



Monitoring van de effecten van de verruiming 48'/43'

MOVE-rapport 9, deel II: Biologische en
chemische hypothesen 2006

januari 2007





Monitoring van de effecten van de verruiming 48'/43'

MOVE-rapport 9, deel II: Biologische en
chemische hypothesen 2006

januari 2007

Onderliggende rapportage bij
MOVE rapport 10 Eindrapportage 2006

Werkdocument RIKZ/ZDA/2007.809w



Colofon

Uitgegeven door: Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelbrug

Informatie: Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelbrug
Telefoon: 0118 - 622 000
Fax: 0118 - 622 999

Auteurs: Bert Wetsteijn, Fred Twisk, Peter Meininger,
Erik van Zanten, Dirk van Maldegem

Met medewerking van: Bert van Eck, Jan Pieters, Dick de Jong

Opmaak: Harriëtte Holzhauer

Datum: 23 januari 2007

Interne kwaliteitsborging: Bert van Eck, Fred Twisk, Dick de Jong,
Geert den Hartog, Gerard Spronk, Peter
Meininger.

Externe kwaliteitsborging: K. Essink, *NIOO-CEME*: J. Kromkamp, T.
Ysebaert, P. Herman; *Alfred Wegener*
Instituut: J. van Beusekom; *SOVON*: K.
Koffijberg

Disclaimer Dit werkdocument wordt uitgegeven om geïnteresseerden de gelegenheid te bieden kennis te nemen van de voortgang van het desbetreffend onderzoek, technisch advies of meetrapportage. Benadrukt wordt dat de gezichtspunten in dit werkdocument niet noodzakelijk overeen behoeven te komen met de officiële gezichtspunten of het beleid van de Directeur-Generaal van Rijkswaterstaat. Met de in dit werkdocument gegeven informatie dient derhalve met de nodige voorzichtigheid te worden omgegaan, aangezien de hierin vermelde conclusies in de loop van verder onderzoek of anderszins mogelijk herzien dienen te worden.

Het Rijk sluit iedere aansprakelijkheid uit voor schade die het gebruik van de in dit werkdocument opgenomen gegevens mocht voortvloeien.

Voorwoord 6

1. Inleiding 8

- 1.1 Achtergrond 8
- 1.2 Doelstelling hypothesesdocument 8
- 1.3 Hypothesedocumenten 2003 en 2006 9
- 1.4 Leeswijzer 10

2. Biologische hypothesen 11

- 2.1 Inleiding biologie 11
- 2.2 Ecotopen 13
- 2.3 Primaire productie fytoplankton 27
- 2.4 Primaire productie microfytobenthos 60
- 2.5 Bodemdieren 79
- 2.6 Vogels 96

3. Chemische hypothesen 120

- 3.1 Inleiding chemie 120
- 3.2 Waterbodemkwaliteit 122
- 3.3 Waterkwaliteit 133

4. Aanbevelingen 139

- 4.1 Biologie 139
- 4.2 Chemie 139

Literatuur 140

Bijlage A Overzicht meetplan MOVE 151

Bijlage B Recente rapporten mbt zwevend stof versus doorzicht 154

Bijlage C Locaties chlorofyl-a bemonsteringen 157

Bijlage D Belangrijke habitatvariabelen voor microfytobenthos 160

Bijlage E Jaargemiddelde chlorofyl-a 161

Bijlage F Jaarproductie 164

Bijlage G Gemiddelde primaire productie van microfytobenthos 167

Bijlage H	Oppervlakte per ecotoop 168
Bijlage I	Jaarproductie per ecotoop 169
Bijlage J	Internationale betekenis Westerschelde watervogels 170
Bijlage K	Trendgrafieken van internationale vogelsoorten 171

.....

Dit hypothesedocument 2006 is in opdracht van Rijkswaterstaat Zeeland door het Rijksinstituut voor Kust en Zee opgesteld. In het kader van het project MOVE (tienjarige monitoring Westerschelde verruiming 48'/43') is een meetplan opgesteld om fysische, biologische en chemische parameters in de Westerschelde na de verruiming 48'/43' te kunnen volgen. De metingen die in dit plan zijn opgenomen werden grotendeels al in andere monitoringsprogramma's verricht (MWTL en BIOMON); in enkele gevallen zijn naast deze bestaande metingen aanvullende metingen uitgevoerd (voor een overzicht zie Bijlage A). De Meetinformatiedienst Directie Zeeland (nu Meetadviesdienst) voerde de meeste metingen uit, maar ook andere afdelingen van Rijkswaterstaat, medewerkers van RIKZ, particuliere (onderzoeks)bureaus en instituten werkten mee.

RIKZ-deskundigen bewerkten en interpreteerden de gegevens. Zij beschrijven in dit rapport de methode die ze gebruikten, de resultaten en de conclusies die zij trokken. Hieronder staat een compleet overzicht wie hebben bijgedragen aan het hypotheserapport.

Om de kwaliteit van onderliggend hypothesedocument 2006 te waarborgen zijn conceptversies door de volgende instituten becommentarieerd: WL Delft, Geowetenschappen Rijksuniversiteit Utrecht, NIOO-CEME Yerseke, SOVON Beek-Ubbergen, Alfred Wegener instituut List/Sylt Duitsland, K. Essink Paterswolde.

De statistische onderbouwing van waterstanden en zoutgehaltes, de validatie van de ecotopenkaarten en de trendanalyse bodemdieren is uitgevoerd door Icastat Statistisch Adviesbureau en Adviesbureau Modelleren en Optimalisatie (AMO). Grontmij heeft met GIS de vergelijking van de ecotopenkaarten uitgevoerd. Delta Projectmanagement (DPM) heeft de hoofdstukken over vogels samengesteld

**Overzicht betrokkenen die hebben bijgedragen aan het
hypothesedocument.**

	Hoofdstuk	Deelhoofdstuk	Auteur en medeauteur	Interne borging	Externe borging
Deel I: Fysische hypothesen	Voorwoord		Lilian Withagen	Bert van Eck	
	Inleiding		Lilian Withagen	Bert van Eck	
	Fysische hypothesen	Inleiding	Lilian Withagen	Bert van Eck	
		Waterstanden en getijverschillen	Harriëtte Holzhauer	Leen Dekker ¹ , Gert-Jan Liek, Dirk van Maldegem, Edwin Parée	P. Baggelaar, E. vd Meulen, J.H. vd Berg ⁵ , Z.B. Wang ⁶
		Getijvolume	Harriëtte Holzhauer	Leen Dekker, Gert-Jan Liek, Dirk van Maldegem, Edwin Parée	J.H. vd Berg, Z.B. Wang
		Stroomsnelheden	Dirk van Maldegem	Harriëtte Holzhauer, Leen Dekker, Gert-Jan Liek, Edwin Parée	J.H. vd Berg, Z.B. Wang
		Zout	Harriëtte Holzhauer, Jan Pieters	Gert-Jan Liek	P. Baggelaar, E. vd Meulen, J.H. vd Berg, Z.B. Wang
		Zandtransporten	Harriëtte Holzhauer	Edwin Parée, Gert-Jan Liek	J.H. vd Berg, Z.B. Wang
		Inhouden en volumes	Harriëtte Holzhauer	Dick de Jong, Edwin Parée, Gert-Jan Liek	J.H. vd Berg, Z.B. Wang
		Arealen	Harriëtte Holzhauer	Dick de Jong, Edwin Parée, Gert-Jan Liek	J.H. vd Berg, Z.B. Wang
		Bodemsamenstelling	Harriëtte Holzhauer, Jan Pieters	Dick de Jong	J.H. vd Berg, Z.B. Wang
		Sedimentatie op schorren	Harriëtte Holzhauer, Dirk van Maldegem	Dick de Jong	T.J Bouma ⁷ , J.H. vd Berg, Z.B. Wang
		Geulwandverdediging	Edwin Parée ¹	Dirk van Maldegem	J.H. vd Berg, Z.B. Wang
		Baggeren, storten en zandwinning	Bert van Eck, Gert-Jan Liek, Edwin Parée	Kees van Westenbrugge ¹ , Edwin Parée	
		Synthese fysica	Harriëtte Holzhauer	Diverse auteurs. Zie hierboven	
	Aanbevelingen deel I				
Deel II: Biologische en Chemische hypothesen	Biologische hypothesen	Inleiding	Lilian Withagen	Bert van Eck	
		Ecotopen	Kaarten: Imre Schep ¹ en Edwin Parée. Validatie: P.Baggelaar ² , E. vd Meulen ³ . Verschilkaart Grontmij	Fred Twisk, Dick de Jong, Bert van Eck	K. Essink
		Primaire productie fytoplankton	Bert Wetsteijn, Jan Pieters	Discussie Geert de Hartog ¹ , Gerard Spronk	J. Kromkamp ⁷
		Primaire productie microphytobenthos	Bert Wetsteijn	Dick de Jong	J. van Beusekom ⁸
		Bodemdieren	Fred Twisk		K. Essink, T. Ysebaert ⁷
		Vogels	Floor Arts ⁴ , Mark Hoekstein ⁴	Peter Meininger	K. Koffijberg ⁹
	Chemische hypothesen	Inleiding	Bert van Eck		
		Waterkwaliteit	Eric van Zanten	Bert van Eck	
		Waterbodembodemkwaliteit	Eric van Zanten	Bert van Eck	
	Aanbevelingen deel II		Dirk van Maldegem	Diverse auteurs. Zie hierboven	
	Redactie		Bert van Eck, Harriëtte Holzhauer, Dirk van Maldegem		

¹RWS Zeeland, ²ICASTAT, ³AMO, ⁴Delta Project Management (DPM), ⁵Bureau Morfodynamica, ⁶WL Delft Hydraulics, ⁷NIOO-CEME, ⁸Alfred Wegener Instituut, ⁹SOVON

1. Inleiding

.....

1.1 Achtergrond

Van juli 1997 tot juli 1998 is de verruiming 48'/43' van de Westerschelde uitgevoerd. Rijkswaterstaat Zeeland startte in 1995 het project MOonitoring VERdieping Westerschelde (MOVE) op, om tussen 1996 en 2006 de fysische, biologische en chemische effecten van deze verruiming op de Westerschelde te kunnen signaleren en op basis van gegevens het bagger-, stort- en zandwinbeleid te kunnen bijsturen. Bovendien zouden gegevens de mogelijkheid bieden om onderzoek te doen om zo de gevolgen, maar ook de effectiviteit van toekomstige ingrepen beter te kunnen voorspellen. MOVE steunt op een meetplan en op hypothesen (De Jong *et al.*, 1997).

Het metingenplan maakt zo veel mogelijk gebruik van metingen die al in een ander kader uitgevoerd worden. De hypothesen maakten de bestaande verwachtingen toetsbaar. Ze zijn opgesteld vanuit de toen bestaande visie over hoe de Westerschelde als systeem functioneerde en hoe het systeem zich zou ontwikkelen na de verruiming 48'/43'. Deze visie was vooral gebaseerd op de studie OOSTWEST (Vroon *et al.*, 1997). De hypothesen beschrijven voornamelijk grootschalige veranderingen van de Westerschelde en zijn meestal opgesplitst in drie deelgebieden (west, midden en oost). Een aantal hypothesen beschrijft ontwikkelingen die zich op een kleinschalig of lokaal niveau afspelen.

Naast MOVE startte het kennisontwikkelingsproject ZEEKENNIS (Kater, 2005). De opzet was dat deze projecten samen zouden leiden tot het vergroten van inzicht in het fysisch en ecologisch functioneren van de Westerschelde, om zo te kunnen voldoen aan de eisen die het beleid en het juridisch kader stellen. ZEEKENNIS is in december 2005 afgerond. De toegenomen kennis en inzichten die opgedaan zijn in ZEEKENNIS, zijn in deze eindevaluatie van MOVE gebruikt.

1.2 Doelstelling hypothesesdocument

De toetsing van de MOVE hypothesen in dit hypothesesdocument 2006 vormt de technisch-wetenschappelijke basis voor het eindrapport MOVE. Het is feitelijk en inhoudelijk gericht. Het eindrapport MOVE gebruikt de conclusies van het hypothesesdocument als uitgangspunt voor een meer samenhangende beschrijving binnen de disciplines fysica, biologie en chemie en een overkoepelende beschrijving van de gevolgen van de verruiming en het daarna gewijzigde bagger- en stortbeleid voor de Westerschelde.

1.3 Hypothesedocumenten 2003 en 2006

In 2003 is een tussenevaluatie uitgevoerd (Stikvoort *et al.*, 2003). De hypothesen uit 1996 werden, voor zover mogelijk, stuk voor stuk getoetst aan monitoringsgegevens. Het rapport beschreef per hypothese de procedure die werd gebruikt om van de beschikbare data te komen tot een toetsing van de hypothese. Daarna werd de hypothese wel of niet verworpen op basis van data-analyse en expert-judgement.

In 2003 werd vastgesteld dat de hypothesen een goede weergave zijn van het scala aan mogelijke grootschalige effecten van de ingreep op de fysica, morfologie, biologie en water- en waterbodembodemkwaliteit. Aan de andere kant werd duidelijk dat niet alle onderliggende aannames uit 1996 nog wetenschappelijk verantwoord waren en diverse hypothesen bleken niet te toetsen aan de hand van de beschikbare gegevens.

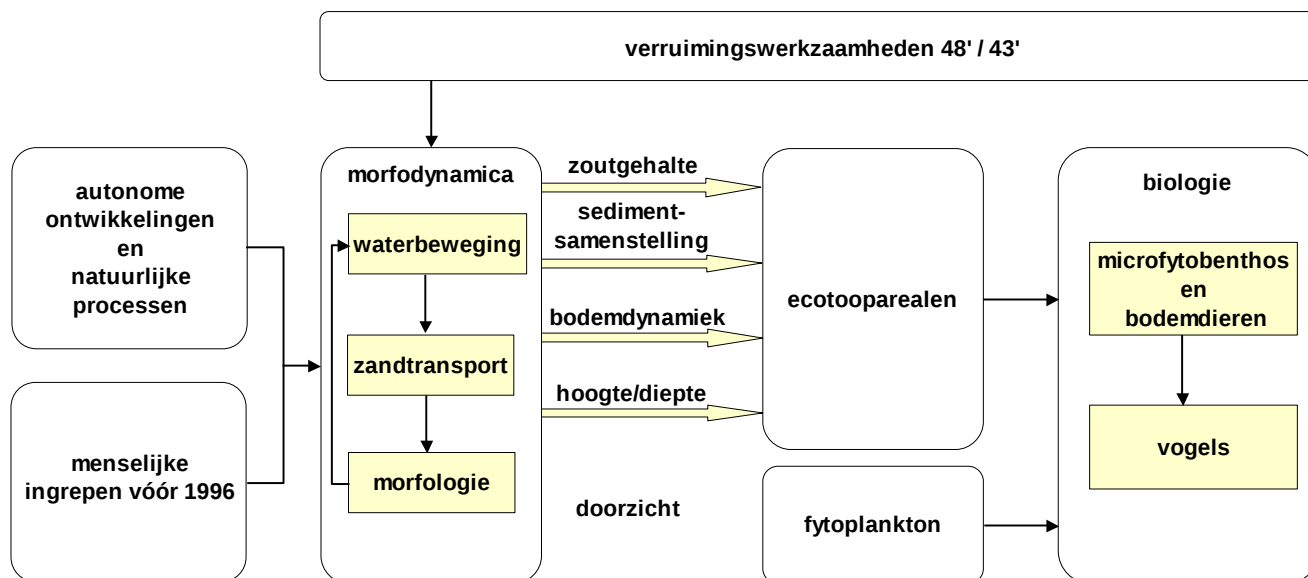
Om de continuïteit te waarborgen en om communicatieve redenen is besloten in deze eindevaluatie 2006 toch grotendeels de oorspronkelijke hypothesen te gebruiken en dus het hypothesedocument 2003 te actualiseren. Een bijkomend argument hiervoor was verder dat de instandhoudingdoelstellingen in het kader van Natura2000 en de maatlatten in het kader van de KRW nog niet beschikbaar waren. De nieuwe gegevens, over het algemeen tot en met 2005, zijn verwerkt en daarna zijn de hypothesen – voor zover mogelijk – opnieuw getoetst. Daarnaast is nadrukkelijk aan de schrijvers van de hoofdstukken gevraagd om ook naar de gegevens te kijken op basis van de stand van de huidige kennis en zijn waargenomen ontwikkelingen die niet onder de geformuleerde hypothesen vallen, ook opgenomen. Dit heeft tot een hypothesedocument 2006 geleid dat soms wat afwijkt van het eindrapport. Bewust is ervoor gekozen om achteraf het hypothesedocument niet tot in detail aan te passen aan het eindrapport. Tenslotte staan in dit hypothesedocument 2006 gegevens met betrekking tot het baggeren en storten en de zandwinning.

Drie hoofdstukken, te weten ontwikkeling kust, morfologische dynamiek en kraam- en kinderkamerfunctie, staan niet meer in het hypotheserapport 2006. De ontwikkeling kust valt buiten het gebied (Westerschelde met westgrens de lijn Vlissingen Breskens) van dit rapport. Voor het hoofdstuk kraam- en kinderkamerfunctie zijn er geen nieuwe gegevens of inzichten. Het hoofdstuk morfologische dynamiek is vervallen omdat recente inzichten de in het 2003 document gebruikte methode niet meer ondersteunen en er vervolgens geen tijd meer was om, binnen de doelstelling van MOVE, een nieuwe aanpak te realiseren.

Figuur 1.3-1 geeft schematisch weer hoe het hypotheserapport is opgebouwd. De opbouw volgt zo veel mogelijk hoe volgens de huidige inzichten ingrepen in het Westerscheldesysteem doorwerken. Een belangrijk uitgangspunt hierbij is dat veranderingen in de fysica als gevolg van de verruiming samen met enkele autonome ontwikkelingen en ingrepen sturend zijn voor veranderingen in de biologie en chemie.

Een gedetailleerd fysisch denkmodel - een overzicht van de veronderstelde fysische processen en relaties, zoals ontwikkeld in het hypotheserapport 2003 en in deze evaluatie gebruikt, staat in de inleiding van het hoofdstuk fysica. Informatie over de ecotopen, in concreto het zoutwaterecotopenstelsel (ZES), is te vinden in de inleiding van het hoofdstuk ecotopen.

Figuur 1.3-1: Schematische voorstelling van de effecten c.q. indeling hypothesedocument, mede gebaseerd op Hoeksema et al. (2002)



1.4 Leeswijzer

Het hypothesedocument, zie Figuur 1.3-1, is opgezet in vijf delen: ingrepen, morfodynamica, ecotopen, biologie en chemie.

Per onderdeel worden eerst de hypothesen genoemd, daaronder staat cursief de uitleg van de hypothese om de achterliggende gedachtegang te verduidelijken. Daarna worden de hypothesen getoetst. In de discussie komen verdergaande gezichtpunten en waargenomen ontwikkelingen naar voren die wel in de lijn van de hypothesen liggen, maar niet in een hypothese vervat zijn.

Het totale hypothesedocument is opgedeeld in twee delen (Fysische hypothesen en Biologische en Chemische hypothesen) waarvan dit deel twee is. Het deel van de fysische hypothesen wordt afgesloten met het hoofdstuk Synthese. Beide delen worden afgesloten met een hoofdstuk Aanbevelingen.

2. Biologische hypothesen

.....

2.1 Inleiding biologie

Planten en dieren kunnen alleen daar voorkomen, waar de omgeving aan bepaalde voorwaarden voldoet. De eisen die aan die leefomgeving gesteld worden verschillen van soort tot soort. Afhankelijk van de functies die een gebied vervult kan sprake zijn van een paaigebied, opgroei-, broed-, rui- of bijvoorbeeld foerageergebied voor één of meer soorten. De verschillende plant- en diergroepen die in dergelijke gebieden in de Westerschelde voorkomen vertonen vaak een sterke onderlinge afhankelijkheid. Zo kan bijvoorbeeld de verandering van een bodemdierengemeenschap gevolgen hebben voor de vogels die daarop foerageren.

De geschiktheid van een locatie als leefgebied wordt bepaald door zowel morfologische, chemische als biotische condities. Een estuarium als de Westerschelde is van nature een zeer dynamisch systeem. Het staat sterk onder invloed van de getijdebeweging en variërende zoutgehalten. Slikken, platen en geulen zijn constant onderhevig aan veranderingen, zowel in samenstelling, ligging als relatieve omvang. Daarmee veranderen tevens de leefomstandigheden voor planten en dieren. De gevarieerdheid en dynamiek van de Westerschelde resulteren in een bijzondere flora en fauna en vormen de basis van de bijzondere natuurwaarden van het systeem. De instandhouding van voldoende leefgebieden voor deze kenmerkende plant- en diersoorten is een voorwaarde voor het duurzaam functioneren van het estuariene voedselweb. Het vermogen van het estuarium om zich te herstellen na een ingreep is daarbij van essentieel belang.

De verruimingswerkzaamheden hebben primair effect op de fysische karakteristieken van het systeem, zoals de waterbeweging, omvang van platen en slikken en de inhoud van geulen. Binnen het project MOVE zijn de sterke relaties tussen organismen en hun fysische leefomgeving uitgangspunt geweest voor het opstellen van hypothesen over de ontwikkeling van diverse plant- en diergroepen na de verruimingswerkzaamheden. In de Westerschelde werden daartoe leefgebieden onderscheiden (ecotopen) waarvan het voorkomen kon worden bepaald door de combinatie van fysische factoren die essentieel zijn voor de diverse leefgebieden of ecotopen. Voor elk ecotoop werd een uitspraak gedaan (zie Huijs en Krijger, 1998) over de geschiktheid als leefgebied voor elk van de beschouwde plant- en diergroepen. Bovendien werden door Huijs en Krijger (1998) prognoses opgesteld over de te verwachten areaalveranderingen van de ecotopen als gevolg van de verruiming en autonome ontwikkelingen. Hierdoor ontstond een beeld van de gevolgen van de verruiming en autonome ontwikkelingen voor de beschouwde plant- en diergroepen.

In het eerste hoofdstuk van het deel biologie worden de veranderingen in ecotopen beschreven en worden de resultaten afgezet tegen de door Huijs en Krijger opgestelde hypothesen. De beschrijving blijft beperkt tot de benthische (bodemgebonden) ecotopen. De pelagisch (waterkolom) gebonden ecotopen komen niet aan bod. In de hoofdstukken erna komen primaire productie fytoplankton, primaire productie microfytobenthos, bodemdieren en tenslotte de diverse vogelfuncties van de Westerschelde aan de orde. Fytoplankton en microfytobenthos zijn voedsel voor respectievelijk de suspensie etende bodemdieren en de bodemdieren die de op het sediment oppervlak levende algen eten. De diverse bodemdieren zijn op hun beurt weer voedsel voor diverse bodemdieretende vogelsoorten. Met name de bodemdieretende soorten die foerageren op slikken en platen komen daarbij aan bod omdat de bodemdieretende vogelsoorten van groot belang zijn voor de Westerschelde en omdat werd verwacht dat de gevolgen van de verruiming het grootst zouden zijn voor de slikken en platen. Een synthese sluit het biologie deel van het hypothesedocument af.

2.2 Ecotopen

Organismen hebben, naast bijvoorbeeld voedsel, een leefgebied (habitat) nodig om in een watersysteem voor te kunnen komen. Het voorkomen van vele planten- en diersoorten op een bepaalde locatie is sterk afhankelijk van de omgevingscondities ter plaatse. Zo zijn veel steltlopers voor hun voedselvoorziening afhankelijk van droogvallende, laagdynamische slikken en platen, die doorgaans rijk zijn aan bodemdieren. Ondiepwater gebieden hebben een belangrijke kinderkamerfunctie voor jonge vis en garnaal. Het leefgebied van bentische diatomeeën in de troebele Westerschelde is beperkt tot de droogvallende slikken en platen. Veranderingen in kwaliteit en arealen van deze leefgebieden zullen daarom gevolgen hebben voor de levensgemeenschap die hiervan afhankelijk is.

Elke soort stelt z'n eigen eisen aan de leefomgeving. De abiotische (niet-levende) factoren die het habitat bepalen, zoals overspoeling en sedimentsamenstelling variëren meestal geleidelijk over de ruimte. Omdat daarnaast de habitateisen van verschillende soorten overlap vertonen, verandert ook het voorkomen van die soorten geleidelijk van plaats tot plaats.

Ecotopen zijn gebieden met kenmerkende eigenschappen; ze worden gedefinieerd door een classificatiesysteem, het ecotopenstelsel, dat probeert zo goed mogelijk onderscheid te maken tussen gebieden waarin organismen met min of meer dezelfde habitateisen voorkomen. Ecotopen zijn dus de leefgebieden van 'levensgemeenschappen'.

Functies van ecotopen zijn bijvoorbeeld voortplantings-, rust-, rui-, en foerageergebied. De verschillende plant- en diergroepen die in de Westerschelde voorkomen zijn met elkaar verbonden via voedselketens. Verandering in de bodemdiergemeenschap bijvoorbeeld kan gevolgen hebben voor de steltlopers die hierop foerageren.

Een estuarium als de Westerschelde is van nature een zeer dynamisch systeem. Het staat sterk onder invloed van de getijdebeweging en variërende zoutgehalten. Slikken, platen en geulen zijn constant onderhevig aan veranderingen, zowel wat betreft de ligging, de relatieve omvang als de bodemkenmerken. De instandhouding van voldoende leefgebieden voor kenmerkende plant- en diersoorten en het behoud van gradiënten zijn voorwaarden voor het duurzaam functioneren van het estuariene voedselweb. De gevarieerdheid en dynamiek van de Westerschelde resulteren in een bijzondere flora en fauna en vormen de basis van de bijzondere natuurwaarde van het systeem.

De verruimingswerkzaamheden hebben primair effect op de fysische karakteristieken van het watersysteem zoals de waterbeweging en de aard en omvang van plaat- en slikgebieden. Vanwege de sterke relatie van de planten en dieren met hun leefomgeving zullen deze veranderingen doorwerken op die organismen.

In de volgende paragrafen worden de gebruikte ecotopenindeling en de ontwikkelingen in ecotooparealen beschreven.

Ecotopen als brug tussen fysica en biologie

In het project MOVE is gekozen voor het gebruik van ecotopen als schakel tussen enerzijds de fysische processen en anderzijds de bodemgebonden organismen die in de Westerschelde voorkomen, zoals bodemalgen, bodemfauna en steltlopers. In het fysisch denkmodel (Arends, 1999; Liek, 2001) zijn de morfologische ontwikkelingen verwoord die zullen plaatsvinden in de Westerschelde na de verruiming 48'-43'. Dat denkmodel tracht de fysische processen en de invloed van de verruiming daarop weer te geven. Door het maken van ecotopenkaarten wordt getracht het resultaat van die processen (veranderingen in de ligging en omvang van leefgebieden) door te vertalen naar de bestaansmogelijkheden voor de beschouwde planten en dieren.

Binnen het project zijn hypothesen opgesteld over hoe diverse plant- en diergroepen zich in de Westerschelde zullen ontwikkelen na de verruimingswerkzaamheden. Daartoe zijn de morfologische eenheden waar de fysische hypothesen betrekking op hebben, nader onverdeeld in ecotopen. Die meer gedetailleerde opsplitsing is gebaseerd op ecologisch relevante factoren als droogvalduur, water- en bodemdynamiek en sedimentsamenstelling. Zo is de morfologische eenheid 'platen en slikken' bijvoorbeeld opgesplitst in een hoog- en laagdynamisch deel.

Ieder ecotoop heeft een bepaalde geschiktheid voor de organismen toegedicht gekregen. Veranderingen in fysische karakteristieken van de Westerschelde kunnen zo, via veranderingen in fysiotoop- en ecotooparealen, worden doorvertaald naar de gevolgen voor de biologie. De basis voor de ecologische hypothesen wordt gevormd door de geprognoseerde veranderingen in ecotooparealen zoals beschreven door Huijs en Krijger (1998).

Het maken van ecotopenkaarten

Voor de ecotopenkaarten die vervaardigd zijn ten behoeve van de onderhavige evaluatie is op onderdelen afgeweken van de ecotopenindeling die ten grondslag ligt aan de biologische hypothesen. De overeenkomsten en verschillen tussen beide indelingen en de motieven voor het gebruik van het nieuwe ecotopenstelsel worden hieronder beschreven.

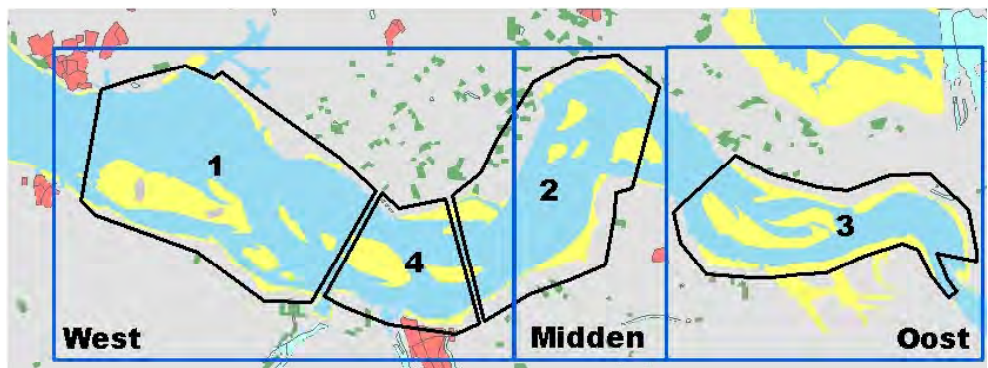
Bij de aanvang van het MOVE-project zijn binnen de morfologische eenheid 'platen en slikken' en 'ondiepwater' zeven verschillende ecotopen gedefinieerd. In ondiep water en in het intergetijdengebied werden delen met een grotere of kleinere water- en bodemdynamiek onderscheiden. Voor het ondiep water werd dat onderscheid gebaseerd op informatie over de stroomsnelheden, berekend met behulp van waterbewegingsmodellen. Voor het intergetijdengebied werd gebruik gemaakt van het onderscheid tussen bijvoorbeeld geribbelde

(hoogdynamische) en niet-geribbelde horizontale (laagdynamische) bodems, zoals dat op luchtfoto's te zien is.

Verder werd binnen het laagdynamische intergetijdengebied gekeken naar de hoogteligging (boven of onder NAP) en de slibrijkdom van het sediment. Voor elk van die ecotopen werd, op basis van expert kennis, bepaald wat de relatieve waarde ervan is als leefgebied voor bodemalgen (microfytobenthos), bodemdieren (macrozoöbenthos), vis en garnaal. De meest geschikte ecotopen kregen een waarde 100 en ongeschikte een waarde van 0%. De geschiktheid als foerageergebied voor steltlopers werd gelijkgesteld aan die van de ecotopen op platen en slikken voor bodemdieren. De geschiktheid voor zichtjagende viseters, zoals sterns, werd gelijkgesteld aan die van de ondiepwater-ecotopen voor vis en garnaal.

Uit verschillende achtergronddocumenten valt af te leiden, dat de schematisatie van de Westerschelde, zoals die destijds gebruikt werd bij analyses van de hydromorfologische ontwikkelingen en het ontwerp van fysische rekenmodellen een grote rol speelde bij de gekozen morfologische indeling (referenties in Vroon *et al.* 1997). De ecotopenindeling is vervolgens op die morfologische indeling gebaseerd. Kennis over de historische ontwikkeling van deze morfologische eenheden, inzicht in hydromorfologische processen en de verwachte invloed van ingrepen daarop, zijn gebruikt om de toekomstige veranderingen in de omvang van die gebieden in te schatten. Daarbij werden het westelijk, midden en oostelijk deelgebied van MOVE apart bekeken (Figuur 2.2-1).

Figuur 2.2-1: Ligging MOVE-deelgebieden (West, midden en oost)



Meer recent is een ecotopenstelsel ontworpen dat nog steeds gebaseerd is op dezelfde fysische factoren, maar dat meer verschillende ecotopen kent en waarin de 'oude' fysische schematisatie van de Westerschelde is losgelaten (Bouma *et al.*, 2005). Grenzen tussen ecotopen zijn aangepast en daarnaast is het zoutgehalte toegevoegd als extra habitatfactor. In de 'oude' indeling fungeert de grens tussen de MOVE-deelgebieden midden en oost als de overgang naar de brakke zone van de Westerschelde. Bouma *et al.* (2005) hebben gekozen voor een zoutgehalte van 18 (wat overeenkomt met een chloridegehalte van 10 promille) als grens tussen de zoute en brakke zone, waarbij de ligging van die grens bepaald wordt aan de hand van zoutgehaltemetingen gedurende het gehele jaar, maar alleen voor de

momenten van hoogwater. Bij het vervaardigen van de ecotopenkaarten voor onderhavig project is geen rekening gehouden met de van jaar tot jaar wisselende ligging van die zoutgrens. Voorrang is gegeven aan de veranderingen in de overige factoren, zoals diepte, dynamiek en sedimentsamenstelling, omdat vooral die door de verruiming kunnen worden beïnvloed.

Bij het ontwerpen van het nieuwe ecotopenstelsel zijn de verschillen in het voorkomen van organismen, en de (waarden van) fysische factoren die dat bepalen, uitgangspunt geweest. De schematisatie van fysische rekenmodellen was dus niet meer leidend. Bij het definiëren van de ecotopen is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van expert kennis en informatie uit de literatuur over het voorkomen van bodemgebonden organismen om de grenzen tussen ecotopen te bepalen.

Het onderscheidend vermogen van het ecotopenstelsel werd door Bouma *et al.* niet onderzocht, zodat de validiteit van het stelsel, als model voor de ruimtelijke variatie in het voorkomen van bodemgebonden planten en dieren, niet bekend was voordat het werd toegepast in de onderhavige studie. Daarom werd, als onderdeel van deze evaluatie, gepoogd in elk geval voor de bodemfauna dat onderscheidend vermogen te bepalen met behulp van veldgegevens.

2.2.1. Dataverwerking

De ecotopenkaarten die hier worden gepresenteerd zijn vervaardigd met gebruikmaking van het door Bouma *et al.* beschreven ecotopenstelsel (ZES.1). Ze geven de situatie weer uit 1996, 2001 en 2004. De eerste kaart betreft dus de toestand kort voor de verruiming, de tweede die van vijf jaar later en de derde nog eens drie jaar later. De kaarten zijn geproduceerd door de Meetadviesdienst van Rijkswaterstaat Zeeland, waarbij medewerkers van het Rijksinstituut voor Kust en Zee de werkzaamheden begeleidden. De gebruikte informatie (GIS-bestanden) en gevolgde procedure zijn uitgebreid beschreven in Schep (2006). De aanpak wordt hier beknopt weergegeven.

Er is gebruik gemaakt van GIS-kaarten met informatie over de zoutgehalteverdeling, de bodemligging (diepte/hoogte), de maximale stroomsnelheid bij springtij, de droogvalduur (intergetijdengebied) en geomorfologie (intergetijdengebied). Laatstgenoemde kaarten betreffen luchtfoto-interpretaties, waarbij het uiterlijk van de bodem gebruikt is om onderscheid te maken tussen meer en minder door de waterbeweging verstoorde bodems te maken (hoge c.q. lage dynamiek). De foto's bieden daarnaast houvast voor het onderscheiden van slibarme en slibrijke delen en tonen de aanwezigheid van vegetatie. De bodemligging en droogvalduur zijn, net als de geomorfologische kaart, vervaardigd aan de hand van veldgegevens uit het betreffende jaar. Voor de kaarten van de stroomsnelheid en het zoutgehalte is gebruikt gemaakt van wiskundige modellen. Een stroomsnelheidsmodel uit 1996 is gebruikt in combinatie met gegevens over de bodemligging in 1996, 2001 en 2004. Met een waterbewegingsmodel is de jaargemiddelde zoutgehalteverdeling (hoogwatersituatie) gesimuleerd

voor de omstandigheden van 1992. De afvoer van de Schelde in dat jaar is representatief voor de langjarig gemiddelde omstandigheden. Er zijn dus geen aparte zoutkaarten gemaakt voor 1996, 2001 en 2004.

De, qua areaal, belangrijkste ecotopen die in de kaarten voorkomen zijn:

- Het hoogdynamisch sublitoraal (2.11x)
- Het laagdynamisch diep water (2.122x)
- Het laagdynamisch ondiep water (2.123x)
- Het hoogdynamisch litoraal (2.21f)
- Het fijnzandig laagdynamisch laaglitoraal (2.221f)
- Het slibrijk laagdynamisch laaglitoraal (2.221s)
- Het fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal (2.222f)
- Het slibrijk laagdynamisch middenlitoraal (2.222s)
- Het fijnzandig laagdynamisch hooglitoraal (2.223f)
- Het slibrijk laagdynamisch hooglitoraal (2.223s)
- Het hoogdynamisch supralitoraal (2.3x)
- Het laagdynamisch supralitoraal (2.31x)
- Pioniervegetatie (2.231)
- Schor (2.3x)

De codering tussen haakjes is ontleend aan de tabel 5.1.1 en 5.1.3 uit Bouma *et al.* (2005). Door toevoeging van een letter worden de brakke (B) en zoute (Z) versies van deze ecotopen aangeduid.

De onderverdeling van het sublitoraal is anders dan die van Huijs en Krijger (1998). In het ecotopenstelsel ZES.1 wordt geen onderscheid gemaakt tussen 'hoogdynamisch ondiepwater' en 'hoogdynamisch diep water'. Bijgevolg kunnen geen areaalveranderingen van het door Huijs en Krijger onderscheiden ecotoop 'hoogdynamisch ondiepwater' worden bepaald.

In plaats van de opdeling van het intergetijdengebied in hoge en lage delen (respectievelijk gelegen boven en onder NAP), zoals gehanteerd door Huijs en Krijger, worden in het ecotopenstelsel ZES.1 drie hoogtezones (laag, midden en hoog) onderscheiden. De grenzen tussen deze zones liggen op 25 en 75% droogvalduur. Tenslotte wordt het onbegroeide gebied boven gemiddeld hoogwater bij doortij (het supralitoraal) apart weergegeven.

De grens tussen brak en zout wordt in het ecotopenstelsel ZES.1 gelegd bij een saliniteit van 18. Omdat de ligging van die grens bepaald wordt voor de situatie tijdens hoogwater, ligt de overgang van de zoute naar de brakke zone op de kaarten meer stroomopwaarts dan de veel gebruikte grens ter hoogte van de lijn Hansweert - Perkpolder (cf. Ysebaert *et al.*, 1998).

De relatief kleine oppervlakte hardsubstraat in de ecotopenkaarten (voornamelijk veenbanken, oppervlakte maximaal 1 % van het totale gekarteerde gebied) wordt niet nader besproken.

2.2.2. Methode

De drie ecotopenkaarten (1996, 2001 en 2004) zijn op verschillende manieren geanalyseerd. In de eerste plaats is de totale omvang van de ecotopen bepaald per MOVE-deelgebied per jaar. Ten tweede is het verschil daarin tussen twee jaren berekend, dit wordt de 'netto' verandering genoemd. Er kan 'netto' sprake zijn van een gelijke omvang van een bepaald ecotoop in twee verschillende jaren, terwijl er toch veel veranderingen hebben plaatsgevonden. Dat is bijvoorbeeld het geval, wanneer gebied A, met aanvankelijk een hoogdynamische bodem, laagdynamisch wordt, terwijl in gebied B (met dezelfde omvang) het omgekeerde plaatsvindt. Het ecotoop 'hoogdynamische bodem' is in de tussenliggende jaren als het ware verhuisd van gebied A naar gebied B. Als derde zijn daarom de 'bruto' veranderingen bepaald.

Voor het achterhalen van de factoren en processen die ertoe leiden dat gebieden van ecotoop veranderen is inzicht in deze 'bruto' veranderingen nuttig. Daarnaast kunnen de locale ontwikkelingen, zeker voor organismen die gedurende meerdere jaren in hetzelfde gebied proberen te leven, van betekenis zijn. Een voorbeeld is de Strandgaper (*Mya arenaria*), die vele jaren oud kan worden en vanaf een bepaalde grootte niet meer in staat is te verhuizen naar een nieuwe locatie wanneer de locale omstandigheden te ongunstig worden.

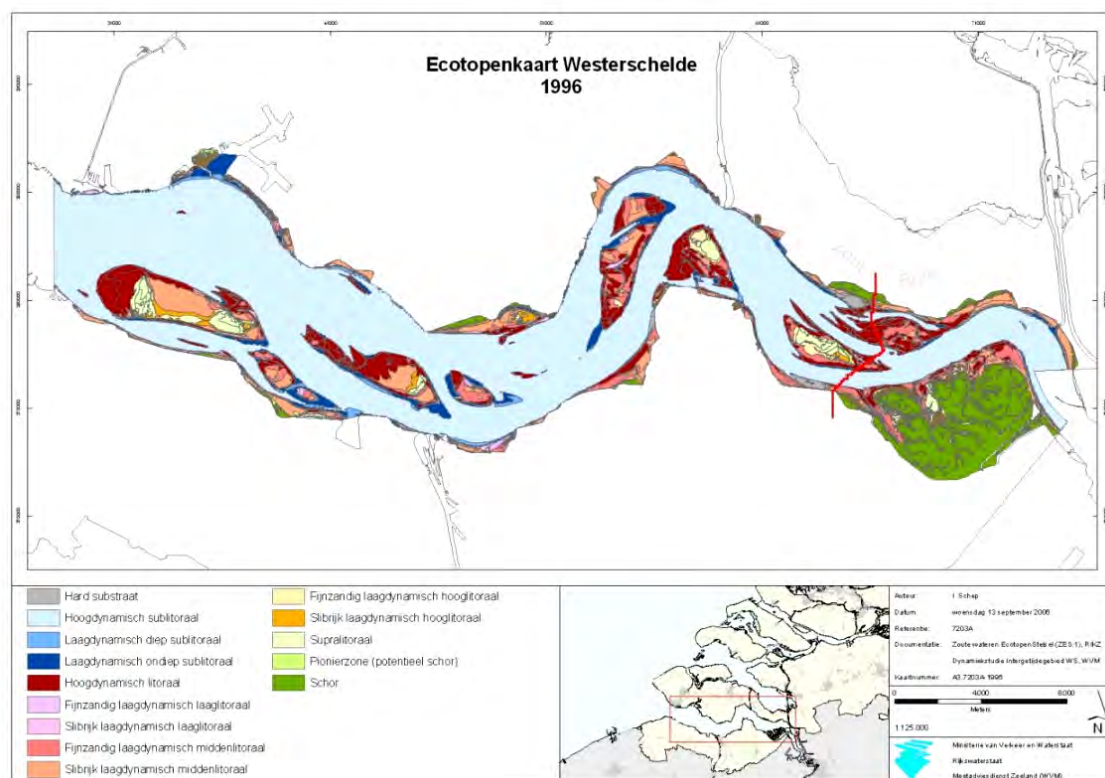
De GIS-bewerkingen die de arealen per kaart en de 'netto' en 'bruto' veranderingen van die arealen tussen twee kaarten hebben opgeleverd, zijn uitgevoerd door Rijkswaterstaat en de Grontmij (Bilthoven). Door de aard van het gebruikte GIS-materiaal en de gebruikte technieken komen getotaliseerde waardes niet altijd volledig overeen tussen enerzijds de arealen per kaart en de 'netto' arealen en anderzijds de 'bruto' arealen. De berekeningen van arealen per kaart en de 'netto' veranderingen zijn direct op de originele polygonen-bestanden gebaseerd. De berekeningen van de 'bruto' veranderingen zijn uitgevoerd op rasterbestanden (conversies van de originele polygonenbestanden naar een grid met cellen van 20 bij 20 m.). Een aantal 'witte vlekken' in de polygonenkaarten, die pas later zijn ingevuld, konden daarbij niet meegenomen worden. Door de complexiteit van de ecotopenkaarten (veel verschillende ecotopen), het aantal kaarten en de als gevolg daarvan vele verschillen die bekeken kunnen worden, moest een keuze gemaakt worden welke verschillen hier gepresenteerd konden worden. Besloten is, naast de presentatie van arealen per kaart en 'netto' veranderingen, voornamelijk de veranderingen in dynamiek, hoogteligging en sedimentsamenstelling binnen de litorale ecotopen te presenteren.

2.2.3. Resultaten: kaarten en kaartanalyses

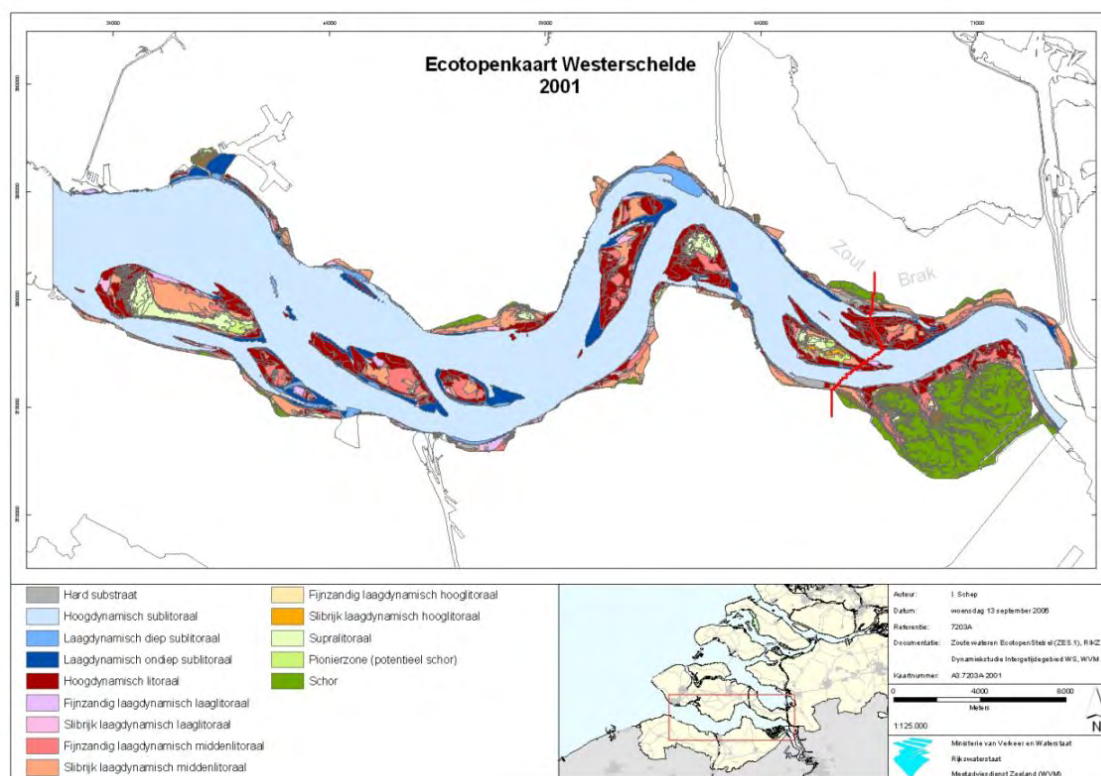
Ecotopenkaarten

De vervaardigde ecotopenkaarten zijn, in vereenvoudigde vorm, weergegeven in Figuur 2.2-2 tot en met Figuur 2.2-4. Het totale gekarteerde gebied heeft een omvang van bijna 31.000 ha en wordt begrensd door de dijklijn (situatie 2002), de zeewaartse grens van het MOVE-studiegebied en door de grens tussen België en Nederland.

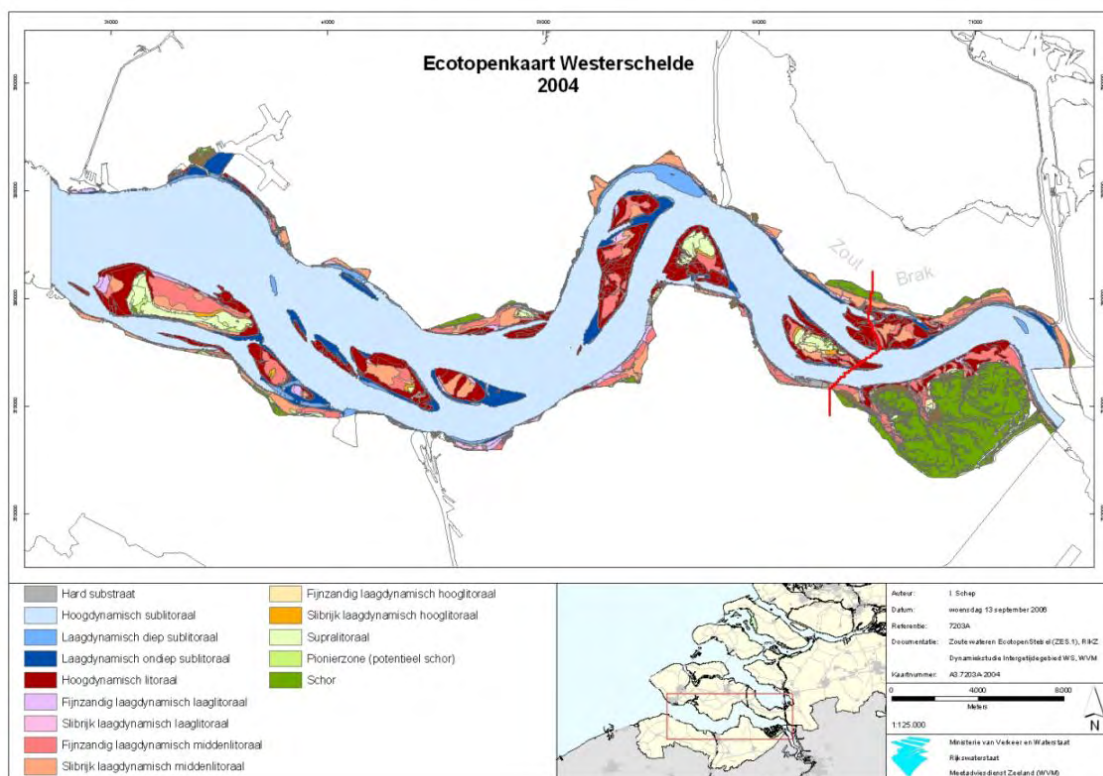
Figuur 2.2-2: Ecotopenkaart 1996. Indeling volgens het ZES.1 (Bouma *et al.*, 2005).



Figuur 2.2-3: Ecotopenkaart 2001. Indeling volgens ZES.1 (Bouma *et al.*, 2005)



.....
Figuur 2.2-4: Ecotopenkaart 2004. Indeling volgens ZES.1 (Bouma *et al.*, 2005)



De gekarteerde deelgebieden west, midden en oost beslaan respectievelijk ongeveer 16.150, 5600 en 9150 ha ofwel 52, 18 en 30 % van het gebied (Tabel 2.2-1).

.....
Tabel 2.2-1: Omvang van de gekarteerde gebieden (ha)

Deelgebied	1996	2001	2004
West	16148	16149	16145
Midden	5594	5598	5594
Oost	9144	9148	9144
Totaal	30886	30894	30883

De toepassing van het gebruikte ecotopenstelsel resulteert in zowel brakke als zoute ecotopen in het oostelijk deelgebied van de Westerschelde. In de navolgende bespreking zijn de arealen van de brakke en zoute ecotopen in dat deelgebied samen genomen. Dat is gedaan omdat in dit hoofdstuk het accent ligt op de morfologische ontwikkelingen en niet op de ecologische doorvertaling van de resulterende ecotopen. Die doorvertaling vindt plaats bij de behandeling van de ecologische hypothesen.

Arealen per kaart, 'netto' en 'bruto' veranderingen

a) Arealen per kaart

In de kaarten worden het sublitoraal (onder de laagwaterlijn¹), het litoraal (tussen laagwater- en hoogwaterlijn) en supralitoraal (boven de hoogwaterlijn) apart weergegeven.

De gebieden onder de laagwaterlijn waar hoge stroomsnelheden heersen maken het grootste deel van de kaarten uit: zo'n 18.000 ha (58 %, 'hoogdynamisch sublitoraal'). Daarnaast ligt nog eens zo'n 6 % van het gebied onder de laagwaterlijn. In die gebieden zijn de stroomsnelheden laag ('laagdynamisch diep' en 'laagdynamisch ondiep sublitoraal'). De overige 36 % van het gebied ligt boven de laagwaterlijn. Het gebied boven de hoogwaterlijn, bestaande uit het onbegroeide supralitoraal, pioniervegetaties en schorren, beslaat daarvan zo'n 3500 ha, ofwel 11 % van het gehele gekarteerde gebied. Ongeveer een kwart van de Westerschelde ligt dus in het litoraal (het gebied tussen het sub- en supralitoraal in, Tabel 2.2-2).

Tabel 2.2-2: Omvang van naar diepte/hoogte en dynamiek gegroepeerde ecotopen (hectares).

Ecotoop(groep)	1996	2001	2004
Hoogdynamisch sublitoraal	18171	17866	17888
Laagdynamisch diep sublitoraal	367	541	633
Laagdynamisch ondiep sublitoraal	1111	1358	1328
Hoogdynamisch litoraal	3284	3334	3159
Laagdynamisch litoraal	4180	3957	4098
Supralitoraal (onbegroeid)	697	691	717
Pioniervegetatie + Schor	2761	2849	2805
Overige	314	299	254

Binnen het litoraal zijn de, qua omvang, belangrijkste ecotopen onderscheiden naar de mate van dynamiek (hoog/laag), en, indien de dynamiek laag is, naar hoogteligging (laag/midden/hoog) en sedimentsamenstelling (fijnzandig/slibrijk). Het hoogdynamisch deel neemt iets minder dan de helft van het litoraal in beslag, en het laagdynamisch deel dus iets meer dan de helft. Binnen het laagdynamisch deel is, afhankelijk van het jaar, 40 tot 55% als fijnzandig gekarteerd, en de rest als slibrijk (Tabel 2.2-3).

Tabel 2.2-3: Omvang van de ecotopen binnen het litoraal (hectares).

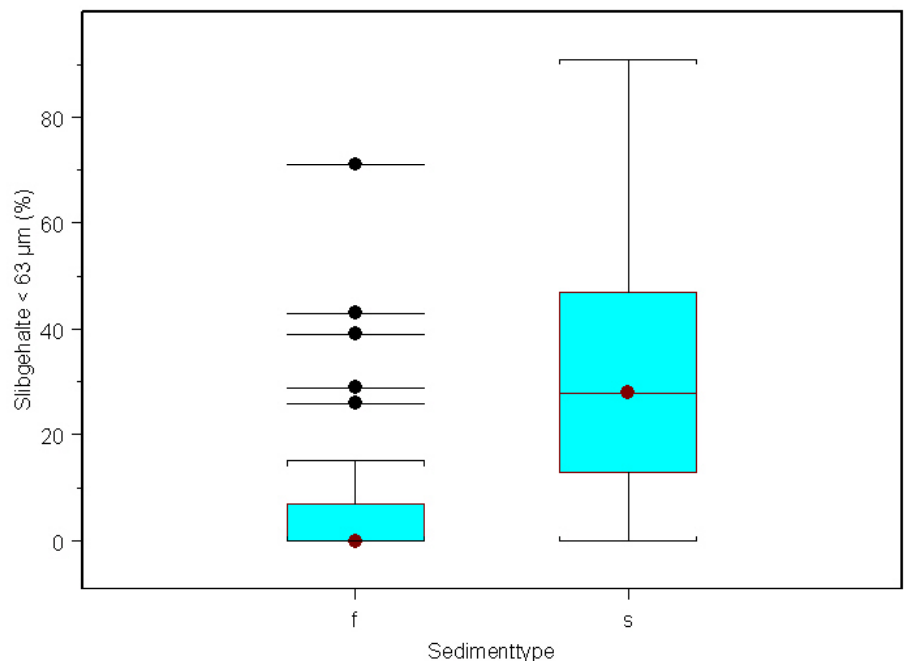
Ecotoop	1996	2001	2004
Hoogdynamisch litoraal	3284	3334	3159
Fijnzandig laagdynamisch laaglitoraal	229	384	467
Slibrijk laagdynamisch laaglitoraal	253	351	281
Fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal	1201	1140	1622
Slibrijk laagdynamisch middenlitoraal	1928	1824	1398
Fijnzandig laagdynamisch hooglitoraal	255	105	157
Slibrijk laagdynamisch hooglitoraal	314	153	173

Het verschil tussen fijnzandige en slibrijke ecotopen is éénmalig gecontroleerd, door veldgegevens over het slibgehalte van najaar 2002

¹ Dit is de laag-laagwaterlijn bij springtij

(McLaren-bemonstering) te koppelen aan de ecotopenkaart van 2001. Gemiddeld bevatten de als slibrijk gekarteerde laagdynamische delen inderdaad veel meer slib, dan de als fijnzandig gekarteerde delen (Figuur 2.2-5). De 'grens' tussen beide sedimenttypen ligt in de kaarten echter dichterbij de 10 % slib, dan bij de 25 %. Daarbij moet wel opgemerkt worden, dat de McLaren methode, doordat monsters geen voorbehandeling ondergaan alsvorens te worden geanalyseerd op deeltjesgrootte, tot een onderschatting van het slibgehalte kan leiden. Het onderscheid tussen fijnzandige en slibrijke ecotopen in de beide andere kaarten (1996 en 2004) kon niet op dezelfde wijze getoetst worden, omdat de uitgebreide McLaren-bemonstering alleen in 2002 heeft plaatsgevonden.

Figuur 2.2-5: Box-whisker-plot van de in september 2002 gemeten slibgehalten (McLaren-methode) in de fijnzandige (f) en slibrijke (s) ecotopen in het litoraal (ecotopenkaart 2001). De horizontale lijn, met stip, geeft de ligging van de mediane waarde aan. De box geeft de range aan waarbinnen de helft van de waarnemingen ligt (2^e en 3^e kwartiel). De whiskers (vertikale haarlijnen) geven het bereik aan (laagste – hoogste waarde), waarbij de extreme waarden (horizontale haarlijnen met stippen) niet zijn meegeteld.



Binnen het laagdynamisch deel van het litoraal behoort 75 % tot het middelhoog gelegen deel, de overige 25 % ligt minder dan een kwart (laaglitoraal) of meer dan driekwart van de tijd droog, maar nog wel beneden de gemiddelde hoogwaterlijn (hooglitoraal) (Tabel 2.2-3).

In de kaarten beslaat het (onbegroeide) 'supralitoraal' 691 tot 718 ha (max. 2 %), de pioniervegetatie 127 tot 195 ha (max. 1 %) en het schor ongeveer 2650 ha (9 %).

De grootste verschillen tussen de drie deelgebieden betreffen het aandeel 'hoogdynamisch sublitoraal' (70, 55 en 38 % van het deelgebiedsoppervlak in resp. west, midden en oost), het 'hoogdynamisch litoraal' (8, 16 en 11% in resp. west, midden en oost) en het schor (1, <1 en 28% in resp. west, midden en oost).

b) Veranderingen van het voorkomen van ecotopen

De veranderingen die de ecotopenkaarten laten zien beslaan twee periodes van verschillende lengte. De kaarten van 1996 en 2001 tonen

de veranderingen die zich in een periode van vijf jaar hebben voorgedaan. Tussen de kaarten van 2001 en 2004 zit slechts drie jaar.

c) 'Netto' veranderingen

Het areaal laagdynamisch ondiep water nam tussen 1996 en 2001 (eerste periode) toe met 246 ha (+4,4 % per jaar), en tussen 2001 en 2004 (tweede periode) af met 29 ha (-0,7 % per jaar). Het hoogdynamisch litoraal nam eerst toe met 50 ha en vervolgens af met 175 ha, dat is respectievelijk +0,4 en -1,7 % per jaar. Het laagdynamisch litoraal nam aanvankelijk af met 223 ha en vervolgens toe met 141 ha (resp. -1,1 en +1,2 % per jaar). Binnen het laagdynamisch litoraal namen de fijnzandige ecotopen in de eerste periode af met 57 ha (-0,7 % per jaar) en vervolgens toe met 617 ha (+12,6 % per jaar). De slibrijke ecotopen namen aanvankelijk af met 167 ha (-1,3 % per jaar) en in de tweede periode nog eens met 476 ha (-6,8 % per jaar). Het laagdynamisch middenlitoraal, bestaande uit een fijnzandige en een slibrijke versie, nam eerst af met 166 ha (-1,1 % per jaar) en vervolgens toe met 57 ha (+0,6 % per jaar). Het veel kleinere laagdynamisch laaglitoraal nam in de eerste periode toe met 253 ha (10,5 % per jaar) en daarna nog eens met 13 ha (0,6 % per jaar). Het eveneens kleine laagdynamisch hooglitoraal nam in de eerste periode af met 310 ha (-10,9 % per jaar) en in de tweede periode toe met 71 ha (+0,1 % per jaar).

Hieronder worden de verschillen die de kaarten laten zien in de beide tijdsperiodes besproken, waarbij het accent ligt op de mate waarin bijvoorbeeld laagdynamische ecotopen zijn veranderd in hoogdynamische, of zandige in slibrijke. Daarbij is gebruik gemaakt van de mogelijkheden om, met behulp van GIS-bestanden, van plaats tot plaats de veranderingen te bepalen ('bruto' verschillen). Vanwege de omvang worden de gepresenteerde waarden slechts beperkt begeleid met tabellen waarin de basisgegevens zijn vermeld.

d) 'Bruto' veranderingen, algemeen

In hectares en in procenten uitgedrukt onderging het litoraal de meeste veranderingen. In de eerste periode (1996-2001) veranderde 3393 ha (85 % van het litoraal) van ecotooptype en in de tweede periode (2001-2004) 2900 ha (68 %). Per jaar komt dat neer op respectievelijk 17 en 23 %.

In het sublitoraal was dat 1346 ha (7 % van het sublitoraal) in de eerste periode en 1163 ha (6 %) in de tweede (resp. 1,4 en 2 % per jaar). Boven hoogwater veranderde 403 ha (13 % van het supralitoraal) in de eerste en 433 ha (14 %) in de tweede periode van ecotoop. Dat is respectievelijk 2,6 en 4,7 % per jaar.

Vergeleken met de eerste periode vonden de veranderingen in de tweede periode dus sneller plaats.

Conclusie: Het litoraal is qua ecotopenstructuur veel meer veranderd dan het sublitoraal en supralitoraal. De veranderlijkheid van het litoraal is toegenomen.

e) 'Bruto' veranderingen in dynamiek van het sublitoraal

In de eerste periode (1996 - 2001) nam het areaal aan laagdynamisch sublitoraal toe met 420 ha ('ondiep laagdynamisch' en 'diep laagdynamisch' samen). In de tweede periode kwam daar nog 64 ha bij. Die uitbreiding ging in de eerste plaats ten koste van het hoogdynamisch sublitoraal en in mindere mate van het hoogdynamisch litoraal. De uitbreiding van het diepe laagdynamisch sublitoraal vond vooral plaats in de noordelijke bocht van de Westerschelde nabij Hansweert.

Conclusie: In het sublitoraal is het laagdynamisch areaal toegenomen. In de diepe delen lijkt de stroomsnelheid voldoende afgenomen te zijn om voorheen hoogdynamisch delen nu als laagdynamisch te classificeren.

f) 'Bruto' veranderingen tussen litoraal en sublitoraal

In de eerste periode veranderde in totaal 156 ha uit het litoraal in sublitorale ecotopen. Daarbij was een gebied van in totaal 148 ha dat tot het 'hoogdynamisch litoraal' behoorde. Van de 156 ha nieuw sublitoraal gebied behoorde 108 ha tot het hoogdynamische type. Er tegenover stond een omzetting van 49 ha sublitoraal gebied in (laagdynamische) litorale ecotopen.

In de tweede periode zette dit proces zich voort: in totaal 148 ha litorale ecotopen veranderden in sublitorale ecotopen. Daarbij was 122 'hoogdynamisch litoraal'. Het nieuw ontstane sublitorale gebied behoorde voor 114 ha tot het hoogdynamische ecotooptype. Er tegenover stond een omzetting van 32 ha sublitoraal gebied in (laagdynamische) litorale ecotopen.

g) 'Bruto' veranderingen in dynamiek van het litoraal

In de eerste periode bleef een gebied van in totaal 1818 ha tot het 'laagdynamisch litoraal' behoren. 114 ha van het 'hoogdynamisch litoraal' veranderde in 'laagdynamisch litoraal', terwijl een gebied van in totaal 299 ha de omgekeerde ontwikkeling doormaakte. In de tweede periode bleef 2016 ha tot het 'laagdynamisch litoraal' behoren. Vanuit het 'hoogdynamisch litoraal' kwam daar 188 ha bij, terwijl omgekeerd 53 ha 'laagdynamisch litoraal' veranderde in 'hoogdynamisch litoraal'.

In de Westerschelde als geheel ging omzetting van laagdynamisch naar hoogdynamisch litoraal in de beide periodes vooral ten koste van de zandige versies van de laagdynamische ecotopen. Er zijn duidelijke verschillen tussen de deelgebieden en tussen beide periodes: in de eerste periode ging er relatief weinig slibrijk laagdynamisch litoraal verloren aan hoogdynamisch litoraal in de deelgebieden midden en oost, in de tweede periode geldt dat juist voor deelgebied west. Het omgekeerde proces (omzetting van hoogdynamisch in laagdynamisch litoraal) leverde in de eerste en tweede periode vooral zandige ecotopen op. Verandering van laagdynamisch in hoogdynamisch litoraal ging vooral ten koste van het middelhoog gelegen litoraal.

Deze veranderingen deden zich verspreid over de hele Westerschelde voor met een zwaartepunt langs de randen van platen en slikken.

h) 'Bruto' veranderingen in hoogteligging binnen het laagdynamisch litoraal

In de eerste periode namen in alle drie deelgebieden de lager gelegen delen van het laagdynamisch litoraal in omvang toe ten koste van de hoger gelegen delen: in totaal veranderde 223 ha veranderde van hoog- in middenlitoraal of van middenlitoraal in laaglitoraal. Dat is 11 % van de totale oppervlakte aan laagdynamisch litorale ecotopen. In de tweede periode is dit omgeslagen in een verhoging in alledrie de deelgebieden: 103 ha is tot een hoger gelegen laagdynamisch ecotoop gaan behoren. Dat is 5 % van het totale laagdynamisch litoraal.

Conclusie: De verlaging van het laagdynamisch litoraal in de eerste periode is omgeslagen in een iets kleinere verhoging gedurende de tweede periode.

i) 'Bruto' veranderingen in de sedimentsamenstelling van het laagdynamisch litoraal

In de eerste periode is het laagdynamisch litoraal, over de gehele Westerschelde beschouwd, slibbarmer geworden: 119 ha veranderde van slibrijk naar fijnzandig, terwijl slechts 33 ha de omgekeerde ontwikkeling doormaakte. Dat is respectievelijk 6 en 2 % van het areaal 'laagdynamisch litoraal'. Ook in de tweede periode domineerde de omzetting van slibrijke naar fijnzandige ecotopen het beeld: 518 ha werd slibbarmer en slechts 27 ha werd slibrijker. Dat is respectievelijk 24 en 1 % van het totale 'laagdynamisch litoraal'.

De balans tussen de arealen die slibbarmer en de arealen die slibrijker werden slaat anders uit voor de verschillende deelgebieden en periodes. In het westen domineerde de omzetting naar slibarm gebied. In het midden domineerde het slibrijker worden in de eerste periode en het slibbarmer worden in de tweede periode. Ook in het oostelijk deelgebied was er een verschil tussen beide periodes: in de eerste periode domineerde het slibrijker worden en in de tweede periode het slibbarmer worden.

Conclusie: In beide periodes is het laagdynamisch litoraal slibbarmer geworden, maar van deelgebied tot deelgebied zijn de ontwikkelingen verschillend geweest.

2.2.4. Conclusies ecotopen

De patronen die uit de veranderingen van de ecotooparealen naar voren komen kunnen als volgt samengevat worden.

De ontwikkelingen in ecotooparealen die de drie ecotoopenkaarten (1996, 2001 en 2004) laten zien, zijn voor de eerste periode vaak anders dan voor de tweede. De veranderingen resulteerden in een netto toename van het areaal laagdynamisch ondiep water. Met name hoogdynamisch litoraal ging verloren aan het sublitoraal (erosie plaatranden), wat vooral hoogdynamisch sublitoraal ecotoop opleverde. Onduidelijk is wat de oorzaak is van de toename

van laagdynamisch diep water. De omzetting van slibrijke in fijnzandige typen domineert het beeld voor het laagdynamisch litoraal.

Door de verschillen in de richting van de overheersende veranderingen gedurende de eerste en de tweede periode is het niet goed mogelijk te bepalen of de lange termijn veranderingen, zoals geformuleerd door Huijs en Krijger (1998) zich ook werkelijk hebben voorgedaan. In die verwachtingen is sprake van opbouw van platen met zandig materiaal, aanvankelijk vooral resulterend in vergroting van het plaat areaal (ontstaan van laaggelegen hoogdynamische gebieden). Wanneer het plaatareaal niet verder toeneemt vindt verdere ophoging plaats, waarna, wanneer de waterdynamiek als gevolg van de ophoging afneemt, op de hogere delen slibafzetting plaatsvindt.

