

Move bodemdieren

Effecten van verzuiming op de biomassa bodemdieren
in de Westerschelde 1990-2001

april 2003

Werkdocument
RIKZ/AB/2003.806X

Jeroen Wijsman



Move bodemdieren

Effecten van verzuiming op de biomassa bodemdieren
in de Westerschelde 1990-2001

april 2003

.....

Colofon

Uitgegeven door: RIKZ Middelburg

Informatie: Jeroen Wijsman
Telefoon: 0118 672235
Fax: 0118 651046

Uitgevoerd door: Jeroen Wijsman

Opmaak: Jeroen Wijsman

Datum: 17 april 2003

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	4
1 Inleiding	5
1.1 Onderzoekskader	5
1.2 Probleemstelling	5
1.3 Doel van deze rapportage	6
2 Onderbouwing hypothesen bodemdieren	8
2.1 Inleiding	8
2.2 Definitie ecotopen	9
2.2.1 Hoogte/diepte ligging	9
2.2.2 Stroomsnelheid	9
2.2.3 Geomorfologie	9
2.3 Ecotoop arealen in Westerschelde	10
2.4 Veranderingen biomassa bodemdieren	11
3 Gebruikte bodemdiergegevens	12
3.1 Inleiding	13
3.2 Bemonstering	13
3.3 Data analyse	14
3.4 Update Biomon Database	14
3.5 Samenvatting bodemdieren gegevens	14
4 Relatie ecotooptype en biomassa bodemdieren	19
4.1 Inleiding	19
4.2 Ruimtelijke verspreiding ecotopen in de Westerschelde	19
4.3 Biomassa bodemdieren per type ecotoop	21
4.4 Verandering bodemdierbiomassa volgens ecotopenbenadering	22
4.5 Validatie ecotopen	23
5 Discussie	25
5.1 Toetsing van de hypothesen	25
5.1.1 Aannames	25
5.1.2 Toetsing	25
5.2 Ecotopenbenadering	28
5.2.1 Jaarlijkse fluctuaties	29
5.2.2 Validiteit ecotopen	29
5.2.3 Bemonstering	29
5.2.4 Storend effect dominante soorten (Kokkel)	30
6 conclusies	32
7 Referenties	34

1 Inleiding

1.1 Onderzoekskader

In de zomer van 1997 is men begonnen met het verdiepen van de Westerschelde ten behoeve van de scheepvaart naar Antwerpen. Als gevolg van deze verruiming wordt het mogelijk voor schepen met een diepgang van 48 voet (14.6 meter) Antwerpen in één getij aan te lopen. Schepen met een diepgang van 43 voet (13.1) kunnen de Westerschelde in één getij afvaren en schepen met een diepgang van 38 voet (11.6) kunnen de Westerschelde op en afvaren, onafhankelijk van het getij. Voorheen was dit respectievelijk 44 voet, 40 voet en 34 voet.

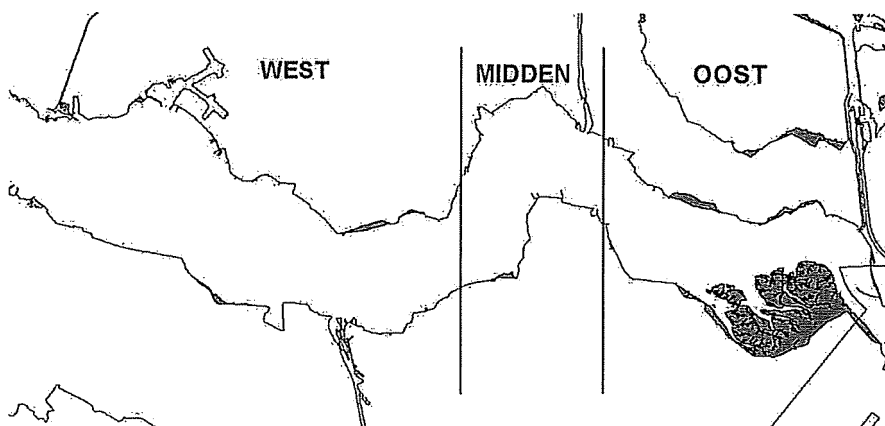
Voor deze verruiming zijn wrakken en andere obstakels verwijderd, baggerwerkzaamheden uitgevoerd en geulwanden verdedigd. Tevens worden er herstelwerken uitgevoerd om het verlies aan natuurwaarden te compenseren. Tijdens de werkzaamheden wordt circa 17 miljoen m³ zand per jaar gebaggerd. Voorheen werd er voor onderhoud van de geulen ruim 8 miljoen m³ zand per jaar gebaggerd. Na de werkzaamheden zal er in het kader van onderhoud jaarlijks nog 14 miljoen m³ zand per jaar moeten worden gebaggerd (De Jong et al. 1997). De baggerlocaties liggen vooral in het oostelijk deel van de Westerschelde, terwijl de stortlocaties zoveel mogelijk in het Westelijk deel liggen.

1.2 Probleemstelling

De verdiepingswerkzaamheden hebben invloed op de hydrologie, morfologie, chemie en biologie van de Westerschelde. Om deze omvang van deze veranderingen in kaart te brengen is het project Monitoring Verdieping Westerschelde (MOVE) opgestart. Teneinde een goede monitoring op te zetten is gebruik gemaakt van hypothesen waarin de verwachte ontwikkelingen zijn weergegeven.

Voor de bodemdieren is de Westerschelde opgedeeld in drie deelgebieden: west, midden en oost (Figuur 1). Voor ieder deelgebied is een hypothese opgesteld (De Jong et al. 1997) die een voorspelling doet over de te verwachte biomassa aan bodemdieren in het jaar 2021.

Figuur 1:
Onderverdeling Westerschelde in de
systeemdelen west, midden en oost



E6: De jaargemiddelde biomassa aan bodemdieren op platen, slikken en in de ondiepwater gebieden in het Westelijk deel van de Westerschelde zal ca. 5% toenemen.

De oorspronkelijke gedachte achter deze hypothese is, dat de forse uitbreiding van het laagdynamisch intergetijdengebied (dat rijk is aan bodemdieren) aan de ene kant en de sterke afname van het ondiepwatergebied (dat minder rijk is aan bodemdieren) aan de andere kant, resulteren in een geringe toename van de totale (jaargemiddelde) biomassa aan bodemdieren.

E7: De jaargemiddelde biomassa aan bodemdieren op platen, slikken en in de ondiepwater gebieden in het midden deel van de Westerschelde zal met ca 20% toenemen.

De oorspronkelijke gedachte achter deze hypothese is, dat er naast de geringe uitbereiding van het intergetijdengebied (dat rijk is aan bodemdieren) er tevens een verschuiving plaatsvindt binnen dit intergetijdengebied van hoogdynamisch (dat relatief arm is in bodemdieren) naar laagdynamisch, hooggelegen intergetijdengebied (dat relatief rijk is aan bodemdieren). De toename in bodemdieren compenseert ruimschoots voor het verlies aan bodemdieren door de sterke afname van het ondiepwater gebied (dat minder rijk is aan bodemdieren) waardoor de totale (jaargemiddelde) biomassa aan bodemdieren zal toenemen.

E8: De jaargemiddelde biomassa aan bodemdieren op platen, slikken en in de ondiepwater gebieden in het oostelijk deel van de Westerschelde zal met ca 10% toenemen.

De oorspronkelijke gedachte achter deze hypothese is, dat de verschuiving binnen het intergetijdengebied van hoogdynamisch (dat relatief arm is aan bodemdieren) naar laagdynamisch hooggelegen (dat rijk is aan bodemdieren) ruimschoots compenseert voor het verlies aan bodemdieren door de sterke afname van het ondiepwater gebied (dat minder rijk is aan bodemdieren). Hierdoor zal de totale (jaargemiddelde) biomassa aan bodemdieren toenemen.

Deze hypothesen zijn gebaseerd op de verwachte veranderingen in ecotoop arealen. Een belangrijke aanname hierbij is dat de biomassa op een bepaalde locatie wordt bepaald door het type ecotoop en dat deze biomassa niet veranderd in de tijd. Nulontwikkeling, dit zijn de verwachte ontwikkelingen in het systeem als de verruiming van 1997/1998 niet had plaatsgevonden, zijn impliciet meegenomen middels de verwachte veranderingen in ecotooparealen.

1.3 Doel van deze rapportage

Sinds de hypothesen zijn geformuleerd zijn er meer gegevens beschikbaar over bodemdierbestanden in de Westerschelde. Tevens is er een nieuwe ecotopenkaart beschikbaar en zijn er nieuwe inzichten gekomen in de ecotopen indeling voor de Westerschelde.

Het doel van dit rapport is het toetsen en aanscherpen van bovengenoemde hypothesen op basis van deze nieuwe informatie. Hiertoe zullen de bodemdiergegevens voor de Westerschelde over de periode 1990 tot 2001 worden geanalyseerd. Er zal worden gekeken in hoeverre de veranderingen, zoals gesteld in de hypothesen, terug zijn te vinden in de gegevens. Hiertoe zullen de bodemdiergegevens worden gerelateerd aan de ecotopen kaarten die beschikbaar zijn voor 1996 en 2001. Waar nodig zullen de hypothesen worden bijgesteld.

1.4 Dankwoord

Hierbij wil ik Herman Hummel, Wil Sijmans en Tom Ysebaert (NIOO-CEME) danken voor het beschikbaar stellen van de gegevens uit de NIOO/CEME Benthos Informatie Systeem database.

2 Onderbouwing hypothesen bodemdieren

2.1 Inleiding

De bodemdiergemeenschap (dieren die in en op de bodem leven) bestaat uit een grote diversiteit aan organismen, variërend van het microscopisch kleine microbenthos en meiobenthos tot het grotere macrobenthos en megabenthos. De hypothesen met betrekking tot bodemdieren richten zich op het macrobenthos (bodemdieren die achterblijven op een zeef met een maaswijdte van 1 mm). Deze groep bodemdieren wordt kwantitatief bemonsterd binnen het reguliere Biologische Monitoring Programma van de zoute rijkswateren in het kader van MWTL (NIOO-CEME Benthos Informatie Systeem, W.C.H. Sistermans en H. Hummel). Overall waar we de term bodemdieren gebruiken in dit document wordt bedoeld macrobenthos.

Bodemdieren zijn een belangrijke schakel binnen het estuariene voedselweb. Een belangrijk deel van de primaire productie bereikt via het macrobenthos de hogere trofische niveaus. Zo is macrobenthos een belangrijke voedselbron voor kreeftachtigen, vissen en vogels. Voor de Westerschelde is er een duidelijke relatie aangetoond tussen het aantal benthivore vogels en de massa beschikbaar benthos op getijdenplaten (Ysebaert & Herman 2003). Naast deze rol als voedselbron heeft macrobenthos een belangrijke rol in het opruimen en afbreken van organisch materiaal (resten van algen en bacteriën). Ongeveer 15-20% van de totale afbraak van organisch materiaal in de zeebodem komt voor rekening van bodemdieren. Daarnaast stimuleren de bodemdieren via ondermeer bioturbatie (het mengen van de bodem door graven van gangenstelsels) de bacteriële afbraak van organisch materiaal.

Bodemdieren zijn, net als andere organismen, afhankelijk van hun leefomgeving. Vooral bodemdieren, die veelal min of meer vast zitten in of op de zeebodem, zijn sterk afhankelijk van de lokale omgevingscondities zoals diepte, dynamiek, zoutgehalte, bodemsamenstelling, etc. Deze leefomgeving kan worden gekenmerkt door middel van ecotopen¹. Een geschikt ecotoop, d.w.z. dat de omgevingscondities gunstig zijn voor de ontwikkeling van een soort of soortgroep, zal in het algemeen leiden tot een hogere biomassa aan bodemdieren dan een minder geschikt ecotoop. Zodoende zal er een directe relatie bestaan tussen het areaal aan geschikt ecotoop en de totale biomassa aan bodemdieren in de Westerschelde. Veranderingen in ecotoop type zullen dan ook direct effect hebben op de bodemdierbiomassa.

De verwachte veranderingen in bodemdierbiomassa (5% toename in westelijk deel van de Westerschelde, 20% toename in het midden deel van de Westerschelde en 10% toename in het oostelijk deel van de Westerschelde) zijn afgeleid uit de verwachte ontwikkeling in ecotoop arealen ten gevolge van de verruiming (Huis en Krijger 1998). Hiervoor zijn de ondiepwater- en intergetijdengebieden van de Westerschelde opgedeeld in zeven ecotopen, waarbij wordt verondersteld dat elk ecotoop, dat in het intergetijden- of ondiepwater gebied voorkomt, een karakteristieke bodemdiergemeenschap heeft met een bepaalde biomassa per oppervlakte eenheid. Op basis van de verandering in ecotoop arealen als gevolg van de verruimingswerkzaamheden is vervolgens een uitspraak gedaan over de te verwachte veranderingen in bodemdierbiomassa voor het jaar 2021.

