

STUDIE NAAR DE EFFECTEN VAN STREK DAMMEN
OP DE BODEMDIEREN GEMEENSCHAP VAN DE SLIKKEN VAN WAARDE
IN DE PERIODE 2002 TOT 2007

V. Escaravage, W.C.H. Sistermans, H. Hummel, A.G.M. Engelberts, O.J.A van Hoesel,
& M.M. Markusse



September 2007



Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen
NEDERLANDS INSTITUUT VOOR ECOLOGIE

Monitoring Taakgroep
Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie (NIOO-CEME)
Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke - Nederland



STUDIE NAAR DE EFFECTEN VAN STREK DAMMEN
OP DE BODEMDIEREN GEMEENSCHAP VAN DE SLIKKEN VAN WAARDE
IN DE PERIODE 2002 TOT 2007

V. Escaravage, W.C.H. Sisttermans, H. Hummel, A.G.M. Engelberts, O.J.A van Hoesel,
& M.M. Markusse

September 2007



Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen
NEDERLANDS INSTITUUT VOOR ECOLOGIE

Monitor Taakgroep
Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie (NIOO-CEME)
Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke - Nederland



© Copyright, 2007. Nederlands Instituut voor Ecologie. Yerseke, Nederland.

Alle rechten beschermd. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm, geluidsband, elektronisch of op welke andere wijze ook en evenmin in een opslag systeem worden opgeslagen zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de auteurs/directeur van het Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-CEME).

STUDIE NAAR DE EFFECTEN VAN STREK DAMMEN OP DE BODEMDIEREN GEMEENSCHAP VAN DE SLIKKEN VAN WAARDE IN DE PERIODE 2002 TOT 2007 V. Escaravage, W.C.H. Sijstermans, H. Hummel, A.G.M. Engelberts, O.J.A van Hoesel, & M.M. Markusse, 41 pp met illustraties in tekst en bijlagen.

Monitor Taakgroep Publicatie Series 2007-12, NIOO-CEME Rapport 2007-02.. KNAW-NIOO, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

ISSN Nummer 1381-6519

Inhoud

Samenvatting	3
1. Inleiding.....	4
2. Methoden.....	6
2.1. Bemonstering	6
2.1.1. Waarde (2002,2007).....	6
2.1.2. Referentie gebied (2002-2006)	6
2.2. Bepaling van dichtheid en biomassa	6
2.3. Dataverwerking	9
2.3.1 Gegevensformaten t.b.v. analyses	9
2.3.2 Analytische benadering	9
3. Resultaten	11
3.1.-Eigenschappen van de bodemdieren gemeenschap	11
3.2. Waarnemingen in referentie gebied en Waarde op t_0	12
3.2.1. Sediment en totale macrofauna op t_0 in Waarde en in referentie gebied.....	12
3.2.3.- Dominante soorten op t_0 in Waarde en in referentie gebied	13
3.3.-Autonome ontwikkelingen in het referentie gebied.....	14
3.3.1 Sediment en totale macrofauna in het referentie gebied	14
3.3.2.-Dominante soorten in het referentie gebied.....	15
3.4.-Ontwikkelingen in Waarde tussen 2002 en 2007	16
3.4.1.- Sediment en totale macrofauna in Waarde	16
3.4.2.-Dominante soorten in Waarde	17
3.5.-Effect meting in Waarde tov het referentie gebied	19
3.5.1 Sediment en totale macrofauna in Waarde en referentie gebied	19
3.5.2 Dominante soorten in Waarde en referentie gebied	19
4. Discussie.....	22
5. Conclusie en aanbevelingen.....	23
6. Referenties	24
BIJLAGEN	25
Bijlage 1.- Coördinaten van de Monsterlocaties in het studie gebied (project WAARDE)	26
Bijlage 2 Ligging en coördinaten van de monsterlocaties uit projecten BIOMON en MOVE	27
Bijlage 3 Taxonomische eenheden zonder identificatie tot op soortenniveau	29
Bijlage 4 Taxonomische eenheden met identificatie tot op soortenniveau.....	30
Bijlage 5 Lijst van de 35 dominante soorten gebruikt de in analyse van de soortensamenstelling	31
Bijlage 6 Mediane korrelgrootte gemeten op de bemonsteringpunten in 2002.....	32
Bijlage 7 Veranderingen op vaste locaties van het MOVE project	33
Bijlage 8 Parameters van de lineaire regressie berekend voor de vaste locaties van het MOVE project als functie van de jaarnummers (0 tot 4 tussen 2002 en 2006).....	34
Bijlage 9.- MDS weergave van de Bray-Curtis gelijkensisindex (4de wortel getransformeerde dichtheden) van de dominante soorten waargenomen in het referentie gebied op t_0 (REF_0) en t_1 (REF_1)	35
Bijlage 10.- Gemiddelde waarden en standaard deviatie van de sedimentaire mediaan en de bodemdieren dichtheid, biomassa, aantal soorten en Shannon index in 2002, 2007 voor de op de MDS plan geselecteerde Waarde locaties (8) en de overige monsterpunten.	36
Bijlage 11.- Regressies tussen meetwaarden en jaartal geteld vanaf 2002 (0). De t waarde en (p) volgens de procedure in Zar (1996) zijn weergegeven in de grafieken	37
Bijlage 12 Meetresultaten 2007	38

Dankwoord:

De medewerkers van de Monitor Taakgroep (NIOO/CEME) waren verantwoordelijk voor het bemonsteren en uitwerken van de bodemdieren monsters tot en met het tot stand brengen van een bruikbare dataset.

Annette Wielemaker (NIOO/CEME-RE) heeft gezorgd voor de GIS koppeling tussen de monstercoördinaten en een dieptekaart van 2004 die beschikbaar was gesteld door RIKZ in het kader van overige samenwerkingsprojecten

Samenvatting

Twee strekdammen werden eind 2002 in het Oostelijke deel van de Westerschelde op de snel aan het eroderen Slikken van Waarde aangelegd. Door de aanleg van de dammen zouden de stroomsnelheden moeten afnemen en de aanslibbing in het gebied toenemen. Daarmee werd verwacht bescherming aan het daar gelegen verdrongen dorp van Valkenisse te bieden en de erosie door golfslag op het schorkliff te verminderen. Ook verwacht was een verbetering van de ecologische waarden van het slik door een toename van de bodemdieren en de daarop voeragerende vissen en vogels.

Na een eerste monstercampagne voor bodemdieren in het voorjaar van 2002 (t_0) uitgevoerd kort na de aanleg van de strekdammen vond een tweede campagne plaats in het voorjaar van 2007 (t_1) op dezelfde locaties als in de eerste campagne.

Vergelijking tussen de twee campagnes zou gebruikt kunnen worden voor het waarnemen van de effecten van de dammen op de bodemdieren. Om rekening te houden met autonome ontwikkelingen in de regio, zijn bodemdierenmonsters uit andere projecten (BIOMOM-MOVE), die verzameld zijn in het naastliggende (referentie-) gebied en in dezelfde periode, meegenomen in de huidige studie.

De waarnemingen bevestigen de sterke controle van de bodemdierengemeenschap door de omgevingsvariabelen met een negatief effect van hoge hydrodynamica op de dichtheden, biomassa en aantal soorten.

De gegevens uit het referentie-gebied laten omvangrijke veranderingen zien met een lichte stijging van de mediane korrelgrootte vergezeld van een toename in bodemdieren dichtheid, biomassa en aantal soorten. Deze verrijking van de bodemdieren gemeenschap zou een gevolg kunnen zijn van de verbetering van de leefomstandigheden in dit gedeelte van de Westerschelde en/of van de milde winters van de laatste jaren (klimaat verandering?).

De waarnemingen wijzen op vergelijkbare ontwikkelingen van de bodemdieren gemeenschappen in het studie gebied en in het referentie gebied. Het verschil tussen die twee gebieden neemt bovendien af tijdens de studie periode. Deze waarnemingen zouden kunnen betekenen het beperkte effect van de dammen op de bodemdierengemeenschap en hun leefomgeving op de Slikken van Waarde. Het feit dat de eerste monstercampagne pas na de aanleg van de dammen werd uitgevoerd, gecombineerd met de overweldigende autonome ontwikkelingen in het studiegebied maakt het bespeuren van de specifieke effecten van de dammen op hun omgeving bijzonder moeilijk. Directe veldobservaties wijzen inderdaad op de radicale verandering in morfologische facies na de aanleg van de dammen, van sterk erosief (blootgestelde veenlagen) tot accumulatief (opeengehoopt sediment). Daardoor moeten de conclusies van deze rapportage mbt de effecten van de dammen op de bodemdieren met de uiterste zorgvuldigheid beschouwd worden.

1. Inleiding

In de loop der tijden zijn regelmatig (1920, 1960, 1990) de resten van het ten oosten van Waarde en in 1682 overstroomde dorp van Valkenisse door de afwisseling van sedimentatie en afkalving bloot komen te staan. Om de plundering van de archeologische site en een verdere afkalving van de schorrand van Waarde te voorkomen werd eind 2000 besloten om twee stenen strekdammen op het intergetijde gebied aan weerszijde van Valkenisse in dwarsligging ten opzicht van de stroming te bouwen (Figuur 1).



Figuur 1. Overzicht van de schor van Waarde en van de twee stenen dammen dwarsliggend tussen de schorrand en het intergetijde gebied (Google Earth).

Het uitgangspunt voor de genomen maatregelen was het beschermen van het gebied door een verhoging van het slik; waarmee een vermindering van de erosie door golfslag op het schorklif werd verwacht. Door de aanleg van de dammen zouden de stroomsnelheden afnemen en de aanslibbing in het gebied moeten toenemen. Daarmee werd verwacht dat Valkenisse weer onder een laag sediment zou verdwijnen en de ecologische waarden van het slik zouden toenemen door een toename van de bodemdieren en de daarop foeragerende vissen en vogels.

Na een eerste monstercampagne voor bodemdieren in het voorjaar van 2002 (t_0) uitgevoerd kort na de aanleg van de strekdammen (Sistmans et al., 2007) vond een tweede campagne plaats in het voorjaar van 2007 (t_1) op dezelfde locaties als in de eerste campagne. Gelijktijdig met de bemonstering van de bodemdieren is ook het sediment bemonsterd voor de analyse van de sediment samenstelling, daar deze grote invloed op de bodemdieren kan hebben. Vergelijking tussen de twee campagnes zou gebruikt kunnen worden voor het waarnemen van de effecten van de dammen op de bodemdieren.

Los van de dammen hebben in de periode tussen die twee opnamemomenten waarschijnlijk ook autonome ontwikkelingen in die regio plaats gevonden. Om daarmee rekening te houden zijn bodemdierenmonsters uit andere projecten (BIOMOM-MOVE), die verzameld zijn in het naastliggende gebied en in dezelfde periode, meegenomen in de huidige studie.

2. Methoden

2.1. Bemonstering

2.1.1. Waarde (2002,2007)

Op de slikken van Waarde zijn, in een gebied van circa 1.41 km², 30 monsterlokaties gekozen. Het gebied is gedefinieerd tussen de schorrand tot 2 meter beneden NAP volgens de metingen van 2000. De ligging van de monsterpunten werd voor de monstercampagne van voorjaar 2002 met behulp van een computerprogramma willekeurig bepaald. Deze punten zijn in 2007 opnieuw bezocht.

Op vier van de in 2002 bezochte locaties (1163, 1166, 1167, 1179) was de bemonstering in 2007 niet uitvoerbaar vanwege een kennelijke landwaartse verschuiving van de geul. Voor die punten is de monsterlocatie in 2007 landinwaarts (17 à 74 m) ten opzichte van 2002 verschoven. Vervolgens zijn, tbv de dataverwerking, de gemiddeldes van de coördinaten gemeten in 2002 en 2007 gebruikt voor deze punten. Een kaart en tabel met de coördinaten van de monsterlocaties zijn te vinden in bijlage 1.

Op iedere locatie werd een monster van de bovenste 5 cm genomen voor korrelgrootte analyse. Het macrobenthos werd verzameld met een steekbuis met een doorsnede van 8 cm tot circa 30 cm diep. Alle monsters werden direct na de monsternamen in het veld uitgespoeld op een 1mm-zeef, het residu werd in een ruime hoeveelheid (Westerschelde) water meegenomen. Op het lab werden de monsters zo snel mogelijk geconserveerd door pH-geneutraliseerde formaldehyde toe te voegen tot een oplossing van minimaal 4% formaline.

2.1.2. Referentie gebied (2002-2006)

Data van de projecten BIOMON en MOVE verzameld tijdens de huidige studie periode zijn gebruikt als referentie voor het waarnemen van de mogelijke autonome ontwikkelingen van de bodemdieren gemeenschappen in die periode. De coördinaten van die monsterpunten en hun locatie op een topografische kaart van het Oostelijke deel van de Westerschelde tov van het studiegebied zijn te vinden in bijlage 2. Bij het schrijven van deze rapportage waren de 2007-voorjaarmonsters uit de BIOMON en MOVE project nog niet gerapporteerd. Daarom wordt in de analyse gebruik gemaakt van de tijdreeks van 2002 tm 2006.

2.2. Bepaling van dichtheid en biomassa

In het lab werden de monsters nagespoeld, gekleurd met bengaals rose en vervolgens uitgezocht. De monsters werden, om het uitzoeken te vergemakkelijken, in twee fracties verdeeld met zeven van resp. 3 en 0.5 mm. De dieren werden uit de residuen gezocht, van de grove fractie met het blote oog, de fijne fractie met behulp van een binoculair (vergroting 6 tot 12 maal). De fracties werden verder niet afzonderlijk behandeld.

Tot het benthos worden gerekend: alle polychaeten, oligochaeten, kreeft- en krabachtigen (behalve de landpissebedden), zeespinnen, holtedieren (zakpijpen, poliepen, anemonen),

schelpdieren, Nemertea, platwormen, phoronidae en de bentisch levende insecten soorten (zoals Bembidion laterale en chironomiden-larven).

Met uitzondering van de Oligochaeta, Actiniaria en Nemertea werden alle dieren, zo mogelijk, tot op de soort gedetermineerd, en werden de aantallen bepaald. Wegens de soms sterke fragmentatie van de polychaeten, werd voor het bepalen van de dichtheid het aantal koppen geteld. Als van een bepaalde soort enkel fragmenten gevonden werden, werd het aantal gevonden exemplaren als één beschouwd. Van alle schaal en schelpdieren werd de lengte genoteerd.

De biomassa werd (meestal indirect) bepaald op een van de volgende manieren:

- Door gebruik te maken van lengte-gewicht relaties ($W=aL^b$ met $W=ADW$ in mg en $L=lengte$ in mm). Voor de schaal- en schelpdieren werden lengte-gewicht regressies opgesteld. Voor het berekenen van de regressie werden per soort de directe bepalingen van het asvrijdrooggewicht gebruikt. Indien van een soort niet voldoende exemplaren gevonden werden, of de spreiding dermate groot was dat er geen betrouwbare regressie kon worden berekend, werd een eerder berekende regressie gebruikt. Bij het toekennen van een regressie wordt zo veel mogelijk een regressie van hetzelfde type project en seizoen gebruikt.