Het slibrijker worden van het laagdynamisch litoraal in de eerste periode in het midden en oostelijk deelgebied is mogelijk een gevolg van een verhoogd slibaanbod als gevolg van de hoge rivierafvoeren in de jaren die direct vooraf gingen aan het karteren in 2001. In de tweede periode overheerst, net als in het westen, ook in deze gebieden het slibarmer worden van het laagdynamisch litoraal. Ofschoon in de tweede periode de hoogtetoename van het laagdynamisch litoraal, zoals voorspeld door Huijs en Krijger, lijkt te zijn begonnen, kan nog niet gezegd worden of die trend zal aanhouden.

2.3 Primaire productie fytoplankton

2.3.1. Samenvatting

Voor wat betreft de primaire productie van het fytoplankton is de volgende hypothese getoetst:

Hypothese E2: De gemiddelde primaire productie door het fytoplankton in het oostelijke, midden en westelijke deel van de Westerschelde zal niet veranderen als gevolg van de

verruimingswerkzaamheden. De hypothese toetsing heeft plaatsgevonden middels een evaluatie van gegevens van de monitoring locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel voor de periode 1990 t/m 2005, waarbij de periode vóór (1990 t/m 1996) de verruimingswerkzaamheden vergeleken is met de periode erna (1999 t/m 2005).

De primaire (kolom)productie van het fytoplankton is geschat met een **model** waarin instraling, eufotische diepte en fytoplankton biomassa (chlorofyl-a) de ingangsvariabelen zijn. Voor alle drie locaties is de gemiddelde jaar(kolom)productie na de verruimingswerkzaamheden significant lager dan vóór de werkzaamheden. Op de locatie Vlissingen boei SSVH is de jaargemiddelde (kolom)productie gemiddeld met 65% afgenomen en op de locaties Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel met 70%.

De door het NIOO-CEME in het veld gemeten waarden in 1991 en 2001 zijn alle hoger, in een aantal gevallen zelfs twee keer zo hoog als de modelschattingen.

Een eerste belangrijke factor voor de grootte van de primaire productie is de beschikbaarheid van licht (instraling). Uit gegevens van het KNMI-weerstation Vlissingen blijkt dat in de periode 1990 t/m 2005 voor het voorjaar, de zomer en het najaar geen significante trends of verschillen voor de gemiddelden vóór en na de verruimingswerkzaamheden worden gevonden. Voor de winterperiode wordt een significante stijgende trend gevonden en de gemiddelde instraling was vóór de verruimingswerkzaamheden significant lager dan na de werkzaamheden. Omdat er 's winters nauwelijks primaire productie door het fytoplankton in de Westerschelde plaatsvindt, heeft dit niet of nauwelijks effect op de primaire productie gehad. De lagere primaire productie waarden in de Westerschelde na de verruiming worden dus niet veroorzaakt door veranderingen in de instraling.

Een tweede belangrijke factor voor de grootte van de primaire productie van het fytoplankton is de beschikbaarheid van nutriënten. Uit een vergelijking van de gemeten nutriëntenconcentraties met halfverzadigingswaarden voor nutriënten opname door natuurlijke fytoplankton populaties en van de gemeten (molaire) nutriëntenratio's met de Redfield ratio blijkt dat de productie van het fytoplankton op de locaties Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel door geen enkel nutriënt wordt gelimiteerd. Op de locatie Vlissingen zou alleen silicaat na de voorjaarsbloei kortdurend limiterend kunnen zijn voor de groei

van diatomeeën. Het algemene beeld is dus dat de groei van het fytoplankton in de Westerschelde niet wordt gelimiteerd door nutriënten.

Voor de locaties Vlissingen boei SSVH en Schaar van Ouden Doel worden geen significante trends in het verloop van de jaargemiddelde chlorofyl-a concentraties en ook geen significante verschillen tussen het gemiddelde van de jaargemiddelden vóór de verruimingswerkzaamheden met het gemiddelde van na de werkzaamheden gevonden. Op de locatie Hansweert Geul echter wordt een significante dalende trend in het verloop van de jaargemiddelde chlorofyl-a concentraties en ook een significant verschil van 40% tussen beide perioden gevonden. Het is niet duidelijk waarom de chlorofyl-a concentraties op de locatie Hansweert Geul zijn afgenomen.

De jaargemiddelde doorzichten op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel laten significant dalende trends zien in het jaargemiddelde doorzicht. Voor alle drie locaties zijn de gemiddelden van de jaargemiddelden na de verruimingswerkzaamheden significant lager dan vóór de werkzaamheden. Op de locatie Vlissingen boei SSVH is het jaargemiddelde doorzicht gemiddeld met 40% afgenomen, op de locatie Hansweert Geul met 30% en op de locatie Schaar van Ouden Doel met 35%.

Voor de jaargemiddelde zwevend stof gehalten op de locatie Vlissingen boei SSVH wordt net geen significante stijgende trend in het verloop van de jaargemiddelden gevonden. Voor de locaties Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel worden geen significante trends in het verloop van de jaargemiddelden gevonden. Voor alle drie locaties worden geen significante verschillen tussen de gemiddelden van de jaargemiddelden vóór de verruimingswerkzaamheden met die van na de werkzaamheden gevonden.

Het blijkt dat de (hyperbolische) relatie tussen zwevend stof gehalte en doorzicht is veranderd in de zin dat bij een bepaald zwevend stof gehalte het gemiddelde doorzicht in de periode vóór de verruiming hoger was dan in de periode erna. Voor de locatie Vlissingen boei SSVK is het verschil significant, voor de locatie Hansweert Geul nog net significant en voor de locatie Schaar van Ouden Doel is het verschil tussen beide perioden niet significant. Het vermoeden bestaat dat de veranderde relatie tussen zwevend stof gehalte en doorzicht samenhangt met een toename van kleine ($< 2 \mu\text{m}$) en lichte slibpartikeltjes. Deze toename wordt dan niet teruggevonden in het zwevende stof gehalte, maar wel in het doorzicht omdat veel kleine slibpartikeltjes de extinctie (lichtuitdoving) aanzienlijk doen toenemen. Wat de achterliggende oorzaak dan zou zijn, is onduidelijk. De stortingen van havenbaggerspecie vanuit de Westerschelde havens zijn naar verwachting niet de oorzaak van de grote verandering in doorzicht en primaire productie, omdat in de periode 1993 t/m 2003 de hoeveelheden qua orde van grootte gelijk zijn gebleven. Wel is de gestorte hoeveelheid onderhoudsbaggerspecie vanaf 1997

toegenomen, met name in het westelijke deel, en misschien is er wel een relatie met de toegenomen hoeveelheid gestorte onderhoudsbaggerspecie en de waargenomen afname van het doorzicht.

Samenvattend is de conclusie dat de **hypothese E2: 'De gemiddelde primaire productie door het fytoplankton in het oostelijke, midden en westelijke deel van de Westerschelde zal niet veranderen als gevolg van de verruimingswerkzaamheden'** niet verworpen, maar ook niet aangenomen kan worden.

Aanbevolen wordt om nader te onderzoeken waarom het doorzicht is afgenomen. Uit analyse van meetgegevens over de deeltjesgrootte en gewichten van de grootte fracties zou kunnen blijken of de afname van het doorzicht iets te maken heeft met een toename van kleine ($< 2 \mu\text{m}$) slibpartikeltjes in de waterkolom.

2.3.2. Inleiding

Fytoplankton bestaat uit vrij in het water zwevend, microscopisch klein, plantaardig materiaal. Met behulp van zonlicht is het in staat anorganisch materiaal (zoals kooldioxide, nitraat en fosfaat) om te zetten in organisch materiaal (biomassa). Dit proces heet primaire productie. Fytoplankton vormt, samen met op of in de bodem levende algen (microfyto benthos), en het aangevoerde organische materiaal, de basis van het mariene voedselweb. In de Westerschelde, die rijk is aan intergetijdengebieden, is microfyto benthos relatief belangrijk in termen van primaire productie. Van het oosten naar het westen neemt met het toenemen van het doorzicht in de waterkolom het belang van fytoplankton toe.

Zoöplankton, maar ook filtrerende bodemdiersoorten, zijn afhankelijk van de primaire productie door het fytoplankton. Veranderingen in primaire productie (zowel van het fytoplankton als van het microfyto benthos) in de Westerschelde kunnen daardoor direct effect hebben op de hogere trofische niveaus.

Primaire productie, veelal uitgedrukt in $\text{g C m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$, is gerelateerd aan de hoeveelheid aanwezig fytoplankton (uitgedrukt in μg chlorofyl-a l^{-1}), de nutriëntenconcentratie en de hoeveelheid beschikbaar licht. In de relatief troebele Westerschelde, waar nutriënten in het algemeen in overvloed aanwezig zijn, wordt de primaire productie voornamelijk bepaald door de lichtcondities en de chlorofyl-a biomassa. Het is daarom de verwachting dat een eventuele afname van het lichtklimaat door hogere concentraties gesuspendeerd materiaal als gevolg van de bagger- en stortwerkzaamheden direct zal leiden tot een afname van de primaire productie in de Westerschelde.

2.3.3. Hypothesen

Om de toegankelijkheid van de haven van Antwerpen voor grotere schepen te verbeteren is tussen juli 1997 en juli 1998 de tweede vaarwegverruiming (verruiming 48'/43') in de Westerschelde uitgevoerd. De drempel van Vlissingen is pas in 1999 verdiept. Om de

fysische, chemische en ecologische effecten van deze verruiming op de Westerschelde te kunnen signaleren is door Directie Zeeland van Rijkswaterstaat in 1996 het project MOVE (Monitoring Verruiming Westerschelde) in het leven geroepen. Daartoe zijn in 1996 hypothesen geformuleerd met betrekking van de verwachte effecten van de verruiming 48'/43'.

Met betrekking tot de primaire productie door het fytoplankton in de Westerschelde wordt door De Jong et al. (1998) de volgende hypothese met bijbehorende toelichting gegeven:

HYPOTHESE E2: De gemiddelde primaire productie door het fytoplankton in de Westerschelde zal niet veranderen als gevolg van de verdiepingswerkzaamheden.

Toelichting: De grootte van de primaire productie van fytoplankton in de Westerschelde wordt primair bepaald door de doordringdiepte van licht. Primaire productie zal ter plaatse van de stortlocatie tijdelijk sterk belemmerd worden. Op het totaal budget aan primair geproduceerd koolstof is dit echter een te verwaarlozen hoeveelheid.

Op de schaal van het hele estuarium zal de extra vertroebeling als gevolg van de verruimingsactiviteiten in het niet vallen bij de van nature optredende vertroebeling als gevolg van de grote hoeveelheden sediment die per getijcyclus door het estuarium heen worden getransporteerd; hierdoor worden er geen of nauwelijks nadelige invloeden verwacht op de primaire productie van het fytoplankton in de Westerschelde (Vereeke et al. 1995).

Er is geen rekening gehouden met het mogelijke effect van de (tijdelijk) verhoogde stroomsnelheden door de verruiming op de vertroebeling. Het is namelijk erg moeilijk om de effecten op de vertroebeling in te schatten daar deze vooral ook bepaald wordt door de samenstelling van de bodem. Daarenboven vertonen zowel de bodemsamenstelling als de stroomsnelheden een grote ruimtelijke verscheidenheid in de Westerschelde.

Liek (2002) concludeerde dat het niet zinvol is om de jaarproductie voor de totale Westerschelde te berekenen op basis van slechts een beperkt aantal (drie) locaties. Het monitoringprogramma voorziet slechts in drie meetlocaties: locatie Schaar van Ouden Doel in het oostelijke deel, locatie Hansweert Geul in het middendeel en locatie Vlissingen boei SSVH in het westelijke deel. Met dit meetprogramma kan slechts een globale indicatie worden verkregen over de primaire productie in de drie deelgebieden. Liek (2002) stelde dan ook voor om de hypothese als volgt aan te passen en deze aangepaste hypothese wordt in dit document verder gehanteerd:

HYPOTHESE E2: De gemiddelde primaire productie door het fytoplankton in het oostelijke, midden en westelijke deel van de Westerschelde zal niet veranderen als gevolg van de verruimingswerkzaamheden.

2.3.4. Methode

Gemeten en berekende primaire productie

Primaire productie van fytoplankton kan direct in het veld (aan boord van een onderzoeksschip) worden gemeten, bijvoorbeeld via de ^{14}C -methode of de Pulse-Amplitude-Modulated (PAM) -methode. Interpretatie van de resultaten van de laatstgenoemde methode is echter niet eenvoudig. Het monitoringprogramma van Rijkswaterstaat voorziet niet in een jaarlijkse directe meting van de primaire productie; dat komt omdat het meten van primaire productie een dure en arbeidsintensieve methode is.

Door het NIOO-CEME is in een aantal jaren de primaire productie van het fytoplankton in de Westerschelde wel gemeten: in 1989 (11 locaties tussen Vlissingen en Antwerpen, van Spaendonck et al., 1993); in 1991 (12 locaties tussen Vlissingen en Antwerpen, Kromkamp et al., 1995) en in 2001 (12 locaties tussen Vlissingen en Antwerpen, Kromkamp & Peene, 2005). In 2006 wordt door het NIOO-CEME ook weer de primaire productie van fytoplankton in de Westerschelde gemeten (pers. meded. J. Kromkamp, NIOO-CEME, Yerseke).

De primaire productie kan ook indirect geschat worden uit de omgevingsvariabelen instraling, biomassa (chlorofyl-a) en eufotische diepte (Cole & Cloern, 1987) (de eufotische diepte is de diepte waar nog 1% van de oppervlakte-instraling aanwezig is). Kromkamp et al. (1995) deden dit voor de Westerschelde met ^{14}C -metingen uit 1991. Het gebruikte model gaf een goede voorspelling (r^2 : 0.81-0.83) van de jaarproductie voor het westelijke deel (Vlissingen-Margarethapolder), een slechte voorspelling (r^2 : 0.32-0.36) voor het centrale deel (Hoedekenskerke-Perkpolder) en een nogal wisselende voorspelling (r^2 : 0.48-0.77) voor het oostelijke deel (Baalhoek-Antwerpen).

Toetsing van de hierboven genoemde hypothese gebeurt in deze rapportage vooral via de indirect berekende jaarproducties die voor een hele reeks van jaren schattingen opleveren. Een toetsing op basis van in het veld bepaalde jaarproducties is niet zinvol omdat er slechts in enkele jaren gemeten is (zie boven) en de jaarlijkse variatie in gemeten jaarproducties groot is (Boynton et al., 1982; Cadée & Hegeman, 1991). De in het veld bepaalde jaarproducties zullen wel vergeleken worden met de indirect berekende jaarproducties teneinde na te gaan wat de waarde van de modelschattingen is.

Omdat primaire productie het resultaat is van lokale omgevingscondities als instraling, beschikbaarheid van nutriënten, chlorofyl-a concentratie en doorzicht (eufotische diepte wordt afgeleid van het doorzicht), worden óók deze onderliggende variabelen getoetst. Het doel hiervan is om inzicht te krijgen in het proces dat eventuele veranderingen veroorzaakt. Hierdoor zijn relaties tussen eventuele veranderingen in primaire productie en de verruimingswerkzaamheden en autonome ontwikkelingen beter te leggen.

Tijdsafbakening

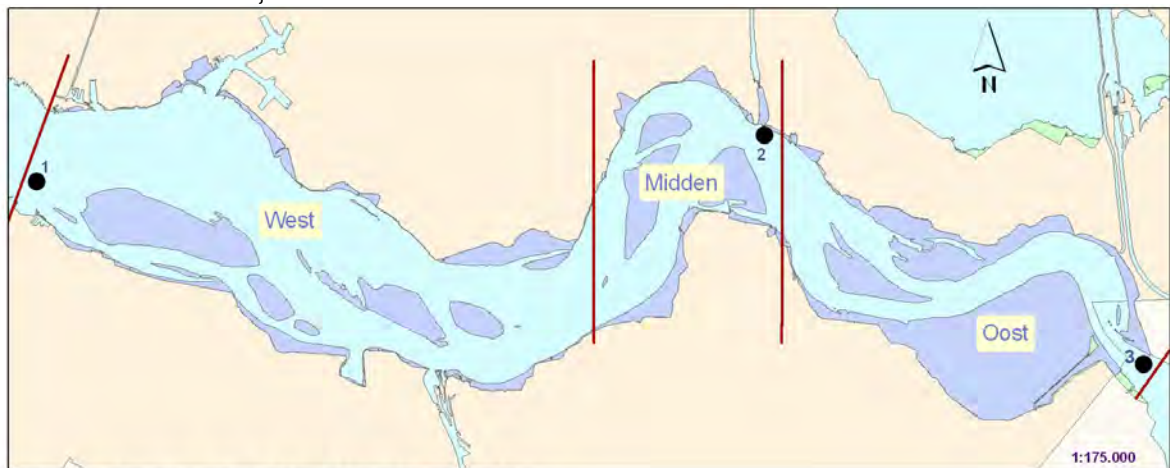
Er zijn gegevens beschikbaar van 1983 t/m 2005. De periode na de verdieping beslaat dan de jaren 1999 t/m 2005. Gebruiken we evenveel jaren vóór als na de verdieping, dan beslaat de te onderzoeken periode de jaren 1990 t/m 2005. Bij het toetsen zullen de gegevens opgesplitst worden in een periode vóór de verdieping (januari 1990 t/m mei 1997) en een periode na de verdieping (september 1998 t/m december 2005).

De belangrijkste bagger- en stortactiviteiten in verband met de verruiming hebben plaatsgevonden vanaf juli 1997 tot en met juli 1998. Eventuele effecten op de primaire productie door vertroebeling van het water zouden voornamelijk in deze jaren kunnen worden verwacht. In de periode na de verdieping is er sprake van een licht verhoogde baggeractiviteit ten opzichte van de t_0 situatie, alhoewel er minder onderhoudsbaggerwerk hoeft plaats te vinden dan verwacht. *A priori* is aangenomen dat er zonder deze verruiming (=nulontwikkeling) geen verandering in de omvang van de primaire productie zou zijn opgetreden.

Data gebruikt voor berekeningen en toetsing

De te gebruiken variabelen beschikbaarheid van nutriënten, chlorofyl-a concentratie, doorzicht en zwevend stof worden uitgebreid gemeten binnen het reguliere monitoringsprogramma (MWTL = Monitoring Waterstaatkundige Toestand van het Land) op de locaties Vlissingen boei SSVH (westelijke deel), Hansweert Geul (centrale deel) en Schaar van Ouden Doel (oostelijke deel) (zie Figuur 2.3-1). Bemonstering (m.u.v. doorzicht) vond steeds plaats op 1 m onder de waterspiegel.

Figuur 2.3-1: Westerschelde met de drie locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel. West = westelijke deel, Midden = centrale deel en Oost = oostelijke deel van de Westerschelde



Bemonsteringslocaties Westerschelde Fytoplankton

- 1 - Vlissingen boei SSVH
- 2 - Hansweert Geul
- 3 - Schaar van Ouden Doel

Uit navraag bij de MeetAdviesDienst blijkt dat de monsternamen voor de MWTL op de locatie Schaar van Ouden Doel altijd op laag water heeft

plaatsgevonden, op de locatie Hansweert Geul altijd 1.5 uur vóór laag water en op de locatie Vlissingen boei SSVH altijd 1 uur vóór hoog water, in ieder geval vanaf 1990.

Voor de metingen waar ofwel chlorofyl-a concentratie ofwel het doorzicht ontbrak zijn geen interpolaties uitgevoerd omdat deze variabelen sterk kunnen fluctueren gedurende het seizoen.

a) Instraling

Voor gegevens over dagelijkse instraling (J cm^{-2}) is gebruik gemaakt van gegevens van het KNMI-weerstation in Vlissingen van 1 december 1989 t/m 30 november 2005. De instraling (global radiation, 200-2000 nm) is omgerekend naar PAR (Photosynthetically Active Radiation, 400-700 nm), ervan uitgaande dat 1 mol global radiation overeenkomt met 0.334 mol PAR (Bron: J. Kromkamp, NIOO-CEME, Yerseke). De gemiddelde dagelijkse instraling (J cm^{-2}) wordt bepaald uit de gemiddelde dagelijkse instraling (gemeten bij weerstation Vlissingen) op de dag van de meting en de drie voorafgaande dagen.

b) Nutriënten

Om ook uitspraken te kunnen doen over een eventuele nutriënten-limitatie van de primaire productie van het fytoplankton, worden ook de beschikbare nutriëntengegevens (PO_4 , NO_3 , NO_2 , NH_4 en SiO_2 , alle waarden omgerekend van mg/l naar μM) voor de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel voor de jaren 1990 t/m 2005 uit de DONAR database gebruikt.

c) Biomassa fytoplankton

Gegevens over de biomassa van het fytoplankton, uitgedrukt in μg chlorofyl-a l^{-1} , zijn verkregen uit de DONAR database voor de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel voor de jaren 1990 t/m 2005.

d) Doorzicht

Voor de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel zijn gegevens over het doorzicht (dm) afkomstig uit de DONAR database voor de jaren 1990 t/m 2005. Van de locatie Schaar van Ouden Doel zijn geen doorzicht-gegevens beschikbaar voor 1993. Voor de locatie Vlissingen boei SSVH zijn voor 1998 weinig doorzichtsgegevens beschikbaar.

e) Zwevend stof

Het doorzicht wordt vooral bepaald wordt door het zwevend stof gehalte (mg/l). Daarom wordt deze variabele ook meegenomen bij de interpretatie van de onderliggende abiotische gegevens. De gebruikte gegevens zijn afkomstig uit de DONAR database. Het bestand is vervuild omdat er ook veel centrifuge-metingen in opgenomen zijn, meestal drie per meting, maar soms ook twee.

f) Daggemiddelden

In de DONAR-bestanden zijn voor de locaties Vlissingen boei SSVH alle gemeten zwevend stof gehalten opgenomen, van zowel de MWTL

(waterkwaliteitsmeetnet) metingen als van de centrifuge-metingen. Van de dagen met centrifuge-metingen komen 2, 3 of 4 waarden voor. Het is niet altijd duidelijk welke van de waarden de waarde voor het waterkwaliteitsmeetnet is. Voor de andere variabelen komt het voor alle drie locaties dikwijls voor dat er op dezelfde dag en tijdstip twee waarden worden opgegeven. Het zou veel tijd vergen om tot op de bodem uit te zoeken welke nu de waterkwaliteitswaarden zijn. Daarom is besloten van alle opgenomen waarden daggemiddelden te maken en daarmee verder te rekenen.

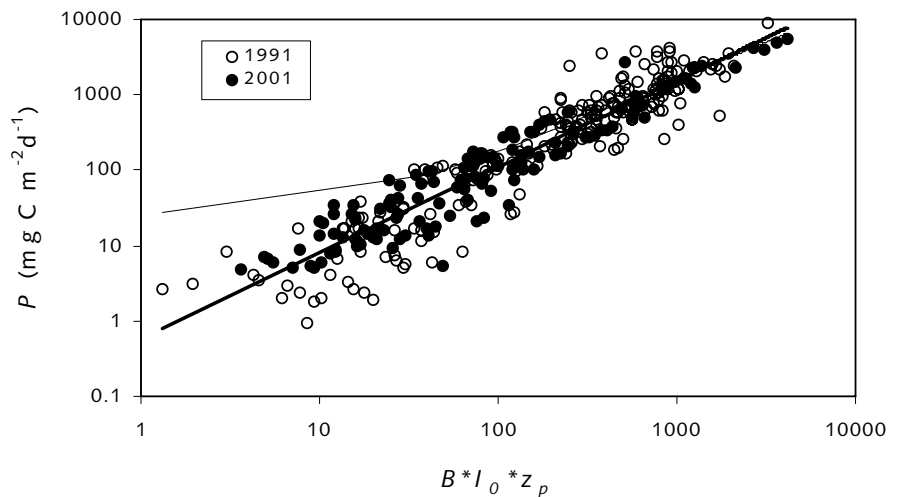
g) Jaargemiddelden

Voor een aantal variabelen van de drie locaties zijn ook de jaargemiddelde waarden bepaald. Deze jaargemiddelde waarden zijn bepaald door eerst per jaar de maandgemiddelde waarden te berekenen en deze waarden vervolgens te middelen over het gehele jaar.

Schatting van de primaire productie

De primaire productie van het fytoplankton wordt niet direct gemeten binnen het reguliere monitoringsprogramma van Rijkswaterstaat in de Westerschelde. Zoals reeds aangegeven kan de primaire productie ook indirect geschat worden uit de omgevingsvariabelen instraling, biomassa (chlorofyl-a) en eufotische diepte (diepte waarop 1% van het licht nog beschikbaar is, zie Figuur 2.3-2 en ook later). Kromkamp et al. (1995) deden dit voor de Westerschelde met ^{14}C -metingen uit 1991. Het gebruikte model gaf echter voor veel bemeten Westerschelde locaties geen goede voorspelling (zie boven).

Figuur 2.3-2: Relatie tussen gemeten primaire productie (P) en het product $B \cdot I_0 \cdot z_p$ voor de jaren 1991 (open bolletjes) en 2001 (gesloten bolletjes). De dunne lijn is de lineaire relatie: $P = 24.9 + 1.57(B \cdot I_0 \cdot z_p)$ en de dikke lijn is de machtsfunctie $p = 0.57 \cdot (B \cdot I_0 \cdot z_p)^{1.144}$. Gegevens afkomstig van J. Kromkamp, NIOO-CEME, Yerseke.



Daarom werd een ander model gefit voor de dagproductiewaarden uit 1991 en 2001 tegen het product van de omgevingsvariabelen instraling, biomassa (chlorofyl-a) en eufotische diepte. Dit leverde de volgende machtsfunctie:

$$P = 0.57 \cdot (I_0 \cdot z_p \cdot B)^{1.144} \quad (R^2=0.88) \quad (1)$$

Waarin:

P = Primaire productie [$\text{mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$],

B = Biomassa chlorofyl-a [mg m^{-3} of $\mu\text{g l}^{-1}$],

I_0 = Instraling [$\text{E m}^{-2} \text{ d}^{-1}$], NB: $1 \text{ W} = 1 \text{ Js}^{-1}$ en $1 \text{ Wm}^{-2} = 4.2 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}$,

z_p = Eufotische diepte [m].

Uit Figuur 2.3-2 blijkt dat een lineaire relatie een overschatting van de primaire productie geeft bij lage waarden van $B \cdot I_0 \cdot z_p$. Bij hogere waarden van $B \cdot I_0 \cdot z_p$ lijken de lineaire relatie en de machtsfunctie sterk op elkaar. Voor de berekening van de totale jaarproductie zal dit geen groot effect hebben, want de jaarproductie wordt voor het overgrote deel bepaald in het voorjaar en de zomer, wanneer de waarden van $B \cdot I_0 \cdot z_p$ hoog zijn.

Eufotische diepte

De eufotische diepte kan berekend worden uit de verticale extinctie-coëfficiënt k_d [m^{-1}] (Kirk, 1983):

$$z_p = \frac{4.6}{k_d} \quad (2)$$

Waarin:

z_p = Eufotische diepte [m],

k_d = Verticale extinctie-coëfficiënt [m^{-1}].

Door het NIOO-CEME (J. Kromkamp) is voor de Westerschelde de relatie tussen het doorzicht z_s [m] en de verticale extinctie-coëfficiënt k_d [m^{-1}] vastgesteld. Deze relatie ingevuld in (2) geeft:

$$z_p = \frac{4.6}{1.36251 \cdot z_s^{-1.44329}} \quad (3)$$

Waarin:

z_s = Doorzicht [m].

Een belangrijke aanname bij de schatting van de primaire productie met het model volgens Cole & Cloern (1987) is dat het fytoplankton niet wordt gelimiteerd door nutriënten, en dat er dus een duidelijke relatie bestaat tussen primaire productie en biomassa, doorzicht en instraling. Er zal dus tevens nagegaan moeten worden of in de Westerschelde nutriënten niet beperkend zijn voor de primaire productie.

2.3.5. Resultaten

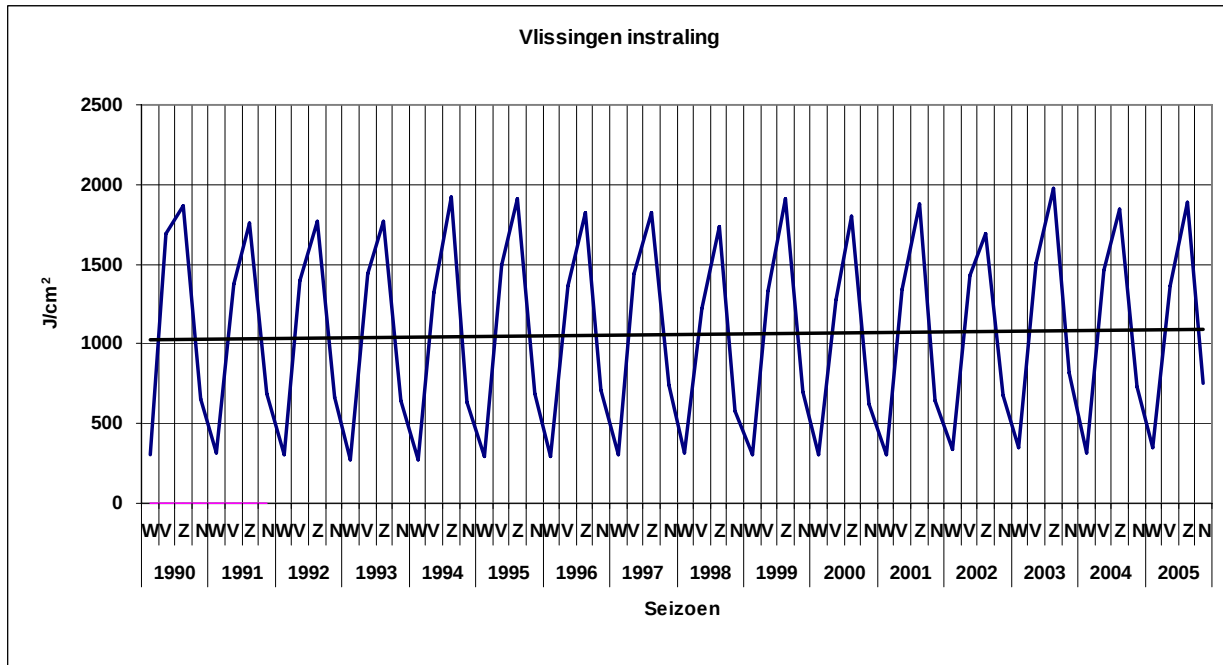
Bij de bespreking van de resultaten wordt achtereenvolgens ingegaan op de instraling, de beschikbaarheid van nutriënten, de biomassa (chlorofyl-a) van het fytoplankton, het doorzicht en de eufotische diepte, zwevend stof en modelschattingen voor de primaire productie.

Instraling

Figuur 2.3-3 geeft de instraling gemeten bij het KNMI-weerstation in Vlissingen. Uitgezet zijn de seizoensgemiddelde waarden voor de jaren

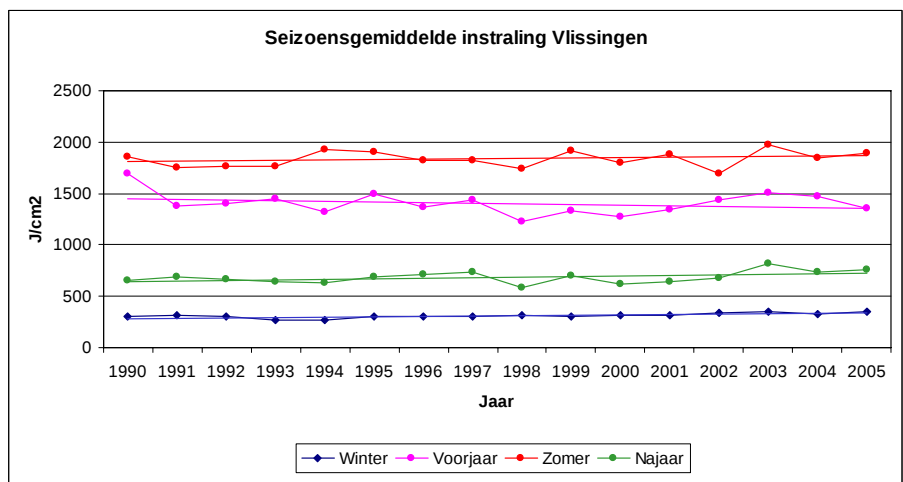
1990 t/m 2005. Er is geen significante trend in het verloop van de seizoensgemiddelde instraling.

Figuur 2.3-3: Seizoensgemiddelde instraling KNMI-weerstation in Vlissingen (global radiation) in de jaren 1990 t/m 2005. W=winter (december t/m februari), V=voorjaar (maart t/m mei), Z=zomer (juni t/m augustus) en N=najaar (september t/m november).



Worden de gemiddelden van alle seizoenswaarden van vóór en na de verruiming met elkaar vergeleken, dan bestaat er geen significant verschil tussen deze twee waarden (t-test, $p=0.965$). Omdat er over de hele periode 1990 t/m 2005 geen significante trend bestaat, is vervolgens gekeken of er wellicht een trend op seizoensbasis bestaat. Daartoe zijn de seizoensgemiddelde waarden nog eens apart bij elkaar gezet (Figuur 2.3-4) en geanalyseerd. Voor de gehele periode 1990 t/m 2005 wordt voor de winter een significante stijgende trend ($n=16$, $r^2=0.200$, $p=0.001$) gevonden. Voor het voorjaar, de zomer en het najaar worden geen significante trends gevonden.

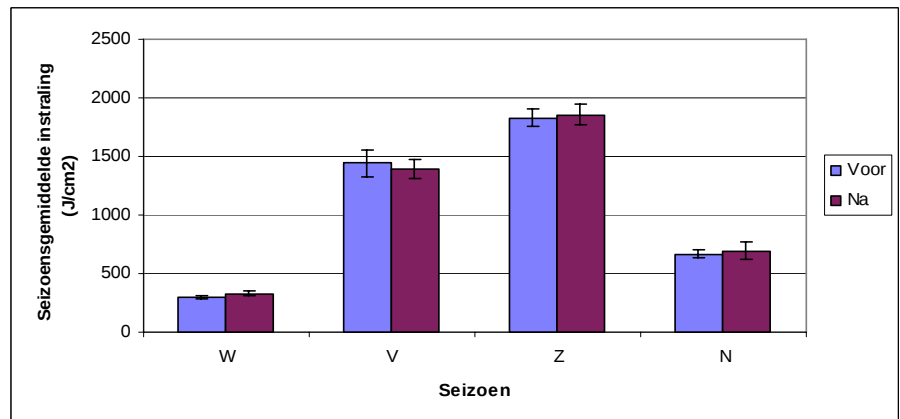
Figuur 2.3-4: Seizoensgemiddelde instraling KNMI-weerstation in Vlissingen in de jaren 1990 t/m 2005, gegroepeerd per seizoen. Winter=december t/m februari, Voorjaar=maart t/m mei, Zomer=juni t/m augustus en Najaar=september t/m november.



Vervolgens is gekeken of er verschil bestaat tussen de gemiddelde seizoenswaarden vóór en na de verruimingswerkzaamheden. Het blijkt dat de gemiddelde instraling over de winters vóór de verruiming significant lager was dan na de verruiming (t-test, $p=0.006$). Voor het voorjaar, de zomer en het najaar worden geen significante verschillen voor de gemiddelden vóór en na de verruiming gevonden.

Ten slotte zijn de gemiddelde seizoenswaarden van vóór en na de verruiming nog eens bij elkaar gezet (Figuur 2.3-5). De laagste seizoenswaarden worden in het najaar en in de winter gemeten, de hoogste in het voorjaar en in de zomer.

Figuur 2.3-5: Seizoensgemiddelde instraling (gemiddelden +/- standaardafwijking) KNMI-weerstation in Vlissingen in de perioden vóór (1990 t/m 1996) en na de verruimingswerkzaamheden (1999 t/m 2005).



Beschikbaarheid van nutriënten

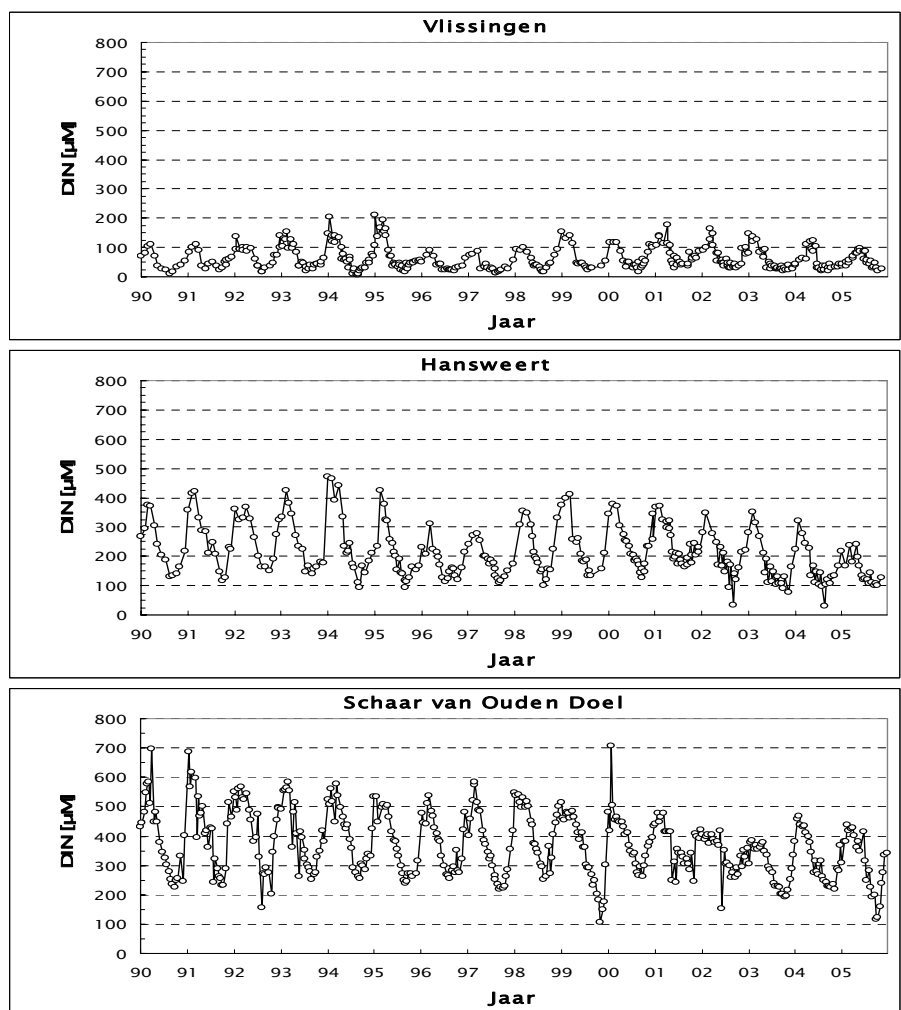
In de Figuren 6 t/m 8 worden de gemeten nutriënten concentraties DIN ($=\text{NO}_2+\text{NO}_3+\text{NH}_4$), PO_4 en SiO_2 in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel gegeven.

Uit Figuur 2.3-6 tot en met Figuur 2.3-8 blijkt dat de nutriëntenconcentraties in de lengte van het estuarium afnemen, gaande van Schaar van Ouden Doel naar Vlissingen boei SSVH. Om na te gaan of de nutriëntenconcentraties mogelijk limiterend zijn voor de fytoplanktonproductie kan in eerste instantie gekeken worden naar de halfverzadigingswaarden voor nutriënten opname door natuurlijke fytoplankton populaties. Zodra nutriëntenconcentraties onder deze waarden komen, wordt verondersteld dat de nutriënten opname door het fytoplankton gelimiteerd is. Vaak gebruikte halfverzadigingswaarden zijn $1-2 \mu\text{M}$ voor DIN, $0.1-0.5 \mu\text{M}$ voor PO_4 en $1-5 \mu\text{M}$ voor SiO_2 (Fisher et al., 1988). Voor DIN zijn de concentraties op de drie locaties tijdens de periode 1990 t/m 2005 altijd veel hoger dan $1-2 \mu\text{M}$. Voor PO_4 worden alleen op de locatie Vlissingen boei SSVH eind mei en gedurende zeer korte tijd concentraties tussen 0.1 en $0.5 \mu\text{M}$ gemeten, zowel vóór als na de verruimingswerkzaamheden. Voor SiO_2 worden alleen op de locatie Vlissingen boei SSVH van half mei tot half augustus vóór de verruimingswerkzaamheden en van half mei tot half juni na de werkzaamheden concentraties tussen 1 en $5 \mu\text{M}$ gemeten.

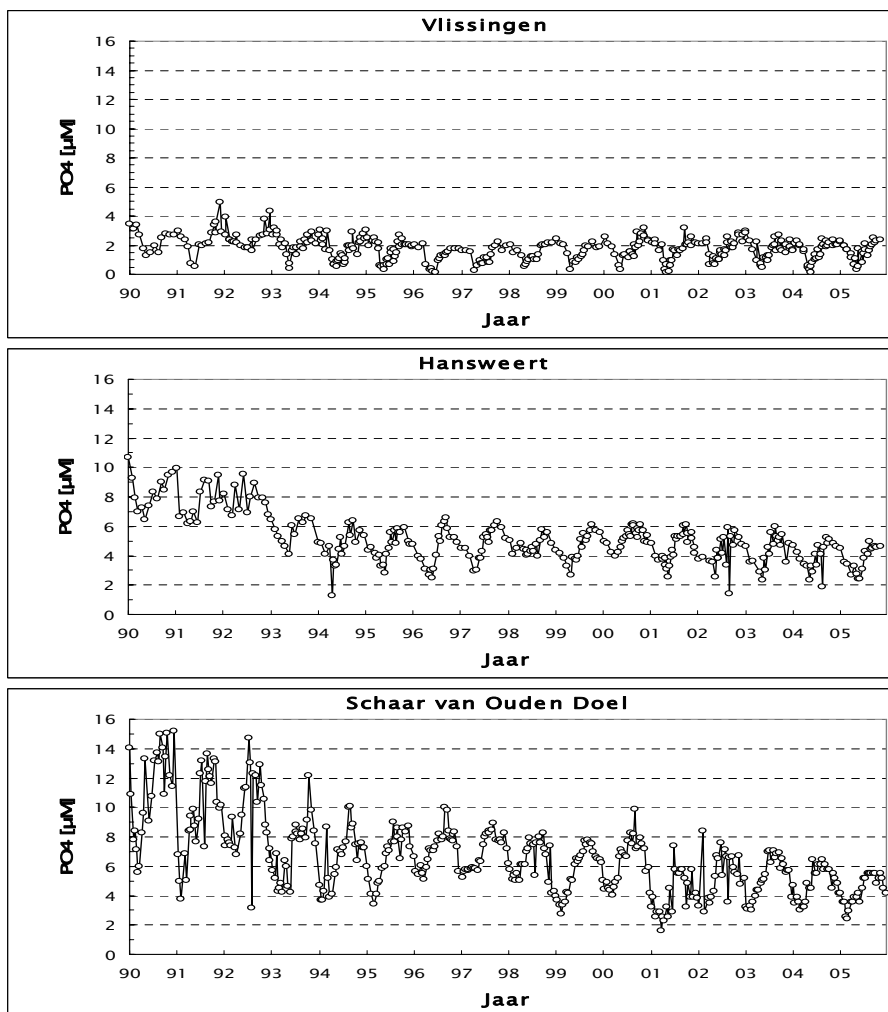
De gemiddelde (molaire) nutriënteninhoud (Redfield ratio) van fytoplankton bedraagt P:N:Si=1:16:16 (Gillbricht, 1988) en er wordt van uitgegaan dat het fytoplankton de nutriënten ook in deze (molaire) verhouding opneemt. Uit de (molaire) N/P ratio's (niet afgebeeld) voor Vlissingen boei SSVH blijkt dat deze vrijwel altijd > 16 zijn, daarmee aangevend dat DIN in overmaat aanwezig is ten opzichte van PO₄. Uit de (molaire) Si/P ratio's (niet afgebeeld) blijkt dat deze vrijwel altijd > 16 zijn, daarmee aangevend dat P in overmaat aanwezig is ten opzichte van silicaat. De (molaire) Si/N ratio's (niet afgebeeld) zijn gedurende de gehele periode 1990 t/m 2005 kleiner dan 1, daarmee een relatief tekort aan silicaat aangevend.

Samengevat komt het er op neer dat silicaat na de voorjaarsbloei tot in de zomer limiterend kan zijn voor de diatomeeën, de enige groep binnen het fytoplankton die, naast DIN en PO₄, ook silicaat nodig heeft.

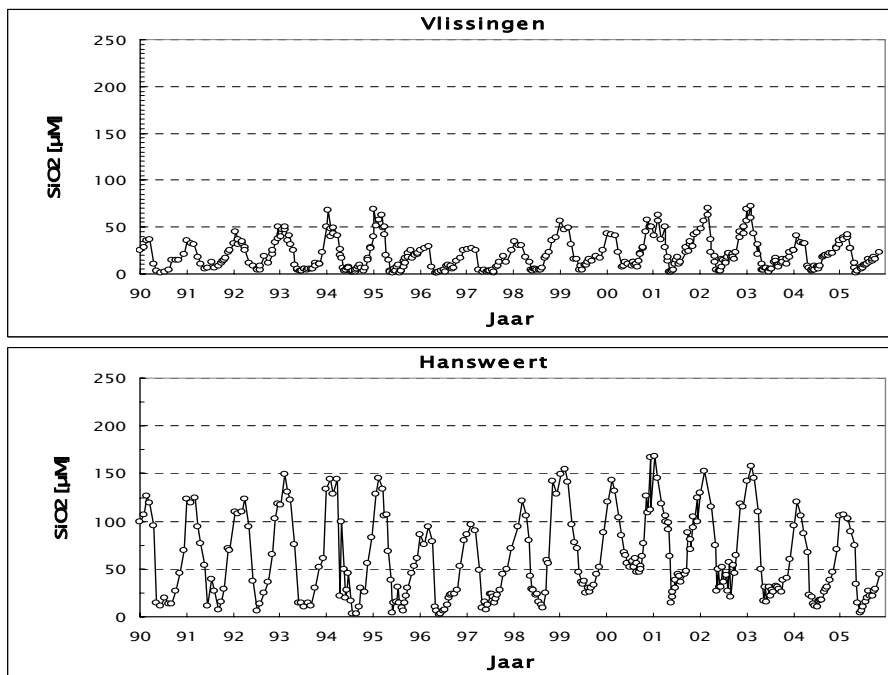
Figuur 2.3-6: DIN (NO₂+NO₃+NH₄) concentraties (μM) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel

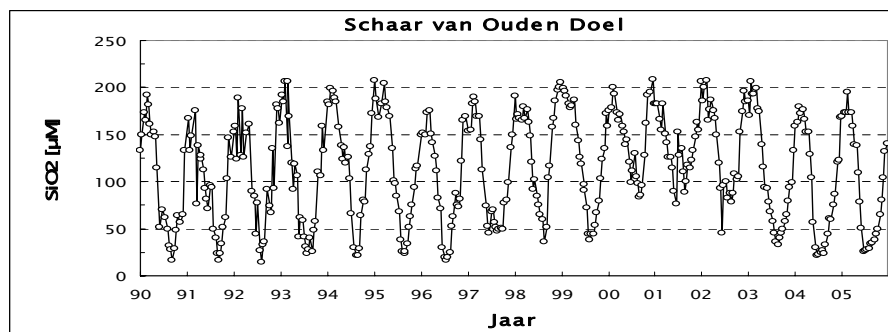


Figuur 2.3-7: PO_4 concentraties (μM) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel.



Figuur 2.3-8: SiO_2 concentraties (μM) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel.





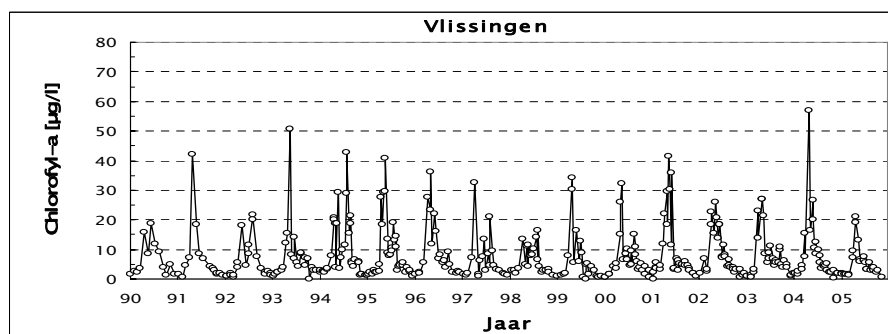
Biomassa fytoplankton

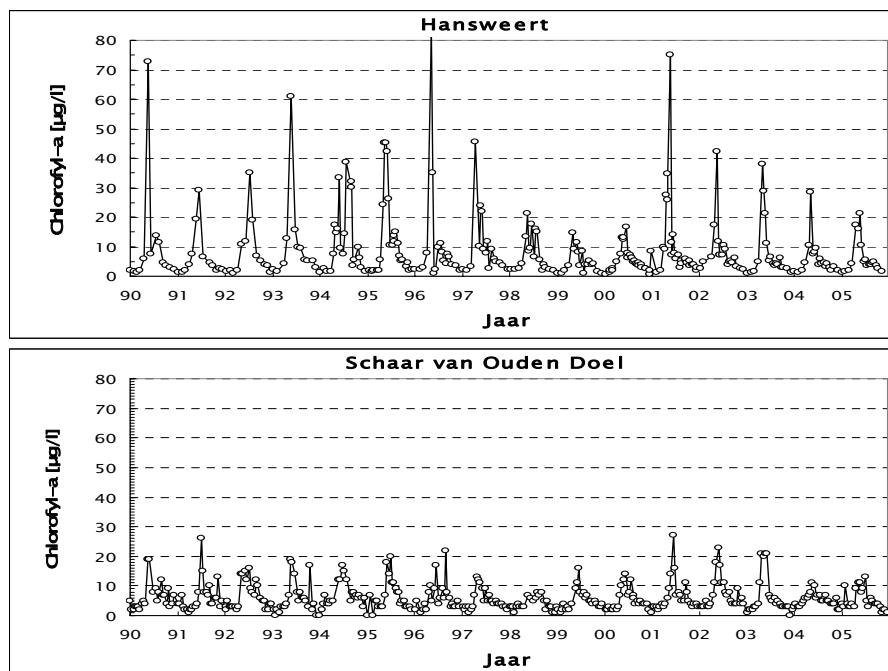
In Figuur 2.3-9 worden de gemeten chlorofyl-a concentraties in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel gegeven.

Het verloop van de chlorofyl-a concentraties op alle drie locaties wordt gekenmerkt door het vrijwel elk jaar optreden van een voorjaarsbloei met pieken tussen 20 en 55 µg/l (Vlissingen boei SSVH), tussen 20 en 75 µg/l (Hansweert geul) en tussen 10 en 30 µg/l. In vergelijking met bijvoorbeeld de Oosterschelde komt de voorjaarsbloei in de Westerschelde pas laat op gang (meestal in mei of later). Tijdens de zomers blijven de chlorofyl-a concentraties in het algemeen ruim onder de 10 µg/l. In 1994 is dit niet het geval voor de locaties Vlissingen boei SSVH en Hansweert Geul, waarin de zomer ook een flinke bloei gemeten wordt. 's Winters en in de herfst zijn de chlorofyl-a concentraties op alle drie locaties laag.

Van uit de basisgegevens zijn nog eens de maandgemiddelde chlorofyl-a concentraties bepaald en is de trend in de tijd vastgesteld (figuren niet gepresenteerd). Alleen voor de locatie Hansweert Geul wordt een significante dalende trend gevonden ($r^2=0.022$, $p=0.045$). De trend is weliswaar significant, maar de variatie in waarden kan slechts voor iets meer dan 2% verklaard worden met de factor tijd. Voor de locaties Vlissingen boei SSVH en Schaar van Ouden Doel worden geen trends gevonden.

Figuur 2.3-9: Chlorofyl-a concentraties (µg/l) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel.



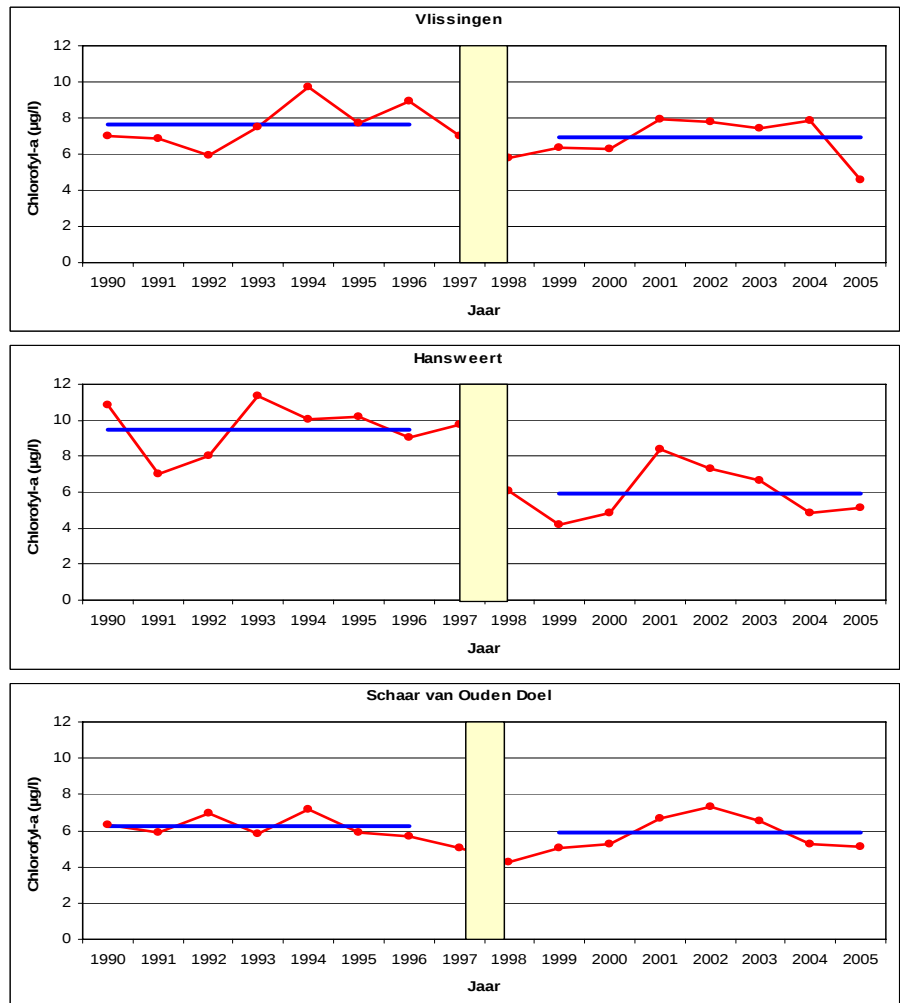


In Figuur 2.3-10 wordt het verloop van de jaargemiddelde chlorofyl-a concentraties in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel gegeven. De jaargemiddelde chlorofyl-a concentraties op de locatie Vlissingen boei SSVH variëren tussen 4 en 10 µg/l en er is geen significante trend in het verloop van de jaargemiddelden. Op de locatie Hansweert Geul variëren de jaargemiddelde chlorofyl-a concentraties tussen 4 en 11 µg/l en er is een significante dalende trend in het verloop van de jaargemiddelden ($r^2=0.443$, $p=0.005$). De jaargemiddelde chlorofyl-a concentraties op de locatie Schaar van Ouden Doel variëren tussen 4 en 7 µg/l en er is geen significante trend in het verloop van de jaargemiddelden.

Voor de locatie Vlissingen boei SSVH is er geen significant verschil tussen het gemiddelde van de jaargemiddelden vóór de verruimingswerkzaamheden met het gemiddelde van na de werkzaamheden (zie Tabel 2.3-1). Voor de locatie Hansweert Geul wordt een significante afname van 40% in de gemiddelde chlorofyl-a concentratie gemeten (t-test, $p=0.001$, zie Tabel 1). Voor de locatie Schaar van Ouden Doel wordt voor de twee perioden (1990 t/m 1996 en 1999 t/m 2005) geen significant verschil tussen de gemiddelden gevonden (zie Tabel 2.3-1).

Op seizoensbasis worden voor de locatie Vlissingen boei SSVH geen significante verschillen tussen het gemiddelde van de seizoensgemiddelden vóór de verruimingswerkzaamheden met het gemiddelde van na de werkzaamheden (zie Tabel 2.3-2) gevonden. Voor de locatie Hansweert Geul worden in het voorjaar en in de zomer significante afnames in de gemiddelde chlorofyl-a concentraties gemeten (t-test, $p=0.021$ en $p=0.010$, Tabel 2.3-2). Op de locatie Schaar van Ouden Doel een significante afname in het najaar (t-test, $p=0.003$, zie Tabel 2.3-2).

Figuur 2.3-10: Jaargemiddelde chlorofyl-a concentraties ($\mu\text{g/l}$) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel. De blauwe lijnen geven de gemiddelde waarden over de perioden 1990 t/m 1996 en 1999 t/m 2005 weer. De gele balken weerspiegelen de periode waarin de verruimingswerkzaamheden zijn uitgevoerd.

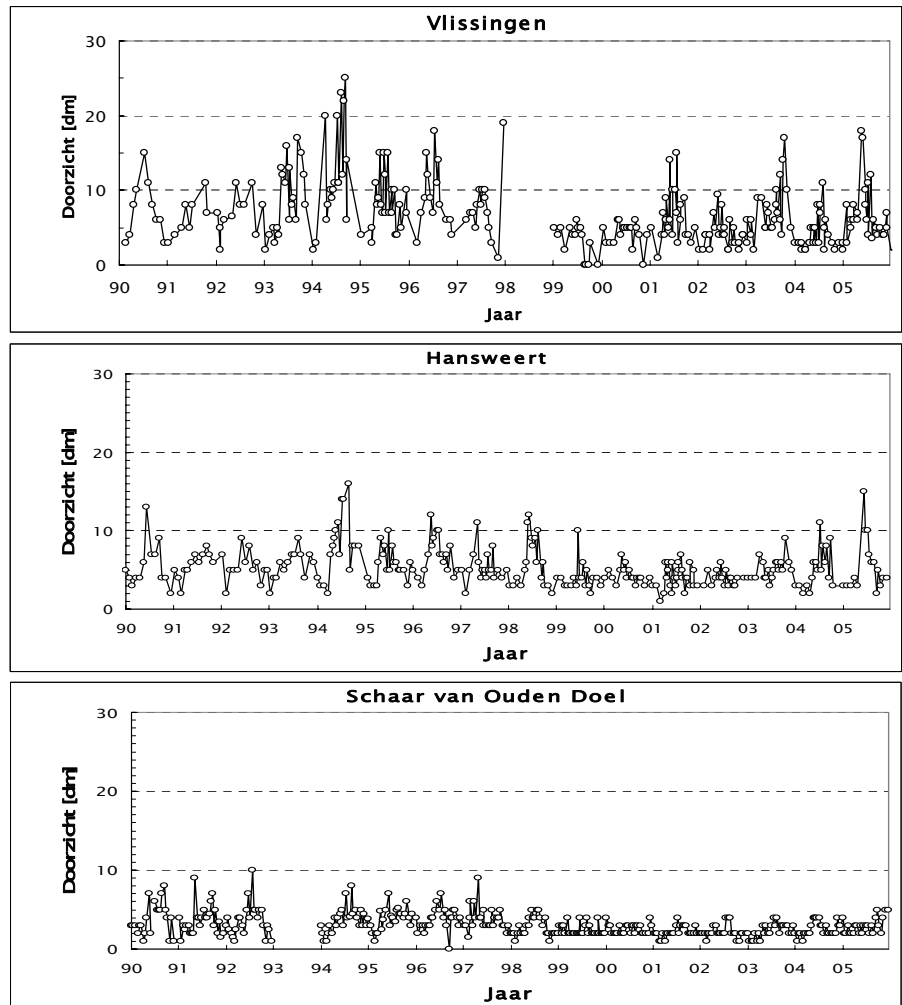


Doorzicht

In Figuur 2.3-11 worden de gemeten doorzichten in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel gegeven.

Uit Figuur 2.3-11 blijkt dat het doorzicht, gaande van Schaar van Ouden Doel naar Vlissingen boei SSVH, afneemt. In het voorjaar en in de zomer zijn de doorzichten hoger dan in het najaar en in de winter. Op de locatie Vlissingen boei SSVH worden over het algemeen doorzichten gemeten tot 10 dm, maar waarden tussen 10 en 20 dm komen ook regelmatig voor, op de locatie Hansweert Geul is het doorzicht vrijwel altijd lager dan 10 dm en op de locatie Schaar van Ouden Doel zelfs vrijwel altijd lager dan 5 dm. Voor de locatie Schaar van Ouden Doel zijn voor 1993 geen gegevens beschikbaar. Voor de locatie Vlissingen boei SSVH zijn voor 1998 weinig (en deels onwaarschijnlijk hoge) waarden beschikbaar; derhalve zijn de gegevens van 1998 niet verder meegenomen.

Figuur 2.3-11: Doorzicht (dm) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel.



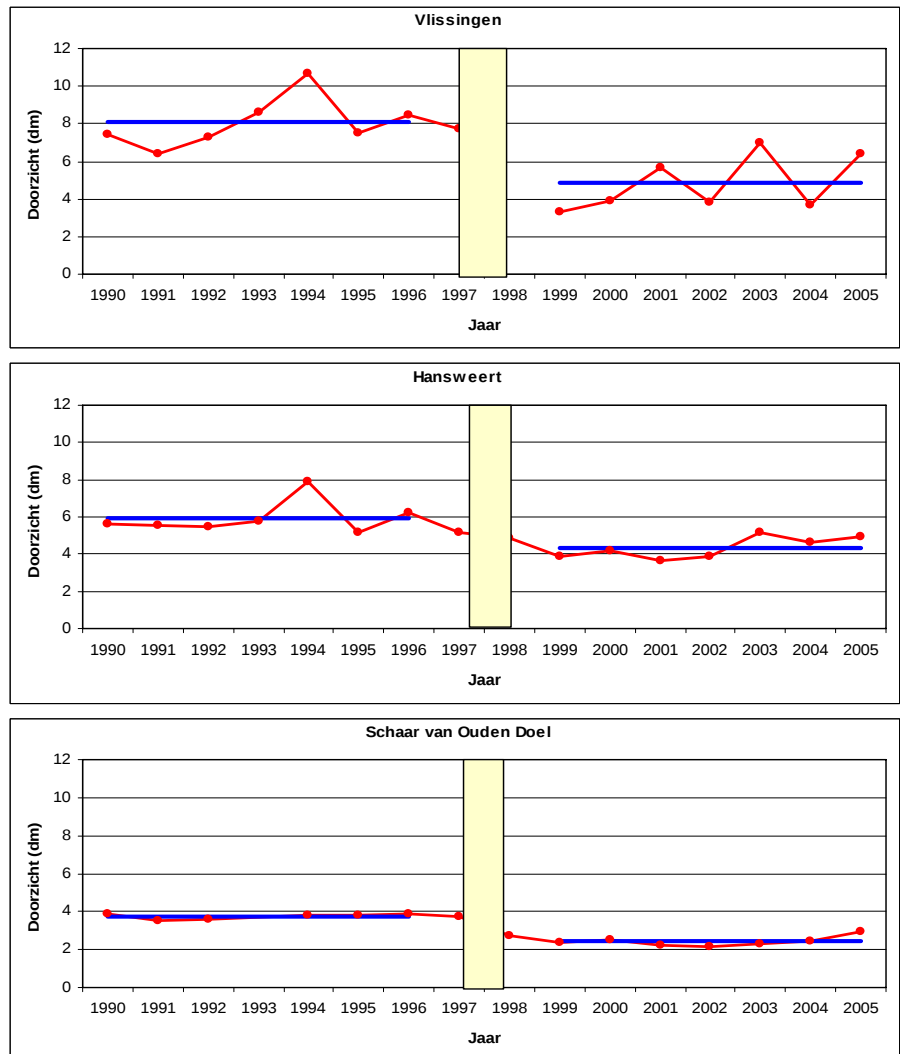
Van uit de basisgegevens zijn nog eens de maandgemiddelde doorzichten bepaald en is de trend in de tijd vastgesteld (figuren niet gepresenteerd). Voor alle drie locaties worden significante dalende trends gevonden. Vlissingen boei SSVH: $r^2=0.077$, $p=0.000$, Hansweert Geul: $r^2=0.056$, $p=0.001$ en Schaar van Ouden Doel: $r^2=0.163$, $p=0.000$. Ook hier wordt slechts een klein deel van de variaties bepaald door de factor tijd.

In Figuur 2.3-12 wordt het verloop van de jaargemiddelde doorzichten in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel gegeven. De jaargemiddelde doorzichten op de locatie Vlissingen boei SSVH variëren tussen 3 en 11 dm en er is een (bijna) significante trend in het verloop van de jaargemiddelden ($r^2=0.247$, $p=0.050$); de doorzichten vóór de verruimingswerkzaamheden zijn aanzienlijk hoger dan na de werkzaamheden. Op de locatie Hansweert Geul variëren de jaargemiddelde doorzichten tussen 3.5 en 8 dm en er is een significante dalende trend in het verloop van de jaargemiddelden ($r^2=0.322$, $p=0.022$). De jaargemiddelde doorzichten op de locatie Schaar van Ouden Doel variëren tussen 2 en 4 dm en er is een significante dalende trend in het verloop van de jaargemiddelden ($r^2=0.612$, $p=0.001$); de

doorzichten vóór de verruimingswerkzaamheden zijn hoger dan na de werkzaamheden.

Voor alle drie locaties zijn de gemiddelden van de jaargemiddelden vóór de verruimingswerkzaamheden significant hoger dan na de werkzaamheden (t-test, Vlissingen boei SSVH: $p=0.001$, Hansweert Geul: $p=0.002$ en Schaar van Ouden Doel: $p=0.000$, zie Tabel 2.3-1). Op de locatie Vlissingen boei SSVH is het jaargemiddelde doorzicht gemiddeld met 40% afgenomen, op de locatie Hansweert Geul met 30% en op de locatie Schaar van Ouden Doel met 35%.

Figuur 2.3-12: Jaargemiddelde doorzichten (dm) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel. De blauwe lijnen geven de gemiddelde waarden over de perioden 1990 t/m 1996 en 1999 t/m 2005 weer. De gele balken weerspiegelen de periode waarin de verruimingswerkzaamheden zijn uitgevoerd



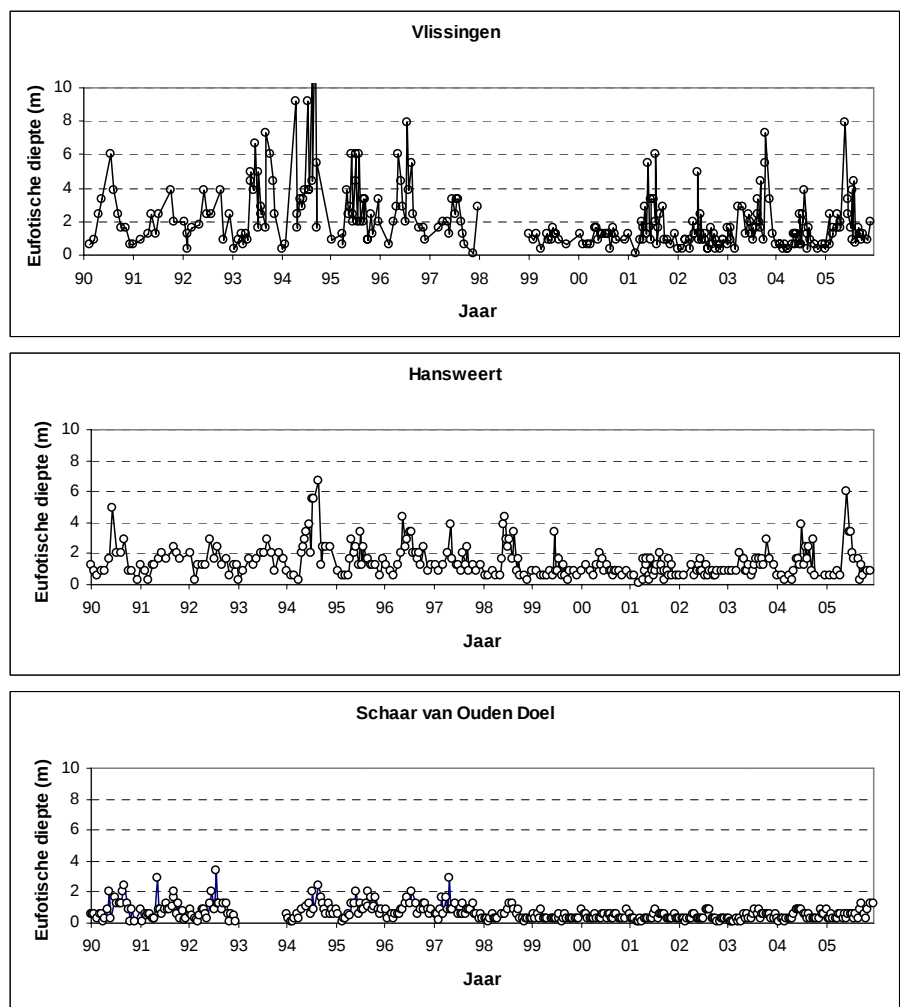
Op seizoensbasis worden voor alle drie locaties significante verschillen (t-test) tussen de gemiddelden van de seizoensgemiddelden vóór de verruimingswerkzaamheden met het gemiddelde van na de werkzaamheden (zie Tabel 2 in 4.8 Samenhangend overzicht primaire productie en onderliggende variabelen vóór en na de verruiming) gevonden, met uitzondering van de winterwaarden op de locaties Vlissingen boei SSVH en Schaar van Ouden Doel. Dit beeld is zeer consistent met de bevindingen voor de jaargemiddelden.

