

ECOSYSTEEMMODEL VAN DE WESTELIJKE WADDENZEE



© 1988

This report is not to be cited without the consent of:
Netherlands Institute for Sea Research
P.O. Box 59, 1790 AB DEN BURG,
Texel, The Netherlands

This is published as NIOZ - report 1988 - 1
This series was formerly called:
Interne Verslagen
Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee
Texel

Cover design: H. Hobbelink

ECOSYSTEEMMODEL VAN DE WESTELIJKE WADDENZEE
opzet, resultaten en toepassingen

EON - projectgroep

Ecosysteemonderzoek, verricht in de periode
1984 - 1987, in opdracht van

het Ministerie van Verkeer en Waterstaat,

het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke
Ordening en Milieubeheer,

het Ministerie van Onderwijs en Wetenschappen,

het Ministerie van Landbouw en Visserij.

Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee
Ecologisch Onderzoek Noordzee en Waddenzee

VOORWOORD

Dit rapport bevat een verantwoording van een studie verricht naar de mogelijkheden voor het opstellen van een ecologisch model van het westelijk deel van de Waddenzee (kombergingsgebied Marsdiep en Vliestroom). De studie werd uitgevoerd als onderdeel van een in 1984 afgesloten vierjarig contract van het NIOZ met het voormalig Rijks Instituut voor Zuivering van Afvalwater (RIZA), dat namens het Ministerie van Verkeer en Waterstaat een groep ministeries (VROM, V & W, O & W, L & V) vertegenwoordigde. Uitvoerders van het onderzoek waren een groep wetenschappelijke medewerkers, waarvan een gedeelte voor de aanvang van het project betrokken was bij het opstellen van een soortgelijk model van het Eems-Dollard estuarium (BOEDE-project). Dit model, opgesteld ter evaluatie van de effecten van o.m. lozing van veenkoloniaal afvalwater, heeft internationaal de aandacht getrokken. In verband hiermee werkten leden van de projectgroep destijds o.m. mee aan het formuleren van een vergelijkbaar model voor de Bay of Fundy (Canada) en maakten, samen met Engelse collega's, een vergelijking met een model opgesteld voor het Severn estuarium in zuidwest Engeland. Na de gebleken toepasbaarheid van het Eems-Dollard model voor andere estuaria lag het voor de hand het BOEDE-model aan te passen aan de westelijke Waddenzee, temeer omdat voor dit gebied binnen het NIOZ reeds vele gegevens beschikbaar waren. Bij de aanpassing van het model bleek echter de situatie in de westelijke Waddenzee, in vergelijking met het Eems-Dollard gebied, door een meer complexe geomorfologische structuur aanzienlijk ingewikkelder. Bovendien waren er aanwijzingen, dat het gebied in hydrografisch opzicht aan een geleidelijk veranderingsproces was onderworpen als naverwerking van de afsluiting van de Zuiderzee, terwijl er in ecologisch opzicht veranderingen optraden als gevolg van eutrofiëring. Ook de geleidelijke uitbreiding van de mosselcultuur maakte dat het gebied op termijn niet als stabiel kan worden gekenmerkt, hetgeen de relevantie van eerdere gegevens uit het gebied voor de huidige situatie onzeker maakt.

De hier gepresenteerde modelbeschrijving is dan ook een eerste benadering, waarbij verder onderzoek, vooral ter evaluatie van de vermoedelijk grote invloed van de mosselcultuur op het gebied, in samenhang met de toenemende invloed van eutrofiëring, gewenst blijft. Dat het ecologische model, ondanks de ondervonden problemen, toch tot stand is gekomen, is te danken aan de grote inzet van de wisselende groep onderzoekers, die aan het project heeft gewerkt.

J.J. Zijlstra.

1. INLEIDING

1.1 AANLEIDING TOT HET ONDERZOEK

Dit rapport vormt, tezamen met de engelstalige deel II nota, de eindrapportage van het project "Ecologisch Model Onderzoek van de Westelijke Waddenzee" (EMOWAD), dat in opdracht van het Rijk tussen 1984 en 1987 is uitgevoerd bij het Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee te Texel (NIOZ) en de Rijksuniversiteit Groningen (RUG), afdeling Mariene Biologie. De basis voor EMOWAD is gelegd in de tussen het Rijk en het NIOZ gesloten "overeenkomst voor het verrichten van hydrobiologisch en modelmatig onderzoek met betrekking tot de Noordzee en Waddenzee". Het onderzoek is uitgevoerd in het kader van het EON-project (Ecologisch Onderzoek Noordzee en Waddenzee) en is een vervolg op het BOEDE-project (Biologisch Onderzoek Eems-Dollard Estuarium).

De probleemstelling die ten grondslag ligt aan EMOWAD spitst zich toe op twee punten. Ten eerste is er bij de beheerders van de westelijke Waddenzee behoefte aan een zekere **integratie** van de ecologische studies die in de loop der jaren in dit gebied zijn uitgevoerd. Ten tweede is er voor de beheerders nog geen sprake van een grote mate van **toegankelijkheid** van de in deze studies opgedane kennis. Vanuit deze probleemstelling is het doel van EMOWAD als volgt geformuleerd:

- het verkrijgen van inzicht in de structuur en het functioneren van de levensgemeenschappen in de westelijke Waddenzee, opdat een kwalitatieve en zo mogelijk kwantitatieve beschrijving verkregen wordt van het voorkomen van en de samenhang tussen de nog nader te bepalen hoofdgroepen van organismen in dit ecosysteem;
- het opsporen en beschrijven van die factoren, die enerzijds tot veranderingen in de huidige structuur en/of het huidige functioneren kunnen leiden en anderzijds door menselijke beïnvloeding in aard of intensiteit veranderbaar zijn;
- het met de hierboven beschreven kennis desgevraagd aangeven van de mate waarin als dan te specificeren menselijke activiteiten van invloed zijn op de ecologie van de westelijke Waddenzee.

Door bij het nastreven van bovenstaande doelen zoveel mogelijk gebruik te maken van de met name door het NIOZ al eerder verzamelde kennis en voortbouwend op de aanpak, kennis en ervaring van het modelonderzoek in het Eems-Dollard

estuarium bereikt men dat deze informatie in geïntegreerde vorm (een ecosysteemmodel) voor het beheer beschikbaar komt.

1.2 UITVOERING VAN HET PROJECT

In de projectomschrijving is hoofdzakelijk voorzien in uitgebreid ecologisch modelonderzoek. Volgens deze omschrijving moet specifieke informatie over de westelijke Waddenzee vooral verzameld worden door middel van een uitgebreide inventarisatie van de al aanwezige kennis. Van aanvullend onderzoek is slechts sprake ten aanzien van:

- de grootte en ruimtelijke verdeling van de mineralisatie van organische stof in water en bodem;
- de grootte van de toevoer, en de aard van de aangevoerde organische stof uit buiten het gebied liggende bronnen (Noordzee en IJsselmeer);
- het feit of, en zo ja de wijze waarop de biomassa van de bacteriën tot voedsel dient voor hogere trofische niveau's.

Na een eerste inventarisatie bleek de oorspronkelijke inschatting van de hoeveelheid voorhanden zijnde kennis veel te optimistisch. Voor een aantal essentiële componenten van het systeem (o.a. bacterie biomassa's en productie) was niet of nauwelijks kwantitatieve informatie beschikbaar, terwijl de gegevens ten aanzien van andere componenten zich veelal beperkten tot een klein deel van het gebied (i.c. het Balgzand). Op grond hiervan is tijdens het project besloten het veldonderzoek uit te breiden. In 1986 is een veldprogramma uitgevoerd met behulp van het m.s. "Heffesant" (RWS) en het m.s. "Navicula" (NIOZ).

Gebaseerd op de ervaringen in het Eems-Dollard estuarium, wordt het gebruik van een mathematisch ecosysteem-model gezien als een belangrijk middel om aan de gestelde doelen te kunnen voldoen. Aan het begin van het project werd verwacht dat het modelonderzoek zich zou kunnen beperken tot die aanpassingen aan het bestaande Eems-Dollard model, die noodzakelijk zijn bij de omzetting naar een model gericht op de westelijke Waddenzee. Een belangrijk onderwerp in dit verband is de overstap van een één-dimensionaal naar een twee-dimensionaal transport gedeelte van het model. Hiervoor is een extra project (WAWAMO = Wateruitwisseling Waddenzee - Noordzee Model) in uitvoering genomen. Met behulp van het bij Rijkswaterstaat aanwezige WAQUA software pakket is een studie

opgezet naar de door het getij opgewekte reststromingen en mengingsprocessen in de Waddenzee en naar de uitwisseling tussen de Waddenzee en de aangrenzende Noordzee.

Al snel werd ingezien dat de morfologische verschillen tussen de westelijke Waddenzee, met een grote sublitorale zone, en de Eems-Dollard, met vrijwel uitsluitend geulen en platen, problemen bij het overzetten van het model kunnen opleveren. Op grond van de resultaten van de eerste versies van het EMOWAD model is besloten het modelconcept uit te breiden met een benthisch en epibenthisch sublitoraal deel. Een tweede uitbreiding betreft de beschrijving van de nutriëntenregeneratie. Afgezien van deze aanpassingen en uitbreidingen zijn de modelstructuur en de actuele parameterwaarden in het EMOWAD-model bijna geheel gelijk aan die van het Eems-Dollard model.

Met het EMOWAD-model is een simulatie gemaakt voor 1986. De uitkomsten hiervan zijn vergeleken met de in 1986 verzamelde veldgegevens. Op grond van deze vergelijking is getracht tot een objectieve beoordeling te komen van de kwaliteit van het model. Tevens is nagegaan in hoeverre het organisch koolstofbudget zoals dat berekend wordt door het EMOWAD-model, overeenkomt met hetgeen hierover uit literatuurgegevens bekend is.

Met het gereedkomen van de huidige versie van het EMOWAD-model dringt zich de vraag op hoe de hierin neergelegde ecosysteemkennis gebruikt kan worden voor de derde doelstelling van het project, nl. het aangeven van de mate waarin bepaalde menselijke activiteiten van invloed kunnen zijn op de ecologie van de westelijke Waddenzee. Hiertoe is een eerste aanzet gedaan tot het toepassen van het model. Enkele mogelijke beheersalternatieven zijn herleid tot verschuivingen in het systeem zelf of in de stuurbare ingangsgrootheden (lozing vanuit het IJsselmeer). De effecten op het gehele ecosysteem zijn doorerekend, en op grond van de verkregen resultaten zijn de mogelijkheden en beperkingen van het model geanalyseerd.

De uiteindelijke conclusies van het project komen erop neer, dat de overzetting van het Eems-Dollard model naar de westelijke Waddenzee mogelijk is gebleken. Het inbouwen van nutriëntenregeneratie heeft de uitkomsten verbeterd, maar de inbouw van het benthisch en epibenthisch sublitoraal gedeelte heeft nog niet tot een duidelijke verbetering geleid. Het model lijkt voor bepaalde beleidsvragen bruikbaar. Voor andere vragen is nog een aantal aanpassingen nodig, of

is de ontwikkeling van toegespitste (deel)modellen noodzakelijk.

1.3 STRUCTUUR VAN DE NOTA

In Hoofdstuk 2 worden de aanpassingen en uitbreidingen ten opzichte van het Eems-Dollard model besproken. Ook worden in dit hoofdstuk de wijzigingen in de parameterwaarden vermeld.

In Hoofdstuk 3 wordt allereerst een overzicht gegeven van de gegevens die gebruikt zijn voor het vaststellen van de randvoorwaarden en de ingangsgrootheden (spui IJsselmeer, temperatuur, wind, etc.) van 1986. Daarna worden de modelresultaten vergeleken met de veldwaarnemingen van dat jaar (validatie van het model). Vervolgens wordt het gesimuleerde organisch koolstofbudget geanalyseerd aan de hand van beschikbare literatuurgegevens.

Hoofdstuk 4 bevat de bespreking van de modeltoepassingen. In Hoofdstuk 5 zijn de slotconclusies van het EMOWAD project geformuleerd en Hoofdstuk 6 is een korte epiloog. Een listing van het model staat op bijgevoegde microfiche.

1.4 VERANTWOORDING

Zonder de inzet van een groot aantal medewerkers zou de uitvoering van het EMOWAD project niet mogelijk zijn geweest. Binnen de EON-groep waren de personen genoemd in Tabel 1.1. bij het project betrokken.

Daarnaast is voor het tot stand komen van deze eindrapportage dank verschuldigd aan een groot aantal personen en instellingen.

In de eerste plaats is dit de Stuurgroep Ecologisch Onderzoek Noordzee en Waddenzee (SEON) waarin medewerkers van de verschillende bij dit project betrokken ministeries de begeleiding van dit project verzorgden. Ir. B.A. Bannink en drs. J. Visser verzorgden de contacten tussen de stuur- en de EON-projectgroep.

Speciale dank is verschuldigd aan directie en het personeel van het NIOZ die in raad en daad het project terzijde hebben gestaan. In het bijzonder denken wij daarbij aan Dr. W. Helder en Dr. M.A. Baars die in de moeilijke beginperiode het project mede gestalte hebben gegeven.

Ook niet onvermeld mag blijven de vakgroep Mariene Biologie van de Rijksuniversiteit Groningen waar een klein deel van de projectgroep gehuisvest is geweest.

Het enthousiasme van de bemanningen van het m.s. "Heffesant" van Rijkswaterstaat, Directie Friesland en het m.s. "Navicula" van het

TABEL 1.1

Medewerkers aan het EMOWAD project met hun specialisatie en, voorzover zij niet gedurende het gehele project in dienst zijn geweest, de periode waarin zij meegewerkt hebben

Dr. W. Admiraal	fytoplankton	tot 1-10-1986
drs. M.A. van Arkel	macrobenthos	
drs. J.W. Baretta	zoöplankton + modellen	
mevr. drs. J.G. Baretta-Bekker	epibenthos + modellen	in deeltijd
mevr. ir. M.J.N. Bergman	vissen + macrobenthos	in deeltijd
mevr. A. Bol-den Heijer	secretariaat	in deeltijd
Dr. F. Colijn (RUG)	fytoplankton	tot 1-4-1987
drs. J.P. van Dessel	meiobenthos	van 1-10-1986 tot 1-6-1987
mevr. Dr. F.C. van Duyl	microbiologie	vanaf 1-8-1986
ing. H.T. Kloosterhuis	chemie	
ing. A.J. Kop	microbiologie	
Dr. R.W.P.M. Laane	chemie	tot 1-5-1986
Dr. H.J. Lindeboom	projectleider	vanaf 1-2-1986
ing. J.F.P. Malschaert	zoöplankton	
Dr. ir. W. van Raaphorst	chemie	vanaf 1-8-1986
ir. H. Ridderinkhof	transportmodel	vanaf 16-3-1985
drs. P. Ruurdij	modellen	
A. Stam	vissen	
Dr. ir. H.W. van der Veer	vissen + macrobenthos	vanaf 1-7-1985
Dr. M.J.W. Veldhuis	fytoplankton	vanaf 1-11-1986
L.A.H. Venekamp	fytoplankton	
L.A. Villerius	fytoplankton	van 1-3-1986 tot 1-10-1987

NIOZ, alsmede de inzet van de ondersteunende afdelingen is van groot belang geweest voor het welslagen van het veldwerk.

Ook willen wij allen bedanken die gegevens hebben aangeleverd die voor het model onontbeerlijk waren. Drs. A.C. Drinkwaard (Rijks Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO)), Dr. N.M.J.A. Dankers (Rijks Instituut voor Natuurbeheer (RIN)), Dr. G.M. Janssen (Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren (DGW)), J.H. van Meerendonk (DGW) en drs. J. van der Meer (DGW), leverden commentaar bij het aanpassen van het model.

Tot slot gaat onze dank uit naar mevr. N. Krijgsman en de heren R.P.D Aggenbach, H. Hobbelink, R. Nichols en B. Verschuur voor het drukklaar maken van deze eindrapportage.

2. AANPASSINGEN EN UITBREIDINGEN VAN HET ECOSYSTEEMMODEL

2.1 INLEIDING

Het EMOWAD model is gebaseerd op een voor de Eems-Dollard opgezet ecosysteemmodel. Om te komen tot een model voor de westelijke Waddenzee was een aantal aanpassingen en uitbreidingen van het voor het Eems-Dollard gebied gebruikte concept noodzakelijk. Deze veranderingen worden in dit hoofdstuk besproken.

Allereerst wordt een kort overzicht gegeven van de verschillen tussen de algemene structuur van het Eems-Dollard en het EMOWAD model (par. 2.2). Daarna wordt ingegaan op de aanpassingen die direct verband houden met de morfo-

logische verschillen tussen de Eems-Dollard en de westelijke Waddenzee (par. 2.3) en op de formulering van het transport gedeelte, zowel voor opgeloste componenten (par. 2.4) als voor particulier materiaal (par. 2.5). De gebruikte concepten bij de uitbreidingen ten opzichte van het Eems-Dollard model worden beschreven in par. 2.6 en 2.7. De aanpassingen van het benthische en epibenthische submodel voor het sublitoraal staan in par. 2.6. In par. 2.7 wordt de modellering van de regeneratie van fosfor en silicium besproken. Tenslotte worden in par. 2.8 zowel de parameters die ten opzichte van het Eems-Dollard model anders zijn ingeschat, als de nieuw ingevoerde parameters die verband houden met de uitbreidingen behandeld.

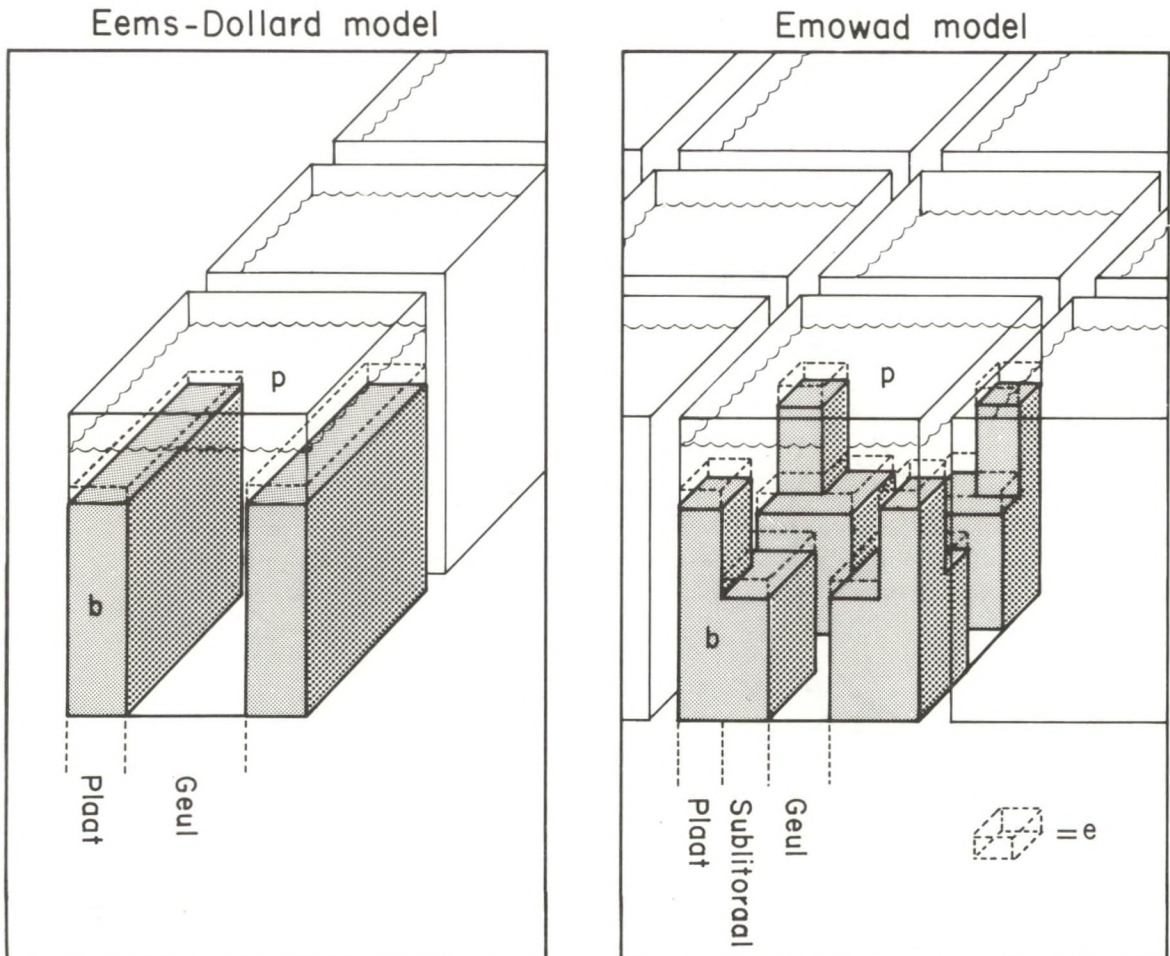


Fig. 2.1. Onderverdeling biologische submodellen in een compartiment. p = pelagisch submodel; e = epibenthisch submodel; b = benthisch submodel.

2.2 ALGEMENE MODELSTRUCTUUR

In zowel het Eems-Dollard als het EMOWAD model wordt het estuarium geschematiseerd tot een aantal compartimenten die verschillen in hun morfologische karakteristieken. De compartimenten worden onderling en met de aangrenzende gebieden verbonden door een transportmodel dat het transport van opgeloste componenten en particulier materiaal verzorgt.

Door de langgerekte, relatief eenvoudige, geometrie van het Eems-Dollard estuarium kon dit gebied geschematiseerd worden tot een één-

dimensionaal systeem met vijf compartimenten. Aan de meer complexe en uitgestrekte geometrie van de westelijke Waddenzee kon alleen recht gedaan worden door het gebied te schematiseren tot een twee-dimensionaal systeem met twaalf compartimenten.

Binnen elk compartiment worden de biologische processen zowel ten aanzien van het concept als ten aanzien van de parameterwaarden op identieke wijze beschreven. Aangezien de modellering van koolstofstromen tussen de verschillende groepen organismen centraal staat is organisch koolstof in het model als universele

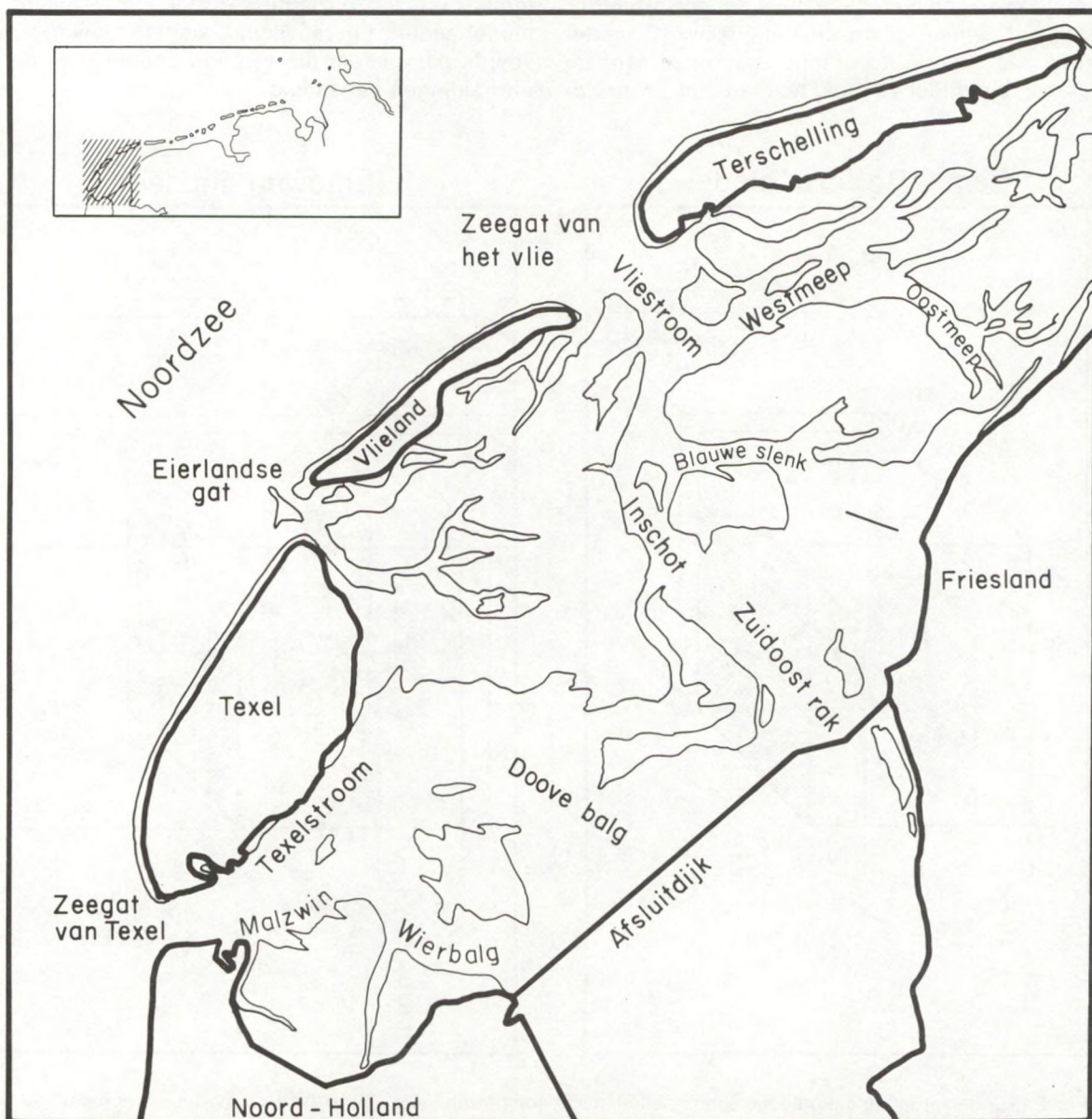


Fig. 2.2. De westelijke Waddenzee met de belangrijkste geulen. Aangegeven is de 0 m diepteliijn.

grootheid gebruikt. In het Eems-Dollard model worden de biologische processen beschreven in drie submodellen: een submodel dat functioneert voor het pelagische gedeelte van een compartiment en submodellen voor respectievelijk het benthos en het epibenthos op de getijdeplaten. In dit ecosysteemmodel functioneert het benthisch en epibenthisch submodel alleen voor de getijdeplaten omdat de benthische biomassa in de lager gelegen gebieden in het Eems-Dollard estuarium ten opzichte van de biomassa op de getijdeplaten zeer gering is. In de westelijke Waddenzee daarentegen bevindt zich een aanzienlijk gedeelte van de totale biomassa in de sublitorale gebieden. Daarom is het EMOWAD model ten opzichte van het Eems-Dollard model uitgebreid met twee extra submodellen waarin de koolstofstromen in het benthos en epibenthos van het sublitorale gedeelte worden beschreven.

In Fig. 2.1 zijn de verschillen tussen de algemene structuur van het biologisch gedeelte van het Eems-Dollard en het EMOWAD model samengevat. In beide modellen wordt het geulgedeelte van een compartiment, in het Eems-Dollard model gedefinieerd als het gebied dat lager ligt dan de getijdeplaten en in het EMOWAD model als het gebied dat lager ligt dan het sublitorale gedeelte, beschouwd als een gebied dat biologisch en chemisch inert is. In de geulen functioneert daarom geen benthisch of epibenthisch submodel.

2.3 MORFOLOGIE VAN DE EMOWAD COMPARTIMENTEN

2.3.1 COMPARTIMENTSINDELING

De structuur van het ecosysteemmodel vereist een schematisatie van de westelijke Waddenzee (Fig. 2.2) in een aantal compartimenten. Bij deze compartimentsindeling zijn de volgende criteria gehanteerd:

- de compartimenten moeten zo klein zijn dat de aanname van een homogene samenstelling van elk compartiment niet tot onaanvaardbare fouten leidt;
- de begrenzingen van een compartiment moeten zodanig zijn dat elk compartiment kan worden onderverdeeld in een geul-, sublitoraal- en plaatgedeelte;
- het totaal aantal compartimenten moet zo klein mogelijk zijn, enerzijds om rekentijd te besparen en anderzijds omdat het niet zinvol is een groot aantal compartimenten te gebruiken terwijl de simulatie resultaten slechts voor een be-

perkt aantal kunnen worden getoetst.

Gekozen is voor een verdeling in twaalf compartimenten (Fig. 2.3).

De compartimenten zijn gesitueerd langs de belangrijkste geulassen in het gebied; compartimenten 1, 2 en 3 langs het Malzwin-Wierbalg geulensysteem, compartimenten 1, 6, 4 en 5 langs de Tesselstroom-Doove Balg, compartimenten 8, 9 en 10 langs het Inschot-Zuid Oost Rak en compartimenten 8, 11 en 12 langs de Mepen. De geulen doorsnijden het centrum van een compartiment en zijn omgeven door de bij het compartiment behorende sublitoraal en/of plaatgebieden. De grenzen tussen compartimenten zijn zo veel mogelijk loodrecht en/of parallel aan de geulassen gekozen.

De compartimenten 1 t/m 7 vormen het Marsdiep kombergingsgebied en 8 t/m 12 het Vlie kombergingsgebied. Het kombergingsgebied van het Eierlandse Gat is in het model niet opgenomen. Aangenomen is dat dit gebied, dat omringd wordt door een hooggelegen wantij, niet in open verbinding staat met de aangrenzende EMOWAD compartimenten. De open verbindingen met de Noordzee liggen in respectievelijk compartiment 1 (Zeegat van Texel) en 8 (Zeegat van Het Vlie). Lozing vanuit het IJsselmeer vindt plaats in compartiment 3 (Den Oever) en 5 (Kornwerderzand). De gesloten begrenzingen worden in het model gevormd door de eilanden Texel, Vlieland en Terschelling, de Noordhollandse en Friese kust, de Afsluitdijk, het Terschellinger wantij en het wantij rondom het Eierlandse Gat.

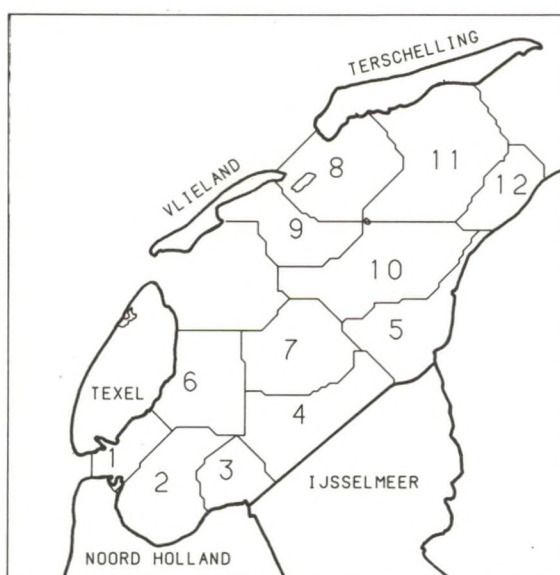


Fig. 2.3. Compartimentsindeling EMOWAD model.

2.3.2 BEREKENINGSWIJZE MORFOLOGISCHE PARAMETERS

In het WAQUA-waterbewegingsmodel wordt gebruik gemaakt van een vierkantenrooster met een maaswijdte van 500 m. Aan elk roosterpunt is een diepte toegekend op grond van dieptelodingen in de periode 1971-1975 (RWS-Studiedienst Hoorn). Door de begrenzingen van elk EMOWAD-compartiment te beschrijven in een polygoon van WAQUA-coördinaten en alle dieptes binnen dit polygoon toe te kennen aan het betreffende compartiment wordt het totale diepteveld opgesplitst in 12 subvelden. Aangezien met het WAQUA-model alleen in geulen betrouwbare waterstanden berekend kunnen worden moet bij de berekening van de morfologische parameters worden aangenomen dat het

waterstandsverloop in het gehele compartiment gelijk is aan het verloop in een punt gelegen in een geul in het midden van het betreffende compartiment.

De compartimenten zijn opgedeeld in een geul-, sublitoraal- en een plaatgedeelte door bij het berekende gemiddeld laag water (GLW) het compartimentsdiepteveld te splitsen in een geul- (diepteligging > GLW-5m), een sublitoraal- (GLW < diepteligging < (GLW-5m)) en een getijdeplaat-diepteveld (diepteligging < GLW). Vervolgens kunnen de morfologische parameters berekend worden omdat van elk compartiment het diepteveld en het waterstandsverloop bekend zijn. Bij deze berekeningen zijn aritmetische middelingen gebruikt om getijgemiddelde volumina en waterdieptes te bepalen.

