangrijkere storting in het ondiep sublittoraal vlakbij platen (het 'morfologisch storten' waarvan deze proef een voorbeeld is). Wel kan worden afgeleid welke de belangrijkste ecologische factoren zijn waarmee bij de evaluatie van een dergelijke strategie rekening dient te worden gehouden.

Het blijkt uit onze studie dat de effecten op het macrobenthos van het ondiepe sublittoraal vooralsnog beperkt zijn. Mocht het storten in het ondiepe sublittoraal aanleiding geven tot het creëren van minder dynamische omstandigheden (bv. ondiep sublittoraal dat niet, zoals nu, wordt gekenmerkt door mobiele zandduinen maar door een slibrijker rustig sediment) dan zou wellicht een verbetering van de productiviteit van de benthische fauna kunnen worden verwacht. Voorbeelden daarvan zijn niet of nauwelijks beschikbaar in de huidige Westerschelde, maar komen wel voor in de Oosterschelde.

Effecten op het intertidaal zullen afhangen van de mate waarin het gestorte sediment op langere termijn zijn weg vindt naar de plaat. In deze studie hebben wij aangetoond dat voor het macrobenthos de meest productieve en ecologisch interessantste gebieden worden gevonden in die zones waar de primaire productie wordt uitgevoerd door microfytobenthos, waar de hoogteligging intermediair is, waar de fysische dynamiek beperkt is en waar het slibgehalte relatief iets hoger is. Indien het storten op langere termijn zou leiden tot het verder verhogen van de hoogste delen van de plaat, zou dit voor het macrobenthos ongunstig uitpakken (hoewel dit door de schorvorming en de ecologische waarde daarvan tenminste gedeeltelijk zou worden gecompenseerd). Anderzijds, indien het storten aanleiding zou geven tot een uitbreiding van het areaal aan hoogdynamisch zandduinen-gebied, zoals gevonden op de noordelijke landtong op de plaat, zou dit eveneens ongunstig uitpakken voor het macrobenthos. Indien echter de min of meer ronde of driehoekige vorm van de plaat zou kunnen worden hersteld, waardoor een relatief groter gebied op het midden van de plaat met intermediaire dynamiek (bv. stroomsnelheid), intermediaire hoogteligging, en relatief hoog slibgehalte in het sediment zou ontstaan, dan zou dit ecologisch als een gunstige evolutie kunnen worden gekenmerkt. Het is ons niet duidelijk of voorspellingen over dergelijke morfologische evoluties, op de schaal van een enkele plaat, op dit ogenblik met enige betrouwbaarheid kunnen worden gemaakt. Het zou kunnen worden overwogen hiervoor een experimentele benadering op

grote schaal te kiezen.

6.6. Suggesties voor toekomstig ecologisch onderzoek

Uit deze studie komen enkele trends naar voren die nader onderzoek zullen vergen. Met name de evolutie op lange termijn van zowel intertidaal als subtidaal macrobenthos in dit deel van de Westerschelde vraagt nadere studie. Wij zullen zelf aan de hand van de biomonitoring-resultaten een eerste verkenning hiervan doen. Ook overwegen wij dezelfde stations die in 1990 zijn bemonsterd, te herbemonsteren. Dit zal toelaten met meer zekerheid uitspraken te doen over de evolutie op langere termijn.

Het gebruik van *remote sensing* in dit project kan gelden als een proefproject dat de bruikbaarheid van deze benadering, ook in een meer algemeen monitoring-kader, heeft aangetoond. Met name de goede statistische relaties tussen macrobenthos en de resultaten van de *remote sensing* zijn hoopgevend. Wellicht is het mogelijk in de toekomst een remote-sensing programma te ontwikkelen dat toelaat synoptische kaarten te produceren van de kwaliteit van het habitat op de platen. Iets vergelijkbaars zou kunnen worden geëxploreerd voor de kwaliteit van het subtidale habitat. In principe moet het mogelijk zijn uit de backscatter intensiteit van de multibeam eigenschappen van het sediment en het habitat af te leiden, die eveneens geschikt zijn voor monitoring. Indien dit kan worden aangetoond voor de Westerschelde, dan zouden vele gegevens die nu uitsluitend ten behoeve van de morfologische monitoring worden verzameld, ook voor ecologische monitoring een toepassing kunnen vinden.

Wellicht het belangrijkste onderwerp voor toekomstig ecologisch onderzoek betreft de ecologische gevolgen van het 'morfologisch storten' op reële schaal. Het experiment dat in dit rapport wordt besproken is uitgevoerd op een relatief beperkte schaal. Het had vooral tot doel te testen of het materiaal inderdaad grotendeels ter plaatse blijft liggen. Verdere experimenten in dezelfde zin zijn gestart begin 2006. Indien de verdere experimenten eveneens positief uitpakken, kan er wellicht worden overgegaan tot het uitvoeren van een experiment met morfologisch storten op volle schaal. Het zal bij een dergelijk experiment vooral belangrijk zijn om na te gaan of een schaalvergroting van het storten niet alsnog leidt tot een ophoging van de plaat of tot een drastische verandering van de sedimentsamenstelling. Daarnaast zal het echter ook zeer belangrijk zijn na te gaan of er ecologisch interessant nieuw habitat is gecreëerd. Op basis van de bemonsteringen die nu zijn uitgevoerd, kan worden gesteld dat het dynamische subtidale gebied extreem arm is aan fauna. Als daarin verandering kan worden gebracht, zonder afbreuk te doen aan de kwaliteit van het habitat op de plaat, zou dat de ecologische waarden in de Westerschelde zeker ten goede komen. De hypothese die daarbij kan worden gesteld is dat het creëren van rustig ondiep subtidaal gebied zowel voor het benthos in dit gebied, als voor de vissen een gunstig effect zal hebben. Wellicht is het daarom interessant om bij een dergelijke proef op grote schaal ook het voorkomen van

(juvenile) vissen en andere mobiele fauna zoals krabben en garnalen als ecologische variabele te betrekken.