Eufotische diepte

De berekende eufotische diepten voor de drie locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel in de jaren 1990 t/m 2005 worden gegeven in Figuur 2.3-13. Omdat het doorzicht rechtstreeks in de berekening van de eufotische diepte wordt meegenomen toont het verloop van eufotische diepte hetzelfde patroon als van het doorzicht. Er worden dan ook geen trends berekend of t-testen uitgevoerd voor de eufotischen diepte.

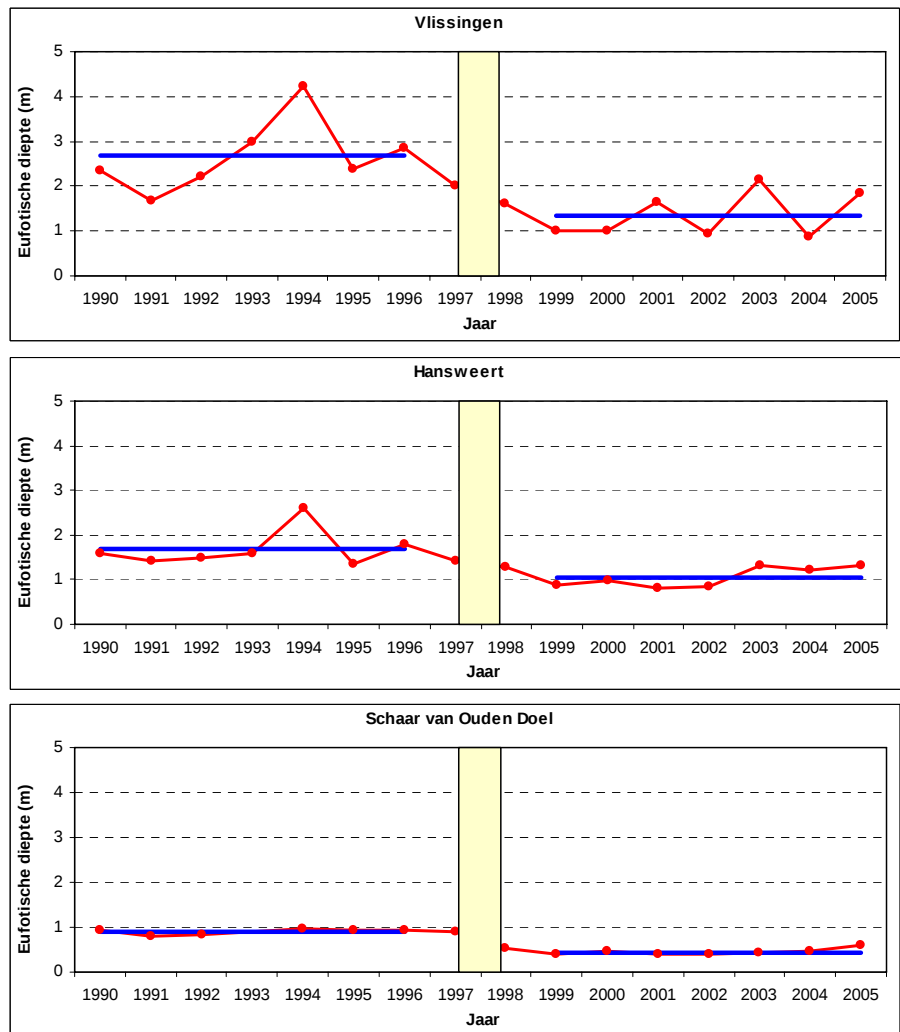
Gaande van Schaar van Ouden Doel naar Vlissingen boei SSVH neemt de eufotische diepte toe. In het voorjaar en in de zomer zijn de eufotische diepten groter dan in het najaar en in de winter. Op Vlissingen boei SSVH varieert de eufotische diepte tussen < 1 en 8 m, op de locatie Hansweert Geul tussen < 1 en 5 m en op de locatie Schaar van Ouden Doel tussen < 1 en 2 m.

Figuur 2.3-13: Eufotische diepten (m) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel



In Figuur 2.3-14 wordt het verloop van de jaargemiddelde eufotische diepten in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel gegeven. De jaargemiddelde eufotische diepten op de locatie Vlissingen boei SSVH variëren tussen 1 en 4 m, op de locatie Hansweert Geul tussen < 1 en 2.5 m en op de locatie Schaar van Ouden Doel tussen 0.5 en 1 m.

Figuur 2.3-14: Jaargemiddelde eufotische diepten (m) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel. De blauwe lijnen geven de gemiddelde waarden over de perioden 1990 t/m 1996 en 1999 t/m 2005 weer. De gele balken weerspiegelen de periode waarin de verruimingswerkzaamheden zijn uitgevoerd.



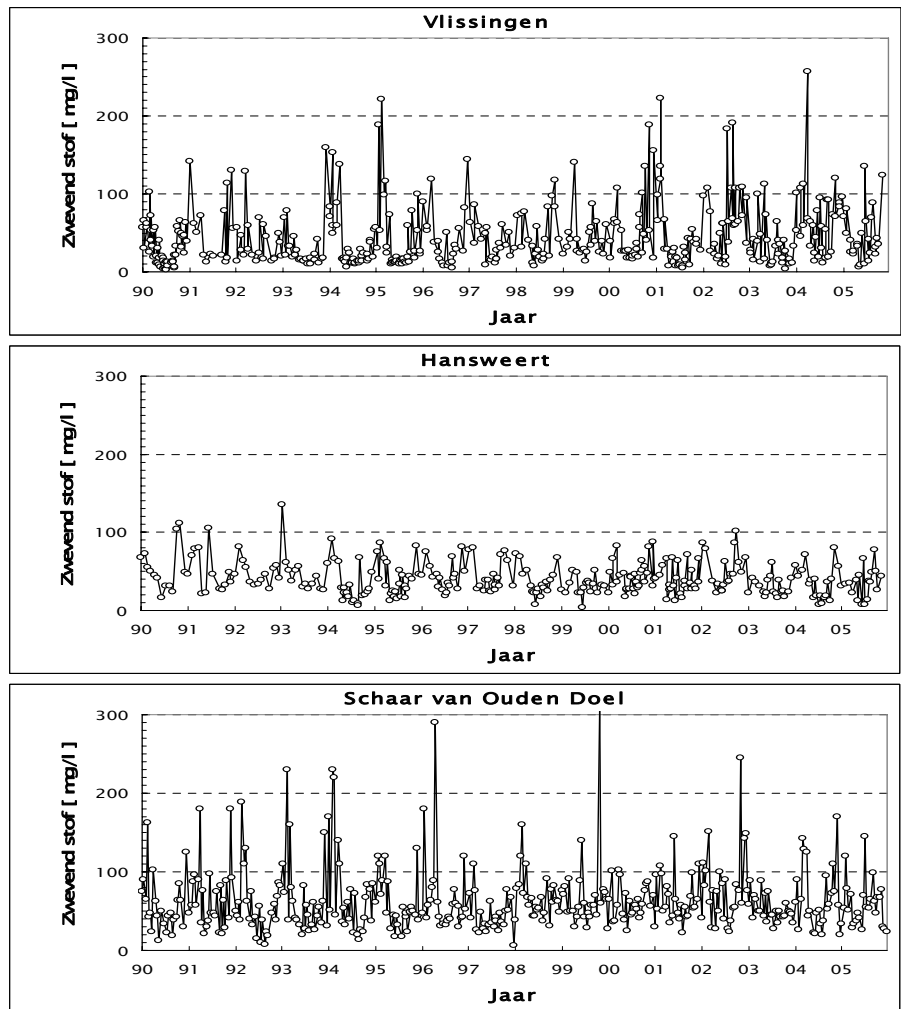
Zwevend stof

In Figuur 2.3-15 worden de gemeten zwevend stof gehalten in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel gegeven.

Uit Figuur 2.3-15 blijkt dat de zwevend stof gehalten in het algemeen onder de 100 mg/l blijven. Op de locaties Vlissingen boei SSVH en Schaar van Ouden Doel komen pieken voor tot 200 mg/l of meer, op de locatie Hansweert Geul blijven de gehalten lager dan 100 mg/l. In het voorjaar en in de zomer zijn de zwevend stof gehalten hoger dan in het najaar en in de winter.

Van uit de basisgegevens zijn nog eens de maandgemiddelde zwevend stof gehalten bepaald en is de trend in de tijd vastgesteld (figuren niet gepresenteerd). Voor de locatie Vlissingen boei SSVH wordt een significante licht stijgende trend gevonden ($r^2=0.028$, $p=0.023$), voor Hansweert Geul een significante licht dalende trend ($r^2=0.036$, $p=0.010$) en voor Schaar van Ouden Doel wordt geen trend gevonden.

Figuur 2.3-15 Zwevend stof gehalten (mg/l) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel



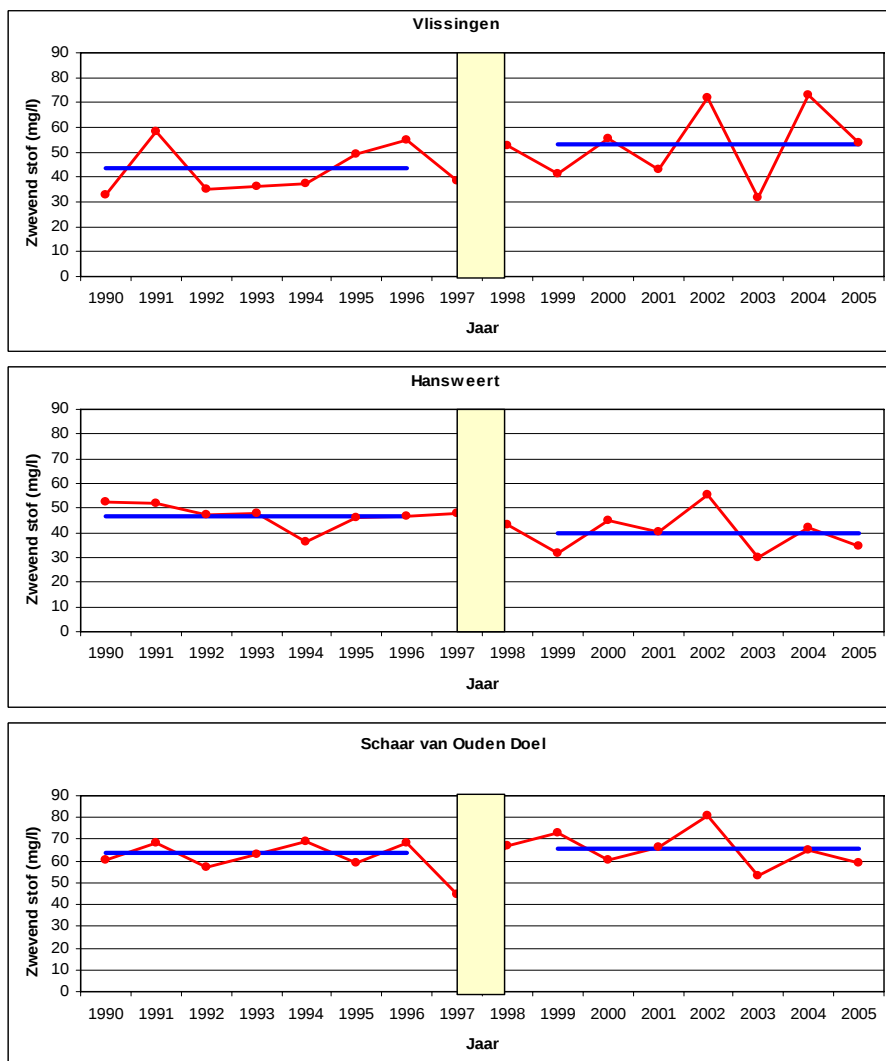
In Figuur 2.3-16 wordt het verloop van de jaargemiddelde zwevend stof gehalten in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel gegeven. De jaargemiddelde zwevend stof gehalten op de locatie Vlissingen boei SSVH variëren tussen 30 en 75 mg/l en er is net geen significante stijgende trend in het verloop van de jaargemiddelden ($r^2=0.200$, $p=0.082$). Op de locatie Hansweert Geul variëren de jaargemiddelde zwevend stof gehalten tussen 30 en 55 mg/l en er is een significante dalende trend in het verloop van de jaargemiddelden ($r^2=0.257$, $p=0.045$). De jaargemiddelde zwevend stof gehalten op de locatie Schaar van Ouden Doel variëren tussen 45 en 80 mg/l en er is geen significante trend in het verloop van de jaargemiddelden.

Voor alle drie locaties zijn geen significante verschillen tussen de gemiddelden van de jaargemiddelden vóór de verzuimingswerkzaamheden met die van na de werkzaamheden gevonden (t-test, zie Tabel 2.3-1).

Op seizoensbasis zijn er per locatie één of twee seizoenen waarvoor een significant verschil tussen de gemiddelden van de jaargemiddelden vóór de verzuimingswerkzaamheden met die van na de werkzaamheden wordt gevonden (t-test, zie Tabel 2.3-2) en per locatie drie of twee

seizoenen waarvoor geen significante verschillen worden gevonden (t-test, Tabel 2.3-2).

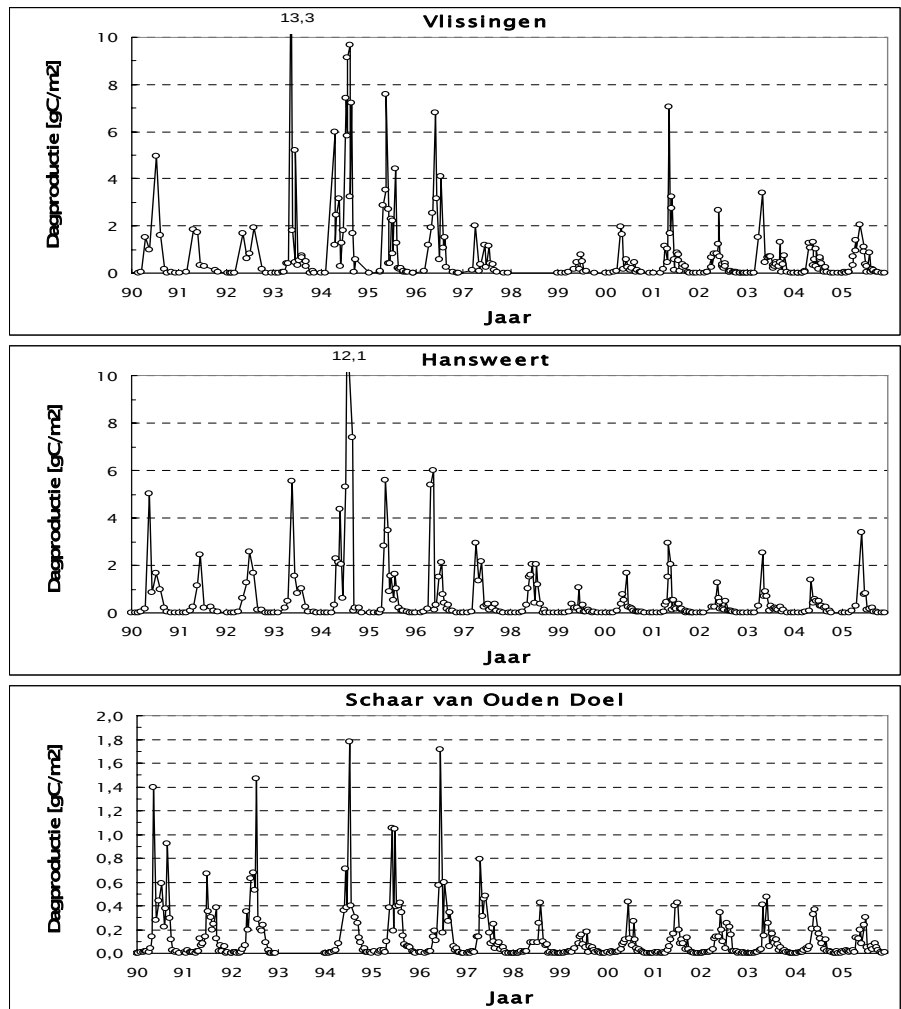
Figuur 2.3-16: Jaargemiddelde zwevend stof gehalten (mg/l) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel. De blauwe lijnen geven de gemiddelde waarden over de perioden 1990 t/m 1996 en 1999 t/m 2005 weer. De gele balken weerspiegelen de periode waarin de verruimingswerkzaamheden zijn uitgevoerd



Modelschatting van de primaire productie en vergelijking met de gemeten primaire productie

In Figuur 2.3-17 worden de modelschattingen van de dag(kolom)producties (gC/m^2) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel gegeven. Er is steeds een duidelijk seizoensverloop met de hoogste waarden in het voorjaar (en soms ook in de zomer) en de laagste waarden in het najaar en in de winter. Tijdens het voorjaar (en soms ook in de zomer) worden op de locatie Vlissingen boei SSVH dagproducties gemeten tussen 0.5 en 4 gC/m^2 , op de locatie Hansweert Geul tussen 0.5 en 3 gC/m^2 en op de locatie Schaar van Ouden Doel tussen 0.1 en 1.5 gC/m^2 .

Figuur 2.3-17: Modelschattingen van de dag(kolom)producties (gC/m^2) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel. NB: verschillende schalen



In Figuur 2.3-18 worden de resultaten van de modelschattingen van de jaar(kolom)producties in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel gegeven.

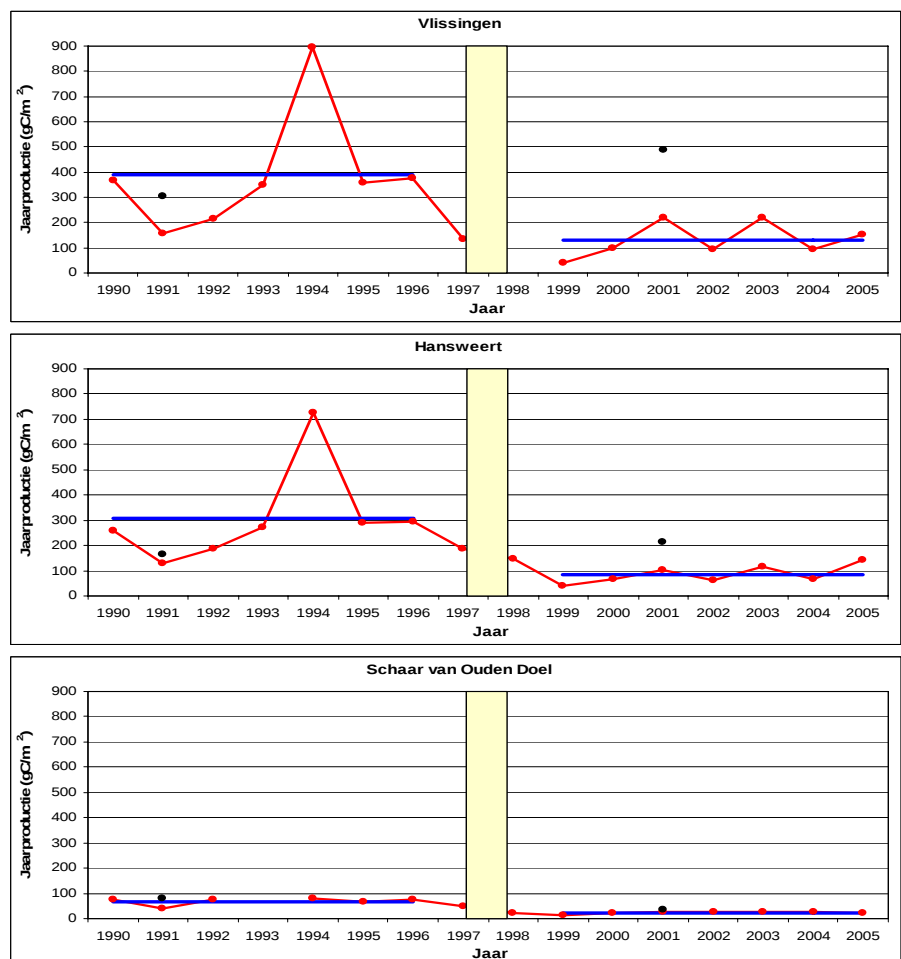
De jaarlijkse variatie in kolomproducties op de locaties Vlissingen boei SSVH en Hansweert Geul is groot en hebben het zelfde patroon. De waarden voor Hansweert Geul zijn wel steeds lager dan die voor Vlissingen boei SSVH. De jaarlijkse variatie op de locatie Schaar van Ouden Doel is veel minder en de jaarproductiewaarden zijn beduidend lager dan die voor Vlissingen boei SSVH en Hansweert Geul. De zeer hoge waarden in 1994 voor de locaties Vlissingen boei SSVH en Hansweert Geul zijn het gevolg van een tweede bloeiperiode in de maanden juli en augustus met hoge chlorofyl-a concentraties en hoge doorzichten. Als gevolg van het ontbreken van, dan wel te weinig doorzichtgegevens kan voor de locatie Schaar van Ouden Doel in 1993 en voor de locatie Vlissingen boei SSVH in 1998 geen primaire productie geschat worden.

Voor de perioden 1990 t/m 1996 en 1999 t/m 2005, dus zonder de veruimingsjaren, zijn voor de drie locaties de gemiddelde jaarproducties bepaald. Vóór de veruimingswerkzaamheden bedroeg de gemiddelde jaar(kolom)productie op de locatie Vlissingen boei SSVH

389 gCm⁻²j⁻¹, op de locatie Hansweert Geul 308 gCm⁻²j⁻¹ en op de locatie Schaar van Ouden Doel 69 gCm⁻²j⁻¹. Na de verzuimingswerkzaamheden bedragen de gemiddelde jaar(kolom)productiewaarden op de drie genoemde locaties 132, respectievelijk 85 en 23 gCm⁻²j⁻¹. Voor alle drie locaties is de gemiddelde jaar(kolom)productie vóór de verzuimingswerkzaamheden significant hoger dan na de werkzaamheden (Vlissingen boei SSVH: t-test, p=0.0293; Hansweert Geul: t-test, p=0.0230 en Schaar van Ouden Doel: t-test, p=0.0004, zie Tabel 2.3-1). Op de locatie Vlissingen boei SSVH is de jaargemiddelde (kolom)productie gemiddeld met 65% afgenomen en op de locaties Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel met 70%.

In Figuur 2.3-18 zijn tevens de door het NIOO-CEME in 1991 en 2001 in het veld op de locaties Vlissingen, Hansweert en Zandvliet gemeten jaar(kolom)producties aangegeven. De in het veld gemeten waarden zijn alle hoger, in vier van de zes gevallen zelfs twee keer zo hoog als de modelschattingen.

Figuur 2.3-18: Modelschattingen van de jaar(kolom)producties (gC/m²) in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel. De blauwe lijnen geven de gemiddelde waarden over de perioden 1990 t/m 1996 en 1999 t/m 2005 weer. De gele balken weerspiegelen de periode waarin de verzuimingswerkzaamheden zijn uitgevoerd. De zwarte stippen geven de door het NIOO-CEME in de jaren 1991 (Kromkamp et al., 1995) en 2001 (Kromkamp & Peene, 2005) in het veld op de locaties Vlissingen, Hansweert en Zandvliet (nabij Schaar van Ouden Doel) gemeten jaar(kolom)producties aan



Samenhangend overzicht primaire productie en onderliggende variabelen vóór en na de verzuiming

In Tabel 2.3-1 wordt een samenhangend overzicht gegeven van de jaargemiddelde waarden voor chlorofyl-a, doorzicht, zwevend stof en

jaar(kolom)productie in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel in de perioden vóór (1990 t/m 1996) en na (1999 t/m 2005) de verruimingswerkzaamheden. De gevonden waarden vóór en na de verruimingswerkzaamheden zijn met elkaar vergeleken middels een t-test. De uitkomsten daarvan zijn eveneens in Tabel 2.3-1 opgenomen en reeds eerder besproken.

Tabel 2.3-1: Samenhangend overzicht van de jaargemiddelde waarden voor chlorofyl-a, doorzicht, zwevend stof en jaar(kolom)productie in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel in de perioden vóór (V, 1990 t/m 1996) en na (N, 1999 t/m 2005) de verruimingswerkzaamheden. Significante verschillen (t-test) in gemiddelde waarden tussen deze perioden zijn aangegeven met geel

	Chlorofyl-a (µg/l)			Doorzicht (dm)			Zwevend stof (mg/l)			Jaarproductie (gC/m2)		
	Gem V	Gem N	p	Gem V	Gem N	p	Gem V	Gem N	p	Gem V	Gem N	p
Vlissingen												
Jaar	7.7	6.9	0.2825	8.1	4.8	0.0013	43.5	52.9	0.2103	389	132	0.0293
Hansweert												
Jaar	9.5	5.9	0.0010	6.0	4.3	0.0023	46.8	39.9	0.1042	308	85	0.0230
Schaar v OD												
Jaar	6.2	5.9	0.4058	3.7	2.4	0.0000	63.6	65.5	0.6318	69	23	0.0004

In Tabel 2.3-2 wordt een samenhangend overzicht gegeven van de seizoensgemiddelde waarden voor chlorofyl-a, doorzicht en zwevend stof in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel in de perioden vóór (1990 t/m 1996) en na (1999 t/m 2005) de verruimingswerkzaamheden.

Tabel 2.3-2: Samenhangend overzicht van de seizoensgemiddelde waarden voor chlorofyl-a, doorzicht en zwevend stof in de jaren 1990 t/m 2005 op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel in de perioden vóór (V, 1990 t/m 1996) en na (N, 1999 t/m 2005) de verruimingswerkzaamheden. Significante verschillen (t-test) in gemiddelde waarden tussen deze perioden zijn aangegeven met geel

	Chlorofyl-a (µg/l)			Doorzicht (dm)			Zwevend stof (mg/l)			Seizoensproductie (gC/m2)		
	Gem V	Gem N	p	Gem V	Gem N	p	Gem V	Gem N	p	Gem V	Gem N	p
Vlissingen												
Winter	1.9	1.8	0.8500	4.6	3.8	0.3616	70.0	64.4	0.6731			
Voorjaar	13.7	14.0	0.9041	7.3	4.8	0.0174	43.8	50.1	0.5671			
Zomer	11.3	8.2	0.0700	10.8	6.1	0.0026	17.6	38.9	0.0323			
Najaar	3.7	3.4	0.5725	9.0	4.9	0.0271	38.3	61.0	0.0822			
Hansweert												
Winter	2.0	2.0	0.9879	4.1	3.5	0.0305	61.2	47.3	0.0273			
Voorjaar	16.4	11.0	0.0206	5.2	3.7	0.0054	46.7	39.2	0.1000			
Zomer	15.5	7.3	0.0097	8.4	5.6	0.0228	34.4	29.0	0.5146			
Najaar	4.6	3.5	0.0632	5.9	4.3	0.0106	46.9	43.6	0.6791			
Schaar v OD												
Winter	3.0	3.0	0.9528	2.5	2.2	0.4863	91.6	73.8	0.0632			
Voorjaar	5.6	6.1	0.5997	3.2	2.1	0.0002	70.5	60.7	0.2381			
Zomer	10.3	9.9	0.7174	5.1	2.8	0.0002	38.5	54.8	0.0144			
Najaar	6.0	4.5	0.0028	3.9	2.4	0.0000	54.2	73.4	0.0282			

Significante verschillen (t-test) in gemiddelde waarden tussen deze perioden zijn aangegeven met geel. Voor de seizoensproducties waren

in vele jaren te grote gaten aanwezig tussen de monsterdata en de seizoensproducties zijn daarom niet berekend.

2.3.6. Discussie

Afnemende primaire productie

Als maat voor de aanwezige hoeveelheid biomassa van het fytoplankton wordt vaak de chlorofyl-a concentratie genomen. Voor de gehele periode 1990 t/m 2005 worden voor het verloop van de jaargemiddelde concentraties op de locaties Vlissingen boei SSVH en Schaar van Ouden Doel geen significante trends gevonden. Voor de locatie Hansweert Geul wordt wel een significant dalende trend gevonden.

Verder bleek uit een t-test dat er alleen voor de locatie Hansweert Geul een significant verschil van 40% bestaat tussen de gemiddelden van de gemiddelde jaarconcentraties vóór en na de verruimingswerkzaamheden; de gemiddelde concentratie is na de werkzaamheden dus lager dan vóór de werkzaamheden. Dit geldt ook voor de gemiddelde concentraties in het voorjaar en in de zomer. Het is niet duidelijk waarom de chlorofyl-a concentraties op de locatie Hansweert Geul zijn afgenomen.

Een opmerkelijk jaar is 1994, waarin op de locaties Vlissingen boei SSVH en Hansweert Geul nog een flinke zomerbloei optreedt; dit jaar wordt specifiek genoemd omdat het het jaar blijkt te zijn met de hoogst geschatte jaar(kolom)productie en verder ook een rol speelt bij de gedachtenvorming over wanneer (ruim vóór of tijdens de werkzaamheden) dalende trends ingezet zijn (zie later).

Belangrijker is echter de snelheid waarmee fytoplankton biomassa aanmaakt, de primaire productie. Er is veel overeenkomst in de gerealiseerde jaarproducties op de locaties Vlissingen boei SSVH en Hansweert Geul, zowel in grootte als in het verloop over de gehele periode 1990 t/m 2005. De jaarproducties op de locatie Schaar zijn aanzienlijk lager dan op de twee andere locaties. Deze verschillen worden veroorzaakt door de grote verschillen in abiotische omstandigheden voor het fytoplankton (zie later). De zeer hoge waarden in 1994 voor de locaties Vlissingen boei SSVH en Hansweert Geul zijn het gevolg van een tweede bloeiperiode in de maanden juli en augustus met hoge chlorofyl-a concentraties en hoge doorzichten. Deze zeer hoge jaarproducties zijn dus niet het gevolg van foute of slechte meetresultaten. De jaarlijkse variatie op de locaties Vlissingen en Hansweert is groot. De door het NIOO-CEME in 1991 en 2001 in het veld op de locaties Vlissingen, Hansweert en Zandvliet gemeten jaar(kolom)producties zijn alle hoger, in vier van de zes gevallen zelfs twee keer zo hoog als de modelschattingen. Er is geen verklaring voor dit opmerkelijke verschil.

Voor alle drie locaties is de (met een **model geschatte**) gemiddelde jaar(kolom)productie na de verruimingswerkzaamheden significant lager dan vóór de werkzaamheden, voor de locatie Vlissingen boei SSVH 65% en voor de locaties Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel 70%. Kromkamp & Peene (2005) kwamen nog tot de conclusie

dat de baggeractiviteiten de primaire productie van het fytoplankton in de Westerschelde niet hebben beïnvloed. Deze uitspraak is gebaseerd op slechts twee meetjaren 1991 en 2001, waarvan in 2001 ook een aantal monstertochten in de zomer zijn uitgevallen. Uit Figuur 2.3-18 blijkt dat ook de modelschattingen voor 1991 en 2001 vergelijkbare waarden voor de jaarproducties opleveren. 1991 is het jaar met de laagste waarde in de reeks van hogere jaarproducties en 2001 is een jaar met een hogere waarde in de reeks van lagere jaarproducties. Het blijkt dus gevaarlijk om op basis van twee gemeten jaren conclusies te trekken over veranderingen in de primaire productie op wat langere termijn.

Bij lichtgelimiteerde (zie later) groei van het fytoplankton (en niet al te veel graas door zoöplankton) in de Westerschelde zou een duidelijker relatie tussen de primaire productie en de chlorofyl-a concentraties verwacht worden. De afname in primaire productie wordt echter niet op alle drie locaties teruggevonden als een afname van de chlorofyl-a concentraties. Er bestaat vooral een 'discrepancie' tussen afgenomen jaarproducties en jaargemiddelde chlorofyl-a concentraties op de locaties Vlissingen boei SSVH en Schaar van Ouden Doel. Het is nog niet duidelijk waarom dit zo is.

Mogelijke oorzaken voor de afnemende primaire productie

Een eerste belangrijke factor voor de grootte van de primaire productie van het fytoplankton is de beschikbaarheid van nutriënten. Uit een vergelijking van de gemeten nutriëntenconcentraties met halfverzadigingswaarden en van de gemeten nutriëntenratio's met de Redfield ratio blijkt dat de productie van het fytoplankton op de locaties Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel door geen enkel nutriënt wordt gelimiteerd. Op de locatie Vlissingen boei SSVH zou alleen silicaat na de voorjaarsbloei kortdurend limiterend kunnen zijn voor de groei van diatomeeën. Het algemene beeld is dus dat de groei van het fytoplankton in de Westerschelde niet wordt gelimiteerd door nutriënten. Dit is natuurlijk niet verwonderlijk, ook uit eerdere publicaties (Van Spaendonk et al., 1993; Kromkamp et al., 1995, Kromkamp & Peene, 2005) komt naar voren dat nutriënten niet of slechts heel kort beperkend kunnen zijn en dan met name silicaat in de monding van de Westerschelde. De lagere primaire productie waarden in de Westerschelde na de verruiming worden dus niet veroorzaakt door een tekort aan nutriënten.

Een tweede belangrijke factor voor de grootte van de primaire productie is de beschikbaarheid van licht (instraling). Uit de gemeten instraling op het KNMI-station Vlissingen blijkt dat er voor de periode 1990 t/m 2005 geen significante trend in het verloop van de (seizoens)gemiddelde instraling wordt gevonden. Op seizoensbasis wordt er wel een significante stijgende trend voor de winter gevonden. De instraling in de winter is echter al zo laag dat er nauwelijks primaire productie is en een kleine stijging van de instralingswaarden in de winter zal dus geen effect op de fytoplankton primaire productie in de Westerschelde hebben. De lagere primaire productie waarden in de

Westerschelde na de verruiming worden dus niet veroorzaakt door veranderingen in de instraling.

Een belangrijke uitkomst van de trend analyses en de vergelijking van de gemiddelde doorzichten vóór en na de verruiming is de significante afname van het doorzicht op de drie Westerschelde locaties, op de locatie Vlissingen boei SSVH met 40%, op de locatie Hansweert Geul met 30% en op de locatie Schaar van Ouden Doel met 35%. Het verloop van de doorzichten toont een zelfde verloop als dat van de jaarproducties. Op zich niet verwonderlijk omdat het doorzicht via de eufotische diepte (tot de macht 1.44) in de modelschatting wordt meegenomen. De chlorofyl-a concentratie wordt ook in de modelschatting meegenomen, maar een vergelijking van Figuur 2.3-10, Figuur 2.3-12, Figuur 2.3-14 en Figuur 2.3-18 laat duidelijk zien dat de factor doorzicht belangrijker is dan de factor chlorofyl-a. De afhankelijkheid van de primaire productie van vooral het doorzicht zou goed te toetsen zijn door een gevoeligheidsanalyse waarbij de grootte van de invoervariabelen chlorofyl-a concentratie en eufotische diepte (afgeleid van het doorzicht) wordt gevarieerd.

Over afnames in het doorzicht gedurende de tweede helft van de jaren negentig is ook al eerder bericht (Lefèvre & Kornman, 2002 (zie ook later); Chen et al., 2005; Stoorvogel & Habets, zonder jaartal). In feite zullen we de afnames van het doorzicht ook terug moeten kunnen vinden in een toename van de extinctiewaarden in de DONAR database voor de drie Westerschelde locaties. Echter, voor de locaties Vlissingen boei SSVH en Hansweert Geul bevat de DONAR database waarden vanaf 1999 en voor de locatie Schaar van Ouden Doel waarden vanaf 1996. De inschatting is dat er ook extinctie-waarden uit eerdere jaren beschikbaar zijn (na te vragen bij de MeetAdviesDienst Zeeland).

Er zijn geen significante trends of significante verschillen in zwevende stof concentraties vóór en na de verruimingswerkzaamheden gevonden. Dit was ook reeds eerder waargenomen (Lefèvre & Kornman, 2002; Chen et al., 2005). De afname van het doorzicht wordt dus niet veroorzaakt door een toename van het zwevend stof gehalte op de drie Westerschelde locaties. Deze metingen zijn niet afhankelijk van het menselijk oog, hoewel aan de uitkomsten van de doorzicht metingen niet wordt getwijfeld. Er is niet nagegaan of er mogelijk trends zijn in andere particuliere variabelen als POC, PN en PP, maar het is zeer onwaarschijnlijk dat een (eventuele) toename van deze variabelen een dergelijke afname (30 tot 40%) van het doorzicht heeft veroorzaakt. De oorzaak van de afname van het doorzicht zal dus gezocht moeten worden in de opgeloste stoffen of in particulier materiaal dat bij de zwevend stof bepaling niet veel gewicht in de schaal legt, maar wel een effect heeft op de lichtuitdoving.

In de Oosterschelde werden voor de periode 1990 t/m 2000 (2003) ook significante afnames in primaire productie en doorzicht gevonden, die niet teruggevoerd konden worden op veranderingen in de chlorofyl-a concentraties en zwevend stof gehalten (Wetsteyn et al.,

2003). Aanvankelijk werd nog gedacht dat een toename van humuszuren daar mogelijk iets mee te maken zou kunnen hebben, maar uit een vergelijking van absorptiespectra van gefiltreerd water uit de Delta (ongepubliceerde gegevens uit 2003, Grevelingenmeer, Veerse Meer en Oosterschelde) met absorptiespectra uit de jaren tachtig (Grevelingenmeer, Oosterschelde; Stronkhorst, 1988) blijkt dat deze hypothese voor de Oosterschelde niet houdbaar is. Waarschijnlijk bestaat er voor de Westerschelde ook geen relatie tussen humuszuren en doorzicht.

Bij bovengenoemd Oosterschelde-onderzoek (Wetsteyn et al., 2003) werd ook waargenomen dat in de periode 1994 t/m 1998 verhoudingsgewijs steeds meer kleine (<20 µm) dan grote (>20 µm) fytoplanktonsoorten voorkomen, mogelijk een gevolg van de grote toename van en selectieve graas door Japanse oesters in deze periode. Eventuele veranderingen binnen de fytoplanktonsamenstelling in de Westerschelde zijn evenwel niet nader onderzocht, omdat het in de Westerschelde zo is dat de bijdrage van het fytoplankton (chlorofyl-a) aan de extinctie (lichtuitdoving) vele malen kleiner is dan de bijdrage vanuit slib en ander zwevend stof.

In Tabel 2.3-3 worden de belangrijkste veranderingen nog eens samengevat:

Tabel 2.3-3: Samenvatting van de belangrijkste veranderingen in jaargemiddelde chlorofyl-a concentraties, primaire productie, doorzicht en zwevend stof gehalten op drie locaties in de Westerschelde. Hierbij is de periode vóór de verruimingswerkzaamheden (1990 t/m 1996) vergeleken met de periode na de werkzaamheden (1999 t/m 2005).

Locatie	Chlorofyl-a	Primaire productie	Doorzicht	Zwevend stof
Vlissingen boei SSVH	Gelijk	Lager	Lager	Gelijk
Hansweert Geul	Lager	Lager	Lager	Gelijk
Schaar van Ouden Doel	Gelijk	Lager	Lager	Gelijk

Een belangrijk discussiepunt is vanaf wanneer het doorzicht en de primaire productie lager zijn geworden. Het jaar 1994 speelt daarin een belangrijke rol. Wanneer we vanaf dit jaar tot in de periode na de verruiming kijken dan zou er, op het eerste gezicht sprake zijn van een afname in primaire productie en doorzicht. Beschouwen we 1994 als een jaar met een uitzonderlijk hoge productie en doorzicht (zie eerder), dan

Is het realistischer om als uitgangspunt het gemiddelde van de jaren 1990 t/m 1996 vóór de verruiming te nemen. In dat geval blijkt dan dat tijdens de verruimingsjaren de primaire productie en het doorzicht afgenomen zijn tot de min of meer constant lagere waarden tijdens de periode na de verruimingswerkzaamheden.

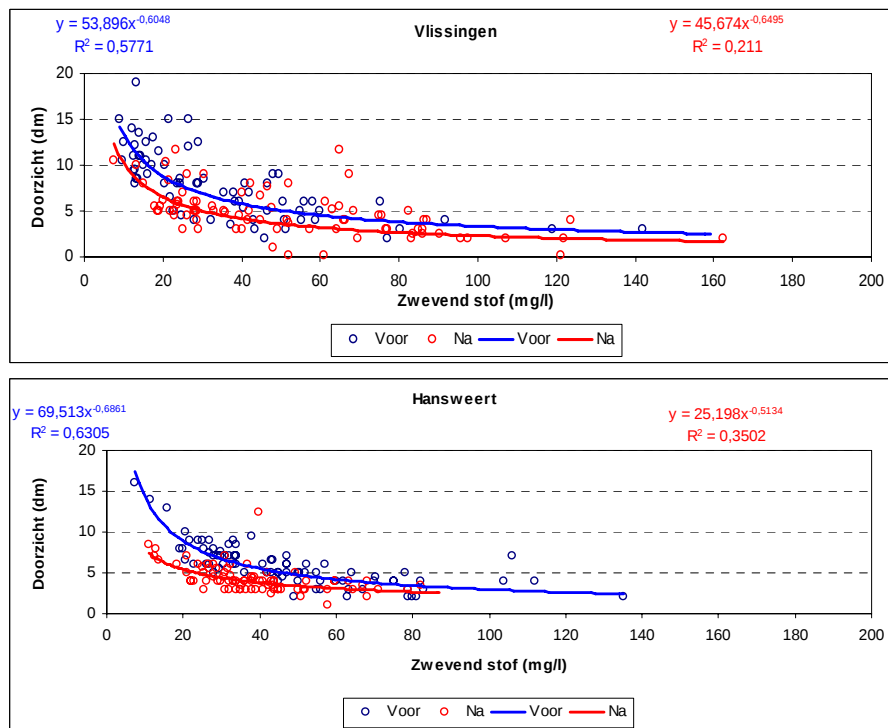
In estuaria is het moment van monstername in de getijfase belangrijk omdat variabelen als zwevend stof gehalte en chlorofyl-a concentratie binnen een getijcyclus aanzienlijk kunnen variëren. Uit navraag bij de MeetAdviesDienst blijkt dat de monstername voor de MWTL (Monitoring Waterstaatkundige Toestand van het Land) op de locatie Schaar van Ouden Doel altijd op laag water heeft plaatsgevonden, op de locatie Hansweert Geul altijd 1.5 uur vóór laag water en op de locatie Vlissingen boei SSVH altijd 1 uur vóór hoog water, in ieder geval vanaf 1990. Op de locaties Vlissingen boei SSVH en Hansweert Geul worden ook centrifuge-metingen (voor zwevend stof) gedaan. Bij een

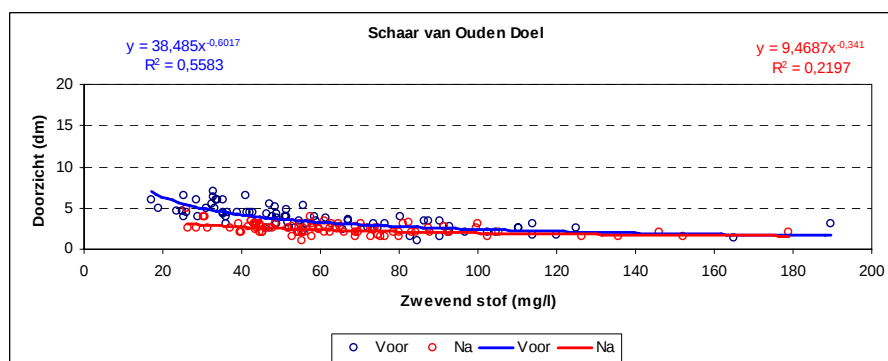
centrifuge-meting worden drie zwevend stof monsters genomen. De middelste is steeds de MWTL-meting en wordt op de locatie Vlissingen boei SSVH 1 uur vóór hoog water genomen en op de locatie Hansweert Geul 1.5 uur vóór laag water, parallel dus met de MWTL-metingen. Vanaf de tweede helft 2004 worden de centrifuge-metingen meestal ad random in het getij genomen, waarvan jaarlijks in ieder geval vier metingen getijgebonden (zie hiervoor) worden gedaan. Samenvattend betekent dit dat in de periode 1990 t/m 2005 de resultaten van de zwevend stof en chlorofyl-a analyses niet zijn beïnvloed door veranderingen in het moment van monsternamen. Verder is bekend dat de wijze van monsternamen (watermonsters en doorzichtigheidsbepaling) en analyses in de periode 1990 t/m 2005 niet zijn veranderd.

Bijkerk & Esselink (2004) vergeleken voor de periode 1971 t/m 2002 al eens de gemiddelde afvoer van de Schelde gedurende het zomerhalfjaar (april t/m september) met een aantal in het veld gemeten variabelen. In deze periode was er sprake van een significante toename ($p < 0.01$) van de afvoer. De zwevende stof gehalten en de chlorofyl-a concentraties op de locaties Schaar van Ouden Doel en Vlissingen boei SSVH en het doorzicht op de locatie Vlissingen boei SSVH vertoonden in deze periode geen relatie met de rivierafvoer. Het doorzicht op de locatie Schaar van Ouden Doel had echter wel een significante relatie met de rivierafvoer. Al met al is het dus niet waarschijnlijk dat er een relatie is tussen de hiervoor beschreven veranderingen in de Westerschelde en de rivierafvoer.

Om na te gaan of de relatie zwevend stof versus doorzicht is veranderd, zijn deze variabelen voor de periode vóór (1990 t/m 1996, blauw) en na (1999 t/m 2005, rood) de verruimingswerkzaamheden tegen elkaar uitgezet (Figuur 2.3-19).

Figuur 2.3-19: Hyperbolische relatie tussen zwevend stof gehalten (mg/l) en doorzichten (dm) op de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel in de periode vóór (1990 t/m 1996, blauw) en na (1999 t/m 2005, rood) de verruimingswerkzaamheden. Alle fits zijn significant ($p = 0.000$).





Het is bekend dat de relatie tussen zwevend stof gehalte en doorzicht hyperbolisch is. Voor de locaties Vlissingen boei SSVH, Hansweert Geul en Schaar van Ouden Doel wordt de relatie zwevend stof versus doorzicht goed beschreven door hyperbolische functies (voor alle functies geldt $p=0.000$). De vraag is of voor de drie locaties de relatie zwevend stof versus doorzicht is veranderd. Na log-transformatie zijn de data geanalyseerd met een covariantie-analyse. Uit de interactieterm periode/zwevend stof gehalte blijkt dat voor de locatie Vlissingen boei SSVH de clusters significant verschillen en dat de hellingslijnen evenwijdig lopen ($p=0.969$), voor de locatie Hansweert Geul dat de clusters nog net significant verschillen en dat de hellingslijnen nog net evenwijdig lopen ($p=0.076$) en voor de locatie Schaar van Ouden Doel dat de clusters en de hellingslijnen niet significant verschillen ($p=0.006$).

Het blijkt dus dat bij een bepaald zwevend stof gehalte in de periode vóór de verruimingswerkzaamheden (1990 t/m 1996) een hoger doorzicht werd gevonden dan in de periode na de werkzaamheden (1999 t/m 2005). Bovendien treden de waargenomen veranderingen pas op sinds 1997. Omdat gebleken is dat de relatie zwevend stof gehalte versus doorzicht is veranderd, zou het wel eens zo kunnen zijn dat deze veranderingen te maken hebben met veranderingen in het slib in de waterkolom.

Met betrekking tot de verandering van de relatie zwevend stof gehalte versus doorzicht zijn een aantal recent verschenen rapporten en andere zaken van belang. Deze worden kort besproken in Bijlage B. Daaruit blijkt dat vooral de stortingen van onderhoudsbaggerspecie in het westelijke deel sinds 1997 aanzienlijk zijn toegenomen.

Het blijkt dat de (hyperbolische) relatie tussen zwevend stof gehalte en doorzicht is veranderd in de zin dat bij een bepaald zwevend stof gehalte het gemiddelde doorzicht in de periode vóór de verruiming hoger was dan in de periode erna. Voor de locatie Vlissingen boei SSVK is het verschil significant, voor de locatie Hansweert Geul nog net significant en voor de locatie Schaar van Ouden Doel is het verschil tussen beide perioden niet significant. Het vermoeden bestaat dat de veranderde relatie tussen zwevend stof en doorzicht samenhangt met een toename van kleine ($< 2 \mu\text{m}$) en lichte slibpartikeltjes. Deze toename wordt dan niet teruggevonden in het zwevende stof gehalte, maar wel in het doorzicht omdat veel kleine slibpartikeltjes de extinctie

(lichttuitdoving) aanzienlijk doen toenemen (zie ook Chen et al., 2005). Wat de achterliggende oorzaak dan zou zijn, is onduidelijk. De stortingen van havenbaggerspecie vanuit de Westerschelde havens zijn naar verwachting niet de oorzaak van de grote verandering in doorzicht en primaire productie (zie Bijlage B), omdat in de periode 1993 t/m 2003 de hoeveelheden qua orde van grootte gelijk zijn gebleven. Wel is de gestorte hoeveelheid onderhoudsbaggerspecie vanaf 1997 toegenomen, met name in het westelijke deel, en door getijdemenging zouden deze kleine deeltjes ook in het midden en oostelijke deel terechtkunnen komen. Uit analyse van meetgegevens over de deeltjesgrootte en gewichten van de grootte fracties van de onderhoudsbaggerspecie en het slib in de waterkolom zou kunnen blijken of de afname van het doorzicht iets te maken heeft met een toename van kleine ($< 2 \mu\text{m}$) slibpartikeltjes in de onderhoudsbaggerspecie. Er zijn metingen beschikbaar uit de SAWES-tijd en ook recentere metingen waarbij een gewichtsverdeling wordt gegeven van het slib als grootte fractie van het minerale deel en als fractie van het zwevend stof gehalte. Bij Rijkswaterstaat Zeeland (de vergunning verlenende instantie) moet verder bekend zijn hoe de grootte samenstelling van de onderhoudsbaggerspecie (en de gestorte havenbaggerspecie) is. Het zou de moeite waard zijn om nog wat nader onderzoek naar deze zaken te (laten) doen.

2.3.7. Conclusie en aanbeveling

Samenvattend: de met een **model geschatte** primaire produktie is tijdens en na de verruimingswerkzaamheden afgenomen, maar er is geen duidelijke relatie met deze werkzaamheden aangetoond. Misschien is er wel een relatie met de toegenomen hoeveelheid gestort onderhoudsbaggerspecie in het westelijke deel.

De conclusie is dat de hypothese E2: 'De gemiddelde primaire productie door het fytoplankton in het oostelijke, midden en westelijke deel van de Westerschelde zal niet veranderen als gevolg van de verruimingswerkzaamheden' niet verworpen, maar ook niet aangenomen kan worden.

Er zijn in de drie deelgebieden wel significante veranderingen in doorzicht en primaire productie van het fytoplankton. Deze veranderingen zijn wellicht toe te schrijven aan de sinds 1997 toegenomen stortingen van onderhoudsbaggerspecie, met name in het westelijke deel. Aanbevolen wordt om door analyse van meetgegevens over de deeltjesgrootte en gewichten van de grootte fracties na te gaan of de afname van het doorzicht iets te maken heeft met een toename van kleine ($< 2 \mu\text{m}$) slibpartikeltjes in de waterkolom.

Het is merkwaardig dat er een hypothese over eventuele veranderingen in de fytoplankton primaire productie is geformuleerd, terwijl er niet voorzien is in een adequaat monitoring programma dat voorziet in het meten van de primaire productie. Maar dan nog, indien primaire productie in het monitoring programma opgenomen zou worden, dan zou er nog niets bekend zijn over de grootte van de primaire productie van vóór de verruimingswerkzaamheden. Daar komt nog bij dat de

jaarlijkse variatie in gemeten jaarproducties groot is (Boynton et al., 1982; Cadée & Hegeman, 1991) en dat er dus een redelijk lange tijdreeks beschikbaar zou moeten zijn.

In het Metingenplan (bijlage in De Jong et al., 1998) wordt nergens aangegeven hoe de primaire productie gemeten/geschat zal worden (bijvoorbeeld: voor een modelmatige benadering is het nodig om minstens één jaar ^{14}C primaire productie metingen uit te voeren). Vermoedelijk, ook al staat het nergens omschreven, is men er van uitgegaan dat de primaire productie modelmatig geschat zou moeten worden. Het is niet goed te begrijpen dat er niet zorgvuldig genoeg op gelet is dat de benodigde veldgegevens voor een modelmatige schatting ook inderdaad adequaat verzameld worden. Nu zijn veel (en soms hoge, dus belangrijke) chlorofyl-a gehalten niet gebruikt omdat er geen bijbehorende doorzichtmeting is en andersom en ook niet bewaakt is of bepaalde metingen (bijvoorbeeld extinctie) wel uitgevoerd en (in DONAR) ingevoerd worden. Vooraf is gekozen om nergens te interpoleren, daarom zijn de tijdsintervallen tussen twee berekende productiewaarden vaak groot. Er is niet nagegaan of niet interpoleren tot een minder nauwkeurig resultaat zou leiden dan bij wel interpoleren.

2.4 Primaire productie microfytobenthos

2.4.1. Samenvatting

Voor wat betreft de primaire productie van het microfytobenthos dienden de volgende hypothesen getoetst te worden:

Hypothese E3: De totale jaarproductie van het microfytobenthos zal in het westelijke deel van de Westerschelde met ca. 10% toenemen.

Hypothese E4: De totale jaarproductie van het microfytobenthos zal in het middendeel van de Westerschelde met ca. 20% toenemen.

Hypothese E5: De totale jaarproductie van het microfytobenthos zal in het oostelijke deel van de Westerschelde met ca. 5% toenemen.

De hypothese toetsing heeft plaatsgevonden middels een evaluatie van (een deel van de) gegevens van 118 locaties op platen en slikken in de Westerschelde waarin de periode 1990 t/m 2005 het microfytobenthos is bemonsterd.

De primaire productie van het microfytobenthos is geschat met behulp van het lineaire model

$P = 1.13B + 8.23$, waarin P = Bruto primaire productie en B = Jaargemiddelde biomassa chlorofyl-a in de bovenste cm van het sediment.

Over het algemeen is de productiviteit van het microfytobenthos op de slikken per m² hoger dan op de platen. Op 74% van de locaties is de gemiddelde primaire productie gedurende de periode na de verruiming (1999 t/m 2005) groter dan tijdens de periode voor de verruiming (1989 t/m 1996).

De vanuit de ecotoopbenadering geschatte primaire productie op de platen en slikken per deelgebied is voor het westelijke deel significant toegenomen van gemiddeld 2534 ton C per jaar in de periode 1995 t/m 1996 tot gemiddeld 3643 ton C per jaar (toename 6%) in de periode 2000 t/m 2005, voor het middendeel van 1298 tot 3273 ton C per jaar (toename 76%) en voor het oostelijke deel van 2159 ton C per jaar tot 3948 ton C per jaar (toename 56%).

De productiviteit per ha plaat/slik is eveneens toegenomen in bovengenoemde perioden, in het westelijke deel van gemiddeld 0.6 tot gemiddeld 0.8 ton C per ha plaat/slik (niet significante toename 10%), in het middendeel van 0.7 tot 1.8 ton C per ha plaat/slik (significante toename 84%) en voor het oostelijke deel van 0.8 tot 1.4 ton C per ha plaat/slik (significante toename 59%). De productiviteit per ha plaat/slik is dus vooral erg toegenomen in het middendeel van de Westerschelde. Er is geen of nauwelijks verandering opgetreden in de

totale arealen platen/slikken in de drie deelgebieden. De toename van de primaire productie kan dan vooral gevonden worden in het per m⁻² productiever worden van de ecotopen litoraal hoogdynamisch zand, litoraal laagdynamisch middelhoog zand en litoraal laagdynamisch middelhoog slib. De grootste producties en toenames daarvan worden gerealiseerd in de ecotopen litoraal laagdynamisch middelhoog zand en litoraal laagdynamisch middelhoog slib.

De ecotoopbenadering geeft goede resultaten, maar het is niet goed mogelijk om ermee aan te geven waardoor de toename van de primaire productie is veroorzaakt. Daartoe zal men naar gegevens van de afzonderlijke locaties terug moeten gaan.

In de jaren voorafgaand aan de verruiming (1993 t/m 1996) is de productiviteit van het microfytobenthos op de platen en slikken in de Westerschelde evenveel afgenomen als de toename in de jaren tijdens en na de verruiming (1997 t/m 2001). De afname en toename van de jaargemiddelde bodem chlorofyl-a gehalten verlopen in de Oosterschelde en in de Eems-Dollard op dezelfde manier en een lokale oorzaak van de fluctuaties is dus zeer onwaarschijnlijk. Wanneer de toename van de productie tijdens en na de verruiming afgezet wordt tegen de grote achtjarige variabiliteit, dan kan hier niet de conclusie aan verbonden worden dat de verschillen aan de verruiming te wijten zijn. Het lijkt daarom meer aannemelijk dat de veranderingen door "grotere krachten" dan de verruiming zijn veroorzaakt. Uit een eerste inschatting lijkt het gecombineerde effect van (jaargemiddelde) luchttemperatuur en jaarlijkse afvoer van de Schelde het verloop van de microfytobenthosontwikkeling redelijk te volgen.

Samenvattend is de conclusie dat de hypothesen E3, E4 en E5 niet zonder meer verworpen of aangenomen worden. De jaarproducties zijn weliswaar toegenomen, maar veel meer dan aangegeven in de hypothesen. De achtjarige variabiliteit is echter veel groter dan de toename tijdens en na de verruiming. Wel kan gesteld worden dat motivaties die een rol hebben gespeeld bij het opstellen van de hypothesen, een afname van hoogdynamische naar laagdynamische meer productieve intergetijdegebieden, juist blijken te zijn.

2.4.2. Inleiding

Microfytobenthos bestaat uit microscopisch kleine plantjes (algen) die op en in de bovenste centimeters van de bodem leven. In de Westerschelde vormen deze organismen een belangrijk onderdeel van het ecosysteem en komen vooral op de bij laagwater droogvallende platen en slikken voor. Het gaat dan voornamelijk om diatomeeën. Microfytobenthos is samen met het fytoplankton verantwoordelijk voor het grootste deel van de primaire productie in een estuarium. Primaire productie is het proces waarbij anorganische stoffen (zoals kooldioxide, nitraat en fosfaat) onder invloed van zonlicht worden omgezet in organisch materiaal (biomassa). Als voedselbron is het microfytobenthos in estuaria als de Westerschelde voornamelijk van belang voor bodemdieren (ongewervelde dieren zoals schelpdieren, wadslakjes, wormen en kreeftachtigen), maar ook voor sommige soorten vissen en vogels.

Naast voedselbron vervult microfytobenthos ook een andere rol: de benthische diatomeeën bevorderen namelijk de stabiliteit van het sediment, doordat zij slijmerige polysaccharide-verbindingen op de sedimentkorrels van de bodem afscheiden (Vos, 1986). Zo vormen ze een algenmat die een stabiliserende werking heeft op de platen en slikken. De mate van stabiliserende werking is afhankelijk van het soort sediment en de soort diatomee.

Door met name de natuurbeschermingsorganisaties is de vrees geuit dat door de verruiming de bodem-samenstelling in delen van de Westerschelde grover zal worden, waardoor de mogelijkheden voor microfytobenthos zullen verminderen. Dit kan negatieve gevolgen hebben voor bijvoorbeeld vogels en vissen, maar mogelijk ook voor de stabiliteit van de platen en slikken.

2.4.3. Hypothesen

Om de toegankelijkheid van de haven van Antwerpen voor grotere schepen te verbeteren is tussen juli 1997 en juli 1998 de tweede vaarwegverruiming (verruiming 48'/43') in de Westerschelde uitgevoerd. De drempel van Vlissingen is pas in 1999 verdiept. Om de fysische, chemische en ecologische effecten van deze verruiming op de Westerschelde te kunnen signaleren is door Directie Zeeland van Rijkswaterstaat in 1996 het project MOVE (Monitoring Verruiming Westerschelde) in het leven geroepen. Daartoe zijn in 1996 hypothesen geformuleerd ten aanzien van de verwachte effecten van de verruiming 48'/43'.

Met betrekking tot de primaire productie door het microfytobenthos in de Westerschelde worden op basis van een intern document van Huijs & Krijger (1998) door De Jong et al. (1998) de volgende hypothesen geformuleerd:

HYPOTHESE E3: De totale jaarproductie van het microfytobenthos zal in het westelijke deel van de Westerschelde met ca. 10 % toenemen.

Toelichting: Een toename van het areaal aan platen en slikken, waarbij er een verschuiving van slibrijke naar slibarme platen optreedt, heeft een geringe toename van de totale jaarproductie tot gevolg.

HYPOTHESE E4: De totale jaarproductie van het microfytobenthos zal in het middendeel van de Westerschelde met ca. 20 % toenemen.

Toelichting: Een kleine toename van het totale areaal aan platen en slikken en een sterke verschuiving van hoogdynamisch naar laagdynamische hooggelegen intergetijdengebieden, heeft een toename van de totale jaarproductie tot gevolg.

HYPOTHESE E5: De totale jaarproductie van het microfytobenthos zal in het oostelijke deel van de Westerschelde met ca. 5 % toenemen.

Toelichting: Ondanks het feit dat het intergetijdengebied ietwat afneemt, zal de totale jaarproductie in zeer geringe mate toenemen door de sterke verschuiving van hoogdynamische naar laagdynamische hooggelegen platen.

De hypothesen zijn gebaseerd op de aanname dat er een relatie bestaat tussen het type ecotoop en de primaire productie door het microfytobenthos op een bepaalde locatie. De primaire productie is vooral afhankelijk van de biomassa microfytobenthos die per oppervlakte eenheid in de bodem zit en de lichtcondities. In de troebele Westerschelde zijn de lichtcondities sterk gerelateerd aan de droogvalduur en dus hoogteligging. Primaire productie door microfytobenthos zal in het sublitoraal van de Westerschelde niet van belang zijn vanwege de hoge troebelheid van het water. Nutriënten zijn doorgaans van ondergeschikt belang. De productie van het microfytobenthos, zoals gebruikt in dit document, is niet gebaseerd op productiemetingen in het veld, maar afgeleid uit chlorofyl-a biomassa waarden. Het chlorofyl-a gehalte wordt mede bepaald door de factoren droogvalduur (hoogteligging), stromingssnelheid (dynamiek), slibgehalte van de bodem en de geografische positie in de Westerschelde (West, Midden, Oost) (zie Lievaart, 2003). De bovenstaande hypothesen zijn feitelijk gebaseerd op veranderingen in dynamiek (verschuiving hoogdynamisch naar laagdynamisch intergetijdengebied) en in het totale areaal plaat/slik.

2.4.4. Methode

Berekende primaire productie

Primaire productie van microfytobenthos wordt meestal direct in het veld gemeten met micro-electrodes of via de ^{14}C -methode. Ook de Pulse-Amplitude-Modulated (PAM) –methode wordt toegepast, maar de interpretatie van de resultaten is echter niet eenvoudig. Het monitoringprogramma van Rijkswaterstaat voorziet niet in een jaarlijkse directe meting van de primaire productie; dat komt omdat het meten van primaire productie een dure en arbeidsintensieve methode is.

Voor zover bekend, zijn er nauwelijks primaire productiemetingen aan het microfytobenthos in de Westerschelde uitgevoerd. Incidenteel zijn primaire productiemetingen gedaan door Kromkamp et al. (1995) en Barranquet & Kromkamp (2000).

De primaire productie kan ook indirect worden geschat uit de biomassa (zie Schatting primaire productie).

Toetsing van de hierboven genoemde hypothesen gebeurt in deze rapportage met behulp van de indirect berekende jaarproducties.

Tijdsafbakening

Er zijn gegevens beschikbaar van 1989 t/m 2005. Op een aantal locaties zijn alleen metingen beschikbaar vanaf 1991 of 1994. De periode na de verdieping beslaat dan de jaren 1999 t/m 2005. Gebruiken we evenveel jaren voor als na de verdieping, dan beslaat de te onderzoeken periode de jaren 1990 t/m 2005. Bij het toetsen zullen de gegevens opgesplitst worden in een periode voor de verdieping (1990 of later t/m 1996) en een periode na de verdieping (1999 t/m 2005). Gegevens van de verruimingsjaren 1997 en 1998 zullen niet worden gebruikt.

De belangrijkste bagger- en stortactiviteiten in verband met de verruiming hebben plaatsgevonden vanaf juli 1997 tot en met juli 1998. Eventuele effecten door vertroebeling van het water hebben geen effect op de primaire productie van het microfytobenthos, omdat het water zo wie zo al erg troebel is. Eventuele veranderingen in sedimentatie- en erosieprocessen kunnen wel effect hebben op de primaire productie van het microfytobenthos; dergelijke effecten zouden dan in de jaren na de verruimingswerkzaamheden op kunnen treden. In de periode na de verdieping is er sprake van een licht verhoogde baggeractiviteit ten opzichte van de t_0 situatie, alhoewel er minder onderhoudsbaggerwerk hoeft plaats te vinden dan verwacht. *A priori* is aangenomen dat er zonder deze verruiming geen verandering in de omvang van de primaire productie zou zijn opgetreden.

Data gebruikt voor berekeningen en toetsing

a) Instraling

Voor gegevens over dagelijkse instraling ($J\ cm^{-2}$) is gebruik gemaakt van gegevens van het KNMI-weerstation in Vlissingen van 1 december 1989 t/m 30 november 2005. Voor een beschrijving en evaluatie van deze gegevens wordt verwezen naar Wetsteyn & Pieters (2006).

b) Nutriënten

De Westerschelde is een zeer eutroof systeem en het ziet er niet naar uit dat nutriënten een limiterende factor voor het microfytobenthos in de Westerschelde vormen.

c) Locaties

Vanaf 1989 is op platen en slikken in de Westerschelde op raaien met meerdere meetlocaties bodem chlorofyl-a bemonsterd (zie Bijlage C en Figuur 2.4-1). In het westelijke deel op 34 locaties, in het middendeel op 27 locaties en in het oostelijke deel op 57 locaties. Op een aantal meetpunten is de reeks pas na 1989 begonnen en op een aantal meetpunten is de reeks al voor 2005 beëindigd. De locaties Rammekenshoek (3 locaties) en Staartse Nol (3 locaties) zijn na 1998 om diverse redenen niet meer bemonsterd en bij de latere ecotoopbenadering (zie later) niet meer meegenomen

Figuur 2.4-1: Westerschelde met de microfytobenthos raaien en locaties. West = westelijke deel, Midden = middendeel en Oost = oostelijke deel



Bemonsteringslocaties Westerschelde Microfytobenthos

West	Midden	Oost	Oost
1 - Hooge Platen - A	9 - Platen van Hulst - A	15 - Baalhoek	22 - Saeftinghe - A
2 - Hooge Platen - B	10 - Platen van Hulst - B	16 - Platen van Valkenisse - A	23 - Saeftinghe - B
3 - Hooge Springer	11 - Rug van Baarland	17 - Platen van Valkenisse - B	24 - Saeftinghe - C
4 - Paulinapolder	12 - Molenplaat - A	18 - Waarde - A	25 - Saeftinghe - E
5 - Middelplaat	13 - Molenplaat - B	19 - Waarde - B	26 - Bath
6 - Zuidgors	14 - Plaat van Ossensisse	20 - Waarde - C	27 - Appenzak
7 - Pas van Terneuzen		21 - Platen van Valkenisse - C	
8 - Plaat van Baarland			

d) Biomassa microfytobenthos

De bemonsteringen van het microfytobenthos zijn in het lopende MWTL(Monitoring Waterstaatkundige Toestand van het Land)-monitoringsprogramma van het RIKZ opgenomen. De veldbemonsteringen worden uitgevoerd door de Meetadviesdienst van Rijkswaterstaat Zeeland. T/m 2003 werden 112 locaties op in totaal 20 raaien, verspreid over de slikken en platen van de Westerschelde, telkens elke maand bemonsterd. In de jaren 2004 en 2005 werd slechts één keer per drie maanden bemonsterd, in maart, mei, september en december.

Op iedere monsterlocatie wordt de bovenste centimeter van het sediment bemonsterd met een perspex steekbuis (diameter 2 cm). Per locatie worden steeds vijf verschillende steken gedaan. Elk monster bestaat uit vijf sedimentschijfjes van 1 cm dikte, resulterend uit de vijf verschillende steken. Het bodem chlorofyl-a-gehalte werd bepaald met behulp van HPLC (Daemen, 1986), resulterend in biomassa-cijfers in μg chlorofyl-a per g droog sediment.

Schatting van de primaire productie

De biomassa van het microfytobenthos wordt uitgedrukt in μg chlorofyl-a g^{-1} drooggewicht van de bovenste cm van het sediment. Alle waarden van de monsterpunten worden eerst jaargemiddeld. Vermenigvuldigen van deze jaargemiddelde waarde met 15,5 (een omrekeningsfactor die is gebaseerd op een gemiddelde bodemdichtheid van $1,55 \text{ g/cm}^2$) geeft de jaargemiddelde biomassa van het microfytobenthos in mg chlorofyl-a m^{-2} (de Jong & de Jonge, 1994).