¹ Ecotoop is een ruimtelijk te begrenzen ecologische eenheid waarvan de samenstelling en ontwikkeling wordt bepaald door abiotische, biotische en antropogene condities ter plaatse.

2.2 Definitie ecotopen

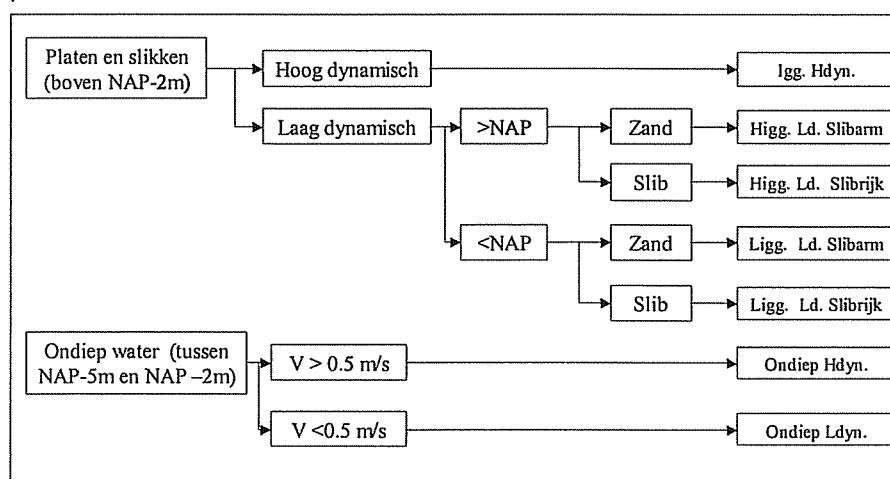
Voor deze studie is de ecotopenkaart voor de Westerschelde volgens "de Haan" gebruikt. In totaal worden er zeven ecotopen (of eigenlijk fysiotopen²) onderscheiden (Figuur 2). Deze ecotopen worden van elkaar onderscheiden op basis van de volgende parameters:

- Hoogte/diepte ligging (platen en slikken/ondiepwater; boven NAP/onder NAP)
- Stroomsnelheid (hoge stroomsnelheid/lage stroomsnelheid)
- Geomorfologie (slibrijk/slibarm; hoogdynamisch/laagdynamisch)

Elke parameter is onderverdeeld in een aantal discrete klassen.

Figuur 2:

Ecotopen indeling volgens de Haan.
Igg Hdyn. = Hoogdynamisch intergetijdengebied
Higg. Ld. Slibarm = Laagdynamisch intergetijdengebied, boven NAP, slibarm
Higg. Ld. Slibrijk = Laagdynamisch intergetijdengebied, boven NAP, slibrijk
Ligg. Ld. Slibarm = Laagdynamisch intergetijdengebied, onder NAP, slibarm
Ligg. Ld. Slibrijk = Laagdynamisch intergetijdengebied, onder NAP, slibrijk
Ondiep Hdyn. = Ondiepwater, hoogdynamisch
Ondiep Ldyn. = Ondiepwater, laagdynamisch



2.2.1 Hoogte/diepte ligging

Een eerste indeling is gemaakt op basis van diepte ligging. Er wordt onderscheid gemaakt tussen intergetijdengebied (slikken en platen) en ondiepwater. Ondiepwater is gedefinieerd als het gebied tussen NAP-2m (komt overeen met de gemiddelde laagwaterstand) en NAP-5m. Slikken en platen liggen hoger dan NAP-2m. De laagdynamische slikken en platen zijn verder onderverdeeld in laagdynamische slikken en platen boven NAP en laagdynamische slikken onder NAP.

2.2.2 Stroomsnelheid

Het ondiepwater gebied is onderverdeeld in gebieden met een hoge stroomsnelheid en gebieden met een lage stroomsnelheid. De stroomsnelheden zijn verkregen uit de resultaten van het 2D hydrodynamisch model SCALDIS 100, waarbij gekeken is naar de maximale stroomsnelheid bij vloed tijdens een gemiddeld getij. Gebruik makend van deze gegevens kan het ondiepwater gebied worden opgedeeld in gebieden met maximale stroomsnelheden groter dan 0.5 m s^{-1} en gebieden met maximale stroomsnelheden $< 0.5 \text{ m s}^{-1}$.

2.2.3 Geomorfologie

De geomorfologie is afkomstig van de geomorfologische kaart die gemaakt is op basis van false-color luchtfoto's. Met behulp van de geomorfologische kaart

² In strikte zin moeten we hier spreken van fysiotopen omdat deze kaart uitsluitend is gebaseerd op fysische condities.

zijn de slikken en platen onderverdeeld in hoogdynamische gebieden en laagdynamische gebieden. Ten slotte zijn de laagdynamische gebieden onderverdeeld in slibrijke gebieden (slib) en slibarme gebieden (zand)

2.3 Geprognosticeerde veranderingen in ecotoop arealen in Westerschelde

Met behulp van GIS zijn de oppervlakten (ha) berekend van de diverse in de drie deelgebieden (oost, midden en west) van de Westerschelde (Tabel 1; Huijs en Krijger, 1998). De prognose van de ecotoop arealen voor 2021 (Tabel 2) zijn gebaseerd op de hypothesen met betrekking tot arealen die in het kader van het project MOVE zijn geformuleerd (De Jong et al. 1997).

In het westelijk en midden deel zal het areaal platen toenemen (respectievelijk met 205 tot 305 ha en 25 tot 125 ha) door het storten van baggerspecie. In het oostelijk deel zal de verruiming van de geulen leiden tot grotere erosie van de plaatranden, waardoor het areaal zal afnemen met 60 tot 160 ha. Tevens zal er door erosie van de geulranden in het westelijk deel 50 tot 60 ha aan slikken verloren gaan. In het oostelijk deel zal door erosie van de schorren het areaal slikken toenemen met maximaal 20 ha (De Jong et al. 1997).

Het areaal ondiepwater in het midden en westelijk deel van de Westerschelde zal afnemen met respectievelijk 25 tot 125 ha en 130 tot 230 ha door toename van stortingen van baggerspecie waardoor grotere en hogere plaatcomplexen ontstaan, wat ten koste zal gaan van het areaal ondiepwater. In het oostelijk deel van de Westerschelde zal het areaal ondiepwater afnemen met 65 tot 125 ha door een verstelling van de plaatranden als gevolg van een verruiming van de hoofdgeul (De Jong et al. 1997).

Er is bij deze prognoses voor zover mogelijk rekening gehouden met verwachte nulontwikkelingen.

Tabel 1:

Ecotoop arealen in de Westerschelde (ha) 1996. Naar Huijs en Krijger (1998).

	1996			Totaal
	Oost	Midden	West	
Platen en slikken				
Hoog dynamisch	1076	870	1291	3237
Laag dynamisch				
<NAP zand	159	173	188	520
<NAP slib	215	235	488	938
>NAP zand	585	318	296	1199
>NAP slib	784	213	1227	2244
Totaal	2819	1809	3490	8118
Ondiepwater				
$v > 0.5 \text{ m s}^{-1}$	708	483	1434	2623
$v < 0.5 \text{ m s}^{-1}$	47	47	180	274
Totaal	755	530	1612	2897

Tabel 2:

Prognose ecotoop arealen in de Westerschelde (ha) voor het jaar 2021. Naar Huijs en Krijger (1998).

	Prognose 2021			Totaal
	Oost	Midden	West	
Platen en slikken				
Hoog dynamisch	816	754	1293	2863
Laag dynamisch				
<NAP zand	136	188	296	620
<NAP slib	190	188	406	784
>NAP zand	625	377	555	1557
>NAP slib	952	377	1145	2474
Totaal	2719	1884	3695	8298
Ondiepwater				
$v > 0.5 \text{ m s}^{-1}$	600	410	1280	2290
$v < 0.5 \text{ m s}^{-1}$	40	45	152	237
Totaal	640	455	1432	2527

2.4 Veranderingen biomassa bodemdieren

Een belangrijke aanname bij de formulering van de hypothesen met betrekking tot de verandering in bodemdierbiomassa is dat de bodemdierbiomassa wordt bepaald door het ecotooptype en deelgebied. Met andere woorden: de bodemdierbiomassa per ecotooptype, per deelgebied is constant in de tijd. Het ecotoop waar de hoogste biomassa wordt verwacht (slibrijke, laagdynamische slikken en platen in de westelijke Westerschelde) wordt op 100% gesteld. De biomassa op de overige ecotopen zijn een fractie van de biomassa in het meest geschikte ecotoop. De relatieve bodemdierbiomassa per ecotooptype zijn weergegeven in Tabel 3. Deze ecotoop preferentie is onveranderlijk in de tijd, dus geldt zowel voor 1996 als 2021.

Tabel 3:
 Relatieve bodemdierbiomassa (%) per
 ecotooptype. Naar Huijs en Krijger (1998).

	Biomassa bodemdieren (%)		
	Oost	Midden	West
Platen en slikken			
Hoog dynamisch	1	1	1
Laag dynamisch			
<NAP zand	20	70	90
<NAP slib	30	60	100
>NAP zand	20	70	90
>NAP slib	30	60	100
Ondiepwater			
$v > 0.5 \text{ m s}^{-1}$	2	5	5
$V < 0.5 \text{ m s}^{-1}$	20	20	60

Per deelgebied zijn de ecotoop arealen (Tabel 1 voor het jaar 1996 en Tabel 2 voor het jaar 2021) vermenigvuldigd met de relatieve normgetallen (Tabel 3) en gesommeerd per deelgebied. Uit deze berekening volgt dat de jaargemiddelde biomassa aan bodemdieren in het westelijk, midden en oostelijk deel van de Westerschelde met respectievelijk 6%, 18% en 8% gaat toenemen als gevolg van de verruimingswerkzaamheden in de Westerschelde.

3 Gebruikte bodemdiergegevens

3.1 Inleiding

In deze studie wordt gebruik gemaakt van de bodemdiergegevens die door het NIOO-CEME in opdracht van RIKZ zijn verzameld in de Westerschelde binnen het Biologische Monitoring Programma van de zoute rijkswateren in het kader van MWTL (NIOO-CEME Benthos Informatie Systeem, W.C.H. Sijm en H. Hummel). Deze monitoring vindt sinds 1990 tweemaal per jaar (voorjaar en najaar) plaats op drie plots. Sinds 1994 wordt er in het kader van het MOVE project een vierde plot bemonsterd (plot 4).

3.2 Bemonstering

De Westerschelde is opgedeeld in 4 deelgebieden. Van west naar oost zijn dit respectievelijk plot 1, plot 4, plot 2 en plot 3. Ieder plot is onderverdeeld in 4 diepte strata:

- Stratum 0: intergetijdengebied (boven NAP -2m)
- Stratum 1: tussen NAP -2m en NAP -5m
- Stratum 2: tussen NAP -5m en NAP -8m
- Stratum 3: dieper dan NAP -8m.

Per gebied, per stratum zijn 10 (willekeurig gekozen) stations bemonsterd (in het kleinere deelgebied, plot 4 worden slechts 5 stations per stratum bemonsterd). In het intergetijdengebied (stratum 0) is er in de jaren 1990 en 1991 op vaste stations gemeten (Van Buuren & Stronkhorst 1987). Omdat er bij deze bemonsteringen mogelijk gericht is gezocht naar locaties met hoge biomassa is besloten de bemonsteringen uit het intergetijdengebied voor de jaren 1990 en 1991 buiten beschouwing te laten. Na 1992 zijn ook de stations in het intergetijdengebied (stratum 0) willekeurig bemonsterd.

Tabel 4:

Aantal monsters per stratum per deelgebied in de Westerschelde in de periode 1990 - 2001. NB: monsters genomen in het intergetijdengebied in de jaren 1990 en 1991 zijn buiten beschouwing gelaten.

	Stratum				totaal
	>-2m	-2m -- -5m	-5m -- -8m	< -8m	
Plot 1	200	229	229	230	888
Plot 2	200	230	230	228	888
Plot 3	200	230	230	230	890
Plot 4	70	80	80	80	310
Totaal	670	769	769	768	2976

De totale dataset bestaat uit 2976 monsters, verzameld in de jaren 1990 tot en met 2001 (Tabel 4). In het voorjaar van 1990 zijn er geen bemonsteringen uitgevoerd in het subtidaal. In het voorjaar van 1991 zijn er slechts 9 stations bemonsterd in de strata 1 en 2 van plot 1 en 8 stations in het stratum 3 van plot 2. Plot 4 (MOVE-plot) wordt pas bemonsterd sinds 1994. In het eerste jaar echter is het intergetijdengebied (stratum 0) niet bemonsterd. Omdat er in het litoraal van dit plot ongeveer 3 maal zoveel biomassa per m² voorkomt als in het ondiepe, zijn de gegevens van plot 4 in het jaar 1994 niet gebruikt.