6.7. Conclusies

Concluderend kunnen we stellen dat het storten in deze proef geen aanleiding heeft gegeven tot meetbare nadelige ecologische gevolgen op een termijn van één jaar. In het subtidaal hebben we vastgesteld dat, hoewel het storten op de stortplaats de korrelgrootteverdeling van het sediment significant heeft beïnvloed, er geen significante verandering van het macrobenthos is opgetreden. Misschien was het benthos reeds te arm vóór het storten om nog grote veranderingen te kunnen observeren, maar misschien heeft ook het gebruik van de diffusor bijgedragen tot de mogelijkheden van de fauna om zich aan bedelving te onttrekken. Intertidaal zijn gevolgen uitgebleven omdat het gestorte materiaal grotendeels ter plaatse is blijven liggen, waardoor geen merkbare verstoring is opgetreden op de plaat.

We hebben niet kunnen concluderen dat de stortproef de groeiomstandigheden voor macrobenthos in het ondiep sublittoraal heeft verbeterd. Evenmin heeft de stortproef de morfologie van de plaat beïnvloed. Er is dus ook geen nieuw ecologisch interessant intertidaal habitat gecreëerd. Dergelijke positieve gevolgen waren ook niet verwacht, gezien de relatief beperkte omvang van de storting.

Bibliografie

- Bolam, S. G. and P. Whomersley: 2005, 'Development of macrobenthos communities on dredged material used for mudflat enhancement: a comparison of three beneficial use schemes after one year'. *Marine Pollution Bulletin* **50**, 40–47.
- Boyd, S. E., H. L. Rees, and C. A. Richardson: 2000, 'Nematodes as sensitive indicators of change at dredged material disposal sites'. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **51**, 805–819.
- Clarke, K. R. and R. M. Warwick: 2001, 'Changes in Marine Communities: an approach to statistical analyses and interpretation'. Plymouth Marine Laboratory, UK.
- Craft, C. and J. Sacco: 2003, 'Long-term succession of benthic infauna communities on constructed *Spartina alterniflora* marshes'. *Marine Ecology Progress Series* **257**, 45–58.
- Cruz-Motta, J. and J. Collins: 2004, 'Impacts of dredged material disposal on a tropical soft-bottom benthic assemblage'. *Marine Pollution Bulletin* **48**, 270–280.
- Deronde, B., P. Kempeneers, R. M. Forster, and W. Debruyne: 2006, 'Imaging spectroscopy as a tool to study sediment characteristics on a tidal sand bank in the Westerschelde'. *Estuarine Coastal and Shelf Science*.
- French, K., S. Robertson, and M. O'Donnell: 2004, 'Differences in invertebrate infaunal assemblages of constructed and natural tidal flats in New South Wales, Australia'. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **61**, 173–183.
- Harvey, M., D. Gauthier, and J. Munro: 1998, 'Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse a Beaufils, Baie des Chaleurs, Eastern Canada'. *Marine Pollution Bulletin* **36**, 41–55.
- Herman, P. M. J., J. J. Middelburg, and C. H. R. Heip: 2001, 'Benthic community structure and sediment processes on an intertidal flat: results from the ECOFLAT project'. *Continental and Shelf Research* **21**, 2055–2071.
- Herman, P. M. J., J. J. Middelburg, J. Van de Koppel, and C. H. R. Heip: 1999, 'Ecology of estuarine macrobenthos'. *Advances in Ecological Research* **29**, 195–240.