De (bruto) primaire productie van het microfytobenthos kan nu geschat worden als een functie van de jaargemiddelde biomassa (De Jong et al., 1994):

$$P = 1.13.B + 8.23 \quad (R^2=0.92) \quad (1)$$

Waarin:

P = Bruto primaire productie [$\text{g C m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$],

B = Jaargemiddelde biomassa chlorofyl-a [$\text{mg chlorofyl-a m}^{-2}$] in de bovenste cm van het sediment.

Ecotoopbenadering en primaire productie

Bij de schatting van de primaire productie van het microfytobenthos zal gebruik gemaakt worden van het recent ontwikkelde Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES, 1) (Bouma et al., 2005) en beschikbare ecotopenkaarten.

Het Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES, 1) is een instrument waarmee het potentiële voorkomen van habitats van de bodem van brakke en zoute Rijkswateren in kaart kan worden gebracht, voorspeld kan worden en vergeleken kan worden met een situatie in het verleden. Fysische omgevingsfactoren bepalen via verschillende processen primair het voorkomen van habitats en daarmee van levensgemeenschappen. Op basis van de meest belangrijke fysische omgevingsfactoren en processen zijn een aantal abiotische indelingskenmerken en bijbehorende variabelen gekozen die de omgevingskenmerken op een kaart kunnen representeren. Op basis van de variabelen en de klassengrenzen worden de ecotopen beschreven en samengenomen in een hiërarchisch opgebouwd ecotopenstelsel. De voor het microfytobenthos van belang zijnde variabelen zijn brak/zout, sublitoraal/litoraal/supralitoraal, laagdynamisch (zand/slib)/hoogdynamisch (zand/slib) en hoogte (laag/middelhoog/hoog). De in de Westerschelde voorkomende habitats met microfytobenthos, en hun codering, worden gegeven in Bijlage D.

Er zijn ecotopenkaarten beschikbaar voor de jaren 1996, 2001 en 2004. De ecotopen worden in kaart gebracht door via GIS de variabelekaarten discreet te maken en daarna te combineren. De variabelekaarten kunnen voortkomen uit directe karteringen of metingen, maar ook uit modelberekeningen. Voor het onderscheid zand/slib wordt gebruik gemaakt van luchtkartering. De ecotopenkaart van 1996 is eveneens gebruikt voor de areaalgroottes in 1995 (niet voor 1997, want is verzuimingsjaar), de kaart van 2001 voor de periode 2000 t/m 2002 en de kaart van 2004 voor de periode 2003 t/m 2005. Hierbij is er van uit gegaan dat de veranderingen in ecotoop arealen binnen één jaar niet al te groot zijn.

Bij de schatting van de primaire productie met de ecotoopbenadering is van elke monsterlocatie voor elk jaar nagegaan tot welk ecotoop de desbetreffende locatie behoorde. Van alle locaties werd per ecotoop en

per gebiedsdeel het gemiddelde van de jaarproducties bepaald. Door dit gemiddelde te vermenigvuldigen met het areaal van het desbetreffende ecotoop werd de jaarlijkse primaire productie per ecotoop per gebiedsdeel verkregen. De jaarproducties van de ecotopen uit één deelgebied werden vervolgens gesommeerd tot de totale jaarproductie per gebiedsdeel, uitgedrukt in ton C per ha per deelgebied en, na delen door het areaal aan platen en slikken, in ton C per ha per gebiedsdeel. Bij deze berekeningen werd als areaal van een gebiedsdeel de totale oppervlakte van platen en slikken genomen, een onderverdeling naar areaal platen en areaal slikken kon niet gemaakt worden omdat de afzonderlijke areaal oppervlakken (nog) niet voorhanden waren.

2.4.5. Resultaten

Bij de bespreking van de resultaten wordt achtereenvolgens ingegaan op de instraling, de ontwikkeling van de biomassa, de modelschattingen voor de primaire productie van het microfytobenthos en de primaire productie per deelgebied berekend vanuit het ecotopenstelsel.

Instraling

Voor een beschrijving en evaluatie van deze gegevens wordt verwezen naar Wetsteyn & Pieters (2006). Alleen de conclusies ten aanzien van de instraling worden hier overgenomen:

Uit gegevens van het KNMI-weerstation Vlissingen blijkt dat in de periode 1990 t/m 2005 voor het voorjaar, de zomer en het najaar geen significante trends of verschillen voor de gemiddelden voor en na de verruimingswerkzaamheden (1997-1998) worden gevonden. Voor de winterperiode wordt een significante stijgende trend gevonden en de gemiddelde instraling was voor de verruimingswerkzaamheden significant lager dan na de werkzaamheden. Omdat in de Westerschelde 's winters de chlorofyl-a gehalten over het algemeen laag zijn (De Jong & De Jonge, 1994; Stapel & De Jong, 1998) zal dit niet of nauwelijks effect op de primaire productie door het microfytobenthos in de Westerschelde hebben gehad.

Biomassa en primaire productie microfytobenthos per monsterlocatie

Voor wat betreft de bodem chlorofyl-a gehalten wordt in deze bijdrage niet ingegaan op het maandelijkse verloop per locatie. Er wordt volstaan met het geven van de jaargemiddelde bodem chlorofyl-a gehalten (zie bijlage 3) in μg chlorofyl-a per g droog sediment op de 118 monsterlocaties in de drie deelgebieden (West, Midden en Oost) op platen en slikken in de Westerschelde voor de periode 1989 t/m 2005. De jaargemiddelde biomassa van het microfytobenthos in mg chlorofyl-a m^{-2} kan berekend worden door de waarden uit Bijlage E te vermenigvuldigen met 15,5.

Omdat de primaire productie door het gebruikte model lineair samenhangt met de chlorofyl-a biomassa, zal voor de jaarlijkse primaire productiewaarden hetzelfde verhaal gelden als voor de chlorofyl-a biomassa. Daarom wordt volstaan met alleen in te gaan op de

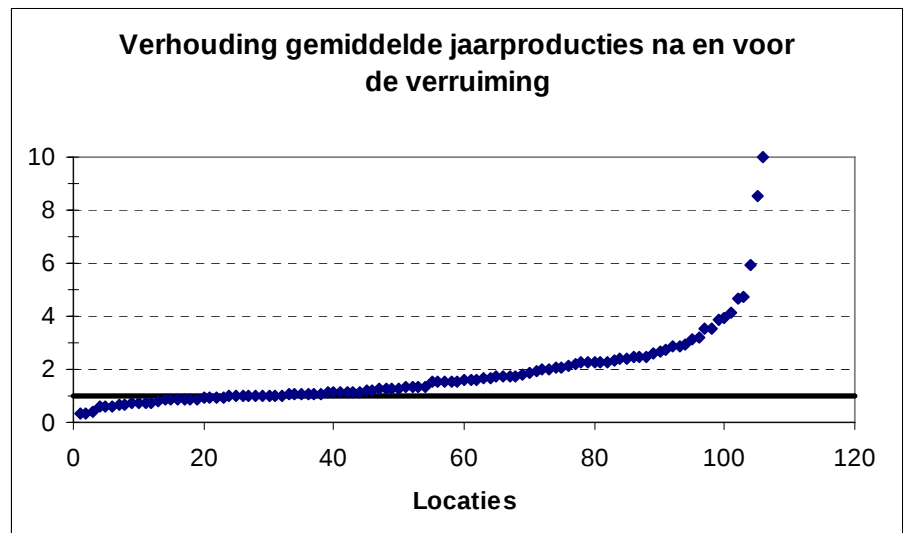
geschatte jaarproducties van het microfytobenthos in de drie deelgebieden.

In Bijlage F worden de geschatte jaarproducties in g C m^{-2} op de 118 monsterlocaties in de drie deelgebieden (West, Midden en Oost) op platen en slikken in de Westerschelde voor de periode 1989 t/m 2005 gegeven.

Op elke locatie is de jaarlijkse variatie in primaire productiewaarden groot, zowel voor als na de verruimingswerkzaamheden. Ook tussen de locaties bestaan er duidelijke verschillen in de gerealiseerde jaarproducties. De grootte van de jaarproducties is op de slikken in veel gevallen aanzienlijk hoger dan op de platen, eveneens zowel voor als na de verruimingswerkzaamheden.

Na de verruimingswerkzaamheden is de jaarlijkse primaire productie van het microfytobenthos op de meeste locaties snel op een hoger niveau gekomen en ook gebleven. Om dit in beeld te brengen is gekeken naar de waarden van de locaties die zowel voor (1989 t/m 1996, of een deel daarvan) als na (1999 t/m 2005, of een deel daarvan) zijn bemonsterd. Van de 118 locaties zijn dat er 106. Vergelijken we per locatie de gemiddelden van de jaargemiddelden voor en na de verruiming, dan is op 78 (=74%) van de 106 locaties de gemiddelde primaire productie toegenomen (zie Figuur 2.4-2). Verhoudingswaarden van > 2 (een arbitrair gekozen waarde) komen in het westelijke deel niet voor, in het middendeel op de Platen van Hulst (slik) en op de Platen van Ossensisse (plaat) en in het oostelijke deel op Waarde (slik), Plaat van Valkenisse (plaat) en Saeftinghe (slik). De hoogste verhoudingswaarden worden vooral gevonden voor de locaties in de slikgebieden Waarde en Saeftinghe.

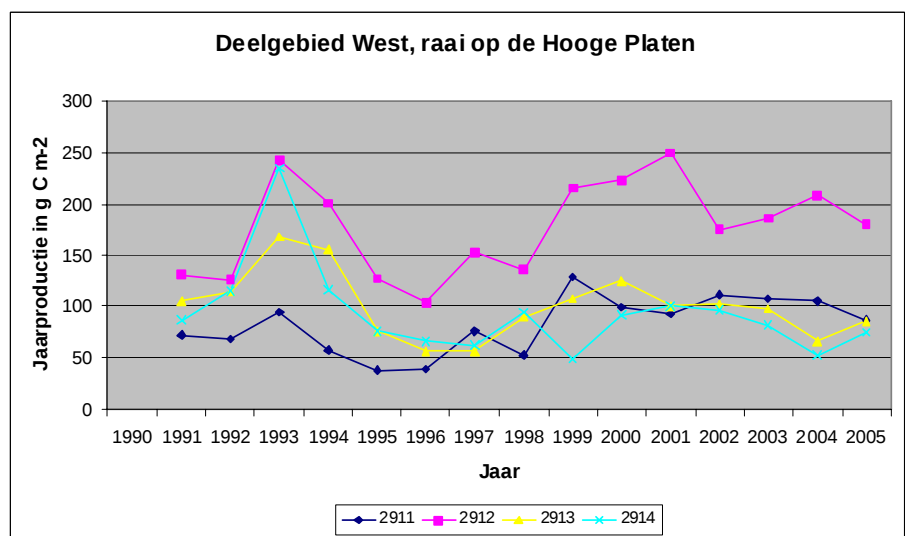
Figuur 2.4-2: Verhouding van de gemiddelde jaarproducties op 106 locaties op platen en slikken in de Westerschelde in de periode na (1999 t/m 2005, of een deel daarvan) en voor (1989 t/m 1996, of een deel daarvan) de verruimingswerkzaamheden. De waarden boven de dikke streep geven de locaties weer waar na de verruiming een hogere productie werd gemeten dan ervoor



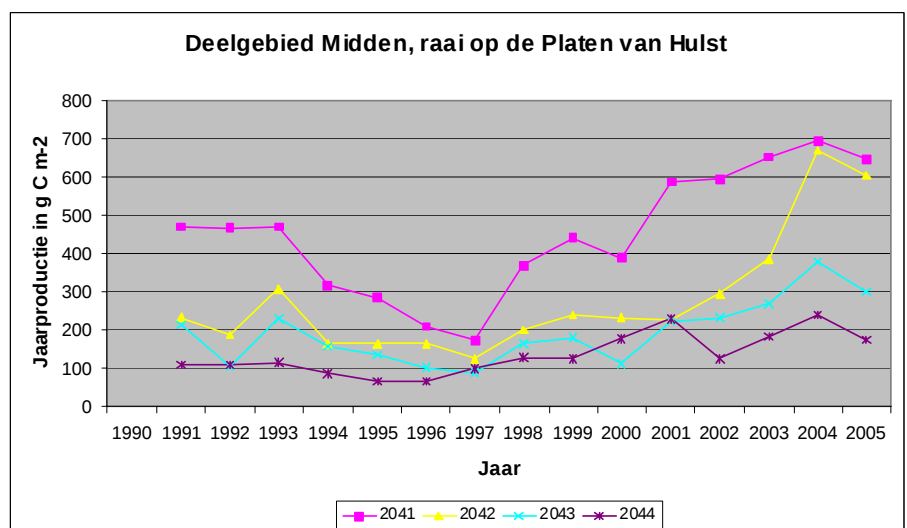
Ter illustratie van de verschillen in de jaarproducties wordt voor de periode het verloop van de jaarproducties op 3 raaien gegeven, een raai in het westelijke deel (Hooge Platen, raai met 4 monsterlocaties, 1991 t/m 2005, Figuur 2.4-3), een raai in het middendeel (Platen van Hulst,

raai met 4 locaties, 1991 t/m 2005, Figuur 2.4-4) en een raai in het middendeel (Rug van Baarland, raai met 6 monsterlocaties, 1989 t/m 2005, Figuur 2.4-5). Uit Figuur 2.4-3 blijkt dat de primaire productie op de raai op de Hooge Platen in de periode voor 1995 t/m 1996 net zo hoog en soms zelfs hoger was dan in de periode 2000 t/m 2005. Voor deze raai waren de jaren 1995 t/m 1996 eigenlijk jaren met een lagere primaire productie. Voor de weergegeven raai op de Platen van Hulst (Figuur 2.4-4) laat één van de locaties hetzelfde verloop als boven omschreven zien, op twee locaties stijgt de jaarproductie langzaam en op de vierde locatie stijgt de productie vanaf 1997 langzaam om vanaf 2001 snel toe te nemen. Figuur 2.4-5 laat zien dat voor alle 6 locaties lage producties worden berekend voor de jaren 1989, 1996/1997 en 2004; in de tussenliggende perioden nemen de productiewaarden toe om een paar jaar min of meer constant te blijven en vervolgens weer af te nemen.

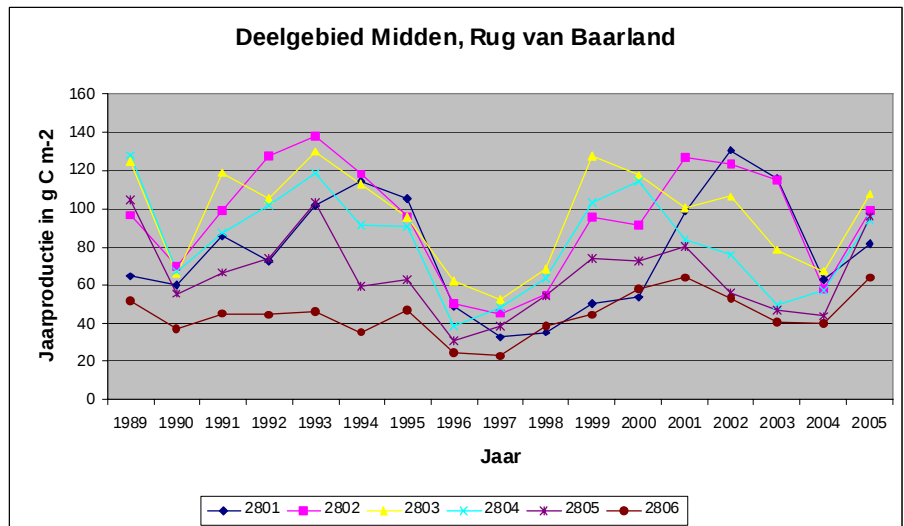
Figuur 2.4-3: Primaire productie in de periode 1991 t/m 2005 op vier locaties op een raai op de Hooge Platen in deelgebied West van de Westerschelde



Figuur 2.4-4: Primaire productie in de periode 1991 t/m 2005 op vier locaties op een raai op de Hooge Platen in deelgebied Midden van de Westerschelde.



Figuur 2.4-5: Primaire productie in de periode 1989 t/m 2005 op zes locaties op een raai op de Rug van Baarland in deelgebied Midden van de Westerschelde.



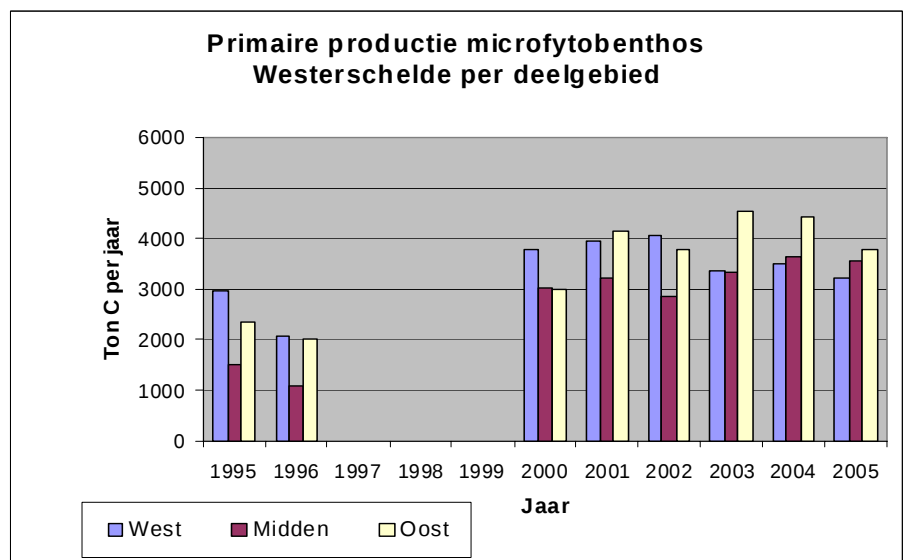
Opvallend aan Figuur 2.4-3 tot en met Figuur 2.4-5 is dat er een cyclische variabiliteit van zo'n 7 tot 8 jaar bestaat.

Schatting van de primaire productie vanuit de ecotoopbenadering

In deze paragraaf wordt ingegaan op de resultaten van de primaire productie van het microfytobenthos in de drie deelgebieden van de Westerschelde, uitgaande van de ecotoopbenadering.

In Bijlage G tot en met Bijlage I worden per ecotoop in de drie deelgebieden van de Westerschelde de resultaten weergegeven voor respectievelijk de gemiddelde primaire productie van het microfytobenthos in $\text{gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$, de oppervlakten in ha en de jaarproductie in ton C. In bijlage 7 zijn ook de sommaties aangegeven voor de totale primaire productie per deelgebied in de verschillende jaren en afgebeeld in Figuur 2.4-6.

Figuur 2.4-6: Primaire productie microfytobenthos in ton C per jaar op platen en slikken per deelgebied van de Westerschelde

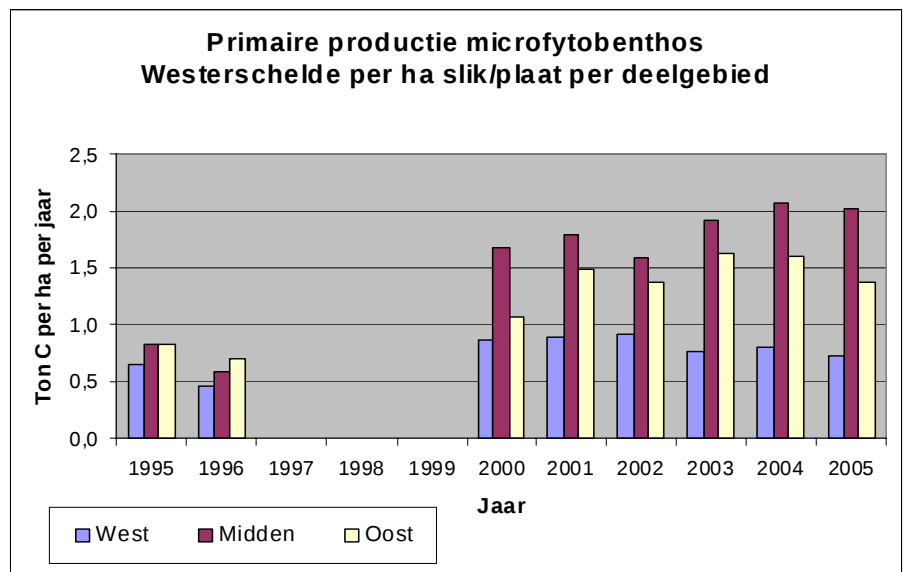


Alle jaarproducties zijn na de verruiming aanzienlijk hoger dan ervoor. In de jaren na de verruiming zijn de jaarproducties per deelgebied

opmerkelijk constant voor de perioden 2000 t/m 2002 en 2003 t/m 2005. Het beeld voor deze twee perioden is verschillend. In de periode 2000 t/m 2002 zijn de waarden voor het oostelijke en westelijke deel vergelijkbaar en iets hoger dan voor middendeel; in de periode 2003 t/m 2005 zijn de waarden voor het midden- en westelijke deel vergelijkbaar, maar wel lager dan voor het oostelijke deel.

Omdat de oppervlakken platen en slikken per deelgebied aanzienlijk verschillen, zijn de jaarproducties nog eens gedeeld door het oppervlak van platen en slikken van het desbetreffende deelgebied. De aldus verkregen jaarproducties per ha slik/plaat per deelgebied worden weergegeven in Figuur 2.4-7.

Figuur 2.4-7: Primaire productie microfytobenthos in ton C per jaar per ha plaat/slik per deelgebied van de Westerschelde in de jaren 1995 t/m 1996 en 2000 t/m 2005.



De gemiddelden van voor en na de verruimingswerkzaamheden worden gegeven in Tabel 2.4-1, samen met de gemiddelden voor de arealen en de gemiddelden voor de primaire productie per jaar per ha plaat/slik per deelgebied. Uit Tabel 2.4-1 blijkt dat in de drie deelgebieden de gemiddelde primaire productie is toegenomen, in het westelijke deel met 44%, in het middendeel met 83% en in het oostelijke deel met 152%.

De productiviteit per ha plaat/slik in de drie deelgebieden is eveneens toegenomen, in het westelijke deel met 49%, in het middendeel met 87% en in het oostelijke deel met 164%. In de jaren 1995 t/m 1996 was de productiviteit in de drie deelgebieden ongeveer van dezelfde orde van grootte, maar in de jaren 2000 t/m 2005 is er een duidelijk gradiënt in de productiviteit per ha plaat/slik met de hoogste productiviteit per ha in het middendeel, gevolgd door het oostelijke en westelijke deel. De productiviteit in het westelijke deel nadert zelfs weer de waarden uit de periode 1995 t/m 1996.

De arealen plaat/slik zijn nauwelijks veranderd in de drie deelgebieden, een lichte afname van 2 tot 4% (zie Tabel 2.4-1).

Tabel 2.4-1: Gemiddelde primaire productie van het microfytobenthos, areaalgroottes en gemiddelde primaire productie per ha op platen en slikken in de drie deelgebieden van de Westerschelde voor (1995 en 1996) en na (2000 t/m 2005) de verruimingswerkzaamheden. Tevens is de gemiddelde toename in % aangegeven, alsmede de gecorrigeerde gemiddelde toename in % (zie tekst).

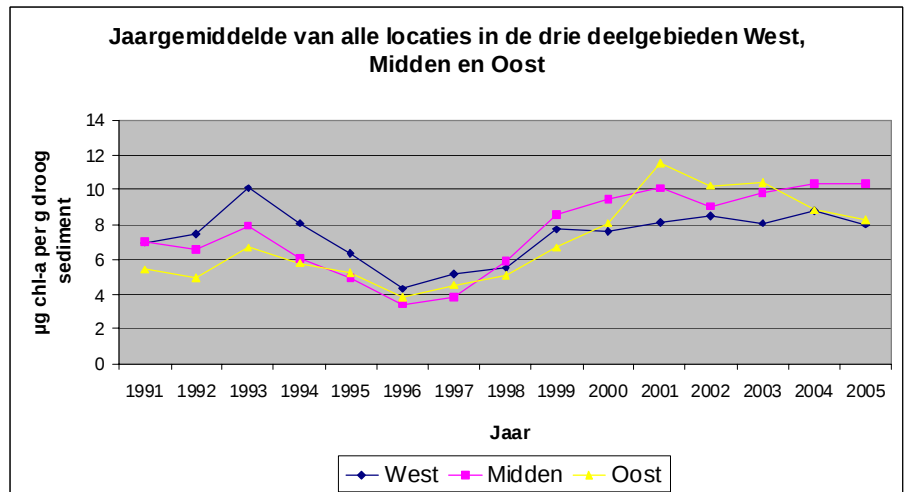
Primaire productie in ton C per jaar	West	Midden	Oost
Gem 1995-1996	2534	1298	2159
Gem 2000-2005	3643	3273	3948
Gem toename (%)	44	152	83
Gem toename (%) gecorrigeerd	6	76	56
Arealen in ha	West	Midden	Oost
Gem 1995-1996	4550	1854	2839
Gem 2000-2005	4397	1776	2781
Gem toename (%)	-3	-4	-2
Primaire productie in ton C per jaar per ha	West	Midden	Oost
Gem 1995-1996	0,6	0,7	0,8
Gem 2000-2005	0,8	1,8	1,4
Gem toename (%)	49	164	87
Gem toename (%) gecorrigeerd	10	84	59

Uit een t-toets blijkt dat de gemiddelde primaire productie per deelgebied na de verruimingswerkzaamheden significant is toegenomen (West, $p = 0.015$; Midden, $p = 0.000$ en Oost, $p = 0.006$). Hetzelfde blijkt voor de productiviteit per ha plaat/slik in de drie deelgebieden (West, $p = 0.010$; Midden, $p = 0.000$ en Oost, $p = 0.005$). Omdat er voor de areaalgroottes van slechts drie jaren gegevens voorhanden zijn, kan niet getoetst worden of er verschil bestaat tussen de twee onderscheiden perioden, maar uit Tabel 2.4-1 en Bijlage H blijkt dat de totale arealen van de drie deelgebieden nauwelijks zijn veranderd.

In bovenstaande is de periode 1995 t/m 1996 vergeleken met de periode 2000 t/m 2005. Dit is gedaan omdat er alleen van de jaren 1996, 2001 en 2004 een ecotopenkaart beschikbaar was. Uit Figuur 2.4-3 tot en met Figuur 2.4-5 blijkt dat de productie in de jaren voorafgaande aan 1995 aanzienlijk hoger was. Om de vergelijking met de periode 2000 t/m 2005 realistischer te maken is gezocht naar een andere manier om beide periodes met elkaar te vergelijken. Daartoe zijn voor de jaren 1991 t/m 2005 alle chlorofyl-a per deelgebied gemiddeld (zie Figuur 2.4-8) en is uit het quotiënt van de gemiddelden voor de jaren 1991 t/m 1996 en de jaren 1995 t/m 1996 een correctiefactor (correctiefactor West = 1.35, Midden = 1.43 en Oost = 1.17) bepaald, waarmee de gemiddelde toenames in % opnieuw zijn berekend, zie Tabel 2.4-1.

Na correcties blijkt uit een t-toets blijken de toenames van de gemiddelde primaire productie per deelgebied na de verruimingswerkzaamheden nog steeds significant (West, $p = 0.015$; Midden, $p = 0.000$ en Oost, $p = 0.006$). Na correctie blijkt voor de productiviteit per ha plaat/slik in de drie deelgebieden dat de toename in West niet significant is ($p = 0.417$) en in het Midden ($p = 0.002$) en Oost ($p = 0.014$) is de toename wel significant.

Figuur 2.4-8: Gemiddelde chlorofyl-a gehalten in de jaren 1991 t/m 2005 in de drie deelgebieden van de Westerschelde



Ook in deze figuur wordt weer een cyclische variabiliteit van zo'n acht jaar waargenomen.

2.4.6. Discussie

Toegenomen primaire productie

Op alle locaties is er een grote jaarlijkse variatie in bodem chlorofyl-a gehalten, en dus ook in primaire productiewaarden, zowel voor als na de verruimingswerkzaamheden. Op zich niet zo verwonderlijk omdat er ook tussen de locaties veel variatie bestaat. In de Westerschelde komen zowel hoog- als laagdynamische gebieden voor, er is veel variatie in hoogteligging van de locaties, en dus in droogvalduur, en er komen zowel slibrijke als slibarme locaties in het systeem voor.

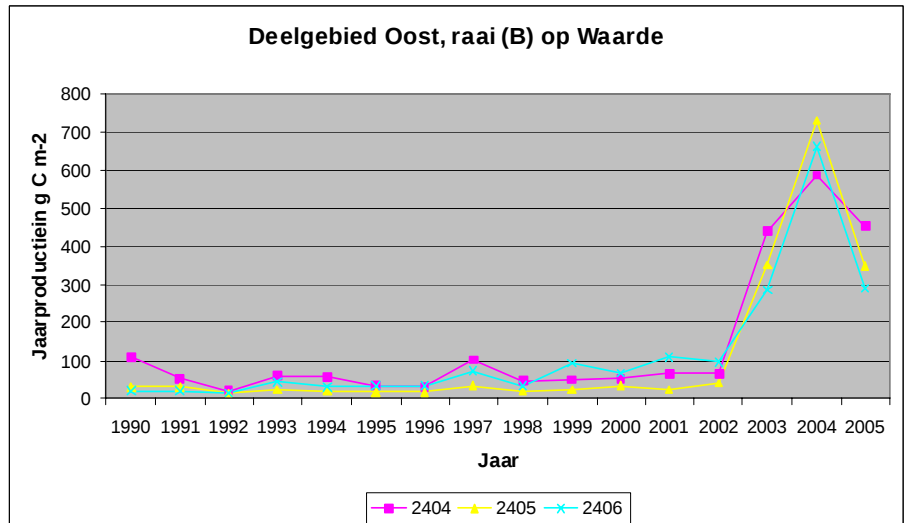
Na de verruimingswerkzaamheden is de primaire productie per deelgebied aanzienlijk en snel toegenomen om daarna constant hoger te blijven. Wordt ook rekening gehouden met de oppervlakte van elk deelgebied, dan is de productiviteit in elk deelgebied ook aanzienlijk toegenomen. Daarbij blijkt het middendeel het meest productieve deel in de Westerschelde te zijn, in termen van C-productie per ha.

Opvallend daarbij is dat de slikken over het algemeen veel productiever zijn dan de platen, zelfs bij dezelfde ecotopen. Daarom is het jammer dat de arealen voor platen en slikken afzonderlijk niet beschikbaar waren/zijn. In dat geval zou het verschil tussen productie op de platen en slikken nog beter naar voren zijn gekomen en zou ook de nauwkeurigheid van de schattingen omhoog gegaan zijn. Een hogere biomassa op de slikken in vergelijking met de platen in de Westerschelde voor de periode 1989-1993 werd ook gerapporteerd door Frandzel (1993).

Het verschil in chlorofyl-a niveau tussen de slikken en de zandplaten kan worden toegeschreven aan het verschil in dynamiek (De Jong & De Jonge, 1994). In het algemeen vertegenwoordigen de slikken de hydrodynamisch meer rustiger omstandigheden in vergelijking met de zandplaten (vgl de Jonge, 1992). Er zijn echter uitzonderingen hierop, zoals het slik van Waarde. Omstreeks de beginjaren negentig was het

gemiddelde biomassa-niveau erg laag, doordat het slik erg dynamisch is door de aanwezigheid van een vloodschaar rond de laagwaterlijn (De Jong & De Jonge, 1994). In de jaren 2003 t/m 2005 zijn de jaargemiddelde bodem chlorofyl-a gehalten en productiewaarden aanzienlijk hoger geworden, zie Bijlage E en Bijlage F en Figuur 2.4-9. In dit gebied is de vloodschaar verdwenen als gevolg van de aanleg van twee dammen en het gebied is tegenwoordig helemaal opgeslibd.

Figuur 2.4-9: Primaire productie in de periode 1990 t/m 2005 op drie locaties op een raai (B) op Waarde in deelgebied Oost van de Westerschelde.



De Jong (1994) en Frandzel (1993) geven als jaarproducties voor de gehele Westerschelde 8611 ton C per jaar (1991-1992), respectievelijk 8314 ton C per jaar (1989-1992), maar wel op een andere manier geschat. In deze bijdrage wordt de jaarproductie in 1995 geschat op 6820 ton C per jaar en in 1996 op 5162 ton C per jaar. Na de verruimingswerkzaamheden zijn de jaarproducties aanzienlijk hoger: 9811-11554 ton C per jaar. De waarden van De Jong (1994) en Frandzel (1993) kunnen voor een vergelijking echter niet gebruikt worden omdat toen geen rekening werd gehouden met bijvoorbeeld dynamiek en hoogten (ecotopen).

Mogelijke oorzaken voor de toegenomen primaire productie

Om na te gaan waarom de primaire productie van het microfytobenthos in de Westerschelde na de verruimingsjaren is toegenomen is het belangrijk te weten welke abiotische factoren in de Westerschelde een belangrijke rol spelen voor het microfytobenthos.

Bij het voorkomen van diatomeeën in de Westerschelde spelen twee factoren een dominante rol: de dynamiek van de locatie en de lichtbeschikbaarheid als afgeleide van de hoogteligging en troebelheid van het water (Stapel & de Jong, 1998). De troebelheid van het water in de Westerschelde leidt ertoe dat primaire productie alleen plaats vindt na droogvallen van platen en slikken. Het slibgehalte vertoont geen directe relatie met het bodemchlorofyl-a gehalte; een positieve correlatie tussen beide variabelen wordt hooguit bepaald doordat beide afhankelijk zijn van de (hydro)dynamiek van de locatie (Stapel & De Jong, 1998).

Om te pogen na te gaan waarom de jaarproductie op de platen en slikken in de drie deelgebieden zoveel is toegenomen zijn de jaren waarin de ecotoop productie 2 tot 3 keer, respectievelijk > 3 keer het gemiddelde van de jaren 1995-1996 bedraagt in bijlage 7 met oranje, respectievelijk lichtblauw aangegeven; de jaren waar voor het eerst in een bepaald ecotoop primaire productie verschijnt zijn geel gekleurd. Voor alle drie deelgebieden is de toename in primaire productie dan vooral terug te vinden in het ecotoop litoraal hoogdynamisch zand (Z2.21f) en over de gehele periode 2000 t/m 2005 (voor het deelgebied Midden is de productie in de jaren 2003 t/m 2005 ook verhoogd ten opzichte van 1995 t/m 1996 en voor het deelgebied West geldt dit voor de jaren 2004 t/m 2005). Voor het ecotoop litoraal laagdynamisch middelhoog zand (Z2.222f) in het midden en oostelijke deel voor de periode 2003 t/m 2005 en voor het ecotoop litoraal laagdynamisch middelhoog slib (Z2.222s) in het midden en oostelijke deel voor de gehele periode 2000 t/m 2005. Klaarblijkelijk is de periode 2000 t/m 2005 op te delen in twee perioden waarin de veranderingen zich afspelen, namelijk de gehele periode 2000 t/m 2005 en 2003 t/m 2005.

In Tabel 2.4-1 worden de oppervlakken van de ecotopen op de platen en slikken in de drie deelgebieden gegeven. Bezien we eerst de ecotoop litoraal hoogdynamisch zand, dan zijn er in de drie deelgebieden slechts kleine veranderingen in oppervlakte, die zeker niet groot genoeg lijken om de grote verandering in primaire productie voor dit ecotoop te kunnen verklaren. De ecotoop litoraal laagdynamisch middelhoog zand geeft voor de jaren 2003 t/m 2005 iets hogere oppervlakten dan in de periode 1995 t/m 1996. Voor de ecotoop litoraal laagdynamisch middelhoog slib is het omgekeerde het geval: lagere oppervlakken in de jaren 2003 t/m 2005 in vergelijking met de periode 1995 t/m 1996.

De toename van de primaire productie kan vooral gevonden moeten worden in het per m⁻² productiever worden van de ecotopen litoraal hoogdynamisch zand, litoraal laagdynamisch middelhoog zand en litoraal laagdynamisch middelhoog slib. De grootste producties en toenames daarvan worden gerealiseerd in de ecotopen litoraal laagdynamisch middelhoog zand en litoraal laagdynamisch middelhoog slib. Om de één of andere reden zijn ze productiever geworden. Wellicht dat dat iets te maken heeft met een andere verdeling van zand en slib, daar is aan de hand van deze gegevens niet achter te komen. Dat zou dan als consequentie kunnen hebben dat het ecotoop litoraal laagdynamisch middelhoog zand/slib in meerdere ecotopen opgedeeld zou moeten worden. Maar het belangrijkste lijkt toch wel dat het nodig is om voor echte verklaringen terug te gaan naar de basis en per monsterlocatie bekijken hoe de ontwikkeling van het bodemchlorofyl-a gehalte en primaire productie is, waarbij steeds gekeken wordt in welk ecotoop een locatie zich in een bepaald jaar bevindt.

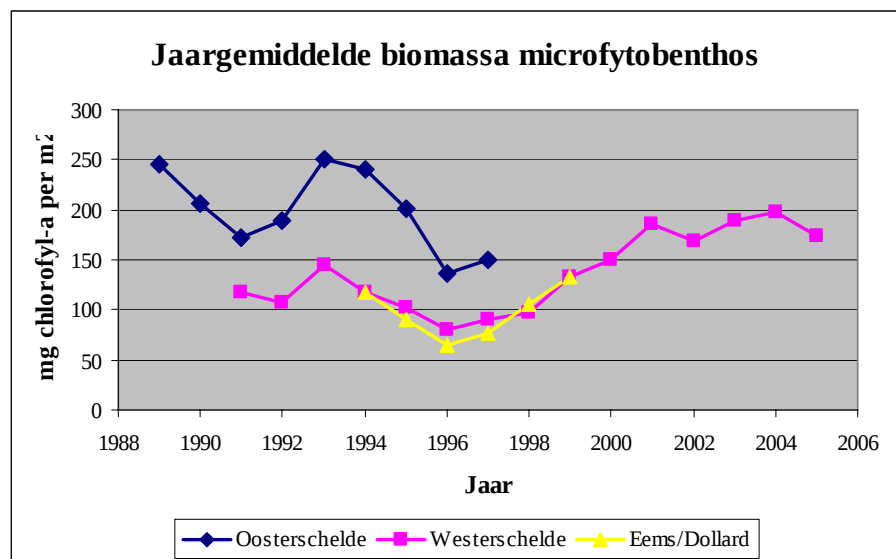
Uit het voorgaande blijkt dat de ecotoopbenadering goede resultaten geeft, maar het is niet goed mogelijk om ermee aan te geven waardoor de toename van de primaire productie is veroorzaakt. Daartoe zal men dan naar gegevens van de afzonderlijke locaties terug moeten gaan en

naar de ontwikkelingen qua hoogte, dynamiek en slibgehalte in de loop van de tijd moeten kijken.

De primaire productie per locatie voorafgaand aan de periode 1995 t/m 1996 was net zo hoog als in de jaren 2000 en de jaren 1995 t/m 1996 vormen dus eigenlijk een periode met lagere primaire productie (zie bijvoorbeeld Figuur 2.4-3, Figuur 2.4-4 en Figuur 2.4-5). Enerzijds kan een verband met de verruimingswerkzaamheden niet uitgesloten worden, omdat de veranderingen in productie parallel lopen met veranderingen in bepaalde ecotopen op de platen en slikken, die mogelijk weer het gevolg zijn van de werkzaamheden. Anderzijds is in de jaren voorafgaand aan de verruiming (1993 t/m 1996) de productiviteit evenveel afgenomen als de toename in de jaren tijdens en na de verruiming (1997 t/m 2001), zie Figuur 2.4-3, Figuur 2.4-4 en Figuur 2.4-5.

Deze grote jaarlijkse variabiliteit wordt ook teruggevonden in de jaargemiddelde chlorofyl-a waarden in de Oosterschelde en in de Eems-Dollard. De jaargemiddelde waarden zijn gemiddelden van alle bodem chlorofyl-a locaties in het desbetreffende watersysteem. De afname en toename van de jaargemiddelde bodem chlorofyl-a gehalten verlopen in alle drie de gebieden op dezelfde manier. Een locale oorzaak van de fluctuaties is dus zeer onwaarschijnlijk. Het lijkt daarom meer aannemelijk dat de veranderingen door "grotere krachten" dan de verruiming zijn veroorzaakt.

Figuur 2.4-10: Jaargemiddelde chlorofyl-a gehalten op platen en slikken in de Westerschelde, in de Oosterschelde en in de Eems-Dollard.

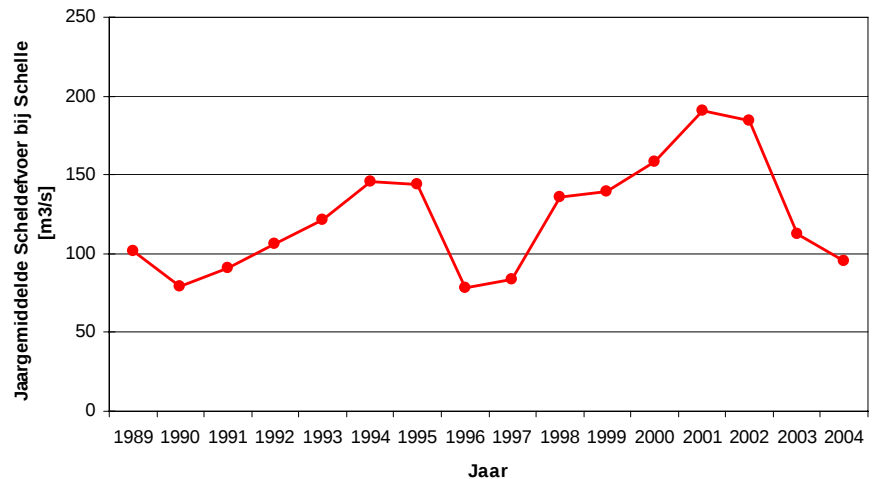


De Boer (2000) vond voor de Eems-Dollard een duidelijk relatie tussen de jaargemiddelde chlorofyl-a biomassa en de gemiddelde luchttemperatuur. Dit temperatuuraspect is voor de Westerschelde niet uitgewerkt. Ook al zijn het geen jaargemiddelde chlorofyl-a waarden, wanneer de jaarproducties per deelgebied worden vergeleken met de gemiddelde jaartemperatuur, dan lijkt dit temperatuuraspect volledig afwezig. Bijvoorbeeld: de productie in 1995 in het middendeel, 1513 ton C, werd gerealiseerd bij een gemiddelde jaartemperatuur (KNMI Vlissingen) van 11.3 °C. De jaarproducties in het middendeel in latere

jaren met een gemiddelde luchttemperatuur van eveneens 11.3 °C (2003 t/m 2005), waren beduidend hoger (3351-3636 ton C).

Zou er een relatie met de afvoer van de Schelde kunnen zijn? In Figuur 2.4-11 wordt de jaargemiddelde afvoer van de Schelde bij Schelle gegeven.

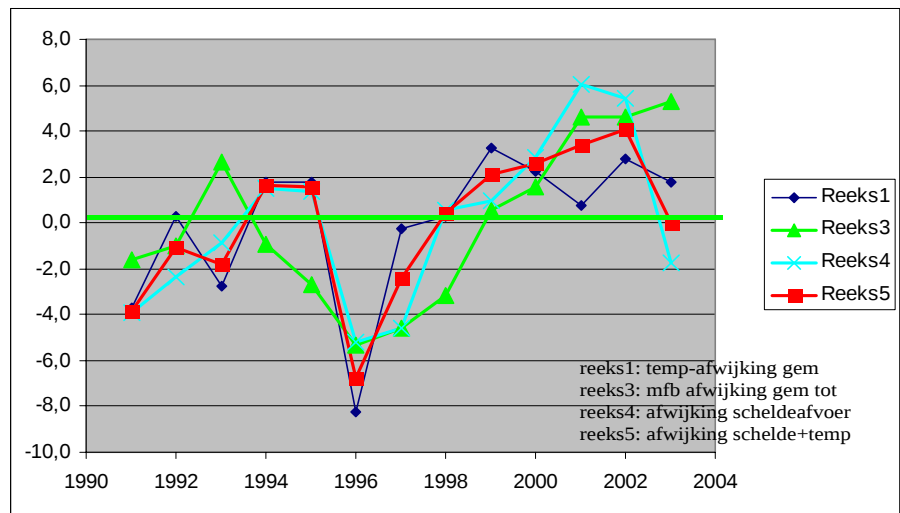
Figuur 2.4-11: Jaargemiddelde afvoer van de Schelde bij Schelle.



Vanaf 1996 is het patroon van de rivierafvoer enigszins terug te vinden in het verloop van de jaargemiddelde chlorofyl-a gehalten op platen en slikken.

Door Dick de Jong is gekeken of de combinatie van luchttemperatuur en rivierafvoer terug te vinden is in het verloop van de jaargemiddelde bodem chlorofyl-a gehalten. Voor de periode 1991 t/m 2003 werden voor de jaargemiddelde bodem chlorofyl-a gehalten, luchttemperatuur en afvoer van de Schelde de gemiddelden bepaald. Verder werd aangenomen dat een verhoging van de luchttemperatuur en een verhoging van de afvoer beide een positieve invloed hebben op de microfytobenthosontwikkeling. Simpele optelling van beide leidt tot versterking wanneer beide in de plus of in de min zitten en tot matiging wanneer de een positief is en de ander negatief. In Figuur 2.4-12 worden de afwijkingen met deze gemiddelden weergegeven (NB: op dit moment kan de figuur niet netter weergegeven worden). Door de ooghalen kijkend lijkt zowel de luchttemperatuur als de afvoer van de Schelde samen te hangen met de microfytobenthosontwikkeling; het gecombineerde effect van beide (reeks 5) lijkt nog beter te passen bij het weergegeven verloop.

Figuur 2.4-12: Afwijkingen van het gemiddelde voor de jaargemiddelde bodem chlorofyl-a gehalten, luchttemperatuur en afvoer van de Schelde voor de periode 1991 t/m 2003



Het is moeilijk om te besluiten hoe de hypothesen, genoemd in de inleiding, beoordeeld moeten worden. Enerzijds is er in het westelijke deel een toename van ca. 10% in productie, evenals in de hypothese, maar de toenames in het middendeel en het oostelijke deel zijn veel groter dan de 20 en 5%, genoemd in de hypothesen. Anderzijds zijn de genoemde percentages aanmerkelijk kleiner dan de foutenrange die bij primaire productie schattingen gebruikelijk is. Daarnaast is (nog) niet onlosmakelijk aangetoond dat de veranderingen in grootte van de primaire productie een (in)direct gevolg zijn van de verruimingswerkzaamheden. De toenames tijdens de verruiming zijn niet éénduidig toe te wijzen aan de verruiming en vallen zelfs binnen de variabiliteit van een cyclus van ongeveer acht jaar. Wel kan gesteld worden dat de motivaties die een rol hebben gespeeld bij het opstellen van de hypothesen, een afname van hoogdynamische naar laagdynamische meer productieve intergetijdegebieden, juist blijken te zijn.

2.4.7. Conclusie en aanbeveling

De vanuit de ecotoopbenadering geschatte primaire productie op de platen en slikken per deelgebied is in de periode tijdens en na de verruiming voor alle drie deelgebieden significant toegenomen. De productiviteit per ha plaat/slik is in het middendeel en in het oostelijke deel significant toegenomen, in het westelijke deel is de toename niet significant.

Een aanbeveling is om bij het GIS-werk voor de ecotopen een onderscheid te maken of het desbetreffende ecotoop op een plaat dan wel slik voorkomt.

2.5 Bodemdieren

De bodemdiergemeenschap (dieren die in en op de bodem leven) bestaat uit een grote diversiteit aan organismen variërend van het microscopisch kleine microzoöbenthos en meiozoöbenthos tot het grotere macrozoöbenthos en megazoöbenthos. De hypothesen met betrekking tot bodemdieren richten zich op het macrozoöbenthos (bodemdieren die achterblijven op een zeef met een maaswijdte van 1 mm). In de Westerschelde gaat het dan vooral om wormen, schelpdieren en kleine kreeftachtigen.

Bodemdieren zijn een belangrijke schakel binnen het estuariene voedselweb. Een belangrijk deel van de primaire productie bereikt via het macrozoöbenthos de hogere trofische niveaus. Zo vormen bodemdieren een belangrijke voedselbron voor kreeftachtigen, vissen en vogels. Voor de Westerschelde is er een duidelijke relatie aangetoond tussen het aantal bodemdieren etende vogels en de massa beschikbare bodemdieren op getijdenplaten (Ysebaert & Herman 2003). Naast deze rol als voedselbron heeft macrozoöbenthos 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 onder meer bioturbatie (het mengen van de bodem door graven van gangenstelsels) de bacteriële afbraak van organisch materiaal (Herman *et al.* 1999).

Doordat ze gedurende een groot deel van hun leven een vaste standplaats hebben, worden bodemdieren sterk beïnvloed door de, vaak sterk variërende, omgevingscondities rond hun standplaats. Hierdoor is de bodemdiersamenstelling in het algemeen een belangrijke indicator voor de samenstelling en de kwaliteit van het water en de bodem over een bepaalde periode. De brakwater intergetijdengebieden in de Westerschelde bijvoorbeeld hebben een karakteristieke bodemdiergemeenschap (Ysebaert 2000) die aangepast is aan de sterk fluctuerende zoutgehaltes en periodieke droogval. Verandering van de leefomgeving (bijvoorbeeld veranderingen in intergetijdengebied ten gevolge van verruimingswerkzaamheden) heeft hierdoor een directe uitwerking op de bodemdiergemeenschap, en daarmee op het ecosysteem van de Westerschelde.

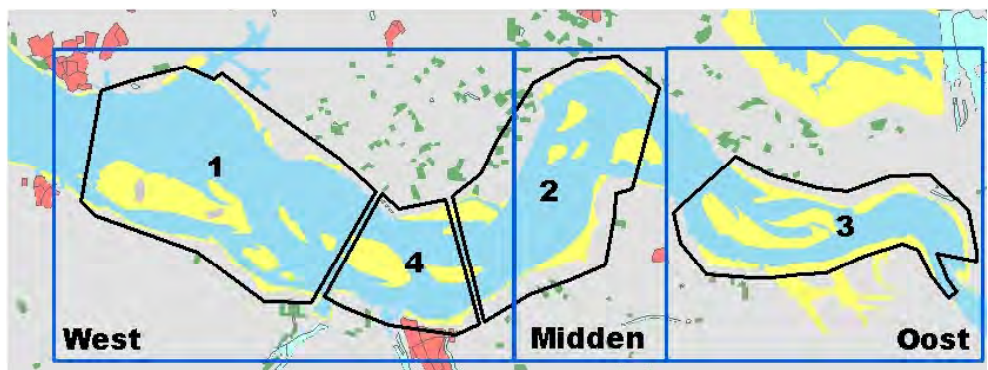
De bodemdierbiomassa in de Westerschelde is relatief laag (gemiddeld 7 gram asvrijdrooggewicht per vierkante meter) vergeleken met andere watersystemen zoals Grevelingenmeer, Oosterschelde en Waddenzee. Mogelijk is deze lage biomassa het gevolg van de relatief geringe primaire productie in het systeem als gevolg van het beperkte doorzicht (Herman *et al.* 1999). Het bodemdiervoorkomen varieert sterk van plaats tot plaats, onder meer afhankelijk van de kenmerken van de leefomgeving. Bovendien zijn de veranderingen in de tijd vaak verschillend van plaats tot plaats. De wijze waarop het bodemfaunavoorkomen wordt gemeten bepaalt daarom in hoge mate

de mogelijkheden om effecten van ingrepen te kunnen vaststellen (Ysebaert & Herman 2002).

2.5.1. Hypothesen

De hypothesen over de veranderingen in biomassa's bodemdieren (De Jong *et al.*, 1997) zijn opgesplitst naar drie deelgebieden van de Westerschelde: oost (brakke zone), midden (overgangszone) en west (mariene zone, Figuur 2.5-1). Voor ieder deelgebied wordt een uitspraak gedaan over de verwachte bodemdierbiomassa in het jaar 2021 (25 jaar na de verruiming). De hypothesen doen alleen uitspraken over de ontwikkelingen die voorzien werden voor de intergetijdengebieden (platen, slikken) en het ondiep water, omdat "met name die belangrijk zijn als leef- en/of foerageergebied voor vele organismen" (Huijs & Krijger 1998). Het document van Huijs en Krijger beschrijft in het kort welke ideeën er destijds bestonden over de hydromorfologische ontwikkelingen die verwacht mochten worden. De effecten daarvan op de bodemfauna zijn kwantitatief tot uitdrukking gebracht.

Figuur 2.5-1: Ligging van de MOVE-deelgebieden (oost, midden, west) en de meetplots die gebruikt zijn bij de landelijke monitoring (MWTL, plots 1, 2 en 3) en de MOVE-project monitoring (plot 4).



De biomassaveranderingen die in de hypothesen worden genoemd hebben betrekking op de totale bodemfaunabestanden op platen, slikken en in ondiepwatergebieden van het westelijk, midden en oostelijk deelgebied. Die hoeveelheid kan worden berekend aan de hand van de oppervlakten van de onderscheiden ecotopen en zogeheten 'relatieve normgetallen' welke bij die ecotopen horen (Tabel 2.5-1). Die normgetallen zijn gebaseerd op jaargemiddelde biomassa's, welke gegevens daarbij zijn gebruikt is overigens door de auteurs niet vermeld.

De oorspronkelijke gedachte achter de hypothesen is dat de gemiddelde biomassa bodemdieren op een bepaalde locatie wordt bepaald door de leefomgeving ofwel het type ecotoop. Bij het opstellen van de hypothesen is men ervan uitgegaan dat de hoogste biomassa's aan bodemdieren in laagdynamische ecotopen voorkomen. Daarnaast is er een verschil van oost naar west, met de hoogste biomassa's in het westen en de laagste in het oosten. Tevens is er vanuit gegaan dat in de rustige ondiepwatergebieden in het oosten relatief hoge biomassa's voorkomen (De Jong *et al.*, 1997; Huijs & Krijger, 1998).

Tabel 2.5-1: Door Huijs & Krijger (1998) verwachte ontwikkeling van de ecotooparealen, met bijbehorende relatieve normgetallen voor de bodemfauna (NG, in %)

Relatieve normgetallen voor de bodemdunna (NG, in %)																
Ecotoop	Oost			NG (%)	Midden			NG (%)	West			NG (%)	Totaal		NG (%)	Toe-of afname (%)
	Areaal (ha)	1996	2021		Areaal (ha)	1996	2021		Areaal (ha)	1996	2021		Areaal (ha)	1996		
Hoogdynamisch litoraal	1076	816	-260	1	870	754	-116	1	1291	1293	2	1	3237	2863	-374	-12
Slibarm laagdynamisch litoraal onder NAP	159	136	-23	20	173	188	15	70	188	296	108	90	520	620	100	19
Slibrijk laagdynamisch litoraal onder NAP	215	190	-25	30	235	188	-47	60	488	406	-82	100	938	784	-154	-16
Slibarm laagdynamisch litoraal boven NAP	585	625	40	20	318	377	59	70	296	555	259	90	1199	1557	358	30
Slibrijk laagdynamisch litoraal boven NAP	784	952	168	30	213	377	164	60	1227	1145	-82	100	2224	2474	250	11
Hoogdynamisch ondiep water	708	600	-108	2	483	410	-73	5	1432	1280	-152	5	2623	2290	-333	-13
Laagdynamisch ondiep water	47	40	-7	20	47	45	-2	20	180	152	-28	60	274	237	-37	-14
Schor	2367	2332	-35	0	19	19	0	0	113	88	-25	0	2499	2439	-60	-2

De litorale ecotopen vormen samen de morfologische eenheid 'platen en slikken'. De normgetallen voor de slibarme en slibrijke versies van de laagdynamische ecotopen in deelgebied midden zijn mogelijk per abuis omgewisseld. In de beide andere deelgebieden zijn die van de slibrijke ecotopen namelijk hoger dan die van de slibarme.

De normgetallen zijn percentages van de biomassa per oppervlakte-eenheid in het ecotoop dat het rijkst is aan bodemdieren. Wanneer de arealen van ecotopen vermenigvuldigd worden met de bijbehorende normgetallen en die getallen vervolgens bij elkaar worden opgeteld, resulteert dat in een maat voor het bodemfaunabestand in het betreffende deelgebied. De veranderingen in de grootte van die bestanden, zoals aangegeven in de hypothesen, zijn dus het resultaat van veranderingen in de omvang van de ecotopen en de bodemfaunarijksdom van die ecotopen (uitgedrukt in een vaste, relatieve waarde).

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

Toelichting: Ondanks de sterke afname van het ondiepwater-gebied, leidt forse uitbreiding van het laagdynamische intergetijdengebied tot een zeer geringe toename van de jaargemiddelde biomassa.

Met behulp van Tabel 2.5-2 kan zichtbaar gemaakt worden, hoe de toename met 5% getalsmatig tot stand komt. In die tabel zijn oppervlaktes (in hectares) en normgetallen (in procenten) uit Tabel 2.5-1 met elkaar vermenigvuldigd om te komen tot een maat voor het totale bodemfaunabestand (uitgedrukt in 'bestandseenheden').

Tabel 2.5-2: De door Huijs & Krijger (1998) verwachte veranderingen van bodemfaunabestanden (in bestandseenheden (ha x %)).

Ecotoop	Oost			Midden			West		
	1996	2021	Toe-of afname	1996	2021	Toe-of afname	1996	2021	Toe-of afname
Hoogdynamisch litoraal	1076	816	-260	870	754	-116	1291	1293	2
Slibarm laagdynamisch litoraal onder NAP	3180	2720	-460	12110	13160	1050	16920	26640	9720
Slibrijk laagdynamisch litoraal onder NAP	6450	5700	-750	14100	11280	-2820	48800	40600	-8200
Slibarm laagdynamisch litoraal boven NAP	11700	12500	800	22260	26390	4130	26640	49950	23310
Slibrijk laagdynamisch litoraal boven NAP	23520	28560	5040	12780	22620	9840	122700	114500	-8200
Hoogdynamisch ondiep water	1416	1200	-216	2415	2050	-365	7160	6400	-760
Laagdynamisch ondiep water	940	800	-140	940	900	-40	10800	9120	-1680
Schor	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Totaal:	48282	52296	4014	65475	77154	11679	234311	248503	14192
Toe/afname(%):			8			18			6

Uit Tabel 2.5-1 en Tabel 2.5-2 blijkt dat het hoogdynamisch litoraal voor deelgebied west slechts geringe veranderingen vertoont (toename met 2 hectare, 2 bestandseenheden). De afname van het areaal ondiep water (178 ha, ofwel 11% van de oppervlakte in 1996) resulteert in een daling van het bodemdierbestand met 2440 eenheden. Die daling wordt ruimschoots overtroffen door de stijging van het bodemdierbestand in het laagdynamisch litoraal (16630 eenheden), ofschoon die groep van ecotopen een toename van het areaal laat zien (203 ha, 9% van het areaal in 1996) die ongeveer even groot is als de afname van het ondiep water. De invloed van de afname van het areaal ondiep water op deze verandering is zo gering, omdat het, naar oppervlakte gewogen, gemiddelde normgetal daarvan slechts 11% is en het, eveneens naar oppervlakte gewogen, gemiddelde normgetal voor het laagdynamisch litoraal 98% bedraagt. Binnen het laagdynamisch litoraal compenseert de toename van het areaal slibarm ecotoop ruimschoots de afname van de slibrijke ecotopen. Het resultaat is, dat het totale bestand toeneemt met 14192 eenheden (6% van de 233020 eenheden in 1996). Dit is in de hypothese afgerond op 5%.

HYPOTHESE 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.

Toelichting: Ondanks de sterke afname van het ondiepwater-gebied, neemt de totale biomassa toe als gevolg van een geringe uitbreiding van het intergetijdengebied, waarbij er een verschuiving plaatsvindt van hoogdynamische naar laagdynamische hooggelegen intergetijdengebieden.

Ook in deze hypothese spelen de afname van de arealen ondiep water (75 ha, 14% van de oppervlakte in 1996) en hoogdynamisch litoraal (116 ha, 13% van de oppervlakte in 1996) slechts een kleine rol. De afname van het bodemfaunabestand die hiervan het gevolg is, bedraagt slechts 521 eenheden. De veranderingen in de overige ecotopen resulteren samen immers in een toename met 12200 eenheden.

HYPOTHESE 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.

Toelichting: Ondanks de sterke afname van het ondiepwater-gebied, neemt de totale biomassa toe als gevolg van de sterke verschuiving van hoogdynamische naar laagdynamische hooggelegen intergetijdengebieden.

In deelgebied oost nemen het ondiep water en het hoogdynamisch litoraal af met respectievelijk 115 en 260 hectare, wat leidt tot een afname van het bodemfaunabestand met 616 eenheden. De toename van het areaal laagdynamisch litoraal boven NAP 9208 ha) overtreft de afname onder NAP (48 ha). Als gevolg van die areaalveranderingen en de hoge waarden van de bijbehorende normgetallen, stijgt het bodemfaunabestand met 4630 eenheden.

2.5.2. Methode

In deze paragraaf wordt beschreven op welke wijze de bodemfauna in de Westerschelde wordt gemonitord en hoe die gegevens gebruikt zijn om de belangrijkste kenmerken van het benthos in de onderzochte plots en dieptestrata te bepalen. Zoals beschreven in de inleiding berusten de MOVE-hypothesen op veronderstellingen over de ontwikkeling van ecotopenarealen en verschillen in betekenis van die ecotopen voor de bodemfauna. Om te onderzoeken of de vervaardigde ecotopenkaarten ruimtelijke verschillen in het bodemdiervoorkomen goed weergeven, is een validatiestudie uitgevoerd. Hoe daarbij te werk is gegaan wordt hier eveneens beschreven.

Methode bodemfauna monitoring

In opdracht van Rijkswaterstaat wordt tweemaal jaarlijks de bodemfauna bemonsterd in vier meetplots, waarbinnen vier dieptezones worden onderscheiden. Van west naar oost zijn dat de plots 1, 4, 2 en 3 (Figuur 2.5-1). Meetplots 1 en 4 vallen volledig binnen MOVE deelgebied west, plot 2 grotendeels in MOVE-deelgebied midden en plot 3 volledig in MOVE-deelgebied oost. Sinds 1992 worden de plots 1, 2 en 3 volgens dezelfde systematiek bemonsterd, in het kader van het landelijk monitoring programma (MWTL). In plot 4 gebeurt dat volgens dezelfde systematiek sinds 1994 (project MOVE). Binnen elk plot worden de volgende vier dieptestrata onderscheiden: +1 tot -2m NAP ('litoraal'), -2 tot -5 m beneden NAP ('ondiep water'), -5 tot -8 m beneden NAP ('middeldiep water') en dieper dan 8 m onder NAP ('diep water'). Binnen elk stratum worden in voor- en najaar steeds 10 monsterpunten geselecteerd (behalve in plot 4, waar in verband met de geringere omvang slechts 5 monsterpunten worden gekozen). De verspreiding van de punten binnen het stratum wordt elke keer opnieuw at random bepaald. Op elk punt wordt een monster van de bodem genomen door samenvoeging van het sediment afkomstig uit drie steken met een steekbuis (doorsnede 8 cm, steekdiepte 30 cm). Op punten die beneden de laagwaterlijn liggen wordt daartoe eerst met behulp van een Reineck boxcorer een bodemmonster aan boord gebracht. De monsters worden uitgezeefd op een 1 mm zeef om de dieren bloot te spoelen. Daarna kunnen in het laboratorium de soorten, hun aantallen en gewichten worden bepaald. Na correctie voor de bemonsterde oppervlakte (per monsterpunt 0,015 m²) resulteert dat in gemiddelde dichtheden (aantallen per m²) en biomassa's (gewicht per m²) per soort voor elk bemonsterd stratum en plot.

Door telkens nieuwe *at random* verspreide locaties te bemonsteren, wordt bereikt dat op de lange termijn een representatief beeld ontstaat van de ontwikkelingen van de bodemfauna binnen de bemonsterde gebieden (plots en dieptestrata). In de Westerschelde, met zijn grote ruimtelijke en temporele variatie in habitatvoorkomen, is die strategie te verkiezen boven het volgen van een beperkt aantal monsterpunten op vaste locaties. Op de korte termijn zal door het toeval de representativiteit van de door at random bemonstering verkregen gegevens nu eens groter, dan weer kleiner zijn. Dat is afhankelijk van de meer of minder representatieve verspreiding van de monsterpunten

over de habitats binnen elk plot/stratum. Vanwege de grote invloed van de habitatvariatie op het bodemfaunavoorkomen verdient het aanbeveling bij het opwerken van de gegevens rekening te houden met het habitat waaruit elk monster afkomstig is (Ysebaert & Herman, 2002). De huidige monitoring van het 'litoraal' en 'ondiep water' levert dus waarnemingen op van de corresponderende morfologische eenheden 'platen en slikken' en 'ondiep water', zonder dat gecorrigeerd kan worden voor de verspreiding van de monsters over de ecotopen die daarbinnen voorkomen, zoals laag- of hoogdynamisch, of fijnzandig of slibrijk sediment.

De waarnemingen zijn tevens gegroepeerd naar soorten met eenzelfde manier van voedsel vergaren, zogeheten voedingstypen of functionele groepen. Dat geldt uiteraard alleen voor die soorten waarvan de voedingswijze bekend is of ingeschat kan worden aan de hand van bijvoorbeeld de lichaamsbouw. De belangrijkste groepen qua voedingswijze zijn de *suspension feeders*, *surface deposit feeders* en (*deep*) *deposit feeders*. Voedselbron van de eerste groep is vooral het fytoplankton, voor de tweede groep het microfytobenthos en ander organisch materiaal dat op de bodem te vinden is. De laatste groep leeft vooral van het dieper in de bodem begraven organisch materiaal. Naast deze groepen worden ook predatoren en omnivoren onderscheiden. De bodemfaunagemeenschap van de Westerschelde zal hieronder mede aan de hand van die functionele groepen worden gekenschetst.

De habitatvoorkeur van soorten wordt uiteraard niet alleen bepaald door de voedingswijze, maar bijvoorbeeld ook door het vermogen van een soort om zich in een gebied te vestigen en te handhaven (zie bijvoorbeeld Kornman *et al.*, 2002). Helaas is de ecologische kennis van veel soorten nog te beperkt om 'ecologische gilden' van soorten met een zelfde levenswijze te definiëren. Voor twintig algemene soorten uit de Westerschelde zijn door Ysebaert & Meire (1999) zogeheten ecologische profielen opgesteld. Ysebaert & Herman (2002) onderzochten de invloed van een aantal habitatfactoren op het voorkomen van tien algemene soorten.

Methode valideren van de ecotopenkaarten

Voor het valideren is gekeken naar de zogeheten univariate kenmerken van de bodemfauna: totale biomassa, totale dichtheid, het aantal soorten en naar een index (Simpson's diversiteitsindex) die aangeeft in welke mate de aangetroffen individuen gelijkelijk over de soorten zijn verdeeld. Domineren weinig soorten de aantallen dan is sprake van lage diversiteit, bij een gelijkmatige verdeling over alle soorten is sprake van hoge diversiteit. Laatstgenoemde kenmerken zijn meegenomen bij de analyse om een indruk te krijgen van de soortensamenstelling van de bodemfaunagemeenschappen in de onderscheiden ecotopen. Huijs en Krijger (1998) noemen dat aspect in hun prognoses van de veranderingen in de bodemfauna, zonder het evenwel nader in te vullen voor de verschillende ecotopen.

De validiteit van de ecotopenkaarten is onderzocht door te bepalen in welke ecotopen de monsterpunten vielen die bezocht zijn tijdens de uitvoering van zowel het MWTL- als MOVE-monitoringprogramma voor bodemdieren. Dat was mogelijk doordat van elk monsterpunt de geografische coördinaten bekend zijn.

Zoals boven beschreven is, wordt bij de bodemfaunamonitoring in de Westerschelde geen rekening gehouden met de verdeling van ecotopen binnen de onderscheiden dieptestrata. Als gevolg daarvan zijn vooral van ecotopen die grootte oppervlaktes beslaan veel gegevens beschikbaar en is het aantal waarnemingen in zeldzame (maar daarom niet minder belangrijke) ecotopen vaak te gering voor een zinvolle analyse. Voor de validatiestudie is noodgedwongen de drempel om een set waarnemingen toch mee te laten doen erg laag gehouden (drie waarnemingen in het betreffende ecotoop, Baggelaar *et al.* 2006).

