

Onttrekking en natuurlijke productie van schelpdieren in de Nederlandse Waddenzee
in de periode 1976-1999

Het project is uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Directie Wetenschap en Kennisoverdracht, dd 19 juli 2001, Kenmerk TRCDWK/2001/3248

Het project is onderdeel F7 van EVA-II, de tweede fase van het evaluatieonderzoek naar de gevolgen van schelpdiervisserij in de kustwateren 1999-2003

EVA-II is een gezamenlijk project van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Directie Visserij en het Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Hoofddirectie Water

Onttrekking en natuurlijke productie van schelpdieren in de Nederlandse Waddenzee in de periode 1976-1999

A.G. Brinkman

A.C. Smaal

Alterra-rapport 888

Alterra, Wageningen, 2003

REFERAAT

Brinkman, A.G., A.C. Smaal, 2003. *Onttrekking en natuurlijke productie van schelpdieren in de Nederlandse Waddenzee in de periode 1976-1999*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 888. 238 blz.; 60 Fig ; 1 tab.; 85 ref.

Onderzocht is in hoeverre de factoren die de draagkracht van het Waddenzee-ecosysteem voor schelpdieren bepalen onderhevig zijn aan lange-termijnveranderingen. Draagkracht is hierbij gedefinieerd als de maximale biomassa van schelpdieren die in de Waddenzee kan bestaan. Gebruik is gemaakt van het dynamische simulatiemodel EcoWasp; het systeemgedrag is doorberekend voor de periode 1976-1999. Daarnaast is met behulp van een statistische toetsing de relatie tussen de conditie van schelpdieren en het gehalte aan chlorofyl onderzocht. Het onderzoek heeft zich beperkt tot de westelijke helft van de Nederlandse Waddenzee.

Trefwoorden: draagkracht ecosysteemmodel Waddenzee nutriënten fosfaat nitraat eutrofiëring algen primaire productie secundaire productie mosselen schelpdieren conditie chlorofyl voedselkwaliteit

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 52,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 888. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2004 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veeleenvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Probleemstelling	13
1.2 Achtergrond	14
1.2.1 Schelpdieren en voedsel	14
1.2.2 Nutriënten of licht bepalend voor de primaire productie?	16
1.3 Indeling van dit rapport	19
1.4 Verantwoordelijkheid	20
2 Data en methoden	21
2.1 Integrale simulatie	21
2.1.1 Beschrijving EcoWasp	21
2.1.2 Lichtklimaat in water en op de bodem	22
2.1.3 Benthische algen	23
2.1.4 Gehalte aan zwevend stof	23
2.1.5 Sedimentsamenstelling	24
2.1.6 Onttrekking door visserij en/of vogels; predatie door krabben en zeesterren	24
2.2 Klimaat en weer, waterstand	25
2.3 Toevoer zoetwater, uitwisseling met Noordzee, interne dispersie	25
2.4 Chlorofyl, nutriënten, chloride en organisch materiaal	26
2.5 Watertemperatuur	27
2.6 Schelpdierbiomassa	27
2.6.1 Mosselen	27
2.6.2 Mosselconditie	28
2.6.3 Kokkels	28
2.6.4 Ongewervelde predators	28
2.7 Vogels en voedselbehoefte vogels	28
2.7.1 Aantallen vogels	28
2.7.2 Voedselbehoefte van vogels	29
2.8 Atmosferische depositie	29
3 Resultaten-1: Externe veranderingen in de loop van de tijd	31
3.1 Inleiding: autonome ontwikkelingen	31
3.2 Nutriënten, chlorofyl en biomassa in de Waddenzee, het IJsselmeer en de aangrenzende Noordzee.	31
3.2.1 Verloop gedurende een jaar	31
3.2.2 Verloop gedurende de afgelopen 25 jaar (autonome ontwikkelingen)	35
3.2.3 Voedselkwaliteit	38
3.3 Klimaat en weer	38
3.3.1 Achtergronden	38
3.3.2 Wind en windrichting	40
3.3.3 Temperatuur	42

3.3.4	Waterstand	45
3.3.5	Neerslag en afvoerdebieten	46
3.3.6	Veranderingen in spuiregime	47
3.4	Vogels	50
3.4.1	Scholeksters	50
3.4.2	Eidereenden	51
3.5	Schelpdierbestanden en visserij	55
3.5.1	Mosselen	55
3.5.2	Kokkels	55
3.6	Conclusies	57
3.6.1	Weer, klimaat, watertemperatuur	57
3.6.2	Nutriënten, chlorofyl, zwevend stof, doorzicht	57
3.6.3	Scholeksters, eidereenden	58
3.6.4	Onttrekkingen op een rij	58
3.6.5	Schelpdierdichtheden in de westelijke Waddenzee	58
4	Resultaten-2 Verband schelpdierconditie en omgevingsfactoren	59
4.1	Inleiding	59
4.2	Mosselconditie en draagkracht	59
4.3	Predatoren: zeesterren, garnalen en krabben	63
5	Resultaten-3 Integrale simulaties.	67
5.1	Inleiding	67
5.2	Systeemschematisatie en modelparameters	68
5.2.1	Modelvoorstelling, gebiedskenmerken, stroming en menging	68
5.2.2	Samenstelling van algen, detritus en fauna	68
5.2.3	Resuspensie, lichtklimaat	68
5.2.4	Procesparameters	68
5.2.5	Randvoorwaarden	69
5.2.6	Starttoestand	69
5.3	Resultaten	69
5.3.1	Inleiding	69
5.3.2	Definitie van operationele ruimte en vrije operationele ruimte	70
5.3.3	Primaire productie	71
5.3.4	Secundaire productie, ontwikkeling van schelpdiergewichten en onttrekkingen	73
5.4	Discussie	77
5.4.1	Vergelijking met de werkelijke bestandsontwikkeling	77
5.4.2	De onttrekkingen	80
5.4.3	Oorzaken van de gevonden jaarlijkse verschillen	81
5.5	Waarom wordt de berekende draagkracht meestal niet benut?	82
5.6	Schelpdieren creëren betere groeicondities	83
5.7	Conclusie	84
6	Discussie en conclusies	87
6.1	De antwoorden op de onderzoeksvragen	87
6.2	Verband schelpdierconditie en omgevingsfactoren	89
6.3	Belang van eutrofiëring voor de draagkracht van het systeem.	90
6.4	Belang van schelpdiervisserij en predatie door vogels voor het systeem	90

6.5 De toekomst wat betreft klimaat	91
6.6 De toekomst wat betreft nutriënten	91
6.7 Zijn er maatregelen mogelijk om de draagkracht van het Waddensysteem weer te verhogen?	93
Dankzegging	95
Referenties	97
Overzicht Bijlagen	111

Samenvatting

Het doel van dit onderdeel van EVA-II is na te gaan in hoeverre de factoren die de draagkracht van het Waddenzee-ecosysteem voor schelpdieren bepalen onderhevig zijn aan lange-termijnveranderingen.

Hierbij is draagkracht gedefinieerd als de maximale biomassa van schelpdieren die in de Waddenzee kan bestaan; het onderzoek heeft zich beperkt tot het westelijke deel van de Waddenzee.

Het onderzoek vereist integratie van onderliggende studies en is van belang als kader voor de evaluatie van beleidsmaatregelen, zoals bedoeld in EVA-II.

De hoofdvragen van dit rapport luiden derhalve:

Welke factoren zijn primair van belang voor de draagkracht voor schelpdieren in de Waddenzee

Welke trendmatige veranderingen doen zich voor in deze primaire factoren

Wat zijn hiervan de gevolgen voor de korte en middellange termijn

De draagkracht van ecosystemen voor herbivoren is in principe bepaald door het voedselaanbod, en dit is in de Waddenzee in de eerste plaats afhankelijk van de primaire productie van het systeem en van toevoer van organisch materiaal uit omliggende gebieden. De primaire productie wordt bepaald door de beschikbaarheid van licht en anorganische nutriënten Si, P en N. Bekend is dat eutrofiëring in de jaren zeventig heeft geleid tot een grotere beschikbaarheid van anorganische nutriënten met als gevolg een hogere productiviteit van het systeem.

De relatie tussen nutriënten, licht en productiviteit van het systeem en de beschikbaarheid van voedsel voor schelpdieren is in dit rapport met behulp van een simulatiemodel geanalyseerd.

Onderzocht is in hoeverre het terugdringen van de nutriëntentoevoer naar het oppervlaktewater leidt tot een verlaging van het gehalte aan nutriënten in de Waddenzee, en of dit gevolgen heeft voor de primaire productie en voor de draagkracht voor schelpdieren. Minder nutriënten gaat niet altijd gepaard met een afname in de primaire productie omdat meerdere terugkoppelingen in het systeem een rol spelen, zoals regeneratie van nutriënten, aanpassing van de algensamenstelling aan de nieuwe licht- en nutriëntomstandigheden en de begrazingsintensiteit door de schelpdieren. Deze processen zijn in het gebruikte simulatiemodel verdisconteerd.

Tevens is met een regressie-analyse onderzocht in hoeverre er een verband te vinden was tussen de conditie van schelpdieren en de gehalten aan chlorofyl en zwevende stof in het oppervlaktewater van de Waddenzee.

Uit de simulaties blijkt dat er een correspondentie is tussen de ontwikkelingen in de nutriënten-concentraties en de draagkracht van het systeem. In de jaren tachtig was

de nutriëntenconcentratie relatief hoog en deze neemt daarna weer af. De modelberekeningen geven aan dat mét de afname van de nutriëntvrachten en -concentraties ook de primaire en secundaire productie afneemt. De schelpdierbestanden die in de Waddenzee worden aangetroffen zijn daarmee aan een maximum gebonden dat vanaf medio jaren '80 kleiner wordt.

De feitelijke bestandsgrootte is meestal lager of zelfs veel lager, omdat die mede afhankelijk is van het optreden dan wel achterwege blijven van onder meer een goede schelpdierbroedval, van temperatuurseffecten en van stormen. Het schelpdierbestand in de jaren '90 is gemiddeld lager dan in de jaren '80, maar de conditie van de schelpdieren (dit betreft in Yerseke aangelande mosselen afkomstig uit het Waddengebied) –uitgedrukt als vleesgewicht gedeeld door totaalgewicht van het schelpdier– laat géén trendmatige verandering zien.

De conditie van de schelpdieren, die uitgedrukt is als grammen vlees per gram totaalgewicht van een schelpdier, is in de jaren '90 wél hoger dan in de jaren '80. Dit is enigszins toe te schrijven aan een betere voedselkwaliteit in de Waddenzee: de verhouding chlorofyl/zwevende stof is in de jaren '90 wat hoger dan in de jaren '80, maar deze relatie is vrij zwak. Een veranderde kweekstrategie lijkt een meer steekhoudende verklaring voor de verbeterde conditie van deze aangelande mosselen. In sommige jaren bleek het werkelijk aanwezige schelpdierenbestand (als om van kokkel en mosselen) ruwweg overeen te komen met het bestand dat volgens modelberekeningen aanwezig was. In dergelijke jaren is de concurrentie om voedsel groot, en dat heeft zijn weerslag op de schelpdierconditie.

Kortom, wat we dus zien is dat er in de jaren '70 een toename van de productiviteit en biomassa is geweest met een top in het begin van de jaren tachtig; dat ging samen met een groot aantal vogels en een hoge vangst door vissers. Eind jaren 80 is er een dip in de productiviteit opgetreden die in combinatie met zware storm heeft geleid tot overexploitatie omdat dóór werd gegaan met oogsten door vissers. Omdat in die periode óók vogels probeerden hun voedsel te vinden leverde dat een hoge predatiedruk op op het restant aan schelpdieren. In die periode treedt dan ook een eidereendensterfte op (Ens & Kats, 2003), én vinden Rappoldt et al (2003) dat scholeksters lijden onder een sterke voedselstress.

De conclusies van deze studie luiden:

1. reductie van nutriëntvrachten, zoals die sinds het midden van de jaren '80 plaats vindt, leidt tot een lager maximum schelpdierenbestand en een lager maximum voor de primaire en secundaire productie. De gemiddelden ten opzichte van de jaren '80 bedragen in de jaren '90 56% voor het bestand en 58% voor de secundaire productie
2. de schelpdierbestanden zoals die in de Waddenzee zullen voorkomen kunnen ook in de toekomst een grote omvang bereiken, maar de maximale omvang is kleiner dan in de jaren '80
3. de conditie van de schelpdieren hangt tenminste voor een deel af van de verhouding tussen de grootte van het werkelijk aanwezige bestand en de maximale omvang van dat bestand. Is die verhouding groot dan gaan de schelpdieren met elkaar om het aanwezige voedsel concurreren, en zal de conditie verminderen

4. de voedselkwaliteit (het gehalte chlorofyl gedeeld door het gehalte aan zwevende stof) is mede bepalend voor de conditie van de schelpdieren: een hoge kwaliteit resulteert in een betere conditie. De significantie van deze relatie is overigens betrekkelijk gering
5. in de toekomst zal, mede onder invloed van de effectuering van de Europese Kaderrichtlijn Water, de nutriënttoevoer verder afnemen, en zal de maximale productiviteit van de Waddenzee verder gereduceerd worden
6. het is niet realistisch nu noch in de toekomst opbrengstverwachtingen te koesteren die gelijk zijn aan die van 15-20 jaar geleden. Met name in die jaren waarin het verschil tussen het maximaal mogelijke bestand en het feitelijke schelpdierenbestand groot is kan door een zorgvuldig kweekbeleid een deel van dat verschil benut worden; waarbij conclusies die onder 2) en 7) zijn verwoord van kracht blijven. Tegelijk dient beseft te worden dat a) ongeacht de kweekmethode de ruimte om te oogsten gereduceerd is ten opzichte van die welke 20 jaar geleden nog aanwezig was, en b) het niet zinvol is te proberen die beschikbare ruimte geheel te gebruiken, als gevolg van conclusie 3.
7. schelpdieren (mosselen en in mindere mate kokkels) zorgen voor een hoger gehalte aan organisch stof in de bodem, een resultaat van een actieve biogene depositie van fijn materiaal. Deze opslag heeft (later) weer een regeneratie van nutriënten tot gevolg, waardoor een extra hoeveelheid nutriënt beschikbaar voor de primaire productie: de interne nutriëntencyclus wordt intensiever. Dit proces zal vooral bij mosselbanken plaatsvinden, de regeneratie vindt vooral plaats in de jaren na depositie. Een goede schelpdierenstand verbetert daarmee op termijn (de tijdconstante voor dit proces van verbetering bedraagt enkele jaren) de condities voor zijn eigen groei en zorgt er aldus zelf voor dat het maximale bestand relatief groot is. Een voortdurend klein bestand daarentegen resulteert in een relatief klein maximaal bestand. Het maximale bestand bij een voortdurend groot schelpdierenbestand is 10% tot soms 50%, groter dan dat bij een voortdurend klein bestand. De overige omstandigheden bepalen mede de mate van dit verschil. Wanneer een klein bestand weer weet te groeien naar de op dat moment maximale waarde, verbetert die maximale waarde op den duur ook. Het is hierbij van belang te beseffen dat mechanische verwijdering van schelpdieren ook zal leiden tot verstoring van de door die schelpdieren verrijkte bodems, waardoor weer het omgekeerde proces in werking wordt gesteld.

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

In 2003 vindt de evaluatie plaats van het beleid voor de schelpdiervisserij in de Oosterschelde en Waddenzee. Dit beleid is in 1993 vastgelegd in de Structuurnota Zee en Kustvisserij (LNV, 1993) en bijgesteld in 1998 (Beleidsbesluit Schelpdiervisserij Kustwateren 1999-2003; LNV, 1999). De evaluatie vindt plaats op basis van het meerjarige onderzoeksprogramma EVA-II (Ens et al, 2000). De effecten van de schelpdiervisserij op onder meer het voedselaanbod voor vogels en de ontwikkeling van biotopen als mosselbanken en zeegrasvelden worden daarbij zo goed mogelijk in kaart gebracht.

Onderdeel van dit EVA-II-programma is het onderzoek naar de draagkracht van het Waddensysteem. Dit omvat een bureau- en modelstudie naar het verband tussen de randvoorwaarden waar het systeem mee te maken heeft, en de omvang van en groeimogelijkheden voor een schelpdierenbestand.

De mogelijke grootte van een schelpdierbestand en de groeipotentie bepaalt de ruimte die binnen het systeem bestaat voor predators en voor visserij. Onderzocht is allereerst in hoeverre die groeipotentie bepaald wordt door de externe condities zoals nutriëntentoevoer, temperatuur en licht. Vervolgens is, gebruikmakend van andere deelonderzoeken binnen EVA-II, ook de visserijdruk en predatiedruk van vogels en andere organismen zo goed mogelijk in verband gebracht met de gevonden groeipotentie binnen het systeem. De groeipotentie ofwel mogelijkheid voor secundaire productie, wordt hier draagkracht genoemd.

De beschouwing in dit rapport richt zich op de gehele periode van 1976 tot aan 2000 (1-1-1976 – 31-12-1999), zodat de veranderingen die zich in deze gehele periode hebben voorgedaan wat betreft toevoer van nutriënten tot en met de variaties in visserijopbrengst worden besproken.

De hoofdvragen van dit rapport luiden derhalve:

1. Welke factoren zijn primair van belang voor de draagkracht voor schelpdieren in de Waddenzee
2. Welke trendmatige veranderingen doen zich voor in deze primaire factoren
3. Wat zijn hiervan de gevolgen voor de korte en middellange termijn

Ten behoeve van het evaluatieonderzoek is een integraal projectplan “Mosselbanken en mosselen” als onderdeel F van EVA-II vervaardigd. In dit integrale projectplan zijn in totaal 7 onderdelen opgenomen; voor de samenhang van dit onderdeel “*Draagkracht van het Waddensysteem voor schelpdiervisserij EVA-II onderdeel F7*” met de overige onderdelen wordt naar dit projectplan verwezen.

Andere onderdelen uit het EVA-II onderzoek leveren materiaal aan voor dit syntheseproject:

F4b	overzicht sublitorale mosselbankbestanden	(Bult et al, 2003)
F5	effecten bevissing op mosselbanken	(Smaal et al, 2003)
C	effecten kokkelbevissing op kokkelbanken	(Leopold et al, 2003)
B1	gegevens over voedselbehoefte scholeksters	(Rappoldt et al, 2003)
B2	gegevens over voedselbehoefte eidereenden	(Ens & Kats, 2003)
B3	prooibeschikbaarheid en alternatieve prooien	(Bult et al, 2003a)
F6	reconstructie mosselbankarealen in verleden	(Dankers et al, 2003)
F2	habitatanalyse mosselbanken	(Brinkman & Bult, 2002)
H3	habitatanalyse kokkelbanken	(Kater et al, 2003)

1.2 Achtergrond

1.2.1 Schelpdieren en voedsel

De schelpdieren die in de Waddenzee voorkomen zijn voor hun voedsel vooral aangewezen op in het water aanwezige organische componenten, die daar uit gefilterd worden. De levende microalgen vormen daarbij veruit de belangrijkste component. Detritusmateriaal is in het algemeen kwalitatief veel slechter voedsel omdat de meest energierijke verbindingen al biochemisch zijn afgebroken vóórdat de filtrerende schelpdieren de deeltjes hebben kunnen vangen. Naast pelagiaal materiaal kunnen sommige tweekleppige dieren ook benthisches materiaal verzamelen, zoals nonnetjes (*Macoma balthica*) die in staat zijn met hun sifon te grazen op benthisches algen. In meerdere soorten wordt vaker benthisches materiaal aangetroffen (Kamermans, 1992), waarbij vermoedelijk suspensie van benthisches algen een rol speelt.

Het aldus ingevangen materiaal wordt vaak bij die filtratie al gesorteerd op grootte en op eetbaarheid; met name mosselen zijn goed in staat anorganisch materiaal terzijde te leggen, waarbij dat materiaal vaak met een soort mucus wordt samengeklonterd. Dit zogeheten pseudofeces draagt bij aan het ontstaan van mosselbanken. Kokkels produceren eveneens pseudofeces, zij het in veel mindere mate. De structuur van kokkelbanken (kokkels zijn ingegraven in het sediment) heeft tevens tot gevolg dat er weinig bescherming tegen wegspoelen van de pseudofeces is, in tegenstelling tot mosselbanken waar de op het sediment liggende schelpdieren tevens het door henzelf gedeponeerde materiaal tegen de werking van golven en stroming beschermen (Zie EVA-II deelproject F5, Smaal et al, 2003).

Andere schelpdieren die vanwege hun talrijkheid van belang zijn voor het systeem zijn de al genoemde nonnetjes (*Macoma balthica*), strandgapers (*Mya arenaria*) en mesheften (*Ensis directus*).

Voortplanting van schelpdieren vindt plaats via een larvale fase in de waterkolom; zijn de larven groot genoeg geworden dan vindt vestiging op of in de bodem plaats. Vervolgens ontwikkelt de massa van individuen zich door groei, de dichtheid neemt

daarentegen gestaag af door predatie. De resultante van beide bepaalt in welke mate de biomassa van de populatie verandert. De jongste stadia worden gegeten door onder meer garnalen, krabbetjes, zeesterretjes en vissen. Later wordt predatie door grotere krabben en zeesterren van belang.

Tijdens droogvallen vindt predatie door vogels plaats, met name door kanoetstrandlopers (*Canutus canutus*), die foerageren op kleinere schelpen zoals nonnetjes, en kleine kokkels, scholeksters (*Haematopus ostralegus*) met een voorkeur voor kokkels en mosselen van midden- tot groot formaat, wulpen (*Numenius arquata*) die deels op strandgapers *Mya arenaria* foerageren en meeuwen (Zilvermeeuw *Larus argentatus*; Stormmeeuw, *Larus canus*; Kleine Mantelmeeuw, *Larus fuscus*) die alle op schelpdieren van verschillend formaat kunnen foerageren. Zie ook deelproject C2, Leopold et al, 2003). In overspoelde toestand speelt predatie door eidereenden (*Somateria mollissima*) een rol van betekenis.

Tenslotte is de bevissing een verliespost voor met name de commerciële soorten: kokkels en mosselen.

De schelpdieren zijn voor hun groei afhankelijk van de omstandigheden ter plekke, waarbij voedselaanbod en omgevingstemperatuur de twee wezenlijke componenten zijn. De efficiëntie waarmee het gefilterde voedsel omgezet kan worden in schelpdierenbiomassa is een van de wezenlijke parameters bij een ecosysteembeschrijving, en hangt af van het aard van het materiaal (alg of detritus, bijvoorbeeld), en van het type alg (diatomeeën bevatten een relatief groot deel SiO₂, het hoofdbestanddeel van hun schaaltsjes, dat geen functie als voedsel heeft). Ook de vangmogelijkheden zijn niet voor alle algen gelijk: micro-algen zijn te klein (minimumgroottes zijn bijna altijd in de orde van enkele µm), en kolonievormende flagellaten kunnen te groot zijn (Phaeocystis-kolonies kunnen 1000 µm groot worden, en kunnen dan niet meer door schelpdieren verwerkt worden). De maximum grootte van de algen(kolonies) die nog door de schelpdieren gevangen kunnen worden neemt toe met de grootte van de schelpdieren zelf.

Voor de productie van de algen zijn licht en nutriënten nodig zoals fosfaat, nitraat/ammonium, silicaat (voor diatomeeën), koolzuur, en micronutriënten waaronder Fe. Zonnestraling is de energiebron; de omgevingstemperatuur bepaalt (mede) de snelheid van veel biochemische processen.

De bron van de nutriënten is in hoofdzaak tweeledig.

- a- Er vindt toevoer plaats van buiten het systeem, waarbij voor de Waddenzee de uitwisseling met de Noordzee het belangrijkste is, naast de toevoer van zoetwater vanuit het IJsselmeer. Neerslag, en toevoer vanuit het Friese en Groninger boezemgebied zijn minder belangrijk, en dragen maar voor een heel klein deel bij aan de totale nutriëntenbalans (zie ook Dijkhuizen et al, 1996). Een deel van de nutriënten is gebonden, hetzij als organisch materiaal, hetzij geadsorbeerd aan anorganisch materiaal (zie ook Postma & Rommets, 1970).
- b- Eenmaal gevormd organisch materiaal zal uiteindelijk weer afsterven, waarna via bacteriële processen omzetting naar de samenstellende anorganische nutriënten plaats vindt. Deze omzettingen vinden zowel in het sediment van een systeem plaats als in de waterkolom.

Als energiebron is zonlicht noodzakelijk voor primaire productie. In tegenstelling tot de opbouw of afbraak van organisch materiaal is de invang van fotonen (chlorofyl gaat in een aangeslagen, meer energierijke toestand over) niet erg afhankelijk van de temperatuur.

Het zonlicht wordt deels weerkaatst door het wateroppervlak (ongeveer 5-10%, afhankelijk van de stand van de zon, en de golflengte van het licht) (Kirk, 1994; Golterman, 1975). De overige 90-95% is in principe beschikbaar voor algen, maar wordt door het water en het daarin zwevende en opgeloste materiaal geabsorbeerd, waardoor er steeds minder licht beschikbaar is naarmate een alg zich dieper in de waterkolom bevindt. De absorptie door water zelf is niet onbelangrijk, maar in een systeem als de Waddenzee overheersen de bijdragen van opgelost humusachtig materiaal ("gelbstoff") en vast materiaal (algen, detritus en anorganisch materiaal zoals slib en zand).

De bezinksnelheid van materiaal neemt in dezelfde volgorde toe van 0 ("gelbstoff") tot hoog (zand), en daarmee is ook de invloed van wind op het lichtklimaat geschetst. Bij harde wind wervelt veel materiaal op, wat resulteert in een hoge extinctiecoëfficiënt van het water, bij rustig weer zinkt al het zand, vrijwel al het slib, en een deel van het detritus uit, waardoor gunstige lichtomstandigheden ontstaan.

1.2.2 Nutriënten of licht bepalend voor de primaire productie?

Pelagiale primaire productie

Een belangrijk aspect van de ecosysteemberekeningen betreft welk mechanisme of welk proces bepalend is voor de primaire productie in een systeem. Over het algemeen wordt in de literatuur aangetroffen dat in vrij troebele systemen, waartoe de Waddenzee gemiddeld zeker hoort, licht een sleutelrol speelt. De gemiddelde waterdiepte is klein (2-4 m), de invloed van wind is groot, en het gehalte aan zwevend materiaal is eveneens groot. Dan zou de uitdoving van licht in de waterkolom groot zijn, en daarmee zou de beperkte lichtbeschikbaarheid meer bepalend zijn voor de maximale groeisnelheid dan de aanwezige nutriënten. Dit argument wordt vaak genoemd. Daar waar Boddeke & Hagel (1994) schreven dat de verlaagde P-vracht vanuit de Rijn, die deels via de Noordzee, en deels via IJssel en IJsselmeer de Waddenzee bereikt, de secundaire productiviteit van het systeem verlagen, argumenteren Cadée en Hegeman (1993) dat ondanks die lagere P-vrachten de primaire productie in het Marsdiep tot en met 1992 niet waarneembaar afgenomen is. Cadée en Hegeman noemen een primaire productie van $150 - 200 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ in de jaren 1964-1975, en $300 - 420 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ voor de periode 1981-1992. De chlorofyl-a gehalten zijn in het Marsdiep gemiddeld $6-12 \text{ mg Chl-a m}^{-3}$ geweest vanaf 1978, en $3-6 \text{ mg Chl-a m}^{-3}$ in de jaren ervoor (1972-1976). Ondanks de lagere ortho-P-gehalten, ook ter plekke in het Marsdiep, werd geen verlaging van de primaire productie noch van het chlorofyl-gehalte waargenomen. Cadée en Hegeman argumenteren eveneens dat de verlaging van de bestanden aan kokkels en mosselen begin jaren '90 te wijten zijn aan het uitblijven van recruitment in de jaren 1988-1990 als gevolg van warme winters (die van 1985-1987 waren vrij koud, die van 1988-1990 warm; KNMI, 2003), plus een overbevissing in de jaren 1989 en 1990 (Beukema et al, 2002), en dat een

duidelijke relatie met een dalend nutriëntgehalte niet aan te tonen was. Wanneer latere jaren beschouwd worden Cadée en Hegeman (2002) dan valt wel degelijk een afname in primaire productie waar te nemen, na 1995 variëren de waarden tussen 200 en 350 g C m⁻² a⁻¹. Zij schrijven dat deels toe aan een wat gedaald doorzicht van het water ter plekke, én deels aan gedaalde P-gehalten in het water. Het chlorofyl-a gehalte neemt niet

Cloern (1999) beschreef een methode om uit meetdata af te leiden of primaire productie door licht dan wel door nutriënten gelimiteerd werd. Hij gebruikte daarbij de groeivergelijkingen van algen waarin een afhankelijkheid van de lichtintensiteit en een van de nutriëntgehalten was opgenomen. Colijn & Cadée (2003) gebruikten zijn methode om te schatten welke toestand in de Waddenzee wordt aangetroffen, en concluderen dat in de meeste gevallen lichtlimitering een (veel) belangrijkere rol speelt dan nutriëntlimitering. Een dergelijke conclusie houdt in dat met name veranderingen in zwevend-stofgehalten in het systeem consequenties voor de primaire productiviteit zullen hebben, en een daling in een nutriëntgehalte niet of veel minder. Colijn en Cadée (2003) baseren zich in hun stuk wél op nitraat als enig beperkend nutriënt; en verder in dit stuk zal ook gekeken worden naar andere nutriënten. Van Beusekom et al (2001) geven dat primaire producties beneden ruwweg 160 g C m⁻² a⁻¹ altijd inhouden dat lichtlimitering aan de orde is, een redenering die paradoxaal genoeg zou inhouden dat in de nutriëntrijke jaren '80 nutriëntlimitering een hoofdrol zou spelen, en in de nutriëntarme(re) jaren '70 en '90 lichtlimitering.

Philippart et al (2000) schrijven dat het lichtklimaat in het voorjaar ongunstiger is dan dat in de zomer, terwijl de chlorofyl-a concentraties en algengehalten juist in het voorjaar groter zijn. Zij concluderen daaruit dat andere mechanismen meer bepalend voor de maximale chlorofyl-gehalten moeten zijn dan licht (alleen). Ook concluderen ze op basis van de sterke correlatie tussen de TN:TP-verhouding (totaal-stikstof respectievelijk totaal-fosfaat) en de structuur van de fytoplanktongemeenschap dat er wel degelijk processen zijn die een regulerend effect hebben op die gemeenschap. Oorzaak kan volgens hen zijn dat algen onder nutriëntrijke omstandigheden meer nutriënt opnemen dan strikt noodzakelijk (voorraadvorming), en kan alsnog N-en/of P-limitering plaats vinden, wat ook door Riegman et al (1991) gezegd wordt op basis van fysiologische studies.

Benthische primaire productie

De benthische primaire productie is afhankelijk van de beschikbaarheid van zonlicht aan het sedimentoppervlak, wat inhoudt dat vooral droogvallende en ook ondiepe delen van het wad gunstige lichtomstandigheden kennen. Daarnaast dient voldoende nutriënt aanwezig te zijn, waarbij de benthische algen zich in een ongunstige concurrentiepositie bevinden ten opzichte van de pelagiale algen als het gaat om het gebruik van de nutriënten in de waterfase. Benthische algen zullen hun voedingsstoffen daarom vooral uit de bodem betrekken. Diffusieve aanvoer van nutriënt is dan bepalend voor die beschikbaarheid; uitputting kan optreden wanneer er een groot verschil gaat ontstaan tussen behoefte en (diffusieve) aanvoersnelheid.

Voor het “NIOZ”-wad, gelegen langs de dijk aan de zuidoost-kant van Texel, bedroeg de benthische primaire productie naar Cadée (1984) rond 1970 ongeveer $100 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, maar verdubbelde tot ongeveer $200 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ in het begin van de jaren '80.

Fytoplankton en secundaire productie

Pelagiaal geproduceerd organisch materiaal is voor macrobenthos kwantitatief gezien een belangrijkere voedselbron dan bentisch materiaal. Beukema et al (2002) toonden een positief verband aan tussen het chlorofyl-gehalte in een jaar en de zoöbenthosbiomassadichtheid het jaar er op, en meer nog, de dichtheden (N m^{-2}) zoöbenthos in dat erop volgende jaar. Tussen 1970-1980 werd op het Balgzand globaal $15\text{-}20 \text{ g AFDW m}^{-2}$ zoöbenthos waargenomen (zowel schelpdieren als wormen, e.d.); later, gedurende de gehele periode 1981-2000 was dat $30\text{-}45 \text{ g AFDW m}^{-2}$. Uitzondering vormde het jaar 1990, waar na een intensieve bevissing (Beukema et al, 2002) vrijwel al het benthos uit het gebied verwijderd was. Jaren met koude winters resulteren in het algemeen ook in lage biomassadichtheden.

De ontwikkeling van de benthosbiomassa op het Balgzand loopt parallel aan die van het chlorofyl-a (Beukema et al, 2002), waarbij tevens duidelijk is dat juist die jaren die in een reeks van jaren een (relatief) lage biomassadichtheid hebben, relatief hoge chlorofyl-gehalten vertonen. Dit toont volgens ons aan dat het lastig is zonder meer een regressie chlorofyl – benthosdichtheid uit te voeren, en er zal een dynamische benadering gebruikt moeten worden om de wisselwerking tussen algen en benthos te kwantificeren. Daarentegen vonden zij een positief verband tussen de gemiddelde chlorofyl-gehalten in een jaar, en de benthosbiomassa en -aantallen in de erop volgende winter. Koude winters resulteren op het Balgzand vaak, maar niet altijd, in lage aantallen en biomassa's; wordt er gevist, dan resulteert steeds een lage biomassa. Op het Balgzand is anderhalf jaar ná bevissing de situatie, zowel wat biomassa als wat aantallen betreft, weer terug op het oude niveau. Over de soortsamenvatting wordt wat dat betreft door Beukema et al (2002) geen informatie gegeven.

In elk geval is duidelijk dat tenminste het zoöbenthos in staat is de hoogte van het chlorofyl-gehalte mede te bepalen. De interactie is blijkbaar dermate dat de graas op het fytoplankton een relevante term is in de beschrijving van de chlorofyl-dynamiek. Beukema et al (2002) concluderen uit hun onderzoek dat het wel degelijk mogelijk is dat voedsel een limiterende factor is voor de benthosbiomassa.

Voor analyse van de relatie tussen schelpdiergroei, schelpdierbestands grootte en voedsel in de vorm van primaire productie, chlorofyl en voedselkwaliteit is door Smaal & Van Stralen (1990), Van Stralen & Dijkema (1994), Van Stralen (1995) en Smaal et al (2001) gebruik gemaakt van omvangrijke datasets over de voorraad schelpdieren, de conditie van mosselen die aan de veiling zijn geleverd en voedselparameters, ontleend aan meetprogramma's van Rijkswaterstaat. Smaal & van Stralen (1990) concluderen dat gemeten groei van mosselen in het groeiseizoen goed overeenkomt met de conditie, uitgedrukt als het visgewicht (% mosselvlees ten opzichte van totaal versgewicht). Voor de Oosterschelde vonden zij een significant verband tussen de jaarlijkse primaire productie en de conditie van geleverde mosselen: in jaren met een hoge primaire productie was het visgewicht hoger dan in andere jaren. Ook vonden zij een significant positief verband tussen het

chlorofylgehalte en het vleesgehalte van schelpdieren voor de periode 1980 – 1990 (Van Stralen & Dijkema, 1994). Verder is er een significant verband gevonden tussen de totale voorraad schelpdieren in de Oosterschelde in een bepaald jaar en het visgewicht (Van Stralen & Dijkema, 1994). Dit verband was voor de jaren negentig niet meer aantoonbaar, hetgeen werd toegeschreven aan aanpassingen van de kwekers aan de nieuwe Oosterschelde situatie (Smaal et al, 2001). Voor de Oosterschelde is hun conclusie dat de draagkracht maximaal wordt benut door de schelpdierpopulaties, en met name voor de kweek van mosselen. De totale voorraad schelpdieren is in de loop der tijd niet sterk veranderd; de opkomst van de Japanse oester in de jaren negentig is samengegaan met een afname van het kokkelbestand en het mosselbestand is tamelijk constant (Smaal et al, 2001).

Voor de Waddenzee is door Van Stralen (1995) een uitgebreide analyse uitgevoerd van de relatie tussen nutriëntenvracht en -gehalten, primaire productie, chlorofyl en gehalte aan zwevend stof in de periode juli-november, en conditie van mosselen en omvang van mossel- en kokkelbestanden. Hij concludeerde er over de periode 1976 – 1992 een significant positief verband bestaat tussen het vleesgehalte van geleverde mosselen en de voedselkwaliteit (de hoeveelheid chlorofyl per eenheid zwevend stof). Er was een significant negatief verband met de hoeveelheid zwevend stof, terwijl er geen relatie kon worden aangetoond tussen visgewicht en de andere parameters (nutriënten, primaire productie, chlorofyl). Het gehalte aan zwevend stof vertoonde een afnemende trend in de tijd die correspondeerde met een toename in de mosselconditie. Deze wordt toegeschreven aan de langjarige cyclus in het getijverschil onder invloed van de maanstand, deze cyclus heeft een duur van 18,6 jaar. Er werd verder geen relatie gevonden tussen de totale voorraad schelpdieren en de conditie van de mosselen. De conclusie van Van Stralen (1995) luidt derhalve dat in de Waddenzee met name de voedselkwaliteit bepalend is voor de groeisnelheid. Hij concludeerde dat voor de periode 1976-1992 de draagkracht van het systeem niet maximaal benut wordt.

In het voorliggende rapport zal deze analyse worden geactualiseerd.

1.3 Indeling van dit rapport

In het volgende worden, na een overzicht van gebruikte data en toegepaste methoden, drie onderdelen besproken.

- Allereerst wordt een overzicht gegeven van de veranderingen in externe condities die zich in de periode 1975-nu hebben voltrokken, voor zover dat uit directe metingen duidelijk is. Zowel de toestand in het water als die van het weer wordt daarin betrokken.
- Onderzocht is in hoeverre de conditie van schelpdieren gekoppeld lijkt aan het beschikbare voedsel in termen van chlorofylgehalte van het water en van primaire productie.
- Met behulp van een dynamisch ecosysteemmodel wordt het gehele Waddenzeesysteem doorgerkend. Hiermee is een consistente benadering van allerlei processen gewaarborgd, en kan worden nagegaan welke primaire en secundaire producties mogelijk zijn in het systeem. De invloed van

onttrekkingen is eveneens gesimuleerd. De uitkomsten zijn geplaatst naast de werkelijk aanwezige hoeveelheden schelpdieren (gemeten of geschat), en de onttrekkingen door vogels en vissers worden aangegeven.

1.4 Verantwoordelijkheid

Voor hoofdstuk 4 en de daaraan gekoppelde conclusies is AC Smaal (RIVO) verantwoordelijk, voor al de overige hoofdstukken AG Brinkman (Alterra).

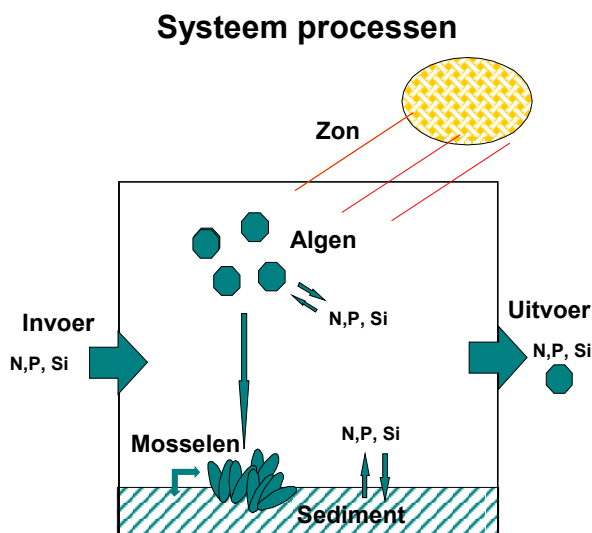
2 Data en methoden

2.1 Integrale simulatie

2.1.1 Beschrijving EcoWasp

Het gebruikte integrale ecosysteemmodel EcoWasp is uitgebreid beschreven in Brinkman en Smit (1993) en Brinkman (1993a); een samenvatting van die beschrijving is gegeven in bijlage 2.1 van deze rapportage.

Een globaal schema van het model is gegeven in Fig 1 en Fig 2; de gebruikte schematisatie van de Waddenzee is in Fig 3 geschetst. Elk compartiment is nog eens onderverdeeld in een deel dat droogvalt, een sublitoraal deel (het gebied tussen de gemiddeld-laagwaterlijn en de NAP-5 m lijn, en de nog diepere delen (de geulen). Dit houdt in dat voor elk (sub-) compartiment grootte, diepte, getij-amplitude en de mate



van uitwisseling met de buurcompartimenten bekend moeten zijn. Toevoer vanuit het IJsselmeer, en de uitwisseling met de aangrenzende Noordzee moet eveneens bekend zijn.

Naast de uitgewisselde watermassa's ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) moet ook bekend zijn wat de samenstelling is van het toestromende water voor alle componenten die ook in de simulatie worden betrokken (dus nutriënten én algen én detritus). Hierbij moet ook van schattingen gebruik worden gemaakt. Hieronder (sectie 2.4 e.v.) is samengevat welke gegevens gebruikt zijn, en op welke wijze ze verkregen zijn.

Fig 1 Schets van de ecosysteemprocessen die in het model zijn verwerkt. Een meer technisch schema is gegeven in fig.2. Onder "mosselen" worden alle filterende organismen verstaan

snelheden (primaire en secundaire productie, dikte van geoxideerde bodemlagen, uitwisselingssnelheden tussen bodem en water voor opgeloste stoffen, en tussen water en atmosfeer van gasvormige componenten).

Voor een beperkt deel van de uitkomsten is vergelijkingsmateriaal voorhanden, dat deels betrekking heeft op metingen in de Waddenzee, en deels op experimenteel onderzoek in vergelijkbare systemen of op laboratoriumschaal.

De uitkomsten van de simulaties zijn berekende toestandsgrootheden (biomassa's schelpdieren, fytoplankton, fyto-benthos, detritus) en proces-

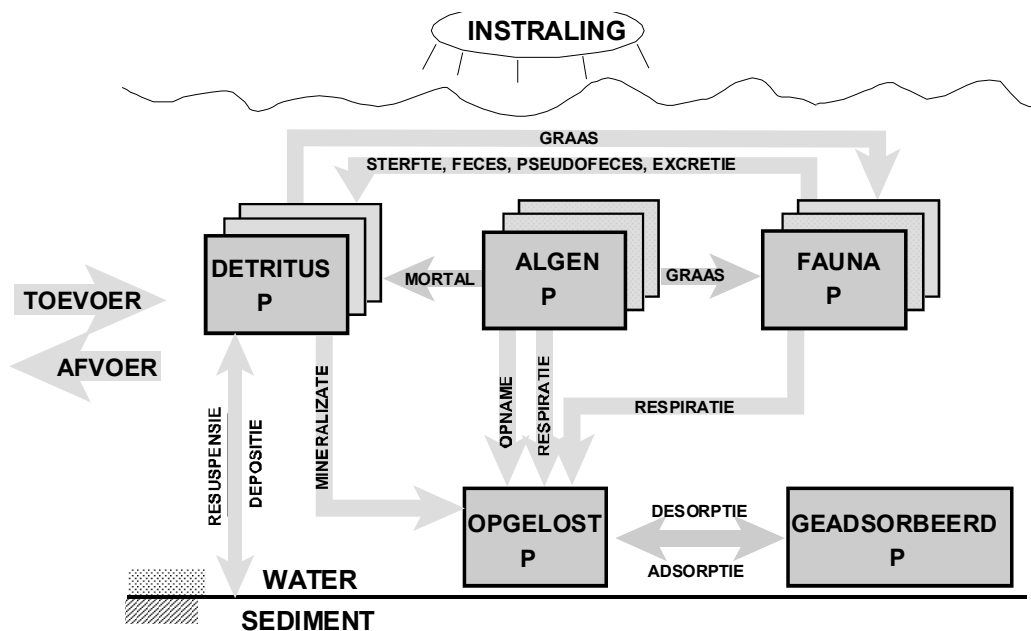


Fig 2. Processchematisatie van het EcoWasp-ecosysteemmodel. Processen vinden zowel in de waterfase als in het sediment plaats; er kunnen meerdere soorten algen, detritus en fauna (waaronder op de bodem levende schelpdieren) onderscheiden worden. Met P wordt in de figuur alle nutriënten bedoeld

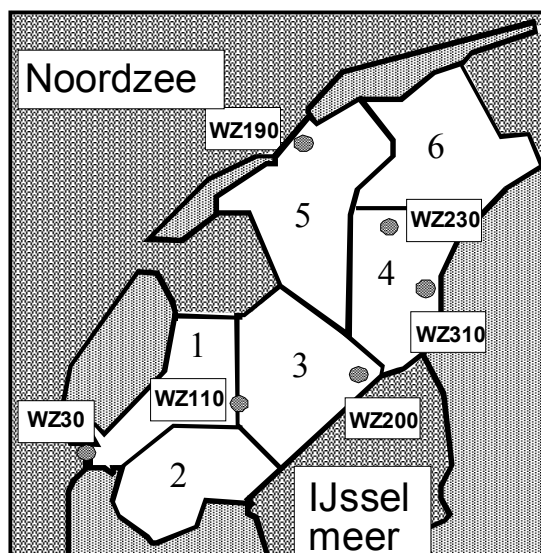


Fig 3 Schematisatie westelijke Waddenzee, zoals toegepast bij de EcoWasp ecosysteemberekeningen. Ook de monitoringpunten van Rijkswaterstaat zijn aangegeven

2.1.2 Lichtklimaat in water en op de bodem

Het lichtklimaat in de waterkolom wordt beschreven met de klassieke Lambert-Beer vergelijking, waarbij de extinctiecoëfficiënt voortdurend berekend wordt uit de bijdragen van het water zelf, het opgeloste materiaal ('gelbstoff', voornamelijk opgeloste humuszuren en fulvinezuren) plus al de voorkomende vaste deeltjes (algen, detritus, anorganisch materiaal zoals slib en zandkorrels). Zie bijlage 2.5 voor een uitgebreidere beschrijving.

De getijdenbeweging zorgt voor een variatie in de diepte van de waterkolom; hiermee is rekening gehouden.

De lichtintensiteit op de bodem is bij droogvallen gelijk aan de zonnestraling, en bij ondergelopen toestand een functie van de waterdiepte en de extinctiecoëfficiënt van het water. Ook hierbij is met de getijdenvariatie rekening gehouden.

2.1.3 Benthische algen

In de modelberekeningen vindt benthische primaire productie plaats in de sedimenttoplaag. Het gehalte aan nutriënten in het poriewater wordt elke tijdstap opnieuw berekend als resultante van alle productie-, verbruiks-, adsorptie- en diffusieprocessen. De koppeling van benthische productie met nutriëntgehaltes ter plekke is hiermee zo goed mogelijk gerealiseerd.

2.1.4 Gehalte aan zwevend stof

Analyse schelpdierconditie

Voor analyse van de relatie tussen de gehalten zwevend, de voedselkwaliteit en mosselconditie is gebruik gemaakt van gemeten waarden. Daartoe zijn data gebruikt van de stations Marsdiep Noord, Vliestroom en Doove Balg West. Wanneer tijdreeksen van de drie geselecteerde stations zijn onderbroken is daarvoor gecorrigeerd:

- per jaar per station zijn, indien meerdere metingen in een maand beschikbaar waren, maandgemiddelde waarden berekend
- per station zijn vervolgens gemiddelde maandwaarden berekend door uitmiddeling van de opeenvolgende jaren. Deze gemiddelden weerspiegelen de over-all seizoensvariatie op de betreffende locatie.

Vervolgens is per station per jaar de mediane waarde berekend voor de periode juli t/m november (Zie Van Stralen, 1995).

Ecosysteemberekeningen

Het lichtklimaat in het water, dat volgens Colijn & Cadée (2003) sturend is voor de primaire productie wordt voor een belangrijk deel bepaald door het aanwezige zwevende materiaal, en op zijn beurt is dat aan sterke schommelingen onderhevig als gevolg van golven (dus wind) en stroming. De fluctuaties in het gehalte aan zwevend materiaal zijn groot, de tijdconstante voor opwerveling is klein (van de orde van enkele uren of nog minder, afhankelijk van de windinvloeden), en die voor bezinking is van de orde van enkele tientallen minuten voor grof materiaal tot enkele dagen voor erg fijn materiaal. Beschikbare meetdata zijn afkomstig uit het maandelijks monitoring-programma van Rijkswaterstaat, en betreffen een deel van de in genoemde locaties in de Waddenzee. Om deze reden, plus de snelle fluctuaties die plaats vinden is besloten bij de modelsimulaties af te zien van de gemeten waarden zwevende stof, en deze gehalten te berekenen. Hiertoe worden drie verschillende soorten anorganisch sedimentmateriaal onderscheiden: slib, fijn zand en (relatief)

grof zand. De opwerveling van materiaal is afhankelijk van de wind. De beschrijving van opwerveling en bezinking is in bijlagen 2.3 en 2.4 te vinden. In EcoWasp zijn niet de dynamische beschrijvingen toegepast, maar zijn de berekende evenwichtsgelates gebruikt. Dit is gedaan om numerieke problemen te voorkomen, én ook omdat met daggemiddelde winddata is gewerkt.

2.1.5 Sedimentsamenstelling

Voor de integrale modellering was het nodig een idee te hebben van de samenstelling van het sediment in de verschillende onderscheiden compartimenten van de (westelijke) Waddenzee. Gelates aan slib, fijn en grof zand, en organisch materiaal spelen een rol bij opwerveling van materiaal, en de productie en opslag van nutriënten als P, Si en N.

Nu bestaan er nauwelijks gegevens over de meeste van deze componenten, en daarom is een schatting gemaakt.

Ook de geografische resolutie is voor de meeste sedimentkarakteristieken vrij gering. Dat is door Zwarts et al (deelrapport G van EVA, 2003) verholpen met de constructie van een slibkaart die gebaseerd is op directe metingen over meerdere jaren, en overige beschikbare gegevens zoals golfwerking, droogvalduur, stroomsnelheden, e.d. Middels een co-krigingmethode is de oorspronkelijke slibkaart (RIKZ, 1998) omgewerkt naar een kaart met veel meer detail.

Met behulp van een aantal relaties is voor dit onderzoek geschat wat in het sediment op elke locatie in de Waddenzee het gehalte was aan slib, zand, humus, en ijzeroxide. Het laatste heeft een belangrijke functie bij de berekening van de adsorptiecapaciteit van de bodem. In bijlage 2.2 is de schatting van de sedimentsamenstelling wat uitgebreider toegelicht. In bijlage 2.6 is de adsorptie van P en Si aan bodemmateriaal toegelicht.

2.1.6 Onttrekking door visserij en/of vogels; predatie door krabben en zeesterren

Als gevolg van visserij in de Waddenzee vindt er onttrekking van schelpdieren plaats. De onttrekkingen door visserij zijn bekend als massa per jaar, of per maand, want meestal vindt bevissing in een vrij korte periode plaats.

Predatie door vogels is berekend voor scholeksters (*Haematopus ostralegus*) en eidereenden (*Somateria mollissima*) op basis van de best bekende methoden. Deze zijn in de deelprojecten B1 respectievelijk B2 beschreven en uitgewerkt (Rappoldt et al, 2003; Ens et al, 2003).

Zeer globaal is een getal geschat voor de predatiedruk die door zeesterren en krabben wordt uitgeoefend.

2.2 Klimaat en weer, waterstand

Voor de periode 1975 - 2002 zijn dagelijkse data gebruikt van

- windsnelheid
- windrichting
- luchttemperatuur
- globale straling

Alle data zijn afkomstig van het KNMI, De Bilt, en betreffen waarnemingen op weerstation De Kooij (vliegveld Den Helder).

Voor de periode 1990-2002 zijn gegevens beschikbaar over

- het gemiddelde waterniveau en de extreme waarden ervan.

De data zijn afkomstig van Rijkswaterstaat, Directie Noordzee.

2.3 Toevoer zoetwater, uitwisseling met Noordzee, interne dispersie

Voor de periode 1975-2002 zijn daggegevens beschikbaar over de IJsselmeer-spij te Den Oever en van die bij Kornwerderzand, en zijn door het RIZA-Leystad via het RIKZ ter beschikking gesteld.

Voor de uitwisseling met de Noordzee zijn géén tijdreeksen beschikbaar, evenmin voor de interne dispersieve eigenschappen van het systeem. Voor de gehele simulatieperiode is steeds met één en dezelfde waarde gerekend voor de uitwisseling met de Noordzee via het Marsdiep, en idem dito via het Zeegat van het Vlie. Dit geldt ook voor de reststroom die van het Zeegat van het Vlie (netto instroom) naar het Marsdiep voert (netto uitstroom), en voor de interne reststromen, en de interne dispersie (uitwisseling tussen de compartimenten). De gebruikte waarden zijn gebaseerd op resultaten van Ridderinkhof (1988), en die welke voor het EMOWAD-model (EON-I, 1988; EON-II, 1988) gebruikt zijn. Omdat de compartimentindeling voor de voorliggende studie gewijzigd is ten opzichte van die bij de EON-studie zijn de uitwisselings- en stromingsdebieten aangepast. In bijlage 5.1 is aangegeven welke geschatte uitwisselingscoëfficiënten gebruikt zijn, wat de grootte is van de debieten en hoe de verdeling van het toegevoerde zoetwater over het systeem is.

2.4 Chlorofyl, nutriënten, chloride en organisch materiaal

1	% CHLfa	% Chlorofyl-a van pigmenten
2	GR	% gloeirest avn zwevend materiaal
3	O2	% zuurstofverzadiging
4	CLa	Chlorofyl-a (ug/l)
5	Cl	Chloride (mg/l)
6	DOC_nf	Opgelost organisch koolstof na filtratie (mg/l)
7	POC	Particulair organisch koolstof (mg/l)
8	SALNTT	Saliniteit
9	Sil	Opgelost silicaat (mg Si/l)
10	TOC	Totaal organisch koolstof (mg C/l)
11	Sec	Zichtdiepte (Secchi-schijf, dm)
12	ZS	Zwevend stof (mg/l)
13	KjN	Kjeldahl-stikstof (totaal oxideerbaar N, mg N/l)
14	KjN_nf	Idem na filtratie van het monster
15	NH4	Ammonium (mg NH4-N/l)
16	NO2	Nitriet (mg NO2-N /l)
17	NO3	Nitraat (mg NO3-N/l)
18	NO3NO2	Som van nitraat en nitriet (mg N/l)
19	P_nf	Fosfaat na filtratie (mg P/l)
20	P_t	Totaal-fosfaat (mg P/l)
21	o-P	opgelost fosfaat (ortho-P, mg P/l)
22	o-P_nf	idem, na filtratie
23	POP	particulair organisch P (mg P/l)
24	N_tot	totaal stikstof (mg N/l)
25	T_Celcius	watertemperatuur (°C)

TextBox 1 Overzicht gebruikte waarnemingen uit het monitoringprogramma van Rijkswaterstaat

Rijkswaterstaat voert een maandelijks monitoringprogramma uit om de waterkwaliteit van het Nederlandse oppervlaktewater (zoet en zout) te controleren. Dit programma loopt al vanaf het midden van de jaren '70, en de resultaten voor de monsterpunten in de Waddenzee (zie Fig 3), en een aantal monsterpunten in de Noordzeekustzone en in het IJsselmeer stonden ter beschikking.

De gemeten variabelen die gebruikt zijn voor dit onderzoek zijn in textbox 1 weergegeven. Deze getallen zijn deels voorbewerkt om een betere schatting van algengehaltes en detritusgehaltes te leveren. Op die voorbewerking wordt hier verder niet ingegaan, zie daartoe Brinkman (1993a). Op deze wijze wordt de toevoer van organisch materiaal naar de Waddenzee vanuit de omliggende gebieden, inclusief de aard van die organische stoffen, ook zo goed mogelijk in de ecosysteemsimulaties betrokken.

Ten behoeve van de analyse in hoofdstuk 4 zijn chlorofyl-a data verkregen uit de Waterbase (www.waterbase.nl), (Ministerie van Verkeer en Waterstaat.); hierin staan dezelfde data opgeslagen als die welke hierboven beschreven staan. Niet alle locaties zijn even frequent bemonsterd. In hoofdstuk 4 is verder gerekend met het gemiddelde van alle stations over de maanden maart-september. Voor berekening van de voedselkwaliteit is gebruik gemaakt van gemeten chlorofylwaarden op dezelfde stations en voor dezelfde periode als in sectie 2.1.4 vermeld is. De voedselkwaliteit is berekend door de gemiddelde hoeveelheid chlorofyl (per seizoen in mg m^{-3}) te delen door het mediane zwevend-stofgehalte (in g m^{-3}); dit geeft een index voor de voedselkwaliteit (Zie Van Stralen, 1995).

2.5 Watertemperatuur

Over de periode 1975-2002 zijn uit het monitoringprogramma van Rijkswaterstaat watertemperaturen bekend voor een vijftal locaties in de westelijke Waddenzee (Fig 3, en par. 2.1.4).

2.6 Schelpdierbiomassa

Gebiedsdekkende gegevens over het bestand aan schelpdieren worden vanaf het begin van de jaren '90 bepaald door het RIVO. Het betreft hier bij vooral kokkels en mosselen, maar ook van nonnetjes is er een overzicht. Vóór die tijd zijn de data aanzienlijk minder precies, maar wél is bekend wat de aanvoer is van mosselen naar de veiling in Yerseke.

Van andere organismen (Mya, Ensis) is de informatie niet compleet.

Voor dit rapport zijn gebruikt:

Schelpdiervisserij

- vangsten kokkels
- vangsten mosselen

Deze gegevens zijn afkomstig van het Productschap Vis en de Producenten Organisatie Kokkels.

Schelpdierbestanden

- mosselen
- kokkels
- nonnetjes

Deze gegevens zijn afkomstig van het RIVO, zoals gerapporteerd in Brinkman et al (EVA-II project F4a, 2003), Bult et al (EVA-II project F4b, 2003) en Kamermans et al (EVA-II project H2, 2003).

2.6.1 Mosselen

Om het mosselbestand in de Waddenzee te kunnen berekenen, is gebruik gemaakt van de aanvoerstatistieken van het Productschap Vis. De aangevoerde mosselen zijn afkomstig uit het buitenland, de westelijke Waddenzee en uit Zeeland. Bij dit onderzoek zijn alleen de mosselen betrokken die afkomstig zijn van de kweekpercelen in de westelijke Waddenzee. Er is gerekend met leveringen van augustus t/m december vanaf seizoen 1990-1991 (seizoen 1990) t/m seizoen 2001-2002 (seizoen 2001).

Het mosselbestand is berekend onder behoud van de aannamen zoals beschreven door Van Stralen (1995).

2.6.2 Mosselconditie

Voor de mosselconditie wordt het percentage vlees in de schelp gebruikt van geoogste consumptiemosselen. Dit is het percentage gekookt vlees in 1 kg verse mosselen. De gegevens zijn afkomstig uit de aanvoerstatistieken van Productschap Vis. Gebruikt zijn de leveringen over de periode augustus - november (zie ook Van Stralen, 1995).

2.6.3 Kokkels

Vanaf 1990 vindt er in het voorjaar een kokkelinventarisatie (survey) plaats in de Waddenzee. De biomassagetallen uit het voorjaar zijn omgerekend naar najaar-biomassagetallen (september), zoals beschreven in het EVA-II rapport H2 (Kamermans et al, 2003). De najaarbiomassagetallen voor die gebieden die binnen het onderzoeksgebied vallen worden verder in dit rapport gebruikt.

De najaar-biomassagetallen zijn geleverd in versgewicht en zijn omgerekend naar vleesgewicht. Hierbij is uitgegaan van een vleespercentage van 15%.

2.6.4 Ongewervelde predators

Als externe factoren zijn gegevens verzameld over zeesterren, krabben en garnalen. Zeesterren, krabben en garnalen zijn bijvangst van de DFS-survey (Demersal Young Fish Survey), die ieder jaar uitgevoerd wordt in de maanden september en oktober. De visduur bedraagt 10-15 minuten, de gemiddelde vaarsnelheid is 2-3 mijl/uur en de maaswijdte is aan het eind van het net 20 mm. Er is gevist met een 3 meter brede boomkor. Het beviste oppervlak is het product van de breedte van de boomkor (3 meter) en de afstand waarover is gevist (m). De dichtheid van zeesterren, krabben, garnalen (aantal m⁻²) is daarmee bekend voor elke monsterlocatie. De dataset bestaat o.a. uit het jaar waarin is gevist, het schip, het aantal gevangen krabben (N), de subfactor, de beviste afstand (in meter), tijdsduur (in minuten), breedte van de boomkor (in meter) en positie van de trek.

2.7 Vogels en voedselbehoefte vogels

2.7.1 Aantallen vogels

Vogeltellingen tijdens hoogwater vinden al vanaf het eind van de jaren '60 plaats; de laatste jaren worden die tellingen door SOVON gecoördineerd. De tellingen vinden minstens 1* per jaar plaats in januari, maar in veel jaren is vaker geteld. Hierdoor is een jaarcyclus bekend, die gebruikt is om globale fluctuaties binnen elk jaar te beschrijven, én er is een lange-termijnverloop bekend, waardoor van jaar tot jaar de aantallen verblijvende vogels bekend zijn. De tellingen betreffen vooral steltlopers, meeuwen en sterns. Aantallen watervogels, die zich bij hoogwater niet op

hoogwatervluchtplaatsen concentreren zijn minder nauwkeurig bekend. Dit is vooral voor eidereenden het geval.

Eidereenden worden maar af en toe geteld, waarbij vliegtuigen en/of schepen nodig zijn. Pas de laatste jaren wordt met enige regelmaat vanuit de lucht geteld, en zijn de eidereenden en hun verspreiding beter in kaart gebracht (Berrevoets & Arts, 2001; Berrevoets & Arts, 2003; De Jong et al, 2002; De Jong et al, 2003). Data van vóór 1990 zijn door Swennen (zie o.m. Swennen, 1991a) geteld. Zie ook bijlage 3.13

2.7.2 Voedselbehoefte van vogels

De predatie door vogels op schelpdieren is niet integraal in de modelbeschrijvingen opgenomen. Gebruik is gemaakt van zo goed mogelijke schattingen van de voedselbehoefte van scholeksters (Vd Meer, 1997; Brinkman & Ens, 1998; Rappoldt et al, 2003 (EVA-II deelproject B1)), en eidereenden (Nehls, 1995; Brinkman et al, 2002; Ens & Kats, 2003 (EVA-II deelproject B2)).

Scholeksters

Voor scholeksters is door Rappoldt et al (2003) berekend welke opname door scholeksters gerealiseerd kan worden afhankelijk van de voedselsituatie en de scholekstersaantallen (en -dichtheden). De door hen gebruikte getallen voor voedselbehoefte zijn ook hier gebruikt om schelpdieropnames door scholeksters te schatten in het modelgebied.

Eidereenden

Gebaseerd op data van vooral Nehls (1995), Scheiffarth (2001) en veel literatuurgegevens is door Brinkman et al (2002) een energiebudget voor eidereenden berekend, waarbij onder meer met weersomstandigheden en schelpdierconditie rekening is gehouden. Het detail van dergelijke berekeningen kan hier nog niet toegepast worden, maar de berekende gemiddelde energiebehoefte door het jaar heen wél. Dit resulteert in een voor eidereenden noodzakelijke schelpdieropname gedurende de rekenperiode, voor zover ook de eidereendenaantallen bekend zijn (zie 2.7.1).

2.8 Atmosferische depositie

Bij alle berekeningen is de atmosferische depositie van nutriënten niet meegenomen. Deze is ook relatief klein; de depositie van N in het Waddengebied is lager dan ruwweg $1.5 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. (RIVM, Natuurcompendium, 2003); de globale belasting met stikstof vanuit het IJsselmeer is van de orde $30\text{-}50 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. De bijdrage van de Noordzee is, ondanks de lagere gehalten aan stikstof(houdende-) componenten, van nog grotere orde omdat de uitwisselingsintensiteit zo veel groter is: ruwweg $200\text{-}300 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Globaal gesproken is de atmosferische bijdrage aan de stikstofbelasting geringer dan een procent van de toevoer via IJsselmeer en Noordzee.

3 Resultaten-1: Externe veranderingen in de loop van de tijd

3.1 Inleiding: autonome ontwikkelingen

In deze sectie wordt een globaal beeld geschetst van de jaarlijkse variatie van een aantal systeemvariabelen. Daarna wordt ingegaan op de veranderingen die zich in de jaren 1975-nu hebben voorgedaan. Deze variaties komen verderop weer terug, wanneer de regressie- en simulatieresultaten aan de orde zijn. Een groot deel van de veranderingen kunnen als autonome veranderingen worden gezien, waar het Waddenzeesysteem eenvoudig mee te maken krijgt zonder dat er door welke Waddenzee-gerichte beheersmaatregel dan ook invloed op kan worden uitgeoefend. Dit betreft zeker weers- en klimaatomstandigheden, maar ook de toevoer van nutriënten en water vanuit het IJsselmeer, van nutriënten vanuit de Noordzee, én de optredende waterstanden en getijdenkarakteristieken. Het nationaal en internationaal gevoerde lozingsbeleid en mestbeleid speelt een belangrijke rol waar het gaat om de veranderingen in toevoer van nutriënten.

3.2 Nutriënten, chlorofyl en biomassa in de Waddenzee, het IJsselmeer en de aangrenzende Noordzee.

3.2.1 Verloop gedurende een jaar

Een gemiddeld verloop van chlorofyl-a, ortho-P, opgelost silicaat en de som van nitriet+nitraat is in Fig 4 geschetst. In de maand maart begint de voorjaarsbloei van diatomeeën, waarbij silicaat als basismateriaal in de diatomeeënschaaltjes wordt ingebouwd. Dit leidt in maart-april tot een sterke afname in het opgeloste Si waardoor een tekort ontstaat in april, en de diatomeeënbloei tot stilstand komt. Niet-diatomeeën krijgen daarna de overhand, waarbij vooral eerst fosfaat lage gehalten bereikt, en later nitraat. De lage gehalten kunnen een groei limitering betekenen, al is dat gezien de opmerkingen over het waarschijnlijke belang van lichtbeperking (zie § 1.2.2) niet direct voor de hand liggend. Wordt van jaar tot jaar naar het seizoensverloop van ortho-P en nitraat gekeken, dan blijkt dat de toestand variabel is: in sommige jaren worden veel lagere [o-P] bereikt dan in andere, soms wordt het nitraatminimum eerder aangetroffen dan in andere jaren, en het is goed denkbaar dat in sommige jaren er een N-beperking optreedt en geen P-beperking, en omgekeerd. Het gehalte aan zwevend materiaal (dat anorganisch materiaal (slib+ (occasioneel) zand + detritus + algen omvat) is in Fig 5 gegeven. 's Zomers worden relatief lage gehalten gevonden, waarbij het aandeel organisch materiaal 20-30% bedraagt. Bij rustig weer krijgt het anorganische deel gelegenheid uit te zakken, en worden hogere percentages organisch materiaal aangetroffen. 's Winters is dat aandeel organisch materiaal iets lager.

DOOVE BALG WEST (WZ110)

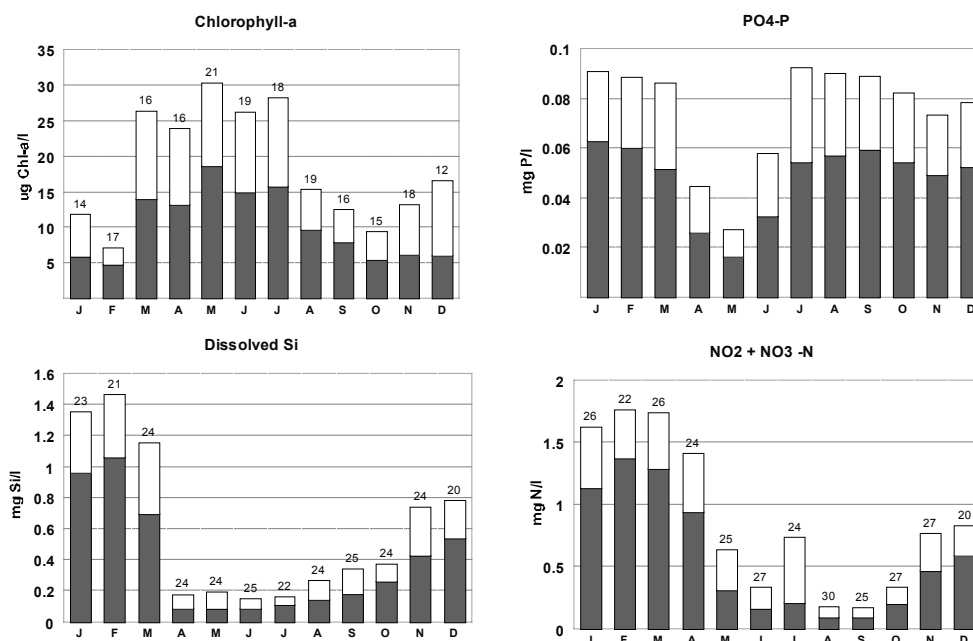


Fig 4 Gemiddeld seizoensverloop van nutriënten en van chlorofyl-a in de westelijke Waddenzee. De getallen geven het aantal waarnemingen in de periode 1975-2002 weer, de gevulde balken de gemiddelde waarde, en de witte balken de standaardafwijking (alléén de +-waarde).

Jaarlijks vindt snel na de voorjaarspiek van diatomeeën uitputting van silicium plaats, pas in de loop van het seizoen wordt weer silicium nageleverd na oplossen van de diatomeeënschaaltjes. Aanvoer van extra opgelost silicium speelt niet een grote rol omdat ook in het zoute water depletie optreedt. Wel is in het voorjaar een verschuiving van het begin van de depletie mogelijk wanneer grote hoeveelheden zout water gespuid worden op de Waddenzee.

Na Si vindt (gedeeltelijke) uitputting van fosfaat plaats; en later in het jaar worden de minima voor nitraat gevonden. Hierbij speelt denitrificatie als gevolg van de electronacceptorvraag van het sediment eveneens een rol

Waddenzee 110 Zwevend materiaal

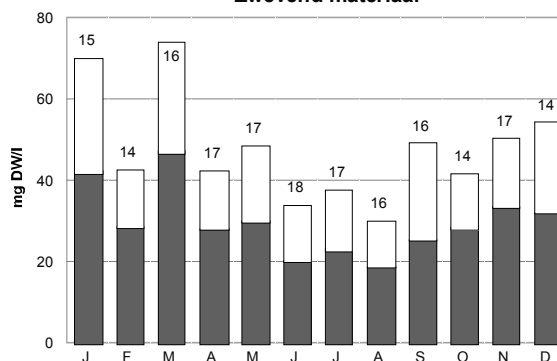


Fig 5 Gemiddeld seizoensverloop van het gehalte aan zwevend slib op het punt WZ110 (=DooveBalg West). Gevulde-, witte balken en getallen als bij Fig 4

Kenmerken Waddenzee en IJsselmeer

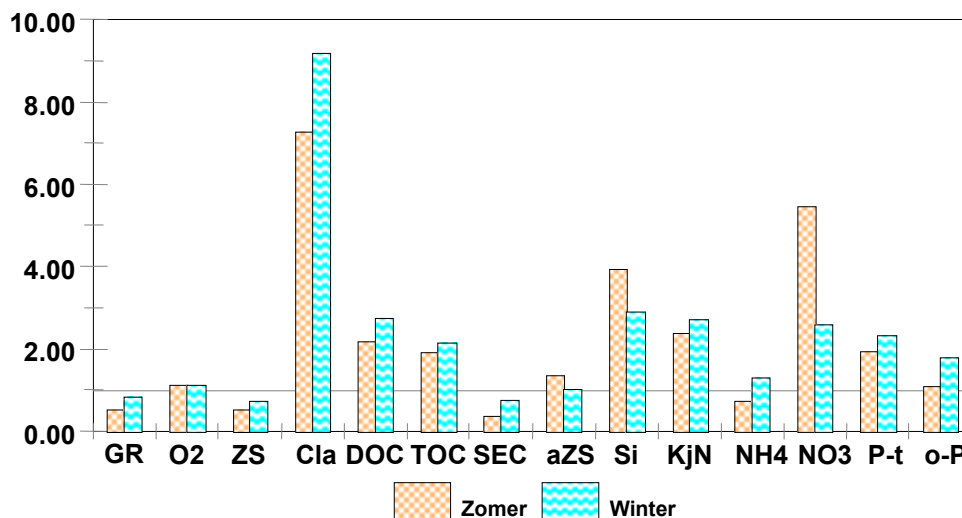


Fig 6 Verhouding tussen gehalten in IJsselmeer en Waddenzee van een aantal variabelen. Onder meer chlorofyl (Cla), NO₃ en Si komen veel meer in het IJsselmeer voor, de zichtdiepte (Secchi diepte = SEC) is er geringer (vooral in de zomer). De gebruikte afkortingen zijn in textbox 1 verklaard (pagina 26)

In het aangrenzende deel van de Noordzee (zie voor details bijlage 3) is het verloop analoog, al zijn de concentraties anders. Hoe zuidelijker, hoe hoger het P- en N-gehalte. De gehalten bij Terschelling zijn ruwweg een factor 0.5 van die bij Noordwijk. Ook dalen de gehalten verder op de Noordzee met de afstand tot de kust.

In het IJsselmeer wordt eveneens een gelijkend patroon aangetroffen, met dat verschil dat de gehalten van nutriënten en chlorofyl veel hoger zijn dan in de Waddenzee. In Fig 6 is de verhouding tussen IJsselmeer (Vrouwenzand) en Waddenzee (WZ110) gegeven; in bijlage 3.1 is een aantal zomer- en wintergemiddelden voor Waddenzee en IJsselmeer gegeven. Opgeloste nutriënten zijn in het IJsselmeer meer (ortho-P) tot veel meer (nitraat, silicaat) voorhanden dan in de Waddenzee. De verhouding voor totaal-P ligt hier tussen in. Uit Fig 6 is ook duidelijk dat in de zomermaanden de o-P-gehalten nog maar weinig verschillen met die in de Waddenzee.

In de Waddenzee is meer anorganisch zwevend materiaal aanwezig dan in het IJsselmeer, maar voor het totaal zwevend materiaal is het omgekeerde het geval; een gevolg van het veel hogere algengehalte in het IJsselmeer (verhouding voor Cla=chlorofyl-a in Fig 6). Het gemiddelde doorzicht (Secchi-diepte, dm) is in de Waddenzee derhalve iets beter dan in het IJsselmeer, maar dat is dus vooral een gevolg van de algenbloei in het IJsselmeer in het zomerseizoen. Hier blijkt in feite al uit dat als er maar genoeg nutriënt voorhanden is, er een

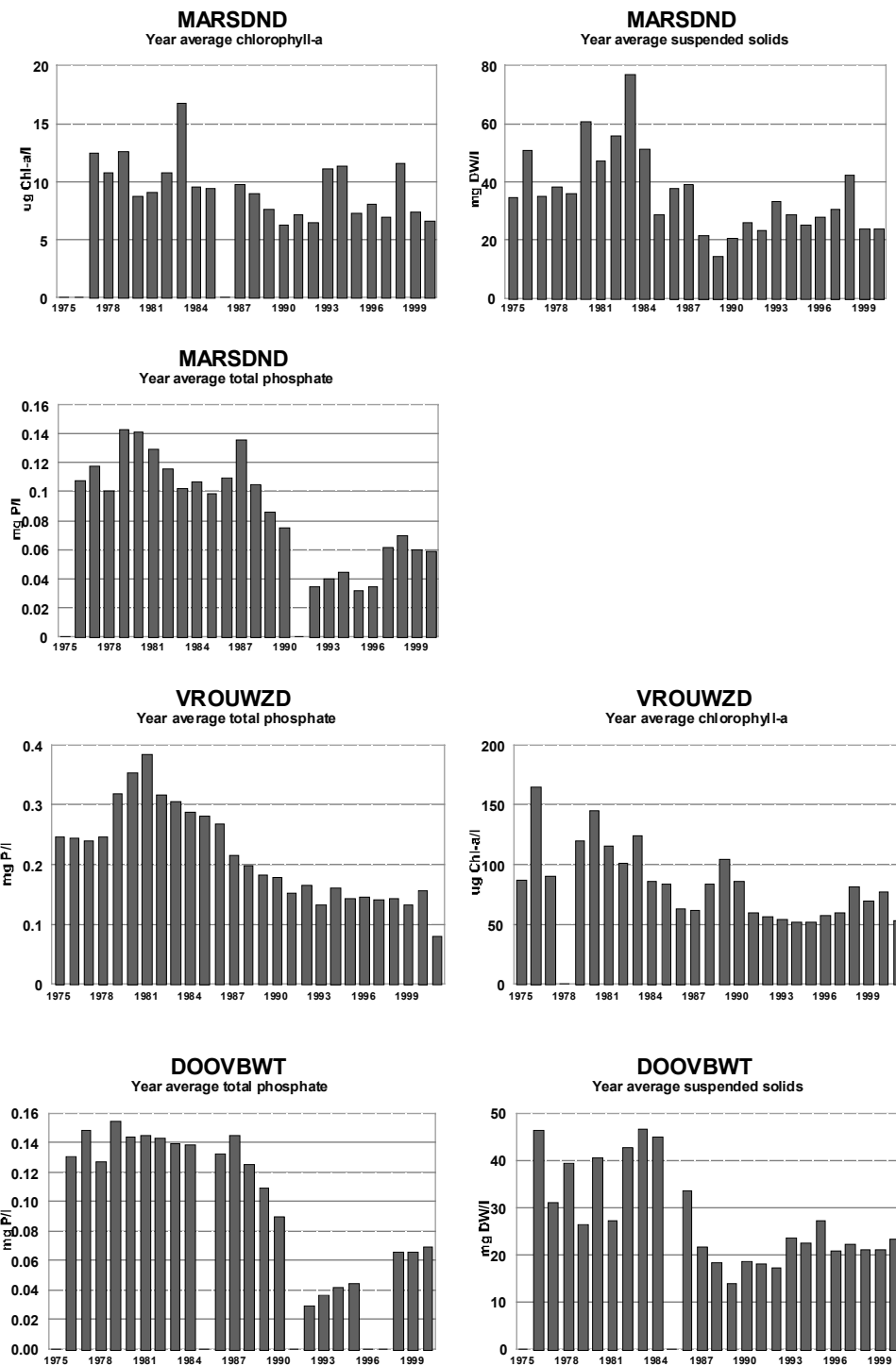


Fig 7 Jaargemiddelden van enkele karakteristieke variabelen, in Marsdiep (Marsdnd=mosterpunt in noordelijk deel van het Marsdiep, WZ30), IJsselmeer (Vrouwenzand is gesitueerd tussen Enkhuizen en Staveren), en centraal westelijke Waddenzee (DooveBalg West = WZ110, zie Fig 3). Zie verder bijlage 3

hoog algengehalte mogelijk is. Begrazing in de Waddenzee door macrobenthos, plus een veel sterkere uitspoeling naar de Noordzee door de getijdenstromen veroorzaken daarentegen grotere verliesfactoren dan in het IJsselmeer. Hoe de resultante van beide uitpakt wordt verderop toegelicht.

DOOVBWT

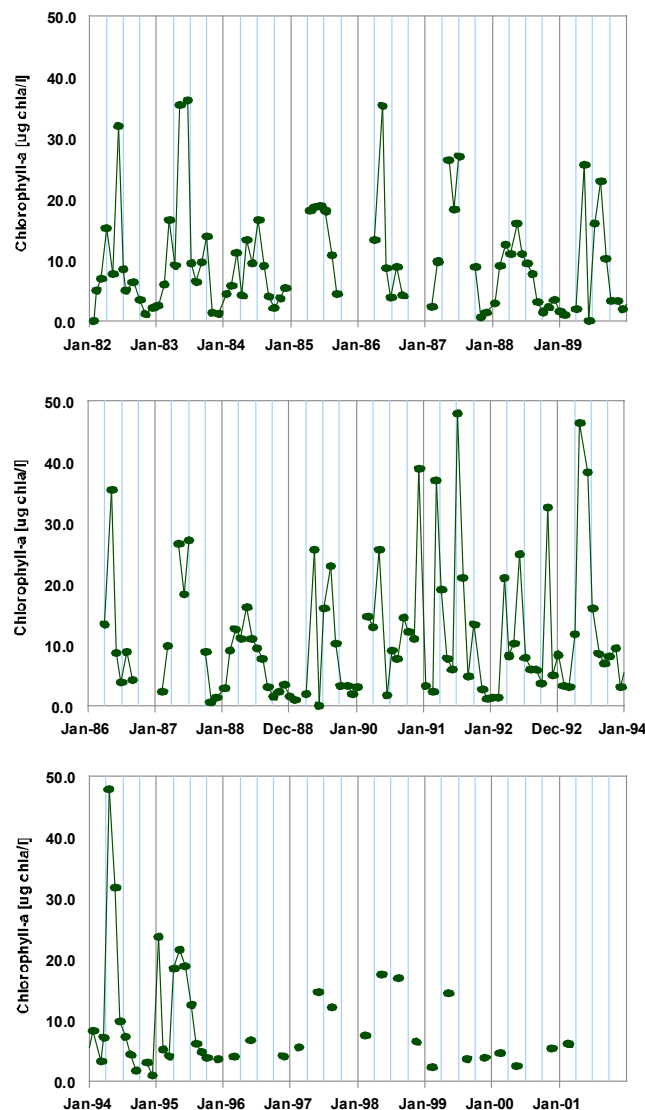


Fig 8 Verloop van chlorofyl centraal in de westelijke Waddenzee. Punt DoovbWT (DooveBalg West = WZ110). Er zijn drie perioden weergegeven, waarvan de eerste twee overlappen. Vóór 1982 vonden hier geen metingen plaats. De hoge mate van variabiliteit binnen één jaar is duidelijk herkenbaar, en tevens de structureel lagere gehalten in de jaren ná 1994. De bemonsteringsfrequentie is hier feitelijk te laag om een representatief beeld te verkrijgen, maar aangezien het beeld voor ál de jaren na 1994 lage gehalten geeft, zullen hoge gehalten ($>20 \text{ mg m}^{-3}$) ook niet of nauwelijks meer voorkomen

3.2.2 Verloop gedurende de afgelopen 25 jaar (autonome ontwikkelingen)

In het bovenstaande is geschetst welke nutriëntgehalten gevonden worden in Waddenzee, het IJsselmeer en de Noordzee, en wat de jaarlijkse variaties daarin zijn. Omdat we willen uitzoeken in welke mate er autonome veranderingen in het systeem zijn opgetreden, is het verloop gedurende de afgelopen 25 jaar van belang.