Voor ieder monster zijn de bodemdieren gedetermineerd tot op soortniveau. De dichtheid (aantal per m²) en de biomassa (gram asvrij drooggewicht zijn per soort berekend).

In deze studie wordt er geen onderscheid gemaakt tussen de verschillende soorten. Wel wordt er in paragraaf 5.2.4 specifiek gekeken naar een dominante commercieel interessante soort, de kokkel (*Cerastoderma edule*). Er wordt alleen gekeken naar de totale biomassa (g AFDW m⁻²) per monsterlocatie. Deze

is berekend door de biomassa's van de individuele soorten per monsterlocatie bij elkaar op te tellen. De monsters waarin geen bodemdieren zijn aangetroffen hebben een biomassa van 0 g AFDW m⁻².

3.3 Data analyse

Wegens de gestratificeerde bemonsteringswijze, moet er bij de bepaling van de gemiddelde biomassa rekening worden gehouden met de oppervlaktes van de deelgebieden. De (gewogen) gemiddelde biomassa wordt berekend middels:

$$\bar{y} = \frac{\sum_{i=1}^n A_i \bar{y}_i}{A} \quad (1)$$

waarbij n is het aantal strata, A_i en \bar{y}_i zijn respectievelijk de oppervlakte en gemiddelde biomassa van stratum i en A en \bar{y} zijn respectievelijk de oppervlakte en gemiddelde biomassa van het volledige gebied (e.g. Westerschelde).

De standaarddeviatie (σ) wordt berekend middels

$$\sigma = \sqrt{\sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A}\right)^2 \text{var}(\bar{y}_i)} \quad (2)$$

Waarbij $\text{var}(\bar{y}_i)$ is de variantie in biomassa in deelgebied i . De benodigde oppervlakten van de deelgebieden zijn weergegeven in Tabel 5.

Tabel 5:

Oppervlakte (km²) van ieder dieptestratum in de verschillende plots. Deze oppervlaktes zijn gebaseerd op lodingen uitgevoerd in 1993 (Sistermanns et al. 2002).

	Dieptestratum				Totaal
	>-2m	-2m – -5m	-5m – -8m	<-8m	
Plot 1	21.58	9.47	9.65	5.77	46.47
Plot 2	19.17	7.89	6.72	33.30	67.08
Plot 3	19.19	8.12	6.20	15.55	49.06
Plot 4	6.79	2.28	2.8	12.99	24.86
Totaal	66.73	27.76	25.37	67.61	187.47

3.4 Update Biomon Database

Recentelijk zijn er aanzienlijke correcties uitgevoerd op de bodemdieren database (pers. comm. Wil Sistermanns). Voor de soorten die in de database opgeslagen zijn per lengteklasse (zoals *Arenicola marina*, *Nereis* spp, *Nephtys* spp.) werd voorheen een verkeerde biomassa berekend. Dit heeft vooral invloed op de biomassagegevens in de jaren 1990 t/m 1993. Hiermee moet rekening worden gehouden bij de interpretatie van de resultaten zoals zijn gerapporteerd door Van Berchum en Stikvoort (1999) en Stikvoort en Vink (2001). In deze rapportage zullen de recente veranderingen zijn doorgevoerd.

3.5 Samenvatting bodemdieren gegevens

De overall gemiddelde biomassa aan bodemdieren in de Westerschelde is 6.78 g AFDW m⁻² ($\sigma = 7.61$ g AFDW m⁻²; Tabel 6). In het voorjaar is de gemiddelde biomassa gemiddeld lager (4.72 g AFDW m⁻²; $\sigma = 4.04$ g AFDW m⁻²) dan in het najaar (8.78 g AFDW m⁻²; $\sigma = 9.81$ g AFDW m⁻²).

Tabel 6:

Gemiddelde biomassa (A) standaarddeviatie (B) van de bodemdieren in de Westerschelde over de jaren 1990 tot 2001

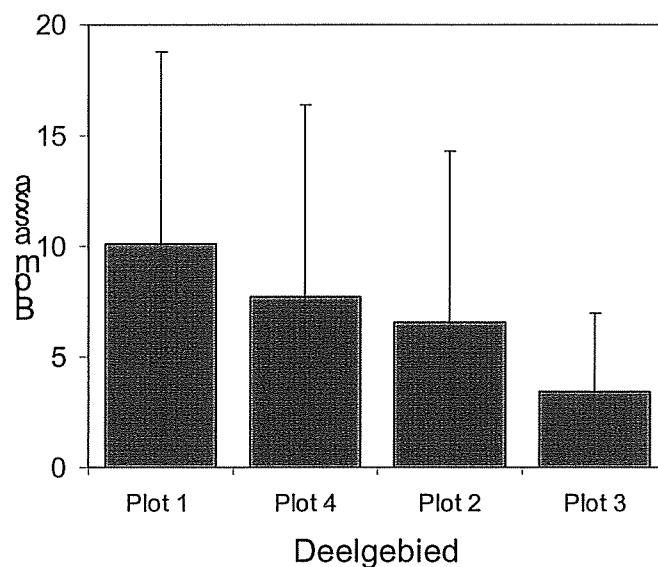
A: Gemiddelde biomassa (g AFDW m ⁻²)					
	Dieptestratum				Totaal
	>-2m	-2m – -5m	-5m – -8m	< -8m	
Plot 1	15.83	3.72	6.20	5.69	10.10
Plot 2	12.55	2.84	1.73	5.03	6.59
Plot 3	4.98	1.29	1.08	3.50	3.40
Plot 4	13.15	9.30	0.71	6.15	7.74
Totaal	11.49	3.22	3.16	4.95	6.78

B: Standaard deviatie (g AFDW m ⁻²)					
	Dieptestratum				Totaal
	>-2m	-2m – -5m	-5m – -8m	< -8m	
Plot 1	30.90	31.28	33.70	20.99	17.39
Plot 2	28.38	15.09	9.07	26.20	15.46
Plot 3	9.15	4.88	3.61	19.35	7.16
Plot 4	25.04	37.53	2.05	29.61	17.26
Totaal	13.41	11.99	13.07	14.90	7.61

De biomassa neemt af van West naar Oost (Figuur 3), waarbij de biomassa in het meest westelijk gelegen deelgebied (plot 1; 10.10 g AFDW m⁻²) ruim 3 keer zo hoog is als in het meest oostelijk gelegen gebied (plot 3; 3.40 g AFDW m⁻²). De biomassa van de bodemdieren in de centraal gelegen deelgebieden zijn vrijwel gelijk (respectievelijk 7.74 en 6.59 g AFDW m⁻²).

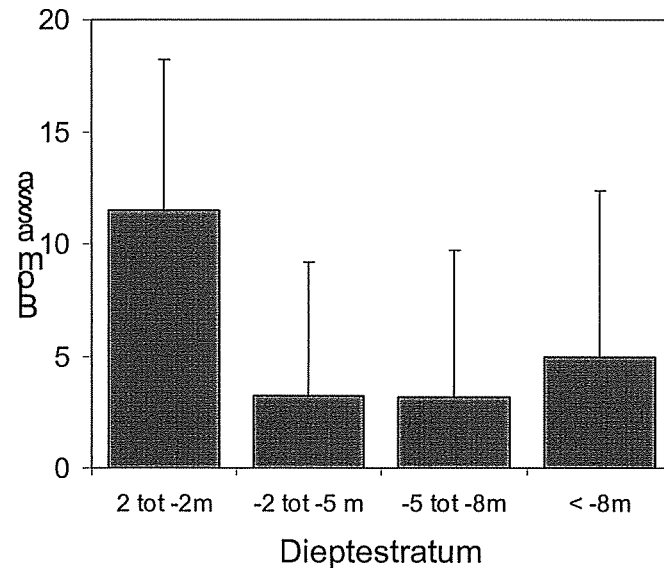
Figuur 3:

Gemiddelde biomassa (g AFDW m⁻²) van de bodemdieren in de verschillende deelgebieden van de Westerschelde. Foutenbalken geven de standaarddeviatie weer



Figuur 4:

Gemiddelde biomassa (g AFDW m⁻²) van de bodemdieren in de verschillende dieptestrata van de Westerschelde. Foutenbalken geven de standaarddeviatie weer



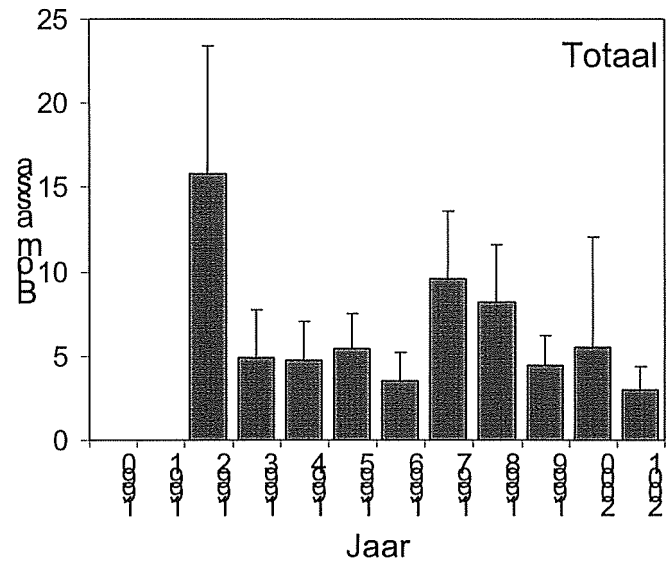
De intergetijdengebieden zijn in het algemeen rijker aan bodemdieren (11.49 g AFDW m⁻², Figuur 4) dan de gebieden van het sublitoraal (4.17 g AFDW m⁻²). Opvallend is dat de biomassa bodemdieren in het ondiepwater (-2 m – -5 m) niet hoger is dan de biomassa van de rest van het sublitoraal.

Er blijkt een grote variatie te zitten in de jaargemiddelde biomassa over de onderzoeksperiode (Figuur 5). De hoogste biomassa (15.78 g AFDW m⁻²) is aangetroffen in 1992, terwijl de laagste biomassa (3 g AFDW m⁻²) is aangetroffen in de jaren 1996 en 2001. De hoge biomassa die aangetroffen wordt in de jaren 1997 en 1998 wordt voornamelijk veroorzaakt door succesvolle jaren van *Cerastoderma edule* (kokkel) en *Macoma balthica* (nonnetje). 1998 was ook een succesvol jaar voor *Ensis directus* (Amerikaanse zwaardschede).

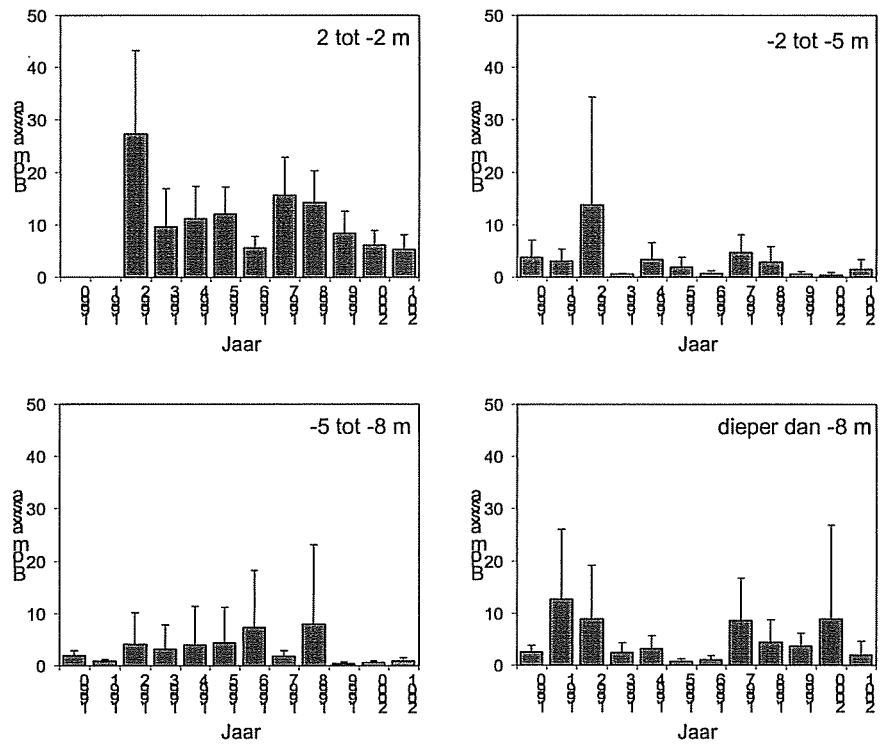
De variatie in gemiddelde biomassa in de Westerschelde wordt voornamelijk bepaald door de variatie in biomassa in het intergetijdengebied (Figuur 6). De relatief hoge biomassa's in 1997 en 1998 worden ook teruggevonden in het ondiepwatergebied (-2 tot -5 meter) en in de geulen (dieper dan 8 meter). In tegenstelling tot het intergetijdengebied zijn er voor het subtidaal zijn er ook gegevens beschikbaar voor de jaren 1990 en 1991. Deze blijken voor de dieptestrata -2 tot -5 en -5 tot -8 niet extreem hoog of laag te zijn, maar in de geulen (dieper dan 8 meter) worden er in 1991 de hoogste biomassa's gevonden. Over de jaren 1990 tot en met 1998 lijkt er een toename te zijn in bodemdier biomassa in het stratum -5 tot -8 meter, waarna de biomassa drie jaar achtereenvolgens laag is.