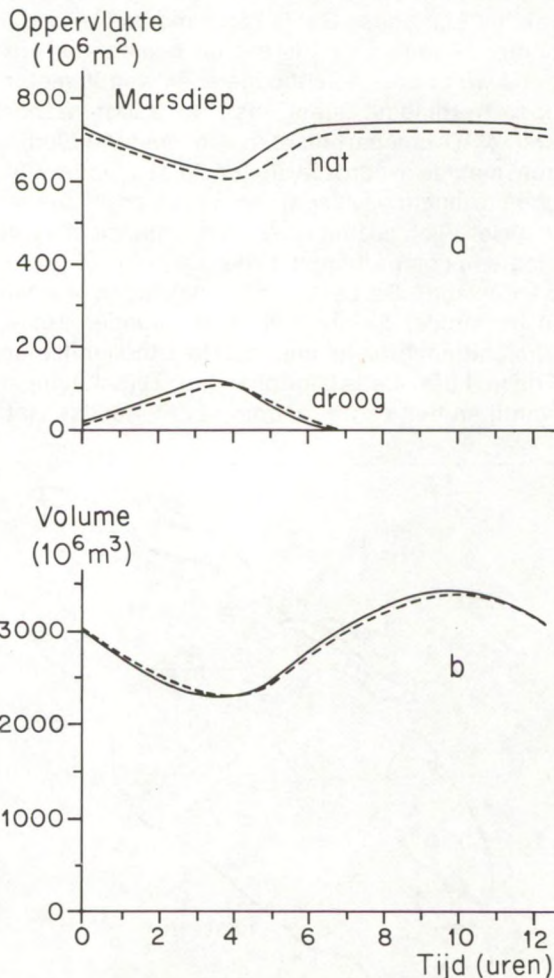


Fig. 2.4. Vergelijking tussen berekende (---) en gemeten (—) morfologische karakteristieken van het Marsdiep kombergingsgebied. a. Droogvallende en natte oppervlaktes; b. Watervolume.

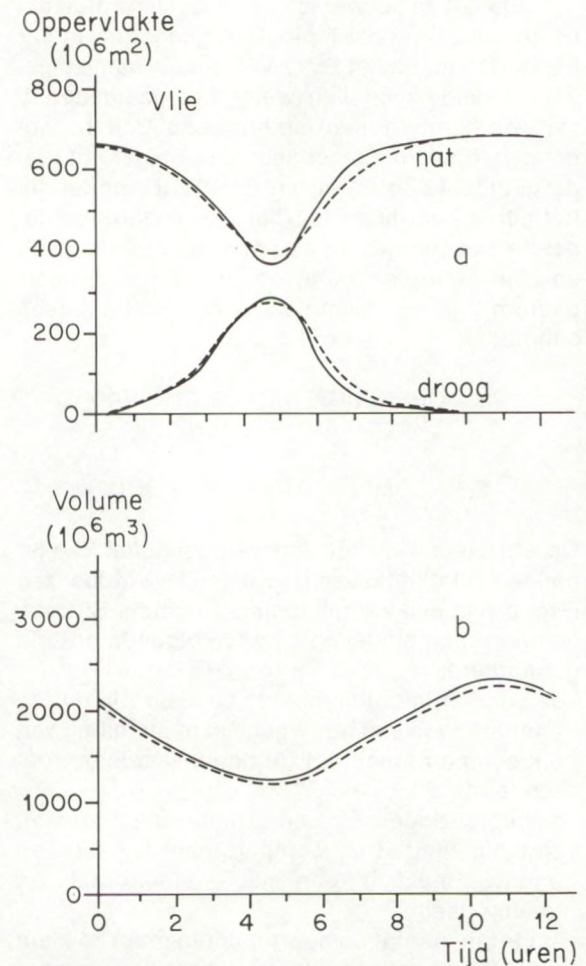


Fig. 2.5. Vergelijking tussen berekende (---) en gemeten (—) morfologische karakteristieken van het Vlie kombergingsgebied. a. Droogvallende en natte oppervlaktes; b. Watervolume.

2.3.3 RESULTATEN

In een nota van Rijkswaterstaat, Studiedienst Hoorn, (KOOL e.a., 1984) wordt met tijdsintervallen van 30 minuten het verloop van de volumina en de natte en droge oppervlaktes in de kombergingsgebieden van de westelijke Waddenzee gegeven. In Fig. 2.4 worden de gegevens van het Marsdiep kombergingsgebied vergeleken met de gesommeerde volumina en oppervlaktes van compartiment 1 t/m compartiment 7, de gesommeerde berekeningsresultaten voor compartiment 8 t/m compartiment 12 worden in Fig. 2.5 vergeleken met het Vlie kombergingsgebied. De overeenkomst tussen metingen en berekeningen is goed voor beide kombergingsgebieden. Opvallend is dat bij een ongeveer gelijk totaal oppervlak het watervolume in het Marsdiep bekken ongeveer 1.5 keer groter is dan in het Vlie bekken. Ook de verhouding tussen droogvallend en nat oppervlakte verschilt aanzienlijk. In het Vlie gebied valt maximaal ongeveer 40 procent droog en in het Marsdiep gebied ongeveer 15 procent.

TABEL 2.1

Oppervlaktes van de getijdeplaat-, sublitoraal- en geulgedeelten in de EMOWAD compartimenten.

Comp.	Oppervlakte ($\cdot 10^6 \text{ m}^2$)			
	Getijdeplaat	Sublitoraal	Geul	Totaal
1	3.00	10.00	35.50	48.50
2	55.75	65.75	11.00	132.50
3	13.25	45.00	0.	58.25
4	6.75	100.25	35.50	142.50
5	7.75	105.75	3.00	116.50
6	24.00	58.00	37.00	119.00
7	33.25	86.00	6.00	125.25
8	38.25	50.75	44.75	133.7
9	48.00	36.50	14.25	98.75
10	70.75	91.00	10.50	172.75
11	113.00	82.25	12.00	207.25
12	38.25	21.75	0.	60.00

In Tabel 2.1 zijn de berekende oppervlaktes van de getijde-plaat-, sublitoraal- en geulgedeelten per compartiment en de oppervlakte van het totale compartiment opgenomen. Het percentage getijdeplaten blijkt laag en het percentage sublitorale gebieden blijkt groot te zijn, vooral in het Marsdiep kombergingsgebied. In compartiment 3 en 12 zijn zelfs geen geulgedeelten aanwezig. In Fig. 2.6 en 2.7 is voor elk compartiment de oppervlakte van de getijdeplaten en van het sublitorale gedeelte gegeven als percentage van de totale oppervlakte van een compartiment.

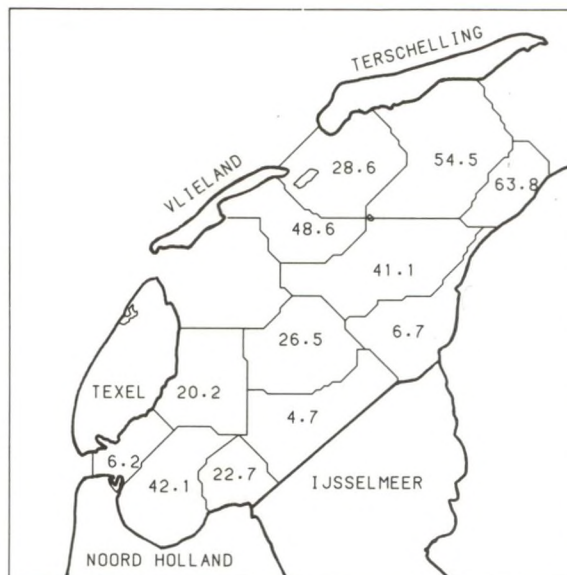


Fig. 2.6. Percentage plaatgedeelte in elk EMOWAD compartiment.

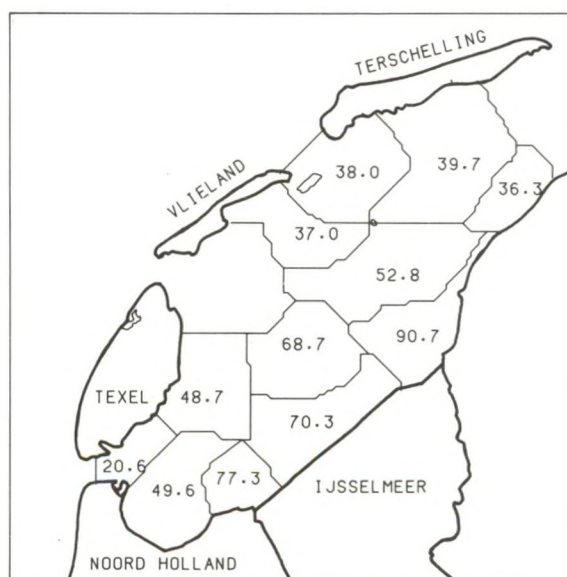


Fig. 2.7. Percentage sublitoraalgedeelte in elk EMOWAD compartiment.

In de Tabellen 2.2 en 2.3 zijn de getijgemiddelde volumina en dieptes verzameld. De onderlinge morfologische verschillen tussen de compartimenten blijken groot te zijn. De voluminapercentages van de plaat-, sublitoraal- en geulgedeelten in het Marsdiep bekken zijn respectievelijk 3%, 41% en 56%. In het Vlie gebied zijn deze percentages respectievelijk 11%, 36% en 52%. Hieruit blijkt wederom de uitgestrektheid van het sublitorale gedeelte in de westelijke Waddenzee.

TABEL 2.2

Getijgemiddelde watervolumina boven de getijdeplaat-, sublitoraal- en geulgedeelten in de EMOWAD compartimenten.

Comp.	Gemiddelde volumina ($\cdot 10^6 \text{ m}^3$)		
	Boven getijdeplaat	Boven sublitoraal	Boven geul
1	.87	27.70	574.43
2	28.45	138.08	107.99
3	8.50	98.10	0.
4	6.42	332.83	366.75
5	6.58	265.43	20.99
6	12.63	148.48	494.90
7	24.01	182.32	47.17
8	18.17	137.53	593.30
9	31.89	84.68	143.45
10	49.10	202.93	83.97
11	74.47	180.95	106.08
12	28.29	36.32	0.

TABEL 2.3

Getijgemiddelde waterdieptes boven de getijdeplaat-, sublitoraal- en geulgedeelten in de EMOWAD compartimenten.

Comp.	Gemiddelde dieptes (m)		
	Boven getijdeplaat	Boven sublitoraal	Boven geul
1	.291	2.77	16.18
2	.510	2.10	9.81
3	.642	2.18	0.
4	.951	3.32	10.33
5	.849	2.51	6.99
6	.526	2.56	13.37
7	.722	2.12	7.86
8	.475	2.71	13.25
9	.664	2.32	10.07
10	.694	2.23	7.99
11	.659	2.20	8.04
12	.740	1.67	0.

Tabel 2.4 geeft de ruimtelijk gemiddelde diepteligging van de getijdeplaten ten opzichte van Nieuw Amsterdams Peil (N.A.P.) en de tijd die een getijdeplaat gemiddeld per getij onder water staat. Deze tijd wordt bepaald door de diepteligging te vergelijken met het waterstandsverloop. In vergelijking met de Eems-Dollard is de tijd, die de getijdeplaten gemiddeld per getij onder water staan, lang. In de westelijke Waddenzee is de ruimtelijke gemiddelde diepteligging van de getijdeplaten ten opzichte van N.A.P. relatief laag. Samen met de geringere getij-amplitude resulteert dit in korte droogvaltijden van deze gebieden.

TABEL 2.4

Ruimtelijk gemiddelde diepteligging van de getijdeplaten en tijdsduur die de getijdeplaten onder water staan in de EMOWAD compartimenten.

Comp.	Ruimtelijk gemiddeld niveau plaat (m N.A.P.)	Tijdsduur plaat onder water per getij (uren)
1	-.100	7.33
2	-.397	8.67
3	-.538	9.50
4	-.911	11.34
5	-.784	10.34
6	-.382	8.84
7	-.641	10.00
8	-.241	7.83
9	-.542	9.17
10	-.564	9.34
11	-.517	9.34
12	-.620	9.84

2.4 TRANSPORT OPGELOSTE COMPONENTEN

2.4.1 INLEIDING

In het Eems-Dollard model wordt een geïntegreerde vorm van een advectie-diffusievergelijking gebruikt om het transport van opgeloste componenten tussen de compartimenten te beschrijven. Soortgelijke compartimentmodellen zijn ook toegepast bij de berekening van mengingstijdschalen in de Eems-Dollard (DORRESTEIN & OTTO, 1960; HELDER & RUARDIJ, 1982) en de westelijke Waddenzee (ZIMMERMAN, 1976). Deze modellen zijn één-dimensionaal waardoor het resttransport tussen compartimenten gelijk is aan de rivierafvoer (Eems-Dollard) of het debiet door de spuisluizen (westelijke Waddenzee). Het diffusieve gedeelte wordt beschreven met uitwisselingscoëfficiënten tussen compartimenten welke bepaald zijn op basis van gemeten saliniteitsverdelingen in het betreffende estuarium.

Uit de gekozen compartimentsindeling voor de westelijke Waddenzee (Fig. 2.3) volgt dat een twee-dimensionale opzet van het EMOWAD model deze indeling meer recht doet omdat het transport tussen de compartimenten niet slechts in één richting zal plaatsvinden. Bovendien staat het gebied via twee zeegaten in verbinding met de Noordzee zodat in tegenstelling tot in de Eems-Dollard een resttransport vanuit de Noordzee door het estuarium mogelijk is.

In deze paragraaf wordt, nadat in het kort de consequenties van een overgang van een één-dimensionaal naar een twee-dimensionaal transportmodel zijn aangegeven, de opzet van het transportgedeelte van het EMOWAD model besproken. Hierbij is gebruik gemaakt van een gedetailleerd twee-dimensionaal waterbewegingsmodel (RIDDERINKHOF, 1988a), dat is opgezet in nauwe samenwerking met Rijkswaterstaat, DGW.

2.4.2 VERSCHILLEN TUSSEN EEMS-DOLLARD EN EMOWAD MODEL

In beide modellen wordt voor het concentratieverloop van een opgeloste component ten gevolge van transport naar/van aangrenzende compartimenten de volgende vergelijking gebruikt:

$$V(i) \frac{dC(i)}{dt} = \sum_{j=1}^n Q(j,i) \left(\frac{C(j) + C(i)}{2} \right) + K(j,i) (C(j) - C(i)) \quad (2.1)$$

waarin:

$V(i)$ = volume compartiment i (m^3)

$C(i)$ = concentratie opgeloste component in compartiment i ($mol \cdot m^{-3}$)

$Q(j,i)$ = getijgemiddeld watertransport van compartiment j naar compartiment i ($m^3 \cdot s^{-1}$)

$K(j,i)$ = uitwisselingscoëfficiënt tussen compartiment j en compartiment i ($m^3 \cdot s^{-1}$)

Met de eerste term in het rechterlid van vgl. (2.1) wordt het adjectieve transport beschreven, met de tweede term het diffusieve transport. Uit deze vergelijking blijkt dat het bij de modelopzet noodzakelijk is het resttransport, $Q(j,i)$, en de uitwisselingscoëfficiënt tussen de compartimenten $K(j,i)$, te kennen.

In het algemeen wordt het resttransport tussen de compartimenten veroorzaakt door het getij, de wind, dichtheidsverschillen en de aanvoer vanuit aangrenzende gebieden terwijl in de uitwisselingscoëfficiënten alle mengprocessen ten gevolge van het plaats en tijdsafhankelijke getij, turbulentie, wind en eventuele gelaagdheid verdisconteerd zijn (FISCHER e.a., 1979).

Wanneer een estuarium geschematiseerd kan worden tot een één-dimensionaal systeem kunnen beide parameters, $Q(j,i)$ en $K(j,i)$, op relatief eenvoudige wijze worden bepaald. Zo volgt voor het Eems-Dollard model uit een massabalans dat het resttransport tussen aangrenzende compartimenten gelijk moet zijn aan de totale rivierafvoer naar het estuarium. Bovendien is er in een stationaire situatie geen netto transport van een opgeloste stof over een grens tussen twee compartimenten mogelijk zodat het adjectieve transport in balans moet zijn met het diffusieve transport. Vergelijking (2.1) kan voor een één-dimensionaal systeem in een stationaire situatie herschreven worden tot:

$$K(i, i-1) = \frac{Q(i, i-1) \cdot (S(i) + S(i-1))}{2 \cdot (S(i) - S(i-1))} \quad (2.2)$$

Waarin $S(i)$ de gemeten saliniteit in compartiment i in een stationaire periode is. In een één-dimensionaal systeem kunnen de uitwisselingscoëfficiënten dus rechtstreeks vanuit gemeten saliniteitsverdelingen worden berekend.

Voor het twee-dimensionale EMOWAD model kunnen de resttransporten en uitwisselingscoëfficiënten niet op een dergelijke eenvoudige wijze worden bepaald. In de westelijke Waddenzee is het grootschalige resttransport een combinatie van het resttransport ten gevolge van het spuien door de IJsselmeersluizen en een getij en/of windgedreven resttransport vanuit de Noordzee. In een stationaire situatie blijven bovendien interne circulaties van opgeloste componenten mogelijk zodat, zelfs bij een bekend verondersteld massatransport $Q(i,j)$, vergelijking (2.2) niet gebruikt kan worden om de uitwisselingscoëfficiënten te bepalen. In een twee-dimensionaal systeem moeten deze coëfficiënten op een andere wijze geschat worden. Vervolgens kan vergelijking (2.1) gebruikt worden om gemeten en berekende saliniteiten te vergelijken.

2.4.3 BEPALING RESTTRANSPORTEN

Het resttransport in het EMOWAD model is vereenvoudigd tot een combinatie van het getijgedreven resttransport en het transport dat wordt veroorzaakt door de zoetwater afvoer door de IJsselmeersluizen.

In Fig. 2.8 is de getijgedreven reststroomfunctie in de westelijke Waddenzee getekend. Deze is bepaald door de resultaten van het WAQUA-model te middelen over een periode van 12.5 uur (RIDDERINKHOF, 1988a). Getekend met een interval van $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ zijn isolijnen van de getijgemiddelde stroomfunctie in het binnengebied van de westelijke Waddenzee (tussen twee opeenvolgende isolijnen is het restdebiet $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). De verschillen tussen de stroomfunctiewaarden op

de eilanden en het vasteland geven de eb en/of vloedoverschotten door de zeegaten aan. Te zien is dat het getijgedreven restveld is op te splitsen in geïsoleerde wervels met gesloten stroomlijnen, en een doorgaand resttransport tussen de verschillende kombergingsgebieden. Het grootste doorgaande transport vindt plaats vanuit het Vlie bekken naar het Marsdiep bekken. Dit getijgedreven resttransport wordt voornamelijk veroorzaakt door het amplitudeverschil van het verticale getij tussen het Zeegat van Het Vlie (0.86 m) en het Zeegat van Texel (0.70 m) en het diepteverschil tussen beide kombergingsgebieden (resp. 2.5 en 4.0 m) (RIDDERINKHOF, 1988b).

Aangezien de afmetingen van de geïsoleerde wervels klein zijn ten opzichte van compartmentsafmetingen is bij de bepaling van getijge-

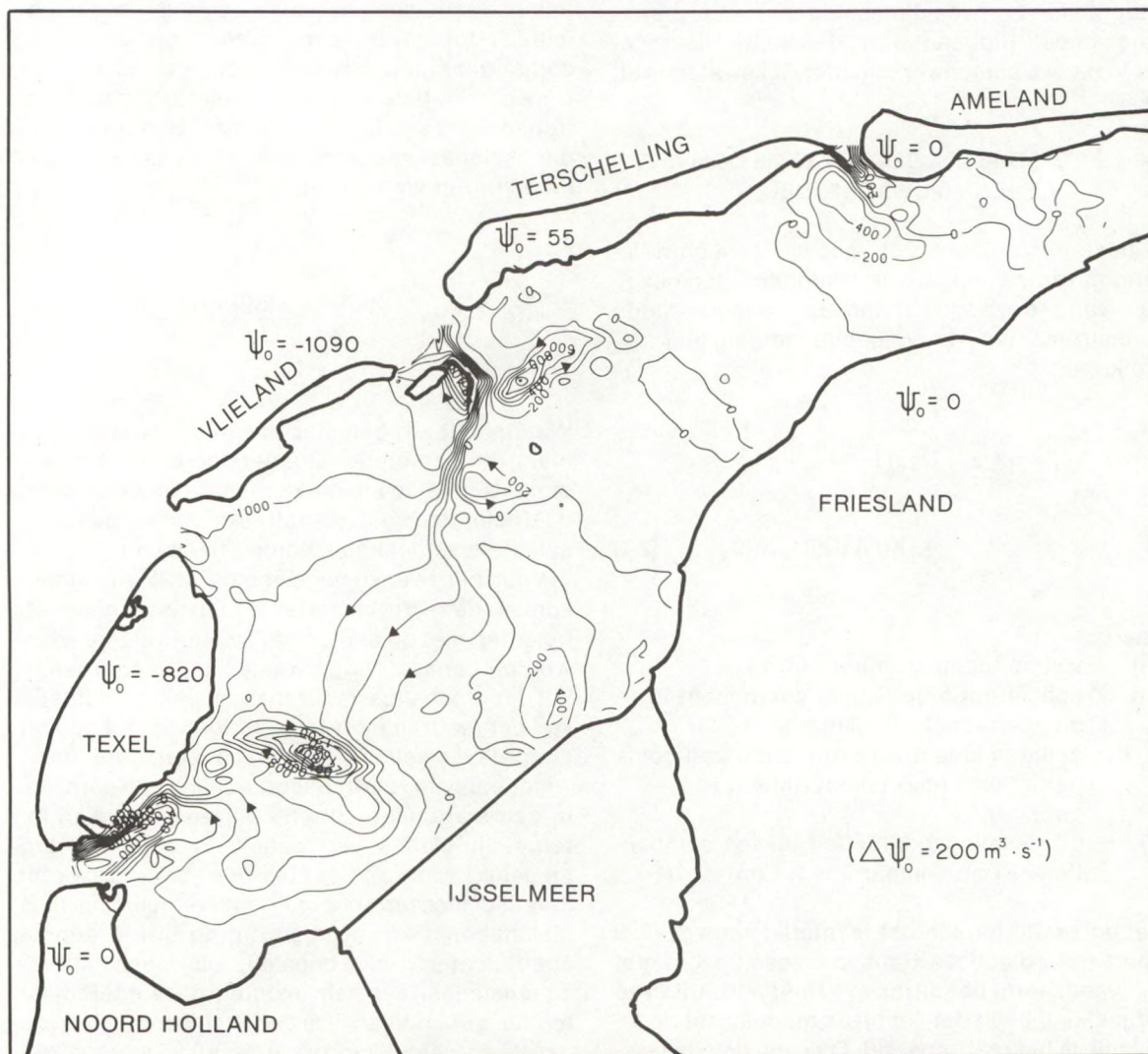


Fig. 2.8. Reststroomfunctie in de westelijke Waddenzee. Getekend zijn isoplethen met een interval van $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

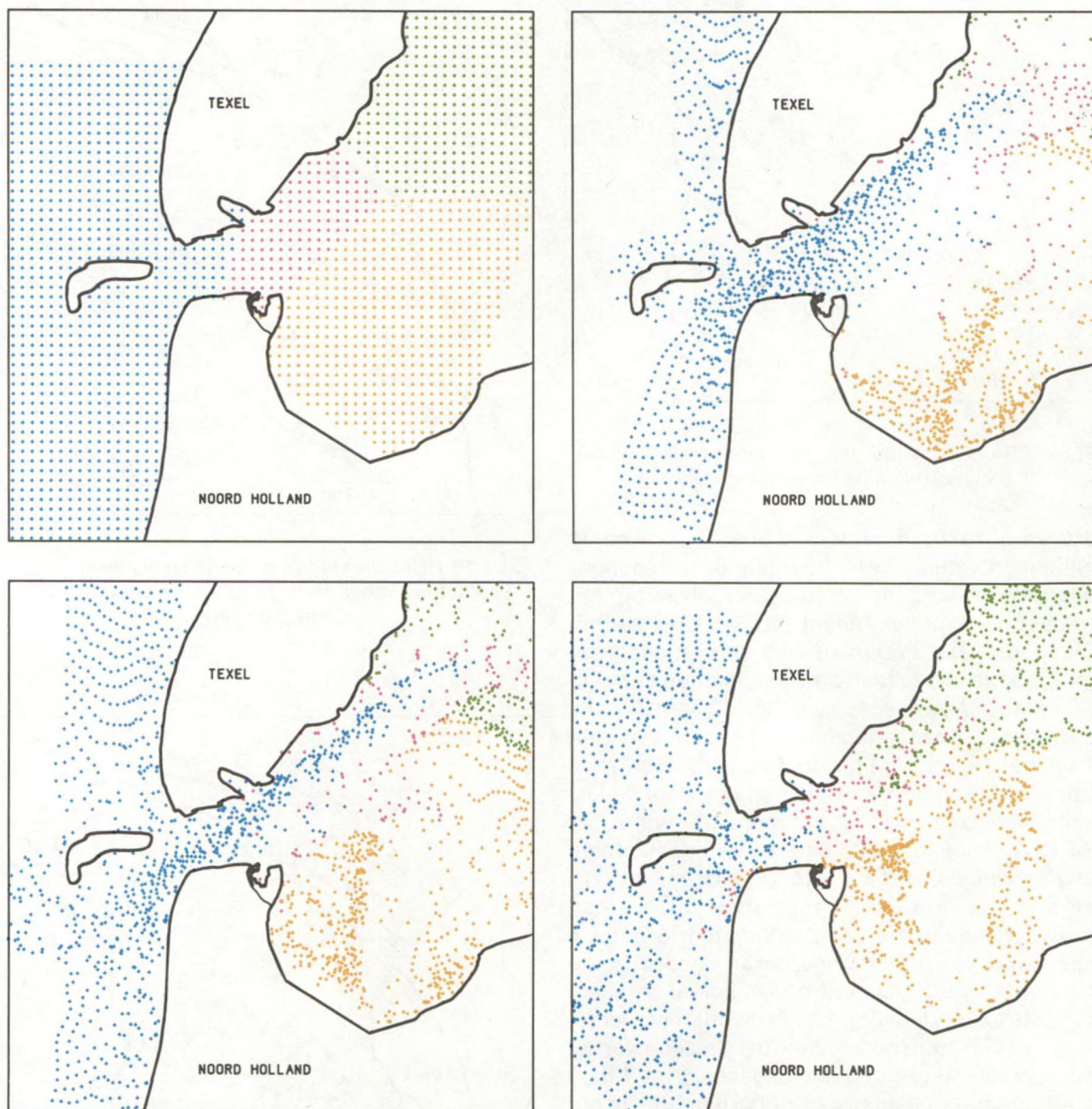


Fig. 2.12. Illustratie van een deeltjesbaan berekening. De berekening is gestart bij de kentering van eb- naar vloedstroom; de posities van de deeltjes zijn aangegeven na achtereenvolgens 0, 4, 8 en 12,5 uur.

2.4.4 BEPALING UITWISSELINGSCOEFFICIENTEN

De menging in de westelijke Waddenzee wordt grotendeels bepaald door de tijds- en plaatsafhankelijke getijstromen. Laterale snelheidsverschillen in de geulen gecombineerd met getijgedreven "restwervels" en fase verschillen tussen bijvoorbeeld stroming op platen en in geulen, spelen hierbij een grote rol. In het WAQUA-waterbewegingsmodel worden in elk roosterpunt met een onderlinge afstand van 500 m waterstanden en stroomsnelheden berekend met een tijdstap van 2.5 min. Vooral in gebieden waar deze maaswijdte van 500 m voldoende nauwkeurig is om de gradiënten in de morfologie te beschrijven, zoals in de zeegaten en in de brede, diepe geulen mag verwacht worden dat in het model de genoemde mengingsmechanismen voldoende nauwkeurig gesimuleerd worden. Dit maakt de bepaling van uitgewisselde volumina tussen aangrenzende compartimenten mogelijk. Deze uitgewisselde volumina zijn immers een resultante van de mengprocessen die gedurende een getijperiode plaatsvinden. In gebieden waar bodemgradiënten een kleine lengteschaal hebben ten opzichte van de maaswijdte van het model worden lokale snelheidsverschillen minder goed gesimuleerd. De berekende uitwisselingsvolumina zullen in deze gebieden, evenals op plaatsen waar gelaagdheid voorkomt, een onderschatting zijn van de werkelijkheid.

De verplaatsingen van watermassa's zijn in het WAQUA-model bepaald met behulp van "deeltjes-baan" berekeningen. Hiertoe is bij de start ($t = 0$) van de berekening in elk grid (500x500 m) van het model een genummerd deeltje geplaatst waarvan vervolgens de baan berekend is gedurende 3 getijperioden. Van elk deeltje is het representatieve volume ($= 500 \times 500 \times \text{diepte}$ (m^3)) en het compartiment waarin het zich bevindt op $t = 0$ bepaald. Op elk volgend tijdstip kan daarna uit de berekende posities van de genummerde deeltjes de samenstelling en herkomst van de watermassa in een compartiment worden berekend. In Fig. 2.12 wordt dit geïllustreerd met een berekening van de onderlinge uitwisseling tussen de Noordzee, compartiment 1, 2 en 6, waarbij de berekening is gestart bij de kentering van eb naar vloedstroom. Gekleurde deeltjes markeren de positie van de oorspronkelijk ($t = 0$) tot een bepaald gebied behorende watermassa na respectievelijk 0, 4, 8 en 12.5 uur. (Bij de interpretatie van Fig. 2.12 is het van belang dat elk deeltje representatief is voor het watervolume op $t = 0$, 1 deeltje op $t = 0$ op een diepte van 20 m komt bij-

voorbeeld overeen met 10 deeltjes op een diepte van 2 m).

Na één getijperiode, 12.5 uur, is aan de hand van de berekende posities van de deeltjes bepaald welke volumina vanuit een bepaald compartiment in één getij verplaatst zijn naar aangrenzende compartimenten. Deze volumina blijken sterk afhankelijk te zijn van de getijfase waarop de berekening wordt begonnen. In Fig. 2.13 zijn voor compartiment 1 de volumina aangegeven die na één getijperiode verplaatst zijn naar compartiment 2, compartiment 6 of naar zee, afhankelijk van het tijdstip waarop de berekening is begonnen. De uitwisseling naar zee blijkt maximaal te zijn als de berekening gestart wordt bij de kentering van vloed- naar ebstroom, terwijl de uitwisseling met compartiment 6 maximaal is wanneer de berekening gestart wordt bij maximale vloed- of ebstroom.

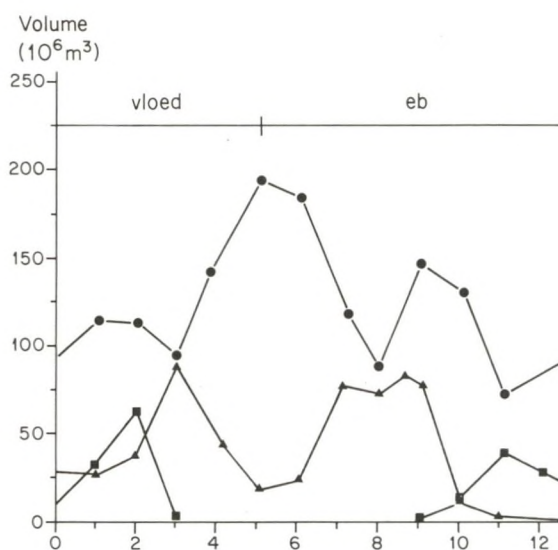


Fig. 2.13. Uitgewisseld volume per getijperiode vanuit compartiment 1 naar compartiment 2, 6 en de Noordzee als functie van de getijfase waarop de berekening wordt begonnen. ● naar Noordzee; ▲ naar compartiment 6; ■ naar compartiment 2.

Aangezien het EMOWAD model een getijgemiddeld model is en de watermassa die gemiddeld boven een bepaald compartiment staat ongeveer overeenkomt met de watermassa in het betreffende compartiment bij de maximale vloed- of ebstroom, dient in principe de berekening gestart te worden bij de maximale vloed- of ebstroom. Omdat met het model de werkelijk uitgewisselde volumina in ieder geval onderschat worden is besloten om de uitwisselingsvolumina te bepalen op grond van de volumina die maximaal worden verplaatst naar een ander compartiment. De gebruikte getijfase kan hierdoor per compartiment verschillen.

In deze volumina is ook het advectieve transport ($V_{AD} = Q(i,j) \cdot T$) ten gevolge van de reststromen verdisconteerd. Hiervoor moet gecorrigeerd worden door van het totaal verplaatste volume (V_{TOT}) het volume ten gevolge van resttransport (V_{AD}) af te trekken. Schematisch is dit aangegeven in Fig. 2.14.