In Fig 7 (Marsdiep, Vrouwenzand -centraal IJsselmeer-, en DooveBalg West=WZ110) is het meerjarig verloop van een aantal karakteristieke grootheden aangegeven. In de bijlage 3.2-3.5 is een uitgebreider aantal grafieken gegeven.

Het IJsselmeer-punt (Vrouwezand) laat duidelijk het effect van de zoetwatersanering zien die in de jaren '80 ingezet is: het gehalte aan fosfaat (als totaal-P) is sterk afgenomen, en dientengevolge ook het gehalte aan chlorofyl-a. Het ortho-fosfaatgehalte is nog sterker afgenomen (bijlage 3.4). Vanaf de jaren '80 is dat ruwweg gehalveerd. Nitraat (bijlage 3.4) is met ongeveer 25% afgenomen; het siliciumgehalte (opgelost silicaat-Si) lijkt licht toegenomen.

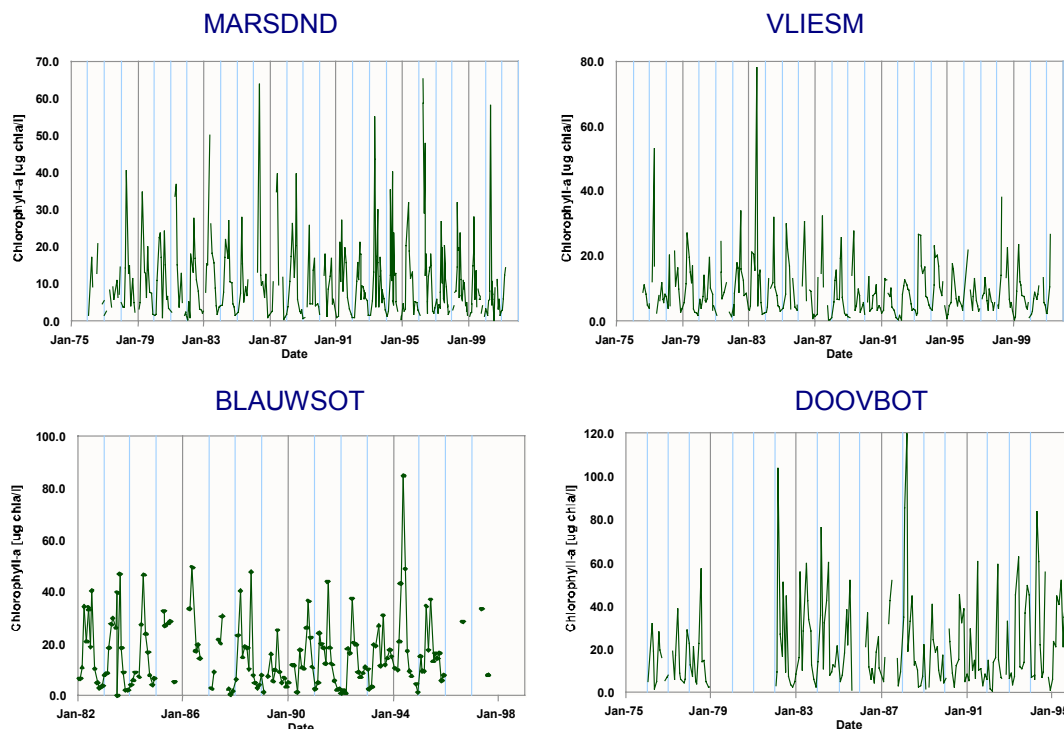


Fig 9 Overzicht chlorofyl-data voor de westelijke Waddenzee. Marsdnd (Marsdiep-Noord, =WZ030) en Vliesm (Vlietstroom =WZ190) vormen de grens tussen WZ en Noordzee, Blaun'sOT (Blauwe Slenk-Oost =WZ230) is op de grens van de compartimenten 4, 5 en 6, en staat model voor de toestand centraal in het Vlietstroombassin, en Doovbot (Doove Balg Oost =WZ200) is vlak bij de inlaat van zoetwater bij de Kornverderzander spuilsuizen. Let op: de Y-assen verschillen. Ook is de bemonstering op locatie DoovbOt beperkt tot 1995

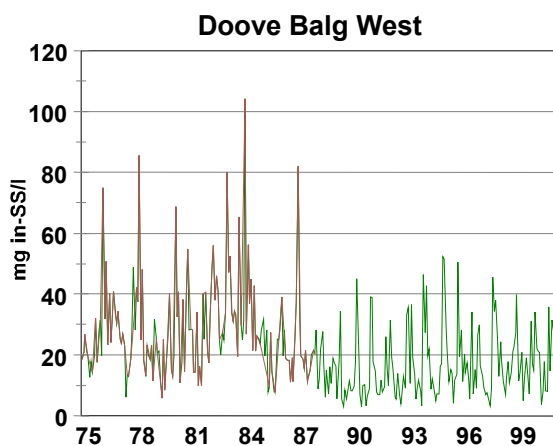


Fig 10 Anorganisch zwevend materiaal in de westelijke Waddenzee

Het punt Noordwijk2 (bijlage 3.2; locatie 2 km uit de kust voor Noordwijk¹) laat eveneens een forse achteruitgang zien in het gehalte o-P en totaal-P. Nitraat blijft vrijwel gelijk, al komen de laatste jaren wat lagere $[\text{NO}_3^-]$ voor dan in de jaren '80. Het ammoniumgehalte daalt eveneens, maar als stikstofcomponent is het duidelijk minder belangrijk dan nitraat. Het chlorofyl-gehalte lijkt evenwel helemaal niet af te

¹ Het punt Callantsoog ligt weliswaar dicht bij de Waddenzee, maar het monsterprogramma is daar al in 1983 gestopt.

nemen, al ontbreken meetwaarden voor de periode 1983-1987, jaren waarin juist op andere locaties hoge [chl-a] gemeten werden.

Dichter bij de Waddenzee is het monsterpunt Marsdiep-Noord (Marsdnd=WZ030). Het patroon voor ortho-P en totaal-P is analoog aan dat bij Noordwijk; het Si-gehalte vertoont geen achteruitgang, de gehalten worden veeleer iets hoger. Het nitraatgehalte is de laatste jaren eveneens wat lager dan in de jaren'80, en het patroon lijkt wat meer op het dat in het IJsselmeer

dan op dat in de Noordzeekustzone. Het chlorofyl-gehalte dat bij Noordwijk gemiddeld 6 mg m^{-3} bedraagt en in het IJsselmeer $50\text{-}100 \text{ mg chl a m}^{-3}$, bedraagt hier $7\text{-}12 \text{ mg m}^{-3}$. Daarbij moet bedacht worden dat in het algemeen bij hoogwater gemonsterd wordt, en het monster dus vooral Noordzeewater betreft.

De geschetste patronen in het chlorofyl-gehalte worden ook gevonden bij het punt WZ110 (DooveBalg-West =DoovBWT).

Het chlorofyl-gehalte is in de Waddenzee na 1995 niet meer frequent bemonsterd, wat een groot nadeel is voor de voorliggende studie. Jaargemiddeldes zoals die in Fig 7 en bijlage 3.2-3.5 zijn weergegeven zijn alle berekend uitgaande van tenminste 9 monsterdata in een jaar. Daarna is nog maar 3 à 4 maal per jaar gemeten. Daarom zijn in Fig 8 en Fig 9 de gemeten chlorofyl-data voor WZ110 (DoovBWT) respectievelijk een viertal andere punten weergegeven. Aan het eind van de '80-er jaren, en de eerste jaren van 1990 is bij WZ110 geen verandering in het chlorofyl-a gehalte waar te nemen, wat in overeenstemming is met Cadée & Hegeman (1993). Nadien worden evenwel consequent lagere gehalten gevonden, en vooral veel lagere maxima. Bij WZ200 (DooveBalgOost) is dat door ontbreken van data helaas niet na te gaan, evenmin als bij WZ230 (Blauwe Slenk Oost).

Opvallend is hier echter de grote teruggang in het gehalte aan zwevend materiaal, die zich halverwege de '80-er jaren inzet (Fig 9), en ook bij de Marsdiep-data te zien is. Dit zou ook terug te vinden moeten zijn in de gemeten Secchi-dieptes (bijlage 3.6), maar er is niet duidelijk te zien dat in de jaren '90 een groter doorzicht gevonden wordt. Op de twee oostelijke meetpunten (WZ200 en WZ230, Fig 2) wordt zelfs een afname in Secchi-diepte aangetroffen (zie bijlage 3.6).

3.2.3 Voedselkwaliteit

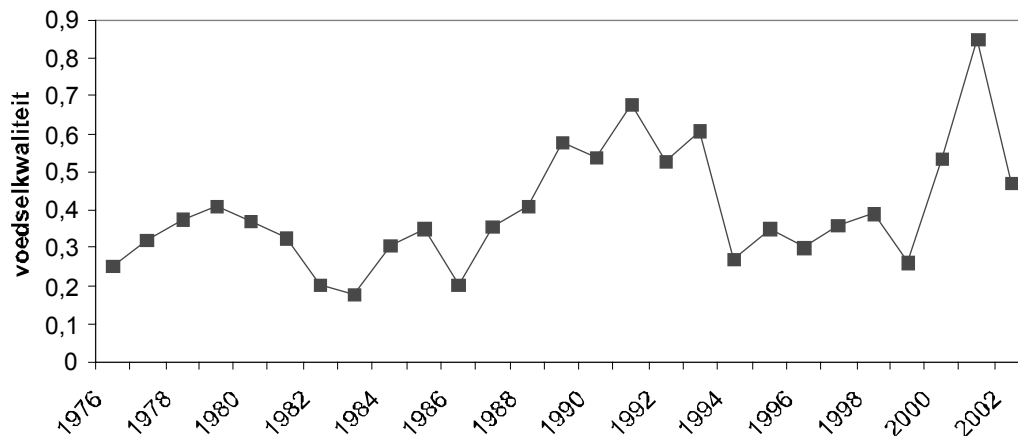


Fig 11 Voedselkwaliteit (hoeveelheid chlorofyl per eenheid zwevend stof) per jaar (in de periode juli – nov) in 1976-2001

De voedselkwaliteit voor schelpdieren, uitgedrukt als hoeveelheid chlorofyl per eenheid zwevend stof, vertoont een toename over de afgelopen periode vanaf 1976 (Fig 11). Dit hangt samen met de afname van het gehalte aan zwevend stof. Deze afname komt zowel tot uitdrukking in de jaargemiddelde waarden (zie boven) als in de mediane waarden over het mosselgroei seizoen dat loopt van juli – november. Deze laatste waarden zijn gebruikt voor de voedselkwaliteit-berekeningen. Deze periode is zo gekozen omdat die correspondeert met de groei van de mosselen. De voorjaarswaarden zijn met name van belang voor de reproductie.

3.3 Klimaat en weer

3.3.1 Achtergronden

Een belangrijke drijvende kracht achter de lange-termijnontwikkelingen die in Nederland worden waargenomen is gelegen in wat de Noord-Atlantische Oscillatie-index (NAO-index) wordt genoemd: en die, grofweg gezegd, de winterse luchtdrukverschillen tussen het gebied bij de Azoren en dat boven IJsland weerspiegelt. Op zich is die NAO weer gekoppeld aan de Noordelijk-Halfrond Oscillatie (NHO), die het luchtdrukpatroon op 20 km hoogte op het Noordelijk Halfrond weerspiegelt. Is de NAO-index hoog, dan overwegen westelijke winden in West-Europa, een situatie die in winter en voorjaar aanleiding geeft tot relatief hoge temperaturen en veel neerslag. De laatste jaren is de NHO sterk toegenomen, wat op zich weer een gevolg is van de afname van de temperatuur op 20 km hoogte. De opwarming van het aardoppervlak als gevolg van het broeikaseffect werkt op 20 km hoogte omgekeerd. Overigens heet het aannemelijk dat het broeikaseffect dé oorzaak is van de waargenomen veranderingen, maar geheel bewezen is dat (nog) niet; ook in het begin van de 20^e-eeuw, toen er van een broeikaseffect nog geen sprake was, was de NAO-index hoog.

De NAO-index is in de periode na 1970 sterk toegenomen (KNMI, 2003), maar neemt vanaf begin jaren '90 weer enigszins af (Fig 12). Bron: Hurrell (1995), updated data from <http://www.cgd.ucar.edu/~jhurrell/nao.stat.winter.html>

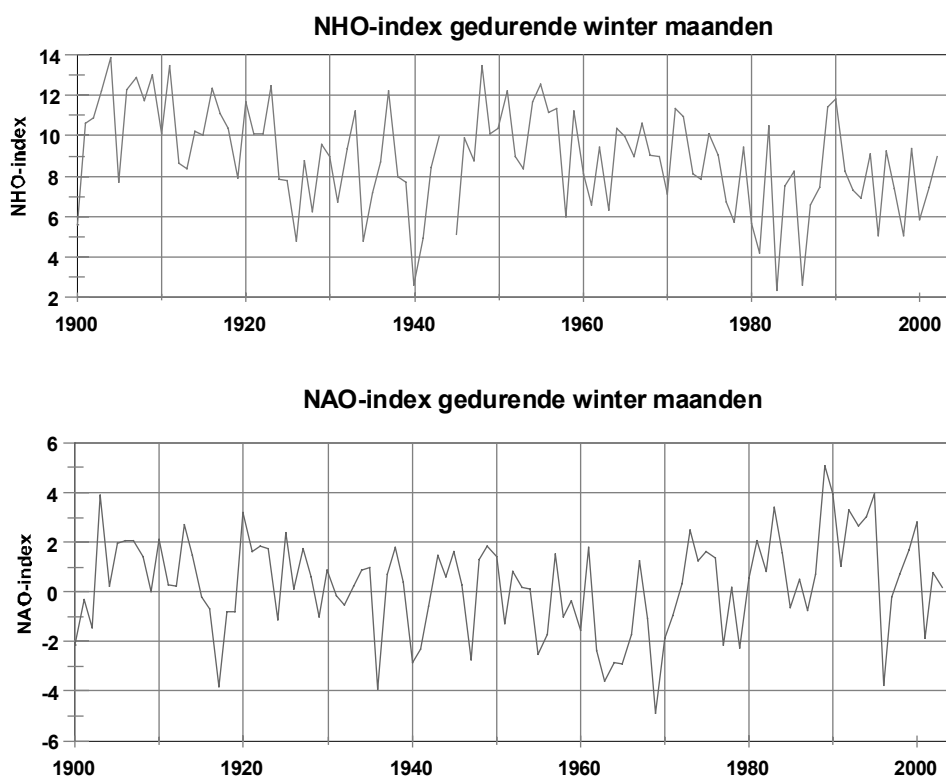


Fig 12 NHO-(Noordelijk-Halfrond Oscillatie)-index en NAO (Noord-Atlantische Oscillatie)-index voor de wintermaanden (november-maart) van 1900-2002

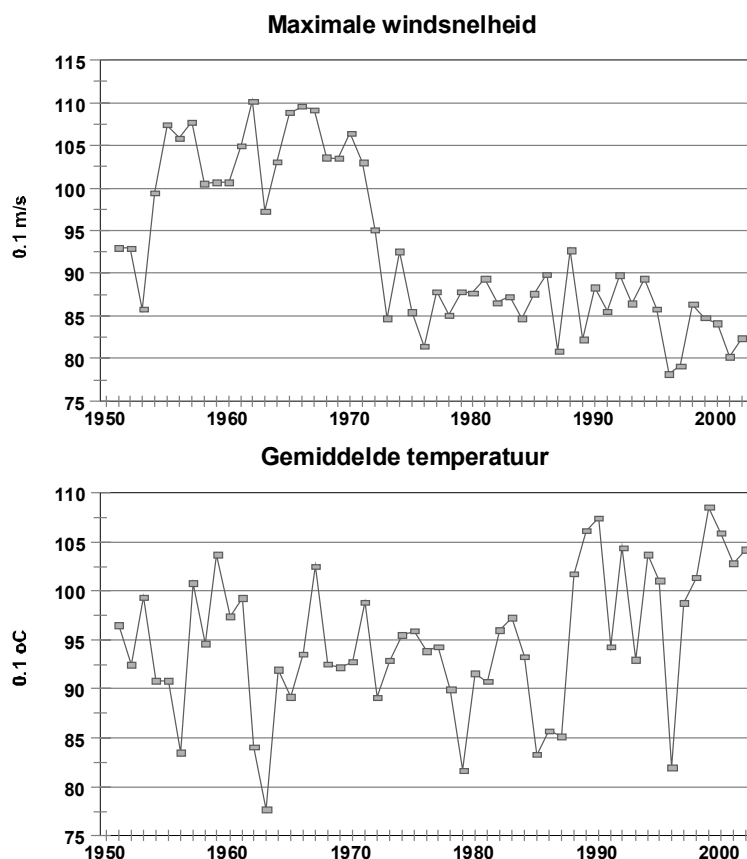


Fig 13 Jaargemiddelde maximale windsnelheid en gemiddelde luchttemperatuur bij Den Helder, vliegveld De Kooy; vanaf 1951. De maximale windsnelheid op een dag is die welke gedurende minstens tien minuten wordt bereikt. Het gemiddelde van die dagelijkse maxima is voor elk jaar berekend en is hier weergegeven

3.3.2 Wind en windrichting

De veranderingen in het windklimaat kunnen worden aangegeven als gemiddelde maximale windsnelheid, en gemiddelde windrichting. Uit Fig 13 (bron: KNMI) blijkt dat de gemiddelde windsnelheid de afgelopen 30 jaar beduidend lager is geweest dan in de periode 1950-1970, waarbij na 1971 de afname maar gering is geweest. Dit kan ook uitgedrukt worden in het aantal jaren waarin de maximale windsnelheid (windsnelheid gedurende minstens 10 minuten) een zekere grens heeft overschreden (hier gelegd bij 21 m s^{-1}) (Fig 15). Was dat in de zestiger jaren nog 27 maal, in de tachtiger jaren was dat nog maar 4 maal en in de 90-er jaren nog maar 2 maal. Het aantal stormen (waarbij de windsnelheidsgrens bij ongeveer windkracht 6 à 7 ligt) neemt daarmee eveneens geleidelijk af (KNMI, 2003) (zie bijlage 3.11).

De windrichting in de Waddenzee is overwegend zuid-west. Omdat niet zozeer de richting alleen van belang is, maar ook de snelheid waarmee wind uit een bepaalde richting komt, kan ook een gewogen gemiddelde worden berekend. Omdat de impulsflux door het wateroppervlak in het algemeen evenredig wordt verondersteld

met het kwadraat van de windsnelheid (zie bijv. Phillips, 1966), is de som van de windsnelheid² over een heel decennium een maat voor de door de wind uitgeoefende kracht. In Fig 14 is dit totaal voor elk decennium vanaf 1950 weergegeven.

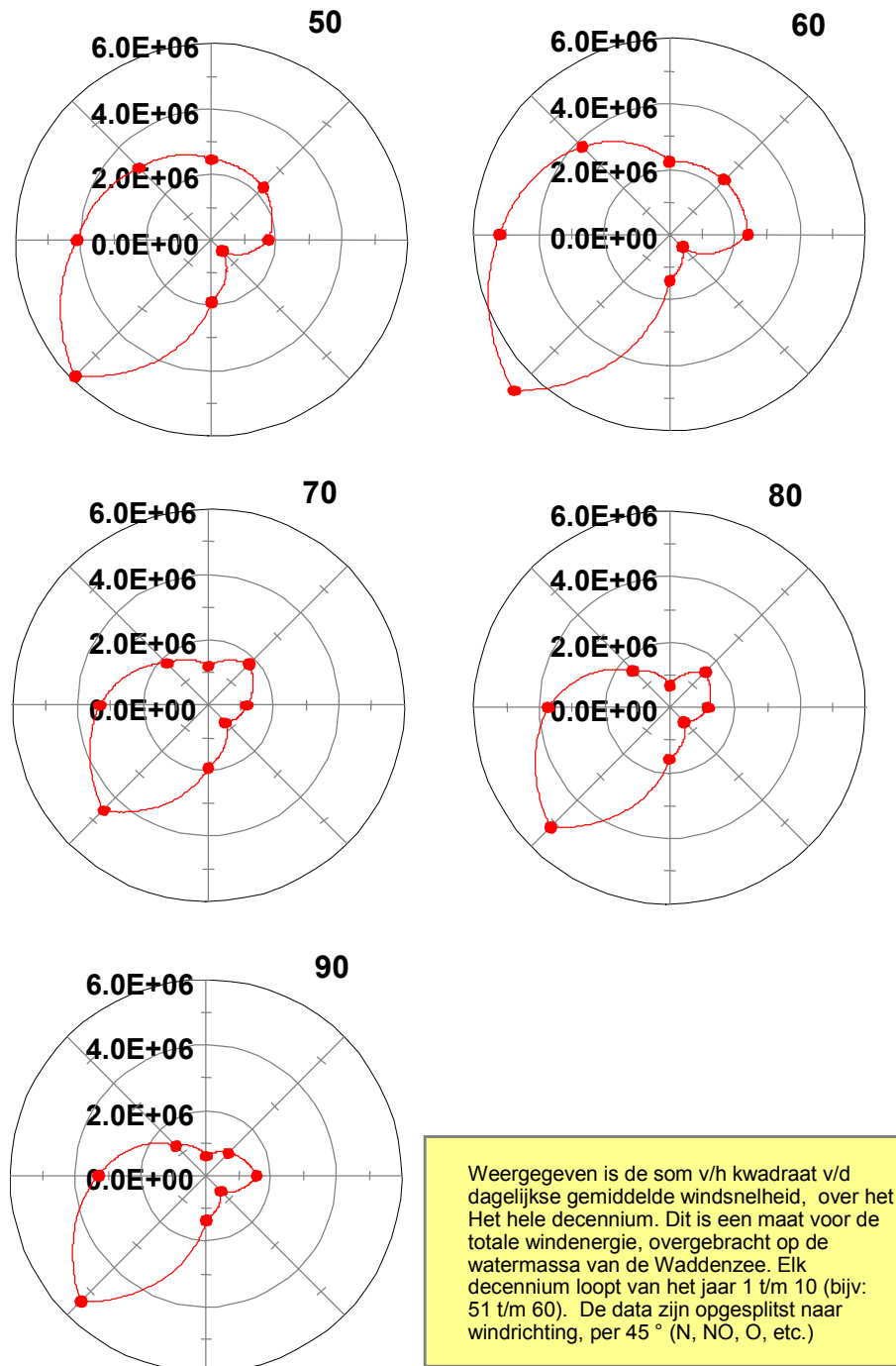


Fig 14 $\Sigma(vind^2)$ voor alle dagen van een decennium. Wind in m/s, alles uitgesplitst per 45° windrichting. De som over alle windrichtingen (som van de lengtes van de sector-stralen) is de maat voor de som van alle windenergie overgebracht op de watermassa. NB de jaren '50 houdt in de jaren 51-60, etc, tot en met de jaren 1991-2000 ("90")

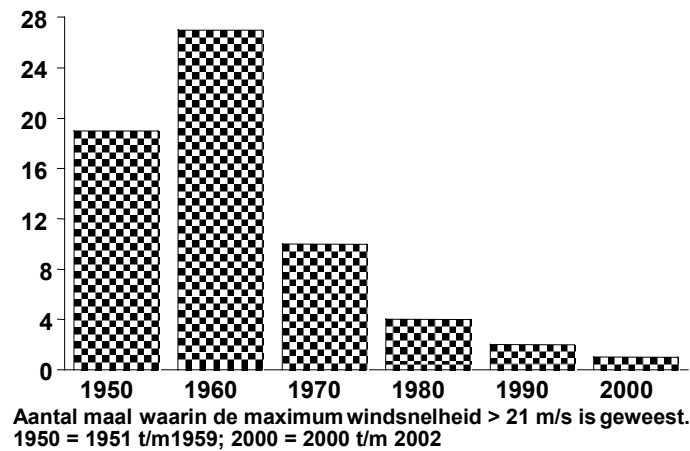


Fig 15 Het aantal maal dat in een decennium de maximale windsnelheid >21 m/s is geweest (bron: KNMI).
Locatie vliegveld De Kooy (Den Helder)

Zware stormen zijn opgesomd in bijlage.3.9. De storm van maart 1995 heeft veel gevolgen gehad voor de mosselbanken in de Waddenzee; er is toen een aanzienlijk deel van de banken weggestormd die in 1994 gevormd zijn geweest. De decemberstorm van 2001 heeft ook aanzienlijke schade toegebracht aan de mosselzaadbestanden die juist in 2001 zijn gevallen.

Het effect van de geleidelijk toch afnemende windsterktes is dat de golfwerking óók zal verminderen. Dit zou uiteindelijk effect moeten hebben op de opwerveling van bodemmateriaal, in die zin dat er iets minder materiaal zal opwervelen; dit moet het slibgehalte van de bodem ten goede komen.

3.3.3 Temperatuur

Het is de laatste jaren aantoonbaar warmer geworden. Vooral winter en voorjaar werden warmer, en het aantal maanden waarin het werkelijk koud was, is minder geworden. Dit is een langjarig verschijnsel, al zijn er ook warmere periodes eerder in de 20^e eeuw geweest. In het begin van de 20^e eeuw waren de winters gemiddeld vrij warm (Otten et al, 2001), maar door de

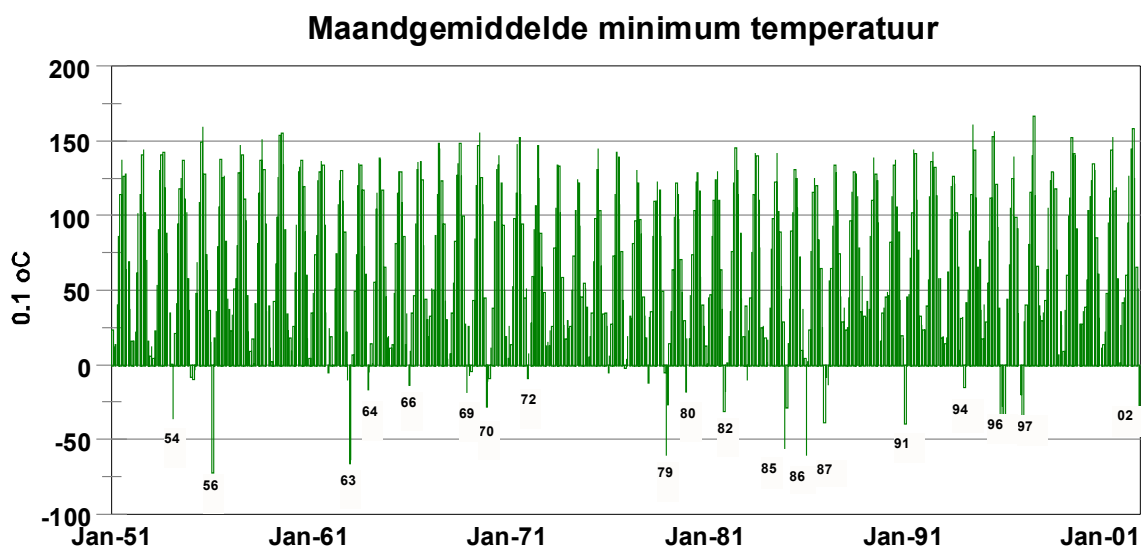


Fig 16 Maandgemiddelde minimumtemperaturen te Den Helder (vliegveld De Kooij) vanaf 1951

vrij koele zomermaanden wordt dat niet in de gemiddelde langjarige temperaturen teruggevonden. Het midden van de eeuw was koud, vooral in de maanden januari en februari. Vanaf 1970 wordt een voortdurende stijging van temperaturen waargenomen, zowel 's zomers als 's winters. In Fig 16 is dit voor de gemiddelde minimumtemperaturen voor de periode 1950-nu weergegeven. Zie bijlage 3.11 voor meer grafieken.

In de laatste 50 jaar hebben we vooral koude winterperiodes (Fig 16) meegemaakt in 56, 63, 79, 85, 86, en in iets mindere mate in 54, 70, 82, 87, 91, 96 en 97, 02. Fig 16 geeft gemiddelde minima over 10 dagen, en dus kan zowel de strengheid (gemiddelde temperatuur) als de duur ervan (aantal balken) worden afgelezen. Wanneer dergelijke perioden samengaan met een krachtige oostenwind zijn de gevolgen voor de kokkelstand desastreus: in die jaren vindt vrijwel steeds een volledig afsterven van de kokkelpopulatie plaats. Slechts sublitorale kokkels kunnen dan (soms) overleven.



Foto 1: ijsgang bij de NIOZ-haven ('t Horntje, Texel) in de winter van 1996

Koudeperiodes kunnen eveneens samengaan met ijsgang. Dit is in 1986, 1987 en 1996 (foto 1) het geval geweest, en in (veel) mindere mate ook in 1997 en 2003 (zie bijlage 3.8). Bij forse ijsgang schuren de ijsschotsen over de wadplaten, en tegen de opgewekte krachten is ook een mosselbank niet bestand. De ijsgang van 1996 heeft zeker een tol geëist van het mosselbankenareaal.

Naast een vernietigende werking hebben koudeperiodes ook een positief effect: na een koude winter volgt meestal een goede schelpdierbroedval. De (resterende) schelpdieren verliezen in die winter relatief weinig gewicht omdat het metabolisme op een zeer laag peil staat, en dat komt de reproductie in het voorjaar ten goede. Tevens verdwijnen veel predatoren (garnalen, krabben) uit het waddensysteem, waardoor ná reproductie de predatie op larven en op de kleine schelpdiertjes én gering is, én laat op gang komt. (Beukema et al, 2002, Honkoop, 1998; Honkoop et al, 1999). Het moment waarop algen beginnen te groeien in het voorjaar, gekoppeld aan het moment waarop reproductie van nonnetjes (*Macoma balthica*) plaats vindt is ook sterk van invloed op het succes van de reproductie (Philppart et al, 2003). Het moment waarop reproductie van nonnetjes begint lijkt méér af te hangen van de omgevingstemperatuur dan bij kokkels of mosselen. In hoeverre dat proces dan ook bij kokkels en mosselen van belang is, is niet goed bekend.

3.3.4 Waterstand

De waterstand in de Waddenzee kent naast de normale jaarlijkse fluctuaties een vrij plotselinge stijging aan het eind van de 70-er jaren (in Fig 17 is het gemiddelde hoogwaterniveau gegeven). Deze toename is goed gecorreleerd met windrichting, windsnelheid en barometerdruk (Dijkema et al, 2001).

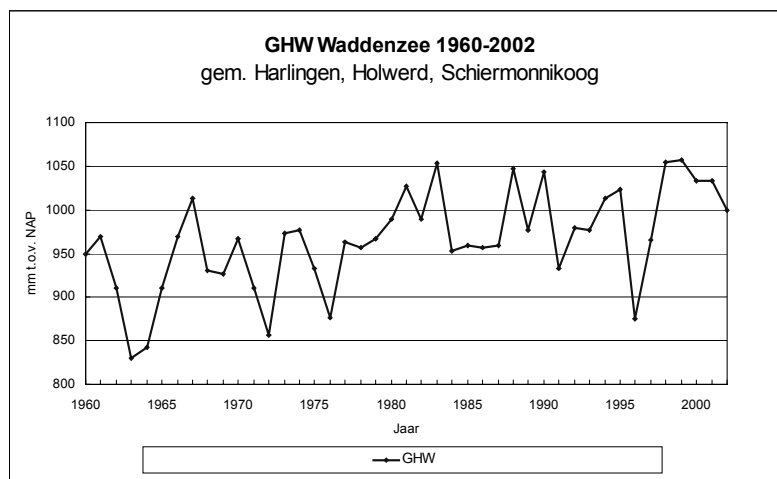


Fig 17 Jaar-gemiddeld hoogwater in de Waddenzee, gemiddeld over de stations Holwerd, Harlingen en Schiermonnikoog (uit Dijkema et al, 2001)

In de komende eeuw wordt een toename van 16 cm (lage schatting) tot 70 cm (hoge schatting) verwacht (IPCC, 2000). Deze getallen volgen uit scenarioberekeningen die zijn uitgevoerd om

de effecten van de mondiale klimaatsveranderingen te schatten. De middenwaarde is ongeveer 45 cm, maar dat getal verschilt per gebruikt scenario. Verhoogde waterstanden hebben effect op de gemiddelde droogvaltijd van de platen; de waterhuishouding van de Waddenzee zelf wordt mede beïnvloed door de veranderingen in de getijdenamplitude. Immers, die bepaalt de hoeveelheid water die per getijde de zeegaten passeert. Een hoger waterniveau betekent een groter doorstroomd oppervlak in de zeegaten, en dus een lagere gemiddelde stroomsnelheid; een groter getijdenverschil bewerkstelligt het omgekeerde. Het eindresultaat is de resultante van beide. Hieraan moet worden toegevoegd dat bij een stijgend waterniveau de Waddenzeebodem als gevolg van depositie van materiaal als het ware meestijgt. Geschat wordt dat de wadplaten een niet al te grote stijging van het waterniveau kunnen volgen, waardoor de uiteindelijke effecten minder groot gaan worden (Eysink et al, 1998).

3.3.5 Neerslag en afvoerdebieten

Van de gemiddelde neerslag wordt verwacht dat deze in de toekomst gaat toenemen. Op dit moment is daar nog niet veel van te herkennen, anders dan bij de veranderingen in wind en temperatuur. In Fig 18 lijkt weliswaar een toenemende trend in de neerslag aanwezig te zijn in de laatste 3 decennia, maar worden de jaren 50 en 60 meegenomen, dan lijkt het vooralsnog meer op een natuurlijke variatie. Dit beeld blijkt ook uit de samenvatting van de spuidebieten (Fig 19). De spuitoevoer naar de Waddenzee is met name in de zomermaanden (mei-sep) vanaf het einde van de 80-er jaren afgenomen. Wél is het zo dat klimaatmodellen een toename van de neerslag in de wintermaanden voorspellen, wat tot een toenemende zoetwaterafvoer van de rivieren zal leiden. Hoewel ook die trend momenteel niet echt uit de cijfers (Fig 19) blijkt, zal een toekomstig effect hiervan op het Waddensysteem een toename betreffen van de toevoer van nutriënten.

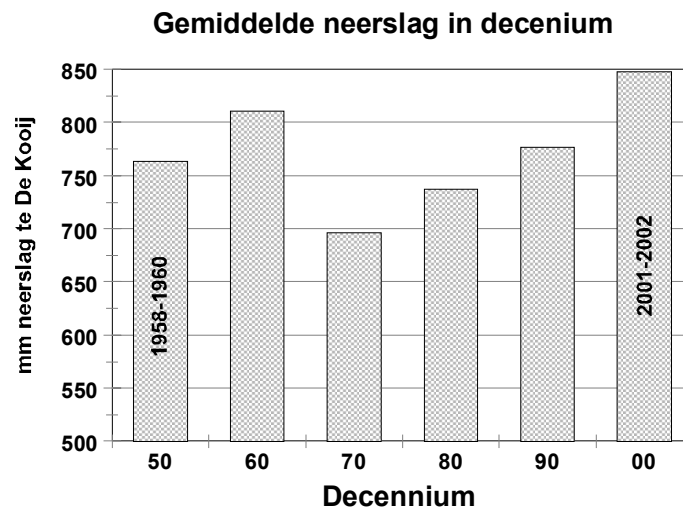


Fig 18 Gemiddelde neerslag in elk decennium vanaf 1951. Locatie vliegveld De Kooij, Den Helder. Bron: KNMI

Deels zal een toegenomen neerslag juist verdunnend kunnen werken op nutriënten die uit afvalwaterstromen en meststoffen afkomstig zijn (stikstof- en fosfaat); anderzijds zullen natuurlijke toevoeren (silicaat, bijvoorbeeld) wel degelijk toenemen. Aan de te verwachten resulterende veranderingen is verder geen aandacht geschonken, maar in elk geval zal een toename in debiet *niet* inhouden dat er *minder* nutriënten de Waddenzee bereiken (afgezien van de verminderingen als gevolg van lozingsbeperkingen of het meststoffenbeleid).

Het chloridegehalte zal afnemen wanneer de toevoer van zoetwater toeneemt. Het gemiddelde effect zal vrij gering zijn, maar in korte perioden kan de hoeveelheid zoetwater nabij de spuisluizen van het IJsselmeer toenemen.

3.3.6 Veranderingen in spuiregime

Er worden momenteel studies verricht naar de ecologische effecten van een veranderend spuiregime (Smit & Brinkman, 2003; Bokhorst, 2003). Bij een stijgend waterniveau in de Waddenzee én een toenemend zoetwaterdebiet wordt het op den duur steeds problematischer om overtollig zoetwater te spuien. Van de beide spuisluizen (Den Oever en Kornwerderzand) wordt verwacht dat deze op den duur over onvoldoende spuicapaciteit zullen beschikken, en wordt er gestudeerd op de aanleg van een derde spuimiddel. Naast een veranderd zoetwaterpatroon in de Waddenzee wordt de totale hoeveelheid zoetwater niet door zo'n derde spuicomplex beïnvloed; dat wordt alleen door de hoeveelheid te spuien zoetwater bepaald.

QQ_IJSSELMEER

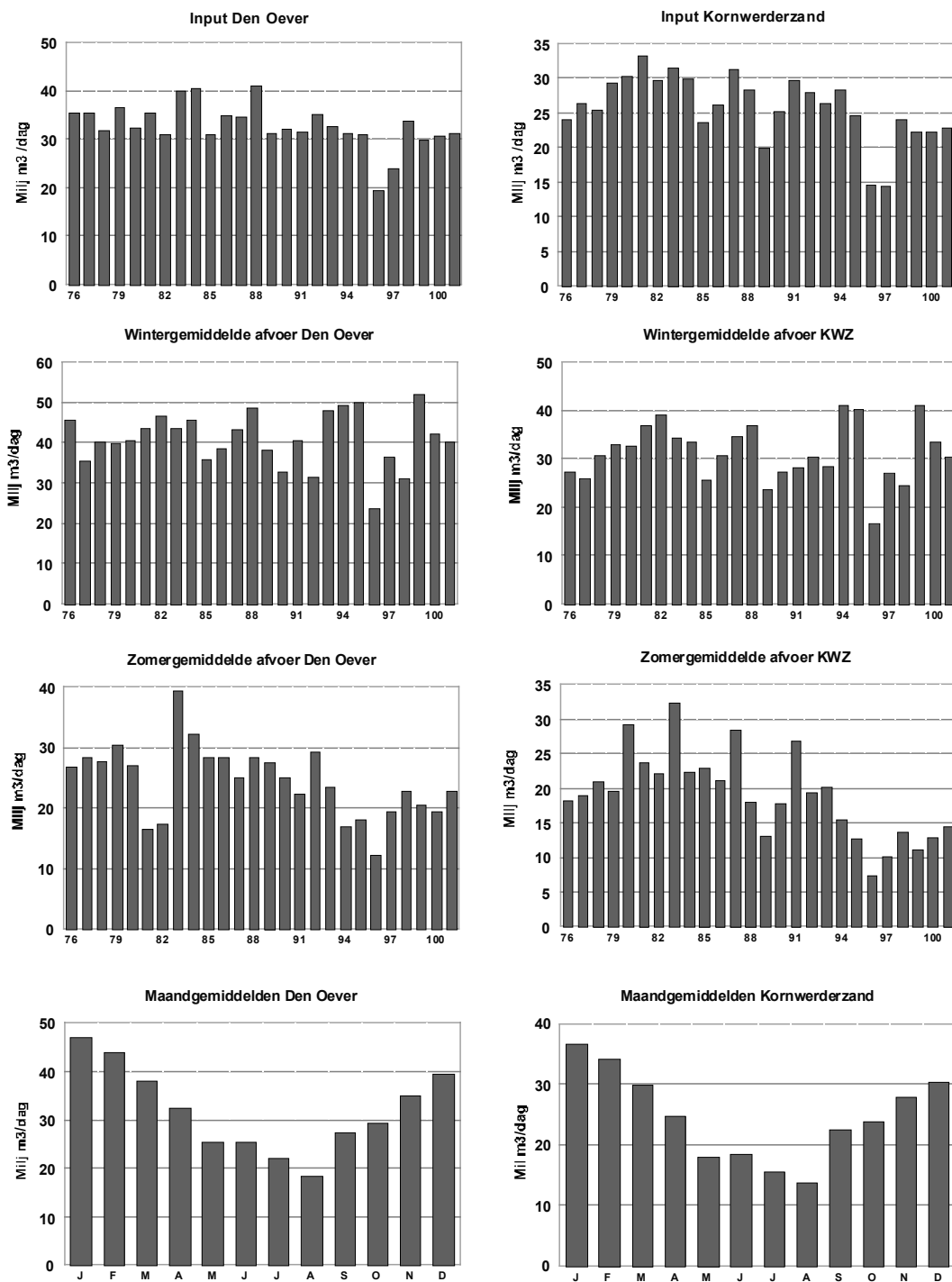


Fig 19 Patroon van en ontwikkeling in zoetwaterspui vanuit het IJsselmeer. Weergegeven is de jaargemiddelde spui per dag. Databron: RIZA Lelystad. Er zijn momenteel 2 spuilocaties: Den Oever en Kornwerderzand. De Y-assen zijn niet overal gelijk

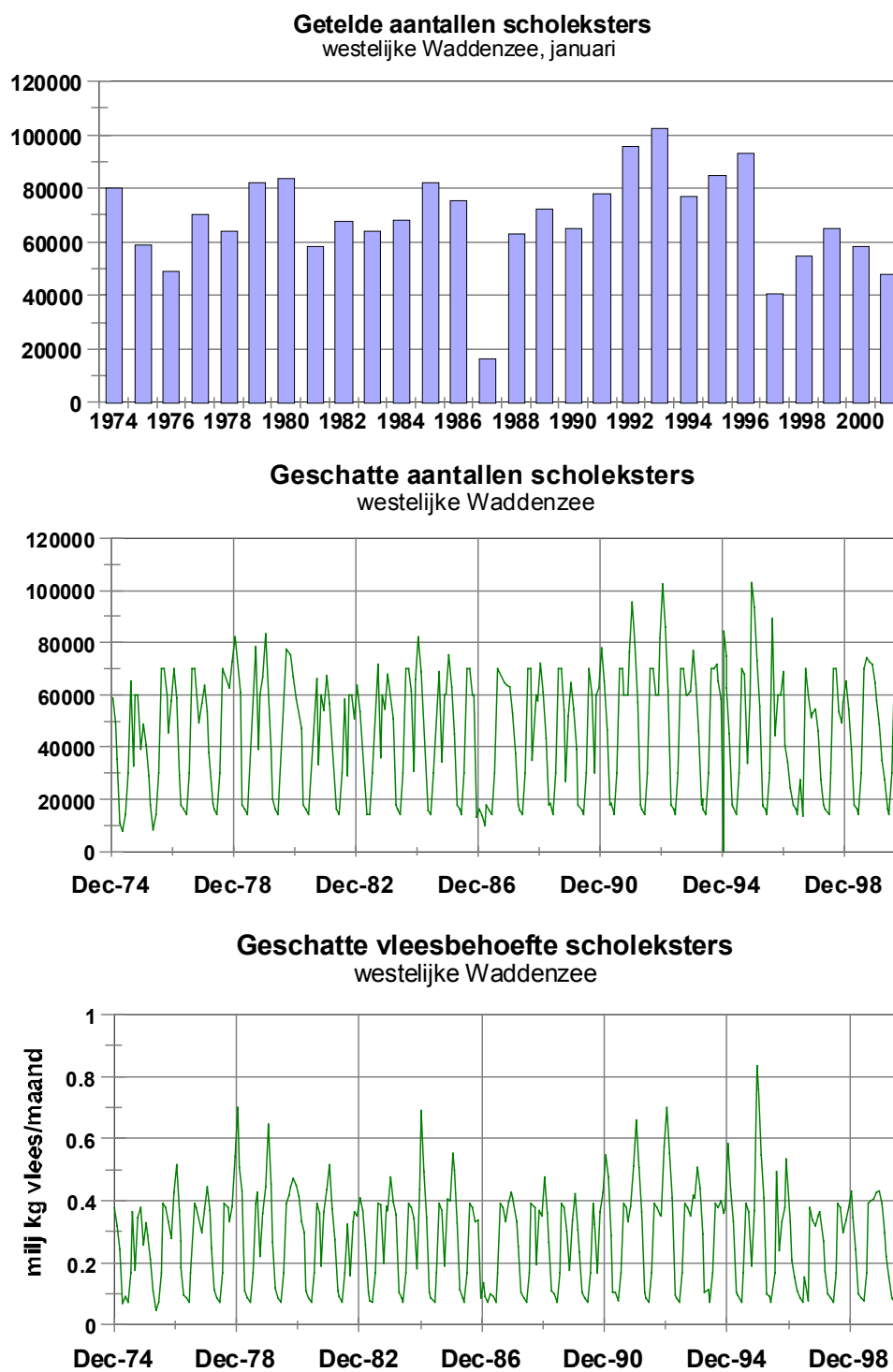


Fig 20 Aantallen scholeksters in de westelijke Waddenzee, en hun geschatte maandelijkse vleesbehoefte

3.4 Vogels

Van de vogelsoorten die in het Waddengebied voorkomen zijn met name scholeksters, eidereenden en kanoetstrandlopers van schelpdieren afhankelijk. Ook zilvermeeuwen kunnen gezien hun aantallen van belang zijn als schelpdiereters. We hebben ons hier beperkt tot de eerste twee, omdat die door hun grootte en aantallen het meeste schelpdiervlees (met name kokkels en mosselen) aan het systeem onttrekken. Kanoetstrandlopers zijn ook talrijk, maar zijn zelf veel kleiner dan de beide andere, ze voeden zich dan ook met kleinere schelpdieren, en leggen daarmee veel minder beslag op de productie van het systeem.

3.4.1 Scholeksters

De tellingen uit de SOVON-database zijn geïnterpoleerd (Van Roomen & Van Winden, 2003), en via imputing is een schatting gemaakt van het aantalverloop gedurende de jaren (Fig 20).

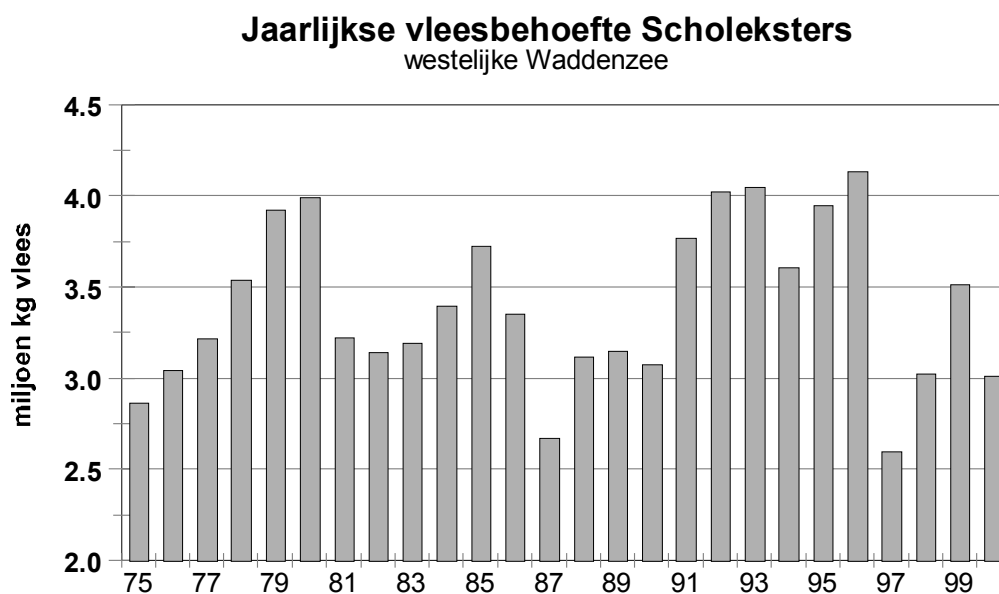


Fig 21 Geschatte jaarlijkse fysiologische voedselbehoefte van scholeksters (*Hamatopus ostralegus*) in de westelijke Waddenzee

Rappoldt et al (2003a,b,c) gebruikt een beste schatting voor de energiebehoefte van de scholeksters, als functie van het jaargetijde (weersomstandigheden) om de voedselbehoefte van de vogels door de jaren heen te berekenen. Die behoefte is uitgedrukt in $\text{kJ vogel}^{-1} \text{dag}^{-1}$, en is met een schatting van de energie-inhoud van mosselen ($22 \text{ kJ g}^{-1} \text{AFDW mosselvlees}$) omgerekend naar hoeveelheid (biomassa) schelpdieren. Scholeksteraantallen en onttrekkingen zijn in Fig 20 gegeven; de

onttrekkingen per jaar zijn in Fig 21 samengevat. Deze data worden later vergeleken met de biomassabalansen voor het hele systeem (berekend met de ecosysteemberekeningen), én met de visvangst.

3.4.2 Eidereenden

Zoals in hoofdstuk 2 al is aangegeven, zijn de eidereendendata pas de laatste jaren met enige regelmaat verzameld (Berrevoets & Arts, 2003; De Jong et al, 2002, 2003; zie ook bijlage 3.13). Uit de jaren vóór 1990 zijn relatief weinig gegevens bekend, en dat maakt een gedetailleerd overzicht van die periode lastig. In Fig 22 is een overzicht gegeven van de mid-winter aantallen in de Nederlandse Waddenzee en de Noordzeekustzone. De Waddenzee-vogels bevonden zich bijna geheel in het westelijke deel; ongeveer 10% verbleef in het oostelijke deel.

Aan de hand van deze data, plus een schatting van de zomeraantallen en enig inzicht in het verloop van de eidereendenaantallen gedurende een seizoen, is geschat hoe het aantalverloop gedurende elk seizoen is geweest. De nauwkeurigheid van die schatting is niet erg groot, maar is beter dan géén schatting. In Fig 23 is het aantalverloop en de energiebehoefte van de eenden -rekening houdend met het seizoen- en de geschatte totaal-opname van schelpdieren (als vleesgewicht) per maand gegeven. In Fig 24 is dit samengevat per jaar.

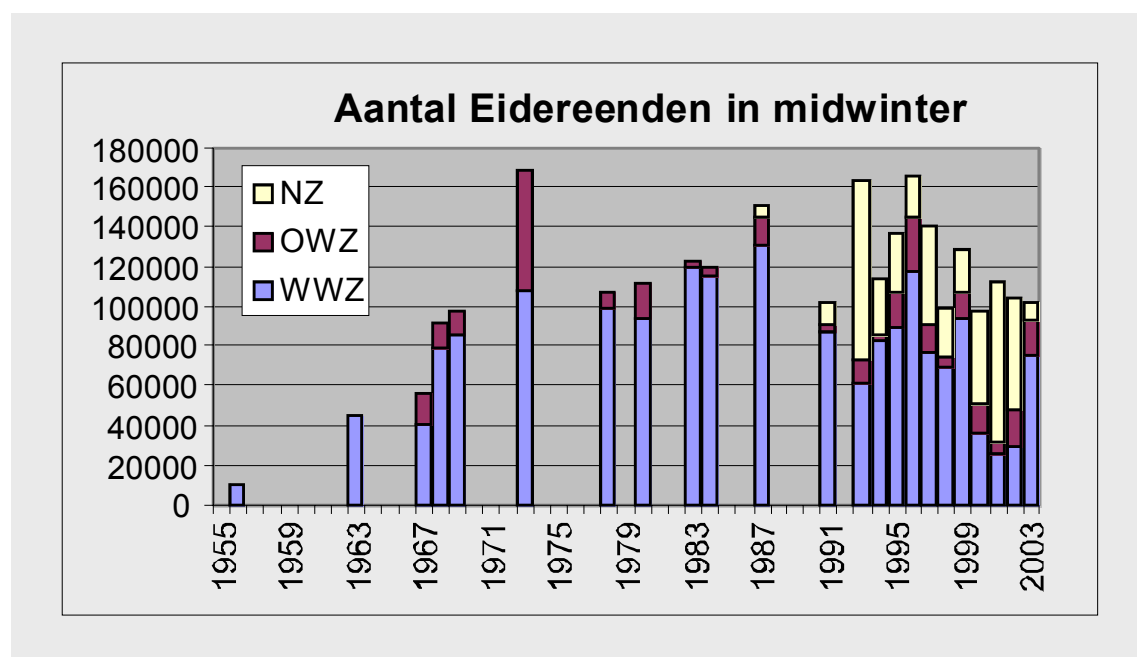


Fig 22 Overzicht midwinteraantallen van de Eidereend in Nederland (Waddenzee + Noordzee)

De voedselbehoefte van eidereenden is ruwweg 3 maal zo hoog als die van de scholeksterpopulatie in de westelijke Waddenzee.

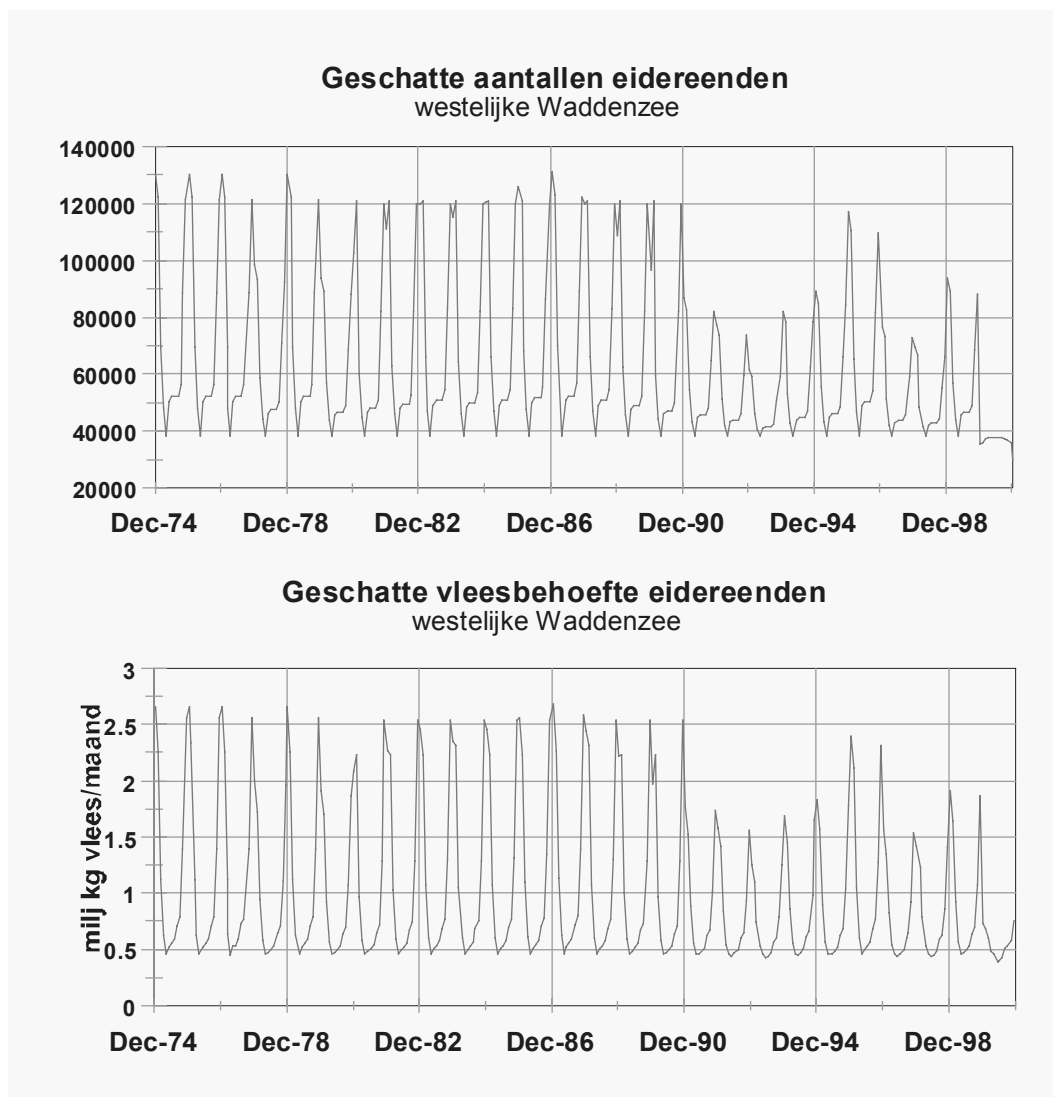


Fig 23 . Energiebehoefte van eidereenden in de Waddenzee vanaf 1974. Hierbij is gebruik gemaakt van de energiebehoefte van individuele eidereenden, waarbij rekening gehouden is met watertemperatuur, luchttemperatuur en een normale voedselbeschikbaarheid (dwz. dat de eenden geen extra zoektijd kwijt zijn om the voedsel te vinden). Let wel: hier is de voedselbehoefte in miljoen kg vlees/ maand weergegeven

Jaarlijkse vleesbehoefte Eidereenden westelijke Waddenzee

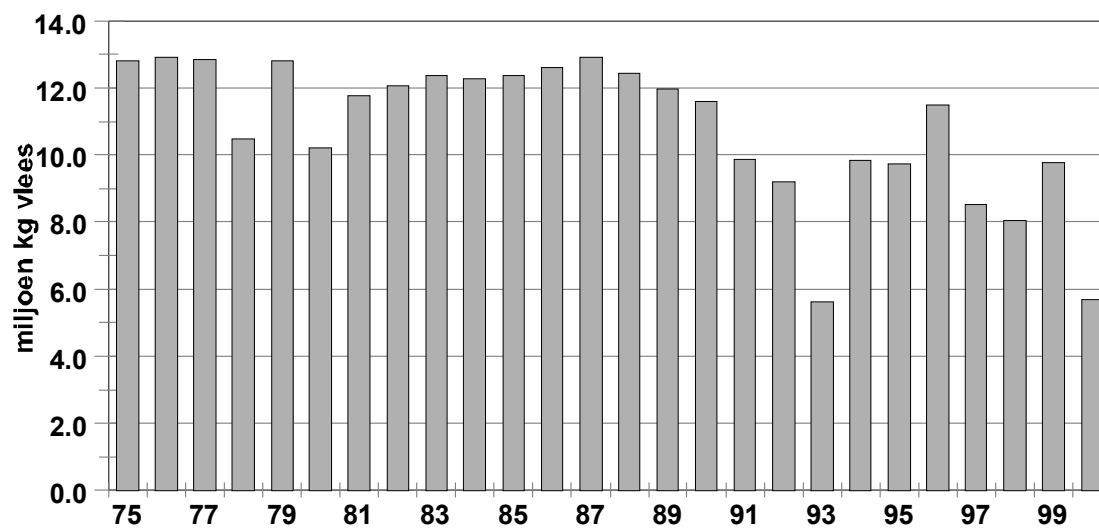


Fig 24 Geschatte jaarlijkse vleesbehoefte van de eidereenden in de westelijke Waddenzee. Gebaseerd op de aantallen zoals gegeven in Fig 23

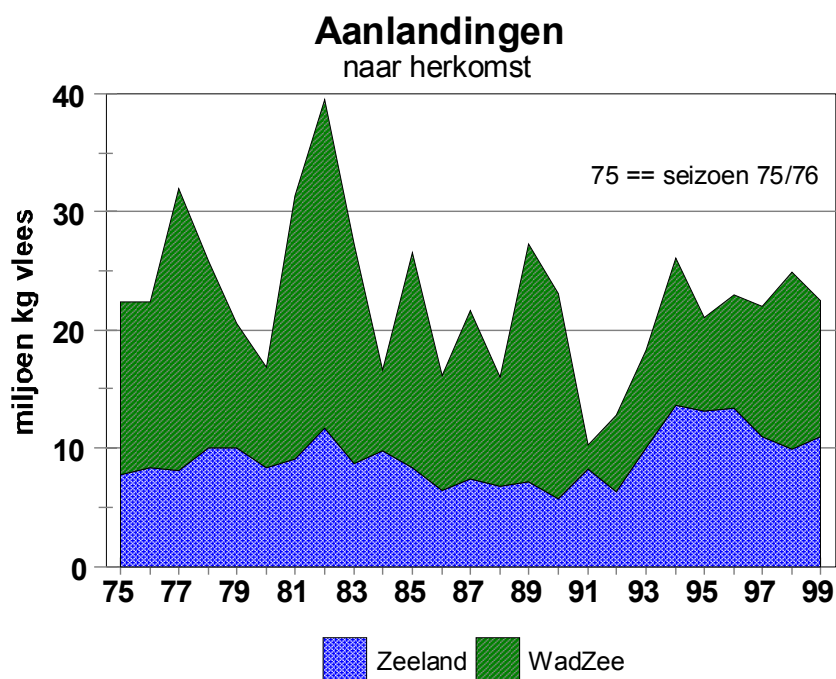
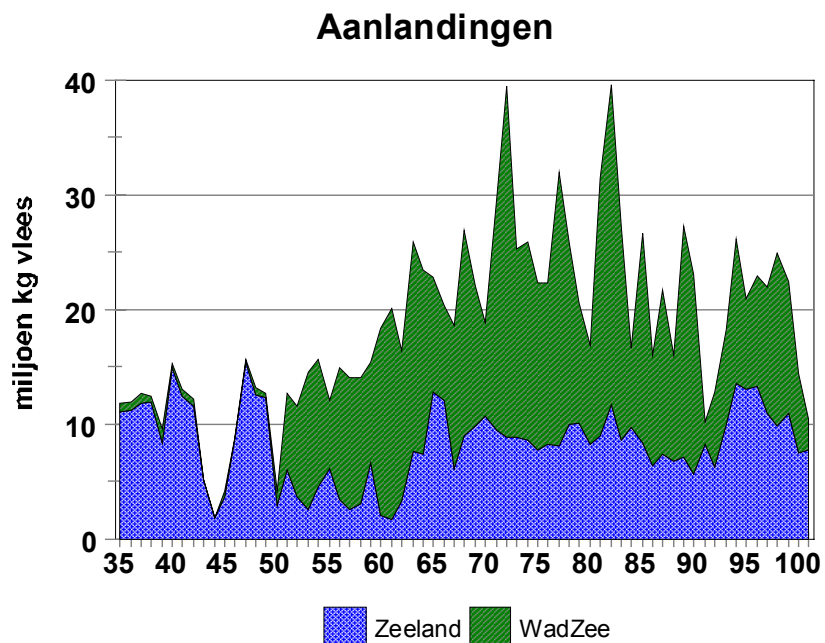


Fig 25 Aanlandingen van mosselen (miljoen kg vlees per jaar), afkomstig uit de Waddenzee dan wel Oosterschelde (ook oorspronkelijk Waddenzee, maar nog enige tijd in Oosterschelde uitgezaaid geweest). De onderste figuur is een uitsnede van de bovenste (voor de jaren waarin modelberekeningen (hoofdstuk 5) hebben plaatsgevonden)

3.5 Schelpdierbestanden en visserij

Naast allerlei natuurlijke processen die zorgen voor een vermindering van de schelpdierbiomassa zorgt ook visserij voor een onttrekking.

3.5.1 Mosselen

Aanlandingen van mosselen, opgesplitst naar Waddenzee en Oosterschelde, zijn gegeven in Fig 25. De Oosterschelde-mosselen zijn eveneens uit de Waddenzee afkomstig, maar hebben na gevist te zijn van de Waddenpercelen nog enige tijd in de Zeeuwse wateren doorgebracht. Het geschatte bestand aan mosselen (opgebouwd uit wilde mosselen in litoraal, wilde mosselen in sublitoraal, en mosselen op percelen) is (samen met kokkels) gegeven in Fig 27.

3.5.2 Kokkels

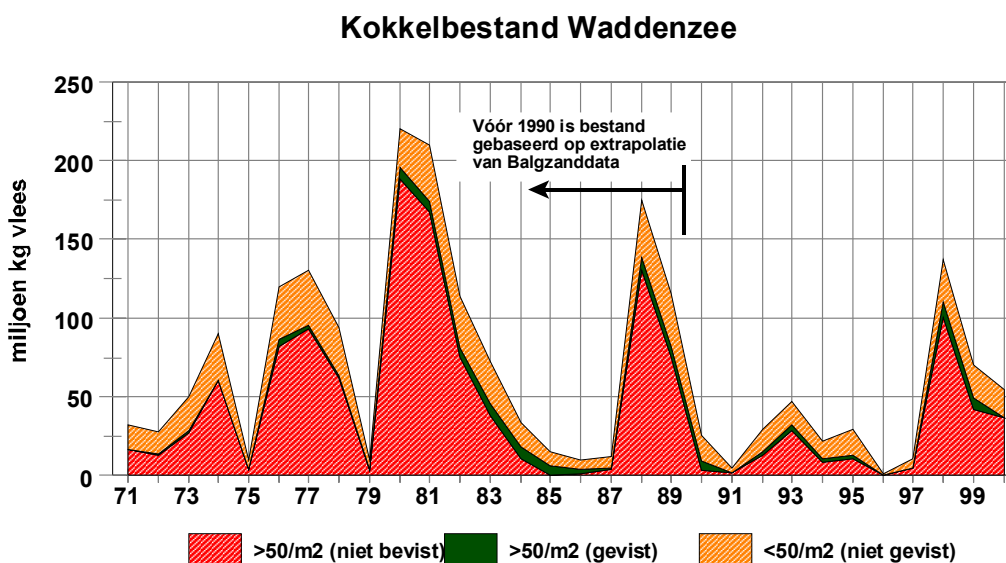


Fig 24 Kokkelbestand Waddenzee. Voor de jaren vóór 1990 is het bestand geschat aan de hand van beperkte surveys en een extrapolatie van Balgzanddata van Beukema (NIOZ). Deze moeten vooral als een soort index worden beschouwd. De gegevens na 1990 zijn gebaseerd op gebiedsdekkende bestandsopnamen

Aanlandingen van kokkels, en schattingen (voor 1990) dan wel opnames (vanaf 1990) van kokkelbestanden zijn gegeven in Fig 26. De kokkelbestanden zijn nog opgesplitst in kokkelbanken (gebieden waar méér dan 50 kokkels m^{-2} waren) en overige, omdat er vanuit wordt gegaan dat vooral bestanden in dichtheden $> 50 m^{-2}$ van belang zijn voor zowel vogels als vissers. Dit lijkt echter niet juist aangezien

beide categorieën ook van minder dichte bestanden gebruik kunnen maken. De kokkelvangst is in Fig 28 apart voor de westelijke Waddenzee gegeven.

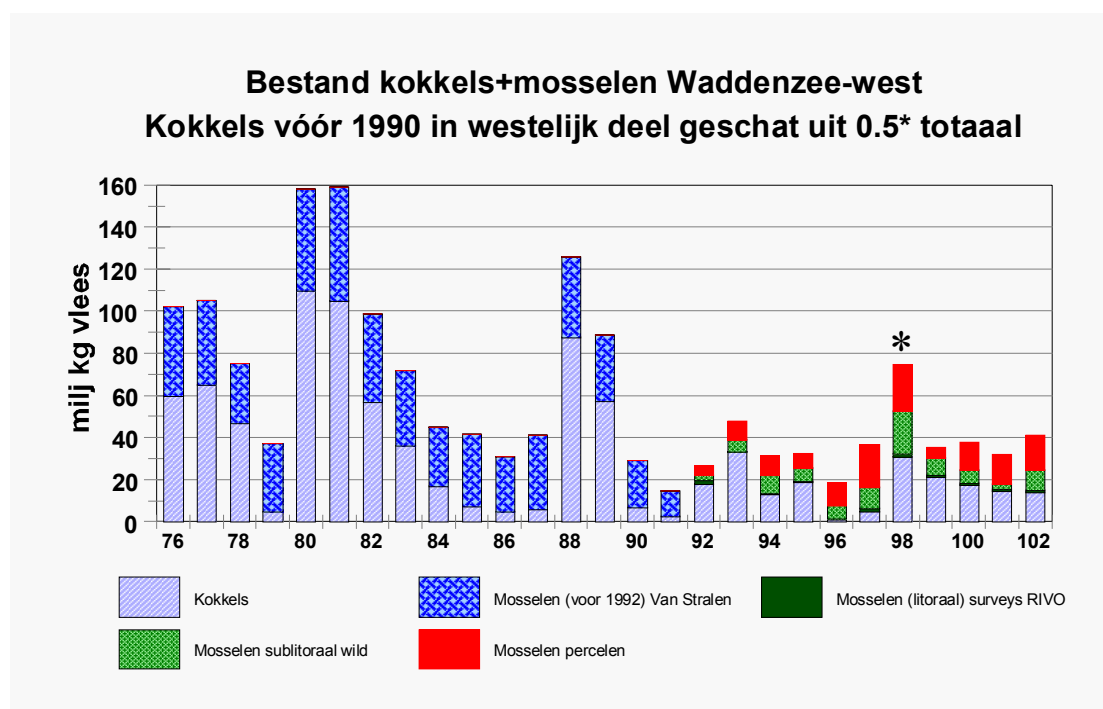


Fig 27 Samenvattingen van bestandsgegevens voor kokkels en mosselen. De bestanden in de figuur zijn voor de jaren tot aan 1990 schattingen. Er is tevens voor de jaren tot aan 1990 geschat welk deel in de westelijke Waddenzee gelegen heeft. Het kokkelbestand is voor die jaren in de Waddenzee-west geschat als 50% van het totaal (wat over alle jaren samen ongeveer op gaat, maar van jaar tot jaar sterk kan verschillen). Het mosselbestand bestaat voornamelijk uit sublitorale mosselen, en daarvan komt verreweg het grootste deel voor in de westelijke Waddenzee. Het litorale mosselbestand in de westelijke Waddenzee is vrij gering vergeleken met dat in de oostelijke Waddenzee.

De bestandstotalen voor de gehele Waddenzee, waar de schattingen voor het westelijk deel op gebaseerd zijn, zijn vóór de jaren 1990 óók schattingen. De geschatte kokkelbestanden zijn in Fig 26 gegeven.

Er is enige onduidelijkheid over het bestand dat in 1998 aanwezig was. De berekeningen zijn enige malen herzien; en uit de extrapolatie die bij deelproject H3 is berekend is een getal van 308 miljoen kg vers voor de gehele litorale Waddenzee gekomen. Dit komt neer op globaal 50 á 60 miljoen kg kokkelvlees. In het litorale deel van de westelijke Waddenzee zou dat globaal 25-30 kg vlees betreffen. Hier is een getal van ruim 30 miljoen kg voor litoraal+sublitoraal aangehouden. In de overige jaren (1990-2002) was er in deelproject H3 wél een goede overeenkomst tussen de berekening en de RIVO-schattingen.

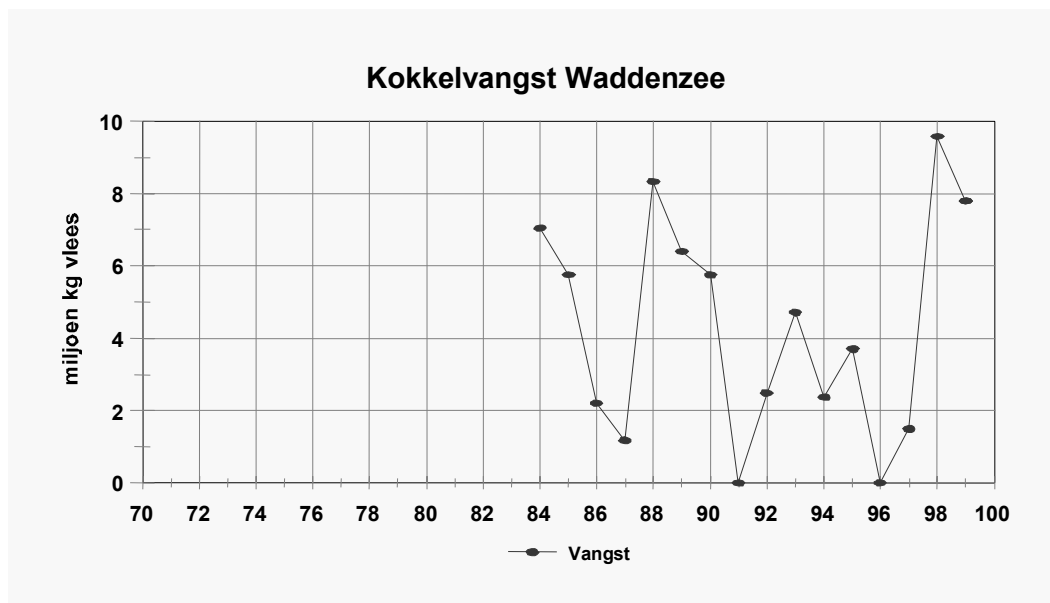


Fig 28 Kokkelvangst, in de westelijke Waddenzee (alleen data vanaf 1984). Bron: RIVO

3.6 Conclusies

3.6.1 Weer, klimaat, watertemperatuur

De grootste veranderingen in het windklimaat hebben zich voorgedaan in het begin van de jaren '70: de windsnelheid nam in korte tijd af met ongeveer 20%. Daarna is er nog een verdere afname geweest in bijvoorbeeld het aantal stormdagen, maar die afname is vrij gering geweest. De bijdrage van zuidwestelijke winden is gemiddeld ook belangrijker geworden.

De temperaturen zijn de laatste 20 jaar ook voortdurend gestegen; wat zich ook manifesteerde in minder strenge winters én hogere gemiddelde zomertemperaturen. Neerslag vertoonde geen duidelijke trend; toevoerdebieten vanuit het IJsselmeer zijn na medio jaren '80 vooral in de zomermaanden minder geworden.

3.6.2 Nutriënten, chlorofyl, zwevend stof, doorzicht

De belangrijkste afname heeft betrekking op de toevoer van fosfaat (zowel ortho-P als totaal-P). Nitraat nam licht af, silicaattoevoer toonde een minieme toename. De concentraties P namen in de Waddenzee evenzeer af, tot 50% totaal-P in het centrale deel van de westelijke Waddenzee. Het chlorofyl-gehalte toonde ook een teruggang, al was dat gezien de verminderde meetfrequentie wat minder goed waar te nemen.

Het gehalte aan zwevende stof toonde een forse achteruitgang vanaf de tweede helft van de jaren '80, maar dat een toename van de Secchi-diepte is niet of nauwelijks waargenomen. Gezien de bijdrage van het zwevende stof aan het doorzicht is dat niet makkelijk te rijmen. Een verklaring daarvoor is niet voorhanden.

De voedselkwaliteit (de verhouding chlorofyl : gehalte zwevend stof) is vanaf eind jaren '80 beter geworden, wat zou betekenen dat per gram gefiltreerd materiaal de hoeveelheid bruikbaar materiaal voor schelpdieren is toegenomen.

3.6.3 Scholeksters, eidereenden

De aantallen scholeksters in de westelijke Waddenzee zijn de tweede helft van de jaren '90 lager geworden, en dat geldt ook voor de eidereenden. De hoeveelheid voedsel die scholeksters en eidereenden nodig hebben is 14-18 miljoen kg vlees per jaar. Dit zijn fysiologische behoeftes, en gaan voorbij aan de hoeveelheid die aanwezig moet zijn opdat de vogels zo'n inname kunnen realiseren.

3.6.4 Onttrekkingen op een rij

Gemiddeld gesproken zijn de aanlandingen van mosselen van de geschatte onttrekkingen het grootst (Fig 25), en de kokkelvangsten (Fig 26) het kleinst. De voedselbehoefte van eidereenden (Fig 24) en scholeksters (Fig 21), gesommeerd, liggen daar tussen in, en tellen wel degelijk aan. De kokkelvangsten zijn qua grootte in het algemeen wat geringer dan de eidereenden nodig hebben, maar wat hoger dan scholeksters vragen. Hierbij is niet betrokken dat visserij naast de daadwerkelijk gevangen schelpdieren ook een extra sterfte teweeg brengt door begraving en als gevolg van mechanische beschadiging. Hierover zijn geen goede gegevens bekend, en zouden door metingen (direct voor en ná bevissing) verkregen moeten worden. (Kamermans, pers. med).

3.6.5 Schelpdierdichtheden in de westelijke Waddenzee

De schelpdierdichtheden, zoals uit de schattingen en metingen naar voren komen, kunnen naar dichtheden omgerekend worden. De westelijke Waddenzee is ongeveer 1420 km² groot (bijlage 5.1). 40 miljoen kg vlees komt dan overeen met 28 gram vlees m⁻², ofwel 7 g AFDW m⁻². In een topjaar (zoals 1980-1982), met 160 gram vlees m⁻² komt ongeveer 30 g AFDW m⁻² in de westelijke Waddenzee voor.

4 Resultaten-2 Verband schelpdierconditie en omgevingsfactoren

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk komt aan de orde in hoeverre chlorofyl-gehaltes in het water en/of de lokale primaire productie bepalend is voor de groeimogelijkheden van schelpdieren. De achterliggende gedachte is dat, wanneer de grenzen van de groei (ofwel de draagkracht van een systeem) voor schelpdieren bereikt worden de conditie van de schelpdieren, uitgedrukt in gram vlees per gram schelpdier, lager zal worden. De gebruikte gegevens zijn al in §2.6 toegelicht.

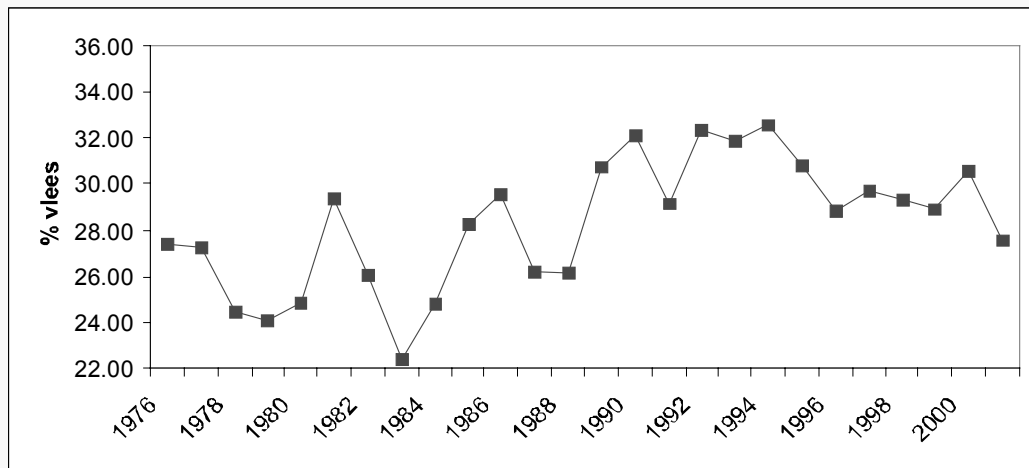


Fig 29 Vlees-% in mosselen van kweekpercelen vanaf 1976

Bij deze studie is alleen gekeken naar het westelijk deel van de Waddenzee (vanaf de oostpunt van Terschelling tot aan Den Helder). Hiervoor is gekozen omdat hier de mosselpercelen liggen waar vandaan de aanvoer naar de veiling plaats vindt.

4.2 Mosselconditie en draagkracht

In Fig 29 is de mosselconditie (uitgedrukt als vleesgewicht/versgewicht*100) weergegeven van mosselen afkomstig uit de Waddenzee ; dit is in de jaren tachtig vrij stabiel met enige variatie, neemt rond 1990 aanzienlijk toe, en lijkt zich na 1997 op een iets lager niveau (maar nog wel hoger dan in de jaren '80) te stabiliseren. Nagegaan is in hoeverre deze conditie (die ook wel visgewicht wordt genoemd) correspondeert met voedselparameters.

Uit Fig 30 blijkt dat er een negatief verband is met de hoeveelheid zwevend stof. Dit is conform de verwachting aangezien met name de anorganische fractie geen voedingswaarde heeft en de voedselopname van filter-feeders kan belemmeren. Uit Fig 31 blijkt dat er ook een negatief verband wordt gevonden tussen de mosselconditie en de hoeveelheid chlorofyl. Dit is niet conform de verwachting aangezien chlorofyl een indicator is van het eetbare materiaal. Wanneer we echter de hoeveelheid chlorofyl per eenheid zwevend stof, als maat voor de kwaliteit van het voedsel, relateren aan de mosselconditie dan blijkt er een significant positief verband te bestaan: Fig 32. De mate van significantie is vrij gering, want wanneer ook de waarnemingen van 2001 erin worden betrokken is het verband niet meer significant.

Dit wijst er op dat met name de eetbare fractie in het zwevend materiaal van belang is voor de groei van mosselen in de Waddenzee en deze neemt de laatste jaren weer wat toe (Fig 11, blz. 40). Klaarblijkelijk is niet zozeer de totale hoeveelheid voedsel van primair belang voor de visgewichten van de mosselen (en dus de groei) doch de kwaliteit. Dit wijst erop dat de hoeveelheid voedsel niet in de eerste plaats beperkend is. Om deze veronderstelling te toetsen zou het van belang zijn de schelpdiercondities te relateren aan de primaire productie maar dat is niet mogelijk door het ontbreken van meetgegevens.