Tabel 1. De gebruikte regressiewaarden

Soort	Constante	Coefficient	Aantal	Project	Campagne
Carcinus maenas	0.0157	3.2398	9	BIOMON	Voorjaar 1999
Cerastoderma edule	0.05	2.4913	32	Verdieping WS	Voorjaar 2006
Ensis	0.0025	2.6955	25	Verdieping WS	Voorjaar 2006
Macoma balthica	0.0194	2.8465	64	WAARDE	Voorjaar 2007
Mya arenaria	0.0027	3.1976	67	BIOMON	Voorjaar 2006
Petricola pholadiformis	0.043	2.3143	10	BIOMON	Voorjaar 1997
Scrobicularia plana	0.0217	2.5585	43	WAARDE	Voorjaar 2007

- Door het converteren van natgewicht in ADW. Natgewichten werden bepaald met een Sartorius balans tot op 0.1 mg nauwkeurig. De natte exemplaren werden even (1-10 sec) op een filtreerpapier gedroogd en dan gewogen. Grote exemplaren werden langere tijd gedroogd.

Tabel 2. De gebruikte conversiefactoren.

Soort	Phylum	Groepsnaam	Conversie
Aphelochaeta marioni	Annelida	Cirratulidae	0.1257
Arenicola	Annelida	Arenicolidae	0.1004
Assiminea grayana	Mollusca	Hydrobiidae	0.0967
Bathyporeia pilosa	Arthropoda	Amphipoda	0.1289
BIVALVIA	Mollusca	Bivalvia	0.056
BRACHYURA	Arthropoda	Brachyura	0.1199
Capitella capitata	Annelida	Capitellidae	0.1205
Caprellidae	Arthropoda	Caprellidae	0.1289
Carcinus maenas	Arthropoda	Brachyura	0.1199
Cerastoderma edule	Mollusca	Cardiidae	0.0491
Corophium	Arthropoda	Amphipoda	0.1289
Corophium arenarium	Arthropoda	Amphipoda	0.1289
Corophium multisetosum	Arthropoda	Amphipoda	0.1289
Corophium volutator	Arthropoda	Amphipoda	0.1289
Crangon crangon	Arthropoda	Natantia	0.1287
Cyathura carinata	Arthropoda	Isopoda	0.1319
Ensis	Mollusca	Solenidae	0.0894
Eteone	Annelida	Phyllodocidae	0.1394
Heteromastus filiformis	Annelida	Capitellidae	0.1205
Hydrobia ulvae	Mollusca	Hydrobiidae	0.0967
Macoma balthica	Mollusca	Macoma	0.043
Manayunkia aestuarina	Annelida	Sabellidae	0.114
Marenzelleria	Annelida	Spionidae	0.13
Mya arenaria	Mollusca	Myacidae	0.048
NEMERTEA	Nemertea	Nemertea	0.1735
Nereis	Annelida	Nereis	0.1214
Nereis diversicolor	Annelida	Nereis	0.1214
Nereis succinea	Annelida	Nereis	0.1214
OLIGOCHAETA	Annelida	Oligochaeta	0.1111
Petricola pholadiformis	Mollusca	Petricolidae	0.0501
Polydora	Annelida	Spionidae	0.13
Polydora cornuta	Annelida	Spionidae	0.13
Pygospio elegans	Annelida	Spionidae	0.13
Scrobicularia plana	Mollusca	Scrobicularia	0.043
Spio gonocephala	Annelida	Spionidae	0.13
Spio martinensis	Annelida	Spionidae	0.13
Spiophanes bombyx	Annelida	Spionidae	0.13
Streblospio shrubsolii	Annelida	Spionidae	0.13

2.3 Dataverwerking

Voor de verwerking van alle data worden de gegevens ingevoerd in het Benthos Informatie Systeem (BIS) van de Monitor Taakgroep. Deze database voert automatisch een aantal controles uit en voert volgens een gestandaardiseerde methode alle nodige bewerkingen op de data uit. Een standaard uitdraai van de resultaten verkregen mbv BIS is gegeven in Bijlage 12 (eind document).

2.3.1 Gegevensformaten t.b.v. analyses

De analyse van de bodemdieren waarnemingen is uitgevoerd op twee taxonomische niveaus. Op het eerste niveau zijn de dichtheid, biomassa en diversiteit (Shannon index) van de totale macrofauna berekend voor elke monsterpunt. Op het tweede niveau is een selectie gemaakt van de dominante soorten binnen de dataset. Drie verschillende definities kunnen worden gehanteerd voor het selecteren van de meest dominante soorten:

1. de gemiddeld meest frequent voorkomende soorten,
2. de soorten met de hoogste gemiddelde relatieve dichtheden, en
3. de soorten met de hoogste gemiddelde relatieve biomassa.

Drie soortenlijsten zijn opgesteld door een selectie te maken van de dertig eerste soorten met betrekking tot deze drie verschillende maten van dominantie. De drie lijsten zijn samengevoegd in de 'lijst van de dominante soorten'. Deze soortenlijst is vervolgens gebruikt voor de multivariate analyse van de bodemdieren soortensamenstelling.

2.3.2 Analytische benadering

De veranderingen waargenomen op Waarde tussen 2002 en 2007 kunnen toegeschreven worden aan het samenspel tussen de effecten van de dammen en van de autonome ontwikkelingen die continu plaats vinden in een natuurlijke omgeving. De referentie dataset dient als controle op de aanwezigheid van autonome ontwikkelingen rondom het studiegebied. Aangenomen wordt dat de studie en referentie gebieden goed vergelijkbaar zijn. Dat betekent dat ze onderworpen zijn aan dezelfde omgevingsveranderingen en dat de bodemdieren gemeenschappen in beide gebieden op een vergelijkbare manier zullen reageren op veranderingen in hun omgeving.

Uit de referentie dataset kunnen we twee soorten trends waarnemen: een gebiedsbrede trend uit het BIOMON project met op elke campagne random herkozen punten en een locatiegebonden trend uit het MOVE project waar vaste punten herhaaldelijk bemonsterd worden.

Voorafgaand aan het toetsen van de verschillen tussen de bemonsteringen op de tijdstippen t_0 en t_1 is gekeken naar de oorspronkelijke verschillen op t_0 tussen de twee gebieden. De sediment en bodemdieren karakteristieken zijn gebruikt voor het inschatten van de bruikbaarheid van de referentie dataset als controle voor de locaties in Waarde. Daarvoor moeten de karakteristieken van het referentie gebied op t_0 niet significant verschillend van die in Waarde zijn. De vergelijking tussen de gebieden is uitgevoerd met behulp van ANOVA ($p < 0.05$) voor univariate descriptoren (sediment, bodemdieren dichtheid, biomassa en diversiteit), en ANOSIM toegepast op de Bray Curtis matrix tussen de monsterlocaties op basis van hun soortensamenstelling.

Trendanalyses tussen t_0 en t_1 , zijn vervolgens uitgevoerd voor zowel de referentie locaties (tussen 2002-2006) als in Waarde (2002-2007). Voor deze vergelijkingen is gebruik gemaakt van regressie analyse en ANOVA's. De veranderingen zijn berekend als regressie door de meetpunten zonder onderscheid van hun locaties en door de berekening van de verhouding van de meetwaarden tussen t_0 en t_1 voor elke afzonderlijke vaste locatie (MOVE en WAARDE datasets).

De procedure gebruikt voor de effectmeting sensu stricto hangt af van de aanwezigheid van autonome ontwikkelingen in de referentie gebieden tussen de twee monstertijdstippen:

In afwezigheid van autonome ontwikkelingen in de referentie locaties geven de verschillen waargenomen in Waarde tussen t_0 en t_1 , direct de effecten van de dammen weer.

In geval van autonome ontwikkeling wordt de effectmeting gemeten door een vergelijking te maken tussen de veranderingen (tussen t_0 en t_1) waargenomen in het referentie gebied en in het testgebied (Waarde). Deze vergelijking is voor de univariate variabelen uitgevoerd op basis van lineaire regressie (geen onderscheid van locaties) en van de t_1/t_0 verhoudingen (tussen de vaste locaties). Het toetsen van de verschillen gebeurt mbv een t-test volgens de procedure van vergelijking tussen regressie hellingen zoals beschreven door Zar (1996) of mbv een ANOVA voor de t_1/t_0 verhoudingen.

Voor het detecteren van verschillen in de ontwikkelingen van de soortensamenstellingen in het referentie gebied en in Waarde is gebruik gemaakt van de MDS analyse uitgevoerd op de matrices van Bray Curtis gelijkenisindex en op de veranderingen in de waarden van de gelijkenisindex tussen de monstercampagnes.

De statistische analyses zijn uitgevoerd mbv Systat (v.11) voor de univariate variables en van Primer (v5.2.9) voor de multivariate datasets (soortensamenstelling).

3. Resultaten

3.1.-Eigenschappen van de bodemdieren gemeenschap

Er zijn in totaal (2002 en 2007 samen) 70 verschillende bodemdieren organismen onderscheiden in de 1425 waarnemingen tellende dataset. Voor 8% van de waarnemingen ging de determinatie niet verder dan de familie (inbegrepen de Nemertea en Oligochaeta) en voor 12% van de waarnemingen kon de genus (maar niet de soort: sp.) worden bepaald (Bijlage 3). In de overige 80% van de waarnemingen zijn de organismen tot op soortniveau geïdentificeerd (Bijlage 4). De 45 geïdentificeerde soorten vertegenwoordigen zeven taxonomische klassen (Tabel 3).

Klasse	Aantal soorten	Freq%
Polychaeta	22	37,90
Amphipoda	9	13,03
Bivalvia	6	11,92
Decapoda	2	4,07
Gastropoda	2	5,51
Isopoda	2	7,17
Mysidacea	2	0,21

Tabel 3.-Aantal geïdentificeerde soorten per taxonomische klasse en bijbehorende frequentie in de huidige dataset.

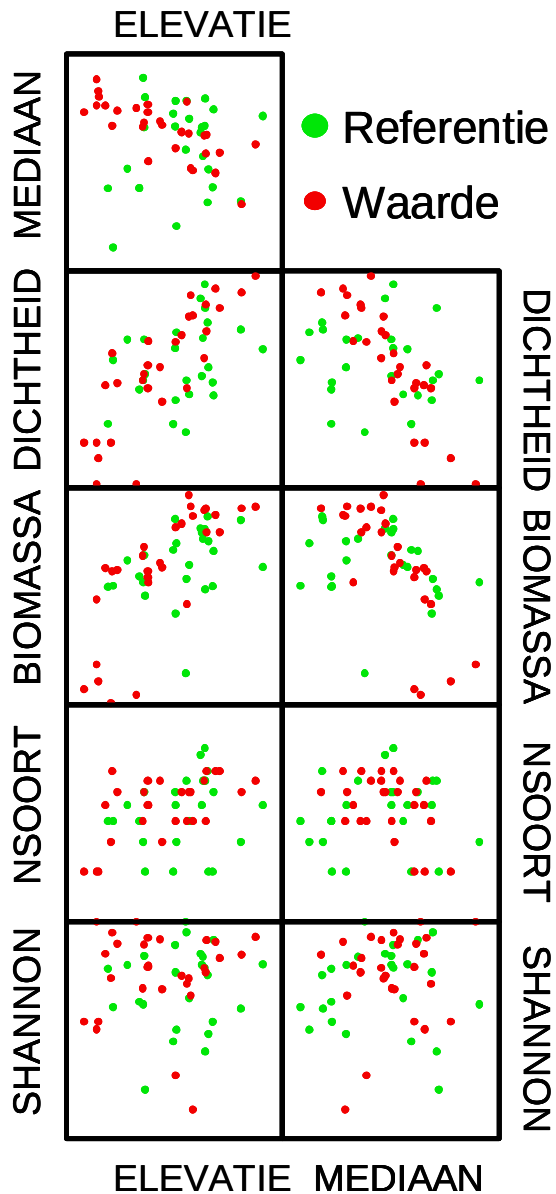
De borstelwormen (Polychaeta) zijn met 22 soorten en een frequentie van ca 38% de meest soortenrijke en dominante taxonomische klasse. De Borstelwormen vertegenwoordigen met de vlokreeftjes (Amphipoda) en de tweekleppige (Bivalvia) 82% van de soorten en 63% van de waarnemingen in deze dataset.

De lijst van de eerste 30 soorten op basis van de gemiddelde treffrequentie, dichtheid en biomassa leveren na samenvoeging een lijst van 35 soorten (Bijlage 5) waarvan 15 Polychaeta, 7 Amphipoda en 5 Bivalvia.

Polychaeta soorten zijn goed voor de helft van de top tien soorten met betrekking tot hun gemiddelde dichtheid en biomassa. Daarnaast behoren ook Oligochaeta, Amphipoda, Isopoda, Bivalvia en Gastropoda soorten tot de top tien soorten mbt de dichtheid en/of biomassa (Bijlage 5).

3.2. Waarnemingen in referentie gebied en Waarde op t_0

3.2.1. Sediment en totale macrofauna op t_0 in Waarde en in referentie gebied



Figuur 2 Bodemdieren dichtheid, biomassa en diversiteit (log) als functie van de mediaan van het sediment en diepte van de monsterpunten in Waarde en op de referentie locaties op t_1 (2002). De grafiek boven links toont de relatie tussen de diepte en de mediaan van het sediment.

De mediane korrelgrootte van het sediment neemt lineair af (bevat meer slib) met een toenemende hoogteligging (elevatie) van de monsterpunten (Figuur 2). De kracht van deze lineaire relatie wordt echter verminderd door vijf diepe en slibrijke locaties uit het referentie gebied (Bijlage 6). De R^2 coëfficiënt van de lineaire regressie tussen de mediaan en de elevatie stijgt inderdaad van 0,14 tot 0,37 na verwijdering van deze vijf punten. Na verwijdering van die punten zijn de afzonderlijke regressie hellingen voor de twee groepen van monsters uit Waarde en uit het referentie gebied niet meer significant verschillend van elkaar (ANOVA, $F=0.004$, $p>0.1$).

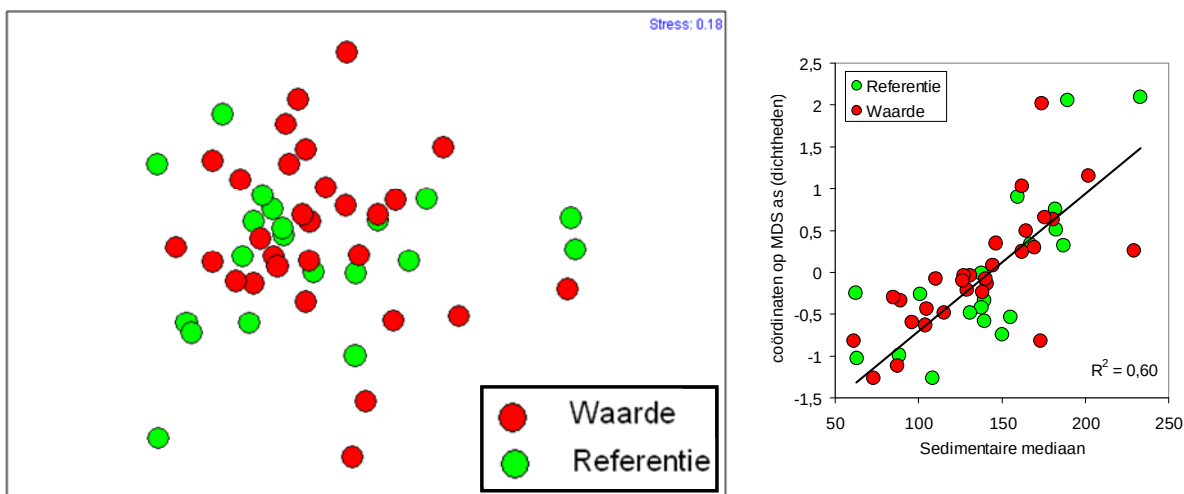
In het belang van de homogeniteit van de analyses tussen de locaties in Waarde en in het referentie gebied op t_1 zijn deze vijf locaties in de huidige studie buiten beschouwing gelaten.