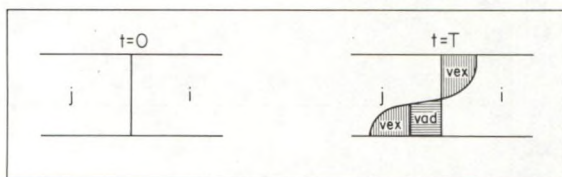


Fig. 2.14. Schematische voorstelling van de bepaling van de uitwisselingscoëfficiënten. $V_{EX} = V_{TOT} - V_{AD}$

V_{EX} = Uitgewisseld volume tussen compartiment i en compartiment j; V_{TOT} = totaal verplaatst volume vanuit compartiment i naar compartiment j; V_{AD} = verplaatst volume ten gevolge van resttransport; T = getijperiode.

In Fig. 2.15 zijn de op deze wijze berekende uitwisselingscoëfficiënten tussen de verschillende compartimenten aangegeven. De uitwisselingscoëfficiënten in de zeegaten, die van groot belang zijn voor de tijdschalen van Noordzeewater in de Waddenzee, hebben tot gevolg dat door mengingsprocessen per getij 15% van het Noordzeewater dat via het Zeegat van Texel binnenstroomt achterblijft in de Waddenzee en 20% van het via het Zeegat van Het Vlie binnenkomende Noordzeewater.

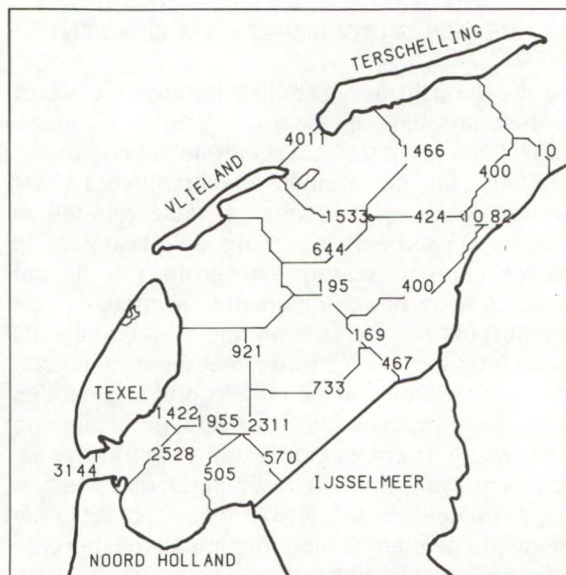


Fig. 2.15. Uitwisselingscoëfficiënten ($m^3 \cdot s^{-1}$) tussen de EMOWAD compartimenten.

2.5 TRANSPORT VAN GESUSPENDEERD MATERIAAL

2.5.1 INLEIDING

Slib, gedefinieerd als al het niet levend particulier materiaal dat gesuspendeerd is in de waterkolom, heeft in het model twee functies. Ten eerste wordt verondersteld dat particulier niet levend organisch materiaal, POC, geassocieerd is met slib zodat in het model slib fungeert als drager van POC. Ten tweede bepaalt het slib de troebelheid van het water.

De formulering van het transport van gesuspendeerd materiaal in het EMOWAD model is in principe gelijk aan die in het Eems-Dollard model. In deze paragraaf worden de aanpassingen die zijn aangebracht in verband met de overgang naar de twee-dimensionale structuur van het EMOWAD model beschreven.

2.5.2 UITGANGSPRINCIPES EN BASIS VERGELIJKINGEN

In het model worden twee soorten slib onderscheiden (beide in $mg \cdot m^{-3}$):

- slib, dat gesuspendeerd is over de waterkolom (M);
- slib, dat zich langs de bodem van de geul beweegt (C)

De veranderingen in de concentratie van M worden bepaald door transport tussen de comparti-

menten en door sedimentatie/resuspensie binnen een compartiment, terwijl veranderingen in de concentratie van C alleen bepaald worden door transportprocessen tussen de compartimenten. Deze processen worden beschreven in de volgende basisvergelijkingen:

$$V(i) \cdot \frac{dM(i)}{dt} = \text{addif}(i) + \text{resm}(i) + \text{sus}(i) - \text{sed}(i) \quad (2.3)$$

$$V(i) \cdot \frac{dC(i)}{dt} = \text{resc}(i) \quad (2.4)$$

waarin:

- $V(i)$ = volume compartiment i (m^3)
 $M(i)$ = gesuspenderde slibfractie in de waterkolom ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)
 $C(i)$ = slibfractie nabij geulbodem ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)
 $\text{addif}(i)$ = verandering op basis van het transport proces voor opgeloste componenten ($\text{mg} \cdot \text{s}^{-1}$)
 $\text{resm}(i)$ = verandering in M door het residuele slibtransport ($\text{mg} \cdot \text{s}^{-1}$)
 $\text{resc}(i)$ = verandering in C door het residuele slibtransport ($\text{mg} \cdot \text{s}^{-1}$)
 $\text{sus}(i)$ = verandering in M door resuspensie ($\text{mg} \cdot \text{s}^{-1}$)
 $\text{sed}(i)$ = verandering in M door sedimentatie ($\text{mg} \cdot \text{s}^{-1}$)

De eerste twee termen in het rechterdeel van vergelijking (2.3) beschrijven het transport tussen compartimenten. De term $\text{addif}(i)$ is gelijk aan het rechterdeel van vergelijking (2.1), de transport vergelijking voor opgeloste componenten. De term $\text{resm}(i)$, het residuele slibtransport, wordt gebruikt om transportprocessen te beschrijven die afwijken van het gedrag van opgeloste componenten. In de termen $\text{sus}(i)$ en $\text{sed}(i)$ zijn respectievelijk de resuspensie en de sedimentatie processen van het slib boven de getijdeplaten verdisconteerd. Uit vergelijking (2.4) blijkt dat de veranderingen in C volledig bepaald worden door het residuele slibtransport.

De term $\text{addif}(i)$ is beschreven in par. 2.4, terwijl de formuleringen voor sedimentatie en resuspensie, $\text{sed}(i)$ en $\text{sus}(i)$, gelijk zijn aan die in het Eems-Dollard model. Aanpassingen van het slibmodel beperken zich dus tot veranderingen in de beschrijving van het residuele transport.

2.5.3 RESIDUEEL SLIBTRANSPORT

Het transport van slib in een estuarium wijkt af van het transport van opgeloste componenten doordat bij gedeeltelijk afnemende stroomsnelheden een gedeelte van het slib sedimenteert en bij toenemende stroomsnelheden een gedeelte resuspendeert. In combinatie met een asymmetrisch getij resulteert dit in de Waddenzee in een "ophoping" van gesuspenderd materiaal in het estuarium (POSTMA, 1954, 1961). Dit gedeelte van het slibtransport is in rekening gebracht in de termen $\text{resm}(i)$ en $\text{resc}(i)$ die opgenomen zijn in de basisvergelijkingen (2.3) en (2.4). De volgende formuleringen worden voor deze termen gebruikt:

$$\text{resm}(i) = \sum_{j=1}^{12} \{ (1 - \text{pdown}) \cdot K(i) - G(i,j) \cdot M(i) \} \quad (2.5)$$

$$\text{resc}(i) = \sum_{j=1}^{12} \{ (\text{pdown}) \cdot K(i) - G(i,j) \cdot M(i) \} \quad (2.6)$$

waarin:

- pdown = seizoensafhankelijke factor met waarde tussen 0 en 1 (-)
 $K(i)$ = totale import van slib naar compartiment i vanuit de aangrenzende compartimenten ($\text{mg} \cdot \text{s}^{-1}$)
 $G(i,j)$ = gemiddelde getijdebiet dat de grens tussen de compartimenten i en j passeert ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

Bij het formuleren van de vergelijkingen (2.5) en (2.6) is verondersteld dat in elke getijperiode een hoeveelheid slib herverdeeld wordt tussen aangrenzende compartimenten. De voor herverdeling beschikbare hoeveelheid slib tussen de compartimenten (i) en (j) is gelijk gesteld aan:

$$A(i,j) = G(i,j) \cdot \{ M(i) + M(j) + C(i) + C(j) \} \quad (2.7)$$

Vervolgens worden redistributie parameters, REDIS-factoren, gebruikt om deze hoeveelheid te verdelen tussen de compartimenten (i) en (j):

$$K(i) = \frac{\text{REDIS}(i,j)}{\text{REDIS}(i,j) + \text{REDIS}(j,i)} \cdot A(i,j) \quad (2.8)$$

$$K(j) = \frac{\text{REDIS}(j,i)}{\text{REDIS}(i,j) + \text{REDIS}(j,i)} \cdot A(i,j) \quad (2.9)$$

De vergelijkingen (2.8) en (2.9) beschrijven het totale residuele slibtransport tussen de compartimenten (i) en (j). Uit de vergelijkingen (2.5) en (2.6) blijkt dat de uiteindelijke concentratie verandering ten gevolge van het residuele transport wordt verkregen door met behulp van de factor p_{down} deze hoeveelheid te verdelen over de componenten M en C en vervolgens de oorspronkelijk in het getijdebiet aanwezige hoeveelheid van beide fracties in mindering te brengen.

De parameter p_{down} is een seizoensafhankelijke variabele die de verhouding tussen de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal en de hoeveelheid slib nabij de geulbodem mede bepaalt (vergelijking (2.5) en (2.6)). Ook wordt deze parameter gebruikt bij de beschrijving van resuspensie en sedimentatie processen. In het Eems-Dollard model wordt de seizoensafhankelijkheid verzorgd door p_{down} te relateren aan de gemiddelde windsnelheid. Voor het EMOWAD model bleek deze relatie niet direct bruikbaar omdat de maandgemiddelde windsnelheden tijdens de gesimuleerde periodes geen duidelijk seizoensgedrag vertonen. In het EMOWAD model is p_{down} daarom afhankelijk gekozen van zowel de watertemperatuur als de windsnelheid. Hierbij wordt de volgende relatie gebruikt:

$$p_{down} = 1 - \frac{22.5}{20 + T} \cdot \frac{ACTWIND}{ACTWIND + 6} \quad (2.10)$$

waarin:

T = watertemperatuur ($^{\circ}C$)

$ACTWIND$ = maandgemiddelde windsnelheid ($m \cdot s^{-1}$)

2.5.4 SCHATTING VAN DE REDIS-FACTOREN

Analoog aan de methode die gebruikt is bij het Eems-Dollard model worden de REDIS-factoren in twee stappen berekend. Op grond van een aantal aannames worden eerst de jaargemiddelde concentraties van slib nabij de bodem, $C(i)$, berekend uit gemeten concentratieverdelingen van gesuspendeerd materiaal, $M(i)$. Vervolgens worden beide concentraties gebruikt om de bij deze verdeling passende REDIS-factoren te bepalen.

Jaargemiddelde slibconcentratie nabij de bodem

De slibconcentratie nabij de geulbodem is niet bekend uit waarnemingen en kan alleen voor stationaire perioden geschat worden uit gemeten concentraties van gesuspendeerd materiaal. De basis vergelijkingen (2.3) en (2.4) kunnen in een stationaire situatie worden gecombineerd om

$C(i)$ uit te drukken als functie van $M(i)$. Hierbij geldt als voorwaarde dat de parameters die gebruikt worden bij de beschrijving van sedimentatie/resuspensie en van het transport van opgeloste componenten, bekend zijn.

Evenals in het Eems-Dollard model is aangenomen dat de best mogelijke representatie van een stationaire slibverdeling in het estuarium gegeven wordt door de maandelijks gemeten slibconcentraties te middelen over een periode van een jaar. Meetgegevens van de westelijke Waddenzee in de periode 1970-1971 (MANUELS & ROMMETS, 1973) zijn gebruikt om in de EMOWAD-compartimenten een gemiddelde concentratie van $M(i)$ te bepalen. De concentratie in compartiment 12, waarvoor geen veldgegevens beschikbaar zijn, is geschat. Hierbij is verondersteld dat, door de aanwezigheid van kwelders, een relatief hoge concentratie verwacht kan worden. Ook voor de randvoorwaarden op zee zijn voor deze periode geen gegevens beschikbaar, aangenomen is dat deze in de jaargemiddelde situatie iets lager zijn dan de concentratie in de aangrenzende compartimenten 1 en 8. De gebruikte waarden zijn, samen met de hieruit berekende concentraties nabij de geulbodem, verzameld in Fig. 2.16.

Bepaling REDIS-factoren

In een stationaire situatie volgt uit een combinatie van de vergelijkingen (2.4), (2.6), (2.8) en (2.9) de volgende vergelijking voor elk compartiment (i):

$$\sum_{j=1}^{12} \frac{REDIS(i,j)}{REDIS(i,j) + REDIS(j,i)} \cdot A(i,j) = \sum_{j=1}^{12} \frac{G(i,j) \cdot C(i)}{p_{down}} \quad (2.11)$$

waarin alleen de waarden van de REDIS-factoren onbekend zijn. Vergelijking (2.11) resulteert in een stelsel van 12 vergelijkingen dat in het algemeen onbepaald is omdat het aantal onbekenden, de REDIS-factoren, groter is dan 12. Alleen in een één-dimensionaal systeem, zoals het Eems-Dollard model, kunnen de onbekende REDIS-factoren direct op basis van vergelijking (2.11) worden bepaald. Hierbij wordt per grens voor één van de gekoppelde factoren, $REDIS(i,j)$ en $REDIS(j,i)$, de waarde 1 gekozen aangezien deze variabelen slechts in relatieve zin worden gebruikt.

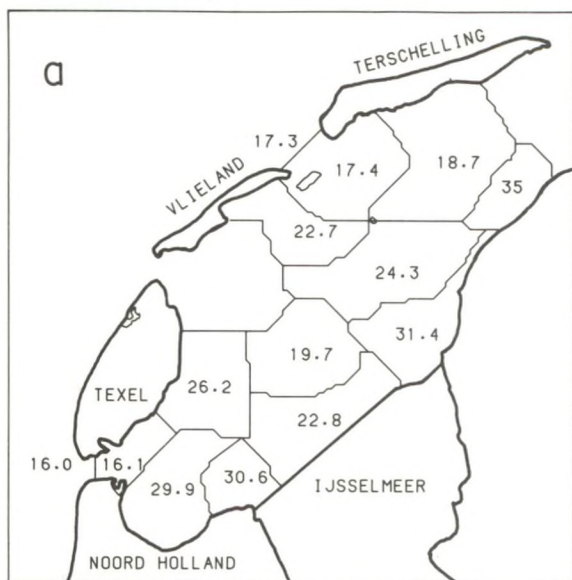
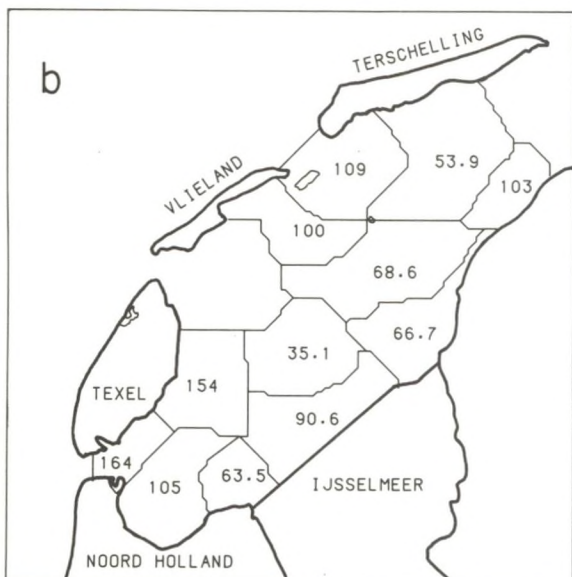


Fig. 2.16. a. Jaargemiddelde veldwaarnemingen van gesuspendeerd materiaal die gebruikt zijn om het model te calibreren ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). b. Jaargemiddelde concentratie gesuspendeerd materiaal nabij de bodem, uitgedrukt in $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ geulbodem.

Voor het twee-dimensionale EMOWAD model zijn extra aannames noodzakelijk om het aantal onbekenden dat volgens vergelijking (2.11) gelijk is aan het aantal grenzen tussen compartimenten, te verkleinen tot 12, het aantal compartimenten. Om deze reden is besloten aannames te gebruiken die resulteren in onbekenden die per compartiment, en niet per grens, verschillen. Als basis is hiervoor de volgende aanname gekozen:

$$\begin{aligned} M(i) \geq M(j) &\rightarrow \text{REDIS}(i,j) = X(i) \\ \text{REDIS}(j,i) &= 1 \end{aligned} \quad (2.12)$$



waarin $X(i)$ de per compartiment te bepalen REDIS-variabele is. Aanname (2.12) betekent dat voor elke grens van compartiment i , waarvoor geldt dat de concentratie in een aangrenzend compartiment j kleiner is, het gekoppelde paar REDIS-factoren gelijk is. Bij het gebruik van aanname (2.12) blijkt dat voor compartiment 7 geen variabele, $X(7)$, berekend kan worden omdat de concentratie $M(7)$ kleiner is dan de concentratie in alle aangrenzende compartimenten. Besloten is om voor de grenzen van dit compartiment en vervolgens ook voor die van compartiment 4 het criterium van het concentratie verschil in tegenover gestelde zin te gebruiken. In beide wordt de waarde van de REDIS-factor in het compartiment met de laagste concentratie, $X(j)$, berekend.

In Tabel 2.5 zijn de waarden gegeven van alle REDIS-factoren. Hoewel de REDIS-factoren door bovenstaande aannames voor veel grenzen gelijk

TABEL 2.5

Matrix van REDIS-factoren. Waarden op de posities (1,1) en (8, 8) zijn geldig voor de grens tussen het betreffende compartiment en de Noordzee.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	0.906	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-
2	2.658	-	1	-	-	2.658	-	-	-	-	-
3	-	1.125	-	1	-	-	-	-	-	-	-
4	-	-	0.755	-	0.755	0.755	0.755	-	-	-	-
5	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1.577	-
6	1.904	1	-	1	-	-	1	-	-	-	-
7	-	-	-	1	0.472	0.472	-	-	-	0.472	-
8	-	-	-	-	-	-	-	1.039	1	-	1
9	-	-	-	-	-	-	-	1.730	-	1	-
10	-	-	-	-	1	-	1	-	1.209	-	1.209
11	-	-	-	-	-	-	-	0.982	-	1	-
12	-	-	-	-	2.554	-	-	-	-	2.554	2.554

zijn kan het residuele transport per grens aanzienlijk verschillen door de afhankelijkheid van zowel het getijdebiet als de concentraties M en C (vergelijking (2.12) en (2.13)).

2.5.5 SIMULATIE 1970/1971

Met de geschatte parameterwaarden kan een simulatie uitgevoerd worden voor dezelfde jaren waarvan veldgegevens gebruikt zijn om het model te calibreren. In principe zal er een goede overeenkomst bestaan tussen deze veldgegevens en simulatie waarden omdat de parameters in het model gebaseerd zijn op dezelfde gegevens. Uit Fig. 2.17 blijkt dan ook dat het model het gemiddelde concentratieniveau goed simuleert en dat in veel gevallen ook de vorm van de simulatie curve die van de veldgegevens volgt. Verschillen tussen simulatie en gemeten waarden worden onder andere veroorzaakt door een enorme spreiding in de waarnemingen.

In Fig. 2.18 is het verloop gegeven voor de concentratie C (slib nabij de bodem). Door de sterke afhankelijkheid van de factor p_{down} is de vorm van de grafiek tegengesteld aan die van M (Fig. 2.17). Door het ontbreken van veldgegevens is validatie van deze grootheid niet mogelijk. In Fig.

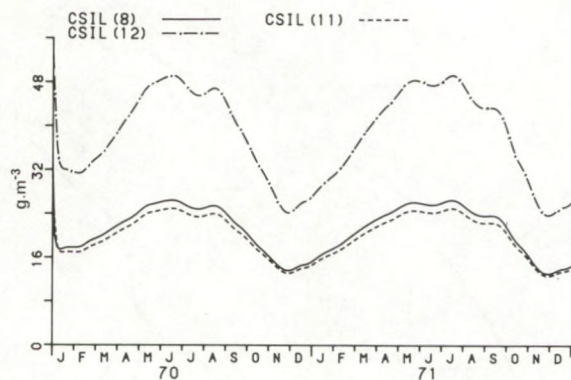


Fig. 2.18. Het verloop van de concentratie van slib nabij de bodem in compartiment 8, 11 en 12, ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) in de periode 1970-1971.

2.19 is de netto sedimentatie die door het model wordt berekend voor de jaren 1970/1971 voor 2 compartimenten gegeven. Het model berekent een grote sedimentatie in de zomer en een kleinere in de winter. Ook hier stuurt vooral de seizoensafhankelijke factor p_{down} het seizoensverschil in sedimentatie.

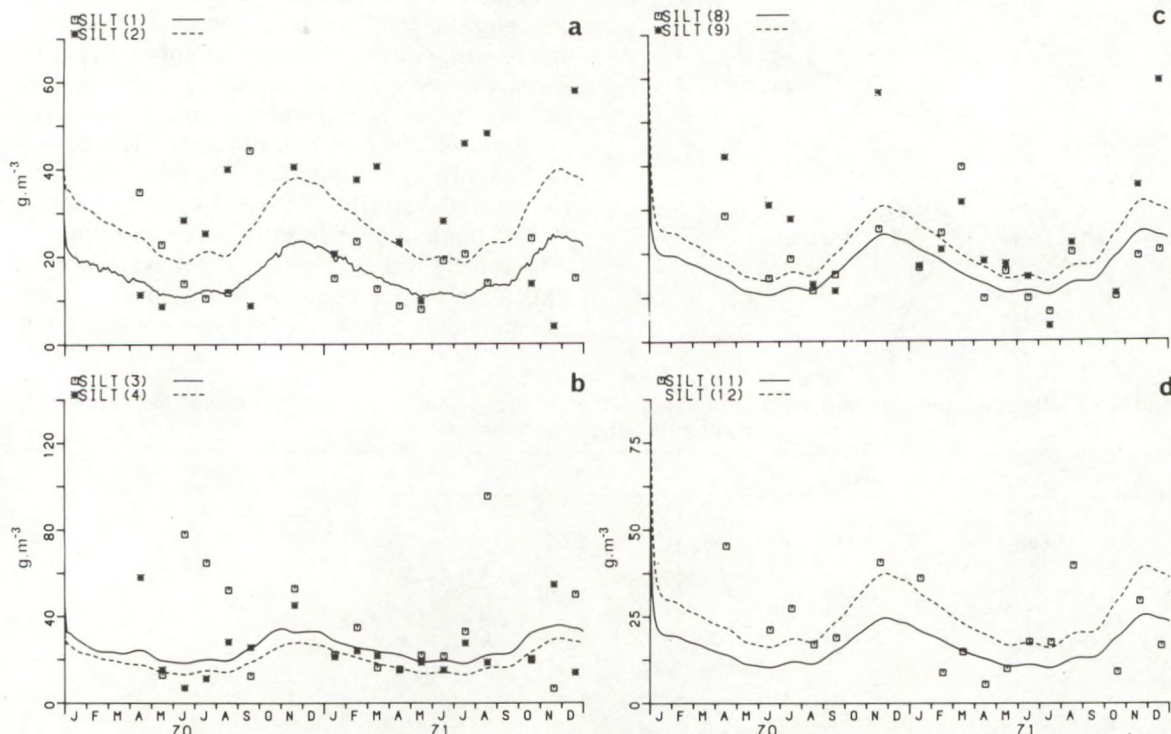


Fig. 2.17. Simulatie waarnemingen van de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal, M , vergeleken met veldwaarnemingen in de periode 1970-1971. a. compartiment 1 en 2; b. compartiment 3 en 4; c. compartiment 8 en 9; d. compartiment 11 en 12.

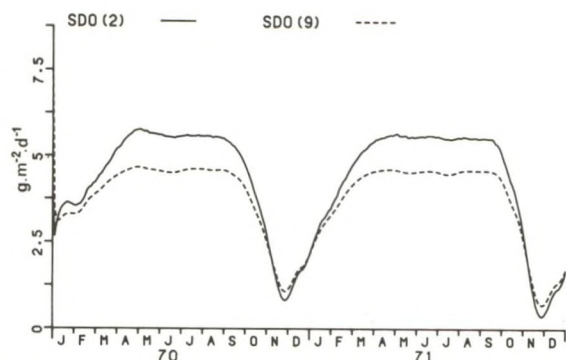


Fig. 2.19. Netto sedimentatie van slib in compartiment 2 en compartiment 9 ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dag}^{-1}$).

2.6 DE (EPI)BENTHISCHE ZONE IN HET SUBLITORAAL

2.6.1 INLEIDING

Zoals in paragraaf 2.2 is aangegeven wordt in het model voor de Eems-Dollard verondersteld dat het sublitorale gedeelte van dit estuarium zich biologisch en chemisch inert gedraagt. Deze aanname is gebaseerd op veldwaarnemingen waaruit blijkt dat ten gevolge van relatief hoge stroomsnelheden de biomassa's in het (epi)benthische gedeelte van het sublitoraal veel kleiner zijn dan die op de getijdeplaten. Bovendien is in de Eems-Dollard de bijdrage van het sublitoraal aan de totale oppervlakte klein. In de westelijke Waddenzee daarentegen zijn de stroomsnelheden boven het sublitoraal aanzienlijk lager terwijl deze gebieden meer dan de helft van de totale oppervlakte van het estuarium vertegenwoordigen. Bovendien bevinden zich uitgestrekte mosselpercelen in de sublitorale zone van de westelijke Waddenzee. Het werd daarom noodza-

kelijk geacht de processen die zich afspelen in het (epi)benthische deel van de sublitorale gebieden in de modelstructuur op te nemen.

De morfologische karakteristieken van de sublitorale gebieden zijn besproken in par. 2.3.

Het modelconcept voor het transport van gesuspendeerd materiaal is niet aangepast. Aangenomen is dat in het sublitoraal in tegenstelling tot op de getijdeplaten geen passieve sedimentatie en resuspensie plaatsvindt. Hierdoor gedraagt het sublitorale gedeelte zich ten aanzien van het transport van gesuspendeerd materiaal identiek aan de geulen.

De modellering van de biologische en chemische processen is zoveel mogelijk analoog aan de modellering van de (epi)benthische zone op de getijdeplaten. Hierdoor kan volstaan worden met een bespreking van de aangebrachte aanpassingen ten opzichte van de modellering van de (epi)benthische zone op de getijdeplaten. Deze aanpassingen worden voor het benthische gedeelte besproken in par. 2.6.2 en voor het epibenthische gedeelte in par. 2.6.3.

2.6.2 AANPASSINGEN IN HET BENTHISCH SUBMODEL

In Tabel 2.6 wordt een overzicht gegeven van de benamingen van zowel de toestandsvariabelen in het benthisch model in het sublitoraal als van de corresponderende variabelen in het benthisch model van de getijdeplaten. Uit deze tabel blijkt dat verondersteld wordt dat in het sublitoraal geen benthische diatomeeën aanwezig zijn. Deze aanname sluit aan bij de beschrijving van deze toestandsvariabele op de getijdeplaten waarbij gesteld is dat produktie alleen plaatsvindt wan-

TABEL 2.6

Overzicht van toestandsvariabelen in het benthisch submodel van de getijdeplaten en van het sublitoraal.

	<i>Getijdeplaten</i>	<i>Sublitoraal</i>	<i>Omschrijving</i>
Functionele groepen organismen	BDIA	-	Benthische diatomeeën
	BBAC	UBAC	Bacteriën aerobe laag
	ABAC	VBAC	Bacteriën anaerobe laag
	BMEI	UMEI	Meiobenthos
	BBBM	UBBM	Macrobenthos (depositfeeders)
	BSF	USF	Macrobenthos (filterfeeders)
Overige toestandsvariabelen	BLOC	ULOC	Labiël org.C in aerobe laag
	ALOC	VLOC	Labiël org.C in anaerobe laag
	BDET	UDET	Slecht afbr. org.C aerobe laag
	ADET	VDET	Slecht afbr. org.C anaerobe laag
	BROC	UROC	Refractair org.C
	BSUL	USUL	Sulfide in anaerobe laag
	BPYR	UPYR	Pyriet in anaerobe laag

TABEL 2.7

Verschillen in de modellering van de filterfeeders op de getijdeplaten en in het sublitoraal.

	<i>BSF benthisch submodel getijdeplaten</i>	<i>USF benthisch submodel sublitoraal</i>
Voedselbronnen	PFLG PDIA PMIC PBAC BDIA	PFLG PDIA PMIC PBAC ULOC UBAC
Pseudofaeces	n.v.t.	73% van gefilterd materiaal
Invloed concentratie gesuspendeerd materiaal	beïnvloedt de filtreersnelheid	beïnvloedt de efficiency van de voedselopname in het darmstelsel
Bepaling beschikbare filtreervolume	afhankelijk van getijgemiddelde volume boven getijdeplaat	afhankelijk van langsstromende getijvolume
Filtreetijd per dag (uur)	24-ptwet	24

neer deze gebieden zijn drooggevallen. Behalve de filterfeeders, USF en BSF, worden de toestandsvariabelen uit Tabel 2.6 in het sublitoraal op gelijke wijze gemodelleerd als op de getijdeplaten.

In Tabel 2.7 zijn de verschillen tussen de modellering van USF en BSF samengevat. Verondersteld wordt dat USF behalve pelagisch voedsel ook voedsel van de bodem, ULOC en UBAC, kan opnemen. Ten opzichte van BSF vertoont USF hierdoor een afwijkend voedselgedrag. De produktie van pseudofaeces door BSF is in het model niet expliciet geformuleerd omdat aangenomen is dat dit materiaal een onderdeel is van het materiaal, dat via passieve sedimentatie op de getijdeplaten accumuleert. Omdat in het transportmodel geen passieve sedimentatie in het sublitoraal is gemodelleerd is een expliciete beschrijving van de excretie van USF noodzakelijk. USF wordt (ten opzichte van BSF) beschouwd als een (minder-selectief filterend) organisme dat gemiddeld slechts 27% van het gefilterd materiaal in de darmen opneemt. Het resterende gefilterde materiaal wordt als pseudofaeces in de vorm van ULOC en UDET uitgescheiden.

Ook de invloed van de slibconcentratie op de netto beschikbare hoeveelheid voedsel voor de filterfeeders verschilt in beide submodellen. Voor BSF is aangenomen dat het volume dat per tijdseenheid gefilterd wordt omgekeerd evenredig is met de slibconcentratie in het bovenstaande water. Een hogere slibconcentratie in het water leidt bij USF daarentegen niet tot een klei-

ner gefilterd volume maar tot een lagere efficiëntie van de voedselopname in de darm zodat in het geval van USF de slibconcentratie geen invloed heeft op de produktie van pseudofaeces. Het gevolg is dat een filterfeeder in het sublitoraal een groter volume water moet filtreren om eenzelfde hoeveelheid voedsel te bemachtigen.

Ook verschilt de berekeningswijze van het watervolume dat voor beide toestandsvariabelen per tijdseenheid voor filtratie beschikbaar is. In het model wordt verondersteld dat BSF het getijgemiddelde watervolume boven de platen elk getij kan filtreren. Het per getij voor filtratie beschikbare volume voor BSF is in het model afhankelijk van het volume water dat tijdens een getijperiode door een compartiment stroomt. Hiervoor wordt de volgende formulering gebruikt:

$$F(i) = \alpha \cdot f(i) \cdot \sum_{j=1}^{12} G(i,j) \quad (2.13)$$

waarin $F(i)$ het, in compartiment i , per dag voor USF beschikbare filtervolume is, α een factor om het aantal malen dat het getijvolume per dag over het sublitoraal stroomt te verdisconteren, $f(i)$ het quotiënt van 0.2 m en de gemiddelde diepte in het sublitoraal van het betreffende compartiment, en $G(i,j)$ het gemiddelde getijdebiet dat over de grens tussen compartiment i en j stroomt. Invoering van de factor $f(i)$ heeft tot gevolg dat USF een waterkolom van 0.2 m kan schoon filtreren.

Tenslotte verschilt de per dag beschikbare filtreetijd voor beide toestandsvariabelen. Uit Tabel 2.7 blijkt dat het gevolg van droogvallende

getijdeplaten voor BSF in rekening wordt gebracht door de filtreertijd te corrigeren met de factor $ptwet$, het quotiënt van de tijdsduur dat de getijdeplaat gedurende een getijperiode onder water staat en de getijperiode.

TABEL 2.8

Toestandsvariabelen in het epibenthisch submodel van de getijdeplaten en het sublitoraal.

	<i>Getijde-platen</i>	<i>Sub-litoraal</i>	<i>Omschrijving</i>
Functionele groepen organismen	EMES EMAC	UMES UMAC	Mesoepibenthos Macroepibenthos

2.6.3 AANPASSINGEN IN HET EPIBENTHISCH SUBMODEL

In het epibenthisch submodel worden twee toestandsvariabelen onderscheiden. Tabel 2.8 geeft de benaming en omschrijving van beide toestandsvariabelen in het submodel voor de getijdeplaten en het submodel voor het sublitoraal.