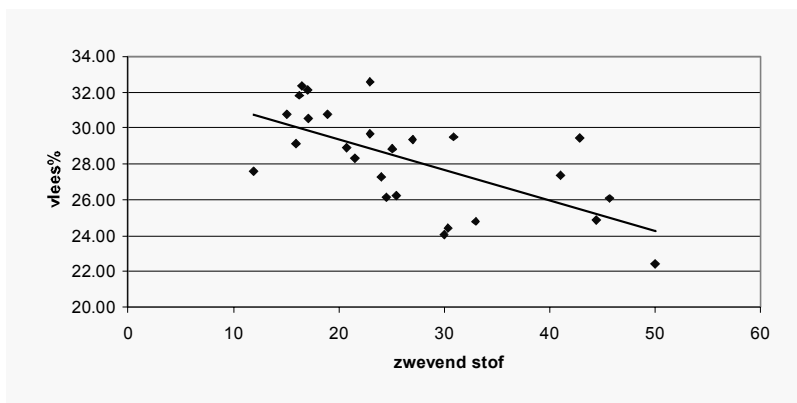


Fig 30 Vleesgewicht (aug-nov) uitgezet tegen zwevend stof (juli-nov) over de periode 1976-2001. ($p < 0.00$, $n = 26$, $r = 0.651$)

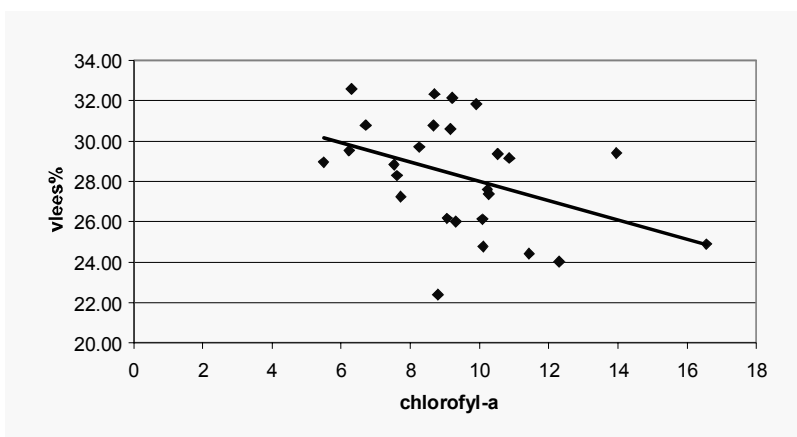


Fig 31 Vleesgewicht (aug-nov) uitgezet tegen chlorofylgehalte (juli-nov) over de periode 1976-2001. ($p < 0.04$, $n = 26$, $r = 0.17$)

Teneinde na te gaan hoe de draagkracht van de Waddenzee zich ontwikkelt is de mosselconditie uitgezet tegen de mosselbiomassa en de mossel- en kokkelbiomassa in het systeem (Fig 33, Fig 34). Daaruit blijkt dat er geen verband is tussen vleespercentages en de totale voorraad van beide soorten.

Dit leidt tot de conclusie dat de groei per individu geen verband vertoont met de totale voorraad mosselen en kokkels. In jaren met veel schelpdieren in het systeem is er dus niet minder groei dan in jaren met minder schelpdieren. Gegeven het verband tussen mosselconditie en voedselkwaliteit wijst dit erop dat de draagkracht van de Waddenzee niet maximaal wordt benut door de schelpdierpopulaties.

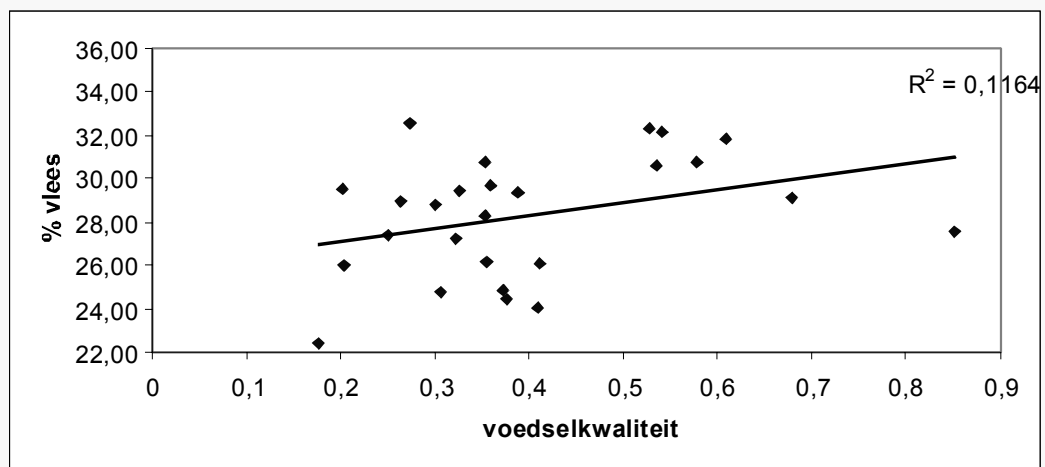


Fig 32 Het vleesgehalte van mosselen (aug-nov) als functie van de voedselkwaliteit (juli-nov) (gehalte chlorofyl ($\mu\text{g/l}$)/ gehalte zwevende stof (mg/l)) over de seizoenen 76 t/m 2001. (76-01: $p=0.09$, $n=26$, $r=0.34$), (76-00: $p=0.02$, $n=25$, $r=0.456$). De gestippelde trendlijn is berekend over de periode 1976-2000

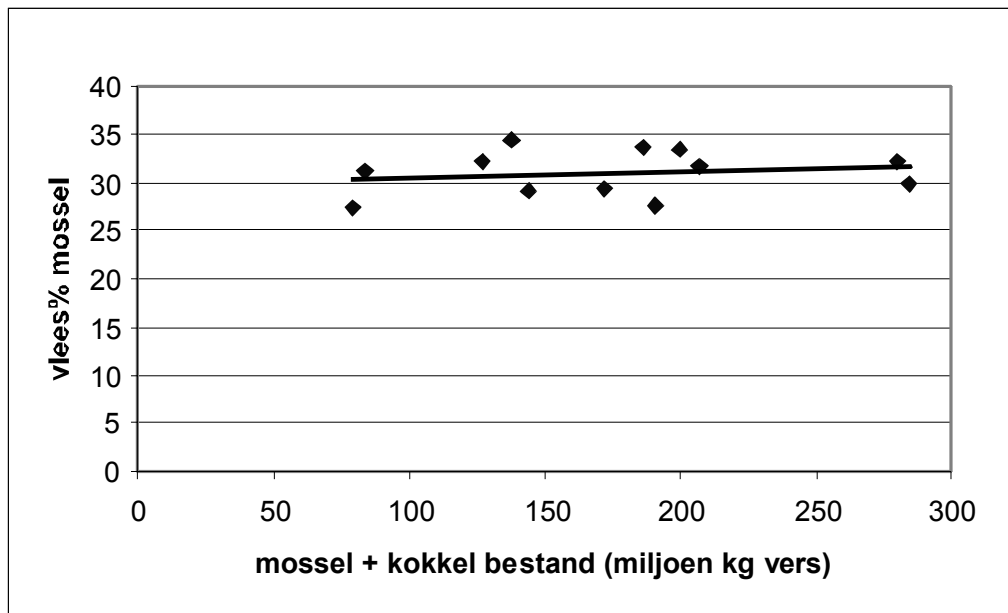


Fig 33 Het vlees-% van mosselen van kweekpercelen in de westelijke Waddenzee ten opzichte van het berekende mosselbestand

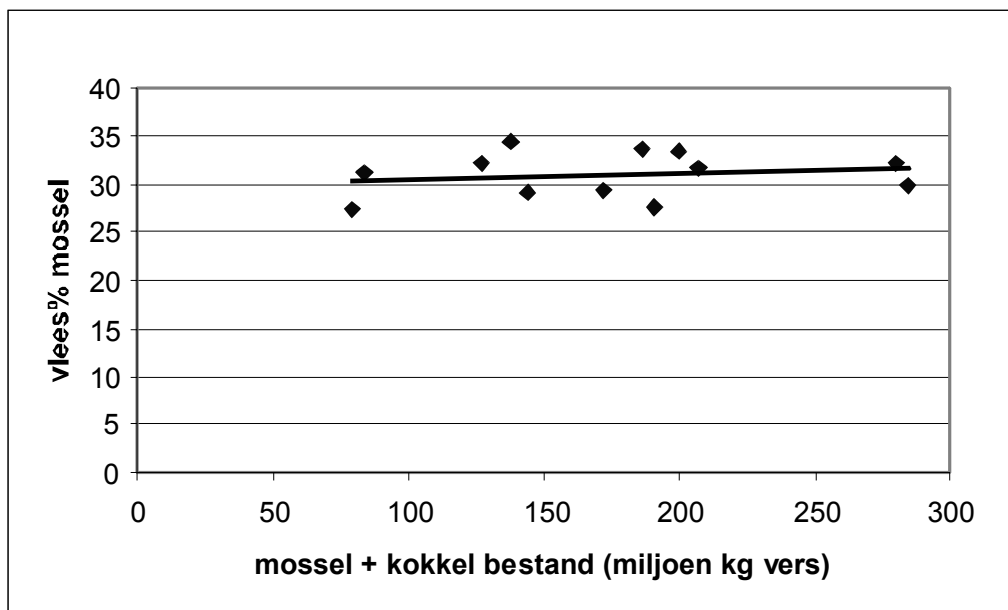


Fig 34 Het vlees-% van mosselen van kweekpercelen in de westelijke Waddenzee ten opzichte van het totale schelpdierbestand (mossel plus kokkel)

4.3 Predatoren: zeesterren, garnalen en krabben

Naast voedsel kunnen de schelpdierpopulaties ook worden beïnvloed door predatoren. De hoeveelheden zeesterren en garnalen, zoals berekend uit de surveygegevens (Smaal et al, 2000), zijn weergegeven in Fig 35 en 36. Dichtheden aan krabben zijn in Fig 37 gegeven. Er blijkt uit dat er grote verschillen van jaar tot jaar optreden. Deze zijn niet gecorreleerd met de ontwikkelingen in het schelpdierbestand.

Voedselopname zeesterren

Een volwassen zeester nuttigt globaal gesproken 1 volwassen mossel per 3 dagen (Saier, 2001a,b). Een aantal van 0.1 volwassen zeester m^{-2} , komt overeen met een consumptie van 1 volwassen mossel per m^{-2} per maand, ofwel 1 g AFDW m^{-2} maand⁻¹. Gezien de bestandsgrootte, die van de orde 5-30 g AFDW m^{-2} is (zie §3.5) zou een dergelijke predatiedruk inhouden dat zeesterren binnen 1 jaar een aanzienlijk deel van de gehele populatie schelpdieren kunnen verorberen (5 á 10 g AFDW m^{-2} a⁻¹, wanneer de zeesterren 5 á 10 maanden per jaar aanwezig zouden zijn).

Een dergelijke predatiedruk moet aan de hoge kant zijn. Saier (2001a,b) geeft aan dat sublitorale mosselbanken bij tijd en wijle zwaar te lijden kunnen hebben onder zeesterrenpredatie, maar noemt ook dat dat geen regel is. Zeesterren planten zich net zoals mosselen en kokkels nogal opportunistisch voort (ze produceren grote hoeveelheden eieren per dier), wat tot invasies aanleiding kan geven. In zulke gevallen kunnen mosselbanken vrijwel geheel worden leeg gegeten.

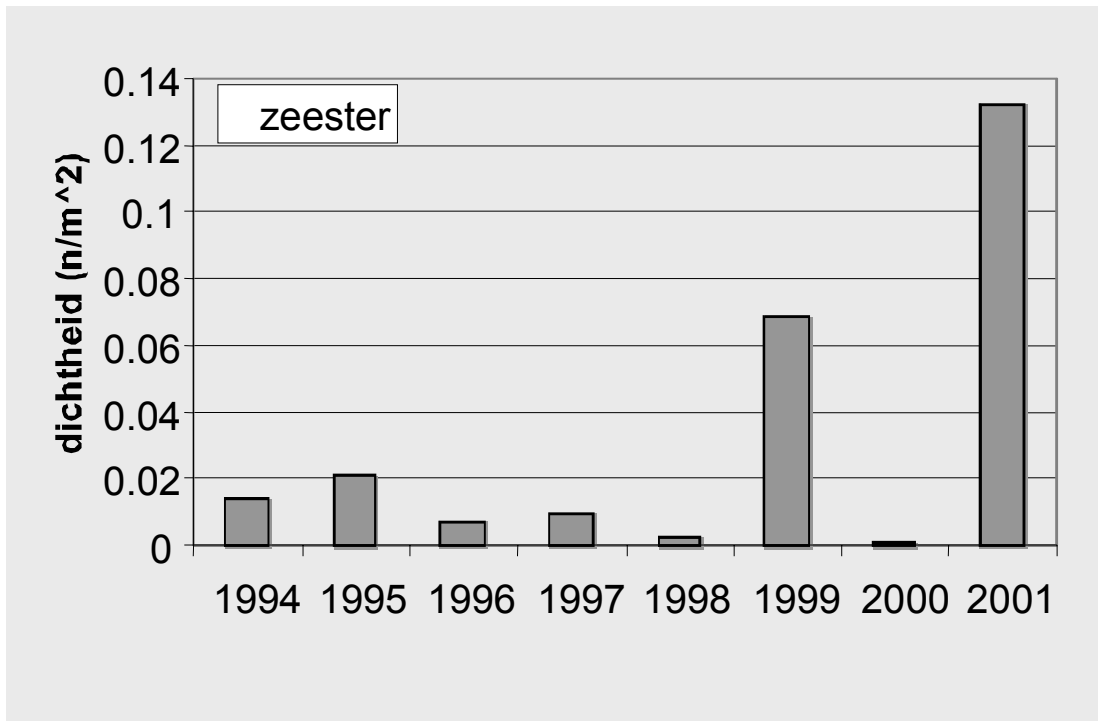


Fig 35 Dichtheden zeesterren in de westelijke Waddenzee, zoals bepaald aan de hand van de resultaten van de DFS-survey

Omdat de getelde zeesterren ook kleine exemplaren omvatten (de verdeling is niet bekend), is de totale predatie ongetwijfeld (aanzienlijk?) lager dan dit getal van 5-10 g AFDW $\text{m}^{-2} \text{a}^{-1}$, maar het laat eveneens onverlet dat predatie door zeesterren wel degelijk kan meetellen op de totale balans van schelpdieren in de Waddenzee.

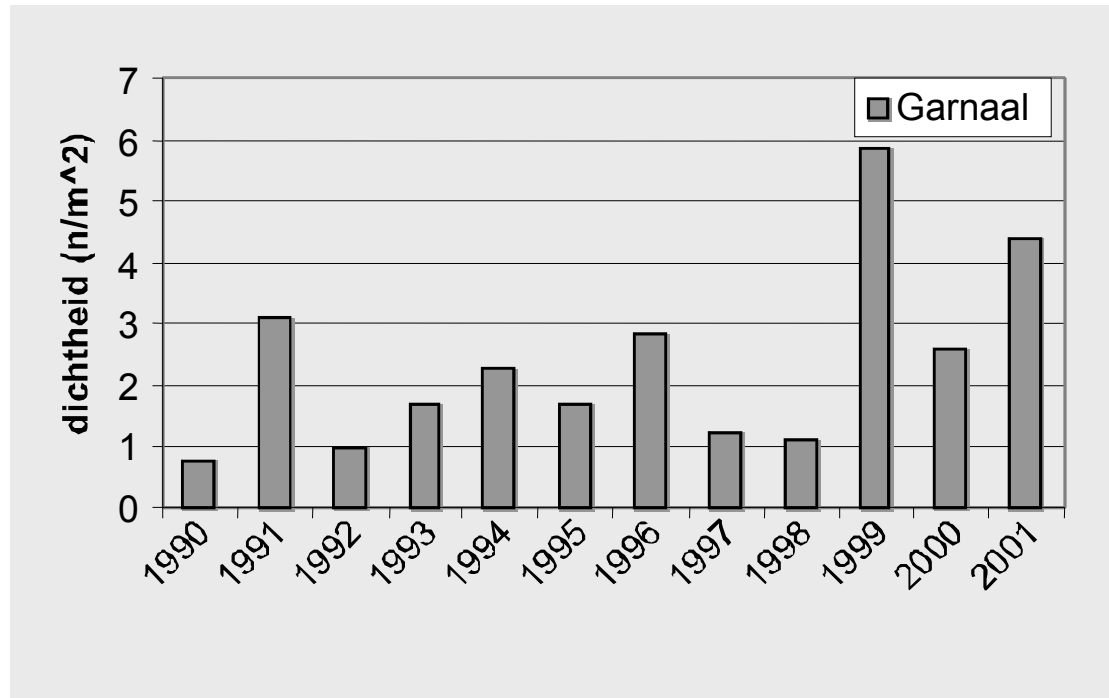


Fig 36 Dichtheden garnalen in de westelijke Waddenzee, zoals bepaald aan de hand van de resultaten van de DFS-survey

Garnalen

Garnalen hebben als predator vooral betekenis voor de schelpdieren in de eerste levensfase, waarbij de timing erg belangrijk is: indien garnalen op het juiste moment aanwezig zijn in de Waddenzee kunnen ze een aanzienlijk deel van de mossel- en kokkellarven verorberen. Philippart et al (2003) geven aan dat het succes van de broedval van nonnetjes (*Macoma balthica*) voor een aanzienlijk deel bepaald wordt door de predatie door garnalen. De bijdrage van garnalen aan de biomassa-ontwikkeling van schelpdieren in de Waddenzee is daarom vooral een gevolg van de aantalreductie in de eerste levensfasen van de schelpdieren; de onttrekking in termen van biomassa is vermoedelijk minder belangrijk.

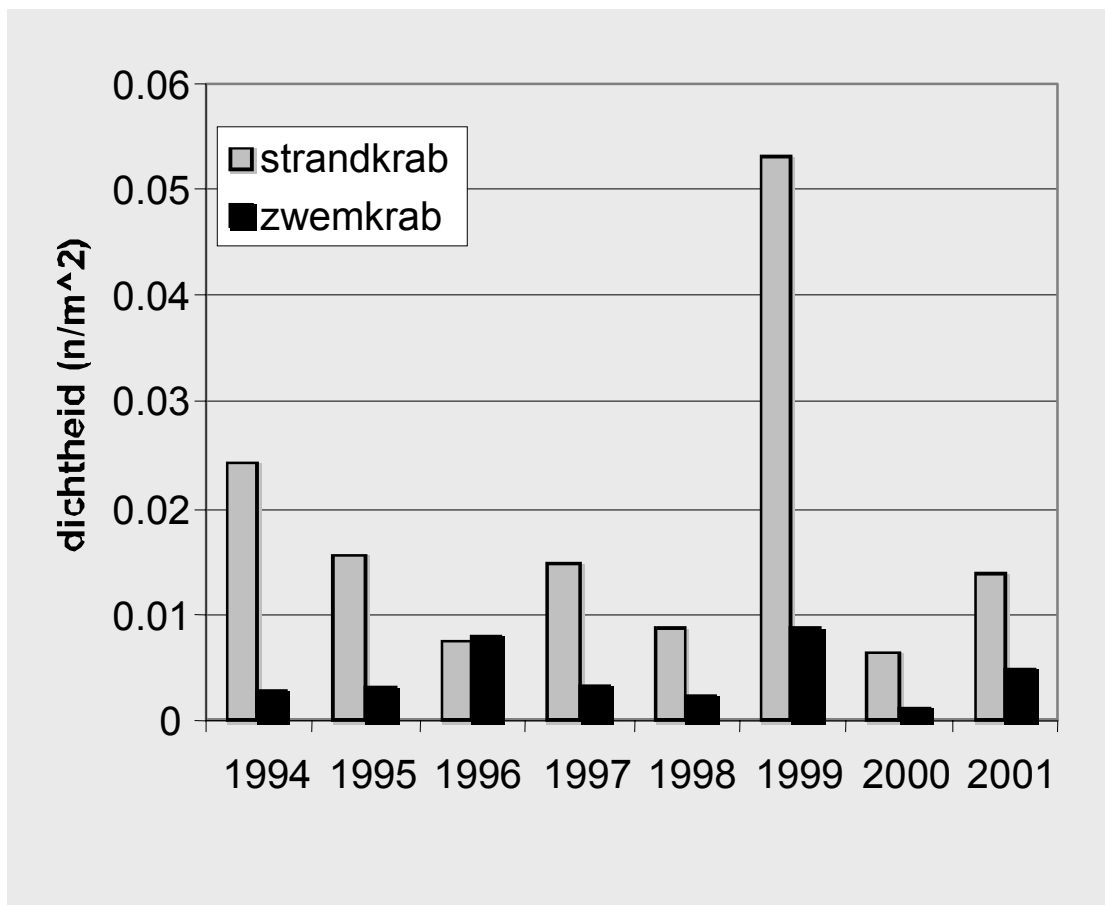


Fig 37 Dichtheden krabben in de westelijke Waddenzee, zoals bepaald aan de hand van de resultaten van de DFS-survey

Krabben

Over de predatiedruk door krabben is zo goed als niets bekend. Evenals bij de zeesterren zijn er geen gegevens over de grootteverdeling van de dieren. Gezien hun grootte (tot ongeveer 4 cm voor de strandkrab (*Carcinus maenas*), en maximaal 8 cm voor de zwemkrab zullen ze vooral op wat kleinere schelpdieren prederen, en zal het effect lokaal wel van belang kunnen zijn. Maar gemiddeld over de gehele westelijke Waddenzee verwachten we geen substantiële biomassa-onttrekking.

5 Resultaten-3 Integrale simulaties.

5.1 Inleiding

A Structuur

Een complexe berekening als die met een ecosysteemmodel vraagt om een grote hoeveelheid aan invoergegevens en systeemkenmerken. Tevens is een uitgebreid aantal processen beschreven, waarvoor een groot aantal parameters bekend moeten zijn of moeten worden geschat. Het voert hier te ver alle parameters toe te lichten of zelfs maar te noemen, omdat ook de bijhorende beschrijving dan uitgelegd moet worden. Daarom wordt hier kort een aantal hoofdaspecten genoemd, waarbij naar de bijlagen (bijlage 5.2 e.v.) van dit rapport (dit betreft de meest cruciale data) of naar andere rapporten wordt verwezen.

B Opzet van de berekeningen

- a- Het doel van de simulaties is er achter te komen hoe het systeem in grote lijnen reageert op de externe condities (weer, toevoer van nutriënten, e.d.). De precieze vraagstelling is in §1.1 gegeven. Daarom moet eerst uit de berekeningen duidelijk zijn dat er geen aanloopverschijnselen meer zijn. Er is daarom voorafgaand aan de ‘echte’ berekeningen een begintoestand gezocht die dusdanig is dat wanneer de situatie van 1976 (het beginjaar van de simulaties) zich steeds weer zou herhalen, de respons zich óók steeds weer herhaalt. Op die manier is het duidelijk dat een andere respons in de loop van de tijd ook een gevolg is van andere externe omstandigheden.
- b- Onttrekkingen. Schelpdieronttrekkingen door vogels en vissers is niet integraal in het model ondergebracht. Dat aspect kon niet binnen de tijd verwezenlijkt worden, maar wél zijn de gemeten (visserij) en geschatte onttrekkingen (vogels, krabben, zeesterren) geplaatst naast de geschatte secundaire productie van het systeem
- c- Doordat predatie op en bevissing van schelpdieren niet in het model is geïmplementeerd, groeien de schelpdieren steeds tot aan hun plafond. Deels is dat waar we nu juist naar op zoek zijn: hoeveel groei is überhaupt mogelijk? Maar tevens wordt daardoor de vergelijking tussen een aantal berekende waarde en meetwaarden (bijvoorbeeld chlorofyl-gehaltes en primaire producties) bemoeilijkt omdat de hoeveelheid secundaire producenten en hun activiteit zelf weer sterk bepalend zijn voor deze waarden. Er is dus een sterke terugkoppeling aanwezig. Daarom is een extra variabele ingevoerd: er kan een peilniveau (in g AFDW m⁻²) worden opgegeven in het model die op de peildatum (die ook moet worden gekozen) maximaal aanwezig is. Zijn de berekende dichtheden op de peildatum hoger dan dat gekozen peilniveau, dan wordt het surplus verwijderd (extra onttrekking). De hoeveelheid die steeds kan worden onttrokken is een maat voor de productiviteit van het systeem.

C Kwaliteit van de berekeningen

De simulatie-uitkomsten kunnen op hun kwaliteit beoordeeld worden door ze te vergelijken met beschikbare veldmetingen. Dit is in dit hoofdstuk, op een enkele uitzondering niet gedaan, omdat dit dan een erg uitgebreide paragraaf zou worden. Daarom wordt voor die vergelijking naar bijlage 5.6.1 en 5.6.2 verwezen.

5.2 Systeemschematisatie en modelparameters

5.2.1 Modelvoorstelling, gebiedskenmerken, stroming en menging

De modelvoorstelling zoals die is gebruikt is al in hoofdstuk 2 gegeven (Fig 2). Elk compartiment zoals dat daar gegeven is, is onderverdeeld in een litoraal compartiment (droogvallend bij gemiddeld getij), een sublitoraal deel (tussen de gemiddeld-laagwaterlijn en -5 m NAP) en de geulen (alles dieper dan -5 m NAP). De netto waterstromen tussen de compartimenten onderling, en de randcompartimenten en de Noordzee zijn in bijlage 5.1 gegeven.

Er vindt ook een uitwisseling van water plaats tussen de compartimenten en de randcompartimenten en de Noordzee, zónder dat er netto watertransport plaats vindt. De grootte van deze dispersie is gegeven in bijlage 5.1. Tenslotte is er een standaardverdeling aangehouden van het toegevoerde IJsselmeerwater; de weg die dat water volgt is in bijlage 5.1 gegeven. Deze data zijn ontleend aan de EON-studie (EON-I, 1988; EON-II, 1988).

De gebruikte gebiedskenmerken (oppervlakte, diepte, etc.) zijn getabelleerd in bijlage 5.2, tabellen 5.2.1-5.2.13.

5.2.2 Samenstelling van algen, detritus en fauna

In bijlage 5.3, tabellen 5.3.1-5.3.3, is aangegeven welke stoechiometrie van algen, detritus, en fauna is gebruikt en welke omzettingen er zijn aangenomen.

5.2.3 Resuspensie, lichtklimaat

Parameters voor resuspensie zijn vermeld in bijlage 2.4; de bijdrage van elke component aan de extinctiecoëfficiënt van het water is gegeven in bijlage 2.5.

5.2.4 Procesparameters

Alle parameters, die gebruikt zijn bij de procesberekeningen zijn in de bijlagen 5.4 gegeven. Deze set is vrij omvangrijk, en moet gelezen worden samen met de modelbeschrijving uit bijlage 2.1. Ze is gegeven om vastgelegd te hebben op welke wijze de simulaties gedefinieerd zijn geweest.

5.2.5 Randvoorwaarden

Randvoorwaarden worden gegeven door de toevoer van IJsselmeerwater, de uitwisseling met de Noordzee (par. 5.2.1), de concentraties van opgeloste stoffen, en gehalten aan algen en detritus in IJsselmeer en Noordzeekustzone en de weersomstandigheden bij vliegveld De Kooij (Den Helder). Concentraties van stoffen, weer en debieten zijn in hoofdstuk 3 en bijlage 3 geschetst.

5.2.6 Starttoestand

Zoals gezegd, moeten de simulatie zo verlopen dat de berekende veranderingen ook een gevolg zijn van veranderende externe omstandigheden. De beginwaarden voor alle componenten (gehalten in water en bodem) zijn die welke na 14 jaren simuleren met de toestand van 1976 zijn ontstaan. Zelfs dán bleek niet een precies stationaire toestand bereikt te worden, maar de veranderingen in de tijd die daarna nog werden berekend waren betrekkelijk klein en zijn voor lief genomen.

In bijlage 5.5 is in een aantal voorbeelden gegeven van het verloop in de tijd van enkele gehalten.

5.3 Resultaten

5.3.1 Inleiding

De uitkomsten van de modelberekeningen, die de periode 1-1-1976 – 31-12-1999 betreffen, zijn weergegeven aan de hand van een beperkt aantal variabelen:

- primaire en secundaire productie van het systeem en de beperkende factoren die daarbij volgens het model een rol spelen,
- de gehalten aan chlorofyl en schelpdieren,
- de onttrekkingen van de schelpdieren en
- de gewichtsontwikkeling van de schelpdieren.

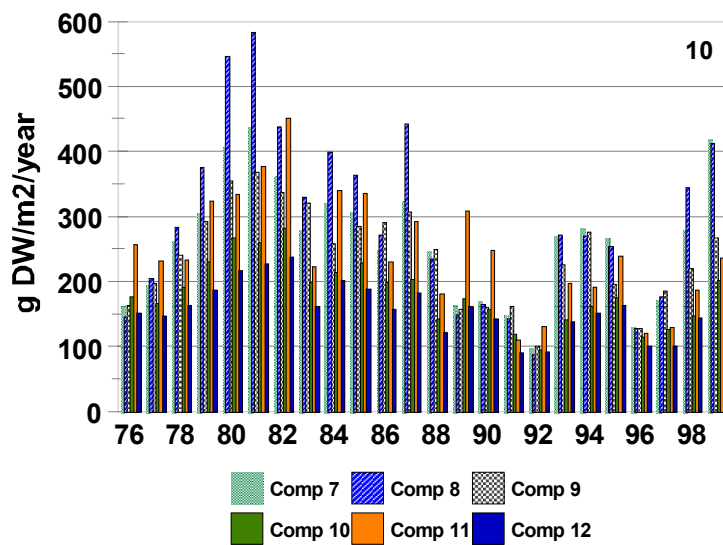


Fig 38 Berekende primaire productie in het pelagiaal van de westelijke Waddenzee. Het aangehouden peilniveau is in dit voorbeeld 10 g AFDW m^{-2}

Voor een beschrijving van de kwaliteit van de modeluitkomsten wordt naar bijlage 5.6.

Zoals gezegd is bij de simulaties het schelpdierenbestand op de peildatum (die gesteld is geweest op 1 oktober van elk jaar) teruggebracht naar een gemiddelde dichtheid per m^2 . De hoogte van die dichtheid is per simulatie anders geweest, en aldus is voor een vijftal verschillende peilniveaus het systeemgedrag berekend. De aangehouden peilniveaus zijn 2, 5, 10, 20 en 50 gram AFDW m^{-2} geweest. De eerste is nogal laag, de laatste aan de erg hoge kant, en dus is het hele spectrum aan mogelijkheden hiermee bestreken. In de praktijk is het effect van een peilniveau van 50 gram DW m^{-2} nihil omdat bij de simulaties de grens van 50 g DW m^{-2} op geen enkele peildatum werd overschreden. De grens van 2 g AFDW m^{-2} wordt daarentegen wél eens overschreden: zelfs bij dit niveau was dan geen onttrekking mogelijk.

5.3.2 Definitie van operationele ruimte en vrije operationele ruimte

Voor de beschrijving van de resultaten hebben we gemeend een tweetal definities te moeten introduceren. Beide hebben betrekking op de schelpdierbestanden. De **operationele ruimte** wordt beschouwd als dat bestand dat volgens de berekeningen mogelijk was op een bepaald tijdstip. De grootte van het bestand zoals dat aanwezig is zal zich theoretisch bewegen tussen 0 en die maximale waarde. De bestandsgrootte bevindt zich dus ergens in die operationele ruimte. Omdat de bestanden ook gemeten zijn, kennen we dus ook ongeveer het verschil tussen de maximale waarde en de werkelijke waarde, en dat verschil noemen we de **vrije operationele ruimte**. We zullen deze termen in de volgende delen gebruiken.

5.3.3 Primaire productie

De toevoer van organisch materiaal vanuit de Noordzee en het IJsselmeer is voor systemen zoals de Waddenzee een belangrijk sturend proces voor de voedselrijkdom voor schelpdieren. Het intern geproduceerde materiaal moet bij die voedseltoevoer opgeteld worden. De som van beide is bepalend voor de voedselvoorziening voor de filtreerders.

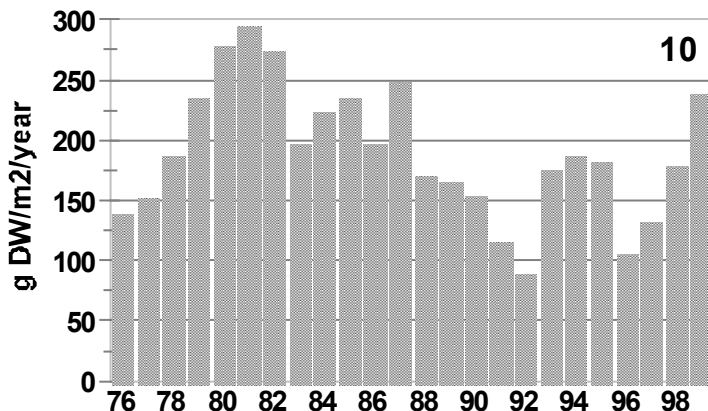


Fig 39 Berekende primaire productie in het pelagiaal van de westelijke Waddenzee. Het aangehouden peilniveau is in dit voorbeeld 10 g AFDW m⁻²

Een algemeen beeld van die primaire productie in het systeem is geschetst in Fig 38 (De primaire productie is gedefinieerd als de som van de productie van algenmateriaal minus de respiratie van die algen. Excretie, sterfte, predatie zijn er niet in betrokken). Het zelfde patroon wordt gevonden voor de primaire productie in het pelagiaal boven de platen, en in de geulen, en ook voor de benthische primaire productie. In bijlage 5.6 zijn meerdere uitkomsten gegeven.

In de bijlage 5.6 is ook een discussie gegeven over het verschil tussen de hier gepresenteerde waarden van de primaire productie, en de waarden die door incubatormetingen zijn gevonden voor het Marsdiep.

Vanaf het begin van de simulatie in 1976 neemt de primaire productie gesommeerd voor de gehele westelijke Waddenzee (Fig 39) toe tot ongeveer de dubbele waarde van die in 1976, en na het begin van de jaren '80 zet zich een daling in tot in de jaren '90. Gemiddeld is het niveau in de jaren '90 ongeveer de helft van het topjaar 1981, met uitschieters naar boven én beneden. De berekende waarden voor de schelpdier-peilniveaus 2 en 50 g DW m⁻² laten eenzelfde patroon zien.

De waarde van de primaire productie ligt overigens ruim onder de waarden die in de literatuur (zie bijv. Cadée & Hegeman, 2002) worden gevonden. De metingen van Cadée & Hegeman (2002) geven op basis van ¹⁴C-metingen in incubators waarden tot 500 gram C m⁻² y⁻¹ (≈ 1250 g AFDW m⁻² y⁻¹). Hun metingen betreffen het Marsdiep en de berekening (zie §2.1) gaat uit van de lokale omstandigheden én van een bruto productie bij een waterdiepte die 3* de Secchi-diepte bedraagt. Daardoor worden bij de incubatormetingen sowieso al hogere waarden gevonden dan met het model berekend zijn voor de relatief ondiepe westelijke Waddenzee. In bijlage 5.6.3 wordt nader op dit verschil ingegaan. Daaruit wordt duidelijk dat

- er een factor 2.5 verschil is tussen de berekende netto primaire productie voor de waterkolom zoals dat in het model gebeurt, en de berekende bruto productie volgens de incubatorvergelijking
- er bij de incubatiemeting een extra ^{14}C -opname kan optreden als de watermonsters vanuit een relatieve donkersituatie worden geplaatst in de incubator. Dit verschil kan tot een factor 1.5 oplopen
- de berekende primaire productie (uitgedrukt in $\text{g AFDW m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) voor het gehele Waddenzee-systeem sowieso kleiner is dan die welke voor de waterkolom van het Marsdiep wordt berekend.

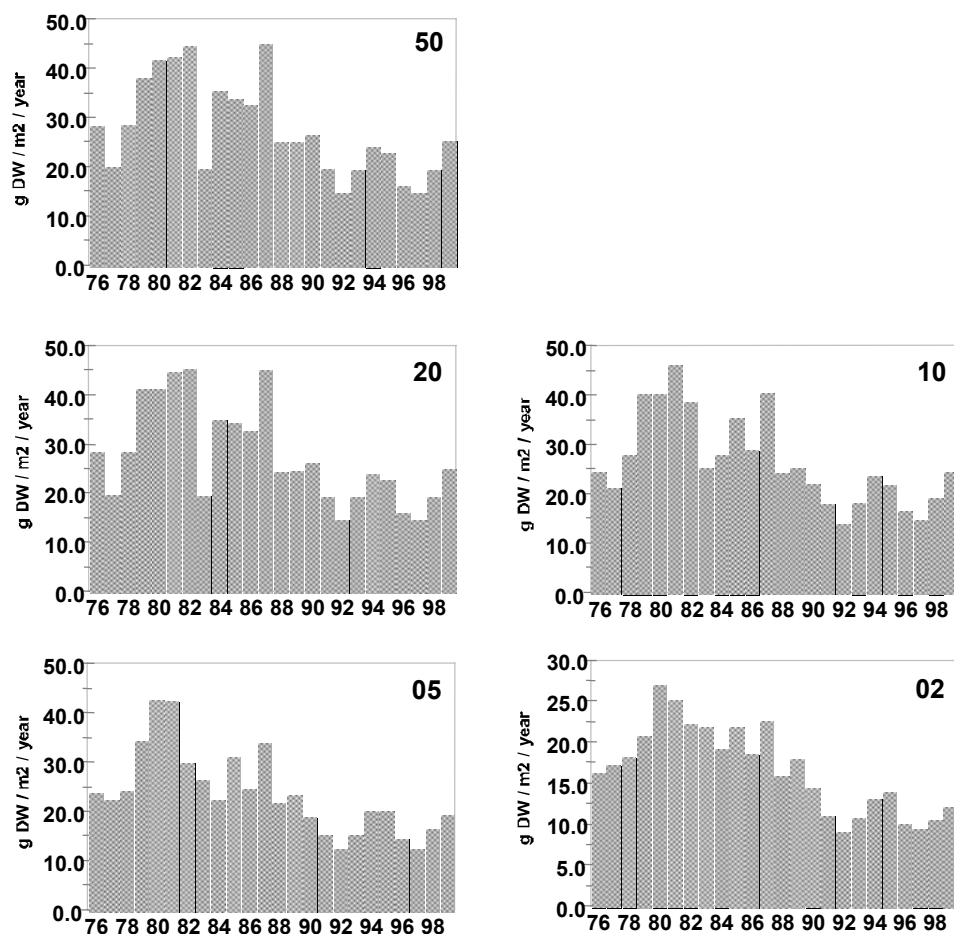


Fig 40. Berekende totale secundaire productie voor de gehele westelijke Waddenzee. Resultaten voor ál de 5 peilniveaus zijn gegeven. 10 g AFDW/m²/a komt overeen met 13.1 milj kg AFDW/a voor de gehele westelijke Waddenzee, ofwel 65 milj kg vlees/a

Wanneer deze verschillen in rekening worden gebracht zijn de primaire producties, zoals die door het ecosysteemmodel berekend zijn, goed in overeenstemming met de waarden die Cadée et al in de loop der jaren voor het Marsdiep gevonden hebben. Hieruit is de conclusie gerechtvaardigd dat de modelberekeningen voor de primaire productie reële uitkomsten levert.

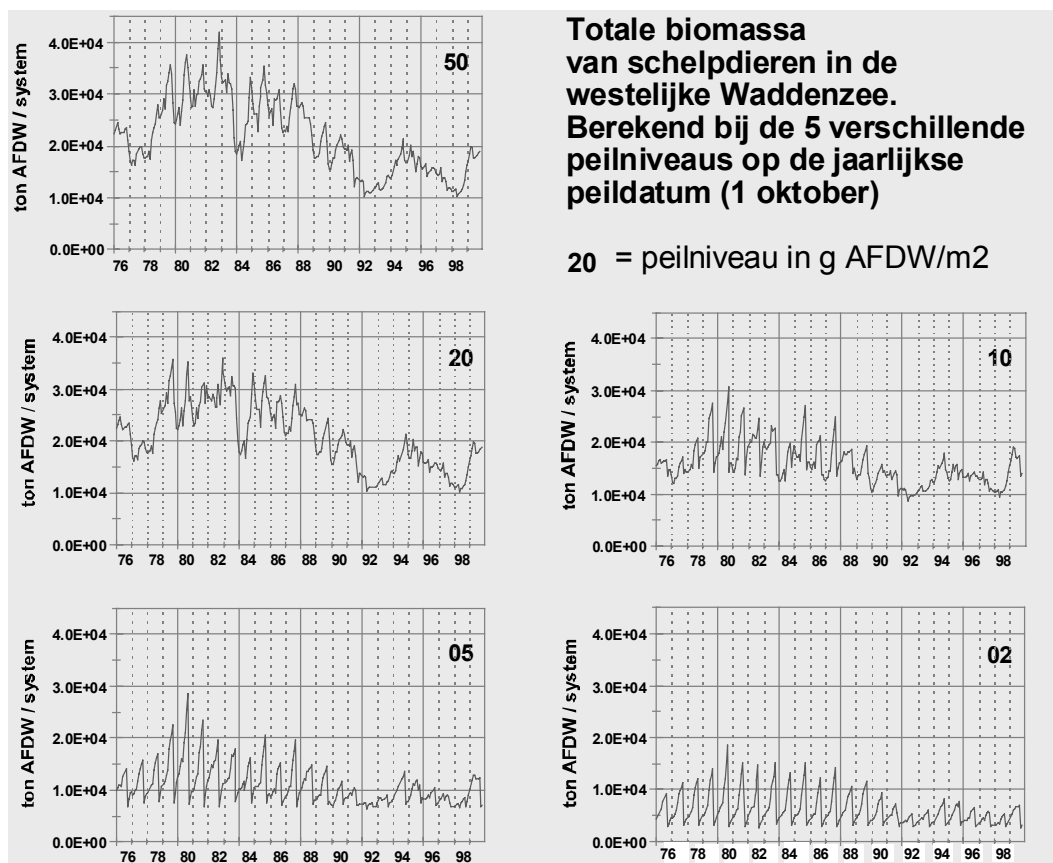


Fig 41 Berekende biomassa schelpdieren voor de gehele westelijke Waddenzee. Resultaten voor al de 5 peilniveaus zijn gegeven

5.3.4 Secundaire productie, ontwikkeling van schelpdiergewichten en onttrekkingen

De berekende secundaire producties voor al de 5 doorgerkende peilniveaus zijn gegeven in Fig 40. De secundaire productie is gedefinieerd als de assimilatie van celmateriaal minus de respiratie en excretie. Sterfte en predatie zijn daarin niet meegenomen. In het model speelt 'natuurlijke' sterfte altijd een rol, en daarom moeten de absolute waarden van de secundaire productie niet als erg precies worden beschouwd. Het patroon daarentegen is veel minder afhankelijk van de gekozen parameterwaarden. De productie bij (kunstmatig) lage schelpdierbestanden wordt veroorzaakt door dat het bestand laag is. De productie per biomassahoeveelheid is relatief hoog (er is weinig concurrentie) maar de populatie produceert niet zo veel.

In Fig 41 is weergegeven welk gehalte schelpdieren berekend is bij de verschillende simulaties. Het peilniveau 50 g AFDW m⁻² houdt blijkbaar in dat er géén onttrekkingen plaats vinden, en dat kan als maat worden gezien voor het maximaal haalbare bestand in de westelijke Waddenzee.

Dit getal moet overigens, gezien de discussie over de hoogte van de primaire productie, meer als index worden gezien: de werkelijke absolute waarde kan hoger liggen dan de weergegeven waarden.

Het patroon is duidelijk: er wordt een toename van biomassa en secundaire productie berekend vanaf medio '70 tot aan begin jaren '80, waarna een gestage afname inzet tot aan het begin van de jaren 1990. Het patroon van de secundaire productie is analoog aan dat voor de primaire productie. In de jaren '90 zijn biomassa's en producties beduidend lager dan in de jaren '80.

Gemiddeld over de jaren '90 is de berekende secundaire productie ongeveer 58 % van het gemiddelde over de jaren '80. Het berekende schelpdierenbestand is gemiddeld over de jaren '90 56 % van dat in de jaren '80.

In Fig 42 is weergegeven welke onttrekkingen er jaarlijks (op de zelf ingestelde peildatum van 1 oktober) nodig waren om de ingestelde peilniveaus te bereiken. De onttrekkingen om telkens op de peildatum het schelpdierniveau tot het peilniveau terug te brengen zijn altijd lager dan de berekende secundaire productie. Dat is vooral een gevolg van de natuurlijke sterfte in het model (bijlage 2.1), die mede de uiteindelijke hoeveelheid schelpdieren aan het eind van een groeiseizoen bepaalt.

Hoe hoger het peilniveau, hoe minder de nodige onttrekkingen zijn. De figuren geven aldus de veranderingen in productiviteit versterkt weer. De figuren kunnen gelezen worden als een maat voor de mogelijkheid schelpdieren aan het systeem te onttrekken (door vogels, zeesterren, krabben, vissers, etc.), waarbij een zeker basisniveau gehandhaafd blijft. Let wel: dit geldt voor het model; de praktijk is in de meeste gevallen en op detailniveau weerbarstiger. De boodschap die uit de figuren spreekt is er dan ook een van de grote lijnen: er is in de jaren '90 minder productie van het Waddenzeesysteem, en de mogelijkheid schelpdieren aan het systeem te onttrekken is kleiner dan in de jaren '80.

Opvallend is de lage waarde voor schelpdierenbiomassa, primaire én secundaire productie aan het begin van de jaren '90. In deze periode vinden vrij plotselinge veranderingen plaats in de Noordzee, die deels weerspiegeld worden door de veranderingen in de NAO-index. Een Principal Component Analyse van een aantal uitgebreide datasets voor de Noordzee laat zien (Weijerman & Lindeboom, in prep) dat vanaf 1970 tot nu globaal drie perioden te onderscheiden zijn met elk ruwweg overeenkomende eigenschappen. Eén cluster van jaren is te onderscheiden die de jaren tot aan 1978 omvat, een tweede cluster die de volgende periode tot en met 1988 omvat, en een laatste groep die de jaren 1989-nu omvat. Voor de Waddenzee beschreven Philippart et al (2000) op basis van een soortgelijke analyse een plotselinge verandering in soortensamenstelling rond de periode 1988-1990.

Herman et al (1999) hebben primaire en secundaire productiedata van een aantal estuaria op een rij gezet, en zij concludeerden dat een algemene relatie tussen primaire productie en benthische luidt dat de benthische biomassa (B) ongeveer 10 % is van de primaire productie (PP) (B in $g\ AFDW.m^{-2}$ en PP in $gC.m^{-2}.a^{-1}$). De

koppeling van hun conclusies met de uitkomsten van deze modelstudie is niet zonder meer te maken. De door hen aangehaalde Waddenzee-data hebben betrekking op het Balgzand voor de benthosdichtheid, en de gemeten primaire productie in het Marsdiep. Aan de koppeling van die gemeten primaire productie en de door het model berekende productie is in het rapport de nodige aandacht besteed (zie par 5.3.3 en bijlagen 2.7 en 5.6.3); de Balgzand-data geven in het algemeen hogere waarden voor het benthos dan de gehele Waddenzee. Ook betreft het hier alle benthos, terwijl de modelberekening alleen filtreerders betreft. Wanneer toch een koppeling wordt gemaakt, dan is primaire productie volgens het model ($250 \text{ g AFDW m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (pelagiale PP) plus $60 \text{ g AFDW m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ benthische PP = ongeveer $300 \text{ g AFDW m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), omgerekend naar incubatiemetingen voor het Marsdiep van de orde zijn van $300\text{-}400 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) Dat zou met ongeveer 35 g AFDW m^{-2} benthos overeenkomen, waarvan globaal de helft filtreerders, dus ongeveer $15\text{-}20 \text{ g AFDW m}^{-2}$ filtreerders.

De maximale waarde is ongeveer 30.000-40.000 ton-(jaren '80) dan wel 15.000 – 20.000 ton (jaren '90) in de gehele westelijke Waddenzee (opp. 1300 km^2), wat met een dichtheid van $12\text{-}30 \text{ g AFDW m}^{-2}$ overeenkomt.

Deze waarden komen nogal goed met elkaar overeen, maar betreffen bij het model een maximale waarde, en bij de metingen een bestaande waarde. De interpretatie blijft evenwel lastig vanwege de omrekeningen bij de primaire productie, én de keuze van de systeemgrenzen (in casu het Balgzand in het artikel van Herman et al).

In hetzelfde artikel ook een productie/biomassa-verhouding van 2 genoemd; in de uitgevoerde modelberekeningen wordt meestal een waarde van ongeveer 1.8 gevonden. In sommige jaren wordt de 2 overstegen, in sommige jaren is die verhouding aanzienlijk kleiner vanwege de slechte omstandigheden in die jaren.

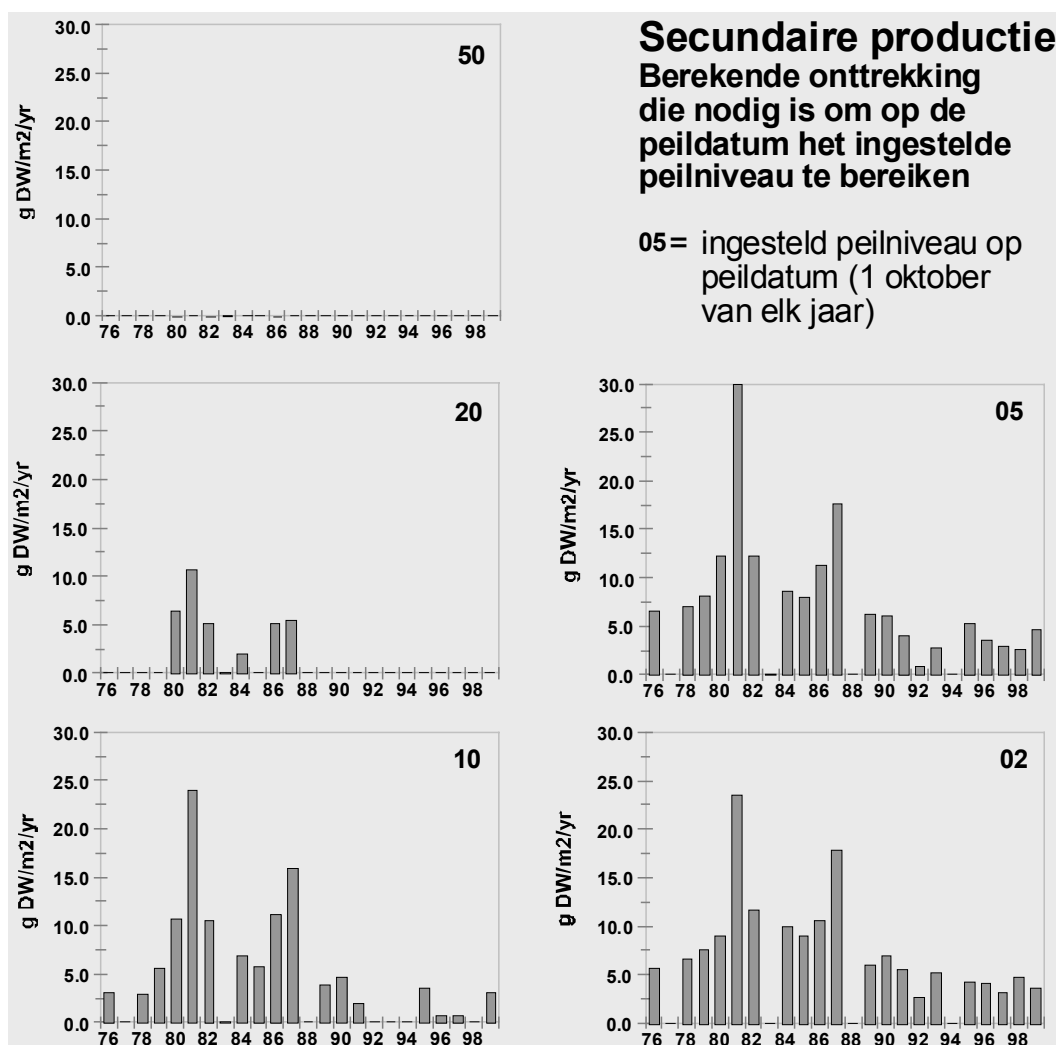


Fig 42. Berekende onttrekkingen nodig om elk jaar het betreffende peilniveau te bereiken. Resultaten voor al de 5 peilniveaus zijn gegeven. Het peilniveau van 50 g AFDW/m² houdt in dat er géén onttrekkingen nodig zijn: dat niveau wordt niet bereikt

Schelpdierbestand westelijke Waddenzee Metingen; en berekeningen met twee peilniveaus

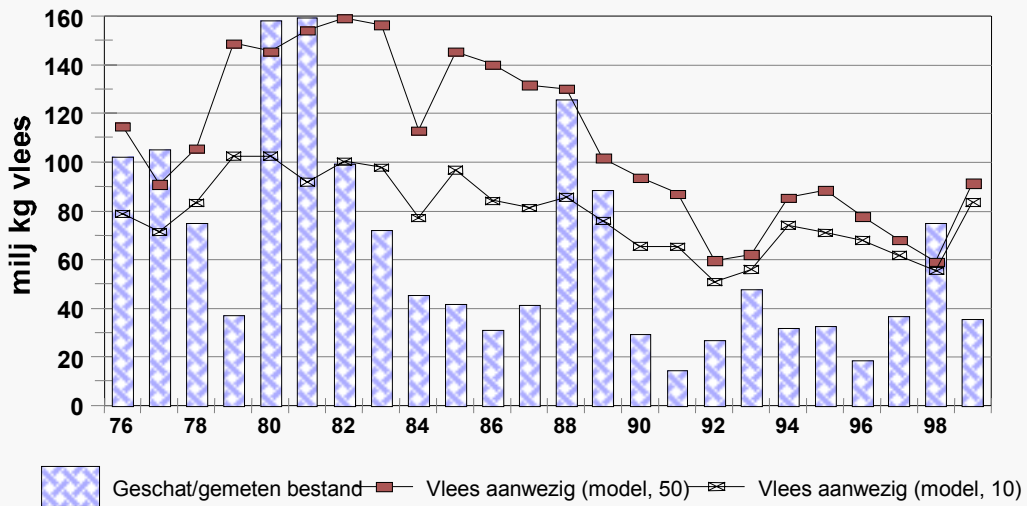


Fig 43 Geschat dan wel gemeten schelpdierbestand (milj kg vlees) in de westelijke Waddenzee. De figuur is enigszins vertekend omdat de gesimuleerde data gemiddelden over het betreffende jaar zijn, en de gemeten en/of geschatte biomassa's (de waarnemingen) die in het najaar of zelfs het voorjaar erop betreffen. De kokkelbroedvallen van 1979, 1987 en 1996 vonden in het voorjaar plaats en ontwikkelden zich tot grote bestanden in het jaar erop

5.4 Discussie

5.4.1 Vergelijking met de werkelijke bestandsontwikkeling

De resultaten die in de bovenstaande paragraaf zijn weergegeven, moeten allereerst met de gemeten dan wel geschatte bestandsgroottes worden vergeleken.

In Fig 43 is weergegeven wat de geschatte cq. gemeten bestandsgrootte was in de periode 1976-2000, en welk maximaal bestand uit de simulatie naar voren is gekomen. Het bestand voor peilniveau 50 (g AFDW m⁻²) is niet vertekend door de in het model ingebrachte onttrekkingen, en levert het beste beeld om met de metingen te vergelijken. Het is duidelijk dat het gemeten bestand zich eigenlijk steeds binnen de berekende operationele ruimte beweegt. In topjaren als 1980/1981 en 1998 is ongeveer net zoveel biomassa aanwezig als het model als maximaal beschouwt. Dat zou betekenen dat het gemeten chlorofyl-gehalte in die jaren vrij laag zou moeten zijn. Uit Cadée & Hegeman (2002) blijkt dit ook wel (Marsdiepdata): het jaar 1981 en 1982 hadden relatief lage chlorofyl-gehalten. De jaren '85-'87 hadden gemiddeld juist hoge chlorofyl-a gehalten.

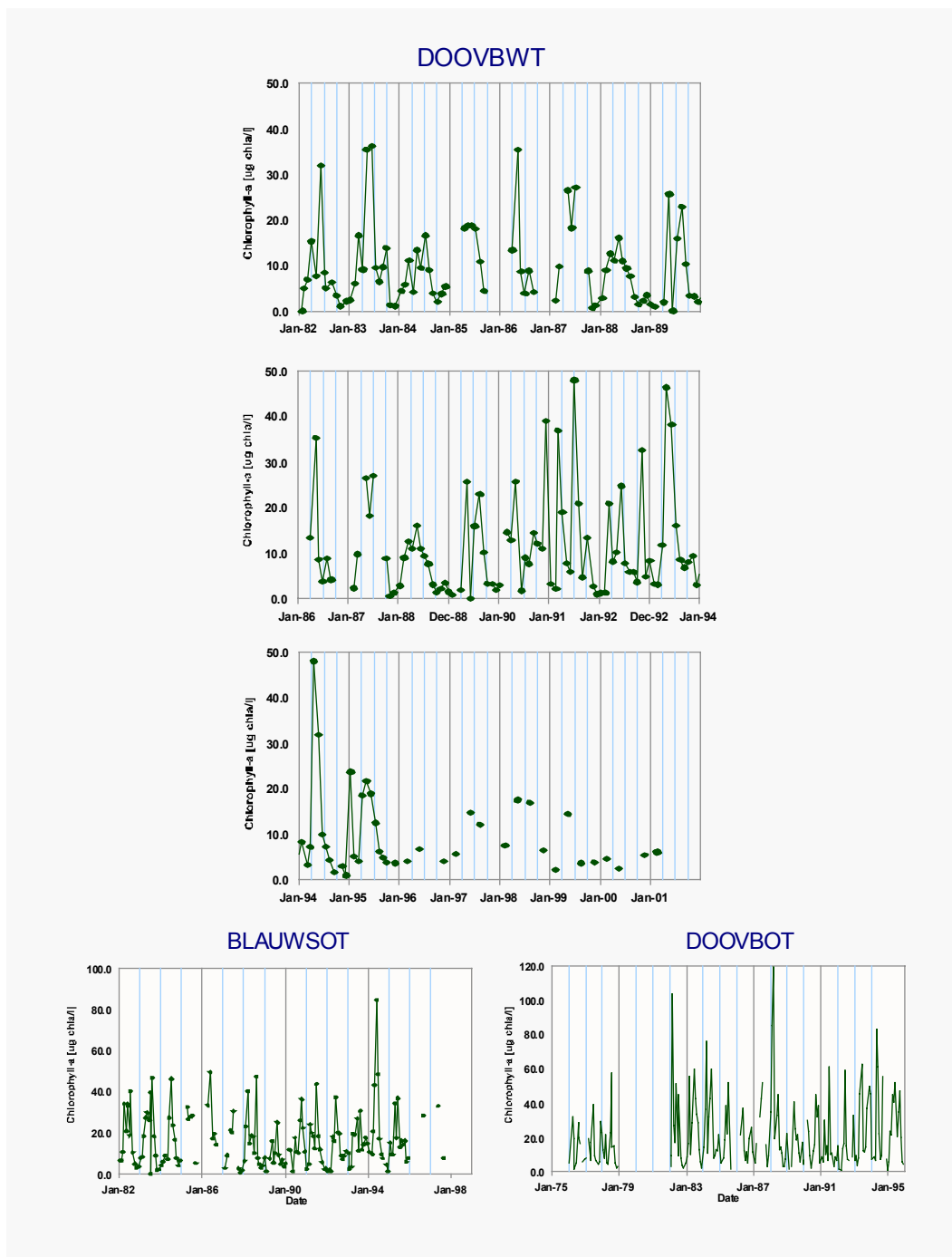


Fig 44 Chlorofyl-gehaltes op 3 locaties in de Waddenzee. NB: DoovBOT niet na 1995

In het begin van de '90-er jaren was de draagkracht erg gering, maar in de praktijk was de schelpdierstand ook erg laag: in 1990 is de toch al niet zo hoge schelpdierstand eerst door de zware storm van 25 januari (Beaufort 11 op Schiphol) en later die van 26 februari (Beaufort 10 bij Den Helder) geteisterd, en later is door visserij een groot deel van het restant verwijderd (Beukema, 2002). Door die lage stand zijn de armere omstandigheden niet in de chlorofyl-data terug te vinden: Cadée

& Hegeman (1993) vonden toen ondanks lagere nutriëntgehaltenes (vooral o-P) geen afname in productie en chlorofyl-gehaltenes ten opzichte van enkele jaren ervoor.

Ook de Rijkswaterstaatmetingen (Fig 8, § 3.2.2) geven voor de jaren '90-91 relatief hoge chlorofyl-gehaltenes voor het Waddenzeepunt WZ110 (DooveBalg West). In 1992 was dat wat lager, wat overeenkomt met Fig 44; in dat jaar is de operationele ruimte voor schelpdieren klein, en het bestand weer iets groter. Daarna neemt de vrije operationele ruimte volgens het model weer toe tot 1996; de gemeten chlorofyl-gehaltenes voor WZ110 zijn nog vrij hoog, al worden ze in 1996 lager. Vanaf 1997 zijn de chlorofyl-gehaltenes over het algemeen laag, wat weer past in het beeld van Fig 43.

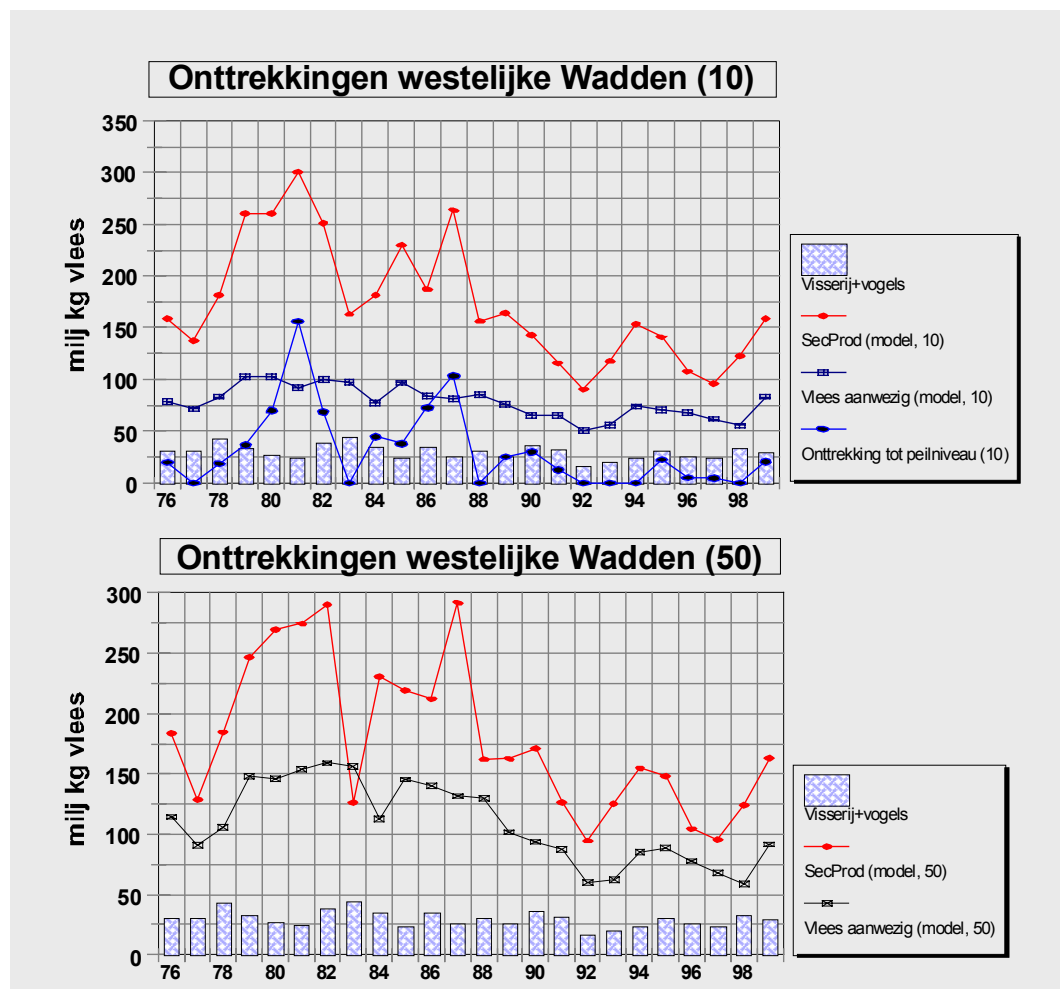


Fig 45 Visserij- plus predatiedruk (alleen eidereenden en scholeksters), geplaatst naast de gesimuleerde schelpdierbiomassa en secundaire productie (milj kg vlees/jaar). De bovenste grafiek betreft een simulatie waarin een peilniveau van 10 g AFDW/m² is aangehouden. De modelmatige onttrekking om dat niveau te bereiken is ook getekend. De onderste grafiek betreft een peilniveau van 50 g AFDW/m². Er is dan geen modelmatige onttrekking.

Volgens de berekeningen is het schelpdierbestand in '98 ongeveer gelijk aan de berekende operationele ruimte, en derhalve zijn ook dan weer relatief lage chlorofyl-gehaltenes te verwachten. Dit wordt door de chlorofyl-metingen bevestigd. Deze zijn samengevat voor 2 locaties en uitgebreid voor locatie WZ110 in Fig 44 gegeven. In

1998 zou het chlorofyl-gehalte volgens deze redenering erg laag moeten zijn geweest, het is inderdaad laag geweest, hoewel dit voor de DooveBalg-Oost (WZ200) geprononceerder is dan voor de DoveBalg-West (WZ110).

5.4.2 De onttrekkingen

In Fig 45 is een overzicht gegeven van de hoeveelheden schelpdieren die door vogels en vissers aan het systeem zijn onttrokken, én de berekende schelpdierbiomassa, secundaire productie en de modelmatig opgelegde onttrekking om een peilniveau te bereiken. Uit Fig 45 wordt duidelijk dat de hoeveelheid die vissers en vogels onttrekken aanzienlijk lager is dan de berekende secundaire productie van het systeem. Maar hierin zijn allerlei predaties door krabben, zeesterren e.d. niet meegenomen. Wordt gekeken naar de onttrekkingen die op de peildatum nodig zijn om het ingestelde peilniveau te bereiken (dit kan als maat voor een jaarlijks surplus worden gezien), dan zijn er jaren waarin er meer wordt gevist en geperdeerd dan het systeem zelf aan het einde van het jaar “over” heeft. In Fig 46 is dit nog eens aangegeven. De jaren waarin meer gevist en geperdeerd wordt dan de waarde van deze surplus zijn meestal de jaren waarin het bestand behoorlijk terugloopt. 1982-1983 was zo’n periode, en het eind van de jaren ’80 eveneens. Ook het jaar ‘77-’78 laat zo’n overeenkomst zien. De laatste paar jaar is het beeld overigens niet zo duidelijk.

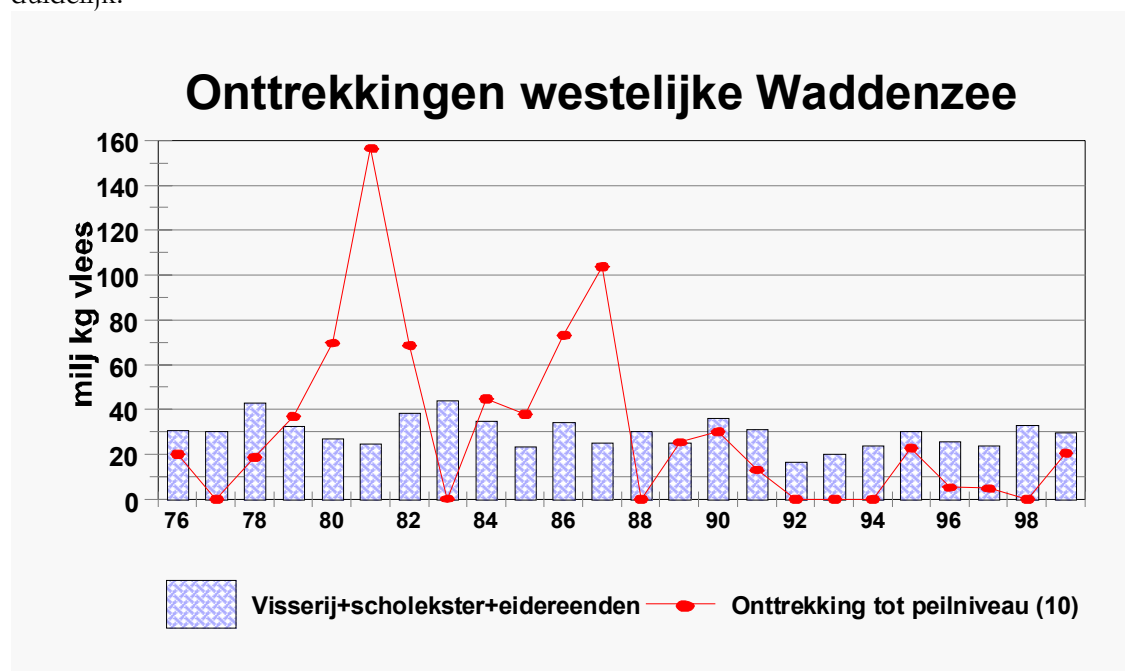


Fig 46 Onttrekkingen (visserij+scholeksters+eidereenden gezet naast de onttrekkingen nodig om het peilniveau van 10 g AFDW m^{-2} te bereiken. De figuur is gelijk aan de bovenste figuur uit Fig 45, zonder de lijnen voor biomassa en secundaire productie

5.4.3 Oorzaken van de gevonden jaarlijkse verschillen

Het is van belang om de oorzaak aan te geven van de gevonden jaar-tot-jaar verschillen in de gesimuleerde biomassa's en primaire producties. Door de gebruikte rekenopzet (eerst 14 jaar de toestand voor 1976 herhalen, en de uiteindelijk berekende toestand weer als invoer gebruiken in de uiteindelijke simulatie voor de periode 1976-2000) worden aanloopverschijnselen vrijwel geheel voorkomen. De gevonden veranderingen hebben dus in elk geval van doen met de verschillen in toevoer van nutriënten, wind, instraling en temperatuur.

De meest in het oog springende periode is die van de jaren 1989-1992, wanneer de berekende producties een laag niveau bereiken. Wanneer naar de tijdreeksen voor instraling, temperatuur en wind wordt gekeken (zie hoofdstuk 3 en bijlage 3) is daarin niet een uitzonderlijke situatie voor die jaren te herkennen; alleen de NAO-index (Fig 12) geeft aan dat de situatie anders is dan de overige jaren. In bijlage 3.10.3a is voor elk jaar de som van de kwadraten van de dagelijkse gemiddelde windsnelheid gegeven, uitgesplitst naar windrichting. Daarin zou die NAO-index terug te vinden moeten zijn. In de periode 1990-1992 zijn ZW-winden vrij overheersend, maar het is niet gemakkelijk in te zien op welke wijze die aspecten doorwerken in de omstandigheden in de Waddenzee. Ook de toevoerdebieten vanuit het IJsselmeer zijn uitzonderlijk laag die periode.

Dat beeld wordt geheel anders wanneer gekeken wordt naar de P-gehaltes in het IJsselmeer en ook voor de kust bij Noordwijk is in die periode; deze zijn wél uitzonderlijk laag.

Vrachten van uit het IJsselmeer zijn berekend voor de jaren 1985-1995 door Dijkhuizen et al (1996), wat voor een veel langere reeks van jaren herhaald is door Van Raaphorst & De Jonge (2003). Zij geven aan dat de vrachten (tonnen per jaar) in de jaren 89-93 erg laag zijn geweest voor zowel P als N. De hoogste waarden voor de stikstofvracht werden rond 1987 gevonden, en voor totaal-P worden de hoogste waarden gevonden in de jaren 1980-1983. Na 1988 daarna worden de totaal-P gehalten meer dan de helft lager.

Bij de modelberekeningen wordt steeds opgeslagen wat de waarde is van de limitatiefunctie voor nutriënt, licht en temperatuur, en ook wélk nutriënt op welk moment limiterend was. Voor niet-diatomeeën is die gegeven in Fig 47, waaruit blijkt dat de nutriëntlimitering juist in de periode 1990-1992 relatief laag is geworden, en daarna ook op dat niveau is gebleven. De lichtlimitering is veranderd; in de jaren rond 1982 is de maximale waarde van de limiteringsfunctie relatief laag. Let wel: een hoge waarde van de limiteringsfunctie geeft aan dat er dan juist weinig effect is van het betreffende nutriënt of van het licht. De absolute waarde van de gevonden limiteringen hangt af van de gekozen parameterwaarden, maar het patroon verandert daardoor niet wezenlijk.

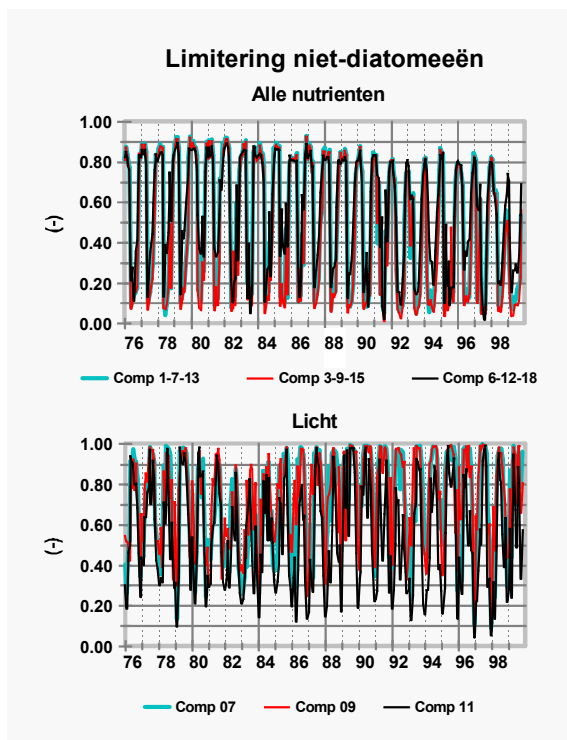


Fig 47 Licht- en nutriëntlimitering voor niet-diatomeeën. Simulatie met schelpdierpeilniveau = 10 g AFDW m^{-2} . Let wel: een hoge waarde van de limiteringsfunctie geeft aan dat er dan juist weinig effect is van het betreffende nutriënt of van het licht

5.5 Waarom wordt de berekende draagkracht meestal niet benut?

In het voorgaande is aangegeven hoe groot de mogelijke draagkracht van het (westelijke) Waddensysteem is voor schelpdieren, uitgedrukt in maximaal bereikbare biomassa's. In de praktijk (zie Fig 43) worden deze maximale bestanden vaak niet bereikt. De reden is dat een echt goede broedval kan uitblijven, en daarbij spelen allerlei niet-gemodelleerde processen een rol, zoals het uitblijven van een grootschalige predatie op larven en broed, PLUS goede omstandigheden die tot een forse reproductie leiden (zoals lage wintertemperaturen).

De idee achter de berekening van de maximale draagkracht is dus dat hiermee de zogenoemde operationele ruimte voor schelpdieren gekwantificeerd wordt, waarbinnen de feitelijke schelpdierenbiomassa zich bevindt. En wáár dat is, hangt van de genoemde niet- of gedeeltelijk-gemodelleerde -omstandigheden af.

5.6 Schelpdieren creëren betere groeiomstandigheden

Schelpdieren creëren via actieve depositie van nutriëntrijk materiaal (feces en pseudofeces) een voorraad nutriënt in het sediment van de Waddenzee. Een deel van dit nutriënt wordt min of meer definitief vastgelegd, omdat het uiteindelijk als humusachtig materiaal diep in het sediment begraven wordt. Een ander deel wordt

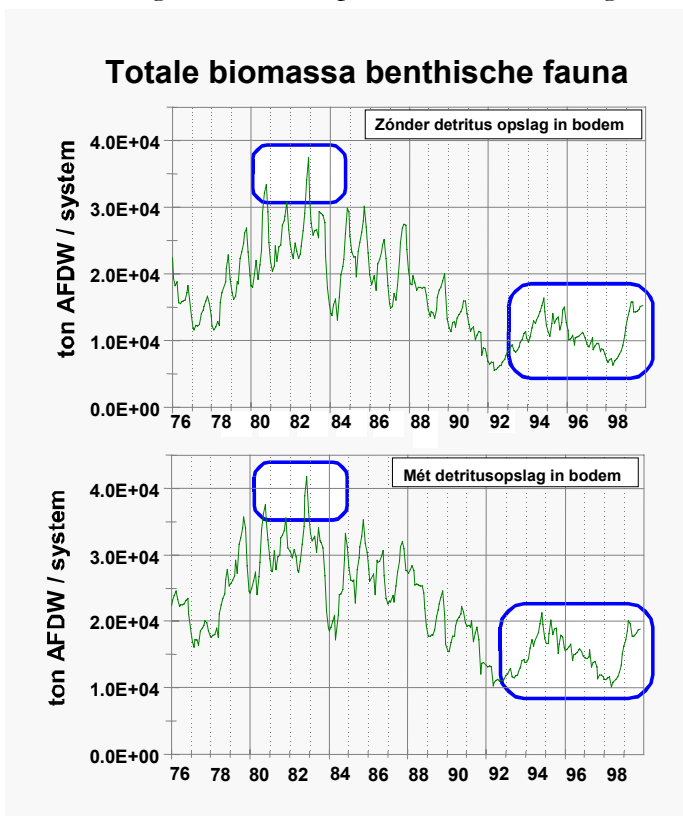


Fig 48 Berekende operationele ruimte voor schelpdieren wanneer géén enkele (bovenste Figuur) en 'normale' opslag van detritus in de bodem van de Waddenzee plaats vindt. In de jaren '90 ligt in het laatste geval het minimum niet op 6000 ton AFDW, maar op 10000, een verschuif van ongeveer 70%. Het gebruikte peilniveau is 50 g AFDW m⁻²; er heeft in de modelberekening dus géén extra onttrekking plaatsgevonden

detritusopslag in de bodem; immers: de biologische bodem transporteert ontbreekt in die gevallen.

Gebaseerd op de berekende sediment-water-fluxen van fosfaat (bijlage 5.7) resulteert de extra nutriëntvoorraad in de bodem in ongeveer 10-20% extra primaire productie in de waterfase, wat een minimumschatting is.

Dergelijke positieve terugkoppelingen worden ook elders in het systeem aangetroffen: sedimentstabilisatie door diatomeeën (via uitscheiding van extracellulaire polymeren) zorgt voor een stabielere leefomgeving voor die zelfde diatomeeën (v/d Koppel et al (2001)). Het proces waar we het hier over hebben is zelfs nog van hogere orde dan die waarover v/d Koppel et al spreken. De positieve terugkoppeling is ons geval betreft een opslag van materiaal door secundaire

geregenereerd, en daarmee komt het nutriënt weer beschikbaar voor primaire productie. In bijlage 5.7 is deze opslag van nutriënt kort toegelicht. De mate waarin schelpdieren op deze wijze bijdragen aan het creëren van hun eigen gunstiger leefomgeving is niet uitgebreid gekwantificeerd, maar de voorraad nutriënt in de bodem is bij een peilniveau van 50 g AFDW m⁻² meer dan 2 * zo hoog als bij een peilniveau van 2 g AFDW m⁻². In Fig 47 is aangegeven wat het volgens het model zou betekenen voor de mogelijke schelpdier-biomassa's wanneer een dergelijke opslag zou ontbreken. Hierbij moet gerealiseerd worden dat dit inhoudt dat menselijke onttrekking van (bijna alle) schelpdieren óók kan resulteren in een veel mindere

producenten, waarbij via mineralisatie-> productie-> betere omstandigheden voor diezelfde secundaire producenten gecreëerd worden.

5.7 Conclusie

De conclusies luiden:

1. met het modelberekeningen worden de trendmatige verandering die zich in de westelijke Waddenzee voordoet duidelijk naar voren gebracht
2. in het begin van de rekenperiode (1976-1979) heeft een toename van primaire en secundaire productiviteit plaatsgevonden, met een sterk toenemende operationele ruimte voor schelpdierbiomassa. Deze ruimte is na 1979, toen na een strenge winter een sterke kokkelzaadval optrad, vrijwel geheel ingenomen, wat relatief lage chlorofylgehaltenes tot gevolg had
3. aan het eind van de jaren '80 is er een grote verandering opgetreden, die nutriëntgedreven is geweest. Er is rond 1990-1991 een vermindering opgetreden in primaire en secundaire productiviteit van de Waddenzee. Dit effect is versterkt door uitblijven van een goede reproductie in de jaren 88-90. Door storm in het voorjaar van 1990 en bevissing van het restant aan schelpdieren is de schelpdierstand dan erg laag, en dat zorgt ervoor dat de geringe primaire productiviteit niet in de metingen terug is te vinden
4. er is een teruggang in algemene systeemproductiviteit opgetreden wanneer de jaren '90 met de jaren '80 worden vergeleken
5. eind jaren '90 neemt de operationele ruimte voor schelpdieren iets toe
6. door enkele goede reproductiejaren van kokkels en mosselen wordt de operationele ruimte aan het eind van de jaren '90 voor een groot deel benut (althans een veel groter deel dan de jaren ervoor)
7. het berekende maximale schelpdierenbestand is in de jaren '90 gemiddeld 56% van dat voor de jaren '80
8. de berekende secundaire productie is in de jaren '90 gemiddeld 58 % van die voor de jaren '80
9. een goede schelpdierenstand zorgt voor een extra opslag van nutriënt in de bodem van de Waddenzee, en dat verhoogt de primaire productie in de zomermaanden met 10-20% ten opzichte van eenzelfde situatie maar met een lage schelpdierenstand; schelpdieren creëren daarmee deels hun eigen gunstiger leefomstandigheden. De draagkracht voor schelpdieren (of wel de operationele ruimte) is met een goede opslag van detritus in de bodem aanzienlijk hoger dan zonder die opslag. Omdat de opslag voor een belangrijk deel gedreven wordt door de schelpdieren zelf, zorgt een hoog schelpdierenbestand zelf voor omstandigheden die een hogere primaire- en secundaire productie mogelijk maken.

Wat we dus zien is dat er in de jaren 70 een toename van de productiviteit is geweest met een top in de jaren tachtig; daarvan is door zowel vogels als vissers gebruik gemaakt. Eind jaren 80 is er een dip in de productiviteit opgetreden die, gecombineerd met zware storm in het voorjaar van 1990, heeft geleid tot overexploitatie omdat door werd gegaan met oogsten door vissers. Omdat in die

periode óók vogels probeerden hun voedsel te vinden leverde dat een hoge predatiedruk op op het restant aan schelpdieren. In die periode treedt dan ook een eidereendensterfte op (Ens & Kats, 2003), én vinden Rappoldt et al (2003) dat scholeksters lijden onder een sterke voedselstress.

6 Discussie en conclusies

6.1 De antwoorden op de onderzoeksvragen

In dit rapport is een drietal hoofdvragen beantwoord, zie sectie 1.1.

In de volgende paragrafen worden de conclusies toegelicht; in het kort komt het hier op neer:

1. Welke factoren zijn primair van belang voor de draagkracht voor schelpdieren in de Waddenzee: In hoofdzaak zijn dat de toegevoerde nutriënten. Daarnaast zijn de weersomstandigheden (licht, wind, temperatuur) van invloed, maar óók de schelpdierenstand zelf. Voedselkwaliteit heeft een licht positieve invloed.
2. Welke trendmatige veranderingen doen zich voor in deze primaire factoren. De nutriëntvrachten en –concentraties zijn vanaf het begin van de studieperiode (1976) gestegen, om in de jaren '80 weer te dalen: na 1982 totaal-fosfaat, na 1987 totaal-stikstof. Dit heeft een dalende productiviteit tot gevolg. Weersomstandigheden kunnen positieve of negatieve afwijkingen van die trend veroorzaken
3. Wat zijn hiervan de gevolgen voor de korte en middellange termijn. Op de korte én lange termijn zullen de nutriëntvrachten verder afnemen, en zal de productiviteit verder zakken. Daar staat tegenover dat een gezonde schelpdierenstand dit effect deels teniet kan doen als gevolg van interne terugkoppelingen. Opslag van nutriënten in de bodem van het systeem is daarbij een belangrijk mechanisme.