De dichtheid en biomassa van de bodemdieren laten een significante relatie ($0,24 < R^2 < 0,34$, $p < 0,01$) met de elevatie (positief) en de mediaan van het sediment (negatief) zien (Figuur 2). De diversiteit van de bodemdieren (aantal soorten en Shannon index) is niet gecorreleerd aan de elevatie en mediaan. De gemiddelde dichtheid, biomassa en diversiteit van de bodemdieren in Waarde en in het referentie gebied zijn niet significant verschillend van elkaar..

3.2.3.- Dominante soorten op t_0 in Waarde en in referentie gebied

Een analyse van de soortensamenstelling gebaseerd op de dichtheden van de 35 dominante soorten (Bijlage 5) mbv multi dimensional scaling (MDS op Bray Curtis gelijkenis index matrix tussen de monsterpunten) toont voor t_0 de afwezigheid van significante verschillen ($R_{ANOSIM}=0,093$) tussen de bodemdieren gemeenschappen in Waarde en in het referentie gebied (Figuur 3), zoals ook in 3.2.2 beschreven voor de gemiddelde dichtheid en biomassa van de totale macrofauna.

De soortensamenstelling laat een duidelijke relatie zien met de mediane korrelgrootte van het sediment. Dit is aangetoond door de de coördinaten van de monsterpunten op de eerste MDS as uit te zetten tegen de mediaan (Figuur 3).



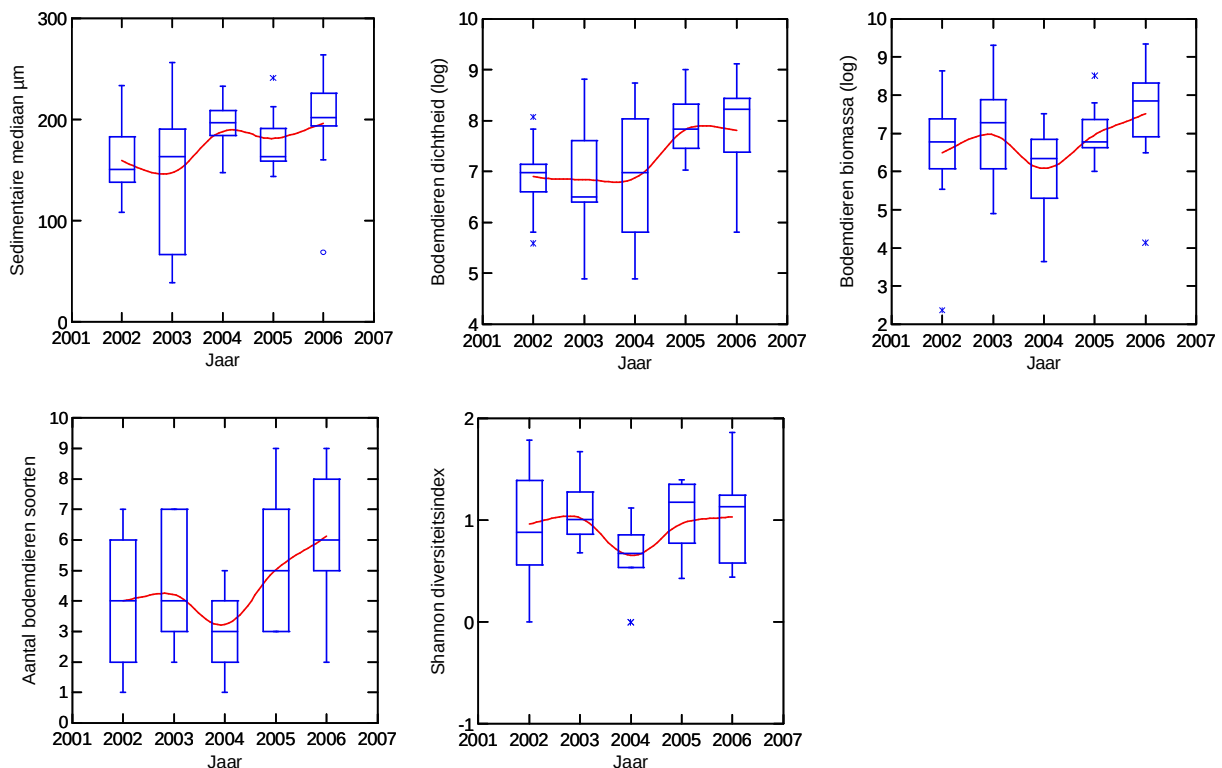
Figuur 3.- Links.-Representatie (MDS) van de Bray Curtis matrix tussen de monsterpunten vergeleken op basis van de dichtheden van de 35 dominante bodemdieren soorten. Rechts.-Coördinaten van de monsterpunten op de eerste MDS-as (y-as) als functie van de mediane korrelgrootte.

De t_0 meting voor het sediment en de macrofauna eigenschappen toont geen significante verschil tussen de monsterlocaties in Waarde en in het referentie gebied. De afwezigheid van verschillen op t_0 bewijst de geldigheid van het gebruik van het referentie gebied als controle voor de effecten van de dammen op de locaties in Waarde. De mediane korrelgrootte toont een negatieve relatie met de diepte (hoe dieper hoe grover) en positieve relaties met de bodemdieren dichtheid, biomassa en (in mindere mate) soortenrijkdom. De soortensamenstelling blijkt ook significant gerelateerd te zijn aan de sedimentaire eigenschappen.

3.3.-Autonome ontwikkelingen in het referentie gebied

3.3.1 Sediment en totale macrofauna in het referentie gebied

De veranderingen in de waarnemingen uit de BIOMON dataset (elk jaar nieuwe random locaties) geven de jaartrend op gebiedsniveau. De waarden van de mediaan van het sediment, bodemdieren dichtheid, biomassa (na log transformatie) en soortenrijkdom (Figuur 4) tonen een positieve relatie met het jaar (ANOVA, $p < 0.05$). Voor alle vier meetvariabelen zijn de waarden gemeten in 2006 significant hoger dan die van 2002 (ANOVA, $p < 0.05$). Terwijl het aantal soorten toeneemt laat de Shannon index door de jaren heen geen significant verschil zien. Dit valt te verklaren door een toename van het aantal soorten die gelijktijdig gepaard gaat met een relatieve toename van de numerieke dominantie door enkele soorten.



Figuur 4.-Waarden of sedimentaire mediaan en bodemdieren dichtheid, biomassa, aantal soorten en Shannon index als functie van het jaartal. Weergave als box-plots met DWLS gladstrijken door de gegevens.

De jaartrends berekend voor de vaste locaties van het MOVE project (Bijlage 7) tonen voor alle meetvariabelen met uitzondering van de Shannon diversiteits-index en van de mediaan (geen metingen in 2006) een toename op de meeste monsterlocaties (80%) tussen 2002 en 2006. Bovendien neemt voor alle variabelen de kracht (R^2) van het verband toe met de helling van de regressie (Bijlage 8).

De hellingen en de bijbehorende R^2 berekend op basis van de samengevoegde waarnemingen van de MOVE dataset zijn weergegeven in tabel 4 samen met de resultaten verkregen voor de BIOMON dataset.

Met betrekking tot de bodemdieren variabelen (dichtheid, biomassa, aantal soorten) is de toename door de jaren heen en de verklarende kracht van het lineaire model groter voor de MOVE (vaste locaties) dan voor de BIOMON (random locaties) gegevens.

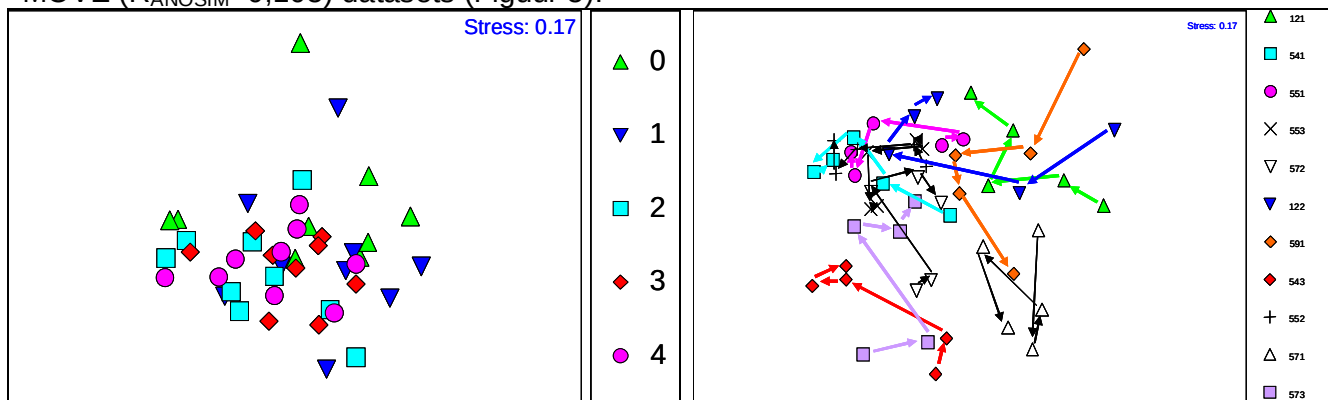
Voor de analyse en interpretatie van de gegevens uit Waarde moeten we rekening houden met deze autonome ontwikkeling, als ware de waargenomen toename van de meeste meetvariabelen ook opgetreden als er geen dammen waren aangelegd.

Variable	BIOMON (random locaties)		MOVE (vaste locaties)	
	Helling	R ²	Helling	R ²
Dichtheid (log)	0,29	0,14*	0,37	0,24***
Biomassa (log)	0,20	0,04	0,37	0,17**
Aantal soorten	0,50	0,10*	1,08	0,28***
Shannon	0,01	0,001	0,04	0,03
Sediment. mediaan	11,01	0,10*	3,40	0,01

Tabel 4. Helling en bijbehorende R² van de regressie als functie van het jaarnummer berekend op basis van de gegevens uit de BIOMON en MOVE projecten. Niveaus van significantie zijn aangegeven: * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001

3.3.2.-Dominante soorten in het referentie gebied

De analyse van de soortensamenstelling gebaseerd op de dichtheden van de 35 dominante soorten (Bijlage 5) mbv multi dimensional scaling (MDS op Bray Curtis matrix tussen de monsterpunten) toont de afwezigheid van significante verschillen in bodemdierengemeenschappen tussen de jaren in de BIOMON (R_{ANOSIM}=0,067) en de MOVE (R_{ANOSIM}=0,105) datasets (Figuur 5).



Figuur 5 MDS illustratie van de Bray Curtis similariteit matrix berekend tussen de monsterpunten op basis van de dichtheden (na 4^{de} wortel transformatie) voor de BIOMON dataset (Links) met aanduiding van de jaarnummering en voor de MOVE dataset (Rechts) met aanduiding van de monsterpunten (vaste locaties) met pijlen tussen achtereenvolgende bemonsteringjaren (2002 tm 2006).

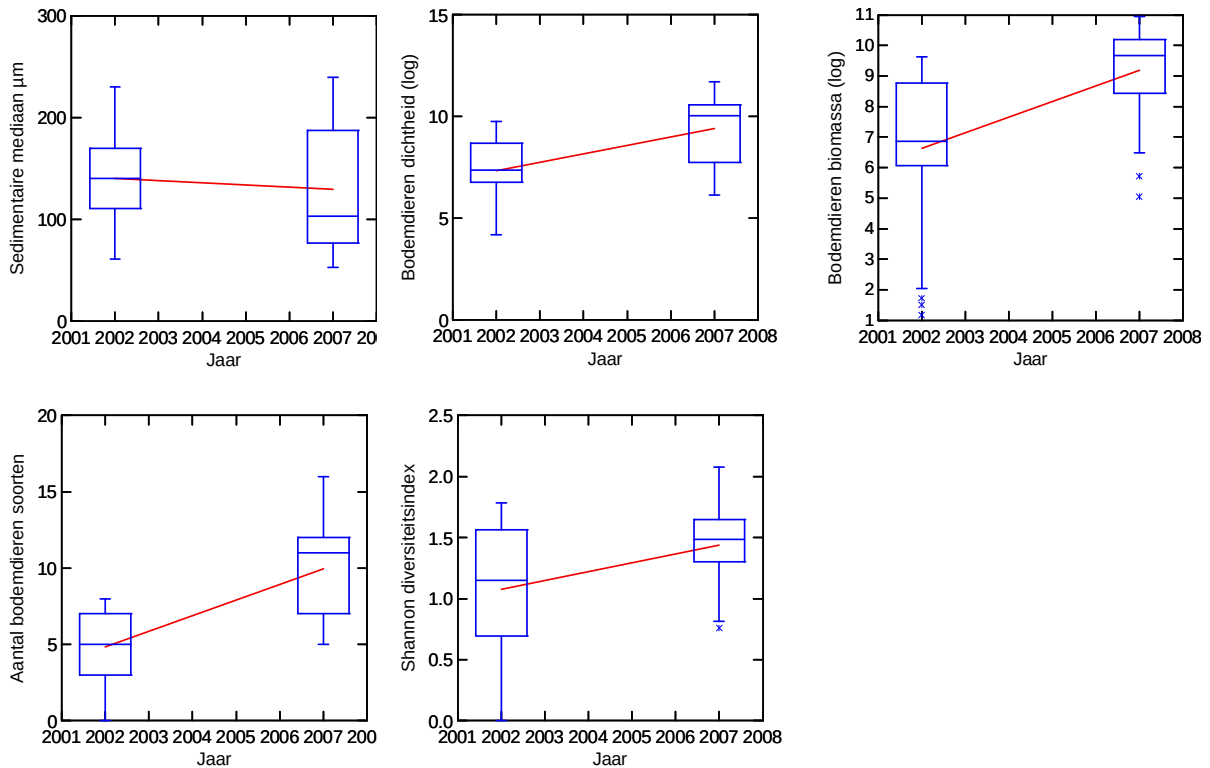
Voor de latere vergelijking met de soortensamenstelling in Waarde is de MDS analyse herhaald zonder onderscheid te maken tussen de BIOMON en MOVE projecten en zijn voor de consistentie alleen de eerste en laatste monsterjaren 2002 (t₀) en 2006 (t₁) meegenomen (Bijlage 9). Een ANOSIM uitgevoerd op de matrix van de Bray Curtis gelijkenisindex laat geen significant verschil (R_{ANOSIM}=0.106) zien tussen de soortensamenstellingen van de t₀ en t₁ monstercampagnes in het referentie gebied.