- Herman, P. M. J., J. J. Middelburg, J. Widdows, C. H. Lucas, and C. H. R. Heip: 2000, 'Stable isotopes as trophic tracers: combining field sampling and manipulative labeling of food resources for macrobenthos'. *Marine Ecology Progress Series* **204**, 79–92.
- IHE-BMM, A.: 1993, 'Ecologische impact van baggerspecielossingen voor de Belgische kust-eindrapport. Brussel'. Technical report, IHE-BMM, AWZ.
- Kleef, H. L., K. Essink, and E. E. Welling: 1992, 'Het effect van het storten van baggerspecie op de bodemfauna in de Oude westereems in de jaren 1989 en 1990'. Technical report, Rapport DGW-92018. RIKZ.
- Kromkamp, J., E. Morris, R. Forster, C. Honeywill, S. Hagerthey, and D. Paterson: 2006, 'Relationship of intertidal surface sediment chlorophyll concentration to hyperspectral reflectance and chlorophyll fluorescence'. *Estuaries* pp. –.
- Kruse, R. and A. Klose: 2000, 'Information mining: Applications in image processing'. In: *Pages 266-285 in Sofsem 2000: Theory And Practice Of Informatics*.
- Lasalle, M., M. Landin, and J. Sims: 1991, 'Evaluation of the flora and fauna of a *Spartina alterniflora* marsh established on dredged material in Winyah Bay, South-Carolina'. *Wetlands* **11**, 191–208.
- Levin, L. A., D. Talley, and G. Thayer: 1996, 'Succession of macrobenthos in a created salt marsh'. *Marine Ecology Progress Series* **141**, 67–82.
- Middelburg, J. J., C. Barranguet, H. T. S. Boschker, P. M. J. Herman, T. Moens, and C. H. R. Heip: 2000, 'The fate of intertidal microphytobenthos carbon: An in situ C-13-labeling study'. *Limnology and Oceanography* **45**, 1224–1234.
- Posey, M., T. Alphin, and C. Powell: 1997, 'Plant and infaunal communities associated with a created marsh'. *Estuaries* **20**, 42–47.
- Ray, G.: 2000, 'Infaunal assemblages on constructed intertidal mudflats at Jonesport, Maine (USA)'. *Marine Pollution Bulletin* **40**, 1186–1200.
- Somerfield, P. J., M. Atkins, S. G. Bolam, K. R. Clarke, E. Garnacho, H. L. Rees, R. Smith, and R. M. Warwick: 2005, 'Relative impacts at sites of dredged material relocation in the coastal environment: a phylum-level meta-analysis approach'.
- Thiemann, S. and H. Kaufmann: 2002, 'Lake water quality monitoring using hyperspectral airborne data - a semi-empirical multisensor and multitemporal approach for the Mecklenburg Lake District, Germany'. *Remote Sensing Of Environment* **81**, 228–237.

- Thomson, A., R. Fuller, M. Yates, S. Brown, R. Cox, and R. Wadsworth: 2003, 'The use of airborne remote sensing for extensive mapping of intertidal sediments and salt-marshes in eastern England'. *International Journal Of Remote Sensing* **24**, 2717–2737.
- Underwood, A. J.: 1994, 'On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances'. *Ecological Applications* **41**, 3–15.
- Van de Koppel, J., P. M. J. Herman, P. Thoolen, and C. H. R. Heip: 2001, 'Do alternate stable states occur in natural ecosystems? Evidence from a tidal flat'. *Ecology* **82**, 3449–3461.
- Villars, M. T. and R. J. Vos: 1999, 'Remote sensing as a tool for integrated monitoring of the Western Scheldt'. Technical report, Report Z2472. WL Delft Hydraulics.
- Wulder, M. A., R. J. Hall, N. C. Coops, and S. E. Franklin: 2004, 'High spatial resolution remotely sensed data for ecosystem characterization'. *Bioscience* **54**, 511–521.
- Yates, M. G., A. R. Jones, S. McGrorty, and J. D. Gosscustard: 1993, 'The Use of Satellite Imagery to Determine the Distribution of Intertidal Surface Sediments of the Wash, England'. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **36**, 333–344.
- Yozzo, D., P. Wilber, and R. Will: 2004, 'Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement, and restoration in New York-New Jersey Harbor'. *Journal of Environmental Management* **73**, 39–52.
- Ysebaert, T. and Herman, P. M. J.: 2002, 'Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment'. *Marine Ecology Progress Series* **244**, 105–124.
- Ysebaert, T., P. Meire, P. M. J. Herman, and H. Verbeek: 2002, 'Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression'. *Marine Ecology Progress Series* **225**, 79–95.

7. Verklarende woordenlijst

abiotische omstandigheden: het geheel van niet-levende factoren die de belangrijkste kenmerken van het habitat uitmaken. Zie ook habitat.

benthos: de organismen die op of in de bodem leven. Synoniem bodemdieren.

biomassa: de hoeveelheid levende organische stof, die vertegenwoordigd wordt door de som van alle individuen van een soort of groep, per eenheid van oppervlakte of volume. De biomassa wordt meestal uitgedrukt in eenheden van asvrij drooggewicht (Engels: Ash-Free Dry Weight, afkorting AFDW), d.i. het drooggewicht van de dieren met aftrekking van het gehalte as. Met name bij schelpdieren, waar de schelp vooral uit anorganisch materiaal bestaat, kan het asgewicht een groot deel van het bruto drooggewicht uitmaken.

bodemdieren: de organismen die in of op de bodem leven. Synoniem benthos.

chlorofyl a: In de fotosynthese worden meerdere pigmenten gebruikt door de organismen, maar het belangrijkste pigment, dat in bijna alle groepen wordt teruggevonden, is chlorofyl a. De stof is relatief gemakkelijk te extraheren en de concentratie kan zeer precies worden bepaald met High Pressure Liquid Chromatography (HPLC). Daarom wordt chlorofyl a routinematig bepaald als een maat voor de hoeveelheid fotosynthetiserende organismen die ergens aanwezig zijn.

cyanobacteriën: een groep fotosynthetische organismen die behoren tot de prokaryoten (d.i. geen celkern bezitten), maar die in staat zijn tot fotosynthese. Tot de Cyanobacteria behoren de kleinste fotosynthetiserende organismen (nano- en picoplankton) die verantwoordelijk zijn voor een heel groot deel van de wereldwijde primaire productie.