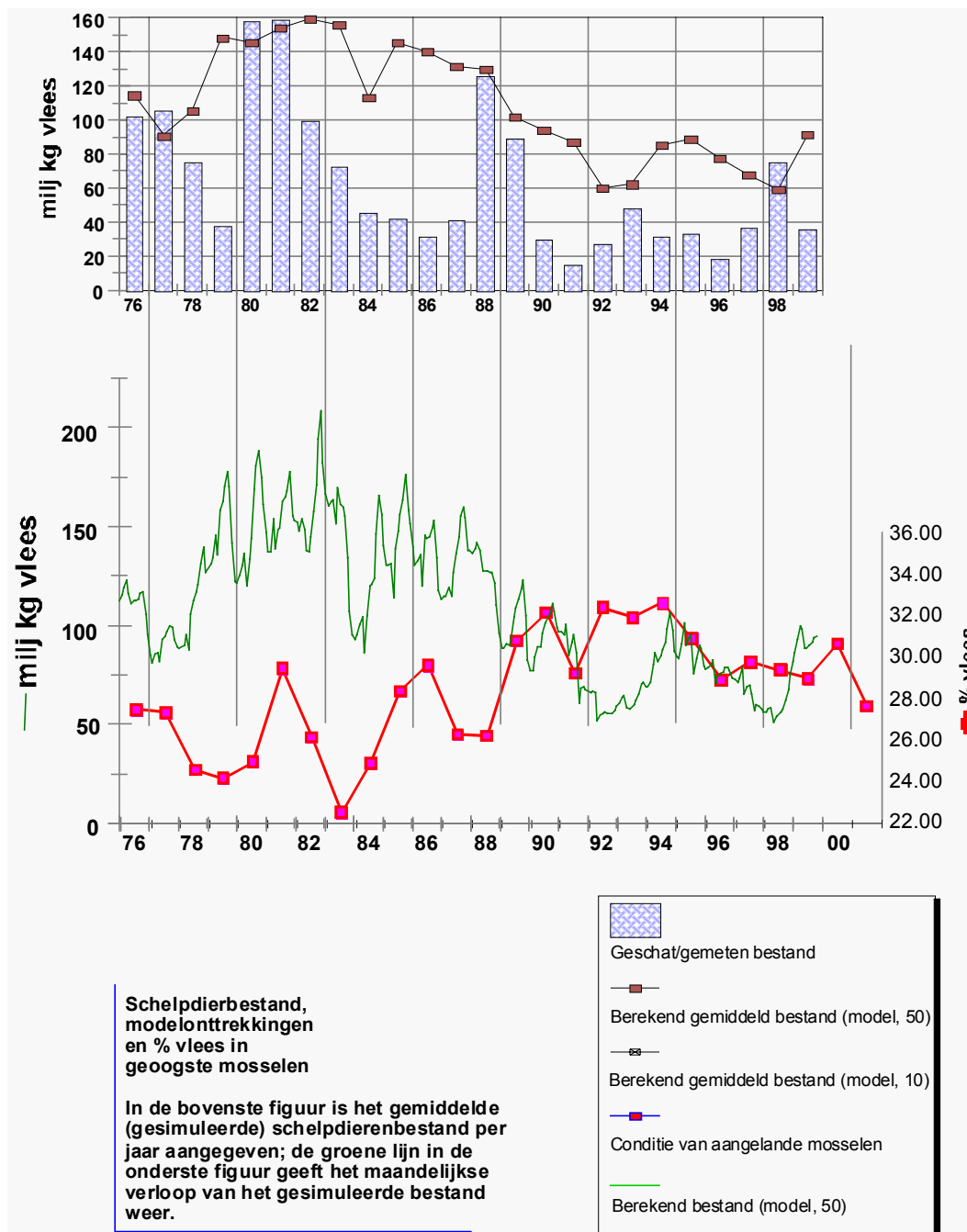


Fig 49 Schelpdiercondities (gemeten) en biomassa van schelpdieren (gesimuleerd). De simulatiewaarden zijn de jaargemiddelde biomassa's bij de peilniveaus van 50 resp. 10 g AFDW/m². In de figuur zijn Fig 29, een deel van Fig 41 en Fig 45 gecombineerd. De mosselconditie betreft het % vlees van aangelande mosselen afkomstig uit de Waddenzee.

6.2 Verband schelpdierconditie en omgevingsfactoren

Uit hoofdstuk 5 is naar voren gekomen dat in jaren waarin de operationele ruimte voor schelpdieren goed bezet is (en de vrije operationele ruimte dus klein is), de chlorofyl-gehaltes vaak laag zijn, en omgekeerd. Anderzijds was een conclusie uit hoofdstuk 4 dat er nauwelijks een verband was tussen schelpdierbestand en schelpdierconditie. Het is nu zinvol om de uitkomsten van beide hoofdstukken te koppelen.

Allereerst is in Fig 49 een visuele koppeling gemaakt tussen Fig 29, een deel van Fig 41 en Fig 45. De goede schelpdierconditie in de jaren '90 valt voor een groot deel samen met een grote ruimte tussen mogelijk bestand en feitelijk bestand (er is een grote vrije operationele ruimte). In jaren als 1979 en 1980 is die afstand gering, en de conditie laag. In 1983 wordt een dieptepunt bereikt, waar de mogelijke onttrekking in 1983 ook plotseling 0 geworden is. Blijkbaar is er een jaar met lage productie opgetreden zonder dat het totale gesimuleerde bestand erg laag wordt (wat in het model ook niet zou kunnen omdat het jaar 1983 al met een groot bestand begonnen wordt. De afname is geleidelijk). In 1986 is een relatief goede conditie te zien, waar de ruimte voor groei goed was, en er is een afname in 1987 en 1988 waar het schelpdierbestand ongeveer zo groot is als de waarde die berekend wordt. In '88 is de modelmatige onttrekking (peilniveau 10) weer =0, en de conditie laag. Daarna neemt het bestand zelf af (slechte broedval, storm, bevissing), en ondanks dat de externe omstandigheden slecht zijn (want die leiden tot de lage gesimuleerde bestands grootte van 1991/1992) is de conditie nog goed. Dat kon alleen maar omdat het werkelijke bestands grootte nóg lager was dan bij de simulatie berekend werd. Eind jaren '90 is de vrije operationele ruimte weer wat minder, omdat het schelpdier bestand weer groeit naar het plafond zoals berekend is. De conditie van de aangelande mosselen is in die periode dan ook weer wat lager.

Het beeld is niet geheel eenduidig, maar daar zijn enerzijds de onvolkomenheden van de modelberekeningen en van de bestandsschattingen debet aan, en anderzijds hebben de vissers in de loop der jaren hun kweekstrategie ook gewijzigd waardoor de opbrengst van de kweekpercelen verbeterd werd. Sinds de 90er jaren is het mosselzaad relatief schaars en gequoteerd, en er wordt zorgvuldig mee om gesprongen. Het wordt gezaaid op de beste percelen: de groei is daar het beste. Bovendien wordt door schaarste de kweekcyclus zaad, halfwas, consumptiemossel verstoord, waardoor de laatste jaren jongere kleinere, maar wel vette, mosselen op de markt komen Van Stralen (pers med). Vermoedelijk is dit een deel van de verklaring voor de trend in de conditieverbetering die optrad tussen medio jaren '80 en begin jaren '90. Dit mechanisme dat dus met de bedrijfsvoering van doen heeft frustreert dus deels de analyse zoals die in hoofdstuk 4 is uitgevoerd.

Het tweede argument waarom in die periode de conditie van de kweekmosselen toe heeft kunnen nemen is gemeld in hoofdstuk 4: gemiddeld neemt de voedselkwaliteit toe, waardoor de schelpdieren bij eenzelfde filteractiviteit meer geschikt voedsel kunnen bemachtigen. De significantie van deze relatie is op dit moment evenwel zwak.

Omdat de hoeveelheid schelpdieren in een systeem door de draagkracht bepaald zal zijn (hoeveel voedsel is voorhanden) zal de conditie van de dieren vooral bepaald worden door het succes van de filtreeractiviteit: hoeveel voedsel kan bemachtigd worden bij een bepaalde inspanning.

6.3 Belang van eutrofiëring voor de draagkracht van het systeem.

De veranderingen die de modelsimulatie opgelegd gekregen heeft bij de berekeningen en die sturend zijn geweest voor de uitkomsten hebben betrekking op de nutriënttoevoeren. Er valt te verwachten, gezien het nationale en internationale lozings- en meststoffenbeleid dat de toevoer van nutriënten naar de Waddenzee en de Noordzeekustzone de komende jaren en decennia verder zullen afnemen (zie § 6.5). Hiermee worden door dit onderzoek de conclusies van Boddeke en Hagel (1994), die toentertijd vooral gebaseerd waren op regressie-methoden, van een stevige ondergrond voorzien. Het gebruik van een ecosysteem-simulatiemodel, gebaseerd op massabalansen, en waarin cruciale processen zijn geïmplementeerd was daarvoor noodzakelijk. Ondanks de literatuur over het belang van vooral licht voor de productiviteit van het systeem is uit de berekeningen naar voren gekomen dat de hoeveelheid beschikbare nutriënten in feite de limiet stelt aan wat mogelijk is in de Waddenzee.

De ruimte voor schelpdieronttrekking aan het systeem neemt hiermee in de komende jaren onafwendbaar af, al hoeft dat niet te betekenen dat er geen goede schelpdierjaren meer zullen voorkomen. Alleen de gemiddelde stand zal minder gaan worden.

Daarnaast kan niet genoeg het belang worden benadrukt van wat er in de Noordzee aan veranderingen plaats vindt of kan vinden. De teruggang rond 1990 is niet alleen in de simulaties en in het schelpdierbestand in de Waddenzee terug te vinden, maar ook elders op de Noordzee.

De teruggang van de zandaal voor de Schotse kust, bijvoorbeeld, valt ook precies in deze periode. Zie ook Weijerman & Lindeboom (in prep).

6.4 Belang van schelpdiervisserij en predatie door vogels voor het systeem

De onttrekkingen door vogels (eidereenden en scholeksters), en die door visserij zijn geplaatst naast de onttrekking die mogelijk cq nodig is om een zeker biomassa-peil te bereiken op de zelf-gekozen peildatum van 1 oktober van elk jaar.

Duidelijk is geworden dat in het algemeen de onttrekking door bevissing of door vogels de secundaire productie van het systeem niet overschrijdt. Ook de model-onttrekking op de peildatum is meestal groter dan de visserij- of predatiedruk, al is dat verschil wel kleiner. Wat wél duidelijk is, is dat er in sommige jaren erg weinig ruimte is voor extra onttrekking, omdat de productie gewoon erg laag kan zijn. En naar verwachting wordt deze ruimte de komende jaren kleiner. De mate waarin vissers van het gebied gebruikt kunnen maken hangt af van de natuurlijke

predatiedruk, en omgekeerd zullen vogels steeds afhankelijker worden van de druk die visserij legt op het gebied.

6.5 De toekomst wat betreft klimaat

Over klimaateffecten is in deze rapportage niet veel geschreven. De belangrijkste aspecten betreffen de temperatuursontwikkeling, de te verwachte stormfrequenties, de mogelijke veranderingen in neerslag en afvoerdebieten en het niveau van de zeespiegel. In het kort valt over deze punten te zeggen:

1. **Temperatuur:** het belangrijkste effect lijkt betrekking te hebben op de reproductie van schelpdieren: hogere temperaturen verlagen de kans op een goede schelpdierbroedval. Het lijkt er in elk geval niet op dat de toekomstverwachtingen wat dit betreft gunstig zijn voor de schelpdierenstand.
2. **Stormfrequentie:** deze is de afgelopen decennia afgenomen, evenals de stormkracht. Dit moet een verminderde opwerveling teweegbrengen, en daarmee een verminderde afvoer van fijn materiaal vanuit de Waddenzee, maar daarover is aan de hand van dit rapport geen reële inschatting te geven
3. **Neerslag:** er wordt een grotere neerslag verwacht, maar dat verschijnsel is tot op heden nog niet in de data terug te vinden. Alleen de zomerafvoeren vanuit het IJsselmeer zijn lager geworden. Een lagere afvoer zal een geringere nutriëntenvracht tot gevolg hebben, en omgekeerd.
4. **Zeespiegelstijging:** de effecten daarvan zijn hier ook nauwelijks aan bod gekomen; de manier waarop de morfologie van de Waddenzee verandert met een stijging is allesbepalend voor de invloed van zo'n niveauverandering.

6.6 De toekomst wat betreft nutriënten

De huidige beperking van lozingen van nutriënten is een gevolg van de instelling van de Wet op de Verontreiniging van Oppervlaktewater (WVO) dd 13 november 1969 (in België trad op 26 maart 1971 een soortgelijke wet in werking). De Wet (die in latere jaren een aantal malen is bijgesteld) had de inrichting van veel rioolwaterzuiveringsinstallaties tot gevolg, die steeds vaker met een zogeheten derde-trapszuivering werden uitgevoerd om de lozing van vooral fosfaten te beperken. De bouw van deze derde trappen vond overigens vooral vanwege de kosten met vertraging plaats, en de afname van fosfaatlozing is dan ook pas later terug te vinden in de monitoringgegevens. Hieraan heeft ook de overgang naar het gebruik van fosfaatarme wasmiddelen in hoge mate bijgedragen. De rioolwaterzuiveringsinstallaties zuiveren heden ten dage ruim 80% van het Nederlandse afvalwater. Naast de WVO is ook de Meststoffenwet dd. 27 november 1986 van belang die vooral verspreide lozingen (diffuse bronnen) tracht in te perken. In internationaal verband zijn in het kader van het Rijnactieplan maatregelen afgesproken om het oppervlaktewater weer gezonder te maken. Het streven is ernaar om zowel voor de fosfaatvracht als de stikstofvracht een reductie van 50% te bereiken. In Europees verband geldt sinds 1991 de Nitraatrichtlijn, waarbij een bovengrens aan de nitraatbelasting van landbouwgronden wordt vastgesteld. Veel

landen voldoen nog niet aan die norm, en daarom zal in de toekomst –wanneer de vastgestelde normen meer en meer gehaald gaan worden- een verdere afname van het nitraatgehalte van het oppervlaktewater verwacht kunnen worden (zie ook Laan, 1992)

Op 22 december 2000 is door de Europese Commissie de Europese Kaderrichtlijn Water (<http://www.kaderrichtlijnwater.nl>) vastgesteld. Deze moet binnen 3 jaar in nationale wetgeving worden vertaald. Voor de kustgebieden schrijft de Kaderrichtlijn voor dat een –zoals dat genoemd wordt- Goede Ecologische Toestand wordt bereikt in de toekomst. Vermoedelijk houdt de Kaderrichtlijn in dat voor de kustwateren de OSPAR-beoordelingsmethodiek wordt gehanteerd.

Naast allerlei gebiedsvreemde stoffen (waaronder gifstoffen, zware metalen, etc.) zal ook de nutriëntvrucht in de toekomst verder af (moeten) nemen. De conclusies die nu al gelden voor de periode tot aan 2000 zullen alleen nog maar zwaarder gaan gelden, en moet voor het kustgebied met een dalende productiviteit in de toekomst rekening gehouden worden.

In de 4^e Nota Waterhuishouding zijn normen opgenomen voor het gehalte aan totaal-P en totaal-N (tabel 6.1).

Tabel 6.1 Streefwaarden voor zoute wateren voor totaal-stikstof en totaal-fosfaat zoals opgenomen in de 4^e Nota Waterhuishouding

Totaal-P (mg/l)	0.02	mg (P) l ⁻¹	Wintergemiddelde	= 0.6 µmol l ⁻¹
Totaal-N (mg/l)	0.15	mg (N) l ⁻¹	Wintergemiddelde	= 10.7 µmol l ⁻¹

De wintergemiddelden bij Noordwijk (2 km uit de kust) zijn momenteel ongeveer 0.07 mg tot-P l⁻¹, en ongeveer 1.2 mg tot-N l⁻¹. Bij Terschelling (4 km uit de kust) is dat ongeveer 0.06 mg tot-P l⁻¹ en en 0.6 mg tot-N l⁻¹. Bij het meetpunt WZ110 (DooveBalg West) bedroegen deze waarden 0.06-0.07 mg tot-P l⁻¹ en 1.5 mg tot-N l⁻¹. Indien de streefwaarden zoals in de 4^e Nota Waterhuishouding zijn genoemd inderdaad gehaald gaan worden, zal dit navenant doorwerken op de productiviteit van de kustzone. In de 4^e Nota is aangekondigd dat de verlaging van de stikstofgehalten in de kustzones onverminderd moet worden voortgezet. Met deze ontwikkeling moet rekening worden gehouden.

Tenslotte moet nog gemeld worden dat Nederland nog op 2 oktober 2003 door het Europese Hof verplicht is zich te houden aan de Europese limieten wat het uitrijden van mest betreft. Nederland hanteert een norm van 250 kilo stikstof per ha, waar slechts 170 kilo per ha toegestaan is. Ook deze reductie zal op den duur bereikt worden, en zal dan doorwerken in de N-toevoer naar het zoete en zoute water.

Een berekening, waar de streefwaarden voor het zoete water als invoergegeven gebruikt is, is in het kader van dit project niet uitgevoerd, maar kan licht werpen op de productiviteit en draagkracht van het Waddenzee-systeem, zoals die in de toekomst te verwachten zal zijn.

6.7 Zijn er maatregelen mogelijk om de draagkracht van het Waddensysteem weer te verhogen?

De algehele conclusie van het rapport is dat de draagkracht van het Waddensysteem als gevolg van verminderde nutriënttoevoeren kleiner geworden is sinds het begin van de jaren '80. De vraag is nu gerechtvaardigd of er maatregelen mogelijk zijn die dergelijke effecten kunnen tegengaan.

Het antwoord is gegeven in hoofdstuk 5, waar naar voren is gebracht dat niet alleen de draagkracht vermindert als gevolg van een verminderde eutrofiëring, maar dat de modelberekeningen aangeven dat er omgekeerd óók een effect is van een schelpdierenstand op de draagkracht van zo'n lokaal systeem als de Waddenzee. Een goed mosselbestand zorgt voor een actieve depositie van organisch materiaal in de bodem, en bouwt daarmee aan een nutriëntenvoorraad die op momenten van nutriëntenschaarste (en die momenten treden elk jaar opnieuw op) aangesproken wordt. In het model is gerekend met een depositie die overal in een compartiment plaats vindt, en daardoor is het berekende effect mogelijk wat aan de optimistische kant. Anderzijds is óók verondersteld dat de erodeerbaarheid van het bodemmateriaal niet verandert bij deze biogene depositie, maar dat is zeker een ónderschatting van wat er plaats vindt. Bij en onder mosselbanken kunnen zeer stabiele slibrijke bodemstructuren worden gevormd, waardoor deze locaties grote hoeveelheden nutriëntrijk materiaal bevatten. In iets mindere mate treedt ook bij kokkelbanken een dergelijk effect op: ook kokkelbanken zijn veelal wat slijkkiger dan de omgeving door de depositie van materiaal dat rijk is aan organische stof.

Bij mosselpercelen is het proces van opslag van organisch materiaal vermoedelijk minder relevant omdat daar de mosselen naar verloop van tijd weer gevist worden, waarbij verstoring van de bodemstructuur onvermijdelijk is, en de opslag van materiaal eveneens tenminste voor een deel zal worden verstoord.

De conclusie luidt dan ook dat een goed mosselbankenbestand in een ecosysteem als de Waddenzee een positieve werking heeft op de productiemogelijkheden van datzelfde Waddensysteem.

Dankzegging

De constructie van het EcoWasp-model is al rond 1990 begonnen in een samenwerking tussen het NIOZ en het toenmalige IBN, waaraan J. Baretta en P. Ruardij van het NIOZ bijdragen leverden. J.P.C Smit leverde een grote bijdrage aan de technische opzet en implementatie van het simulatieprogramma. S. Reents (IBN) verzorgde indertijd een deel van de data.

Het EcoWasp-model is gebruikt bij de Sylt-Rømø studie (Fast et al, 1999), en daartoe is veel en uitgebreid gediscussieerd met Th. Fast en A. Wilhelm van het GKSS-Forschungszentrum te Geesthacht, Duitsland.

Met betrekking tot de berekening en meting van de primaire productie een bijdrage geleverd door G. Cadée (NIOZ), P. Herman (NIOO-CEMO) en F.Colijn (FTZ-Westküste, Uni Kiel te Busum). Overige bijdragen zijn –al dan niet indirect- geleverd door D. Baars (RIVO), J. Cremer, E. Dijkman, L. te Marvelde, C.J. Smit, B.J. Ens, K. Dijkema, H.J. Lindeboom (Alterra), J. van Iperen (NIOZ), M. van Stralen (MarinX).

Referenties

Armonies W & Hellwig-Armonies M 1992. Passive settlement of *Macoma baltica* spat on tidal flats of the Wadden sea and subsequent migration of juveniles. *Neth. J. Sea Res.* 29: 371-37

Armonies W. 1998. Driftendes Benthos im Wattenmeer: Spielball der Gezeitenströmungen?. In Gätje, Ch & K. Reise (eds). *Ökosystem Wattenmeer. Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse.* Springer Verlag pp. 473-498

Asmus R & Asmus H. 1997. Bedeutung der Organismengemeinschaften für den benthopelagischen Stoffaustausch. In: Gätje, Chr & K. Reise (Eds), *Oekosystem Wattenmeer. Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse.* Springer Verlag, Berlin. 570 pp.

Asmus H & Asmus R. 1998. The role of macrobenthic communities for sediment-water material exchange in the Sylt-Romo tidal basin. *Senckenbergiana maritima* 29: 111-119

Baptist HJM, Witte RH, Duiven P & Wolf PA. 1997. Numbers of Eider *Somateria mollissima* in The Netherlands in winter, 1993-97. *Limosa* **70**, 113-118.

Berrevoets CM & Arts FA 2003. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2003. Rapport RIKZ/2003.008, 1-21. Middelburg, RIKZ.

Baretta JW & Ruurdij P. 1988. *Tidal flat estuaries.* Springer Verlag. Berlin, 353 pp.

Baretta JW, Ebenhöh W & Ruurdij P. 1995. The European Regional Seas Ecosystem Model, a complex marine ecosystem model. *Neth. J. Sea Res.*, 33 (3/4): 233-246.

Bayne BL, Hawkins AJS & Navarro E. 1988. Feeding and digestion in suspension-feeding bivalve molluscs: the relevance of physiological compensations. *Amer. Zool.* 28: 147-169.

Begon M, Harper JL & Townsend CR. 1990. *Ecology. Individuals, Populations and Communities.* Blackwell Scientific Publications Boston. 945 pp.

Benndorf J & Hennig M. 1989. Daphnia and toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in Bautzen Reservoir (GDR). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 74: 233-248.

- Benoist AP, Brinkman AG, Van Diepenbeek PMJA & Waals MJ. 1998. Bekwaam, a model fit for reservoir design and management. *Water Science and Technology* 37: 269-276
- Berner RA. 1971. *Principles of chemical sedimentology*. McGraw-Hill, New York.
- Berner RA. 1975. Diagenetic models of dissolved species in the interstitial; waters of compacting sediments. *Am. J. Sci.* 275: 88-96.
- Berner RA. 1980. *Early diagenesis, a theoretical approach*. Princeton Univ. Press, Princeton, USA.
- Berrevoets CM & Arts FA. 2001. Midwintertelling van Eidereenden in Waddenzee en Nederlandse kust, januari 2001. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Werkdocument RIKZ/IT/2001.815X. Middelburg
- Berrevoets CM & Arts FA. 2003. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2003. RIKZ, Middelburg. Rapport/2003.008
- Beukema JJ. 1976. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea. Res* 10: 236-261.
- Beukema JJ. 1982. Annual variation in reproductive success and biomass of the major macrozoobenthic species living in a tidal flat area of the Wadden sea. *Neth. J. Sea Res.* 16: 37-45.
- Beukema JJ. 1989. Long-term changes in macrozoobenthic abundance on the tidal flats of the western part of the Dutch Wadden Sea. *Helgoländer Meeresunters.* 43: 405-415.
- Beukema JJ. 1991. Changes in composition of bottom fauna of a tidal-flat area during a period of eutrophication. *Marine Biology* 111: 293-301.
- Beukema JJ. 1993. Increased mortality in alternative bivalve prey during a period when the tidal flats of the dutch Wadden sea were devoid of mussels. *Neth. J. Sea Res.* 31: 395-406.
- Beukema JJ, Cadée GC & Dekker R. 2002. Zoobenthic biomass limited by phytoplankton abundance: evidence from parallel changes in two long-term data series in the Wadden Sea. *J. Sea Res.* 48 (2) 111-126
- Boddeke R & Hagel P. 1994 BEON-studie naar de effecten van de teruglopende nutriëntenbelasting van de Nederlandse kustzone BEON-rapport 94-17.
- Bokhorst M, Ietswaart Th, Loonen, MJJE & Wanink, JH, 2003 Effecten van een nieuwe spuisluis in de Afsluitdijk op de ecologie van de Waddenzee, RIKZ/RWS, in prep.

Boudreau BP 1997. Diagenetic models and their implementation. Springer Verlag, Berlin. 414 pp.

Brinkman AG. 1993-a. Biological processes in the EcoWasp ecosystem model. IBN Research Report 93/6. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, 111 pp.

Brinkman AG. 1993-b. A double-layer model for ion adsorption onto metal oxides, applied to experimental data and to natural sediments of Lake Veluwe, The Netherlands. *Hydrobiologia* 253: 31-45.

Brinkman AG & Van Raaphorst W. 1986. De fosfaathuishouding in het Veluwemeer. PhD thesis, Twente Univ. Technology. 700 pp.

Brinkman AG & Smit JPC. 1993. Pore water profiles in the EcoWasp ecosystem model. IBN Research Report 93/2. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, 62 pp.

Brinkman AG, Philippart CJM & Zuur A. 1994. Model methods for analysis of mesocosm experimental studies. *Helgoländer Meeresunters.* 49:771-784.

Brinkman AG, Philippart CJM & Holtrop G. 1995. Mesocosms and ecosystem modelling. *Vie et Milieu* 44 (1): 29-39.

Brinkman AG & Ens BJ. 1998. Effecten van bodemdaling in de Waddenzee op wadvogels. IBN-DLO rapport 371, 249 pp.

Brinkman AG & Bult TP. 2002. Geschikte eulitorale gebieden in de Nederlandse Waddenzee voor het voorkomen van meerjarige natuurlijke mosselbanken. *Alterra rapport 456 (ISSN 1566-7197)*, 282 pp.

Brinkman AG, Ens BJ & Kats RKH. 2003. Modelling the energy budget and prey choice of eider ducks. *Alterra-rapport 839*, 133 pp

Bryant AD, Heath MR, Broekhuizen N, Ollason JG, Gurney WSC & Greenstreet SPR. 1995. Modelling the predation, growth and population dynamics of fish with a spatially-resolved shelf-sea ecosystem model. *Neth. J. Sea Res.* 33 (3/4): 407-421.

Bult TP, Baars D, Ens BJ, Kats RKH. & Leopold MF. 2003. Pooibeschikbaarheid en alternatieve prooien voor vogels die grote schelpdieren eten. Rapportage in het kader EVA II B2: Evaluatie voedselreservering Eidereend Waddenzee CONCEPT versie 1 d.d. 31 aug. 2003 89 van EVA II deelproject B3. RIVO rapport.

Bult TP, Van Stralen MR, Brummelhuis E & Baars D. 2003. Mosselvisserij en -kweek in het sublitoraal van de Waddenzee. RIVO Rapport - Concept voor stuurgroep EVAIL, 1-74. Yerseke, RIVO.

- Burns CW, Forsyth DJ, Haney JF, James MR, Lampert W & Pridmore RD. 1989. Coexistence and exclusion of zooplankton by *Anabaena minutissima* var. *attenuata* in Lake Rotongaio, New Zealand. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 32: 63-82.
- Cadée GC & Hegeman J. 1974. Primary production of the benthic microflora on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea. Res. 8 (3): 260-291
- Cadée GC & Hegeman J. 1979. Phytoplankton primary production, chlorophyll and composition in an inlet of the Western Wadden Sea (Marsdiep). Neth. J. Sea. Res. 13 (2): 224-241
- Cadée GC. 1984. Has input of organic matter into the western aprt of the Dutch Wadden Sea increased during the last decades? Neth. J. Sea Res.10: 71-82
- Cadée GC. 1986. Increased phytoplankton primary production in the Marsdiep area (Western Dutch Wadden Sea). Neth. J. Sea. Res. 20 (2/3): 285-290
- Cadée GC & Hegeman J. 1993. Persisting high levels of primary production at declining phosphate concentrations in the Dutch coastal area (Marsdiep). Neth. J. Sea Res. 31 (2): 147-152
- Cadée GC & Hegeman J. 2002. Phytoplankton in the Marsdiep at the end of the 20th century; 30 years monitoring biomass, primary production, and *Phaeocystis* blooms. J. Sea Res. 48 (2) 97-110
- Chardy P, Dauvin JC, Gros Ph. & Monbet Y. 1991. Dynamic simulation versus steady-state model: an alternative strategy to model the benthic food web. In: P.M.J. Herman and C.H.R Heip (Editors), Modelling the benthos. Comm. of the Europ. Comm. COST 647 Workshop, pp. 43-54.
- Cloern JE. 1999. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. Aquat. Ecol.33: 3-16
- Colijn F. 1983. Primary production in the Ems-Dollard estuary. PhD-Thesis Rijksuniversiteit Groningen. 123 pp.
- Colijn F & Cadée GC. 2003. Is phytoplankton growth in the Wadden Sea light or nitrogen limited? J. Sea Res. 49: 83-93
- Condrey RE & Fuller DA. 1985. Testing equations of ingestion-limited growth. Arch. Hydrobiol. Beih. ergebn. Limnol. 21: 257-267.
- Dankers N, Meijboom A, Cremer J, Dijkman E, Hermes Y & Te Marvelde, L. 2003. Historische ontwikkeling van droogvallende mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee.

- De Jong, ML, Ens BJ, Kats RKH. 2002. Aantallen Eidereenden in en rond het Waddengebied in januari en maart 2002. Alterra rapport 630, 1-26. 2002. Wageningen, Alterra.
- De Jong ML, Ens BJ & Kats RKH. 2003. Aantallen Eidereenden in en rond het Waddengebied in de winter van 2002/2003. 2003. Wageningen, Alterra.
- De Jonge VN & de Jong DJ. 2002. 'Global change' impact of inter-annual variation in water discharge as a driving factor to dredging and spoil disposal in the river Rhine system and of turbidity in the Wadden Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55: 969-991
- Dekker R. 1989. The macrozoobenthos of the subtidal western Dutch Wadden Sea. I. Biomass and species richness. *Neth. J. Sea Res.* 23 (1): 57-68.
- Dekker R. 1991. Het macrozoobenthos op drie raaien in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee in 1990. NIOZ-rapport 1991-1. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, NL.
- Dekker R. 1992. Het macrozoobenthos op negen raaien in de Waddenzee en de Eems-Dolard in 1991. NIOZ-rapport 1992-3, 44 pp. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, NL.
- Dekker R. 1993. Het macrozoobenthos op negen raaien in de Waddenzee en de Eems-Dollard in 1992. NIOZ-rapport 1993-3. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, NL.
- Dekker R. 1995. Het macrozoobenthos op twaalf raaien in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee in 1994. NIOZ-rapport 1995-1. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, NL, 53 pp.
- Dekker R. 1996. Het macrozoobenthos op twaalf raaien in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee in 1995. NIOZ-rapport 1996-1. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, NL, 53 pp.
- DeMott WR. 1985. Relations between filter mesh-size, feeding mode, and capture efficiency for cladocerans feeding on ultrafine particles. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 21: 125-134.
- Den Os D. 2001. Het mosselbestand op de droogvallende platen in de Waddenzee, voorjaar 1999. RIVO-rapport CC068/01, 21 pp.
- De Roos A. 1989. Daphnids on a train, development and application of a new numerical method for physiologically structured population models. Thesis Univ. Amsterdam. 199 pp.

- Dijkema KD, Nicolai A, De Vlas J, Smit CJ, Jongerius H & Nauta H. 2001. Van landaanwinning naar kwelderwerken, Rijkswaterstaat Noord-Nederland & Alterra, Wageningen. 68 pp.
- Dijkhuizen D, Vd Velde J & Frederiks B. 1996. Emissies naar de Waddenzee 1985-1994. Rapport Rijkswaterstaat, RIKZ Haren, nr. RIKZ-96.038. 86 pp + appendix.
- DiToro DM, O'Connor DJ & Thomann RV. 1971. A dynamic model of the phytoplankton population in the Sacramento-San Joaquin Delta. *Advances in Chemistry* no 106. American Chemical Society. pp. 131-180
- Duursma EK & Hoede C. 1967. Theoretical, experimental and field studies concerning molecular diffusion of radio isotopes in sediments and suspended solid particles of the sea, Part A: Theories and mathematical calculations. *Neth. J. Sea. Res.* 3: 423-457
- Ens BJ, Lanter R & Smaal AC. 2000. Onderzoeksplan EVA II evaluatie schelpdiervisserij 2^e fase. Alterra, RIVO & RIKZ. 67 pp.
- Ens, BJ & RKH Kats. 2003. Evaluatie van voedselreservering voor Eidereenden in de Waddenzee het kader van EVA II deelproject B2 EVA-II rapp. in prep
- EON-I. 1988. Ecosysteemmodel van de westelijke Waddenzee. NIOZ-rapport 1988-I. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, NL.
- EON-II. 1988. The ecosystem of the western Wadden Sea: field research and mathematical modelling. EMOWAD-II, NIOZ-rapport 1988-11. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, NL.
- Eysink WD, Fokink RJ, Wang ZB, Buijsman M & Stive MJF. 1998. Integrale bodemdalingstudie Waddenzee. Geomorfologie en infrastructuur. 74 pp + bijl.
- Fast Th, Müller A & Wilhelm A.. 1999. SWAP: Modellierung von abiotischen und biotischen Teilaspekten des Ökosystems 'Sylt-Rømø Bucht'. GKSS-Geestacht/BMBF-Förderzeichen 03 F 0006 E/F, 95 pp.
- Fransz HG, Mommaerts JP & Radach G. 1991. Ecological modelling of the North Sea. *Neth. J. Sea Res.* 28 (1/2): 67-140.
- Gaedke U. 1992. Identifying ecosystem properties: a case study using plankton biomass size distributions. *Ecol. Modelling* 63: 277-298.
- Gerritsen J. and J-I Kou. 1985. Food limitation and body size. *Arch. Hydrobiol. Beih. ergebn. Limnol.* 21: 173-184.

Gosling E. (Editor). 1992. The Mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Elsevier Amsterdam. Developments in Aquaculture and Fisheries Science, 570 pp.

Håkanson L. & Jansson M. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag Berlin. 316 pp.

Haney JF & Trout MA. 1985. Size selective grazing by zooplankton in Lake Titicaca. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 21: 147-160.

Heral M. 1993. Why carrying capacity models are useful tools for management of bivalve molluscs culture. In R. Dame (Editor): NATO ASI Series Vol. G 33. Bivalve Filter Feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes. Springer-Verlag Berlin, pp. 455-477.

Herman, PMJ, Middelburg, JJ, van de Koppel J & Heip CHR. 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. Adv. Ecol. Res. 29: 195-240

Hiddink JG. 2002. The adaptive value of migrations for the bivalve *Macoma balthica*. PhD Thesis. Univ. Groningen . 172 pp.

Hoek Chr. van den. 1978. Algen. Thieme Verlag Stuttgart. 481 pp

Honkoop PJC, Van der Meer J, Beukema JJ & Kwast D. 1999. Reproductive investment in the intertidal bivalve *Macoma balthica*. J. Sea Res., 41 (3): 203-212

Honkoop PJC. 1998. Bivalve reproduction in the Wadden Sea. Diss. Univ. Groningen. 135 pp.

IPCC. 2000. Emissions scenarios. Summary for policy makers. Intergovernmental panel on climate change, IPCC Working Group III report 20 pp.

Kamermans P, Bult T, Kesteloo JJ, Schuiling E, Perdon J, Kater BJ & Alunno-Bruscia M. 2003 deelproject H4: Invloed natuurlijke factoren en visserij op de dynamiek van bestanden aan kokkels en nonnen in de Waddenzee, Ooster- en Westerschelde RIVO rapport (in prep)

Kamermans P, Kesteloo-Hendrikse JJ & Baars D. 2003. EVA II deelproject H2: Evaluatie van de geschatte omvang en ligging van kokkelbestanden in de Waddenzee, Ooster- en Westerschelde. 2003.

Kater BJ & Den Os D. 2001. Het mosselbestand op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2000. RIVO-rapport CC069/01, 19 pp.

Kater BJ. 2001. Het mosselbestand op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2001. RIVO-rapport CC070/01, 22 pp.

Kater BJ. 2002. Het mosselareaal en -bestand op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2002. RIVO-rapport CC056/02, 21 pp.

Keesman KJ. 1989. A set-membership approach to the identification and prediction of ill-defined systems: application to a water quality system. PhD-thesis University of Twente, Enschede. 143 pp.

Kirk JTO. 1994. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge Univ. Press. 2nd ed. 509 pp.

Klepper O. 1989. A model of carbon flows in relation to macrobenthic food supply in the Oosterschelde estuary (S.W. Netherlands). PhD. Thesis Agriculture University Wageningen, 270 pp.

Kooijman SALM. 1993. Dynamic energy budgets in biological systems. Cambridge Univ. Press., 350 pp.

Laane RWPM (ed). 1992. Background concentrations of natural compounds Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Tidal Waters Division. Report DGW-92.033

Lampert W & Sommer U. 1993. Limnoökolgie. Georg Thieme Verlag Stuttgart, 439 pp.

Lehman JT. 1988. Selective herbivory and its role in the evolution of phytoplankton strategies. In: C.D. Sandgren (Editor). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge Univ. Press. UK, pp. 175-226.

Maynard Smith J. 1979. Models in Ecology. Cambridge University Press.

Vd Meer J. 1997. A handful of feathers. PhD Thesis. University of Groningen.

Metz JAJ, De Roos AM & Van den Bosch F. 1988. Population models incorporating physiological structure: a quick survey of the basic concepts and an application to size-structured population dynamics in water fleas. In: B. Ebenman and L. Persson (Editors): Size-structured populations. Springer-Verlag Berlin, pp. 106-126.

Middelburg JJ, Barranguet Ch, Boschker HTS, Herman PMJ, Moens T & Heip CHR. 2000. The fate of intertidal microphytobenthos carbon: an in situ ¹³C-labeling study. Limnol. Oceanogr. 45 (6): 1224-1234

Mills EL & Forney JL. 1988. Trophic dynamics and development of freshwater pelagic food webs. In: S.R. Carpenter (Editor). Complex interactions in lake communities. Springer Verlag New York, pp. 11-30.

Nehls G. 1995. Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung fuer Energiehaushalt und Oekologie der Eiderente. Fors. Techn. Zentrum Westkueste Buesum, CAU Kiel. Bericht Nr. 10. 177 pp.

Oranjewoud. 1982. Ecologische aspecten van gaswinning in het Zuidwalgebied. Ingenieursbureau Oranjewoud, Heerenveen. . 40 pp + bijl.

Otten H, Kuiper J & Van de Spek T. 2001. Weer een eeuw; het weer in Nederland van 1900 tot 2000. Tirion, Baarn. 241 pp.

Peters RH. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge University Press, Cambridge. 329 pp.

Philippart CJM, Cadée GC, Van Raaphorst W & Riegman R. 2000. Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal area: algal community structure, nutrient budgets and denitrification potential. Limnol. Oceanogr. 45: 131-144

Philippart CJM, Van Aken, HM, Beukema JJ, Bos OG, Cadée GC & Dekker R. 2003 Climate-related changes in recruitment of the bivalve *Nacoma balthica*. Limnol Oceanogr, in press.

Phillips OM. 1966. The dynamics of the upper ocean. Cambridge University Press, UK

Postma H. & Rommets JW. 1970. Primary production in the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 4: 470-493

Ruardij P & Van Raaphorst W. 1995. Benthic nutrient regeneration in the ERSEM ecosystem model of the North Sea. Neth. J. Sea Res. 33 (3/4): 453-483.

Radford PJ. 1982. Some aspects of an estuarine ecosystem model -GEMBASE. State-of-the-Art in Ecological Modelling 7: 301-322.

Radford PJ, Burkill PH, Collins NR & Williams R. 1991. The validation and scientific assessment of an ecosystem model of the Bristol Channel. In: P.M.J. Herman and C.H.R. Heip (Editors): Modelling the benthos. Comm. of the Europ. Comm. COST 647 Workshop: 141-160.

Raillard O & Menesguen A, 1994. An ecosystem box model for estimating the carrying capacity of a macrotidal shellfish system. Mar. ecol. Prog. Ser. 115: 117-130.

Rappoldt C, Ens BJ & Dijkman E. 2003. Technical Documentation of the Wader Tidal Cycle Simulator WATICS. Alterra rapport. .

Rappoldt C, Ens BJ, Dijkman E & Bult T. 2003 EVA II rapport B1: Voedselreservering voor Scholeksters in de Nederlandse Waddenzee.

Ens BJ & Kats RKH. 2003. EVA II B2: Evaluatie voedselreservering Eidereend Waddenzee CONCEPT versie 1 d.d. 31 aug.

Rappoldt C, Ens BJ, Dijkman E, Bult T, Berrevoets CM & Geurts van Kessel J. 2003 EVA II rapport over D2 thema 1: Voedselreservering voor Scholeksters in de Oosterschelde. EVA II rapport over D2 thema 1.

Reise K. 1985. Tidal flat ecology. Springer-Verlag Berlin. Ecological Studies 54. 191 pp.

Reynolds CS. 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: C.D. Sandgren. Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge Univ. Press. UK, pp. 175-226.

Ridderinkhof H. 1988. Tidal and residual flows in the western Wadden Sea. I: Numerical model results. In: EON. The ecosystem of the western Wadden Sea: field research and mathematical modelling. NIOZ-rapport 1988-11. 139 pp: 1-21.

RIKZ 1998. Sedimentatlas Waddenzee. CD-ROM

Riegman R. 1991. Mechanisms behind eutrophication induced novel algal blooms. Netherlands Institute for Sea Research Rep. 1991-9. 52 pp.

RIVM. 2003. Natuurcompendium.
<http://www.rivm.nl/milieuennatuurcompendium/nl/index.html>

Ruardij P & Van Raaphorst W. 1995. Benthic nutrient regeneration in the ERSEM ecosystem model of the North Sea. *Neth. J. Sea Res.* 33 (3/4): 453-483.

Saier B. 2001. Ecological comparison of intertidal and subtidal mussel beds (*Mytilus edulis* L.) in the Wadden Sea. Dissertation University of Hamburg 164 pp.

Saier B. 2001. Direct and indirect effects of seastars *Asterias rubens* on mussel beds (*Mytilus edulis*) in the Wadden Sea. *J. Sea. Res* 46: 29-42.

Saier B, Buschbaum C & Reise K. 2002 Subtidal mussel beds in the Wadden Sea: threatened oases of biodiversity. *Wadden Sea News Letter* 25 (1)

Saier B & Buschbaum C. 2001. Growth of the mussel *Mytilus edulis* L. in the Wadden Sea affected by tidal emergence and barnacle epibionts. *J. Sea Res.* 45: 27-36

Scheffer M. 1990. Simple models as useful tools for ecologists. PhD Thesis. Rijksuniv. Utrecht, 119 pp.

Scheiffarth G. 2001. Eiderentensterben im Niedersächsischen Wattenmeer: der Einfluss der Nahrungsqualität auf Bestand und Kondition der Eiderente. Institut für Vogelforschung "Vogelwarte Helgoland", Wilhelmshaven

Smaal AC & Van Stralen MR. 1990. Average annual growth and condition of mussels as a function of food source *Hydrobiologia* 195: 179-188

Smaal AC, Van Stralen MR & Schuiling E. 2001. The interaction between shellfish culture and ecosystem processes. *CJAFS* 58: 991 – 1002

Smaal AC, Craeymeersch JA, Kamermans P, Kesteloo JJ & Schuiling E. 2000. Schelpdieren en krabben in het Waddengebied in de periode 1994 - 2000 als mogelijk voedsel voor Eidereenden. C029/00, 3-23. 2000. Den Haag, Ministerie van LNV.

Smaal AC, Van Stralen MR, Kersting K & Dankers N. 2003. EVA-II Rapport F5: De gevolgen van experimentele bevissing voor bedekking en omvang van littorale mosselzaadbanken – een test van de Janlouw hypothese en van mogelijkheden voor natuurbouw. Alterra/RIVO in prep

Smit CJ, Brinkman AG, Brasseur SMJM, Dijkman, EM, Leopold, MF & Reijnders PJH. 2003. Ecologische effecten van een derde spuumiddel in de Afsluitdijk op vogels en zeezoogdieren in de westelijke Waddenzee In prep

Sommer U. 1988. Growth and survival strategies of planktonic diatoms. In: C.D. Sandgren. Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge Univ. Press. UK, pp. 175-226.

Steemann Nielsen E. & Aabye Jensen E. 1957. Primary oceanic production. The autotrophic production of organic matter in the oceans. -Galathea Rep. 1: 49-136

Swennen C. 1976. Population structure and food of the Eider *Somateria mollissima* in the Dutch Wadden Sea *Ardea* 64: 311-371

Swennen C. 1978: Resultaten vogeltelling waddenzee en kuststrook noordzee. Meetrapport NIOZ 1-3..

Swennen C. Januari 1980: Resultaten waterwildtelling waddenzee 23 januari 1980. Meetrapport NIOZ 1-3.

Swennen C. Januari 1983: Resultaten waterwildtelling waddenzee 20 januari 1983. Meetrapport NIOZ 1-6.

Swennen C. Januari 1984: Resultaten waterwildtellingen Waddenzee op 20 januari 1984. NIOZ-rapport 1-4. 1984.

Swennen C. Januari 1987: Resultaten waterwildtelling Waddenzee op 28 en 29 januari 1987. NIOZ-rapport 1-21. 1987.

Swennen C. 1990. Dispersal and migratory movements of Eiders *Somateria mollissima* breeding in the Netherlands. *Ornis Scandinavica* **21**, 17-27.

- Swennen C. 1991a. Ecology and Population Dynamics of the Common Eider in the Dutch Wadden Sea. Diss. Rijksuniversiteit Groningen., 144 pp.
- Swennen C. Januari 1991. Resultaten waterwildtellingen Nederlandse Waddenzee. 1-9. 1991b.
- Thomann RV & Mueller JA. 1987. Principles of surface water quality modelling and control. Harper & Row, Publ. New York. 644 pp.
- Thompson. 1984. The reproductive cycle and physiological ecology of the mussel *Mytilus edulis* in a subarctic, non-estuarine environment. Mar. Biol. 79:277-288.
- Van de Koppel J, Herman PMJ, Thoolen P & Heip CHR. 2001. Do alternate stable states occur in natural ecosystems? Evidence from a tidal flat. Ecology 82(12): 3449-3461
- Van Raaphorst W, Ruurdij P & Brinkman AG. 1988. The assessment of benthic phosphorus regeneration in an estuarine ecosystem model. Neth. J. Sea Res. 22 (1): 23-36.
- Van Raaphorst W & Brinkman AG. 1984. The calculation of transport coefficients of phosphate and calcium fluxes across the sediment-water interface, from experiments with undisturbed sediment cores. Wat. Sci. Tech 17: 941-951.
- Van Raaphorst W & De Jonge VN. 2003 Reconstruction of the total N and P inputs from the IJsselmeer into the western Wadden Sea between 1935 –1998. J. Sea Res. Xx (in press)
- Van Roomen MWJ & Van Winden EAJ. 2003. Voorlopige resultaten midwintertelling 2002. Sovon nieuws 2003 (1). In prep.
- Van Stralen MR. 1995. De groei en aanvoer van gekweekte mosselen (*Mytilus edulis*) na 1952 en de ontwikkeling van het kokkelbestand (*Cerastoderme edule*) in relatie tot het voedselaanbod, eutrofiering en andere milieufactoren in de Waddenzee, DLO-Rijksinstituut voor Vissrijonderzoek, Yerseke.
- Van Stralen MR. 2000. Het mosselbestand in de westelijke Waddenzee in het voorjaar van 2000. RIVO-rapport CC013, 16 pp.
- Van Stralen MR. 2001. De ontwikkeling van mosselbestanden op droogvallende platen en in het sublitoraal van de Waddenzee vanaf 1955. MarinX-rapport 2001.10
- Van Straten G, 1986. Identification, uncertainty assessment and prediction in lake eutrophication. PhD-thesis, Twente University of Technology, Enschede. 240 pp.
- Swennen,C. 1976. Populatie-structuur en voedsel van de Eidereend *Somateria m. mollissim* in de Nederlandse Waddenzee. *Ardea* **64**, 311-371.

Veldhuis MJW, Colijn F, Venekamp LAH & Villerius L. 1988. Phytoplankton primary production and biomass in the western Wadden Sea (The Netherlands); a comparison with an ecosystem model. *Neth. J. Sea Res.* 22 (1): 37-49

Vollenweider RA. 1969. Possibilities and limits of elementary models concerning the budget of substances in lakes. *Arch. Hydrobiol.* 66: 1-36

Weijerman M & Lindeboom HL (in prep). Regime shifts in Northwestern Europe.

Zwarts L., Dubbeldam W, Essink K, Van de Heuvel H, Van de Laar E, Menke U, Hazelhoff L & Smit CJ. 2003. Bodemgesteldheid en mechanische kokkelvisserij in de Waddenzee. Rapport deelproject G van EVA-II. In prep.

Overzicht Bijlagen

Bijlage 1	Verklarende woordenlijst	113
Bijlage 2.1	Structure of the EcoWasp ecosystem simulation model and an application to the Dutch Wadden Sea	115
Bijlage 2.2	Samenstelling van de bodem van de Waddenzee	130
Bijlage 2.3	Resuspension and sedimentation of matter, general description	132
Bijlage 2.4	Resuspensie in EcoWasp, ten behoeve van de berekening van het lichtklimaat	135
Bijlage 2.5	Lichtklimaat in de waterkolom, extinctiecoëfficiënten en Secchi-dieptes	136
Bijlage 2.5	Lichtklimaat in de waterkolom, extinctiecoëfficiënten en Secchi-dieptes	137
Bijlage 2.6	Adsorptie in het EcoWasp-ecosysteemmodel	139
Bijlage 2.7	Primaire productie: metingen en modelberekeningen	140
Bijlage 2.7	Primaire productie: metingen en modelberekeningen	141
Bijlage 3.1	Gehaltes van opgeloste en zwevende stof in IJsselmeer en Waddenzee	144
Bijlage 3.2	Overzicht karakteristieken Noordzee bij Noordwijk, 2 kilometer uit de kust	146
Bijlage 3.3	Overzicht karakteristieken Marsdiep noordzijde	147
Bijlage 3.4	Overzicht karakteristieken IJsselmeer. Locatie Vrouwenzand (het vroegere punt IJ23)	147
Bijlage 3.4	Overzicht karakteristieken IJsselmeer. Locatie Vrouwenzand (het vroegere punt IJ23)	148
Bijlage 3.5	Overzicht karakteristieken Doove Balg West (WZ110)	149
Bijlage 3.6	Overzicht doorzichtdieptes (Secchi-dieptes) in en aan de randen van de westelijke Waddenzee	149
Bijlage 3.6	Overzicht doorzichtdieptes (Secchi-dieptes) in en aan de randen van de westelijke Waddenzee	150
Bijlage 3.7	Temperatuurverloop in de Waddenzee	150
Bijlage 3.8	Voorbeelden van ijsgang op de Waddenzee en IJsselmeer	152
Bijlage 3.9	Stormen, een overzicht tot aan 2000	153
Bijlage 3.10	Weersgemiddelden	162
Bijlage 3.11	Overzicht De Bilt: stormdagen en gemiddelde temperatuur	169
Bijlage 3.12	Overzicht maandgemiddelde minimumtemperaturen	170
Bijlage 3.13	Eidereendentellingen in de Waddenzee	171
Bijlage 3.14	Gemeten zwevend-stofgehaltes in de Waddenzee	172
Bijlage 3.15.	Gemeten o-P- en totaal-P- gehaltes in de Waddenzee	172
Bijlage 3.15.	Gemeten o-P- en totaal-P- gehaltes in de Waddenzee	173
Bijlage 3.16	Voedselkwaliteit op de verschillende monitoringlocaties in de Waddenzee	174

Bijlage 5	Modelberekeningen: schematisatie, parameterwaarden, resultaten	175
Bijlage 5.1	Gebiedsschematisatie: stroming en dispersie	Error! Bookmark not defined.
Bijlage 5.2	Eigenschappen van de in de ecosysteemsimulatie onderscheiden compartimenten	Error! Bookmark not defined.
Bijlage 5.2	Eigenschappen van de in de ecosysteemsimulatie onderscheiden compartimenten	Error! Bookmark not defined.
Bijlage 5.2	Eigenschappen van de in de ecosysteemsimulatie onderscheiden compartimenten	Error! Bookmark not defined.
Bijlage 5.3	Samenstelling van algen, detritus en fauna, zoals gebruikt bij de ecosysteemsimulaties	Error! Bookmark not defined.
Bijlage 5.4	Procesparameters, gebruikt bij de ecosysteemsimulaties	Error! Bookmark not defined.
Bijlage 5.5	Stationaire toestand, gebruikt als beginwaarde voor de simulaties	Error! Bookmark not defined.
Bijlage 5.6	Enkele modeluitkomsten	Error! Bookmark not defined.
Bijlage 5.7	Totaalgehalten van componenten in de westelijke Waddenzee	Error! Bookmark not defined.
Bijlage 6	Audit-rapport en verwerking van de opmerkingen door de auteurs	237

Bijlage 1 Verklarende woordenlijst

(Voorbeelden van) gebruikte eenheden

d	dag
a	jaar
g	gram
m	meter
mm	millimeter
mol	mol
[P]	mol (P) m ⁻³
W	Watt
J	Joule

Afkortingen en jargon

AFDW	asvrij drooggewicht. De droge massa van vlees zonder water, en zónder het restgewicht na verassing
AVFW	= AFDW
algenbloei	periode waarin het gehalte aan algen in korte tijd sterk stijgt, plus de periode waarin hoge algengehaltes aanwezig zijn
areaal	oppervlakte
benthisch	zich op of in de waterbodem bevindend, én gebonden aan die bodem
biomassa	massa van het levend materiaal
broedval	overgang van schelpdierlarven uit de waterfase naar de bodem
C	koolstof
compartimentering (OS)	afscheiding van delen van het Oosterscheldebekken d.m.v. dammen t.b.v. zoet-zout scheiding en regulering van het getijverschil
CSO-database	CSO= Centrum voor Schelpdieronderzoek, Yerseke. Database waarin resultaten van de surveys zijn opgeslagen
debiet	hoeveelheid water die op een bepaald punt per tijdseenheid passeert
denitrificatie	wanneer nitraat gebruikt wordt door micro-organismen om organisch materiaal te oxideren, wordt atomair stikstof (N ₂) gevormd, dat vervolgens niet meer beschikbaar is voor opname door algen. Dit proces heet denitrificatie
DFS-survey	(Demersal young Fish Survey), die ieder jaar uitgevoerd wordt in de maanden september en oktober
draagkracht	voor soorten de maximum biomassa die in een gebied kan (over)leven
Droogvaltijd	Droogvalduur
Droogvalduur	tijd (per dag) dat een gebied droog staat
Eulitoraal	litoraal
DW	drooggewicht. Gewicht van schelpdier zonder water
ecosysteem	systeem van levende organismen en hun omgeving, dat min of meer begrensbare is
electronacceptorvraag	bij de afbraak van organisch materiaal is zuurstof of een andere oxidator (nitraat, bijvoorbeeld) nodig. Chemisch gezien nemen deze componenten elektronen op, en vandaar de vraag naar elektronacceptoren.
filterfeeder	dier dat zijn voedsel uit het water filtert
foerageren	voedsel zoeken
fotosynthese	productie van organische stof uit kooldioxide en water door middel van chlorofyl onder invloed van licht door groene planten
FW	versgewicht; massa van een schelpdier inclusief schelp, vlees en water
Fytobenthos	in of op de bodem levende algen
fytoplankton	vrij in het water zwevende algen
getijvolume	hoeveelheid water die per getij een bepaalde grens passeert
graasdruk	effect van predatie op een soort
habitat	soortspecifieke levensruimte van een plant of dier
hoge delen	die delen van de wadplaten die meer dan 50% van de tijd droog staan
hydrodynamica	leer van de beweging van vloeistoffen

intergetijdegebied	litoraal
Kokkelpunt	locatie waar een monster is genomen en de kokkeldichtheden zijn bepaald
komberging	hoeveelheid water in een komgebied als verschil tussen het (gemiddelde) hoogwaterniveau en het gemiddelde laagwaterniveau
lage delen	die delen van de wadplaten die minder dan 50% van de tijd droog staan. Vooral bedoeld voor die delen van het wad dicht bij de laag-waterlijn.
litoraal	gebied tussen de gemiddelde hoog- en laagwaterlijn
M16	mediane korrelgrootte van al die sedimentdelen die groter zijn dan 16 µm
MIDZ	Meet- en Informatie Dienst Zeeland
morfologie	geometrische structuur van bijvoorbeeld een compartiment
N	stikstof. In het rapport staat dit voor alle stikstofcomponenten, waarvan ammonium (NH_4^+) en nitraat (NO_3^-) de voornaamste anorganische ionen zijn. Atomair stikstof (N_2) wordt hier niet onder verstaan.
NIOO-CEME	Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek – Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, gevestigd te Yerseke
NIOO-CEMO	zie NIOO-CEME
NH_4^+	ammonium
NO_2^-	nitriet
NO_3^-	nitraat
nutriënten	anorganische voedingsstoffen voor planten
Orbitaalsnelheid	snelheid van waterdeeltjes aan de bodem als gevolg van golfbewegingen
Operationele ruimte	Gedefinieerd als het schelpdierbestand dat maximaal mogelijk is in een bepaald jaar gezien de simulatieresultaten. Zie ook vrije operationele ruimte
P	fosfaat, in opgeloste vorm vooral als H_2PO_4^- en HPO_4^{2-} voorkomend
plaat	bij eb droogvallend gebied
PO (Kokkels)	Coöperatieve Producentenorganisatie van de Nederlandse Kokkelvisserij u.a.
Primaire productie	productie van organisch materiaal uit koolzuur, water, nutriënten, onder invloed van licht. Wordt normaliter uitgedrukt in g biomassa per tijdseenheid per volume- of per oppervlakte-eenheid. Een andere veelgebruikte eenheid is g koolstof (C) per tijdseenheid en volume- of oppervlakte-eenheid.
PVIS	Productschap Vis
RIKZ	Rijksinstituut voor Kust en Zee
Secundaire productie	productie van organisch materiaal door dieren die primaire producenten consumeren. Dit heeft dus met de plaats in de voedselketen te maken. In het voorliggende verhaal betreft het de productie van materiaal door schelpdieren.
Si	silicium. In opgeloste vorm komt het vooral als H_3SiO_4^- voor.
Slibgehalte	gewichts-aandeel (%) van al de sedimentdelen kleiner dan 64 µm (de Angelsaksische definitie). De Nederlandse definitie houdt 16 µm als grens aan.
SOVON	Vereniging SOVON Vogelonderzoek Nederland, te Nijmegen
Stroomsnelheid	snelheid van waterdeeltjes als gevolg van stroming
sublitoraal	gebieden beneden gemiddeld laagwater
verversingsduur	de gemiddelde tijd die nodig is om het volume water in een bepaald gebied geheel te verversen
TN	Totaal-stikstof. Som van opgelost stikstof en stikstof aanwezig in plant en dier. Atomair stikstof (N_2) is hier niet bij inbegrepen.
TP	Totaal-fosfaat. Som van opgelost anorganisch en organisch fosfaat en fosfaat aanwezig in plant en dier, en anorganisch vast materiaal
vleesgewicht	vleesgewicht is de massa van het natte vlees. Voor mosselen geldt bij benadering dat het vleesgewicht één kwart bedraagt van het versgewicht. Bij kokkels is die verhouding ongeveer 1:6.
visgewicht	= vleesgewicht
voedselweb	het geheel van soorten van een levensgemeenschap met hun onderlinge verbanden
vrije operationele ruimte	Gedefinieerd als het verschil tussen het maximaal mogelijke schelpdierbestand in een jaar (volgens de simulatieresultaten, zie “operationele ruimte”), en de grootte van het werkelijke bestand. Dit verschil bepaalt eigenlijk de groeimogelijkheden, of ook dat deel van de draagkracht dat niet benut is in een bepaald jaar, gezien de simulatieresultaten.
VW	FW (versgewicht)

Bijlage 2.1 Structure of the EcoWasp ecosystem simulation model and an application to the Dutch Wadden Sea

2.1.1 Abstract

The EcoWasp ecosystem model is a dynamic model for the integrated simulation of biological, chemical and physical processes in a shallow tidal water system. Biological and chemical key processes such as algae dynamics, zooplankton and zoobenthos dynamics, mineralization, sorption, pore water, sediment/water exchange and air/water exchange are modelled in detail. The model thus integrates formalised knowledge of ecosystem processes, and, among others, acts as a test of the applicability of sub-study results.

In this paper, an outline of EcoWasp key variables and processes is presented, the generic structure of the model is explained and a model application to the western part of the Dutch Wadden Sea is presented.

2.1.2 Introduction

Through ecosystem research environmental processes are studied and the revealed relationships are formalised and quantified. The integration of such formalised descriptions forms a complex set of equations and rules, that only can be solved with the use of numerical computer computations. Only then, the combined adequateness of the descriptions can be tested; and through this, it forms a test of the quality of the separate formulations.

An essential feature of dynamical ecosystem models is that they usually are based upon mass budgets for all variables: nutrients, algae, fauna. Therefore, resource competition is a build-in feature, and contradicting use of resources is not possible.

Ecosystem modelling is based upon the numerical and dynamical solution of sets of differential equations. Models have grown from simple descriptions (Vollenweider, 1969) to more integrated system descriptions. DiToro et al (1971) were among the first to describe simultaneously nutrient, phytoplankton and zooplankton dynamics and feedback's in an aquatic system. The phytoplankton-nutrient relationship was described by a Monod-type dependency; the zooplankton-phytoplankton coupling was Lotka-Volterra (Maynard-Smith, 1979) like. Many further developments have been based on similar approaches, and concerned the introduction of more algae functional groups and primary and secondary consumers (Radford, 1982; Radford et al, 1991; Baretta & Ruardij, 1988; EON-I, 1988; EON-II, 1988). Biomass (as ash free dry weight, or related components such as organic-C or organic-P) is the main biological state variable in these models. Sometimes bacterial dynamics are also part of a model (Baretta & Ruardij, 1988), but usually models intend to reproduce daily averages and do not deal with fast bacterial responses. Size-dependent process descriptions, where also animal numbers and sizes play a role, are realised or discussed by e.g. Fransz et al (1991), Heral (1993), Raillard & Menesquen (1994) and partly in the ERSEM modelling project (Barreta et al, 1995; Bryant et al, 1995). Such additional details are based upon general knowledge of biological processes (e.g. Reise, 1985; Lampert & Sommer,

1993; and many others) or on the results of theoretical studies (e.g. Metz et al, 1988; De Roos, 1989), and studies that emphasise the importance of animal sizes and development (e.g. Condrey & Fuller, 1985; Gerritsen & Kou, 1985; Peters, 1983; Kooijman, 1993). Since ecosystem models deal with communities or functional groups rather than specific species, size development in a community may be caused by the development of other species, instead by the growth of individuals of one species. Aquatic ecology knows many documented examples of algae communities that show a clear abundance change from small opportunistic species towards larger, slower growing, less edible ones (Lehman, 1988; Metz et al, 1988; Mills & Forney, 1988; Reynolds, 1988; Sommer, 1988; Benndorf & Hennig, 1989; Burns et al, 1989; Gaedke, 1992); size-related predation is an important aspect of such successions (DeMott, 1985; Haney & Trout, 1985; Gosling, 1992; Klepper, 1989).

Besides the exchange of matter between atmosphere and water (mainly oxygen, see e.g. Thomann & Mueller, 1987), or the implementation of atmospheric depository inputs. In shallow systems, a major development concerned the exchange between sediment and water (Berner, 1971, 1975, 1980; Duursma & Hoede, 1967; Van Raaphorst & Brinkman, 1984; Håkanson & Jansson, 1983; Boudreau, 1997). Sediment may act as a storage of organic matter and nutrients in parts of a year, and/or as a source of such compounds in other parts of the year. The description of sediment processes sometimes is very simplified, and only a storage function without any depth structure is considered, with sedimentation as input process, mineralisation as transformation process and exchange with the overlying water as output process (e.g. Benoist et al, 1997). Also, rather complex descriptions may be implemented, based upon detailed schematisations (e.g. Brinkman & Van Raaphorst, 1986; Ruardij & Van Raaphorst, 1995; Berner, 1980; Boudreau, 1997). These allow more realistic results for the sediment phase, but also ask for a considerable programming effort.

2.1.3 Objectives: what should the ecosystem model include?

In the EcoWasp ecosystem model ecological key processes in a tidal system are integrated: nutrient dynamics, benthic and pelagic primary production, mineralization, benthic and pelagic micro- and macrobenthos activities are implemented, as well as sediment/water exchange, air/water exchange, input from and output to adjacent land and sea and interactions between compartments.

An important objective of the EcoWasp model development project has been that the model description should not deviate too far from real processes; some of these are already mentioned in the introduction. Experimental data and field observations mainly deal with animal sizes, numbers and activities (e.g. Thompson, 1984; Klepper, 1989; Peters, 1985; Bayne et al, 1988). Biomass based models get into trouble when experimental, size related results are to be translated into simulation process characteristics (e.g. Baretta & Ruardij, 1988), and, consequently, simulation results can not easily be compared with what happens in the field.

Many animals produce large amounts of small sized offspring, that may show activities exceeding that of the adults; not only related to body mass, but also on a population basis (Chardy et al, 1991; Radford et al, 1991); although this is not a generally accepted opinion. If true, it would imply that during some (probably short) period the system's response may be governed by the newly formed

offspring, rather than by the adult animal communities. Whether this is really important or not is an important question to be answered, since such sudden, drastic changes in predation intensities upon certain organisms may appear as chaotic behaviour of the ecosystem. The wish to deal with such characteristics has been an important reason to implement size related description of fauna processes in the EcoWasp model.

2.1.4 Outline of the ecosystem model EcoWasp

General

The model, as a mathematical, abstract description of natural processes, is defined by the choice of all the variables to be calculated, the processes and the parameters.

A schematic outline of the ecosystem model is given in **Fig 1**. All the mentioned variables and process types can be found in the water column as well as in the sediment. For example: algae

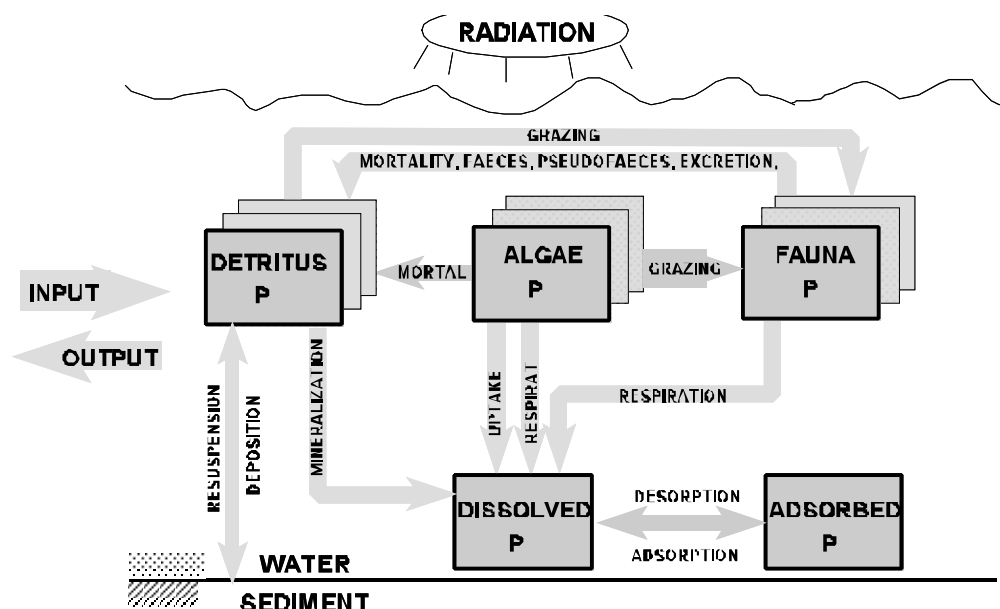


Figure 1 Processes and variables implemented in the EcoWasp model. P represents all nutrients.

processes also run in the deepest sediment layer; although there only loss processes such as mortality are relevant.

The computer program determines the constraints, since processes that are not programmed cannot be calculated. On the other hand, processes may be left out of the calculation by setting appropriate switches. The number and the kind of the variables to be calculated may be chosen in a

similar way: the choice is free up to the limits set by the program.

A general dynamical description of algae processes (**Fig 2**) is presented in **text box 1**, where the growth process (mean net uptake) is given in more detail.

Dead algae, as a result of mortality excretion or fauna processes are assigned to detrital matter (**Fig 3**), that degrades according to the description in **text box 2**. The product of mineralization may be other detrital matter.

The availability of appropriate electron acceptors is supposed to determine rates and products of the mineralization process; see the sediment part.

The description of fauna dynamics (**Fig 4**) is based on numbers of animals and their average individual masses. Within each fauna group two or more classes may be distinguished. In **text box 3** a general outline is given, with some detail in **text box 4**.

An age and size structure was taken into account for four reasons:

- 1- a number of characteristics is size dependent, such as the productivity/biomass ratio of a population. By introducing size classes, the different behaviour of, for example, larvae is taken into account.
- 2- the description is much better related to the data that are collected during field surveys and laboratory experiments: the model may better serve as a bridge between population dynamic theory and ecosystem modelling.
- 3- the description is much better suited for future extensions.
- 4- genericity.

Algae

Generally, a dynamical description for the algal content in a system reads

$$\frac{d \overline{Alg}_i}{dt} = uptake + respiration + excretion + mortality + grazing + input - output \quad (3)$$

Each of these terms can be described in more detail.

For example, the uptake term from eq (1) reads

$$uptake = \mu_{max} \cdot F_1(NUT) \cdot F_1(Temp) \cdot F_1(RAD) \cdot \overline{Alg}_i \quad (4)$$

where μ_{max} is a first order uptake constant, and $F(NUT)$, $F(Temp)$ and $F(RAD)$ denote the dependency of the uptake rate on nutrient availability, temperature and light climate, respectively. Temperature dependency is explained below. The nutrient availability relationship is described using a classical Monod-equation (see DiToro et al, 1971). Variable cell-quota descriptions are not implemented.

Light dependency is formulated using a Smith equation (e.g. Golterman, 1975) integrated over the depth of the water column. For benthic algae, an adapted equation has been used; effects of the tidally varying water depths are accounted for. All suspended particles in the water all have their own specific contribution to the light attenuation coefficient. In EcoWasp, the multiplication ($F_1 * F_2 * F_3$) can be replaced by a minimum function: $F(NUT, Temp, RAD) = \min(F_1, F_2, F_3)$. This is done by setting the appropriate parameter.

The other terms in eq 3 have similar, although somewhat less complex, descriptions. It is beyond the scope of this paper to give each detail of all formulations. A fixed size is assigned to algae, which is compulsory since grazing of fauna species is size related.

Text box 1 Basic specifications of algae dynamics

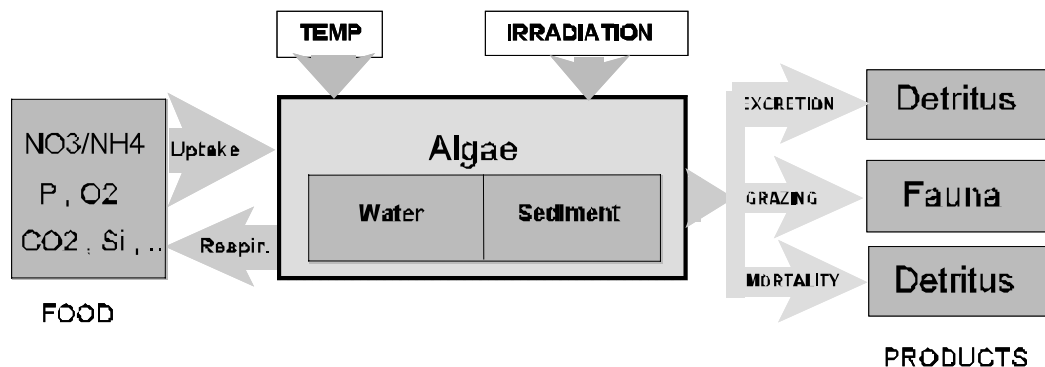


Figure 2 *Algae processes as implemented in the model.*

Detritus

Generally, a description of the changes of the detritus content (Det) reads

$$\frac{d \overline{Det}_i}{dt} = production + decay + grazing + input - output \quad (5)$$

Formation of detritus is the result of algal mortality, excretion and of fauna mortality, faeces production and excretion, and of transformation of other detrital matter. In Fig 3 processes are outlined; in textbox 1 an example is given.

The mineralization rate is first order in detrital matter Det, but zero order in bacteria. Bacteria dynamics are *not* part of the model.

The mineralization rate of a detritus compound reads

$$decay = k_{\max} \cdot F_4(Temp) \cdot F_5(electronacceptor) \cdot \overline{Det}_i \quad (6)$$

where $k_{\max}$ is a first order decay rate constant, and $F(T)$ and $F(\text{electron acceptor})$ denote the dependency on temperature and the type of electron acceptor, respectively.

Under oxygen availability, $F(\text{electron acceptor})$ equals 1. However, when other acceptors are needed (nitrate, e.g.), mineralization may slow down. Acceptors such as manganese (IV) and iron (III) are not considered in the model.

Text box 2 Basic specifications of dynamic descriptions of detritus processes.

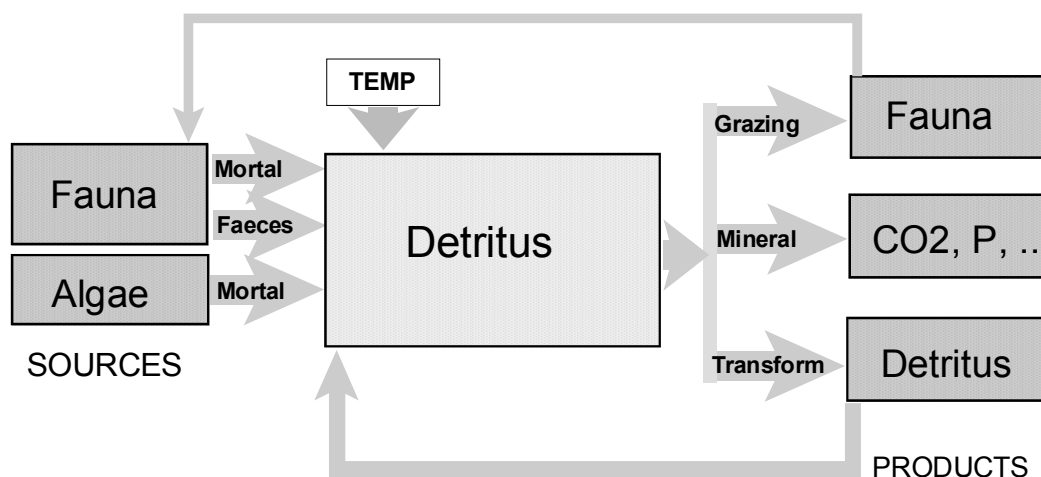


Fig 3. Schematic overview of detritus processes

The classes are not chosen based upon a certain size or age range, but are defined according to the reproduction process (new born animals fill class 1, animals still present in class 1 shift to class 2, etc), the growth of animals (animals in a class grow or loose weight as a result of uptake and losses) and the change in numbers (animals die). It is assumed that there is no spread in animal average mass in a single class. In case of shifting classes, the two largest classes are mixed up. To each class, parameters are assigned that determine the position of the animal in the system, the position where it collects food, where it puts its faeces, where it respire, and where it puts its pseudo-faeces (Fig 5), if relevant. Maximum and minimum prey sizes are defined, relative to the body size of the animal. Food preference and utilisation for each prey component is one of the

parameters.

Equations are given in text boxes 3 and 4.

The activity of the animals depends on their mass. For all the formulations given in textbox 3 and 4 containing $F(W)$, an allometric equation like

$$F(\overline{W}) = a \cdot Mass^b \quad (-) \quad (1)$$

should be read. The a- and b-value will be different for the several sub-processes. Since animal mass finally reaches some maximum value, b-values for respiration and excretion need to be larger than the one for uptake.

Animal length is computed using the relationship

$$Length = a' \cdot Mass^{\frac{1}{b'}} \quad (m) \quad (2)$$

where b is about (but not exactly) 3.

A special process for some filter feeding animals concerns pseudo-faeces production, being that part of food that is caught, but not taken up by the mussel (**Fig .5**). This part is deposited on the sediment surface. Animals only start taking up food when sufficient food is available to compensate for the activity related losses. In the model, pseudo-faeces production does not start until maximum food uptake is reached. There is an upper pseudo-faeces production limit; when this limit is reached, the filtering rate slows down with a further increase of food availability. By this, the animal reduces its activity related energy expenses.

Fauna

Generally, a population biomass density is described by

$$M_i = \overline{W}_i \cdot N_i \quad (7)$$

where $\overline{W}_i$ is the average mass (g) of individual animals in class i, and N_i the number of animals per unit of volume (number.m⁻³). Changes in population biomass is a result from changes in both mass and numbers.

Changes in animal average mass ($\overline{W}$) follow from

$$\frac{d \overline{W}_i}{dt} = uptake + respiration + excretion + faeces + spawning \overline{W} \quad (g \text{ DW} \equiv ind^{-1} \equiv d^{-1}) \quad (8)$$

and changes in numbers N from

$$\frac{d N_i}{dt} = mortality + grazing + spawning N \quad (ind \text{ m}^{-3} \text{ s}^{-1}) \quad (9)$$

The conversion from the spawned biomass spawning $\overline{W}$ to spawned numbers Spawning N is done through the larval mass. The first born larvae get a start mass which is a model parameter. Later born larvae get the mass the already existing larvae already have reached as a result of uptake and losses. This construction avoids some numerical problems. Spawning occurs in certain periods, set by parameter values; presently it is not related to computed environmental conditions.

Since ion budgets are computed following $N \cdot dW/dt$ and $W \cdot dN/dt$, a $dW/dt \cdot DN/dt$ -correction is implemented.

Text box 3 Basic description of fauna dynamics in EcoWasp

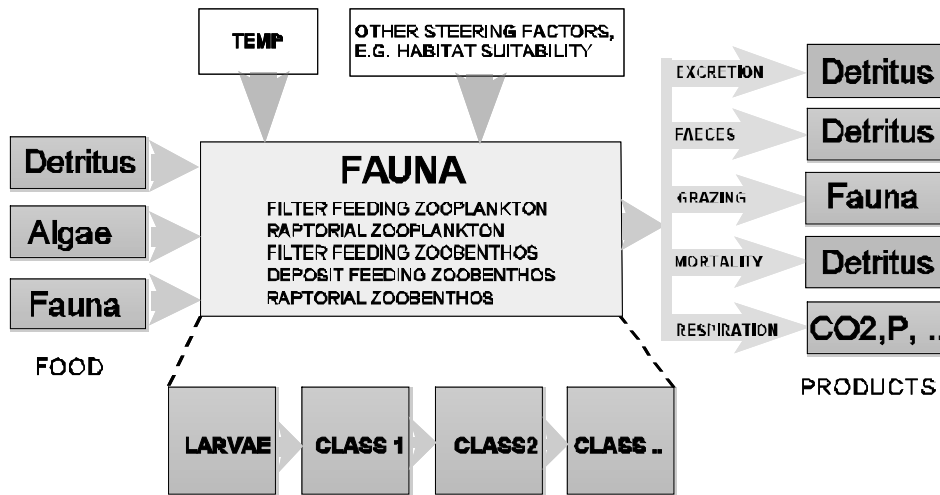


Fig. 4 Fauna processes implemented in EcoWasp

Text box 4 Basic description of some fauna processes

Fauna (continued)

Each animal filters or searches a certain system volume per unit of time. This determines the grazing losses in terms of animal numbers (in case they are prey), and this times the prey masses, it determines the amount of food in terms of biomass that can be taken up by a predator animal.

As a short explanation, the uptake term is given in more detail. Fauna uptake rate reads

$$\text{uptake rate} = up_{\max} \cdot F_6(\text{Food}) \cdot F_7(\text{Temp}) \cdot F_8(\overline{W}_i) \cdot \overline{W}_i \quad (\text{g AFDW ind}^{-1} \text{ d}^{-1}) \quad (10)$$

where $up_{\max}$ is the maximum uptake rate constant. $F(\text{Food})$ and $F(T)$ are the food and temperature dependency functions, $F_8(W)$ the allometric function that describes the weight dependency of uptake. Multiplication with W (as done here) gives the individual uptake rate.

The description of respiration consists of two terms: a basic metabolism term and an activity related term. The latter is zero when there is no feeding activity but it increases when the animal searches for food. Thus:

$$\text{respiration} = \text{rest respiration} + \text{activity respiration} \quad (\text{g AFDW ind}^{-1} \text{ d}^{-1}) \quad (11)$$

or:

$$\text{respiration} = -k_{rr} \cdot F_9(\text{Temp}) \cdot F_{10}(\overline{W}_i) - k_{ra} \cdot F_{11}(\text{activity}) \quad (\text{g AFDW ind}^{-1} \text{ d}^{-1}) \quad (12)$$

Parameters are k_{rr} (rest respiration constant) and k_{ra} (activity related respiration constant). Mind that they have different units and, thus, have different meanings. $F(\text{activity})$ is nothing else than the space that an individual has searched for food per unit of time ($\text{m}^3 \text{ ind}^{-1} \text{ day}^{-1}$); the conversion factor k_{ra} thus describes the amount of energy (expressed in g DW in the model) needed per m^3 searched volume. One of the ideas is that this factor is more or less the same for all animals that show the same food collection behaviour.