De monsters uit het referentie gebied (BIOMON en MOVE datasets) tonen een significante toename door de jaren heen (2002-2006) van de bodemdieren dichtheid, biomassa en aantal soorten terwijl de waarden van de mediaan van het sediment en van de Shannon index nauwelijks veranderen. De jaartrends berekend op basis van waarnemingen uit de vaste monsterlocaties (MOVE) zijn steiler en meer eenduidig dan die van de random bemonstering (BIOMON). De soortensamenstelling mbt de dominante soorten tonen geen significant verschil tussen de jaren.

3.4.-Ontwikkelingen in Waarde tussen 2002 en 2007

3.4.1.- Sediment en totale macrofauna in Waarde

De waarden van de totale macrofauna dichtheid, biomassa, aantal soorten en Shannon index tonen een significante relatie met het jaar (ANOVA, $p < 0.01$) terwijl waarden van de mediane korrelgrootte niet significant van elkaar afwijken in 2002 en 2007 (Figuur 6 en Tabel 5).



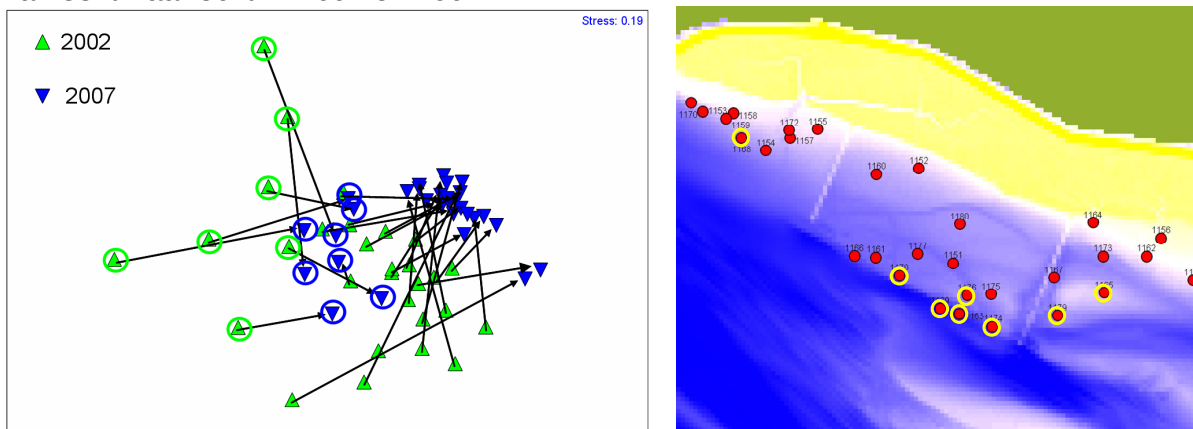
Figuur 6.-De lineaire regressies tussen de meetvariabelen en het jaartal zijn berekend op basis van de samengevoegde waarnemingen zonder onderscheid van de monsterlocaties (Tabel 5). Alle bodemdieren variabelen nemen significant toe tussen 2002 en 2007.

Variabelen	Helling (j^{-1})	R^2
Dichtheid (log)	0,42	0,30***
Biomassa (log)	0,51	0,29***
Aantal soorten	1,02	0,45***
Shannon	0,07	0,15**
Sediment. mediaan	-2,12	0,01

Tabel 5.-Helling en bijbehorende R^2 van de regressie als functie van het jaarnummer berekend op basis van de gegevens uit de WAARDE dataset (samengevoegde monsterpunten). Niveaus van significantie zijn aangegeven: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

3.4.2.-Dominante soorten in Waarde

De analyse van de soortensamenstelling gebaseerd op de dichtheden van de 35 dominante soorten (Bijlage 5) mbv multi dimensional scaling (MDS op Bray Curtis matrix tussen de monsterpunten) toont voor alle monsterpunten een duidelijk verschuiving van de soortensamenstelling tussen 2002 en 2007 in dezelfde richting (Figuur 7). In het algemeen blijkt de soortensamenstelling van de verschillende locaties iets meer op elkaar te lijken in 2007 dan in 2002. Dit wordt bevestigd door de toename in de Bray-Curtis gelijkenisindex van 33% naar 50% in 2002 en 2007.



Figuur 7.- Links.-MDS van de Bray Curtis gelijkenisindex matrix tussen de monsterpunten voor de dichtheden (na 4de wortel transformatie) van de dominante soorten in WAARDE 2002 en 2007. De pijlen volgen de veranderingen in soortensamenstelling op elke (vaste) monsterlocatie tussen 2002 en 2007. De ad-hoc selectie van acht locaties met 'afwijkende' soortensamenstelling tov de overige locaties is weergegeven door omgecirkelde symbolen. Rechts.-Dezelfde locaties met omcirkelde symbolen op de kaart

Het verschil tussen de soortensamenstelling in 2002 en 2007 is echter nogal zwak ($R_{ANOSIM}=0,25$) als gevolg van de aanwezigheid van acht locaties met een 'afwijkende' soortensamenstelling in beide jaren. Deze locaties liggen voornamelijk aan de zeewaartse kant van de slikken (omcirkelde symbolen aan de linkse kant op MDS grafiek en op de kaart van figuur 7); ze zijn dieper en slibarmer en met lagere bodemdieren dichtheden, biomassa en aantal soorten dan de overige monster punten (ANOVA, $p<0.01$) (Bijlage 10). Echter de relatieve veranderingen opgetreden op deze 8 locaties in term van mediaan, dichtheid, biomassa, aantal soorten en Shannon index zijn tussen 2002 en 2007 niet significant verschillend (ANOVA $P>0.05$) van die waargenomen op de overige locaties. Op dezelfde manier blijven de afstanden in termen van soortensamenstelling tussen de twee groepen van monsterpunten zo goed als gelijk in 2002 en 2007, R_{ANOSIM} 0,66 en 0,62 respectievelijk.

Over het hele gebied worden de veranderingen in soortensamenstelling van de dominante soorten voornamelijk gekenmerkt door de toename in dichtheid van een aantal soorten (SIMPER analyse, Tabel 6).

Soorten	D2002	D2007	Contrib%	Cum. %
Pygospio elegans	471.27	14037.78	13.63	13.63
Macoma balthica	287.36	2406.67	8.82	22.45
Hydrobia ulvae	43.68	1435.56	8.33	30.78
Polydora cornuta	34.48	1653.33	6.94	37.71
Heteromastus filiformis	1200	1333.33	6.69	44.4
Aphelochaeta marioni	10	1195.56	6.19	50.59
Corophium volutator	714.94	226.67	5.91	56.5
Nereis diversicolor	131.04	431.11	5.36	61.86
Scrobicularia plana	4.6	500	5.08	66.94
Streblospio shrubsolii	2.3	731.11	4.44	71.38
Crangon crangon	20.69	117.78	4.26	75.64
Cyathura carinata	114.94	160	4.19	79.83
Oligochaeta	285.06	108.89	4.09	83.92
Bathyporeia pilosa	55.17	48.89	3.69	87.61
Nereis succinea	13.79	86.67	2.88	90.48

Tabel 6: De eerste 15 soorten die voor 90% bijdragen aan het onderscheid tussen de monstercampagnes van 2002 en 2007 op de Slikken van Waarde. Dichtheden in 2002 en 2007 (ind. m⁻²) en bijdrage (% en cumulatief) in de scheiding tussen de twee monstercampagnes (uitslag van de SIMPER procedure). In vet afgedrukt de soorten met hogere gemiddelde dichtheden in 2007 tov 2002.

Alle descriptor van de totale macrofauna (dichtheid, biomassa, aantal soorten, Shannon index en soortensamenstelling) waargenomen op de Slikken van Waarde tonen een significante toename tussen 2002 en 2007. Een aantal (8) punten gelegen aan de rand van de slikken worden in beide jaren gekenmerkt door verarmde gemeenschappen tov de overige locaties. Echter de relatieve veranderingen tussen 2002 en 2007 zijn voor deze locaties niet significant verschillend dan voor de overige locaties.

3.5.-Effect meting in Waarde tov het referentie gebied

3.5.1 Sediment en totale macrofauna in Waarde en referentie gebied

Voor de vergelijking van de veranderingen in sediment en de variabelen voor de totale macrofauna in het referentie gebied met die op de slikken van Waarde is gekozen voor een beperking van de controle gegevens tot die van het MOVE project. Deze keuze is gemaakt vanwege de grotere eenduidigheid van de jaartrends berekend op basis van de monsters op vaste locaties (MOVE) dan met een gerandomiseerde bemonsteringsprogramma (BIOMON).

De vergelijking tussen de regressie hellingen berekend voor het referentie gebied (MOVE project) en voor de Slikken van Waarde (Bijlage 11) levert enkel een significant verschil ($t=5,61$, $p<0.001$) op voor de mediane korrelgrootte met een lichte afname ($-1,8 \mu\text{m j}^{-1}$) in Waarde en een toename ($+3,41 \mu\text{m j}^{-1}$) in de controle locaties.

Daarentegen tonen de descriptoren voor de totale macrofauna geen significante verschillen tussen de veranderingen waargenomen in Waarde en in het referentie gebied.

De studie van de individuele veranderingen (t_1/t_0 , j^{-1}) waargenomen op het niveau van iedere vaste locatie in Waarde en in het referentie gebied (MOVE project) wijzen op een toename van de mediane korrelgrootte in beide gebieden. Echter de toename is steiler (ANOVA $p<0.01$) in het referentie gebied ($0,4 \mu\text{m j}^{-1}$) dan in Waarde ($0,18 \mu\text{m j}^{-1}$).

De totale macrofauna dichtheid neemt ook significant sneller toe (ANOVA, $p<0.05$) in het referentie gebied dan in Waarde. De andere macrofauna variabelen laten geen verschillen zien tussen de veranderingen waargenomen in het referentie gebied en in Waarde (Tabel 7).

	Mediaan	Dichtheid	Biomassa	Aantal soorten	Shannon
Referentie	0.4 (0.12)	0.31 (0.06)	0.31 (0.06)	0.53 (0.29)	0.33 (0.19)
Waarde	0.18 (0.07)	0.27 (0.06)	0.37 (0.28)	0.5 (0.32)	0.3 (0.18)
ANOVA	$F=56,3$, $p<0.01$	$F=5,6$, $p<0.05$	$F=0,51$, $p>0,05$	$F=0,72$, $p>0,05$	$F=0,18$, $p>0.05$

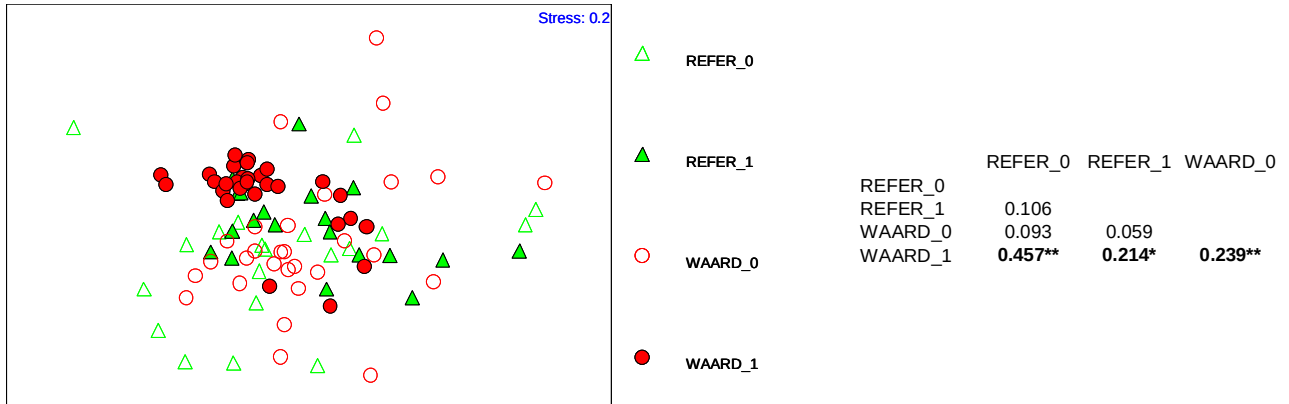
Tabel 7.- Relatieve veranderingen (gemiddelde ratio j^{-1} , SD) waargenomen voor de verschillende variabelen op vaste locaties in het referentie gebied en in Waarde. De F en p waarden van de ANOVA's zijn vermeld in de tabel.

3.5.2 Dominante soorten in Waarde en referentie gebied

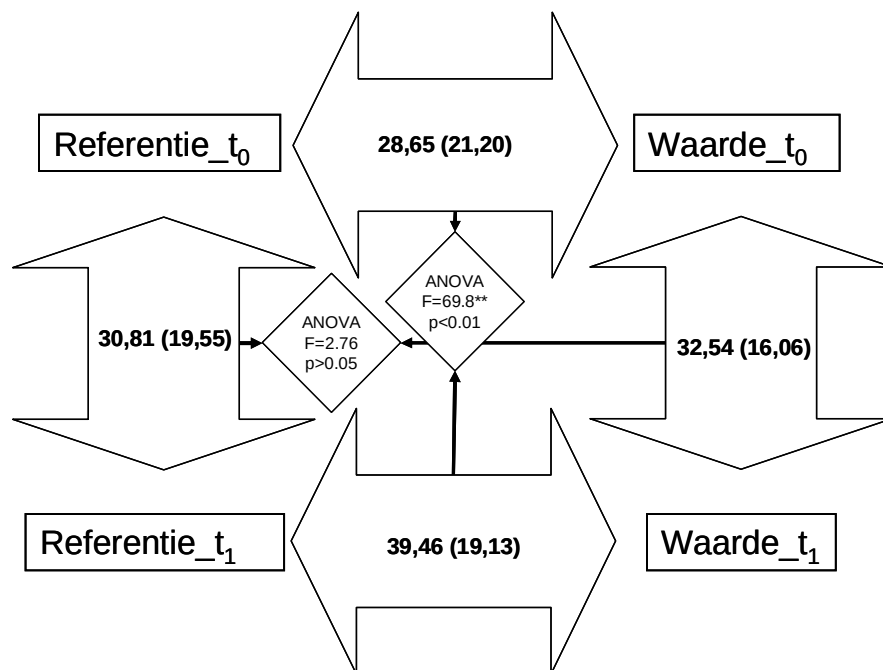
De veranderingen in de soortensamenstelling van de dominante soorten over de periode 2002-2006/2007 vertonen in het referentie gebied en in Waarde grote overeenkomsten. In beide gebieden zijn de monsterpunten van het eerste jaar voornamelijk verspreid over de buitenkant van de MDS grafiek terwijl de punten van het tweede jaar eerder geclusterd zijn in het centrum van de grafiek (Figuur 8, links). Dit betekent dat tijdens de studie periode de verschillen in de soortensamenstelling van de verschillende monsterpunten binnen elk gebied zijn afgenomen.

Een ANOSIM uitgevoerd op deze gegevens wijst op significante verschillen (Figuur 8) tussen het tweede bemonsteringsjaar in Waarde (WAARD_1) ten opzichte van de drie overige campagnes (WAARD_0, REFER_0 en REFER_1).