De beschrijving van de voedselopname, groei en respiratie is in beide submodellen identiek. De verschillen bij de beschrijving die veroorzaakt worden door het continu onder water staan van het sublitoraal zijn samengevat in Tabel 2.9. Uiteraard wordt, evenals bij de modellering van BSF en USF, de voedselopname op de getijdeplaten beperkt tot de tijd dat deze gebieden onder water staan. Ook hier wordt dit in rekening gebracht door de factor $ptwet$ in te voeren. Aangenomen wordt dat predatie door vogels in het sublitorale gedeelte verwaarloosd kan worden.

Ook de modellering van de migratie van de epibenthische toestandsvariabelen is door de invoering van het sublitoraal enigszins aangepast. Deze migratie vindt, evenals in het Eems-Dollard model, plaats op grond van de verdeling van de beschikbare hoeveelheid voedsel waarbij de gebruikte formuleringen gelijk zijn. In plaats van ac-

TABEL 2.9

Verschillen tussen de modellering van de toestandsvariabelen van het epibenthos op de getijdeplaten en in het sublitoraal.

	<i>Epibenthisch submodel getijdeplaten</i>	<i>Epibenthisch submodel sublitoraal</i>
Tijdsduur voedselopname per dag (uur)	24· $ptwet$	24
Predatie door vogels	ingevoerd als constante flux	

tieve migratie tussen compartimenten door verschillen in voedselaanbod op de getijdeplaten vindt in het EMOWAD model actieve migratie tussen de compartimenten alleen plaats via het sublitoraal. Binnen een compartiment van het EMOWAD model wordt hetzelfde voedsel aanbod criterium gebruikt om uitwisseling van epibenthische predatoren tussen het sublitoraal en de getijdeplaten mogelijk te maken.

2.7 REGENERATIE VAN SI EN P

2.7.1 INLEIDING

Regeneratie van nutriënten wordt hier gedefinieerd als de omzetting van in celmateriaal en excretieproducten vastgelegde componenten in een voor de primaire produktie beschikbare vorm. Ten aanzien van fosfor geldt dat de regeneratie gedreven wordt door de mineralisatie van organische componenten. Omdat dit een relatief snel proces is dat plaatsvindt in zowel de waterkolom als in de bodem zijn zowel de pelagische als de benthische fosfor regeneratie (via bodemwater uitwisseling) van belang. De regeneratie van silicium vindt vooral plaats door het oplossen van celwand-resten van diatomeeën. Dit chemische proces verloopt relatief traag en speelt zich daarom bijna geheel af in het sediment.

In het Eems-Dollard model is de regeneratie van nutriënten niet expliciet opgenomen. Door de P-opname van het fytoplankton te koppelen aan de netto primaire produktie minus de vorming van excretie producten is in dit model gezorgd voor een zeer snelle regeneratie in het pelagiaal.

Nalevering van zowel silicium als fosfor door het sediment is in het Eems-Dollard model geheel afwezig. In het EMOWAD model is een eerste aanzet gedaan om de regeneratie te beschrijven. Het gebruikte concept voor de benthische regeneratie van Si en P wordt beschreven in par. 2.7.2, de regeneratie van P in het pelagiaal in par. 2.7.3.

2.7.2 BENTHISCHE REGENERATIE

De in het sediment geproduceerde fosfaat (door mineralisatie) en silicaat (door oplosreacties) zijn pas na transport naar en door het bodem-water grensvlak beschikbaar voor de primaire producenten. Er zijn sterke aanwijzingen om aan te nemen dat deze bodem-water uitwisseling een belangrijke schakel vormt in de Si- en P-huishouding van estuaria (VAN BENNEKOM e.a., 1974; RUTGERS VAN DER LOEFF, 1980a).

De totale benthische regeneratie van Si en P via bodem-water uitwisseling is een complex geheel aan fysische, chemische en (micro)biologische processen. Een volledig deterministisch concept bevat modeltechnisch grote bezwaren. Dit zou onvermijdelijk tot een groot aantal nieuwe toestandsvariabelen en parameters leiden, terwijl expliciete balansen van meer componenten dan alleen organisch koolstof zouden moeten worden bijgehouden. Gezien de snelheid waarmee een deel van de processen zich afspeelt zou een dergelijke aanpak ook zeer kleine tijdstappen noodzakelijk maken. Bovendien zijn er niet of nauwelijks experimentele gegevens beschikbaar, zowel over de grootte van de nutriëntenflux vanuit het sediment van de westelijke Waddenzee als over de processen en mechanismen die deze bepalen. Daarom is gekozen voor eenvoudige concepten waarvan in andere systemen gebleken is dat deze bruikbaar zijn.

Basisvergelijkingen

Als basis voor de bepaling van de nutriëntenflux vanuit het sediment dient de algemene diagenese-vergelijking met constante parameters en verwaarlozing van advectie:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \Sigma R \quad (2.14)$$

waarin D de effectieve diffusiecoëfficiënt is ($\text{m}^2 \cdot \text{dag}^{-1}$), C de nutriënt concentratie in het poriewater ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$), ΣR de som van alle reacties en transformaties die inwerken op C ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dag}^{-1}$), t de tijd (dag) en x de diepte in het sediment ten opzichte van het grensvlak bodem-water (m).

De flux J ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dag}^{-1}$) vanuit het sediment naar de waterkolom volgt uit de eerste wet van Fick, gecorrigeerd voor de porositeit van de toplaag van de bodem (poro, $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$):

$$J = D \cdot \text{poro} \cdot \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=0} \quad (2.15)$$

Door vergelijking (2.14) op te lossen en de gradiënt aan het bodemwater oppervlak te bepalen kan J berekend worden. De eerste vereenvoudiging wordt bereikt door het veronderstellen van $\partial C / \partial t = 0$. Zowel voor Si als voor P kan worden aangetoond dat de tijd die nodig is voor de instelling van een stationair porie-water profiel hooguit enkele uren is (BRINKMAN & VAN RAAPHORST,

1986; VAN RAAPHORST e.a., 1988). Met andere woorden: de aanname van een quasi-stationaire toestand ($\partial C / \partial t = 0$) is geoorloofd. Ook de randvoorwaarden zijn voor beide nutriënten gelijkvormig:

$$x = 0 \quad C = C_0 \quad (2.16a)$$

$$x \rightarrow \infty \quad \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (2.16b)$$

waarin C_0 bij benadering gelijk kan worden gesteld aan de diepte gemiddelde concentratie in de waterkolom (VAN RAAPHORST e.a., 1988). De verschillen tussen de oplossingen van de vergelijkingen (2.14 en 2.15) voor P respectievelijk Si zijn het gevolg van de verschillen in de reactie-term ΣR . In het algemeen kan deze term een functie van zowel x als C zijn, hetgeen tot uiterst gecompliceerde oplossingen leidt (BERNER, 1980). Het is daarom noodzakelijk de formuleringen van ΣR zo eenvoudig mogelijk te houden.

Silicium regeneratie

Conform ALLER & BENNINGER (1981) wordt verondersteld dat ΣR voor Si bestaat uit een eerste orde reactieterm met diepte-onafhankelijke coëfficiënten:

$$\Sigma R(\text{Si}) = K_{\text{Si}} \cdot (C_b - C) \quad (2.17)$$

waarin K_{Si} de eerste orde reactiesnelheid voor Si in het poriewater is (dag^{-1}), en C_b de concentratie die behoort bij het chemisch evenwicht in het sediment ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$). Invulling van vergelijking (2.17) in (2.14) levert met behulp van (2.15) en (2.16):

$$J = \text{poro} \cdot \sqrt{(K_{\text{Si}} \cdot D)} \cdot (C_b - \text{SILI}) \quad (2.18)$$

waarin SILI de Si-concentratie in de waterkolom is (C_0 , $\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$). In het model is de parameter K_{Si} afhankelijk van de temperatuur (cf. HURD, 1973; ALLER & BENNINGER, 1981). De waarde van de parameter C_b wordt bepaald door een veelheid aan chemische processen en condities, die niet deterministisch beschreven worden. Resultierend zijn in het algemeen de Si concentraties in het poriewater 's zomers hoger dan in de winter (RUTGERS VAN DER LOEFF, 1980a; VAN BENNEKOM, pers. comm.). In het model wordt dit seizoenspatroon benaderd door ook C_b als functie van de temperatuur te beschrijven.

De diffusiecoëfficiënt D is in het model gedefinieerd als het produkt van de moleculaire diffusiecoëfficiënt D_{sili} (gecorrigeerd voor tortuositeit) en een dimensieloze versterkingsfactor $AMIX$ die de invloed van bioturbatie, golf-inwerking e.d. weergeeft. Deze factor is al gedefinieerd in het Eems-Dollard model. Tenslotte moet vergelijking (2.18) gecorrigeerd worden voor de tijd dat het sediment onder water staat. Dit gebeurt met de factor $ptwet$ (aantal uren onder water per 24 uur). De uiteindelijke formulering voor de dagelijkse flux van silicium vanuit de bodem naar de waterkolom (J_{sili}) wordt:

$$J_{sili} = \text{poro} \cdot ptwet \cdot \sqrt{(K_{sili} \cdot D_{sili} \cdot AMIX) \cdot (C_b - SILI)} \quad (2.19)$$

Fosfor regeneratie

De reactieterm ΣR uit vergelijking (2.14) is voor fosfor minder eenvoudig dan voor silicium. Een bruikbare benadering is (BRINKMAN & VAN RAAPHORST, 1986; VAN RAAPHORST e.a., 1988):

$$\Sigma R(PO_4) = KPO_4 \cdot (Cev - C) + P\text{-produktie} \quad (2.20)$$

waarin KPO_4 de eerste orde reactiesnelheid voor P in het poriewater is (dag^{-1}), en Cev de evenwichtsconcentratie voor fosfaat in het poriewater ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$), en de laatste term de produktie van fosfaat ten gevolge van mineralisatie aangeeft ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dag}^{-1}$). Aangezien de P -bindingscapaciteit van de bodem sterk afhangt van de oxidatie-staat van ijzer, is het noodzakelijk vergelijking (2.20) apart uit te werken voor de aerobe laag, waarin ijzer aanwezig is in de vorm van sterk P -adsorberende $Fe(III)$ -hydroxide-colloïden, en voor de anaerobe laag waarin ijzer voorkomt als $Fe(II)$.

1) Aerobe laag

De ligging van het adsorptie-evenwicht (Cev) is afhankelijk van de totale hoeveelheid anorganisch P die beschikbaar is voor adsorptie. Dit betekent dat een balans moet worden bijgehouden voor anorganisch P , zowel voor de opgeloste als voor de vaste fase. In het EMOWAD model zijn hiertoe de toestandsvariabelen BPO_4 (litoraal) en UPO_4 (sublitoraal)

geïntroduceerd, eenheid $\text{mol} \cdot \text{m}^{-2}$, die het totaal aan opgeloste en aan ijzer gebonden anorganisch fosfaat in de aerobe laag vertegenwoordigen. De balans vergelijking voor beide variabelen wordt gevormd door de fluxen van opgelost P naar de waterkolom en vanuit de anaerobe laag, de produktie van anorganisch P door mineralisatie, de consumptie door benthische diatomeeën, en door de uitwisseling van bodemdeeltjes (inclusief gebonden P) tussen aerobe en anaerobe laag. De laatste term is op identieke wijze geformuleerd als de uitwisseling van particulier organisch koolstof (POC) tussen beide lagen (cf. Eems-Dollard model, BARETTA & RUARDIJ, 1988).

Voor de berekening van de P -produktie door mineralisatie en de consumptie door benthische diatomeeën wordt een vaste $P:C$ verhouding aangenomen van $0.79 \text{ mmol } P/gC$ ($105 \text{ mol } C \text{ per mol } P$). De produktie wordt verondersteld homogeen over de aerobe laag plaats te vinden.

Voor de berekening van Cev wordt uitgegaan van een lineaire adsorptieisotherm met verdelingscoëfficiënt Vk_9 (dimensieloos). Om vanuit BPO_4 en UPO_4 ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-2}$) te komen tot concentraties in het poriewater ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$) moet gedeeld worden door de dikte van de aerobe laag (BAL , m) en de porositeit:

$$Cev(\text{aeroob}) = \text{TERM19} = \frac{BPO_4}{BAL \cdot \text{poro}} \cdot \frac{1}{Vk_9 + 1} \quad (2.21)$$

Voor het sublitoraal geldt eenzelfde vergelijking met UPO_4 in plaats van BPO_4 .

2) Anaerobe laag

In principe geldt hier hetzelfde als in de aerobe laag. Analooog aan BPO_4 en UPO_4 voor de aerobe zone worden de toestandsvariabelen AP_4 en VPO_4 geïntroduceerd. De balanstermen voor deze variabelen worden gevormd door de flux van opgelost P naar de aerobe laag, uitwisseling van de vaste fase met de aerobe laag, en het begraven van fosfor componenten door aangroei van het sediment.

Het chemisch evenwicht in de anaerobe laag wordt gedefinieerd als (zie vergelijking (2.21)):

$$Cev(\text{anaeroob}) = \text{TERM39} = \frac{AP_4}{(0.3 - BAL) \cdot \text{poro}} \cdot \frac{1}{Vk_9 + 1} \quad (2.22)$$

waarin (0.3 – BAL) de dikte van de anaerobe laag is (m), en V_{K9A} de verdelingscoëfficiënt onder anaerobe condities (dimensieloos).

Oplossing van vergelijking (2.14), (2.15) en (2.20)

Ter vereenvoudiging wordt verondersteld dat KPO_4 in de aerobe laag zeer groot is, met andere woorden dat het evenwicht snel bereikt wordt. In het model wordt de fosfaatconcentratie in het poriewater gelijk gesteld aan $TERM_{39}$. Met deze aanname volgt met de vergelijkingen (2.14) en (2.20), als oplossing voor vergelijking (2.15):

$$J(PO_4) = \text{poro} \cdot \sqrt{(KPO_4 \cdot D)} \cdot (TERM_{19} + TERM_{29} + BA - Co) \quad (2.23)$$

$$\text{waarin: } TERM_{29} = \frac{P\text{-produktie}}{KPO_4} \text{ en}$$

$$BA = \frac{2}{\exp(\alpha) - \exp(-\alpha)} \cdot (X - Y) \quad (2.24)$$

$$\text{met: } X = TERM_{39} - TERM_{19} - TERM_{29}$$

$$Y = \exp(-\alpha) \cdot$$

$$(PO_4 - TERM_{39} - TERM_{19} - TERM_{29})$$

$$\alpha = BAL \cdot \sqrt{\frac{KPO_4}{D}}$$

In vergelijking (2.23) geeft $TERM_{19}$ het effect van het aerobe adsorptie-evenwicht aan, $TERM_{29}$ dat van de mineralisatie, en BA de invloed van de aanwezigheid van de anaerobe laag (BRINKMAN & VAN RAAPHORST, 1986; VAN RAAPHORST e.a., 1988). Analoog aan de beschrijving van de Si-regeneratie wordt KPO_4 als functie van de temperatuur beschreven. De diffusiecoëfficiënt is gedefinieerd als: $D = DFOS - AMIX$, waarin $DFOS$ de moleculaire diffusiecoëfficiënt is, gecorrigeerd voor tortuositeit ($m^2 \cdot dag^{-1}$). Met $PO_4 = Co$ en correctie voor droogvaltijden worden de dagelijkse P -flux (JJ_9 , $mol \cdot m^{-2} \cdot dag^{-1}$):

$$JJ_9 = \text{poro} \cdot \sqrt{(KPO_4 \cdot DFOS - AMIX)} \cdot (TERM_{19} + TERM_{29} + BA - PO_4) \quad (2.25)$$

Voor de balansen van de variabelen AP_4 , BP_4 , UP_4 en VP_4 is het noodzakelijk ook de flux van opgelost P vanuit de anaerobe laag naar de aerobe laag (J_9A , $mol \cdot m^{-2} \cdot dag^{-1}$) te berekenen. Oplossen van vergelijking (2.14) met (2.20) leidt tot:

$$J_9A = -\sqrt{(KPO_4 \cdot DFOS - AMIX)} \cdot (PO_4 + TERM_{19} + TERM_{29}) \exp(-\alpha) + \frac{1}{2} \sqrt{(KPO_4 \cdot DFOS - AMIX)} \cdot BA \cdot \{\exp(-\alpha) + \exp(\alpha)\} \quad (2.26)$$

2.7.3 PELAGISCHE REGENERATIE

In het EMOWAD model wordt verondersteld dat aan elke mg organisch C een vaste hoeveelheid P gebonden is. De hierbij gebruikte $P:C$ verhouding is voor alle componenten gelijk aan 0.79 mmol P per gC (overeenkomend met 105 mol C per mol P). Ook het organisch materiaal dat vanuit de Noordzee of het IJsselmeer het gebied binnenkomt heeft deze $P:C$ ratio. De regeneratie wordt in het model gerealiseerd door bij elke g organisch C die gemineraliseerd wordt tot CO_2 0.79 mmol PO_4 vrij te laten komen.

2.8 PARAMETER KEUZE

2.8.1 INLEIDING

In paragraaf 2.3, 2.4 en 2.5 zijn de parameters besproken die noodzakelijkerwijs van het Eems-Dollard model verschillen door de overzetting van het ecosysteemmodel naar een ander estuarium. Deze aanpassingen zijn gerelateerd aan morfologische verschillen en een gewijzigde opzet van het transportmodel. Een gering aantal parameters uit de biologische submodellen hebben in het EMOWAD model ten opzichte van het Eems-Dollard model een andere waarde, deze worden besproken in par. 2.8.2. Nieuw ingevoerde parameters die verband houden met de in par. 2.6 en 2.7 besproken uitbreidingen ten opzichte van het Eems-Dollard model, worden tenslotte behandeld in par. 2.8.3 en 2.8.4.

TABEL 2.10

Parameters die ten opzichte van het Eems-Dollard model veranderd of nieuw (*) zijn.

<i>Parameter</i>	<i>Bijbehorende toestandsvariabele</i>	<i>Submodel</i>	<i>Nieuwe waarde</i>
susBDIA	BDIA	benthisch	.13 (-)
pex7	BSF	benthisch	.3(-)
prs7	BSF	benthisch	.245(-)
cselect7*	BSF	benthisch	.5(-)
TIMM	EMAC	epibenthisch	100(-)
rupYmax	EMES	epibenthisch	.17 (dag ⁻¹)
rupZmax	EMAC	epibenthisch	.46 (dag ⁻¹)

2.8.2 PARAMETER VERANDERINGEN

In het benthisch en epibenthisch submodel voor de getijdeplaten van het EMOWAD model zijn enkele parameters anders gekozen dan in het Eems-Dollard model. In Tabel 2.10 zijn deze veranderingen samengevat.

De parameter susBDIA, de fractie van de benthische diatomeeën die per dag in suspensie kan gaan, is verlaagd. Door deze verlaging wordt het gevolg van de langere tijdsduur dat de getijdeplaten in de westelijke Waddenzee gemiddeld onder staan ten aanzien van de per dag in suspensie komende biomassa, verminderd. De fractie van de voedselopname die door de filterfeeders op de getijdeplaten, BSF, wordt uitgescheiden als faeces, pex7, is verhoogd tot .3. Te hoge biomassa waarden worden hierdoor voorkomen. Samenhangend met de verandering in pex7 werd de fractie van het geassimileerde voedsel van BSF dat gebruikt wordt voor activiteitsrespiratie, prs7, verhoogd naar .245.

De parameter cselect7 is ingevoerd om een uitsplitsing van de excretie van BSF in labiel organisch koolstof, LOC, en detritus, DET, mogelijk te maken. Samen met de voedsel samenstelling bepaalt deze parameter de verdeling van de excretie over LOC en DET.

De cumulatieve som van de dagelijkse watertemperatuur in compartiment 1, TIMM, die bereikt moet worden voordat het macroepibenthos, EMAC, het gebied kan binnentrekken is verlaagd naar 100. De verlaging is aangebracht omdat het macroepibenthos de westelijke Waddenzee in het voorjaar eerder binnentrekt dan de Eems-Dollard. In de waarden voor de fractie van de biomassa die EMAC en EMES, het mesoepibenthos, per dag maximaal kunnen opnemen, rupZmax en

rupYmax, is door de gebruikte formulering de gemiddelde droogvaltijd van de getijdeplaten impliciet verwerkt. Omdat deze droogvaltijd in de westelijke Waddenzee gemiddeld korter is dan die in de Eems-Dollard zijn rupYmax en rupZmax verlaagd tot respectievelijk .17 en .46.

2.8.3 NIEUWE PARAMETERS IN HET SUBLITORAAL

Conceptuele verschillen tussen de submodellen voor de getijdeplaten en het sublitoraal zijn beschreven in par. 2.6. In principe hebben alle parameters die geen verband houden met deze conceptuele verschillen voor beide gebieden dezelfde waarden. Een uitzondering wordt gevormd door de parameters waarin impliciet de droogvaltijd van de getijdeplaten is verwerkt. Dit betreft alleen de parameters voor de per dag maximaal opneembare fractie van de biomassa van het meso- en macroepibenthos. Uit Tabel 2.11 blijkt dat het continu onder water staan van het sublitoraal is verwerkt in lagere waarden voor deze parameters.

TABEL 2.11

Nieuwe parameters door inpassing sublitoraal.

<i>Parameter sublitoraal</i>	<i>Overeenkomstige parameter getijdeplaten</i>	<i>Waarde in sublitoraal</i>
rupPmax	rupYmax	.12 (dag ⁻¹)
rupQmax	rupZmax	.35 (dag ⁻¹)

2.8.4 PARAMETERSCHATTING VOOR NUTRIENTEN REGENERATIE

De gebruikte formuleringen voor de nutriëntenregeneratie zijn beschreven in par. 2.7. Nieuw gebruikte parameters ten opzichte van het Eems-Dollard model zijn gegeven in Tabel 2.12.

Voor de porositeit van het sediment, poro , is 0.45 gekozen, een waarde die ongeveer juist is voor fijn zand. De grootte orde van de moleculaire diffusiecoëfficiënt is $10^{-4} \text{m}^2 \cdot \text{dag}^{-1}$ ($1.2 \cdot 10^{-9} \text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$). Deze waarde is voor beide nutriënten aangehouden. Vermenigvuldigd met de versterkingsfactor Amix, die op dezelfde wijze als in het Eems-Dollard model wordt berekend en een jaargemiddelde waarde heeft van ongeveer 17, levert dit de effectieve diffusiecoëfficiënt ($17 \cdot 10^{-4} \text{m}^2 \cdot \text{dag}^{-1} \approx 2 \cdot 10^{-8} \text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$). De Si-concentraties in het sediment bedragen ongeveer $50 \text{mmol} \cdot \text{m}^{-3}$ tot $1250 \text{mmol} \cdot \text{m}^{-3}$ (RUTGERS VAN DER LOEFF, 1980a; HELDER & ANDERSEN, 1987). Voor de temperatuurafhankelijke waarde

van Cb is $400 \text{mmol} \cdot \text{m}^{-3}$ gekozen bij 10°C ($Q_{10} = 2.5$). Bij de gekozen eerste orde reactiecoëfficiënt, $K_{\text{SiLi}} = 0.1 \text{dag}^{-1}$ bij 10°C ($Q_{10} = 2$), levert dit voor de Si-flux vanuit de bodem een grootte orde van $5 \text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dag}^{-1}$. Deze orde grootte valt binnen het bereik van literatuur gegevens (HELDER & ANDERSEN, 1987; KELDERMAN, 1984).

Over de grootte van de eerste orde reactiesnelheidsconstante voor de adsorptie/desorptie van fosfaat aan/van sediment deeltjes in mariene systemen, KPO4, is weinig bekend. Wanneer voor de totale overdrachtscoëfficiënt $\sqrt{(K \cdot D)} = 0.1 \text{m} \cdot \text{dag}^{-1}$ wordt aangenomen volgt 6dag^{-1} voor KPO4. Ook over de verdelingscoëfficiënten in de aerobe en anaerobe zone, V_{K9} en V_{K9A} , is weinig bekend. BERNER (1980) noemt een waarde van 2.5. In ieder geval lijkt V_{K9A} veel kleiner te zijn dan V_{K9} omdat onder anaerobe condities geen adsorptie aan Fe(III) mogelijk is. Gekozen is voor $V_{\text{K9}} = 2.5$ en $V_{\text{K9A}} = 0.1$.

TABEL 2.12

Nieuwe parameters in het EMOWAD model die gebruikt worden bij de modellering van benthische nutriënten regeneratie.

<i>Parameter</i>	<i>Omschrijving</i>	<i>Waarde</i>	<i>Eenheid</i>
poro	porositeit	0.45	-
Dsili	diffusiecoëfficiënt	10^{-4}	$\text{m}^2 \cdot \text{dag}^{-1}$
Ksili	reactiecoëfficiënt	0.1	dag^{-1}
Cb	Si- in toplaag	400	$\text{mmol} \cdot \text{m}^{-3}$
DFOS	diffusiecoëfficiënt	10^{-4}	$\text{m}^2 \cdot \text{dag}^{-1}$
KPO4	reactiecoëfficiënt	6	dag^{-1}
Vk9	verdelingscoëfficiënt	2.5	-
Vk9A	verdelingscoëfficiënt	0.1	-

3. MODELRESULTATEN

3.1 INLEIDING

Na het aanbrengen van de noodzakelijke model-aanpassingen (Hoofdstuk 2) is een simulatie uitgevoerd voor 1979. Op grond van de resultaten is besloten tot verdere bijstelling van enige parameters (par. 2.8) en tot uitbreiding van het model met een (epi)benthisch sublitoraal gedeelte en met regeneratie van P en Si. Met dit uitgebreide model is een simulatie gemaakt voor 1985 en op grond van de vergelijking van de resultaten met veldgegevens van 1985 en ouder, zijn nogmaals enkele parameterwaarden bijgesteld (par. 2.8). Met deze summiere calibratieprocedure is getracht de modelsimulaties te optimaliseren. Daarna is het model gevalideerd door de simulatie resultaten voor het jaar 1986 te vergelijken met de speciaal voor dit doel verzamelde veldgegevens. De beginwaarden behorend bij de simulatie voor 1986, zijn gelijk aan de eindwaarden die berekend zijn in de simulatie voor 1985. De simulatie van 1985 is hiervoor zolang iteratief herhaald (eindwaarden 1985 gebruikt als beginwaarden 1985), totdat de gesimuleerde waarden op 31 december nog slechts in geringe mate afwijken van die op 1 januari 1985. Het aantal benodigde iteratieve simulaties was 6.

Deze validatie, alsmede de vergelijking van de met behulp van het transportmodel berekende saliniteitsverdeling in het estuarium met gemeten waarden, wordt in dit hoofdstuk besproken. Allereerst wordt een overzicht gegeven van de gebruikte ingangsgrootheden en randvoorwaarden (par. 3.2). Vervolgens wordt in par. 3.3 een korte beschrijving gegeven van de gebruikte validatie methoden, waarna in par. 3.4 de uiteindelijke validatie van het model besproken wordt. Het hoofdstuk wordt besloten met enige conclusies (par. 3.5).

3.2 INGANGSGROOTHEDEN EN RANDVOORWAARDEN

Aan het model zijn enkele grootheden in de vorm van een tijdserie opgelegd. Twee soorten tijdseries kunnen onderscheiden worden:

- Ingangsgrootheden ("forcing functions"). Dit zijn de tijdseries van a: de niet stuurbare grootheden zoals watertemperatuur, globale instraling, windsnelheid, alsmede de predatiedruk van vogels in het gebied, en b: de stuurbare grootheden, met name de lozingen van bijvoorbeeld nutriënten via de twee spuisluisen van

het IJsselmeer.

Randvoorwaarden. Dit zijn de tijdseries van de toestandsvariabelen in de gebieden grenzend aan de open randen van het gebied.

3.2.1 INGANGSGROOTHEDEN

3.2.1.1 NIET STUURBARE GROOTHEDEN

De watertemperaturen ($^{\circ}\text{C}$) zijn ontleend aan de kwartaalverslagen betreffende het "Kwaliteitsonderzoek in de rijkswateren" (ANONYMUS, 1986a). Niet alle compartimenten zijn in dit routine onderzoek vertegenwoordigd. Van de compartimenten 2, 3, 6, 7, 9, 11 en 12 zijn de watertemperaturen geschat door middel van interpolatie.

De dagelijkse globale instraling ($\text{J}\cdot\text{cm}^{-2}$) en de maandgemiddelde windsnelheid ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) zijn voor het gehele gebied gelijk gesteld aan de op vliegveld De Kooy bij Den Helder gemeten waarden (ANONYMUS, 1986b).

De schattingen ten aanzien van de aantallen vogels in de westelijke Waddenzee zijn gebaseerd op gegevens van SWENNEN (pers. med.) en SMIT & WOLFF (1983). De dagelijkse voedselopname per vogel is identiek verondersteld aan die in de Eems-Dollard (BARETTA & RUARDIJ, 1988).

3.2.1.2 STUURBARE GROOTHEDEN

De weekgemiddelde spuidebieten vanuit het IJsselmeer via respectievelijk de sluizen bij Den Oever en die bij Kornwerderzand zijn gebaseerd op de dagtotalen verstrekt door Rijkswaterstaat, Directie Zuiderzeewerken te Lelystad. Verondersteld wordt, dat alleen zuurstof, nutriënten en niet levend organisch materiaal met de spui het estuarium ingebracht worden. Een tweede aanname is dat al het levende organisch koolstof in de spui direct afsterft zodra het de (zoute) Waddenzee bereikt. Dit betekent dat voor het niet levend organisch materiaal uitgegaan mag worden van het totaal organisch koolstof gehalte (TOC).

Zuurstof, opgelost fosfaat, opgelost silicaat en organisch koolstof (totaal en opgelost) zijn ontleend aan ANONYMUS (1986a), waarbij de concentraties van meetpunt Y1 representatief verondersteld zijn voor de lozing via Den Oever, en die van Y2 voor de lozing via Kornwerderzand. Particulair organisch koolstof (POC) is bepaald als het verschil tussen totaal en opgelost organisch koolstof (TOC resp. DOC). De fractionering van POC in een refractair deel (PROC), detritus

TABEL 3.1

Fractionering van het particulier organisch koolstof POC in PROC, PDET en PLOC (%) voor de lozingen vanuit het IJsselmeer via Den Oever en Kornwerderzand, data voor 1986.

	Den Oever			Kornwerderzand		
	PROC	PDET	PLOC	PROC	PDET	PLOC
1e kwartaal	60	35	5	60	35	5
2e kwartaal	65	25	10	60	25	15
3e kwartaal	60	25	15	60	20	20
4e kwartaal	55	35	10	60	30	10

(PDET) en labiel organisch koolstof (PLOC) is gebaseerd op globale metingen en berekeningen van KLOOSTERHUIS & VAN RAAPHORST (ongepubliceerd) (Tabel 3.1).

3.2.2 RANDVOORWAARDEN

De gebieden die grenzen aan de open randen van het gebied zijn het Zeegat van Texel (compartiment 1) en het Zeegat van Het Vlie (compartiment 8) (verbindingen met de Noordzee) en het wantij van Terschelling (verbinding met de oostelijke Waddenzee). Aangenomen is dat er over de laatste gebiedsgrens alleen een advectief transport in oostelijke richting plaatsvindt, zodat uitsluitend randvoorwaarden voor de gebieden grenzend aan de zeegaten behoeften te worden opgelegd.

Het zoutgehalte, zuurstof, opgelost fosfaat, opgelost silicaat en organisch koolstof zijn ontleend aan ANONYMUS (1986a) en, waar data ontbraken, geschat op grond van concentraties in voorgaande jaren. Als randvoorwaarden voor het Zeegat van Texel worden de concentraties van het meetpunt bij Callantsoog (C4) representatief geacht; voor het Zeegat van Het Vlie die van het meetpunt bij Terschelling (T4).

De bepaling van de randvoorwaarde van het particulier organisch koolstof (POC) is gelijk aan die voor de lozingen vanuit het IJsselmeer (par. 3.2.1). Gesteld is dat het niet levende deel van POC voor 80% uit PROC en voor 20% uit PDET bestaat. Voor pelagische bacteriën (PBAC) en pelagisch microzoöplankton (PMIC) zijn geen gegevens bekend. Als randvoorwaarden voor beide zeegaten zijn PBAC en PMIC gelijk gesteld aan de waarden in de aangrenzende compartimenten, hetgeen inhoudt dat er voor PBAC en PMIC geen diffusieve uitwisseling met de Noordzee plaatsvindt. De biomassa's van het fytoplankton zijn gebaseerd op chlorofyl-a concentraties, ontleend aan ANONYMUS (1979).