dichtheid: het aantal individuen van een soort of groep soorten die per eenheid van oppervlak (voor sessiele organismen) of volume (voor drijvende of zwemmende organismen) voorkomen.

diversiteit: de verscheidenheid van het leven dat voorkomt op een bepaalde plaats. Meestal wordt niet de diversiteit van een volledige levensgemeenschap bepaald, maar slechts van een bepaalde groep, bv. van het macrobenthos, die een gemeenschappelijke functie of taxonomische definitie heeft. Een levensgemeenschap is

diverser naarmate er meer soorten voorkomen, maar ook naarmate de soorten allemaal ongeveer evenveel individuen tellen.

ecologische monitoring: Het op regelmatige basis opvolgen van de toestand van het ecosysteem, door middel van gestandaardiseerde bemonsteringen.

ecosysteem: het geheel van organismen en abiotische omstandigheden, die door veel interne relaties met elkaar in verband staan. Het geheel reageert daardoor op veranderingen in de buitenwereld als een *systeem* met eigen kenmerken op hoog niveau.

ecotopenkaarten: een kaart die de kenmerken van de habitats combineert met de kenmerken van de typische soorten die in die habitats voorkomen, en dus een voorspelling bevat voor welke organismen waar kunnen worden aangetroffen.

fotosynthese: het proces waarbij groene planten, algen en cyanobacteriën de energie uit het zonlicht opvangen en gebruiken om organisch materiaal aan te maken uit koolzuurgas en water.

fytoplankton: de microscopische algen(=wiertjes) die in het water zweven. Fytoplankton groeit door fotosynthese. Het vormt de basis van de mariene voedselketen. Het is voedsel voor zoöplankton (in het water zwevende grazende organismen) en voor benthos. Fytoplankton dat niet wordt weggegraasd kan naar de bodem zinken, daar afsterven, en als detritus in het bodem-voedselweb terechtkomen.

gemeenschap: het geheel van populaties van verschillende soorten, die met elkaar in ecologisch verband staan en eenzelfde habitat bevolken.

habitat: het geheel van abiotische omstandigheden die het leefgebied van een populatie bepalen. Voor bodemdieren zijn belangrijke componenten van het habitat: de korrelgrootte van het sediment, sterkte van de stroming, hoeveelheid organisch stof, zuurstofbeschikbaarheid, zoutgehalte en dergelijke. Waar bepaalde organismen de omgeving significant beïnvloeden (bv. schorplanten in een schor die de stroming en golven dempen) worden zij vaak ook als component van het habitat voor de andere soorten beschouwd.

hogere trofische niveau's: 'trofisch niveau' is de term die aanduidt hoe ver een soort afstaat van de basis van het voedselweb, d.i. van de planten (marien: fytoplankton, microfytobenthos). 'Hogere trofische niveau's' is een generieke aanduiding voor dieren die in het voedselweb een hoger niveau innemen, d.i. zich voeden met dieren die zelf leven van het plantaardig niveau, of van een tussenliggend niveau. In de praktijk worden (in estuaria) vooral vogels, vissen en zeezoogdieren met deze aanduiding bedoeld.

hyperspectrale opnamen: opnamen vanuit een vliegtuig met een instrument dat vele banden in het spectrum, inclusief nabij UV en nabij infrarood golflengtes. De grote resolutie van het spectrum laat toe om precies af te leiden welke factoren aanwezig waren die bepaalde golflengtes hebben geabsorbeerd. Zie ook reflectiespectrum.

korrelgrootteverdeling: de verdeling die aangeeft welke fractie van de korrels in een gemengd sediment tot welke grootteklasse behoren.

macroalgen: wieren die groter zijn dan 1 mm, en die meestal vastgehecht leven aan vaste substraten zoals rotsen of schelpen.

macrobenthos: meercellige organismen die op of in het sediment leven, en die relatief groot zijn (de operationele definitie is dat ze op een zeef met maaswijdte 1 mm blijven liggen). Hoewel de term in principe zowel op plantaardige als dierlijke organismen kan slaan, wordt hij vaak gebruikt om alleen de dieren aan te duiden. Bij mogelijke verwarring wordt de term macrozoöbenthos gebruikt. Ook macrofauna wordt als synoniem gebruikt.

macrofyt: generieke aanduiding van grote plantaardige organismen, zowel macrowieren (macroalgen) als hogere planten.

meiobenthos: meercellige organismen die op of in het sediment leven, en die kleiner zijn dan macrobenthos (groter dan 36 μm , kleiner dan 1 mm).

microbenthos: één- of meercellige organismen die op of in het sediment leven, en die kleiner zijn dan 36 μm

microfytobenthos: de microscopische algen en cyanobacteriën die op of in het sediment groeien. De meeste soorten in het microfytobenthos zijn relatief groot in vergelijking met verwante soorten in het fytoplankton. In het microfytobenthos zijn vele taxonomische groepen vertegenwoordigd, maar de belangrijkste zijn diatomeeën (kiezelwieren) en cyanobacteriën (blauwwieren). Het microfytobenthos is een belangrijke voedselbron voor bodemdieren. Synoniem 'benthische microalgen'.

mobiele fauna: Bodemdieren die zich snel en goed kunnen bewegen in het sediment (door te graven) en/of in het water (door te zwemmen). Een voorbeeld is de kreeftachtige *Bathyporeia pilosa*, die zowel zeer snel zwemt als, in zandige sedimenten, graaft. Mobiele fauna wordt in dit rapport tegenover sessiele fauna gesteld, maar de categorieën zijn niet absoluut, eerder relatief.

multivariate analyse: een statistische analyse waarbij een groot aantal variabelen tegelijk worden geanalyseerd. Deze analyses zijn belangrijk bij de ecologische analyse van gemeenschappen, waarin iedere soort immers een variabele is, en het aantal soorten vrij hoog kan zijn. De nMDS analyse, zoals uiteengezet in Sectie 4.3.2 is hiervan een voorbeeld. Zie ook Principale Componenten Analyse (PCA).