De waarden van de Bray-Curtis gelijkenisindex berekend tussen de waarnemingen van de verschillende campagnes zijn hieronder gebruikt voor i. het vergelijken van de veranderingen opgetreden tussen t_0 en t_1 in het referentie gebied en in Waarde, ii. het vergelijken van de verschillen tussen het referentie gebied en Waarde op t_0 en t_1 (Figuur 9).



Figuur 8.-Links-MDS van de Bray Curtis gelijkenisindex matrix tussen de monsterpunten voor de dichtheden (na 4de wortel transformatie) van de dominante soorten in WAARDE en in het referentie gebied (REFER) in 2002 ($_0$) en op laatste bemonsteringsjaar ($_1$: 2007 voor Waarde en 2006 voor het referentie gebied). Rechts R_{ANOSIM} matrix tussen de monstergroepen.



Figuur 9.-Waarden (Gemiddelde (SD)) van de Bray Curtis gelijkenisindex berekend uit de soortensamenstelling (4de wortel getransformeerde dichtheden) van de dominante soorten tussen de vier bemonsteringscampagnes. De gelijkenisindex neemt toe naarmate de soortensamenstelling in twee campagnes meer op elkaar lijkt. De waarden van de gelijkenisindices zijn vergeleken mbv ANOVA.

De veranderingen van soortensamenstelling opgetreden tussen t_0 en t_1 in het referentie gebied en in Waarde zijn niet significant verschillend (ANOVA, $p>0,05$). Tegelijkertijd nemen de waarden van de gelijkenisindex tussen de bodemdieren gemeenschappen in

het referentie gebied en in Waarde significant toe (ANOVA, $p < 0.01$) tussen t_0 (28.65) en t_1 (39.46).

In andere woorden, i. de veranderingen tussen t_0 en t_1 zijn van vergelijkbare omvang in het referentie gebied en in Waarde en ii. de verschillen tussen de soortensamenstellingen in het referentie gebied en in Waarde nemen af tussen t_0 en t_1 .

De schijnbare tegenstrijdigheid tussen de laatste bevindingen (Afname van het verschil tussen Waarde en referentie-gebied tussen t_0 en t_1) en de uitslag van de ANOSIM (significant verschil tussen Waarde en referentie gebied op t_1 maar niet op t_0) wordt voornamelijk veroorzaakt door de verschillen in de distributie van de monsterpunten op de MDS grafiek (Figuur 8, op t_0 breed verspreid, op t_1 geclusterd) en de invloed daarvan op het onderscheidende vermogen van de ANOSIM.

Door de brede verspreiding van de locaties kan de ANOSIM op t_0 geen onderscheid vinden tussen de twee gebieden, terwijl door de clustering er wel een onderscheid gemaakt kan worden op t_1 .

Parallel aan hun clustering zijn de punten van het referentie gebied en van Waarde ook dichter bij elkaar komen te liggen op t_1 dan op t_0 . Daardoor nemen de waarden van de gelijkenisindex toe tussen t_0 en t_1 .

De verschillen tussen de veranderingen in het referentie gebied en op de Slikken van Waarde tussen t_0 en t_1 , blijven vooral beperkt tot de mediane korrelgrootte (tragere stijging dan wel daling in Waarde) en de totale macrofauna dichtheid (tragere toename in Waarde). Significante verschillen zijn ook waargenomen tussen de soortensamenstelling in Waarde op t_1 tov. de andere monstercampagnes. Echter de veranderingen waargenomen in Waarde en in het referentie gebied verschillen tussen 2002 en 2007 niet significant van elkaar - de veranderingen tijdens de studie periode leiden zelfs tot een verhoging van de gelijkenis tussen de twee gebieden.

4. Discussie

Relaties tussen de bodemdieren en hun omgeving

Uit de huidige analyse komt de sterke controle van de bodemdierengemeenschap door omgevingsfactoren zoals de elevatie en de mediane korrelgrootte duidelijk naar voren. Alle descriptoren van de bodemdieren gemeenschap tonen een strak verband met die variabelen. Bovendien wijst de sterke negatieve relatie tussen de hoogteligging (elevatie) en de sediment samenstelling (hoe dieper hoe grover) duidelijk op de hydrodynamica als een veel verklarende factor voor de macrofauna in de Westerschelde. De sterke top-down controle van de macrofauna in de Westerschelde was reeds duidelijk aangetoond door de logistische modellen van Ysebaert et al. (2002) waarmee verspreidings-patronen van individuele soorten gesimuleerd konden worden op basis van een set aan omgevingsvariabelen (zoutgehalte, stroomsnelheid, diepte en sediment samenstelling).

Ontwikkelingen in de Westerschelde en in Waarde

Een schatting van de autonome ontwikkelingen in de Westerschelde is verkregen uit de waarnemingen in het referentiegebied. Daaruit blijkt het Oostelijke deel van de Westerschelde onderhevig te zijn aan omvangrijke veranderingen met een lichte stijging van de mediane korrelgrootte vergezeld van een toename in bodemdieren dichtheid, biomassa en aantal soorten. Deze verrijking van de bodemdieren gemeenschap zou een gevolg kunnen zijn van de verbetering van de leefomstandigheden in dit gedeelte van de Westerschelde zoals beschreven door Soeatert et al. (2004). Deze auteurs beschrijven inderdaad een overweldigende toename van de zuurstof concentraties sinds de jaren negentig in het water dat vanuit België het estuarium binnen stroomt. De globale klimaat verandering is ook een mogelijke verklaring voor het verrijken van de bodemdieren gemeenschappen als gevolg van milde winters.

Huidige effectmeting en onzekerheden

Uit onze observaties tijdens de eerste monstercampagne (t_0) die vlak na de aanleg van de dammen gebeurde, bleek het studiegebied reeds behoorlijk aangeslibd te zijn. De zogenaamde t_0 situatie was dus al een tussenstadium dat duidelijk onder de invloed van de dammen zat, en dus geen echte t_0 meting. Directe veldobservaties wijzen inderdaad op de radicale verandering in morfologische facies na de aanleg van de dammen van sterk erosief (blootgestelde veenlagen) tot accumulatief (opeengehoopt sediment). Daarbij moet ook opgemerkt worden dat het jaar verschil tussen de laatste bemonsteringscampagnes in het referentie gebied (2006) en in Waarde (2007) van invloed zou kunnen zijn op de huidige waarnemingen. Bovendien, de overweldigende autonome ontwikkeling in het studiegebied en het ontbreken van een doordacht controlegebied (het huidige referentie gebied werd *ad-hoc* gekozen) maken het bespeuren van de specifieke effecten van de dammen op hun omgeving bijzonder moeilijker. Daardoor moeten de conclusies van deze rapportage mbt de effecten van de dammen op de bodemdieren met de uiterste zorgvuldigheid beschouwd worden.

Bijvoorbeeld het feit dat de bodemdieren gemeenschappen op de Slikken van Waarde op t_1 meer op die van het referentie gebied lijken dan op t_0 zou een gevolg kunnen zijn van het uitstel van de ' t_0 ' bemonstering tot na aanleg van de dammen. Op t_0 heeft mogelijk de net opgestarte opslibbing op Waarde een tijdelijk sterk effect op de bodemfauna gehad.

5. Conclusie en aanbevelingen

De waarnemingen wijzen op de sterke overeenkomsten tussen de ontwikkelingen over de studie periode en de ecologische status van de laatste bemonsteringscampagne in het referentie gebied en in Waarde. Daaruit zou kunnen worden geconcludeerd op het beperkte effect van de dammen op de bodemdierengemeenschap en hun leefomgeving op de Slikken van Waarde. Directe veldobservaties van een radicale verandering in morfologische facies na de aanleg van de dammen van sterk erosief (blootgestelde veenlagen) tot accumulatief (opeengehoopt sediment) wijzen echter op een significant effect van de dammen op hun omgeving. De tegenstrijdigheid tussen die veldobservaties en de monstergegevens is vermoedelijk te wijten aan het feit dat de eerste monstercampagne pas na de aanleg van de dammen uitgevoerd werd.

Een zuiverder BACI design had het onderscheidende vermogen van de huidige studie kunnen vergroten. Dit betekent wel dat er vooraf (voor de werkzaamheden) al een gericht t_0 bemonstering had moeten plaats vinden, zowel in het testgebied als in een referentie gebied. De keuze van het referentiegebied had dan gemaakt moeten worden op basis van bestaande kennis (monitoring), mogelijk aangevuld met een steekproef ter bevestiging van de vergelijkbaarheid van proefgebied en referentie. Daarenboven zou voor een robuuste bepaling van het effect, rekening houdende met de grote temporele variatie van het systeem, op meer dan één tijdstip na de werkzaamheden bemonsterd moeten worden.

De bijzondere veranderingen in de bodemdieren gemeenschappen beschreven in de huidige rapportage zou een gevolg kunnen zijn van habitatverbetering en/of globale klimaat verandering. Een zodanige snelle verandering kan grote gevolgen hebben voor de definitie van de ecotopen die worden gebruikt bij het beoordelen van de ecologische status van het estuarium zoals voorgeschreven door de Europese kaderrichtlijn. Zonder eenduidige antwoorden mbt de oorzaken van de waargenomen veranderingen in het estuarium kan geen consistent waterbeheer gevoerd worden; daarvoor zijn aanvullende studies vereist.

6. Referenties

Sisttermans, W.C.H., Hummel, H., Bergmeijer, M.A., Dek, L., Dekker, A., van Hoessel, O.J.A., Markusse, M.M. (2007). Het macrobenthos van de slikken van Waarde in het voorjaar van 2002. Report, Monitor Taskforce Publication Series 2007 - 07

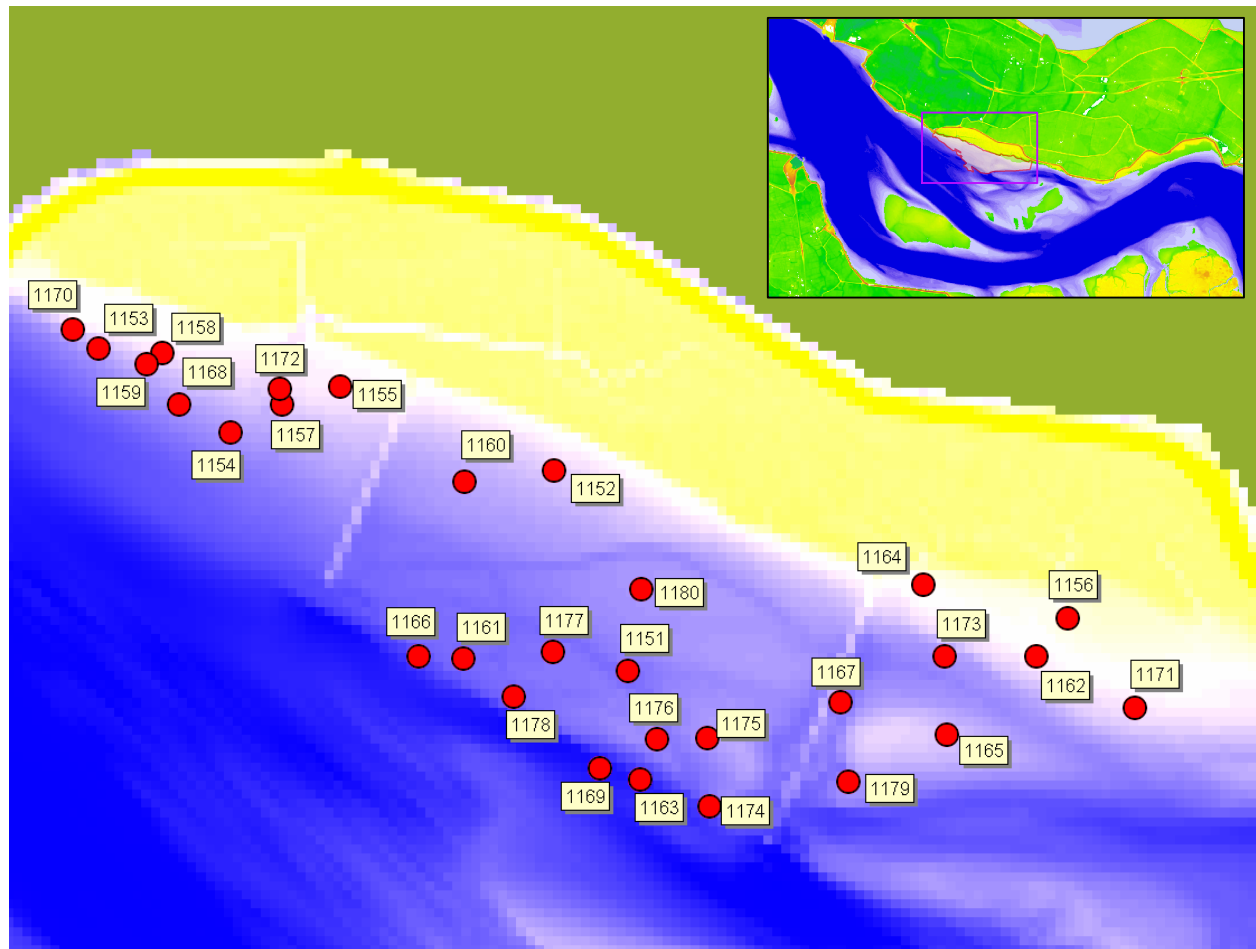
Soetaert K, Middelburg JJ, Heip CHR, Meire P, Van Damme S, Maris T (2004) Long term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt Estuary. *Limnol. Oceanogr.*, 51(1, part 2), 2006, 409–423

Ysebaert T, Meire P, Herman PMJ, Verbeek H 2002 Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Mar Ecol-Prog Ser* 225:79-95

Zar J.H. 1996 Biostatistical Analysis, Prentice Hall Int. Usa, 3rd Ed.661.pp

BIJLAGEN

Bijlage 1.- Coördinaten van de Monsterlocaties in het studie gebied (project WAARDE)