De hypothesen spreken van 'jaargemiddelde biomassa's'. Wanneer alleen in voorjaar en najaar is gemonsterd, zoals hier het geval is, wordt dat gemiddelde berekend wordt het middelen van beide waarnemingen ('het uitmiddelen van seizoensvariëaties'). Vanwege de *at random* bemonsteringswijze is het niet mogelijk zo'n gemiddelde te berekenen voor individuele monsterpunten. In het najaar worden namelijk andere punten bezocht dan in het voorjaar. Omdat voor de analyse gegevens van individuele monsterpunten nodig waren, is besloten uitsluitend te werken met data uit het najaar. Als er verschillen bestaan tussen de ecotopen, zullen die in het najaar, wanneer er meer bodemdieren voorkomen, eerder vastgesteld kunnen worden dan in het voorjaar met z'n lagere dichtheden en biomassa's.

a) De toetsen

In alledrie ecotopenkaarten ligt de grens tussen de zoute en brakke zone op dezelfde plaats. In werkelijkheid varieert die ligging van jaar tot jaar onder invloed van de afvoer van de rivier de Schelde. In deze studie is voorrang gegeven van verschillen in het bodemdiervoorkomen als gevolg van verschillen in de factoren diepte, droogvalduur, dynamiek en sedimentsamenstelling, omdat vooral die factoren door de verruiming kunnen worden beïnvloed. Voorop stond dan ook een toetsing van verschillen tussen ecotopen binnen de zoute en brakke zone afzonderlijk.

De verschillen tussen ecotopen zijn getoetst aan de hand van de mediane waarde van de biomassa, dichtheid, het aantal soorten en de diversiteit. Gegevens over de biomassa en dichtheid van de bodemfauna in een gebied laten vaak veel waarnemingen zien met een waarde lager dan het gemiddelde en veel minder waarden die hoger zijn. Voor het statistisch toetsen van het verschil tussen twee gemiddeldes moet voor deze 'scheve verdeling' gecorrigeerd worden óf, zoals hier gedaan is, er wordt getoetst op verschillen tussen de mediane waardes. De mediaan vertegenwoordigt dan de 'centrale waarde' van de waarnemingen.

b) *Het temporele aspect*

Onderdeel van de ecotopenbenadering is de veronderstelling, dat het volstaat om met tussenpozen van verscheidene jaren nieuwe kaarten te maken, om zo veranderingen in de omvang van meer en minder geschikte leefgebieden voor (onder andere) de bodemfauna te bepalen. Om die aanname te toetsen zijn bij de drie ecotopenkaarten uit 1996, 2001 en 2004 bodemfaunagegevens gebruikt afkomstig uit het jaar waarop de kaart betrekking heeft (het karteringsjaar), uit het jaar ervoor en het jaar erna. Onderzocht is of de bodemfaunagegevens uit het jaar vóór de kartering en het jaar ná de kartering wellicht een minder sterke samenhang vertonen met de ecotopen, dan de gegevens uit het karteringsjaar. Dat zou het geval kunnen zijn, wanneer de ligging van de ecotopen van jaar tot jaar sterk verandert.

Eerst zijn de ecotopen voor elk jaar apart vergeleken. Vervolgens zijn per kaart (1996, 2001 en 2004) de bodemfaunagegevens uit drie aaneengesloten jaren (resp. 1995-1997, 2000-2002 en 2003-2005) samen genomen en zijn de toetsen opnieuw uitgevoerd. Op die manier werd een krachtiger toetsing mogelijk: door het grotere aantal waarnemingen per ecotoop konden eventuele verschillen beter aangetoond worden en voldeden meer ecotopen aan het vereiste van minimaal drie waarnemingen.

Zowel bij de toetsen per jaar, als bij de toetsen met drie-jaars-blokken werd eerst een algemene toets uitgevoerd op verschillen tussen ecotopen. Omdat de gegevens in veel gevallen afkomstig bleken te zijn uit scheve kansverdelingen, is daarvoor een verdelingsvrije vorm van variantie-analyse met één factor gebruikt (Kruskal-Wallis-toets). Verschillen tussen ecotopen-paren zijn vervolgens getoetst met een verdelingsvrije vorm van de t-toets (Wilcoxon-rangsom-toets).

Tevens zijn de temporele veranderingen in de totale biomassa, dichtheid, het aantal soorten en de diversiteit voor de ecotopen waarvan relatief veel gegevens beschikbaar zijn onderzocht, door te zoeken naar trends in de reeks van negen meetjaren (1995-1997, 2000-2005). Dat is ook gedaan voor een aantal soorten die de biomassa en/of dichtheid domineren in de ecotopen 'hoogdynamisch sublitoraal', 'hoogdynamisch litoraal', 'zandig laagdynamisch middenlitoraal' en 'slibrijk laagdynamisch middenlitoraal'. Het betreft de volgende soorten: de draadworm (*Heteromastus filiformis*), zeeduizendpoot (*Nereis diversicolor*), twee kleine wormpjes (*Aphelochaeta marioni* en de zandpijp, *Pygospio elegans*), Oligochaeta, de slijkgarnaal *Corophium volutator*, het kniksprietkreeftje (*Bathyporeia elegans*), het nonnetje (*Macoma balthica*), de kokkel (*Cerastoderma edule*) en de platte slijkgaper (*Scrobicularia plana*). De gebruikte methode is beschreven in Baggelaar en van der Meulen (2006) en detecteert zogeheten 'monotone trends': "een verandering (van het niveau van een meetreeks) die doorgaans dezelfde kant opgaat, dat wil zeggen opwaarts of neerwaarts, ongeacht of dit lineair, stapsgewijs of in een andere specifieke vorm geschiedt". De methode houdt onder meer rekening met niet-normaal verdeelde waarnemingen, autocorrelatie en ontbrekende meetwaarden.

In de volgende paragraaf wordt eerst een beeld geschetst van de verschillen in biomassa's tussen de monitoring-strata en -plots. Daarna komt aan de orde welke soorten en soortsgroepen de bodemfauna domineren en welke ontwikkeling de biomassa sinds het begin van de monitoring vertoont. Tenslotte worden de resultaten gepresenteerd van het onderzoek naar de validiteit van de ecotopenkaarten.

2.5.3. Resultaten

Deze paragraaf valt uiteen in twee delen: eerst wordt een algemeen beeld geschetst van het bodemfaunavoorkomen in de monitoring plots en strata. Vervolgens wordt ingegaan op de bodemfaunakenmerken van de onderscheiden ecotopen en de toetsing daarvan op significante verschillen en trends

Bodemfaunavoorkomen in monitoring-plots en -strata

a) Biomassa

De hoogste gemiddelde biomassa's worden gevonden in de plots gelegen in de MOVE-deelgebieden west en midden (plots 1, 4 en 2) en in het litoraal (Tabel 2.5-3). De lagere en sterk wisselende zoutgehaltes in MOVE-deelgebied oost zijn de belangrijkste factoren die bepalen dat hier geen hoge biomassa's voorkomen. Veel soorten in het estuarium zijn namelijk van mariene herkomst en dringen slechts zover het estuarium binnen als hun tolerantie voor lage en variabele zoutgehaltes toestaat. In de dieper gelegen strata veroorzaken de daar heersende hoge stroomsnelheden een voortdurende bodembeweging waaraan maar weinig soorten zijn aangepast.

De spreiding van de waarnemingen (hier uitgedrukt als de standaarddeviatie) is over het algemeen groot en in het diepe stratum soms opmerkelijk groot. De oorzaak van dat laatste moet gezocht worden in het incidenteel voorkomen van relatief grote exemplaren van bijvoorbeeld de japanse oester in een enkel monster.

Tabel 2.5-3: Gemiddelde biomassa in het najaar (gram asvrijdrooggewicht per m²). Tussenhaakjes is de standaarddeviatie vermeld

Plot\stratum	litoraal	ondiep	middeldiep	diep
1	16,2 (10,9)	5,8 (12,6)	2,7 (4,5)	4,6 (6,3)
4	23,0 (27,6)	11,3 (14,4)	1,1 (1,3)	5,4 (14,2)
2	15,6 (8,6)	3,2 (6,4)	2,1 (3,5)	15,8 (34,6)
3	5,8 (2,7)	1,5 (1,6)	1,3 (1,6)	2,3 (3,6)

De plots 1, 2 en 3 zijn bemonsterd van 1992 - 2005 (n = 14). De strata ondiep, middeldiep en diep van plot 4 van 1994 - 2005 (n = 12) en het litoraal van plot 4 van 1995 - 2005 (n = 11).

Voor het stratum met de hoogste biomassa's, het litoraal, volgt hieronder een nadere beschrijving van de bodemfaunasamenstelling.

b) Samenstelling van de bodemfauna in het litoraal

In de periode 1992 t/m 2005 (najaarsgegevens) bestond de bodemfauna in het litoraal vooral uit suspension feeders, surface deposit feeders en (diep) depositfeeders (samen goed voor meer dan

80 procent van de biomassa). De predatoren onder de bodemfauna zijn in het litoraal slecht vertegenwoordigd (gemiddeld niet meer dan enkele procenten van de biomassa). Alleen in de dieper gelegen strata met lage totale biomassa bereiken de predatoren een aandeel van gemiddeld enkele tientallen procenten

De suspension feeder biomassa wordt in deelgebied west zwaar gedomineerd door de kokkel (*Cerastoderma edule*), met vrijwel elk jaar een aandeel van meer dan 90%. In deelgebied midden is het aandeel van deze soort gemiddeld 80%, terwijl in deelgebied oost het gemiddelde aandeel nog slechts 20% bedraagt. Van west naar oost neemt de variatie van dat biomassa-aandeel toe: de variatiecoëfficiënt in deelgebied west is slechts 4%, in het midden al 39% en bereikt in het oostelijk deelgebied een waarde van 125% door de zeer variabele kokkelbiomassa's als gevolg van grotere en kleinere rivierafvoeren. Alleen jonge kokkels kunnen deelgebied oost enige tijd overleven tot de volgende periode met hoge afvoeren en verzoeting van de brakke zone. De geringe suspension feeder biomassa in het oostelijk deelgebied wordt, behalve door het beperkte voorkomen van de kokkel, ook bepaald doordat de andere suspension feeders vooral bestaan uit een kleine kreeftachtige (*Haustorius arenarius*) en een kleine borstelworm (*Polydora cornuta*). De strandgaper (*Mya arenaria*), een suspension feeder die een groot individueel gewicht kan bereiken, kan wel bij deze lage en schommelende zoutgehaltes overleven, maar die soort is schaars in de Westerschelde.

De biomassa van de (diep) depositfeeders in het litoraal wordt gedomineerd door de draadworm (*Heteromastus filiformis*, 66-74% in de verschillende deelgebieden) en de wadpier (*Arenicola marina*, 13-17%). De laatste soort is overigens moeilijk te kwantificeren omdat de dieren alleen in lage dichtheden voorkomen en diep in de bodem vertoeven. Omdat de individuele dieren wel groot worden is de bijdrage aan de biomassa, ondanks de lage dichtheden relatief groot. De dichtheden van deze groep worden eveneens gedomineerd door de draadworm (50-61%). Daarnaast komt de zandpijp (*Pygospio elegans*) in hoge dichtheden voor (33-41%). Deze kleine kokerworm vormt vaak dichte matten van buisjes waarin het dier leeft en stabiliseert daarmee het sedimentoppervlak. De soort vestigt zich slechts moeizaam op plaatsen waar het sediment flink wordt omgewoeld, zoals daar waar veel wadpieren voorkomen.

De biomassa van de surface depositfeeders wordt gedomineerd door het nonnetje (*Macoma balthica*, 52-60%). Daarnaast komen de slijkgarnaal (*Corophium volutator*, 21% in oostelijk gebied), het wadslakje (*Hydrobia ulvae*, 10% in middengebied) en de platte slijkgaper (*Scrobicularia plana*, 32 en 13% in resp. west en midden) in tamelijk hoge biomassa's voor. Vanwege de lage dichtheden is het voorkomen van laatstgenoemde soort niet eenvoudig te monitoren. Het wadslakje vertoont regelmatig migratiegedrag waardoor bepaalde gebieden snel bezet en weer ontvolkt kunnen raken. De dichtheden van de surface deposit feeders worden in het westen gedomineerd door het nonnetje (39%), een andere slijkgarnaal (*Corophium arenarium*) en het

kniksprietkreeftje (*Bathyporeia pilosa*). Beide eerstgenoemde soorten prefereren slibrijke condities, maar het kniksprietkreeftje juist niet. Ofschoon het dus alledrie surface depositfeeders zijn, verschillen de habitatvoorkeuren. Dat is een gevolg van verschillen in lichaamsbouw en levenswijze. In het middengebied domineren wadslakje, slijkgarnaal (*C. volutator*), kniksprietkreeftje en nonnetje de dichtheden van de surface depositfeeders. In deelgebied oost zijn dat: de slijkgarnaal (*C. volutator*, 42%), het kniksprietkreeftje (25%) en nonnetje (11%).

Validatie van de ecotopenkaarten

De resultaten van de validatiestudie zijn beschreven in het rapport van Baggelaar *et al.* (2006). De informatie uit dat rapport kan als volgt worden samengevat:

De kracht van de analyse was afhankelijk van het beschikbare aantal waarnemingen. Een minder krachtige analyse zal verschillen, als die er wel zijn, minder goed kunnen aantonen. Dit onderscheidend vermogen van de statistische toetsen nam in onderstaande volgorde af:

- 1) Het hoogdynamisch sublitoraal in de zoute zone (n = 632, Z2.11x)
- 2) Het hoogdynamisch litoraal in de zoute zone (n = 198, Z2.21f)
- 3) Het slibrijk laagdynamisch middenlitoraal in de zoute zone (n = 120, Z2.222s)
- 4) Het fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal in de zoute zone (n = 100, Z2.222f)
- 5) Het hoogdynamisch sublitoraal in de brakke zone (n = 113, B2.11x)
- 6) Het hoogdynamisch litoraal in de brakke zone (n = 46, B2.21f)
- 7) Het fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal in de brakke zone (n = 46, B2.222f)
- 8) Het slibrijk laagdynamisch middenlitoraal in de brakke zone (n = 24, B2.222s)

Tussen haakjes staat het totale aantal monsters beschikbaar voor de negen onderzochte jaren, gevolgd door de ecotoop-code uit Bouma *et al.* (2005).

Van de volgende ecotopen waren ten hoogste 17 waarnemingen beschikbaar, zodat validatie vaak niet kon plaatsvinden of slechts een beperkte waarde heeft:

- 1) Het fijnzandig laagdynamisch laaglitoraal in de zoute c.q. brakke zone (Z/B 2.221f)
- 2) Het slibrijk laagdynamisch laaglitoraal in de zoute c.q. brakke zone (Z/B 2.221s)
- 3) Het fijnzandig laagdynamisch hooglitoraal in de zoute c.q. brakke zone (Z/B 2.223f)
- 4) Het slibrijk laagdynamisch hooglitoraal in de zoute c.q. brakke zone (Z/B 2.223s)

a) Validatie per jaar (vóór, tijdens en ná de ecotopenkartering)

Voor de ecotopen uit de zoute zone konden per kaart en per jaar in totaal zes ecotopenparen met elkaar vergeleken worden. Gegevens uit de jaren vóór de karteringen (1995, 2000 en 2003) leverden 18 vergelijkingen op, waarbij er voor de biomassa 13 een significant

verschil laten zien. De 18 vergelijkingen uit de karteringsjaren (1996, 2001 en 2004) laten 12 significante biomassa-verschillen zien en die uit de jaren ná de karteringen (1997, 2002 en 2005) 11 significante biomassa-verschillen. Voor de dichtheid geldt min of meer hetzelfde: respectievelijk 14, 13 en 11 significante verschillen met gegevens uit de jaren vóór, tijdens en ná de ecotopenkarteringen. Bij het aantal soorten was dat respectievelijk 12, 13 en 10 significante verschillen. Significante verschillen tussen twee ecotopen hadden in elke vergelijking dezelfde richting: was bijvoorbeeld de biomassa in ecotoop A in een bepaald jaar groter dan die in B, dan gold dat ook voor alle overige jaren met significante biomassa-verschillen tussen A en B. Tenslotte zijn het in alledrie de situaties (vóór, tijdens en ná) vrijwel steeds dezelfde ecotopen die al of niet een verschil laten zien.

Voor de brakke zone kan, als gevolg van het veel kleinere aantal waarnemingen en daarom ook kleinere en wisselende aantal vergelijkingen tussen ecotopen, alleen aangegeven worden dat het beeld van het aantal significante verschillen in de jaren vóór, tijdens en ná de karteringen (evenals de richtingen van die verschillen en welke ecotopenparen al of niet een verschil laten zien) veel lijkt op dat van de zoute zone.

De jaren vóór en ná de kartering van de ecotopen vertonen dus veel overeenkomst van zowel het aantal als de richting van de verschillen tussen bepaalde ecotopen in de karteringsjaren. De verschillen tussen de ecotopen, wanneer steeds gegevens uit alledrie jaren samen in de analyse worden betrokken worden hieronder beschreven.

b) Validatie per drie-jaars-blok (vóór, tijdens en ná karteringsjaar samengenomen)

In de zoute zone zijn bij alledrie de ecotopenkaarten de biomassa en dichtheid hoger en het aantal soorten en de diversiteit groter van de bodemfauna in het hoogdynamisch litoraal dan die in het hoogdynamisch sublitoraal. In diezelfde zone zijn bij alledrie de kaarten de biomassa en dichtheid hoger en het aantal soorten groter van de bodemfauna in het fijnzandige en slibrijke laagdynamische middenlitoraal vergeleken met die van het hoogdynamisch litoraal en hoogdynamisch sublitoraal. De diversiteit verschilt meestal niet tussen deze laagdynamische en hoogdynamische ecotopen. In de zoute zone zijn geen significante verschillen gevonden tussen de biomassa's, dichtheden, het aantal soorten of de diversiteit van de bodemfauna in de beide ecotopen in het laagdynamisch middenlitoraal.

In de brakke zone zijn bij alledrie de kaarten de dichtheid hoger en het aantal soorten groter van de bodemfauna in het hoogdynamisch litoraal, vergeleken met die in het hoogdynamisch sublitoraal. Voor de biomassa is dat het geval bij twee van de drie kaarten (1996 en 2001). Diversiteitsverschillen tussen deze beide ecotopen zijn in deze zone niet gevonden. De biomassa en dichtheid in het slibrijke laagdynamische middenlitoraal in deze zone is bij alledrie de kaarten hoger en het aantal soorten groter dan die van de bodemfauna in het hoogdynamisch sublitoraal. Voor twee van de drie kaarten geldt hetzelfde voor de

diversiteit (2001 en 2004). De kenmerken van de bodemfauna in datzelfde slibrijke middenlitoraal verschillen voor de drie kaarten meestal niet van die in het hoogdynamisch litoraal (alleen bij de kaart van 1996 zijn de biomassa in het middenlitoraal significant hoger en het aantal soorten groter). Slechts bij twee van de drie kaarten (1996 en 2004) waren er net voldoende gegevens beschikbaar om het fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal in de toetsen mee te nemen. Met het hoogdynamisch litoraal werden geen verschillen gevonden. Het enige verschil met het slibrijke laagdynamisch litoraal deed zich voor bij de biomassa (kaart 1996). De gegevens bij die kaarten laten een hogere biomassa zien in dat ecotoop, vergeleken met de fijnzandige versie.

c) Vergelijking met de beschrijvingen in het Zoute wateren Ecotopen Stelsel

Worden de bevindingen vergeleken met het verwachte bodemfaunavoorkomen in de ecotopen, zoals beschreven in het Zoute wateren Ecotopen Stelsel (ZES.1) dan ontstaat het volgende beeld:

c1) Voor de zoute ecotopen:

De door Bouma *et al.* (2005) genoemde lage biomassa en dichtheid voor de bodemfauna in het **hoogdynamisch sublitoraal** worden door de analyse bevestigd. Ook de in dat rapport genoemde lage diversiteit wordt bevestigd, wanneer die wordt uitgedrukt in het aantal soorten per monsterpunt. Voor de diversiteit, berekend met de Simpson's index, kon alleen een verschil met het hoogdynamisch litoraal aangetoond worden.

De analyses bevestigen dat de bodemfauna in het **hoogdynamisch litoraal** 'zeer arm' is: de biomassa's, dichtheden en het aantal soorten per monsterpunt zijn duidelijk hoger dan die in het hoogdynamisch sublitoraal, maar lager dan die in de fijnzandige en slibrijke laagdynamische middenlitorale ecotopen. De diversiteit, berekend met behulp van de Simpson's index, is echter niet significant verschillend van die voor de beide laatstgenoemde ecotopen.

Er konden geen verschillen aangetoond worden tussen de fijnzandige en slibrijke versies van de ecotopen in het **laagdynamisch middenlitoraal**.

c2) Voor de brakke ecotopen:

De door Bouma *et al.* (2005) genoemde lage biomassa, dichtheid en 'diversiteit' (aantal soorten) voor de bodemfauna in het **hoogdynamisch sublitoraal** worden door de analyse bevestigd. Significante verschillen konden echter alleen aangetoond worden tussen dit ecotoop en enerzijds het hoogdynamisch litoraal en anderzijds het slibrijk laagdynamisch middenlitoraal. De diversiteit, berekend met de Simpson's index, verschilde vaker niet dan wel tussen het hoogdynamisch sublitoraal en respectievelijk het hoogdynamisch litoraal, het fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal en het slibrijk laagdynamisch middenlitoraal.

In de brakke zone zijn slechts voor één kaart significante verschillen aangetoond tussen de biomassa's en de aantallen soorten in het **hoogdynamisch litoraal** en een ander litoraal ecotoop (het slibrijk laagdynamisch middenlitoraal). Vergeleken met dat laatste ecotoop was de bodemfauna in het hoogdynamisch litoraal 'arm' te noemen. Er zijn zeer weinig gegevens beschikbaar voor toetsing van de verschillen in deze zone.

Tussen het fijnzandig en slibrijk **laagdynamisch middenlitoraal** kon slechts voor één ecotopenkaart (1996) een verschil in biomassa aangetoond worden. Alle andere vergelijkingen tussen de zandige en slibrijke versies van de ecotopen in het midden litoraal leverden geen significante verschillen op.

d) Samenvattend:

In het zoute gebied zijn de biomassa's, dichtheden en het aantal soorten per monster in hoogdynamisch gebied, met name in het sublitoraal, aantoonbaar veel lager dan in het laagdynamisch middenlitoraal.

Tabel 2.5-4: Mediane waarde van biomassa, dichtheid, aantal soorten en Simpson's diversiteitsindex per ecotoop. Tussen haakjes staat het 95% betrouwbaarheidsinterval van de mediaan

		Kaart 1996	Kaart 2001	Kaart 2004
Biomassa (gram/m²)				
Zoute zone	Hoogdynamisch sublitoraal	0,28 (0,16-0,35)	0,07 (0,04-0,13)	0,26 (0,16-0,41)
	Hoogdynamisch litoraal	0,95 (0,45-2,34)	0,50 (0,11-0,82)	1,92 (1,03-3,90)
	Fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal	10,3 (0,5-47,0)	17,6 (7,3-160,5)	25,5 (11,9-164,2)
	Slibrijk laagdynamisch middenlitoraal	61,1 (17,3-149,6)	14,1 (7,0-91,2)	11,9 (8,9-301,2)
Brakke zone	Hoogdynamisch sublitoraal	0,13 (0,04-0,20)	0,007 (0,003-0,038)	0,17 (0,10-0,41)
	Hoogdynamisch litoraal	1,59 (0,36-15,7)	1,03 (0,23-4,32)	5,60 (0,10-54,61)
	Fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal	0,9	4,0	3,7 (0,1-226,4)
	Slibrijk laagdynamisch middenlitoraal	41,7 (11,6-278,7)	12,8 (3,0-135,9)	12,0
Dichtheid (aantal/m²)				
Zoute zone	Hoogdynamisch sublitoraal	133 (133-200)	67 (67-133)	133 (133-200)
	Hoogdynamisch litoraal	800 (600-1733)	600 (267-1200)	1433 (600-2400)
	Fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal	10833 (867-68867)	12400 (6200-180429)	9333 (5000-77334)
	Slibrijk laagdynamisch middenlitoraal	16567 (7533-186404)	22067 (9133-66711)	22800 (8867-327932)
Brakke zone	Hoogdynamisch sublitoraal	333 (133-467)	67 (16-133)	267 (200-400)
	Hoogdynamisch litoraal	4133 (733-60491)	1433 (1000-7733)	12567 (267-313007)
	Fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal	2267	2400	3100
	Slibrijk laagdynamisch middenlitoraal	85347 (4267-403865)	16333 (8918-122466)	3100 (400-257896)
Aantal soorten				
Zoute zone	Hoogdynamisch sublitoraal	2 (1-2)	1 (1-2)	1 (1-1)
	Hoogdynamisch litoraal	4 (3-5)	4 (3-5)	4 (3-5)
	Fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal	8 (6-11)	9,5 (8-16)	10 (9-12)
	Slibrijk laagdynamisch middenlitoraal	9 (11,5-13)	9 (7-12)	9 (7-13)
Brakke zone	Hoogdynamisch sublitoraal	1 (1-2)	1 (1-2)	2 (1-2)
	Hoogdynamisch litoraal	4 (2-7)	4,5 (2-7)	5 (2-10)
	Fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal	10	7	6
	Slibrijk laagdynamisch middenlitoraal	10 (6-13)	7 (5-9)	6 (3-11)
Diversiteit				
Zoute zone	Hoogdynamisch sublitoraal	0,4 (0,4-0,5)	0,5 (0,4-0,5)	0,2 (0-0,3)
	Hoogdynamisch litoraal	0,5 (0,5-0,7)	0,6 (0,5-0,7)	0,6 (0,5-0,7)
	Fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal	0,6 (0,2-0,8)	0,6 (0,5-0,7)	0,6 (0,5-0,7)
	Slibrijk laagdynamisch middenlitoraal	0,7 (0,6-0,7)	0,6 (0,4-0,6)	0,6 (0,6-0,7)
Brakke zone	Hoogdynamisch sublitoraal	0,1 (0-0,5)	0 (0-0,5)	0,4 (0-0,5)
	Hoogdynamisch litoraal	0,4 (0,2-0,6)	0,5 (0,4-0,7)	0,5 (0,2-0,8)
	Fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal	0,3	0,8	0,6
	Slibrijk laagdynamisch middenlitoraal	0,6 (0,1-0,8)	0,7 (0,3-0,8)	0,6 (0,5-0,7)

Tussen de zandige en slibrijke versies van het laagdynamisch middenlitoraal zijn vrijwel geen verschillen aangetoond. De 'diversiteit', uitgedrukt als de mate waarin de aanwezige individuen gelijkmatig verdeeld zijn over de soorten, laat meestal geen verschillen tussen de ecotopen zien.

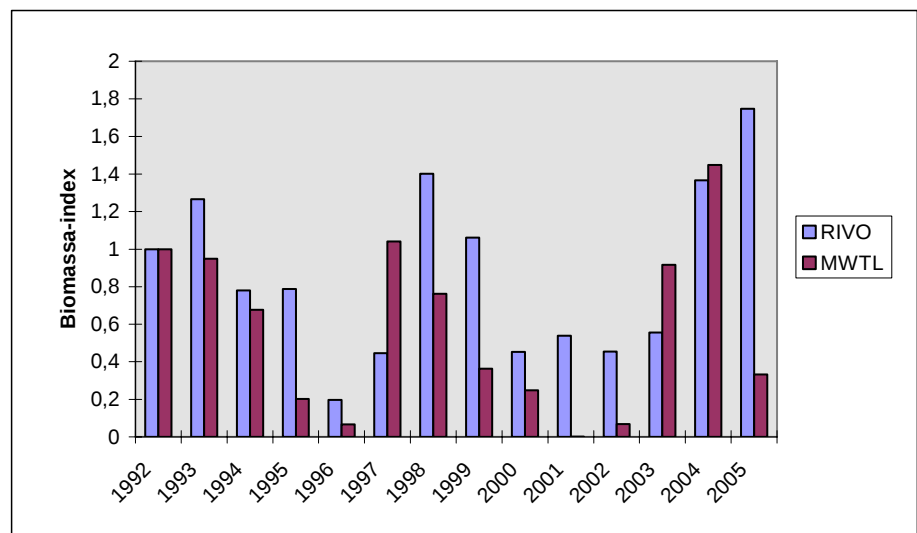
Tabel 2.5-4 toont de mediane waarden van biomassa, dichtheid en aantal soorten van de besproken ecotopen. Tussen haakjes worden de onder- en bovengrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval rond de mediaan gegeven (alleen bekend indien de mediaan gebaseerd is op tenminste zes waarnemingen).

Trends in het bodemfauna-voorkomen

a) Trends in de monitoring-plots

De biomassa-ontwikkeling in het litoraal vertoont in de periode 1992 tot en met 2005 schommelingen met hogere waarden aan het begin van de periode, rond de verruimingsjaren en tegen het einde van de periode. Deze schommelingen worden in hoge mate bepaald door het voorkomen van de kokkel (*Cerastoderma edule*) (Figuur 2.5-2). Dat voorkomen is sterk afhankelijk van een succesvolle broedval (de vestiging van kokkellarven uit de waterkolom in het sediment) die in de vroege zomer plaatsvindt. Verschillende factoren zijn bepalend voor dat succes, waaronder de predatiedruk van garnalen en strandkrabben op de zich vestigende kokkeltjes. Het voorkomen van die predatoren, maar ook het reproductievermogen van de volwassen kokkels, wordt mede bepaald door de strengheid van de voorafgaande winter. Ofschoon kokkels lage zoutgehaltes slecht verdragen, spelen de hoge rivierafvoeren die zich in de beschouwde periode hebben voorgedaan geen directe rol in de biomassafluctuaties. Die worden namelijk vooral bepaald door de variaties in de kokkelstand in het midden en westelijk deelgebied van de Westerschelde, waar de zoutgehaltes hoog genoeg zijn voor de soort.

Figuur 2.5-2: Temporeel patroon van de kokkelstand. De waarnemingen van het RIVO (bestandsopnames in het voorjaar) en uit het landelijk monitoringprogramma van Rijkswaterstaat (MWTL, najaarsbemonstering) zijn elk omgerekend naar een index die de toe- of afname weergeeft ten opzichte van de waarde in 1992



b) Trends binnen ecotopen

De trendanalyses gebaseerd op waarnemingen binnen ecotopen (jaren 1995-1997 plus 2000-2005) hebben geen significante toe- of afname van de biomassa of dichtheid aan het licht gebracht. De ecotopen 'hoogdynamisch litoraal' en 'fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal' in de zoute zone vertonen licht positieve trends voor het aantal soorten en/of de diversiteit. In het ecotoop 'slibrijk laagdynamisch middenlitoraal' van diezelfde zone is juist sprake van een licht negatieve trend. In het 'hoogdynamisch litoraal' en 'fijnzandig laagdynamisch middenlitoraal' van de brakke zone is sprake van een matig (en eenmaal grote) positieve trend voor het aantal soorten en de diversiteit.

De trendanalyses voor individuele soorten laten trends zien voor de kokkel (*Cerastoderma edule*) en de zandpijp (*Pygospio elegans*) in het 'slibrijk laagdynamisch middenlitoraal' van de zoute zone. Ofschoon soms ook trends zijn vastgesteld in ecotopen met een hoge dynamiek, zijn die in dit verband minder relevant, gezien de lage biomassa's en dichtheden waar het daar om gaat.

De trends voor de kokkel en zandpijp worden gekwalificeerd als 'zeer groot' negatief. Zoals hierboven al aangegeven wordt het voorkomen van de kokkel sterk bepaald door de broedval. 1997 (het eerste jaar van de verruiming) liet een zeer goede broedval zien, waarna pas weer in 2003 een goed jaar volgde. Dat de analyse een significant negatieve trend over de periode 1995-2005 laat zien houdt vermoedelijk geen verband met de verruiming.

De negatieve trend voor de zandpijp hangt mogelijk samen met het slibbarmer worden van het laagdynamisch middenlitoraal. Ysebaert en Herman (2003) hebben aangetoond dat de soort slibrijke omstandigheden prefereert.

2.5.4. Conclusies

In 2021 verwachtten Huijs en Krijger (1998) ongeveer tien procent meer laagdynamisch litoraal areaal en tien procent minder hoogdynamisch litoraal. In 2004 werd 3,8% minder hoogdynamisch litoraal vastgesteld dan in 1996 en 2,0 % minder laagdynamisch litoraal. De afname van het hoogdynamisch litoraal stemt, qua richting, overeen met de verwachtingen. In de eerste periode (1996-2001) was echter sprake van een toename, die werd gevolgd door een grotere afname in de tweede periode (2001-2004). Er is dus geen sprake van een constante verandering. Datzelfde geldt voor de afname van het laagdynamisch litoraal, die bestaat uit een afname in de eerste periode, gevolgd door een kleinere toename in de tweede periode. Afgaande op de informatie uit de drie ecotopenkaarten die nu beschikbaar zijn, hebben de morfologische ontwikkelingen zich niet gedurende de gehele periode in dezelfde richting voorgedaan. Het is daarom niet mogelijk nu al uitspraken te doen over de richting en snelheid waarmee de ontwikkelingen van de ecotopenarealen zich zullen voorzetten. Overigens geven Huijs en Krijger aan, op het niveau van morfologische eenheden (groepen van ecotopen, zoals platen en slikken) en van deelgebieden, dat de onzekerheidsmarges bij de verwachte areaalveranderingen 28 tot 67 procent bedragen.

De toetsing van de verschillen in biomassa, dichtheid en aantal soorten per monster tussen de ecotopen in de zoute zone heeft laten zien, dat die significant zijn tussen enerzijds de laagdynamische ecotopen in het middenlitoraal en anderzijds de beide hoogdynamische ecotopen (in respectievelijk het litoraal en sublitoraal). Tussen de fijnzandige en slibrijke laagdynamische ecotopen in het middenlitoraal konden geen verschillen worden aangetoond. Wijsman (2003) concludeerde op basis van gemiddelde biomassawaarden afkomstig van benthosgegevens die gekoppeld werden aan de ecotopenkaarten van de vorige MOVE – evaluatie, dat de normgetallen van Huijs en Krijger bijstelling behoefden. Ook de mediane waarden die in deze studie zijn gekozen als centrale biomassawaarden laten zien, dat Huijs en Krijger de betekenis van het hoogdynamisch litoraal te laag ingeschat hebben. Het door hen gehanteerde normgetal komt eerder overeen met die van het hoogdynamisch sublitoraal, wanneer we dat ecotoop vergelijken met de ecotopen met de hoogste biomassawaarden (het fijnzandig en slibrijk laagdynamisch middenlitoraal in de zoute zone). Omdat het middenlitoraal zo'n 80 procent beslaat van het totale laagdynamisch litoraal in de Westerschelde, is deze vergelijking met de laagdynamische ecotopen van Huijs en Krijger, waarin ook de hoger en lager gelegen delen meetellen verantwoord.

Het verlies van hoogdynamisch litoraal, door de erosie van plaatranden (zie het hoofdstuk over ecotopen), is dus van grotere betekenis voor de bodemfaunabiomassa dan op grond van de inschattingen van Huijs en Krijger mocht worden verwacht.

Op de onderzochte tijdschaal blijken de verschillen in bodemfauna tussen de laag- en hoogdynamische ecotopen groot genoeg om niet verloren te gaan in de temporele veranderingen binnen de ecotopen. De benadering lijkt dus zinvol om te dienen als basis voor de evaluatie van de effecten van de verruiming via areaalveranderingen van ecotopen. Op dit moment zijn de onzekerheden over de richting en snelheid waarmee de ecotooparealen zullen veranderen echter nog zo groot, dat alleen al daarom de hypothesen niet kunnen worden verworpen.

Voor de belangrijke bodemfauna ecotopen in het laagdynamische litoraal zijn geen significante verschillen in bodemfauna-voorkomen aangetoond. Ook een, hier niet gepresenteerde, multivariate analyse van de soortensamenstelling in de fijnzandige en slibrijke versies van het laagdynamisch middenlitoraal in de zoute zone, liet geen verschillen zien. Omdat ander onderzoek vaak wel een samenhang laat zien tussen het bodemfaunavoorkomen en de sedimentsamenstelling, verdient het aanbeveling nader te onderzoeken hoe betrouwbaar luchtfoto-interpretatie van de sedimentsamenstelling is en of de inzet van remote sensing technieken mogelijk tot verbeteringen kan leiden.

2.6 Vogels

2.6.1. Broedgebied Sterns Hooge Platen

Kustbroedvogels (Kluut, plevieren, meeuwen en sterns) zijn karakteristieke bewoners van dynamische kustgebieden. Wind, getij, zout, erosie, sedimentatie, verstuiving, overspoeling, etc. zorgen voor een cyclus van ontstaan, successie en verdwijnen van broedplaatsen. Door het verdwijnen van de dynamiek, o.a. door afsluiting van zeearmen, zijn veel van de broedplaatsen in het Deltagebied de afgelopen decennia ongeschikt geworden voor deze vogels: de begroeiing nam toe en grondpredatoren vestigden zich. Andere broedgebieden (stranden) hebben door de intensivering van de recreatie hun functie als broedplaats vrijwel geheel verloren. Bij nationaal en internationaal natuur- en waterbeleid, inrichting en beheer wordt momenteel veel aandacht geschonken aan kustbroedvogels (Meininger & Graveland 2002). Eén van de weinige resterende 'natuurlijke' broedplaatsen voor kustbroedvogels in een getijdengebied ligt op het hoogste deel van de Hooge Platen ('De Bol'). Dit gebied is vooral van belang voor sterns. Hierbij zijn Dwergsterns de echte pioniers, die broeden in een kleine compacte kolonie op kaal zand. Visdieven broeden zowel in spaarzaam begroeide duintjes als op het primaire schor. Grote Sterns broeden, vrijwel altijd nabij een kolonie Kokmeeuwen, in spaarzaam begroeide duintjes of op ijle schorvegetatie. Veranderingen in de morfologie (hoogteligging) van 'De Bol' zouden een effect kunnen hebben op de functie als broedgebied. Bij een verlaging van het gebied zouden de volgende effecten kunnen optreden: 1) het verdwijnen van het broedhabitat van kustbroedvogels (primaire schorvegetaties, primaire duintjes met biestarwegras) en 2) het (frequenter) wegspoelen van nesten en jongen.

2.6.1.1 Hypothesen

De aangepaste hypothese (zie Stikvoort et al. 2003) die de functie van de Hooge Platen als broedgebied bevat luidt:

HYPOTHESE E12A: Het platencomplex van de Hooge Platen zal niet dusdanig verlagen dat het aanbod aan broedgelegenheid voor sterns zal verminderen.

Deze hypothese heeft uitsluitend betrekking op het aanbod aan broedgelegenheid voor sterns. De kwaliteit van het broedgebied voor sterns is daarnaast afhankelijk van de voedselbeschikbaarheid. Hiervoor is een aantal specifieke hypothesen (E16,E17,E18) geformuleerd, die worden besproken in paragraaf 2.6.4.

De achterliggende gedachte bij deze hypothese is dat door het meer westwaarts storten van het gebaggerde sediment de platen aldaar waarschijnlijk in hoogte zullen toenemen. Daardoor zal het areaal potentieel broedhabitat op de Hooge Platen minstens intact blijven.

Dat de Hooge Platen specifiek worden genoemd in deze hypothesen komt omdat dit het enige broedgebied voor sterns is op een plaat in de Westerschelde. Een plaat biedt voor sterns, omdat deze omsloten is door water, meestal een goede bescherming tegen grondpredatoren. Op de Hooge Platen is de hoogteligging op het hoogste deel zodanig ($> +2.5$ m NAP) dat het deels begroeid is en in de zomer niet of nauwelijks door zeewater overspoeld wordt. Dit gebied vormt de enige plaats in de Westerschelde waar Grote Sterns broeden. Dwergsterns broeden behalve op de Hooge Platen ook op een aangelegd eiland op het Voorland van Nummer Eén (gelegen tussen Breskens en Hoofdplaat). Visdieven broeden ook op het sluiscomplex bij Terneuzen en in het Verdrongen Land van Saeftinghe.

2.6.1.2 Methode

Interpretatie van de hypothese

De broedfunctie van sterns is door van Berchum & Stikvoort (1999) beschreven door 1) het aantal broedparen sterns per jaar en 2) het areaal beschikbaar broedhabitat op de Hooge Platen. Het beschikbare habitat werd door hen gedefinieerd als het oppervlak van de plaat dat zich boven $+2$ m NAP bevindt. De hoogste (voorspelde) hoogwaterstanden in de broedperiode zijn echter $+2.5$ m NAP. Gebieden onder $+2.5$ m NAP zijn daarmee ongeschikt als broedplaats vanwege de kans op overspoeling. Gegevens over het areaal plaat boven $+2.5$ m NAP zijn alleen beschikbaar van enkele recente jaren (2001 en 2004), zodat geen trend over een langere periode kan worden bepaald. Niettemin zijn in dit document wel andere (indirecte) bronnen gebruikt om de ontwikkelingen te toetsen.

Omdat in de hypothese geen kwantitatieve verwachting wordt benoemd, maar eerder een minimeis (niet verminderen), is de toetsing van de hypothese op eenvoudige wijze uitgevoerd. Als T_0 wordt het aantal broedparen in de jaren voorafgaand aan de verruiming genomen. De T_0 wordt vergeleken met het aantal broedparen na 1998.

Data gebruikt voor toetsing

a) Aantal broedparen sterns

Het aantal broedparen van sterns op de Hooge Platen in de periode 1979-2005 is geteld door Stichting het Zeeuwse Landschap. Deze getallen zijn beschikbaar gesteld voor het biologisch monitoringprogramma van de zoute Rijkswateren (Strucker et. al. 2006).

b) Areaal beschikbaar broedhabitat

Het areaal van de Hooge Platen boven $+2.5$ m NAP is gebaseerd op hoogtemetingen van de Meet- en Adviesdienst Zeeland. Meetschepen kunnen de allerhoogste delen van de platen niet bereiken. Die locaties worden door middel van aanvullende waterpassingen of laseraltimetrie ingemeten. Tot 1996 werd om de 400 m een raai gemeten, sindsdien om de 200 m. De combinatie van lodingen en waterpassingen levert

weliswaar gebiedsdekkende kaarten met de hoogteligging op, maar deze methode is te grof om veranderingen in het (kleine) areaal +2.5 m NAP vast te stellen. In deze studie zijn daarom de gegevens van een noord-zuid raai over het hoogste punt van de Hooge Platen (De Bol) gebruikt. Deze profielen zijn beschikbaar gesteld voor de jaren 1996 (beschouwd als T₀-situatie) en 2000 t/m 2005.

Methode van toetsing

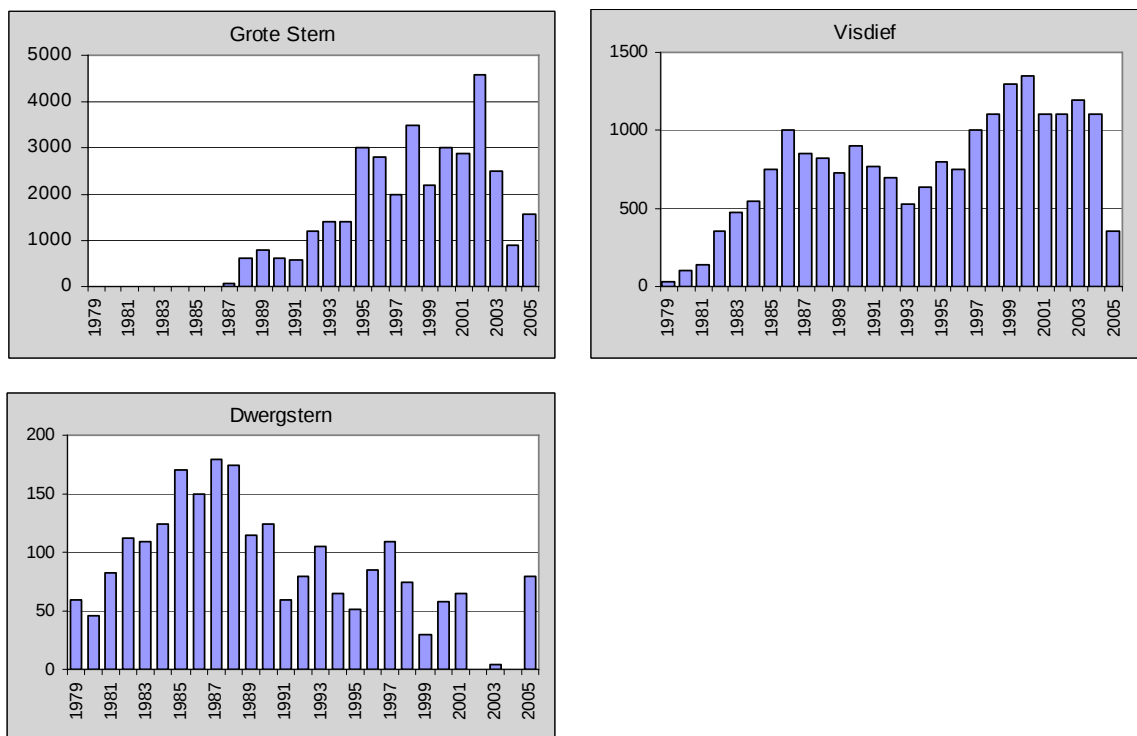
a) Aantal broedparen sterns

Er is geen trendanalyse uitgevoerd op het aantal broedparen van sterns op de Hooge Platen. De toetsing bestaat uit een interpretatie van de veranderingen die in de reeksen zichtbaar zijn.

b) Areaal beschikbaar broedhabitat

De beschrijving van het areaal beschikbaar broedgebied op het hoogste deel van de Hooge Platen is gebaseerd op interpretatie van veranderingen in het profiel van de raai over 'De Bol'.

Figuur 2.6-1: Aantal broedparen van Grote Stern, Visdief en Dwergstern op de Hooge Platen in de periode 1979-2005



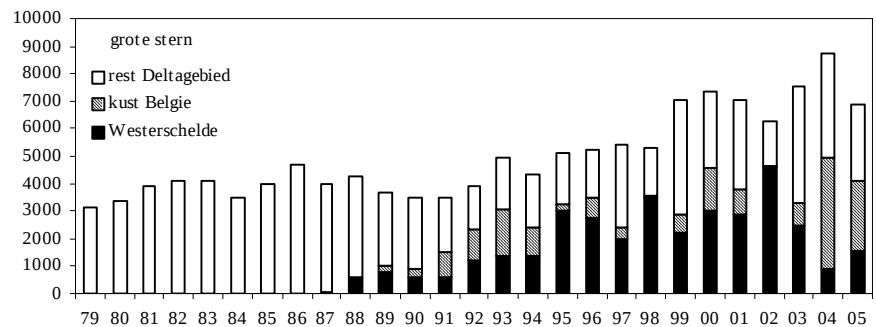
2.6.1.3 Resultaten

Aantal broedparen sterns op de Hooge Platen

Figuur 2.6-1 toont het aantal broedparen van Grote Stern, Visdief en Dwergstern op de Hooge Platen in de periode 1979-2005. Het aantal broedparen van de Grote Stern is sinds de vestiging in de Westerschelde (1987) sterk gegroeid. In 2002 is een maximum bereikt. Daarna zijn de aantallen teruggelopen. Grote Sterns zijn weinig

plaatstrouw en kunnen van jaar op jaar in andere kolonies broeden. De aantallen broedende Grote Sterns op de Hooge Platen worden dus sterk beïnvloed door verplaatsingen van broedvogels tussen diverse kolonies (o.a. Grevelingenmeer, Haringvliet en Zeebrugge; Figuur 2.6-2).

Figuur 2.6-2: Ontwikkeling van het totaal aantal broedparen van Grote Stern in de Westerschelde, de rest van het Deltagebied en aangrenzende gebieden.



De broedpopulatie van de Visdief op de Hooge Platen kende sinds 1979 een toename tot in de tweede helft van de jaren tachtig. Daarna was sprake van stabilisatie, gevolgd door een lichte afname tot en met 1993. Vanaf dat moment maakte de broedpopulatie opnieuw een gestage groei door tot in 2000. In 2001 en 2002 waren de aantallen wat lager dan in de twee voorgaande jaren en in 2005 vond een sterke afname plaats.

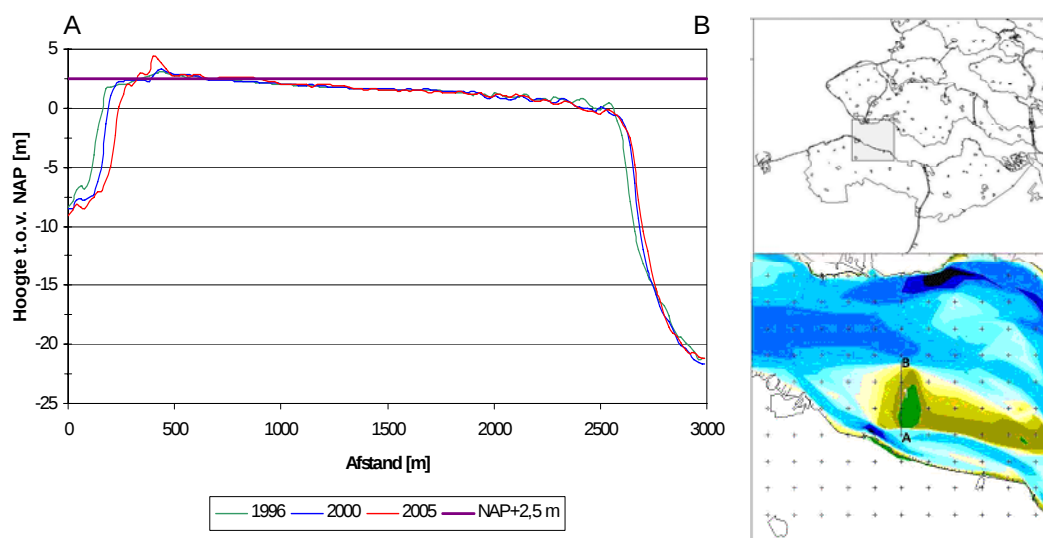
Het aantal broedparen van de Dwergstern op de Hooge Platen bereikte een maximum halverwege de jaren tachtig. Daarna volgde een halvering van de aantallen binnen een tijdsbestek van een aantal jaren. Over de periode 1991-2005 schommelde het aantal broedparen van de Dwergstern aanzienlijk maar vertoonde geen trend. Voor een deel is dit toe te schrijven aan het ontstaan van een nieuw broedgebied op het "Voorland van Nummer Een" en door verplaatsing naar de Belgische kust. De Dwergsterns die vroeger altijd op de Hooge Platen broedden, hebben nu de keuze uit twee broedgebieden binnen een straal van 1 km.

Areaal Hooge Platen boven +2.5 m NAP

Figuur 2.6-3 geeft de gemeten plaatprofielen weer ter hoogte van de sternkolonie op de Hooge Platen voor de jaren 1996, 2000 en 2005. Zowel de metingen uit 2000 (blauw) als 2005 (rood) in de zone boven +2.5 m NAP liggen boven de metingen uit 1996. Dit maakt het aannemelijk dat het areaal boven +2.5 m NAP (potentieel broedgebied) sinds 1996 is toegenomen.

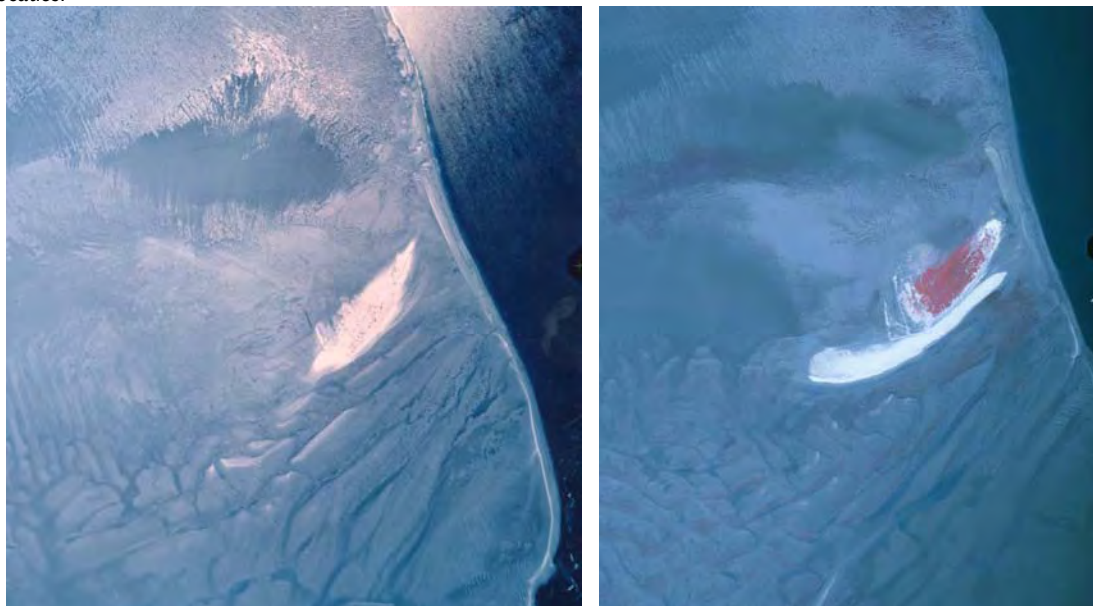
De toename in hoogteligging van het hoogste deel van de Hooge Platen blijkt ook uit de uitbreiding van de schorvegetatie in de afgelopen jaren. De groei van de schorvegetatie en de ontwikkeling van een zandrug aan de westzijde van 'De Bol' is zichtbaar op luchtfoto's uit 1996, 2001 en 2004 (Figuur 2.6-4).

Figuur 2.6-3: Hoogteprofiel van de Hooie Platen op een raai over 'De Bol', het broedgebied voor sterns op de Hooie Platen in 1996, 2000 en 2005.



Naast een “autonome” verhoging van de hoogste delen van de plaat kan de ontwikkeling van vegetatie ook een versterkend effect hebben gehad op een verdere verhoging van ‘de Bol’. De vegetatie vangt stuivend zand en fijn sediment op tijdens overspoeling.

Figuur 2.6-4: Luchtfoto's van “De Bol”, het broedgebied voor sterns op de Hooie Platen in 1996 (links) en 2001 (rechts) en 2004 (onder). De paarsrode ‘vlekken’ zijn met vegetatie begroeide locaties.

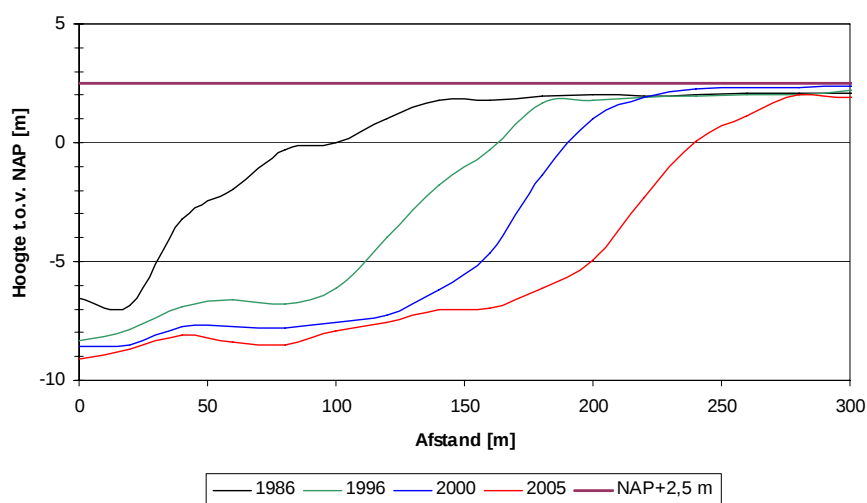




Verschuiving van de geul richting “De Bol”

Zoals blijkt uit Figuur 2.6-5, is al enkele decennia sprake van een noordwaartse verschuiving van de diepe geul van het Vaarwater langs Hoofdplaat. Dit komt tot uiting in de vorming van een steil “klif”, dat jaarlijks opschuift in de richting van het hoogste deel van “De Bol”: de broedplaats voor sterns. Tussen 1986 en 2005 is dit “klif” ca. 140 m opgeschoven, waarvan ca. 50 m tussen 2000 en 2005. Op termijn vormt het verplaatsen van de geul een fysieke bedreiging voor de broedplaats van sterns. De laatste 20 jaar is de afstand tussen klif en broedplaats gereduceerd van 250 tot 100 m. Bootjes met recreanten kunnen aanleggen in de directe omgeving van de kolonie, en mensen staan tegenwoordig bij het verlaten van de bootjes bijna in de kolonie. Dat veroorzaakt uiteraard ernstige verstoring.

Figuur 2.6-5: Hoogteprofiel van de Hoge Platen op een raai over ‘De Bol’: detail van de noordwaartse verschuiving van de geul in het Vaarwater.



2.6.1.4 Conclusie broedgebied Sterns

Ten opzichte van de periode vóór de verruiming zijn de aantallen broedparen van Grote Stern en Visdief op de Hooge Platen toegenomen. Het aantal broedende Dwergsterns is niet toegenomen en varieert jaarlijks. Het areaal plaat boven +2.5m NAP, te beschouwen als potentieel broedgebied, is waarschijnlijk toegenomen. Deze laatste uitspraak is echter niet gebaseerd op metingen van het plaatareaal maar afgeleid uit een raai met hoogtemetingen over 'de Bol'. De hypothese E12a kan daarmee worden aanvaard.

2.6.1.5 Discussie

De toetsing van de veranderingen in aantallen broedparen van sterns is goed mogelijk. Het biologisch monitoringprogramma voorziet in een betrouwbare schatting van het aantal broedparen. Betrouwbare meetgegevens over het areaal droogblijvende plaat (> +2.5 m NAP) zijn schaars, grotendeels incompleet en daardoor slecht bruikbaar. Het gebruik van nauwkeurige hoogtemetingen op een raai over 'De Bol' gaf duidelijke aanwijzingen over de veranderingen in hoogteligging. Aangevuld met luchtfoto's uit 1996, 2001 en 2004 kon alsnog een globale toetsing worden uitgevoerd. Het verdient echter aanbeveling om op basis van betrouwbare (aanvullende) metingen de ontwikkelingen in het areaal boven +2.5 m NAP nauwkeurig te bepalen.

Een eenvoudige relatie tussen de grootte van het beschikbare broedareaal en het aantal broedparen is niet te verwachten. Een verkleining van het areaal zal namelijk sneller tot veranderingen leiden dan een vergroting. Wanneer de waargenomen hoogteontwikkeling doorzet is te verwachten dat bij een toename van het areaal duintjes de Grote Stern begunstigd wordt en met een toename van het primaire schor de Visdieven. Het habitat voor Dwergsterns (kaal schelpenstrand) zal waarschijnlijk niet groeien, waardoor de kansen voor deze soort niet toenemen. Bovendien is de laatste soort gevoelig voor predatie door o.a. Kokmeeuwen, een soort waarvan het aantal broedparen op de Hooge Platen de laatste jaren is toegenomen.

Het is onwaarschijnlijk dat het aantalsverloop van broedende sterns op de Hooge Platen een oorzakelijk verband heeft met de gevolgen van de verruiming. De waargenomen toename past in het beeld van landelijke (en regionale) groei van de populaties van deze soorten. De aantallen broedende Grote Sterns op de Hooge Platen worden sterk beïnvloed door verplaatsingen van broedvogels tussen diverse kolonies (o.a. Grevelingenmeer, Haringvliet en Zeebrugge; Figuur 2.6-2). Daarnaast zijn de afgelopen jaren de aantallen Grote Sterns op de Hooge Platen negatief beïnvloed door predatie door meeuwen en ratten. De opmerkelijke terugval in het aantal Visdieven in 2005 past in het beeld van het gehele Deltagebied dat jaar (Meininger et al. 2006). De voortdurende en snelle verplaatsing van de geul in het Vaarwater langs Hoofdplaat vormt een fysieke bedreiging van (een deel van) de broedplaats van sterns op "De Bol". Bovendien kunnen recreanten het gebied makkelijker bereiken waardoor de verstoring is toeneemt.

2.6.2. Ruifunctie Bergeend

Voor de Bergeend voldoet de Westerschelde aan het criterium voor aanwijzing als Vogelrichtlijngebied (gebaseerd op tellingen in 1993-1997): meer dan 1% van de biogeografische populatie maakt regelmatig gebruik van het gebied. In de laatste jaren verbleef in juni en juli zelfs meer dan 4% van de Noordwest-Europese populatie in de Westerschelde. De Westerschelde heeft bovendien een bijzondere functie voor de Bergeend: in de nazomer brengen grote aantallen volwassen dieren hier de slagpenrui door. Ruiende vogels zijn aanwezig tussen half juli en eind september, met de grootste aantallen in augustus (Meininger & Snoek 1992). Bij deze rui, die ruim een maand duurt, worden alle slagpennen simultaan verloren. De Bergeenden kunnen dan enkele weken niet vliegen en zijn dus extra kwetsbaar. In Noordwest-Europa ruien de grootste aantallen in de Duitse Waddenzee. Daarnaast ruien enige duizenden vogels in vier Britse estuaria. In Nederland zijn recente ruiplaatsen alleen bekend in de Waddenzee en in de Westerschelde. De aanwezigheid van ruiende Bergeenden is dus te beschouwen als een bijzondere natuurwaarde van de Westerschelde. Ruiende vogels zoeken gebieden die rustig zijn en waar ook voedsel direct beschikbaar is. In de Westerschelde gebruiken ze daarvoor vooral de platen. Vooral platen met steile randen zijn in trek: hier kunnen de vogels snel het water bereiken en zich zwemmend snel verplaatsen. Veranderingen in de morfologie van de platen (hoogteligging en profiel) zouden een effect kunnen hebben op de ruifunctie van de Westerschelde voor Bergeenden.

2.6.2.1 Hypothese

De oorspronkelijke hypothese E12 is in vorig hypothesesdocument (Stikvoort et al., 2003) herzien en met betrekking tot de ruifunctie voor Bergeenden nu als volgt geformuleerd en getoetst:

HYPOTHESE E12B: De platen in de Westerschelde zullen niet dusdanig veranderen in aard en omvang, dat de functie van de Westerschelde als rui gebied voor Bergeenden zal verminderen.

De achterliggende gedachte is dat Bergeenden tijdens de ruiperiode afhankelijk zijn van locaties die zowel rust/veiligheid als voedsel bieden. Verondersteld wordt dan ook dat de vogels zich rondom voedselrijke platen concentreren. Omdat Bergeenden tijdens de rui niet kunnen vliegen, betekent de nabijheid van en omringd worden door water een extra veiligheid. Door een toename van de bagger- en storthoeveelheden is het de verwachting dat het areaal hooggelegen, laagdynamisch intergetijdengebied met een rijker voedselaanbod ook zal toenemen (zie hypothesen E6, E7, E8). Daarnaast worden de geulen dieper en de platen hoger, waardoor de lengte aan steile randen zal toenemen.

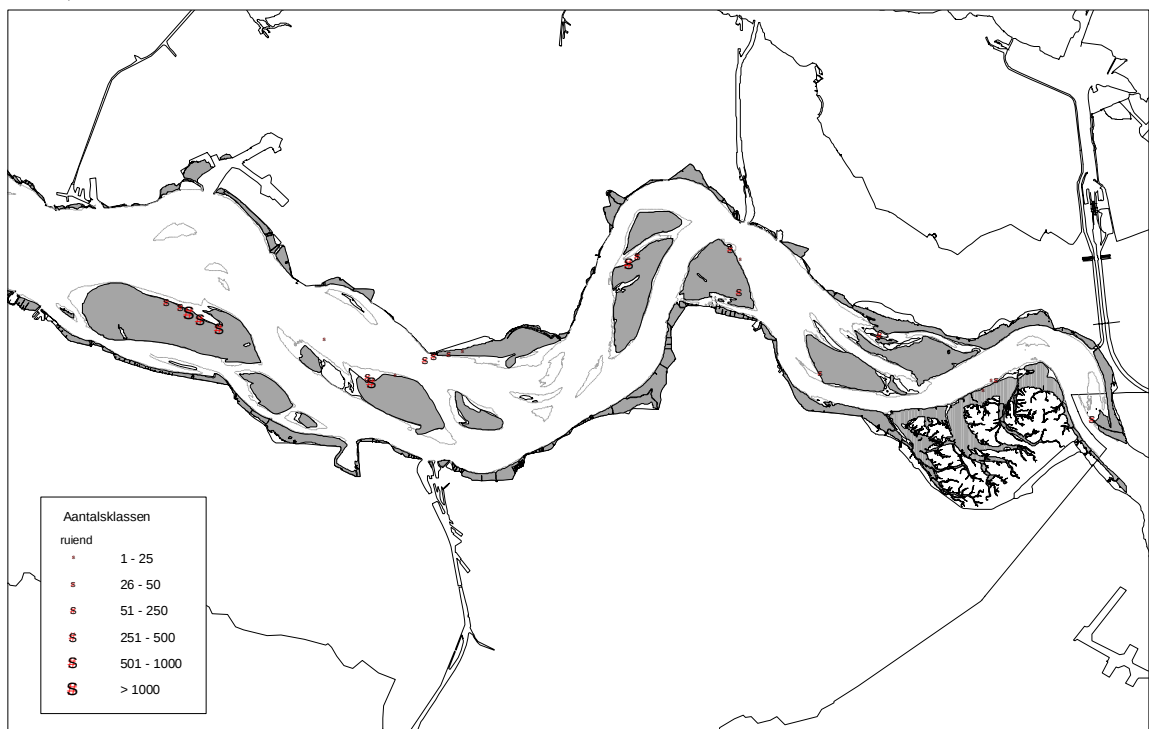
2.6.2.2 Methode

Interpretatie van de hypothese

In augustus zijn de hoogste aantallen ruiende Bergeenden aanwezig. Niet alle in augustus getelde Bergeenden zijn echter actief ruiende

vogels: er zijn ook onvolwassen vogels (die niet ruien) en volwassen vogels die de rui reeds hebben voltooid of nog moeten beginnen. In augustus 2002 en in augustus 2004 is aanvullend onderzoek gedaan naar het aandeel ruiende Bergeenden. Het percentage ruiers neemt in de loop van augustus af en bedroeg in de periode 13 t/m 15 augustus 2002 64% van het aanwezige aantal, in de periode 17 t/m 19 augustus 2004 44% en in de periode 28 t/m 30 augustus 2002 25% (Geelhoed & Swaan 2002, Oosterbaan et al. 2004). Bij de watervogeltellingen (MWTL) in de Westerschelde wordt geen onderscheid gemaakt tussen ruiende en niet-ruiende Bergeenden. Het aantal Bergeenden in augustus is in deze rapportage gebruikt als indicator van de functie als ruigebied.

Figuur 2.6-6: Verspreiding van ruiende Bergeenden in de Westerschelde, 17 t/m 19 augustus 2004 (n = 5195) (uit Oosterbaan et al. 2004)



Data gebruikt voor toetsing

De toetsing van de hypothese is gebaseerd op de tellingen van Bergeenden in augustus in de periode 1987-2005 uitgevoerd door of in opdracht van het RIKZ in het kader van MWTL (zie o.a. Berrevoets et al. 2005).

Methode van toetsing

De aantalsontwikkeling zoals gepresenteerd in Figuur 2.6-7 is visueel geïnterpreteerd.

Nadere onderbouwing van de aannames die ten grondslag liggen aan de hypothese

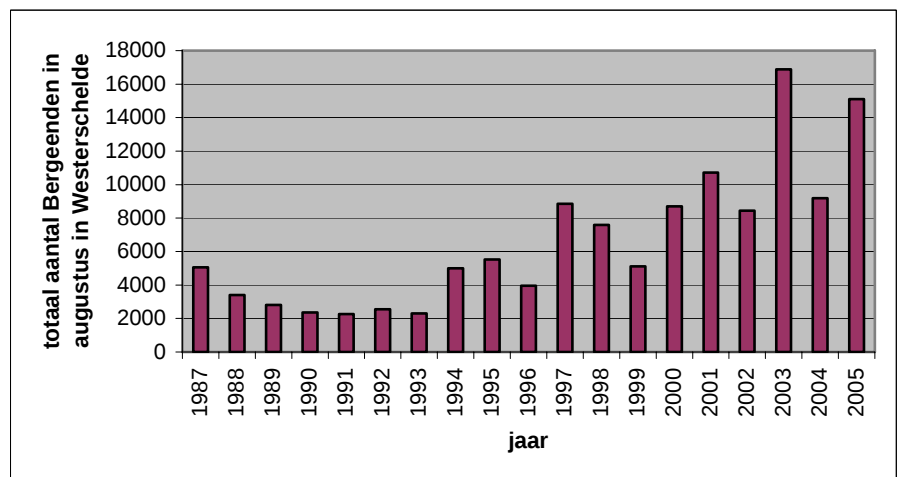
Uit aanvullend onderzoek (Geelhoed & Swaan, 2002; Oosterbaan et al. 2005) is gebleken dat ruiende Bergeenden vooral op drooggevalen

steile randen van platen rusten en foerageren (Figuur 3.6.6). Op deze plaatsen kunnen ze snel het water in vluchten bij eventuele verstoring. Tijdens hoogwater zwemmen ze in groepen bij de slikken en platen. Voedselbeschikbaarheid lijkt in de Westerschelde een ondergeschikte rol te spelen bij de keuze van een ruiplaats. Deze situatie is duidelijk anders dan in de Waddenzee, waar ruiende Bergeenden veel grotere delen van droogvallende platen gebruiken (Kraan et al. 2006).