Het patroon van relatief hoge biomassa in de jaren 1992, 1997 en 1998 lijkt een patroon te zijn dat wordt waargenomen in alle deelgebieden van de Westerschelde (Figuur 7).

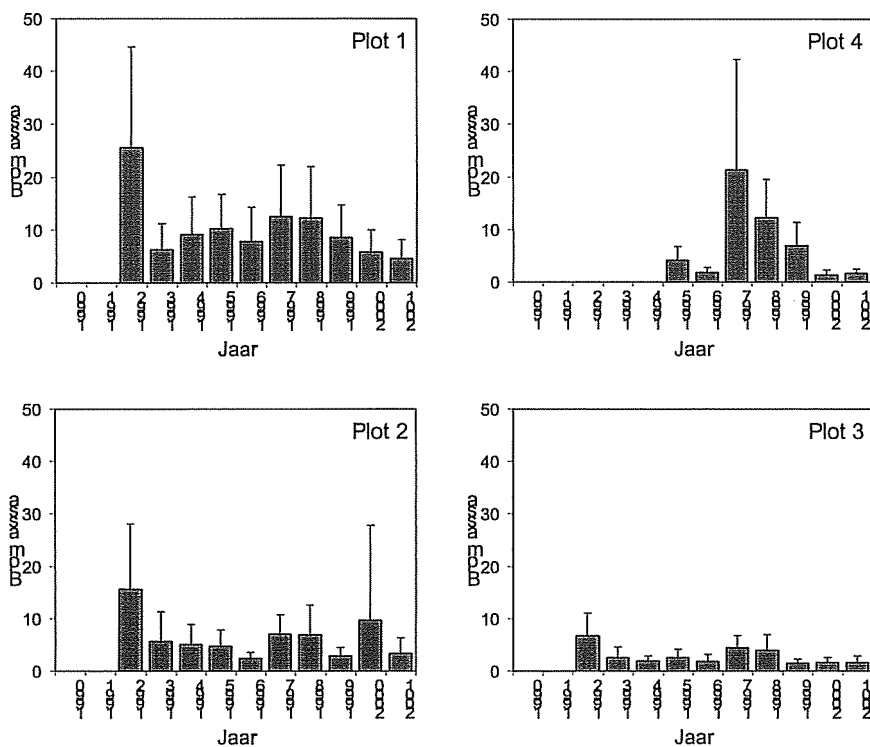
Figuur 5:
 Verloop van de jaarlijks gemiddelde biomassa (g AFDW m⁻²) van de bodemdieren in de Westerschelde over de jaren 1990 tot en met 2001. Foutenbalken geven de standaarddeviatie weer



Figuur 6:
 Verloop van de jaarlijks gemiddelde biomassa (g AFDW m⁻²) van de bodemdieren in de verschillende dieptestrata van Westerschelde over de jaren 1990 tot en met 2001. Foutenbalken geven de standaarddeviatie weer



.....
Figuur 7:
 Verloop van de jaarlijks gemiddelde biomassa
 (g AFDW m⁻²) van de bodemdieren in de
 verschillende deelgebieden van de
 Westerschelde over de jaren 1990 tot en met
 2001. Foutenbalken geven de
 standaarddeviatie weer



4 Relatie ecotooptype en biomassa bodemdieren

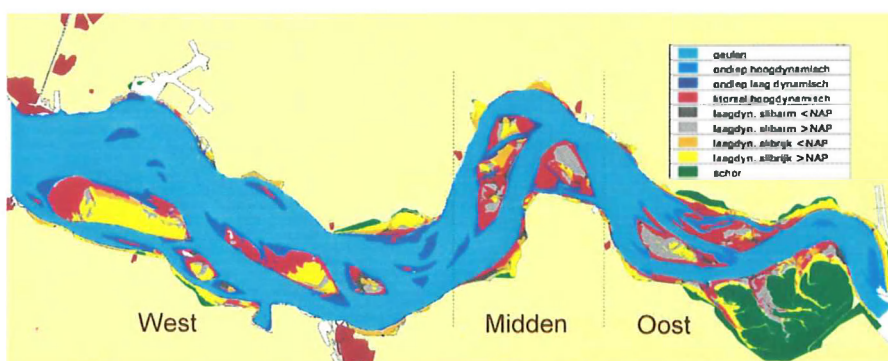
4.1 Inleiding

De hypothesen voor bodemdieren in de Westerschelde zijn sterk gerelateerd aan ecotopen. Veranderingen in de ecotoop arealen hebben volgens de hypothesen direct invloed op de biomassa bodemdieren in de Westerschelde. Om inzicht te krijgen in de verandering van de potentiële geschiktheid van de Westerschelde voor bodemdieren is eerst gekeken naar veranderingen in de ecotoop arealen en vervolgens naar de relatieve bodemdierbiomassa per ecotoop areaal.

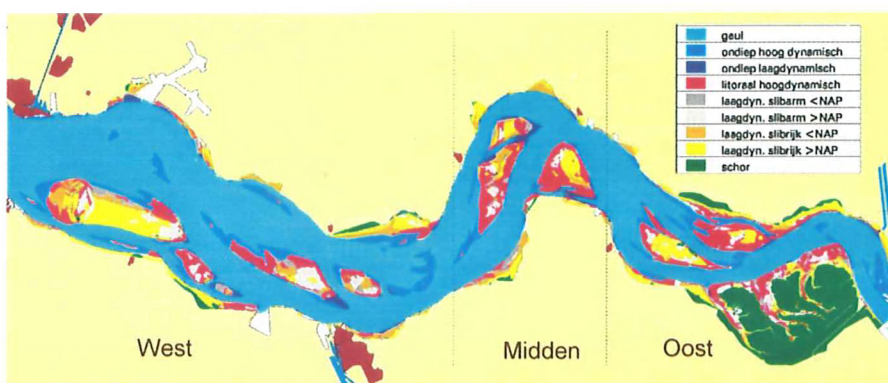
4.2 Ruimtelijke verspreiding ecotopen in de Westerschelde

In Figuur 8 en Figuur 9 wordt de ligging van de ecotopen in de Westerschelde weergegeven voor de periode voor en na de verdiepingswerkzaamheden (respectievelijk 1996 en 2000). Deze kaarten zijn vervaardigd met behulp van de GIS-applicatie HABIMAP uit de onderliggende diepte-, stroomsnelheids- en geomorfologische kaarten van het gebied. N.B. de ecotopenkaart van 1996 is een herberekende kaart (o.a. nieuwe geomorfologische kaart) en is dus niet identiek aan de kaart die is gebruikt door Huijs en Krijger (1998). De ecotopenkaart voor 2021 is op een vergelijkbare wijze vervaardigd als de "nieuwe" ecotopenkaart van 1996. Voor een uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar Twisk (2003).

Figuur 8:
Ruimtelijke verspreiding ecotopen in de Westerschelde in 1996



Figuur 9:
Ruimtelijke verspreiding ecotopen in de Westerschelde in 2001



Naast de geografische verschuivingen, die uitgebreid worden besproken in Twisk (2003) zijn er ook veranderingen opgetreden in de totale arealen van de verschillende ecotopen in de diverse deelgebieden (Tabel 7 en Tabel 8).

De ecotoop arealen voor 1996, gebaseerd op de "nieuwe" ecotopenkaart volgens de Haan (Tabel 7) komen redelijk overeen met de schatting door Huijs

en Krijger (1998), waarvoor de "oude" ecotopenkaart de Haan is gebruikt. Het areaal silbrijke- laagdynamische slikken en platen boven NAP wordt door Huijs en Krijger overschat met bijna 200 ha, terwijl het areaal hoogdynamisch ondiepwater wordt onderschat met ruim 150 ha.

Tabel 7:

Arealen (ha) van de verschillende ecotopen in de verschillende deelgebieden van de Westerschelde in 1996.

	1996			
	Oost	Midden	West	Totaal
Platen en slikken				
Hoog dynamisch	1079	849	1232	3160
Laag dynamisch				
<NAP zand	153	178	153	484
<NAP slib	231	245	474	950
>NAP zand	621	330	298	1249
>NAP slib	748	181	1128	2057
Totaal	2832	1783	3285	7900
Ondiepwater				
v>0.5 m s ⁻¹	825	485	1470	2780
v<0.5 m s ⁻¹	34	47	152	233
Totaal	859	532	1622	3013
Schor	2364	19	105	2488

In vergelijking tot 1996 zijn er duidelijke veranderingen opgetreden in de arealen (Tabel 8). In het algemeen is er een toename te zien in het areaal hoogdynamische slikken en platen met ruim 300 ha. Dit is vooral het geval in het oostelijk deel van de Westerschelde. Dit is niet in overeenstemming met de voorspelde veranderingen door Huijs en Krijger (1998) die juist een afname voorspellen van dit ecotooptype.

Tabel 8:

Arealen (ha) van de verschillende ecotopen in de verschillende deelgebieden van de Westerschelde in 2001. Tussen haakjes de relatieve verschillen met 1996 (%).

	2001			
	Oost	Midden	West	Totaal
Platen en slikken				
Hoog dynamisch	1289 (19%)	880 (4%)	1233 (0%)	3402 (8%)
Laag dynamisch				
<NAP zand	182 (19%)	155 (-13%)	227 (48%)	564 (17%)
<NAP slib	195 (-16%)	330 (35%)	645 (36%)	1170 (23%)
>NAP zand	372 (-40%)	130 (-61%)	476 (60%)	978 (-22%)
>NAP slib	783 (5%)	297 (64%)	819 (-27%)	1899 (-8%)
Totaal	2821 (0%)	1792 (1%)	3400 (4%)	8013 (1%)
Ondiepwater				
v>0.5 m s ⁻¹	731 (-11%)	312 (-36%)	1372 (-7%)	2415 (-13%)
v<0.5 m s ⁻¹	88 (159%)	197 (319%)	216 (42%)	501 (115%)
Totaal	819 (-5%)	509 (-4%)	1588 (-2%)	2916 (-3%)
Schor	2313 (-2%)	33 (74%)	120 (14%)	2466 (-1%)

Het areaal laagdynamische slikken en platen in het oostelijk deel van de Westerschelde neemt af terwijl dit ecotoop in het westelijk deel van de Westerschelde toeneemt. Dit is ook voorspeld door Huijs en Krijger (1998). Tevens is er een vervlakking van de platen waar te nemen. Het areaal onder NAP neemt toe, terwijl het areaal boven NAP afneemt. In het midden deel van de Westerschelde is er sprake van een relatieve verslibbing van de laag dynamische slikken en platen terwijl deze relatief slibbarmer worden in het westelijk deel van de Westerschelde. In het oostelijk deel van de Westerschelde is er sprake van een relatieve verslibbing van de laagdynamische slikken en platen boven NAP, terwijl de laaggelegen delen van de slikken en platen slibbarmer worden.

Het ondiepwatergebied is licht afgenomen met 97 ha (3 % afname). Wel heeft er een duidelijke verschuiving plaatsgevonden van gebieden met hoge stroomsnelheden ($>0.5 \text{ m s}^{-1}$) naar lagere stroomsnelheden ($<0.5 \text{ m s}^{-1}$).

Er zijn weinig veranderingen in het areaal schorren. In totaal is het schorareaal in de Westerschelde afgenomen met 22 ha (1% afname), waarbij in het midden en westelijk gedeelte van de Westerschelde er juist een toename heeft plaatsgevonden van respectievelijk 14 (74%) en 15 ha (14%).