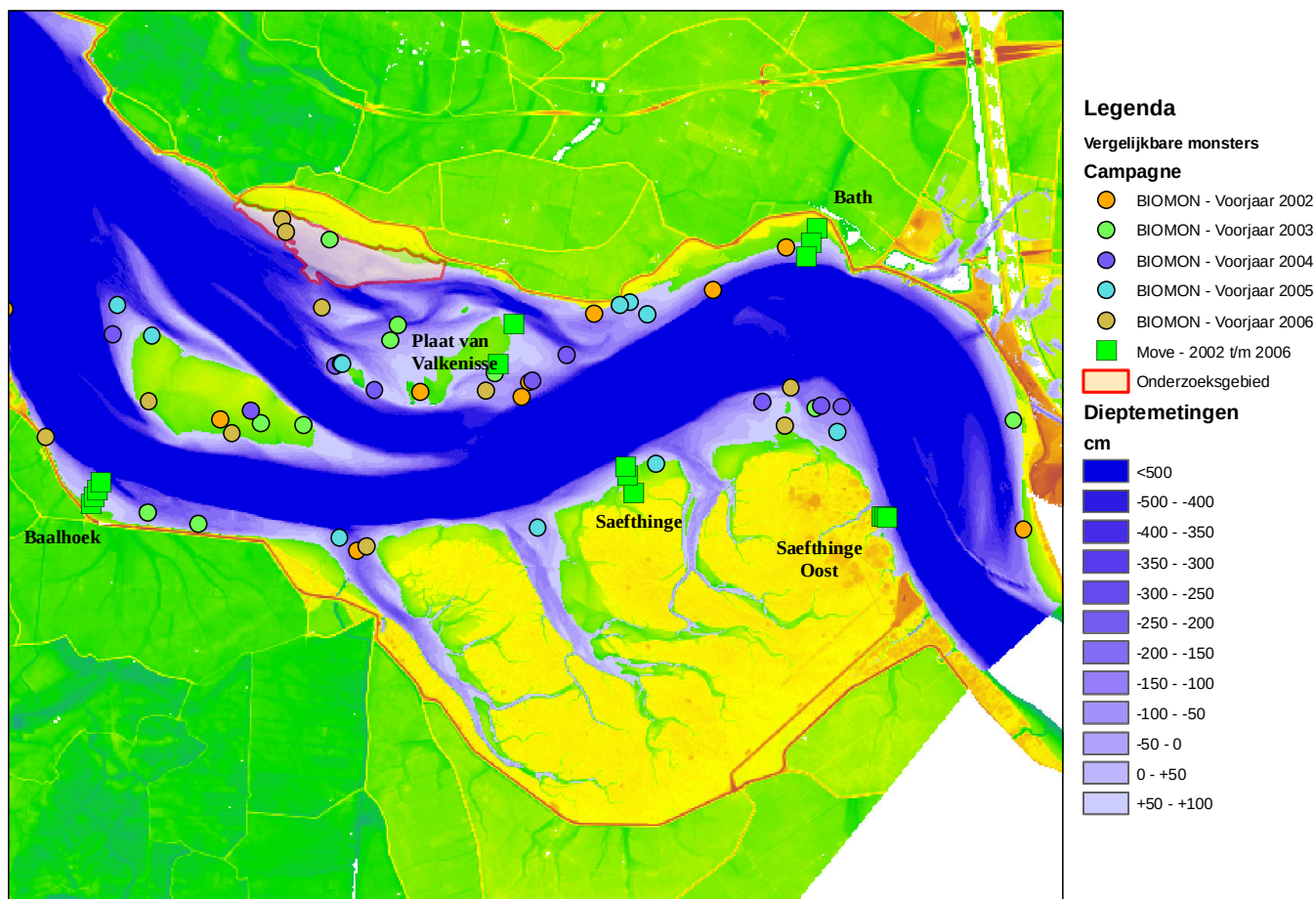
Kaart met de monsterlocaties in het studiegebied (Slikken van Waarde)

Project	Monster	2002	2007
WAARDE	1151	X:65394 Y:379788	
WAARDE	1152	X:65234 Y:380227	
WAARDE	1153	X:64236 Y:380493	
WAARDE	1154	X:64526 Y:380310	
WAARDE	1155	X:64767 Y:380411	
WAARDE	1156	X:66356 Y:379903	
WAARDE	1157	X:64638 Y:380370	
WAARDE	1158	X:64377 Y:380484	
WAARDE	1159	X:64343 Y:380460	
WAARDE	1160	X:65038 Y:380202	
WAARDE	1161	X:65036 Y:379815	
WAARDE	1162	X:66288.01 Y:379820	
WAARDE	1163	X:65423 Y:379551	X:65473.72 Y:379606.06
WAARDE	1164	X:66041.01 Y:379976	
WAARDE	1165	X:66092.01 Y:379650	
WAARDE	1166	X:64937.01 Y:379821	X:64984.74 Y:379835.41
WAARDE	1167	X:65860 Y:379720	X:65871.08 Y:379706.63

Project	Monster	2002	2007
WAARDE	1168	X:64414.01 Y:380371	
WAARDE	1169	X:65333.01 Y:379576	
WAARDE	1170	X:64180.01 Y:380534	
WAARDE	1171	X:66505.01 Y:379708	
WAARDE	1172	X:64634 Y:380406	
WAARDE	1173	X:66087.01 Y:379820	
WAARDE	1174	X:65573 Y:379493	
WAARDE	1175	X:65568.01 Y:379642	
WAARDE	1176	X:65458.01 Y:379638	
WAARDE	1177	X:65230 Y:379831	
WAARDE	1178	X:65145.01 Y:379732	
WAARDE	1179	X:65877.01 Y:379545	X:65886.74 Y:379608.06
WAARDE	1180	X:65424 Y:379968	

Coördinaten van de Monsterlocaties in het studie gebied (project WAARDE) bemonsterd in 2002 en 2007. Op vier van de in 2002 bezochte locaties (1163, 1166, 1167, 1179) was de bemonstering niet uitvoerbaar vanwege een landwaarts verschuiving van de geul. Voor die punten is de monsterlocatie in 2007 landinwaarts (17 à 74 m) ten opzicht van 2002 verschoven.

Bijlage 2 Ligging en coördinaten van de monsterlocaties uit projecten BIOMON en MOVE



Ligging en coördinaten van de monsterlocaties uit projecten BIOMON en MOVE gebruikt als referenties voor het beoordelen van de autonome ontwikkelingen bij de bodemdieren tijdens de studie periode. Locaties zijn (binnen elk deelgebied/dieptestratum) random gekozen in BIOMON (elk jaar een nieuwe locatie) terwijl vaste locaties waren gehanteerd door de jaren heen in het MOVE project.

Project	Monster	2002	2003	2004	2005	2006
BIOMON	1131	X:60633 Y:379108	X: 62708 Y: 376168	X: 71574 Y: 377759	X: 65466 Y: 375800	X: 65215 Y: 379130
	1132	X:75340 Y:375926	X: 67714 Y: 378173	X: 65968 Y: 377937	X: 62259 Y: 379160	X: 64636 Y: 380399
	1133	X:70854 Y:379376	X: 64946 Y: 377435	X: 62194 Y: 378744	X: 69656 Y: 379205	X: 62717 Y: 377769
	1134	X:68204 Y:378051	X: 63429 Y: 375994	X: 72718 Y: 377697	X: 69913 Y: 379026	X: 61227 Y: 377253
	1135	X:66633 Y:377899	X: 66208 Y: 378647	X: 72422 Y: 377706	X: 69518 Y: 379154	X: 63909 Y: 377313
	1136	X:65723 Y:375612	X: 65327 Y: 380099	X: 65406 Y: 378293	X: 62758 Y: 378723	X: 65866 Y: 375685
	1137	X:68101 Y:377833	X: 75190 Y: 377493	X: 68742 Y: 378440	X: 72648 Y: 377330	X: 64698 Y: 380211
	1138	X:69142 Y:379034	X: 72332 Y: 377671	X: 64190 Y: 377636	X: 68331 Y: 375939	X: 71888 Y: 377416
	1139	X:63751 Y:377505	X: 66311 Y: 378877	X: 65489 Y: 378324	X: 65508 Y: 378308	X: 71985 Y: 377971
	1140	X:71913 Y:379992	X: 64336 Y: 377451	X: 68252 Y: 378064	X: 70029 Y: 376867	X: 67584 Y: 377926
MOVE	121	X:72360.6 Y:380271.6		Bath		
	122	X:72278.49 Y:380046.5				
	123	X:72205.87 Y:379846.4				
	541	X:67755.52 Y:378312.6		Plaat van Valkennisse Oost		
	543	X:67979.38 Y:378879.8				

Proiect	Monster	2002	2003	2004	2005	2006
	551	X:61881.77 Y:376295.8		Baalhoek		
	552	X:61924.08 Y:376386.3				
	553	X:61968.43 Y:376481.5				
	554	X:62021.32 Y:376594.8				
	571	X:69708.9 Y:376440.5		Saefthinge		
	572	X:69628.97 Y:376698.5				
	573	X:69590.38 Y:376822.7				
	591	X:73295.98 Y:376106.5		Saefthinge Oost		
	592	X:73336.14 Y:376104				
	593	X:73371.38 Y:376103.4				

Bijlage 3 Taxonomische eenheden zonder identificatie tot op soortenniveau

Klasse	Onderscheiden taxon	Freq%
Amphipoda	Corophium sp.	3,24
Amphipoda	Bathyporeia sp.	0,96
Amphipoda	Caprellidae	0,07
Amphipoda	Gammaridae	0,07
Amphipoda	Gammaridae	0,07
Bivalvia	Bivalvia	1,75
Bivalvia	Ensis sp.	0,07
Bivalvia	Tellinacea	0,07
Decapoda	Brachyura	0,14
Decapoda	Crangon sp.	0,07
Decapoda	Decapoda	0,07
Decapoda	Mysidacea	0,07
Mysidacea	Mysidacea	0,07
Nemertea	Nemertea	0,62
Oligochaeta	Oligochaeta	4,14
Polychaeta	Nereis sp.	3,31
Polychaeta	Eteone sp.	2,89
Polychaeta	Marenzelleria sp.	0,76
Polychaeta	Spionidae	0,62
Polychaeta	Polydora sp.	0,55
Polychaeta	Arenicola sp.	0,21
Polychaeta	Nephtys sp.	0,14
Polychaeta	Spio sp.	0,14
Polychaeta	Malacoceros sp.	0,07
Polychaeta	Scolecipis sp.	0,07

Lijst van de taxonomische eenheden waarvoor geen identificatie tot op soortenniveau mogelijk was samen de bijbehorende taxonomische klasse en treffrequentie in de huidige dataset.

Bijlage 4 Taxonomische eenheden met identificatie tot op soortenniveau

Klasse	Onderscheiden taxon	Freq%
Amphipoda	<i>Corophium volutator</i>	5,31
Amphipoda	<i>Bathyporeia pilosa</i>	4,55
Amphipoda	<i>Corophium arenarium</i>	1,59
Amphipoda	<i>Corophium multisetosum</i>	0,62
Amphipoda	<i>Haustorius arenarius</i>	0,41
Amphipoda	<i>Urothoe poseidonis</i>	0,21
Amphipoda	<i>Bathyporeia elegans</i>	0,14
Amphipoda	<i>Bathyporeia sarsi</i>	0,14
Amphipoda	<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	0,07
Bivalvia	<i>Macoma balthica</i>	7,03
Bivalvia	<i>Scrobicularia plana</i>	1,93
Bivalvia	<i>Aphelochaeta marioni</i>	1,86
Bivalvia	<i>Mya arenaria</i>	0,62
Bivalvia	<i>Cerastoderma edule</i>	0,41
Bivalvia	<i>Petricola pholadiformis</i>	0,07
Decapoda	<i>Crangon crangon</i>	3,93
Decapoda	<i>Carcinus maenas</i>	0,14
Gastropoda	<i>Hydrobia ulvae</i>	5,44
Gastropoda	<i>Assiminea grayana</i>	0,07
Isopoda	<i>Cyathura carinata</i>	6,89
Isopoda	<i>Eurydice pulchra</i>	0,28
Mysidacea	<i>Neomysis integer</i>	0,14
Mysidacea	<i>Gastrosaccus spinifer</i>	0,07
Polychaeta	<i>Heteromastus filiformis</i>	9,65
Polychaeta	<i>Pygospio elegans</i>	9,24
Polychaeta	<i>Nereis diversicolor</i>	7,51
Polychaeta	<i>Polydora cornuta</i>	2,62
Polychaeta	<i>Streblospio shrubsolii</i>	2,07
Polychaeta	<i>Aphelochaeta marioni</i>	1,86
Polychaeta	<i>Nereis succinea</i>	1,72
Polychaeta	<i>Spio martinensis</i>	0,76
Polychaeta	<i>Capitella capitata</i>	0,62
Polychaeta	<i>Manayunkia aestuarina</i>	0,28
Polychaeta	<i>Scolecopsis squamata</i>	0,28
Polychaeta	<i>Arenicola marina</i>	0,21
Polychaeta	<i>Spio goniocephala</i>	0,21
Polychaeta	<i>Spiophanes bombyx</i>	0,21
Polychaeta	<i>Polydora ciliata</i>	0,14
Polychaeta	<i>Scoloplos armiger</i>	0,14
Polychaeta	<i>Boccardiella ligérica</i>	0,07
Polychaeta	<i>Marenzelleria viridis</i>	0,07
Polychaeta	<i>Nephtys cirrosa</i>	0,07
Polychaeta	<i>Phyllodoce mucosa</i>	0,07
Polychaeta	<i>Polydora caeca</i>	0,07
Polychaeta	<i>Psammodrillus</i>	0,07

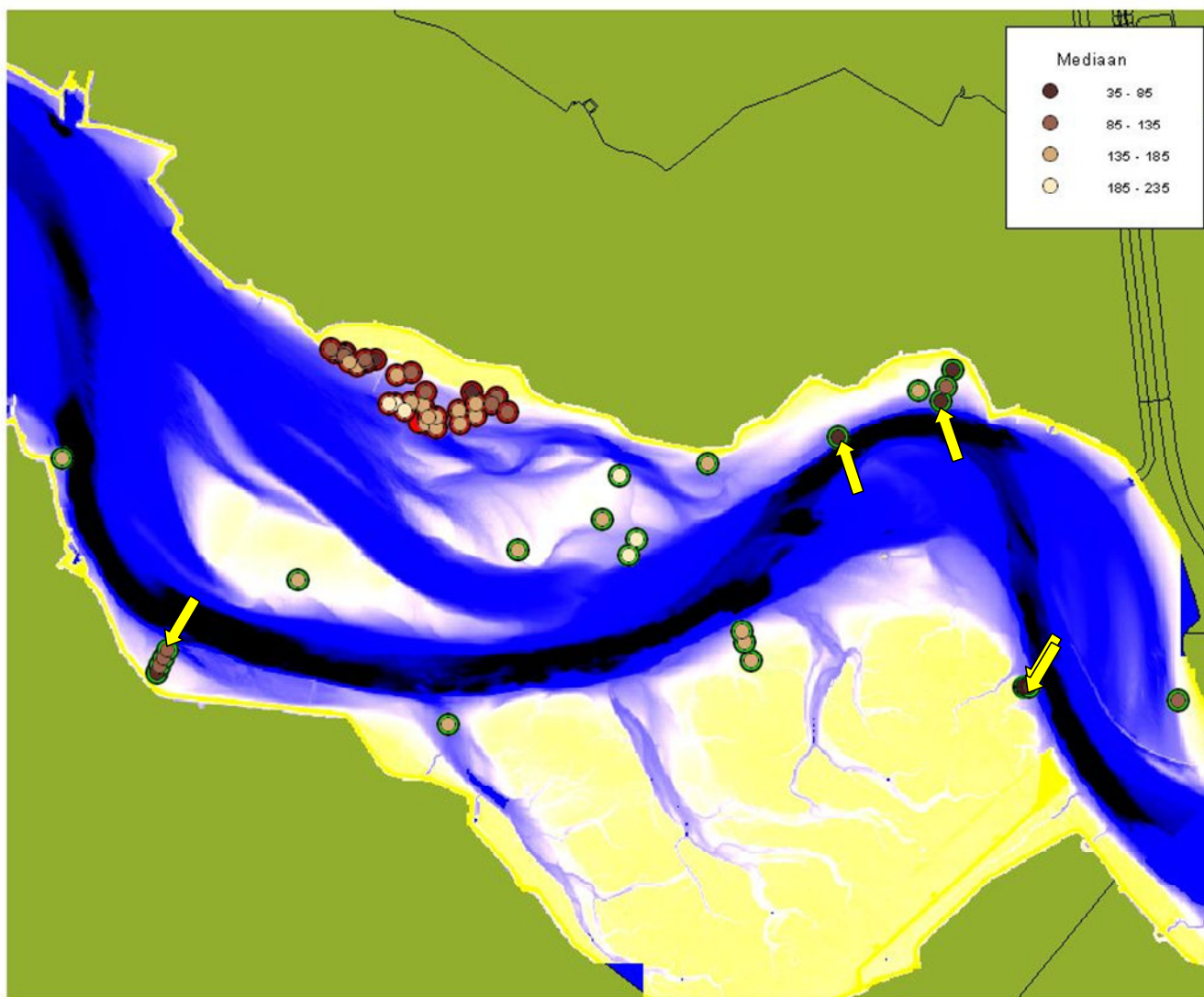
Lijst van de taxonomische eenheden waarvoor een identificatie tot op soortenniveau mogelijk was en de bijbehorende taxonomische klasse en treffrequentie in de huidige dataset.