Voor de omrekening van chlorofyl-a naar koolstof is dezelfde conversiefactor gebruikt als voor het Eems-Dollard model (35 mgC/mg Chl-a, BARETTA & RUARDIJ, 1988). De verdeling van de totale fytoplankton biomassa's in pelagische diatomeeën (PDIA) en pelagische flagellaten (PFLG) is geschat op grond van gegevens van COLIJN (ongepubliceerd) (Tabel 3.2).

TABEL 3.2

Verdeling (%) van de totale fytoplankton biomassa's in de kustzone nabij de zeegaten in pelagische diatomeeën (PDIA) en pelagische flagellaten (PFLG), data voor 1986.

	PFLG	PDIA
januari	5	95
februari	5	95
maart	10	90
april	20	80
mei	50	50
juni	30	70
juli	20	80
augustus	40	60
september	40	60
oktober	20	80
november	10	90
december	5	95

Voor het mesozoöplankton (PCOP) en de pelagische carnivoren (PCARN) zijn geen gegevens van 1986 beschikbaar. Op grond van veldwaarnemingen aan copepoden over de periode 1973-1984 van KUITERS (1980); SEIP & SEIP-OTTEMA (1981); FRANSZ (1983) en DAAN e.a. (1985) zijn voor PCOP maandgemiddelden berekend die voor zowel het Zeegat van Texel als het Zeegat van Het Vlie als randvoorwaarde gebruikt zijn. De randvoorwaarde voor PCARN is op identieke wijze geschat op grond van data van de periode 1977-1983 van KUITERS (1980); SEIP & SEIP-OTTEMA (1981) en KUIPERS & DAAN (ongepubliceerd).

De laatste randvoorwaarde betreft de immigratie van het macroepibenthos (EMAC, vissen en crustaceeën) in het voorjaar vanuit zee. Behalve voor vislarven zijn hiervan geen gegevens bekend. De immigratie in het voorjaar door de zeegaten is gelijkgesteld aan de emigratie in het najaar vanaf de wadplaten. Op grond van de gemiddelde afname in aantal in het najaar in de periode 1975-1982 op het Balgzand (VAN BEEK, 1975; DAPPER, 1978, 1979a, 1979b; KUIPERS & DAPPER, 1981; VAN DER VEER, 1986; BERGMAN & VAN DER VEER, 1988) is deze emigratie geschat voor compartiment 2 en vervolgens geëxtrapoleerd naar beide kombergingsgebieden.

3.3 GEBRUIKTE VALIDATIEMETHODEN

3.3.1 INLEIDING

Met de validatie wordt beoogd de kwaliteit te beoordelen van het model, waartoe zowel de gekozen concepten als de geschatte parameterwaarden behoren. Deze beoordeling vindt plaats door de modelresultaten te vergelijken met een set veldgegevens die onafhankelijk is van de bij de calibratie gebruikte data. De nauwkeurigheid waarmee de randvoorwaarden bepaald zijn, werkt door in de validatie. De mogelijkheden om het model te valideren hangen in sterke mate af van het aantal veldwaarnemingen dat beschikbaar is en van de verdeling van deze over de simulatieperiode. Bovendien kunnen niet alle model resultaten beoordeeld worden op grond van dezelfde criteria.

In par. 3.3.2 wordt ingegaan op de methode die gebruikt is voor het valideren van het modelgeheel dat het transport van opgeloste componenten beschrijft. De criteria die gehanteerd zijn bij de beoordeling van het pelagisch, bentisch en epibentisch submodel worden besproken in par. 3.3.3. Tenslotte wordt in par. 3.3.4 de methode beschreven die toegepast is bij de toetsing van de door het model berekende organisch koolstofbalans.

3.3.2 TRANSPORT OPGELOSTE COMPONENTEN

De validatie van het transportmodel voor de opgeloste componenten vindt plaats aan de hand van de verspreiding van het, uit het IJsselmeer afkomstige, zoete water in de Waddenzee. De parameters van het transportdeel en het resttransport zijn op onafhankelijke wijze met het WAQUA model berekend (par. 2.4). Aangezien het zoutgehalte een conservatieve grootheid is en de morfologie van de westelijke Waddenzee in grote lijnen gelijk is gebleven na 1932, maakt het niet uit voor welk jaar de validatie wordt uitgevoerd. Voorwaarde is, dat er voldoende metingen zijn gedurende het jaar. Om deze reden valt 1986 af.

Voor de validatie is een viertal perioden uit de jaren 1970-1972 gebruikt, die zich volgens ZIMMERMAN (1976) kenmerken door een constante zoetwaterinvoer via de spui van het IJsselmeer. Deze perioden kennen een min of meer stationaire saliniteitsverdeling in het estuarium, die kan worden beschreven met behulp van de door ZIMMERMAN (1976) gegeven polynoomfuncties. Op grond hiervan zijn de saliniteiten in de compartimenten bepaald.

Voor de vier stationaire perioden kan vergelijking (2.1) (par. 2.4) voor ieder compartiment opgelost worden, en kan met behulp van de in par. 2.4. berekende uitwisselingscoëfficiënten $K(i,j)$ en resttransporten $Q(i,j)$ de zoetwaterverdeling berekend worden. De vergelijking van deze verdeling met die van ZIMMERMAN (1976) levert de validatie van het transportmodel voor opgeloste componenten. Aangezien voor het ecologisch deel van het EMOWAD model het dynamisch gedrag van de transportmodule van belang is, wordt ook aandacht gegeven aan de simulatie van een niet stationaire periode. De vergelijking met veldgegevens zal hierbij echter slechts in kwalitatieve zin plaatsvinden.

3.3.3 PELAGISCH, BENTISCH EN EPIBENTISCH SUBMODEL

De validatie van de pelagische, bentische en epibentische submodellen vindt plaats door de modelresultaten van de afzonderlijke toestandsvariabelen te vergelijken met de corresponderende veldgegevens. Hoewel op deze manier de verschillende submodellen afzonderlijk beoordeeld worden, kunnen ze niet los van elkaar worden gezien. Door de onderlinge interacties werkt het ene submodel door in de andere twee. Aangezien het model gecalibreerd is met behulp van gegevens uit 1979 en 1985 dient de validatie te gebeuren met veldwaarnemingen uit een ander jaar. Hiervoor is 1986 gekozen, aangezien in dat jaar een uitgebreid onderzoeksprogramma is uitgevoerd.

De criteria die gehanteerd zijn om te komen tot een enigszins objectieve beoordeling zijn niet geheel gelijk aan die welke voor de validatie van het model voor de Eems-Dollard zijn gebruikt (BARETTA & RUARDIJ, 1988). Wel zijn de hier gebruikte criteria eveneens gebaseerd op de analyses van STROO (1986). In het kort zullen hieronder de verschillende criteria worden besproken.

Door STROO (1986) zijn in de vorm van indexcijfers (met een waarde tussen 0 en 1) vijf criteria voorgesteld: de fout index U^* , de correlatie index R^* , en de drie componenten van de MSE ("Mean Squared prediction Error"): RC ("Residual Component"), MC ("Mean Component"), SC ("Slope Component"). De MSE is gedefinieerd als:

$$MSE = \frac{1}{n} \cdot \sum (P_i - A_i)^2 \quad (3.1)$$

waarin n het aantal waarnemingen is, en $P_i - A_i$ het verschil tussen de actuele simulatie-waarde (P_i) en de bijbehorende waarneming (A_i). Als totaal criterium wordt door Stroo de zgn. C-waarde voorgesteld: $C = (U^* + R^* + RC)/0.3$ met een waarde tussen 0 en 10.

Het is deze C-waarde ("Correspondence-value") die ten behoeve van het Eems-Dollard model is gebruikt. Er kleeft echter een aantal bezwaren aan dit criterium. Uit het werk van STROO (1986) kan worden afgeleid dat de C-waarde vooral geschikt kan zijn als calibratiecriterium. Een goed validatiecriterium is hieraan niet per sé gelijk, immers de vraagstelling is anders. Tijdens de calibratieprocedure gaat het om de optimalisatie van de simulatie, met andere woorden, de centrale vraag is dan steeds "of het nog beter kan" met het gebruikte concept. Bij de validatie gaat het om de toetsing van de simulaties, met als centrale vraag "hoe goed is de simulatie". Vanuit deze gedachte is voor de validatie van het EMOWAD model geen gebruik gemaakt van de C-waarde. Ter illustratie zal deze echter wel in de tabellen worden opgenomen. Voor de goede orde worden daarom ook de samenstellende indices U^* , R^* en RC in de volgende paragraaf gedefinieerd.

Fouten criterium U^2

De MSE (3.1) geeft de absolute waarde van het gemiddelde van het kwadraat van de residuen ($P_i - A_i$). Voor een goede vergelijking tussen verschillende variabelen is een relatieve maat nodig. Stroo normeert de MSE hiertoe ten opzichte van het gemiddelde van de gekwadrateerde simulatie waarden. De relatieve maat U^2 is gedefinieerd als:

$$U^2 = \frac{n \cdot \text{MSE}}{\sum (P_i)^2} = \frac{\sum (P_i - A_i)^2}{\sum (P_i)^2} \quad (3.2)$$

U^2 is een functie van de ligging van de individuele simulatie waarden. Een hieruit voortvloeiende eigenschap is dat simulaties die gemiddeld boven de waarnemingen liggen een kleinere U^2 opleveren dan simulatie waarden die gemiddeld even ver onder dezelfde waarnemingen liggen (Fig. 3.1). In het laatste geval is $U^2 < 1$, in de eerste situatie nadert U^2 voor kleine $\sum (P_i)^2$ naar oneindig. Deze eigenschap van U^2 bemoeilijkt de interpretatie van de validatie op grond van dit fouten criterium.

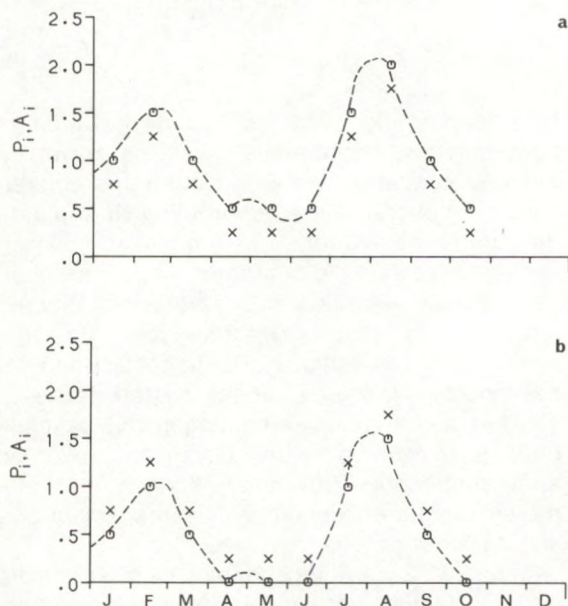


Fig. 3.1. Foutencriterium U^2 en index U^* voor a: een simulatie (P_i), die gemiddeld boven de waarnemingen (A_i) ligt, en b: een simulatie, die gemiddeld evenver onder de waarnemingen ligt. a: $U^2 = 0.05$, $U^* = 0.82$, $\text{MSE} = 0.0625$ b: $U^2 = 0.13$, $U^* = 0.74$, $\text{MSE} = 0.0625$.

Ten behoeve van de opbouw van de C-waarde transformeert STROO (1986) U^2 vervolgens tot een index (U^*) tussen 0 en 1:

$$U^* = \frac{1}{1 + |U|} \quad (3.3)$$

Een probleem bij de interpretatie van U^* is dat deze niet lineair samenhangt met $|U| = \sqrt{U^2}$.

U^* wordt gevoeliger voor veranderingen in $|U|$ naarmate deze dichter naar nul nadert.

Correlatie criterium R

De basis voor dit criterium is de lineaire correlatie tussen de verzameling simulatie waarden P_i en de verzameling waarnemingen A_i . Als toetsingscriterium voor het bestaan van een lineair verband dient de correlatiecoëfficiënt r .

Om een index tussen 0 en 1 te krijgen (ten behoeve van de C-waarde) transformeert Stroo de coëfficiënt r tot de index R^* :

$$R^* = \frac{1}{2} \cdot (r + 1) \quad (3.4)$$

Het resultaat is dat deze index een scharnierpunt heeft in $r=0$. De index R^* wordt groter dan 0.5 naarmate de correlatie beter **en** positief is, kleiner naarmate de correlatie beter **en** negatief is.

De samenstellende componenten van de MSE: MC, SC en RC

STROO (1986) splitst de MSE vergelijking (3.1) op in drie termen:

$$\begin{aligned} \text{MSE} &= (\bar{P} - \bar{A})^2 + (\text{Sp} - r \cdot \text{Sa})^2 + (1 - r^2) \cdot \text{Sa}^2 \\ &= \text{term1} + \text{term2} + \text{term3} \end{aligned} \quad (3.5)$$

waarin: $\bar{P} = 1/n \cdot \sum(P_i)$ het gemiddelde is van de simulatiepunten, en term1 dus het **kwadraat** van het verschil tussen de gemiddelden van respectievelijk de simulatiepunten (P_i) en de waarnemingspunten (A_i):

$$\text{Sp} = [1/n \cdot \sum(P_i - \bar{P})^2]^{0.5} \quad (3.5a)$$

$$\text{Sa} = [1/n \cdot \sum(A_i - \bar{A})^2]^{0.5} \quad (3.5b)$$

Deling van vergelijking (3.5) door MSE levert de drie componentindices MC, SC, RC op:

$$\begin{aligned} 1 &= (\text{term1})/\text{MSE} + (\text{term2})/\text{MSE} + (\text{term3})/\text{MSE} \\ &= \text{MC} + \text{SC} + \text{RC} \end{aligned} \quad (3.6)$$

MC is een criterium waarmee de overeenkomst tussen de gemiddelden $\bar{P}$ en $\bar{A}$ getoetst kan worden. De twee andere componenten zijn beide een functie van de verschillen tussen de actuele waarden P_i en A_i enerzijds en de gemiddelden $\bar{P}$ en $\bar{A}$ anderzijds.

SC en RC zijn niet onafhankelijk van elkaar. In wezen bevatten SC en RC dezelfde informatie, zij het complementair uitgedrukt. Uit vergelijking (3.6) volgt direct dat $\text{term3}=0$ als $|r|=1$, en dat dan ook $\text{RC}=0$ (tenzij $\text{MSE}=0$). Term3 is maximaal als er geen enkele correlatie tussen P_i en A_i is ($r=0$). De index RC geeft aan welk deel van de MSE **niet** door een **lineair** verband tussen P_i en A_i verklaard kan worden, de index SC welk deel hier **wel** door verklaard wordt.

Dit laatste impliceert dat term2 groter moet worden naarmate $|r|$ dichter naar 1 nadert, als tenminste tegelijkertijd de richtingscoëfficiënt C_2 uit $A_i = C_1 + C_2 \cdot P_i$ verder van +1 komt te liggen. Immers als $C_2=0$ is de lineair verklaarbare fout 0 (als $r=1$, $C_2=1$ en $\bar{P} = \bar{A}$, dus $C_1=0$, volgt

direct $\text{MSE}=0$). Dit kan ook ingezien worden door term2 als functie van de richtingscoëfficiënt C_2 te formuleren:

$$\text{term2} = (1 - C_2)^2 \cdot \text{Sp}^2 \quad (3.7)$$

Hieruit blijkt dat SC een criterium is waarmee getoetst kan worden in hoeverre C_2 afwijkt van 1.

3.3.3.1 GEBRUIKTE CRITERIA

U^2

U^2 wordt gehanteerd om te toetsen in hoeverre de grootte van het gemiddelde verschil tussen simulatie en waarneming acceptabel is. De simulaties worden als onbevredigend beoordeeld (negatieve validatie) wanneer dit verschil groter is dan het gemiddelde van de simulatiepunten P_i of van de waarnemingen A_i . In termen van U^2 betekent dit dat de validatie negatief beoordeeld wordt als $U^2 \geq 1$, indien $\bar{P} < \bar{A}$ dan wel als $U^2 \geq 0.5$ indien $\bar{P} > \bar{A}$. Dit onderscheid maakt het noodzakelijk om bij de uiteindelijke validaties steeds aan te geven of $\bar{P}$ groter dan wel kleiner dan $\bar{A}$ is. Een algemene richtlijn voor de maximale waarde van U^2 waarbij meer van een goed validatieresultaat gesproken kan worden is moeilijker te geven. Gekozen is voor $U^2=0.3$ als $\bar{P} < \bar{A}$ en $U^2=0.2$ als $\bar{P} > \bar{A}$. Validatiewaarden tussen respectievelijk 0.3 en 1.0 en 0.2 en 0.5 worden als redelijk tot matig beoordeeld.

MC

De index MC wordt gebruikt om te onderzoeken of een niet positief validatieresultaat veroorzaakt wordt door een belangrijk verschil tussen de gemiddelden $\bar{P}$ en $\bar{A}$. Wanneer $\text{MC} \rightarrow 1$ wordt de MSE bijna geheel door dit verschil veroorzaakt, wanneer $\text{MC} \rightarrow 0$ dan is de bijdrage van $\bar{P} - \bar{A}$ aan de MSE van ondergeschikt belang.

SC en r

De combinatie SC, r geeft informatie over de vorm van de simulatie ("het seizoensverloop"). Een hoge waarde van SC met $r > 0$ geeft aan dat de vorm van de simulatie goed is, maar de schaal waarschijnlijk niet. De simulatie is bijvoorbeeld "uitgerekt" of "ingekrompen" ten opzichte van de waarnemingspunten. Als $\text{SC} \rightarrow 1$ en $r < 0$ dan loopt de simulatie gemiddeld tegengesteld aan de waarnemingen (bij een lage simulatiewaarde hoort dan een hoge waarnemingswaarde en

omgekeerd), wat als een negatief resultaat beschouwd moet worden. Bij een lage waarde van SC wordt de MSE slechts voor een klein deel veroorzaakt door een "fout" lineair verband tussen A_i en P_i . Of er is dan geen lineair verband (dan is ook $r=0$), wat betekent dat het seizoensverloop niet goed gesimuleerd wordt, of $A_i \approx C_1 + P_i$ (dan is ook $r \approx 1$) hetgeen betekent dat de vorm van de simulatie exact overeenkomt met die van de waarnemingen. Wanneer $r > 0$ is, terwijl SC een gemiddelde waarde heeft, zijn conclusies ten aanzien van het seizoensverloop minder eenvoudig te trekken.

3.3.4 ORGANISCH KOOLSTOFBALANS

De kwaliteit van het model dient niet alleen getoetst te worden op grond van de simulaties van individuele variabelen, maar ook op grond van het gesimuleerde totale functioneren van het systeem. Dit functioneren wordt samengevat in de belangrijkste energiestromen vanuit, naar en binnen het systeem, die op hun beurt worden samengevat in de vorm van een jaarbalans van organisch koolstof voor het gehele gebied, waarin de grootte van invoer en lokale produktie worden vergeleken met de uitvoer en lokale consumptie.

Met behulp van het model is de balans voor 1986 berekend. Voor dit jaar is geen balans gebaseerd op veldgegevens beschikbaar. Als vergelijking dient de balans die voor de westelijke Waddenzee is opgesteld op grond van literatuur-

gegevens en data verzameld tijdens het EON onderzoeksprogramma van 1986 en 1987. Daar het een globale beoordeling van de simulatie van het systeem betreft zijn geen formele toetsingscriteria toegepast.

3.4 VALIDATIE VAN HET EMOWAD MODEL

3.4.1 TRANSPORT OPGELOSTE COMPONENTEN

Tabel 3.3 geeft de ingangsgrootheden die behoren bij de vier door ZIMMERMAN (1976) gegeven perioden uit 1970-1972 met een over langere tijd stationair spuiregim.

De saliniteiten die gebruikt zijn als randvoorwaarden op de Noordzee zijn bepaald door de door ZIMMERMAN (1976) in een polynoom beschreven saliniteitsgradiënt in het zeegat te extrapoleren naar een saliniteit 3 km zeewaarts van de grens tussen beide randcompartimenten en de Noordzee (Tabel 3.4).

TABEL 3.3

Spuidebieten gedurende vier stationaire perioden in 1970-1972. Data ontleend aan ZIMMERMAN (1976).

Periode	Spuidebieten ($m^3 \cdot s^{-1}$)	
	Den Oever	Kornwerderzand
mei-juli '71 (1)	0	0
mei-juli '72 (2)	266	0
aug-okt. '70 (3)	265	178
feb-apr. '70 (4)	562	411

TABEL 3.4

Vergelijking tussen de met het EMOWAD model berekende en de gemeten saliniteiten in de vier stationaire perioden in de periode 1970-1972. $rvw(1)$ en $rvw(8)$ zijn de randvoorwaarden bij respectievelijk compartiment 1 en compartiment 8. De waarden tussen () zijn geschat.

comp.	Saliniteit							
	periode 1 $rvw(1) = 31.5$ $rvw(8) = 33.0$		periode 2 $rvw(1) = 31.7$ $rvw(8) = 32.5$		periode 3 $rvw(1) = 30.8$ $rvw(8) = 32.5$		periode 4 $rvw(1) = 28.0$ $rvw(8) = 30.8$	
	ber.	gem.	ber.	gem.	ber.	gem.	ber.	gem.
1	31.8	31.5	29.7	30.2	28.5	29.3	22.0	24.0
2	32.0	31.5	28.2	29.2	26.3	29.0	18.9	20.5
3	32.1	31.5	22.2	25.3	19.9	24.2	10.5	10.9
4	32.2	31.5	28.5	28.3	25.1	24.6	17.3	15.5
5	32.5	31.5	30.4	29.4	22.8	23.6	14.8	13.8
6	32.1	31.5	28.8	29.5	26.2	28.0	18.8	21.8
7	32.4	(31.8)	29.9	(29.0)	26.4	(26.5)	19.8	(19.7)
8	32.9	32.8	32.5	32.5	32.5	30.8	30.5	28.0
9	32.9	32.7	32.4	32.5	30.4	30.4	27.6	27.6
10	32.8	32.5	32.3	32.3	29.1	28.8	25.3	24.7
11	32.8	(32.5)	32.3	(32.4)	29.7	(30.4)	26.4	(27.6)
12	32.8	(32.5)	32.0	(31.5)	28.6	(30.0)	24.4	(26.2)

In Tabel 3.4 worden de voor de stationaire periodes berekende saliniteiten in de compartimenten vergeleken met de gemeten waarden. De "gemeten" saliniteiten in de compartimenten 7, 11 en 12 zijn geschat omdat hiervoor geen meetwaarden beschikbaar zijn.

De hoeveelheid zoet water (zoet,*i*) (m³) in compartiment *i* kan bepaald worden met behulp van:

$$V(\text{zoet},i) = \frac{S(0) - S(i)}{S(0)} \cdot V(i) \quad (3.8)$$

waarin:

$S(0)$ = saliniteit zeewater (s)

$S(i)$ = saliniteit in compartiment *i* (s)

$V(i)$ = volume compartiment *i* (m³)

In Tabel 3.5 zijn de zoetwatervolumina gesom-

meerd voor het Marsdiep kombergingsgebied (compartimenten 1 t/m 7) en het Vlie kombergingsgebied (compartimenten 8 t/m 12). Als saliniteit van het zeewater werd de gemiddelde waarde van de randvoorwaarde en het aangrenzende compartiment gebruikt.

TABEL 3.5

Berekende en gemeten zoetwatervolumina in de westelijke Waddenzee in de vier stationaire periodes in de periode 1970-1972. Gemeten volumina ontleend aan ZIMMERMAN (1976).

Periode	Hoeveelheid zoet water (10 ⁶ m ³)			
	Marsdiepbekken		Vliebekken	
	berekend	gemeten	berekend	gemeten
2	172	152	5	2
3	470	380	36	22
4	810	745	75	60

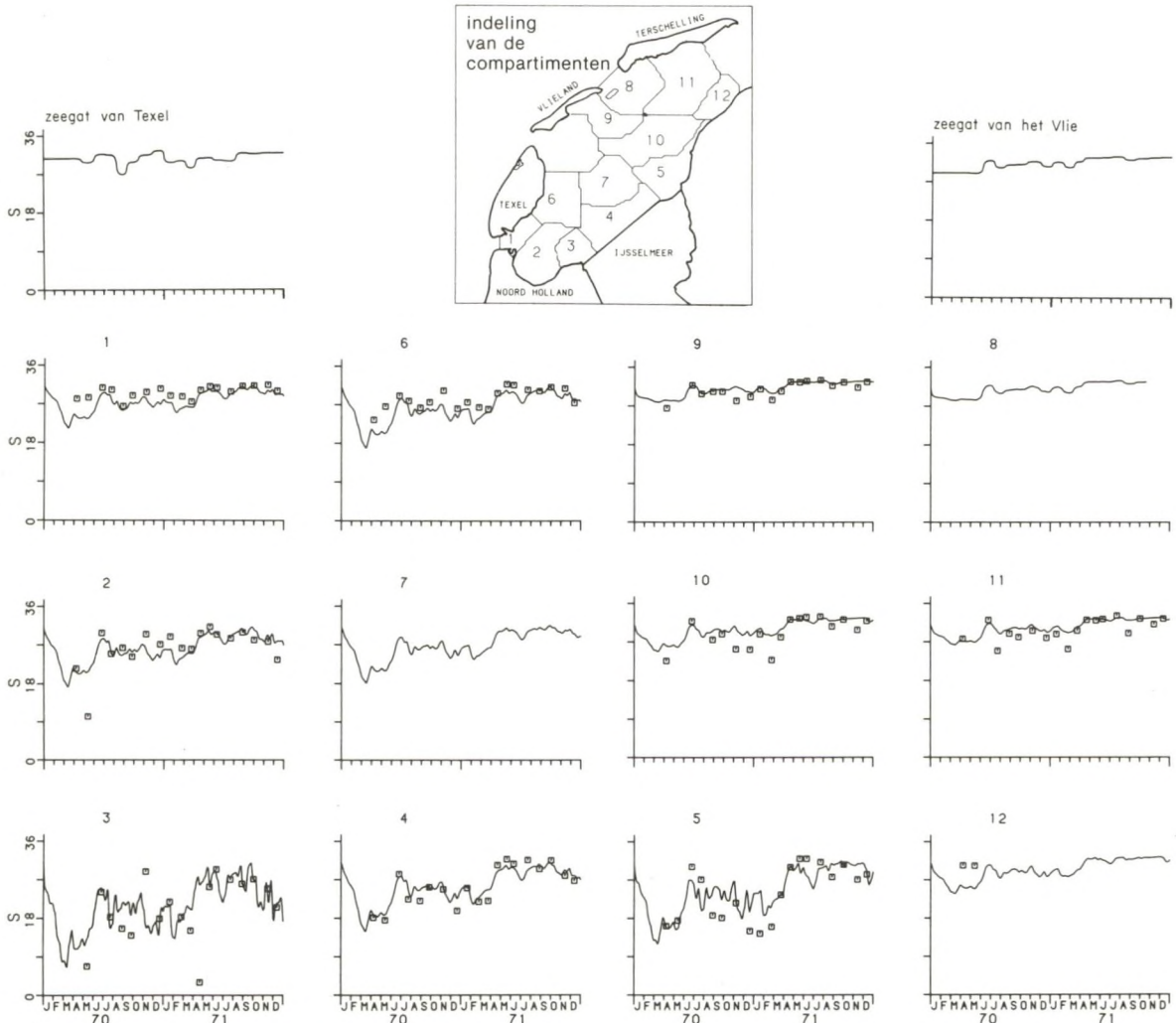


Fig. 3.2. Gesimuleerde en gemeten saliniteiten in de periode 1970-1971. Data ontleend aan MANUELS & ROMMETS (1973).

In het algemeen is de overeenkomst tussen berekende en gemeten saliniteit goed. Uit Tabel 3.4 en 3.5 blijkt dat berekeningen in het algemeen resulteren in enigszins te lage saliniteiten en, hieraan gerelateerd in te grote zoetwatervolumina. Deze te lage saliniteiten kunnen veroorzaakt worden door te lage uitwisselingscoëfficiënten in de Waddenzee of door een te groot rest-transport vanuit het Vlie gebied naar het Marsdiep gebied.

In Fig. 3.2 zijn de resultaten opgenomen van de tijdsafhankelijke simulaties op grond van het weekgemiddelde spuiregiem voor 1970-1971. De benodigde zeerandvoorwaarden bij compartiment 1 en 8, zijn wederom geëxtrapoleerd uit gemeten saliniteiten bij de zeegaten.

De gemeten saliniteiten (MANUELS & ROMMETS, 1973), waarvan een deel door ZIMMERMAN (1976) gebruikt werd om de saliniteitsverdeling in de hiervoor beschreven stationaire perioden te bepalen, zijn niet verzeild en komen daarom meestal niet overeen met die in het middelpunt van een compartiment. Toch blijkt uit Fig. 3.2 dat vergelijkbare gradiënten tussen de compartimenten te herkennen zijn. Uit het verschil tussen het Marsdiep gebied en het Vlie gebied blijkt dat zowel in de metingen als in de berekeningen de saliniteitsgradiënten langs de geulassen in het Marsdiep gebied veel groter zijn dan die in het Vlie gebied. Ook de vrij snelle veranderingen in saliniteiten door het tijdsafhankelijke en onregelmatige spuiregiem zijn goed herkenbaar.

3.4.2 PELAGISCH, BENTHISCH EN EPIBENTHISCH SUBMODEL

3.4.2.1 PELAGISCHE VARIABLEN

In Tabel 3.6 is een overzicht gegeven van de pelagische variabelen, waarvoor veldgegevens uit 1986 beschikbaar zijn. De gemeten waarden worden vergeleken met modelresultaten, die gezien moeten worden als gemiddelden over het getij en over het compartiment. Aangezien er soms grote variaties binnen een compartiment en binnen een getijperiode voorkomen, kan de vergelijking van de veldwaarnemingen met de modelresultaten een enigszins vertekend beeld geven. De validatieresultaten zijn samengevat in Tabel 3.7.

In de Figuren 3.3 t/m 3.20 zijn de compartimenten zodanig gerangschikt dat de geometrie van het systeem tot op zekere hoogte herkenbaar is. Linksboven is compartiment 1 gesitueerd, met in sommige figuren nog daarboven de randvoorwaarde voor het Zeegat van Texel. Rechtsboven ligt compartiment 8 met in sommige gevallen daarboven de randvoorwaarde voor het Zeegat van Het Vlie. Van boven naar beneden worden hieronder respectievelijk de meest westelijke en de meest oostelijke geulassen gevolgd. Onder in de figuren zijn de compartimenten langs de Afsluitdijk en de Friese kust geplaatst, zie ook Fig. 2.2 en 2.3.

TABEL 3.6

Pelagische variabelen waarvoor veldwaarnemingen van 1986 beschikbaar zijn. Data ontleend aan 1: ANONYMUS (1986a); 2: VELDHUIS e.a. (1988); 3: VAN DUYL & KOP (1988); 4: BARETTA & MALSCHAERT (ongepubl.).