2.6.2.3 Resultaten

Figuur 2.6-7 toont de ontwikkeling van het aantal Bergeenden in de Westerschelde tijdens de ruiperiode (augustus). De figuur laat zien dat, ondanks schommelingen, sinds 1993 sprake is van een toename. De aantallen zijn sinds 1997 vrijwel structureel hoger dan in de voorgaande periode. De aantallen zijn in de periode 1987–2001 ruim verdubbeld. Het is dus aannemelijk dat ook de ruifunctie van de Westerschelde voor de Bergeend vanaf 1993 is toegenomen.

Figuur 2.6-7: Ontwikkeling van de aantallen Bergeenden in de Westerschelde in augustus in de periode 1987-2005. De verruiming werd uitgevoerd in juli 1997-juli 1998. Geef omschrijving



2.6.2.4 Conclusie ruifunctie Bergeend

Het aantal Bergeenden dat in de ruitijd (augustus) in de Westerschelde aanwezig is, vertoont sinds het begin van de jaren negentig een duidelijke toename, op enige tijdelijke 'haperingen' in 1996 en 1999 na, en uitzonderlijke pieken in 2003 en 2005. Het is dus aannemelijk dat de ruifunctie van de Westerschelde voor de Bergeend ook toegenomen zal zijn.

Hypothese E12b "De platen in de Westerschelde zullen niet dusdanig veranderen in aard en omvang dat de functie van de Westerschelde als ruigebied voor Bergeenden zal verminderen" kan dus worden aanvaard.

2.6.2.5 Discussie

In de Westerschelde zijn de aantallen ruiende Bergeenden het laatste decennium aanzienlijk toegenomen. Het is onwaarschijnlijk dat deze toename verband houdt met de uitvoering van de verruiming. In de overige Deltawateren komen geen ruiende Bergeenden voor, zodat er geen sprake is van een regionale verplaatsing.

De Noordwest-Europese populatie van de Bergeend is tussen het midden van de jaren tachtig en het midden van de jaren negentig verdubbeld, maar is sindsdien stabiel (Delany et al. 1999, Wetlands International 2002). De aantallen ruiers in de Duitse Waddenzee (200 000-216 000 individuen) nemen nog steeds toe (Kempf 2001). Daarnaast zijn de aantallen ruiende Bergeenden op diverse plaatsen in de Nederlandse Waddenzee de laatste decennia toegenomen (Kraan et al. 2006).

Uit de onderzoeken door Geelhoed & Swaan (2002) en Oosterbaan et al. (2004) bleek dat ruiende Bergeenden vooral de plaatranden opzoeken. Veiligheid – snel naar het water kunnen vluchten – en rust (weinig verstoring) lijken daarmee belangrijke factoren voor ruiende Bergeenden. Het feit dat de Westerschelde een ruifunctie voor deze vogels heeft, is waarschijnlijk vooral een gevolg van de geringe verstoring van de platen. Van uitgebreide recreatie in deze gebieden (badgasten en pleziervaart) is nauwelijks sprake.

Toch blijft het opmerkelijk dat ruiende Bergeenden in de Westerschelde vooral plaatranden gebruiken, terwijl ze in de Waddenzee ook de overige delen van droogvallende platen gebruiken (Kraan et al. 2006). De recente toename van ruiende Bergeenden in de Nederlandse Waddenzee wordt toegeschreven aan een sterke toename van Slijkgarnalen (in de Waddenzee belangrijk bergeendenvoedsel) ten gunste van een afname van Nonnetjes en Korkkels (Kraan et al. 2006). In de Westerschelde foerageren Bergeenden (ook) op diatomeeën, die plaatselijk als een soort groene matten op de platen liggen. De biomassa van microfytobenthos is sinds 1995 in de Westerschelde ruimschoots verdubbeld, met name in het middendeel en het oostelijk deel (zie hoofdstuk 2.4).

Het verdient aanbeveling in de Westerschelde te kijken naar voedselkeuze en terreingebruik van ruiende Bergeenden.

De gebruikte parameter – het aantal Bergeenden in augustus – is relatief betrouwbaar te meten maar wordt gebruikt onder de aanname van een vast aandeel ruiende vogels. Alleen voor de jaren 2002 en 2004 is dit aandeel uit gericht veldonderzoek bekend. Het verdient aanbeveling om vergelijkbaar onderzoek met enige regelmaat (eens in de 3-5 jaar) te herhalen om zodoende vast te kunnen stellen of de aanname juist is.

2.6.3. Foerageergebied Steltlopers

Dankzij de aanwezigheid van grote oppervlakken foerageergebied in de vorm van slikken, platen (totaal 8390 ha) en schorren (3375 ha), en de strategische ligging op de Oost-Atlantische trekroute, is de Westerschelde van grote betekenis voor doortrekkende en overwinterende watervogels. De hoogste aantallen (ruim 200.000) zijn aanwezig in de maanden november-januari (Berrevoets et al. 2005). Een gebied is van internationale betekenis indien 1% of meer van een geografische populatie van een soort regelmatig van het gebruik maakt (de zogenaamde 1%-norm). De Westerschelde is tegenwoordig van

internationale betekenis voor veertien soorten watervogels (Berrevoets et al. 2005; Bijlage J). In Bijlage K zijn ter indicatie trendgrafieken van de internationaal belangrijkste vogelsoorten opgenomen.

Het Westerscheldegebied is aangewezen in het kader van de EG-Vogelrichtlijn en is ook aangemeld voor de EG-Habitatrichtlijn, terwijl delen (o.a. Saeftinge) zijn aangewezen als beschermd natuurmonument onder de (oude) Natuurbeschermingswet. Deze status vervalt bij de aanwijzing van de Westerschelde als Habitatrichtlijngebied.

Naast soorten die hoofdzakelijk foerageren op de schorren (Grauwe Gans, Pijlstaart en Smient) zijn vooral steltlopers die foerageren op slikken en platen, van internationale betekenis. Omdat als gevolg van de verruiming de grootste veranderingen werden verwacht in de morfologie van slikken en platen, zijn de hieronder besproken hypothesen gericht op vogels die foerageren op slikken en platen (zoals Bonte Strandloper, Scholekster en Zilverplevier).

De foerageermogelijkheden voor steltlopers in getijdengebieden worden met name bepaald door de aanwezigheid van bodemdieren (biomassa, soorten) en door de morfologie van het intergetijdengebied. Bodemdieren zijn bijvoorbeeld voor vogels het best beschikbaar op plaatsen die net zijn drooggevallen. Daarnaast zijn bodemdieren op flauw hellende plaatranden langer beschikbaar dan op een steile plaatrand of een hoog en snel droogvallende plaat. Ook de sedimentsamenstelling speelt een rol in de geschiktheid van foerageergebieden.

2.6.3.1 Hypothesen

De hypothesen over de foerageerfunctie voor steltlopers in de Westerschelde zijn:

HYPOTHESE E13: De foerageermogelijkheden voor de steltloperpopulatie zullen in het westelijk deel van de Westerschelde met ca. 10% toenemen.

Toelichting: De achterliggende gedachte bij het opstellen van deze hypothese was dat door de uitbreiding van voedselrijke (laagdynamische), hooggelegen platen, de foerageermogelijkheden in geringe mate kunnen toenemen.

HYPOTHESE E14: De foerageermogelijkheden voor de steltloperpopulatie zullen in het middendeel van de Westerschelde met ca. 20% toenemen.

Toelichting: De achterliggende gedachte bij het opstellen van deze hypothese was dat door verschuiving van voedselarme (hoogdynamische) naar voedselrijke (laagdynamische, hooggelegen platen) gebieden, de foerageermogelijkheden kunnen toenemen.

HYPOTHESE E15: De foerageermogelijkheden voor de steltloperpopulatie zullen in het oostelijk deel van de Westerschelde met ca. 10% toenemen.

Toelichting: De achterliggende gedachte bij het opstellen van deze hypothese was dat ondanks het kleiner worden van het areaal aan intergetijdengebied, een verschuiving van voedselarme (hoogdynamische) naar voedselrijke (laagdynamische, hooggelegen

platen) gebieden, een toename aan foerageermogelijkheden kan opleveren.

De in de hypothesen verwachte verschuiving van voedselarme naar voedselrijke gebieden kan voor een verbetering zorgen van de potentiële foerageergebieden van steltlopers. Het is echter niet duidelijk of de verwachte toename (zie hypothesen E6, E7, E8 in hoofdstuk 2.5) van bodemdierbiomassa zal leiden tot een vergroting van de foerageermogelijkheden. Ondanks een verhoging van de biomassa kan immers de soortenrijkdom (prooisorten) eenzijdiger worden. In onderstaande beschrijving is daar geen rekening mee gehouden.

2.6.3.2 Methode

Interpretatie van de hypothese

In eerdere rapportages (van Berchum & Stikvoort 1999, Stikvoort & Vink 2001, Lievaart & Stikvoort 2002) werd het aantal “vogeldagen” van steltlopers per seizoen per deelgebied gepresenteerd.

Om een betere koppeling te maken tussen vogelaantallen en foerageermogelijkheden, is in voorgaande (Stikvoort et al. 2003) en deze rapportage gekozen voor een andere parameter, namelijk de consumptie van bodemdieren door steltlopers. Kleine steltlopers eten immers veel minder dan grote.

Data gebruikt voor toetsing

De schatting van de biomassaconsumptie door steltlopers is gebaseerd op:

- Gegevens van maandelijkse vogeltellingen in de periode 1987/88 – 2004/2005 uitgevoerd in het kader van MWTL. Hiervan hebben de eerste tien jaar betrekking op de periode vóór de verdieping (T0) en de laatste zes jaar op de periode na de uitvoering van de verruiming. Van een gering aantal ontbrekende tellingen van enkele teltrajecten is een waarde geschat door middel van imputing (zie Berrevoets et al. 2003, 2005). Het onderzoeksgebied omvat de Westerschelde tussen de grens met België en de lijn Vlissingen-Breskens.
- Een schatting van de gemiddelde dagelijkse voedselopname per soort ontleend aan Meire et al. (1994).

De consumptie door steltlopers per seizoen is uit deze parameters geschat door per soort het aantal vogeldagen (som van de maandelijkse tellingen x 30.5) te vermenigvuldigen met de gemiddelde dagelijkse voedselopname en vervolgens deze voor alle soorten te sommeren. Om differentiatie aan te brengen is onderscheid gemaakt tussen schelpdieretende steltlopers (Scholekster en Kanoetstrandloper) en overige steltlopers, die naar verwachting vooral wormen en kreeftachtigen eten.

Methode van toetsing

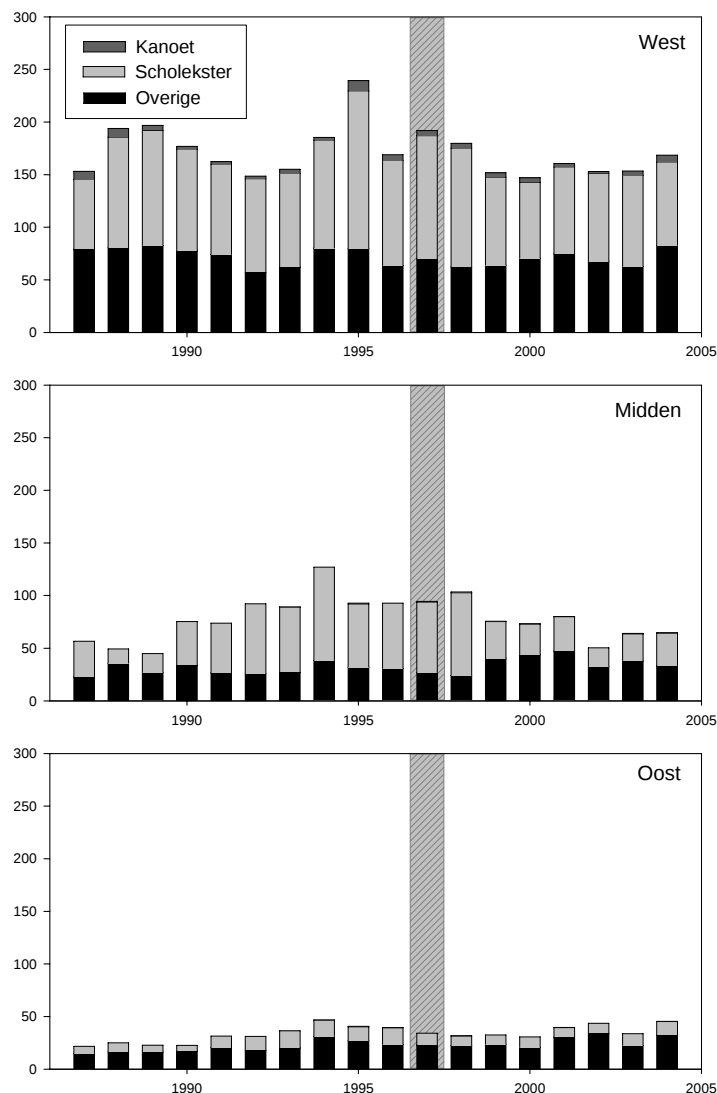
De totale biomassaconsumptie van steltlopers per deelgebied in de tien seizoenen (1987/1988-1996/1997) vóór de verruiming is vergeleken met die in de zeven seizoenen (1998/1999-2004/2005) na de verruiming. De analyse betreft een interpretatie van de zichtbare

veranderingen in de grafieken. Daarbij is specifiek gekeken naar trendbreuken.

2.6.3.3 Resultaten

Figuur 2.6-8 toont de biomassaconsumptie van steltlopers per deelgebied in de seizoenen 1987/1988 t/m 2004/2005, waarbij onderscheid is gemaakt tussen de schelpdiereters (Kanoetstrandloper en Scholekster) en overige steltlopers.

Figuur 2.6-8: Biomassaconsumptie (ton AFDW [=asvrij drooggewicht] per seizoen) door steltlopers in de Westerschelde per deelgebied (boven West, midden Midden, onder Oost) in de in de seizoenen 1987/1988 t/m 2004/2005 (seizoenen lopend van juli t/m juni; 1988 = seizoen 1988/1989 etc.). De verruiming werd uitgevoerd in juli 1997-juli 1998 (gearceerde balk).



Het westelijk deelgebied van de Westerschelde is veruit het belangrijkste voor steltlopers. Daar was de biomassaconsumptie in de zeven seizoenen na de verruiming wat lager dan de tien seizoenen voor de verruiming. Over de hele periode beschouwd veranderde de voedselconsumptie door schelpdiereters regelmatig, in de periode na de verruiming was de biomassaconsumptie duidelijk lager dan in de periode voor de verruiming. De consumptie door overige steltlopers was vrij stabiel.

In het middendeel van de Westerschelde was de totale biomassaconsumptie in de zeven seizoenen na de verruiming gemiddeld lager dan de tien seizoenen voor de verruiming. In de tien seizoenen vóór de verruiming is een toenemende trend in biomassaconsumptie zichtbaar, die na de verruiming niet werd voortgezet. Tussen de seizoenen 1989/1990 en 1998/1999 nam vooral de consumptie door schelpdiereters toe, gevolgd door een abrupte afname in 1999/2000. Vanaf 2000/2001 schommelde de biomassaconsumptie door schelpdiereters op een laag niveau, vergelijkbaar met het niveau van vóór de toename. De biomassaconsumptie van de overige steltlopers was stabiel voor en na de verruiming, maar na de verruiming gemiddelde hoger dan in de jaren vóór de verruiming.

In het oostelijk deel van de Westerschelde nam de biomassaconsumptie tot 1994/1995 toe (nul-ontwikkeling). In de jaren voorafgaand aan de verruiming was er sprake van een lichte daling terwijl na de verruiming de biomassaconsumptie weer steeg. De trend wordt voornamelijk bepaald door de overige steltlopers, die in het oostelijk deel dominant zijn. Over de hele periode (1987/1988 – 2004/2005) is sprake van een positieve trend bij deze soortgroep.

2.6.3.4 Conclusie foerageergebied Steltlopers

In het westelijk en middendeel van de Westerschelde is de totale biomassaconsumptie door steltlopers na de verruiming lager dan in de seizoenen voorafgaand aan de verruiming. Die afname wordt veroorzaakt door een afname van de schelpdiereters (hoofdzakelijk Scholeksters), die niet wordt gecompenseerd door de overige steltlopers. De groep overige steltlopers is vooral in het middendeel duidelijk toegenomen. Hierbij moet worden opgemerkt dat in het middendeel een duidelijke toename heeft plaatsgevonden van de schelpdiereters (hoofdzakelijk Scholekster) ruim vóór de verruiming. In het oostelijk deel, dat relatief gezien weinig bijdraagt aan de totale biomassaconsumptie, fluctueert de totale biomassaconsumptie en is gemiddeld in de jaren na de verruiming even hoog als voor de verruiming.

Op basis van de biomassaconsumptie door steltlopers zijn geen aanwijzingen gevonden die duiden op een verandering t.g.v. de verruiming. Vooralsnog dienen de hypothesen die betrekking hebben op de foerageerfunctie voor steltlopers dus te worden verworpen. Bij de niet-schelpdieretende steltlopers in het middengebied was in drie seizoenen na de verruiming sprake van een duidelijke grotere biomassaconsumptie dan in de seizoenen vóór de verruiming. In diezelfde periode nam de consumptie door schelpdiereters opvallend af; een verband tussen deze twee ontwikkelingen ligt niet voor de hand.

2.6.3.5 Discussie

Er zijn veel factoren die de aantallen in een gebied voorkomende vogels beïnvloeden. In het geval van steltlopers in de Westerschelde gaat het ten dele om factoren die buiten dit gebied spelen, zoals het broedsucces in arctische broedgebieden of strenge winters (met verplaatsingen van vogels naar en uit het Deltagebied).

Factoren die in het estuarium zelf spelen zijn o.a.:

1. droogvalduur en vorm van slikken en platen;
2. beschikbare biomassa van schelpdieren (o.a. broedval en schelpdiervisserij);
3. verstoring door o.a. recreatie

In deel I van het hypothesendocument, paragraaf 2.8 een overzicht te vinden van de morfologische veranderingen in de Westerschelde die in relatie tot de verruiming hebben plaatsgevonden. Hieruit is gebleken dat ten gevolge van de verruiming inderdaad veranderingen hebben plaatsgevonden, niet alleen onder water maar ook in de getijzone. Het gaat hierbij met name om veranderingen die veroorzaakt zouden kunnen worden door veranderde erosie- en sedimentatiepatronen, waardoor met name de hoogteligging van bodem, platen en slikken in de Westerschelde is veranderd.

Door Poot et al. (2003) is een analyse gepresenteerd van de consequenties van deze veranderingen voor de droogvalduur. Hieruit kwam naar voren dat de grootte van de effecten van de verruiming beperkt zijn ten opzichte van de "natuurlijke" ontwikkelingen op lange termijn in de Westerschelde.

Andere belangrijke factoren die het voorkomen van vogels kunnen beïnvloeden zijn de schelpdiervisserij en mogelijk recreatie (verstoring).

Door Poot et al. (2003) is gesignaleerd dat de waargenomen afname van Scholeksters in verband lijkt te staan met een vermindering in aanbod in de kokkelbiomassa.

De relaties tussen de aantallen vogels en foerageergebieden zijn niet eenvoudig. De telgegevens van steltlopers hebben betrekking op vogels op rustplaatsen tijdens hoogwater. Het gebiedsgebruik door vogels van bepaalde platen kan niet direct worden gerelateerd aan fysische en ecologische factoren. Aanbevolen wordt om naast het bestaande monitoringprogramma hier gericht veldonderzoek naar uit te voeren. De gebruikte telgegevens uit het MWTL programma zijn als volledig en betrouwbaar te beschouwen. Voor een nauwkeuriger inschatting van de biomassaconsumptie zou in het vervolg rekening kunnen worden gehouden met het gewichtsverloop van vogels binnen een seizoen.

2.6.4. Foerageergebied Sterns

Langs de Westerschelde bevinden zich diverse broedkolonies van sterns (Grote Stern, Visdief en Dwergstern). Deze kolonies worden beschouwd als een belangrijke natuurwaarde. Mede omdat hier meer dan 1% van de West-Europese broedpopulaties van deze soorten voorkomt, is de Westerschelde aangewezen in het kader van de EG-Vogelrichtlijn en is ook aangemeld voor de EG-Habitatrichtlijn, terwijl delen (o.a. Saeftinghe) zijn aangewezen als beschermd natuurmonument onder de (oude) Natuurbeschermingswet. Deze status vervalt bij de aanwijzing van de Westerschelde als Habitatrichtlijngebied

Grote Sterns broeden in de Westerschelde uitsluitend op de Hooge Platen en foerageren hoofdzakelijk in het mondingsgebied van de Westerschelde en in de Voordelta. Deze soort blijft in dit hoofdstuk daarom verder buiten beschouwing. Visdieven en Dwergsterns die langs de Westerschelde broeden zijn voor hun voedsel (kleine rondvissen en garnalen) aangewezen op de Westerschelde. Daarom zijn ze sterk afhankelijk van het ecologisch functioneren van de Westerschelde. Hierbij spelen zowel fysische (het areaal aan geschikt foerageergebied, het doorzicht van het water) als ecologische aspecten (voedselbeschikbaarheid) een rol. Deze aspecten zouden ten gevolge van de verruimingswerkzaamheden kunnen veranderen. Buiten deze sterns zijn viseters in de Westerschelde uitgesproken schaars.

2.6.4.1 Hypothesen

Twee hypothesen zijn in Stikvoort et al. (2003) opnieuw geformuleerd over het functioneren van de Westerschelde als foerageergebied voor sterns (Visdief en Dwergstern), waarmee de hypothesen van De Jong et al. (1997) zijn komen te vervallen. Het accent van de hypothesen ligt op de kwaliteit van de Westerschelde als broedgebied voor sterns. Dit is in tegenstelling tot hypothese E12a die uitsluitend betrekking heeft op het aanbod aan broedgelegenheid voor sterns (op de Hooge Platen) (zie paragraaf 2.6.1).

HYPOTHESE E16: De foerageermogelijkheden voor zichtjagende viseters (Visdief en Dwergstern) zullen in het westelijk deel van de Westerschelde niet dusdanig veranderen dat dit zal resulteren in een afname van aantallen broedparen en condities van jongen.

HYPOTHESE E18: De foerageermogelijkheden voor zichtjagende viseters (Visdief) zullen in het oostelijk deel van de Westerschelde niet dusdanig veranderen dat dit zal resulteren in een afname van aantallen broedparen en condities van jongen.

Toelichting: de eerder voorspelde sterke afname van het rustige ondiepwatergebied, lijkt niet plaats te vinden. Daarnaast foerageren deze sterns opportunistisch in een ruimer scala aan ecotopen dan rustig ondiepwatergebied.

2.6.4.2 Methode

Interpretatie van de hypothesen

De hypothesen gaan uit van geen of slechts beperkte afname van het areaal geschikt foerageergebieden voor sterns.

Als parameters voor toetsing zijn gebruikt:

1. broedparen per jaar/deelgebied (West, Midden en Oost) van Visdief en Dwergstern.
2. conditie van jonge Visdieven in diverse kolonies langs de Westerschelde, vergeleken met die in andere kolonies in het Deltagebied.

Indien er door het onderhoudsbaggerwerk minder foerageermogelijkheden zijn, kan dit leiden tot een afname van de

populatie. Veranderingen in de foerageermogelijkheden voor volwassen sterns kunnen ook leiden tot veranderingen in de aanvoer van voedsel voor jongen. Dit kan directe gevolgen hebben voor de condities van de jongen. Daarom is hier, evenals als in de voorgaande rapportage (Stikvoort et al. 2003), aanvullende informatie gebruikt, die bij de eerdere rapportages nog onvoldoende voorhanden was:

Data gebruikt voor toetsing

a) Aantal broedparen van sterns

De aantallen broedparen van Visdief en Dwergstern per deelgebied in de Westerschelde in de periode 1979-2005 zijn gebaseerd op monitoringonderzoek in het kader van MWTL (Strucker et al. 2006). Gegevens over aantallen broedende sterns langs de Belgische kust zijn afkomstig van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (Dr. Eric Stienen).

b) Conditie van jonge Visdieven

Als indicator voor de conditie van jonge Visdieven is de verhouding gebruikt tussen gewicht en de lichaamsgrootte. Representatief voor de lichaamsgrootte is afstand van de achterzijde kop tot de snavelpunt: verder "kopsnavel" genoemd. Allereerst zijn alle metingen in het gehele Deltagebied van gewicht en kopsnavel beschreven met een gemiddelde groeicurve. Met deze curve is vervolgens per meting de afwijking van het gemeten gewicht tot het bij een bepaalde grootte verwachte gewicht bepaald en gebruikt als maat voor de conditie. Het gemiddelde van alle afwijkingen in een kolonie is de conditie-index voor deze kolonie. Een afwijking naar boven duidt op relatief goede condities van jonge Visdieven, een afwijking naar beneden op relatief slechte condities. Voor een uitvoeriger analyse/beschrijving van het gebruik van deze data zie Poot et al. (2003).

Voor de analyse waren betrouwbare gegevens beschikbaar van de jaren 1991 (Dirksen & Boudewijn 1991) en 1998 t/m 2005 (Meininger et al. 2006). Ter vergelijking met de situatie in de Westerschelde zijn vergelijkbare gegevens gebruikt uit kolonies in de Oosterschelde, Volkerakmeer, Haringvliet, Grevelingen, Veerse Meer en Voordelta. Een goede vergelijking van de situatie vóór en na de verruiming is in dit geval niet mogelijk doordat vóór de verruiming slechts van één jaar gegevens beschikbaar zijn.

Methode van toetsing

De aantalsontwikkelingen zijn per soort en deelgebied bekeken op trendbreuken ten opzichte van de lange termijn ontwikkelingen ('nul ontwikkeling'). Daarnaast is het aantal broedparen in de vijf jaren (1992-1997) vóór de verruimingswerkzaamheden vergeleken met zeven jaren (1999-2005) na de werkzaamheden (uitgevoerd in de periode juli 1997-juli 1998). De conditie-indices zijn ook door middel van een multiële regressie-techniek gekoppeld aan diverse factoren (bijv. gebied, jaar, weersomstandigheden) (zie Poot et al. 2003).

Nadere onderbouwing van de aannames die ten grondslag liggen aan de hypothese

Een belangrijke aanname bij de opstelling van de oorspronkelijke hypothesen (de Jong et al. 1997) was dat Visdieven en Dwergsterns vooral in rustige ondiepwatergebieden foerageren. In 2002 is in opdracht van het RIKZ door Bureau Altenburg & Wymenga aanvullend veldonderzoek uitgevoerd. Daarbij is het habitatgebruik door sterns rond de Hooge Platen onderzocht (zie Intermezzo en Brenninkmeijer et al. 2002).

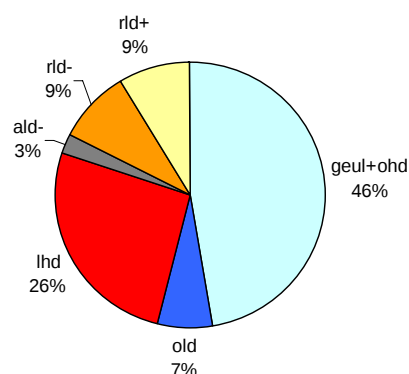
De belangrijkste bevindingen hiervan - binnen MOVE - waren (zie ook Figuur 2.6-9):

- Visdieven zijn tijdens het foerageren meer opportuun: in tegenstelling tot bij de Dwergsterns kon geen verband worden aangetoond tussen de verspreiding en de omgevingsfactoren. Wel lijken ze een voorkeur te hebben voor ondiepe, laagdynamische ecotopen. Hun foerageersucces is significant hoger bij doorzichten boven 180 cm ten opzichte van mindere doorzichten. Kortom: Visdieven lijken het liefst te foerageren in rustig, ondiep en helder water.
- Dwergsterns zoeken hun voedsel zo dicht mogelijk in de buurt van de kolonie. De diepte van het viswater is ook van belang, ze hebben een voorkeur voor ondiep water. Vooral hoogdynamische (hogere stroomsnelheden) ecotopen en de grens van laagdynamische ecotopen zijn van belang. Het doorzicht is ook van belang; bij een doorzicht van meer dan 50 cm is het foerageersucces significant lager dan bij mindere doorzichten. Dwergsterns foerageren schijnbaar het best in ondiep, turbulent en troebel water.

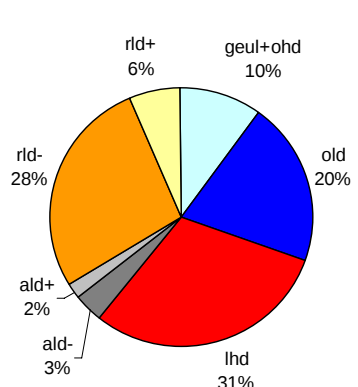
De aanname in de oorspronkelijke hypothesen dat sterns voornamelijk in rustig ondiepwatergebied foerageren is op zijn minst ten dele onjuist. Visdieven hebben inderdaad een voorkeur voor dit ecotoop, maar Dwergsterns juist voor turbulent water. Daarenboven is gebleken dat ook andere ecotopen worden benut.

Figuur 2.6-9: Tijd die Visdief en Dwergstern tijdens systematische waarnemingen foeragerend doorbrachten in de verschillende ecotopen. 'geul+ohd' = (1) Geul /diep water + (2) Ondiep hoog dynamisch; 'old' = (3) Ondiep laag dynamisch; 'lhd' = (4) Litoraal hoog dynamisch; 'ald-' = (5) Laagdynamisch slibarm, onder NAP; 'ald+' = (6) Laagdynamisch slibarm, boven NAP; 'rld-' = (7) Laagdynamisch slibrijk, onder NAP; 'rld+' = (8) Laagdynamisch slibrijk, boven NAP. In ecotoop (9) 'schor' zijn geen foeragerende sterns gezien. De gegevens van de verschillende ecotopen zijn bij elkaar gevoegd wanneer de sterns tijdens een protocol in beide betreffende ecotopen hadden gefoerageerd. De verdeling is gebaseerd op 110 'protocollen' van Dwergsterns en 90 van Visdieven (naar Brenninkmeijer et al. 2002).

Foerageertijd Dwergstern (5,3 uur)



Foerageertijd Visdief (8,0 uur)



2.6.4.3 Resultaten

Aantal broedparen van sterns (Figuur 2.6-10)

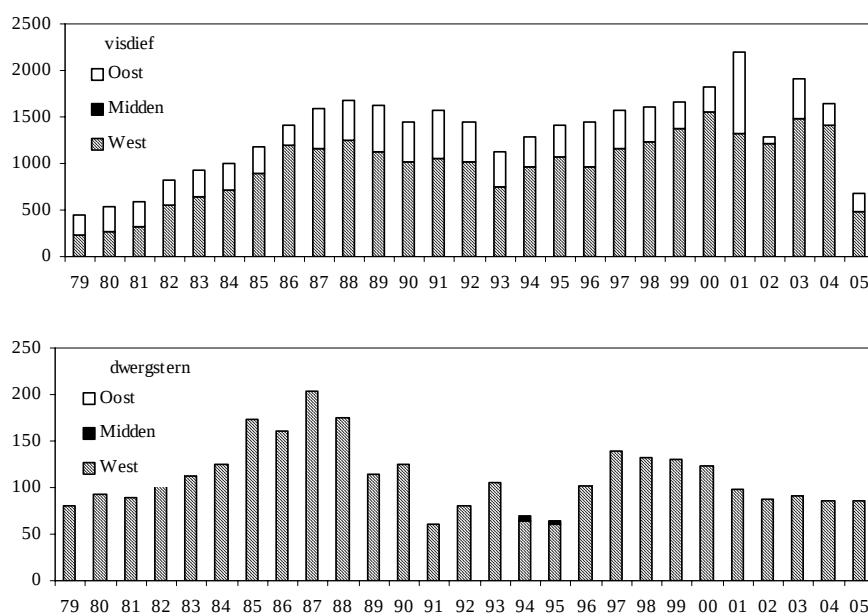
De aantallen Visdieven in het westelijk deel vertoonden een stijgende lijn rond de periode van de verruiming. In de eerste helft van de jaren tachtig was er een toename opgetreden, in 1986-1997 was de populatie vrij stabiel. Vanaf 2000 schommelen de aantallen rond de 1500 broedparen. In 2005 is het aantal sterk afgenomen, met name op de Hooge Platen.

In het middendeel broeden onregelmatig kleine aantallen Visdieven waardoor een toetsing niet mogelijk was.

In het oostelijk deel waren aantallen in de vijf jaar vóór de verruiming vrij stabiel, in de drie jaren na de verruiming traden grote schommelingen op. In 2001 werd het hoogste aantal sinds 1979 vastgesteld en in 2002 het laagste. De enige kolonie in dit deel ligt in het Verdrongen Land van Saeftinghe, waar de vogels vooral broeden op "veek": pakketten aangespoeld plantaardig materiaal die blijven drijven bij hoge waterstanden.

Dwergsterns broeden vrijwel uitsluitend in het westelijk deel van de Westerschelde (Hooge Platen en/of Voorland Nummer Eén). Het aantal broedparen in de jaren 2000-2002 daalde ten opzichte van de jaren 1997-1999. In die jaren was echter sprake van hogere aantallen vergeleken met de periode vóór de verruiming (1991-1996). Vanaf 2002 hebben de aantallen zich gestabiliseerd. In Figuur 2.6-11 is te zien dat de afname in de jaren negentig veroorzaakt is door vogels die in de Belgische kustzone (Zeebrugge) zijn gaan broeden. De afname in Zeebrugge na 2000 wordt echter niet gecompenseerd door een toename in de Westerschelde of elders in het Deltagebied.

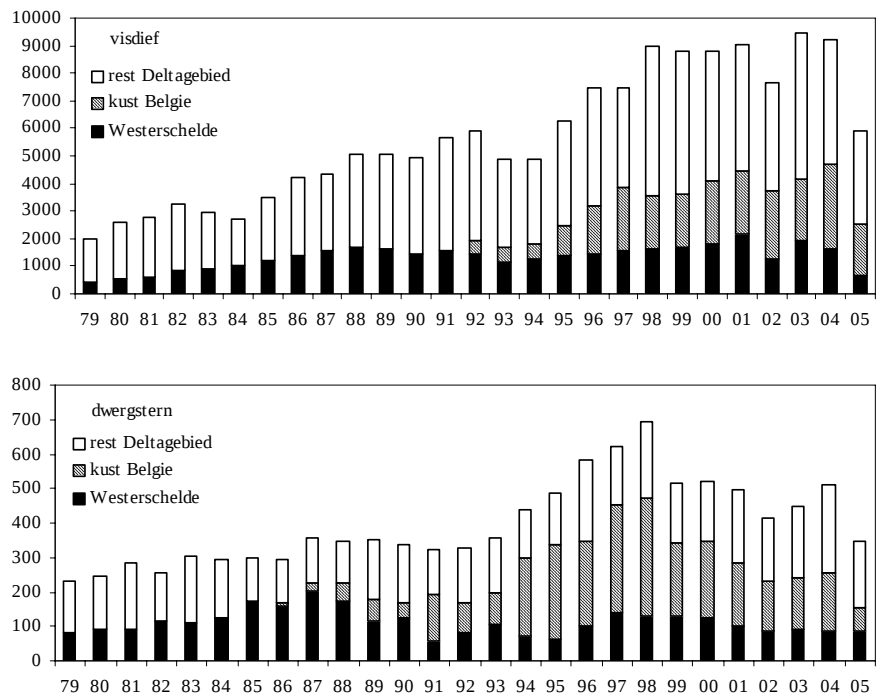
Figuur 2.6-10: Ontwikkeling van het totaal aantal broedparen in de Westerschelde van Visdief en Dwergstern, met een onderverdeling naar de drie deelgebieden.



De ontwikkeling van de aantallen broedparen van sterns in de Westerschelde dienen in een bredere context te worden beschouwd. Visdief en Dwergstern hebben in het hele Deltagebied in de jaren

negentig een toename laten zien (Figuur 2.6-11). De opmerkelijke terugval van de aantallen Visdieven in 2005 trad in het hele Deltagebied op, zij het in mindere mate dan in de Westerschelde (Figuur 2.6-11).

Figuur 2.6-11: Ontwikkeling van het totaal aantal broedparen van Visdief en Dwergstern in de Westerschelde, de rest van het Deltagebied en aangrenzende gebieden



INTERMEZZO Onderzoek naar habitatgebruik door sterns

Door Bureau Altenburg & Wymenga is in 2002 in opdracht van RIKZ een onderzoek uitgevoerd naar het habitatgebruik van sterns tijdens het broedseizoen rond de Hooge Platen (Brenninkmeijer et al. 2002). Er werd gekeken waar de sterns foerageerden en wat hun foerageersucces was. Deze gegevens zijn in verband gebracht met doorzicht, stroomsnelheden, ecotooptype en waterdiepte. Daarnaast is ook gekeken naar de rol van veerboten en andere schepen bij het foerageren van de sterns. De verspreiding van sterns in het westelijke deel van de Westerschelde is in 1995 ook al eens (maar minder gedetailleerd) bestudeerd (Arts & Meininger 1995) en kon dienen als vergelijkingsmateriaal.

Het veldwerk omvatte twee delen:

ruimtelijke verspreiding van foeragerende sterns

Om de verspreiding van foeragerende sterns in het westelijke deel van de Westerschelde in kaart te brengen zijn foeragerende sterns gekarteerd (per kilometerhok). Ook is het doorzicht op de foerageerplaatsen bepaald. Tijdens dit veldwerk is ook gekeken naar sterns die foerageren achter de veerboot Vlissingen-Breskens en andere passerende schepen.

2) foerageergedrag en –succes van sterns.

Vanaf verschillende locaties zijn foeragerende sterns in detail bestudeerd. Tijdens de zogenaamde foerageerprotocollen is het aantal (al dan niet succesvolle) duiken en de eventueel gevangen prooien genoteerd. Ook bij dit onderdeel is het doorzicht bepaald op de foerageerplaatsen.

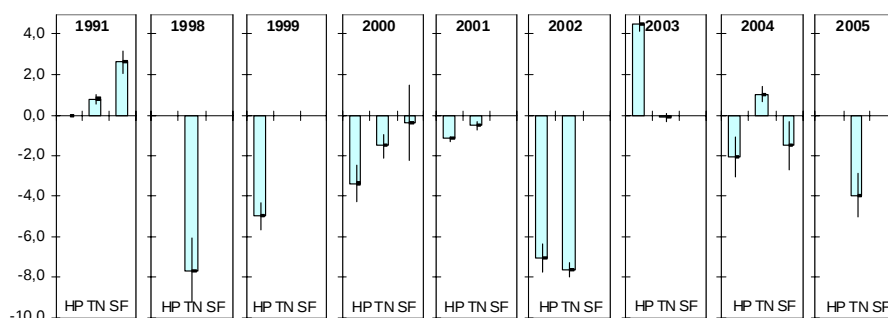
Naast de voor MOVE relevante resultaten die al in de hoofdtekst zijn genoemd zijn de volgende resultaten noemenswaard:

Het aantal foeragerende Visdieven en Dwergsterns in het westelijke deel van de Westerschelde is

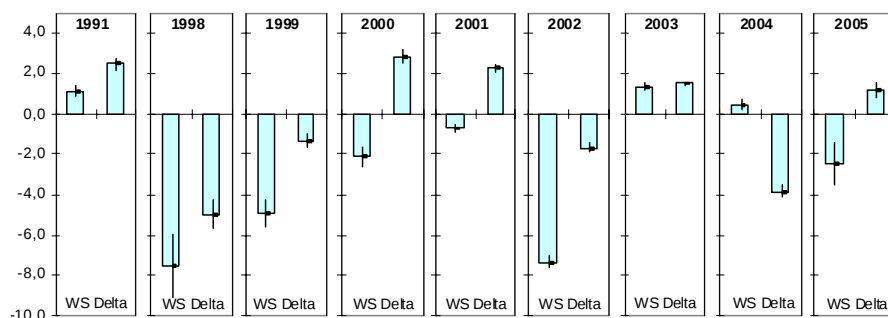
duidelijk afhankelijk aan het aantal broedparen. De ruimtelijke verdeling van foeragerende sterns blijkt tussen de opnames in 1995 en 2002 geen significante verschillen te vertonen.

De Dwergsterns foerageerden het dichtst bij hun kolonie(s). In 2002 bevond zich alleen een kolonie aan de zuidkust van de Westerschelde (bij Nummer Een). In 1995, toen de belangrijkste kolonie zich nog op de Hooge Platen bevond foerageerden ze nabij de plaat. In 2002 waren ze voornamelijk ten zuiden van de Hooge Platen nabij de kustlijn foeragerend waar te nemen. Visdieven bleken zich in beide jaren vooral langs de westelijke helft van de Hooge Platen te concentreren, terwijl de Grote Stern in beide jaren vooral in bescheiden aantallen rond de oostzijde van de Spijkerplaat concentreerde. Dwergsterns en Grote Sterns bleken nauwelijks in het kielzog van schepen te foerageren, maar Visdieven wel. Deze soort foerageerde regelmatig én succesvol achter de veerboot Vlissingen-Breskens (grote veerboten in maart 2004 uit de vaart genomen), terwijl dat bij andere schepen veel minder het geval was.

Figuur 2.6-12: Conditie-index van visdiefkuikens in kolonies in de Westerschelde, Indices zijn gegeven per kolonie en per jaar, met standaardfouten (SE's). Per jaar van links naar rechts: Hooge Platen (HP), Sluiscomplex Terneuzen (TN) en Saeftinge (SF).



Figuur 2.6-13: Conditie-index van visdiefkuikens met standaardfouten (SE's) in de Westerschelde (WS) en de rest van het Deltagebied (Delta), weergegeven voor de jaren 1991 en 1998 t/m 2005.



Conditie-index van visdiefkuikens

De conditie-index van de visdiefkuikens in de verschillende kolonies in de Westerschelde is weergegeven in Figuur 2.6-12. Over deze reeks van jaren was de conditie in 1991 significant hoger dan in latere jaren (T-toets: $t=4,57$; $p<0,001$). Vooral in 1998, 1999, 2002 en in 2005 was de gemiddelde conditie slecht. De gegevens uit 1998 en 2005 hebben echter alleen betrekking op de kolonie van Terneuzen en maken een vergelijking daarom moeilijk. Tussen 1999 en 2001 nam de gemiddelde conditie van jonge Visdieven jaarlijks toe. In 2002 was er in alle westerscheldekolonies sprake van een sterke terugval in de conditie van de opgroeiende jongen.

De gemiddelde jaarlijkse conditie van de visdiefkuikens in de verschillende watersystemen is weergegeven in Figuur 2.6-13. Ten opzichte van de andere watersystemen hadden opgroeiende

visdiefkuikens in de Westerschelde jaarlijks (m.u.v. 1991 en 2004) een slechtere conditie (Tulp et al. 2001; Meininger et al. 2006). In 2003 lag de conditie-index dicht bij index van de rest van het Deltagebied, in 2004 erboven en in 2005 eronder. Een duidelijke trend in conditie is niet zichtbaar. De door Poot et al. (2003) uitgevoerde analyse kon slechts 11 % van de gevonden variantie verklaren. Dit geeft aan dat andere tot dusver onbekende factoren in belangrijke mate de conditie van de kuikens bepalen, te denken valt aan voedselbeschikbaarheid en -vangbaarheid en belasting met contaminanten. Voor een discussie over mogelijke effecten van verontreinigingen in de visdiefkolonie bij Terneuzen wordt verwezen naar van den Heuvel-Greve et al. 2003).

Verschillen in conditie van jonge Visdieven tussen de watersystemen kunnen eventueel het gevolg kunnen zijn van verschillen in fysische omstandigheden. De Westerschelde kent de meest geëxposeerde omstandigheden (grote, open watervlakten) waardoor foerageeromstandigheden voor de adulten hier slechter zouden kunnen zijn.

2.6.4.4 Conclusie foerageergebied Sterns

Visdieven in het westelijk deel broedden na de verruiming een aantal jaren in hogere aantallen dan in de vijf jaren vóór de verruiming, in 2005 echter waren de aantallen aanmerkelijk lager. De afname van de aantallen Visdieven in 2005 speelde in vrijwel het gehele Deltagebied, maar ook in Zeebrugge: vermoedelijk zijn veel vogels niet tot broeden gekomen, de eileg werd laat gestart en het broedsucces was vrijwel overal gering (Meininger et al. 2006). Dit duidt op een ongunstige voedselsituatie, die niet alleen optrad in de Westerschelde.

In het oostelijk deel van de Westerschelde waren aantallen in de vijf jaar vóór de verruiming vrij stabiel, in de jaren na de verruiming traden grote schommelingen op. Een duidelijk trend is niet te onderscheiden. Het aantal broedparen van de Dwergstern in het westelijk deel van de Westerschelde was na de verruiming vergelijkbaar met de aantallen in de jaren vóór de verruiming.

Er zijn tot nu toe geen aanwijzingen dat de verruimingswerkzaamheden effect hebben gehad op het aantal broedparen van Visdieven en Dwergsterns in de Westerschelde.

In de meeste jaren is in de Westerschelde een slechtere conditie van visdiefkuikens vastgesteld dan in de rest van het Deltagebied; een verband met de verruiming is niet te leggen. Wel is het opvallend dat de condities van jonge Visdieven in de Westerschelde gemiddeld significant lager zijn dan die in de andere watersystemen.

Er zijn nog geen aanwijzingen dat de ontwikkelingen in aantallen broedende Visdieven en Dwergsterns en in de condities van Visdieven afwijken van de hypothesen E16 en E18 ("De foerageermogelijkheden voor Visdief en Dwergstern zullen niet dusdanig veranderen dat dit zal resulteren in een afname van aantallen broedparen en condities van jongen."). Deze hypothesen worden niet verworpen.

2.6.4.5 Discussie

Uit de speciale veldstudie bleek dat sterns niet voornamelijk afhankelijk zijn van rustig ondiepwatergebied. Visdieven hebben inderdaad enige voorkeur voor dit ecotoop, maar Dwergsterns niet. Daarnaast benutten beide soorten ook andere ecotopen als foerageergebied.

De afname areaal rustig ondiep water zou een indirect effect kunnen hebben. Dit ecotoop is van belang als 'kinderkamer' voor jonge vis en garnaal. Eventuele afname van deze soorten zou de voedselbeschikbaarheid voor sterns kunnen aantasten.

Van de Grote Stern is bekend dat zij voornamelijk in de Voordelta foerageren. Morfologische veranderingen in de Westerschelde zullen dus geen effect hebben op foeragerende Grote Sterns. Deze soort is dan ook niet behandeld in dit hoofdstuk. Met name de Visdief zou gevoelig kunnen zijn voor veranderingen in deze ecotopen in de Westerschelde; toch laat ook deze soort in de Westerschelde een ontwikkeling zien die niet afwijkt van die in de rest van het Deltagebied. Eventuele negatieve effecten op overleving van volwassen vogels en het reproductiesucces zijn niet snel zichtbaar in het aantal broedparen. De Visdief is een langlevende soort die bovendien redelijk trouw is aan een eenmaal gekozen broedgebied.

De slechte condities van jonge Visdieven ten opzichte van kuikens in andere zijn echter wel opvallend en het is raadzaam deze te blijven volgen.

De gebruikte parameters zijn eenvoudig te meten. Het aantal broedparen is gebaseerd op waarnemingen uit het MWTL-programma en deze worden reeds lange tijd verzameld. De metingen aan de conditie van jonge Visdieven zijn sinds 1998 in het kader van aanvullend onderzoek naar het functioneren van broedgebieden van kustbroedvogels verzameld. De uitgevoerde analyses hebben aangetoond dat deze gegevens goed en betrouwbaar te gebruiken zijn. Het verdient daarmee aanbeveling deze metingen ook in de toekomst jaarlijks in een aantal kolonies te verzamelen.

3. Chemische hypothesen

3.1 Inleiding chemie

Voor natuur, visserij en recreatie is een goede waterbodemkwaliteit een belangrijke randvoorwaarde voor optimaal functioneren. De waterbodem van de Zee- en Westerschelde is in de loop der jaren opgeladen met verontreinigingen uit een groot aantal bronnen in het Scheldebekken. De meeste verontreinigingen zitten opgeslagen in de waterbodem van de Zeeschelde en het oostelijk gedeelte van de Westerschelde. Richting zee neemt de waterbodemkwaliteit toe. De voorgenomen activiteit van de tweede verruiming houdt in dat de drempels zijn verdiept en worden onderhouden en dat een gedeelte van de baggerspecie vanuit de oostelijke baggergebieden (zie figuur 4.1) wordt gestort in stortplaatsen in het midden en westelijk deel. De verwachting van het plan van aanpak MOVE (De Jong et al, 1996) was dat deze activiteiten de waterbodemkwaliteit van het westelijk deel zou kunnen verslechteren: er is immers mogelijk verontreinigd slib uit het oostelijk deel verplaatst naar het schonere westelijke deel. Om de gevolgen van de bagger&stortactiviteiten voor de chemische waterbodem en waterkwaliteit van het westelijke deel van de Westerschelde aan te kunnen geven zijn vier hypothesen opgesteld. Deze vier hypothesen worden getoetst aan de waargenomen ontwikkeling van de water en waterbodemkwaliteit.

Verontreiniging van de waterbodem

De rivier de Schelde en haar zijrivieren zijn lange tijd gebruikt als afvoer voor allerlei afvalwater. Het rivierwater en de waterbodem raakten daardoor opgeladen met gebiedsvreemde stoffen. De verontreiniging kende een piek in de zestiger jaren als resultaat van een aanzienlijke welvaartsgroei en explosieve toename van industriële en havenactiviteiten die het bekken van de Schelde na de tweede wereldoorlog doormaakte. De bodem van de Westerschelde is vooral in en vanaf die tijd verontreinigd geraakt met zware metalen en organische verbindingen zoals PAK's, PCB's en pesticiden. De piek in verontreiniging in de zestiger jaren viel ook min of meer samen met de eerste grote toegankelijkheidswerken om de bereikbaarheid van de haven van Antwerpen voor de steeds grotere zeeschepen mogelijk te maken.

Sinds de jaren 60 van de twintigste eeuw is ook het besef gegroeid dat het watersysteem niet ongebreideld kan worden belast met milieuverontreinigende stoffen en sindsdien is een enorme saneringsoperatie gestart aan de bron (sanering industriële lozingspunten, aansluiting van huishoudens op het riool en inrichting van RWZI's) en van de waterbodem (o.a. slibverwijdering in de Beneden Zeeschelde). Hierdoor is de aanvoer van rivierslib naar de Westerschelde verminderd (Salden, 1998) en de kwaliteit van de

waterbodem van de Zeeschelde klasse 2 van de NW4 geworden (Aquasense, 2004).

3.1.1. Hypothesen

In plan van aanpak van MOVE (De Jong et al, 1997) zijn 4 hypothesen geformuleerd over de ontwikkeling van de water en waterbodembodemkwaliteit van de Westerschelde:

HYPOTHESE C1: In de bodem (beneden NAP -2 m) van het westelijk deel van de Westerschelde zullen de gehalten aan microverontreinigingen niet significant toenemen; de uniforme gehaltetoets zal niet worden overschreden.

Toelichting: C1 richt zich op de ontwikkeling van de waterbodembodemkwaliteit in het westelijke deel van de Westerschelde. De hypothese is ingegeven door het feit dat de waterbodembodemkwaliteit van oost naar west verslechtert. De achterliggende gedachte was dat het opbaggeren van specie uit de oostelijke baggervakken en het storten ervan in de westelijke stortvakken de kwaliteit van de waterbodem in het westelijk deel mogelijk zou verslechteren.

HYPOTHESE C2: Op de platen, slikken en schorren in de omgeving van de stortlocaties zullen de gehalten aan microverontreinigingen niet significant toenemen; de uniforme gehaltetoets zal niet overschreden worden.

Toelichting: De onderliggende gedachte bij C2 was dat door het storten van mogelijk verontreinigd materiaal uit de oostelijke baggervakken de waterbodembodemkwaliteit van het intergetijdengebied rond de stortplaatsen zou kunnen verslechteren.

HYPOTHESE C3: De Waterkwaliteit van de Westerschelde, zal, rekening houdend met "natuurlijke" fluctuaties niet verslechteren ten opzichte van de huidige situatie.

Toelichting: C3 is geformuleerd om de verwachting te toetsen dat de waterkwaliteit mogelijk zou verslechteren door twee processen die samenhangen met de verruiming:

- *Het in suspensie brengen van verontreinigd materiaal uit de oostelijke baggervakken tijdens het baggeren en storten.*
- *Het mogelijke binnendringen van het troebelheidsmaximum in de monding vanuit het Scheur waardoor mogelijk verontreinigde baggerspecie uit de havens van Zeebrugge in de Westerschelde komen.*

HYPOTHESE E1: De verruimingswerkzaamheden zullen niet tot op grote schaal leiden tot een verhoogd zuurstofgebruik in de waterkolom van de Westerschelde als gevolg van versnelde mineralisatie van gebaggerd organisch materiaal; hooguit zal zeer lokaal kortdurend een verlaging optreden.

Hypothese E1 is geformuleerd om te toetsen of het (extra) storten van aanleg- en onderhoudspecie niet zou leiden tot een verhoogde zuurstof vraag van het water. Het meestal zuurstofloze waterbodembodemmateriaal zal immers oxideren zodra het in aanraking komt met zuurstofrijk oppervlaktewater.

3.2 Waterbodembodemkwaliteit

3.2.1. Hypothese C1

HYPOTHESE C1: In de bodem (beneden NAP -2 m) van het westelijk deel van de Westerschelde zullen de gehalten aan microverontreinigingen niet significant toenemen; de uniforme gehaltetoets zal niet worden overschreden.

Toelichting (De Jong et al, 1997): de bodembodemkwaliteit in de Westerschelde neemt over het algemeen toe van het oosten naar het westen. Het storten van bodemmateriaal uit het oosten in het westen heeft tot gevolg dat de waterbodembodemkwaliteit in het westen zal verslechteren. De effecten van deze verslechtering zullen naar verwachting echter klein zijn. Het meeste gebaggerde drempelmateriaal is namelijk klasse 1 specie en ecotoxologische effecten zijn niet aangetoond. Voorts zal naar verwachting de waterbodembodemkwaliteit van de Westerschelde in de toekomst verder toenemen als gevolg van saneringsmaatregelen in het stroomgebied. De toetsing geschiedt m.b.v. kwaliteitsklasse volgens waterbodembodemnormering Nota waterhuishouding 4.²

Methode

Hypothese C1 veronderstelt dat er verontreinigde specie uit de oostelijke baggervakken in de westelijke baggervakken is gestort. De eerste stap in de toetsing van C1 is om deze veronderstelling te verifiëren: Is er werkelijk verontreinigd materiaal uit de oostelijke baggervakken naar het westen verplaatst en in welke stortvakken is dit verontreinigd materiaal terechtgekomen?

Als er inderdaad verontreinigde specie in de westelijke stortvakken is gestort is het vervolgens zinvol de hypothese te toetsen. De toetsing vindt in tweeën plaats:

1. Bepaling van de trend van de microverontreinigingen waarbij “niet significant zal toenemen” hier wordt uitgelegd als: niet sterker toenemen dan op grond van het verloop voorafgaand aan de verruiming kan worden verondersteld.
2. Toetsing aan de Uniforme gehaltetoets.

Verplaatsing Verontreinigde baggerspecie van oost naar west

Uit de drempel van Bath is specie gebaggerd dat naar de westelijke stortplaatsen is verplaatst. Om inzicht te krijgen in mogelijke gevolgen van deze verplaatsing is het zinvol te achterhalen:

² In de oorspronkelijke toelichting werd toetsing volgens de normering van de Evaluatienota Water voorgesteld. Deze normering is inmiddels opgevolgd door de normering van de NW4 en de Chemie Toxiciteit Toets (CTT) uit 2004. Aangezien het zinvol is te weten of de kwaliteit van de monsters voldoet aan de eisen van geldend beleid zou toetsing volgens CTT voor de hand liggen, maar daarvoor is analyse van de parameter Tributyltin (TBT) noodzakelijk. Analyse van TBT zit niet in het pakket van de waterbodemmonsters. Daarom is gekozen om te toetsen aan de uniforme gehalte toets van de NW4.

- Hoeveel sediment er vanuit de drempel van Bath naar de westelijke stortplaatsen is gebracht
- Hoe de specie uit de drempel van Bath is verdeeld over de westelijke stortplaatsen en wat het volumeaandeel verontreinigde specie per stortvak is.
- Hoeveel (niet verontreinigd) sediment van andere locaties dan Bath op de westelijke stortplaatsen is gestort.

Het resultaat is vermeld in de onderstaande tabel.

Tabel 3.2-1: Overzicht verdeling tussen 1996 en 2002 van de baggerspecie uit de drempel van Bath over de westelijke stortvakken

Stortplaatsen	Hoeveelheid in Mm ³ afkomstig uit de drempel van Bath	Aandeel drempel van Bath op totaal gestort op betreffende locatie
Ebschaar Everingen	0,5	16%
Ellewoutsdijk EB	0,3	10%
Ellewoutsdijk VL	0,3	8%
Sch v.d.Spijkerplaat VL	0,2	6%
Sch.v.d.Spijkerplaat EB	0,2	4%
Totaal	1,4	6%

In totaal is 23,2 Mm³ van de oostelijke drempels in de westelijk stortgebieden gestort. Deze 23,2 Mm³ is afkomstig van 9 baggergebieden, waarvan de Drempel van Hansweert verreweg de grootste bijdrage levert (40% van het totaal). De bijdrage uit de drempel van Bath aan het totaal is 1,4 Mm³ of te wel 6%.

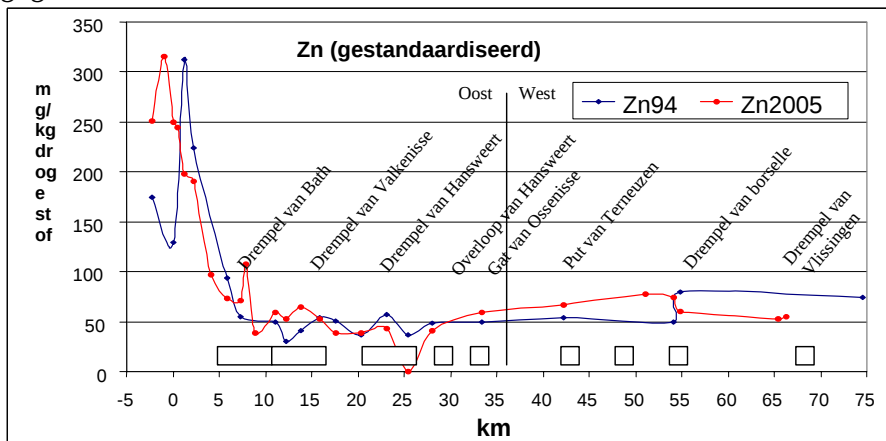
Het materiaal van de drempel van Bath is min of meer, zie Tabel 3.2-1, gelijkelijk verdeeld over de stortplaatsen Everingen, Ellewoutsdijk en de Schaar van de Spijkerplaat. Voor deze stortplaatsen varieert het aandeel uit de drempel van Bath op de totale hoeveelheid gestort materiaal tussen de 4 en 16%

Is de verplaatste baggerspecie wel verontreinigd

De veronderstelling onder C1 is verder dat de waterbodembodemkwaliteit van de oostelijke baggerlocaties slechter is dan die van de meer westelijk gelegen locaties.

Analyse van de gehalten van de individuele bemonsteringslocaties laat zien dat alleen de oostzijde van de drempel van Bath verhoogde gehalten kent (monsterlocaties 15 en 16). Als voorbeeld zijn in Tabel 3.2-2 de zink gehalten langs van de grens (km 0) tot Vlissingen (km65) gegeven.

Tabel 3.2-2: Verloop van de zinkgehalten van de baggerspecie stroomafwaarts langs de rivieras. 0 Km is de Belgisch Nederlandse grens. Alleen de oostzijde van de drempel van Bath kent verhoogde gehalten

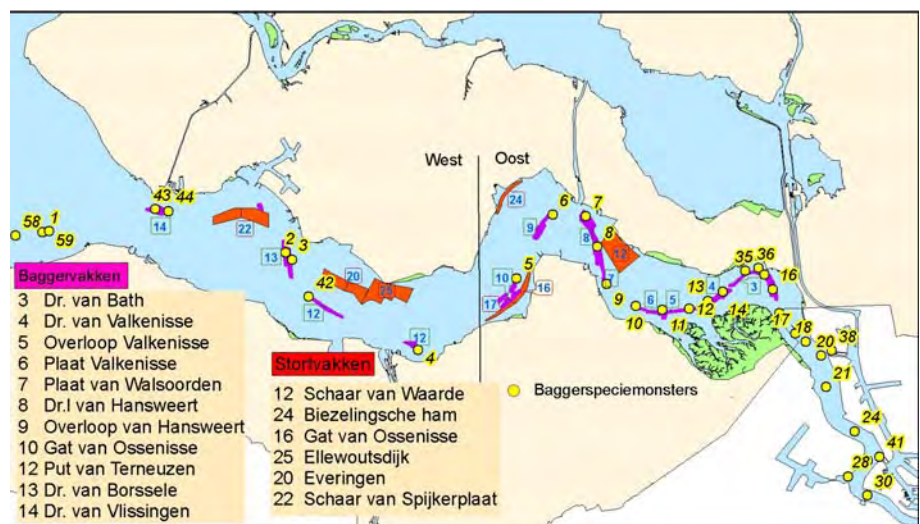


Het bovenstaande ondersteunt de veronderstelling onder C1: Er is verontreinigd materiaal uit de oostelijke baggervakken naar de westelijke stortvakken getransporteerd, maar de verontreiniginggraad is waarschijnlijk gering en de specie te goed verspreid om de waterbodembodemkwaliteit op en rond de westelijke stortplaatsen daadwerkelijk te beïnvloeden. Beïnvloeding kan echter niet worden uitgesloten vandaar dat vervolgens hypothese C1 is getoetst.

3.2.1.1 Beschikbare data

Voor het toetsen van C1 is geen aparte monitoring opgezet. De enige beschikbare data zijn die van de monsters die jaarlijks door de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM)(gele nummers). De getrokken grens tussen het oostelijk en westelijk deel komt overeen met de grens tussen het westelijke en midden gedeelte in de drie-indeling west-midden-oost in die MOVE wordt gehanteerd.

Figuur 3.2-1: Locaties baggerspeciebemonstering Vlaamse Milieumaatschappij (VMM)(gele nummers). De getrokken grens tussen het oostelijk en westelijk deel komt overeen met de grens tussen het westelijke en midden gedeelte in de drie-indeling west-midden-oost in die MOVE wordt gehanteerd.



Representativiteit van de data.

De monsters uit het westelijke deel van de Westerschelde die zijn gebruikt om de hypothese te toetsen zijn afkomstig van de drempel en "overige" baggerlocaties in het westen en zijn daarom niet representatief voor de waterbodembodemkwaliteit van het westelijke deel van de Westerschelde maar slechts voor de waterbodembodemkwaliteit van de hoogdynamische diepe geulen in het westen. Ze zijn niet representatief voor de overige zones onder de laagwaterlijn zoals bijvoorbeeld laagdynamisch diep of ondiep water. Terwijl in laagdynamisch ondiep water rond de stortplaatsen de grootste veranderingen in waterbodembodemkwaliteit zijn te verwachten: Daar kan mogelijk verontreinigd slib sedimenteren. De monsters vertegenwoordigen kortom geen representatieve doorsnee van waterbodems van de Westerschelde beneden de laagwaterlijn.

Toetsingmethode

1) Toetsing Uniform Gehalte Toets (UGT).

De Vlaamse Milieu Maatschappij heeft voor alle monsters een toetsing van de UGT uitgevoerd sinds 1994. Hiervoor worden de gehalten van 47 verontreinigende stoffen gebruikt. Het merendeel van de gevonden overschrijdingen van de UGT wordt veroorzaakt door te hoge gehalten spoormetalen, PCB's en PAKs.

2) Trendbepaling

De resultaten van de UGT zijn als uitgangspunt genomen. Er is dus alleen verder gegaan met de stoffen die ooit een overschrijding van de UGT veroorzaakten.

Deze stoffen zijn op basis van milieuchemie te groeperen in een aantal clusters van vergelijkbaar gedrag. Baggelaar et al. (1999) hebben aangetoond dat de indeling in clusters van vergelijkbaar milieuchemisch gedrag statistisch is aan te tonen, de trend van een enkele stof beschrijft de trend van het cluster als geheel. Dit schept de mogelijkheid om het gedrag van de stoffen uit een clusters te beschrijven met van één van de stoffen. Van elk van clusters met een of meer stoffen die ooit een overschrijding van de UGT veroorzaakten (6 stuks) is voor de hypothesetoetsing een stof gekozen als clustervertegenwoordiger. De geselecteerde stoffen zijn:

Stofgroep	Gekozen representant(1)
Nikkel en zink	Nikkel en zink(2)
Cadmium, kwik, koper en lood	Lood
Chroom en arseen	Chroom
Lichte PAKs: B(a)A, Fen, Pyr, ant, chr en Fla	B(a)A
Zware PAKs B(ghi)Pe, BaP, InP, DbahA, BkF, BbF	B(ghi)Pe
PCB's	PCB101

1. *Als representant voor elke groep is die stof gekozen waarvan de meeste analyses boven de detectielimiet uitkomen*
2. *In de jaren na 1999 zijn zink en nikkel duidelijk andere patronen gaan vertonen. Beide stoffen zijn daarom apart beschouwd.*

De gehalten van de 7 representatieve stoffen zijn vervolgens gecorrigeerd voor variatie in bodemsamenstelling. Hiervoor zijn alle analyses gestandaardiseerd tot een uniforme samenstelling van een waterbodem met 10% organisch materiaal en 25% slib.

Van de geselecteerde stoffen zijn de gehalten voor de drie monsterlocaties in het westelijk deel (locaties 2,3 en 4) voor de jaren 1991 –2005 beschouwd. Voor elk van de stoffen is met een significantieniveau van 95% bepaald dat er geen verschillen zijn in de gemiddelde gehalten van de 7 stoffen en dat, met ander woorden, de analyses van de locaties 2,3 en 4 als een groep mogen worden beschouwd.

Vervolgens zijn de gehalten van de drie locaties uitgezet tegen de tijd. Bij aanwezigheid van een visuele trend zijn de gehalten van de

beschouwde stof voorzien van een lineaire trend gebaseerd op de gehalten uit de jaren 1990-1996 met een 95% voorspelinterval (zie appendix in de inleiding hypothesedocument). Als de gehalten in de periode 1996-2005 vervolgens (lineair) stijgen naar waarden buiten het voorspelinterval is er sprake van een significante verslechtering.

3.2.1.2 Resultaat

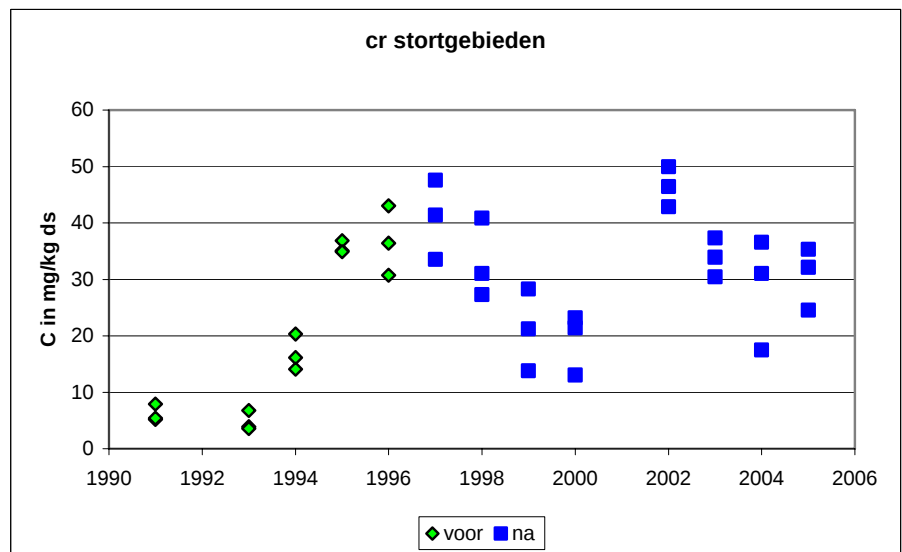
1. Toetsing UGT

Alle monsters van de locaties 2,3 en 4 voor de periode 1994 – 2004 voldoen aan de UGT. Het eerste deel van de hypothese C1 is daarmee geaccepteerd.