4.3 Biomassa bodemdieren per type ecotoop

Met behulp van de ecotopenkaarten en de bodemdiergegevens is het mogelijk om te kijken in hoeverre ecotooptype bepalend is voor de bodemdierbiomassa en of dit onderhevig is aan fluctuaties. Met behulp van GIS (ArcView) zijn hiertoe de locaties van de bodemdierbemonsteringen uit 1995, 1996 en 1997 "geprikt" op de ecotopen kaart van 1996. De bemonsteringslocaties uit 1999, 2000 en 2001 zijn geprikt op de ecotopen kaart uit 2001. De overige jaren (1992, 1993, 1994 en 1998) zijn niet gebruikt bij deze analyse omdat er voor deze jaren geen representatieve ecotopenkaart beschikbaar is. Het ecotooptype van iedere bemonsteringslocaties in de jaren 1995, 1996, 1997, 1999, 2000 en 2001 is hierdoor bekend. Vervolgens is per ecotoop type de gemiddelde bodemdierbiomassa berekend (g AFDW m^{-2}). De jaargemiddelde biomassa aan bodemdieren op slikken, platen en in de ondiepwater gebieden per deelgebied is berekend uit het naar oppervlakte gewogen gemiddelde.

Uitgangspunt bij de analyse is dat de bemonstering willekeurig is uitgevoerd binnen de verschillende ecotopen. In Tabel 9 zijn het aantal bemonsteringen per ecotooptype uitgezet voor de verschillende jaren. Geen van de bemonsteringen zijn uitgevoerd in het ecotooptype schor. De bemonsteringen waaraan geen ecotooptype kon worden toegekend (Ndef) zijn buiten beschouwing gelaten.

Tabel 9:
Aantal bodemdierbemonsteringen in de verschillende ecotopen

	1995-1997			1999-2001		
	Oost	Midden	West	Oost	Midden	West
Platen en slikken						
Hoog dynamisch	31	24	39	30	23	35
Laag dynamisch						
<NAP zand	6	3	6	2	2	10
<NAP slib	1	4	14	4	7	17
>NAP zand	11	9	13	4	5	17
>NAP slib	9	3	33	16	10	18
Ondiepwater						
$v > 0.5 \text{ m s}^{-1}$	53	29	87	40	29	86
$v < 0.5 \text{ m s}^{-1}$	2	1	13	9	2	16
Geul	123	73	240	133	77	242
Ndef.	4	4	5	2	0	4

Slibrijke laagdynamische slikken en platen in het westelijk deel van de Westerschelde bevatten gemiddeld de hoogste biomassa aan bodemdieren (Tabel 10).

Uit Figuur 11 is te zien dat de schattingen die destijds zijn gedaan (Huijs en Krijger 1998) m.b.t. het relatieve belang van de verschillende ecotopen voor bodemdieren, redelijk overeen komen met de gegevens die thans beschikbaar zijn. Belangrijke verschil is dat in deze jaren de laagdynamische, slibarme

gebieden in het midden en vooral het westelijk deel van de Westerschelde minder van belang te zijn voor bodemdieren dan voorspeld door Huijs en Krijger (1998). Verder blijkt het hoogdynamisch intergetijdengebied in deze jaren relatief rijker te zijn aan bodemdieren van voorspeld door Huijs en Krijger (1998). Mogelijk is dit verschil veroorzaakt door ander stroomsnelheidsmodel dat is gebruikt voor de nieuwe ecotoopkaarten (Twisk 2003).

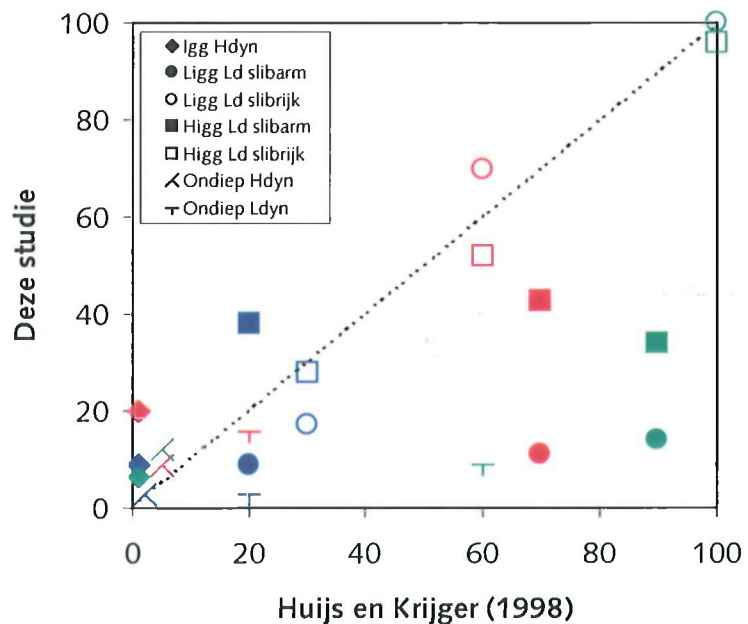
Tabel 10:

Gemiddelde bodemdier biomassa (g AFDW m⁻²) en standaarddeviatie per ecotooptype voor de jaren 1995-1997 en 1999-2001.

	Oost	Midden	West	Totaal
Platen en slikken				
Hoog dynamisch	2.1 (3.8)	4.8 (9)	1.5 (3)	2.5 (5.5)
Laag dynamisch				
<NAP zand	2 (1.7)	2.7 (2.8)	3.3 (8.6)	2.9 (6.5)
<NAP slib	4 (4.8)	16.6 (17.9)	23.6 (36.1)	19.9 (31)
>NAP zand	9 (9)	10 (11.7)	7.9 (7.2)	8.7 (8.8)
>NAP slib	6.6 (5.2)	12.3 (9.1)	22.5 (24)	16.6 (19.9)
Ondiepwater				
v>0.5 m s ⁻¹	0.7 (2.5)	2 (4.3)	2.8 (15)	2.1 (11.2)
v<0.5 m s ⁻¹	0.7 (1.2)	3.7 (5.9)	2.2 (5)	1.9 (4.4)
Geul	1.3 (5.5)	3.7 (26.8)	3.8 (20.7)	3.1 (19)

Figuur 10:

Relatieve biomassa bodemdieren (% ten opzichte van de hoogste waarde) voor het oostelijk (blauw), midden (rood) en westelijk (groen) deelgebied van de Westerschelde volgens Huijs en Krijger (1998) en deze studie (periodes 1995 – 1997 en 1999 – 2001). Voor verklaring van de ecotooptypen: zie figuur 2



Hoogdynamische slikken en platen ten slotte zijn relatief belangrijker voor de bodemdierbiomassa dan aangenomen door Huijs en Krijger (1998). De gemiddelde biomassa komt overeen met de gemiddelde biomassa in het ondiepwatergebied

4.4 Verandering bodemdierbiomassa volgens ecotopen benadering

In analogie met de methode die door Huijs en Krijger (1998) is gehanteerd is de verandering in bodemdierbiomassa tussen 1996 en 2001 geschat volgens de

ecotopen benadering. Uitgaande van een constante biomassa per ecotooptype is in Tabel 11 de relatieve biomassa bodemdieren per ecotooptype per deelgebied weergegeven. Door deze percentages te vermenigvuldigen met de ecotoop arealen voor 1996 en 2001 is vervolgens de relatieve verandering te berekenen.

Tabel 11:

Relatieve biomassa bodemdieren per ecotoop per deelgebied in de Westerschelde. Ecotoop met de hoogste biomassa (slibrijke, laagdynamische slikken en platen, onder NAP, in het westelijk deel van de Westerschelde) is op 100% gesteld.

	Oost	Midden	West
Platen en slikken			
Hoog dynamisch	9%	20%	6%
Laag dynamisch			
<NAP zand	9%	11%	14%
<NAP slib	17%	70%	100%
>NAP zand	38%	43%	34%
>NAP slib	28%	52%	96%
Ondiepwater			
$v > 0.5 \text{ m s}^{-1}$	3%	9%	12%
$v < 0.5 \text{ m s}^{-1}$	3%	16%	9%
Geul	5%	16%	16%

Volgens deze berekening is de jaargemiddelde biomassa aan bodemdieren in het oostelijk en westelijk deelgebied afgenomen met respectievelijk 11% en 3%. In het oostelijk gebied wordt dit veroorzaakt door een sterke reductie van het areaal zandrijke, laagdynamische slikken en platen boven NAP die in dit deelgebied relatief belangrijk zijn voor de bodemdierbiomassa, terwijl de achteruitgang van slibrijke slikken en platen boven NAP de belangrijkste oorzaak zijn voor de afname in het westelijk deelgebied. In het midden neemt de biomassa toe met 7% door een toename van het areaal laagdynamische, slibrijke slikken en platen.

Tabel 12:

Relatieve verandering in bodemdierbiomassa tussen 1996 en 2001, berekend volgens de ecotopenbenadering

Deelgebied	Relatieve verandering
Oost	-11%
Midden	7%
West	-3%

4.5 Validatie ecotopen

Een belangrijke aanname bij de ecotopen benadering is dat de gemiddelde biomassa bodemdieren op een locatie wordt bepaald door het type ecotoop, en dat dit onafhankelijk is van het jaar. De geldigheid van deze aanname is getest door de gemiddelde biomassa per ecotooptype in de jaren 1995 – 1997 te vergelijken met de biomassa's in de periode 1999 – 2001 (Figuur 11).

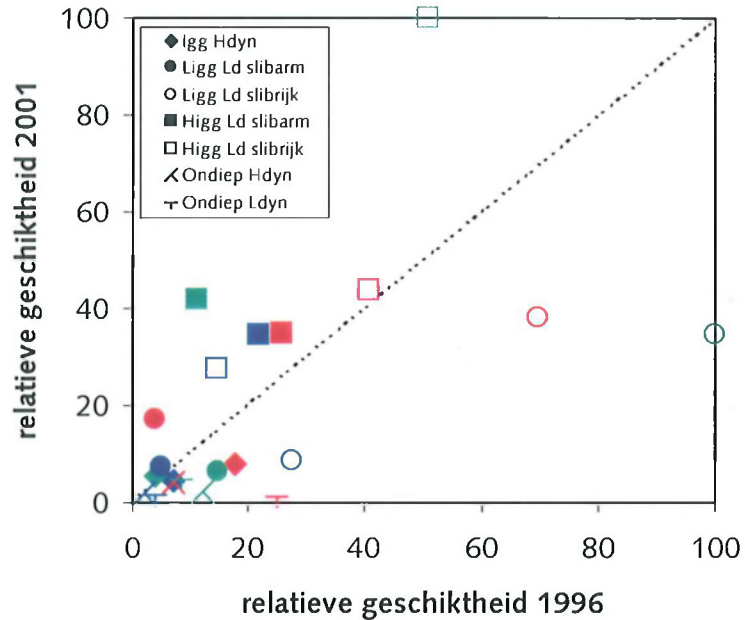
De biomassa's per ecotooptype in de periodes 1995 – 1997 en 1999 – 2001 komen redelijk met elkaar overeen, maar er zijn ook duidelijke verschillen. In het algemeen is de biomassa in 1999 – 2001 iets lager dan in 1995 – 1997. Opvallend is vooral dat in alledrie de deelgebieden de gemiddelde biomassa in de slibrijke laagdynamische slikken en platen onder NAP in 1995 - 1997 aanzienlijk hoger was dan in 1999 - 2001. In 1995 en 1997 zitten er relatief veel kokkels in dit ecotoop. In het algemeen wordt *Macoma balthica* (nonnetje) aangetroffen hoog in het intergetijdengebied (boven NAP), waarbij er geen duidelijk onderscheid is tussen slibrijke en slibarme intergetijdengebieden. In 1997 echter komt *Macoma* massaal voor op slibrijke intergetijdengebieden beneden NAP. Mogelijk heeft dit te maken met broedval en secundaire vestiging (Kornman et al 2001). Temperatuur tijdens de winter

kan ook een belangrijke rol hebben gespeeld. De winters 1995 – 1996 en 1996- 1997 waren extreem koude winters terwijl de winters 1998 – 1999, 1999 – 2000 en 2000 – 2001 relatief mild waren.

Verder is de gemiddelde biomassa in de ondiepwater gebieden afgenomen. De soms grote standaarddeviaties geven tevens aan dat er grote verschillen worden gevonden in biomassa binnen elk ecotoop type.