<i>Variabele</i>	<i>Eenheid</i>	<i>Omschrijving</i>	<i>Data ontleend aan:</i>
SUSM	$\text{g dr.stof} \cdot \text{m}^{-3}$	gesuspendeerd materiaal (totaal)	3
SILI	$\text{mmol} \cdot \text{m}^{-3}$	opgelost reactief silicaat	1, 2
PO4	$\text{mmol} \cdot \text{m}^{-3}$	opgeloste reactieve fosfor	1, 2
PBAC	$\text{mgC} \cdot \text{m}^{-3}$	pelagische bacteriën	3
PRDM	$\text{mgC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dag}^{-1}$	productie van pelagische bacteriën	
BOC1	$\text{mg O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dag}^{-1}$	totale zuurstofconsumptie in het pelagiaal	3
CHLA	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$	chlorofyl-a	2
PFLG	$\text{mgC} \cdot \text{m}^{-3}$	fytoplankton anders dan diatomeeën	2
PDIA	$\text{mgC} \cdot \text{m}^{-3}$	pelagische diatomeeën	2
MPPP	$\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dag}^{-1}$	totale pelagische primaire productie	2
PCOP	$\text{mgC} \cdot \text{m}^{-3}$	pelagisch mesozooplankton	4

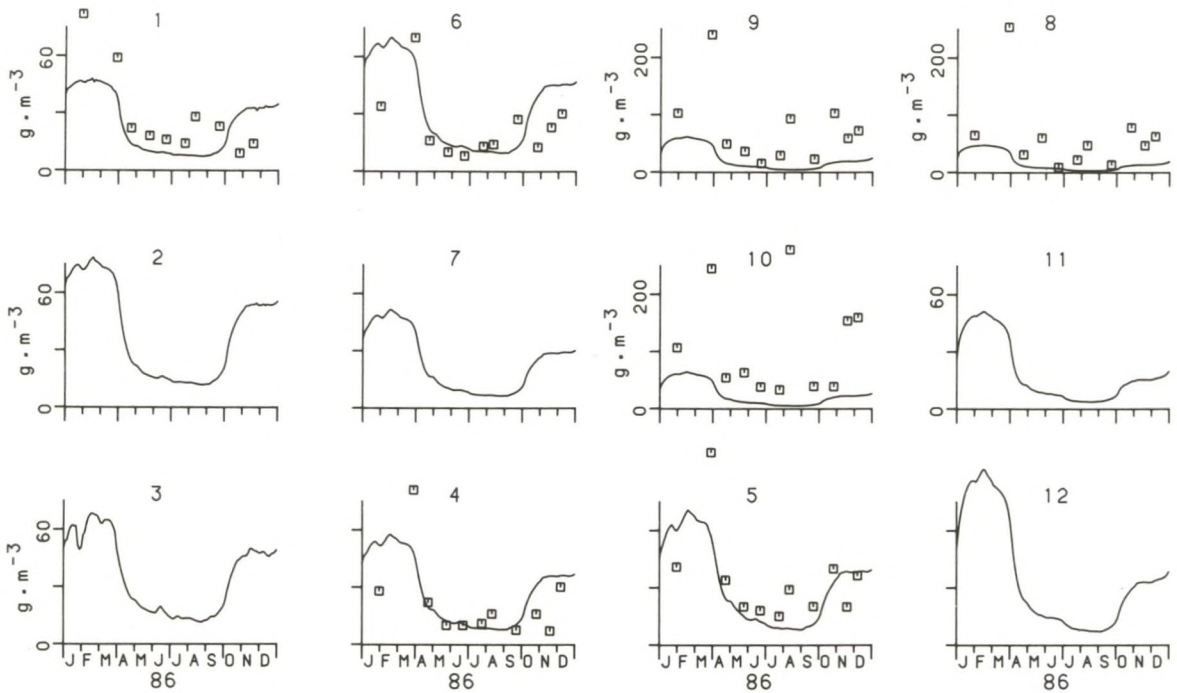


Fig. 3.3. Gesimuleerde (—) en gemeten (□) gehalten aan gesuspendeerd materiaal (SUSM, $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$). Let op onderlinge verschillen in schaal.

SUSM (Fig. 3.3)

In het algemeen geldt $\bar{P} < \bar{A}$. Uit de figuur en de waarden van U^2 in Tabel 3.7 blijkt dat de overeenkomst voor de compartimenten in het Marsdiepbekken beter is dan die voor de compartimenten in het Vlie kombergingsgebied. Voor de compartimenten 1 t/m 6 ligt U^2 tussen 0.2 en 0.53, hetgeen betekent dat de modelsimulaties in deze compartimenten redelijk tot goed zijn. Voor de compartimenten in het Vliebekken zijn de simulatieresultaten slecht ($U^2 > 8.3$). De hoge waarden van MC geven aan dat dit vooral veroorzaakt wordt door het verschil tussen de gemiddelde niveaus van de gesimuleerde en de gemeten waarden. Het model geeft in deze compartimenten een structurele onderschatting ten opzichte van de veldwaarnemingen.

TABEL 3.7

Resultaten van de validatie voor 1986 van de pelagiale variabelen. Voor verklaring van gebruikte afkortingen zie par. 3.3.3 en Tabel 3.6. N is het aantal veldwaarnemingen. Bij minder dan 10 waarnemingen is C niet berekend.

<i>Variabele</i>	U^2	MC	SC	r	RC	C	N
SUSM(1)	.53	.19	.00	.68	.80	7.4	10
SUSM(4)	.30	.04	.03	.64	.93	8.0	11
SUSM(5)	.28	.12	.01	.71	.87	7.9	11
SUSM(6)	.20	.19	.25	.69	.56	7.0	11
SUSM(8)	> 10	.42	.13	.63	.45	4.9	11
SUSM(9)	8.32	.55	.11	.70	.33	4.8	11
SUSM(10)	> 10	.55	.01	.32	.44	4.3	11
SILI(1)	.40	.12	.51	.58	.37	5.9	13
SILI(4)	.64	.02	.03	.54	.96	7.6	17
SILI(5)	.76	.03	.02	.50	.95	7.5	12
SILI(6)	.39	.15	.33	.50	.52	-	9
SILI(8)	.48	.12	.12	.61	.75	7.2	14
SILI(9)	.30	.06	.09	.75	.86	-	9
SILI(10)	.70	.05	.00	.60	.95	7.6	13
PO4(1)	.44	.35	.03	.83	.63	7.1	10
PO4(4)	.32	.08	.21	.67	.70	7.3	11
PO4(5)	.51	.21	.39	.53	.40	5.8	10
PO4(6)	.71	.12	.33	.30	.55	-	9
PO4(8)	.27	.02	.03	.68	.95	8.2	12
PO4(9)	.55	.05	.31	.37	.64	-	9
PO4(10)	.59	.26	.17	.50	.58	6.3	11
PBAC(1)	.24	.41	.03	.70	.56	6.9	10
PBAC(4)	.17	.33	.13	.73	.54	7.0	11
PBAC(5)	.23	.59	.21	.65	.19	5.6	10
PBAC(6)	.20	.58	.12	.79	.30	6.3	11
PBAC(8)	.92	.03	.04	.34	.92	7.0	11
PBAC(9)	.26	.02	.26	.57	.71	7.2	11
PBAC(10)	.20	.06	.45	.58	.49	6.6	11

<i>Variabele</i>	U^2	MC	SC	r	RC	C	N
PRDM(1)	.36	.16	.60	.51	.24	5.4	10
PRDM(4)	.39	.37	.25	.62	.38	6.0	11
PRDM(5)	.39	.52	.20	.58	.28	5.6	11
PRDM(6)	.29	.40	.45	.81	.15	5.7	11
PRDM(8)	4.60	.04	.00	.26	.96	6.4	11
PRDM(9)	1.23	.00	.11	.29	.89	6.7	11
PRDM(10)	.76	.05	.12	.38	.84	6.9	11
BOC1(1)	.56	.00	.15	.41	.85	7.1	10
BOC1(4)	.26	.00	.01	.78	.99	8.5	11
BOC1(5)	.19	.20	.05	.76	.75	7.7	11
BOC1(6)	.31	.12	.00	.77	.88	8.0	10
BOC1(8)	.49	.04	.01	.63	.95	7.8	11
BOC1(9)	.26	.10	.23	.68	.67	7.2	11
BOC1(10)	.32	.05	.07	.65	.88	7.8	11
CHLA(1)	.51	.01	.39	-.50	.60	-	7
CHLA(4)	.49	.03	.17	.00	.80	-	7
CHLA(5)	2.19	.06	.23	-.23	.70	-	7
CHLA(6)	.29	.18	.18	-.12	.64	-	7
CHLA(8)	1.16	.14	.08	.47	.78	-	7
CHLA(9)	.32	.01	.20	-.04	.79	-	7
CHLA(10)	.86	.12	.17	-.07	.72	-	7
PFLG(1)	.31	.16	.00	.65	.84	-	5
PFLG(4)	.35	.60	.14	.65	.26	-	5
PFLG(5)	.44	.38	.27	.52	.35	-	5
PFLG(6)	.55	.06	.07	.68	.87	-	5
PFLG(8)	6.67	.25	.24	.68	.51	-	5
PFLG(9)	2.18	.04	.32	.74	.64	-	5
PFLG(10)	.58	.30	.24	.28	.46	-	5
PDIA(1)	1.57	.10	.29	-.15	.61	-	5
PDIA(4)	4.02	.29	.33	-.28	.38	-	5
PDIA(5)	7.27	.23	.28	-.33	.49	-	5
PDIA(6)	1.24	.18	.25	.21	.57	-	5
PDIA(8)	.54	.40	.14	.28	.47	-	5
PDIA(9)	1.74	.57	.32	-.37	.11	-	5
PDIA(10)	9.29	.40	.19	-.31	.41	-	5
MPPP(1)	.79	.16	.72	-.42	.12	-	7
MPPP(4)	.32	.46	.27	.13	.27	-	7
MPPP(5)	.91	.08	.15	.67	.77	-	7
MPPP(6)	.51	.44	.43	-.15	.13	-	7
MPPP(8)	.75	.46	.41	-.08	.13	-	7
MPPP(9)	.57	.62	.30	.05	.08	-	7
MPPP(10)	.56	.01	.07	.18	.92	-	7
PCOP(1)	.76	.61	.37	-.57	.02	-	7
PCOP(3)	4.43	.18	.09	.06	.73	-	7
PCOP(4)	.57	.37	.55	.58	.08	-	6
PCOP(5)	1.19	.00	.21	.15	.79	6.1	14
PCOP(6)	.84	.46	.53	-.42	.01	-	4
PCOP(7)	.51	.34	.61	-.34	.05	-	6
PCOP(8)	.57	.42	.45	-.01	.14	-	7
PCOP(9)	.83	.57	.42	-.26	.01	-	4
PCOP(10)	.78	.50	.50	1.00	.00	-	2
PCOP(11)	.67	.45	.51	-.17	.04	-	9

SILI (Fig. 3.4)

Uit Fig. 3.4 en de lage MC-waarden (< 0.15 ; Tabel 3.7) blijkt dat het jaargemiddelde niveau goed wordt gesimuleerd. Met andere woorden $\bar{P} \approx \bar{A}$. De waarde van U^2 ligt voor de verschillende compartimenten tussen 0.39 en 0.76, hetgeen op matige tot redelijke simulaties wijst. Het seizoensverloop wordt goed gesimuleerd: hoge concentraties in de winter en lage in de zomer (SC < 0.51 ; $r > 0.50$).

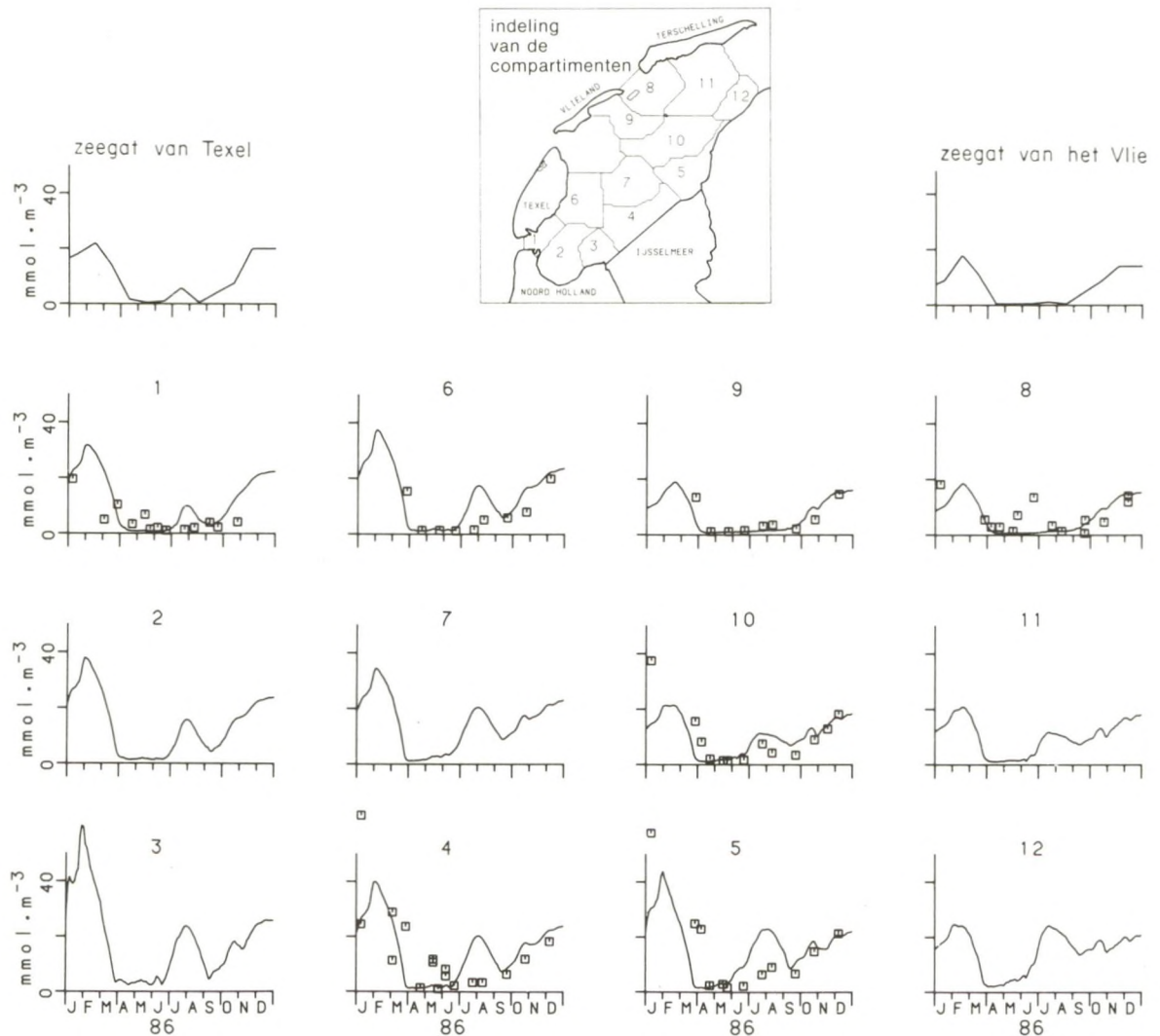


Fig. 3.4. Gesimuleerde (—) en gemeten (□) waarden voor de concentraties opgelost silicaat (SILI, $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-3}$).

PO4 (Fig. 3.5)

In het algemeen geldt $\bar{P} < \bar{A}$, zij het dat de verschillen in met name compartimenten 4, 8 en 9 niet groot zijn. De overeenkomst tussen de gemeten en gesimuleerde waarden is goed in compartiment 8 ($U^2=0.27$) en redelijk tot matig in de overige compartimenten (U^2 tussen 0.32 en 0.71). In de zomermaanden zijn de berekende concentraties in alle compartimenten lager dan de gemeten waarden. Waarschijnlijk wordt dit ver-

oorzaakt door het ontbreken van stikstofcomponenten in het model. In het model is fosfor limiterend voor de primaire produktie, terwijl in werkelijkheid stikstof gedurende enkele maanden beperkend kan zijn. De jaargemiddelde niveaus van de gesimuleerde concentraties zijn redelijk tot goed ($MC < 0.35$). Hetzelfde geldt voor het globale seizoensverloop: hoge concentraties in de winter en lage in de zomer ($SC < 0.39$; $r > 0.30$).

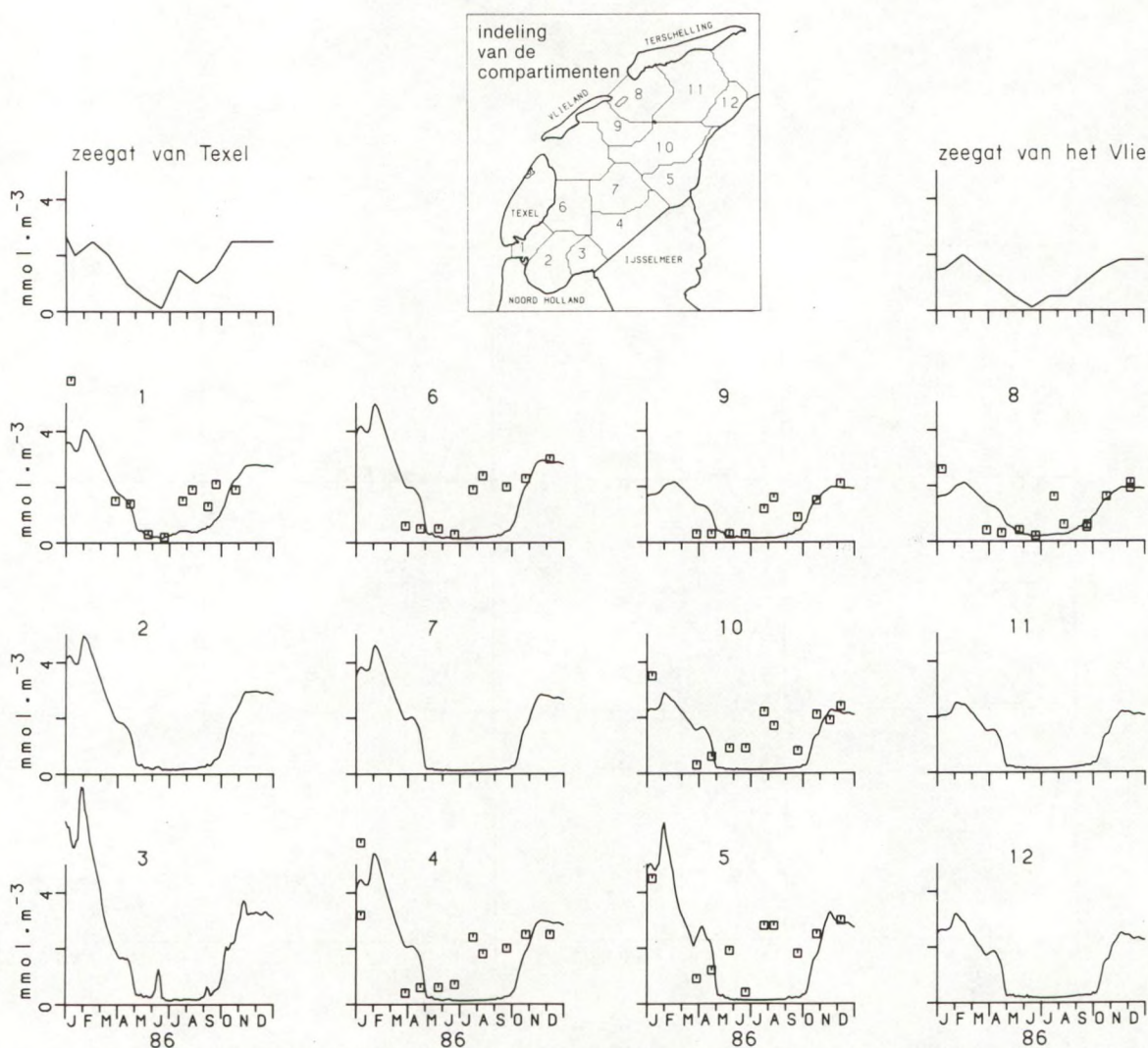


Fig. 3.5. Gesimuleerde (—) en gemeten (□) waarden voor de concentraties opgelost fosfaat (PO4, mmol · m⁻³).

PBAC (Fig. 3.6)

Voor alle compartimenten in het Marsdiep gebied geldt $\bar{P} > \bar{A}$. In de compartimenten 8, 9 en 10 ligt dit minder eenduidig. De overeenkomst tussen gesimuleerde en gemeten biomassa's is redelijk tot goed (U^2 tussen 0.17 en 0.26) met uitzondering van compartiment 8 waar $U^2 = 0.92$. In de compartimenten in het Marsdiep kombergingsgebied is het jaargemiddelde niveau van de simulaties te hoog (MC tussen 0.33 en 0.59). Het seizoensverloop (hoge biomassa's in de zomer, lage biomassa's in de winter) is in de simulaties goed terug te vinden ($SC < 0.45$; $r > 0.34$).

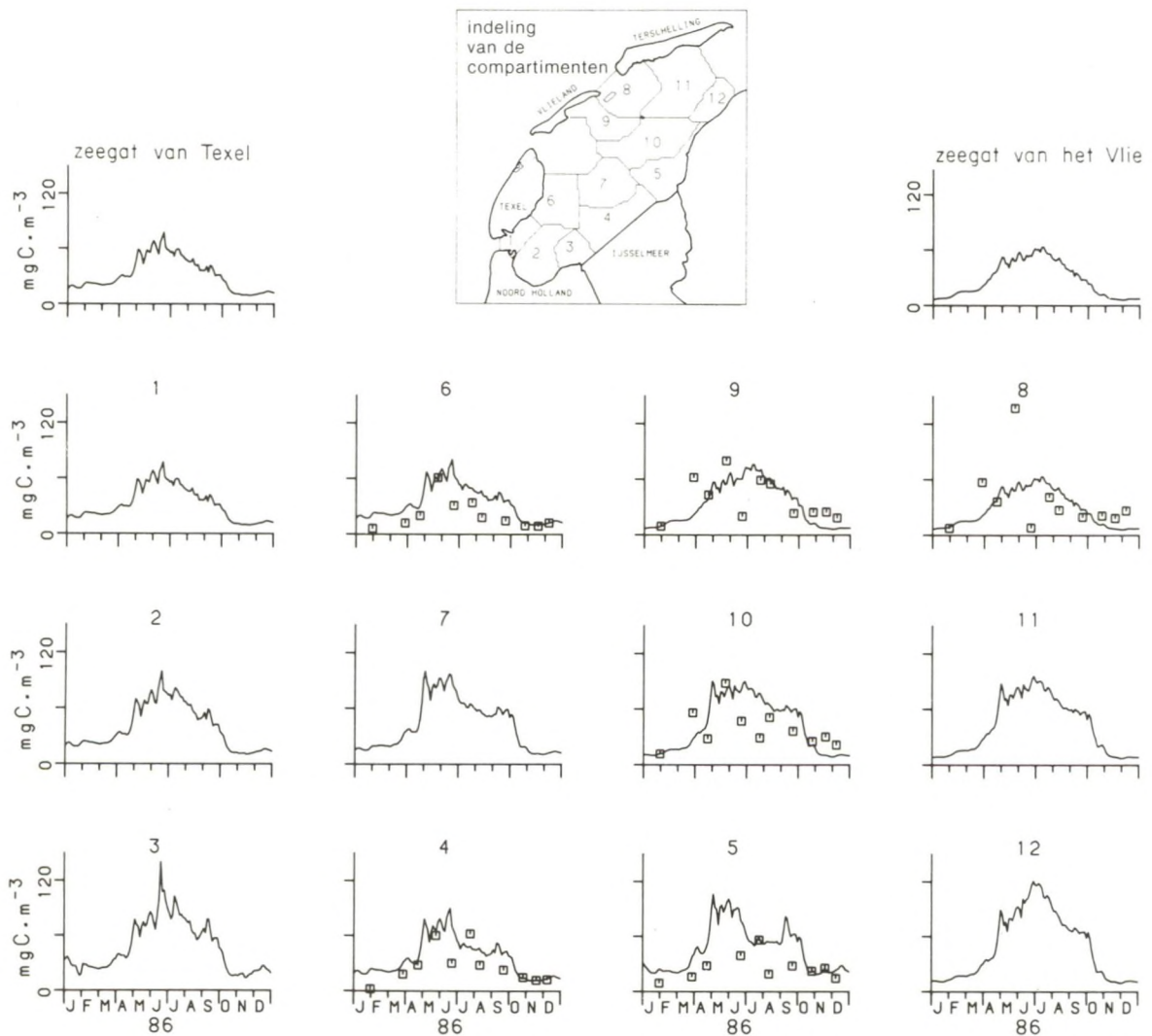


Fig. 3.6. Gesimuleerde (—) en gemeten (□) waarden voor de biomassa's aan pelagische bacteriën (PBAC, mgC·m⁻³).

PRDM (Fig. 3.7)

Met uitzondering van compartiment 10 geldt overall $\bar{P} > \bar{A}$. Voor het Marsdiep kombergingsgebied komen de berekende waarden matig tot redelijk overeen met de gemeten produkties (U^2 tussen 0.29 en 0.39). De jaarniveaus volgens het model zijn echter duidelijk hoger dan die volgens de veldwaarnemingen (MC tussen 0.16 en 0.52). Voor de compartimenten in het Vliebekken is de overeenkomst matig tot slecht (U^2 tussen 0.76 en 4.6). De afwijkingen in jaargemiddelde niveaus dragen hier echter slechts weinig bij aan het totale verschil (MC < 0.05). Het gesimuleerde seizoensverloop is in beide kombergingsgebieden niet goed in de veldwaarnemingen terug te vinden.

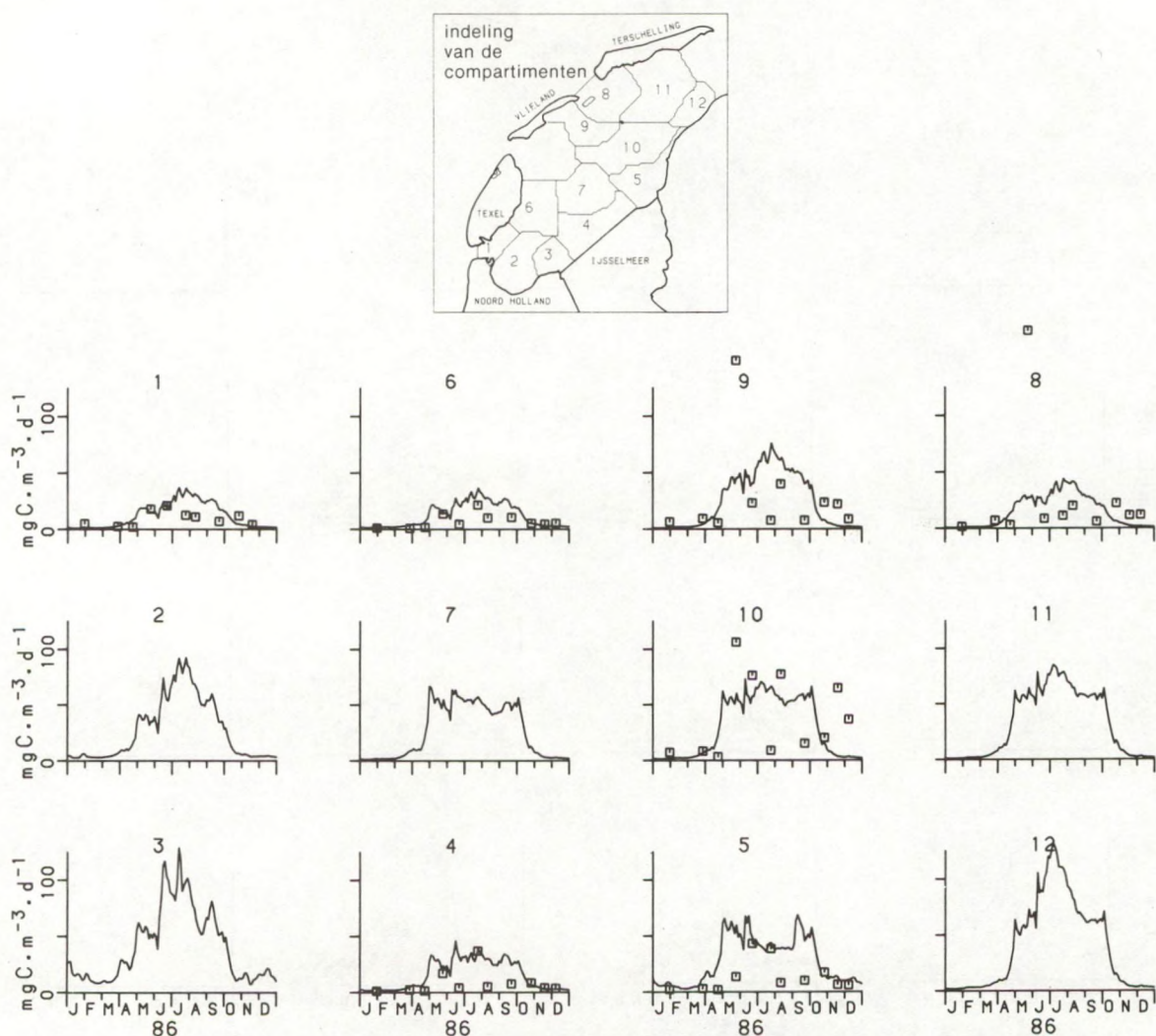


Fig. 3.7. Gesimuleerde (—) en gemeten (□) waarden voor de produktie van pelagische bacteriën (PRDM, mgC·m⁻³·dag⁻¹).

BOC1 (Fig. 3.8)

Voor de compartimenten 1, 4 en 8 geldt $\bar{P} \approx \bar{A}$, in compartiment 6 is $\bar{P} < \bar{A}$, in de compartimenten 5, 9 en 10 is $\bar{P} > \bar{A}$. Hiermee rekening houdend, volgt uit de U^2 -waarden dat de simulatiewaarden redelijk tot matig overeenkomen met de gemeten consumpties (U^2 tussen 0.19 en 0.56); de hoogste waarden van U^2 gelden voor de twee randcompartimenten 1 ($U^2=0.56$) en 8 ($U^2=0.49$). Het gesimuleerde gemiddelde jaarniveau is goed ($MC < 0.20$). Ook het globale seizoensverloop zoals dat door het model gesimuleerd wordt komt goed overeen met de veldwaarnemingen ($SC < 0.23$; $r > 0.41$). Uit Fig. 3.8 blijkt echter dat de gesimuleerde waarden van BOC1 in de maanden mei-juni te laag en in de periode juli t/m oktober te hoog zijn.

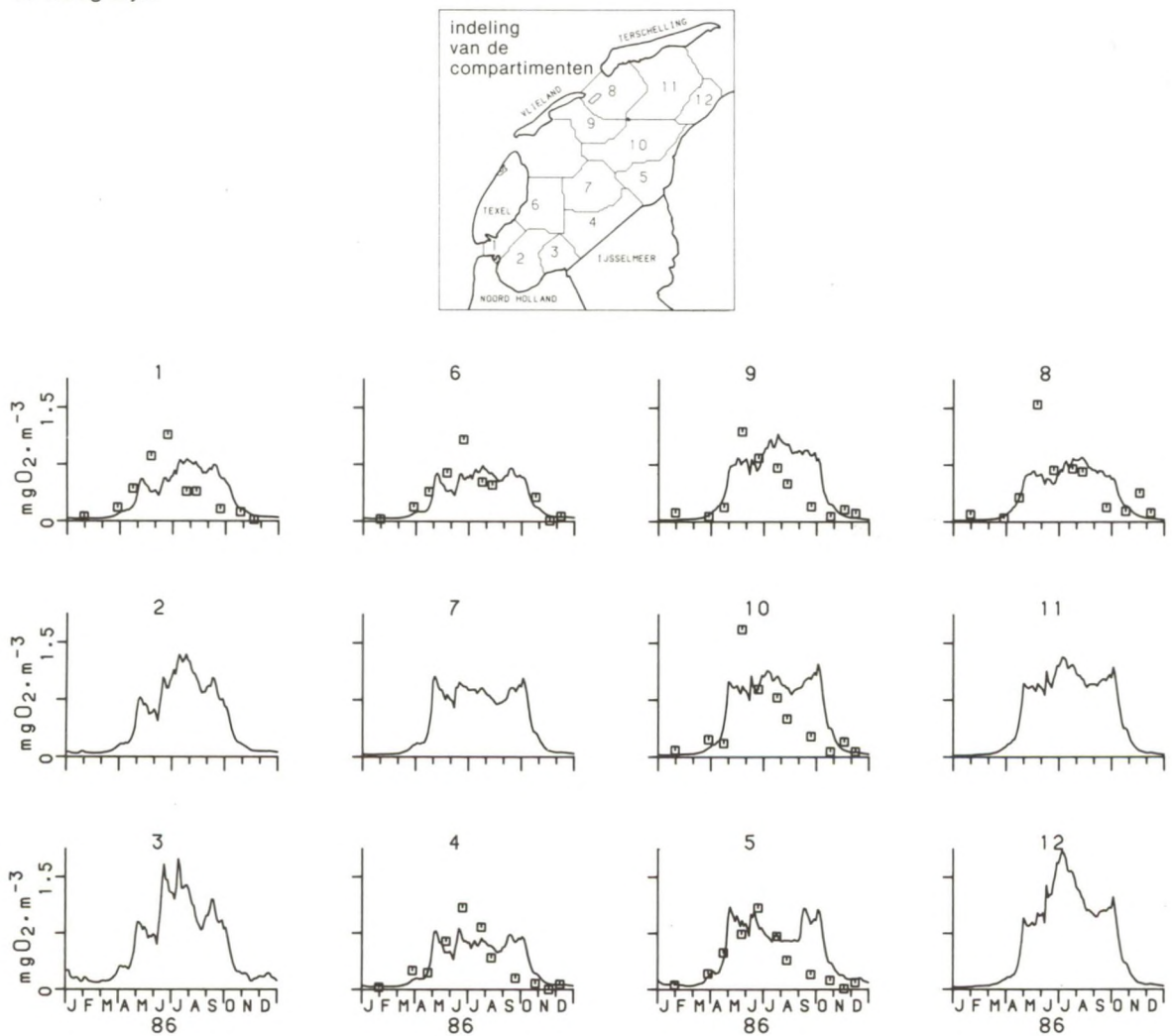


Fig. 3.8. Gesimuleerde (—) en gemeten (□) waarden voor de totale dagelijkse zuurstofconsumptie in het pelagiaal (BOC1, $\text{mg O}_2 \cdot \text{m}^{-3}$).