1. Trendbepaling

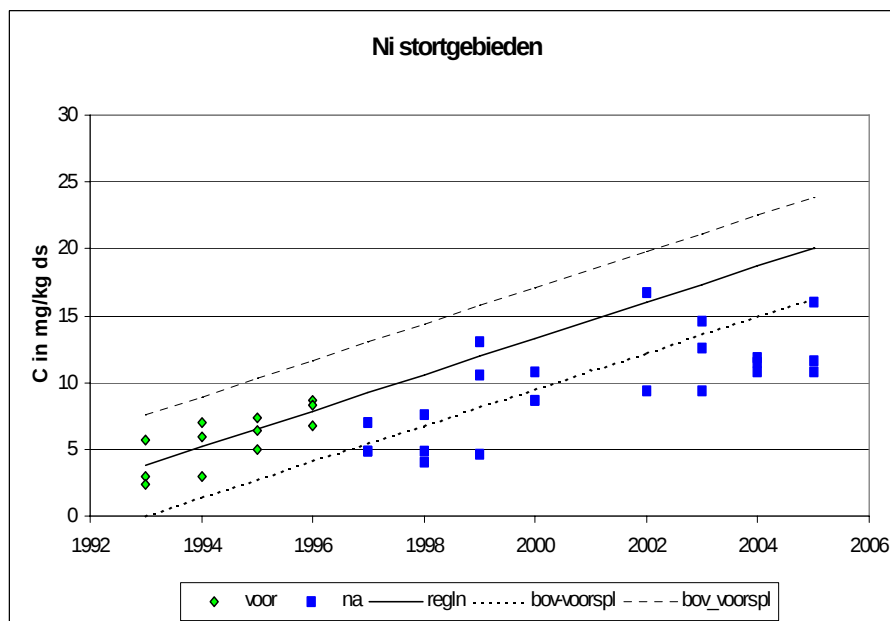
De trendbepaling laat zien dat vijf van de zeven stoffen (lood, zink, PCB101, Benzo(ghi)peryleen en Benzo(a)apyreen) een stabiele of dalende trend tussen 1991 en 2005 vertonen. Verondersteld wordt dat alle stoffen in de bijhorende clusters dezelfde stabiele of dalende trend vertonen. Voor deze stoffen wordt hypothese C1 aangenomen. De gehalten van Chroom en Nikkel (Fig. 3 en 4) daarentegen vertonen een stijgende trend. Deze trend vond echter plaats voor de verruiming. Ook voor chroom wordt hypothese C1 daarom aangenomen. De oorzaak van de veranderingen ligt niet bij de verruiming.

Figuur 3.2-2: Gestandaardiseerde chroom gehalten van drie westelijke baggerlocaties tussen 1993 en 2005



De gehalten van nikkel, Figuur 3.2-3, nemen toe over de gehele periode. Deze toename geldt niet alleen voor de westelijke stortgebieden maar voor de gehele Westerschelde en was al begonnen in begin jaren 90.

Figuur 3.2-3: Gestandaardiseerde nikkel gehaltes van drie westelijke baggerlocaties tussen 1993 en 2005



Op basis van een trendanalyse is een regressielijn met een 95% voorspelinterval opgesteld en in de data geplot (zie Figuur 3.2-3). Uit de figuur blijkt dat de gehalten tussen 1996 en 2005 minder snel stijgen dan op basis van de trend van de eerste 4 jaar kon worden verwacht. De hypothese C1 wordt dus aangenomen, want al stijgen de gehalten van nikkel significant, ze stijgen niet sneller dan op basis van een lineaire trend voorafgaand aan de verruiming kon worden verwacht. Ook voor nikkel wordt hypothese C1 daarom aangenomen. De oorzaak van de veranderingen ligt niet bij de verruiming

INTERMEZZO:

Verhoging van de gehalten chroom en nikkel in de waterbodem kunnen worden veroorzaakt worden door:

- Afname van de uitwisseling met het bovenstaande water wanneer, als gevolg van saneringen van zuurstofbindende stoffen, de bovenste dunne laag waterbodem verandert van zuurstofloos naar zuurstofhoudend. Deze ontwikkeling is de afgelopen jaren gebeurd in Schelde stroomgebied.
- Sedimentatie van waterbodemmateriaal met verhoogde gehalten van elders. De bron van dit materiaal kan "natuurlijk" zijn dwz vanuit de rivier stroomopwaarts aangevoerd of bagger- en stortactiviteiten.
- Welk van deze bronnen de veroorzaker is van de verhoogde nikkelgehalten is zonder nader onderzoek niet vast te stellen.

3.2.1.3 Conclusie hypothese C1

De toetsing is gebaseerd op analyse van de gehalten in baggermonsters van de drempels uit het westelijke deel van de Westerschelde. Deze monsters zijn echter slechts representatief voor de waterbodemkwaliteit van de hoogdynamische geulen. Er zijn geen monsters beschikbaar van laagdynamisch ondiep water rond de stortgebieden terwijl juist in die zones gunstige omstandigheden voor sedimentatie van rivierslib, met de daaraan gekoppelde microverontreinigingen kunnen voorkomen. De bemonstering is dus niet representatief gebeurd en het hieronder beschreven toetsingsresultaat geldt alleen voor de hoogdynamische drempels.

Toetsing aan de uniforme gehalte toets

Alle monsters van de locaties 2,3 en 4 voor de periode 1994 – 2004 voldoen aan de UGT. Het eerste deel van de hypothese C1 is daarmee geaccepteerd.

Trendbepaling

Er is een visuele trendbepaling uitgevoerd op 7 van de 47 geanalyseerde stoffen. Deze 7 zijn elk representatief voor een van de stofgroepen waarin overschrijdingen van de UGT zijn geconstateerd en die onderscheiden kunnen worden (zie Baggelaar et al., 1999). De zeven zijn: lood, zink, nikkel, PCB101, chroom, B(ghi)peryleen en Benzo(a)pyreen. 6 van de 7 stoffen vertonen geen trendverandering na 1996. Alleen nikkel vertoont een stijgende trend, maar deze trend zette al in voorafgaand aan de verruiming en de gehalten van nikkel stegen tussen 1996 en 2005 daarbij minder hard dan op basis van de trend tussen 1993 en 1996 is voorspeld. Dus ook voor nikkel wordt de hypothese C1 aangenomen.

Voor de aan de hypothese achterliggende veronderstelling dat het storten van waterbodemmateriaal uit het meer verontreinigde oostelijke deel in het westelijke deel na de verruiming zou leiden tot verslechtering van de westelijke waterbodemkwaliteit zijn kortom geen aanwijzingen gevonden al moet nogmaals gezegd worden dat deze conclusie gebaseerd is op uitsluitend monsters van de hoogdynamische drempels in het westelijke deel van de Westerschelde.

Kwaliteit van de waterbodem beneden de laagwaterlijn (Hypothese C1)

C1 sprak de verwachting uit dat door het storten van mogelijk verontreinigde specie uit de oostelijke baggerlocaties in de westelijke stortlocaties de waterbodemkwaliteit in het westelijk deel niet zou verslechteren.

In werkelijkheid is 1,4 Mm³ licht verontreinigd materiaal van de drempel van Bath naar de vijf westelijke stortgebieden gebracht. Of dit heeft geleid tot verlaging van de waterbodemkwaliteit is getoetst met de jaarlijkse analyses van de baggerspecie uit de hoogdynamische drempels.

Uit analyse van 7 representatieve stoffen (lood, zink, chroom, nikkel, PCB101, B(a)A en B(ghi)Pe kwam naar voren dat de stort niet heeft geleid tot significante kwaliteitsverlaging van de baggerspecie van de westelijke drempels. Weliswaar stijgen de gehalten van nikkel over de gehele periode en die van chroom tussen 1990 en 1995, maar deze stijging is niet significant.

Of de stort heeft geleid tot kwaliteitsverlaging in de gebieden waar de meeste invloed is te verwachten, rond de stortplaatsen of op plaatsen waar slibsedimentatie plaatsvindt, is onbekend. Het bemonsteringsprogramma voorzag niet in bemonstering van deze gebieden.

3.2.2. Hypothese C2

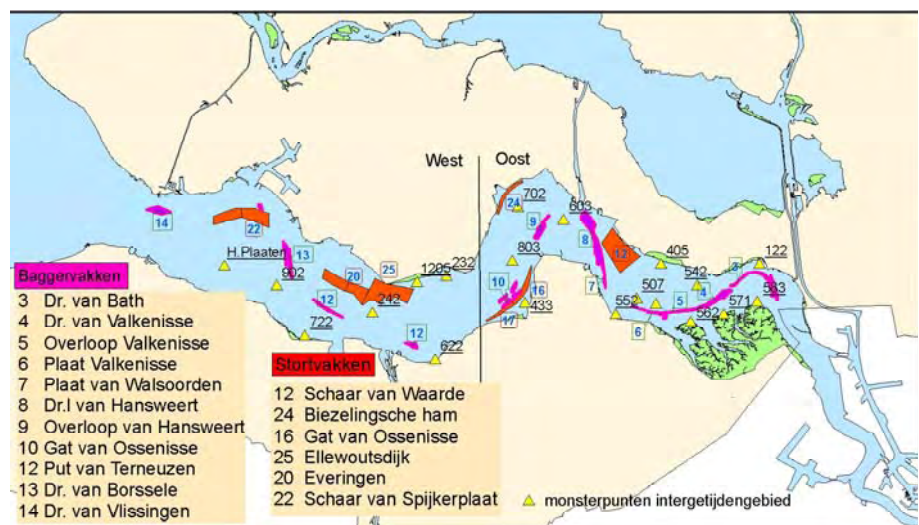
HYPOTHESE C2: Op de platen, slikken en schorren in de omgeving van de stortlocaties zullen de gehalten aan micro verontreinigingen niet significant toenemen; de uniforme gehaltetoets zal niet overschreden worden.

Toelichting: De gedachte (De Jong, 1997) was dat de bodemkwaliteit van de platen, slikken en schorren in de omgeving van de stortlocaties in de Westerschelde door de bagger- en stortactiviteiten zal verslechteren (zie ook de toelichting bij hypothese C1). Deze verslechtering zal naar verwachting echter klein zijn. Tevens zal naar verwachting de aanvoer uit het stroomgebied van de Schelde van aan slib geadsorbeerde verontreinigingen afnemen als gevolg van saneringsmaatregelen in het stroomgebied van de Schelde. Een verhoging van de gehalten verontreinigingen op platen, slikken en schorren in de omgeving van stortlocaties is daardoor niet waarschijnlijk.

3.2.2.1 Beschikbare data

In Figuur 3.2-4 staan de 20 locaties van de waterbodembemonstering in het intergetijdgebied rond de stortplaatsen aangegeven. Deze locaties zijn in 1995, 1999 en 2003 bemonsterd. Helaas zijn de analyseresultaten van 1995 zoekgeraakt waardoor er geen data van voor de verruiming beschikbaar zijn.

Figuur 3.2-4: Locaties waterbodembemonstering intergetijdgebied



Geschiktheid van de data

De hypothese verwacht een toetsing aan de uniforme gehalte toets en een trendanalyse over de gehalten voorafgaand en gedurende de verruiming. Toetsing aan de uniforme gehalte toets is mogelijk en wordt daarom uitgevoerd. De trendanalyse is met het ontbreken van gehalten van de uitgangssituatie onmogelijk.

Uit Figuur 3.2-4 blijkt dat op de Schaar van de Spijkerplaat na de stortlocaties allemaal in de nabijheid van schorren of intergetijdgebied liggen en dat de meeste van deze gebieden zijn bemonsterd voor bodemkwaliteit, maar dat de monsterpunten niet bewust in de nabijheid van de stortplaatsen zijn geplaatst. Of de gekozen locaties in

de invloedssfeer liggen van de stortplaatsen is zonder gedetailleerde kennis van de lokale hydraulische omstandigheden niet te bepalen. Met ander woorden: de invloed van de tweede verruiming op de waterbodempkwaliteit van de monsters is niet te bepalen omdat niet duidelijk is welke monsters in de invloedssfeer liggen van de verruimingswerken en welke niet.

Gezien de onmogelijkheid met de huidige dataset het trendanalyse deel van de hypothese te toetsen is besloten om het trendanalyse deel te vervangen door een beschrijving van de veranderingen in de waterbodempkwaliteit tussen 1999 en 2003.

Vergelijking gehalten 1999 en 2003

De kwaliteit van de monsters wordt getoetst met de uniforme gehaltetoets. De beschrijving van de veranderingen in de waterbodempkwaliteit gebeurt met dezelfde 7 representatieve stoffen (zink, nikkel, lood, chroom, PCB101, B(a)A en B(ghi)Pe die ook voor hypothese C1 zijn gebruikt. Echter, van de stoffen B(a)A en B(ghi)Pe zijn geen gehalten van 2003. Alle analyses van 1999 van PCB101 hadden gehalten onder de detectielimiet. Voor van lood betrof dit 15 van de 18 locaties. Hierdoor is voor deze 4 stoffen vergelijking van de gehalten van 2003 van 1999 niet mogelijk en resteert slechts de vergelijking voor de 3 resterende stoffen Cr, Ni en Zn .

1) Toetsing UGT

Alle monsters voldoen aan de UGT. Het sediment zou bij baggeren zonder probleem verspreid mogen worden in de Westerschelde.

2) Beschrijving waterbodempkwaliteit boven de laagwaterlijn

In Tabel 3.2-3 staat per locatie de ontwikkeling van de gehalten van de resterende 3 stoffen.

.....
Tabel 3.2-3: Vergelijking Cr, Ni en Zn gehalten intergetijdgebieden tussen 1999 en 2003. De kleurcodering geeft de verandering aan tussen 1999 en 2003. Analyses met gehalten onder de detectielimiet resulteren in een blanco vergelijking. De kolom Km geeft de hemelsbrede afstand tussen de meetlocatie en het centrum van de dichtstbijzijnde stortplaats

nr	zand/slib	km	Ni		Zn	Cr
702	zand	1,2				
242	zand	1,8				
803	zand	2				
1205	slib	2,1				
405	zand	3,2				
HoPla	zand	3,5				
507	zand	3,8				
232	zand	4,3				
722	slib	4,5				
902	zand	4,5				
552	zand	4,6				
502	zand	4,7				
583	zand	4,8				
603	zand	4,9				
571	zand	6,1				
542	zand	6,1				
562	zand	6,1				
122	slib	7,2				

Detectielimiet	neutraal; tussen halvering en verdubbeling
daling tot 20 to 50%	stijging tussen 5 en 10X
stijging tussen 2 en 5X	

Uit Tabel 3.2-3 volgt:

- Er is geen verband tussen de afstand tot een stortplaats en de verandering in gehalten tussen 1999 en 2003.
- De gehalten aan nikkel vertonen een grillig beeld, met zwaartepunt op toename. Deze toename is ook gesignaleerd in de baggerspeciemonsters (zie hiervoor). Zes van de acht monsters met toegenomen gehalten liggen in het oostelijke deel van de Westerschelde. De andere twee locaties zijn Hooie Platen en Biezelingsche Ham.
- De gehalten aan chroom en zink bleven gelijk of vertoonden op enkele locaties een stijging tot maximaal 5 keer het originele gehalte.

De hypothese C2 veronderstelde dat de gehalten van microverontreinigingen op de platen en slikken niet significant zouden toenemen. Op basis van deze zeer beperkte dataset wordt geconcludeerd dat deze verwachting niet uitkomt. De gehalten aan nikkel zijn op 8 van de 17 locaties tussen 1999 en 2003 gestegen. De mogelijke oorzaken liggen buiten de verruiming en staan in het intermezzo (zie hiervoor).

3.2.2.2 Resultaat van vergelijking 1999-2003

De hypothese C2 verwachtte dat de waterbodembodemkwaliteit boven de(laagwaterlijn) licht zou toenemen rond de stortplaatsen, maar over de gehele Westerschelde bezien niet significant zou afnemen. Om deze

hypothese te toetsen is een bemonsteringnetwerk uitgelegd verspreid over de Westerschelde. Van de 20 monsterpunten is niet duidelijk welke in de invloedssfeer liggen van de verruimingswerken. Op basis van dit netwerk is geen onderscheid welke ontwikkeling in waterbodempkwaliteit autonoom is en welke onder invloed van de verruimingswerken tot stand is gekomen. Bovendien zijn er voor het toetsen van de hypothese C2 analyses nodig van de uitgangssituatie en deze zijn niet beschikbaar.

De verzamelde data zijn gebruikt voor een globale beschrijving van het verloop van de waterbodempkwaliteit boven de laagwaterlijn tussen 1999 en 2003. In tegenstelling tot de verwachting van de hypothese zijn de gehalten van nikkel tussen 1999 en 2003 toegenomen. De oorzaak ervan is echter niet de verruiming.

3.2.2.3 Conclusie hypothese C2

Kwaliteit van de waterbodem boven de laagwaterlijn (hypothese C2)

C2 sprak de verwachting uit dat het storten van baggerspecie in de stortplaatsen niet zou leiden tot verslechtering van het omliggende intergetijdengebied.

Voor de toetsing van C2 zijn monsters gebruikt van 30 locaties uit het intergetijdengebied die in 1999 en 2003 zijn geanalyseerd. Er ontbreekt data van de referentiesituatie voorafgaand aan de verruiming waardoor toetsing van de hypothese in principe onmogelijk is. Als alternatief is daarom een vergelijking van de gehalten tussen 1999 en 2003 gemaakt voor drie representatieve stoffen (nikkel, zink en chroom). Deze vergelijking toonde dat alleen de gehalten van nikkel tussen 1999 en 2003 zijn gestegen, vooral op de oostelijk in de Westerschelde gelegen locaties.

3.2.3. Discussie

Voor geen van de hypothesen is een passend bemonsteringsprogramma ontworpen waardoor de bemonstering slechts ten dele tegemoet komt aan de informatiebehoefte voor een verantwoorde toetsing van de hypothesen. Vooral bemonstering rond de stortplaatsen en op plaatsen waar slibsedimentatie is te verwachten ontbreekt terwijl juist op die plekken de grootste veranderingen zijn te verwachten.

Het beeld dat uit de toetsing van de waterbodempkwaliteit onder en boven de laagwaterlijn en de zwevende stofkwaliteit naar voren is komt is dat de gehalten van de meeste beschouwde stoffen constant blijven of dalen, maar dat de gehalten van chroom en nikkel stijgen

3.3 Waterkwaliteit

In het plan van aanpak (de Jong et al (1997)) zijn twee hypothesen over de ontwikkeling van de waterkwaliteit opgenomen: C3 en E1. Hypothesen

HYPOTHESE C3: De Waterkwaliteit van de Westerschelde, zal, rekening houdend met “natuurlijke” fluctuaties niet verslechteren ten opzichte van de huidige situatie.

Toelichting: In het hypothesesdocument wordt ervan uitgegaan dat door de bagger- en stort werkzaamheden mogelijk verontreinigingen vrijkomen in het westelijk deel en het Scheur en dat het gebied voor de kust met het troebelheidsmaximum naar de monding van de Westerschelde zou kunnen opschuiven. Hierdoor zou mogelijk een verslechtering van de waterkwaliteit van de Westerschelde kunnen ontstaan. Naar verwachting leiden deze processen, als ze al optreden, niet tot een significante verslechtering van de waterkwaliteit.

HYPOTHESE E1: De verruimingswerkzaamheden zullen niet op grote schaal leiden tot een een verhoogd zuurstofgebruik in de waterkolom van de Westerschelde als gevolg van versnelde mineralisatie van opgebaggerd organisch materiaal; hooguit zal zeer lokaal kortdurend een verlaging optreden.

Toelichting: De mineralisatiesnelheid en het daarmee samenhangende zuurstofgebruik blijkt primair af te hangen van de kwaliteit van het organische materiaal. Deze vertoont een ruimtelijk variatie afnemend van oost naar west en samenhangend met aanvoer van materiaal door de rivier. De bagger- en stortactiviteiten die met name zand betreffen met daarin zeer geringe gehalten organisch materiaal, zullen hierin nauwelijks een bijdrage hebben. Ook het zuurstofgebruik van de gebaggerde gereduceerde opgeloste verbindingen die in het water terecht komen is naar verwachting laag. Naar verwachting leiden de bagger- en stortactiviteiten daarom niet tot een significante daling van de opgeloste zuurstof concentratie.

3.3.1. Waterkwaliteit (hypothese C3)

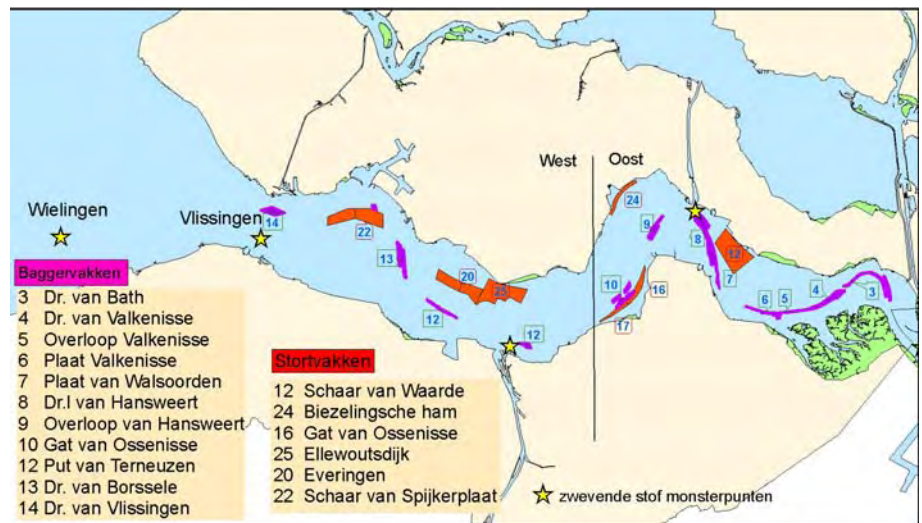
3.3.1.1 Beschikbaarheid en bruikbaarheid van de data.

In de hypothese C3 worden verwachtingen uitgesproken over de waterkwaliteit van de gehele Westerschelde terwijl de grootste veranderingen als gevolg van de verruimingswerken worden verwacht in het westelijk deel en de monding. Voor de toetsing van de hypothese C3 is daarom gefocust op analyse van gehalten uit deze twee zones. In de het westelijk deel van de Westerschelde wordt de waterkwaliteit gemeten op de locaties Vlissingen en Wielingen [Milieumeetnet Zoute Rijkswateren, jaarlijkse uitgave].

De locatie Wielingen ligt nabij de Paardenmarkt in of net stroomopwaarts van het marien troebelheidsmaximum. Sterkere getijdoordringing als gevolg van de verruiming zou volgens C3 kunnen leiden tot stroomopwaarts opschuiven van dit maximum. In de Paardenmarkt wordt het slib uit de haven van Zeebrugge gestort. Dit

sediment kan na resuspensie naar de Westerschelde worden getransporteerd. Of het maximum daadwerkelijk is opgeschoven of dat de sedimenttransporten zijn veranderd is onbekend, maar eventuele effecten hiervan op de waterkwaliteit zouden het eerst in de Wielingen moeten worden gesignaleerd.

Figuur 3.3-1: Meetpunten bepaling microverontreinigingen zwevend stof



De locatie Vlissingen ligt op enkele km's stroomafwaarts van de stortplaats Schaar van de Spijkerplaat waar 0,4 Mm³ (t/m 2002) mogelijk verontreinigd materiaal uit de drempel van Bath is gestort (8% van het volumetotaal).

Voor bepaling van het effect van stort op de waterkwaliteit is een bemonsteringslocatie nodig die dicht bij de stort ligt en die wordt bemeten op die momenten dat er wordt gestort. De locatie Vlissingen ligt hiervoor waarschijnlijk te ver weg en of er bemonsterd is tijdens of direct na de stort van mogelijk verontreinigd materiaal is niet na te gaan. De locatie Vlissingen is hierdoor minder goed bruikbaar voor de toetsing van de verwachting rond de stort van mogelijk verontreinigd materiaal.

De zwevende stofmetingen voor de locaties Vlissingen en Wielingen, afkomstig uit de reguliere monitoring van de Westerschelde, worden vervolgens gebruikt als indicatie voor de ontwikkeling van de waterkwaliteit omdat de dataset voor water een gat van zeven jaar heeft waarin de aanvang van de verruiming valt. Daardoor is de dataset voor water niet goed bruikbaar. Voor zwevend stof daarentegen zijn er wel volledige meetreeksen. Door dit alles wordt C1 dus getoetst met vooral gehalten aan microverontreinigingen.

Toetsing; methode

In de hypothese C3 worden verwachtingen uitgesproken dat de waterkwaliteit niet zal verslechteren ten opzichte van de huidige situatie. Onder verslechtering ten opzichte van de huidige situatie wordt hier verstaan: dat de gehalten van de microverontreinigingen zware metalen, PAKs, PCB's, pesticiden en minerale olie niet sterker zullen veranderen dan op grond van een lineaire trend voorafgaand aan de verruiming kan worden verondersteld.

Zwevende stof wordt geanalyseerd op gehalte van 47 microverontreinigingen. De 47 stoffen zijn op basis van milieuchemie te groeperen naar een aantal clusters van vergelijkbaar gedrag. Baggelaar et al (1999) hebben aangetoond dat de clusterindeling statistisch is aan te tonen, de trend van een enkele stof beschrijft de trend van het cluster als geheel. Van elk van de groepen wordt een stof gekozen die als representatief wordt beschouwd voor de groep. In onderstaande Tabel 3.3-1 staan de groepsindeling en de gekozen representatieve stoffen vermeld.

Tabel 3.3-1: Indeling van microverontreinigingen in zwevende stof in stofgroepen en hun representanten voor de toetsing van C3.

Stofgroep	Representant(1)
Nikkel en zink	Nikkel en zink(2)
Cadmium, koper lood en Arseen	Lood
Chroom	Chroom
Kwik	Kwik
Lichte PAKs I: Fen, Pyr en Fla	Fen
Lichte PAKs II: B(a)A Flu en Ant	B(a)A
Lichte PAKs III: Chr	Chryseen
Zware PAKs I: B(ghi)Pe, BaP en BbF	B(Ghi)Pe
Zware PAKs II: InP en BkF	BkF
PCB's excl PCB 28	PCB101
PCB 28	PCB28

1. Als representant voor elke groep is die stof gekozen waarvan de meeste analyses boven de detectielimiet uitkomen
2. Sinds 1999 vertonen zink en nikkel een afwijkend gedrag en ze worden daarom hier apart beoordeeld.

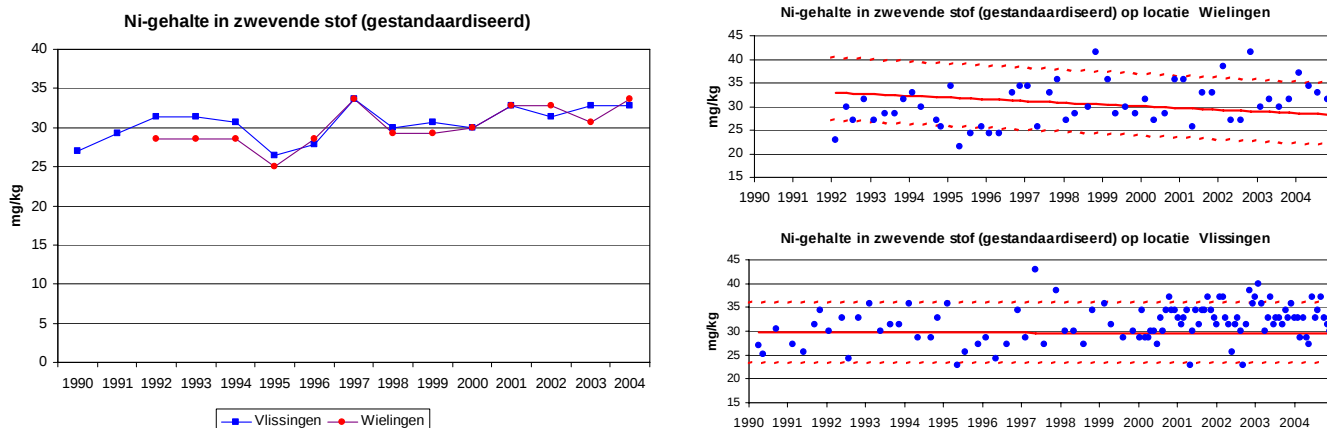
De gehalten van de representatieve stoffen zijn gecorrigeerd voor variatie in zwevende stof samenstelling. Hiervoor zijn alle analyses gestandaardiseerd tot een uniforme samenstelling van met 10% organisch materiaal en 25% slib.

De mediane gehalten van de 12 representatieve stoffen van de locaties Wielingen en Vlissingen zijn allereerst uitgezet tegen de tijd om een eventuele trend te bespeuren over de periode 1990-2004. Bij aanwezigheid van een visuele trend in de mediane gehalten zijn de werkelijk gemeten gehalten uitgezet in een plot. De gehalten zijn voorzien van een lineaire trend berekend op de waarden van 1990-1996. Deze trendlijn representeert het verloop van de gehalten zoals die zou zijn geweest zonder verruiming (zie weer appendix inleiding hypothesendocument). Rond de trendlijn is een voorspelinterval van 95% gedefinieerd. Wanneer meer dan 95% van de waarnemingen na 1996 beneden of binnen het voorspelinterval ligt wordt de hypothese C3 geaccepteerd. Er is dan geen sprake van een significante stijging van de gehalten in de periode 1997-2004 ten opzichte van de periode 1990-1996. Bij overschrijding van het voorspelinterval met meer dan 5% van de waarnemingen is er sprake van een significante stijging en wordt de hypothese C3 verworpen.

3.3.1.2 Resultaat

In Figuur 3.3-2 staan als voorbeeld de mediane gehalten van nikkel weergegeven voor Wielingen en Vlissingen. De gehalten van beide locaties vertonen een grote overeenkomst in waarde en trend. Tussen 1997 en 2004 ligt 13% (12 van de 89) waarnemingen boven de voorspelinterval. Er is sprake van een stijging van de nikkelgehalten in 1997 t/m 2004 ten opzichte van de trend van 1990-1996. Eenzelfde exercitie is uitgevoerd voor 10 van de 12 indicatorstoffen. In onderstaande tabel 4.4. staan de resultaten.

Figuur 3.3-2: Mediane nikkel gehalten tussen 1990 en 2004 voor de locaties Wielingen en Vlissingen (links) Gemeten nikkel gehalten voor Wielingen en Vlissingen met (lineaire) trend en voorspelinterval van 95% (rechts).



overeenkomst in waarde en trend. Tussen 1997 en 2004 ligt 13% (12 van de 89) waarnemingen boven de voorspelinterval. Er is sprake van een stijging van de nikkelgehalten in 1997 t/m 2004 ten opzichte van de trend van 1990-1996. Eenzelfde exercitie is uitgevoerd voor 10 van de 12 indicatorstoffen. In onderstaande tabel 4.4. staan de resultaten.

Tabel 3.3-2: Trends in 10 van de twaalf representatieve stoffen voor het zwevend materiaal tussen 1990 en 2005 voor de locaties Wielingen en Vlissingen.

Stof	Vlissingen		Wielingen	
	Trend 1990-1996	1997-2004, tov trend 1990-1996	Trend 1990-1996	1997-2004, tov trend 1990-1996
Nikkel	Geen	Verandert in significant stijgend	Dalend	Verandert in stijgend
Zink	Geen	Geen verandering	Geen	Geen verandering
Lood	Geen	Geen verandering	Geen	Geen verandering
Chroom	Geen	Verandert in Stijgend	Geen	Verandert in stijgend
Kwik	Dalend	Geen verandering	Dalend	Geen verandering
Fenantreen	Dalend	Verandert naar neutraal	Geen	Verandert in dalend
Benzo(a)Apyreen	Geen	Verandert in dalend	Stijgend	Verandert in dalend
Chryseen	Geen	Verandert in dalend	Stijgend	Verandert in dalend
Benzo(ghi)Peryleen	Geen	Geen verandering	Stijgend	Verandert in dalend
Benzo(k)fluoranteen	Geen	Geen verandering	Geen	Geen

De gehalten van de zware metalen nikkel en chroom stijgen tussen 1997 en 2004, de gehalten van nikkel stijgen significant. Een dergelijke

stijging van nikkel is ook aangetroffen in de baggerspecie en in het bodemsediment van de slikken en platen (zie hiervoor). Ook voor de verklaring ervan wordt verwezen naar de eerdere (deel)hoofdstukken. De gehalten van de overige zware metalen tonen geen verandering. De gehalten van de PAK's tonen een daling tussen 1996-2004 ten opzichte van de gehalten 1990-1996.

Resultaat van de toetsing hypothese C3

Op basis van de hier gehanteerde interpretatie van de hypothese C3 (de gehalten zullen niet sterker toenemen dan op grond van een lineaire trend voorafgaand aan de verruiming kan worden verondersteld) moet de hypothese worden verworpen. De gehalten van nikkel van de locatie Vlissingen stijgen harder dan op grond van de trend voor de verruiming. De stijging van de gehalten nikkel kan worden veroorzaakt door diverse factoren. Zie hiervoor het intermezzo. Welke van de mogelijke oorzaken de verhoogde gehalten nikkel heeft veroorzaakt is onduidelijk. In ieder geval zijn de verhoogde nikkelgehalten niet direct aan de verruimingswerken te koppelen.

De gehalten van de Wielingen worden beschouwd als de indicator voor de doordringing van verontreiniging afkomstig van de haven van Zeebrugge. De gehalten van de 10 indicatorstoffen voor de locaties Wielingen zijn laag, tonen i.h.a een dalende trend en zijn gelijkwaardig met die van Vlissingen. Doordringing van gesuspendeerd materiaal vanuit de Wielingen in de Westerschelde vormt kortom geen risico voor de zwevende stof kwaliteit in de Westerschelde.

3.3.1.3 Conclusie hypothese C3

C3 gaat ervan uit dat de waterkwaliteit van de Westerschelde niet zou verslechteren als gevolg van de verruiming. Dit ondanks de stort van mogelijk verontreinigde baggerspecie uit de oostelijke baggervakken in de westelijke stortvakken en het mogelijke binnendringen van het troebelheidsmaximum vanuit het Scheur in de monding van de Westerschelde en daarmee samenhangend het binnendringen van verontreinigend sediment uit de stortplaats Paardemarkt in Belgisch territoriaal water.

C3 is getoetst met trendanalyse van de gehalten van tien stoffen in het zwevende stof van de meetpunten Vlissingen en Wielingen. De tien stoffen zijn: nikkel zink, lood, chroom, kwik, fenantreen, benzo(a)pyreen, chryseen, benz(ghi)peryleen en benzo(k)fluorantheen.

De trend en waarden van de tien stoffen van de twee locaties vertonen grote overeenkomsten.

Ten opzichte van de trend 1990-1996 stijgen ook nu weer de gehalten van nikkel en chroom tussen 1997 en 2004, waarvan die van nikkel significant voor de locatie Vlissingen. De overige acht stoffen vertonen geen of een dalende trend. De significante stijging van nikkel van de locatie Vlissingen betekent een verslechtering van de waterkwaliteit. De verhoogde gehalten aan nikkel zijn vermoedelijk niet door de verruimingswerken veroorzaakt.

3.3.2. Zuurstofgebruik (hypothese E1)

Gegeven het feit dat het zuurstofgehalte wordt gemeten op 5 locaties in de Westerschelde, deze alle niet in de onmiddellijke nabijheid van een stortplaats liggen en de frequentie (tweewekelijks) van metingen gering is, terwijl voor een goede toetsing metingen met hoge frequentie nabij een stortplaats vereist zijn, is besloten om E1 niet te toetsen.

3.3.3. Discussie

Voor geen van de hypothesen is een passend bemonsteringsprogramma ontworpen waardoor de bemonstering slechts ten dele tegemoet komt aan de informatiebehoefte voor een verantwoorde toetsing van de hypothesen. Vooral bemonstering rond de stortplaatsen en op plaatsen waar slibsedimentatie is te verwachten ontbreekt terwijl juist op die plekken de grootste veranderingen zijn te verwachten.

4. Aanbevelingen

4.1 Biologie

Ecotopen: De ontwikkeling van de ecotopen blijven volgen in samenhang met de morfologie met als doel het systeem steeds beter leren begrijpen .

Primaire productie fytoplankton: Significante veranderingen zijn geconstateerd in het doorzicht en de primaire productie van het fytoplankton. Niet bekend is of dit is toe te schrijven aan de sinds 1997 toegenomen stortingen van onderhoudsbaggerspecie. Aanbeveling is de deeltjesgrootte en gewichten van de fracties van het zwevende stof te bepalen om na te gaan of de afname van het doorzicht te maken heeft met een toename van kleine slibpartikeltjes in de waterkolom

Primaire productie microfytobenthos: De primaire productie van microfytobenthos zoals geschat uit de ecotopenbenadering is na de verruiming voor de platen en slikken, gezien als één eenheid, significant toegenomen. Aanbevolen wordt bij het GIS werk onderscheid te maken naar het voorkomen op afzonderlijk de platen en de slikken.

Bodemdieren: De benadering d.m.v. ecotopen geeft voldoende onderscheidend vermogen om verschillen in bodemfauna tussen laag- en hoogdynamische gebieden te onderscheiden. Aanbevolen wordt de ontwikkeling hiervan d.m.v. ecotopen te blijven volgen. Tevens wordt aanbevolen na te gaan of behulp van remote sensing techniek betrouwbare interpretaties zijn te doen omtrent de sedimentsamenstelling.

Vogels: Het gebiedsgebruik door vogels is niet direct te relateren aan fysische en ecologische factoren. Mogelijk dat een nauwkeuriger inschatting van de biomassaconsumptie tot meer inzicht leidt. Daarom wordt aanbevolen bij de monitoring het gewichtsverloop van vogels binnen het seizoen te volgen

4.2 Chemie

Waterbodemkwaliteit en waterkwaliteit: Handicap bij de beoordeling van de waterbodemkwaliteit en waterkwaliteit was dat het bemonsteringsprogramma niet goed was toegesneden op de hypothesen. Aanbeveling is het vervolg hieraan in het vervolg meer aandacht te schenken

.....

Anoniem (1990-2005). Jaarlijkse rapportages van de chemische kwaliteit van baggerspecie in de Westerschelde en Zeeschelde. Vlaamse Milieu Maatschappij, Aalst.

Arcadis (2005) Inventarisatie uitgangspunten zandwinbeleid Westerschelde, /Br5/119/000102, oktober 2005

Arends, A.A., P. Kamermans, E.C. Stikvoort & B. de Winder (1999) Monitoring van de effecten van de verruiming 48'-43'; een eerste evaluatie van de bagger- en stortstrategie, rapport 4, Rapport RIKZ-99.019, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Arts F.A. & Meininger P.L. (1995). *Foeragerende sterns in het Westerschelde estuarium: een verkenning in verband met de verdieping.* Rijksinstituut voor Kust en Zee, Werkdocument RIKZ/OS-95.835X, Bureau Waardenburg Rapport 95.50, Middelburg/Culemborg.

Aquasense (2004) Overzicht monitoringsdata Zeeschelde. Beoordelen van de effecten van het terugstorten van baggerspecie in de beneden Zee-Schelde. Rapportnummer 2181.

Baggelaar, P.K, Baggelaar, D.H en van Eck, G.T.M (1999), Trends in verontreinigingen sediment van Beneden Zeeschelde en Westerschelde. KIWA N.V, Nieuwegein. Kiwarapport KOA 99.195

Baggelaar, P. en van der Meulen, E. (2006) Tijdreeksanalyse effecten verruiming Westerschelde

Baggelaar, P.K. & E.C.J. van der Meulen (2006) Trendanalist, gebruikershandleiding. AMO, Hengelo & Icastat, statistisch adviesbureau, Amstelveen.

Baggelaar, P.K., E.C.J. van der Meulen, G.T.M. van Eck & F. Twisk. (2006) Statistische validatie ecotopenkaarten Westerschelde. Rapport Icastat, Amstelveen en AMO, Hengelo.

Barranquet, C. & J. Kromkamp (2000) Estimating primary production rates from photosynthetic electron transport in estuarine microphytobenthos. Marine Ecology Progress Series 204: 39-52

Berchum van, A.M., Stikvoort, E.C. (1999) Monitoring van effecten van de verruiming 48'/43': werkdocument met betrekking tot chemie en biologie, periode 1997 en 1998: project monitoring verruiming Westerschelde behorende bij voortgangsrapportage april 1999-rapport

3. Werkdocument RIKZ/AB-99 .811 x. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Berrevoets C.M. & Strucker R.C.W. & Meininger P.L. (2003). Watervogels in de Zoute Delta 2001/2002. Rapport RIKZ/2003.001. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Berrevoets C.M. & Strucker R.C.W., Arts F.A., Lilipaly S. & Meininger P.L. (2005). *Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2003/2004, inclusief de tellingen in 2002/2003.* Rapport RIKZ/2005.011. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Boer de, W.F. (2000) Ontwikkeling van de biomassa van het microfytobenthos in het Eems-Dollard estuarium in de periode 1992-1999. Rapportnr 2000-31, Bureau Koeman & Bijkerk, Haren

Bouma, H., D.J. de Jong, F. Twisk & K. Wolfstein (2005) Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES.1): Voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. Rapport RIKZ/2005.024

Belmans, H. (1988). Verdiepings- en onderhoudsbaggerwerken in Wester- en Zeeschelde. Water nr 43, pp 184-194.

Bijkerk, R. & P. Esselink (2004) Naar een MEP en een GEP voor het fytoplankton van de Westerschelde. Een beschrijving van het Maximaal en Goed Ecologisch Potentieel in het kader van het project KRW-SCALDIT. Rapport 2004-108, Bureau Koeman & Bijkerk, Haren

Boynton, W.R., W.M. Kemps & C.W. Keefe (1982) A comparative analysis of nutrients and other factors influencing estuarine phytoplankton production. In V.S. Kennedy (ed.), *Estuarine comparisons*. Academic Press, New York: 69-90

Box, G.E.P. and Jenkins, G.M. (1976) *Time Series Analysis, Forecasting and Control*. Holden Day, San Francisco.

Brenninkmeijer A., Doeglas G. & de Fouw J. (2002). Foerageergedrag van sterns in de westelijke Westerschelde in 2002. Altenburg & Wymenga, Veenwouden.

Cadée, G.C. & J. Hegeman (1991) Phytoplankton primary production, chlorophyll and species composition, organic carbon and turbidity in the Marsdiep in 1990, compared with foregoing years. *Hydrobiol. Bull.* 25: 29-35

Chen, M.S., S. Wartel, B. van Eck & D. van Maldegem (2005) Suspended matter in the Scheldt estuary. *Hydrobiologia* 540: 79-104

Consemulder, J., C.Storm, W. Houmes (1998) Experimentele schorverdedigingen: kleibekleding Anna Jacobapolder; bezinkvelden Zuidgors, Een evaluatie van de aanleg van het functioneren van twee

experimentele schorverdedigingen in de Oosterschelde en Westerschelde, Rapport RIKZ-98-017, AXW nota 98.1007, Rijksinstituut voor Kust en Zee / Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, Middelburg

Cole, B.E. & J.E. Cloern (1987) An empirical model for estimating phytoplankton primary productivity in estuaries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 36: 299-305

Daemen, E.A.M.J. (1986) Comparison of methods for the determination of chlorophyll in estuarine sediments. *Neth. J. Sea Res.* 20: 21-28

Dekker, L. (1994) Verdieping Westerschelde, getijberekeningen Scaldis100. Rapport AX94.043, Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, Middelburg

Dekker L (2006) Beschouwing m.b.t. de stroming in de Westerschelde in de periode (1988-) 1996-2005 Memo 10 mei 2006, Rijkswaterstaat, Directie Zeeland

Delany S., Reyes C., Hubert E., Pihl S., Rees E., Haanstra L. & van Strien A. (1999). Results from the International Waterbird Census in the Western Palearctic and Southwest Asia 1995 and 1996. *Wetlands International Publication no. 54*. Wageningen.

Fisher, T.R., L.W. Harding, D.W. Stanley & L.G. Ward (1988) Phytoplankton, nutrients and turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Hudson estuaries. *Estuar. coast. Shelf Sci.* 27: 61-93

Frandzel, T. (1993) Research on the dynamics of microphytobenthos in the Western Scheldt 1989-1993. Study report of Technion, Israel Institute of Technology

Geelhoed S.C.V. & Swaan A.H. (2002). Ruiende Bergeenden in de Westerschelde. Bureau Fauna Onderzoek (BFO), Egmond-Binnen.

Gillbricht, M. (1988) Phytoplankton and nutrients in the Helgoland region. *Helgoländer Meeresunters.* 42: 435-467

Graveland, J., B. Kornman en J. Mulder, (2005) De zandhuishouding in Westerschelde en monding: de samenhang tussen waargenomen ontwikkelingen, RIKZ-adviezen en beleid (conceptversie 1 dec. 2005)

Haecon (2006). Actualisatie van de zandbalans van de Zee- en Westerschelde (in prep.). Rapport 1249760008/lvp, Haecon, Gent.

Herman, P.M.J., J.J. Middelburg, J. van der Koppel & C.H.R. Heip (1999) Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research* 29: 195_240.

Heuvel_Greve van den M.J., Hoekstein, M.S.J., Lefèvre, F.O.B., Meiniger, P.L. & Vethaak, A.D. (2003) Mogelijke oorzaken van slecht broedsucces in de visdiefkolonie bij Terneuzen: stand van zaken en aanbevelingen. Rapport RIKZ 2003.037. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Hoeksema, H.J., (2002) Grevelingenmeer van kwetsbaar naar weerbaar, Rapport RIKZ/20002.033, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg

Huijs, S. & G.M. Krijger (1998) Prognose ecotooparealen over 25 jaar. Nota AXW-98.007, Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, Middelburg.

Jeuken, C. (2001). Verificatie van het cellenconcept Westerschelde op basis van historische gegevens. Rapport Z3078, WLIDelft hydraulics, Delft.

Jeuken, M.C.J.L., Ruessink, G., Wand, Z.b. (2002) Adviezen voor het maken van een gezamenlijke zandbalans voor Westerschelde en monding. Rapport Z3213, WL I Delft Hydraulics, Delft.

Jeuken, C., I. Tanczos & Z.B. Wang (2003). Evaluatie van het beleid voor vaargeulonderhoud en zandwinning sinds de tweede vaargeulverdieping op basis van waarnemingen en het verbeterde cellenconcept Westerschelde. Rapport Z3467, WLIDelft hydraulics, Delft.

Jeuken, C. & Z.B. Wang (2005). Advies voor het storten van baggerspecie uit het vaargeulonderhoud in de Westerschelde op de huidige stortlocaties. Memo Z4013, WLIDelft hydraulics, Delft.

Jonge de, V.N., 1992 Physical processes and dynamics of microphytobenthos in the Ems estuary (the Netherlands). Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen

Jong, D.J. & V.N. de Jonge (1994) Dynamiek van microphytobenthos in het Westerschelde-estuarium. Werkdocument RIKZ/OS 94.806x

Jong de, D.J., P.H. Nienhuis & B.J. Kater (1994) Microphytobenthos in the Oosterschelde estuary (The Netherlands), 1981-1990; consequences of a changed tidal regime. *Hydrobiologia* 282/283: 183-195

Jong de, S.A., Kleef van, A. (1996) Ontwikkelingen in de Westerschelde, prognose voor de komende 25 jaar. Nota AX-96.009/NWL-96.14/RIKZ-96.006, Rijkswaterstaat, Directie Zeeland/Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Jong de, J., Krijger, G., Nijse, L. en Huijs, S. (1997) Beoordeling van de effecten van de verdieping 48'-43'. Plan van aanpak rapport 2, project Monitoring Verdieping Westerschelde. Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, Middelburg.

Jong, J., G. Krijger, L. Nijse & S. Huijs (1998) Beoordeling van de effecten van de verdieping 48'-43'. Project Monitoring Verdieping Westerschelde. Plan van aanpak, rapport 2. RWS Directie Zeeland, Middelburg

Jong de, J.E.A. (2000) Zandbalans Westerschelde en monding periode 1955-1999. Notitie NWL-00.16, Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, Middelburg.

Kater, B.J.(red) (2005) Ontwikkelingen in de kennis van de morfodynamica en ecologie van de Westerschelde. Rapport RIKZ/2005.034. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Kempf N. (2001). Eiderenten und mausernden Brandenten im Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 2000. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft 76S. Landesamt für des Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer.
Kirk, J.T.O. (1983) Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press

Kirk, J.T.O. (1983) Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press

Kraan C., Piersma T., Dekinga A. & Fey B. (2006). Bergeenden vinden Slijkgarnaaltjes en rust op nieuwe ruiplaats bij Harlingen. *Limosa* 79: 19-24.

Kornman, B.A. & D.C. van Maldegem (2002) Evaluatie van de effecten van het verspreiden van Boomse klei in de Westerschelde. Eindrapportage monitoring boorspecie. Rapport RIKZ/2002.052

Kornman, B., Liek, G.A., Schippers, H.K. (2002) Baggeren en storten in de Westerschelde; een nieuwe kijk op onderhoudsbaggerwerk. Werkdocument RIKZ/AB/2002.840x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Kornman, B.A., P. Kamermans & P. Tydeman (2002) De handel en wandel van kokkel en nonnetje; kennis en inzicht voor herstel, inrichting en beheer op basis van literatuur en veldonderzoek. Rapport RIKZ/2001.036, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Kromkamp, J., J. Peene, P. van Rijswijk, A. Sandee & N. Goosen (1995) Nutrients, light and primary production by phytoplankton and microphytobenthos in the eutrophic, turbid Westerschelde estuary (The Netherlands). *Hydrobiologia* 311: 9-19

Kromkamp, J. & J. Peene (2005) Changes in phytoplankton biomass and primary production between 1991 and 2001 in the Westerschelde estuary (Belgium/The Netherlands). *Hydrobiologia* 540: 117-126

Lefèvre, F. & B. Kornman (2002) Pilotonderzoek naar de gevolgen voor de troebelheid van speciéstoringen in de Schaar van Spijkerplaat. Werkdocument RIKZ/AB/2001.830x

Liek, G.A. (2001) Datarapportage fysica, beschrijving van de ontwikkelingen van de fysische parameters in de Westerschelde t/m 2000, Werkdocument RIKZ/AB/2001.815x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Liek, G.A. (2001) Monitoring van de effecten van de verruiming 48'-43'; beschrijving van de fysische toestand van de Westerschelde t/m 2000, rapport 5, Rapport RIKZ/2001.023, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Liek, G.A. (2002) Herziene versie van de hypothesenlijst uit MOVE-rapport 2. Werkdocument RIKZ/AB/2002.802x

Liek, G.A., Lefèvre, F.O.B. (2002) Datarapportage Fysica en chemie 2002. Werkdocument RIKZ/AB/2002.820x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Lievaart, M.A., & Stikvoort, E.C. (2002) Datarapportage ecologie Monitoring Verruiming Westerschelde (T3 t/m 2001), Werkdocument RIKZ/AB/2002.834x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Lievaart, M.A. (2003) MOVE microfytobenthos. Effecten van de verruiming van de Westerschelde op de biomassa en primaire productie van het microfytobenthos 1989-2001. Werkdocument RIKZ/AB/2003.809x

Maldegem van, D.C. & J. Vroon (1995) Invloed speciéstoringen uit haven van Zeebrugge op water- en bodemkwaliteit Westerschelde. Rapport RIKZ/94.049

Marijs, K. en E. Parée, (2004) Nauwkeurigheid vaklodingen Westerschelde- en monding: "de praktijk", Meetinformatiedienst Zeeland, Notitienummer: ZLMD-04.N.004, Vlissingen.

McLoud, G. (1983) Box Jenkins in Practice'. Time Series Library, Gwilym Jenkins & Partners Ltd., Lancaster.

Meininger P.L. & Graveland J. (2002). Leidraad ecologische herstelmaatregelen voor kustbroedvogels: balanceren tussen natuurlijke processen en ingrijpen. Rapport RIKZ/2001-046. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Meininger P.L., Schekkerman H. & van Roomen M.W.J. (1995). Populatieschattingen en 1%-normen van in Nederland voorkomende watervogelsoorten: voorstellen voor standaardisatie. *Limosa* 68: 41-48.

Meininger P.L., Hoekstein M., A., Lilipaly S. & Wolf P.A. (2006). Broedsucces van kustbroedvogels in het Deltagebied in 2005. Rapport RIKZ/2006.006. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Meininger P.L. & Snoek H. (1992). Non-breeding Shelduck Tadorna tadorna in the southwest Netherlands : effects of habitat changes on distribution, numbers, moulting sites and food. Wildfowl 43: 139-151.

Mol, G., Berchum van, A.M., Krijger, G.M. (1997) De toestand van de Westerschelde aan het begin van de verdieping 48'/43', beschrijving van de trends in de fysische, biologische en chemische toestand. Rapport RIKZ-97.049, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Nederbragt, G., Liek, G. (2004) Beschrijving zandbalans Westerschelde en monding. Rapport RIKZ/2004.020, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag.

Oosterbaan, B.W.J., Brouwer, R.E. & Boer, den W.A. (2004) Bergeenden in de Westerschelde: een telling van ruiende Bergeenden in 2004. Van der Goes en Groot, Honselersdijk.

Parée, E. (2002) De toestand van de bodem van de Westerschelde aan het begin van de verruiming 48'/43', herziene T0 voor de bodem van de Westerschelde. Notitie AXL-02.40, Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, Middelburg.

Peters, B.G.T.M., Liek, G.A., Wijsman, J.W.M., Kuijper, M.W.M., van Eck, G.Th. (2003) Monitoring van de effecten van de verruiming 48' / 43': een verruimde blik op waargenomen ontwikkelingen: move evaluatierapport 2003. Rapport RIKZ/2003.027 Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg

Pieters, T., C. Storm, T. Walhout, T. Ysebaert (1991). Het schelde-estuarium, méér dan een vaarweg, Nota GWWS-91.081, Dienst Getijdewateren, Directie Zeeland

Poot, M.J.M., Krijgsveld, K.L., Burgers, S.L.G.E., Horssen, van P.W. & Boudewijn, T.J. (2003) Ontwikkelingen bij watervogels in de Westerschelde in relatie tot mogelijke effecten van de vaargeulverruiming 48'-43': trendanalyse van aantallen watervogels en groei van visdiefkuikens. Rapport nr. 02-133. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Rijn, L.C. van, (1994) Principles of fluid flow and surface waves in rivers, estuaries, seas and oceans. University of Utrecht, Department of Physical Geography, Utrecht. WLIDelft Hydraulics, Delft. Aqua Publications.

Roomen van M., van Winden E., Hustings F., Koffijberg K., Kleefstra R., SOVON Ganzen- en Zwanenwerkgroep & Soldaat L. (2005). Watervogels in Nederland in 2003/2004. SOVON-monitoringrapport

2005/03, RIZA-rapport BM05.15, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Rosca, A.V. (2003) A statistical analysis of traveling times and velocities of the tidal wave in the Western Scheldt. Faculteit Wiskunde en Informatica, Technische Universiteit Eindhoven, Eindhoven.

Rose P.M. & Scott D.A. (1994). Waterfowl population estimates. IWRB Publication 29, Slimbridge.

Rose P.M. & Scott D.A. (1997). Waterfowl population estimates (2nd edition). IWRB Publication 44, Wageningen.

Salden, R.M. (1998) Het effect van slibverwijdering in de Beneden Zeeschelde op de waterkwaliteit en slibhuishouding in de Westerschelde. Evaluatie van een bepaling uit de WVO-vergunning onderhoudsbaggerspecie. Rapport RIKZ/1998.015

Salden, R.M (1998) Prognose voor de ontwikkeling van de slibbalans in de beneden Zeeschelde bij continuering en beëindiging van de slibverwijdering bij Kallo: een blik in de toekomst als vervolg op RIKZ rapport RIKZ 98-015. Rapport 98.128x, Rijksinstituut voor kust en Zee.

Schep, I. (2006) Ecotopenkaarten Westerschelde. Werkdocument bij de edities 1996, 2001 & 2004. Notitienummer ZLMD-06N.016. Rijkswaterstaat Zeeland, Meetadviesdienst, Middelburg.

Scott D.A. & Rose P.M. (1996). Atlas of Anatidae populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International Publication 41, Wetlands International, Wageningen.

Spaendonk van, J.C.M., J.C. Kromkamp & P.R.M. de Visscher (1993) Primary production of phytoplankton in a turbid coastal plain estuary, the Westerschelde (The Netherlands). *Neth. J. Sea Res.* 31: 267-279

Hartog, G. den, Spronk. G. (1997) Deeltjesgrootte bepaling met voorbehandeling (RIKZ-methode) en zonder voorbehandeling (McLaren-methode) Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg

Stapel, J., D. de Jong (1998) Sedimentatiemetingen op het schor bij Waarde en het Verdrongen Land van Saeftinge, Westerschelde (ZW Nederland), Sedimento et submergo, Rapport RIKZ-98-022, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg

Stapel, J. & D. de Jong (1998) Ontwikkelingen in de biomassa van het microfytobenthos in de Oosterschelde en Westerschelde in de periode 1981-1996. Rapport RIKZ-98.023

Stikvoort, E.C., & Vink, M.A., (2001) Datarapportage ecologie, Monitoring verruiming Westerschelde (T2, t/m 2000) Werkdocument RIKZ/AB/2001.817x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Stikvoort, E.C., D. de Jong (2003) Sedimentsnelheid op Westerschelde-schorren, 1988-2002, Werkdocument RIKZ/OS/2003.807x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg

Stikvoort, E.C. (2005) MOVE: update datarapportage benthos en sedimentatiesnelheden op schorren. Werkdocument RIKZ/ZDO/2005.805.w, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Stikvoort E. (ed.), Berrevoets, C., Kuijper, M., Lefèvre, F., Liek, G-J., Lievaart, M., van Maldegem, D., Meininger, P., Peters, B., Pouwer, A., Schippers, H., en Wijsman, J. (2003). Monitoring van de effecten van de verruiming 48'-43'. MOVE-rapport 7: MOVE Hypothesendocument 2003. Onderliggende rapportage bij MOVE-rapport 8 (deel A en B) Evaluatierapport 2003. Rapport RIKZ/2003.009, Middelburg

Stoorvogel, A.A., Habets, L.C.G.J.M. (2002) Rapport tijdreeksanalyse Westerschelde, Faculteit Wiskunde en Informatica, Technische Universiteit Eindhoven, Eindhoven.

Stoorvogel, A.A. & L.C.G.J.M. Habets (2002) Vervolgrapport Tijdreeksanalyse Westerschelde - zoutgehalte, doorzicht, bodemdieren. Technische Universiteit Eindhoven

Storm, C., Van Maldegem, D.C. (1997) De scheldebodem in 1992/93, resultaten van een bodembemonstering vanaf de Scheldemonding tot aan Rupelmonde. Werkdocument RIKZ/AB-9783.4x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg

Stronkhorst, J. (1986) The influence of the spectral composition of irradiance on primary production in the Eastern Scheldt (The Netherlands). Hydrobiological Bulletin 22(2): 127-134

Strucker R.C.W. Hoekstein M.S.J. & Meininger P.L. (2005). Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2004, met een samenvatting van 2003. Rapport RIKZ/2005.016. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Strucker R.C.W. Hoekstein M.S.J., Wolf P.A. & Meininger P.L. (2006). Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2005. Rapport RIKZ/2006.008. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Technische Scheldecommissie, subcommissie Westerschelde (1984) Verdieping Westerschelde studierapport, programma 48'- 43'.

Tulp I., Poot M.J.M., Meininger P.L., Berrevoets C.M. & Boudewijn T.J. (2001). Aantalsontwikkeling van watervogels in de Westerschelde. Mogelijke effecten van de vaargeulverruiming in 1997-2000. Bureau Waardenburg rapport nr. 01-045, Rijksinstituut voor Kust en Zee Werkdocument RIKZ OS/2001-825x. Culemborg/Middelburg.

Veen van, J (1950). Eb-, en vloedsschaar systemen in de Nederlandse getijwateren. Koninklijk Nederlands Aardrijkskundig Genootschap, pp. 303-325

Vereeke, S.J., A.W. van Kleef, N.L. Houtekamer & S.A. de Jong (1995) Verwachte effecten verdieping Westerschelde. NOTA AX 94.091, 20 januari 1995, RWS Directie Zeeland

Visser H. (2004). Estimation and detection of flexible trends. Atmospheric Environment 38: 4135-4145.

Vos, P.C. (1986) De sediment stabiliserende werking van benthische diatomeeën in het intergetijdengebied van de Oosterschelde. Rapport RWS-86-03

Vroon, J., T. Pieters en C. Storm (1993). Het Schelde-estuarium, de verdieping 48'/43'. Adviezen en witte vlekken. Werkdocument GWWS-93.858x. RWS-DGW.

Vroon, J.H., Storm, C., Uit den Boogaard, L.A., en Coosen, J. (1996). Habitatarealen in de Westerschelde; veradneringen tussen 1960 en 1990 en een prognose voor de toestand na de komende verdieping, Werkdocument RIKZ/AB/96.815x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Vroon, J., C. Storm & J. Coosen (1997) Westerschelde, stram of struis? Eindrapport van het Project Oostwest, een studie naar de beïnvloeding van fysische en verwante biologische patronen in een estuarium. Rapport RIKZ-97.023, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Wang, Z.B., Jeuken, M.C.J.L. (2002) Baggerbezwaar vanwege vaargeulonderhoud en actualisering van de stortcapaciteit in de Westerschelde op basis van het onderbouwde cellenconcept. Memo 15 november 2002. WLIDelft Hydraulics, Delft.

Wetlands International (2002). Waterbird Population Estimates – Third Edition. Wetlands International Global Series No. 12. Wetlands International, Wageningen.

Wetsteyn, L.P.M.J., R.N.M. Duin, J.C. Kromkamp, M.J. Latuhihin, J. Peene, A. Pouwer & T.C. Prins, (2003) Verkenning draagkracht Oosterschelde. Onderzoek naar veranderingen en trends in de Oosterschelde in de periode 1990 t/m 2000. Rapport RIKZ/2003.049

Wijsman, J. (2003) MOVE bodemdieren. Effecten van verruiming op de biomassa bodemdieren in de Westerschelde 1990-2001. Werkdocument RIKZ/AB/2003.806x, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Ysebaert, T., P. Meire, J. Coosen & K. Essink (1998) Zonation of intertidal macrobenthos in estuaries of Schelde and Ems. Aquat. Ecol. 32: 53-71.

Ysebaert, T. & P. Meire (1999) Macrobenthos of the Schelde estuary: predicting macrobenthic species responses in the estuarine environment. A statistical analysis of the Schelde estuary macrobenthos within the ECOFLAT project. Report IN/99.19, Institute of Nature Conservation, Brussel, Belgium.

Ysebaert, T. (2000) Macrozoobenthos and waterbirds in the estuarine environment: Spatio-temporal patterns at different scales. PhD-thesis University of Antwerp.

Ysebaert, T. & P. Herman (2002) Beschrijven, modelleren en voorspellen van bodemdieren in een estuariene omgeving. NIOO-CEME Rapport 2002-6, KNAW-NIOO, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

Witteveen+Bos (1999) Getijanalyse Westerschelde, Project Rw741.1, Witteveen+Bos.

Bijlage A Overzicht meetplan MOVE

Toelichting: De bijlage geeft een overzicht van de voorgenomen monitoring met achterliggende motivatie, in hoeverre specifiek voor MOVE is gemonitord. De tabel is ingevuld, voor zover de informatie hierover direct beschikbaar was.

Fysica	Locatie /gebied	Periode	Frequentie	Toelichting	Specifiek MOVE	Door MOVE betaald	Gebruikt in evaluatie	Opmerking
Vaklodingen	Vak 1, 2, 3		2/jr tot 2003, daarna 1/jr	Verandering areaal en inhoud geulen	Vak 1 2 3	MWTL MOVE	Vak 1 2 3	
	Vak 4 5 6 18		1/jaar	Idem	Vak 4 5 6 18	MWTL MOVE	Vak 4 5 6	
	Vak 12 13 14		1/4jaar			MWTL	Nee	
	Vak 15 16 17 19 44		1/2jaar			MWTL	Nee	
Detaillodingen	Drempels Bath, Valkenisse, Hansweert, Borssele		4/jaar	Hoogte van de verlaagde drempels		nee	Nee	
	Vaarwaters Bath, Middelgat, Pas v Terneuzen		1/jaar			nee	Nee	
	Stortvakken kust Vlissingen, Z-Vlaanderen		1 - 2/jaar			nee	Ja	
	Buiten veerhaven Perkpolder, Breskens		1 - 2/jaar			nee	Nee	
Kustlodingen	Breskens-Zwin		1jaar			nee		
Oeverlodingen	Westerschelde		1/jaar	Inscharen oevers		nee	Nee	
Detaillodingen geulwand-verdedigingen	Westerschelde	1997-2011	1 tot 2/jr	Ontwikkeling voorland en inscharing geulwand		nee	Ja	
Waterpassingen	Schorren	1999, 2005		Verandering oppervlakte en volume schorren	niet uitgevoerd	-	Ander project: schor/slik, erosie schorren	Ipv kaolien gebruikt
	Slikken en platen		1/2jaar	Verandering oppervlakte slikken en platen	aanvulling op vakloding		Ja	meting zit in vaklodingen
	Slikken achter geulwand-verdediging		1/2jaar	Verandering oppervlakte slikken tot stand gebracht	Idem		Ja	Idem

Hoogteopname	Hoogte plaat- en slikgebieden	Vroeger 12/jr, nu 4/jr	Sedimentatie erosie	intergetijde zone 29 raaien	Ja, ontwikkeling slikken achter geulwand- verdediging	
Luchtfoto- opnamen	Droogvallende delen (laser) Schorren	2001, 2004 1998, 2003	Verandering ecotopen Verandering ecotopen	x	Droogvallende delen Schorren	
Debietmetingen	Raai 1 t/m7, 9 t/m 12, 14	1/5 jaar	Verandering debieten	ja	Raai 2 t/m 7, 9,10	Raai 5a en 7 t/m 2002 1/jr
Sedimentmeting	Hele Westerschelde Slikken Everingen en Hooge Platen	2002 1997, 2000	Verandering ecotopen Veraderen ecotopen	Intergetij- dengebied Ja	ja Ja	Ja Ja Mc Laren Mc Laren, alleen intergetijden- gebied
Sediment- samenstelling	Micro fyto benthos raaien (12 locaties)	1/jaar	Verfijnen samenstelling bodemsediment		Ja	
Zoutgehalte	Voordelta, Schaar van Ouden Doel, Hansweert, Vlissingen	Continu 1/10min	Verandering zoutgehalte		Ja	Meetnet Zege; Sept/okt
Baggerhoeveel- heid (beun)	Alle baggerlocaties	elk schip	Bepalen baggerhoeveel- heid		Ja	

Biologie	Locatie /gebied	Periode	Frequentie	Toelichting	Specifiek MOVE	Door MOVE betaald	Gebruikt in evaluatie	Opmerking
BOD	Vlissingen, Terneuzen, Hansweert, Schaar van Ouden Doel		6-26/jaar	Zuurstofverbruik weinig verandert				
DOC, POC	Vlissingen, Terneuzen, Hansweert, Sch.v Ouden Doel		6-26/jaar	Meer organisch materiaal in waterkolom				
Fytoplankton, biomassa/soort	Sch v Ouden Doel, Hansweert, Vlissingen		1/14dg - 1/mnd	Primaire productie niet verandert				
Chlorofyl-a	Sch v Ouden Doel, Hansweert, Vlissingen		18-26/jaar	Doorzicht buiten stortlocaties niet verandert				
Lichtinstraling	Vlissingen		Dagintegraal	Idem				
Doorzicht	8 locaties in WS		12-18/jaar	Idem				
Extinctie	Vlissingen, Terneuzen, Hansweert, Sch.v Ouden Doel		6-18/jaar	Idem				
Fytobenthos (biomassa)	Intergetijdengebied 30 raaien		1/mnd	Fytobenthos verandert	29 raaien 1/3mnd			

Macrozoobenthos	Plot 1 2 3 4 en 13 raaien intergetijdenzone	2/jaar	Biomassa verandert	Plot 4 en 11 raaien inter- getijdenzone			
Garnaal, vis	Geulen	1/jaar	Kinderkamers afnemen				
Hyperbenthos	Schorkreken en nevengeulen	1/mnd					HW tellingen
Vogels	Conditie steltlopers (platen en slikken) broedvogels (schorren)	1/mnd	Foerageer- mogelijkheden veranderen	Jonge Visdieven en ruiende Bergeenden in 2002 en 2004	Nee		MWTL: Bergeenden/ AugSteltlope rs/mnd, Sterns/jr
Schorvegetatie	Alle schorren	1998, 2003, 2006	Vegetatiezones niet veranderen	Waarde 16 (gestopt), Selena 29			
Ecotopen	Schorren, platen en slikken	2001, 2006	Ecotopen veranderen	Gebiedsdekkend van teen dijk tot teen dijk	Nee	Bimon: kartering	WVO RIZA pakket
Verontreini- gingen in waterbodem	30 baggerlocaties	1/jaar	Bodemkwaliteit nauwelijks verandert				
Bodemmonsters	Intergetijdengebied	1995, 1999, 2003	Idem	Intergetijden- gebied Kaolien schorren	Nee	Ander project vanaf 2004	RIZA pakket

Chemie	Locatie /gebied	Periode	Frequentie	Toelichting	Specifiek MOVE	Door MOVE betaald	Gebruikt in evaluatie	Opmerking
Verontreiniging in waterfase	7 locaties		6 - 18/jaar	Waterkwaliteit niet verslechtert				RIZA pakket
Verontreiniging in waterfase/ Zw stof	Schaar van Ouden Doel		13 of 26/jaar	Idem				RIZA pakket
Verontreiniging in Zw stof	Vlissingen Terneuzen Wielingen		4/jaar	Idem				

Bijlage B Recente rapporten mbt zwevend stof versus doorzicht

- 1) Stortingen van baggerspecie vrijgekomen bij de verruimingswerkzaamheden in de periode juli 1997 t/m juli 1998:
 - 2) Stortingen van onderhoudsbaggerspecie in het algemeen en stortingen van onderhoudsbaggerspecie in de Schaar van Spijkerplaat vanaf 1997:
 - 3) Stortingen van havenslib uit de Zeeuwse havens sinds 1997:
- Voor 1), 2) en 3) zie Lefèvre & Kornman (2002), waarin de gevolgen voor het doorzicht en de zwevend stof gehalten bij Vlissingen boei SSVH worden beschreven naar aanleiding van het veranderde stortregiem in de Westerschelde, waarbij vanaf 1997 niet meer in het oostelijke deel, maar alle specie in het westelijke deel wordt gestort. Uit een pilot onderzoek naar de gevolgen voor de troebelheid van speciéstortingen in de Schaar van Spijkerplaat. Uit de waarnemingen bleek dat het doorzicht op de locatie Vlissingen boei SSVH na 1997 afgenomen is en dat het zwevend stof gehalte gelijk is gebleven. Voor zover na te gaan, is het bij deze constatering gebleven. Hieronder wordt een overzicht gegeven van stortingen van onderhoudsbaggerspecie en havenslibspecie in de Westerschelde:

Onderhoudsbaggerspecie					Havenbaggerspecie					Totaal stortingen				
Alle waarden zijn profielkuubs in miljoen m³														
Jaar	West	Midden	Oost	Totaal	West	Midden	Oost	Totaal	West	Midden	Oost	Totaal		
1990	0,7	2,4	3,4	6,5										
1991	0,8	3,6	3,6	8,0										
1992	0,9	2,2	3,8	7,0										
1993	3,1	0,8	2,8	6,7	3,5	0,1	0,2	3,7	6,6	0,9	3,0	10,4		
1994	1,0	3,4	3,8	8,3	3,6	0,1	0,0	3,7	4,6	3,5	3,9	11,9		
1995	1,9	4,4	2,6	8,9	3,4	0,7	0,2	4,3	5,3	5,1	2,8	13,2		
1996	1,4	4,4	3,0	8,9	2,5	0,4	0,0	2,9	3,9	4,8	3,1	11,8		
1997	5,4	3,1	1,4	9,9	2,9	0,1	0,1	3,1	8,3	3,2	1,5	13,1		
1998	8,1	4,0	0,5	12,6	2,0	0,3	0,0	2,3	10,1	4,4	0,5	15,0		
1999	6,7	3,9	0,5	11,1	4,2	0,5	0,1	4,8	10,9	4,4	0,7	16,0		
2000	4,9	3,9	0,6	9,5	7,0	0,3	0,0	7,3	11,9	4,2	0,6	16,7		
2001	5,1	4,1	0,6	9,8	5,2	0,2	0,1	5,5	10,4	4,3	0,7	15,4		
2002	3,5	3,2	0,7	7,4	4,4	0,5	0,0	4,9	7,9	3,7	0,7	12,3		
2003	1,9	3,0	1,7	6,5	3,2	0,2	0,0	3,4	5,1	3,1	1,7	9,9		
2004	3,5	1,8	1,3	6,6										

De tabel laat zien dat qua orde van grootte de stortingen vanuit de Westerschelde havens niet in de tijd veranderd zijn. Stortingen van onderhoudsbaggerspecie zijn na 1996 wel fors toegenomen. Het slib aandeel in de havenbaggerspecie is veel groter (tot ca. 50%) dan het slibpercentage (5% of minder) in de onderhoudsbaggerspecie. Dit betekent dat de stortingen vanuit de Westerschelde havens naar verwachting niet de oorzaak zijn van de grote verandering in doorzicht en primaire productie.