NDVI: Normalised Difference Vegetation Index, een index die wordt berekend uit de verhoudingen van verschillende banden in het reflectiespectrum, en waarvan aangetoond is dat de waarde een goede indicator is voor de aanwezigheid van planten (chlorofyl). Deze index wordt standaard gebruikt bij de analyse van spectrale beelden uit *remote sensing*.

nutriënten: de anorganische stoffen, anders dan koolstof, zuurstof en waterstof, die de primaire producenten nodig hebben om te kunnen groeien. Het betreft stoffen die worden ingebouwd in complexe biomoleculen zoals eiwitten en nucleïnezuren, of die nodig zijn in de celwand. De belangrijkste nutriënten in kustwateren zijn N (stikstof), P (fosfor) en Si (silicaat), de laatste alleen voor kiezelwieren of diatomeeën. In oceanische wateren zijn ook micronutriënten, zoals ijzer, van groot belang.

opportunistische soorten: soorten die in staat zijn snel een vrijkomend nieuw habitat te koloniseren. Meestal nemen zij na een verstoring het verstoorde gebied snel in. Deze soorten zijn in staat vele nakomelingen snel te produceren en goed te verspreiden. Gewoonlijk worden zij echter na een tijd verdreven door andere soorten, die moeilijker koloniseren maar veel beter in staat zijn te concurreren voor schaarse hulpbronnen.

pelagisch: in de waterkolom voorkomend. Plankton (zowel fytoplankton als zoöplankton) zijn pelagische organismen. Vele benthische organismen hebben larven die vrij in de waterkolom verblijven gedurende meerdere weken - zij worden pelagische larven genoemd.

predatie: het opeten van een organisme door een predator (roofdier).

primaire productie: het produceren van organisch materiaal, gewoonlijk middels fotosynthese, uit anorganische bestanddelen. Primaire productie wordt uitgedrukt als hoeveelheid organisch koolstof dat wordt gefixeerd per oppervlakte en tijd. De mate van primaire productie wordt bepaald door de hoeveelheid beschikbaar licht, de hoeveelheid beschikbare nutriënten, en de sterkte van de graas op de organismen die ervoor verantwoordelijk zijn. Over het algemeen geldt: hoe hoger de primaire productie, des te breder is de basis van het voedselweb en des te meer organismen kunnen hiervan leven. Bij extreem hoge primaire producties kunnen echter verstoringen en sterke verarmingen van het ecosysteem voorkomen.

reflectiespectrum: wanneer zonlicht op sediment straalt wordt een gedeelte van het licht teruggekaatst, maar het spectrum (de verdeling van golflengtes) van het teruggekaatste licht verschilt van die van het instralende licht, omdat een deel van het licht wordt geabsorbeerd. Wát wordt geabsorbeerd hangt af van de samenstelling van het sediment, de vochtigheid en het voorkomen van chlorofyl op het sediment. Het spectrum van het teruggekaatste licht wordt het reflectiespectrum

genoemd. Uit dit spectrum kan worden afgeleid in welke golflengtes de hoogste absorptie optreedt, en dus welke factoren op en in het sediment aanwezig zijn.

schorplanten: vaatplanten die kunnen leven op schorren, d.i. vegetaties die in de getijdenzone voorkomen en die bestand zijn tegen overspoeling. De meeste schorren komen voor in zout of brak water, maar er zijn ook zoetwaterschorren.

sessiele fauna: Bodemdieren die relatief plaatsgebonden zijn, en zich niet of nauwelijks kunnen bewegen in het sediment of het water. Een voorbeeld is het nonnetje, *Macoma balthica*. Weliswaar kunnen deze schelpdieren zich over enkele centimeters verplaatsen in het sediment, maar ze kunnen (als adult) geen grote afstanden afleggen.

Spartina anglica: Engels slijkgras, de belangrijkste soort in de laagste delen van schorren in de Westerschelde.

subtidale: gebied onder de laaglaagwaterlijn.

taxonomie: de tak in de biologische wetenschappen die zich bezighoudt met het klasseren van organismen in groepen van onderlinge verwantschap. Tevens beschrijven taxonomen de soorten.

voedselweb: het schema van relaties van 'eten en gegeten worden' in een ecosysteem. Voedselwebben bevatten een groot aantal verbindingen tussen de verschillende populaties. Begrip van hoe het voedselweb in elkaar steekt is erg belangrijk om de dynamiek van de populaties te begrijpen, en bijvoorbeeld te voorspellen welke populaties door gebrek aan voedsel kunnen verdwijnen als de omstandigheden veranderen.