Excretion is described similarly. Respiration is an oxygen demanding process, and the products are carbon dioxide and nutrients following the stoichiometric ratio of the animal. Chemically, respiration is the reverse reaction of growth (in the model). The product of excretion is some detrital matter; set through a model parameter.

Change in numbers by mortality is described following:

$$\text{mortality} = -k_{mor} \cdot F_{12}(\text{Temp}) \cdot F_{13}(\text{age, condition}, \overline{W}_i) \cdot N_i \quad (\text{ind m}^{-3} \text{ d}^{-1}) \quad (13)$$

where k_{mor} is a rate constant (d^{-1}). This equation basically describes all the mortality not modelled in the term grazing (eq. 8). The terms k_{mor} and $F(\text{age, condition, mass})$ have to be reconsidered every time new predators are introduced in or removed from a model setup, or when other feeding parameters are changed.

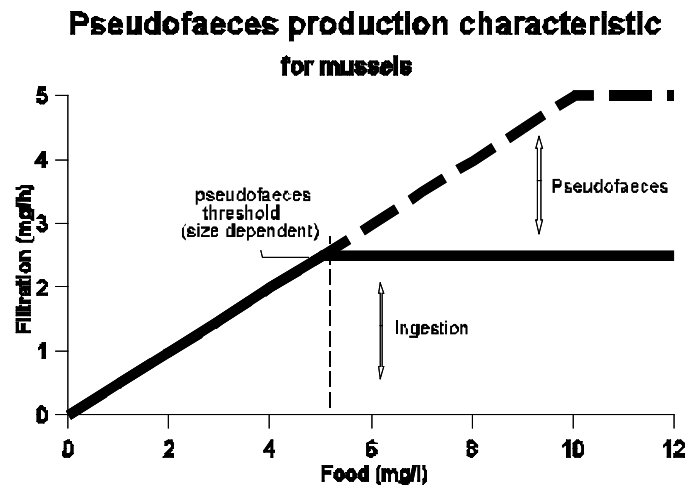


Fig. 5 Pseudofaeces production rules in the model

Temperature dependency of biological processes

A temperature relationship that describes the processes' response to temperature variations is implemented. We decided to use functions that easily allow a temperature discrimination. Standard Q_{10} -formulations e.g. (Begon et al, 1990) result in temperature related growth characteristics that do not differ very much for different choices for the parameters. We implemented the relationship from **textbox 6**; it may give several shapes of temperature relationships, depending on the parameter values (**Fig 6**). And thus, it better allows temperature dependent species competition.

Temperature and other possible dependencies

The function used for all the biological processes reads

$$F(T) = \left[\frac{(T - T_1)^2}{(T - T_2)^2 + (T - T_1)^2} \right] \quad (\text{if } T < T_2) \quad (14)$$

$$F(T) = \left[\frac{(T - T_3)^2}{(T - T_2)^2 + (T - T_3)^2} \right] \quad (\text{if } T > T_2)$$

and

$$F(T) = 0 \quad (\text{if } T < T_1 \text{ or } T > T_3)$$

with exceptional cases

$$F(T) = 1 \quad (\text{if } T < T_2 \text{ and } T_1 = T_2) \text{ or } (\text{if } T > T_2 \text{ and } T_3 = T_2)$$

where $F(T=T_2)=1.0$. For $T < T_1$ and $T > T_3$ $F(T)=0$. When $(T_2-T_1)=(T_3-T_2)$, then the function is symmetric around T_2 . Also, the area under the curve is 1.0, which is useful in a couple of cases. Important is that the shape of this function is very different for different parameter combinations (**Fig 7**), thus allowing temperature dependent species competition, or optimum temperatures for species occurrence. .

Text box 5 Temperature dependency in EcoWasp. The function has an optimum of 1 at $T=T_2$. The same function may be applied to other dependencies, e.g. the relationship between processes and salinity.

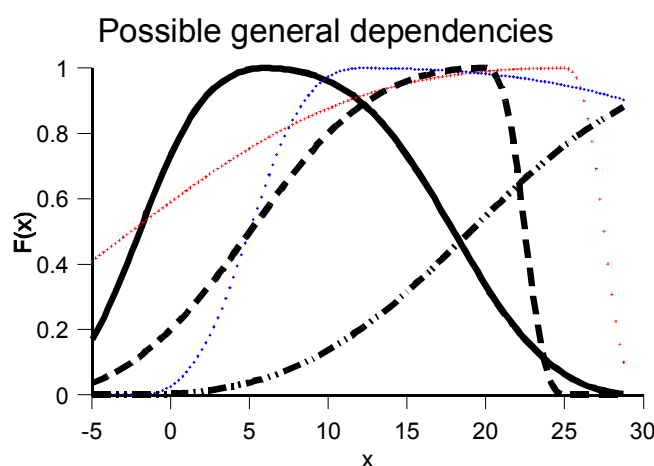


Fig 6 Possible shapes of the temperature dependency function

Nutrient dynamics

All kinds of elements are allowed in the model, adding elements does not require an adaptation of the source code. For all biological and chemical transformations, the elemental budget is computed. Each animal, algae, solid, detritus compound has a fixed stoichiometry. All biological activities (in each compartment, in each layer) together lead to negative or positive rates of addition to the dissolved nutrient concentrations. And, since these biological processes take place in the water as well as in the sediment, net kinetic contributions of biological activities to all nutrients in all layers of all compartments are known.

Sorption processes

Solids may adsorb anions such as phosphates and silicates (onto iron oxihydroxides) and cations such Ca^{2+} (onto humics). These adsorptions are described using an adapted Langmuir adsorption isotherm (Brinkman, 1993-b) and first order reaction kinetics.

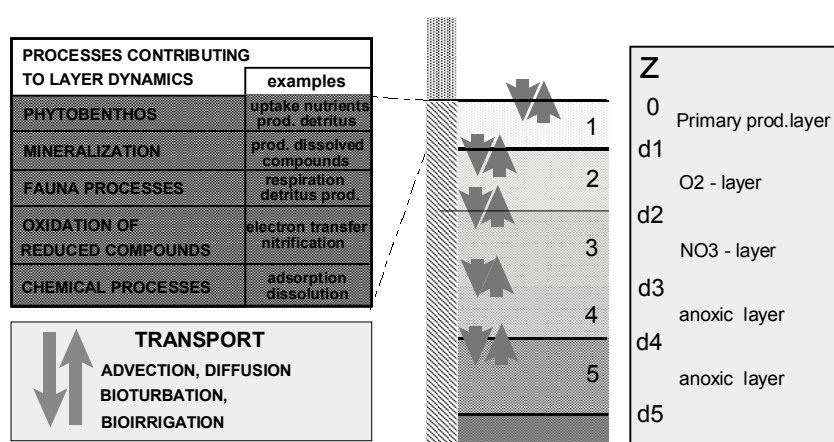


Fig 7 Sediment structure in the EcoWasp ecosystem model

Sediment structure

The sediment (**Fig 7**) is divided into a number of fixed layers, each having a known layer thickness. All solid (inorganic solids, detritus, algae, fauna) characteristics are computed with regard to these fixed layers. Secondly, pore water profiles for dissolved substances are computed using analytical solutions for standard first and/or zero order diffusion-reaction equations (Duursma & Hoede, 1967; Berner 1971, 1975, 1980; Brinkman and Van Raaphorst, 1986, Ruurdij & Van Raaphorst, 1995). From the steady state solutions, a more gradual change with time of pore water concentrations is computed.

Solids are assigned to fixed layers, only influenced by bioturbation. The transport is computed following a simple exchange equation. Algae, detritus and fauna process rates result in positive or negative production rates of all relevant dissolved pore water substances. Pore water profiles for electron acceptors are computed in their order of preference, followed by those for the other, non-acceptor, ions. From the computed pore water profiles, the diffusive exchange between water and sediment is computed, through Fick's first law. Thus, reaction intensities in the sediment directly affect sediment-water exchanges and overlying water characteristics.

The biological activities of animals also transport dissolved and solid substances.

Exchange of particulate matter between sediment and water

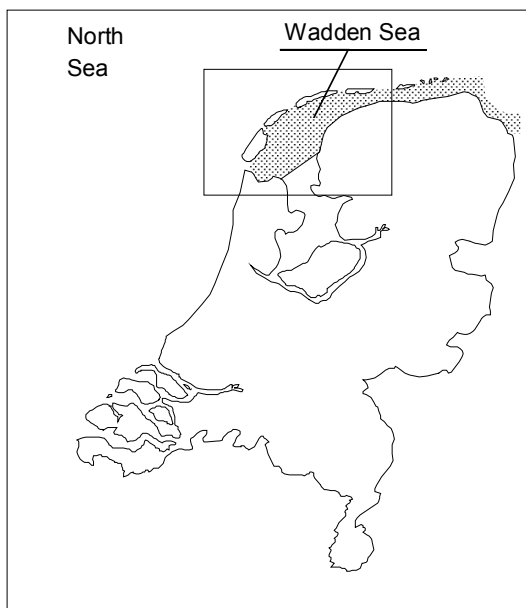
As a result of sedimentation of matter (silt, detritus matter, algae) there is a positive flux of matter to the sediment. This process always takes place, irrespective of the intensity of the reverse process: resuspension, which is a process driven by turbulence in the water phase, and thus depends on wind and wave action. The resultant of both determines whether there is a net flux to the sediment or not; and since especially resuspension forces differ from site to site, some sites may attract more silt and organic matter than other sites. In appendix B, the procedure is explained in more detail.

2.1.5 Parameter tuning

With small models (e.g. Maynard-Smith, 1979; Scheffer, 1990), having a few parameters, a true calibration can be done (Van Straten, 1986; Keesman, 1989; Brinkman et al, 1994, 1995). Large, complex models like EcoWasp can not be truly calibrated. For all processes, sufficient field information has to be available, which is never the case. This lack of data implies that many parameters cannot be separated completely (or even: at all) from each other, and thus many interrelations exist. The only method to find more or less appropriate parameter values is to start with an interpretation of available literature results. Also, from separate detail studies, followed by an off-line parameter tuning, parameter best-guesses can be found. This does not provide full information, but generally sets relatively narrow ranges. Within these ranges the modeller has some freedom for the final tuning, which is nothing else than making results to deviate not too much from the measurements.

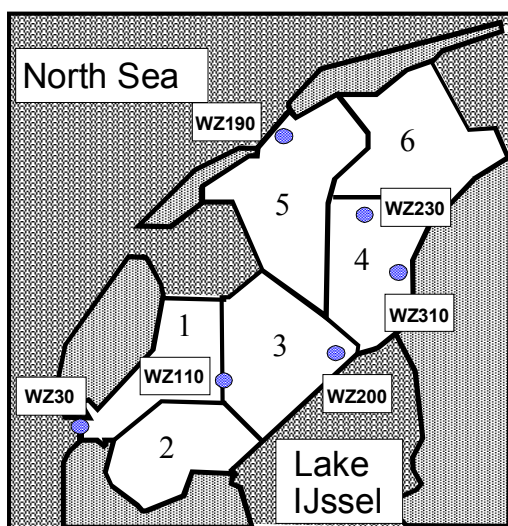
These measurements themselves usually carry a large uncertainty. This has little to do with sampling errors, but merely with a non uniform distribution of all kinds of variables in the system. Thus, it is difficult to find really representative figures for a large tidal system. In the EcoWasp-

case, some field data on filtration of chlorophyll by a mussel community, and release of ammonium and phosphorus by that same community are available (Asmus & Asmus, 1997; Asmus & Asmus, 1998).



2.1.6 Application: system description and model set-up

The model is applied to the western part of the Dutch Wadden Sea (**Fig 8**) for the year 1980-1988. This period has been chosen because input data, and data for comparison were available; and in 1986 additional data were available from the EON study (EON-I, 1988; EON-II, 1988). For the ecosystem model computations, the area is divided into six water compartments (**Fig 9**), each covering three areas with different depths: tidal flats (all areas above the mean low water level (MLW)), subtidal areas (from MLW down to MLW - 5 m) and channels. The



twelve-compartment set-up from EON-I (1988) and EON-II (1988) has been recompiled, regarding water flows and volume exchange coefficients. These EON-data have been computed for an atmospherically quiet period in June, 1971 (Ridderinkhof, 1988). Average depths and compartment areas have been computed from GIS-information. In appendix 5.2 of the report, these basic data are listed. The flow trajectory of fresh water is also computed during the EON study. The then derived characteristics have been compiled as well.

*Fig 8 Location of Wadden Sea in the Netherlands)
Fig 9 Outline of Wadden Sea as applied in the model setup*

The sizes of the six compartments are of the same order (Appendix 5.2 of the report) which is necessary to avoid numerical inconveniences. The exchange between

North Sea and Wadden Sea mainly is driven by the (Appendix 5.2 of the report). According to (Ridderinkhof, 1988), there is, on average, a rest-flow from the North to the South. For the exchange between the Vlie basin (North-East) and the Marsdiep basin (South-West), the rest flow is more important than the tidally induced exchange; both basins are more or less separated from each other.

2.1.7 Available input data

Data for the in-flowing fresh water and the adjacent North Sea have been supplied by the monthly

monitoring programme by the National Institute for Coastal And Marine Management (RIKZ) and the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Missing data are estimated as good as possible. The model performs an linear interpolation for all time series input data. Meteorological data (radiation, wind) are supplied by the Royal Netherlands Meteorological Institute (KNMI), for the nearby station De Kooy, Den Helder.

2.1.8 Available data for comparison

Chlorophyll concentrations, dissolved phosphorus, nitrogen compounds and silicate are used to compare computed and measured water quality characteristics. The measured values are taken from the monthly water quality monitoring program, already mentioned above. Chloride monitoring data are useful for testing the transport model. Benthic animal data are monitored locally (Beukema, 1976, 1982, 1989, 1991, 1993; Dekker, 1989, 1991, 1992, 1993, 1995, 1996).

Text box 6. Mixing characteristics of the Wadden Sea, computed after an average inflow of fresh water and a standard exchange with the North Sea (Ridderinkhof, 1988). Tabulated are: i) starting with a 100% fresh water situation: the value after 60 days (% NZ-water), and the day number at which 67% of this final value is reached; and ii) starting with a 100% sea water situation: the value after 60 days (% fresh water) and the day number at which 67% of this final value is reached.

Comp	Daynr	% NS	Daynr	%ljm (fresh)
1	6	91.6	15	8.4
2	10	86.0	14	14.0
3	15	68.8	8	31.2
4	23	65.5	16	34.5
5	19	63.2	10	36.8
6	12	87.0	16	13.0
7	12	86.0	15	14.0
8	3	97.2	18	2.8
9	7	92.9	17	7.1
10	11	84.9	15	15.1
11	8	92.8	18	7.2
12	11	87.2	16	12.8

Whole system surveys on cockle and mussel stocks have been performed by RIVO from 1992 until 2002, and were available for the present study (Den Os, 2001; Kater & Den Os, 2001, Kater, 2001; Kater 2002; Van Stralen, 2000). Older data on shell fish stock are based on estimates (Van Stralen, 2002). Alterra information (by it's predecessor RIN) on mussel growth rates in the field for the period 1983-1990 (unpublished results) allows an extra check on computed animal mass development. The EON-study in

1986 provided some primary production data (EON-I, 1988; EON-II, 1988).

Results

The mean residence time of Vlie basin rest flow water in the Marsdiep basin is about 34 days, computed as (total volume)/flow. But, residence time is a relative conception: the smaller the compartments, the shorter the residence times. To avoid such misinterpretations, we computed flushing characteristics for the separate compartments: what is the response of each compartment to stepwise chloride concentration changes in the adjacent North Sea water, or the Lake IJssel fresh water.

Text box 6 shows the final content of North Sea and Lake IJssel water, as well as the day number when 67% of the changes are settled. This day number is referred to here as the characteristic refreshment time. Compartments nearby the fresh water input locations may contain up to 30-35 % fresh water; the refreshment time for compartment 5 (in the Vlie-basin) is not more then 5 days.

The pelagic characteristics are largely influenced by the North Sea inputs, because these refreshment figures are of the same order as those for pelagic processes such as net algae growth. More inner compartments are expected to show a more independent behaviour, with characteristic refreshment times of about three weeks.

2.1.9 Acknowledgements.

The construction of EcoWasp has started around 1990 as a co-operation between IBN (Alterra's predecessor) and the Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ), and has had input from P. Ruardij and J. Baretta. Afterwards, the IBN continued its further development (Brinkman, 1993-a; Brinkman & Smit, 1993).

The author would like to thank B. Frederiks (National Institute for Coastal and Marine Management, RIKZ/RWS) for getting the data out of the Rijkswaterstaat databases WORSWRO and DONAR. S. Reents provided morphological data extracted and compiled from the IBN Arc/Info-GIS system. Many technical discussions with Th. Fast and A. Wilhelm from the GKSS-research institute (Geesthacht, Germany) enhanced the proper implementation of code.

Bijlage 2.2 Samenstelling van de bodem van de Waddenzee

Voor de integrale modellering was het nodig een idee te hebben van de samenstelling van het sediment in de verschillende onderscheiden compartimenten van de (westelijke) Waddenzee. Gehaltes aan slib, fijn en grof zand, en organisch materiaal spelen een rol bij opwerveling van materiaal, en de productie en opslag van nutriënten als P, Si en N.

Nu bestaan er nauwelijks gegevens over de meeste van deze componenten, noch is het resuspensieproces goed in kaart gebracht. Toch is er een schatting gemaakt, omdat de wél beschikbare meetdata een te lage resolutie hadden om een goed beeld van de variaties te kunnen geven. Het lichtklimaat in het water –en daarmee de primaire productie (zie Colijn & Cadée, 2003)- wordt voor een belangrijk deel bepaald door het aanwezige zwevende materiaal, en op zijn beurt is dat aan sterke schommelingen onderhevig als gevolg van golven (dus wind) en stroming. De samenstelling van de bodem op elke locatie is hierop van invloed en wordt omgekeerd bepaald door de resuspensiekenmerken.

Ook de geografische resolutie is voor de meeste sedimentkenmerken vrij gering. Dat is door Zwartz et al (deelrapport G van EVA, 2003) verholpen, met de constructie van een slibkaart die gebaseerd is op directe metingen over meerdere jaren, en overige beschikbare gegevens zoals golfwerking, droogvalduur, stroomsnelheden, e.d. Middels een co-kriging methode is de oorspronkelijke slibkaart (RIKZ, 1998) omgewerkt naar een kaart met veel meer detail. Met behulp van een aantal relaties is geschat wat in het sediment op elke locatie in de Waddenzee het gehalte was aan slib, zand, humus, en ijzeroxide. Het laatste heeft een belangrijke functie bij de berekening van de adsorptiecapaciteit van de bodem (zie ook Brinkman & Van Raaphorst, 1986; Van Raaphorst et al, 1988).

Hierbij is tevens de definitie van slib als dát deel van het sediment waarbij de deeltjesgrootte < 16 : is gebruikt (in de RIKZ-kaart werd de Angelsaksische grens van 63: aangehouden).

Een tweede gegeven dat gebruikt kon worden om een indeling van de bodem te maken was de relatie tussen slib en fijn materiaal (16-63:), en de relatie tussen slib en organisch stof (dat deel dat verbrand wordt bij verhitting bij 400 °C). Organisch stof is in de praktijk vrijwel synoniem voor humusmateriaal, weinig reactief organisch materiaal, gekenmerkt door een relatief laag gehalte aan P, N en S, en een lage afbraaksnelheidsconstante. Tenslotte wordt een –overigens vrij slecht gefundeerd- verband gebruikt tussen organisch stof en Fe, om aan te geven hoeveel adsorbent voor P en Si er in het sediment aanwezig is.

Zwarts (1988) levert data om het gehalte aan organisch stof in de bodem van de Waddenzee te relateren aan het slibgehalte van de bodem. Hij vindt

$$\begin{aligned}\text{Humusgehalte} &= 0.17 * \text{lutum-gehalte} \\ \text{Lutum-gehalte} &= 0.66 * \text{slibgehalte} \\ \text{Slibgehalte} &= 0.2 * \text{gehalte aan materiaal } < 63:\end{aligned}$$

en aldus:

$$\text{Humusgehalte} = 0.11 * \text{slibgehalte} \quad (\text{alle gehalten in gewichts-\%})$$

Omdat de EcoWasp-data organisch-stofgehaltenes in g m^{-3} betreffen, moet alle gehaltenes ook als dusdanig bekend zijn. De soortelijke massa van het sediment wordt op ongeveer $1.5 \cdot 10^6 \text{ g m}^{-3}$ gesteld, wat geen onrealistische waarde is (Brinkman & Van Raaphorst, 1986). Derhalve volgt voor het humusgehalte in $(\text{g m}^{-3}) = 1.5 \cdot 10^4 * \text{humusgehalte in \%}$, idem dito voor de overige gehaltenes. Het gehalte zand ($> 63\mu$) is de rest; dit gehalte zal overigens in de meeste gevallen meer dan 80% bedragen.

Nu is humus het weinig reactieve deel van het organisch materiaal in de bodem, maar de meest reactieve bestanddelen tellen qua gewichtfractie niet werkelijk aan. Het effect van die meer reactieve fracties is in de EcoWasp-berekeningen wél verdisconteerd: afgestorven algen e.d. komen via bezinking en actieve depositie door filtreerders in de bodemtoplaag terecht.

Tenslotte was een schatting vereist van het ijzergehalte van de bodem, omdat vooral Fe-oxihydroxiden als adsorbent dienen voor fosfaat en silicaat. Hierbij is –pragmatisch- gebruikt gemaakt van een verband tussen humusgehalte en Fe-gehalte, zoals Brinkman & Van Raaphorst die gaven voor het Veluwemeer. Op zich vanwege het zoetwaterkarakter van dat meer misschien geen goede referentie, maar vanwege de eveneens relatief zandige bodem ook –gezien het ontbreken van een alternatief- toch een verdedigbare keuze.

Er volgt derhalve als ruwe schatting voor het Fe-gehalte:

$$\text{Fe (mg Fe/g bodemmateriaal)} = 0,5 * \text{humusgehalte (mg/g)}$$

Delend door het molgewicht van Fe (56.5) volgt het Fe-gehalte in mol/gram bodemmateriaal.

Samen met de specifieke massa van bodemmateriaal (zie boven) volgt het Fe-gehalte in mol m^{-3} (systeemvolume)

Bijlage 2.3 Resuspension and sedimentation of matter, general description

Background

Sedimentation and resuspension contribute to the content of suspended matter in the water, and determine at least partly the composition of the upper sediment layer. Biological processes (production of faeces and pseudofeces) may be important as well, as is horizontal transport in the water column.

Sedimentation is a result of density differences between suspended particles and the water; the particle radius is an important additional factor that determines the settling velocity. The vertical mixing situation in the water column is important as well, because in a poorly mixed state a concentration profile may establish. In that case, the concentration of particles is always highest at the sediment surface, and the disappearance rate of particles is highest at that position. Thus, in order to compute fluxes of solid matter across the sediment-water interface, the concentration at this interface has to be known. Therefore, avoiding such complications, a very well vertically mixed situation is assumed for the water column. The sedimentation flux is proportional to the solid content of the water, the specific mass of the particles and of the water, and the particle diameter d (m). Temperature affects the water viscosity, and therefore is –in theory– a variable too. Thus, the general settlement flux reads

$$Flux_{settle} = v_z \bullet [\overline{solid}] \quad (\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}) \quad (1)$$

with v_z as the parameter that depends on the mentioned physical properties of water and of the particles:

$$v_z = f(\rho_{solid}, \rho_{water}, \nu_{water}, d_{solid}) \quad (\text{m d}^{-1}) \quad (2)$$

with

ρ = specific mass of solid or water (g dm^{-3})

ν = kinematic viscosity of water ($\text{m}^2 \text{ d}^{-1}$)

d = diameter of solid particle (m)

The quantitative relationship between the settling velocity and the physical properties is given by Stokes' law, if necessary extended with a factor f ($0 < f \leq 1$) that describes the influence of the particles' shape:

$$v_z = \frac{1}{18} f \frac{g}{\nu} \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} d^2 \text{ spd} \quad (\text{m d}^{-1}) \quad (3)$$

For an ideal sphere, $f=1$. Other parameters are:

g = gravity (m s^{-2})

d = particle's diameter (m)

spd= seconds per day, transformation of units (spd = 86400).

The settled particle has to stay on the sediment surface. In a very turbulent situation, this is not always possible, and the system acts as if there is no sediment. This is the reason that in many settlement descriptions a maximum value for the bottom shear stress is mentioned, above which no settlement occurs. This is not done here, for the time being, because we think that it's more a matter of a balance of sedimentation/resuspension processes than an impossibility to settle. Temperature and salinity are implicit factors in the kinematic viscosity ν and the specific mass of the water ρ_w .

Additionally, suspended particles may flocculate. Especially detritus and fine inorganic matter such as silt may together form larger aggregates, and thus increase their settling velocity by an increased 'diameter' d . Such a flocculation is of importance when highly turbulent waters suddenly reach quiet sites, or when fresh water enters a saline environment. The reason for this is that fine matter (clays, humic matter) partly is stabilised by an electrochemical surface charge; this charge stabilisation becomes less effective in a situation with high ionic concentrations. The electrostatic double layer of the particles is affected by the ions (especially the anions), and the potential at a certain distance from the particle surface drops to much lower (absolute) values in the presence of high ion concentrations, and thus, mutual repulsion becomes much less effective in a saline environment.

This flocculation possibility can be expressed by an additional parameter ζ . Since ζ mainly influences the particle diameter, it reads:

$$d_{eff} = d \zeta \quad (\text{m d}^{-1}) \quad (4)$$

Implementation

A general equation for the description of the effect of sedimentation and resuspension reads

$$\frac{d[CS]}{dt} = \frac{1}{H} (k_1[CB] - k_2[CS]) \quad (\text{g m}^{-3} \text{ d}^{-1}) \quad (5)$$

with

- [CS] = concentration of suspended solids (g m^{-3})
- H = depth of water column (m)
- [CB] = concentration of solids in sediment top layer (g m^{-3})
- k_1 = resuspension parameter (m d^{-1})
- k_2 = settling velocity of suspended matter (m d^{-1})

Only the parameters k_1 and k_2 need further descriptions.

The settlement velocity k_2 is a constant in many implementations, but may be effected by the formation of aggregates.

The resuspension parameter k_1 is the important one that needs to be determined based on time series analysis.

A general formulation of k_1 reads

$$k_1 = r_1 (W_{10}^{r^3} - opw^{r^3}) \quad (\text{m d}^{-1}) \quad (6)$$

with

- r_1 = effect parameter, depending on sediment structure

- W_{10} = wind speed on 10 m elevation (standard) (m s^{-1}), since wave action is mainly driven by wind
 opw = offset wind speed (m s^{-1}). Below opw , no resuspension occurs. Note that k_1 cannot be negative
 r_3 = parameter that reflects a non-linear relationship between wind speed and resuspensive power

Important now is to determine the system's response characteristics. Actually, there are three response characteristics.

The first is important with increasing wind speeds.

In that case, k_1 is the dominant parameter. The relative rate of increase at $t=t_0$ is

$$rel.rate.increase = \frac{k_1}{H} \frac{[CB]}{[CS]} - \frac{k_2}{H} \quad (d^{-1}) \quad (7)$$

The second one is important with decreasing wind speeds (suppose in this case that the wind drops to zero)

$$rel.rate.decrease = -\frac{k_2}{H} \quad (d^{-1}) \quad (8)$$

This implies that in case of a suddenly remitting wind the maximum rate constant is given by k_2/H .

The third one is the maximum concentration of suspended matter in the water column, and this follows after setting $d[CS]/dt$ in eq.(5) equal to zero. Then:

$$k_1[CB] = k_2[CS] \quad (9)$$

and thus

$$[CS]_{\infty} = \frac{k_1}{k_2}[CB] \quad (\text{g m}^{-3}) \quad (10)$$

Because $[CS]$ in the overlying water is roughly known, and also $[CB]$ is given a starting value in the model, k_1 can be estimated when a rough value for k_2 (the settling velocity) is available. Note that the depth of the water is not important for the calculation of CS ; H only affects the rate constant. But depth may influence the value of k_1 since wind and wave effect depend on water depth.

Bijlage 2.4 Resuspensie in EcoWasp, ten behoeve van de berekening van het lichtklimaat

Gebaseerd op de beschrijving in het vorige deel is, mede op basis van de gemeten zwevend-stofgehalten in de Waddenzee, een schatting gemaakt van de genoemde resuspensie- en sedimentatieparameters. Een belangrijke reden om dat te doen, en **geen** gebruik te maken van gemeten gehalten is de grote dynamiek die kenmerkend is voor die gehalten. Luttele uren na een opstekende wind is een heldere Waddenzee veranderd in een troebele watermassa. Omdat we gebruik kunnen maken van daggemiddelde winddata is met behulp van een berekend gehalte aan zwevend materiaal een dynamischer beschrijving van het lichtklimaat mogelijk. Hierbij spelen de gehalten aan bodemmateriaal eveneens een rol; deze zijn globaal beschreven in bijlage 2.2.

Gebruikte parameters zijn gegeven in tabel B2.4.

Tabel B2.4. Sedimentatie- en resuspensieparameters.

Parameters					
r3	2				
specifieke massa sediment	2.5	kg/dm ³			
porositeit	0.6	(-)			
Soort	slib	fijn zand	zand medium/grof	ROM	
Verhouding	1	5	100-ROM-slib-fijn zand	0.1122	%
% in bodem	5	25	69.439	0.561	
gehalte in bodem	75000	375000	1041585	8415	g/m ³
r	3E-10	1E-10	1E-11	3E-10	(-)
r3	2	2	2	2	(-)
opw	2	5	10	0.5	(-)
bezinksnelheid vs	7.2	24.0	192	1.92	m/d

Besloten is in het model een windrichting-afhankelijkheid in te bouwen; gezien de ligging ten opzichte van de zeegaten of de vaste wal is niet elk compartiment even gevoelig voor een, bijvoorbeeld, NO-wind.

De afhankelijkheid luidt:

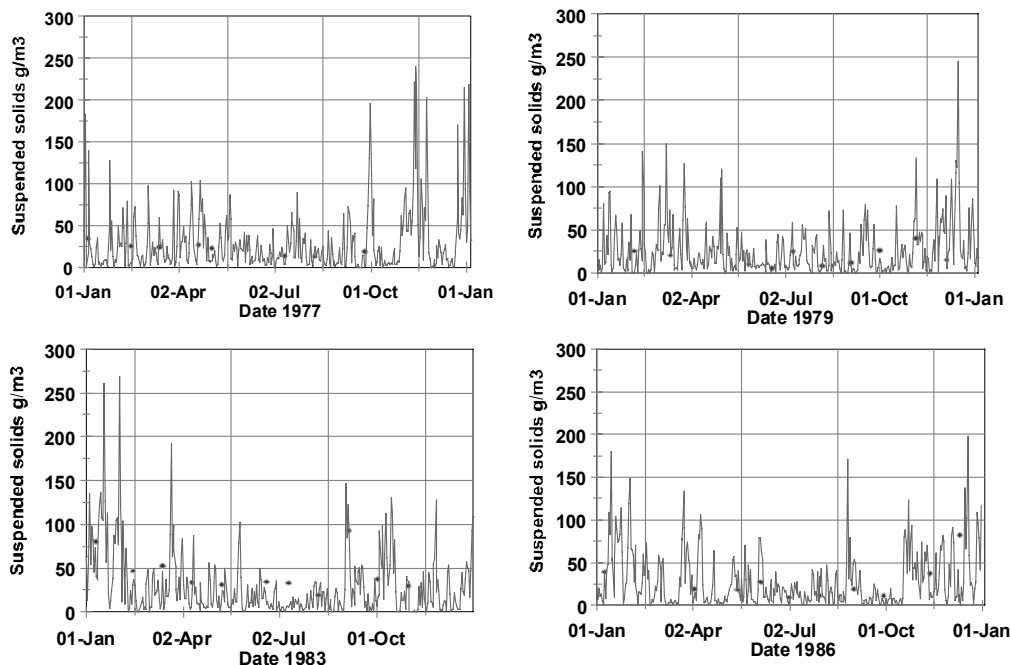
$$k_1(\text{effect}) = k_1 \cdot (1.0 + \zeta \cdot (\text{richt} - \text{richt0}))$$

waarin ζ een evenredigheidsconstante, en richt de windrichting, en richt0 de windrichting die de minste invloed uitoefent op resuspensie. In het model is dit dusdanig geregeld dat er twee basisrichtingen kunnen worden opgegeven. Deze exercitie moet als correctie op vgl 6 uit het vorige bijlage (bijlage 2.3) worden beschouwd.

Voor enkele locaties en jaren zijn berekende en gemeten zwevend-stofgehalten gegeven in Fig B2.4

Er is géén volledige parameterschatting uitgevoerd; maar deze pragmatische resultaten waren naar tevredenheid.

Suspended solids and wind DoovBalgWest



Suspended solids and wind DoovBalgWest

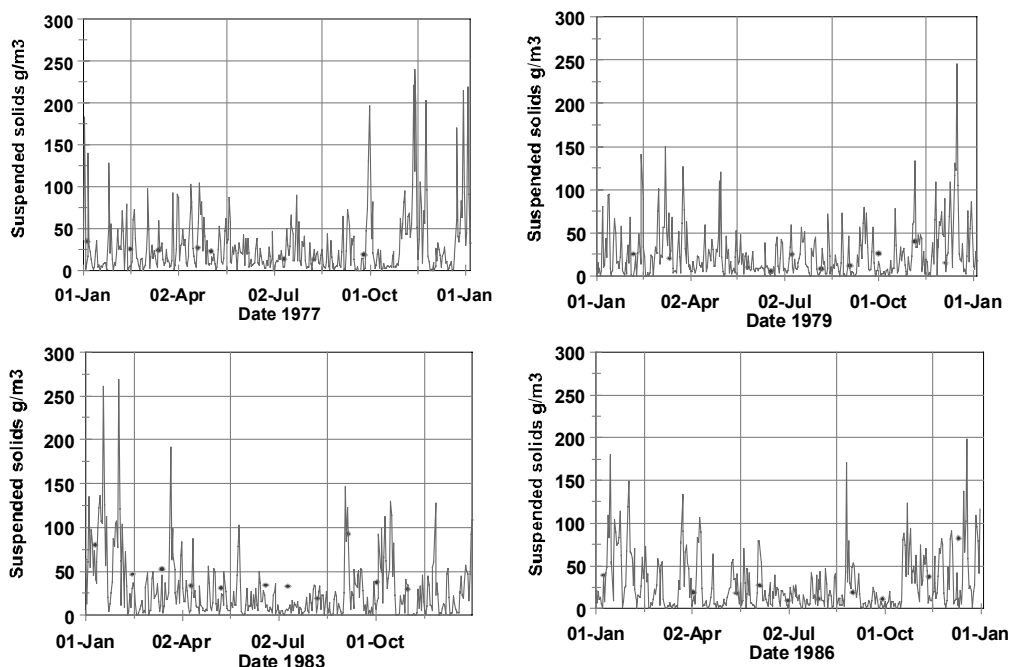


Fig B2.4 Gemeten (punten) en berekende gehalten (lijn) aan zwevend materiaal op enkele locaties in de Waddenzee.

Bijlage 2.5 Lichtklimaat in de waterkolom, extinctiecoëfficiënten en Secchi-dieptes

Het lichtklimaat in de waterkolom wordt beschreven met de klassieke Lambert-Beer vergelijking (zie bijv. Thomann & Mueller, 1987), waar de extinctiecoëfficiënt berekend wordt uit de bijdragen van het water zelf, het opgeloste materiaal ('gelbstoff', voornamelijk opgelost humuszuren en fulvinezuren) plus al de voorkomende vaste deeltjes (algen, detritus, anorganisch materiaal zoals slib en zandkorrels).

Er volgt voor de lichtintensiteit I_z op elke diepte z :

$$I_z = I_0 \exp(-k_e \cdot z) \quad (1)$$

waarin I_0 de instraling (W m^{-2}) aan het oppervlak is, en k_e (m^{-1}) de extinctiecoëfficiënt van het water. Zoals gezegd wordt deze bepaald door de verschillende bestanddelen van het water, en er geldt:

$$k_e = k_0 + \gamma_g [\text{gelb}] + \sum_i \gamma_{\text{alg},i} [\text{alg}_i] + \sum_i \gamma_{\text{det},i} [\text{det}_i] + \sum_i \gamma_{\text{sol},i} [\text{sol}_i] \quad (2)$$

waarin

k_0	= basisextinctiecoëfficiënt van water
$[\text{gelb}]$	= gehalte "gelbstoff" (g m^{-3})
$[\text{alg}]$	= gehalte algen, (voor alle N soorten, $I=1..N$) (g m^{-3})
$[\text{det}]$	= gehalte detritus, (voor alle N soorten, $I=1..N$) (g m^{-3})
$[\text{sol}]$	= gehalte anorganisch zwevend slib, (voor alle N soorten, $I=1..N$) (g m^{-3})
γ_{gelb}	= relatieve bijdrage van "gelbstoff" aan k_e ($\text{m}^{-1} (\text{g gelbstoff m}^{-3})^{-1}$)
$\gamma_{\text{alg},i}$	= relatieve bijdrage van algensoort i aan k_e ($\text{m}^{-1} (\text{g alg m}^{-3})^{-1}$)
$\gamma_{\text{det},i}$	= relatieve bijdrage van detritussoort I aan k_e ($\text{m}^{-1} (\text{g detritus m}^{-3})^{-1}$)
$\gamma_{\text{sol},i}$	= relatieve bijdrage van anorganische stof aan k_e ($\text{m}^{-1} (\text{g anorganische stof m}^{-3})^{-1}$)

Bij de simulaties zijn de twee eerste componenten samen als vaste waarde ingevoerd als basisextinctie. De relatieve bijdragen van de overige componenten bepalen de dynamische variatie van k_e . In tabel 2.5.1 zijn de relevante waarden gegeven. Hierbij zijn de waarden voor anorganisch zwevend slib de kleinste, wat een gevolg is van de hoge specifieke massa van die stoffen: immers de relatieve lichtuitdoving is mede afhankelijk van de grootte van de deeltjes, en per gram materiaal is die bij anorganische deeltjes het kleinst.

Tabel 2.5.1 relatieve bijdrage aan extinctieparameter

deeltje	$\gamma \quad \text{m}^{-1} (\text{g m}^{-3})^{-1}$
Niet-diatomeeën	0.07
Diatomeeën	0.045
Benthische diatomeeën	0.06

DeadSub	0.06
DeadDia	0.06
Frac2Dia	0.03
Frac2	0.06
Frustules	0.02
ROM	0.05
LOM	0.00
FeOOH	0.06
Silt	0.03
Zand-fijn	0.02
Zand-medium	0.02

De Secchi-diepte, die bij de maandelijkse waterkwaliteitsmetingen van Rijkswaterstaat een belangrijke grootheid is, is gerelateerd aan k_e . Zie voor een uitgebreidere toelichting Kirk (1994) en Thomann & Mueller (1987).

Gebruikt is de relatie

$$Secchi = \frac{14.5}{k_e} \quad (dm) \quad (3)$$

In de literatuur wordt meestal met m als eenheid gewerkt (en de evenredigheidsconstante is derhalve dan 1.45), maar dat is gezien de Nederlandse situatie met wateren waarin die Secchi-diepte vrij klein is, ongebruikelijk. De Rijkswaterstaat-metwaarden worden dan ook altijd in dm opgegeven.

Bijlage 2.6 Adsorptie in het EcoWasp-ecosysteemmodel

Adsorptie van fosfaat en van silicaat aan bodemmateriaal is in het ecosysteemmodel EcoWasp beschreven. Adsorptie heeft een bufferende werking in de beide kringlopen, en bepaalt mede de concentraties van P en Si in de waterfase. Een adequate beschrijving is daarom van belang.

Gebruik wordt gemaakt van een aangepaste Langmuir-adsorptievergelijking, waarbij de adsorptie-evenwichtsconstante een functie is van de concentratie P (Si) in het poriewater. Ook de pH van het water ter plekke (in het bodemwater) is van belang, maar die is in het model constant verondersteld (pH= 7.8).

Voor de evenwichtstoestand van een adsorberend ion aan een oppervlak geldt de Langmuir-vergelijking

$$C_{ads} = \frac{K_{ads} C_{eq} Ads_{max}}{1 + K_{ads} C_{eq}} [solid] \quad (\text{mol m}^{-3}) \quad (1)$$

waarin

Ads_{max} = adsorptie maximum (mol g⁻¹ adsorbent)

[solid] = het gehalte adsorbent in het systeem (g m⁻³)

C_{ads} = de werkelijke adsorptie (mol geadsorbeerd m⁻³)

K_{ads} = de adsorptie-evenwichtsconstante (m³ mol⁻¹)

C_{eq} = de adsorptie-evenwichtconcentratie in de vloeistoffase (mol m⁻³)

De adsorptie-evenwichtconcentratie K_{ads} is in een ‘standaard’-Langmuirbeschrijving een echte constante, maar theoretisch is er niets op tegen deze afhankelijk te laten zijn van de concentratie van, bijvoorbeeld, opgelost P.

Gebruikt is de aanpassing

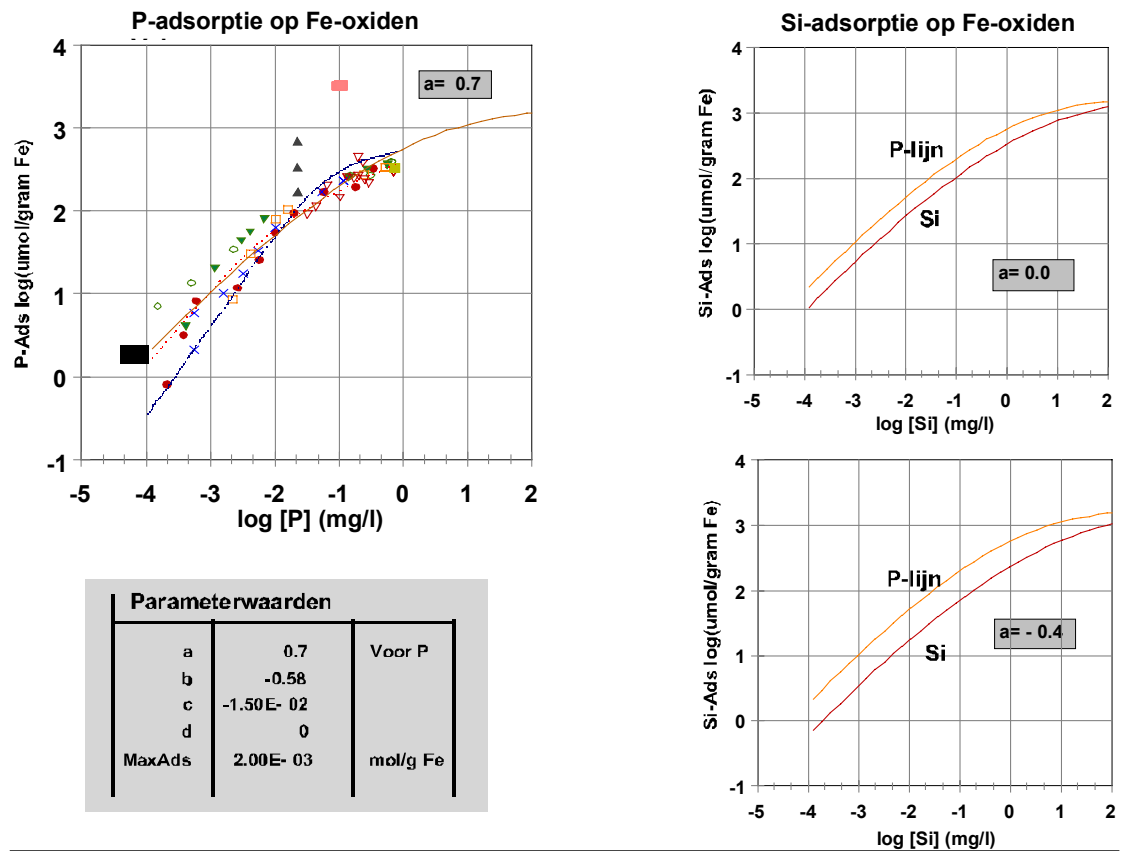
$$K_{ads} = \exp(a + b \ln(P) + c \ln(P)^2 + d \ln(P)^3) \quad (\text{m}^3 \text{ mol}^{-1}) \quad (2)$$

waarbij $\ln(P) \geq P_{\text{minimaal}}$ om te voorkomen dat een erg lage [P] problemen gaat opleveren. Lees Si in plaats van P in geval van Si-adsorptie. Overigens kan elk willekeurig ion meegenomen worden in een dergelijke adsorptiebeschrijving, en eveneens kan het adsorbent elke willekeurige vaste stof zijn. Dit moet in de invoerbestanden aangegeven worden. Hier hebben we alleen gerekend met adsorptie van P en Si aan FeOOH, waarvan het gehalte geschat is. Zie daarvoor de bijlage over de bodemsamenstelling van de Waddenzee (Bijlage 2.2).

De 1^e-orde reactiesnelheidsconstante, die mede bepalend is voor de snelheid waarmee uitwisseling tussen bodem en water plaats vindt, is een modelparameter: k_1 (s⁻¹ (g adsorbent m⁻³)⁻¹). De effectieve waarde wordt bepaald door het gehalte aan adsorbent in de bodem ([solid], g m⁻³), plus de porositeit (poros (-)) van de bodem ter plekke:

$$k_1(\text{eff}) = k_1 [solid] \text{poros}^{-1} \quad (\text{s}^{-1}) \quad (3)$$

De reactiesnelheid wordt ingebracht in de reactie-diffusievergelijking voor ionen in het poriewater, naast de productiesnelheid van P (Si, etc) ten gevolge van opname door algen en productie bij mineralisatie. Zie hiervoor Brinkman & Smit (1993) voor een complete beschrijving.



Adsorptie-isothermen van P en Si aan FeOOH, zoals gebruikt bij de ecosysteemberekeningen. De gegeven meetdata zijn die voor het Veluwemeer (uit Brinkman & Van Raaphorst, 1986). Uiteindelijk is $a=0.4$ gebruikt voor de P-adsorptie, en $a=-0.4$ voor de Si-adsorptie. Zie ook bijlage 5.4.11

Bijlage 2.7 Primaire productie: metingen en modelberekeningen

Primaire productie wordt in de Waddenzee al vanaf midden jaren '70 gemeten in het Marsdiep, deels in het midden van de geul, deels in monsters genomen vanaf een steiger gelegen naast het NIOZ. De wijze waarop gemeten wordt, én de manier waarop de metingen worden geëxtrapoleerd naar een getal voor de grootte van de primaire productie in het systeem bepaalt hoe dit getal moet worden vergeleken met de primaire productie zoals die in het EcoWasp-model berekend wordt.

Een aantal stappen is van belang.

A: de meting

1. hoe wordt gemeten
2. hoe wordt de meetwaarde omgerekend naar een primaire productiegetal voor de waterkolom ter plekke
3. hoe wordt dat getal geëxtrapoleerd naar een 24-uurs waarde.
4. Hoe worden al de 24-uurs-waarden gebruikt om een getal op jaar-basis te vinden.

B: het model

Hierbij zijn de bovengenoemde stappen 2-4 van belang.

Hieronder worden deze stappen doorgenomen. Het is niet de bedoeling om een recept te (re)produceren maar wel moet de route duidelijk zijn die gevolgd is om een getal voor primaire productie op jaarbasis te verkrijgen.

Meting van primaire productie

Vanaf de NIOZ-steiger (Noordzijde van het Marsdiep) vindt tijdens de voorjaarsbloei wekelijks een bemonstering plaats van het oppervlaktewater; in de rest van het jaar wordt dit elke 14 dagen gedaan. Dit monster wordt zo snel mogelijk in een incubator geplaatst, waarbij met behulp van een ^{14}C –methode de koolzuuropnamesnelheid wordt gemeten (Cadée & Hegeman, 1974; Strickland & Parsons, 1972). Aan het monster, waarvan het carbonaatgehalte bekend is (want dat wordt ook gemeten), wordt een bekende hoeveelheid $\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$ toegevoegd. Na 3 uur incubatie wordt het monsters afgefilterd, en op het filtraat, dat de algen bevat, wordt de hoeveelheid ^{14}C gemeten. Dit gebeurde met een Geigerteller, en tegenwoordig gewoonlijk met een vloeistofscintillatiemeter. Hiermee is de hoeveelheid opgenomen koolstof bekend, en dus ook de opnamesnelheid. Met de methode wordt vooral de bruto productie bepaald, alhoewel ook gedurende de meting (die 3 uur duurt) respiratie plaats vindt. Deze respiratie zal aanvankelijk alleen niet-gelabeld C betreffen, maar na verloop van tijd zal ook ^{14}C in het respiratieproduct gaan voorkomen. Het is daardoor niet goed bekend (med. G. Cadée) in hoeverre respiratie wordt meegenomen in het analyse. Het analysesresultaat geeft daarom een getal dat tussen de bruto- en de nettoproductie in zal liggen. De lichtintensiteit die bij de incubatormeting wordt gebruikt is $0.1 \text{ gcal cm}^{-2} \text{ min}^{-1} = 70.0 \text{ W m}^{-2}$.

De monsters worden voortdurend geroteerd om de algen in suspensie te houden. Daarmee wordt tevens voorkomen dat anorganisch materiaal en detritus bezinkt, en wordt in het monster dezelfde turbiditeit behouden als die in het Marsdiepwat op het moment van de monsternam

Omrekening naar in situ-waarden

Gebruik wordt gemaakt van de vergelijking van Steemann Nielsen & Aabye Jensen (1957):

$$P = \frac{PP * E * D}{2} \quad (\text{g C m}^{-2}\text{d}^{-1}) \quad (1)$$

waarin

- P de dagelijkse *in situ* primaire productie is (g C m⁻²)
- PP de potentiële productie van oppervlaktemonsters in g C m⁻³ h⁻¹
- E diepte van de eufotische zone, berekend als 3 * de Secchi-diepte in m
- D daglengte in uren van zonsopgang tot zonsondergang.

De waarde voor PP volgt uit de incubatormetingen, en is dus gemeten bij 70 W m⁻². De factor 2 in de vergelijking is een gevolg van de interpolatie over de diepte. Zie hiervoor Steemann Nielsen & Aabye Jensen (1957).

Omrekening naar jaarwaarden

De dagwaarden, zoals hierboven berekend, worden op het NIOZ zeer regelmatig bepaald (globaal gesproken elke week). Via een lineaire interpolatie worden dagwaarden voor de overige dagen geschat, en de totale som over alle dagen levert de jaarsom.

Vergelijking met de uitkomsten van de modelberekening

Er zijn twee belangrijke afwijking tussen de modelberekeningen en de meting zoals hierboven aangegeven. Eén is dat het model een netto productie berekent, maar dat is nauwelijks een nadeel, omdat de bruto productie uiteraard ook berekend en eveneens opgeslagen wordt.

De tweede afwijking betreft de berekening van dagwaarden. Het model gebruikt de integraal

$$P = \int_{z=0}^{z=H} p(z).dz \quad (\text{g AFDW m}^{-2}\text{d}^{-1}) \quad (2)$$

waarin p(z) de bruto primaire productie is op elke diepte z van de waterkolom, en H de diepte ter plekke.

Voor p(z) geldt

$$p(z) = p_{\max} \frac{\frac{I_z}{I_k}}{\sqrt{1 + \left(\frac{I_z}{I_k}\right)^2}} \quad (\text{g AFDW m}^{-3}\text{d}^{-1}) \quad (3)$$

met

$$I_z = I_0 \exp(-k_e z) \quad (\text{W m}^{-2}) \quad (4)$$

Geïntegreerd over de diepte (vgl. 2) levert dat de totale bruto primaire productie op per tijdseenheid en per oppervlakte-eenheid. Het model gebruikt per dag een gemiddeld getal voor de instraling, maar corrigeert voor een licht-donker periode door

$$I_0 = \frac{I_0(\text{daggemiddeld})}{\text{lichtperiode} / 24} \quad (\text{W m}^{-2}) \quad (5)$$

waarin de lichtperiode in uren, en de daggemiddelde instraling de dagsom (J/dag) gedeeld door de daglengte in s (86400 sec/dag).

De productie wordt daarmee alleen voor de lichtperiode berekend, de bruto productiesnelheid volgt uit

$$P_{\text{dag}}(\text{bruto}) = P * (\text{lichtperiode} / 24) \quad (\text{g AFDW m}^{-2} \text{ d}^{-1}) \quad (6)$$

De respiratie is in het model niet van het licht afhankelijk, en dus is de netto productiesnelheid

$$P_{\text{netto}} = P_{\text{dag}}(\text{bruto}) - \text{resp} * H \quad (\text{g AFDW m}^{-2} \text{ d}^{-1}) \quad (7)$$

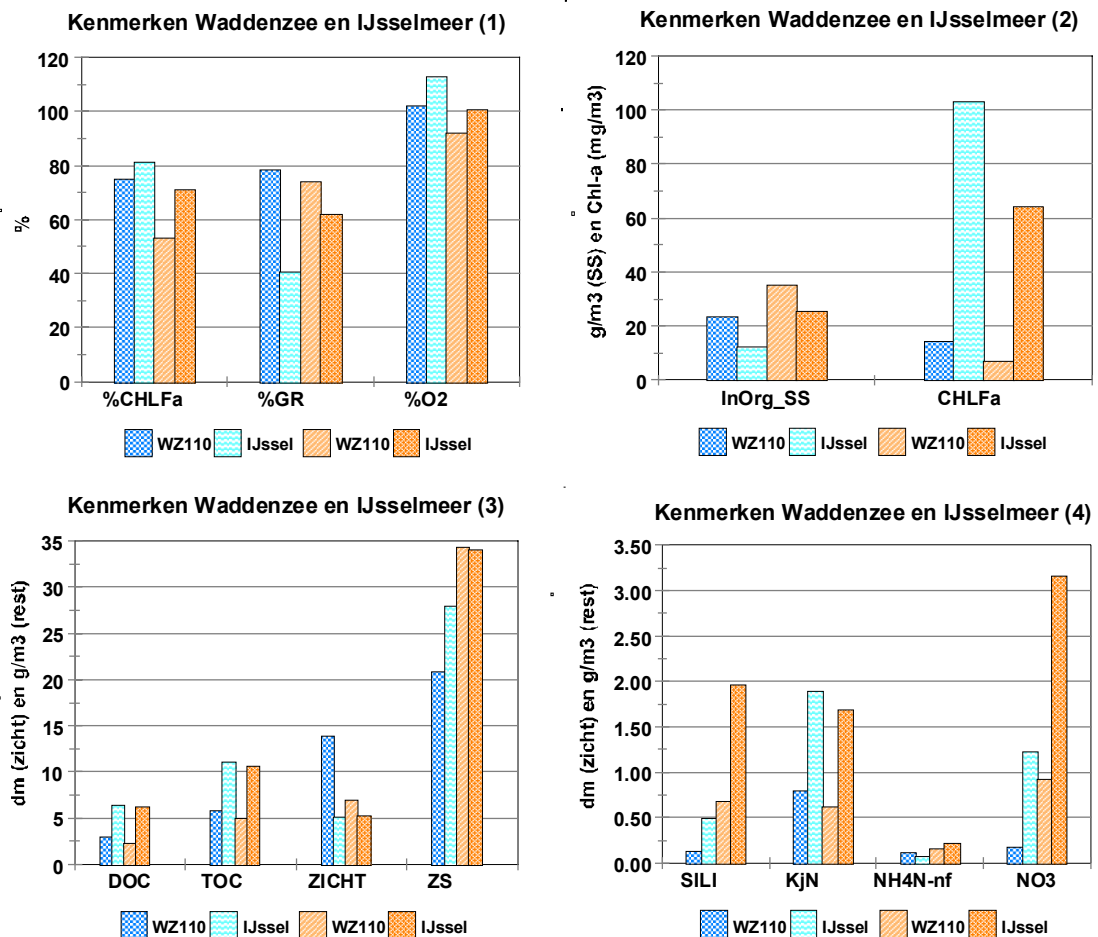
waarin resp de respiratiesnelheid van het fytoplankton (g AFDW m⁻³ d⁻¹) en H de waterdiepte (m).

Deze berekeningswijze houdt in dat de nettoproductie negatief kan zijn.

Hoe de NIOZ-data met de modeldata te vergelijken?

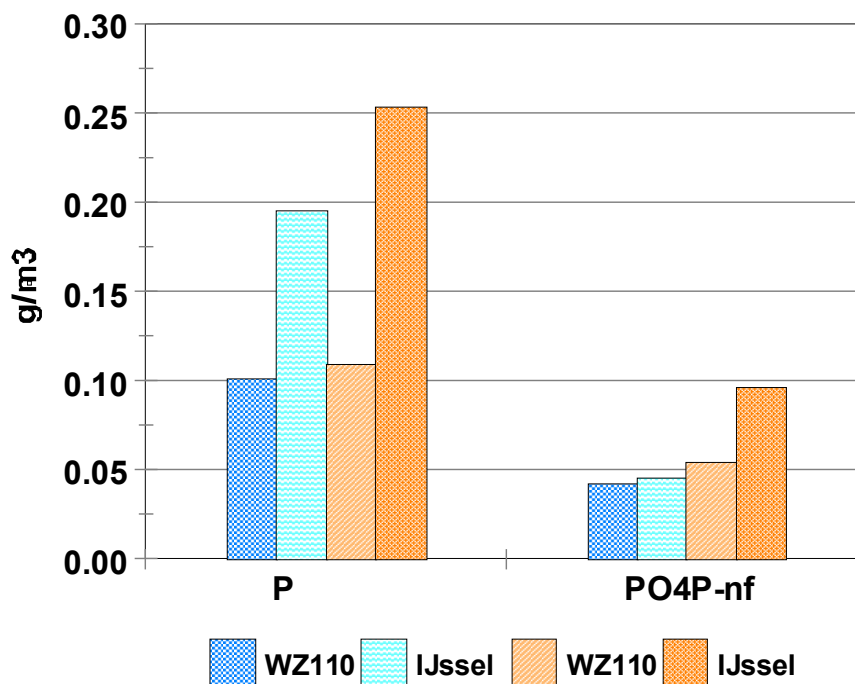
Het is niet eenvoudig een vergelijking te maken tussen de NIOZ-waarden voor primaire productie (die lokaal zijn)-en de waarden die met de modeluitkomst te vergelijken is (die betrekking hebben op een heel gebied). Wat wél kan, en dat is in de modelberekeningen opgenomen, is de berekeningswijze zoals die door het NIOZ gebruikt wordt, in het model te implementeren, en aldus een “incubatorgetal” te berekenen. Dit houdt in dat elke rekenstap ook de berekening naar vgl. 1 van deze bijlage 2.7) wordt uitgevoerd, gebruikmakend van de Secchi-diepte op dat moment, en de diepte van het compartiment (de berekening wordt voor elk compartiment uitgevoerd en opgeslagen). De Secchi-diepte wordt elke tijdstap berekend met vgl. 3 uit bijlage 2.5. Op die manier worden modelberekeningen en incubatiemetingen vergelijkbaar.

Bijlage 3.1 Gehaltes van opgeloste en zwevende stof in IJsselmeer en Waddenzee



Weergegeven zijn enkele kenmerkende waarden voor opgeloste en zwevende stoffen voor Waddenzee en IJsselmeer. Voor de Waddenzee is het punt WZ110 (DooveBalg-West) genomen, en voor het IJsselmeer de locatie Vrouwezand. De afkortingen worden verklaard in tabel 3.1.1.

Kenmerken Waddenzee en IJsselmeer (5)

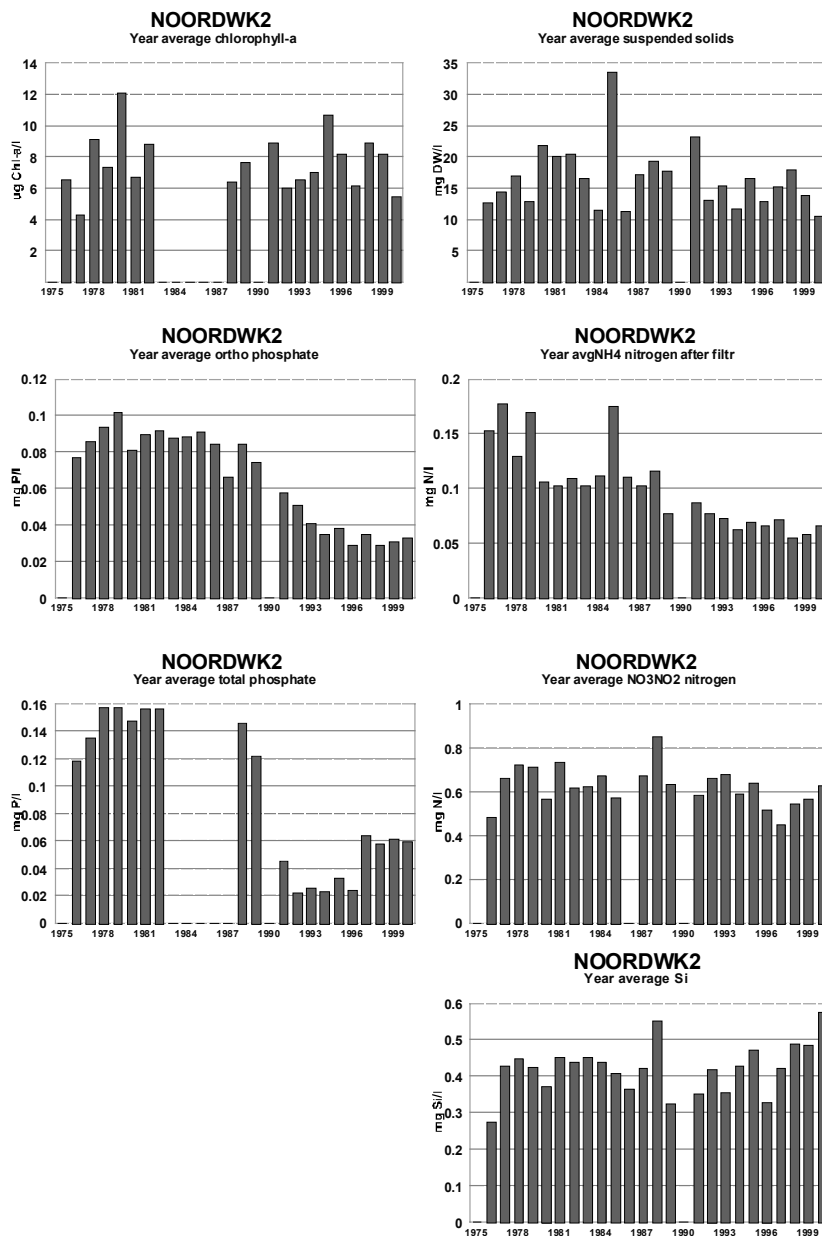


Weergegeven zijn waarden voor totaal-P en ortho-P (na filtratie van het monster) voor Waddenzee en IJsselmeer. Voor de Waddenzee is het punt WZ110 (DooveBalg-West) genomen, en voor het IJsselmeer de locatie Vrouwezand.

Tabel 3.1.1 Verklaring afkortingen

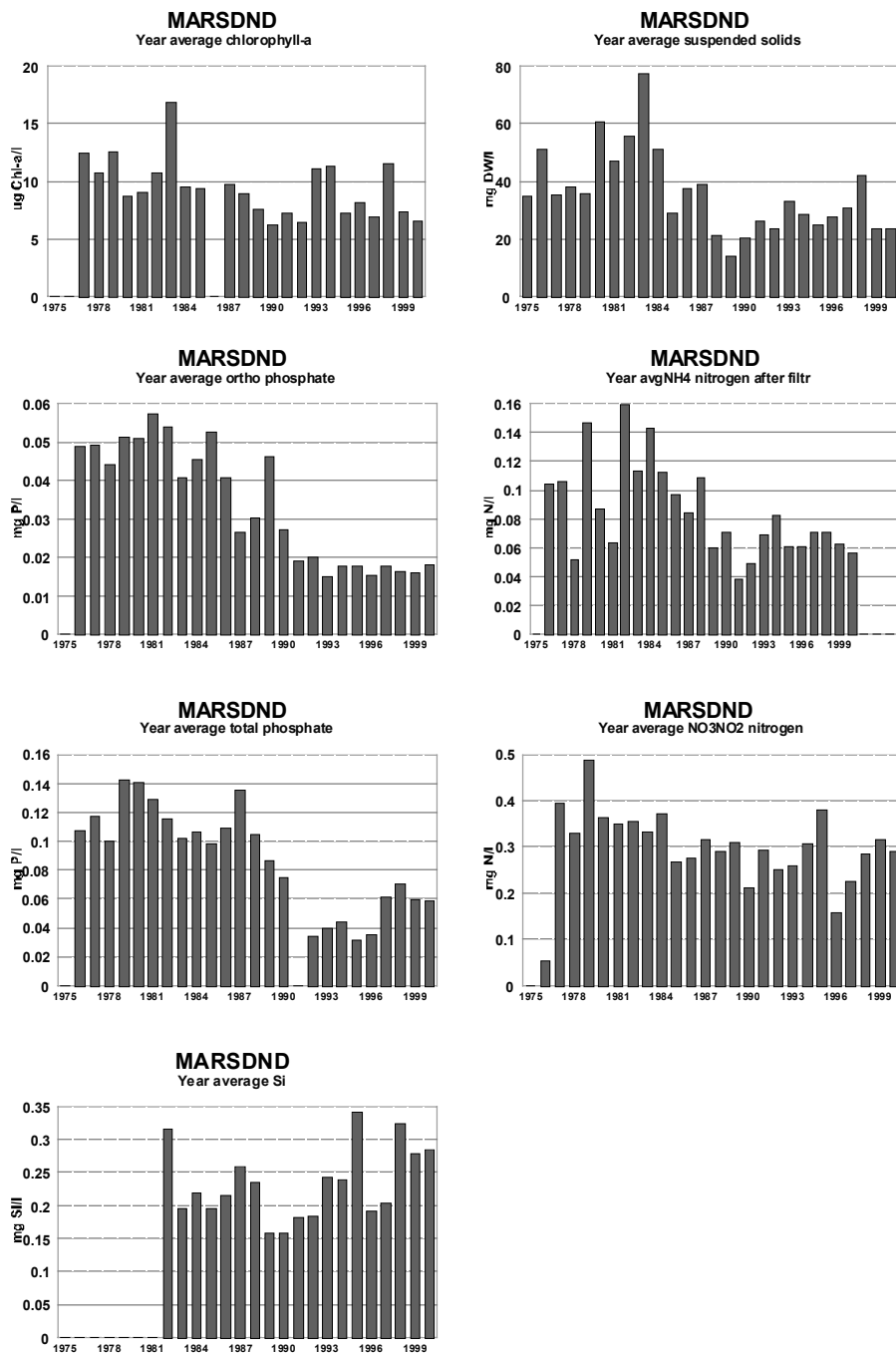
1	% CHLfa	% Chlorofyl-a van pigmenten
2	GR	% gloeirest avn zwevend materiaal
3	O2	% zuurstofverzadiging
4	CLa	Chlorofyl-a (ug/l)
5	Cl	Chloride (mg/l)
6	DOC_nf	Opgelost organisch koolstof na filtratie (mg/l)
7	POC	Particulair organisch koolstof (mg/l)
8	SALNTT	Saliniteit
9	Sil	Opgelost silicaat (mg Si/l)
10	TOC	Totaal organisch koolstof (mg C/l)
11	Sec	Zichtdiepte (Secchi-schijf, dm)
12	ZS	Zwevend stof (mg/l)
13	KjN	Kjeldahl-stikstof (totaal oxideerbaar N, mg N/l)
14	KjN_nf	Idem na filtratie van het monster
15	NH4	Ammonium (mg NH4-N/l)
16	NO2	Nitriet (mg NO2-N /l)
17	NO3	Nitraat (mg NO3-N/l)
18	NO3NO2	Som van nitraat en nitriet (mg N/l)
19	P_nf	Fosfaat na filtratie (mg P/l)
20	P_t	Totaal-fosfaat (mg P/l)
21	o-P	opgelost fosfaat (ortho-P, mg P/l)
22	o-P_nf	idem, na filtratie
23	POP	particulair organisch P (mg P/l)
24	N_tot	totaal stikstof (mg N/l)
25	T_Celcius	watertemperatuur (°C)

Bijlage 3.2 Overzicht karakteristieken Noordzee bij Noordwijk, 2 kilometer uit de kust



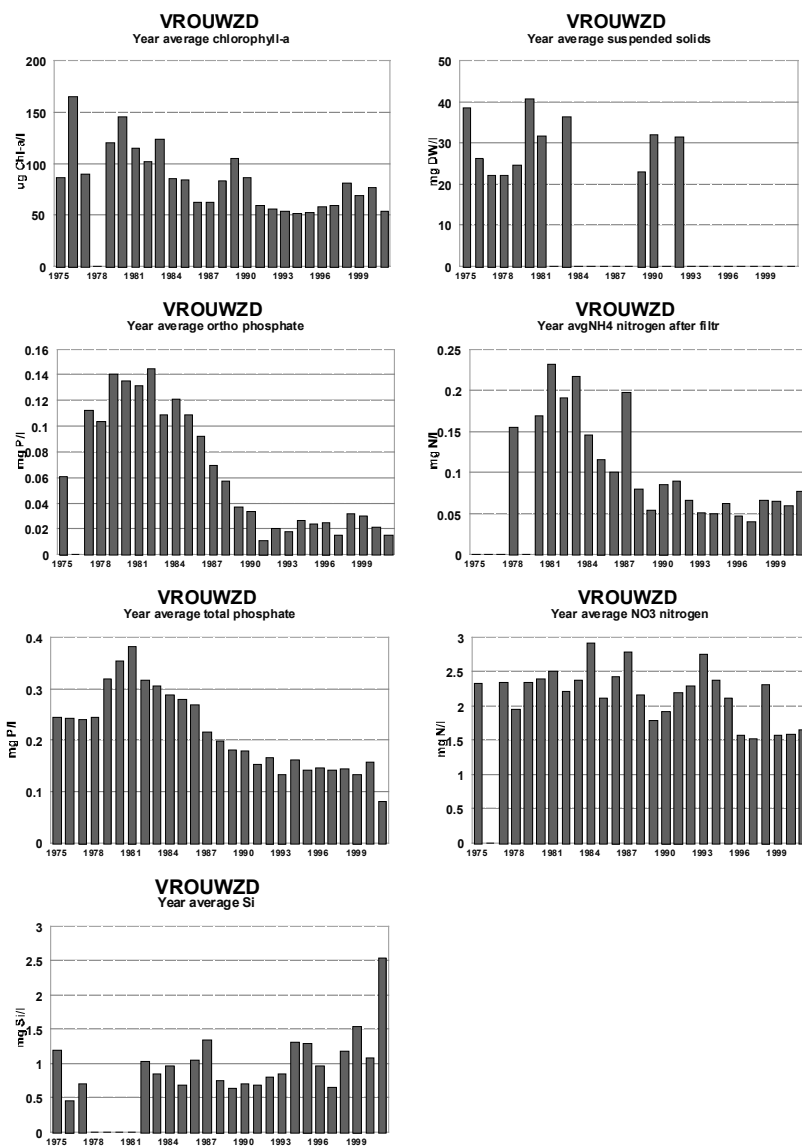
Jaargemiddelden van enkele karakteristieke variabelen, Noordzee op locatie Noordwijk, 2 kilometer uit de kust. NB: de metingen op locatie Callantsoog zijn al in de jaren '80 gestopt, maar ze zijn bij de ecosysteemsimulaties wél gebruikt. De data voor Noordwijk zijn later gebruikt om de ontbrekende Callantsoog-data aan te vullen, ná een regressie-analyse om te kijken welke omrekenfactoren daarvoor nodig waren.

Bijlage 3.3 Overzicht karakteristieken Marsdiep noordzijde



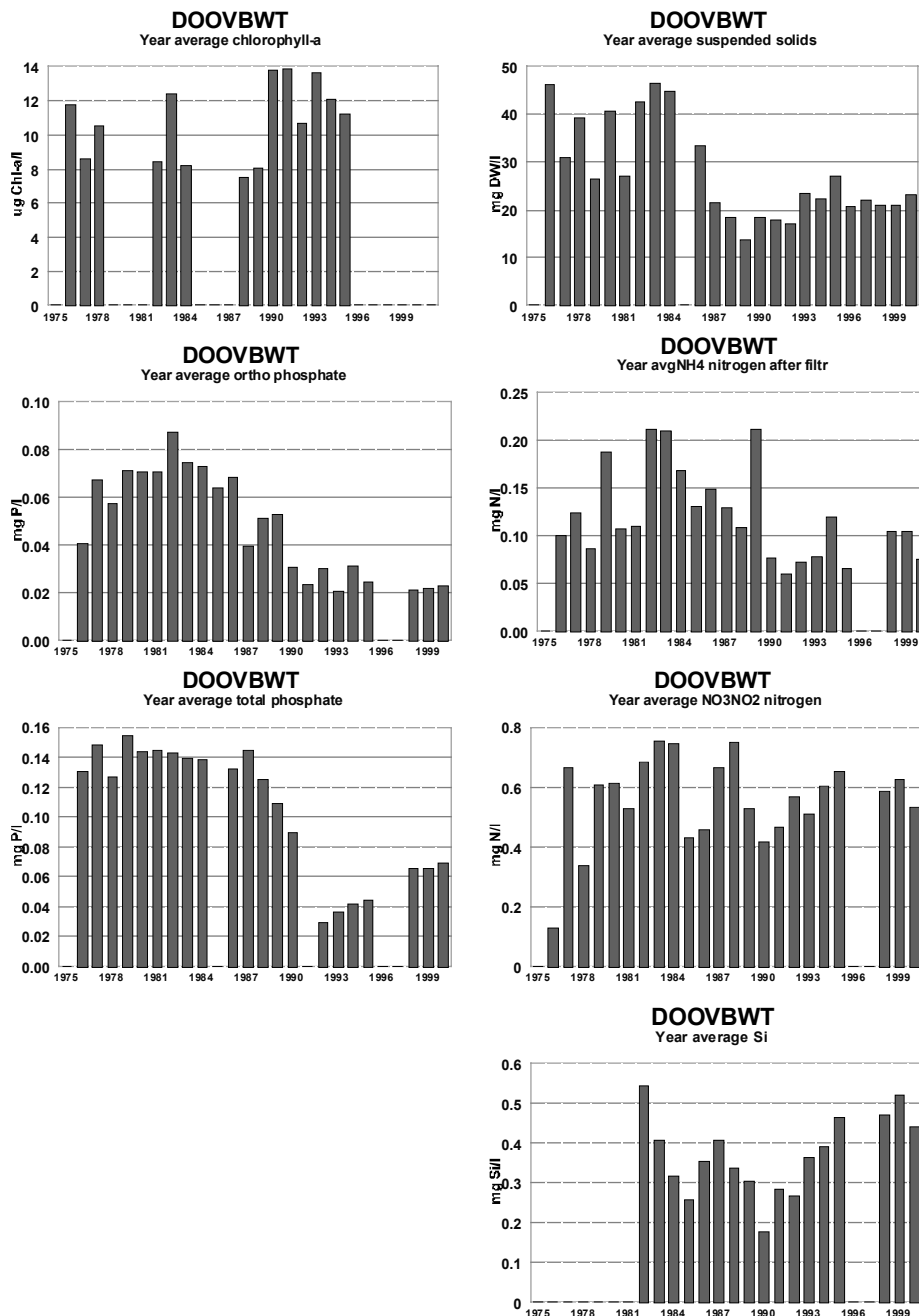
Jaargemiddelden van enkele karakteristieke variabelen, op de grens van de Waddenzee met de Noordzee (Marsdiep-Noord, WZ030). De metingen zijn bij hoogwater genomen, en representeren vooral Noordzeewater.

Bijlage 3.4 Overzicht karakteristieken IJsselmeer. Locatie Vrouwenzand (het vroegere punt IJ23)



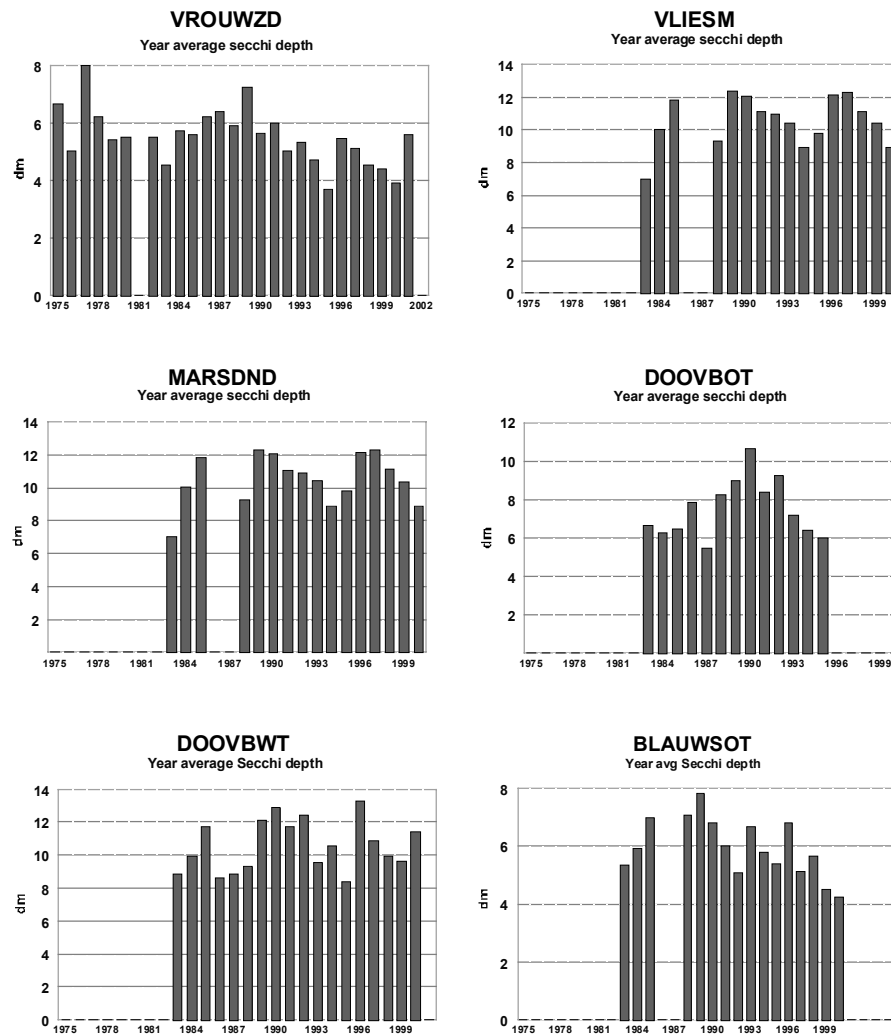
Jaargemiddelden van enkele karakteristieke variabelen in het toegevoerde zoetwater vanuit het IJsselmeer. Locatie Vrouwenzand. NB. De metingen op locatie Kornwerderzand, en Den Oever zijn in 1993 gestopt. De concentraties voor zowel Den Oever als voor Kornwerderzand zijn gelijk gesteld aan die voor Vrouwenzand. NB. De hoge Si-waarden in 2001 worden vooral door 1 hoge meetwaarde veroorzaakt.

Bijlage 3.5 Overzicht karakteristieken Doove Balg West (WZ110)



Jaargemiddelden van enkele karakteristieke variabelen, locatie WZ110 (DooveBalg West), centraal in westelijke Waddenzee. Zie Fig 8 in bijlage 2.1, of

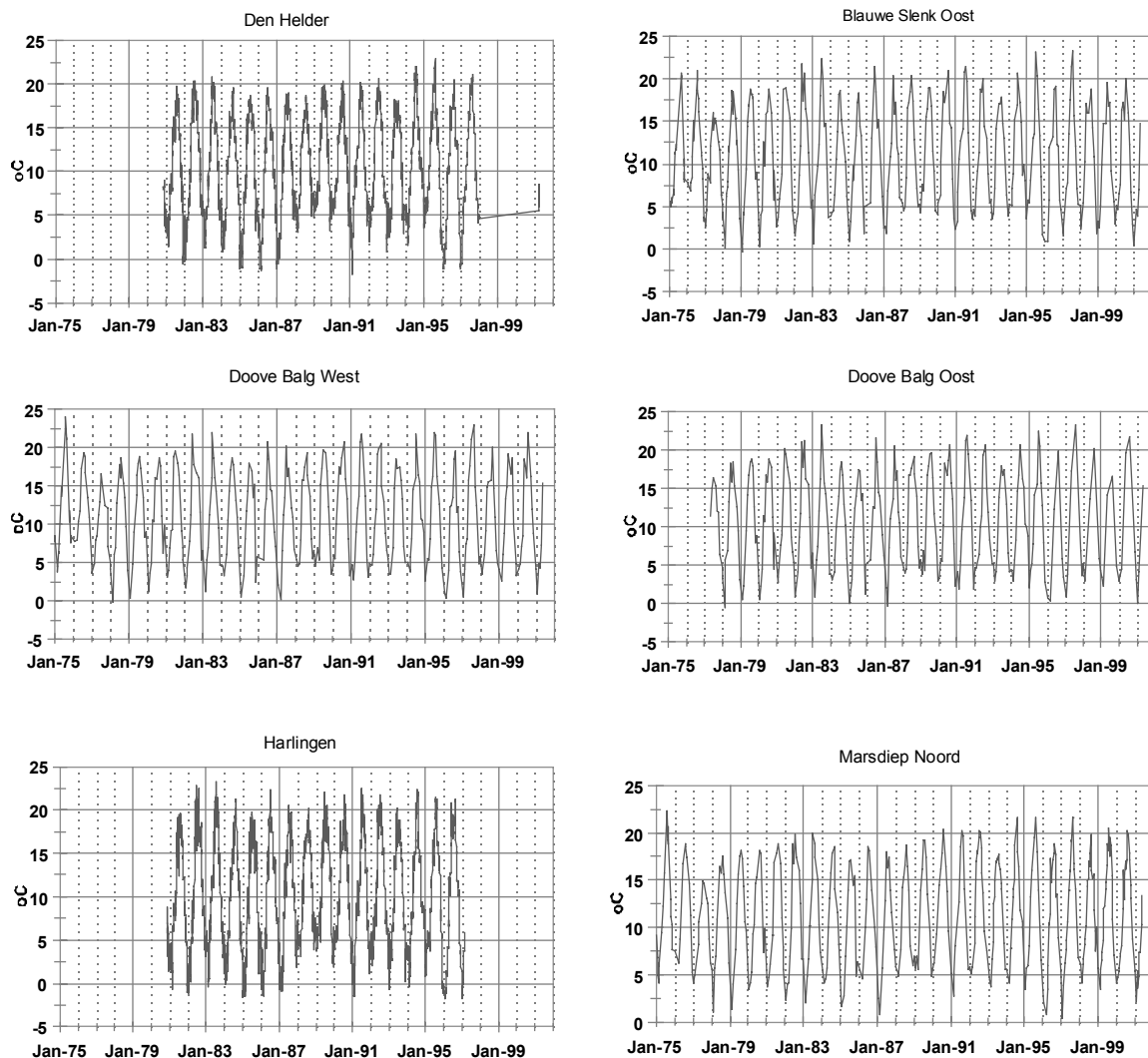
Bijlage 3.6 Overzicht doorzichtdieptes (Secchi-dieptes) in en aan de randen van de westelijke Waddenzee



Jaargemiddelde doorzicht (Secchi-diepte) op een aantal meetlocaties.