Figuur 11:

Relatieve biomassa bodemdieren (% ten opzichte van de hoogste waarde) voor het oostelijk (blauw), midden (rood) en westelijk (groen) deelgebied van de Westerschelde volgens Huijs en Krijger (1998) en deze studie (periodes 1995 – 1997 en 1999 – 2001). Voor verklaring van de ecotooptypen: zie figuur 2



Figuur 11 laat zien dat het patroon van 1995 – 1997 redelijk overeenkomt met het patroon van 1999 – 2001. Belangrijke uitzondering is het ecotoop laagdynamisch, slibrijk intergetijdengebied onder NAP. In de periode 1995 – 1997 heeft dit ecotoop aanzienlijk hogere bodemdierbiomassa's dan in de periode 1999 – 2001. Kennelijk was dit ecotoop zeer geschikt voor bodemdieren in 1995-1997, in het bijzonder voor de kokkel en het nonnetje, terwijl het minder geschikt was in 1999-2001.

Uit deze gegevens blijkt niet eenduidig dat de gemiddelde bodemdierbiomassa per ecotooptype constant is. Jaarlijkse fluctuaties, mogelijk als gevolg van goede broedval of hoge wintermortaliteit, spelen hierbij een belangrijke rol.

5 Discussie

5.1 Toetsing van de hypothesen

De Move hypothesen betreffende bodemdieren stellen dat de jaargemiddelde biomassa aan bodemdieren op slikken, platen en in de ondiepwater gebieden in het westelijk-, midden- en oostelijk deel van de Westerschelde zal gaan toenemen met respectievelijk 5%, 20% en 10% over de periode 1996 tot 2021 (25 jaar na begin van de verdieping) (De Jong et al. 1997).

5.1.1 Aannames

Bij het stellen van de hypothesen is men uitgegaan van de ecotopen benadering, d.w.z. dat er is aangenomen dat de gemiddelde biomassa bodemdieren per ecotooptype, per deelgebied constant is. De veranderingen die optreden worden uitsluitend veroorzaakt door veranderingen in ecotoop arealen.

Uit Figuur 11 is gebleken dat de schattingen die destijds zijn gedaan (Huijs en Krijger 1998) m.b.t. het relatieve belang van de verschillende ecotopen voor bodemdieren, redelijk overeen komen met de gegevens die thans beschikbaar zijn. Belangrijke verschillen zijn dat het belang van hoogdynamisch intergetijdengebied destijds is onderschat terwijl het belang van laagdynamisch ondiepwatergebied is overschat. Verder blijken de laagdynamische, slibarme gebieden in het midden en vooral het westelijk deel van de Westerschelde minder van belang te zijn voor bodemdieren dan voorspeld door Huijs en Krijger (1998).

Figuur 11 laat zien dat het patroon van 1995 – 1997 redelijk overeenkomt met het patroon van 1999 – 2001. Belangrijke uitzondering is het ecotoop laagdynamisch, slibrijk intergetijdengebied onder NAP. In de periode 1995 – 1997 heeft dit ecotoop aanzienlijk hogere bodemdierbiomassa's dan in de periode 1999 – 2001. Kennelijk was dit ecotoop zeer geschikt voor bodemdieren in 1995-1997, in het bijzonder voor de kokkel en het nonnetje, terwijl het minder geschikt was in 1999-2001.

5.1.2 Toetsing

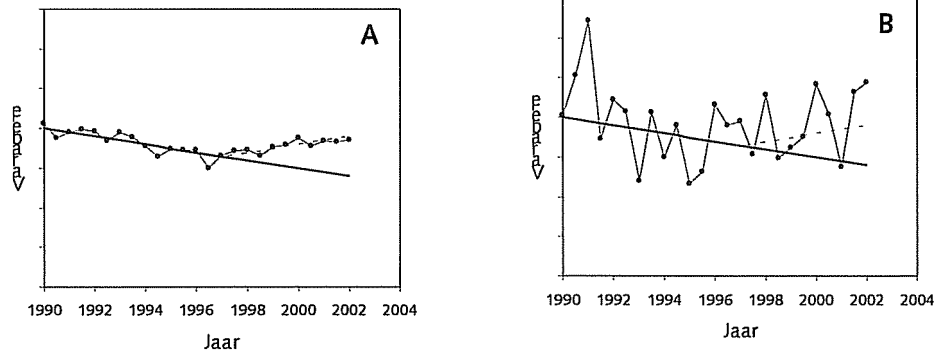
De veranderingen in ecotoop arealen, zoals voorspeld door Huijs en Krijger (1998), worden slechts ten dele veroorzaakt door de verruimingswerkzaamheden (De Jong et al. 1998). De nulontwikkeling is ook zoveel mogelijk meegenomen. Onder nulontwikkeling wordt hier bedoeld, de ontwikkeling die zich zou hebben voorgedaan als de verruiming in 1997 en 1998 niet had plaatsgevonden. Dit houdt dus ook in de ontwikkelingen die door de mens zijn veroorzaakt maar niets te maken hebben met de verruiming. Deze nulontwikkeling speelt zeker een rol in het dynamische Westerschelde estuarium.

Bij de toetsing van de hypothesen is het van belang de veranderingen die optreden ten gevolge van nulontwikkelingen te scheiden van de veranderingen ten gevolge van de verruiming. Zeker als men juist is geïnteresseerd in de effecten van de werkzaamheden. Het is echter bij het formuleren van de hypothesen niet in alle gevallen duidelijk aangegeven in hoeverre de effecten van de verruiming zich verhouden tot de nulontwikkeling (Vroon et al., 1996; Rijkswaterstaat, 1996; De Jong et al. 1997; Huijs en Krijger, 1998).

De bodemdierbiomassa die op een bepaald moment in de Westerschelde wordt aangetroffen is het gevolg van een langjarige trend (t.g.v nulontwikkelingen in de morfologie), de verruimingswerkzaamheden (na 1996) en een ruisterm (ϵ). Deze ruisterm is het gevolg van (schijnbaar) onvoorspelbare jaarlijkse fluctuaties (bijvoorbeeld ten gevolge van broedval of massale sterfte) en fouten ten gevolge van de bemonsteringsmethode. Hoe groter de ruisterm, hoe moeilijker het is de nulontwikkeling te voorspellen en/of de effecten van de verruiming aan te tonen (Figuur 7).

Figuur 12:

Hypothetische tijdreeks van een denkbare variabele met een kleine ruisterm (A) en een grote ruisterm (B). Dikke lijn geeft de nulontwikkeling weer en de stippellijn de effecten van verruiming, die in 1997 heeft plaatsgevonden. De zwarte bolletjes geven de observaties weer.



Voor het voorspellen van de nulontwikkeling kan men gebruik maken van gegevens over de jaren voor de verdieping (1992 tot en met 1996). In deze jaren blijkt er grote variatie te zitten in de gemiddelde bodemdier biomassa op de slikken, platen en in de ondiepwatergebieden van de drie deelgebieden (Figuur 13, zwarte bolletjes). Het eerste jaar (1992) is voor alle deelgebieden een goed jaar, vooral door goede jaarklassen van de kokkel (*Cerastoderma edule*), de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*) en het nonnetje (*Macoma balthica*). In de volgende jaren (1993 tot en met 1996) vindt er een plotselinge (westelijk en oostelijk deelgebied) of geleidelijke (midden) afname in biomassa plaats. Vanwege de betrekkelijk korte periode (5 jaar) bieden deze gegevens geen houvast voor de nulontwikkeling naar de "toekomst" (vanaf 1996). Daarom is er voor gekozen om eventuele nulontwikkelingen buiten beschouwing te laten. Jaarlijkse verschillen in biomassa worden in dit geval uitsluitend veroorzaakt door ruis en eventueel de effecten van de verruiming.

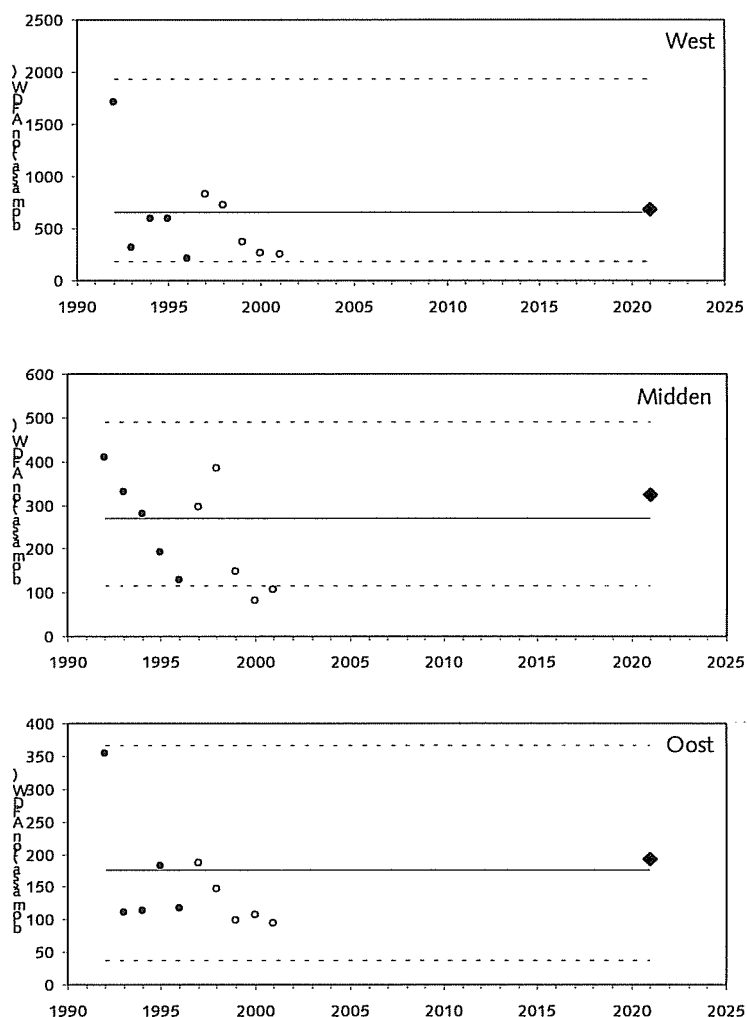
De t_0 situatie (verwachte situatie vlak voor de verruiming) is berekend uit de gemiddelde biomassa over de jaren 1992 tot en met 1996 en is weergegeven in Figuur 13 als een getrokken lijn. In het geval dat de verruiming geen invloed heeft op de gemiddelde bodemdierbiomassa zal de verwachte biomassa rond 2021 (maar ook in de tussenliggende periode) op deze lijn liggen. Door de ruisterm zal de werkelijke gemiddelde biomassa in 2021 variëren tussen de 5- en 95-percentielen ($p < 0.1$). Uit de figuren is tevens te zien dat de verschillen tussen de prognose in 2021 (De Jong et al. 1997) en de t_0 situatie waarschijnlijk niet zal kunnen worden aangetoond gezien de grote onzekerheden, veroorzaakt door jaarlijkse fluctuaties.

Tijdens de jaren van de verruiming (1997 en 1998) vindt er een toename plaats in bodemdierbiomassa. Mogelijk heeft dit te maken met de werkzaamheden maar het kan ook het gevolg zijn van relatief goede jaren, zoals ook in 1992 het geval was. De hoge bodemdierbiomassa's in 1997 en 1998 zijn voornamelijk veroorzaakt door succesvolle jaren van kokkel (*Cerastoderma edule*) en nonnetje (*Macoma balthica*). 1998 was tevens een goed jaar voor de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*). Deze ontwikkelingen zijn in waarschijnlijk niet het gevolg van veranderingen in ecotoop arealen, omdat deze over het algemeen geleidelijker zullen optreden.

In de drie jaren na de verruiming (1999, 2000 en 2001) is de biomassa bodemdieren relatief laag ten opzichte van de gemiddelde biomassa vóór de verruiming en schommelt rond het 5-percentiel. Het is niet duidelijk of dit het gevolg is van verruiming. Het kan ook te maken hebben met factoren die niets van doen hebben met de verruiming, zoals strenge winters, broedval, hoge rivierafvoer. In ieder geval is de richting van de verandering (afname) tegengesteld aan de richting die wordt voorspeld in de hypothese (toename).

Figuur 13:

Verloop van jaargemiddelde biomassa bodemdieren (ton AFDW) op slikken, platen en in de ondiepwater gebieden in het westelijk, midden en oostelijk deelgebied van de Westerschelde. Zwarte bolletjes geven de waarden voor de verruimingswerkzaamheden (1992 – 1996) en de open bolletjes de resultaten tijdens en na verruiming (1997 – 2001). De prognose voor 2021 (De Jong et al. 1997) is weergegeven middels een zwarte ruit. Getrokken lijn geeft gemiddelde waarde (t_0 situatie) en de onderbroken lijnen de 5- en 95-percentielen over de periode 1992 – 1996.