CHLA (Fig. 3.9)

Ten aanzien van CHLA geldt dat $\bar{P}$ iets groter dan $\bar{A}$ is of hieraan gelijk. De overeenkomst tussen gesimuleerde en gemeten waarden is redelijk voor de compartimenten 6 ($U^2=0.29$) en 9 ($U^2=0.32$) en matig tot slecht in de overige compartimenten (U^2 tussen 0.49 en 2.19). De gesimuleerde gemiddelde jaarniveaus zijn ongeveer gelijk aan die van de veldwaarnemingen ($MC < 0.18$). Het door het model gesimuleerde seizoensverloop wijkt af van dat volgens de meetgegevens. De voorjaarsbloei wordt in alle compartimenten te vroeg in het jaar gesimuleerd, terwijl voor de periode juni t/m september te hoge chlorofyl-a concentraties worden berekend. Dit komt tot uitdrukking in lage of zelfs negatieve waarden van r .

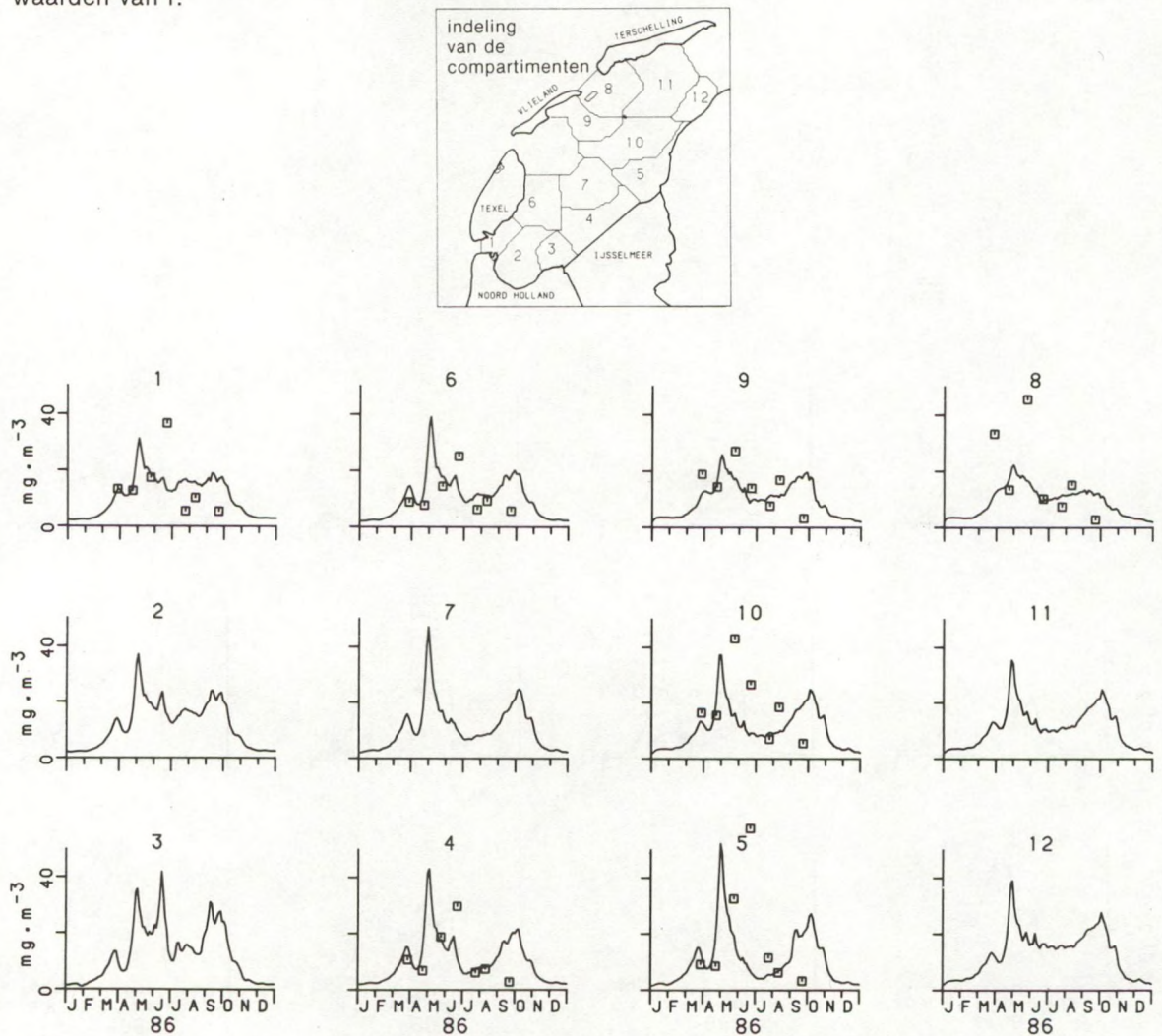


Fig. 3.9. Gesimuleerde (—) en gemeten ($\square$) waarden voor de concentraties aan chlorofyl-a (CHLA, $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$).

PFLG (Fig. 3.10)

Door het geringe aantal waarnemingen ($n=5$, periode maart t/m juli) is de mogelijkheid om de modelresultaten te beoordelen beperkt. Uitgezonderd de compartimenten 8 en 9 is overal $\bar{P} > \bar{A}$. Uit de U^2 -waarden blijkt dat de overeenkomst tussen de simulatiewaarden en de waarnemingen in alle compartimenten matig tot slecht is (U^2 tussen 0.31 en 9.29). De jaargemiddelde niveaus van PFLG zijn volgens de simulaties in het algemeen hoger dan die van de waarnemingen, zij het soms niet veel (MC ligt tussen 0.04 en 0.60). Gezien het geringe aantal waarnemingen is over het seizoensverloop geen zinvolle uitspraak te doen.

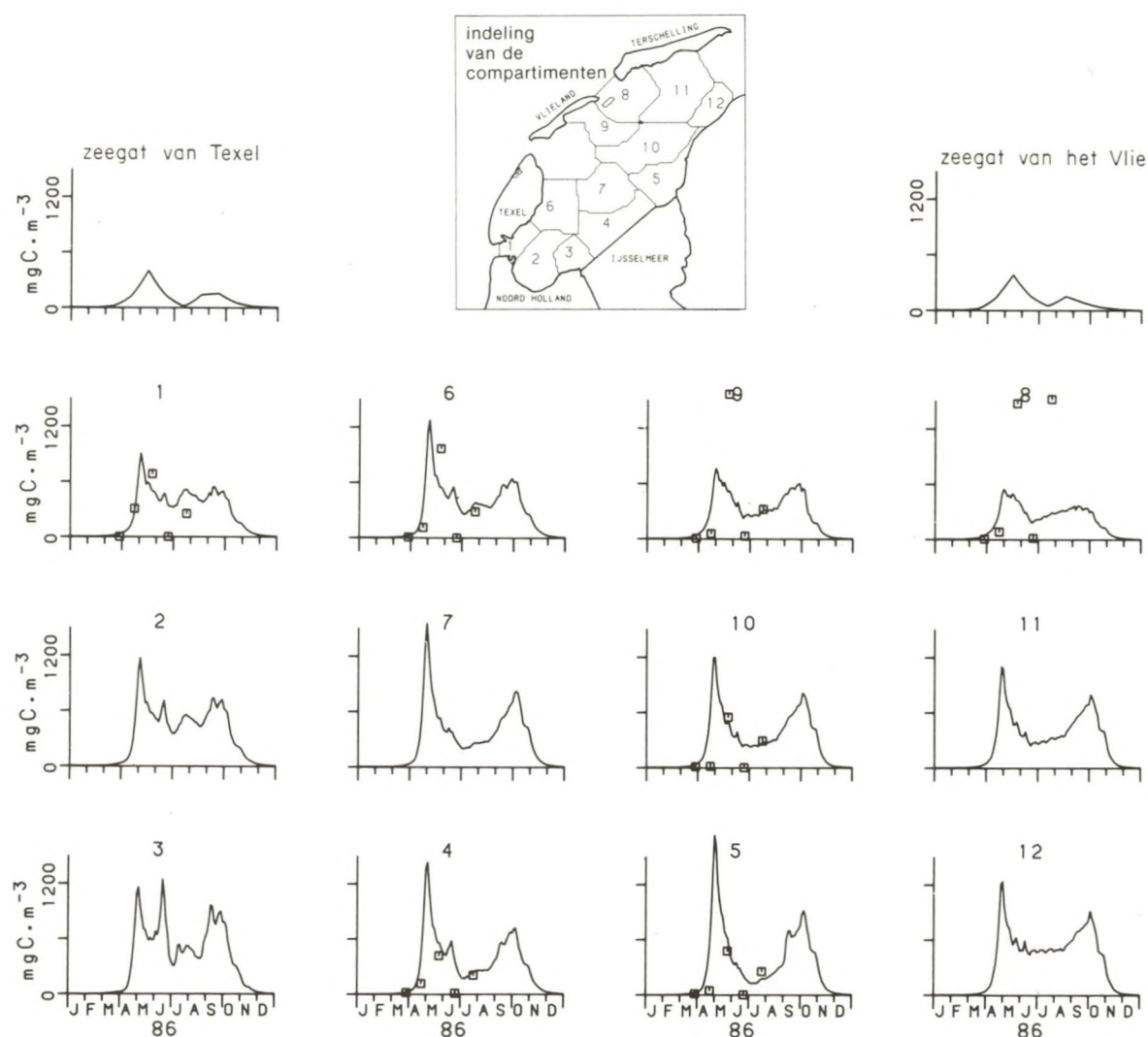


Fig. 3.10. Gesimuleerde (—) en gemeten (□) waarden voor de biomassa aan pelagische flagellaten (PFLG, mgC·m⁻³).

PDIA (Fig. 3.11)

In alle compartimenten is $\bar{P} < \bar{A}$. De hoge waarden van U^2 wijzen op een slechte overeenkomst tussen waarnemingen en simulatiewaarden. Behalve in compartiment 8 waar $U^2 = 0.58$ is U^2 overall groter dan 1 (U^2 tussen 1.24 en 9.19). Vooral in de compartimenten 8, 9 en 10 (Vlie gebied) wordt dit slechte resultaat voor een belangrijk deel veroorzaakt door afwijkingen in de gemiddelde niveaus ($MC > 0.40$). In het Marsdiep gebied

is dit minder het geval ($MC < 0.29$). Voorzover er iets over het seizoensverloop gezegd kan worden, wijzen de lage en negatieve waarden van r op een niet adequaat gesimuleerde seizoensdynamiek. In de simulaties zijn de diatomeeën in de zomer vrijwel geheel afwezig, terwijl de veldwaarnemingen laten zien dat er in de meer naar binnen gelegen compartimenten (4, 5, 6, 9, 10) een aanzienlijke populatie diatomeeën aanwezig is.

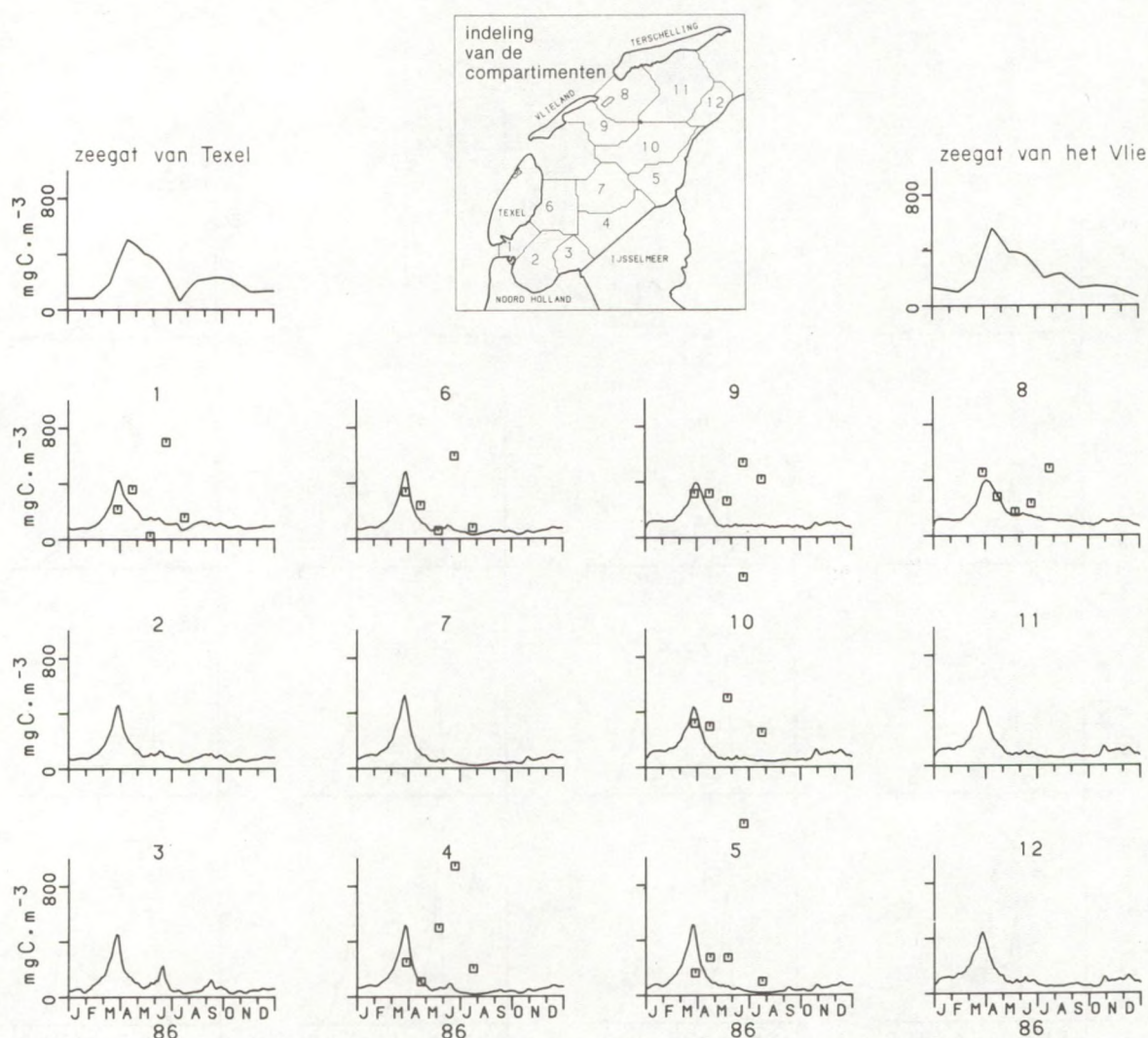


Fig. 3.11. Gesimuleerde (—) en gemeten ($\square$) waarden voor de biomassa aan pelagische diatomeeën (PDIA, $\text{mg C} \cdot \text{m}^{-3}$).

MPPP (Fig. 3.12)

In de compartimenten 5 en 10 is $\bar{P} \approx \bar{A}$, in de overige compartimenten geldt $\bar{P} > \bar{A}$. Zowel uit Fig. 3.12 als uit de waarden van U^2 blijkt dat de overeenkomst redelijk is in compartiment 4 ($U^2 = 0.32$) en slecht in de overige compartimenten (U^2 tussen 0.51 en 0.91). Vooral in de zomermaanden zijn de gesimuleerde waarden hoger dan de veldwaarnemingen. Behalve in de compartimenten 5 en 10 resulteert dit in een hoge MC-waarde (0.16-0.62). Ook het gesimuleerde seizoensverloop komt niet overeen met de meetgegevens (r is laag of negatief; SC ligt tussen 0.07 en 0.72).

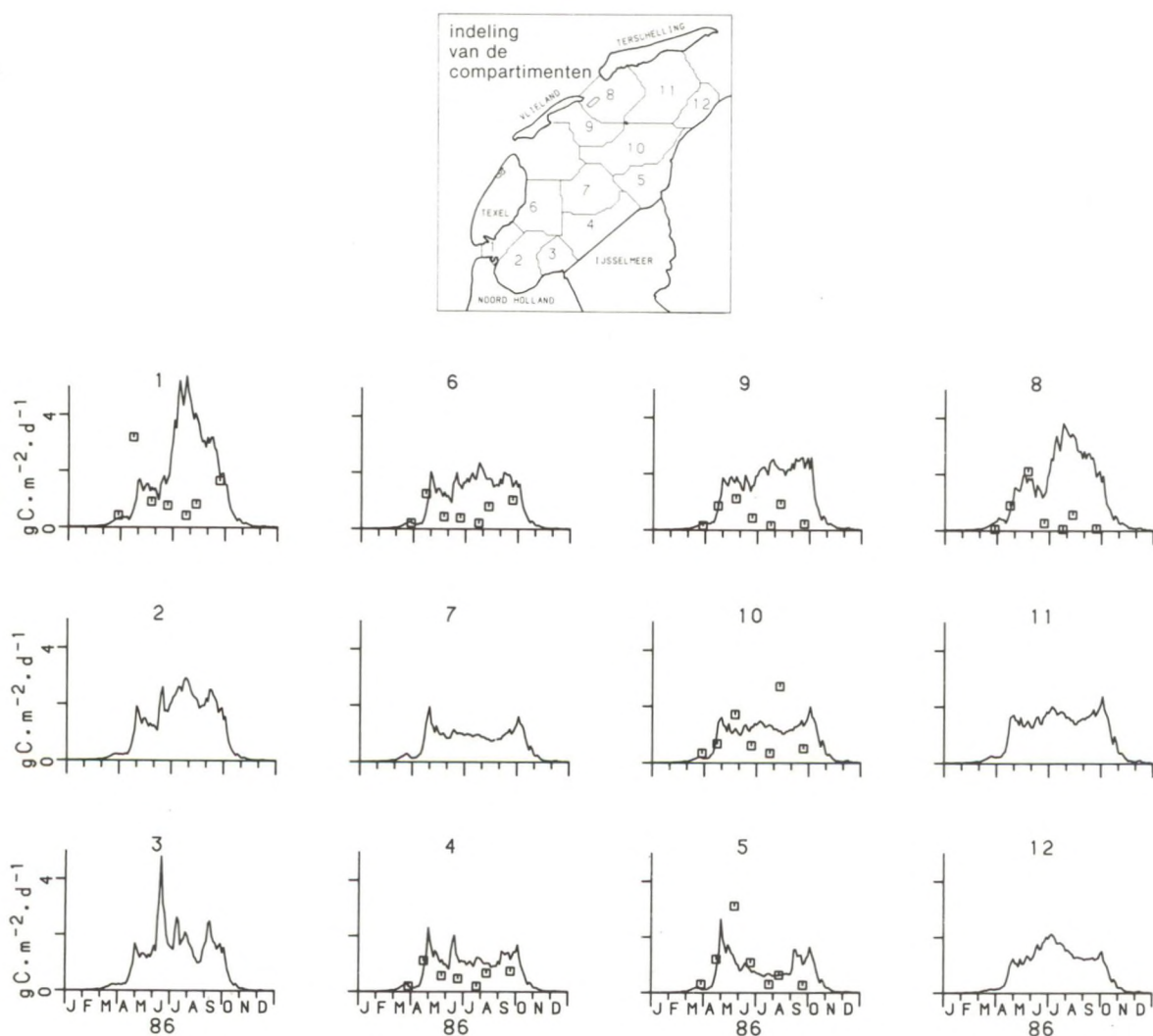


Fig. 3.12. Gesimuleerde (—) en gemeten (□) waarden voor de totale pelagische primaire produktie (MPPP, $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dag}^{-1}$).

PCOP (Fig. 3.13)

Behalve in de compartimenten 3 en 5 geldt overal $\bar{P} > \bar{A}$. De overeenkomst tussen gesimuleerde waarden van PCOP en de bijbehorende veldwaarnemingen is slecht (U^2 tussen 0.51 en 4.43). Met uitzondering van compartiment 5 draagt het verschil tussen jaargemiddelde simulatiewaarden en veldwaarnemingen aanzienlijk bij aan deze slechte overeenkomst ($MC=0.00$ in compartiment 5, overige: 0.18-0.61). Uit Fig. 3.13 blijkt dat over het seizoensverloop niet veel gezegd kan worden. In de compartimenten 3 en 5 treedt de voorjaarspiek eerder op in de simulaties dan in het veld. De gesimuleerde najaarspiek is niet waargenomen in het veld.

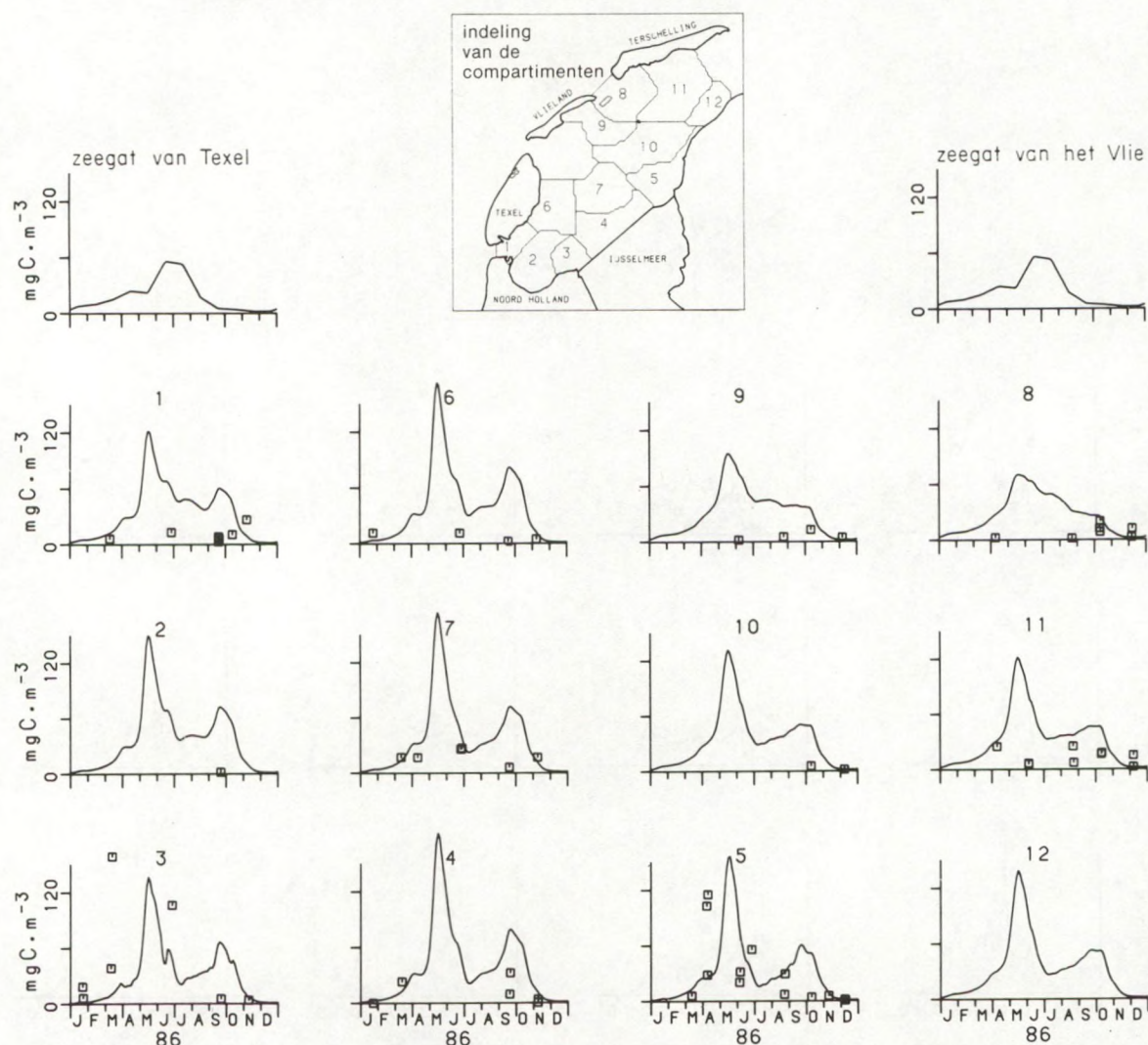


Fig. 3.13. Gesimuleerde (—) en gemeten (□) waarden voor de biomassa van pelagisch mesozooplankton (PCOP, mgC · m⁻³).

TABEL 3.8

Benthische variabelen waarvoor veldwaarnemingen van 1986 beschikbaar zijn. Data ontleend aan 1: VELDHUIS (ongepubl.); 2: VAN DUYL & KOP (ongepubl.); 3: VAN DESSEL (1988); 4: VAN ARKEL & BEUKEMA (ongepubl.).

Variabele	Eenheid	Omschrijving	Data ontleend aan:
CDIC	mg·m ⁻²	chlorofyl-a in de bovenste 0.5 cm van de bodem in het litoraal	2
MCON	mgC·m ⁻² ·dag ⁻¹	bodemrespiratie op de platen	2
BMEI	mgC·m ⁻²	meiofauna in het litoraal	3
BBBM	mgC·m ⁻²	macrobenthische depositfeeders in het litoraal	4
BSF	mgC·m ⁻²	macrobenthische filterfeeders (= suspensionfeeders) in het litoraal	4

3.4.2.2 BENTHISCHE VARIABLEN

De benthische variabelen waarvoor veldgegevens uit 1986 beschikbaar zijn, zijn samengevat in Tabel 3.8. De gemeten waarden worden vergeleken met modelresultaten, die gezien moeten worden als ruimtelijke gemiddelden over het totale litorale gebied van de verschillende compartimenten. Gezien de grote ruimtelijke variabiliteit op de platen kan deze vergelijking een enigszins vertekend beeld geven. Bovendien is het aantal waarnemingen door het jaar heen gering. Aangezien er geen veldwaarnemingen uit 1986 voor het sublitoraal beschikbaar zijn, is het model alleen ten aanzien van litorale variabelen gevalideerd. De resultaten hiervan zijn weergegeven in Tabel 3.9.

TABEL 3.9

Resultaten van de validatie voor 1986 van de benthische variabelen. Voor verklaring van de gebruikte afkortingen zie par. 3.3.3 en Tabel 3.8. N is het aantal veldwaarnemingen. Bij minder dan 10 waarnemingen is C niet berekend.

Variabele	U ²	MC	SC	r	RC	C	N
CDIC(7)	.17	.69	.24	.79	.07	-	3
CDIC(10)	.24	.75	.12	.72	.13	-	4
CDIC(11)	.12	.40	.13	.69	.47	-	4
MCON(2)	.11	.49	.02	.89	.49	-	4
MCON(7)	.16	.77	.14	.95	.09	-	4
MCON(10)	.11	.01	.27	.74	.72	-	5
MCON(11)	.05	.50	.01	.95	.49	-	5
BMEI(2)	.28	.15	.78	.90	.07	-	5
BMEI(7)	3.19	.67	.02	.37	.32	-	5
BMEI(10)	1.46	.58	.18	.38	.24	-	6
BMEI(11)	.77	.89	.03	.92	.09	-	6
BBBM(7)	>10	.75	.23	-.97	.01	-	3
BBBM(8)	>10	.92	.08	-1.00	.00	-	2
BBBM(10)	>10	.82	.09	.78	.09	-	4
BBBM(11)	>10	.77	.23	-1.00	.00	-	2
BSF(7)	.87	1.00	.00	.59	.00	-	3
BSF(8)	.36	.70	.30	-1.01	.00	-	2
BSF(10)	3.09	.16	.10	-.31	.74	-	4
BSF(11)	8.92	.35	.65	1.00	.00	-	2

CDIC (Fig. 3.14)

In de drie compartimenten (7, 10, 11) waarvoor meetgegevens beschikbaar zijn geldt $\bar{P} > \bar{A}$. De simulatie is redelijk in overeenstemming met de veldwaarnemingen (U^2 tussen 0.12 en 0.24). Het gesimuleerde jaargemiddelde is echter te hoog in vergelijking met de meetgegevens (MC tussen 0.40 en 0.75). Voor de periode waarvoor veldwaarnemingen beschikbaar zijn, is het gesimuleerde seizoensverloop in overeenstemming met dat in het veld (SC tussen 0.12 en 0.24; $r > 0.69$).

MCON (Fig. 3.15)

Uit Fig. 3.15 blijkt dat in de compartimenten 7 en 11 $\bar{P}$ iets groter is dan $\bar{A}$; in compartiment 2 geldt het omgekeerde. In compartiment 10 is $\bar{P} \approx \bar{A}$. De overeenkomst tussen de gesimuleerde waarden van MCON en de gemeten bodemrespiraties is redelijk (compartiment 7) tot goed (U^2 tussen 0.05 en 0.16). Het aanwezige (kleine) verschil tussen de veldwaarnemingen en de simulatiewaarden wordt in de compartimenten 2, 7 en 11 grotendeels veroorzaakt door het verschil in de jaargemiddelde niveaus (MC tussen 0.49 en 0.77). In compartiment 10 zijn de jaargemiddelde niveaus identiek (MC = 0.01). Uit Fig. 3.15 en uit de hoge waarden van r (> 0.74) en de lage waarden van SC (< 0.27) blijkt dat het seizoensverloop goed wordt gesimuleerd.

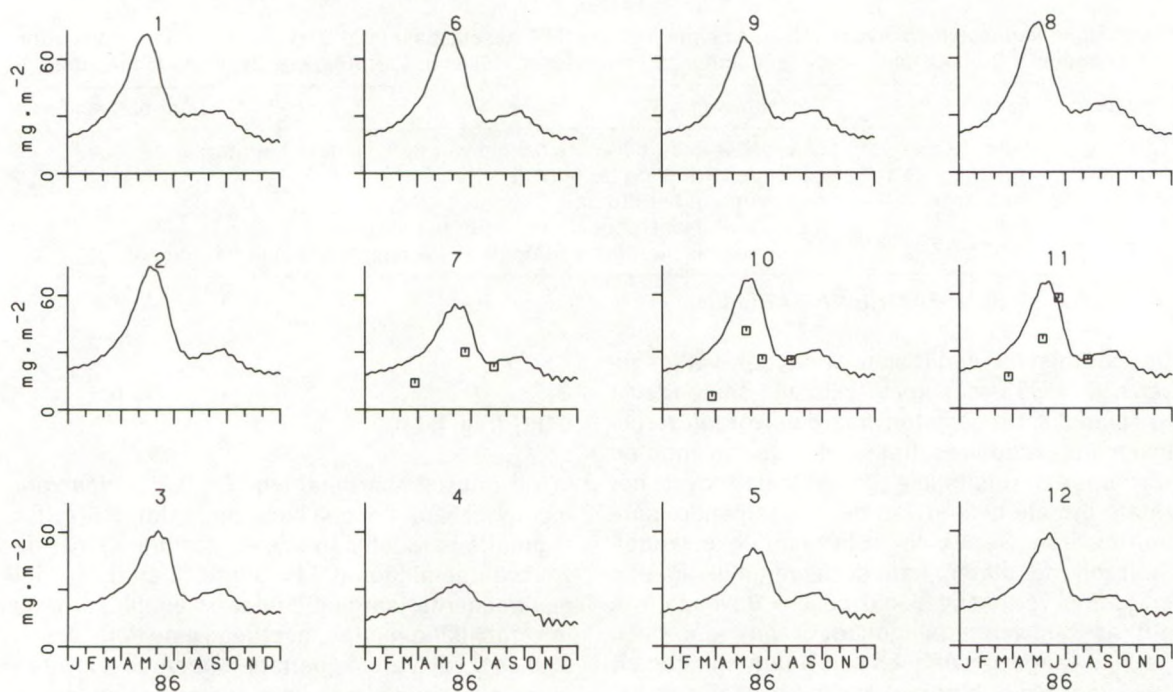


Fig. 3.14. Gesimuleerde (—) en gemeten ($\square$) gehalten chlorofyl-a in de bovenste 0.5 cm van het sediment in het litoraal (CDIC, $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$).