VrouwZND= IJsselmeer, Vrouwenzand (tussen Enkhuizen en Staveren); Vliestroom = WZ190;
MarsDPND=Marsdiep Noord=WZ30; DoovBOT=DooveBalgOost=WZ200; DoovbWT=WZ110;
Blauwsot=Blauwe Slenk Oost=WZ310. Zie Fig 8 in bijlage 2.1, of

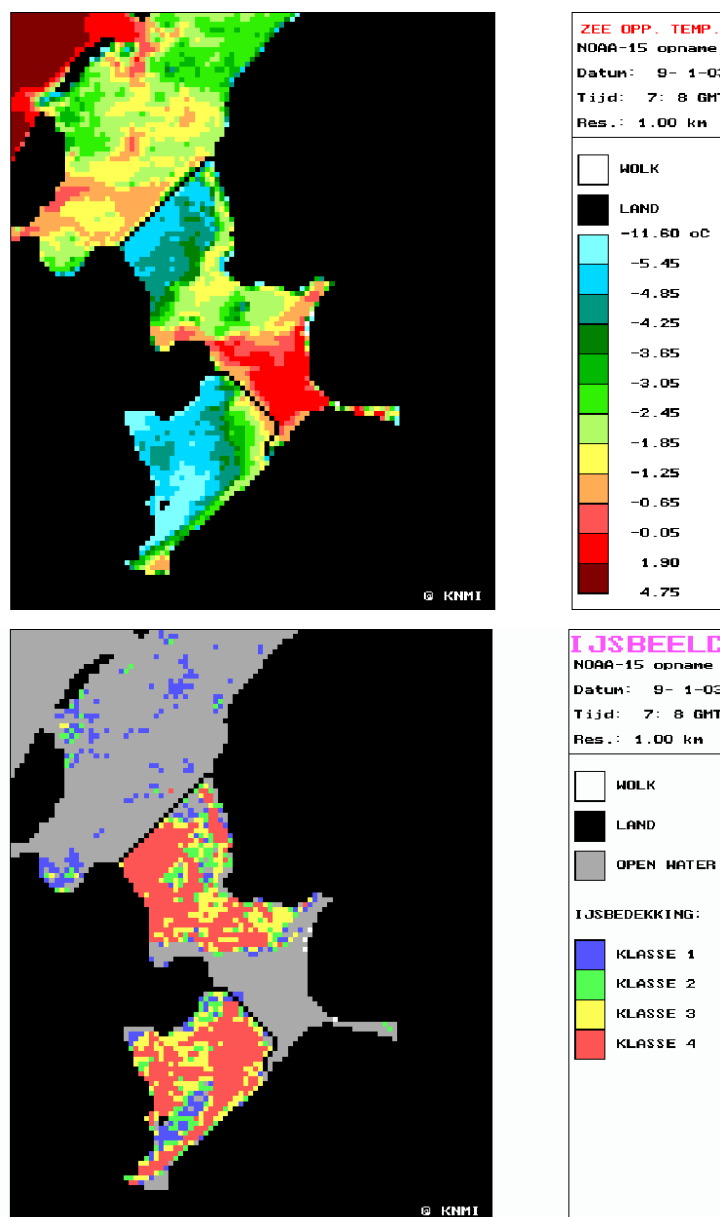
Bijlage 3.7 Temperatuurverloop in de Waddenzee



Weergegeven zijn de gemeten watertemperaturen op een aantal locaties in de Waddenzee. Voor situering zie Fig 8 in bijlage 2.1, of pag.23.

Bijlage 3.8 Voorbeelden van ijsgang op de Waddenzee en IJsselmeer

De volgende figuren (bron RIZA, www.riza.nl) zijn een voorbeeld van de temperatuurverdeling in de Waddenzee, en de mogelijke ijsvorming. De winter van 2002/2003 was niet streng, maar kende een korte felle koude. Dit was voldoende om lokaal ijsvorming te krijgen; deze vindt vooral plaats op de ondiepe plekken in de Waddenzee. Ook is in deze winter een groot deel van het kokkelbestand afgestorven.



Bijlage 3.9 Stormen, een overzicht tot aan 2000

Bijlage 3.9.1 50 hoogste windsnelheden in de periode 1962 - 1999

Lijst met de 50 hoogste windsnelheden gemeten in Nederland gedurende de periode 1962-1999. De jaren 60, 70 en 80 zijn daarin vertegenwoordigd, maar van het laatste decennium komt alleen 1990 (met 2 data) in deze top-50 notering voor.

Bron: KNMI De Bilt

In the table below the fifty highest wind speeds (potential wind speed) are listed.

Only the stations 225, 240, 260, 265, 270, 275, 280, 310, 330, 344, 350, 370, 380 are used (coastal and inland).

Only the period from January 1962 till November 1999 is analyzed.

In this period the wind speed records at these stations are (almost) complete.

Rang- orde	Station	Datum	Uur (GMT)	Wind (m/s)
39	Schiphol	19620212	13	24.4
46	Schiphol	19620212	12	24.2
38	Deelen	19671017	11	24.4
8	Deelen	19671017	12	25.9
1	Leeuwarden	19721113	7	28.1
44	IJmuiden	19721113	6	24.3
14	Zestienhoven	19721113	6	25.3
43	IJmuiden	19730402	18	24.3
4	Zestienhoven	19730402	17	26.8
3	Zestienhoven	19730402	18	26.8
10	Zestienhoven	19730402	16	25.6
36	Leeuwarden	19730402	20	24.5
33	Zestienhoven	19730402	19	24.6
22	IJmuiden	19730402	19	25.1
24	Leeuwarden	19730402	21	25.0
9	Vlissingen	19760102	0	25.8
17	Leeuwarden	19760103	3	25.2
18	Leeuwarden	19760103	2	25.2
25	IJmuiden	19760103	1	24.9
48	Eelde	19760103	3	24.1
37	IJmuiden	19760103	3	24.5
30	Leeuwarden	19760103	4	24.7
13	Leeuwarden	19790214	18	25.4
35	Vlissingen	19831127	3	24.5
34	Vlissingen	19831127	4	24.5
49	Leeuwarden	19840114	21	24.1
28	Leeuwarden	19840114	20	24.8
5	Leeuwarden	19840114	22	26.3
16	Leeuwarden	19840114	23	25.3
27	Leeuwarden	19900125	22	24.8
26	Vlissingen	19900125	16	24.9
32	IJmuiden	19900125	16	24.7
23	Zestienhoven	19900125	18	25.0
29	IJmuiden	19900125	19	24.8

19	Soesterberg	19900125	19	25.2
12	Leeuwarden	19900125	17	25.5
31	Schiphol	19900125	17	24.7
11	IJmuiden	19900125	18	25.6
21	Schiphol	19900125	19	25.1
40	Leeuwarden	19900125	21	24.3
41	Leeuwarden	19900125	20	24.3
42	Leeuwarden	19900125	19	24.3
6	Schiphol	19900125	16	26.3
47	Hoek van Holland	19900125	18	24.1
45	Leeuwarden	19900125	23	24.2
2	Schiphol	19900125	18	28.0
20	Soesterberg	19900125	18	25.1
7	Leeuwarden	19900226	13	26.0
15	Leeuwarden	19900226	12	25.3
50	Eelde	19900226	14	24.0

Bijlage 3.9.2 Stormdagen in de periode 1962-2000

Een overzicht van dagen met (zware) storm in Nederland van 1960 – 2000. De kracht van de storm is hier niet aangegeven. Zie daarvoor de aparte stormkaarten (bijlage 3.9.4).

62 Feb 12
67 Oct 17
72 Nov 13
73 Apr 02
76 Jan 02
79 Feb 14
83 Feb 01
83 May 12
83 Nov 26
84 Jan 14
87 Oct 16
90 Jan 25
90 Feb 26
93 Jan 13
93 Dec 09
94 Apr 01
95 Mar 03
98 Jan 04
99 Dec 03
00 Mai 28

3.9.3 Zware stormen in Nederland sinds 1910 volgens het KNMI

Deze tabel van de Klimatologische Dienst geeft een opsomming van de weerstations boven land waarop het uurgemiddelde van de windsnelheid 24,5 m/sec (windkracht 10) of hoger was. Het meetnet is in de loop der tijd aangepast en uitgebreid waardoor de gegevens niet kunnen worden gebruikt voor statistische vergelijkingen. Zie voor een uitgebreide analyse van (extreme) windsnelheden in Nederland de site van het KNMI Hydra Project, "windklimaat van Nederland".

Nr	Jaar	Data	Windkracht hoogste uurgemiddelde 24,5 m/sec of hoger			Zwaarste windstoot		Plaats
			Bft	m/sec	km/h	m/sec	km/h	
1	1911	30 sept/1 okt	11	30	108	38	137	Hoek van Holland
2	1912	27 augustus	10	27	97	41	148	Hoek van Holland
3	1914	28/29 dec	11	32	115	42	151	Hoek van Holland
4	1916	13 januari	10	27	97	42	151	Hoek van Holland
5	1921	6 november	11	32	115	45	162	Hoek van Holland
6	1925	9/10 februari	10	27	97	39	140	Vlissingen
7	1926	9/10 oktober	10	26	94	35	126	Vlissingen
8	1928	16/17 nov	11	29	104	38	137	Vlissingen
9	1928	23 november	10	25	90	38	137	Vlissingen
10	1928	25 november	10	28	101	37	133	Vlissingen

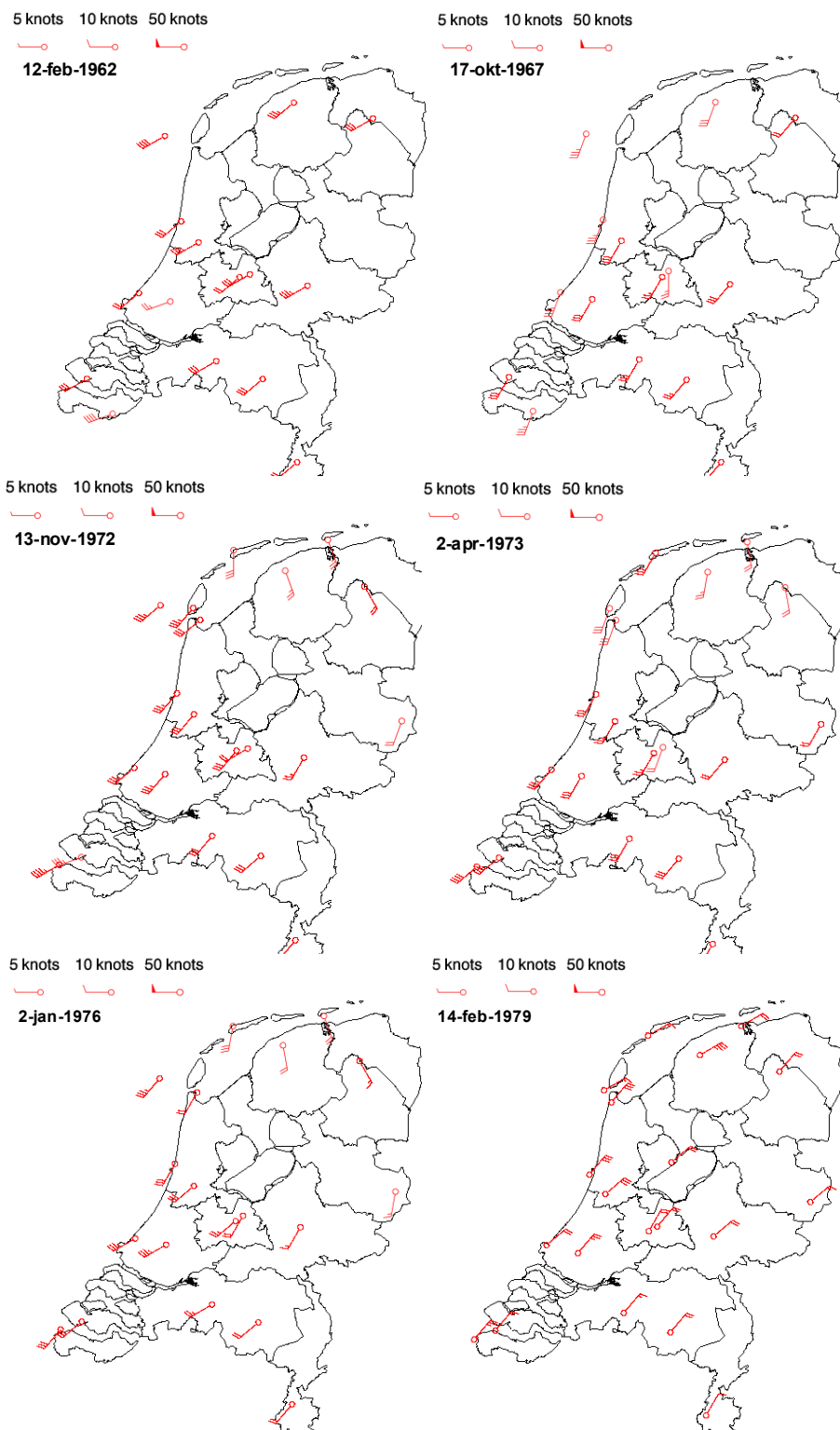
11	1938	4 oktober	10	26	94	38	137	Vlissingen
12	1940	13/14 nov	10	26	94	38	137	Vlissingen
13	1943	7/8 april	11	31	112	35	126	Vlissingen
14	1944	7 september	12	34	122			Vlissingen
15	1949	1/2 maart	11	29	104	39	140	Den Helder
16	1953	31 jan/1 febr	10	27	97	40	144	Den Helder
17	1960	20 januari	10	26	94	41	148	Den Helder
18	1967	17 oktober	10	27	97	40	144	IJmuiden
19	1972	13 november	11	29	104	42	151	Meetpaal Texelhors
20	1973	2 april	11 11 10	30 30 28	108 108 101	43 42 39	155 151 140	Vlieland Meetpaal Texelhors IJmuiden
21	1974	16 januari	10	25	90	32	114	Vlissingen
22	1976	2/3 januari	11 10 11	32 27 30	114 97 108	40 41 39	144 114 140	IJmuiden Vlissingen Terschelling
23	1983	1 februari	10	27	97	38	137	IJmuiden

24	1983	27 november	10	27	97	40	144	Vlissingen
25	1984	13 januari 14 januari	10	27	97	41	151	Gilze Rijen Vlissingen
26	1987	16 oktober	10	27	97	40	144	IJmuiden
27	1990	25 januari	11 10	29 27	104 97	44 41	159 148	IJmuiden Schiphol
28	1990	26 februari	10	26	94	41	148	Den Helder
29	1993	13 januari	10	26	94	34 38	122 137	IJmuiden/Terschelling Stavoren
30	1993	8/9 dec	10	25	90	35	126	Vlissingen
31	1994	1 april	10	25	90	32 35	114 126	IJmuiden Vlissingen
32	1995	3 maart	10	25	90	31	112	IJmuiden
33	1998	4 januari	10	26	94	35	126	IJmuiden
34	1999	3 december	10	25	90	33	118	Vlieland
35	2000	28 mei	10 10	25 25	90 90	34 33	122 118	IJmuiden Vlissingen
36	2000	29/30 okt	10	26	94	39	140	IJmuiden
37	2002	26 februari	10	25	90	34	122	Vlieland
38	2002	9 maart	10	25	90	30	108	IJmuiden
39	2002	27 oktober	10 10 10	28 28 27	101 101 97	41 39 38	148 140 137	Vlissingen IJmuiden Hoek van Holland

Duidelijk is dat de jaren '90 wel degelijk zware stormen hebben gekend, maar dat die gepaard gingen met gemiddeld lagere windsnelheden dan die in de jaren 60-80. Dit is consistent met de Fig 15 (Pag 40) waarin de overschrijdingsfrequentie van windsnelheden voor de periode 1950-nu is aangegeven. Zie ook bijlage 3.10.3

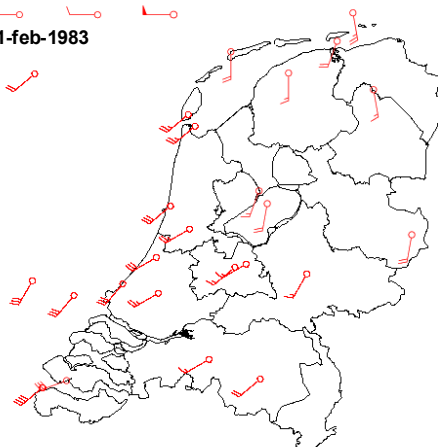
Bijlage 3.9.4 Stormkaarten 1960-2002

Een legenda is na de laatste kaart gegeven. Bron: KNMI, De Bilt



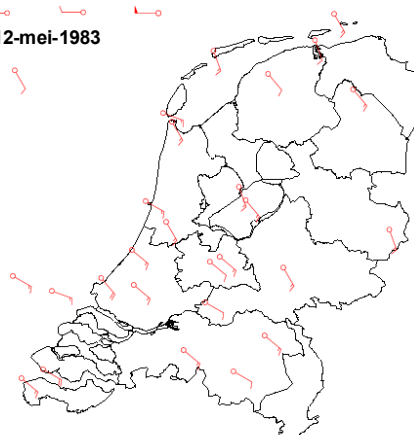
5 knots 10 knots 50 knots

1-feb-1983



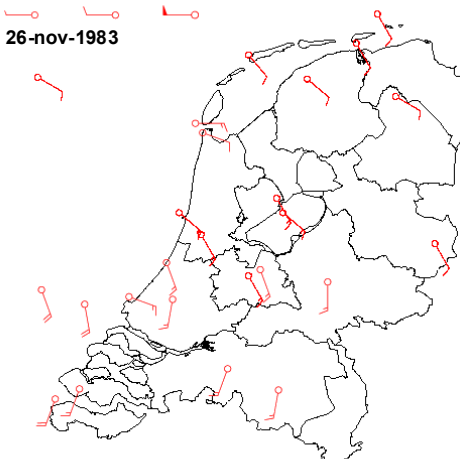
5 knots 10 knots 50 knots

12-mei-1983



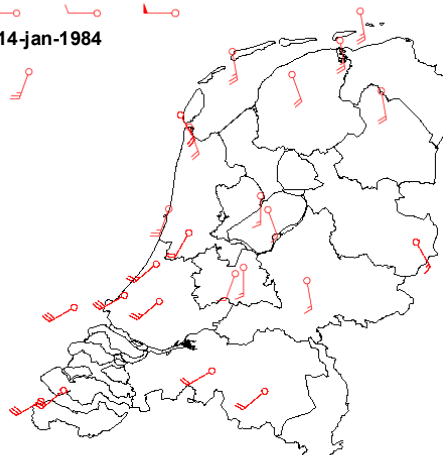
5 knots 10 knots 50 knots

26-nov-1983



5 knots 10 knots 50 knots

14-jan-1984



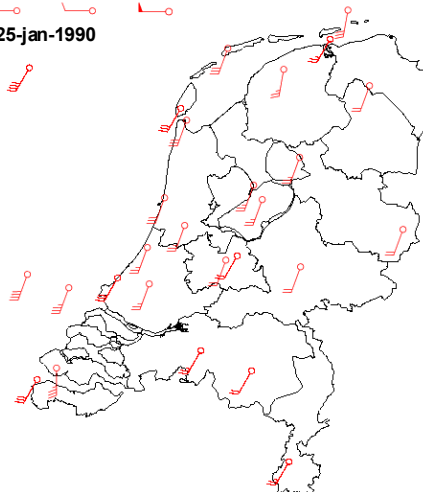
5 knots 10 knots 50 knots

16-okt-1987



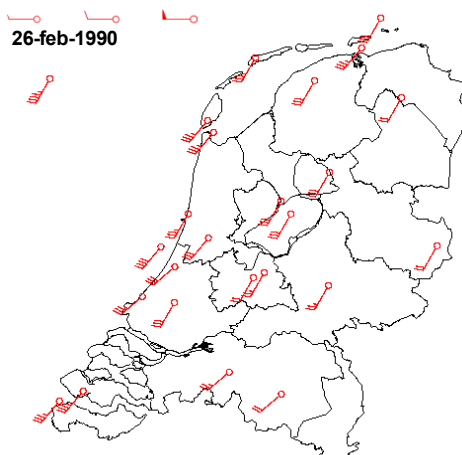
5 knots 10 knots 50 knots

25-jan-1990



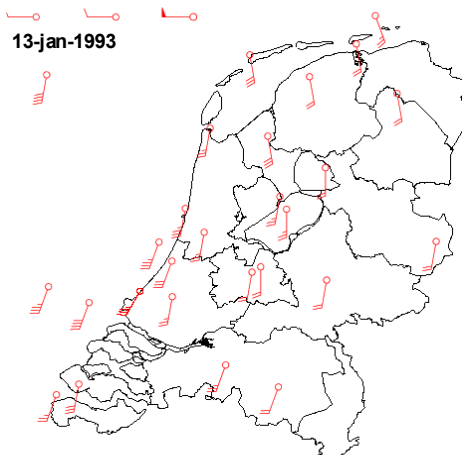
5 knots 10 knots 50 knots

26-feb-1990



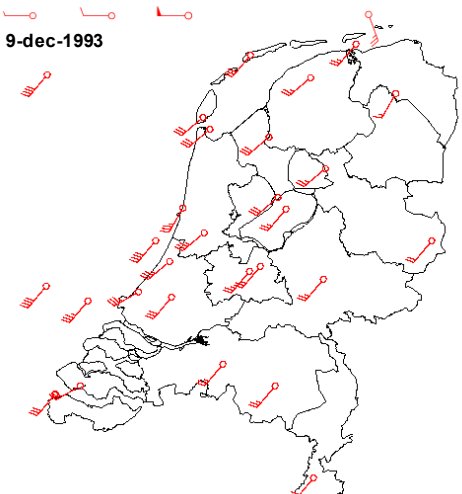
5 knots 10 knots 50 knots

13-jan-1993



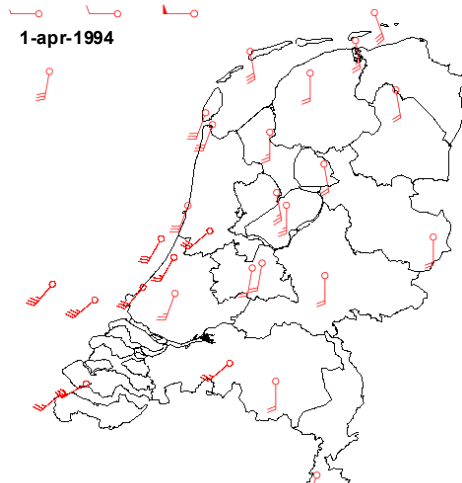
5 knots 10 knots 50 knots

9-dec-1993



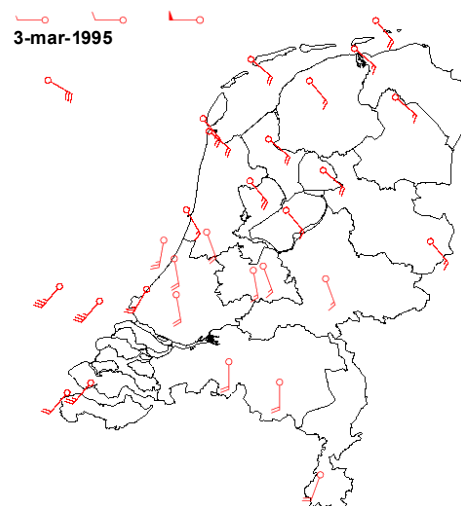
5 knots 10 knots 50 knots

1-apr-1994



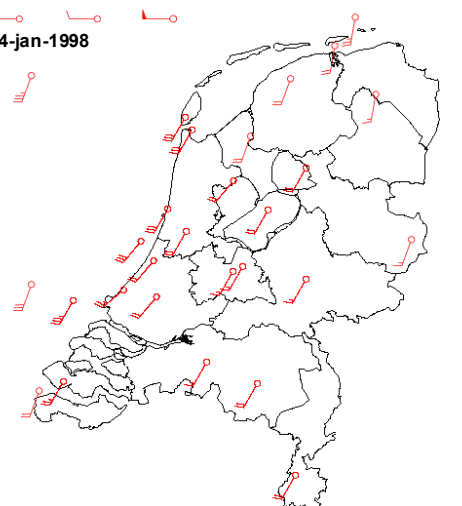
5 knots 10 knots 50 knots

3-mar-1995



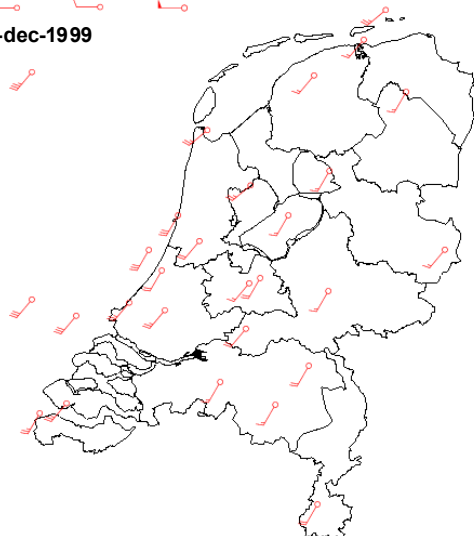
5 knots 10 knots 50 knots

4-jan-1998



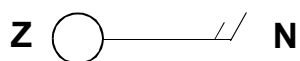
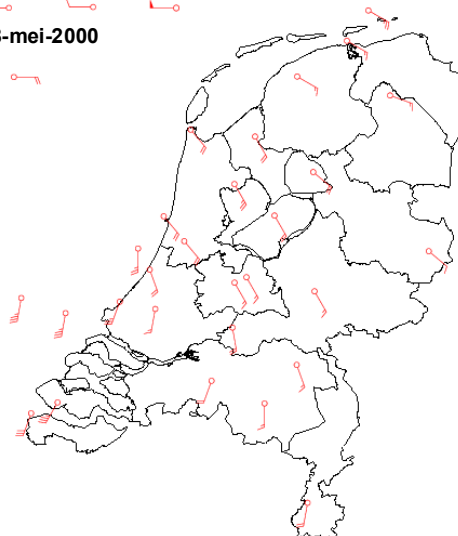
5 knots 10 knots 50 knots

3-dec-1999



5 knots 10 knots 50 knots

28-mei-2000



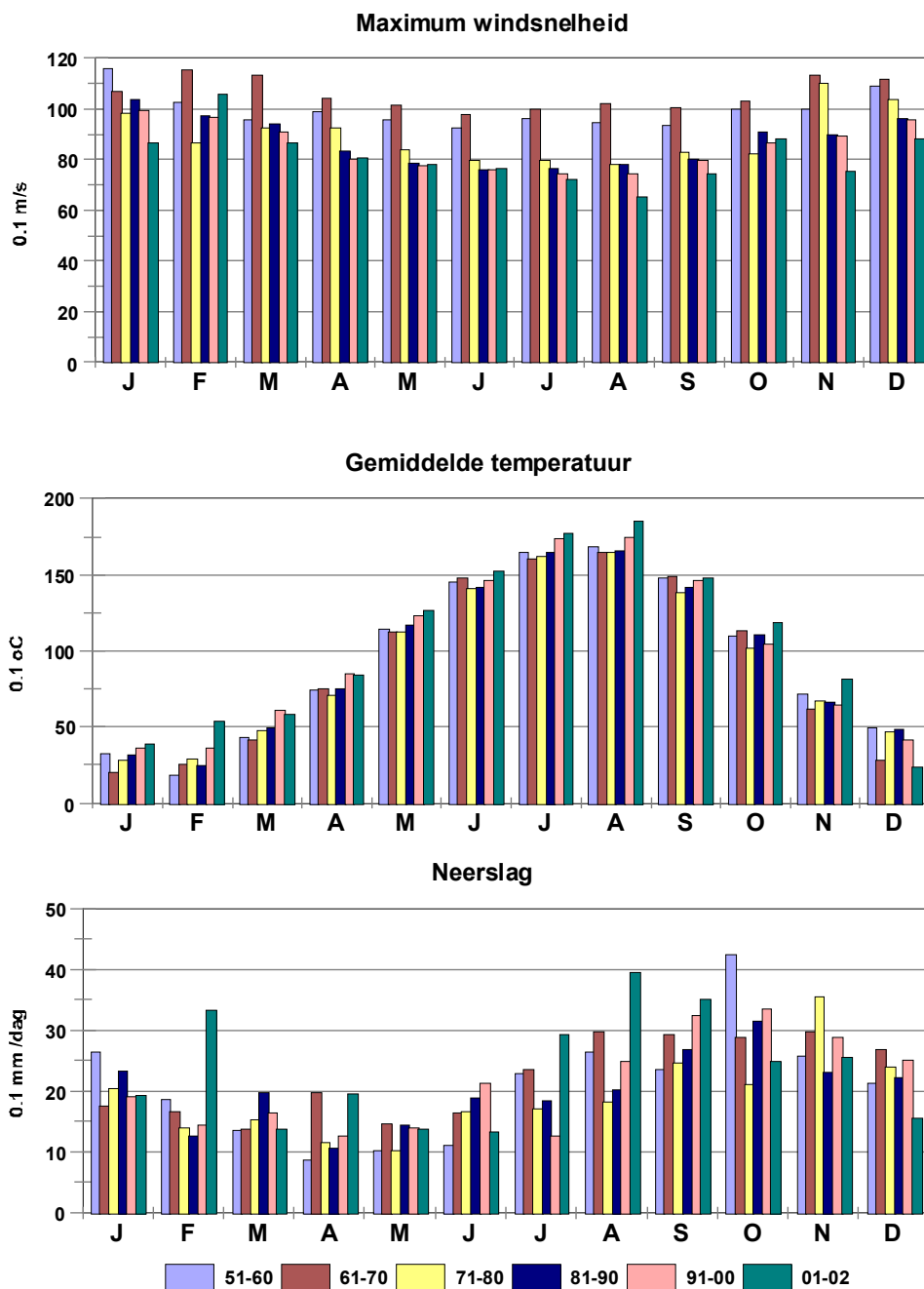
De richting is Noord, de sterkte 15 knopen (15 *1 zeemijl/uur= 25 km/u = 7 m/s)

- / 5 knopen
- // 10 knopen
- ▲ 50 knopen

Bijlage 3.10 Weersgemiddelden

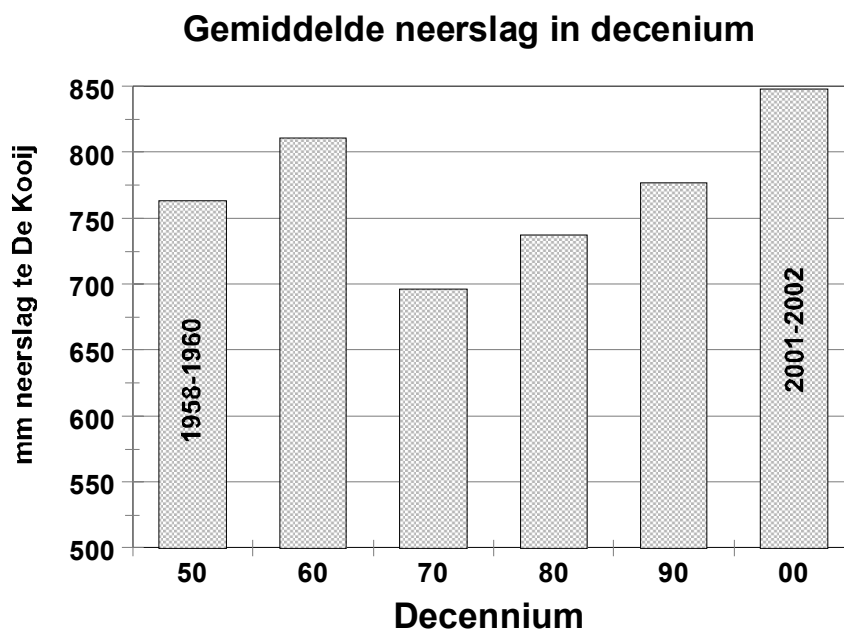
Bijlage 3.10.1 Weeroverzicht 1951-2002

Weergegeven zijn maandgemiddelden voor de 5 decennia (periode 1951-2000) plus de 2 jaren 2001/2002. Bron: KNMI, De Bilt



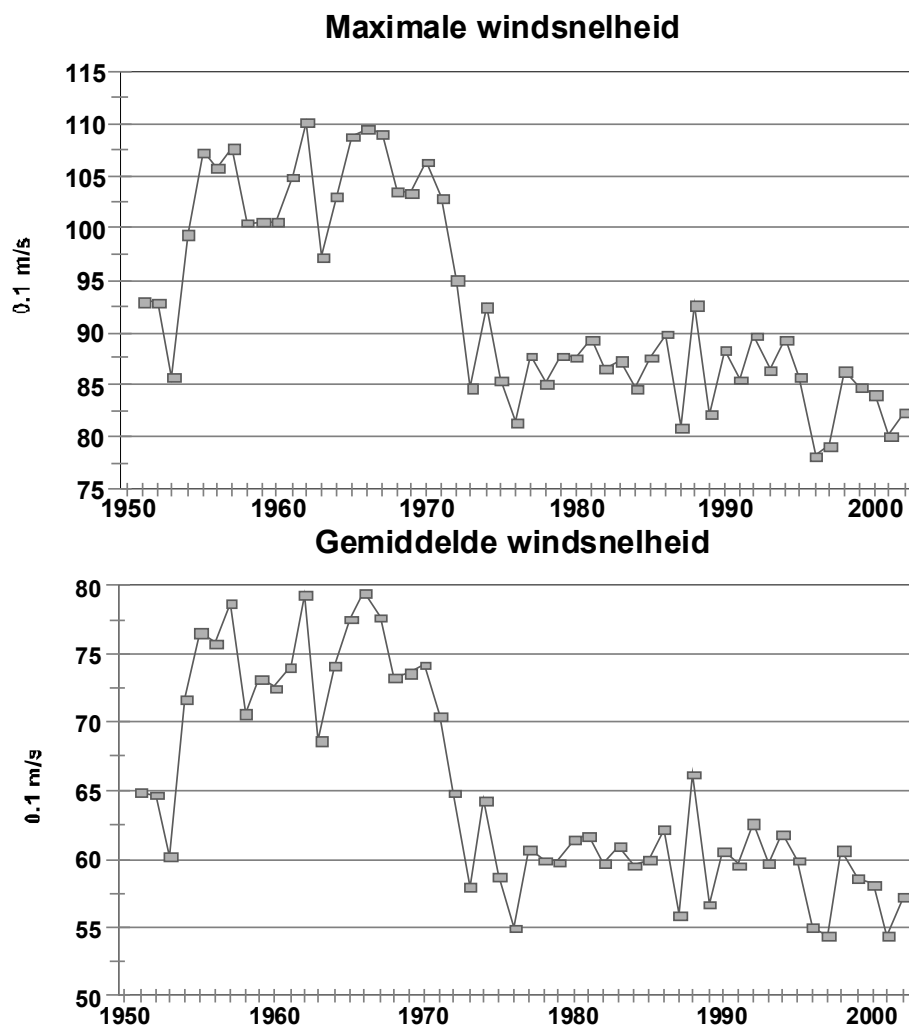
Bijlage 3.10.2 Neerslag in de periode 1950-2002

Weergegeven is de gemiddelde, jaarlijkse hoeveelheid neerslag (mm/jaar) zoals gemeten op het vliegveld De Kooij te Den Helder. Elk decennium betreft de jaren 1..10, (dus 1961-1970, etc.). De metingen van de jaren '50 waren alleen vanaf 1958 beschikbaar, van 2000 zijn alleen de jaren 2001 en 2002 verwerkt. Bron: KNMI De Bilt.

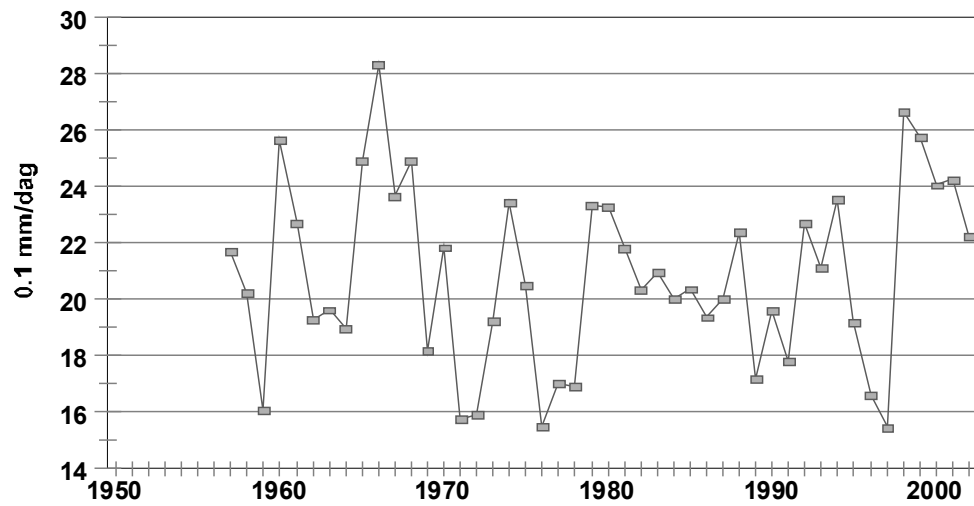


Bijlage 3.10.3 Jaargemiddelden voor de periode 1951-2002

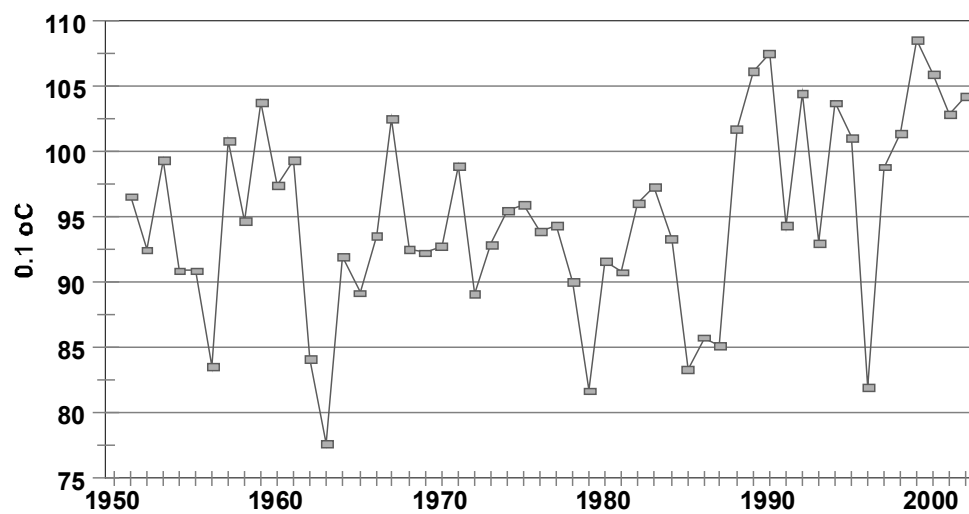
Weergegeven zijn jaargemiddelden voor windsnelheid, neerslag en temperatuur zoals gemeten op het vliegveld De Kooij te Den Helder. Bron: KNMI De Bilt.



Gemiddelde neerslag

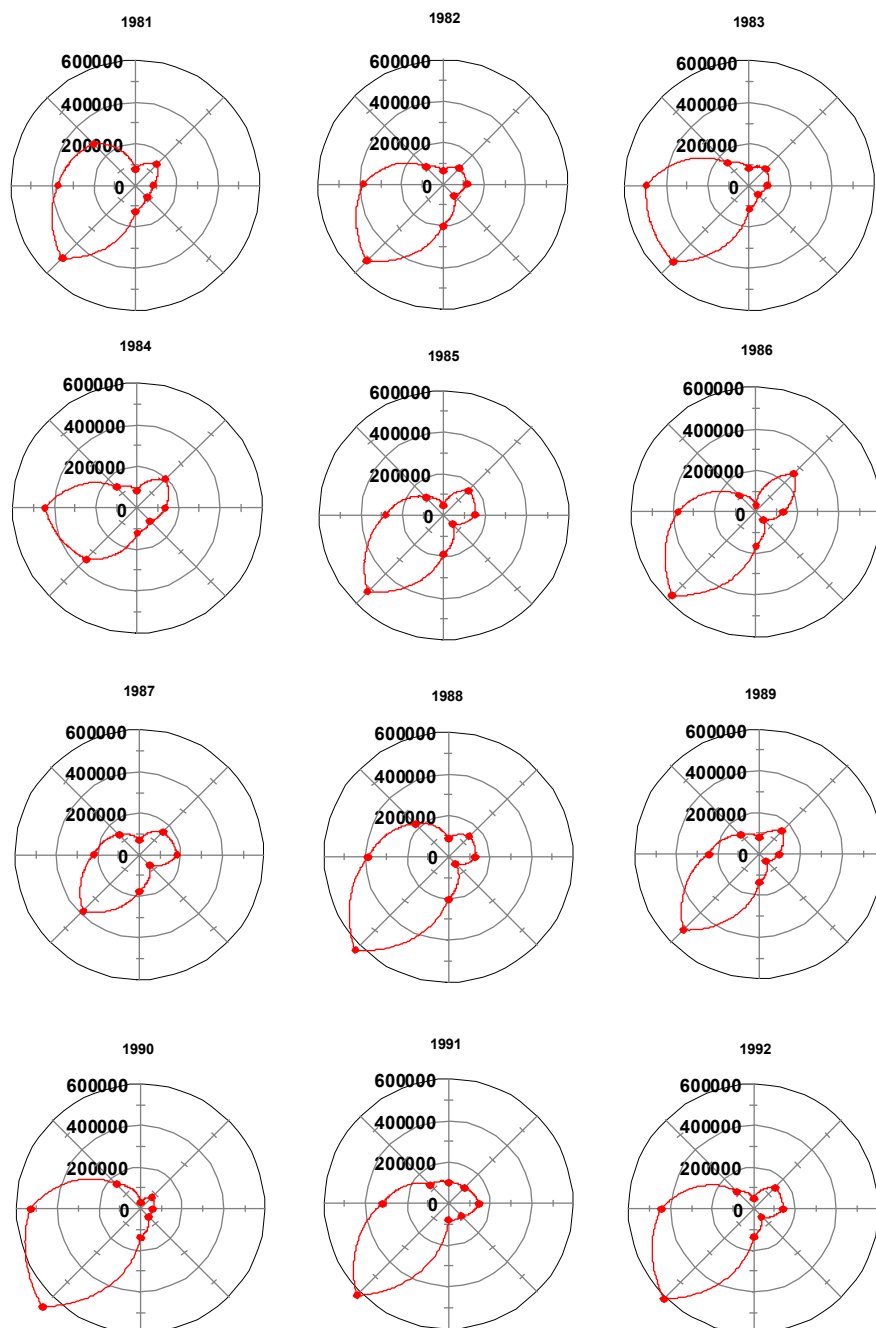


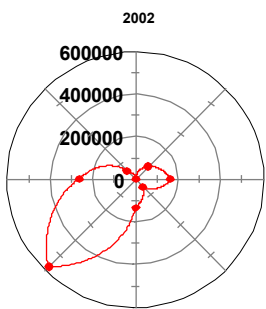
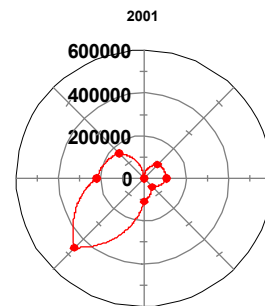
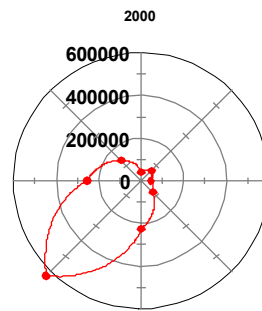
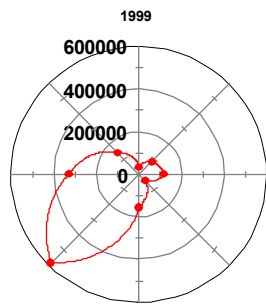
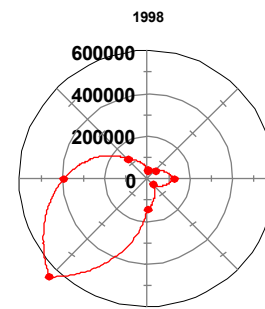
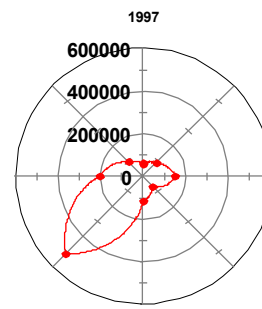
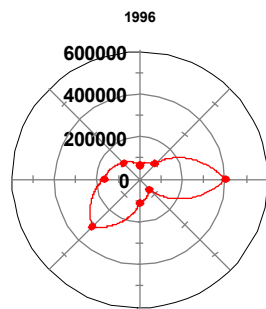
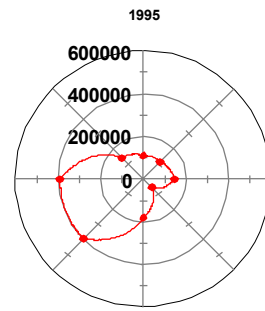
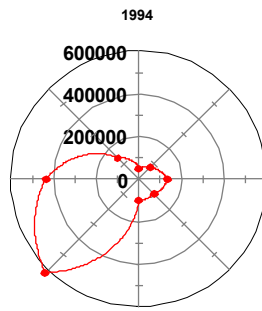
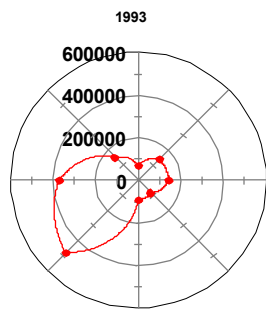
Gemiddelde temperatuur



Bijlage 3.10.3a Jaarlijkse windkracht in de periode 1981-2002

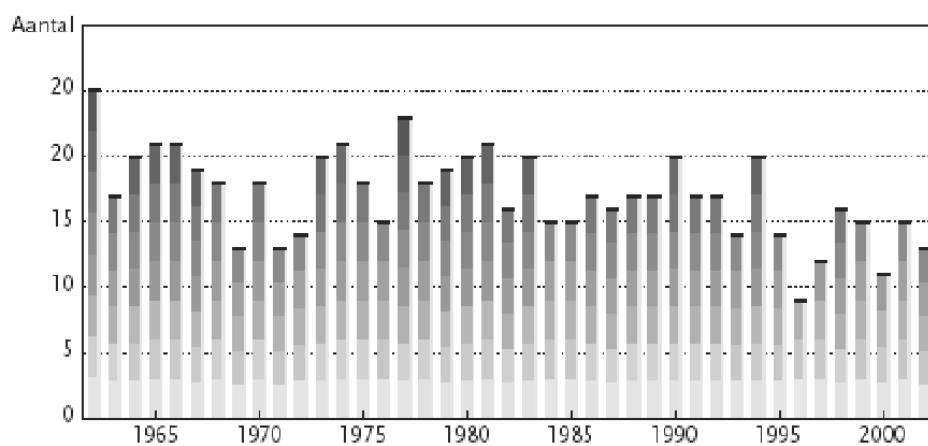
Weergegeven is voor elk jaar in de periode 1981-2002 wat de gesommeerde waarde is van al de dagelijkse kwadraten van de gemiddelde windsnelheid, uitgesplitst naar 8 verschillende windrichtingen. De kwadraten van de windsnelheid zijn globaal gesproken een maat voor de energie die overgebracht wordt op een watermassa.



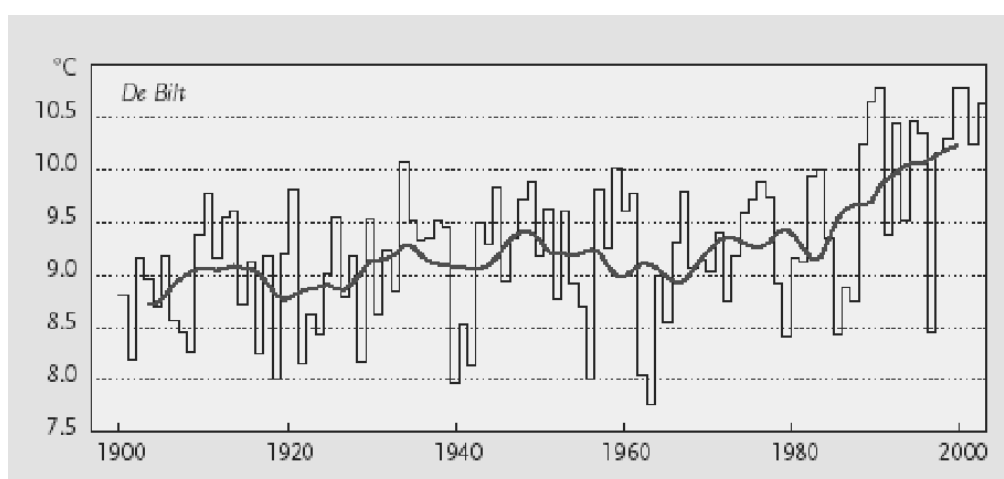


Bijlage 3.11 Overzicht De Bilt: stormdagen en gemiddelde temperatuur

Weergegeven zijn aantallen stormdagen en de gemiddelde temperatuur te De Bilt. Bron: KNMI De Bilt.



Aantal stormdagen te De Bilt, vanaf 1950.

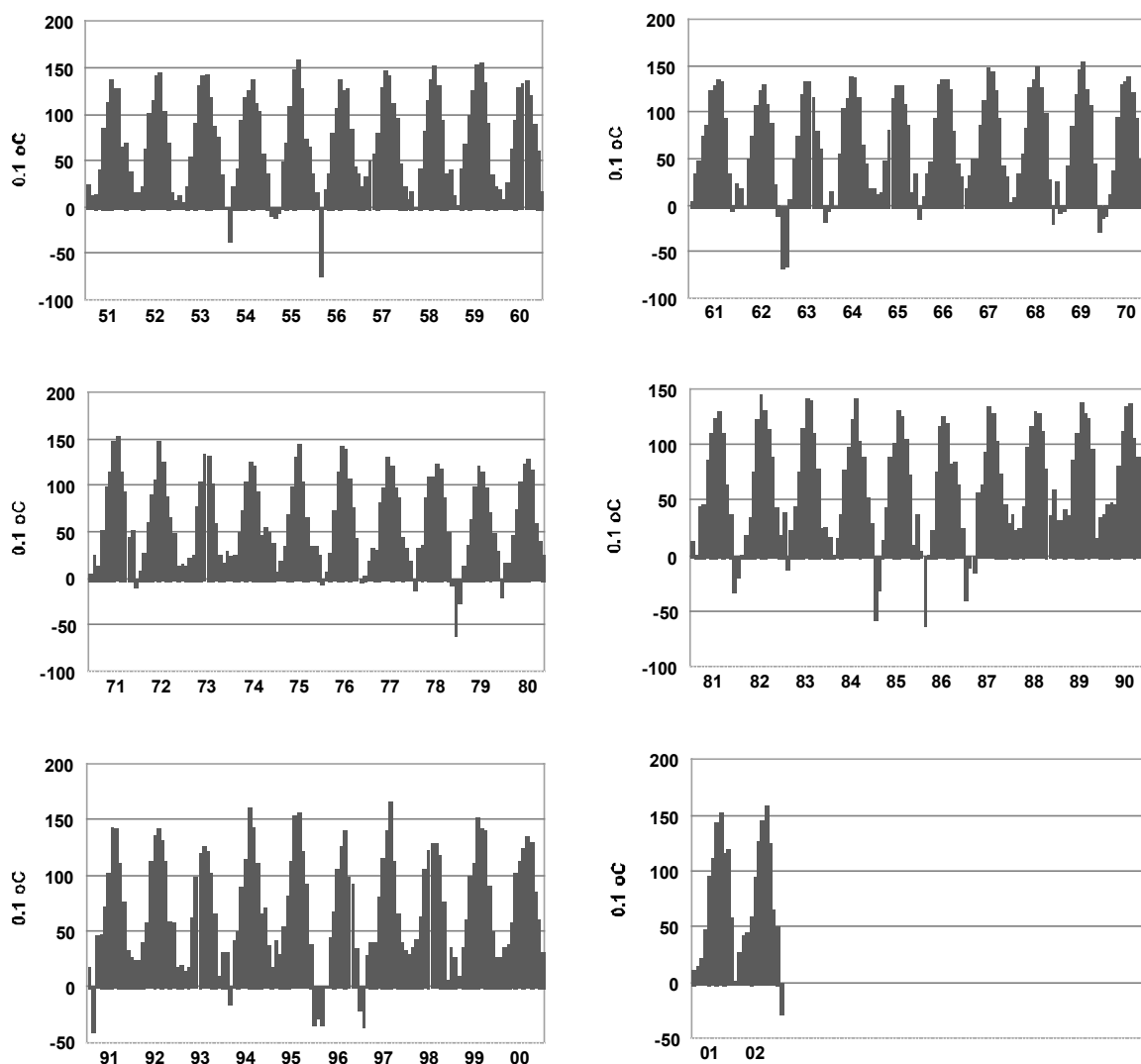


Verloop van de gemiddelde temperatuur te De Bilt (Bron: KNMI, 2003)

Bijlage 3.12 Overzicht maandgemiddelde minimumtemperaturen

Weergegeven is de maandgemiddelde minimumtemperatuur voor weerstation De Kooij te Den Helder. Bron: KNMI De Bilt.

Gemiddelde minimum temperatuur

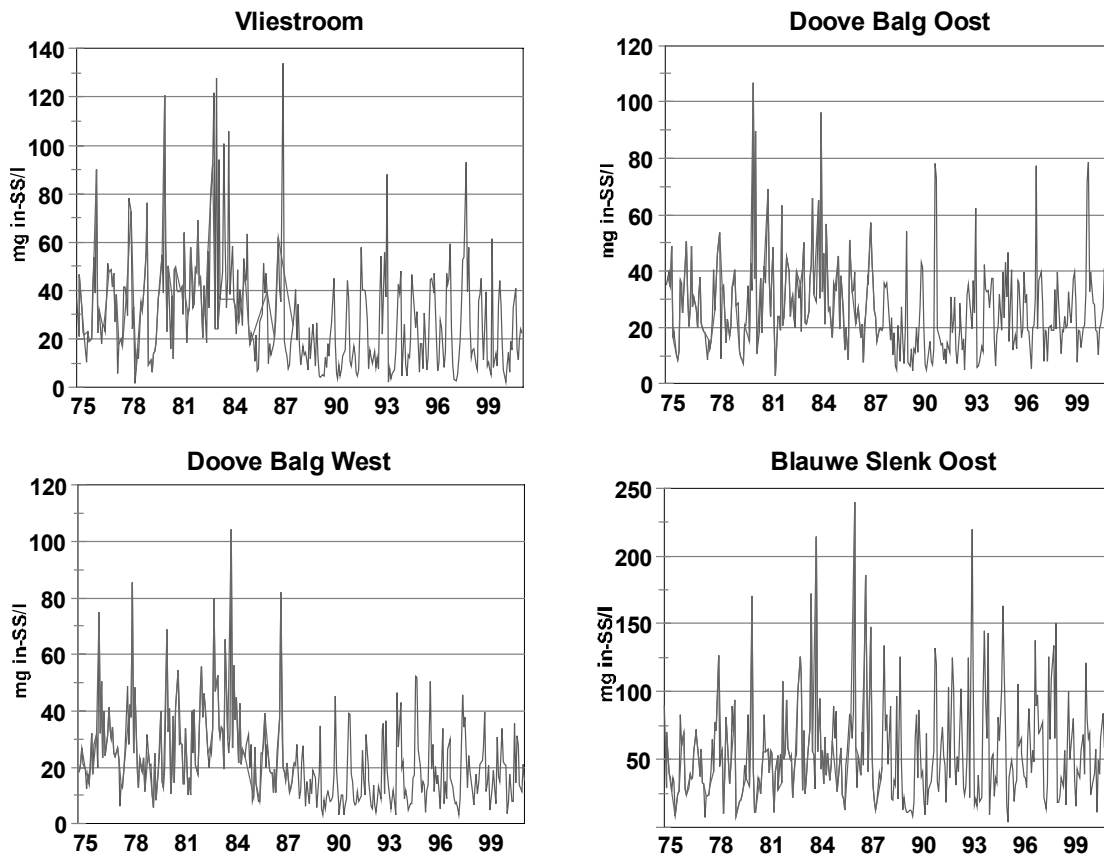


Bijlage 3.13 Eidereendentellingen in de Waddenzee

Voor de eidereendendata zijn de volgende bronnen gebruikt (met dank aan Cor Smit, Alterra)

Bron	jaar
Swennen 1976	1967-1976
Swennen: NIOZ rapport 1978	1978
Swennen: NIOZ rapport 1980	1980
Oranjewoud 1983	1982
Swennen: NIOZ rapport 1987	1984 , 1987
Swennen, 1991b	1991
Ens & Kats, 2003 (EVA-II B2)	1992
Baptist et al, 1997	1993 – 1994 – 1995 – 1996 - 1997
Ens & Kats, 2003 (EVA-II B2)	1998-2000

Bijlage 3.14 Gemeten zwevend-stofgehalten in de Waddenzee



Anorganisch zwevend materiaal in de westelijke Waddenzee. Metingen van Rijkswaterstaat.

Vlietstroom = WZ190

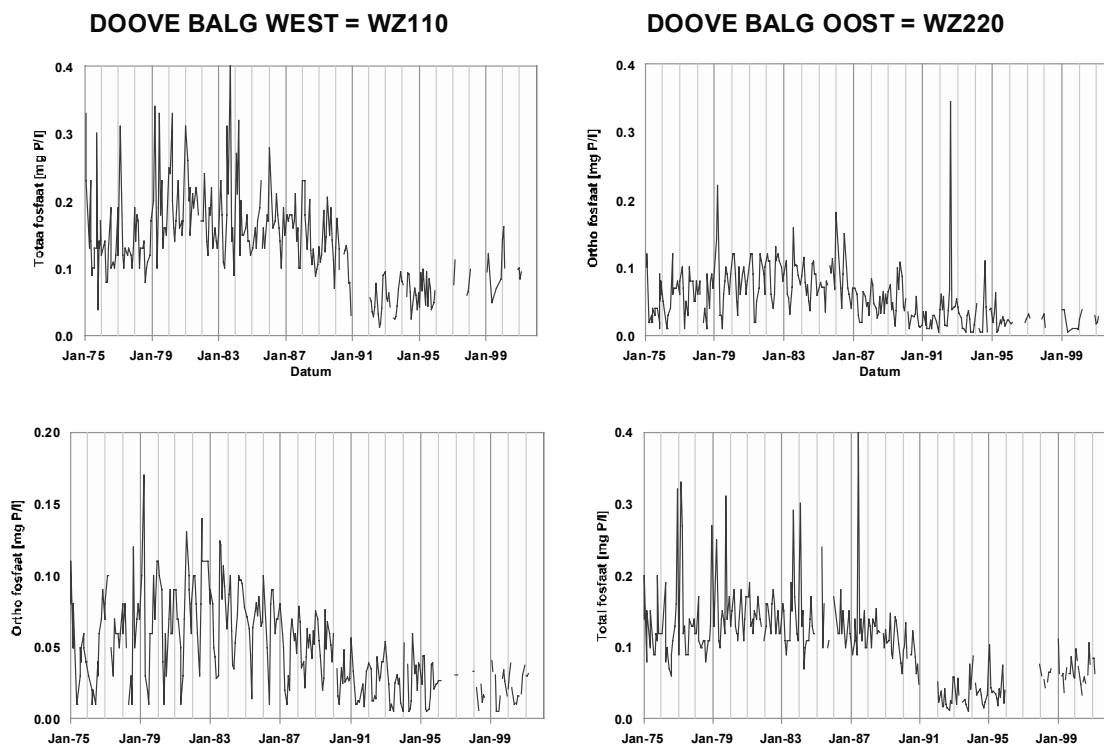
DooveBalgOost = WZ200

DooveBalgWest = WZ110

Blauwe Slenk Oost = WZ230

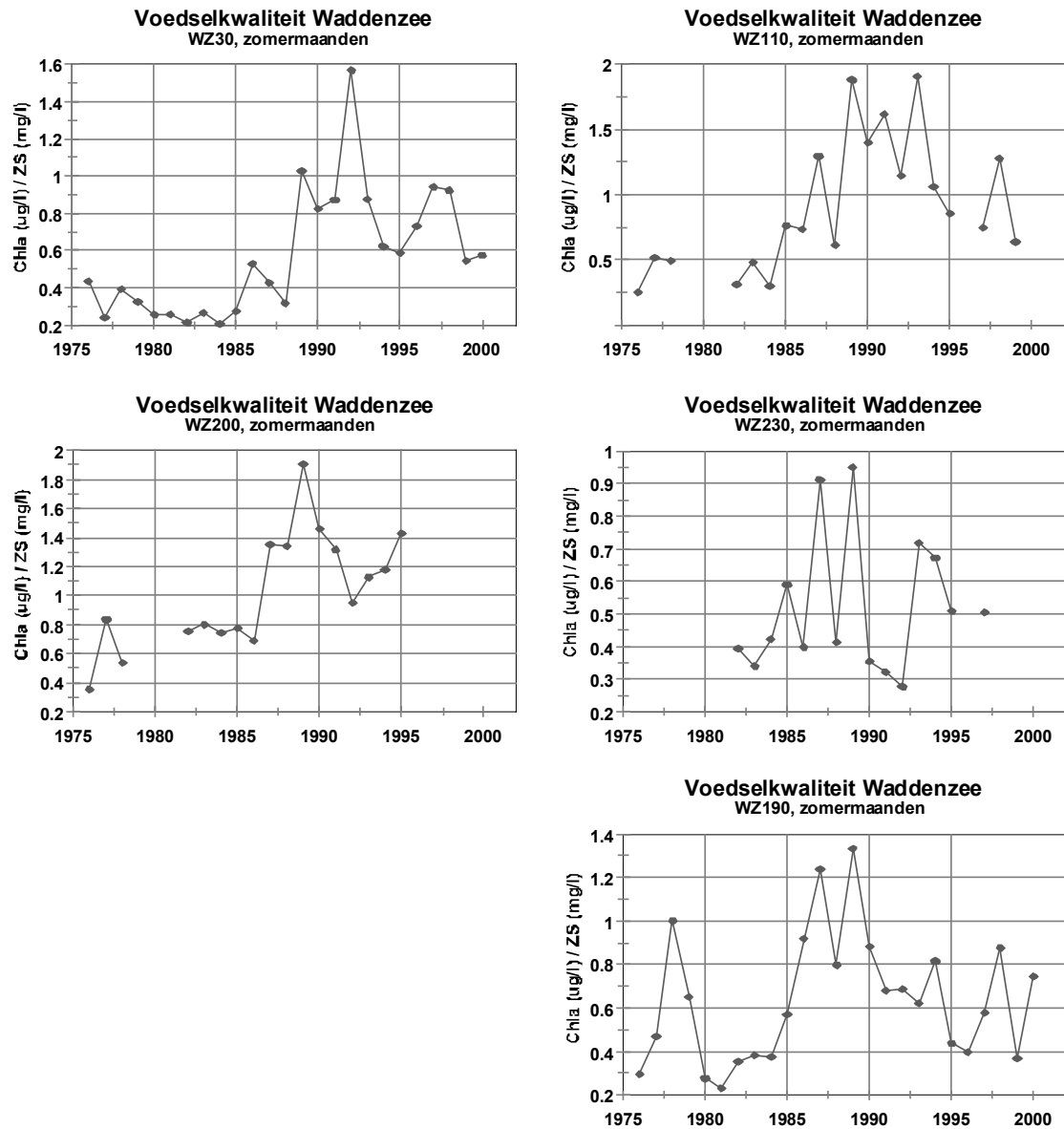
Zie Fig 3 en bijlage 5.1 voor de ligging van de meetpunten

Bijlage 3.15. Gemeten o-P- en totaal-P- gehalten in de Waddenzee



Weergegeven zijn gehalten ortho- en totaal-P op twee locaties in de Waddenzee. Zie (pag 24) of bijlage 2.1, Fig 8 voor de ligging van de meetpunten. P-gehalten in mg P/l.

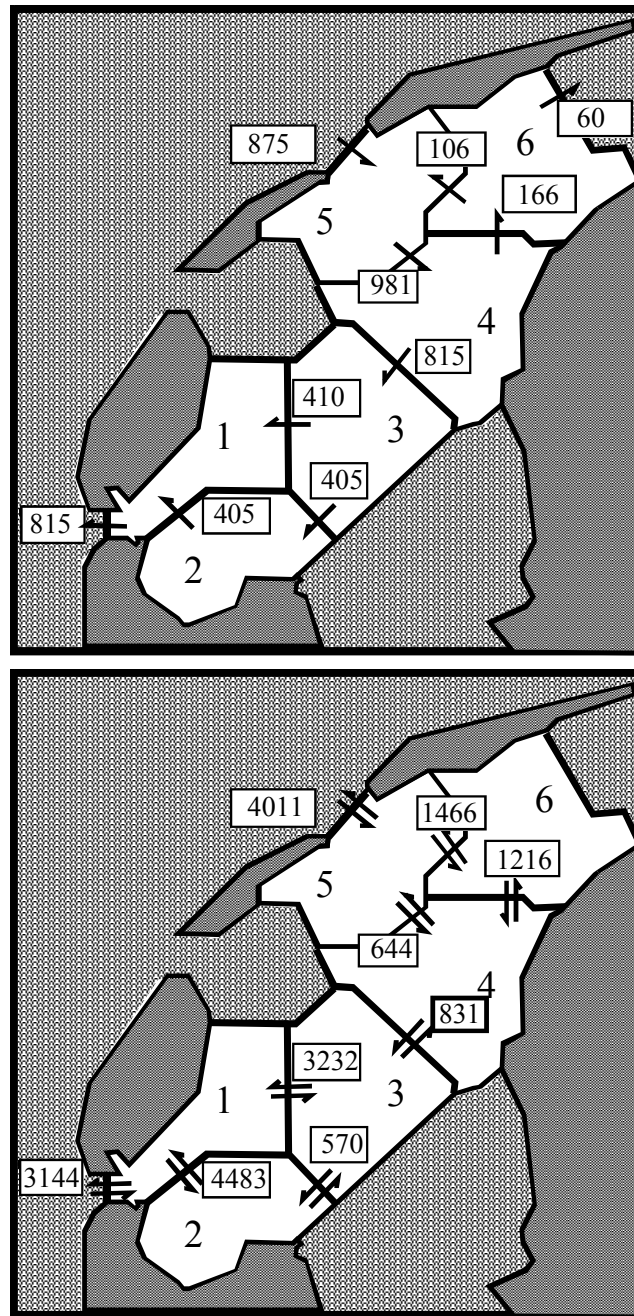
Bijlage 3.16 Voedselkwaliteit op de verschillende monitoringlocaties in de Waddenzee



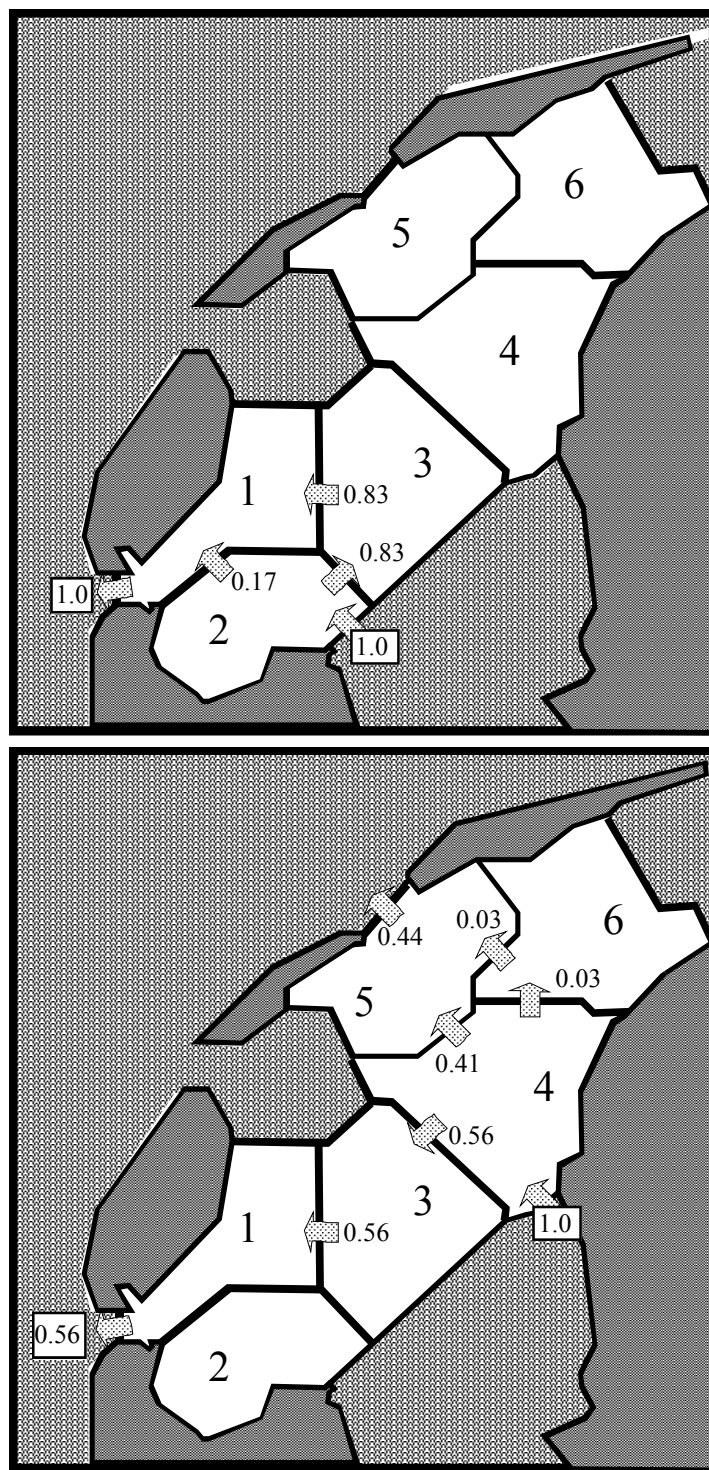
Weergegeven is de verhouding tussen het chlorofyl-gehalte (in µg/l) en het gehalte aan zwevend materiaal (mg/l). Dit is als maat te beschouwen voor de 'eetbaarheid' van het zwevende materiaal, en dus als voedselkwaliteit. Hierbij is de zomerperiode voor elk jaar beschouwd, die gerekend is van mei-september. Deze periode is niet gelijk aan die welke voor Fig 11 (pag 40) is gebruikt (juli-november).

Bijlage 5 Modelberekeningen: schematisatie, parameterwaarden, resultaten

Bijlage 5.1 Gebiedsschematisatie: stroming en dispersie



Patroon van stroming (boven) en dispersie (onder) in de westelijke Waddenzee, zoals gebruikt bij de ecosysteemberekeningen. Alle getallen zijn in m³/s. De stromingsdata geven aan dat er een reststroming is die bij het Zeegat v/h Vlie het gebied binnen komt, en via het Marsdiep het gebied weer verlaat. Ingelaten zoetwater verdeelt zich volgens een sleutel over het gebied, en voegt toe aan de stromingsdebeten. De data zijn afgeleid uit de gegevens uit EON-I en EON-II, 1988.



Verdeling van IJsselmeerwater over de Waddenzee. Gegeven is het relatieve transport over de compartimentssgrenzen van water ingelaten via Den Oever (boven) dan wel via Kornwerderzand (onder). . De data zijn afgeleid uit de gegevens uitt EON-I en EON-II, 1988.

Bijlage 5.2 Eigenschappen van de in de ecosysteemsimulatie onderscheiden compartimenten

In de modelberekeningen zijn plaat, LW-lijn -- -5 m, en <-5 m als gebied onderscheiden

Tabel B5.2.1 Oppervlakte (m2) gebied (hoogtes tov NAP)

	> +60cm	+60 cm – 0	0 cm --	LW- lijn	LW-lijn -- -5m	< -5m	Som	Som alles
		cm		lijn			plaat m2	m2
1	1.42E+04	2.06E+06	2.90E+07	5.68E+07	8.02E+07		3.10E+07	1.68E+08
2	0.00E+00	9.25E+06	9.44E+07	8.04E+07	2.07E+07		1.04E+08	2.05E+08
3	0.00E+00	0.00E+00	6.99E+07	1.12E+08	5.65E+07		6.99E+07	2.38E+08
4	3.36E+05	5.31E+06	8.68E+07	1.03E+08	1.76E+07		9.25E+07	2.13E+08
5	3.27E+05	7.31E+06	1.69E+08	6.74E+07	7.70E+07		1.77E+08	3.21E+08
6	1.81E+05	1.94E+07	1.87E+08	4.61E+07	1.97E+07		2.07E+08	2.73E+08
SOM	8.58E+05	4.33E+07	6.36E+08	4.65E+08	2.72E+08		6.81E+08	1.42E+09

Tabel B5.2.2 Gem diepte (cm NAP)

	> +60cm	+60 cm – 0	0 cm --	LW-lijn	LW-lijn -- -5m	< -5m	Gem	Gem alles
		cm		LW-lijn			plaat cm	cm
1	53.0	16.9	-93.7	-264.7	-1459.2		-86.3	-801.8
2		33.9	-63.2	-247.3	-721.7		-54.5	-197.7
3			-104.1	-274.9	-869.6		-104.1	-365.8
4	89.0	25.6	-77.2	-229.5	-670.3		-70.7	-196.8
5	102.7	18.2	-69.4	-245.2	-1056.1		-65.5	-340.8
6	89.5	23.9	-71.6	-236.3	-568.8		-62.5	-128.5
							Gem alles	-316.6

Tabel B5.2.3 Gemiddeld habitat-getal op de mosselhabitatkaart UIKUMR12 (Brinkman & Bult, 2002)

	> +60cm	+60 cm – 0	0 cm --	LW- lijn	LW-lijn -- -5m	< -5m *)	Gem
		cm		lijn			plaat
1	13.0	12.0	5.8	12.6	13.0		6.2
2		12.4	9.8	10.4	13.0		10.0
3			10.4	10.2			10.4
4	13.0	12.2	9.8	10.5			9.9
5	12.9	12.2	9.5	9.2	8.2		9.6
6	13.0	12.5	9.3	10.0	12.0		9.6

*)model heeft eigenlijk geen getal hiervoor berekend

Tabel B5.2.4 Gemiddeld habitatgetal (treffkans) voor kokkelbanken (deelproject H3 Waddenzee; Kater et al, 2003)

	> +60cm	+60 cm – 0 cm	0 cm -- LW- lijn	LW-lijn -- -5m (*)	< -5m *)	Gem plaat
1	0.26296(count=2)	0.643	0.198		0.049645 (count=2)	0.23
2		0.768	0.236		0.230	0.28
3			0.096			0.10
4	0.147	0.665	0.212		0.21044(count=2)	0.24
5	0.161	0.359	0.154		0.578	0.16
6	0.150	0.483	0.229		0.403	0.25

Tabel B5.2.5 Gem orbitaalsnelheid uit de file UBWAV.MRD (m/s) (zie Brinkman & Bult, 2002)

	> +60cm	+60 cm – 0 cm	0 cm -- LW- lijn	LW-lijn -- -5m	< -5m	Gem plaat m/s	Gem alles m/s
1	2.88E-02	2.09E-01	3.08E-01	3.51E-01	9.32E-02	0.30	0.22
2		2.64E-01	3.28E-01	3.00E-01	1.26E-01	0.32	0.29
3			3.66E-01	3.17E-01	1.37E-01	0.37	0.29
4	2.50E-01	3.20E-01	3.38E-01	2.81E-01	8.89E-02	0.34	0.29
5	3.46E-01	3.51E-01	3.33E-01	3.12E-01	1.36E-01	0.33	0.28
6	2.39E-01	3.21E-01	3.22E-01	2.66E-01	1.42E-01	0.32	0.30
						Gem alles	0.28

Tabel B5.2.6 Gem slibgehalte uit de file Slibmapn (% slib, deeltjes < 16 µm) (%) (zie bijlage 2.2, pag. 133)

	> +60cm	+60 cm – 0 cm	0 cm -- LW- lijn	LW-lijn -- -5m	< -5m	Gem plaat %	Gem alles %
1	6.26	4.99	1.48	0.87	0.30	1.72	0.75
2		9.81	4.51	3.28	1.51	4.98	3.96
3			1.59	2.39	1.44	1.59	1.93
4	4.98	4.35	2.71	3.12	1.74	2.81	2.87
5	5.58	4.10	2.63	2.51	1.39	2.69	2.34
6	5.98	6.83	3.31	2.85	2.44	3.65	3.42
						Gem alles	2.61

Tabel B5.2.7 Gem lutumgehalte = $0.66 * \text{slib } (\%)(\%)$ (zie bijlage 2.2, pag. 133)

	> +60cm	+60 cm – 0	0 cm -- LW-	LW-lijn --	-5m	< -5m	Gem	Gem alles
		cm	lijn				plaat %	%
1	4.13	3.29	0.98	0.57	0.20		1.13	0.50
2		6.47	2.97	2.17	1.00		3.29	2.62
3			1.05	1.57	0.95		1.05	1.27
4	3.29	2.87	1.79	2.06	1.15		1.86	1.90
5	3.68	2.70	1.73	1.66	0.92		1.78	1.55
6	3.94	4.51	2.19	1.88	1.61		2.41	2.26
							Gem alles	1.72

Tabel B5.2.8 Org stofgehalte = $0.17 * \text{lutum } (\%)$ (zie bijlage 2.2, pag. 133)

	> +60cm	+60 cm – 0	0 cm -- LW-	LW-lijn --	-5m	< -5m	Gem	Gem alles
		cm	lijn				plaat m2	m2
1	0.702	0.560	0.167	0.097	0.033		0.19	0.08
2		1.101	0.505	0.368	0.170		0.56	0.44
3			0.179	0.268	0.161		0.18	0.22
4	0.559	0.488	0.304	0.350	0.196		0.32	0.32
5	0.626	0.460	0.295	0.282	0.156		0.30	0.26
6	0.671	0.766	0.372	0.320	0.274		0.41	0.38
							Gem alles	0.29

Tabel B5.2.9 Fijn zand gehalte ($<63 \mu\text{m}$)= $5 * \text{slib } (\%)$ (zie bijlage 2.2, pag. 133)

	> +60cm	+60 cm – 0	0 cm -- LW-	LW-lijn --	-5m	< -5m	Gem	Gem alles
		cm	lijn				plaat m2	m2
1	31.295	24.935	7.420	4.342	1.491		8.59	3.77
2		49.043	22.525	16.417	7.574		24.89	19.81
3			7.972	11.931	7.180		7.97	9.64
4	24.892	21.747	13.546	15.596	8.718		14.06	14.36
5	27.901	20.482	13.144	12.555	6.950		13.47	11.72
6	29.880	34.145	16.574	14.250	12.195		18.23	17.12
							Gem alles	13.03

De bovengenoemde gehalten waren alle in gew-%.