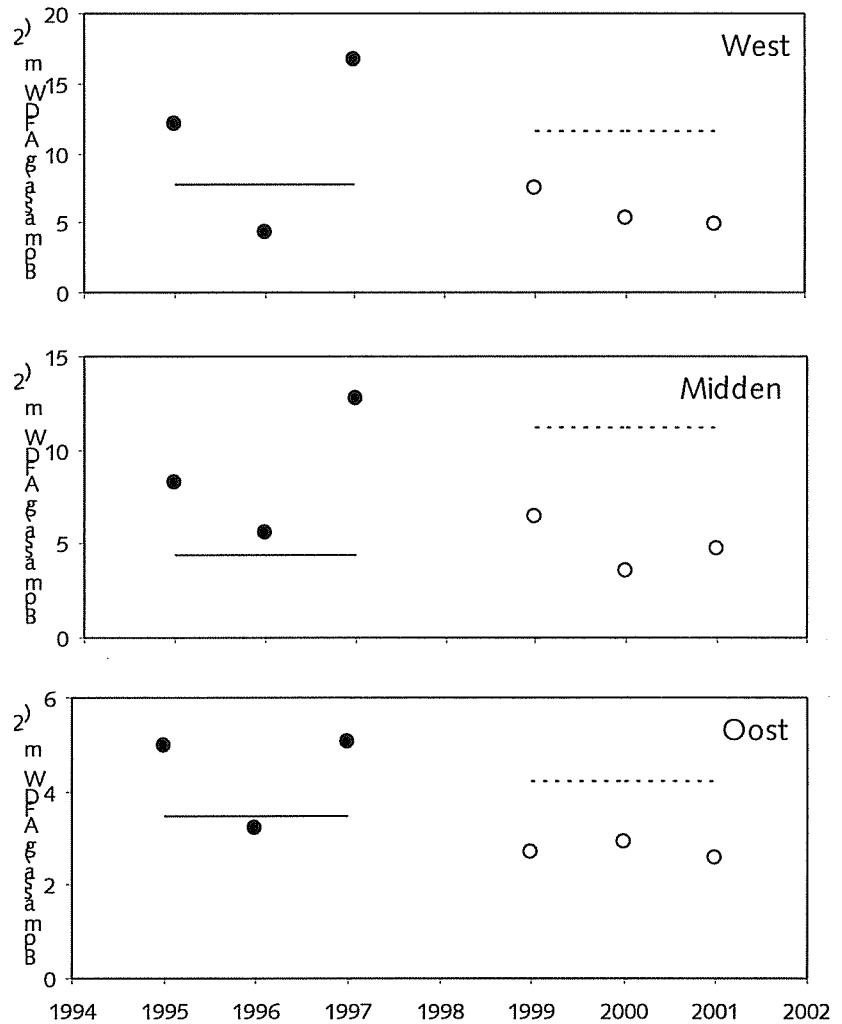
Voor alledrie de deelgebieden is de gemiddelde biomassa op platen, slikken en in de ondiepwater gebieden in de periode 1997 – 2001 lager dan in de periode 1992 – 1996, omgekeerd aan de veranderingen zoals voorspeld in de hypothesen. Om te testen of deze veranderingen significant zijn, is een t-toets uitgevoerd voor de drie deelgebieden op de log-getransformeerde biomassa. Hiertoe is een selectie gemaakt van alle bemonsteringen die op slikken, platen en in de ondiepwater gebieden zijn uitgevoerd. Bij de analyse is gewogen naar het oppervlakte van het desbetreffende gebied. Voor geen van de drie deelgebieden kon er een significant verschil worden aangetoond ($\alpha=0.1$) in bodemdierbiomassa voor en na de verruiming.

5.2 Ecotopen benadering

Een validatie op de ecotopen benadering is uitgevoerd door uitgaande van de gemiddelde biomassa per ecotoop in de periode 1995- 1997 en de ecotoop arealen in de periode 1999 – 2001 de gemiddelde biomassa op slikken, platen en in de ondiepwater gebieden in 1999 – 2001 te voorspellen (gestippelde lijnen Figuur 14). Andersom is ook de biomassa in 1995 – 1997 voorspeld uit de ecotoop arealen in 1995 – 1997 en de gemiddelde biomassa per ecotoop in de periode 1999 – 2001 (getrokken lijnen Figuur 14).

Figuur 14:

Waargenomen gemiddelde biomassa (bolletjes) en de verwachte biomassa op basis van de ecotooparealen (Lijnen). Getrokken lijn is de verwachte biomassa in de jaren 1995, 1996 en 1997, gebaseerd op de gemiddelde biomassa per ecotooptype in de jaren 1999-2001 en de ecotopenkaart van 1996. Gestippelde lijn is de verwachte biomassa in de jaren 1999 – 2001, gebaseerd op de gemiddelde biomassa per ecotooptype in de jaren 1995-1997 en de ecotopenkaart van 2001.



Over het algemeen is de voorspelling voor de periode 1995 – 1997 aan de lage kant, terwijl de voorspelling voor 1999 – 2001 relatief hoog is vergeleken met de waarnemingen. Dit komt doordat de gemiddelde biomassa, die is aangetroffen in de periode 1995 – 1997, hoger was dan in de periode 1999 – 2001. Er zijn diverse redenen aan te geven die verantwoordelijk kunnen zijn voor de discrepantie tussen verwachtingen en waarnemingen

- Jaarlijkse fluctuaties
- Validiteit ecotopen
- Bemonstering
- Storend effect dominante soorten

In de volgende paragrafen wordt op deze punten nader ingegaan.

5.2.1 Jaarlijkse fluctuaties

De totale biomassa aan bodemdieren die op een locatie wordt aangetroffen heeft slechts deels te maken met de potentiële geschiktheid van de betreffende locatie. Jaarlijkse fluctuaties, maar ook van het feit of de soort de locatie ook daadwerkelijk (in grote aantallen) kan bereiken, spelen hierbij een belangrijke rol. Broedval is hierbij een bepalende factor. Bepaalde soorten hebben slechts eens in de zoveel jaar een succesvolle broedval. De broedval van de kokkel bijvoorbeeld is vaak goed na een strenge winter. Als gevolg hiervan zal deze soort dan ook niet altijd in hoge biomassa's op een locatie voorkomen, zelfs niet als deze locatie potentieel geschikt is.

Tevens is het de vraag voor welke parameter een ecotoop indicatief is: de gemiddelde biomassa (over enkele jaren) of de maximale (of 90-percentiel) biomassa. Bij de formulering van de hypothesen is gekozen voor de eerste optie, maar voor veel soorten waarvan de biomassa sterk fluctueert van jaar tot jaar, is mogelijk de maximale biomassa een betere maat.

5.2.2 Validiteit ecotopen

Bij de definitie van de ecotopen zijn bepaalde keuzes gemaakt zoals welke omgevingscondities zijn bepalend voor een ecotoop (hoogteligging, deelgebied, slibgehalte en stroomsnelheden), hoe deze worden bepaald (modelberekening, geomorfologische kaart, slibkaart) en wat de klassengrenzen zijn (bijvoorbeeld 0.5 m s^{-1} , 0 m NAP, -2 m NAP). De keuze van deze parameters en klassengrenzen komen veelal voort uit pragmatische overwegingen (wat is er beschikbaar) en zijn niet gebaseerd op biologische vraagstelling (zie Werkdocument Fred Twisk). Mogelijk spelen andere omgevingsfactoren ook een belangrijke rol bij de uiteindelijke biomassa op een locatie (slibfractie, zoutgehalte, golven) (Ysebaert & Herman 2002) of zijn de klassengrenzen onjuist gedefinieerd. Bij het RIKZ is men op het ogenblik bezig met de ontwikkeling van een vernieuwde ecotopen indeling, het zogenaamde Zoute wateren Ecotopen Stelsel (ZES) (Werkdocument Fred Twisk). Mogelijk dat deze ecotopen indeling zal leiden tot betere voorspellingen van de gemiddelde bodemdierenbiomassa.

Een belangrijke aanname bij de ecotopen benadering is dat de gemiddelde biomassa binnen een ecotoop constant is. Mogelijk is de biomassa aan bodemdieren ook sterk afhankelijk van andere factoren zoals broedval en voedselbeschikbaarheid. Broedval van bodemdieren is vaak zeer variabel en kan (nog) niet goed worden voorspeld. Locale condities als stroomsnelheid, sediment samenstelling, hoogteligging en temperatuur spelen hierbij een belangrijke rol. Broedval is zeer bepalend voor de bodemdierbiomassa die zich dat jaar, en mogelijk ook komende jaren, gaat ontwikkelen.

Analyses van Herman (Presentatie ECSA local meeting 2002) voor de Westerschelde hebben aangetoond dat de bodemdiergemeenschap in de Westerschelde voornamelijk leeft van de "nieuwe" productie (organisch materiaal dat in de Westerschelde wordt geproduceerd door fytoplankton en microfytobenthos). Mogelijk is deze productie limiterend voor de biomassa aan bodemdieren, hetgeen wordt ondersteund door de relatief lage biomassa's aan bodemdieren in de Westerschelde. Dit zal het effect van ecotopen kunnen verdoezelen.

5.2.3 Bemonstering

Bij de bemonstering om te komen tot een schatting van de totale dichtheid en biomassa van bodemdieren in de Westerschelde wordt er willekeurig gestratificeerd bemonsterd (4 dieptestrata, 4 deelgebieden, 2 seizoenen).

Binnen ieder stratum worden ieder half jaar 10 (deelgebieden 1, 2 en 3) of 5 (deelgebied 4) stations bemonsterd. Het aantal bemonsteringen dat binnen een specifiek ecotoop valt kan (door toeval) erg klein zijn. In het oostelijk deelgebied van de Westerschelde bijvoorbeeld valt er in de jaren 1995 – 1997 slechts één monsterpunt in het ecotoop laagdynamisch intergetijdengebied, slibrijk beneden NAP. Door meer aandacht te besteden aan de intergetijdengebieden bij de bemonstering zullen er meer monsterpunten liggen in de ecotopen die voor de bodemdieren van belang zijn (intergetijdengebieden).

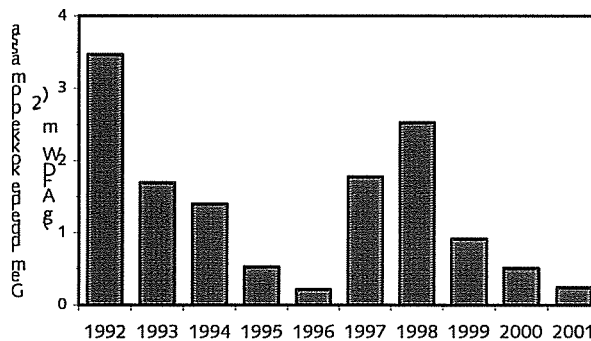
5.2.4 Storend effect dominante soorten (Kokkel)

Het grootste deel van de totale biomassa aan bodemdieren wordt bepaald door slechts enkele soorten, met name de kokkel (*Cerastoderma edule*) en in iets mindere mate het nonnetje (*Macoma balthica*), rode draadworm (*Heteromastus filiformis*) en Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*). Goede en slechte jaren van deze soorten kunnen hierdoor doorwerken op de totale biomassa.

De kokkel is bijvoorbeeld een soort die sterk wordt beïnvloed door broedval. Daarnaast zijn vertonen ze vaak een zeer heterogeen verspreidingspatroon. Kokkels komen voornamelijk voor in dichte banken (Ysebaert et al. In prep). Hierdoor worden ze in de meeste monsters niet aangetroffen (slechts in 223 van de 2996 monsters zitten kokkels). Als ze echter kokkels in de monsters worden aangetroffen bereiken ze vaak extreem hoge biomassa's (tot 350 g AFDW m⁻²), wat duidelijk is terug te vinden in de totale biomassa.

De overall gemiddelde biomassa van kokkels in de Westerschelde is 1.33 g AFDW m⁻². Kokkels komen voornamelijk voor in het laagdynamische intergetijdengebied (Figuur 16), waar ze ruim 30% uitmaken van de totale biomassa bodemdieren. De gemiddelde biomassa kokkels in het intergetijdengebied is 3.6 g AFDW m⁻², waarbij ze een duidelijke voorkeur hebben voor slibrijke gebieden. In het subtidaal is de kokkelbiomassa slechts 0.07 g AFDW m⁻².