Bijlage A.

Tabellen voor intertidaal macrobenthos

Tabel A.1.: Gemiddelde waarden $\pm$ standaardfout van de biomassa, dichtheid en diversiteit van de gemeenschappen in de vier perioden en in de drie habitatklassen NLT (noordelijke landtong), CP (centrale plaat) en RP (rand van de plaat)

jaar	seizoen	HABITAT	Soorten (aantal core ⁻¹)	Dichtheid (aantal m ⁻²)	Biomassa (mg AFDW m ⁻²)
2004	lente	CP	7.08 $\pm$ 0.51	7530.92 $\pm$ 1980.61	8221.99 $\pm$ 1856.83
2004	herfst	CP	7.54 $\pm$ 0.48	14554.66 $\pm$ 2272.38	17777.78 $\pm$ 2289.43
2005	lente	CP	8.00 $\pm$ 0.81	12515.68 $\pm$ 3017.30	11375.63 $\pm$ 2592.72
2005	herfst	CP	8.77 $\pm$ 1.06	16952.26 $\pm$ 3864.96	20390.45 $\pm$ 3368.07
2004	lente	NLT	3.75 $\pm$ 0.86	1964.70 $\pm$ 536.80	1839.39 $\pm$ 873.91
2004	herfst	NLT	3.13 $\pm$ 0.74	1756.58 $\pm$ 645.95	1717.08 $\pm$ 950.40
2005	lente	NLT	3.38 $\pm$ 0.68	924.08 $\pm$ 365.53	3846.70 $\pm$ 3108.87
2005	herfst	NLT	3.75 $\pm$ 0.73	932.40 $\pm$ 413.24	3578.67 $\pm$ 3218.40
2004	lente	RP	5.55 $\pm$ 0.82	6460.20 $\pm$ 1955.92	5824.41 $\pm$ 1887.90
2004	herfst	RP	7.09 $\pm$ 0.99	11128.25 $\pm$ 3986.01	7100.70 $\pm$ 2069.26
2005	lente	RP	6.36 $\pm$ 0.62	9069.71 $\pm$ 4192.02	6659.46 $\pm$ 3141.66
2005	herfst	RP	8.09 $\pm$ 0.90	16020.33 $\pm$ 7628.46	8412.21 $\pm$ 1730.47

Tabel A.2.: ANOSIM toets voor verschillen in macrobenthische gemeenschappen tussen jaren, data en habitats. P geeft de waarschijnlijkheid om de geobserveerde waarde door toeval alleen te vinden. De minimumwaarde van P bij 999 permutaties is 0.1%. Nperm geeft het aantal gebruikte permutaties in deze test weer

Dichtheid Verschil	Groepen	R-waarde	P (%)	Nperm
Jaren	Globale R	0.017	13.8	999
Datums	Globale R	0.017	13.8	999
Habitats Globaal	Globale R	0.346	0.1	999
Habitats	RP vs CP	0.285	0.1	999
Paarsgewijs	RP vs NLT	0.203	0.1	999
	CP vs NLT	0.557	0.1	999
Biomassa Verschil	Groepen	R-waarde	P (%)	Nperm
Jaren	Globale R	0.008	25.5	999
Datums	Globale R	0.015	13.2	999
Habitats	Globale R	0.313	0.1	999
Habitats	RP vs MODDER	0.237	0.1	999
paarsgewijs	RP vs NLT	0.205	0.1	999
	CP vs NLT	0.513	0.1	999

Tabel A.3.: BIOENV resultaten. Spearman's rangcorrelaties tussen de samenstelling van de gemeenschappen en alle mogelijke combinaties van gemeten omgevingsvariabelen. Enkel de beste correlaties worden weergegeven. Chls: chlorofyl; korrelgrootte is uitgedrukt in D50 (mediane korrelgrootte); sedimenthoogte is de hoogteligging van de plaat

		R-waarden	Omgevingsvariabelen
DICHTHEID	LENTE 2004	0.5	Chls
	HERFST 2004	0.7	Chls
BIOMASSA	LENTE 2004	0.5	Chls
	HERFST 2004	0.7	Chls
DICHTHEID	LENTE 2005	0.7	Chls, sedimenthoogte, korrelgrootte
	HERFST 2005	0.6	Chls
BIOMASSA	LENTE 2005	0.449	Chls, sedimenthoogte
	HERFST 2005	0.5	Chls

Tabel A.4.: ANOVA (variantie-analyses) die onderzoeken of de factoren jaar, habitatype (7 types volgens GIS onderscheiden) en seizoen (lente-herfst) en hun interacties significant effect hebben op (a) biomassa, (b) dichtheid en (c) soortenrijkdom van het intertidale macrobenthos. Sterretjes duiden significantieniveau aan: * <5%; ** <1%; *** <0.1%

(a) log(biomassa)

	Df	Som Kw	Gem Kw	F waarde	Pr(>F)
jaar	1	1.246	1.246	0.9160	0.340430
klasse	6	148.557	24.760	18.1976	5.261e-15 ***
seizoen	1	13.078	13.078	9.6122	0.002401 **
jaar*klasse	5	4.551	0.910	0.6689	0.647747
jaar*seiz	1	0.245	0.245	0.1801	0.672029
klasse*seiz	6	10.273	1.712	1.2584	0.281674
jaar*klasse*seiz	5	1.489	0.298	0.2188	0.953870
Residuen	122	165.992	1.361		