Bijlage 5 Lijst van de 35 dominante soorten gebruikt de in analyse van de soortensamenstelling

Klasse	Soortnaam	Frequentie	Dichtheid	Biomassa
Amphipoda	Corophium volutator	41.62	458.53	247.96
	Bathyporeia pilosa	35.68	287.43	63.78
	Corophium arenarium	12.43	22.05	8.07
	Corophium multisetosum	4.86	49.73	18.11
	Haustorius arenarius	3.24	3.96	6.23
	Urothoe poseidonis	1.62	0.68	0.40
	Bathyporeia elegans	1.08	2.52	0.70
Bivalvia	Macoma balthica	55.14	484.63	1237.91
	Scrobicularia plana	15.14	85.19	496.30
	Mya arenaria	4.86	2.89	19.11
	Cerastoderma edule	3.24	2.31	37.26
	Petricola pholadiformis	0.54	1.08	4.24
Decapoda	Crangon crangon	30.81	59.62	27.45
	Carcinus maenas	1.08	0.59	18.47
Gastropoda	Hydrobia ulvae	42.70	455.39	155.27
Isopoda	Cyathura carinata	54.05	241.21	115.73
	Eurydice pulchra	2.16	3.11	1.84
Mysidacea	Gastrosaccus spinifer	0.54	0.72	2.92
Nemertea	Nemertea*	4.86	4.92	3.38
Oligochaeta	Oligochaeta*	32.43	954.59	19.80
Polychaeta	Heteromastus filiformis	75.68	1059.92	974.79
	Pygospio elegans	72.43	3864.10	271.73
	Nereis diversicolor	58.92	278.58	1383.85
	Aphelochaeta marioni	29.19	432.31	163.00
	Polydora cornuta	20.54	286.06	20.87
	Streblospio shrubsolii	16.22	249.85	25.71
	Nereis succinea	13.51	25.48	192.62
	Spio martinensis	5.95	3.89	0.50
	Capitella capitata	4.86	18.92	1.47
	Manayunkia aestuarina	2.16	51.26	2.36
	Scolecopsis squamata	2.16	2.31	5.63
	Spio goniocephala	1.62	1.44	0.30
	Spiophanes bombyx	1.62	2.17	2.49
	Arenicola marina	1.62	1.08	51.74
	Marenzelleria viridis	0.54	1.36	0.61

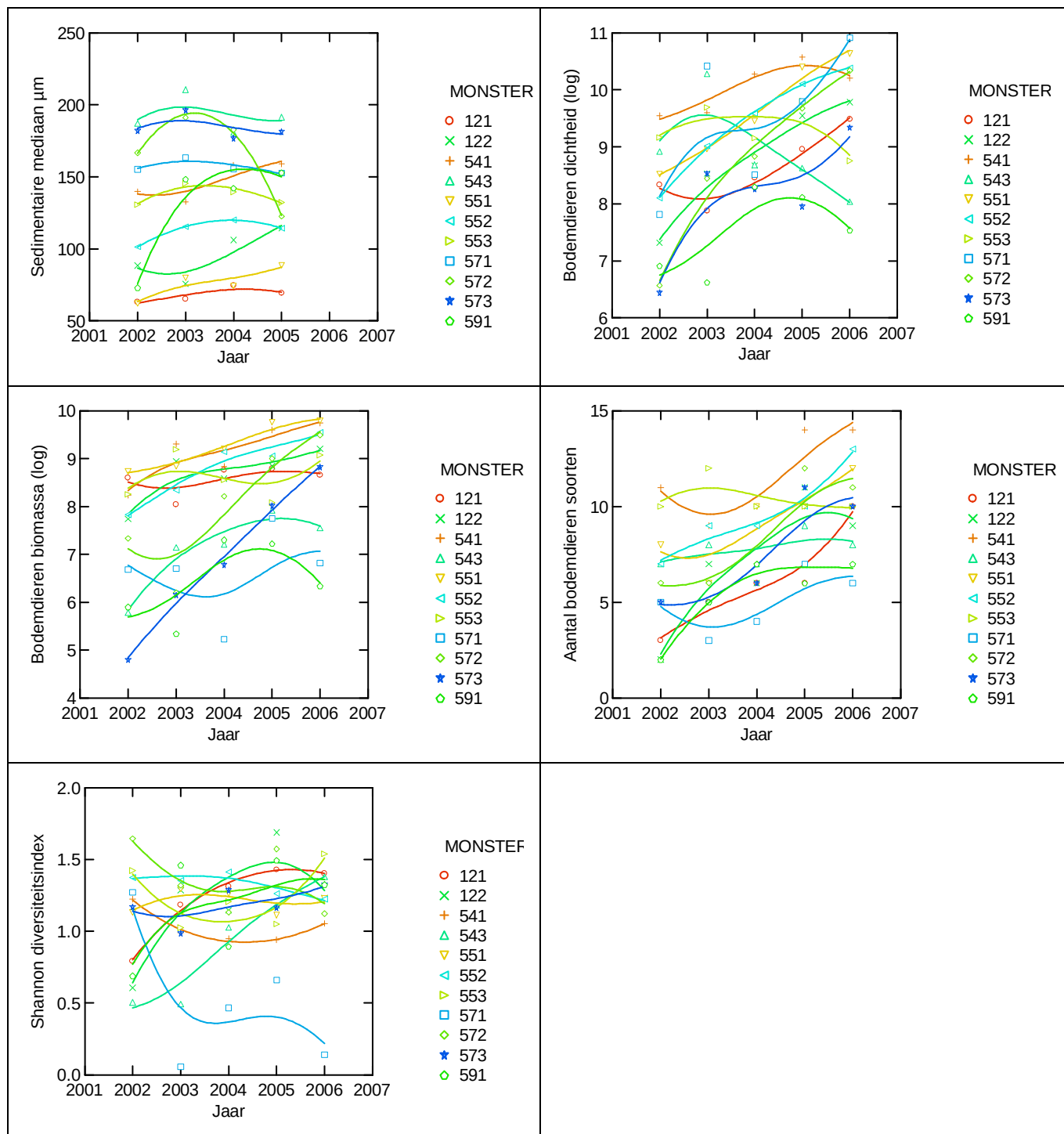
*Top tien waarden van dichtheid / biomassa zijn gearceerd

Bijlage 6 Mediane korrelgrootte gemeten op de bemonsteringspunten in 2002



Oostelijk deel van de Westerschelde met monsterlocaties en onderscheid van de locaties in Waarde/Referentie gebied (rood/groen rand) en indicatie van de sedimentaire mediane. Door gele pijlen aangewezen zijn de diepe punten uit het referentiegebied die gekenmerkt zijn door kleine mediaan waarden (slibberig).

Bijlage 7 Veranderingen op vaste locaties van het MOVE project



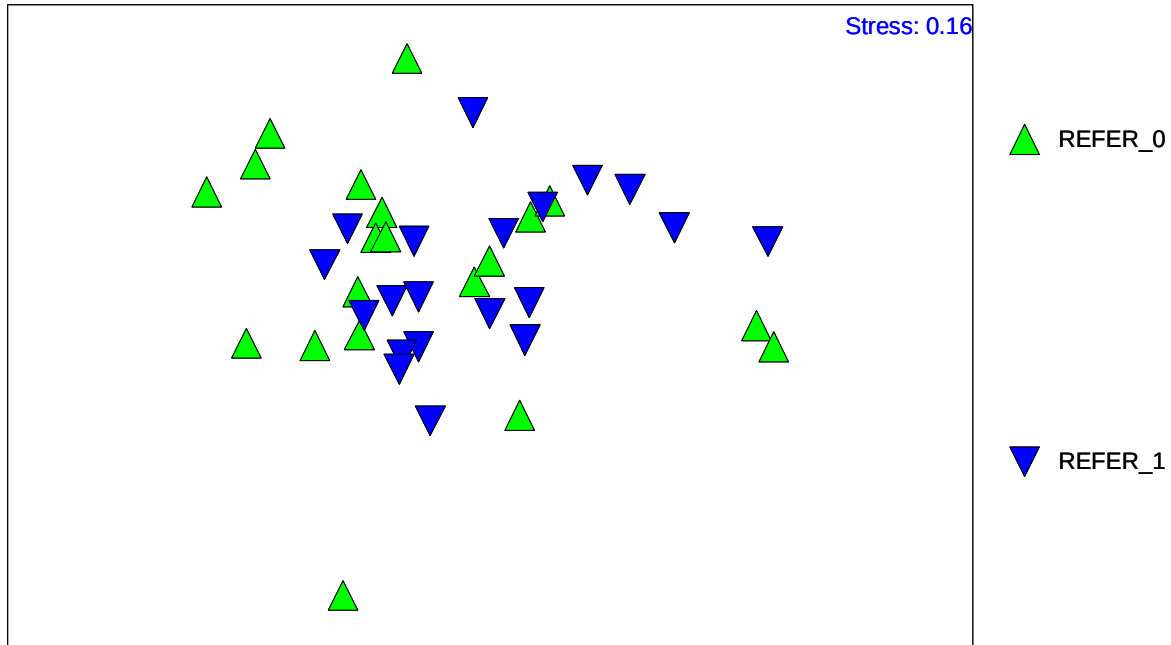
Veranderingen waargenomen door de jaren heen op de vaste locaties bemonsterd in het kader van het MOVE project mbt de sedimentair mediaan en bodemdieren dichtheid, biomassa, aantal soorten en Shannon diversiteitsindex. De waarnemingen en DWLS (met spanning 0,5) gladstrijkmethode.

Bijlage 8 Parameters van de lineaire regressie berekend voor de vaste locaties van het MOVE project als functie van de jaarnummers (0 tot 4 tussen 2002 en 2006)

Variabel	Monster	Hellin	Snijpunt	R ²
Dichtheid (log ind m ⁻²)	121	0.338	7.945	0.75
	122	0.594	7.582	0.93
	541	0.229	9.578	0.65
	543	-0.341	9.591	0.42
	551	0.566	8.462	0.97
	552	0.565	8.308	0.96
	553	-0.071	9.456	0.07
	571	0.558	8.374	0.46
	572	0.876	7.018	0.93
	573	0.521	7.063	0.6
	591	0.275	6.950	0.36
Biomass (log mg AFDW m ⁻²)	121	0.086	8.399	0.2
	122	0.284	8.097	0.64
	541	0.331	8.483	0.72
	543	0.432	6.257	0.71
	551	0.304	8.661	0.93
	552	0.414	7.954	0.91
	553	0.052	8.527	0.03
	571	0.132	6.373	0.053
	572	0.712	6.624	0.73
	573	0.992	4.930	0.99
	591	0.276	5.872	0.27
Mediaan (µm)	121	2.823	63.783	0.5
	122	10.82	79.922	0.64
	541	8.320	134.955	0.66
	543	-1.610	194.925	0.03
	551	7.364	65.184	0.74
	552	4.353	106.258	0.49
	553	-0.126	137.209	0
	571	-1.567	159.153	0.19
	572	-	187.046	0.36
	573	-2.133	187.387	0.11
	591	23.33	94.229	0.64

Variabel	Monster	Hellin	Snijpunt	R ²
Aantal soorten	121	1.500	3.000	0.87
	122	1.800	3.400	0.7
	541	1.100	9.400	0.57
	543	0.300	7.200	0.32
	551	1.200	6.800	0.69
	552	1.300	7.000	0.88
	553	-0.200	10.800	0.13
	571	0.600	3.800	0.36
	572	1.600	5.200	0.77
	573	1.600	4.200	0.77
	591	1.100	3.200	0.7
Shannon index	121	0.147	0.931	0.8
	122	0.166	0.860	0.46
	541	-0.039	1.109	0.28
	543	0.244	0.429	0.92
	551	0.001	1.205	0
	552	-0.039	1.405	0.61
	553	0.026	1.197	0.03
	571	-0.166	0.850	0.29
	572	-0.079	1.517	0.27
	573	0.049	1.089	0.34
	591	0.131	0.912	0.38