Figuur 15:
Jaarlijkse variatie in gemiddelde kokkelbiomassa in de Westerschelde (g AFDW m⁻²)



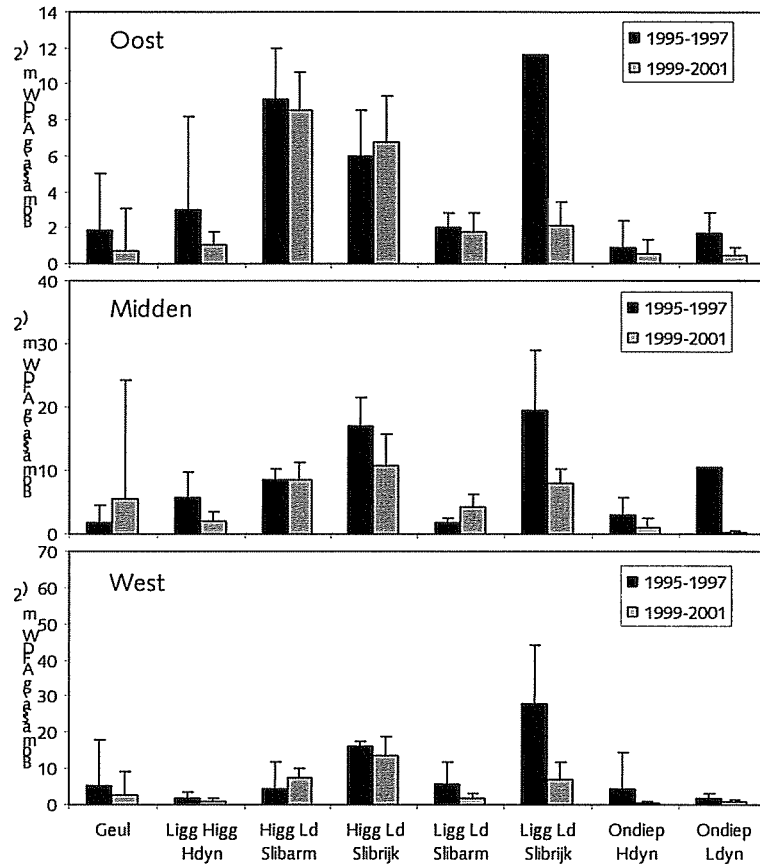
Sinds 1992 zijn er duidelijke veranderingen opgetreden in de totale kokkelbiomassa in de Westerschelde (Figuur 15). Vanaf 1992 tot 1996 neemt de totale kokkelbiomassa af van 3.5 g AFDW m⁻² in 1992 tot 0.2 g AFDW m⁻² in 1996. In de jaren van de verdiepingswerkzaamheden (1997 en 1998) zijn de kokkelbiomassa's weer hoog, hetgeen voornamelijk is te wijten aan hoge kokkelbiomassa's in het intergetijdengebied van deelgebied 4 (Ysebaert & Herman, in press), waarna de kokkelbiomassa's weer afnemen tot 0.25 g AFDW m⁻² in 2001.

De heterogene verdeling van de dominante kokkel in de Westerschelde kan misleidend werken op de relatie bodemdierbiomassa – ecotooptype. Een gebied met een bepaald ecotoop kan bijvoorbeeld uitstekend geschikt zijn voor bodemdieren, maar als er, door toeval, niet in een kokkelbank is gemonsterd zal de biomassa toch relatief laag kunnen blijven.

Om te corrigeren voor dit vertroebelend effect van kokkels is eenzelfde analyse als in paragraaf 4.3 uitgevoerd waarbij de kokkels buiten beschouwing zijn gelaten. Uit de resultaten (Figuur 16) blijkt dat dit niet tot een verbetering leidt. Er zijn nog steeds duidelijke verschillen tussen jaren 1995-1997 en 1999-2001.

Figuur 16:

Biomassa bodemdieren (g AFDW m⁻²), exclusief kokkels, per ecotoop per deelgebied van de Westerschelde voor de periodes 1995 – 1997 en 1999 – 2001. Foutenbalk geeft standaarddeviatie weer.



6 Conclusies en aanbevelingen

De bodemdierbiomassa in de Westerschelde is relatief laag (gemiddeld 7 g AFDW m⁻²) vergeleken met andere watersystemen zoals bijvoorbeeld de Grevelingen, Oosterschelde en Veerse Meer. Mogelijk is deze lage biomassa het gevolg van de relatief geringe primaire productie in het systeem als gevolg van het beperkte doorzicht (Herman et al. 1999). De biomassa varieert sterk van jaar tot jaar ($\sigma=8$ g AFDW m⁻²), waardoor het moeilijk is nulontwikkelingen te ontdekken en veranderingen aan te tonen. Temeer omdat het aantal jaren waarvoor gegevens beschikbaar zijn beperkt is (vijf jaar vóór, twee jaar tijdens en drie jaar na de werkzaamheden).

Op basis van deze analyse kan worden geconcludeerd dat, gezien de grote variatie tussen de jaren, er vooralsnog geen reden is om de hypothesen te verwerpen. Mocht er bij een volgende evaluatie blijken dat de relatief lage biomassa's die zijn aangetroffen in de jaren na de verruiming (1999 tot en met 2001) ook in de komende jaren worden waargenomen, en dus structureel is en niet veroorzaakt door toeval (bijvoorbeeld geen goede broedval in deze jaren, grote sterfte tijdens de winter), dan heeft de verruiming mogelijk negatieve effecten gehad voor de biomassa aan bodemdieren in de Westerschelde. Dit is tegengesteld aan verwachtingen zoals gesteld in de hypothesen.

Vooralsnog is er daarom geen reden om de hypothesen die betrekking hebben op de verandering in bodemdierbiomassa op slikken, platen en in de ondiepwatergebieden in het westelijk, midden en oostelijk deelgebied (Hypothesen E6, E7 en E8) te verwerpen.

De verwachte veranderingen in bodemdierbiomassa (5, 20 en 10%) zijn zeer gering in vergelijking met de jaarlijkse variatie in bodemdierbiomassa (variatie coëfficiënt >100%). Gecombineerd met het beperkt aantal jaren waarvoor data beschikbaar zijn is het "oplossend vermogen" of "power" van de analyse beperkt. Het is daarom überhaupt de vraag of, in het geval dat de hypothesen juist zijn, dergelijke veranderingen in 2021 daadwerkelijk kunnen worden aangetoond (Bult et al. 1999). De kans op een Type II fout (Sokal & Rohlf 1936): "Nul hypothese wordt geaccepteerd terwijl deze niet juist is", is daarom ook relatief groot.

De ecotopen indeling volgens de Haan lijkt een redelijk onderscheidend vermogen te hebben voor de biomassa bodemdieren. Belangrijkste parameters hierin zijn hoogteligging en dynamiek. Binnen het intergetijdengebied bieden de ecotopen weinig onderscheidend vermogen. Mogelijk heeft dit te maken met het feit dat parameters en klassengrenzen zijn gebaseerd op pragmatische overwegingen (bijvoorbeeld de NAP lijn), die weinig of geen ecologische relevantie hebben. Bij de formulering van het nieuwe ecotopenstelsel (ZES) wordt er meer vanuit de organismen gedacht. Mogelijk zal dit leiden tot een betere relatie ecotoop-biomassa bodemdieren. In een komende evaluatie zou het ZES ecotopenstelsel in beschouwing moeten worden genomen.

Vooraf het belang van hoogdynamisch intergetijdengebied voor bodemdieren is sterk onderschat door Huijs en Krijger (1998). De relatieve gemiddelde biomassa in dit gebied is 6 tot 20 keer hoger dan voorspeld. Aangezien het hoogdynamisch intergetijdengebied ongeveer 40% van het totale oppervlakte intergetijdengebied vormt hebben veranderingen binnen dit ecotoop duidelijke gevolgen voor de bodemdier biomassa.

Tussen 1996 en 2001 heeft er een afvlakking van de platen plaatsgevonden. Het areaal slikken en platen onder NAP is toegenomen, ten koste van het areaal slikken en platen boven NAP. Dit is ook terug te vinden in een afname in gemiddelde droogligduur van de slikken en platen (Poot et al. 2002). Mogelijk zijn deze veranderingen het gevolg van morfologische nulontwikkelingen in het gebied. Door Huijs en Krijger (1998) wordt juist het omgekeerde effect voorspeld als gevolg van de verdiepingswerkzaamheden. De gevolgen hiervan voor het macrobenthos is niet eenduidig. De beschikbaarheid van de bodemdieren voor steltlopers zal afnemen, omdat de vogels slechts gedurende een korte tijd in dit gebied kunnen foerageren. Voor vissen echter, die juist afhankelijk zijn van de periode dat de slikken en platen onder water staan, neemt de beschikbaarheid van het voedsel juist toe.

De grootste biomassa aan bodemdieren in de Westerschelde is beperkt tot het intergetijdengebied. De gemiddelde biomassa in het ondiepwater (-2m NAP tot -5m NAP) is even laag als in de diepere strata (-5m NAP tot -8m NAP en <-8m NAP). Bij de BIOMON bemonstering in de Westerschelde is gekozen voor een gestratificeerde willekeurige bemonstering, waarbij de 4 dieptestrata met dezelfde intensiteit worden bemonsterd. Vanwege het grote belang van het intergetijdengebied voor de totale macrobenthos biomassa en het feit dat de belangrijkste ecotopen in het intergetijdengebied liggen lijkt het voor de hand te liggen om relatief meer inspanning te steken in de bemonstering van het intergetijdengebied (eventueel ten koste van de inspanning in de dieper gelegen strata). Hierdoor zullen er meer bemonsteringen worden gedaan in de verschillende ecotopen, waardoor er betere schattingen kunnen komen van bodemdierbiomassa per ecotooptype.

7 Referenties

Bult, T.P., E.C. Stikvoort & B.S. Willemse (1999)

Mogelijkheden en beperkingen van omgevingsclassificaties en habitatgeschiktheidsmodellen voor het inschatten van effecten op bodemdieren. Werkdocument RIKZ/AB-99.833x.

De Jong, J., G. Krijger, L. Nijse & S. Huijs, 1997

Beoordeling van de effecten van de verdieping 48'-43'. Plan van aanpak – rapport 2, Project Monitoring Verdieping Westerschelde. RWS Directie Zeeland rapport Middelburg.

Huijs, S. & G. Krijger 1998

Prognose ecotooparealen over 25 jaar. Nota AXW-98.007, RWS Directie Zeeland, Middelburg.

Kornman, B. P. Kamermans & P. Tydeman (2001)

De handel en wandel van kokkel en nonnetje in het eerste levensjaar. Kennis en inzicht voor herstel, inrichting en beheer op basis van literatuur en veldonderzoek. Rapport RIKZ/2001.036

Poot, M.J.M., K.L. Krijgsveld, S.L.G.E. Burgers, P.W. Van Horssen & T.J. Boudewijn (2002?)

Ontwikkelingen bij watervogels in de Westerschelde in relatie tot mogelijke effecten van vaargeulverruiming 48'-43'. Een nadere analyse van trends bij watervogels en groei van visdiefkuikens gerelateerd aan hydrologische, morfologische en ecologische veranderingen. Bureau Waardenburg b.v. Culemborg. Rapport nr. 02-133.

Rijkswaterstaat, DZL (1996)

Ontwikkelingen in de Westerschelde; prognose voor de komende 25 jaar. Nota AXW-96.009/NWL-96.14/RIKZ-96.006.

Sokal, I. & F.J. Rohlf (1936)

Biometry: The principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman and Company. 3rd edition, 1995. 850 p.

Sistermans, W.H.C., H. Hummel, O.J.A. van Hoesel, M.M. Markusse, M. Rietveld & J.M. Verschuure 2002

Het macrozoobenthos van de Westerschelde, De Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het najaar 2001. Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEME, Yerseke.

Stikvoort E.C. & M. Vink 2001

Datarapportage ecologie monitoring verruiming Westerschelde T₂ (t/m 2000). RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee. Werkdocument RIKZ/AB/2001.817x

Twisk, F. (2003)

Ecotopen kaart werkdocument

Van Berchum, A.M. & E.C. Stikvoort 1999

Monitoring van de effecten van de verruiming 48'/43'. Werkdocument met betrekking tot chemie biologie, periode 1997 en 1998. RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee. Werkdocument RIKZ/AB/1999.811x

Vroon, J.H., C. Storm, L.A. Uit den Bogaard & J. Coosen 1996

Habitatarealen in de Westerschelde; veranderingen tussen 1960 en 1990 en een prognose voor de toestand na de komende verdieping. RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee. Werkdocument RIKZ/AB-96-815x.

Ysebaert, T. & P.M.J. Herman (In prep)

The BIOMON-MOVE data set 1992-2001: general spatial and temporal patterns of estuarine macrobenthic species and relationships with derived environmental variables.

Ysebaert, T. P.M.J. Herman, J.E. Hewitt & S.F. Thrush (In prep)

Modelling spatial variability in soft-sediment macrobenthic species distributions: controlling factors at the scale of a tidal flat. Submitted to Ecology.

Ysebaert, T. & P.M.J. Herman (In prep)

Bodemdieren in een estuarine omgeving. Het beschrijven, modelleren en voorspellen van bodemdieren in een estuariene omgeving. Rapport in het kader van Zeekennis. In prep.