(b) log(dichtheid)

	Df	Som Kw	Gem Kw	F waarde	Pr(>F)
jaar	1	0.001	0.001	0.0003	0.98522
klasse	6	188.038	31.340	18.5450	3.102e-15***
seizoen	1	4.863	4.863	2.8778	0.09236.
jaar*klasse	5	2.012	0.402	0.2381	0.94494
jaar*seiz	1	0.188	0.188	0.1113	0.73919
klasse*seiz	6	9.451	1.575	0.9321	0.47462
jaar*klasse*seiz	5	1.848	0.370	0.2188	0.95391
Residuen	122	206.171	1.690		

(c) soortenaantal

	Df	Som Kw	Gem Kw	F waarde	Pr(>F)
jaar	1	33.11	33.11	4.9266	0.02829*
klasse	6	504.54	84.09	12.5131	5.891e-11***
seizoen	1	35.03	35.03	5.2122	0.02416*
jaar*klasse	5	42.43	8.49	1.2628	0.28437
jaar*seiz	1	9.76	9.76	1.4518	0.23056
klasse*seiz	6	64.92	10.82	1.6101	0.14992
jaar*klasse*seiz	5	24.07	4.81	0.7164	0.61232
Residuen	122	819.87	6.72		

Tabel A.5.: Output regressie-analyse van biomassa op omgevingsvariabelen. Sterretjes duiden significantieniveau aan: * <5%; ** <1%; *** <0.1%

Call: glm(formula = bio ~ ndvi + ndvi², family = Gamma(), data = ds)

	Schatter	Stdfout	t waarde	Pr(> t)
(Intercept)	0.040449	0.012773	3.167	0.00188 **
ndvi	0.035132	0.011217	3.132	0.00210 **
ndvi ²	0.009587	0.002370	4.045	8.47e-05 ***

(Dispersie-parameter voor Gamma family op 1.317890 gezet)

Nulafwijking: 296.50 op 147 vrijheidsgraden

Residuele afwijking: 211.37 op 145 vrijheidsgraden

AIC: 1449

Tabel A.6.: Output regressie-analyse van dichtheid op omgevingsvariabelen. Sterretjes duiden significantieniveau aan: * <5%; ** <1%; *** <0.1%

Call:

glm(formula = density ~ med + med² + elev + elev², family = Gamma(), data = ds)

	Schatter	Stdfout	t waarde	Pr(> t)
(Intercept)	5.514e-02	1.016e-02	5.426	2.40e-07 ***
med	-4.191e-04	1.350e-04	-3.105	0.00230 **
med ²	1.349e-06	4.324e-07	3.121	0.00218 **
elev	-1.755e-04	2.611e-05	-6.721	3.98e-10 ***
elev ²	3.631e-07	8.138e-08	4.462	1.63e-05 ***

(Dispersie-parameter voor Gamma family op 0.6678962 gezet)

Nulafwijking: 295.46 op 147 vrijheidsgraden

Residuele afwijking: 117.14 op 143 vrijheidsgraden

AIC: 1618.2

Tabel A.7.: Output regressie-analyse van aantal soorten op omgevingsvariabelen. Sterretjes duiden significantieniveau aan: * <5%; ** <1%; *** <0.1%

Call:

glm(formula = nspecies ~ ndvi + ndvi² + elev + elev², family = Gamma(), data = ds)

	Schatter	Stdfout	t waarde	Pr(> t)
(Intercept)	2.430e-01	4.246e-02	5.724	5.88e-08 ***
ndvi	9.880e-02	3.201e-02	3.086	0.002436 **
ndvi ²	2.309e-02	5.901e-03	3.913	0.000140 ***
elev	-3.167e-04	8.660e-05	-3.657	0.000358 ***
elev ²	1.152e-06	4.439e-07	2.595	0.010444 *

(Dispersie-parameter voor Gamma family op 0.1752327 gezet)

Nulafwijking: 49.653 op 147 vrijheidsgraden

Residuele afwijking: 30.085 op 143 vrijheidsgraden

AIC: 699.24

Bijlage B.

Tabellen voor subtidaal macrobenthos

Tabel B.1.: Resultaten van de asymmetrische variantie-analyse voor het aantonen van verschillen tussen de impact locaties en de controles, vóór en na de impact. Significante resultaten welke interessant zijn voor de discussie zijn dikgedrukt. Tussen alle locaties = L; Tussen Controle-locaties = Cs; Impact vs. Controles = I; Tijd x Controle locaties = T x Cs; Tijd x Impact vs. Controles = T x I

Vóór	L			
medium zand	6.26*			
fijn zand	0.88			
zeer fijn zand	2.83			
slib	1.32			
Na	T x Cs	Cs	T x I	I
medium zand	0.009	3150.01*	1.085	0.106
fijn zand	1.286	6.290	0.422	0.506
zeer fijn zand	0.014	8.86*	0.011	0.74
slib	0.874	0.787	0.158	7.380*

Tabel B.2.: Gemiddelde dichtheid en biomassa (in % totale dichtheid en biomassa) en aantal monsters (% totaal aantal, 180) waarin de dieren zijn gevonden