Onderhoudsslib is recent en geflocculeerd en havenslib zal 'leeggegeten' zijn, niet flocculeren en mogelijk daardoor een hoog aandeel van partikels < 2µm hebben. Deze partikels < 2µm blijven op het zwevende stof filter achter en wegen niet al te veel (mond. Meded.

Gerard Spronk, RIKZ). Partikels < 2µm kunnen echter wel een relatief grote lichtuitdoving veroorzaken.

- 4) Lozing van WOV-slurry bij Terneuzen en storting van Boomse klei uit het tunneltracé in de Pas van Terneuzen (Kornman & Van Maldegem, 2002):

Gedurende de periode eind juli 1999 t/m februari 2002 zijn de twee tunnelbuizen van de Westerschelde Oever Verbinding geboord. Bij het boren is ongeveer 1.3 miljoen m³ materiaal vrijgekomen, dat uit zand en fijner sediment (Boomse klei, slib) bestond. Het fijnere sediment kwam tijdens het boren als twee vormen vrij: in vaste vorm als stevige kleibrokken en in vloeibare vorm als slurry, waarin klei en slib met water zijn vermengd. De kleibrokken zijn met schepen in de Pas van Terneuzen gestort, de slurry werd via een pijpleiding in de Westerschelde bij Terneuzen gepompt. Er is geconcludeerd dat het verspreiden van het slib geen negatief effect heeft gehad op de morfologie en de slibhuishouding van de Westerschelde en dat de geconstateerde effecten zoals een toename van de troebelheid en een verhoogde sedimentatie heel lokaal, tijdelijk en/of klein zijn.

- 5) De slibafvoer van de Schelde is ook afgenomen. Dat heeft te maken met sanering op Belgisch grondgebied vanaf 1990.
- 6) Vanaf toevoergeul Zandvlietsluis wordt weer wat meer slib afgevoerd omdat het slib daar mechanisch in suspensie wordt gebracht zodat het met de stroming mee afgevoerd wordt.
- 7) Invloed speciëstortingen uit de toegangsgeul en haven van Zeebrugge op water- en bodemkwaliteit Westerschelde (Van Maldegem & Vroon, 1995):

Voor het onderhoud van de vaarwegen en havens langs de Belgische kust wordt vanaf ongeveer 1980 jaarlijks gemiddeld 25x10⁶ m³ specie gebaggerd in het Scheur, het Pas van het Zand (de toegangsgeul naar de haven van Zeebrugge) en de haven van Zeebrugge. De specie uit het Scheur en het Pas van Zand (20x10⁶ m³/jaar) wordt hoofdzakelijk gestort op de Vlake van de Raan en de specie uit de haven van Zeebrugge (5x10⁶ m³/jaar) wordt op de locatie Paardenmarkt, een ondiepte tussen Zeebrugge en het Zwin, gestort. Door het baggeren en storten aldaar en specifieke hydrografische omstandigheden wordt een bepaald circulatiepatroon van slib in stand gehouden en van waaruit 15% weglekt en zich verplaatst in de richting van de Westerschelde. Omdat dit proces al sinds lang vóór de verdieping aan de gang is, zal het geen verklaring vormen voor de huidige waarnemingen voor wat betreft de veranderingen in het doorzicht.

- 8) Over het effect van slibverwijdering uit de Beneden Zeeschelde (Salden, 1998):

'In de periode 1992 t/m 1994 is 2 miljoen ton droge stof aan baggerspecie definitief verwijderd uit de Beneden Zeeschelde. Deze baggerspecie was afkomstig uit de toegangsgeul naar de Kallosluis en uit de havendokken gelegen achter de Zandvliet en Berendrecht sluizen en is geborgen in onderwatercellen in de Waaslandhaven of opgespoten op land. De slibverwijdering in de Beneden Zeeschelde lijkt weinig gevolgen te hebben voor de troebelheid in de Westerschelde.'

Samenvattend:

Het blijkt dat qua orde van grootte de stortingen vanuit de Westerschelde havens niet in de tijd veranderd zijn. Stortingen van onderhoudsbaggerspecie zijn na 1996 wel fors toegenomen. Het slib aandeel in de havenbaggerspecie is veel groter (tot ca. 50%) dan het slibpercentage (5% of minder) in de onderhoudsbaggerspecie. Dit betekent dat de stortingen vanuit de Westerschelde havens naar verwachting niet de oorzaak zijn van de grote verandering in doorzicht en primaire productie.

Bijlage C Locaties chlorofyl-a bemonsteringen

Op de volgende locaties in de drie deelgebieden (West, Midden en Oost) in de Westerschelde is gemeten op de platen en slikken in de periode 1989 t/m 2005 bodem

Deelgebied west

Locatie id	Locatiennaam	Pl/Slik	Punt id	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2011	Hooge Platen	Plaat	2911			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2912			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2913			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2914			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2921			91	92	93	94	95	96									
			2922			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2923			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2924			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2012	Hooge Springer	Plaat	2901	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2902	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2903	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2904	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2905	89	90	91	92	93	94											
2040	Paulinapolder	Slik	2071			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2072			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2073			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2050	Rammekenshoek	Slik	2221			91	92	93	94	95	96	97	98							
			2222			91	92	93	94	95	96	97	98							
			2223			91	92	93	94	95	96	97	98							
2072	Staartse Nol	Slik	2191			91	92	93	94	95	96	97	98							
			2192			91	92	93	94	95	96	97	98							
			2193			91	92	93	94	95	96	97								
2080	Middelplaat	Plaat	2241						94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2242						94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2243						94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2100	Zuidgors (Slikken van Everingen)	Slik	2171			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2172			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2173			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2120	Plaat van Baarland	Plaat	2231						94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2232						94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2233						94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2130	Pas van Terneuzen	Slik	2061			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2062			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2063			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05

Deelgebied midden

Locatie id	Locatiennaam	Pl/Slik	Punt id	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2140	Platen van Hulst	Slik	2041			91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05

			2042		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2043		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2044		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2051		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2052		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
			2053		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2161 Rug van Baarland	Plaat	2801	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2802	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2803	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2804	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2805	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2806	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2162 Molenplaat	Plaat	2701	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2702	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2703	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2704	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2705		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2706		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
2170 Platen van Ossenisse	Plaat	2601	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2602	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2603	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2604	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2605	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2606	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2607		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2608		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	

Deelgebied oost

Locatie id	Locatienaam	PI/Slik	Punt id	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2220 Waarde	Slik	2401	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2402	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2403	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2404	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2405	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2406	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2407	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2408	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2409	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
2241 Plaat van Valkenisse West	Plaat	2501	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2502	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2503	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2504	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2505	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2506	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2507	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2508	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2509	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
		2510	89	90	91	92	93	94	95	96										
		2511	89	90	91	92	93	94	95	96										

		2512	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2513	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2514	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2515	90	91	92	93	94	95	96									
		2516	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2517	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2518	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01				
		2519	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01				
2242 Plaat van Valkenisse Oost	Plaat	2541	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2542	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2543	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2250 Baalhoek	Slik	2551	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2552	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2553	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2554	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2260 Saeftinge	Slik	2561	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2562	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2563	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2564	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99						
		2571	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2572	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2573	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2574	90	91	92	93	94	95	96	97	98							
		2581	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2582	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2583	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2584	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2585	90	91	92		94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2591									98	99	00	01	02	03	04	05
		2592									98	99	00	01	02	03	04	05
		2593									98	99	00	01	02	03	04	05
2272 Bath	Slik	2121		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2122		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2123		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2280 Appelzak	Slik	2111		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2112		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
		2113		91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05

Bijlage D Belangrijke habitatvariabelen voor microfytobenthos

Vak	Substraat	Positie	Dynamiek	Diepte2	Substraat2	CODE ZES
Midden	zacht	litoraal	hoog		zand	Z2.21f
Midden	zacht	litoraal	laag	laag	zand	Z2.221f
Midden	zacht	litoraal	laag	middelhoog	zand	Z2.222f
Midden	zacht	litoraal	laag	middelhoog	slib	Z2.222s
Midden	zacht	litoraal	laag	hoog	zand	Z2.223f
Midden	zacht	supralitoraal	hoog	x		Z2.31x
Midden	zacht	supralitoraal	laag	x		Z2.3x
Oost	hard	litoraal	x		veen	B1.2x2
Oost	zacht	litoraal	hoog		zand	B2.21f
Oost	zacht	litoraal	laag	laag	zand	B2.221f
Oost	zacht	litoraal	laag	laag	slib	B2.221s
Oost	zacht	litoraal	laag	middelhoog	zand	B2.222f
Oost	zacht	litoraal	laag	middelhoog	slib	B2.222s
Oost	zacht	litoraal	laag	hoog	zand	B2.223f
Oost	zacht	litoraal	laag	hoog	slib	B2.223s
Oost	zacht	supralitoraal	hoog	x		B2.31x
Oost	zacht	supralitoraal	laag	pionier		B2.321
Oost	zacht	supralitoraal	laag	x		B2.3x
West	zacht	litoraal	hoog		zand	Z2.21f
West	zacht	litoraal	laag	middelhoog	zand	Z2.222f
West	zacht	litoraal	laag	middelhoog	slib	Z2.222s
West	zacht	litoraal	laag	hoog	zand	Z2.223f
West	zacht	litoraal	laag	hoog	slib	Z2.223s
West	zacht	supralitoraal	laag	x		Z2.3x

Bijlage E Jaargemiddelde chlorofyl-a

De jaargemiddelde bodem chlorofyl- a gehalte wordt weergegeven in µg chlorofyl-a per g droog sediment op 118 monsterlocaties in de drie deelgebieden (West, Midden en Oost) op platen en slikken in de Westerschelde voor de periode 1989 t/m 2005

West

Locatie id	Locatienaam	Vak (W)	Pl/SI	Punt id	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
2011	Hooge Platen	West	Plaat	2911			3,6	3,4	4,9	2,8	1,7	1,8	3,9	2,5	6,9	5,2	4,8	5,9	5,7	5,5	4,5
				2912			7,0	6,7	13,4	11,0	6,8	5,5	8,3	7,3	11,9	12,2	13,8	9,5	10,2	11,4	9,8
				2913			5,5	6,0	9,1	8,4	3,9	2,8	2,8	4,6	5,7	6,7	5,3	5,4	5,1	3,3	4,4
				2914			4,5	6,1	13,0	6,2	3,8	3,3	3,1	4,9	2,3	4,8	5,3	5,1	4,2	2,5	3,8
				2921			5,0	9,2	13,1	4,8	5,1	1,9									
				2922			6,5	8,7	9,7	9,6	7,8	5,9	7,9	4,9	7,3	6,5	7,6	7,9	9,1	9,7	9,7
				2923			4,2	4,7	3,7	3,3	3,2	2,4	5,6	2,5	4,2	3,6	4,8	5,4	5,3	4,8	5,9
				2924			3,5	5,9	8,3	4,7	2,1	3,6	2,9	2,8	3,2	2,7	4,2	4,8	4,5	2,9	5,7
2012	Hooge Springer	West	Plaat	2901	10,5	5,3	5,3	7,5	9,6	6,6	7,7	5,2	6,6	7,1	8,7	8,5	7,3	6,9	9,4	5,4	4,2
				2902	7,6	7,1	5,7	4,5	8,2	5,9	6,9	3,0	5,7	4,4	7,4	9,0	4,6	8,1	8,6	4,6	5,1
				2903	7,6	3,3	4,6	3,3	7,0	3,7	3,0	1,2	1,9	4,0	1,3	1,3	1,1	1,7	2,0	4,0	5,1
				2904	3,4	2,4	1,7	2,2	1,0	1,1	1,5	0,8	2,0	1,1	1,1	0,7	0,5	0,9	0,9	2,4	2,8
				2905	1,7	0,8	0,8	0,7	0,9	1,7											
2040	Paulinapolder	West	Slik	2071			14,8	13,5	15,4	12,5	11,2	9,3	6,5	10,4	11,1	14,1	10,6	9,5	10,3	10,4	8,2
				2072			15,1	11,2	12,6	13,1	9,2	5,8	6,8	5,5	10,5	12,3	12,8	14,3	11,3	17,2	16,0
				2073			6,8	6,5	7,4	8,8	6,9	6,3	5,1	3,9	5,2	11,8	7,9	7,4	10,0	7,1	5,8
2050	Rammekenshoek	West	Slik	2221			2,8	2,7	4,8	3,3	2,7	0,9	1,5	0,7							
				2222			1,7	1,9	2,9	2,3	1,4	0,6	1,2	0,8							
				2223			1,4	2,5	1,9	1,4	1,3	0,6	1,2	1,0							
2072	Staartse Nol	West	Slik	2191			14,6	13,9	16,3	6,9	7,4	16,7	12,6	4,1							
				2192			29,6	13,2	28,1	15,7	17,0	13,0	10,0	5,0							
				2193			18,4	18,1	29,2	14,6	21,0	19,4	17,4								
2080	Middelplaat	West	Plaat	2241						7,2	5,8	4,8	3,4	3,7	5,3	6,5	7,8	6,5	6,6	5,2	4,3
				2242						6,2	4,2	3,6	3,4	3,6	4,6	4,7	5,9	4,8	5,8	3,1	2,8
				2243						4,8	4,1	3,4	1,8	2,8	2,1	2,4	1,0	1,4	0,7	1,0	0,8
2100	Zuidgors (Slikken)	West	Slik	2171			4,0	6,0	16,0	32,7	16,5	8,9	7,4	8,7	24,3	11,8	12,9	17,0	10,6	22,0	12,3
				2172			2,9	4,9	6,2	7,1	3,4	2,1	4,9	4,0	12,6	8,9	13,0	10,4	7,3	7,9	4,6
				2173			4,4	5,5	6,3	7,2	6,4	1,5	5,3	8,1	4,3	2,8	6,3	4,1	1,5	0,8	1,7
2120	Plaat van Baarlant	West	Plaat	2231						1,3	1,1	0,5	1,4	1,0	0,6	1,1	0,7	1,7	1,8	0,6	0,3
				2232						4,1	1,5	0,9	0,9	0,8	0,7	1,3	8,4	3,7	3,4	8,8	2,8
				2233						2,0	2,8	3,0	3,8	2,4	2,4	1,8	3,2	4,9	4,2	7,9	5,0
2130	Pas van Terneuz	West	Slik	2061			21,8	30,5	30,5	27,6	26,0	15,2	17,8	22,9	31,7	29,2	29,8	33,6	35,5	37,6	39,5
				2062			17,9	9,8	15,8	12,2	9,4	7,9	7,6	11,8	15,0	14,9	20,8	25,6	22,5	19,1	22,0
				2063			7,7	7,7	10,5	10,0	9,1	5,9	7,3	8,0	11,0	13,4	11,5	14,7	14,2	23,0	21,3

Midden

Locatie id	Locatiennaam	Vak (W/P/I/S)	Punt id	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
2140	Platen van Hulst	Midden	Slik	2041			26,3	26,1	26,3	17,6	15,7	11,4	9,4	20,7	24,8	21,8	33,1	33,4	36,8	39,3	36,5
				2042			12,7	10,2	17,1	8,9	8,8	8,9	6,5	10,9	13,1	12,7	12,4	16,4	21,5	37,7	33,9
				2043			11,7	5,4	12,6	8,5	7,2	5,2	4,5	8,8	9,8	5,8	12,2	12,8	14,7	21,2	16,6
				2044			5,7	5,8	6,0	4,3	3,3	3,3	5,1	6,8	6,6	9,6	12,6	6,7	9,9	13,1	9,5
				2051			17,2	18,2	16,3	15,7	9,5	7,1	4,9	10,8	18,5	24,0	34,6	25,9	23,6	15,4	16,0
				2052			11,5	16,2	14,2	15,2	11,5	9,6	14,8	23,4	31,4	36,0	26,5	23,5	25,0	35,9	30,8
				2053			7,7	11,3	12,8	11,4	7,1	3,4	6,7	13,3	20,8	24,0	19,7	18,2	19,5	29,1	23,8
2161	Rug van Baarlant	Midden	Plaat	2801	3,2	2,9	4,4	3,7	5,3	6,0	5,5	2,3	1,4	1,5	2,4	2,6	5,2	7,0	6,1	3,1	4,2
				2802	5,1	3,5	5,2	6,8	7,4	6,3	5,0	2,4	2,1	2,7	5,0	4,7	6,7	6,6	6,1	2,8	5,2
				2803	6,6	3,3	6,3	5,5	6,9	6,0	5,0	3,1	2,5	3,5	6,8	6,3	5,3	5,6	4,0	3,4	5,7
				2804	6,8	3,4	4,5	5,3	6,3	4,8	4,7	1,7	2,3	3,1	5,4	6,0	4,3	3,9	2,3	2,8	4,9
				2805	5,5	2,7	3,3	3,7	5,4	2,9	3,1	1,3	1,7	2,6	3,7	3,7	4,1	2,7	2,2	2,0	5,0
				2806	2,5	1,6	2,1	2,1	2,2	1,5	2,2	0,9	0,8	1,7	2,1	2,8	3,2	2,5	1,8	1,8	3,2
				2162	Molenplaat	Midden	Plaat	2701	6,7	5,7	7,0	5,6	10,2	4,8	3,8	3,9	3,2	4,5	3,2	3,5	4,3
2702	6,9	5,0	5,5					6,9	6,6	2,9	3,7	2,8	3,2	2,9	4,1	2,8	2,8	3,1	3,9	3,8	5,0
2703	8,0	3,0	3,6					3,8	3,6	2,3	2,9	1,9	2,0	1,0	2,8	2,9	2,8	1,5	2,3	1,9	2,4
2704	4,4	1,7	2,7					2,4	2,2	2,0	2,1	1,5	1,5	1,3	2,9	5,8	2,3	1,5	1,8	2,3	3,3
2705			11,7					6,7	12,8	9,8	7,1	5,4	4,9	7,4	11,9	8,1	8,1	10,4	10,8	13,2	17,6
2706			12,4					7,4	7,3	6,8	8,6	6,2	7,8	6,6	8,5	14,0	17,2	12,7	16,2	14,4	18,2
2170	Platen van Osser	Midden	Plaat					2601	4,3	3,6	5,9	4,6	5,0	2,4	2,6	1,4	3,2	7,2	8,1	9,1	13,8
				2602	2,4	1,6	3,3	3,3	4,7	3,3	2,7	1,0	2,3	3,4	9,2	11,5	10,2	6,9	8,6	4,4	2,2
				2603	2,7	2,3	2,5	2,2	2,5	2,9	1,7	0,8	1,5	3,3	8,0	11,2	8,1	5,1	3,5	2,4	0,5
				2604	2,9	3,6	5,6	3,7	1,4	2,6	1,1	0,5	1,1	1,9	4,5	4,3	3,4	2,4	1,6	1,1	0,5
				2605	2,6	2,9	5,0	3,4	3,2	2,5	1,0	0,4	1,6	1,6	3,7	3,3	2,9	1,6	2,4	0,9	0,3
				2606	2,6	2,7	2,9	2,8	3,2	1,8	0,5	0,3	1,3	1,1	2,8	2,5	2,6	1,3	3,0	1,2	0,3
				2607			2,8	1,7	10,9	3,4	0,9	0,7	2,8	4,3	6,4	7,6	10,3	8,6	11,7	7,3	10,8
2608			0,7	0,8	1,8	6,4	5,7	5,3	4,0	3,8	5,5	9,7	4,8	8,3	8,2	9,3	12,1				

Oost

Locatie id	Locatiennaam	Vak (W/P/I/S)	Punt id	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05		
2170	Platen van Osser	Midden	Plaat	2601	4.3	3.6	5.9	4.6	5.0	2.4	2.6	1.4	3.2	7.2	8.1	9.1	13.8	10.6	11.9	7.9	6.1	
				2602	2.4	1.6	3.3	3.3	4.7	3.3	2.7	1.0	2.3	3.4	9.2	11.5	10.2	6.9	8.6	4.4	2.2	
				2603	2.7	2.3	2.5	2.2	2.5	2.9	1.7	0.8	1.5	3.3	8.0	11.2	8.1	5.1	3.5	2.4	0.5	
				2604	2.9	3.6	5.6	3.7	1.4	2.6	1.1	0.5	1.1	1.9	4.5	4.3	3.4	2.4	1.6	1.1	0.5	
				2605	2.6	2.9	5.0	3.4	3.2	2.5	1.0	0.4	1.6	1.6	3.7	3.3	2.9	1.6	2.4	0.9	0.3	
				2606	2.6	2.7	2.9	2.8	3.2	1.8	0.5	0.3	1.3	1.1	2.8	2.5	2.6	1.3	3.0	1.2	0.3	
				2607			2.8	1.7	10.9	3.4	0.9	0.7	2.8	4.3	6.4	7.6	10.3	8.6	11.7	7.3	10.8	
				2608					0.7	0.8	1.8	6.4	5.7	5.3	4.0	3.8	5.5	9.7	4.8	8.3	8.2	9.3
2220	Waarde	Oost	Slik	2401	2.9	8.3	7.2	1.6	10.6	4.4	4.9	5.4	7.3	6.5	5.5	6.5	5.9	6.2	23.7	23.7	13.5	
				2402	3.1	8.3	3.9	1.4	4.7	1.7	1.9	3.1	4.4	4.5	2.1	4.1	3.1	5.4	20.4	30.3	10.8	
				2403	0.8	1.6	1.4	0.8	3.1	2.3	1.8	2.0	3.0	2.8	2.1	2.8	2.5	3.7	17.8	30.4	10.4	
				2404	3.1	5.6	2.4	0.7	3.0	2.6	1.4	1.2	5.3	2.1	2.4	2.5	3.2	3.3	24.6	33.1	25.3	
				2405	1.3	1.2	1.2	0.2	0.9	0.6	0.6	0.4	1.3	0.7	0.8	1.4	0.9	1.7	19.5	41.4	19.3	
				2406	0.8	0.7	0.6	0.3	2.0	1.3	1.3	1.4	3.7	1.5	4.7	3.3	5.8	4.9	15.7	37.3	16.1	
				2407	8.5	5.8	5.6	1.1	6.7	6.9	6.8	10.6	6.6	2.3	3.9	4.8	12.3	5.4	11.4	12.4	22.9	
				2408	4.1	2.4	4.3	0.7	4.8	3.5	3.0	2.4	3.6	2.6	2.1	2.9	5.3	8.7	14.7	19.0	18.0	
2241	Plaat van Valken	Oost	Plaat	2501	9.8	4.6	5.5	5.1	6.1	11.0	5.8	5.2	3.7	2.9	5.7	8.4	9.9	10.5	10.5	7.7	8.1	
				2502	4.9	4.1	3.6	3.6	3.8	4.4	4.4	2.3	2.1	2.9	3.8	6.7	9.9	9.5	11.7	7.8	9.0	
				2503	2.4	3.4	2.4	3.0	4.0	3.1	3.0	1.9	2.9	3.1	3.0	3.5	4.6	2.0	1.6	2.9	1.8	
				2504	2.0	2.1	4.4	1.9	3.5	3.6	1.9	1.3	3.6	2.4	2.1	3.3	3.7	1.0	2.2	1.8	1.6	
				2505	1.7	2.1	2.7	1.8	2.4	3.0	1.8	1.1	1.9	2.0	1.4	2.7	2.9	1.0	1.8	2.5	1.6	
				2506	0.8	0.8	1.8	1.7	2.0	1.8	1.6	0.9	1.5	1.2	1.2	2.1	1.5	0.8	1.9	2.2	1.8	
				2507	2.3	4.5	4.3	6.8	9.3	11.8	14.3	7.1	8.0	8.4	9.6	11.4	20.3	18.7	16.4	22.0	17.1	
				2508	2.5	3.3	6.0	6.4	7.7	10.7	13.7	10.7	7.3	7.7	11.7	13.3	16.0	25.0	17.7	22.1	17.0	
2242	Plaat van Valken	Oost	Plaat	2509	4.3	4.4	3.3	2.5	2.9	2.6	6.1	5.1	4.7	3.9	5.6	7.6	8.6	13.5	13.8	8.0	11.8	
				2510	4.3	5.5	2.8	1.6	1.2	2.0	2.6	1.6										
				2511	3.4	3.0	2.0	1.1	1.2	1.8	1.5	0.8										
				2512		0.6	4.5	4.4	7.3	8.6	10.3	9.8	7.8	10.5	13.9	14.0	19.1	20.1	22.1	20.0	18.1	
				2513		0.0	0.9	1.2	1.3	2.6	1.0	1.3	1.9	0.8	5.0	4.9	6.0	5.7	6.1	6.2	8.0	
				2514		0.1	0.8	0.9	0.7	1.8	0.5	0.5	0.8	3.5	0.9	4.0	3.3	4.0	8.3	4.1	3.1	
				2515		0.1	0.6	0.8	0.3	0.5	0.3	0.2										
				2516		4.5	9.8	8.9	10.1	12.6	8.8	6.4	5.7	8.1	10.8	12.5	17.5	16.5	12.0	1.7	0.6	
2250	Baalhoek	Oost	Slik	2517		5.6	10.4	8.2	6.7	7.7	7.0	2.3	4.0	6.8	10.1	8.0	11.0	1.3	0.7	1.7	0.8	
				2518		2.1	4.4	3.4	10.7	6.2	4.1	0.9	0.9	1.8	1.9	1.5	0.6					
				2519		1.3	4.0	2.6	4.7	3.6	3.0	0.6	0.6	1.4	1.1	0.8	0.2					
				2541		1.8	4.8	1.5	2.7	2.4	1.8	1.4	2.2	3.0	3.5	4.0	9.4	7.5	9.8	11.3	7.6	
				2542		4.8	5.3	1.8	4.0	3.2	2.1	1.4	2.2	1.5	3.2	5.2	10.6	10.4	10.8	8.1	8.0	
				2543		2.2	3.3	0.7	0.6	0.8	0.8	0.5	0.6	0.9	1.6	2.3	2.9	4.3	4.0	4.0	4.8	
				2551		20.0	16.4	13.7	23.2	14.5	14.5	7.7	12.4	11.9	18.2	12.1	11.0	11.7	12.6	16.3	13.9	
				2552		15.6	13.4	9.8	13.9	11.7	6.8	4.7	5.0	4.7	6.5	8.0	8.9	8.8	13.2	18.0	31.2	
2260	Saeftinge	Oost	Slik	2553		13.2	9.3	6.8	5.9	5.0	4.2	3.4	4.6	4.7	8.3	9.8	11.7	16.4	14.2	14.9	10.0	
				2554		7.4	5.9	5.1	4.1	3.4	1.6	1.6	1.9	1.1	1.4	2.6	1.3	1.6	2.0	4.8	3.5	
				2561		11.6	11.4	9.2	8.9	6.6	6.8	5.0	5.0	9.8	13.0	16.3	22.6	18.9	17.4	18.1	18.7	
				2562		4.2	12.6	5.7	7.2	6.5	5.9	5.4	5.1	6.8	8.9	14.3	15.9	13.0	14.9	12.3	7.1	
				2563		0.4	1.2	0.8	2.8	1.5	0.6	1.0	1.2	0.7	1.0	1.4	1.2	1.6	2.4	0.9	1.3	
				2564		0.2	0.8	0.6	2.4	0.9	0.3	0.2	0.9	0.2	0.5							
				2571		0.7	5.3	3.1	4.9	4.4	2.5	2.5	3.2	4.8	7.9	8.5	9.4	9.6	11.8	7.2	8.2	
				2572		0.2	1.8	1.4	2.0	3.1	0.6	0.4	1.4	2.2	2.1	2.4	3.0	1.9	5.2	8.8	14.6	
2272	Bath	Oost	Slik	2573		0.0	0.5	0.2	0.5	1.2	0.2	0.2	1.1	1.6	1.4	1.9	3.1	1.4	2.8	2.0	1.2	
				2574		0.0	0.2	0.0	5.1	0.1	0.2	0.1	3.9	4.1								
				2581		1.7	5.5	6.3	3.7	5.2	3.8	3.6	5.7	4.2	10.9	9.0	15.7	17.8	10.4	9.5	9.0	
				2582		0.4	2.9	3.5	2.7	2.5	3.2	3.2	4.0	6.8	8.7	9.6	14.4	15.3	12.7	11.9	9.6	
				2583		0.7	1.7	1.9	1.6	3.0	2.2	2.0	2.9	4.0	6.9	7.9	12.5	10.9	10.1	10.1	6.5	
				2584		0.3	1.4	1.0	1.7	1.5	0.8	0.6	1.9	1.4	2.5	3.1	6.1	5.5	7.6	5.1	4.4	
				2585		0.1	1.2	0.4		0.9	0.6	0.2	1.5	1.4	1.2	1.7	2.4	2.2	2.5	2.6	5.3	
				2591										9.2	9.0	8.7	6.7	4.3	4.3	5.1	1.8	
2280	Appelzak	Oost	Slik	2592										6.8	6.7	11.5	5.8	6.0	3.7	3.0	2.2	
				2593										2.9	2.5	3.9	5.1	4.4	4.4	5.6	5.6	
				2121				14.7	23.0	27.0	20.7	19.7	14.1	14.2	16.6	21.9	31.9	38.1	22.6	24.6	16.6	10.8
				2122				15.0	16.3	19.3	16.4	14.1	11.8	8.9	10.6	17.2	19.0	24.5	19.8	14.9	10.9	12.6
				2123				6.9	11.1	11.3	14.7	17.4	6.0	8.3	13.9	8.9	11.9	18.3	19.9	12.4	8.0	6.8
				2111				14.2	17.8	25.9	13.1	15.4	16.2	17.3	9.4	15.5	14.7	46.8	23.1	29.2	15.3	12.4
				2112				8.9	9.7	16.2	10.2	10.3	14.1	10.2	8.0	9.4	12.1	38.9	17.7	27.5	11.9	12.8
				2113				5.7	6.4	9.7	6.4	6.5	6.2	8.3	9.2	6.6	9.8	15.9	12.7	16.9	11.1	9.9

Bijlage F Jaarproductie

De geschatte jaarproducties worden in g C m⁻² weergegeven voor de 118 monsterlocaties in de drie deelgebieden (West, Midden en Oost) op platen en slikken in de Westerschelde voor de periode 1989 t/m 2005.

West

Locatie id	Locatienaam	Vak (W/P/I/S)	Punt id	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
2011	Hooge Platen	West	Plaat	2911			72	68	95	57	39	39	76	52	129	99	93	111	108	105	87
				2912			131	126	243	200	127	104	154	136	216	222	249	175	186	208	179
				2913			105	114	168	156	76	57	57	89	107	125	101	103	97	66	86
				2914			87	115	235	117	76	66	63	94	49	91	100	97	81	52	74
				2921			96	169	238	93	97	42									
				2922			122	160	178	177	145	111	146	95	136	121	141	147	168	178	178
				2923			83	91	73	66	64	50	106	52	82	72	93	102	101	93	112
				2924			70	112	154	90	45	72	59	58	64	56	81	92	87	60	109
2012	Hooge Springer	West	Plaat	2901	193	102	100	140	176	124	143	99	123	132	161	157	136	128	173	102	83
				2902	140	133	108	88	152	111	129	61	109	85	138	165	88	150	159	90	98
				2903	141	66	89	65	131	73	60	30	41	78	31	31	28	37	43	78	98
				2904	68	51	37	47	25	27	35	22	44	27	27	21	16	24	24	51	57
				2905	38	23	22	21	24	37											
2040	Paulinapolder	West	Slik	2071			268	244	278	227	205	171	122	191	202	256	194	175	189	191	152
				2072			273	205	229	238	169	110	127	105	193	223	233	259	205	309	289
				2073			127	121	139	162	129	119	98	76	99	214	146	139	184	133	110
2050	Rammekenshoek	West	Slik	2221			58	55	93	66	56	24	34	20							
				2222			38	42	60	49	33	19	30	23							
				2223			33	52	41	33	31	19	29	26							
2072	Staartse Nol	West	Slik	2191			265	251	293	128	137	301	230	80							
				2192			528	239	501	283	307	236	184	95							
				2193			330	326	519	264	376	348	313								
2080	Middelplaat	West	Plaat	2241						134	109	92	67	73	101	123	145	122	124	99	83
				2242						118	81	72	68	72	89	91	111	93	110	63	57
				2243						93	81	69	41	58	46	50	27	32	21	25	22
2100	Zuidgors (Slikken)	West	Slik	2171			78	113	288	580	297	163	138	160	433	214	233	305	194	393	224
				2172			60	93	117	133	67	46	94	78	230	165	236	190	135	147	89
				2173			84	104	118	134	120	35	100	151	84	57	118	80	35	23	38
2120	Plaat van Baarlant	West	Plaat	2231						31	27	17	33	26	18	27	21	38	40	19	14
				2232						81	35	25	24	22	20	31	155	73	68	163	58
				2233						43	57	61	75	51	50	39	65	94	83	146	96
2130	Pas van Temeuz	West	Slik	2061			389	542	543	492	464	275	320	410	564	519	530	597	631	667	701
				2062			322	180	285	222	172	147	141	214	270	269	372	456	401	342	394
				2063			143	143	193	184	167	112	136	149	201	243	209	266	257	411	381

Midden

Locatie id	Locatiennaam	Vak (W/Pl/Sl)	Punt id	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	
2140	Platen van Hulst	Midden	Slik	2041			469	466	469	316	283	208	172	370	442	390	589	594	652	696	647
			2042			231	188	308	164	162	164	123	199	237	231	225	295	385	668	603	
			2043			213	103	228	156	135	100	87	162	180	110	222	232	266	380	299	
			2044			107	109	114	84	67	65	97	127	123	177	229	125	182	238	175	
			2051			309	327	293	282	175	132	95	197	332	429	615	461	422	277	288	
			2052			209	293	257	274	210	177	267	417	558	638	473	420	446	637	547	
			2053			144	206	233	207	132	67	126	242	372	429	354	327	349	517	425	
2161	Rug van Baarlant	Midden	Plaat	2801	65	60	85	73	102	114	105	49	33	35	50	53	99	131	116	63	81
				2802	97	70	100	127	138	118	96	50	45	55	95	91	126	123	115	58	100
				2803	124	66	119	105	130	113	95	62	53	69	128	118	101	107	78	67	107
				2804	128	67	87	102	119	92	91	38	48	63	103	114	84	76	49	58	94
				2805	105	55	66	74	103	59	62	30	39	54	74	72	80	56	47	43	96
				2806	52	37	45	45	46	35	47	25	23	39	44	58	64	53	40	40	64
2162	Molenplaat	Midden	Plaat	2701	126	108	132	107	187	93	75	77	64	87	65	69	84	101	94	63	115
				2702	129	96	105	129	124	59	73	57	64	59	80	57	58	63	77	75	95
				2703	148	60	71	74	72	49	59	42	44	26	57	60	57	35	49	42	51
				2704	85	38	55	51	48	43	45	34	34	31	59	110	48	35	40	48	66
				2705			213	126	233	181	132	102	94	138	217	150	150	190	197	240	317
				2706			226	138	135	128	159	116	145	124	158	254	309	232	291	260	328
2170	Platen van Osser	Midden	Plaat	2601	84	71	112	89	95	51	53	32	65	134	150	168	251	194	216	147	115
				2602	50	37	67	67	91	66	55	26	49	67	169	209	186	128	158	86	46
				2603	55	48	52	46	53	60	38	23	34	66	149	205	151	97	69	50	16
				2604	59	71	107	74	33	53	27	17	28	41	87	83	67	50	36	28	16
				2605	54	58	96	69	64	51	25	14	36	37	73	66	60	37	51	24	13
				2606	53	55	59	58	65	40	16	13	32	27	57	53	53	31	61	29	13
				2607			56	38	199	68	24	20	57	83	120	141	189	159	213	136	198
	2608			20	22	40	121	108	101	78	75	105	179	93	154	151	171	221			

Oost

Locatie id	Locatienaam	Vak (W/P/I/S)	Punt id	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05		
2220	Waarde	Oost	Slik	2401	59	154	135	36	195	86	94	103	136	122	104	122	111	116	424	423	245	
				2402	63	154	77	32	90	39	41	63	85	87	46	81	63	102	365	538	198	
				2403	21	36	32	23	63	48	40	43	61	58	45	56	52	72	320	541	191	
				2404	62	107	51	21	61	54	33	29	101	45	50	52	64	66	439	589	451	
				2405	32	29	28	12	23	19	18	15	32	21	22	32	24	39	349	733	347	
				2406	22	21	19	13	43	31	32	32	73	34	91	66	110	94	284	662	289	
				2407	158	110	105	27	125	130	128	194	123	48	76	92	224	102	208	226	409	
				2408	80	51	83	20	93	69	60	50	72	53	45	60	101	161	266	340	323	
				2409	54	57	67	25	55	57	54	30	73	30	140	328	697	434	156	193	131	
2241	Plaat van Valken	Oost	Plaat	2501	181	88	104	97	115	201	110	100	73	58	108	155	182	193	192	143	149	
				2502	95	80	72	71	75	85	85	48	45	59	74	126	182	175	213	145	165	
				2503	50	68	51	60	79	62	60	42	58	63	60	69	89	43	37	60	40	
				2504	43	46	85	42	69	72	42	31	72	49	45	66	73	26	47	40	37	
				2505	38	44	55	40	50	61	40	28	41	44	33	56	60	27	40	52	36	
				2506	22	23	40	38	43	39	35	24	34	28	28	44	34	22	42	47	39	
				2507	48	87	84	127	171	215	259	133	148	156	177	209	363	335	295	393	307	
				2508	52	66	114	120	143	196	249	196	136	144	212	242	289	446	319	396	307	
				2509	84	85	65	52	59	53	115	98	90	76	106	141	159	244	250	149	215	
				2510	84	105	57	37	30	43	53	35										
				2511	68	60	44	27	29	40	35	23										
				2512		18	88	86	137	159	188	179	144	192	251	254	343	360	395	358	326	
				2513		8	24	30	32	54	26	30	42	22	96	95	114	107	115	116	149	
				2514		10	23	25	21	40	17	18	22	69	24	78	66	77	154	81	63	
				2515		10	19	23	13	17	13	12										
				2516		87	181	165	186	230	163	120	109	150	197	228	314	297	218	38	19	
				2517		106	190	151	125	142	131	49	79	128	185	148	201	32	20	38	22	
				2518		44	85	68	195	117	80	24	23	40	41	35	19					
				2519		32	79	54	91	71	61	19	19	33	27	22	12					
2242	Plaat van Valken	Oost	Plaat	2541		39	93	35	56	50	40	33	47	60	70	79	173	140	180	207	141	
				2542		93	101	39	78	65	46	34	47	34	65	99	193	190	198	150	147	
				2543		47	66	20	18	22	22	16	19	24	36	48	59	83	78	79	93	
2250	Baalhoek	Oost	Slik	2551		358	296	249	414	263	263	143	225	218	328	221	201	212	229	294	251	
				2552		282	242	180	251	213	128	90	97	91	123	148	164	162	239	323	554	
				2553		240	171	127	112	95	83	68	89	91	154	179	213	295	256	269	184	
				2554		139	112	98	80	68	37	37	41	28	32	54	31	36	42	93	70	
2260	Saeftinge	Oost	Slik	2561		212	209	169	164	124	127	96	96	180	236	294	403	339	312	325	336	
				2562		82	230	108	134	121	111	102	97	126	164	259	286	235	269	223	133	
				2563		14	29	22	57	35	18	25	29	20	25	33	29	37	50	24	31	
				2564		13	23	18	50	24	13	12	24	12	17							
				2571		20	100	62	94	86	53	53	65	92	147	157	173	176	214	134	152	
				2572		12	39	33	43	62	18	16	32	47	45	50	61	42	99	163	264	
				2573		9	17	11	17	29	13	12	28	36	33	42	62	33	56	43	30	
				2574		8	12	8	98	10	11	10	77	81								
				2581		38	104	118	74	100	74	72	107	82	199	166	284	321	190	175	166	
				2582		16	58	70	55	52	64	64	79	126	160	176	261	276	231	216	177	
				2583		21	39	42	37	61	46	44	59	79	128	146	228	200	185	185	121	
				2584		14	33	25	38	35	23	18	41	33	51	63	115	105	141	98	85	
				2585		9	30	15	8	25	20	12	34	32	29	37	50	47	52	54	101	
				2591										169	166	161	126	84	83	98	39	
				2592										127	126	210	109	114	74	60	47	
				2593										58	53	76	97	86	85	106	107	
2272	Bath	Oost	Slik	2121				265	410	480	371	353	255	256	300	393	567	676	404	439	299	197
				2122				271	293	345	295	255	216	165	194	309	341	438	354	269	200	230
				2123				129	203	206	266	313	113	153	251	165	217	328	357	225	149	127
2280	Appelzak	Oost	Slik	2111				257	320	462	238	277	293	311	172	280	266	827	412	519	275	225
				2112				164	178	291	186	188	256	186	148	174	220	690	318	491	216	233
				2113				109	120	179	121	122	117	153	170	124	180	287	231	304	202	182

Bijlage G Gemiddelde primaire productie van microfytobenthos

De gemiddelde primaire productie van het microfytobenthos is per ectoop op de platen en slikken in de drie deelgebieden van de Westerschelde in gC/m²/jaar weergegeven

De jaren waarin de ectoop primaire productie 2 tot 3 keer, respectievelijk > 3 keer het gemiddelde van de jaren 1995-1996 bedraagt zijn met oranje, respectievelijk lichtblauw aangegeven; de jaren waar voor het eerst in een bepaald ectoop primaire productie verschijnt zijn met geel aangegeven.

Vak	Substraat	Positie	Dynamiek	Diepte2	Substraat2	CODE ZES	95	96	00	01	02	03	04	05
Midden	zacht	litoraal	hoog		zand	Z2.21f	67	46	173	151	125	102	84	95
Midden	zacht	litoraal	laag	laag	zand	Z2.221f						191	265	221
Midden	zacht	litoraal	laag	middelhoog	zand	Z2.222f	110	79	139	139	133	191	191	207
Midden	zacht	litoraal	laag	middelhoog	slib	Z2.222s	126	96	214	299	291	519	682	625
Midden	zacht	litoraal	laag	hoog	zand	Z2.223f	44	25	209	186	128			
Midden	zacht	supralitoraal	hoog	x		Z2.31x						216	147	115
Midden	zacht	supralitoraal	laag	x		Z2.3x			168	251	194			
Oost	hard	litoraal	x		veen	B1.2x2	35	30	102	174	132			
Oost	zacht	litoraal	hoog		zand	B2.21f	32	22	58	73	71	96	75	72
Oost	zacht	litoraal	laag	laag	zand	B2.221f			125	179	197	225	149	127
Oost	zacht	litoraal	laag	laag	slib	B2.221s						85	106	107
Oost	zacht	litoraal	laag	middelhoog	zand	B2.222f	78	55	97	128	148	140	152	156
Oost	zacht	litoraal	laag	middelhoog	slib	B2.222s	149	128	178	264	208	332	368	234
Oost	zacht	litoraal	laag	hoog	zand	B2.223f	232	169				300	330	277
Oost	zacht	litoraal	laag	hoog	slib	B2.223s	82	67	175	228	234			
Oost	zacht	supralitoraal	hoog	x		B2.31x			157	173	176			
Oost	zacht	supralitoraal	laag	pionier		B2.321	147	84	199	236	319	115	116	149
Oost	zacht	supralitoraal	laag	x		B2.3x	128	194	204	286	201	252	203	224
West	zacht	litoraal	hoog		zand	Z2.21f	40	27	101	75	87	77	61	62
West	zacht	litoraal	laag	middelhoog	zand	Z2.222f	268	178	192	216	246	201	215	205
West	zacht	litoraal	laag	middelhoog	slib	Z2.222s	103	79	154	168	161	139	164	142
West	zacht	litoraal	laag	hoog	zand	Z2.223f						168	178	178
West	zacht	litoraal	laag	hoog	slib	Z2.223s	190	126				68	163	58
West	zacht	supralitoraal	laag	x		Z2.3x	35	25	76	148	110			

Bijlage H Oppervlakte per ecotoop

De oppervlakten van de ecotopen zijn weergegeven voor de platen en slikken in de drie deelgebieden van en in de gehele Westerschelde in ha

Vak	Substraat	Positie	Dynamiek	Diepte2	Substraat2	CODE ZES	95	96	00	01	02	03	04	05
Midden	zacht	litoraal	hoog		zand	Z2.21f	926	926	962	962	962	880	880	880
Midden	zacht	litoraal	laag	laag	zand	Z2.221f	62	62	78	78	78	106	106	106
Midden	zacht	litoraal	laag	middelhoog	zand	Z2.222f	331	331	219	219	219	348	348	348
Midden	zacht	litoraal	laag	middelhoog	slib	Z2.222s	393	393	399	399	399	264	264	264
Midden	zacht	litoraal	laag	hoog	zand	Z2.223f	73	73	24	24	24	1	1	1
Midden	zacht	supralitoraal	hoog	x		Z2.31x	5	5	31	31	31	103	103	103
Midden	zacht	supralitoraal	laag	x		Z2.3x	65	65	87	87	87	49	49	49
Midden						Totaal	1854	1854	1800	1800	1800	1751	1751	1751
Oost	hard	litoraal	x		veen	B1.2x2	188	188	160	160	160	101	101	101
Oost	zacht	litoraal	hoog		zand	B2.21f	994	994	1084	1084	1084	937	937	937
Oost	zacht	litoraal	laag	laag	zand	B2.221f	35	35	97	97	97	139	139	139
Oost	zacht	litoraal	laag	laag	slib	B2.221s	45	45	49	49	49	59	59	59
Oost	zacht	litoraal	laag	middelhoog	zand	B2.222f	554	554	449	449	449	651	651	651
Oost	zacht	litoraal	laag	middelhoog	slib	B2.222s	489	489	553	553	553	456	456	456
Oost	zacht	litoraal	laag	hoog	zand	B2.223f	137	137	48	48	48	98	98	98
Oost	zacht	litoraal	laag	hoog	slib	B2.223s	78	78	79	79	79	55	55	55
Oost	zacht	supralitoraal	hoog	x		B2.31x	19	19	22	22	22	19	19	19
Oost	zacht	supralitoraal	laag	pionier		B2.321	78	78	92	92	92	86	86	86
Oost	zacht	supralitoraal	laag	x		B2.3x	223	223	149	149	149	181	181	181
Oost						Totaal	2839	2839	2781	2781	2781	2781	2781	2781
West	zacht	litoraal	hoog		zand	Z2.21f	1372	1372	1307	1307	1307	1361	1361	1361
West	zacht	litoraal	laag	middelhoog	zand	Z2.222f	314	314	465	465	465	621	621	621
West	zacht	litoraal	laag	middelhoog	slib	Z2.222s	1037	1037	872	872	872	669	669	669
West	zacht	litoraal	laag	hoog	zand	Z2.223f	45	45	23	23	23	57	57	57
West	zacht	litoraal	laag	hoog	slib	Z2.223s	209	209	50	50	50	79	79	79
West	zacht	supralitoraal	laag	x		Z2.3x	336	336	333	333	333	302	302	302
West						Totaal	3312	3312	3049	3049	3049	3088	3088	3088
Westerschelde						Totaal	8004	8004	7630	7630	7630	7620	7620	7620

Bijlage I Jaarproductie per ecotoop

De jaarproductie per ecotoop is in ton C weergegeven voor de platen en slikken in de drie deelgebieden van de gehele Westerschelde
De jaren waarin de ecotoop productie 2 tot 3 keer, respectievelijk > 3 keer het gemiddelde van de jaren 1995-1996 bedraagt zijn met oranje, respectievelijk lichtblauw aangegeven; de jaren waar voor het eerst in een bepaald ecotoop primaire productie verschijnt zijn met geel aangegeven.

Vak	Substraat	Positie	Dynamiek	Diepte2	Substraat2	CODE ZES	95	96	00	01	02	03	04	05
Midden	zacht	litoraal	hoog		zand	Z2.21f	621	424	1669	1454	1205	893	741	834
Midden	zacht	litoraal	laag	laag	zand	Z2.221f						203	282	235
Midden	zacht	litoraal	laag	middelhoog	zand	Z2.222f	365	263	303	304	292	665	664	719
Midden	zacht	litoraal	laag	middelhoog	slib	Z2.222s	495	379	855	1192	1162	1368	1798	1647
Midden	zacht	litoraal	laag	hoog	zand	Z2.223f	32	18	51	45	31			
Midden	zacht	supralitoraal	hoog	x		Z2.31x						222	151	118
Midden	zacht	supralitoraal	laag	x		Z2.3x			146	218	168			
Midden						Totaal	1513	1083	3024	3214	2859	3351	3636	3554
Oost	hard	litoraal	x		veen	B1.2x2	66	56	162	278	211			
Oost	zacht	litoraal	hoog		zand	B2.21f	322	218	628	796	769	899	704	673
Oost	zacht	litoraal	laag	laag	zand	B2.221f			122	174	191	312	206	175
Oost	zacht	litoraal	laag	laag	slib	B2.221s						50	62	63
Oost	zacht	litoraal	laag	middelhoog	zand	B2.222f	435	307	436	574	666	914	989	1014
Oost	zacht	litoraal	laag	middelhoog	slib	B2.222s	726	626	982	1459	1149	1514	1676	1068
Oost	zacht	litoraal	laag	hoog	zand	B2.223f	317	231				292	322	270
Oost	zacht	litoraal	laag	hoog	slib	B2.223s	64	53	137	179	184			
Oost	zacht	supralitoraal	hoog	x		B2.31x			35	39	39			
Oost	zacht	supralitoraal	laag	pionier		B2.321	114	66	182	216	292	100	100	129
Oost	zacht	supralitoraal	laag	x		B2.3x	285	432	303	425	299	456	367	406
Oost						Totaal	2329	1989	2988	4139	3799	4536	4427	3797
West	zacht	litoraal	hoog		zand	Z2.21f	552	370	1316	984	1136	1041	827	841
West	zacht	litoraal	laag	middelhoog	zand	Z2.222f	840	559	890	1004	1142	1245	1337	1272
West	zacht	litoraal	laag	middelhoog	slib	Z2.222s	1073	815	1340	1463	1405	927	1096	953
West	zacht	litoraal	laag	hoog	zand	Z2.223f						96	101	101
West	zacht	litoraal	laag	hoog	slib	Z2.223s	397	264				54	129	46
West	zacht	supralitoraal	laag	x		Z2.3x	117	83	254	493	366			
West						Totaal	2978	2090	3800	3944	4049	3363	3490	3213
Westerschelde						Totaal	6820	5162	9811	11296	10707	11250	11554	10564

Bijlage J Internationale betekenis Westerschelde watervogels

Criteria voor het internationale belang van natte gebieden (wetlands) voor watervogelpopulaties zijn voor het West-Palearctisch gebied uitgewerkt onder de Ramsar Conventie (Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat), die werd opgesteld in 1975 en door Nederland werd geratificeerd. Onder deze conventie zijn naast twee criteria in algemene bewoordingen ook numerieke criteria geformuleerd voor een wetland van internationale betekenis. Wetlands zijn onder andere van internationaal belang wanneer 1) er regelmatig meer dan 20 000 watervogels voorkomen, of 2) er regelmatig meer dan 1% van een totale geografische populatie van een watervogelsoort van het gebied gebruik maakt. Op grond van beide criteria zijn alle Deltawateren aan te merken als wetlands van internationale betekenis. De 1% normen bieden daarnaast de mogelijkheid om gebieden onderling te vergelijken en de 'internationale' betekenis nader te kwantificeren.

De normen worden vastgesteld en regelmatig bijgesteld door Wetlands International. De meest recente normen zijn gepubliceerd door Wetlands International (2002). De normoverschrijdingen werden per watersysteem vastgesteld door voor elke soort het gemiddeld maximum per jaargetijde over de afgelopen drie seizoenen (2002/2003-2004/2005) te bepalen.

Internationaal belangrijke watervogels in de Westerschelde 1987/1988 – 2004/2005.
X = seizoen(en) met internationaal belangrijke aantallen in de Westerschelde.
Bronnen 1%-norm: 1: Rose & Scott 1994. 2: Meininger et al. 1995. 3: Scott & Rose 1996. 4: Rose & Scott 1997. 5: Wetlands International. 2002.

RIKZ rapportage	1987-	1991-											
	1991	1994	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Bron 1%-norm	1, 2	1, 2	1, 2	1, 2	1, 2, 3	1, 2, 3	4, 2	4, 2	4, 2	4, 2	4, 2	5	5
Lepelaar	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Kolgans	X	X											
Grauwe gans	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Bergeend	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Smient	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Wilde Eend									X	X	X	X	X
Pijlstaart	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Scholekster	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Kluut	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Bontbekplevier	X				X	X	X	X	X				
Strandplevier	X												
Zilverplevier	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Kanoet				X	X	X							
Drieteenstrandloper	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Bonte strandloper	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Rosse Grutto	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X		
Wulp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Zwarte Ruiter						X					X		
Tureluur	X							X	X	X	X		

Inleiding

De Westerschelde is van internationaal belang voor een groot aantal soorten watervogels. In de seizoenen 1987/1988 – 2004/2005 waren dat totaal 19 soorten waaronder: Lepelaar, twee soorten ganzen, vier soorten eenden en twaalf soorten steltlopers (Bijlage V2). In deze bijlage wordt de trend (inclusief 95% betrouwbaarheidsinterval) gepresenteerd van de internationaal belangrijke watervogels in de Westerschelde over de seizoenen 1987/1988 – 2004/2005. De gepresenteerde trends worden deels bepaald door factoren in de Westerschelde. Externe factoren zoals populatiegroei, strenge winters of gunstige/ongunstige factoren in het Deltagebied zijn ook van invloed. De gepresenteerde trend hoeft dus geen direct gevolg te zijn van habitatveranderingen in de Westerschelde. In deze rapportage wordt daarom niet naar oorzaken gezocht maar alleen de geconstateerde trend besproken.

Methode

Trends bij watervogels worden gekenmerkt door hun niet lineair karakter. Vaak bestaat de trend uit een afwisseling van stabiele periodes en periodes van toename of afname. Een probleem bij dergelijke trends is dat het detecteren van een statistisch significante toename of afname erg ingewikkeld is. Speciaal voor het detecteren van flexibele trends werd bij KEMA en het RIVM het programma "trendspotter" ontwikkeld (Visser 2004). Naast een gemiddelde trend geeft dit programma ook informatie over de betrouwbaarheidsintervallen. Met behulp van deze betrouwbaarheidsintervallen kan worden bepaald of een bepaalde vastgestelde trend significant is. Voor deze rapportage zijn met behulp van Trendspotter trendgrafieken gemaakt op basis van maandelijkse tellingen met een geschat betrouwbaarheidsinterval (95%).

Van één internationaal belangrijke soort; de Kolgans, is geen trendgrafiek gemaakt omdat deze soort niet is opgenomen in het RIKZ monitoringprogramma.

Resultaten

In de figuren wordt van 18 internationaal belangrijke soorten een trendgrafiek gepresenteerd met een geschat betrouwbaarheidsinterval (95%).

Visetters. De Lepelaar is de enige viseter van internationaal belang in de Westerschelde. De trend van de Lepelaar was positief van 1987 tot 2002. Rond 2002 was het aantal Lepelaars significant hoger dan in de periode 1987-1995. Daarna stabiliseerden de aantallen zich op een iets lager niveau.

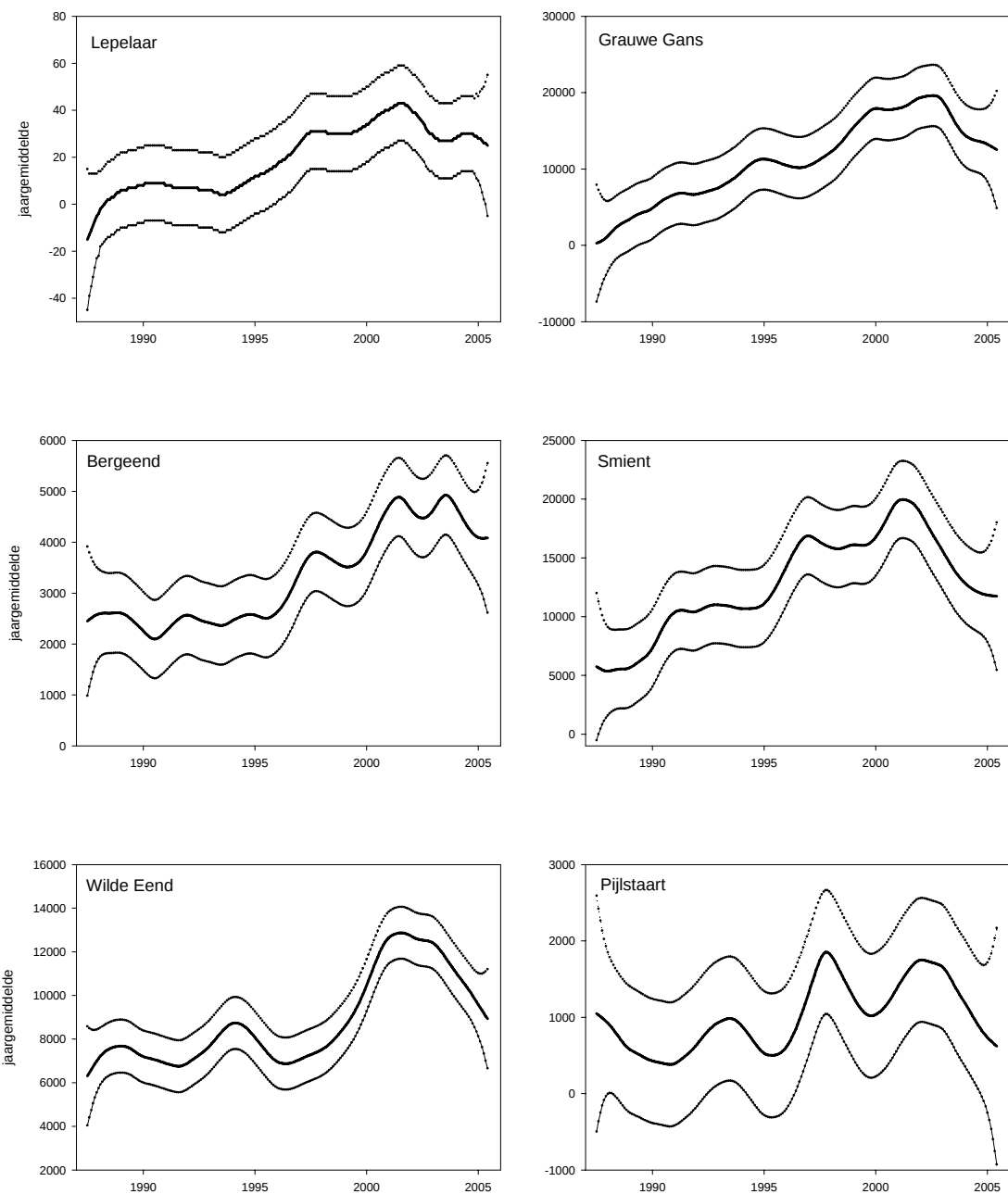
Planteneters. Vier soorten planteneters zijn van internationaal belang in de Westerschelde. Het merendeel van deze vogels verblijft in Saeftinghe. De Grauwe Gans, Smient en Wilde Eend namen significant toe in de periode 1987 – 2002. Daarna nam het jaargemiddelde af, in 2005 was het aantal Wilde Eenden en Smienten significant afgenomen ten opzichte van de piek in 2002. De trend van de Grauwe Gans is ook negatief na 2002 maar de afname is niet significant. De trend van de Pijlstaart fluctueert.

Bodemdiereters. Deze groep vertegenwoordigt een groot aantal soorten; de Bergeend en twaalf soorten steltlopers. Het huidige aantal Bergeenden is significant hoger dan het aantal in de periode 1987-1997 (figuur 1). De toename vond plaats in de periode 1997-2001. De trends van de steltlopers komen vrijwel niet overeen. Alleen de opmerkelijke trends worden besproken. De Scholekster, een van de talrijkste soorten in de Westerschelde, vertoont een opmerkelijke trend. Van 1987 tot 1997 nam de soort significant toe. Enkele jaren wist de soort zich te handhaven op dat hoge niveau. Rond 1999 stortte de aantallen plotseling in tot op het niveau van 1987. Vanaf 2001 is het jaargemiddelde opvallend stabiel. De Strandplevier is niet zo talrijk maar internationaal gezien zijn de aantallen in de Westerschelde wel belangrijk omdat de Noordwest Europese populatie relatief klein is. Over de hele periode gezien is de trend negatief. De huidige aantallen zijn significant lager dan de aantallen in 1987-1990. De Zilverplevier vertoont een opmerkelijke trend van toe en weer afname. Een korte periode, van 1992 tot 1995 waren de aantallen significant hoger. Vanaf 2003 is de trend weer positief. De trend van de Drieteenstrandloper was van 1987 tot 1998 stabiel. Van 1998 tot 2004 nam de soort significant toe. De aantallen Bonte Strandlopers vertonen grote significante fluctuaties, deze fluctuaties zijn normaal voor deze soort.

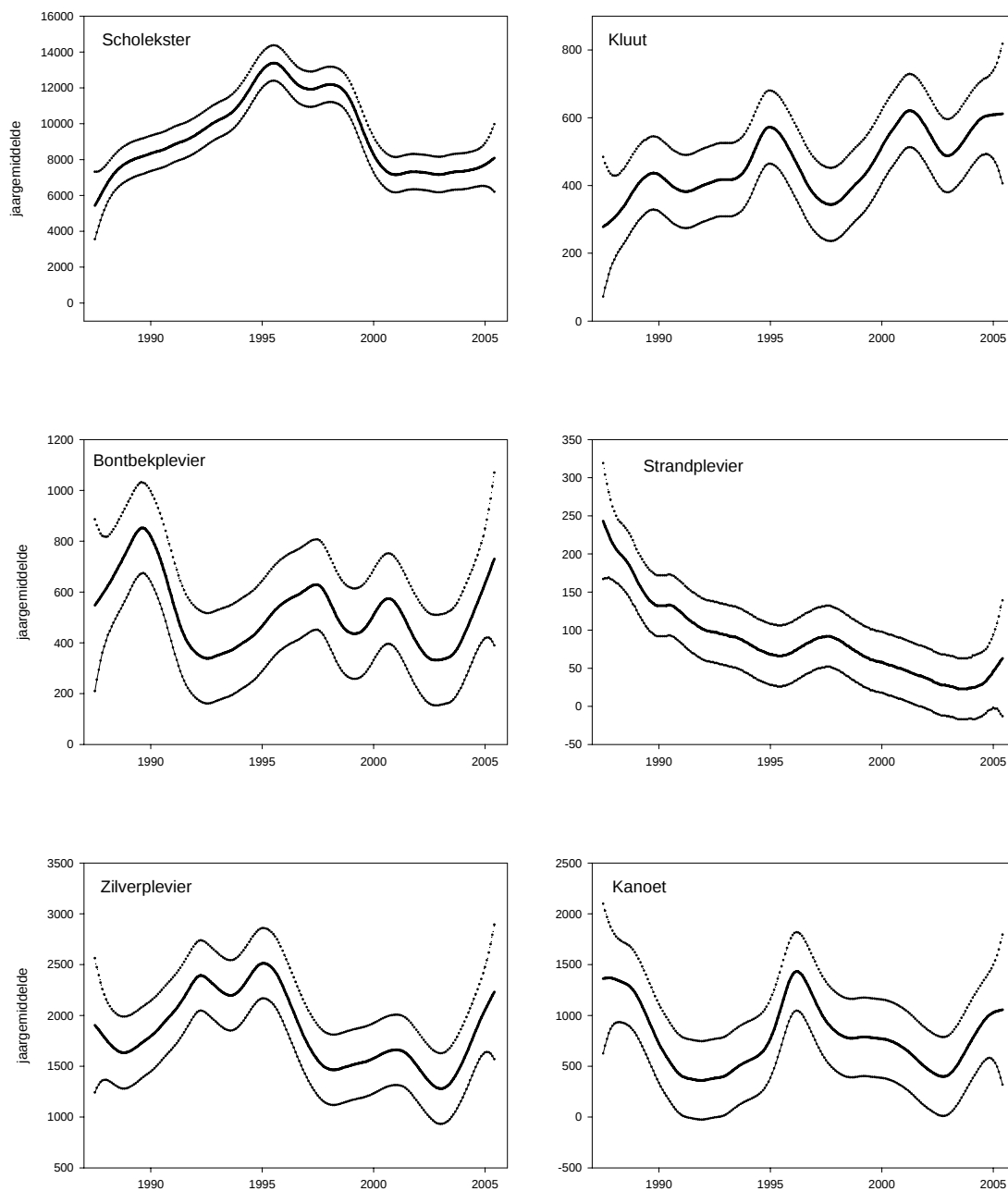
Discussie

Met de trendgrafieken wordt aangetoond dat het met de huidige methode van monitoring mogelijk is om trends aan te tonen van watervogels. Bij het merendeel van de internationaal belangrijke soorten werd in de periode 1997-2005 een of meerdere significante trends gemeten. Bij de planteneters komen de trends nog enigszins overeen maar bij de bodemdiereters zijn weinig overeenkomsten te vinden in de trends. Dit zou erop kunnen duiden dat voor een deel van de bodemdiereters externe invloeden van grote invloed zijn geweest op de in de Westerschelde geconstateerde trend.

Trend (doorgetrokken lijn) met 95% betrouwbaarheidsinterval (stippellijn) van Lepelaar, Grauwe Gans, Bergeend, Smient, Wilde Eend en Pijlstaart.



Trend (doorgetrokken lijn) met 95% betrouwbaarheidsinterval (stippellijn) van Scholekster, Kluut, Bontbekplevier, Strandplevier, Zilverplevier en Kanoet.



.....
Trend (doorgetrokken lijn) met 95% betrouwbaarheidsinterval
(stippellijn) van Drieteenstrandloper, Bonte Strandloper, Rosse
Grutto, Wulp, Zwarte Ruiter en Tureluur.