Met een gemiddelde soortelijke massa van $1.5 \text{ kg dm}^{-3} = 1.5 \text{ e6 g m}^{-3}$ kan alles omgerekend worden naar grammen slib, etc., per m^3

Tabel B5.2.10 Gehalte humus (ROM) in gram/m3 (%) (zie bijlage 2.2, pag. 133)

	> +60cm	+60 cm – 0	0 cm -- LW-	LW-lijn -- -5m	< -5m	Gem	Gem alles
		cm	lijn			plaat m2	m2
1	1.05E+04	8.39E+03	2.50E+03	1.46E+03	5.02E+02	2.89E+03	1.27E+03
2		1.65E+04	7.58E+03	5.53E+03	2.55E+03	8.38E+03	6.67E+03
3			2.68E+03	4.02E+03	2.42E+03	2.68E+03	3.25E+03
4	8.38E+03	7.32E+03	4.56E+03	5.25E+03	2.93E+03	4.73E+03	4.83E+03
5	9.39E+03	6.89E+03	4.42E+03	4.23E+03	2.34E+03	4.54E+03	3.94E+03
6	1.01E+04	1.15E+04	5.58E+03	4.80E+03	4.10E+03	6.14E+03	5.76E+03
						Gem alles	4.39E+03

Tabel B5.2.11 Slibgehalte in gram/m3

	> +60cm	+60 cm – 0	0 cm -- LW-	LW-lijn -- -5m	< -5m	Gem	Gem alles
		cm	lijn			plaat m2	m2
1	9.39E+04	7.48E+04	2.23E+04	1.30E+04	4.47E+03	2.58E+04	1.13E+04
2		1.47E+05	6.76E+04	4.93E+04	2.27E+04	7.47E+04	5.94E+04
3			2.39E+04	3.58E+04	2.15E+04	2.39E+04	2.89E+04
4	7.47E+04	6.52E+04	4.06E+04	4.68E+04	2.62E+04	4.22E+04	4.31E+04
5	8.37E+04	6.14E+04	3.94E+04	3.77E+04	2.09E+04	4.04E+04	3.52E+04
6	8.96E+04	1.02E+05	4.97E+04	4.27E+04	3.66E+04	5.47E+04	5.14E+04
						Gem alles	3.91E+04

Tabel B5.2.12 Gehalte fijn zand in gram/m3

	> +60cm	+60 cm – 0	0 cm -- LW-	LW-lijn -- -5m	< -5m	Gem	Gem alles
		cm	lijn			plaat m2	m2
1	4.69E+05	3.74E+05	1.11E+05	6.51E+04	2.24E+04	1.29E+05	5.65E+04
2		7.36E+05	3.38E+05	2.46E+05	1.14E+05	3.73E+05	2.97E+05
3			1.20E+05	1.79E+05	1.08E+05	1.20E+05	1.45E+05
4	3.73E+05	3.26E+05	2.03E+05	2.34E+05	1.31E+05	2.11E+05	2.15E+05
5	4.19E+05	3.07E+05	1.97E+05	1.88E+05	1.04E+05	2.02E+05	1.76E+05
6	4.48E+05	5.12E+05	2.49E+05	2.14E+05	1.83E+05	2.73E+05	2.57E+05
						Gem alles	1.95E+05

Tabel B5.2.13 Gehalte zand (medium-grof) in gram/m3 Berekend als rest (1.5e6-ROM-slib-fijn zand)

	boven NAP +60cm	tussen NAP + 60 cm en NAP	tussen NAP en LW-lijn	tussen LW-lijn en NAP-5m	beneden NAP-5m	Gem plaat	Gem alles
1	9.26E+05	1.04E+06	1.36E+06	1.42E+06	1.47E+06	1.34E+06	1.43E+06
2		6.01E+05	1.09E+06	1.20E+06	1.36E+06	1.04E+06	1.14E+06
3			1.35E+06	1.28E+06	1.37E+06	1.35E+06	1.32E+06
4	1.04E+06	1.10E+06	1.25E+06	1.21E+06	1.34E+06	1.24E+06	1.24E+06
5	9.88E+05	1.12E+06	1.26E+06	1.27E+06	1.37E+06	1.25E+06	1.29E+06
6	9.52E+05	8.74E+05	1.20E+06	1.24E+06	1.28E+06	1.17E+06	1.19E+06
						Gem alles	1.26E+06

Bijlage 5.3 Samenstelling van algen, detritus en fauna, zoals gebruikt bij de ecosysteemsimulaties

In deze bijlage is voor elke component die in de ecosysteemberekeningen een rol speelt aangegeven wat de stoechiometrie is geweest.

Tabel B5.3.1 Samenstelling van algen, detritus en fauna, zoals gebruikt bij de ecosysteemsimulaties

<i>Samenstellingen</i>	<i>Alle data in mol per gram drooggewicht. Data < 0 geven aan dat bij productie de betreffende component vrijkomt.</i>				
mol/g	N	P	C	O ₂	Si
Flagel	0.00414	0.000234	0.0302	-0.0335	0
Diatom	0.003	0.00017	0.0219	-0.0243	0.00458
BDia	0.003	0.00017	0.0219	-0.0243	0.00458
DeadSub	0.00414	0.000234	0.0302	-0.0335	0
DeadDia	0.003	0.00017	0.0219	-0.0243	0.00458
Frac2	0.0023	0.000159	0.0315	-0.0334	0
Frac2Dia	0.000735	5.4E-05	0.0107	-0.0113	0.011
LOM	0.00225	0.000161	0.0315	-0.0333	
Frustule	0	0	0	0	0.012
ROM	0.00152	8.73E-05	0.0322	-0.0334	
Mussel	0.00414	0.000234	0.0302	-0.0335	0

In de tabel is de stoechiometrie van de organische componenten aangegeven. Zuurstof komt in alle gevallen met negatieve hoeveelheden voor, hetgeen impliceert dat bij vorming uit de oorspronkelijk samenstellende delen er O₂ vrijkomt. Overigens is deze tabel in het programma ongelimiteerd uit te breiden (dit zou relevant kunnen zijn voor met name Ca en Fe).

Tabel B5.3.2 Beschrijving afbraakproces (mineralisatie).

Aangegeven is welk product uit welke bron komt, wat de afgifte van mineralen is en het verbruik van zuurstof. Alles in mol g⁻¹ drooggewicht. Zie voor een uitgebreidere beschrijving van de afbraakdynamica de bijlage over het EcoWasp-programma, en Brinkman (1993) en Brinkman & Smit (1993).

Afbraak	De getallen geven de fracties aan van het substraat dat in het product overgaat. Alles in gram product per gram substraat										
Van	Naar	Flagel	Diatom	BDia	DeadSub	DeadDia	Frac2	Frac2Dia	LOM	Frustules	ROM
Flagel					1						
Diatom						1					
BDia						1					
DeadSub							0.2		0.3		
DeadDia							0.1	0.4			
Frac2											0.15
Frac2Dia										0.35	0.05
LOM							0.05				
Frustules											
ROM											
Mussel	afsterven				1						
Mussel	excretie								1		

In dit tweede deel van de tabel is aangegeven hoeveel nutriënt er vrijkomt bij de afbraak van het substraat. Hierin is de bovenstaande tabel vervat, en is rekening gehouden met de stoechiometrie van substraat én product. Zuurstof wordt in alle gevallen verbruikt.

<i>Komt vrij</i>	<i>in mol/gram omgezette stof</i>				
Van	N	P	C	O	Si
Flagel	0	0	0	0	0
Diatom	0	0	0	0	0
BDia	0	0	0	0	0
DeadSub	0.003235	0.0001698	0.0176	-0.02017	0
DeadDia	0.002706	0.0001484	0.01762	-0.01978	0.00018
Frac2	0.002224	0.00015463	0.02989	-0.03173	0
	5				
Frac2Dia	0.000735	5.4E-05	0.0107	-0.0113	0.0068
LOM	0.002135	0.00015305	0.029925	-0.03163	0
Frustules	0	0	0	0	0.012
ROM	0.00152	8.73E-05	0.0322	-0.0334	0
Mussel	0.00414	0.000234	0.0302	-0.0335	0
Mussel	0.00414	0.000234	0.0302	-0.0335	0

Tabel B5.3.3 Omzettingen als gevolg van predatie door mosselen.

Aangegeven is welk deel (*utilize*) van welk substraat door mosselen wordt gebruikt bij de assimilatie, en welk product als feces ontstaat. De fractie feces is in principe (1-utilize).

Substraat	Feces product (waarde= 1- Utilize)										Utilize
	Flagel	Diatom	BDia	DeadSub	DeadDia	Frac2	Frac2Dia	LOM	Frustules	ROM	Mossel
Flagel				0.4							0.6
Diatom					0.6						0.4
BDia					0.6						0.4
DeadSub								0.4			0.6
DeadDia							0.6				0.4
Frac2										0.8	0.2
Frac2Dia									0.9		0.1
LOM						0.4					0.6
Frustules									1		0
ROM										0.95	0.05

In het tweede deel van de tabel is aangegeven hoeveel nutriënten(in mol nutriënt / g gefilterd substraat) er vrij komen bij de graas door mosselen. Voor zover het zuurstof betreft mag dit een negatieve waarde zijn, maar voor de overige componenten mag de waarde niet <0 zijn. Het programma corrigeert hierop: de hoeveelheid feces wordt zóveel kleiner gemaakt dat de productie van nutriënt niet <0 is.

Komt vrij	Alle data in mol / gram substraat					
Substraat	N	P	C	O	Si	
Flagel	0	0	0	0	0	0
Diatom	-4.6E-04	7.6E-05	9.8E-03	0.0E+00	-1.1E-02	4.6E-03
BDia	-4.6E-04	-2.6E-05	-3.3E-03	0.0E+00	3.7E-03	1.8E-03
DeadSub	7.6E-04	2.9E-05	-5.2E-04	0.0E+00	-8.0E-05	0
DeadDia	9.0E-04	4.4E-05	3.4E-03		-4.1E-03	-2.0E-03
Frac2	2.6E-04	4.2E-05	-3.0E-04	0.0E+00	2.0E-05	0
Frac2Dia	3.2E-04	3.1E-05	7.7E-03	0.0E+00	-8.0E-03	2.0E-04
LOM	-1.2E-03	-4.3E-05	7.8E-04	0.0E+00	1.6E-04	0
Frustules	0	0	0	0	0	0
ROM	-1.3E-04	-7.3E-06	1.0E-04	0.0E+00	5.0E-06	0.0E+00

Deze correctie had in principe ook met de hand (en dus via een extra parameter) uitgevoerd kunnen worden, maar dat is uit oogpunt van de gebruiksvriendelijkheid niet gedaan.

Bijlage 5.4 Procesparameters, gebruikt bij de ecosysteemsimulaties

In het volgende zijn al de gebruikte procesparameters getabelleerd. De parameterset is omvangrijk, en dient tesamen met de modelbeschrijving (bijlage 2) gelezen te worden. Voor meer gedetailleerde informatie wordt verwezen naar Brinkman (1993-a) en Brinkman & Smit (1993).

Bijlage 5.4.1 Parameters voor bentische diatomeeën (“BDIA”)

```

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_switch           = TRUE;

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_tr               = C_ON;
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_mixing           = C_ON;

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_livedepth        = 0.001; /* mtr */

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_ik               = 3.0; /* W/m2 */

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_rcgrow           = 2.0; /* 1/day */
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_rcresp          = 0.025; /* 1/day */
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_rcexcr          = 0.0; /* 1/day */
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_rcmort          = 0.1; /* 1/day */

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_tlgrow           = -30.0;
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_t2grow          = 8.0;
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_t3grow          = 40.0;

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_tlresp           = -20.0;
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_t2resp          = 15.0;
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_t3resp          = 40.0;

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_tlexcr           = -20.0;
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_t2excr          = 15.0;
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_t3excr          = 40.0;

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_tlmort           = -20.0;
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_t2mort          = 15.0;
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_t3mort          = 40.0;

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_kmonod[NH4]     = 5e-3; /* mol/m3 */
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_kmonod[NO3]     = 1.5e-3; /* mol/m3 */
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_kmonod[P]       = 1.5e-4; /* mol/m3 */
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_kmonod[CO2]     = 8.0e-3; /* mol/m3 */
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_kmonod[SI]      = 0.6e-2; /* mol/m3 */

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_compos[NH4]     = 3.0e-3; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_compos[P]       = 1.7e-4; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_compos[CO2]     = 2.19e-2; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_compos[O2]     = -2.43e-2; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_compos[SI]      = 4.58e-3; /* mol/m3 */

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_extinction       = 0.06; /* 1/m/(g/m3) */

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_size            = 5.0e-6; /* mtr */

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_vz              = 2.0e-5; /* m/s */
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_r               = 2.0e-8;
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_r3              = 2.0;
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_UWIO            = 4.0;

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_excr_dest        = LOM;
VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_mort_dest        = DEADDIA;

VP_PhytoDynamics[BDIA].PP_MaxConc         = 200.0; /* g DW/m3 */

```

Bijlage 5.4.2 Parameters voor Niet-Diatomeeën (“FLAGEL”)

```

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_switch           = TRUE;

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_tr                = C_ON;
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_mixing            = C_ON;


VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_livedepth         = -0.1;    /* mtr      */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_ik                = 20.0;    /* W/m2     */

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_rcgrow            = 4.0;     /* 1/day    */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_rcresp            = 0.025;   /* 1/day    */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_rcexcr           = 0.0;     /* 1/day    */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_rcmort           = 0.00;    /* 1/day    */

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_t1grow            = -5.0;
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_t2grow            = 30.0;
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_t3grow            = 40.0;

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_t1resp            = -20.0;
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_t2resp            = 15.0;
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_t3resp            = 40.0;

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_t1excr            = -20.0;
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_t2excr            = 15.0;
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_t3excr            = 40.0;

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_t1mort            = -20.0;
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_t2mort            = 15.0;
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_t3mort            = 40.0;

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_kmonod[NH4]       = 5e-3;    /* mol/m3   */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_kmonod[NO3]      = 1.5e-3;  /* mol/m3   */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_kmonod[P]        = 2.0e-4;  /* mol/m3   */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_kmonod[CO2]      = 8.0e-3;  /* mol/m3   */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_kmonod[SI]       = 0.0;     /* mol/m3   */

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_compos[NH4]       = 4.14e-3; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_compos[P]        = 2.34e-4; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_compos[CO2]      = 3.02e-2; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_compos[O2]       = -3.35e-2; /* mol/g DW */

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_extinction        = 0.07;    /* 1/m/(g/m3) */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_size              = 5.0e-6; /* mtr      */

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_vz                = 2.0e-8; /* m/s      */
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_r                = 2.0e-7;
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_r3               = 2.0;
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_UWIO             = 0.0;

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_excr_dest         = LOM;
VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_mort_dest         = DEADSUB;

VP_PhytoDynamics[FLAGEL].PP_MaxConc          = -1.0;    /* skipped  */

```

Bijlage 5.4.3 Parameters voor Diatomeeën (DIATOM)

```

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_switch           = TRUE;

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_tr               = C_ON;
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_mixing           = C_ON;

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_livedepth        = -0.1; /* mtr */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_ik               = 8.0; /* W/m2 */

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_rcgrow           = 4.0; /* 1/day */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_rcresp          = 0.025; /* 1/day */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_rcexcr         = 0.0; /* 1/day */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_rcmort          = 0.00; /* 1/day */

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_t1grow          = -10.0;
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_t2grow          = 20.0; /* s11 */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_t3grow          = 40.0;

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_t1resp          = -20.0;
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_t2resp          = 15.0;
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_t3resp          = 40.0;

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_t1excr          = -20.0;
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_t2excr          = 15.0;
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_t3excr          = 40.0;

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_t1mort          = -20.0;
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_t2mort          = 15.0;
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_t3mort          = 40.0;

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_kmonod[NH4]     = 5e-3; /* mol/m3 */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_kmonod[NO3]     = 1.5e-3; /* mol/m3 */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_kmonod[P]       = 1.5e-4; /* mol/m3 */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_kmonod[CO2]     = 8.0e-3; /* mol/m3 */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_kmonod[SI]      = 0.6e-2; /* mol/m3 */

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_compos[NH4]     = 3.0e-3; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_compos[P]       = 1.7e-4; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_compos[CO2]     = 2.19e-2; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_compos[O2]     = -2.43e-2; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_compos[SI]      = 4.58e-3; /* mol/m3 */

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_extinction       = 0.045; /* 1/m/(g/m3) */
/*VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_rsusp         = 0.0; /* 1/m/(g/m3) */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_size            = 5.0e-6; /* mtr */

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_vz              = 2.0e-7; /* m/s */
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_r              = 2.0e-7;
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_r3             = 2.0;
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_UWIO           = 0.0;

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_excr_dest       = LOM;
VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_mort_dest       = DEADDIA;

VP_PhytoDynamics[DIATOM].PP_MaxConc         = -1.0; /* g DW/m3 */

```

Bijlage 5.4.4 Parameters voor vers dood organisch materiaal (DeadSub)

```

VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_switch      = TRUE;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_tr          = 2;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_mixing      = C_ON;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_size        = 1.0e-5;

VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_t1          = -2.0;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_t2          = 30.0;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_t3          = 60.0;

VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_kmax         = 0.3;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_extinction  = 0.06; /* 1/m/(g/m3) */

VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_compos[NH4]  = 4.14e-3;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_compos[P]    = 2.34e-4;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_compos[O2]   = -3.35e-2;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_compos[CO2]  = 3.02e-2;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_compos[SI]   = 0.0;

VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_alpha[LOM]   = 0.30;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_alpha[FRAC2] = 0.20;

VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_vz           = 2.0e-5; /* m/s */
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_r            = 3.0e-10;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_r3           = 2.0;
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_UWIO         = 1.0;

/*****
* What is the product of detritus eaten by fauna; only the part**
* Excreted part, of course **
*****/
VP_DetDynamics[DEADSUB].PP_detfaec_dest = LOM;

```

Bijlage 5.4.5 Parameters voor vers dood diatomeeën materiaal DeadDia

```

VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_switch      = TRUE;
VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_tr          = 2;
VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_mixing      = C_ON;
VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_size        = 1.0e-5;

VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_t1          = -2.0;
VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_t2          = 30.0;
VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_t3          = 60.0;

VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_kmax         = 0.3;
VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_extinction  = 0.06;

VP_PhytoDynamics[DEADDIA].PP_compos[NH4] = 3.0e-3; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[DEADDIA].PP_compos[P]   = 1.7e-4; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[DEADDIA].PP_compos[CO2] = 2.19e-2; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[DEADDIA].PP_compos[O2]  = -2.43e-2; /* mol/g DW */
VP_PhytoDynamics[DEADDIA].PP_compos[SI]  = 4.58e-3; /* mol/m3 */

VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_alpha[FRAC2DIA] = 0.40;
VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_alpha[FRAC2]   = 0.1;

VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_vz           = 1.0e-7; /* m/s */
VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_r            = 3.0e-10;
VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_r3           = 2.0;
VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_UWIO         = 1.0;

/*****
* Wath is the product of detritus eaten by fauna; only the part **
* Excreted part, of course **
*****/
VP_DetDynamics[DEADDIA].PP_detfaec_dest = FRAC2DIA;

```

Bijlage 5.4.6 Parameters voor niet Si-houdend detritus FRAC2

```
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_switch      = TRUE;
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_tr          = 2;
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_mixing      = C_ON;
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_size        = 1.0e-5;

VP_DetDynamics[FRAC2].PP_t1          = -2.0;
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_t2          = 30.0;
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_t3          = 60.0;

VP_DetDynamics[FRAC2].PP_kmax         = 8.0e-2;
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_extinction  = 0.06; /* 1/m/(g/m3) */

VP_DetDynamics[FRAC2].PP_compos[NH4] = 2.30e-3;
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_compos[P]   = 1.59e-4;
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_compos[O2]  = -3.34e-2;
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_compos[CO2] = 3.15e-2;
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_compos[SI]  = 0.0;

VP_DetDynamics[FRAC2].PP_alpha[ROM]   = 0.15;

VP_DetDynamics[FRAC2].PP_vz           = 2.0e-5; /* m/s */
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_r           = 3.0e-10;
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_r3          = 2.0;
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_UWIO        = 1.0;

/*****
* Wath is the product of detritus eaten by fauna; only the part **
* Excreted part, of course **
*****/
VP_DetDynamics[FRAC2].PP_detfaec_dest = ROM;
```

Bijlage 5.4.7 Parameters voor Si-houdend detritus (FRAC2DIA)

```
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_switch  = TRUE;
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_tr      = 2;
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_mixing  = C_ON;
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_size    = 1.0e-5;

VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_t1      = -2.0;
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_t2      = 30.0;
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_t3      = 60.0;

VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_kmax     = 0.12;
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_extinction = 0.03;

VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_compos[NH4] = 7.35e-4;
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_compos[P]   = 5.4e-5;
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_compos[O2]  = -1.13e-2;
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_compos[CO2] = 1.07e-2;
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_compos[SI]  = 1.10e-2;

/*VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_alpha[FRUSTULE] = 0.66; */
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_alpha[FRUSTULE] = 0.35;

VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_alpha[ROM] = 0.05;

VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_vz       = 2.0e-5; /* m/s */
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_r       = 3.0e-10;
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_r3      = 2.0;
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_UWIO    = 1.0;

/*****
* Wath is the product of detritus eaten by fauna; only the part **
* Excreted part, of course **
*****/
VP_DetDynamics[FRAC2DIA].PP_detfaec_dest = FRUSTULE;
```

Bijlage 5.4.8 Parameters voor diatomeeënschaaltjes (FRUSTULES)

```

VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_switch      = TRUE;
VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_tr          = 2;
VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_mixing      = C_ON;
VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_size        = 1.0e-5;

VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_t1          = -50.0;
VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_t2          = 5.0;
VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_t3          = 5.0;

VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_kmax         = 0.05;
VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_extinction   = 0.02; /* 1/m/(g/m3) */

VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_compos[SI]   = 1.2e-2;

VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_alpha[FRUSTULE] = 0.00;

VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_vz          = 2.0e-5; /* m/s */
VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_r          = 3.0e-10;
VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_r3         = 2.0;
VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_UWIO       = 1.0;
/*****
* Wath is the product of detritus eaten by fauna; only the part **
* Excreted part, of course **
*****/
VP_DetDynamics[FRUSTULE].PP_detfaec_dest = FRUSTULE;

```

Bijlage 5.4.9 Parameters voor refractair organisch materiaal==humus (“ROM”)

```

VP_DetDynamics[ROM].PP_switch      = TRUE;
VP_DetDynamics[ROM].PP_tr          = 2;
VP_DetDynamics[ROM].PP_mixing      = C_ON;
VP_DetDynamics[ROM].PP_size        = 1.0e-5;

VP_DetDynamics[ROM].PP_t1          = -2.0;
VP_DetDynamics[ROM].PP_t2          = 30.0;
VP_DetDynamics[ROM].PP_t3          = 60.0;

VP_DetDynamics[ROM].PP_kmax         = 0.003;
VP_DetDynamics[ROM].PP_extinction   = 0.05;

VP_DetDynamics[ROM].PP_compos[NH4]   = 1.52e-3;
VP_DetDynamics[ROM].PP_compos[P]     = 8.73e-5;
VP_DetDynamics[ROM].PP_compos[O2]    = -3.34e-2;
VP_DetDynamics[ROM].PP_compos[CO2]   = 3.22e-2;
VP_DetDynamics[ROM].PP_compos[SI]    = 0.0;

VP_DetDynamics[ROM].PP_alpha[FRAC2]  = 0.00;

VP_DetDynamics[ROM].PP_vz          = 2.0e-5; /* m/s */
VP_DetDynamics[ROM].PP_r          = 3.0e-10;
VP_DetDynamics[ROM].PP_r3         = 2.0;
VP_DetDynamics[ROM].PP_UWIO       = 1.0;
/*****
* Wath is the product of detritus eaten by fauna; only the part **
* Excreted part, of course **
*****/
VP_DetDynamics[ROM].PP_detfaec_dest = ROM;

```

Bijlage 5.4.10 Parameters voor labiel organisch materiaal (“LOM”)

```

VP_DetDynamics[LOM].PP_switch           = TRUE;
VP_DetDynamics[LOM].PP_tr = 2;
VP_DetDynamics[LOM].PP_mixing            = C_ON;
VP_DetDynamics[LOM].PP_size              = 1.0e-5;
VP_DetDynamics[LOM].PP_t1               = -2.0;
VP_DetDynamics[LOM].PP_t2               = 30.0;
VP_DetDynamics[LOM].PP_t3               = 60.0;
VP_DetDynamics[LOM].PP_kmax              = 1.0;
VP_DetDynamics[LOM].PP_extinction        = 0.0; /* 1/m/(g/m3) */

VP_DetDynamics[LOM].PP_compos[NH4]       = 2.25e-3;
VP_DetDynamics[LOM].PP_compos[P]        = 1.61e-4;
VP_DetDynamics[LOM].PP_compos[O2]       = -3.33e-2;
VP_DetDynamics[LOM].PP_compos[CO2]      = 3.15e-2;
VP_DetDynamics[LOM].PP_compos[SI]       = 0.0;

VP_DetDynamics[LOM].PP_alpha[FRAC2]      = 0.05;

VP_DetDynamics[LOM].PP_vz                = 0.0e-7; /* m/s */
VP_DetDynamics[LOM].PP_r                 = 3.0e-10;
VP_DetDynamics[LOM].PP_r3                = 2.0;
VP_DetDynamics[LOM].PP_UWIO              = 1.0;
/*****
* Wath is the product of detritus eaten by fauna; only the part **
* Excreted part, of course **
*****/

VP_DetDynamics[LOM].PP_detfaec_dest      = FRAC2;

```

Bijlage 5.4.11 Parameters voor ionen

```

/* Ammonium (NH4) may be oxidized to nitrite or nitrate. */
/* The reaction rate constant is k1, monod and monod_o2 the */
/* relevant monod-constants. In the sediment computations, a */
/* pseudo-zero-order is computed */

VP_IonDynamics[NH4].PP_switch      = TRUE;
VP_IonDynamics[NH4].PP_tr         = 1;
VP_IonDynamics[NH4].PP_mixing     = TRUE;

VP_IonDynamics[NH4].PP_z          = 1;
VP_IonDynamics[NH4].PP_mol       = 14.0;
VP_IonDynamics[NH4].PP_diff      = 1.9e-9;

VP_IonDynamics[NH4].PP_d_switch   = FALSE;
VP_IonDynamics[NH4].PP_s_switch   = FALSE;
VP_IonDynamics[NH4].PP_k1        = 0.15;
VP_IonDynamics[NH4].PP_t1        = 4.0;
VP_IonDynamics[NH4].PP_t2        = 15.0;
VP_IonDynamics[NH4].PP_t3        = 70.0;
VP_IonDynamics[NH4].PP_monod      = 0.01;
VP_IonDynamics[NH4].PP_monod_o2  = 5e-2;

/*****
/* Phosphorus (P) may adsorb onto iron-hydroxide. This sorption */
/* is pH-dependent. Changing s_switch to TRUE makes the model */
/* to include sorption into the simulation */
/*=====
/* Adsorption parameters adjusted 2002-july-10 */
*****/

VP_IonDynamics[P].PP_switch      = TRUE;
VP_IonDynamics[P].PP_tr         = 1;
VP_IonDynamics[P].PP_mixing     = TRUE;

VP_IonDynamics[P].PP_z          = -2;
VP_IonDynamics[P].PP_mol       = 30.97;
VP_IonDynamics[P].PP_diff      = 7.43e-10;

VP_IonDynamics[P].PP_d_switch   = FALSE;

VP_IonDynamics[P].PP_s_switch   = TRUE;
VP_IonDynamics[P].PP_s_ads      = FEOOH_P;
VP_IonDynamics[P].PP_s_Vads     = 0.0293; /* 0.293*/
VP_IonDynamics[P].PP_s_maxa_aer = 2.0e-3;
VP_IonDynamics[P].PP_s_maxa_anaer = 5.0e-4;

VP_IonDynamics[P].PP_s_a        = 0.40;
VP_IonDynamics[P].PP_s_b        = -0.58;
VP_IonDynamics[P].PP_s_c        = -1.5e-2;
VP_IonDynamics[P].PP_s_d        = 0.00;
VP_IonDynamics[P].PP_s_e        = 10.9;
VP_IonDynamics[P].PP_s_f        = 6.5;
VP_IonDynamics[P].PP_s_limit    = 3.16e-4;

VP_IonDynamics[P].PP_k1        = 0.0;

/* Carbon Dioxide (CO2) does not adsorb */
VP_IonDynamics[CO2].PP_switch   = TRUE;
VP_IonDynamics[CO2].PP_tr      = 1;
VP_IonDynamics[CO2].PP_mixing  = TRUE;

VP_IonDynamics[CO2].PP_z       = -1;
VP_IonDynamics[CO2].PP_mol    = 12.0;
VP_IonDynamics[CO2].PP_diff   = 1.18e-9;

VP_IonDynamics[CO2].PP_d_switch = FALSE;
VP_IonDynamics[CO2].PP_s_switch = FALSE;

```

```

VP_IonDynamics[CO2].PP_attenuate           = 0.2;

/* Oxygen (O2) does not adsorb, and has no special processes */
VP_IonDynamics[O2].PP_switch               = TRUE;
VP_IonDynamics[O2].PP_tr                  = 1;
VP_IonDynamics[O2].PP_mixing               = TRUE;

VP_IonDynamics[O2].PP_z                   = 0;
VP_IonDynamics[O2].PP_mol                 = 32.0;
VP_IonDynamics[O2].PP_diff                 = 3.47e-9;
VP_IonDynamics[O2].PP_elopnk              = 4;

VP_IonDynamics[O2].PP_d_switch             = FALSE;
VP_IonDynamics[O2].PP_s_switch            = FALSE;
VP_IonDynamics[O2].PP_attenuate           = 1.0;

/* Sulphate (SO4) does not adsorb, and has no special processes */
VP_IonDynamics[SO4].PP_switch              = FALSE;
VP_IonDynamics[SO4].PP_tr                 = 1;
VP_IonDynamics[SO4].PP_mixing              = TRUE;

VP_IonDynamics[SO4].PP_z                  = -2;
VP_IonDynamics[SO4].PP_mol                = 96.0;
VP_IonDynamics[SO4].PP_diff                = 7.0e-10;
VP_IonDynamics[SO4].PP_elopnk             = 8;

VP_IonDynamics[SO4].PP_d_switch            = FALSE;
VP_IonDynamics[SO4].PP_s_switch           = FALSE;
VP_IonDynamics[SO4].PP_attenuate          = 0.2;

/* Nitrate (NO3) does not adsorb, and has no special processes */
/* It may act as electron acceptor, slowing down the oxidation rates */
/* a bit (see: attenuate ). The final product is N2, thus the */
/* electron uptake capacity is +5 (electrons) */
VP_IonDynamics[NO3].PP_switch              = TRUE;
VP_IonDynamics[NO3].PP_tr                 = 1;
VP_IonDynamics[NO3].PP_mixing              = TRUE;

VP_IonDynamics[NO3].PP_z                  = -1;
VP_IonDynamics[NO3].PP_mol                = 14.0;
VP_IonDynamics[NO3].PP_diff                = 1.18e-9;
VP_IonDynamics[NO3].PP_elopnk             = 5;

VP_IonDynamics[NO3].PP_d_switch            = FALSE;
VP_IonDynamics[NO3].PP_s_switch           = FALSE;
VP_IonDynamics[NO3].PP_attenuate          = 0.9;

/* Nitrite (NO2) may be oxidized to nitrate. */
/* The reaction rate constant is k1, monod and monod_o2 the */
/* relevant monod-constants. In the sediment computations, a */
/* pseudo-zero-order is computed */
VP_IonDynamics[NO2].PP_switch              = TRUE;
VP_IonDynamics[NO2].PP_tr                 = 1;
VP_IonDynamics[NO2].PP_mixing              = TRUE;

VP_IonDynamics[NO2].PP_z                  = -1;
VP_IonDynamics[NO2].PP_mol                = 14.0;
VP_IonDynamics[NO2].PP_diff                = 1.1e-9;
VP_IonDynamics[NO2].PP_elopnk             = 3;

VP_IonDynamics[NO2].PP_d_switch            = FALSE;
VP_IonDynamics[NO2].PP_s_switch           = FALSE;
VP_IonDynamics[NO2].PP_k1                 = 0.3;
VP_IonDynamics[NO2].PP_t1                 = 4.0;

```

```

VP_IonDynamics[NO2].PP_t2          = 15.0;
VP_IonDynamics[NO2].PP_t3          = 20.0;
VP_IonDynamics[NO2].PP_monod        = 0.01;
VP_IonDynamics[NO2].PP_monod_o2    = 5.0e-2;

/* Silicon Si (as silicate) may adsorb onto iron-hydroxide. This */
/* sorption is pH-dependent. Changing s_switch to TRUE makes the model */
/* to include sorption into the simulation */

VP_IonDynamics[SI].PP_switch        = TRUE;
VP_IonDynamics[SI].PP_tr            = 1;
VP_IonDynamics[SI].PP_mixing        = TRUE;

VP_IonDynamics[SI].PP_z              = -1;
VP_IonDynamics[SI].PP_mol           = 29.09;
VP_IonDynamics[SI].PP_diff          = 1.0e-9;

VP_IonDynamics[SI].PP_d_switch      = FALSE;

VP_IonDynamics[SI].PP_s_switch      = TRUE;
VP_IonDynamics[SI].PP_s_ads         = FEOOH_P;
VP_IonDynamics[SI].PP_s_Vads        = 0.03; /* changed 23/01/03*/
VP_IonDynamics[SI].PP_s_maxa_aer    = 2.0e-3;
VP_IonDynamics[SI].PP_s_maxa_anaer  = 5.0e-4;

VP_IonDynamics[SI].PP_s_a           = -0.4;
VP_IonDynamics[SI].PP_s_b           = -0.58;
VP_IonDynamics[SI].PP_s_c           = -1.5e-2;
VP_IonDynamics[SI].PP_s_d           = 0.0;
VP_IonDynamics[SI].PP_s_e           = 12.0;
VP_IonDynamics[SI].PP_s_f           = 8.5;
VP_IonDynamics[SI].PP_s_limit       = 4.0e-4;

/* Calcium (Ca) may adsorb onto humics (detritus). This */
/* sorption is pH-dependent. Changing d_switch to TRUE makes the model */
/* to include sorption into the simulation */

VP_IonDynamics[CA].PP_switch        = TRUE;
VP_IonDynamics[CA].PP_tr            = 1;
VP_IonDynamics[CA].PP_mixing        = TRUE;

VP_IonDynamics[CA].PP_z              = 2;
VP_IonDynamics[CA].PP_mol           = 40.0;
VP_IonDynamics[CA].PP_diff          = 7.9e-10;

VP_IonDynamics[CA].PP_d_switch      = FALSE;
VP_IonDynamics[CA].PP_d_ads         = ROM;
VP_IonDynamics[CA].PP_d_Vads        = 1.0e-4;
VP_IonDynamics[CA].PP_d_maxa_aer    = 1.5e-3; /* mol/g AFDW */
VP_IonDynamics[CA].PP_d_maxa_anaer  = 1.5e-3; /* mol/g AFDW */

VP_IonDynamics[CA].PP_d_a           = -0.40776;
VP_IonDynamics[CA].PP_d_b           = 0.0;
VP_IonDynamics[CA].PP_d_c           = 0.0;
VP_IonDynamics[CA].PP_d_d           = 0.0;
VP_IonDynamics[CA].PP_d_e           = 1.0;
VP_IonDynamics[CA].PP_d_f           = 9.0;
VP_IonDynamics[CA].PP_d_limit       = 3.16e-2;

VP_IonDynamics[CA].PP_s_switch      = FALSE;

/* Chloride (Cl) */

VP_IonDynamics[CL].PP_switch        = TRUE;
VP_IonDynamics[CL].PP_tr            = 1;
VP_IonDynamics[CL].PP_mixing        = TRUE;

VP_IonDynamics[CL].PP_z              = -1;

```

```

VP_IonDynamics[CL].PP_mol           = 35.50;
VP_IonDynamics[CL].PP_diff          = 2.0e-9;

VP_IonDynamics[CL].PP_d_switch      = FALSE;
VP_IonDynamics[CL].PP_s_switch      = FALSE;

/* Methane (CH4). Actually this is meant as rest-reduced          */
/* component. Is represents all the rest electron-donation capacity, */
/* left after reduction of all available electron acceptors. CH4    */
/* may be produced deep in the sediment, and may diffuse upward and  */
/* cause an extra oxygen demand in upper layers.                    */
VP_IonDynamics[CH4].PP_switch       = TRUE;

VP_IonDynamics[CH4].PP_tr           = 1;
VP_IonDynamics[CH4].PP_mixing       = TRUE;
VP_IonDynamics[CH4].PP_z            = 0;
VP_IonDynamics[CH4].PP_mol          = 16.0;
VP_IonDynamics[CH4].PP_diff         = 1.9e-9;
VP_IonDynamics[CH4].PP_d_switch     = FALSE;
VP_IonDynamics[CH4].PP_s_switch     = FALSE;
VP_IonDynamics[CH4].PP_k1           = 0.3;
VP_IonDynamics[CH4].PP_t1           = -1.0;
VP_IonDynamics[CH4].PP_t2           = 20.0;
VP_IonDynamics[CH4].PP_t3           = 70.0;
VP_IonDynamics[CH4].PP_monod         = 0.03;
VP_IonDynamics[CH4].PP_monod_o2     = 6.0e-2;

/* Humics (as dissolved refractory organic carbon. Serves as      */
/* extra contribution to dissolved C. Should also contribute to    */
/* the light attenuation!!, but this is not implemented yet.      */
VP_IonDynamics[HUMIC].PP_switch     = FALSE;
VP_IonDynamics[HUMIC].PP_tr         = 1;
VP_IonDynamics[HUMIC].PP_mixing     = TRUE;
VP_IonDynamics[HUMIC].PP_z          = -1;
VP_IonDynamics[HUMIC].PP_mol        = 500.0;
VP_IonDynamics[HUMIC].PP_diff       = 7.0e-10;
VP_IonDynamics[HUMIC].PP_d_switch   = FALSE;
VP_IonDynamics[HUMIC].PP_s_switch   = FALSE;

```

Bijlage 5.4.12 Parameters voor anorganisch vast materiaal

```
VP_SolidDynamics[FEOOH_P].PP_switch      = TRUE;
VP_SolidDynamics[FEOOH_P].PP_tr          = 0;
VP_SolidDynamics[FEOOH_P].PP_mixing      = C_OFF;
VP_SolidDynamics[FEOOH_P].PP_extinction  = 0.06;
VP_SolidDynamics[FEOOH_P].PP_size       = 1.0e-4;
VP_SolidDynamics[FEOOH_P].PP_vz         = 1.0e-05;
VP_SolidDynamics[FEOOH_P].PP_r          = 0.0e-11;
VP_SolidDynamics[FEOOH_P].PP_r3         = 2.0;
VP_SolidDynamics[FEOOH_P].PP_UWIO       = 2.0;

VP_SolidDynamics[SILT].PP_switch         = TRUE;
VP_SolidDynamics[SILT].PP_tr            = 0;
VP_SolidDynamics[SILT].PP_mixing        = C_OFF;
VP_SolidDynamics[SILT].PP_extinction    = 0.03;
VP_SolidDynamics[SILT].PP_size          = 1.0e-5;
VP_SolidDynamics[SILT].PP_vz            = 8.33e-05;
VP_SolidDynamics[SILT].PP_r             = 5.0e-10;
VP_SolidDynamics[SILT].PP_r3            = 2.0;
VP_SolidDynamics[SILT].PP_UWIO          = 2.0;

VP_SolidDynamics[SAND_FINE].PP_switch   = TRUE;
VP_SolidDynamics[SAND_FINE].PP_tr       = 0;
VP_SolidDynamics[SAND_FINE].PP_mixing   = C_OFF;
VP_SolidDynamics[SAND_FINE].PP_extinction = 0.02;
VP_SolidDynamics[SAND_FINE].PP_size     = 4.0e-5;
VP_SolidDynamics[SAND_FINE].PP_vz      = 2.8e-04;
VP_SolidDynamics[SAND_FINE].PP_r        = 3.0e-10;
VP_SolidDynamics[SAND_FINE].PP_r3       = 2.0;
VP_SolidDynamics[SAND_FINE].PP_UWIO     = 5.0;

VP_SolidDynamics[SAND_MEDIUM].PP_switch = TRUE;
VP_SolidDynamics[SAND_MEDIUM].PP_tr     = 0;
VP_SolidDynamics[SAND_MEDIUM].PP_mixing = C_OFF;
VP_SolidDynamics[SAND_MEDIUM].PP_extinction = 0.02;
VP_SolidDynamics[SAND_MEDIUM].PP_size   = 2.0e-4;
VP_SolidDynamics[SAND_MEDIUM].PP_vz     = 2.2e-03;
VP_SolidDynamics[SAND_MEDIUM].PP_r      = 1.0e-11;
VP_SolidDynamics[SAND_MEDIUM].PP_r3     = 2.0;
VP_SolidDynamics[SAND_MEDIUM].PP_UWIO   = 10.0;
```

Bijlage 5.4.13 Parameters voor filtreerders (mosselen)

NB: er zijn 4 klassen mosselen onderscheiden, waarvan klasse 1 een pelagiale fase betreft (larven). Aanduiding MUSS1,..., MUSS4. In bijlage 5.4.13 zijn nog enkele correcties op de gebruikte waarden gegeven in file AT_AllTempData.evl. Dit systeem is gebruikt om tijdens de testfasen in één klap een combinatie van parameters te veranderen. Omdat het nogal omslachtig was dat voor deze rapportages te verwerken in de files is deze AllTempData-file hier gewoon opgenomen.

A. MUSS1

```
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_switch           = TRUE;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_tr                = C_NOTR;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_mixing            = C_OFF;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_minrelsize        = 1.0e-6;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_maxrelsize        = 1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_livedepth         = -0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_preydepth         = -0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_respdepth         = -0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_faecdepth         = -0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_psfadept         = -0.1;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_max_pseudo_faec_fact = 1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_v_indw_facta      = 0.05;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_v_indw_factb      = -0.35;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_upt_facta         = 0.02;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_upt_factb         = -0.35;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_resp_facta        = 0.008;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_resp_factb        = -0.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_excr_facta        = 0.001;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_excr_factb        = -0.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_mort_facta        = 5e-4;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_mort_factb        = -0.70;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_act_resp          = 0.07;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_act_excr          = 0.09;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_FixedWeight       = -9.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_t1_filt           = -20.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_t2_filt           = 21.5;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_t3_filt           = 45.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_t1_resp           = -20.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_t2_resp           = 21.5;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_t3_resp           = 45.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_t1_mort           = -20.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_t2_mort           = 21.5;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_t3_mort           = 45.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_a_size            = 2.57e3;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_b_size            = 2.703 ;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_mort_dest          = DEADSUB;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_faec_dest          = FRAC2;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_excr_dest          = LOM;

/*
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_fauna_pref[DAPHNIA1] = 1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_fauna_pref[DAPHNIA2] = 1.0;
```

```

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_fauna_pref[DAHPNIA3]      =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_fauna_pref[DAHPNIA4]      =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_fauna_pref[MICRZ]         =1.0;
*/

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_phyto_pref[FLAGEL]        =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_phyto_pref[DIATOM]        =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_phyto_pref[BDIA]          =1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_pref[LOM]             =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_pref[FRAC2]           =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_pref[FRAC2DIA]        =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_pref[ROM]             =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_pref[DEADSUB]         =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_pref[DEADDIA]         =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_pref[FRUSTULE]        =1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_solid_pref[CACO3]          =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_solid_pref[FEOOH_P]       =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_solid_pref[SIO2]          =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_solid_pref[CA_P]          =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_solid_pref[SILT]          =1.0;

/*
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_fauna_utiz[DAHPNIA1]      =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_fauna_utiz[DAHPNIA2]      =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_fauna_utiz[DAHPNIA3]      =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_fauna_utiz[DAHPNIA4]      =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_fauna_utiz[MICRZ]         =0.6;
*/

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_phyto_utiz[FLAGEL]        =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_phyto_utiz[DIATOM]        =0.4;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_phyto_utiz[BDIA]          =0.4;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_utiz[LOM]             =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_utiz[DEADSUB]         =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_utiz[DEADDIA]         =0.4;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_utiz[FRAC2]           =0.2;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_utiz[FRAC2DIA]        =0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_det_utiz[ROM]             =0.05;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_compos[NH4]               = 4.14e-3; /* mol/g DW*/
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_compos[P]                 = 2.34e-4; /* mol/g DW */
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_compos[CO2]               = 3.02e-2; /* mol/g DW */
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_compos[O2]               = -3.35e-2; /* mol/g DW */

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_compos[CA]                = 0.00; /* mol/gr */

```

B. MUSS2

```

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_switch                   = TRUE;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_tr                       = C_NOTR;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_mixing                   = C_OFF;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_minrelsize                =1.0e-6;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_maxrelsize                =1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_livedepth                 = 0.005;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_preypdepth               =-0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_respdepth                 =-0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_faecdepth                 = 0.005;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_psfadept                 = 0.005;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_max_pseudo_faec_fact     = 2.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_v_indw_facta              = 0.05;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_v_indw_factb             =-0.35;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_upt_facta                 = 0.02;

```

```

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_upt_factb      =-0.35;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_resp_facta      = 0.008;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_resp_factb      =-0.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_excr_facta      = 0.001;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_excr_factb      =-0.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_mort_facta      = 5.0e-4;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_mort_factb      =-0.70;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_act_resp        = 0.07;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_act_excr        = 0.09;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_FixedWeight     = -9.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_t1_filt         = -20.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_t2_filt         = 21.5;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_t3_filt         = 45.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_t1_resp         = -20.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_t2_resp         = 21.5;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_t3_resp         = 45.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_t1_mort         = -20.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_t2_mort         = 21.5;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_t3_mort         = 45.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_a_size          = 2.57e3;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_b_size          = 2.703 ;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_mort_dest       = DEADSUB;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_faec_dest       = FRAC2;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_excr_dest       = LOM;

/*
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_fauna_pref[DAHPNIA1] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_fauna_pref[DAHPNIA2] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_fauna_pref[DAHPNIA3] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_fauna_pref[DAHPNIA4] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_fauna_pref[MICRZ]    =1.0;
*/

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_phyto_pref[FLAGEL]  =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_phyto_pref[DIATOM]  =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_phyto_pref[BDIA]    =1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_pref[LOM]        =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_pref[FRAC2]      =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_pref[FRAC2DIA]   =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_pref[ROM]        =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_pref[DEADSUB]    =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_pref[DEADDIA]    =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_pref[FRUSTULE]   =1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_solid_pref[CACO3]    =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_solid_pref[FE0OH_P]  =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_solid_pref[SIO2]     =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_solid_pref[CA_P]     =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_solid_pref[SILT]     =1.0;

/*
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_fauna_utiz[DAHPNIA1] =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_fauna_utiz[DAHPNIA2] =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_fauna_utiz[DAHPNIA3] =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_fauna_utiz[DAHPNIA4] =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_fauna_utiz[MICRZ]    =0.6;
*/

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_phyto_utiz[FLAGEL]  =0.6;

```

```

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_phyto_utiz[DIATOM]      =0.4;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_phyto_utiz[BDIA]        =0.4;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_utiz[LOM]            =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_utiz[DEADSUB]        =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_utiz[DEADDIA]        =0.4;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_utiz[FRAC2]          =0.2;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_utiz[FRAC2DIA]       =0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_det_utiz[ROM]            =0.05;

VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_compos[NH4]              = 4.14e-3; /* mol/g DW*/
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_compos[P]               = 2.34e-4; /* mol/g DW */
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_compos[CO2]              = 3.02e-2; /* mol/g DW */
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_compos[O2]              = -3.35e-2; /* mol/g DW */
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_compos[CA]               = 0.00; /* mol/gr */

```

C. MUSS3

```

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_switch                  = TRUE;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_tr                      = C_NOTR;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_mixing                  = C_OFF;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_minrelsize               =1.0e-6;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_maxrelsize               =1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_livedepth               = 0.005;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_preypdepth              =-0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_respdepth               =-0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_faecdepth               = 0.005;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_psfadepth               = 0.005;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_max_pseudo_faec_fact    = 2.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_v_indw_facta             = 0.05;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_v_indw_factb            =-0.35;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_upt_facta                = 0.02;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_upt_factb               =-0.35;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_resp_facta               = 0.008;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_resp_factb              =-0.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_excr_facta               = 0.001;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_excr_factb              =-0.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_mort_facta               = 8.0e-4;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_mort_factb              =-0.70;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_act_resp                 = 0.07;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_act_excr                = 0.09;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_FixedWeight              = -9.0; /* disabled */

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_t1_filt                  = -20.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_t2_filt                  = 21.5;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_t3_filt                  = 45.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_t1_resp                  = -20.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_t2_resp                  = 21.5;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_t3_resp                  = 45.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_t1_mort                  = -20.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_t2_mort                  = 21.5;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_t3_mort                  = 45.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_a_size                   = 2.57e3;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_b_size                   = 2.703 ;

```

```

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_mort_dest      = DEADSUB;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_faec_dest      = FRAC2;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_excr_dest      = LOM;

/*
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_fauna_pref[DAPHNIA1] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_fauna_pref[DAPHNIA2] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_fauna_pref[DAPHNIA3] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_fauna_pref[DAPHNIA4] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_fauna_pref[MICRZ]    =1.0;
*/

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_phyto_pref[FLAGEL] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_phyto_pref[DIATOM] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_phyto_pref[BDIA]    =1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_pref[LOM]       =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_pref[FRAC2]     =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_pref[FRAC2DIA]  =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_pref[ROM]       =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_pref[DEADSUB]   =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_pref[DEADDIA]   =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_pref[FRUSTULE]  =1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_solid_pref[CACO3]    =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_solid_pref[FEOOH_P] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_solid_pref[SIO2]    =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_solid_pref[CA_P]    =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_solid_pref[SILT]    =1.0;

/*
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_fauna_utiz[DAPHNIA1] =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_fauna_utiz[DAPHNIA2] =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_fauna_utiz[DAPHNIA3] =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_fauna_utiz[DAPHNIA4] =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_fauna_utiz[MICRZ]    =0.6;
*/

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_phyto_utiz[FLAGEL] =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_phyto_utiz[DIATOM] =0.4;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_phyto_utiz[BDIA]    =0.4;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_utiz[LOM]       =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_utiz[DEADSUB]   =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_utiz[DEADDIA]   =0.4;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_utiz[FRAC2]     =0.2;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_utiz[FRAC2DIA]  =0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_det_utiz[ROM]       =0.05;

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_compos[NH4]         = 4.14e-3; /* mol/g DW*/
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_compos[P]          = 2.34e-4; /* mol/g DW */
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_compos[CO2]        = 3.02e-2; /* mol/g DW */
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_compos[O2]         = -3.35e-2; /* mol/g DW */

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_compos[CA]          = 0.00; /* mol/gr */

```

D. MUSS4

```

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_switch      = TRUE;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_tr         = C_NOTR;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_mixing     = C_OFF;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_minrelsize  =1.0e-6;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_maxrelsize  =1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_livedepth   = 0.005;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_preypdepth = -0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_respdepth   = -0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_faecdepth   = 0.005;

```

```

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_psfadepth          = 0.005;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_max_pseudo_faec_fact = 2.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_v_indw_facta        = 0.05;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_v_indw_factb        = -0.35;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_upt_facta           = 0.018;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_upt_factb           = -0.35;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_resp_facta          = 0.008;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_resp_factb          = -0.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_excr_facta          = 0.001;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_excr_factb          = -0.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_mort_facta          = 0.9e-3;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_mort_factb          = -0.70;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_act_resp            = 0.07;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_act_excr            = 0.09;


VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_FixedWeight         = -9.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_t1_filt             = -20.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_t2_filt             = 21.5;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_t3_filt             = 45.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_t1_resp             = -20.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_t2_resp             = 21.5;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_t3_resp             = 45.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_t1_mort             = -20.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_t2_mort             = 21.5;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_t3_mort             = 45.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_a_size              = 2.57e3;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_b_size              = 2.703 ;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_mort_dest           = DEADSUB;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_faec_dest           = FRAC2;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_excr_dest           = LOM;

/*
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_fauna_pref[DAHPNIA1] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_fauna_pref[DAHPNIA2] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_fauna_pref[DAHPNIA3] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_fauna_pref[DAHPNIA4] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_fauna_pref[MICRZ]    =1.0;
*/

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_phyto_pref[FLAGEL]  =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_phyto_pref[DIATOM]  =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_phyto_pref[BDIA]    =1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_pref[LOM]        =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_pref[FRAC2]      =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_pref[FRAC2DIA]   =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_pref[ROM]        =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_pref[DEADSUB]    =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_pref[DEADDIA]    =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_pref[FRUSTULE]   =1.0;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_solid_pref[CACO3]    =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_solid_pref[FE00H_P] =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_solid_pref[SIO2]     =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_solid_pref[CA_P]     =1.0;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_solid_pref[SILT]     =1.0;

/*

```

```

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_fauna_utiz[DAHPNIA1]    =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_fauna_utiz[DAHPNIA2]    =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_fauna_utiz[DAHPNIA3]    =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_fauna_utiz[DAHPNIA4]    =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_fauna_utiz[MICRZ]       =0.6;
*/

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_phyto_utiz[FLAGEL]      =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_phyto_utiz[DIATOM]      =0.4;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_phyto_utiz[BDIA]        =0.4;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_utiz[LOM]           =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_utiz[DEADSUB]       =0.6;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_utiz[DEADDIA]       =0.4;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_utiz[FRAC2]         =0.2;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_utiz[FRAC2DIA]      =0.1;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_det_utiz[ROM]           =0.05;

VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_compos[NH4]             = 4.14e-3; /* mol/g DW*/
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_compos[P]              = 2.34e-4; /* mol/g DW */
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_compos[CO2]            = 3.02e-2; /* mol/g DW */
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_compos[O2]             = -3.35e-2; /* mol/g DW */
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_compos[CA]             = 0.00; /* mol/gr */

```

Bijlage 5.4.14 Correctie op parameters voor filtreerders (mosselen)

Als aanpassing op de parameters genoemd in bijlage 5.4.12 zijn in de file AT_AllTempData.evl enkele correcties gegeven. Dit systeem is gebruikt om tijdens de testfasen in één klap een combinatie van parameters te veranderen. Omdat het nogal omslachtig was dat voor deze rapportages te verwerken in de files is deze AT_AllTempData-file hier opgenomen.

```

/*****
* Here a correction for mortality, excretion/respiration and      **
* and uptake is assigned                                          **
*****/
yy = 1.0; /* multiplication for excr, filtr,fact */
y1 = 1.6; /* multiplication for mortality */
y0 = 0.8; /* multiplication for uptake fact alone (** yy) */

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_mort_facta    *=y1 ;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_mort_facta    *=y1 ;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_mort_facta    *=y1 ;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_mort_facta    *=y1 ;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_resp_facta    *=yy ;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_resp_facta    *=yy ;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_resp_facta    *=yy ;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_resp_facta    *=yy ;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_excr_facta    *=yy ;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_excr_facta    *=yy ;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_excr_facta    *=yy ;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_excr_facta    *=yy ;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_act_resp      *=yy ;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_act_resp      *=yy ;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_act_resp      *=yy ;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_act_resp      *=yy ;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_act_excr      *=yy ;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_act_excr      *=yy ;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_act_excr      *=yy ;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_act_excr      *=yy ;

VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_v_indw_facta  *=yy*y0 ;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_v_indw_facta  *=yy*y0 ;

```

VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_v_indw_facta	=yy*y0 ;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_v_indw_facta	=yy*y0 ;
VP_FaunaDynamics[MUSS1].PP_upt_facta	=yy*y0 ;
VP_FaunaDynamics[MUSS2].PP_upt_facta	=yy*y0 ;
VP_FaunaDynamics[MUSS3].PP_upt_facta	=yy*y0 ;
VP_FaunaDynamics[MUSS4].PP_upt_facta	=yy*y0 ;

Bijlage 5.4.15 Systeemdefinitie

In de volgende file is de systeemdefinitie gegeven. Hierin is een aantal variabelen, switches, parameters genoemd, die niet verder zijn verklaard in een ander deel van de tekst.

```

/*=====#
#      Alterra-Texel                                     #
#      GKSS-Research Centre Geesthacht                   #
#      Netherlands Institute For Sea Research (NIOZ)     #
#-----#
# Alterra      | GKSS      | File      : at_envir.inf  #
# PO Box 167   | Max Planckstrasse | Routine   :              #
# 1790 AD Den Burg | D-21502 Geesthacht | Created   : 1992         #
# The Netherlands | Germany    | Last modified: 2003 Sep 18 #
# (+31)222 369700 | (+49)4152 871849 | Included in : AT_INIT.c  #
#-----#
# Developers   | Institute   | E-Mail    #
# Bert Brinkman | Alterra      | bert.brinkman@wur.nl    #
# Thomas Fast  | GKSS         | fast@gkss.de            #
# Angela Wilhelm | GKSS         | wilhelm@gkss.de         #
# Jos Smit     | NIOZ         |                      #
#-----#
#      DESCRIPTION                                     #
#      Global data for model 'eco6adslng', values that never change #
#      The model simulates the western part of the Dutch Wadden Sea #
#=====*/

P_SwTransport      = TRUE; /* switches on horizontal transport */
P_SwBottom         = TRUE; /* switches on sediment system      */
P_SwShowOffStates  = TRUE; /* outputs the off-switched states */
P_SwDebugStates    = 0;    /* For debugging. Usual 0 */
P_SwDenitrification = TRUE; /* Switch denitrification on/off */
P_SwAirWater       = TRUE; /* Switch air-water exchange on/off */
P_PPlimitFlag      = 0;    /* PrimProd-limit 0= multiple of mins */
                    /* 1= min of mins */
P_Resuspension     = TRUE; /* resuspension is computed */
P_ConstantValues   = 0;    /* 0= normal simulation, 1=test */
P_ExtractionDay    = 270;  /* day shellfish is removed */
P_MaxDens          = 50.0; /* max allowed density g AFDW/m2 */

P_FirstComputation = 0;    /* if 0, result.mv is used for start */
                    /* result.mv renamed to at_states.exs ! */

P_Acceptors[0]     = O2;
P_Acceptors[1]     = NO3;
P_Acceptors[2]     = CO2;

/*=====*
# Compartment characteristics. First, Area's, tidal amplitudes and
# position of the bottom relative to MTL have to be given. From these,
# average depths and volume during flooding are computed, as is the
# relative flooding time (WetPart), and the start and finish of
# flooding (WetStart and WetEnd).
# Boxes 1..6 are the tidal flats, and are combinations of two
# EMOWAD compartments. Boxes 7..12 are the subtidal parts of the
# same EMOWAD-combinations, and boxes 13..18 the channel.
#
#      Tidal flats:      Subtid Channel
#      Box 1 == EMOWAD comp's 1 and 6      7      13
#      Box 2 == EMOWAD comp's 2 and 3      8      14
#      Box 3 == EMOWAD comp's 4 and 7      9      15
#      Box 4 == EMOWAD comp's 5 and 10     10     16
#      Box 5 == EMOWAD comp's 8 and 9      11     17
#      Box 6 == EMOWAD comp's 11 and 12    12     18
# Note that from 97/May/28 on, numbering of boxes etc is not needed
# anymore
#=====*/

```

```

/*=====
# Compartment characteristics. Here are needed:
#   - The areas of each compartment in m2.
#   - The tidal amplitude in m.
#   - The position of the sediment surface relative to MTL in m. A
#       positive value means: the sediment surface is below MTL, a
#       negative value means that the flat is dry more than 50% of the
#       total time. A PosOfBottom > Amplitude means that the comp
#       nevers runs dry, a PosOfBottom <-Amplitude means that the flat
#       never is flooded. Please mind that this last situation is NOT
#       thouroughly checked !!
#
# Boxes 1..6 are the tidal flats, and have 0.0< WetPart <1.0
#=====*/

CP_Area[0]      =1.29e7;
CP_Area[1]      =7.31e07;
CP_Area[2]      =2.90e7;
CP_Area[3]      =6.18e7;
CP_Area[4]      =1.30e8;
CP_Area[5]      =1.44e8;

CP_Area[6]      =7.71e7;
CP_Area[7]      =1.27e8;
CP_Area[8]      =1.48e8;
CP_Area[9]      =1.35e8;
CP_Area[10]     =1.18e8;
CP_Area[11]     =1.04e8;

CP_Area[12]     =7.28e7;
CP_Area[13]     =2.16e7;
CP_Area[14]     =3.47e7;
CP_Area[15]     =5.13e7;
CP_Area[16]     =1.04e7;
CP_Area[17]     =1.13e6;

CP_PosOfBottom[0] = 0.59;
CP_PosOfBottom[1] = 0.531;
CP_PosOfBottom[2] = 0.765;
CP_PosOfBottom[3] = 0.721;
CP_PosOfBottom[4] = 0.604;
CP_PosOfBottom[5] = 0.683;

CP_PosOfBottom[6] = 2.58;
CP_PosOfBottom[7] = 2.15;
CP_PosOfBottom[8] = 2.61;
CP_PosOfBottom[9] = 2.43;
CP_PosOfBottom[10] = 2.47;
CP_PosOfBottom[11] = 2.12;

CP_PosOfBottom[12] = 14.8;
CP_PosOfBottom[13] = 6.42;
CP_PosOfBottom[14] = 9.23;
CP_PosOfBottom[15] = 7.01;
CP_PosOfBottom[16] = 11.7;
CP_PosOfBottom[17] = 7.90;

CP_Amplitude[0]      =1.0;
CP_Amplitude[1]      =1.0;
CP_Amplitude[2]      =1.0;
CP_Amplitude[3]      =1.0;
CP_Amplitude[4]      =1.0;
CP_Amplitude[5]      =1.0;

CP_Amplitude[6]      =1.0;
CP_Amplitude[7]      =1.0;
CP_Amplitude[8]      =1.0;
CP_Amplitude[9]      =1.0;
CP_Amplitude[10]     =1.0;

```

```

CP_Amplitude[11] =1.0;

CP_Amplitude[12] =1.0;
CP_Amplitude[13] =1.0;
CP_Amplitude[14] =1.0;
CP_Amplitude[15] =1.0;
CP_Amplitude[16] =1.0;
CP_Amplitude[17] =1.0;

CP_PosOfSedTemp[0]      = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[1]      = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[2]      = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[3]      = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[4]      = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[5]      = 0.40;

CP_PosOfSedTemp[6]      = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[7]      = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[8]      = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[9]      = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[10]     = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[11]     = 0.40;

CP_PosOfSedTemp[12]     = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[13]     = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[14]     = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[15]     = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[16]     = 0.40;
CP_PosOfSedTemp[17]     = 0.40;

/*****
* ResuspParDet only influences resuspension of detrital matter and *
* phytoplankton and accounts for differences betw. compartments (see*
* results of orbital velocity computations for the habitat maps) *
*****/
CP_ResuspParDet[0]      = 1.0;
CP_ResuspParDet[1]      = 1.0;
CP_ResuspParDet[2]      = 1.0;
CP_ResuspParDet[3]      = 1.0;
CP_ResuspParDet[4]      = 1.0;
CP_ResuspParDet[5]      = 1.0;
CP_ResuspParDet[6]      = 1.0;
CP_ResuspParDet[7]      = 1.0;
CP_ResuspParDet[8]      = 1.0;
CP_ResuspParDet[9]      = 1.0;
CP_ResuspParDet[10]     = 1.0;
CP_ResuspParDet[11]     = 1.0;
CP_ResuspParDet[12]     = 1.0;
CP_ResuspParDet[13]     = 1.0;
CP_ResuspParDet[14]     = 1.0;
CP_ResuspParDet[15]     = 1.0;
CP_ResuspParDet[16]     = 1.0;
CP_ResuspParDet[17]     = 1.0;

/*****
* ResuspParSol only influences resuspension of inorganic solids *
* and accounts for differences between compartments (see *
* results of orbital velocity computations for the habitat maps) *
* The parameters are explained in appendix B2.3 and B2.4 *
*****/
CP_ResuspParSol[0]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[1]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[2]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[3]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[4]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[5]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[6]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[7]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[8]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[9]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[10]     = 1.0;

```

```

CP_ResuspParSol[11]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[12]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[13]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[14]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[15]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[16]      = 1.0;
CP_ResuspParSol[17]      = 1.0;
/*****
* Next parameters determine the influence of wind and wind      *
* See app./ B2.3 en B2.4 for explanation.                        *
*****/
CP_WindHoek0[0]          = 300;
CP_WindHoek0[1]          = 180;
CP_WindHoek0[2]          = 135;
CP_WindHoek0[3]          = 105;
CP_WindHoek0[4]          = 290;
CP_WindHoek0[5]          = 335;
CP_WindHoek0[6]          = 300;
CP_WindHoek0[7]          = 180;
CP_WindHoek0[8]          = 135;
CP_WindHoek0[9]          = 105;
CP_WindHoek0[10]         = 290;
CP_WindHoek0[11]         = 335;
CP_WindHoek0[12]         = 300;
CP_WindHoek0[13]         = 180;
CP_WindHoek0[14]         = 135;
CP_WindHoek0[15]         = 105;
CP_WindHoek0[16]         = 290;
CP_WindHoek0[17]         = 335;

CP_WindHoek1[0]          = 300;
CP_WindHoek1[1]          = 180;
CP_WindHoek1[2]          = 135;
CP_WindHoek1[3]          = 105;
CP_WindHoek1[4]          = 290;
CP_WindHoek1[5]          = 155;
CP_WindHoek1[6]          = 300;
CP_WindHoek1[7]          = 180;
CP_WindHoek1[8]          = 135;
CP_WindHoek1[9]          = 105;
CP_WindHoek1[10]         = 290;
CP_WindHoek1[11]         = 155;
CP_WindHoek1[12]         = 300;
CP_WindHoek1[13]         = 180;
CP_WindHoek1[14]         = 135;
CP_WindHoek1[15]         = 105;
CP_WindHoek1[16]         = 290;
CP_WindHoek1[17]         = 155;

CP_WindHoekPar[0]        = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[1]        = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[2]        = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[3]        = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[4]        = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[5]        = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[6]        = 2.0e-02;
CP_WindHoekPar[7]        = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[8]        = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[9]        = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[10]       = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[11]       = 2.0e-02;
CP_WindHoekPar[12]       = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[13]       = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[14]       = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[15]       = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[16]       = 1.0e-02;
CP_WindHoekPar[17]       = 2.0e-02;

/*=====
# description of layer/box/compartment structure.      *

```

```

# Mind that the pelagial boxes are mixed with other pelagial      *
# boxes: they share the water volume.                             *
# Boxes 0..5 are the pelagic parts of the tidal flats.            *
# Porosities are =1.0, and the layer thickness has to be computed *
# because of PosOfBottom and the tidal amplitude.                 *
#=====*/
BP_MixWithBox[0]  = 0;
BP_MixWithBox[6]  = 0;
BP_MixWithBox[12] = 0;

BP_MixWithBox[1]  = 1;
BP_MixWithBox[7]  = 1;
BP_MixWithBox[13] = 1;

BP_MixWithBox[2]  = 2;
BP_MixWithBox[8]  = 2;
BP_MixWithBox[14] = 2;

BP_MixWithBox[3]  = 3;
BP_MixWithBox[9]  = 3;
BP_MixWithBox[15] = 3;

BP_MixWithBox[4]  = 4;
BP_MixWithBox[10] = 4;
BP_MixWithBox[16] = 4;

BP_MixWithBox[5]  = 5;
BP_MixWithBox[11] = 5;
BP_MixWithBox[17] = 5;

/*=====*
# SpotName is de naam van elk compartiment                        *
#=====*/

SpotName[0][0]      = "Texel";
SpotName[0][1]      = "Flat";

SpotName[1][0]      = "Balgzand";
SpotName[1][1]      = "Flat";

SpotName[2][0]      = "Afsluitd";
SpotName[2][1]      = "Flat";

SpotName[3][0]      = "Harling";
SpotName[3][1]      = "Flat";

SpotName[4][0]      = "Vlie";
SpotName[4][1]      = "Flat";

SpotName[5][0]      = "Skylge";
SpotName[5][1]      = "Flat";

SpotName[6][0]      = "Texel";
SpotName[6][1]      = "Subtidal";

SpotName[7][0]      = "Balgzand";
SpotName[7][1]      = "Subtidal";

SpotName[8][0]      = "Afsluitd";
SpotName[8][1]      = "Subtidal";

SpotName[9][0]      = "Harling";
SpotName[9][1]      = "Subtidal";

SpotName[10][0]     = "Vlie";
SpotName[10][1]     = "Subtidal";

SpotName[11][0]     = "Skylge";
SpotName[11][1]     = "Gully";

```

```

SpotName [12] [0]      = "Texel";
SpotName [12] [1]      = "Gully";

SpotName [13] [0]      = "Balgzand";
SpotName [13] [1]      = "Gully";

SpotName [14] [0]      = "Afsluitd";
SpotName [14] [1]      = "Gully";

SpotName [15] [0]      = "Harling";
SpotName [15] [1]      = "Gully";

SpotName [16] [0]      = "Vlie";
SpotName [16] [1]      = "Gully";

SpotName [17] [0]      = "Skylge";
SpotName [17] [1]      = "Gully";

SpotName [18] [0]      = "NS Marsdiep";
SpotName [18] [1]      = "Boundary";

SpotName [19] [0]      = "NS Vlie";
SpotName [19] [1]      = "Boundary";

SpotName [20] [0]      = "Den Oever";
SpotName [20] [1]      = "Inlet";

SpotName [21] [0]      = "Kornwerderzand";
SpotName [21] [1]      = "Inlet";

/*=====
* FaunaHabitat is a suitability parameter that is used to induce      *
* extra mortality of fauna. Mortality is 1.0/habitat times the      *
* original parameter; in case habitat<0.1, this factor is 10 times.  *
#=====*/
CP_FaunaHabitat [0] [MUSS1]      =1.0;
CP_FaunaHabitat [1] [MUSS1]      =1.0;
CP_FaunaHabitat [2] [MUSS1]      =1.0;
CP_FaunaHabitat [3] [MUSS1]      =1.0;
CP_FaunaHabitat [4] [MUSS1]      =1.0;
CP_FaunaHabitat [5] [MUSS1]      =1.0;
CP_FaunaHabitat [6] [MUSS1]      = 0.7;
CP_FaunaHabitat [7] [MUSS1]      = 0.7;
CP_FaunaHabitat [8] [MUSS1]      = 0.7;
CP_FaunaHabitat [9] [MUSS1]      = 0.7;
CP_FaunaHabitat [10] [MUSS1]     = 0.7;
CP_FaunaHabitat [11] [MUSS1]     = 0.7;
CP_FaunaHabitat [12] [MUSS1]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [13] [MUSS1]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [14] [MUSS1]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [15] [MUSS1]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [16] [MUSS1]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [17] [MUSS1]     =0.0;

CP_FaunaHabitat [12] [MUSS2]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [13] [MUSS2]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [14] [MUSS2]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [15] [MUSS2]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [16] [MUSS2]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [17] [MUSS2]     =0.0;

CP_FaunaHabitat [12] [MUSS3]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [13] [MUSS3]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [14] [MUSS3]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [15] [MUSS3]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [16] [MUSS3]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [17] [MUSS3]     =0.0;

CP_FaunaHabitat [12] [MUSS4]     =0.0;
CP_FaunaHabitat [13] [MUSS4]     =0.0;

```

```

CP_FaunaHabitat[14][MUSS4]    =0.0;
CP_FaunaHabitat[15][MUSS4]    =0.0;
CP_FaunaHabitat[16][MUSS4]    =0.0;
CP_FaunaHabitat[17][MUSS4]    =0.0;

CP_FaunaHabitat[0][MUSS2]      = 0.65;
CP_FaunaHabitat[0][MUSS3]      = 0.65;
CP_FaunaHabitat[0][MUSS4]      = 0.65;

CP_FaunaHabitat[1][MUSS2]      = 0.65;
CP_FaunaHabitat[1][MUSS3]      = 0.65;
CP_FaunaHabitat[1][MUSS4]      = 0.65;

CP_FaunaHabitat[2][MUSS2]      = 0.55;
CP_FaunaHabitat[2][MUSS3]      = 0.55;
CP_FaunaHabitat[2][MUSS4]      = 0.55;

CP_FaunaHabitat[3][MUSS2]      = 0.75;
CP_FaunaHabitat[3][MUSS3]      = 0.75;
CP_FaunaHabitat[3][MUSS4]      = 0.75;

CP_FaunaHabitat[4][MUSS2]      = 0.75;
CP_FaunaHabitat[4][MUSS3]      = 0.75;
CP_FaunaHabitat[4][MUSS4]      = 0.75;

CP_FaunaHabitat[6][MUSS2]      = 0.6;
CP_FaunaHabitat[6][MUSS3]      = 0.6;
CP_FaunaHabitat[6][MUSS4]      = 0.6;

CP_FaunaHabitat[7][MUSS2]      = 0.55;
CP_FaunaHabitat[7][MUSS3]      = 0.55;
CP_FaunaHabitat[7][MUSS4]      = 0.55;

CP_FaunaHabitat[8][MUSS2]      = 0.5;
CP_FaunaHabitat[8][MUSS3]      = 0.5;
CP_FaunaHabitat[8][MUSS4]      = 0.5;

CP_FaunaHabitat[9][MUSS2]      = 0.7;
CP_FaunaHabitat[9][MUSS3]      = 0.7;
CP_FaunaHabitat[9][MUSS4]      = 0.7;

CP_FaunaHabitat[10][MUSS2]     = 0.75;
CP_FaunaHabitat[10][MUSS3]     = 0.75;
CP_FaunaHabitat[10][MUSS4]     = 0.75;

CP_FaunaHabitat[11][MUSS2]     = 0.9;
CP_FaunaHabitat[11][MUSS3]     = 0.9;
CP_FaunaHabitat[11][MUSS4]     = 0.9;

```

Bijlage 5.4.16 Sedimentdefinitie

In de volgende tabel staat aangegeven hoe het sediment in elk van de compartimenten is ingedeeld. Er wordt steeds een aantal bodemlagen onderscheiden; de positie van de ondergrens staat vermeld bij onder Xi. Poros is the porositeit v/h sediment, en BackGrndDisp geeft aan hoe groot de (extra) menging van vast en opgelost materiaal tussen die vaste lagen. De nummering loopt door tot 108 (18 compartimenten met 6 lagen elk (1 waterlaag, en 5 bodemlagen))

```
#=====#
#      Alterra-Texel                                     #
#      GKSS-Research Centre Geesthacht                   #
#      Netherlands Institute For Sea Research (NIOZ)      #
#-----#
# Alterra      | GKSS      | File      : at_envsed.inf  #
# PO Box 167    | Max Planckstrasse | Routine   :                 #
# 1790 AD Den Burg | D-21502 Geesthacht | Created   : 1992           #
# The Netherlands | Germany      | Last modified: 2003 Jan    #
# (+31)222 369700 | (+49)4152 871849 | Read by    : at_envsed.c   #
#-----#
# Developers    | Institute    | E-Mail     #
# Bert Brinkman | Alterra      | bert.brinkman@wur.nl #
# Thomas Fast   | GKSS         | fast@gkss.de #
# Angela Wilhelm | GKSS         | wilhelm@gkss.de #
# Jos Smit      | NIOZ         |               #
#-----#
#      DESCRIPTION                                     #
#      Global data for model 'eco6.3', values that never change #
#      The model simulates the western part of the Dutch Wadden Sea #
#-----#
```

```
#=====*
# description of layer/box/compartiment structure.          *
# Porosities are =1.0 in water, and <1.0 in sediment        *
#=====*#
```

Boxnr	1	2	3	4	5	6
Poros	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
Xi	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
BackGrndDisp	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Boxnr	7	8	9	10	11	12
Poros	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
Xi	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
BackGrndDisp	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Boxnr	13	14	15	16	17	18
Poros	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
Xi	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
BackGrndDisp	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Boxnr	19	20	21	22	23	24
Poros	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
Xi	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
BackGrndDisp	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3
Boxnr	25	26	27	28	29	30
Poros	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
Xi	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
BackGrndDisp	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3
Boxnr	31	32	33	34	35	36
Poros	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
Xi	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
BackGrndDisp	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3

Boxnr	37	38	39	40	41	42
Poros	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Xi	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
BackGrndDisp	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3

Boxnr	43	44	45	46	47	48
Poros	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Xi	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
BackGrndDisp	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3

Boxnr	49	50	51	52	53	54
Poros	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Xi	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20
BackGrndDisp	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3

Boxnr	55	56	57	58	59	60
Poros	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Xi	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20
BackGrndDisp	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3

Boxnr	61	62	63	64	65	66
Poros	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Xi	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30
BackGrndDisp	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3

Boxnr	67	68	69	70	71	72
Poros	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Xi	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40
BackGrndDisp	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3	2.1e-3

Boxnr	73	74	75	76	77	78
Poros	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Xi	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40

Boxnr	79	80	81	82	83	84
Poros	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Xi	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50

Boxnr	85	86	87	88	89	90
Poros	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Xi	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60

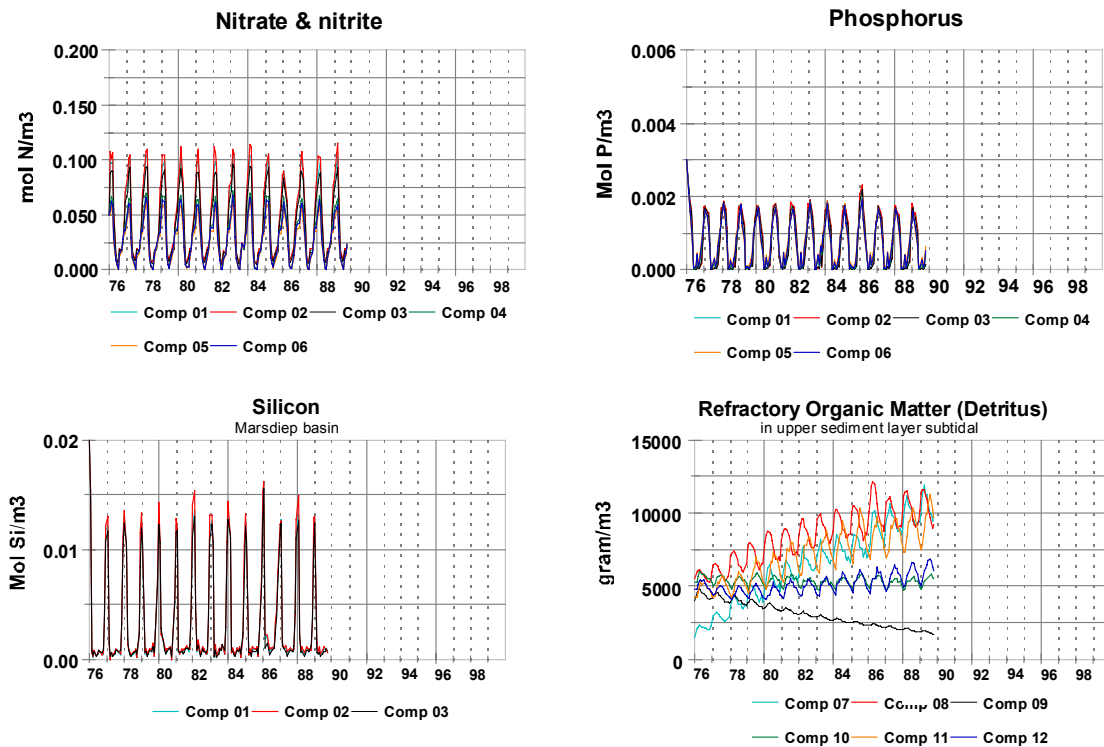
Boxnr	91	92	93	94	95	96
Poros	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Xi	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50

Boxnr	97	98	99	100	101	102
Poros	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Xi	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60

Boxnr	103	104	105	106	107	108
Poros	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Xi	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70

END

Bijlage 5.5 Stationaire toestand, gebruikt als beginwaarde voor de simulaties

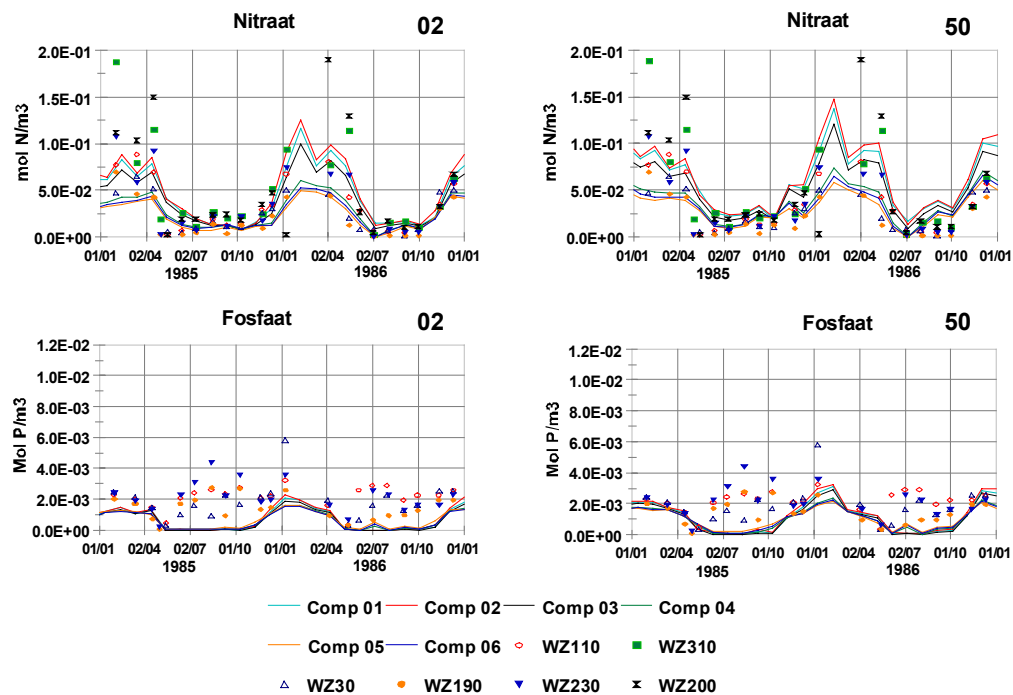


Gegeven is het gehalte aan nitraat, o-P en Si in de waterfase, en dat van refractair organisch materiaal (ROM) in de bodem van de 6 sublitorale deelcompartimenten. Simulatie zonder onttrekking (=peilniveau 50). De nutriëntgehalten zijn al snel stationair, maar het gehalte aan ROM maakt nog lang een ontwikkeling door. Pas tegen het eind van de simulatie is ongeveer een stationaire toestand bereikt, al neemt het gehalte in een paar compartimenten nog steeds enigszins toe of af. Zoals gezegd (H5) zijn deze rest-veranderingen voor lief genomen.

Bijlage 5.6 Enkele modeluitkomsten

Bijlage 5.6.1 Nutriëntconcentraties

Weergegeven zijn berekende en gemeten nutriëntgehalten voor de periode 1985-1986, voor de peilniveaus 2 en 50 g AFDW/m². Hoe hoger het peilniveau, des te hoger ook de biomassa's van

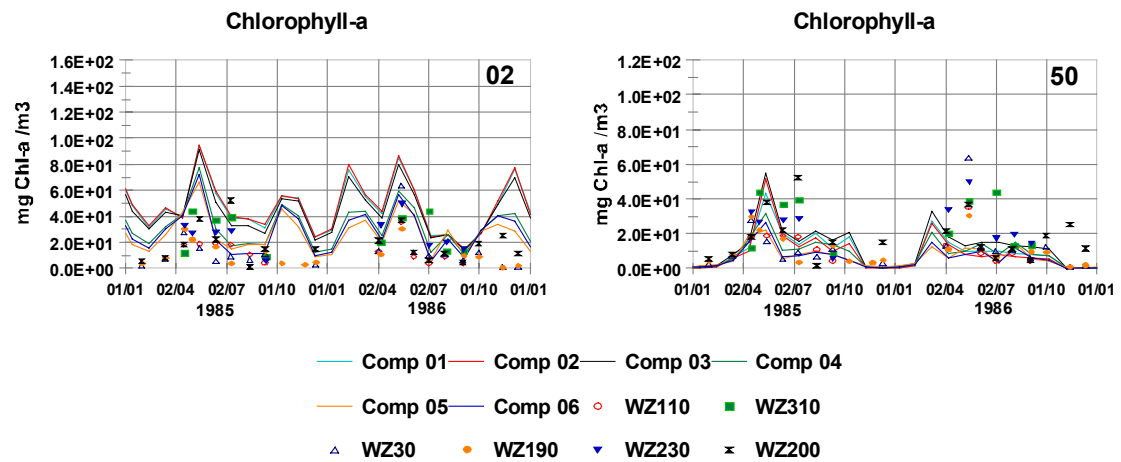


benthische filtreerders, des te lager de chlorofyl-gehalten, en des te hoger de concentraties van opgelost nutriënt.