Soort	Dichtheid %	Biomassa %	Aanwezig in % van monsters
<i>Heteromastus filiformis</i>	83	29	90
<i>Macoma balthica</i>	4	12	22
<i>Aphelocheata marioni</i>	6	0.1	16
<i>Arenicola marina</i>	0.4	5	5
<i>Crassostrea spp.</i>	0.2	25	1
<i>Mytilus edulis</i>	0.3	15	1

Tabel B.3.: Resultaten van de asymmetrische variantie-analyse voor het aantonen van verschillen tussen de impact locaties en de controles, vóór en na de impact

(a) analyses voor de tweekleppige *Macoma balthica*

		Bron	DF	MS	F	p
Vóór	Tussen alle locaties	L	2	0.1447	1.05	0.355
		Residu	57	0.1372		
Na	Tussen alle locaties	L	2	1.385		
	Tussen Controle-locaties	Cs	1	1.424	7.523	0.007
	Impact vs. Controles	I	1	1.346	0.945	0.333
	Tijd	T	1			
	Tijd x alle locaties	T x L	2	0.328		
	Tijd x Controle-locaties	T x Cs	1	0.299	1.581	0.298
	Tijd x Impact vs. Controles	T x I	1	0.358	1.889	0.263
		Residu	114	0.189		

(b) Samenvatting van resultaten voor alle geanalyseerde variabelen

	T x Cs	Cs	T x I	I
Biomassa				
totaal	10.417	18.484	0.057	0.052
<i>Heteromastus</i>	3.109	1.850	0.475	0.000
<i>Macoma</i>	1.819	7.155	2.462	0.851
Dichtheid				
totaal	10.093	1.452	0.276	0.497
<i>Heteromastus</i>	3.664	5.636	1.226	0.431
<i>Macoma</i>	1.581	7.523	1.889	0.945
Aantal Soorten				
totaal	10.778	0.002	3.208	0.007

Tabel B.4.: ANOSIM voor verschillen tussen locaties (I, C1, C2) vóór de storting en erna voor de dataset in relatie tot de dichtheid en de biomassa van taxa. Nperm duidt het aantal gebruikte permutaties aan in de significantietest. P is de waarschijnlijkheid om de geobserveerde R-statistiek te observeren door toeval alleen

Dichtheid van de gemeenschappen				
Groepen	Statistiek	R-waarde	P (%)	Nperm
VÓÓR (Herfst 2004)	Globale R	0.021	23.8	999
Paarsgewijze toets	I vs. C1	0.035	22.6	999
Paarsgewijze toets	I vs. C2	0.038	17.4	999
Paarsgewijze toets	C1 vs. C2	0.011	38.1	999
NA				
lente vs. herfst 2005	Globale R	0.12	0.1	999
Verschil tussen locaties	Globale R	0.034	9.9	999
Paarsgewijze toets	I vs. C1	0.088	2.7	999
Paarsgewijze toets	I vs. C2	0.012	28.3	999
Paarsgewijze toets	C1 vs. C2	0.027	26.3	999
Biomassa van de gemeenschappen				
Groepen	Statistiek	R-waarde	P (%)	Nperm
VÓÓR (Herfst 2004)	Globale R	-0.007	49.8	999
Paarsgewijze toets	I vs. C1	0.010	33.3	999
Paarsgewijze toets	I vs. C2	0.014	31.1	999
Paarsgewijze toets	C1 vs. C2	-0.059	78.5	999
NA				
lente vs. herfst 2005	Globale R	0.07	0.2	999
Verschil tussen locaties	Globale R	0.075	5.3	999
Paarsgewijze toets	I vs. C1	-0.036	63.2	999
Paarsgewijze toets	I vs. C2	0.140	0.3	999
Paarsgewijze toets	C1 vs. C2	0.046	29.6	999

Tabel B.5.: SIMPER analyses voor het detecteren van welke soort(en) het verschil tussen 1990 en 2004-2005 veroorzaakte(n)

	Gemiddelde dichtheid Groep	Gemiddelde dichtheid Groep	Aandeel in het verschil	Cumulatief aandeel
Gemiddelde dissimilariteit 1990 vs. 2004 = 94.80	1990 Gemiddelde	2004 Gemiddelde	%	%
<i>Heteromastus filiformis</i>	33.26	537.44	47.42	47.42
<i>Spio martinensis</i>	159.66	0.00	10.53	57.95
<i>Aphelochaeta marioni</i>	4.82	97.96	6.42	64.37
<i>Bathyporeia</i>	78.49	0.00	6.28	70.65
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	39.69	1.36	4.31	74.95
Gemiddelde dissimilariteit 1990 vs. 2005= 92.82	1990 Gemiddelde	2005 Gemiddelde	%	%
<i>Heteromastus filiformis</i>	33.26	295.25	31.54	31.54
<i>Spio martinensis</i>	159.66	9.52	12.94	44.48
<i>Bathyporeia spp.</i>	78.49	2.72	7.64	52.12
<i>Ensis spp.</i>	19.10	106.13	6.31	58.43
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	39.69	0.00	4.89	63.32
<i>Macoma balthica</i>	9.83	38.10	4.09	67.42
<i>Haustorius arenarius</i>	18.18	2.72	3.13	70.55
<i>Mytilus edulis</i>	366.94	8.16	2.96	73.51