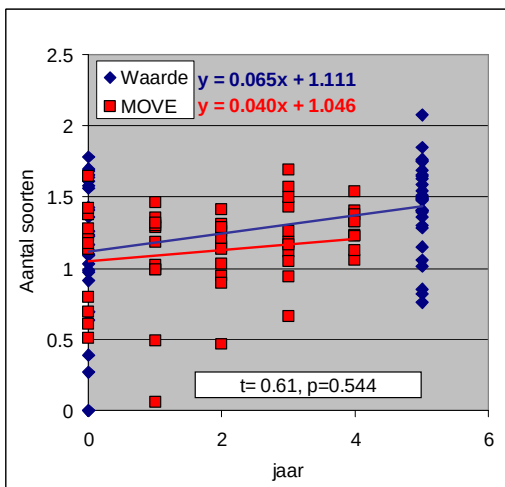
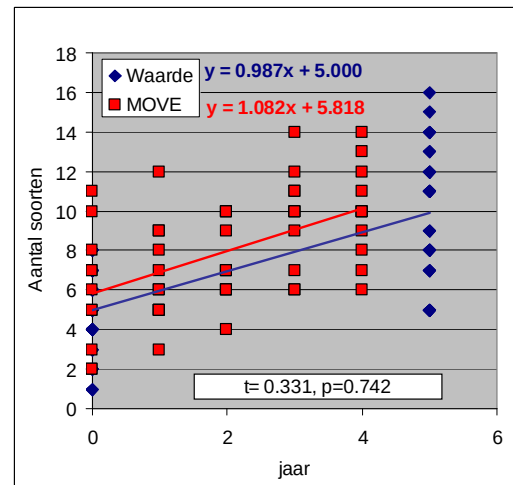
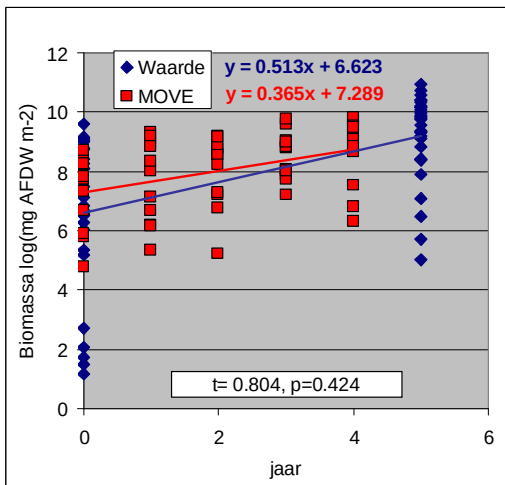
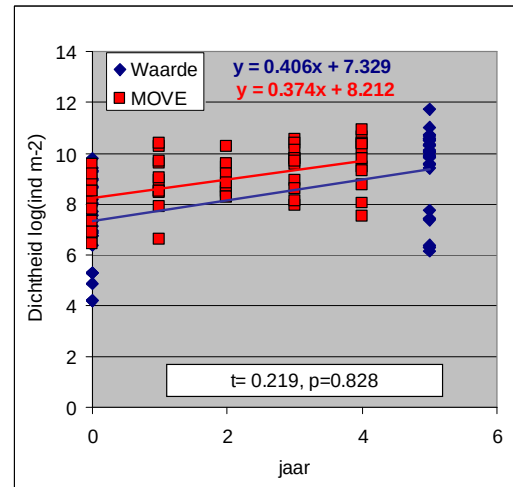
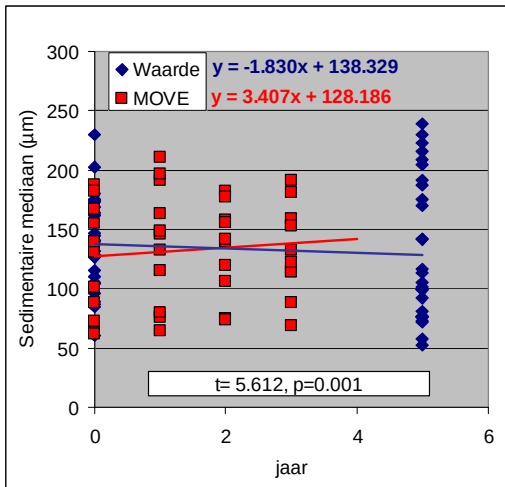
Bijlage 9.- MDS weergave van de Bray-Curtis gelijkenisindex (4de wortel getransformeerde dichtheden) van de dominante soorten waargenomen in het referentie gebied op t_0 (REF_0) en t_1 (REF_1)



Bijlage 10.- Gemiddelde waarden en standaard deviatie van de sedimentaire mediaan en de bodemdieren dichtheid, biomassa, aantal soorten en Shannon index in 2002, 2007 voor de op de MDS plan geselecteerde Waarde locaties (8) en de overige monsterpunten.

Monster groepen	Jaar	Mediaan	Dichtheid (ind m ⁻²)	Biomass (mg AFDW m ⁻²)	Aantal soorten	Shannon Index
ad hoc selectie	2002	173.1(17.1)	600.1(646.4)	256.5(365.4)	3.5(2.4)	1.0(0.6)
	2007	191.2(42.6)	5550.1(12592.3)	4203.2(5771.1)	6.9(2.5)	1.6(0.4)
overige monsters	2002	129.7(38.8)	4666.7(4734.8)	4293.4(4155.5)	5.4(2.2)	1.2(0.6)
	2007	106.7(47.4)	34015.2(24637.4)	22770.2(13626.7)	11.1(2.9)	1.4(0.3)

Bijlage 11.- Regressies tussen meetwaarden en jaartal geteld vanaf 2002 (0). De t waarde en (p) volgens de procedure in Zar (1996) zijn weergegeven in de grafieken



Bijlage 12 Meetresultaten 2007

Coördinaat (rd)	Monsternummer	1151		1152		1153		1154		1155		1156		1157		1158		1159		1160	
- x		65394		65234		64236		64526		64767		66356		64638		64377		64343		65038	
- y		379788		380227		380493		380310		380411		379903		380370		380484		380460		380202	
Mediane korrel (um)		142.12		57.34		99.79		101.14		77.01		113.97		76.67		76.47		92.21		76.38	
Slib (% < 63 um)		10.61		59.54		30.71		32.02		40.39		10.7		44.34		43.4		33.64		43.65	
Klasse	Soortnaam	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw
Bivalvia	BIVALVIA			1	0.94	1	3.76	70	0.84									112	13.59	11	0.61
Bivalvia	Cerastoderma edule			1	19.1																
Bivalvia	Ensis							1	0.02												
Bivalvia	Macoma balthica	4	111.3	7	42.18	216	37.15	22	34.52	10	140.7			77	306	154	64.4	54	139.55	7	33.27
Bivalvia	Mya arenaria																				
Bivalvia	Petricola pholadiformis																				
Bivalvia	Scrobicularia plana	47	89.82	23	187.63	15	14.27	5	150.41	49	6.66	8	0.13	28	8.02	6	12.03	6	76.58	6	19.16
Citellata	OLIGOCHAETA					7	1.48	2	0	1	0							3	0.56	2	0.12
Gastropoda	Assiminea grayana											2	2.1								
Gastropoda	Hydrobia ulvae	17	3.13	59	11.4	27	7.04	33	7.88	45	13.56	51	36.42	20	6.66	9	1.79	25	4.19	38	8.09
Malacostraca	Bathyporeia pilosa			2	0.7																
Malacostraca	BRACHYURA																				
Malacostraca	Caprellidae																				
Malacostraca	Carcinus maenas																				
Malacostraca	Corophium							1	0			2	0	1	0			2	0.31	51	5.55
Malacostraca	Corophium arenarium																				
Malacostraca	Corophium multisetosum	7	1.99							1	0.19	1	0.14								
Malacostraca	Corophium volutator			7	0.98			1	0.25											8	2.28
Malacostraca	Crangon crangon			7	2.68			2	2.61	4	2.09			2	0.17						
Malacostraca	Cyathura carinata					1	0.11			3	2.32	7	2.52	1	0.44						
PH-Nemertea	NEMERTEA			1	1.68															1	0.24
Polychaeta	Aphelocheata marioni	28	13.84	2	1.66	10	6.83	124	51.82	2	0.45			18	4.67	11	5.33	25	9.92	60	17.27
Polychaeta	Arenicola																				
Polychaeta	Capitella capitata																				
Polychaeta	Eteone	2	0.68	3	4.35	1	0.31	6	5.93	1	0.45	1	0	1	0.63	1	0.77	9	8.95	2	1.45
Polychaeta	Heteromastus filiformis	21	55.68	16	35.24	33	38.2	46	56.6	23	42.07	28	25.94	30	43.51	36	62.8	40	43.13	38	94.54
Polychaeta	Manayunkia aestuarina											63	0.88								
Polychaeta	Marenzelleria																				
Polychaeta	Nereis													1	0.33						
Polychaeta	Nereis diversicolor	1	3.52	17	149.47	10	137.73	4	67.34	31	465.61	7	23.52	15	121.28	1	0.77	7	108.31	16	0.69
Polychaeta	Nereis succinea			1	1.02	1	1.18			1	0.75	2	33.69	1	3.83	36	62.8			343	29.02
Polychaeta	Polydora																				
Polychaeta	Polydora cornuta	3	0.35	4	0.18	6	0.33	3	0.1	14	1.18	7	3.6	10	0.52						
Polychaeta	Pygospio elegans	183	12.94	171	11.96	255	20.31	121	10.52	261	20.84	746	35.55	162	14.37	64	5.4	76	6.09	8	2.77
Polychaeta	Spio goniocephala	2	0.52																		
Polychaeta	Spio martinensis																				
Polychaeta	Spiophanes bombyx																				
Polychaeta	Streblospio shrubsolei	1	0	10	0.92			2	0.4	2	0.22	8	0.59								

Monsternummer		1161		1162		1163		1164		1165		1166		1167		1168		1169		1170	
Coördinaat (rd)	- x	65036		66288.01		65474 (65423) 379606 (379551)		66041.01		66092.01		64984.74 (64937) 379835 (379821)		65871 (65860) 379707 (379720)		64414.01		65333.01		64180.01	
	- y	379815		379820		379976		379650		379650		379835 (379821)		379707 (379720)		380371		379576		380534	
	Mediane korrel (um)	169.92		116.27		207.47		105.3		191.78		230.39		99.23		98.82		223.41		72.99	
	Slib (% < 63 um)	20.04		15.19		2.01		21.29		0		15.75		30.43		32.56		2.05		48.35	
Klasse	Soortnaam	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw
Bivalvia	BIVALVIA	2	0											7	0.06	1	17.33				
Bivalvia	Cerastoderma edule																				
Bivalvia	Ensis																				
Bivalvia	Macoma balthica			7	170.7	3	16.4	5	41.09	5	97.56			17	123.36	177	26.02	2	61.8	142	95.25
Bivalvia	Mya arenaria																				
Bivalvia	Petricola pholadiformis											3	11.76								
Bivalvia	Scrobicularia plana			2	0.15									6	42.63	6	96.1			3	2.45
Citellata	OLIGOCHAETA			19	0.82			2	0.22							1	0				
Gastropoda	Assiminea grayana																				
Gastropoda	Hydrobia ulvae			19	9.36			20	5.68	4	0.74			30	6.93	47	9.14			12	2.65
Malacostraca	Bathyporeia pilosa									7	2.39							1	0.12		
Malacostraca	BRACHYURA							1	0.23												
Malacostraca	Caprellidae																				
Malacostraca	Carcinus maenas																				
Malacostraca	Corophium	46	1.12					1	0.05			17	1.46	15	1.15						
Malacostraca	Corophium arenarium					1	0.14														
Malacostraca	Corophium multisetosum									2	0.36					3	0.26				
Malacostraca	Corophium volutator	6	2.8	1	2.75							7	9.53	3	4.42						
Malacostraca	Crangon crangon			4	1.8	1	0.26	3	1.3			1	0.73	2	1.37	1	0.39			2	0.68
Malacostraca	Cyathura carinata	5	1.37	21	18.03			6	3.56			1	0.32	2	1.28						
PH-Nemertea	NEMERTEA							1	1.08	3	0.31					2	1.93				
Polychaeta	Aphelochaeta marioni													2	0.18	78	35.08			9	3.86
Polychaeta	Arenicola					1	1.44														
Polychaeta	Capitella capitata																	1	0.4		
Polychaeta	Eteone	2	0.18	1	0.06											2	0.2				
Polychaeta	Heteromastus filiformis			47	43.19	2	7.85	23	48.2	2	2.1			10	26.68	32	47.3	3	3.51	38	38.78
Polychaeta	Manayunkia aestuarina			46	0.7			32	0.48												
Polychaeta	Marenzelleria			1	4.23																
Polychaeta	Nereis	2	0.04									4	2.99								
Polychaeta	Nereis diversicolor					1	14.63	57	462.14					2	47.79	2	9.18			1	5.27
Polychaeta	Nereis succinea	6	42.7	4	81.39							18	97.62								
Polychaeta	Polydora			1	53.82							80	5.76								
Polychaeta	Polydora cornuta	505	15.88	41	3.43			1	0.04	1	0.12	26	6.55	31	0.94	7	0.2				
Polychaeta	Pygospio elegans	267	4.39	1511	106.27			273	18.56	11	0.79	51	1.27	330	22.61	191	15.56	1	0.04	11	0.68
Polychaeta	Spio goniocephala			1	0.09									1	0.22						
Polychaeta	Spio martinensis			1	0			1	0.04												
Polychaeta	Spiophanes bombyx																				
Polychaeta	Streblospio shrubsolei			108	11.44			107	10.36			1	0.07	5	0.6						

Monsternummer		1171		1172		1173		1174		1175		1176		1177		1178		1179		1180	
Coördinaat (rd)	- x	66505.01		64634		66087.01		65573		65568.01		65458.01		65230		65145.01		65886.74 (65877) 379608.06 (379545)		65424	
	- y	379708		380406		379820		379493		379642		379638		379831		379732				379968	
	Mediane korrel (um)	53.08		80.61		75.83		209.1		215.8		239.54		141.47		187.28		147.9		72.11	
	Slib (% < 63 um)	63.2		40.76		44.33		0		0		0		13.81		17.51		7.77		47.91	
Klasse	Soortnaam	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw	Aantal	Afdw
Bivalvia	BIVALVIA																			49	0.56
Bivalvia	Cerastoderma edule			1	7.5																
Bivalvia	Ensis																				
Bivalvia	Macoma balthica	6	1.59	70	120.3	14	66.92	1	0.14	3	61.96	5	2.34	32	89.68	1	1.79	1	15.9	41	76.37
Bivalvia	Mya arenaria																			1	10.3
Bivalvia	Petricola pholadiformis																				
Bivalvia	Scrobicularia plana			7	350.2	2	17.5							3	4.3					11	92.04
Citellata	OLIGOCHAETA															1	0			3	0.07
Gastropoda	Assiminea grayana																				
Gastropoda	Hydrobia ulvae	81	27.33	31	7.93	23	7	1	0.36			1	0.04	13	2.82	1	0.19			39	9.04
Malacostraca	Bathyporeia pilosa							3	0.94	2	0.71	7	1.11								
Malacostraca	BRACHYURA	1	1.3																		
Malacostraca	Caprellidae																			1	0.04
Malacostraca	Carcinus maenas									1	0.15										
Malacostraca	Corophium	12	0.88	2	0.19					1	0									15	0.72
Malacostraca	Corophium arenarium																				
Malacostraca	Corophium multisetosum					104	35.02														
Malacostraca	Corophium volutator	54	44.93			5	4.28					1	0.43	3	0.8			4	0.89		
Malacostraca	Crangon crangon	2	0.35	6	2.85	4	3.03			5	2.13					1	2.02			6	4.03
Malacostraca	Cyathura carinata	21	15.95	2	0.82	2	1.48														
PH-Nemertea	NEMERTEA																				
Polychaeta	Aphelocheata marioni			5	1.87	1	0.19									1	0.19			97	36.09
Polychaeta	Arenicola																				
Polychaeta	Capitella capitata											2	0.93	1	0.14	1	0				
Polychaeta	Eteone			4	2.33									1	0.15						
Polychaeta	Heteromastus filiformis	8	4.01	30	55.09	30	54.22	1	0.89	1	1.56	3	4.95	22	43.84	1	0.37	1	0.4	35	90.91
Polychaeta	Manayunkia aestuarina																				
Polychaeta	Marenzelleria					35	24.73							2	1.21						
Polychaeta	Nereis	1	0.15			2	0.33													1	0
Polychaeta	Nereis diversicolor	1	8.01	15	291.04	9	59.69														
Polychaeta	Nereis succinea	4	31.17			3	56.47													1	43.42
Polychaeta	Polydora																				
Polychaeta	Polydora cornuta	25	2.17	4	0.22	41	3.89			1	0.09			1	0.08					8	0.38
Polychaeta	Pygospio elegans	25	2.17	104	8.89	384	24.24	1	0	11	0.4	5	0.13	40	1.25	1	0	17	0.62	358	35.73
Polychaeta	Spio gonioccephala																				
Polychaeta	Spio martinensis																				
Polychaeta	Spiophanes bombyx																			1	0.27
Polychaeta	Streblospio shrubsolii			2	0.33	44	7.49											2	0.1	4	1.46