Bij de berekeningen heeft zich het probleem voorgedaan dat, om de primaire productie hoog te maken, de Monod-coëfficiënten (K_{mon}) en de lichtverzadigingsconstanten (I_k) laag zijn gekozen (zie bijlage 2.1). Het gevolg daarvan is dat berekende nutriëntconcentraties in het algemeen laag uitvallen.

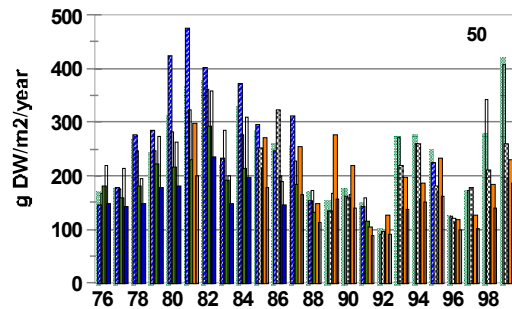
Bijlage 5.6.2 Chlorofyl-a gehalten

Weergegeven zijn berekende en gemeten chlorofyl-gehalten voor de periode 1985-1986, voor de peilniveaus 2 en 50 g AFDW/m². Hoe hoger het peilniveau, des te hoger ook de biomassa's van benthische filtreerders, des te lager de chlorofyl-gehalten, en des te hoger de concentraties van opgelost nutriënt. De werkelijke biomassadichtheid is ongeveer 5-25 g AFDW/m², en daardoor bewegen de chlorofyl-gehalten zich dan ook tussen de hier getoonde berekende waarden.



Bijlage 5.6.3 Primaire productie

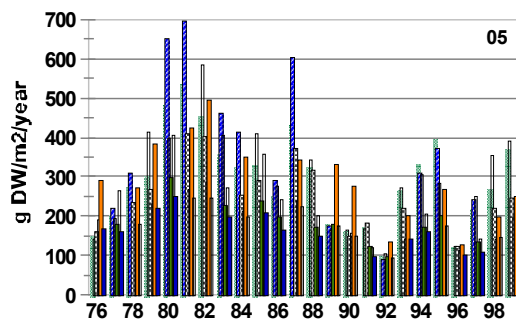
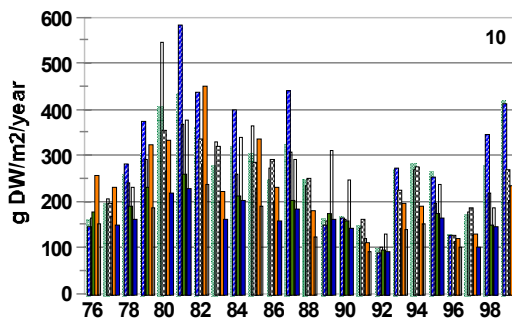
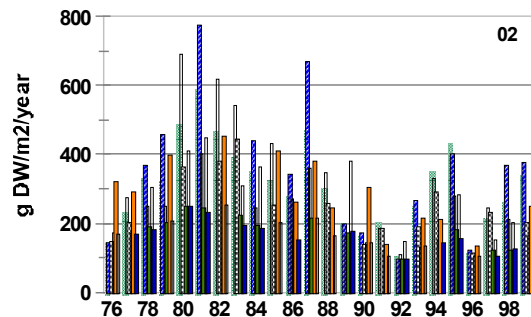
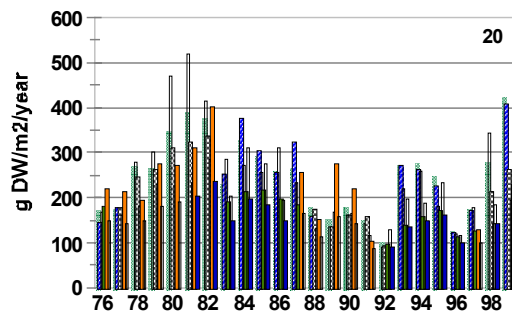
a. Weergegeven is de primaire productie in het sublitoraal, voor al de 5 peilniveaus. Peilniveau 50 houdt in dat er géén onttrekkingen plaatsgevonden hebben.



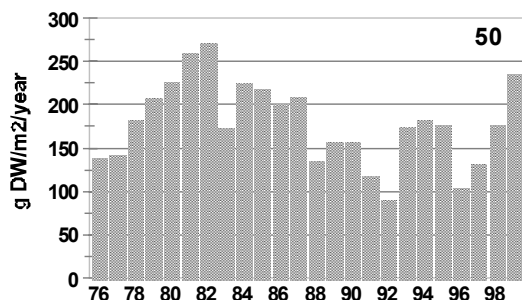
Primaire productie in de 6 sublitorale compartimenten

02 = peilniveau van schelpdieren op peildatum 1 oktober van elk jaar

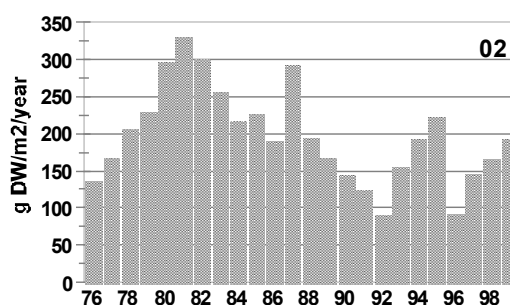
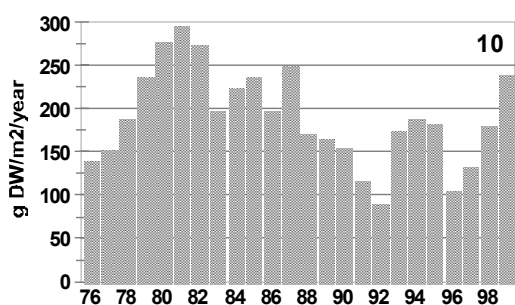
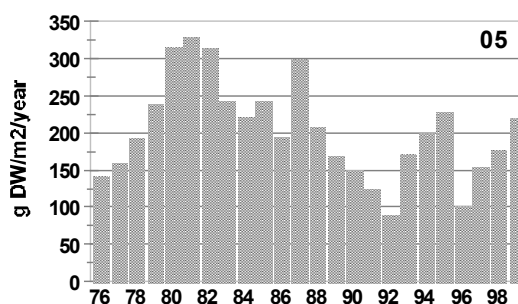
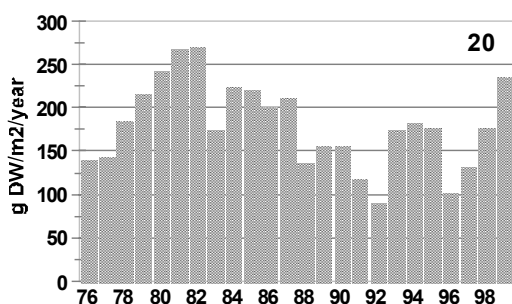
Comp 7 Comp 8 Comp 9
Comp 10 Comp 11 Comp 12



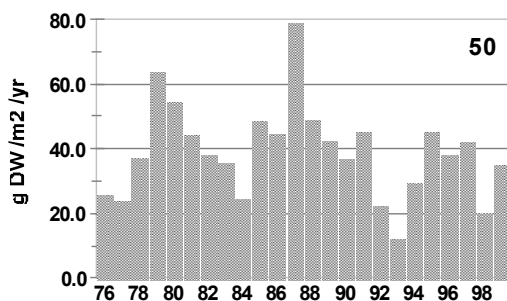
b. Weergegeven is de gesommeerde pelagiale primaire productie, over alle compartimenten; alle peilniveaus zijn weergegeven. Duidelijk is dat in de jaren '80 geldt dat hoe hoger het niveau aan filtereers is, hoe lager de pelagiale primaire productie. In de jaren '90 is in de periode 92-96 de primaire productie vrijwel onafhankelijk van het peilniveau, wat deels ook te maken heeft met een secundaire productie die voor de drie hoogste peilniveaus ongeveer gelijk is. Het laagste peilniveau resulteert eind jaren '90 in een lagere primaire productie, waar deze medio '90 soms nog wat hoger uitviel.



Pelagiale primaire productie
westelijke Waddenzee
voor al de vijf
doorgerekende
peilniveaus (in g AFDW/m²)
voor schelpdieren

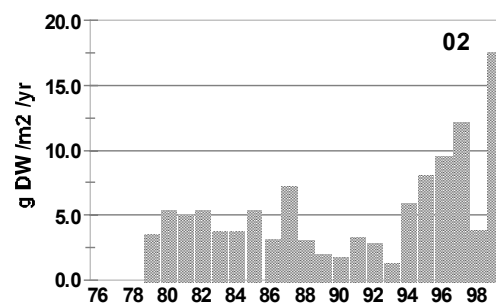
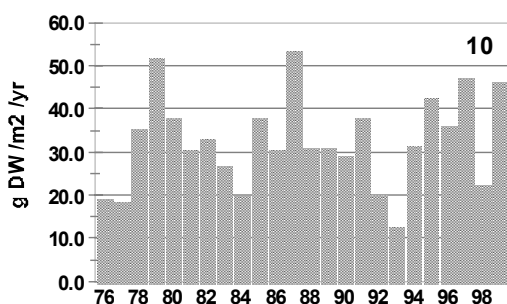
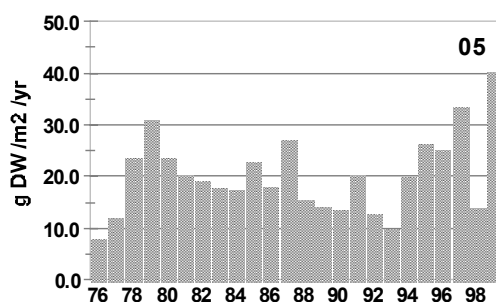
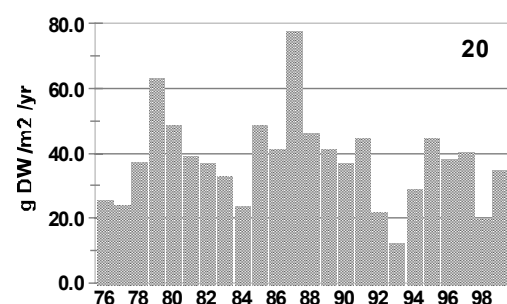


c. Weergegeven is de gesommeerde benthische primaire productie, over alle compartimenten; al de 5 peilniveaus zijn weergegeven. De benthische primaire productie profiteert echter van een hoog gehalte aan filtreerders, omdat de lichtcondities aan het sedimentoppervlak gunstiger worden bij een hoge graasdruk op het fytoplankton.

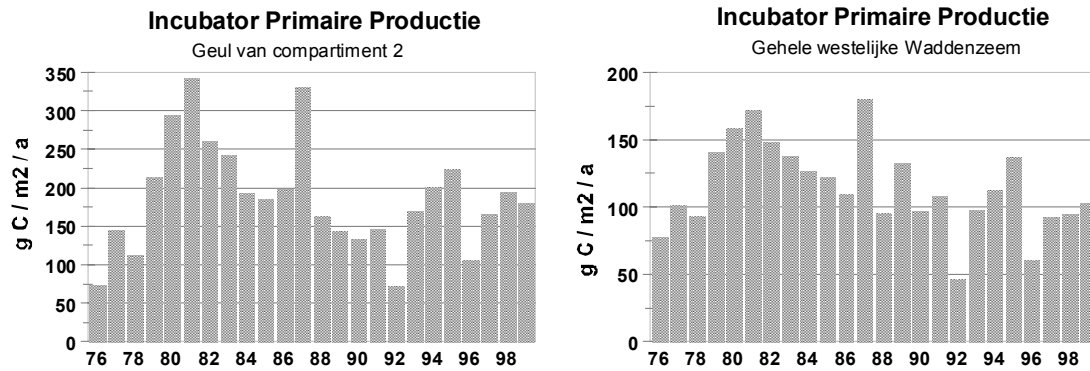


Benthische primaire productie in de westelijke Waddenzee bij elk van de 5 gekozen peilniveaus van schelpdieren op de peildatum van 1 oktober van elk jaar

05 = peilniveau (g AFDW/m²)



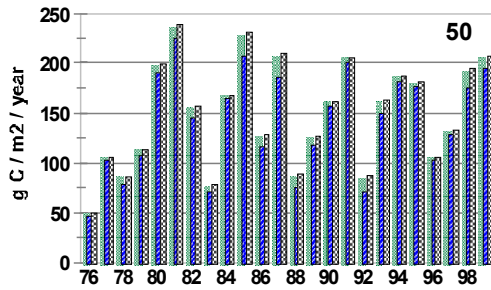
d. Weergegeven is de berekende primaire productie volgens de incubatorformule (bijlage 2.7) voor compartiment 2 (geul), en voor de gehele westelijke Waddenzee. De waarden van 200-300 gC/m²/a is 50-70% van de meetwaarden van Cadée & Hegeman (2002). Het aangehouden peilniveau voor schelpdieren is 50 g AFDW/m²; er heeft dus géén onttrekking plaats gevonden bij



de simulaties.

De boodschap die uit de eerste figuur spreekt is dat de lokale productie, berekend met behulp van de incubatorformule, aanzienlijk hoger is dan de systeem-brede primaire productie (beide per m²). Dit geeft aan dat de primaire productie die voor de gehele westelijke Waddenzee steeds berekend is, niet zonder meer met de Marsdiepgetallen vergeleken mag worden.

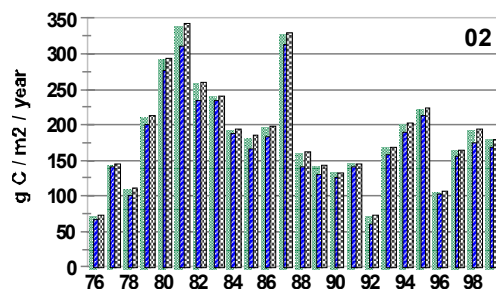
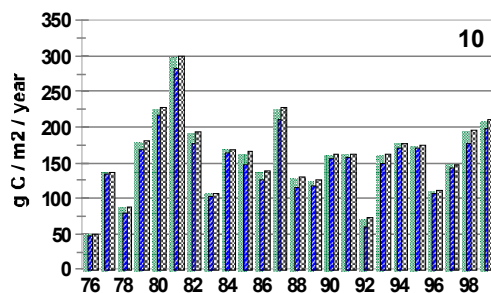
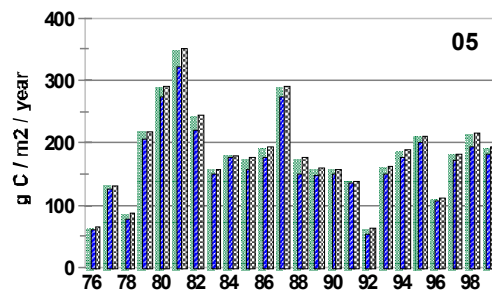
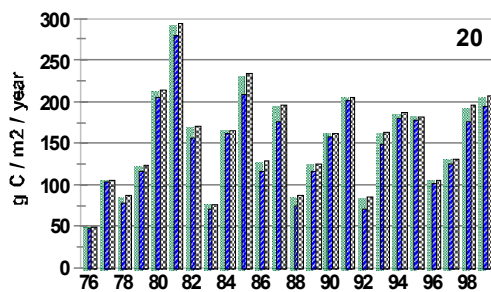
e. Hierna zijn de details van de berekende primaire productie volgens de incubatorformule weergegeven voor de geul van compartiment 2. Al de 5 peilniveaus zijn weergegeven. De figuur voor peilniveau 50 bevat dezelfde data die in het voorgaande deel d) voor compartiment 2, geul, gegeven zijn.



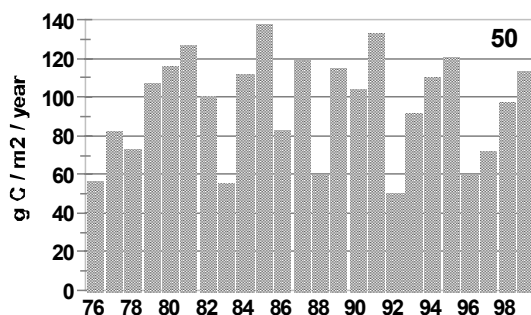
**Primaire productie
in compartiment 2,
zoals berekend met de
incubatorformule.**

**05 = ingesteld peilniveau
schelpdieren (g AFDW/m²)**

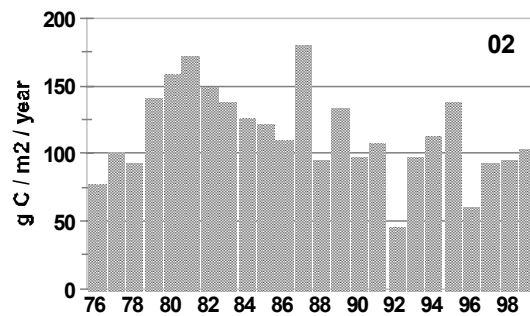
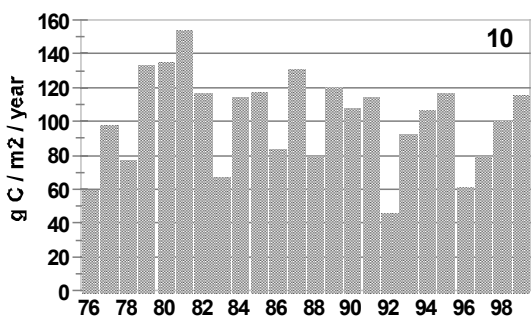
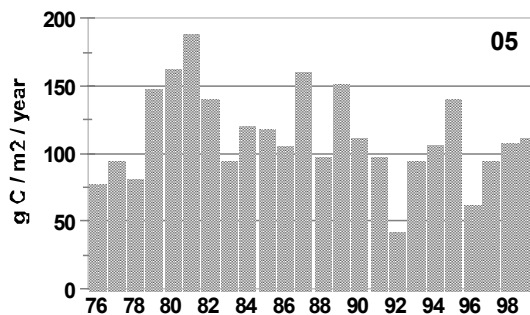
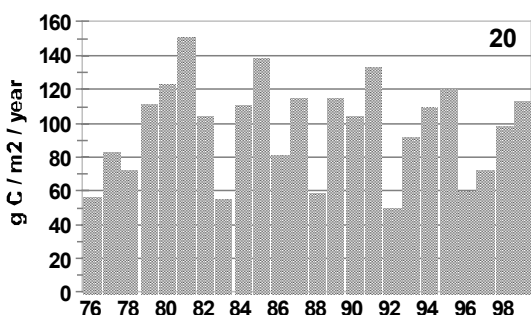
Eulitoraal Sublitoraal Geul



f. Weergegeven is de berekende incubator-productie voor het gehele westelijke Waddenzee, voor al de 5 peilniveaus voor de benthische filtreerders (2, 5, 10, 20 en 50 g AFDW/m²). Al de vijf figuren kunnen met de corresponderende figuur uit deel e) vergeleken worden: de systeem-brede productie is aanzienlijk lager dan die voor compartiment 2 alleen berekend was.

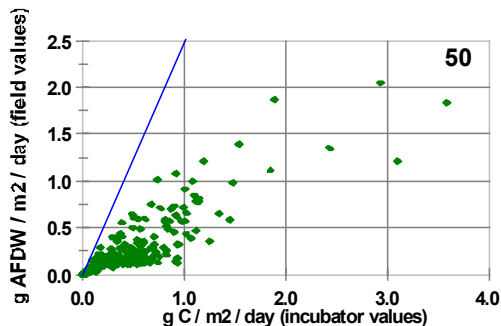


Primaire productie in gehele westelijke Waddenzee berekend met incubatorformule



Bijlage 5.6.4 Vergelijking incubatorberekeningen en veldberekeningen voor primaire productie

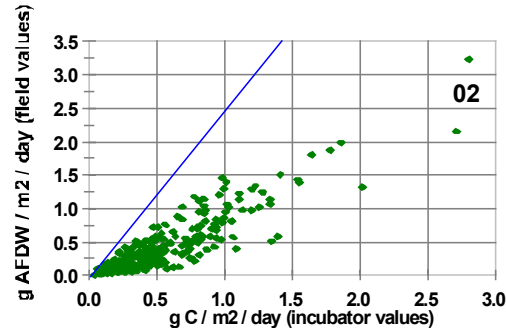
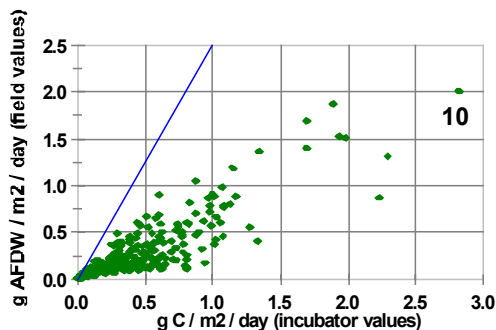
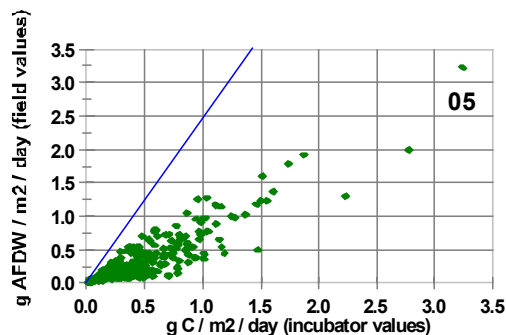
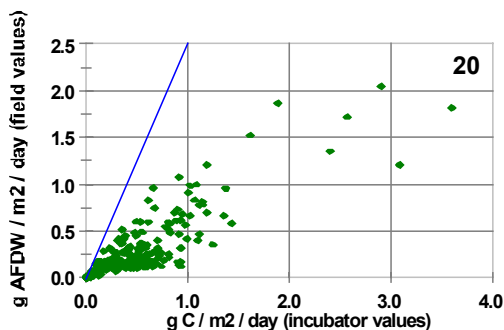
Weergegeven is de berekende primaire productie volgens de incubatorformule, en de berekende



Pelagiale Primaire Productie **Vergelijking tussen berekende veldwaarden en berekende incubatorwaarden**

— = verband wanneer incubatorwaarde gelijk is aan veldwaarde

nb. Incubator in g C/m²/d;
veldwaarde in g AFDW/m²/d



primaire productie voor compartiment 2. NB: de incubatorwaarden zijn g C m⁻² dag⁻¹, en de waarden voor compartiment 2: g AFDW m⁻² dag⁻¹. De lijn geeft de 1:1-verhouding aan: 2.5 g AFDW komt ongeveer overeen met 1.0 g C. Duidelijk is dat de incubatorwaarden ongeveer 3* zo hoog liggen als de “veldwaarden”. De extrapolatie van incubatorwaarden naar de gehele Waddenzee is dan ook niet zonder meer gerechtvaardigd.

Bijlage 5.6.5 Correcties voor incubatormetingen

In bijlage 5.6.4 is aangegeven dat er een verschil bestaat tussen de netto primaire productie zoals die voor een veldsituatie wordt berekend door het ecosysteemmodel, en de waarde die berekend wordt door het model volgens de incubatorformule (bijlage 2.7, vgl.1). Dit inzicht is nodig om de daadwerkelijk door Cadée *cs* verkregen primaire productiedata te kunnen koppelen aan de modeluitkomsten. Hier komt nog een eigenschap van incubatormetingen bij, en die is door Colijn (1983) beschreven. Colijn voerde primaire productiemetingen uit met een incubator, en gebruikte daarbij 4 verschillende lichtintensiteiten na elkaar, in verschillende combinaties.

In Fig B5.6.5_1 zijn zijn uitkomsten gegeven (nagetekend uit: Colijn, 1983).

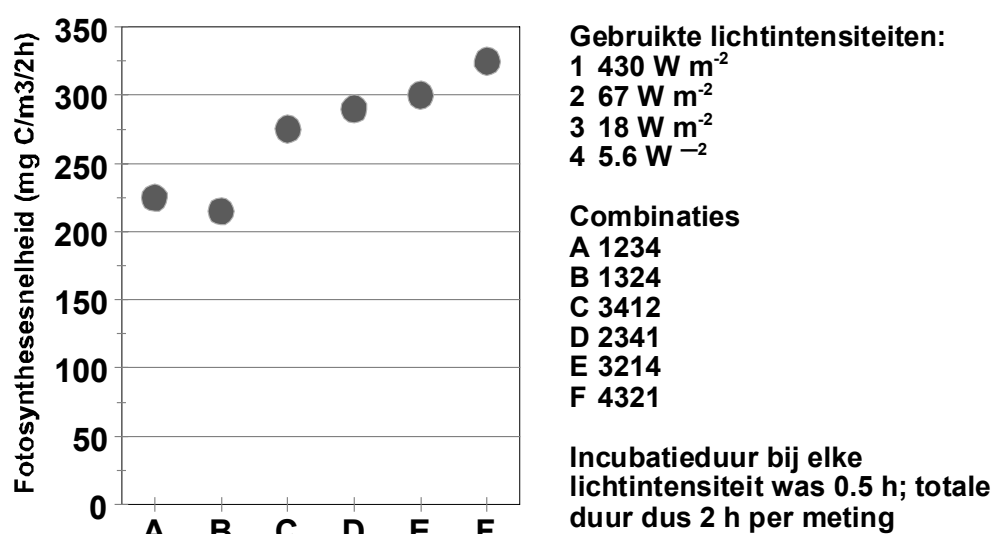


Fig B5.6.5_1. Uit Colijn, 1983: fotosynthesesnelheden (mg C m⁻³ (2h)⁻¹) bij zes verschillende combinaties van lichtintensiteiten. ¹⁴C-opnames gemeten in een incubator.

Het houdt in dat algen die uit een (relatieve) donker-situatie komen onder goede lichtomstandigheden relatief veel produceren. Dit verschil kan –gemeten naar de resultaten van Colijn- tot 50% oplopen.

Wanneer dan de incubatorproducties zoals het model die berekend heeft, met een factor 1.5 worden vermenigvuldigd, volgen bovengrenzen van de incubatorwaarden. Deze zijn in Fig B5.6.5_2 gegeven. Let wel: dit zijn dus waarden met een factor 1.5 vermenigvuldigd.

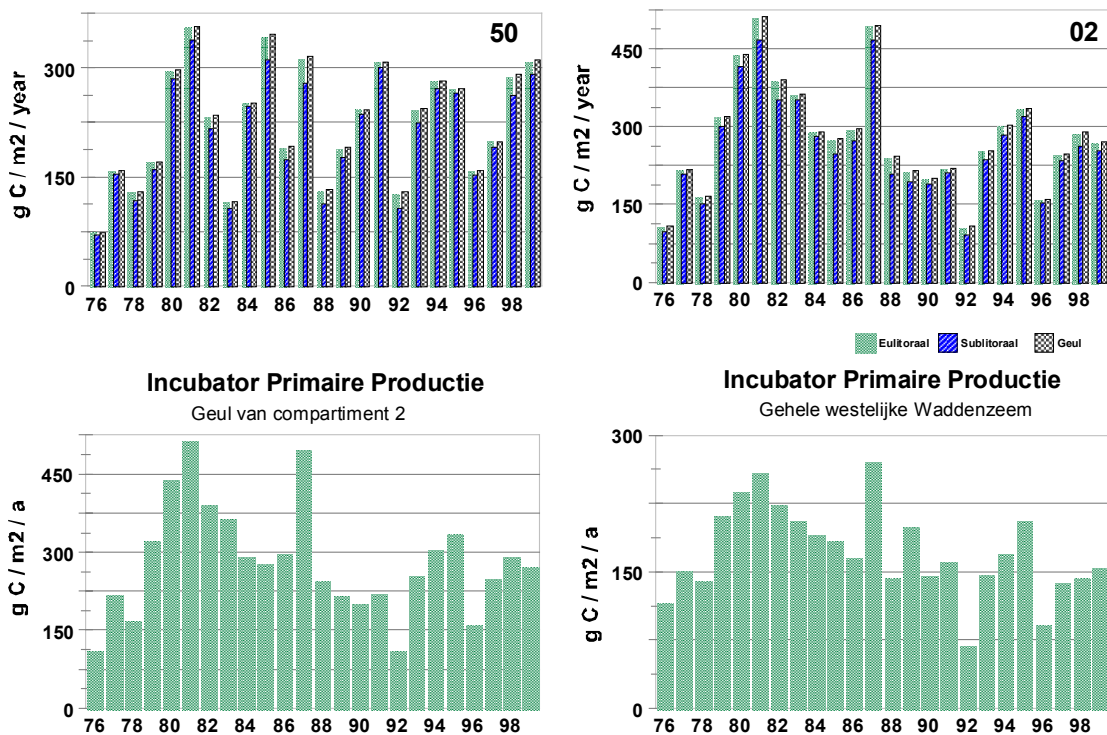


Fig B5.6.5_2 Primaire producties (peilniveau schelpdieren 50 g AFDW/m²) berekend met het ecosysteemmodel volgens de incubatorformule, vermenigvuldigd met een factor 1.5 om de incubatoreigenschappen te verdisconteren. Die incubatoreigenschap betreft dus vooral een extra hoge productie door de algen omdat ze vanuit een donkersituatie (het veld) in een licht-situatie worden gebracht. Dit zal lang niet altijd opgaan (soms is het ook in het veld vrij licht), maar de Figuur geeft daarmee vooral een bovengrens aan.

Bijlage 5.6.6 Bruto- en netto primaire productie

De laatste opmerking die nodig is om het verschil tussen berekende veldwaarden (in g AFDW/m²/d) en incubatormetingen te begrijpen betreft het onderscheid tussen netto primaire productie en bruto primaire productie. De incubatorexperimenten leveren getallen die tussen bruto- en netto productie in liggen, maar gezien de duurte van de metingen zal het vooral bruto productie betreffen. Respiratieprocessen worden derhalve niet of nauwelijks meegenomen bij de meting (P.Herman, NIOO-CEMO Yerseke, pers. comm.). De primaire productie die voor het systeem berekend is, is gegeven in H5, en in de diverse bijlagen; deze betreft steeds de **netto** primaire productie.

Bij de modelberekeningen wordt ook de **bruto** primaire productie opgeslagen. Het verband tussen beide is in Fig B5.6.6 weergegeven.

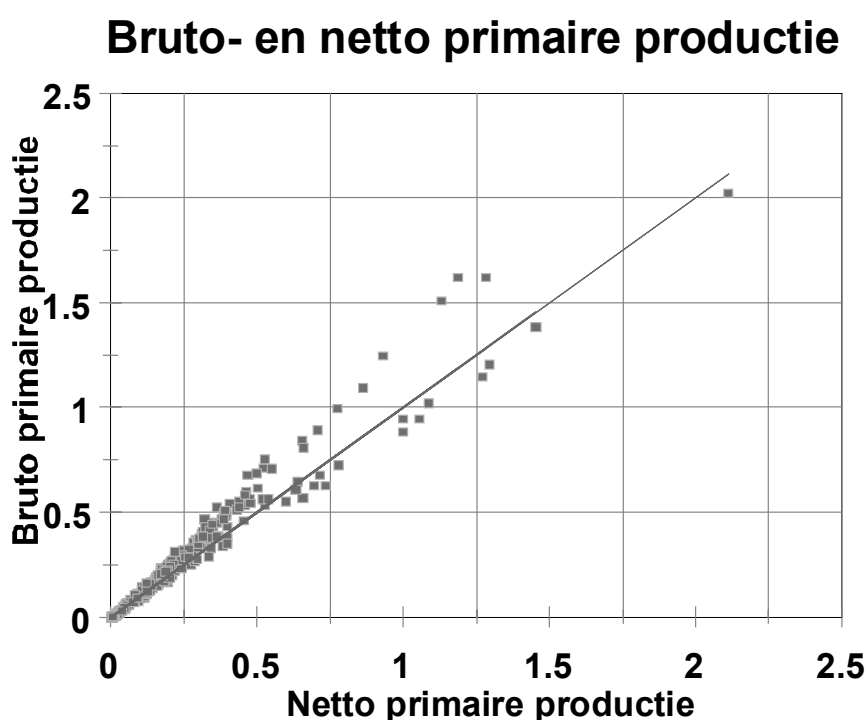


Fig B5.6.6. Bruto- en netto primaire productie, voor compartiment 1 (eulitoraal) zoals die volgen uit ecosysteemberekeningen. Deze berekeningen zijn zónder onttrekking van schelpdieren op de peildata.

Hierbij zijn twee gebieden te onderscheiden; de onderste puntenreeks betreft een situatie waarin diatomeeën dominant zijn, en daarvoor geldt de gebruikte omrekeningsfactor van 2.5 (g AFDW g⁻¹ C) niet. De bovenste puntenreeks betreft niet-diatomeeën, en te zien is dat de bruto-productie dan ongeveer 30% hoger is dan de nettowaarde. Het betreft het eulitoraal van compartiment 1

Bijlage 5.6.7 Filtratie en respiratie van schelpdieren

De groei van schelpdieren hangt af van de hoeveelheid voedsel die ze binnen kunnen krijgen, de kwaliteit van het voedsel, en de grootte van de verliesposten zoals respiratie en excretie. In bijlage 2.1 is een korte beschrijving gegeven van de geïmplementeerde processen in het EcoWasp-ecosysteemmodel. Er is een aantal mogelijkheden om te controleren of de berekeningen consistent zijn met de praktijk:

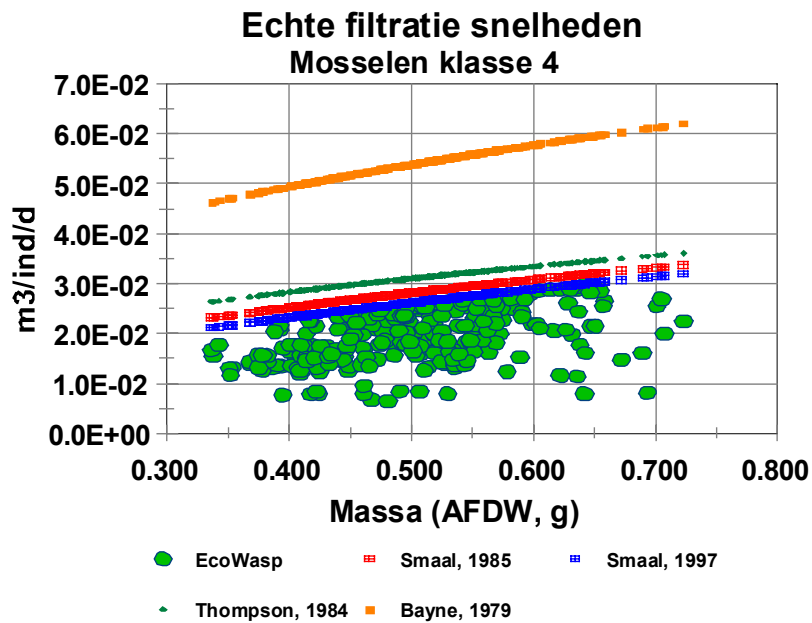
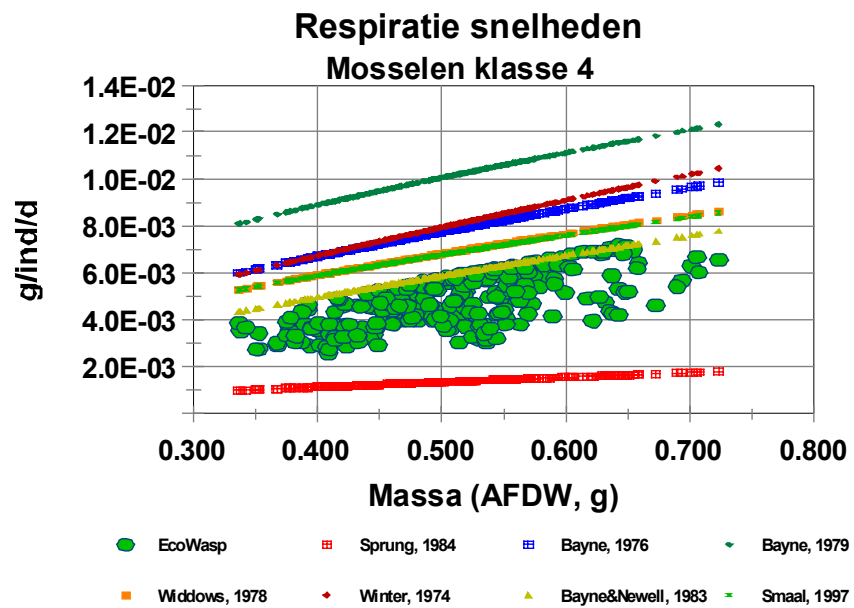
- ◆ de filtratie- en respiratiesnelheden zijn gemeten onder laboratoriumomstandigheden
- ◆ de groeisnelheid in het veld is bekend (toename van lengte en gewicht gedurende de seizoenen)
- ◆ de grootte van de opname van schelpdieren van chlorofyl en zuurstof, en productie van ammonium en andere nutriënten is af en toe gemeten.

A. De filtratie- en respiratiesnelheden

In bijlage 2 is uitgelegd dat de schelpdieren in grootteklassen zijn onderverdeeld. Binnen deze klassen, die feitelijk op grond van een “doorschuifstelsel” worden ingevuld, groeien de mosselen ook in de loop van een seizoen. Klasse 4 bevat de grootste mosselen. De activiteit van de schelpdieren bestaat vooral uit filtreren en respireren; de producten zijn biomassa schelpdieren, en feces dan wel pseudofeces. De intensiteit van het filtratieproces is door verscheidene onderzoekers op laboratoriumschaal gemeten, evenals de grootte van de respiratie.

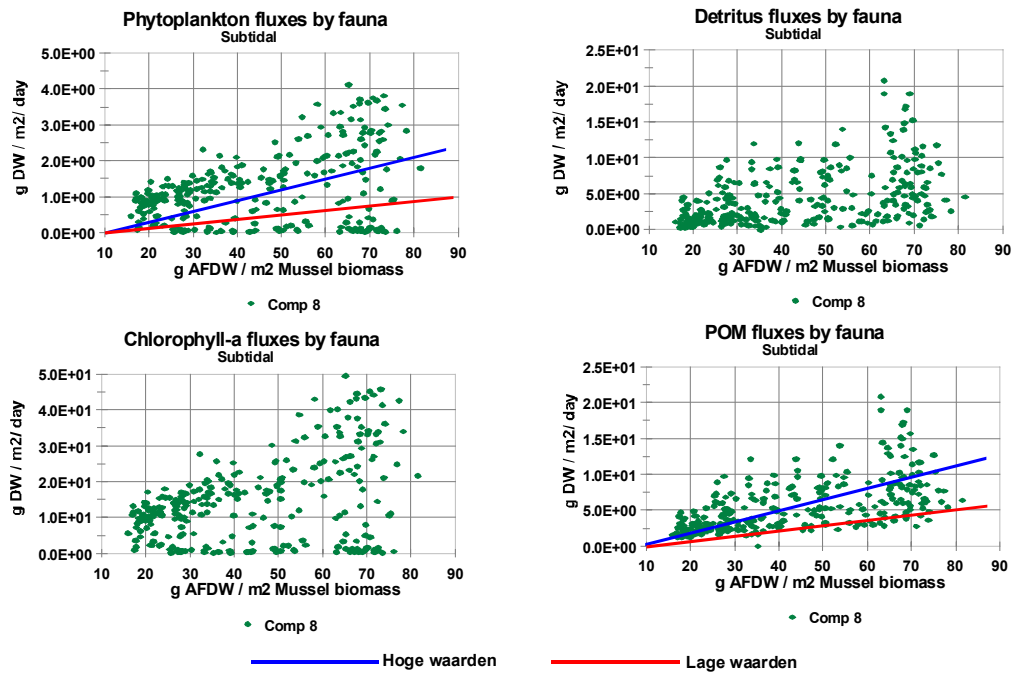
In de volgende figuren is aangegeven hoe groot deze processnelheden in het model zijn (peilniveau schelpdieren 50 g AFDW m⁻²). Een ander peilniveau resulteert in andere chlorofylgehalten, en dat heeft gevolgen voor de filtratiesnelheid. Dit is hier niet meer uitgediept.

De berekende filtratie- en respiratiesnelheden hangt uiteraard af van de gekozen modelparameters (zie bijlage 5.4). Het bleek evenwel niet mogelijk parameters te kiezen die én qua filtratie-intensiteit én respiratie-intensiteit een soort gemiddelde produceerden van wat in Fig 5.6.7 aan meetwaarden gepresenteerd is. Zou dat wél worden gekozen, dan zouden de mosselen veel te hard groeien, en zou ook een veel te hoge eind-biomassa bereikt worden (in een veel te korte tijd). Nu is het uit laboratoriumproeven wel bekend dat schelpdieren in experimenten soms veel harder kunnen groeien dan in het veld (en mosselen die aan long-lines groeien doen dat soms ook). In de parameterkeuze is dus deels al het veldgedrag verdisconteerd. De literatuurverwijzingen zijn in de literatuurlijst opgenomen.

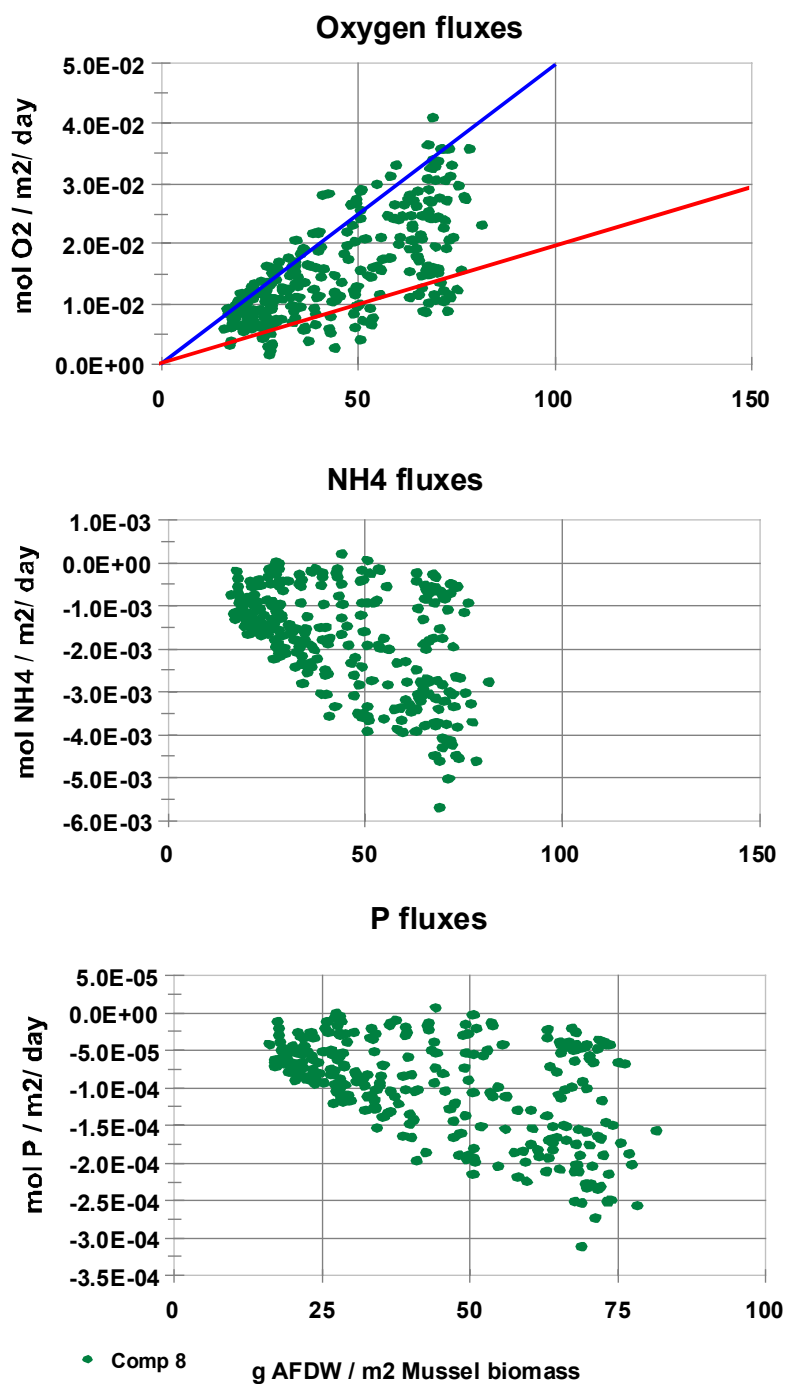


B. Opname van chlorofyl, en zuurstof; afgifte van nutriënt.

Een vergelijking kan gemaakt worden tussen de hoeveelheden materiaal die mosselen in het veld opnemen (volgens het model), en hoeveelheden die daadwerkelijk gemeten zijn. Velddata zijn bij Sylt-Rømø verzameld door Asmus & Asmus (1997, 1998). De punten zijn de berekende waarden volgens het model, de blauwe lijn geeft de maximum meetwaarde weer volgens Asmus & Asmus, de rode de minimumwaarden.



Een tweede vergelijking kan gemaakt worden tussen de hoeveelheden materiaal die mosselen in het veld afgeven (volgens het model), en hoeveelheden die daadwerkelijk gemeten zijn. Velddata zijn bij Sylt-Rømø verzameld door Asmus & Asmus (1997, 1998). De rode lijnen zijn minimum



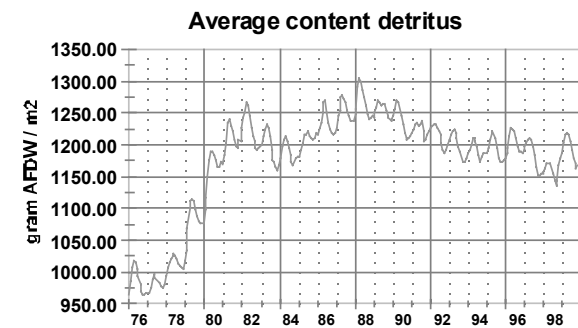
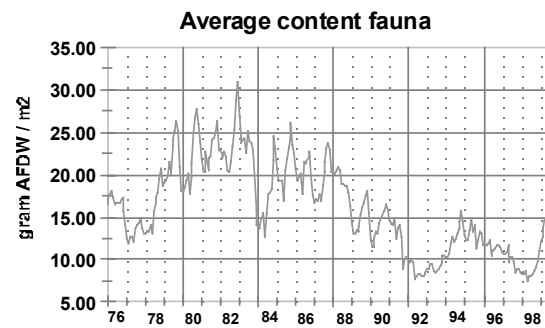
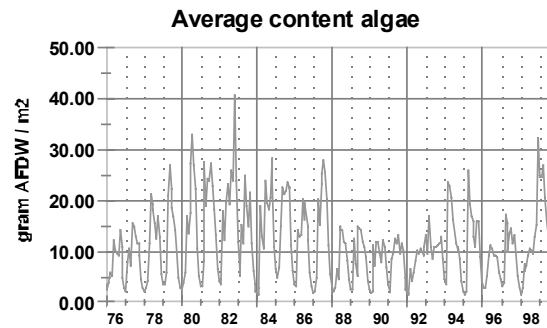
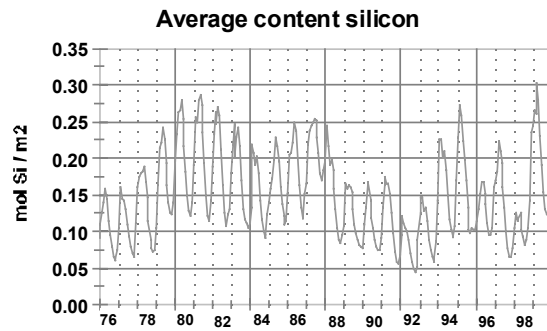
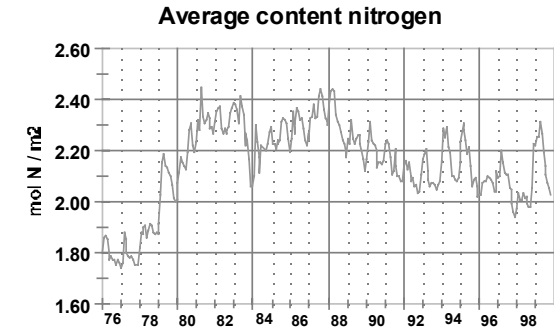
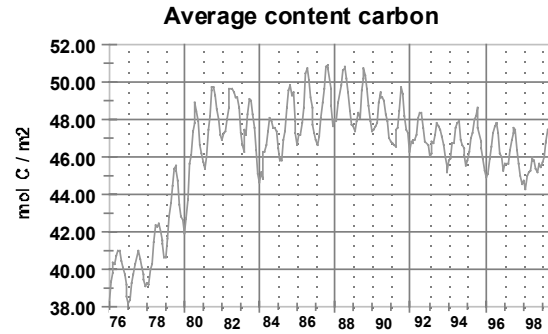
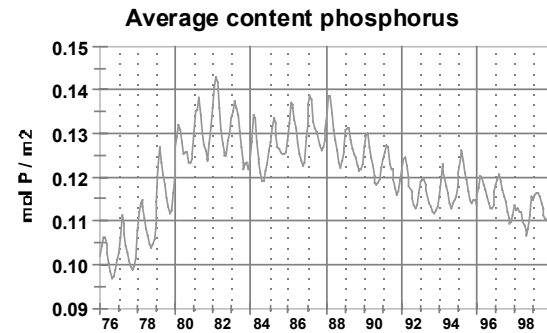
getallen (meetwaarden) de blauwe maximumwaarden. De punten zijn de berekende waarden.

Bijlage 5.7 Totaalgehaltes van componenten in de westelijke Waddenzee

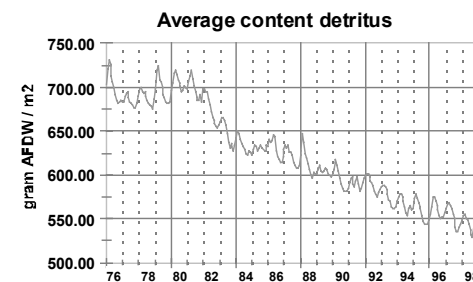
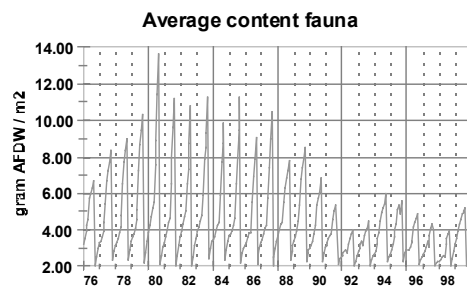
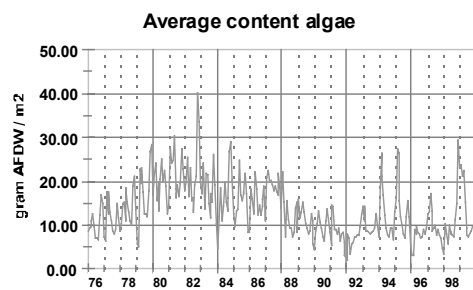
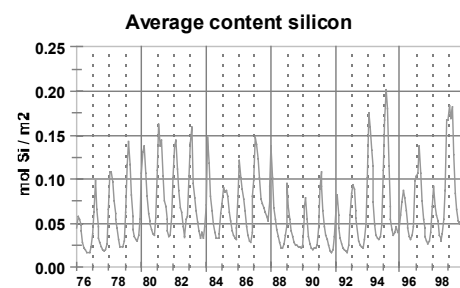
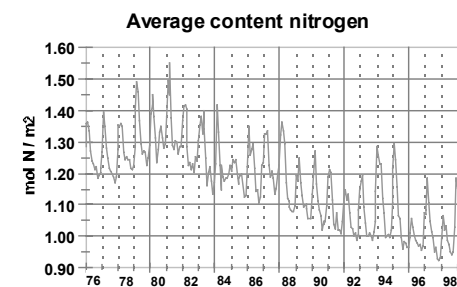
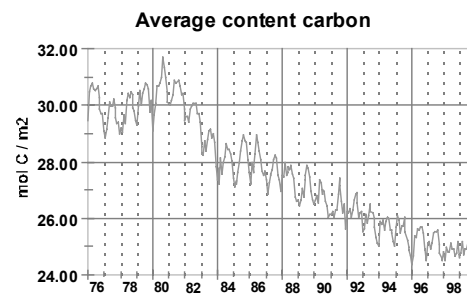
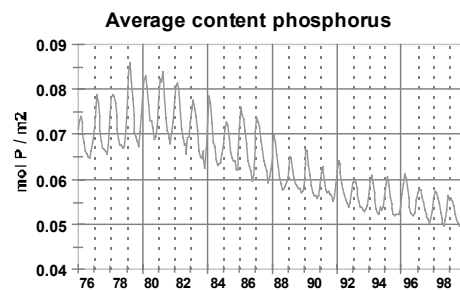
Gegeven zijn de gemiddelde gehalten aan nutriënt, algen, fauna en detritus in de westelijke Waddenzee, alles uitgedrukt in hoeveelheid per m². Dit is gedaan voor twee peilniveaus: 2 g AFDW⁻² filtreerders, en 50 g AFDW⁻² filtreerders. Omdat detritus de belangrijkste vorm is waarin nutriënt aanwezig is, zijn er veel overeenkomsten tussen de lijnen voor P, N en detritus.

Wat duidelijk uit de figuren blijkt is dat vooral de hoeveelheid detritus in het systeem hoger is naarmate de schelpdierenstand hoger is: de depositie van materiaal vindt intensiever plaats. Een belangrijk gevolg hiervan is dat de hoeveelheid nutriënt die aanwezig is in het systeem (de interne voorraad) ook hoger is naarmate het schelpdierenbestand toeneemt. Deze nutriënten worden in de loop van een seizoen geregenereerd, en zijn –althans voor een deel- beschikbaar voor primaire productie. Hierdoor creëren de schelpdieren hun eigen gunstiger omgeving: de opslag van organisch materiaal levert later weer extra voedsel in de vorm van algen. Wat de kwantitatieve bijdrage is aan de uiteindelijke primaire en secundaire productie is niet goed uitgerekend, maar lijkt van de orde van minstens 10 % te zijn. Het is zelfs zo dat de algengehaltes bij beide berekeningen aan het einde van de jaren '90 nog nauwelijks van elkaar verschillen, ondanks de veel hogere schelpdierenstand, en dus hogere graasdruk, bij de simulatie voor het peilniveau van 50 g AFDW⁻².

Een idee kan verkregen worden uit de berekende P-fluxen van sediment naar water, die in het geval van een hoge schelpdierenstand 2 tot 3 * zo hoog is als wanneer de schelpdierenstand laag is, en er weinig voorraadvorming plaats vindt.



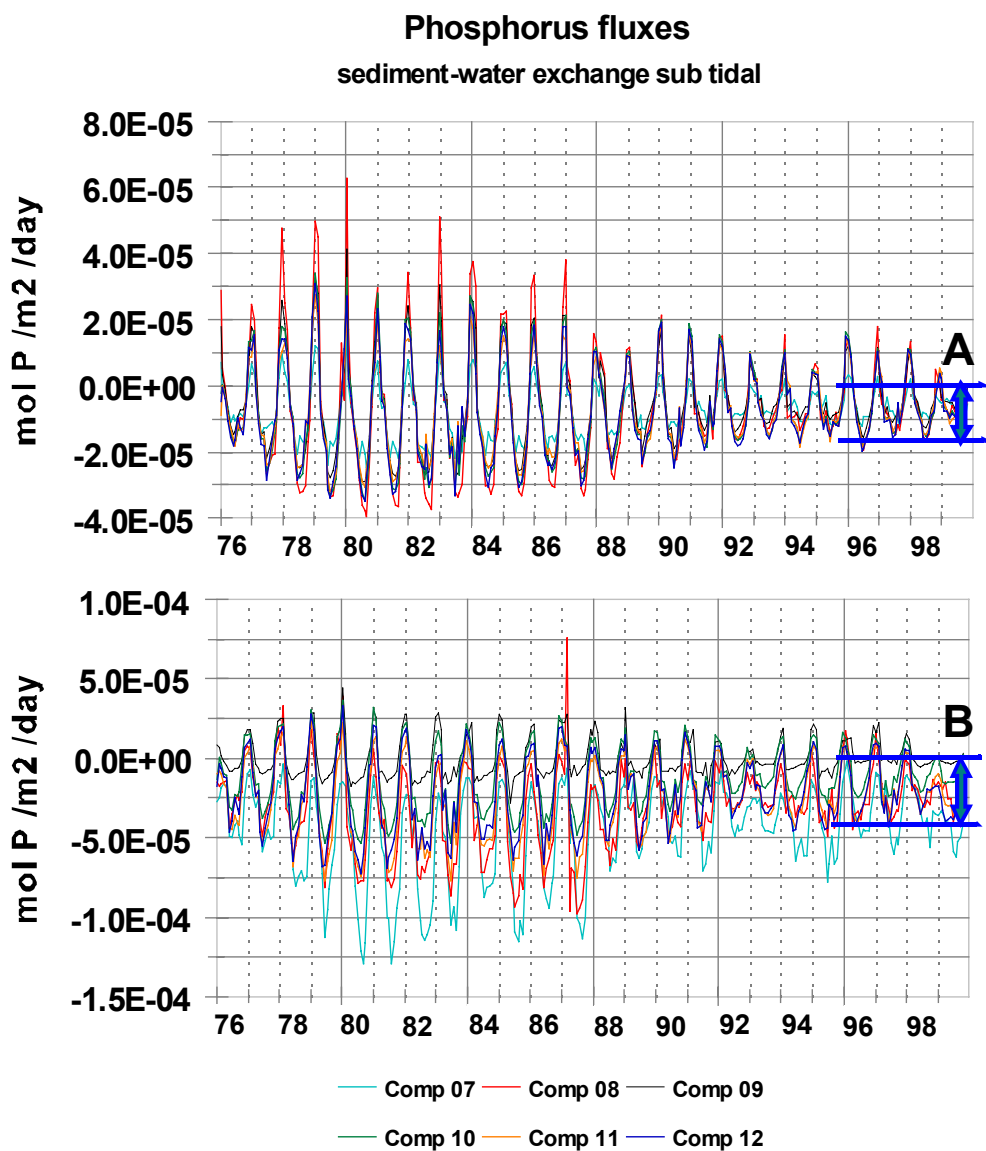
Gehaltes in het gehele systeem westelijke Waddenzee (per m²). Peilniveau schelpdieren 50 g AFDW m⁻². NB: het algeengehalte betreft pelagiale plus benthische algen



Gehaltes in het gehele systeem westelijke Waddenzee (per m²). Peilniveau schelpdieren 2 g AFDW m⁻². NB: het algengehalte betreft pelagiale plus benthische algen

Fosfaatfluxen bij 2 peilniveaus van schelpdieren

Weergegeven zijn fosfaatfluxen tussen sediment en water ($\text{mol P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), die positief kunnen zijn (dus gericht náár het sediment) en dan vooral extra opslag van ortho-P in het sediment betreffen (adsorptie aan bodemmateriaal). In de zomertijd vindt juist afgifte van P plaats. Die bedraagt in het bovenste geval (een peilniveau voor schelpdieren van 2 g AFDW m^{-2}) voor de laatste twee á drie jaren van de simulatie bijna $2 \cdot 10^{-5} \text{ mol P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (A). In het onderste geval (peilniveau 50 g AFDW



m^{-2} , maar de simulatie geeft een 10 tot 15 g AFDW m^{-2} als berekende gemiddelde benthosdichtheid voor de gehele westelijke Waddenzee) bedraagt de flux in de zomermaanden ongeveer $4 \cdot 10^{-5} \text{ mol P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (B). De verhouding is meer dan twee. Met een P-gehalte in algen van ongeveer $2 \cdot 10^{-4} \text{ mol P g AFDW}^{-1}$ zou dat een extra productie van ongeveer $0.1 \text{ g AFDW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ betekenen, en dat is op een gemiddelde berekende primaire productie in het subtidal (in de zomermaanden) van $0.5\text{-}1 \text{ g AFDW m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (wat een ruime schatting is voor de jaren 1997-1999) een extra bijdrage van ruim 10-20%.

Bijlage 6 Audit-rapport en verwerking van de opmerkingen door de auteurs

Voor de bewaking van de kwaliteit van het EVA-II onderzoek en van de rapportages is een auditcommissie ingesteld, bestaande uit

Prof. Dr. P.L. de Boer	-hoogleraar Sedimentologie Rijksuniversiteit Utrecht
Prof. Dr. C.H.R. Heip	-hoogleraar Mariene Biologie Rijksuniversiteit Gent
Prof. Dr. W.J. Wolff	-hoogleraar Mariene Biologie Rijksuniversiteit Groningen

Hun opmerkingen en de wijze waarop deze zijn verwerkt zijn in het volgende weergegeven. De verwerking van de opmerkingen is cursief geplaatst. De genoemde referenties zijn in de referentielijst opgenomen.

OORDEEL OVER

RAPPORT F 7 ‘ONTTREKKING EN NATUURLIJKE PRODUCTIE VAN SCHELPDIEREN IN DE NEDERLANDSE WADDENZEE IN DE PERIODE 1976-1999’

door A.G. Brinkman en A.C. Smaal

Rapport F 7 ‘Onttrekking en natuurlijke productie van schelpdieren in de Nederlandse Waddenzee in de periode 1976-1999’ gebruikt een ecosysteemmodel van de westelijke Waddenzee om de invloed van veranderende milieufactoren op de draagkracht van dit gebied voor schelpdieren te schatten. Het rapport is duidelijk, goed gedocumenteerd en wetenschappelijk verantwoord; het zal echter niet voor iedereen even gemakkelijk zijn om de rapporten te achterhalen waarin de modelbeschrijving is vastgelegd. Een deel van de modelbeschrijving wordt echter gegeven in verschillende bijlagen.

De studie is gebaseerd op het eerder door het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN, nu Alterra) ontwikkelde ECOWASP-model. Dat model is ontwikkeld voor de westelijke Waddenzee en is later toegepast op het Waddenzeebekken tussen het Duitse eiland Sylt en het Deense eiland Rømø. Men kan deze laatste toepassing beschouwen als een validatie van het model.

Ook dit gecompliceerde model is toch een vereenvoudiging van de werkelijkheid. De lezer zal altijd gedeelten vinden waar men graag wat meer detail zou wensen, of modelformuleringen die wat simpel overkomen. De audit-commissie heeft echter begrip voor het dilemma van de modelleers die een koers moeten sturen tussen Scylla van de modelverfijningen en Charybdis van de hanteerbaarheid. De gemaakte keuzen komen alle acceptabel over en de conclusie m.b.t. de draagkracht van de westelijke Waddenzee voor schelpdieren wordt door de commissie onderschreven. Dat betreft dan vooral de geconstateerde trends; aan de exacte getallen hecht de commissie minder waarde.

De doelstelling van het rapport is, zoals gezegd, nagaan in hoeverre de factoren die de draagkracht van schelpdieren in de Waddenzee bepalen, onderhevig zijn aan lange-termijn veranderingen. Hiertoe wordt onderzocht welke veranderingen zich in die factoren voordoen en wat de gevolgen hiervan zijn voor de productie van schelpdieren op korte en middellange termijn.

De centrale processen zijn de primaire productie en eventuele aanvoer van organisch materiaal uit omliggende gebieden. Het eerste wordt uitvoerig behandeld, het tweede minder. De relaties worden doorgerekend aan de hand van het model ECOWASP waarin de belangrijke toestandsvariabelen en hun verbanden zijn opgenomen. De hiertoe nodige vereenvoudigingen worden uitvoerig besproken. Een aantal berekeningen wordt uitgebreid getoetst in de appendices. De auteurs hebben het model zeker niet kritiekloos gebruikt, maar uiteraard hangt het vertrouwen in de conclusies van het rapport voor een groot deel samen met het vertrouwen dat men heeft in ECOWASP. Het volledig analyseren en een grondige discussie van dit model was binnen de tijd die beschikbaar was voor de audit niet haalbaar.

ECOWASP zelf heeft geen hydrodynamische component en de koppeling met de toevoer van zoetwater en de uitwisseling met de Noordzee zijn berekend aan de hand van extrapolaties voor de uitwisseling via het Marsdiep en het Zeegat van het Vlie. Ook klimaat, weer en zeespiegelrijzing worden uitgebreid besproken, waarbij ondermeer waarden van nabijgelegen meetpunten van het KNMI worden gebruikt.

De waarnemingen waaraan de modeluitkomsten getoetst kunnen worden, worden besproken in hoofdstuk 3. Het gaat om de nutriënten N, P en Si, chlorofyl en biomassa, en zwevend materiaal. Er worden geen trends berekend (ook niet in hoofdstuk 4), visueel lijkt er een lichte afname te zijn in chlorofyl en zeker fosfaat in de Waddenzee. Overigens is er een duidelijke afname van chlorofyl in het IJsselmeer die goed overeenkomt met de afname in fosfaat aldaar. Het is wellicht moeilijk te berekenen hoeveel organisch materiaal er uit het IJsselmeer in de Waddenzee terecht komt, maar dit kunnen lokaal belangrijke hoeveelheden zijn.

Verwerking: de hoeveelheid organisch materiaal die het gebied binnenkomt (ook vanuit het IJsselmeer) is aan de hand van de beschikbare tijdreeksen zo goed mogelijk berekend. Algenmateriaal vanuit het IJsselmeer wordt aan detritus in de Waddenzee toegekend omdat aangenomen is dat de zoetwateralgen geen reële levenskansen hebben in de zoute Waddenzee. Het idee van de auditcommissie dat het om belangrijke hoeveelheden kan gaan, klopt. In de modelberekeningen is dus met ál deze toevoeren rekening gehouden. In par. 2.4 is dit nog eens met nadruk gesteld; de titel van die paragraaf is dienovereenkomstig aangepast. Ook in par 5.2.5 is met nadruk aangegeven dat het gehalte aan detritus en algen in IJsselmeer en Noordzeekustzone in de modelinvoer is meegenomen.

Voor stikstof zijn geen gegevens in het rapport opgenomen.

Verwerking: er zijn wel degelijk stikstof en stikstofhoudende componenten opgenomen in de rapportage, zowel in hoofdstuk 3 (waarin trends in de meetdata besproken worden), als in de modelsimulaties en de daarvoor gebruikte invoerdata. In bijlage 3 zijn van meerdere locaties nitraat- en ammoniumdata gegeven. .

Verder blijkt opnieuw het belang van goede lange-termijn datasets en hoe het ontbreken ervan interpretaties en besluitvorming bemoeilijken.

Verwerking: *dit is een zeer terechte opmerking: omdat de beschikbare tijdreeksen niet onafgebroken de simulatieperiode omvatten, moesten “lege plekken” worden opgevuld. En dat gaat altijd gepaard met verlies aan kwaliteit.*

In appendix 5.6. worden modeluitkomsten vergeleken met waarnemingen; dit blijft echter beperkt tot nutriënten en primaire productie. Voor vogels en vissers wordt de ‘onttrekking’ bepaald, ook voor sommige predatoren zoals garnalen, krabben en zeesterren wordt een schatting gegeven. Hieruit wordt een operationele ruimte berekend.

Verwerking: *de vrije operationele ruimte is berekend als het verschil tussen het maximaal mogelijke schelpdierenbestand, zoals berekend met het ecoysteemmodel (dat operationele ruimte is genoemd), en het feitelijke schelpdierenbestand. Dit is in sectie 5.3.2 ook zo uitgelegd.*

De berekende primaire productie neemt toe van 1976 tot 1981, neemt af tot 1992 en dan weer toe. Er wordt een relatie gelegd tussen de lage primaire productie en de lagere aanvoer van N en P in de jaren 80. Dit doet aan de controverse rond het (ook geciteerde) artikel van Boddeke en Hagel denken en moet dus wat beter onderbouwd worden indien met niet op dezelfde scepsis wil stuiten als vermelde auteurs.

Verwerking: *Boddeke en Hagel spraken over een regressie-analyse, waarbij afvoeren door de Rijn de belangrijkste sturende grootheid waren. Zij pleitten in hun rapport voor een integrale aanpak (pp.18 van Boddeke & Hagel, 1994). In deze studie is die integrale aanpak zo compleet mogelijk verwezenlijkt.*

We hebben immers toevoeren naar de Waddenzee gekoppeld aan de processen van primaire en secundaire productie in de Waddenzee zelf, plus de mineralisatie, én de omzettingen en opslag in de bodem van het systeem. Dit gaat niet alleen aanzienlijk verder dan de analyse van Boddeke en Hagel, maar is ook nog eens op massabalansen gebaseerd waardoor de effecten van de groeiprocessen op de nutriëntgehalten zelf ook zo goed mogelijk zijn meegenomen. Dit is ook precies daar waar de schoen wringt wanneer gemeten primaire producties als maat worden genomen voor de werkelijke systeem-brede primaire producties: er is eenvoudig niet genoeg nutriënt voorhanden om die productie ook te verwezenlijken.

In sectie 6.3 is kort het belang van een massabalansenmodel benadrukt.

Nutriëntconcentraties in het water kunnen verlagen bij grote rivierafvoeren maar de totale vracht kan verhogen. Omgekeerd bij lage rivierafvoer. Van belang is ook wanneer de aanvoer wordt geassimileerd. In het voorjaar lijkt eerst Si limiterend te worden (is dit ook aangetoond?)

Opmerking: *ja. Immers, de verdere groei van diatomeeën wordt onmogelijk als gevolg van de lage [Si]. De modelberekeningen leveren ook de mate waarin een nutriënt limiterend is; dat is niet opgenomen in de uitkomsten om de rapportage niet te uitgebreid te maken.*

Ook wordt de atmosferische depositie (nat en droog) van N niet meegenomen.

Verwerking: *dat klopt. De belangrijkste omissie is dat dit niet in het rapport wordt (werd) verdedigd. Maar een schatting van die atmosferische depositie levert op dat die nauwelijks bijdraagt aan het stikstofbudget van de Waddenzee; een gevolg van de intensieve uitwisseling*

tussen Waddenzee en Noordzee, samen met de grote toevoeren vanuit het IJsselmeer. We hebben deze opmerking in het rapport geplaatst (toegevoegde par 2.8.) en beargumenteerd.

Bij het belang van de nutriëntenaanvoer en de eutrofiëring van het systeem wordt het belang van de gewijzigde N:P ratio niet besproken.

Verwerking: de achterliggende gedachte is dat die gewijzigde N:P-verhouding vooral effect heeft op de soortensamenstelling van de algengemeenschap, en die is in wezen niet in dit rapport aan de orde.

De conditie van mosselen hangt samen met de hoeveelheid chlorofyl in relatie tot het totaal zwevend materiaal maar niet met het totale bestand aan mosselen. Uit de simulaties met dit model blijkt dat de draagkracht hoog was in de jaren 80 en sindsdien afgenomen is. Het maximale schelpdierbestand zoals berekend uit het model in de jaren 90 bedraagt 56 % van het bestand van de jaren 80. Bovendien moet in de toekomst een nog lager bestand verwacht worden indien de nutriëntentoevoer verder afneemt als gevolg van de Europese Kaderrichtlijn Water. (Maar: een te verwachten lagere nutriëntconcentratie wordt echter tegengesproken bij de bespreking van de mogelijke effecten van grotere rivierafvoeren (p. 39) als gevolg van klimaatsverandering.)

Verwerking: dit is niet zo bedoeld: de bespreking betrof het effect van die veranderde rivierafvoeren alleen, exclusief de verdere reducties van de lozingen óp die rivieren. Dit is in de paragraaf 3.3.5 verduidelijkt.

De berekeningen tonen dat grote bestanden schelpdieren beter gebufferd zijn tegen dalende nutriëntenaanvoer dan kleine bestanden omdat zij nutriënten-regeneratie in de bodem en dus gerecycleerde productie stimuleren. Ook kan hier worden verwezen naar de “dual state equilibria” van met diatomeeën bedekte zandplaten zoals beschreven door van de Koppel et al. (2001) (Ecology 82: 3449-3461). Van dergelijke zelfversterkende effecten en drempels die mogelijk kunnen worden overschreden is nog weinig bekend. Niettemin kan uit dit alles afgeleid worden dat toekomstig beleid rekening moet houden met veranderende draagkracht en dat de vastgestelde normen voor herziening vatbaar zijn.

Verwerking: Bij de bespreking van het zelf-versterkende effect van schelpdieren is de verwijzing naar v/d Koppel et al opgenomen. Het proces waar we het hier over hebben is zelfs nog van hogere orde dan die waarover v/d Koppel et al spreken. De positieve terugkoppeling is ons geval betreft een opslag van materiaal door secundaire producenten, waarbij via mineralisatie-> productie-> betere omstandigheden voor diezelfde secundaire producenten gecreëerd worden.

Een onzekere factor m.b.t. toekomstige ontwikkelingen is ook de storting van havenslib. De Jonge & de Jong (2002) (Estuarine, Coastal and Shelf Science 55: 969-991) laten zien dat het bij Hoek van Holland in zee gestorte Rotterdamse havenslib de troebelheid van de Waddenzee negatief beïnvloedt.

Opslag op land zou in theorie kunnen leiden tot een afname van de aanvoer van slib en daarmee een iets grotere helderheid van het water. Bekeken zou kunnen worden of er voldoende data aanwezig om dit concreet in de voorspellingen te kunnen opnemen.

Verwerking: Het is goed mogelijk de effecten op de productie van de Waddenzee door te rekenen. Maar vanwege de tijd die zo'n exercitie zou kosten hebben we deze berekening niet uitgevoerd.

Paragraaf 3.3.4 bespreekt de effecten van onder meer versnelde zeespiegelstijging. De voorspelde veranderingen geven een te eenvoudig beeld omdat ze niet de geomorfologische reactie van het waddensysteem in aanmerking nemen. Bij niet te grote snelheid van zeespiegelstijging (IPCC 2001 voorspelt voor de periode 1990-2100 een stijging tussen 11 en 77 cm) kan het waddensysteem de stijging voorlopig goed bijhouden

Verwerking: in par. 3.3.4 is een zin opgenomen die de relevantie van de extra afzetting van materiaal benadrukt.

Detailopmerkingen

Samenvatting (p.9): Hier lijkt een tegenspraak te bestaan: Conditie laat geen trendmatige verandering zien *versus* conditie is in de jaren 90 wel hoger dan in de jaren 80?

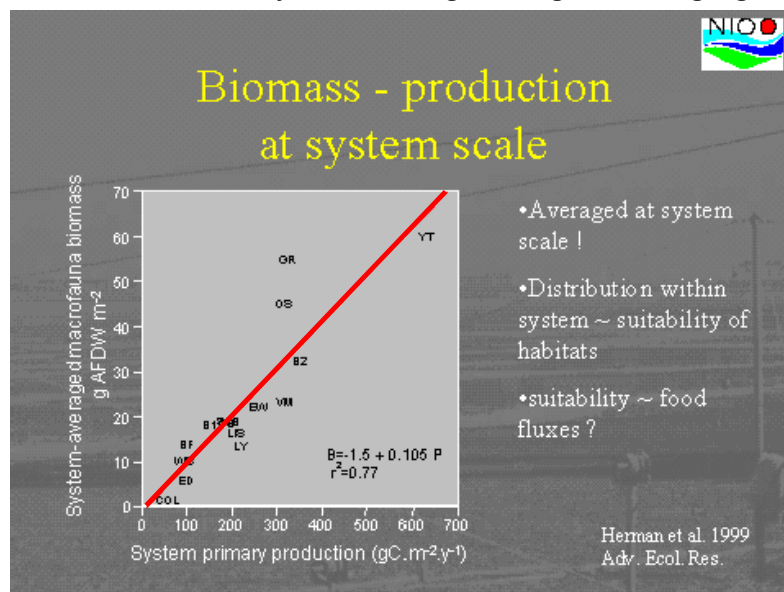
Verwerking : dit is inderdaad een (niet zo bedoelde) tegenspraak. De opmerking over het ontbreken van een trendmatige verandering is uit de samenvatting verwijderd.

Paragraaf 1.2.2, 1e alinea onder *Fytoplankton en secundaire productie*: De lage hoeveelheid zoöbenthos in 1990 was niet alleen aan intensieve bevissing toe te schrijven.

Verwerking: Op het Balgzand was bevissing van het benthos wel degelijk hoofdoorzaak van het verdwijnen van het benthos.

Paragraaf 2.1.1: Volgens Fig 2 en Fig 1. in de appendix 2.1 is de variabele waarmee gerekend wordt P (=fosfaat volgens bijlage 1!).

Verwerking: het was inderdaad niet duidelijk dat P hier als voorbeeld bedoeld is, en in feite staat voor ál de mogelijke nutriënten. Dit is bij fig. 2 van par 2.1.1 toegevoegd, én in bijlage 2.1, fig. 1. Daar waar P staat voor het fosforhoudende nutriënt wordt inderdaad overal fosfaat bedoeld. In de woordenlijst is dit ook nog eens uitgebreider uitgelegd.



Paragraaf 4.3: verwijzing naar figuren (nummers) in de eerste alinea klopt niet.

Verwerking: is verbeterd.

Paragraaf 5.3.4 en elders: Bij de berekening van de draagkracht zou kunnen verwezen worden naar Herman, P.M.J., J.J. Middelburg, J. van de Koppel & C.H.R. Heip (1999. Ecology of estuarine macrobenthos. Adv.Ecol.Res. 29: 195-240) die een algemene relatie tussen primaire productie en benthische biomassa hebben berekend (zie figuur). In het kort komt het erop neer dat de benthische biomassa (B) ongeveer 10 % is van de primaire productie (PP) (B in g adwt.m⁻² en PP in gC.m⁻².an⁻¹)

Verwerking: de verwijzing is opgenomen, maar de precieze vergelijking is niet gemakkelijk te maken. Uit het artikel van Herman et al blijkt dat bijvoorbeeld de Waddenzee-data (de punten B1 en B2 in de figuur) betrekking hebben op het Balgzand voor de benthosdichtheid, en de gemeten primaire productie in het Marsdiep. Aan de koppeling van die gemeten primaire productie en de door het model berekende productie is in het rapport de nodige aandacht besteed. Daarnaast betreft de figuur alle benthos, terwijl in het rapport alleen over filtreerders wordt gesproken. Wanneer toch een koppeling wordt gemaakt, dan is primaire productie volgens het model (250 g AFDW m⁻² a⁻¹ (pelagiale PP) plus 60 g AFDW m⁻² a⁻¹ benthische PP = ongeveer 300 g AFDW m⁻² a⁻¹), omgerekend naar incubatiemetingen voor het Marsdiep van de orde zijn van 300-400 g C m⁻² a⁻¹) Dat zou met ongeveer 35 g AFDW m⁻² benthos overeenkomen, waarvan globaal de helft filtreerders, dus ongeveer 15-20 g AFDW m⁻² filtreerders. De maximale waarde is ongeveer 30.000 ton-(jaren '80) dan wel 15.000 ton (jaren '90) in de gehele westelijke Waddenzee (opp. 1300 km²), wat et een dichtheid van 12-25 g AFDW m⁻² overeenkomt.

Deze waarden komen nogal goed met elkaar overeen, maar betreffen bij het model een maximale waarde, en bij de metingen een bestaande waarde. De interpretatie blijft evenwel lastig vanwege de omrekeningen bij de primaire productie, én de keuze van de systeemgrenzen (in casu het Balgzand in het artikel van Herman et al).

Overigens wordt in hetzelfde artikel ook een productie/biomassa-verhouding van 2 genoemd; in de uitgevoerde modelberekeningen wordt meestal een waarde van ongeveer 1.8 gevonden. In sommige jaren wordt de 2 overstegen, in sommige jaren is die verhouding aanzienlijk kleiner vanwege de slechte omstandigheden in die jaren.

In Fig 19 wordt de gemiddelde afvoeren weergegeven in Milj.m³ per dag en m³ per dag. De verschillende grafieken corresponderen niet met elkaar (m³ per seconde?).

Verwerking: de fout is hersteld. Het is steeds milj m³ dag⁻¹.

Bijlage 2.1, paragraaf 2.1.4: Hoe de primaire productie door microphytobenthos wordt doorgerekend is niet duidelijk. Dit is nochtans een belangrijke factor (zie Middelburg, Jack J., Christiane Barranguet, Henricus T.S. Boschker, Peter M.J. Herman, Tom Moens and Carlo H. R. Heip. 2000. The fate of intertidal microphytobenthos: an in situ ¹³C labelling study. Limnology & Oceanography 45: 1224-1234 en andere resultaten Ecoflat project). In de toelichting wordt gezegd

dat een gemodificeerde Smith vergelijking wordt toegepast. De audit-commissie kent die vergelijking niet maar ze zal wel steunen op de wet van Lambert-Beer.

Verwerking: de tekst spreekt van een modificatie op de integratie van de Smith-vergelijking over een getijdeperiode; hierbij gaat het erom dat gedurende een getijde er een periode is waarin een plaat droog staat, en in de resterende tijd is er een continue verandering van waterhoogte boven de plaat. Het effect daarvan op het lichtklimaat in de bodem wordt zo nauwkeurig mogelijk geschat (mbv een Newton-Cotes vergelijking (4/90-regel)). Dit is in dat deel niet in detail uitgelegd.

Fotosynthese door microphytobenthos is echter beperkt tot perioden van droogvallen omdat deze algen in getijdenwateren van en naar het sedimentoppervlak migreren. Gedurende de fotosynthese is er nauwelijks water aanwezig zodat er ook geen turbiditeitseffect optreedt, wel self-shading. De waarden in appendix 5.6.3. zijn laag (meestal 20-40 g dw.m⁻².a⁻¹, d.i. max. 10-20 gC.m⁻².a⁻¹, dus 10-20 % van wat we verwachten.

Verwerking: de genoemde waarden voor de bentische primaire productie betreffen een gemiddelde voor het gehele sediment van de westelijke Waddenzee, dus inclusief het sublitorale deel en de geulen.

Wanneer de getallen voor de platen zelf worden gegeven resulteren 3* zo hoge waarden (34% van het gebied is eulitoraal). Dit zou dan nog steeds maar 30-60% opleveren van de verwachte waarden. Een nauwkeuriger vergelijking zou moeten aangeven wat daarvan de reden is. Binnen het huidige tijdsbestek was dat niet (meer) mogelijk.

Utrecht / Yerseke / Haren, 1 december 2003

Prof.dr. P.L. de Boer / Prof.dr. C.H.R. Heip / Prof.dr. W.J. Wolff

Verwerking: AG Brinkman, Texel 12 december 2003