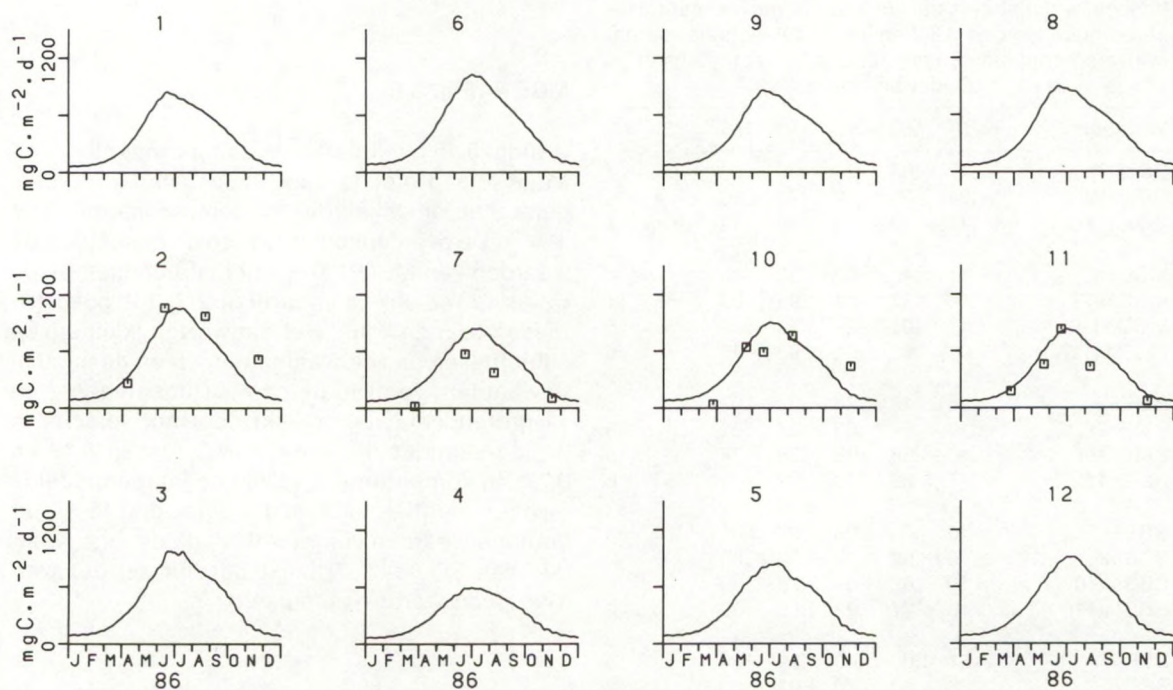


Fig. 3.15. Gesimuleerde (—) en gemeten ($\square$) bodemrespiraties in het litoraal (MCON, $\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dag}^{-1}$).

BMEI (Fig. 3.16)

Afgezien van compartiment 2 waar $\bar{P} \approx \bar{A}$, geldt overal $\bar{P} < \bar{A}$. Hiervan uitgaande komen de gesimuleerde biomassa's van BMEI matig (compartimenten 2, 11) tot slecht (compartimenten 7 en 10) overeen met de veldwaarnemingen (U^2 tussen 0.28 en 3.19). De veldwaarnemingen liggen, behalve in compartiment 2, consequent boven de simulatiewaarden ($MC = 0.15$ in compartiment 2, 0.67-0.89 in de compartimenten 7, 10 en 11). Het in het veld waargenomen seizoensverloop (hoge waarden in de zomer, lage in de winter) is redelijk in de simulaties terug te vinden.

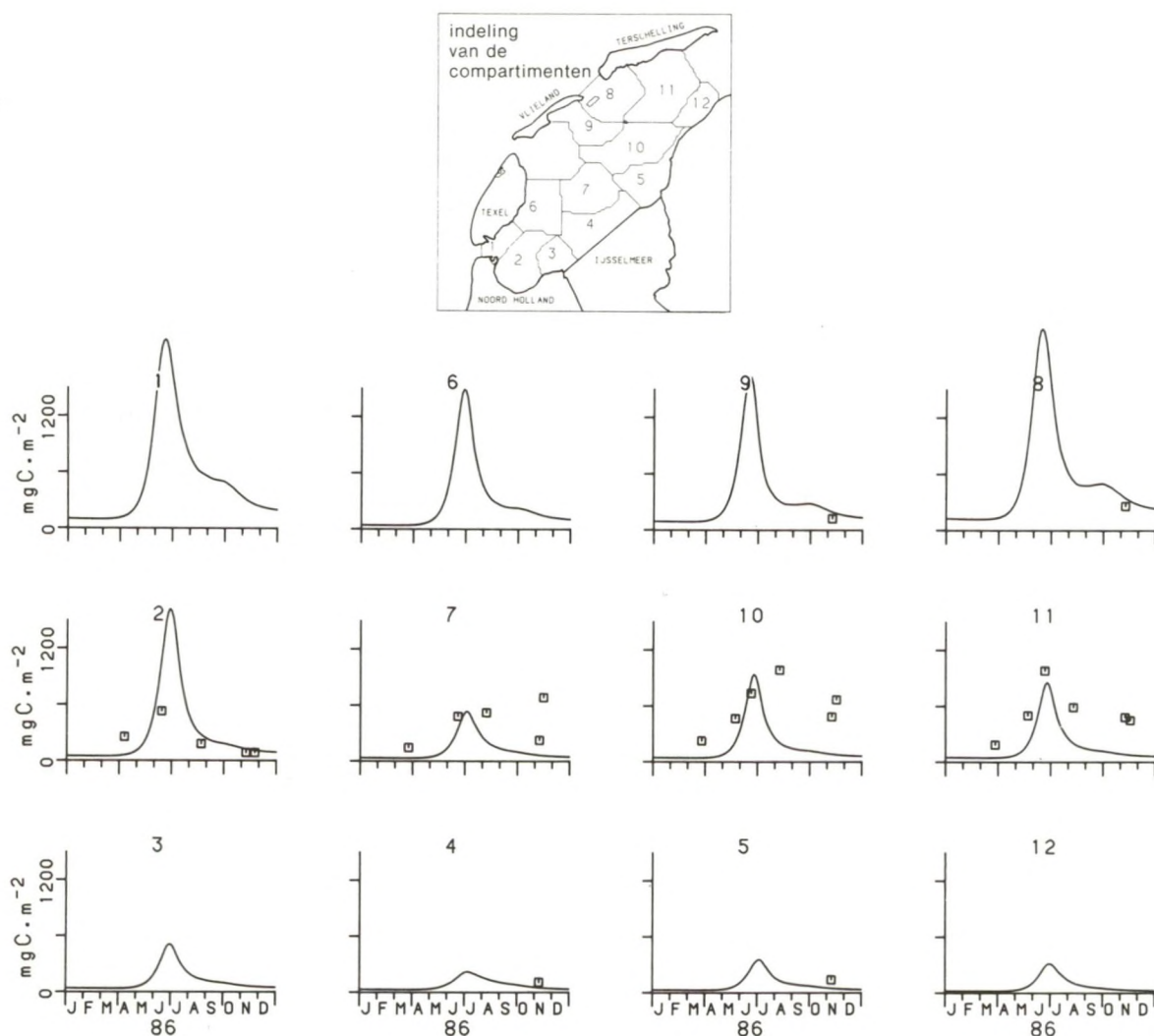


Fig. 3.16. Gesimuleerde (—) en gemeten (□) biomassa aan meiobenthos in het litoraal (BMEI, $\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2}$).

BBBM (Fig. 3.17)

Door het geringe aantal waarnemingen in 1986 is een vergelijking tussen de gesimuleerde en gemeten waarden van BBBM niet goed te maken. Fig. 3.17 wijst echter uit dat overal geldt $\bar{P} < \bar{A}$. Uit de vergelijking aan de hand van de beschikbare gegevens blijkt, dat de overeenkomst tussen de door het model berekende en de in het veld gevonden biomassa's slecht is. Het gesimuleerde gemiddelde niveau lijkt 2 tot 20 keer te laag, U^2 is voor alle compartimenten groter dan 10.

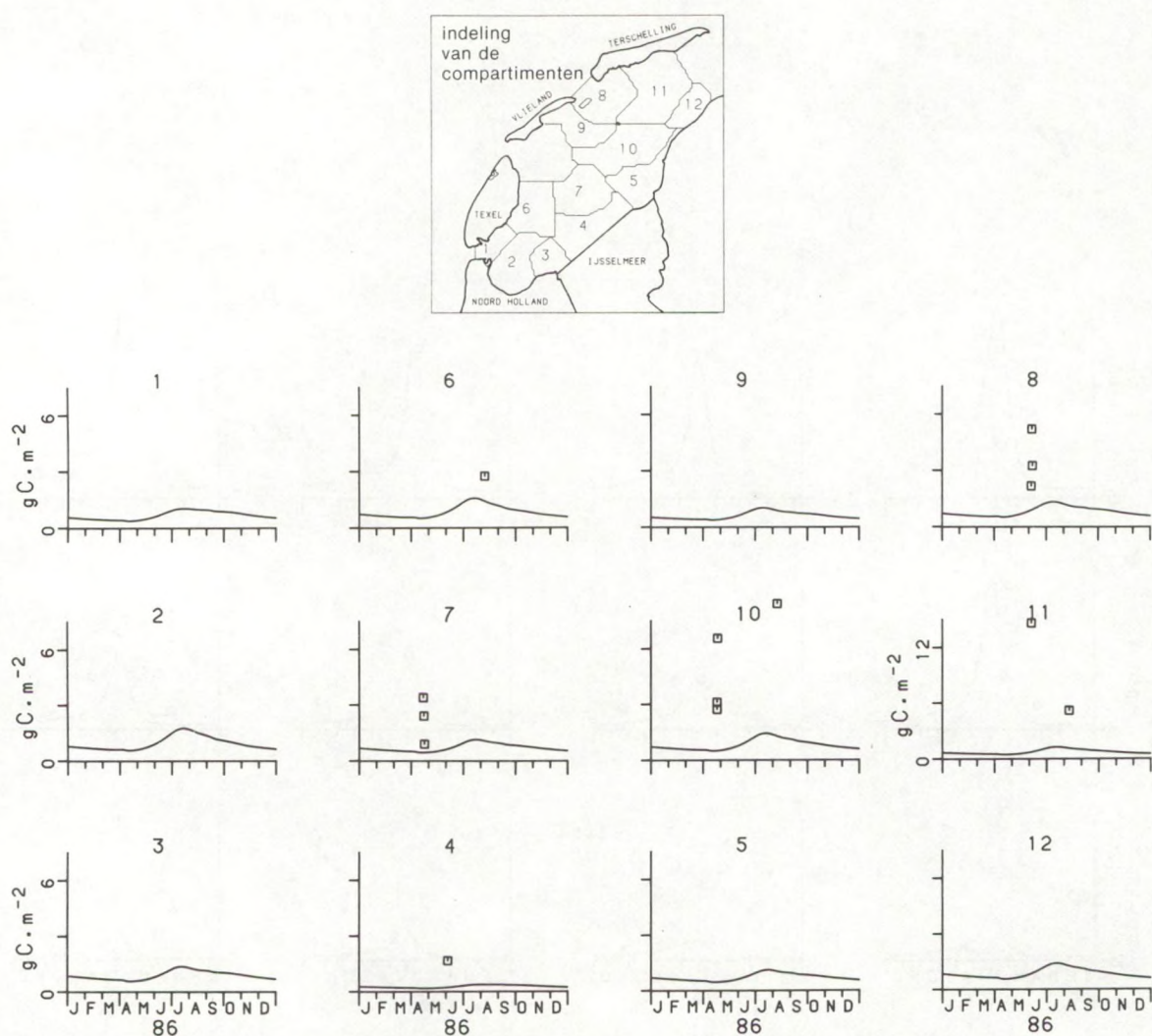


Fig. 3.17. Gesimuleerde (—) en gemeten (□) biomassa aan macrobenthische "deposit feeders" in het litoraal (BBBM, $mgC \cdot m^{-2}$). Let op onderlinge verschillen in schaal.

BSF (Fig. 3.18)

Ook ten aanzien van BSF is het aantal veldwaarnemingen gering. In de compartimenten 7 en 8 is $\bar{P} > \bar{A}$, voor de compartimenten 10 en 11 geldt het omgekeerde. De summiere gegevens wijzen op een matige (compartiment 8) tot slechte overeenkomst tussen de gesimuleerde waarden en de gemeten biomassa's (U^2 tussen 0.36 en 8.92). Dit wordt gedeeltelijk ook veroorzaakt door de grote spreiding binnen de veldwaarnemingen.

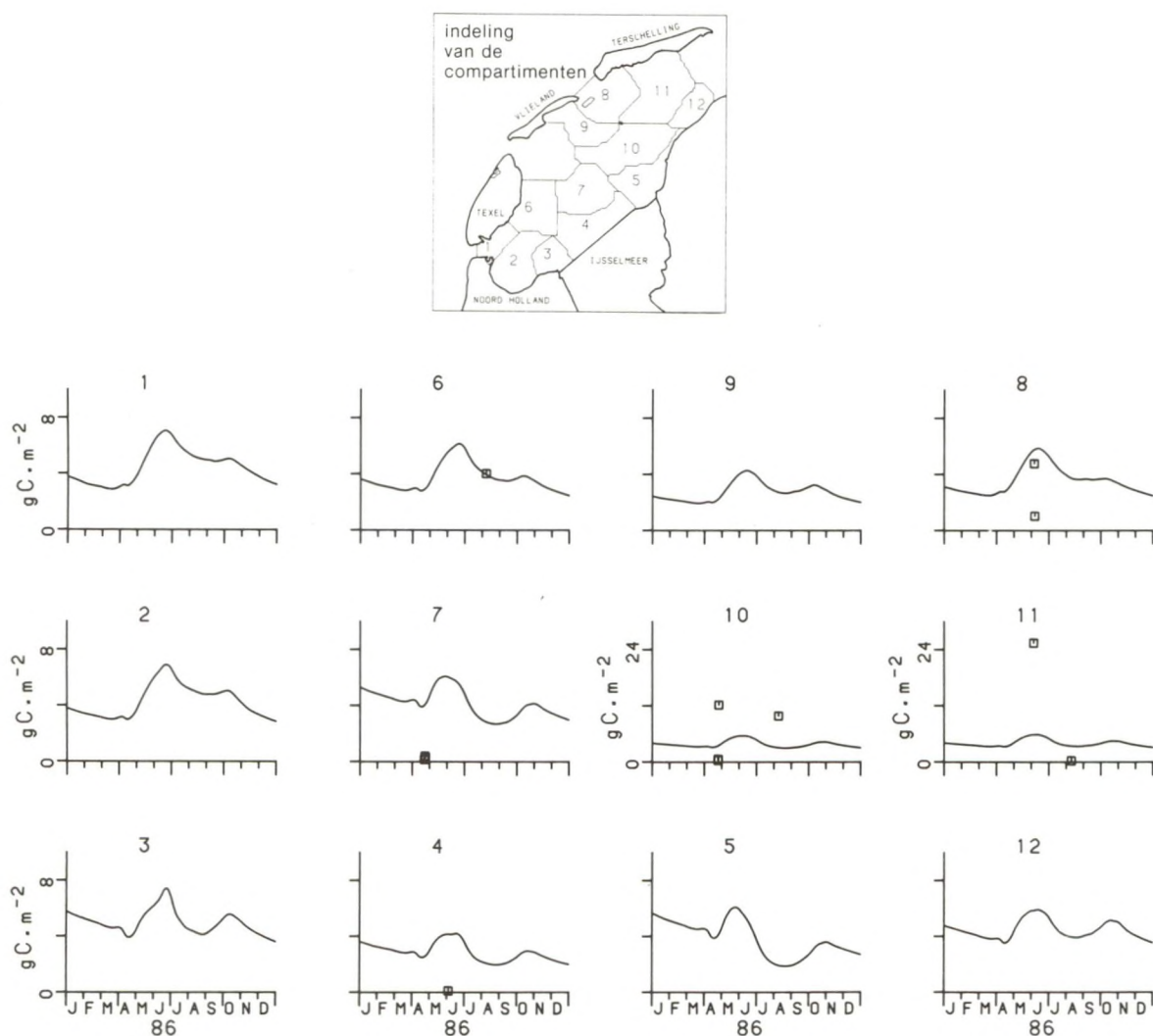


Fig. 3.18. Gesimuleerde (—) en gemeten ($\square$) biomassa aan macrobenthische "suspension feeders" in het litoraal (BSF, $\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2}$). Let op onderlinge verschillen in schaal.

3.4.2.3 EPIBENTHISCHE VARIABELEN

De epibenthische variabelen waarvoor veldgegevens uit 1986 beschikbaar zijn staan in Tabel 3.10. De gemeten waarden worden vergeleken met de ruimtelijke gemiddelden over het totale litorale cq. sublitorale gebied van de verschillende compartimenten. De grote ruimtelijke variabiliteit binnen een compartiment is terug te vinden in de meetgegevens. Omdat de validatiecriteria berekend worden op grond van de individuele meetwaarden resulteert deze variabiliteit in hoge waarden van U^2 en lage waarden van r . De validatieresultaten zijn verzameld in Tabel 3.11.

TABEL 3.10

Epibenthische variabelen waarvoor veldwaarnemingen uit 1986 beschikbaar zijn. Data ontleend aan: VAN DER VEER, BERGMAN & STAM (ongepubl.).

Variabele	Eenheid	Omschrijving
EMAC	$gC \cdot m^{-2}$	Biomassa van het macroepibenthos in het litoraal
UMAC	$gC \cdot m^{-2}$	Biomassa van het macroepibenthos in het sublitoraal

TABEL 3.11

Resultaten van de validatie voor 1986 van de epibenthische variabelen. Voor verklaring van de gebruikte afkortingen zie par. 3.3.3 en Tabel 3.10. N is het aantal veldwaarnemingen. Bij minder dan 10 waarnemingen is C niet berekend.

Variabele	U^2	MC	SC	r	RC	C	N
EMAC(2)	.82	.09	.13	.35	.78	6.6	20
EMAC(4)	4.48	.25	.11	-.22	.64	4.5	12
EMAC(5)	> 10	.47	.04	-.21	.50	3.2	14
EMAC(6)	.49	.08	.32	.04	.61	5.7	12
EMAC(8)	.66	.08	.01	.44	.91	7.3	12
EMAC(9)	.31	.09	.09	.69	.82	7.7	10
EMAC(10)	3.78	.13	.10	.57	.77	-	7
UMAC(3)	8.12	.51	.00	.33	.48	4.7	15
UMAC(5)	> 10	.67	.04	.39	.29	3.5	10
UMAC(6)	7.05	.08	.15	-.14	.77	4.9	15
UMAC(8)	4.38	.40	.26	-.32	.33	-	5
UMAC(10)	> 10	.68	.00	-.04	.32	2.9	10

EMAC (Fig. 3.19)

In de compartimenten 5 en 9 is $\bar{P}$ duidelijk kleiner dan $\bar{A}$, voor de compartimenten 4 en 8 geldt dit in mindere mate. Voor de compartimenten 2 en 6 geldt dat $\bar{P}$ iets groter is dan $\bar{A}$. In compartiment 9 is de overeenkomst tussen de veldwaarnemingen en de gesimuleerde waarden redelijk (U^2 is 0.31). In de overige compartimenten is de overeenkomst matig (compartimenten 6 en 8) tot slecht (compartimenten 2, 4 en 5; U^2 van 0.49 tot meer dan 10). Behalve in compartiment 5 ($MC=0.47$) wordt het jaargemiddelde niveau goed gesimuleerd ($MC < 0.25$). Het gesimuleerde seizoensverloop is in de compartimenten 2, 8, 9 en 10 in de veldwaarnemingen terug te vinden (laag of negatief).



UMAC (Fig. 3.20)

Voor alle compartimenten geldt $\bar{P} < \bar{A}$. De overeenkomst tussen de gesimuleerde waarden van UMAC en de gemeten biomassa's is slecht. De waarde van U^2 ligt tussen 4.4 in compartiment 8 en hoger dan 10 in de compartimenten 5 en 10. In alle compartimenten wordt UMAC onderschat ten opzichte van de waarden in het veld (MC tussen 0.08 en 0.68). In de simulaties is een sterke toename in UMAC te zien in de maand november, die veroorzaakt wordt door het wegtrekken van macroepibenthos van de platen. In de veldwaarnemingen is dit niet terug te vinden.

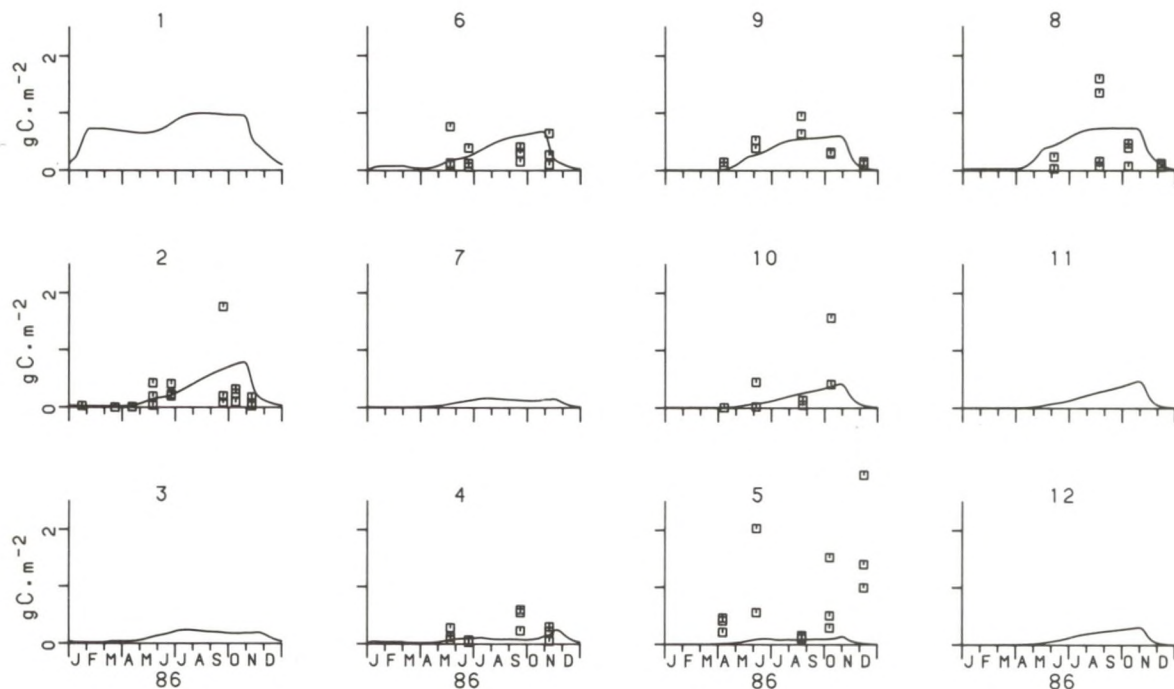


Fig. 3.19. Gesimuleerde (—) en gemeten ($\square$) biomassa aan macroepibenthos in het litoraal (EMAC, $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$).
Let op onderlinge verschillen in schaal.

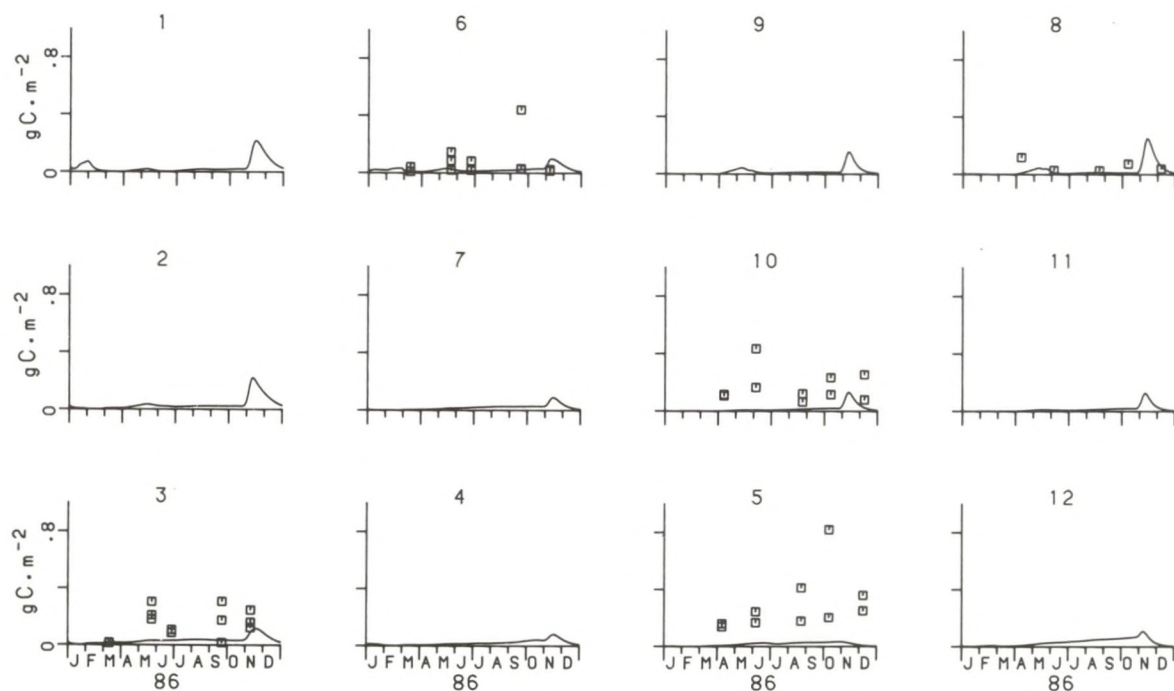


Fig. 3.20. Gesimuleerde (—) en gemeten ($\square$) biomassa aan macroepibenthos in het sublittoraal (UMAC, $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}$). Let op onderlinge verschillen in schaal.

3.4.3 KOOLSTOFBALANS VAN DE WESTELIJKE WADDENZEE

De betrouwbaarheid van de afzonderlijke termen bepaalt de detaillering waarin koolstofbalansen kunnen worden opgesteld. Tot op heden is het niet gelukt op grond van veldgegevens een betrouwbare en sluitende koolstofbalans voor de westelijke Waddenzee op te stellen (POSTMA, 1954; KUIPERS e.a., 1981; DE WILDE & BEUKEMA, 1984; VOSJAN, 1987). De grootste onzekerheden betreffen het transport door de zeegaten, de mineralisatie in het sediment (met name van het sublitoraal) en de primaire produktie. Voor de westelijke Waddenzee heeft het daarom op dit moment nog geen zin een gedetailleerde balans op te stellen. Volstaan wordt met een "macrobalans" gebaseerd op de belangrijkste koolstofstromen vanuit, naar en binnen het estuarium. Naast de drie hierboven genoemde termen zijn dit de invoer vanuit het IJsselmeer, de mineralisatie in het pelagiaal en de definitieve begraving in het sediment.

Er wordt geen splitsing aangebracht tussen het Marsdiep en het Vlie kombergingsgebied. Alle posten in de balans worden uitgedrukt als totalen voor het gehele gebied. De bij de verschillende omrekeningen gehanteerde oppervlakten en volumina zijn vermeld in Tabel 3.12.

TABEL 3.12

Oppervlakten en getijgemiddelde volumina in de westelijke Waddenzee.

	<i>Totaal</i>	<i>Litoraal</i>	<i>Sublitoraal</i>	<i>Geul</i>
Oppervlakte (10 ⁶ m ²)	1415	452	752	211
Volume (10 ⁶ m ³)	4664	289	1836	2539

Invoer vanuit het ijsselmeer

De totale invoer van organisch koolstof vanuit het IJsselmeer is bepaald door de concentraties bij Den Oever en Kornwerderzand (Y1 en Y2, ANONYMUS, 1986a) te vermenigvuldigen met de respectievelijke spuidebieten. De berekening is identiek aan die in par. 3.2.1.

In totaal is in 1986 $(135 \pm 5) \cdot 10^3$ ton C vanuit het IJsselmeer de westelijke Waddenzee ingebracht, $45 \cdot 10^3$ ton C als POC en $90 \cdot 10^3$ ton C als DOC (Tabel 3.13). Deze waarden zijn vergelijkbaar met de door CADÉE (1980) voor 1979 berekende invoeren.

Primaire produktie

De totale primaire produktie bestaat uit een pelagisch en een bentisch deel. De produktie van het fytoplankton is geschat op grond van ¹⁴C-fixatie, gemeten in een incubator bij een lichtintensiteit van $160 \mu\text{Einst} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. De produktie in de totale waterkolom wordt berekend volgens de empirische formule (cf. CADÉE & HEGEMAN, 1974a):

$$P = \frac{PP \cdot E \cdot D}{2} \quad (3.9)$$

waarin:

P = de pelagische primaire produktie (mgC · m⁻² · dag⁻¹)

PP = de primaire produktie in de incubator (mgC · m⁻² · uur⁻¹)

E = de diepte van de eufotische zone (m)

D = de daglengte (uur)

De diepte E wordt meestal gelijk gesteld aan drie keer het doorzicht gemeten met een Secchi-schijf. De eerste metingen in de Waddenzee dateren van 1970 (POSTMA & ROMMETS, 1970). In

TABEL 3.13

Totale hoeveelheid organisch koolstof (10³ ton C · jaar⁻¹) gespuid vanuit het IJsselmeer in 1986, gebaseerd op de concentraties op meetpunt Y1 en Y2 (ANONYMUS, 1986a) en maandgemiddelde spuidebieten.

	<i>Opgelost koolstof (DOC)</i>	<i>Particulair koolstof (POC)</i>	<i>Totaal</i>
Den Oever	58	22	80
Kornwerderzand	32	23	55

Tabel 3.14 is een overzicht gegeven van de sedert dat jaar geschatte produkties in de geulen.

De niet-systematische onnauwkeurigheid van deze produktiecijfers bedraagt ongeveer 30% (CADÉE, 1986). Op grond van de data en argumenten van WILLIAMS e.a. (1979) kan geconcludeerd worden dat met de gebruikte ^{14}C -methode de bruto primaire produktie goed benaderd wordt. De belangrijkste systematische foutenbron is waarschijnlijk het niet verdisconteren van de excretievorming tijdens de incubaties. SHARP (1977) en MAGUE e.a. (1980) tonen aan dat hierdoor de bruto primaire produktie hooguit 5-20% onderschat kan worden. De data van COLIJN (1983) voor fytoplankton in het Eems-Dollard estuarium wijzen in dezelfde richting, maar geven ook aan dat incidenteel veel hogere percentages gevonden kunnen worden. Voor de jaar-gemiddelde systematische onderschatting van de bruto primaire produktie ten gevolge van excretievorming lijkt $15 \pm 10\%$ een goede waarde.

Er zijn aanwijzingen (HARRIS & PICCININ, 1977; HARRIS, 1978; HARDING e.a., 1982a, b; LOOGMAN, 1982) dat de primaire produktie onder de variërende lichtintensiteiten in het veld (dag-nacht, verticale gradiënt in de waterkolom) hoger is dan bij de constante intensiteit tijdens de incubaties. De verwaarlozing van dit effect van fotoperiodiciteit zou ook tot een onderschatting van de primaire produkties kunnen leiden. HARRIS & PICCININ (1977) en HARRIS (1978) tonen aan dat de grootte van deze onderschatting sterk afhangt van de fytoplanktonsoort. Uit de gegevens van COLIJN (1983) voor het Eems-Dollard estuarium en COLIJN e.a. (1983) voor een lokatie in de westelijke Waddenzee kan voorzichtig geconcludeerd worden dat dit verschijnsel de produktiemetingen in de Waddenzee niet sterk beïnvloedt. De onderschatting, verband houdende met fotoperiodiciteit wordt daarom op slechts $5 \pm 5\%$

gesteld. Met andere woorden, de totale onderschatting van de bruto primaire produktie met de gebruikte ^{14}C -methode wordt geschat op $15 + 5 = 20 \pm 15\%$.

Op grond van de gegevens in Tabel 3.14 kan slechts een grove schatting gemaakt worden van de totale pelagische primaire produktie in de westelijke Waddenzee. Er is een groot verschil tussen het binnengebied en het Marsdiep, mogelijk veroorzaakt door een verschuiving van lichtlimitatie in het troebele binnengebied naar nutriëntlimitatie in de zeegaten. Gebaseerd op de in 1986 gemeten produkties, variërend van $165 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$ in het binnengebied tot $300 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$ in het Marsdiep, is voor het gehele sublitorale- en geulengebied een gemiddelde van $250 \pm 75 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$ aangehouden. Rekening houdend met een onderschatting van $20 \pm 15\%$, komt dit overeen met een totale bruto primaire produktie van $(290 \pm 95) \cdot 10^3$ ton C per jaar.

Omdat de waterdiepte boven de platen geringer is dan de dikte van de eufotische laag is de primaire produktie hier lager dan in de geulen en het sublitorale gebied. CADÉE & HEGEMAN (1974b) geven voor de periode 1968-1972 een jaarlijkse produktie van $20 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$ voor het gebied boven de platen. De toename van de produktie in de diepere delen van de westelijke Waddenzee vanaf deze periode (Tabel 3.14), alsmede de onderschatting van $20 \pm 15\%$, zullen eveneens gelden in de ondiepere gebieden. Uitgaande van een totale produktie van $42 \pm 15 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$ in 1986, betekent dit voor de gehele westelijke Waddenzee een produktie van $(20 \pm 5) \cdot 10^3$ ton C.

De benthische primaire produktie op de platen in de westelijke Waddenzee is met behulp van de ^{14}C -methode gemeten door CADÉE & HEGEMAN (1974b) in de periode 1968-1972, en door CADÉE (1980) in de periode 1972-1979. Voor de jaren 1968-1972 volgt een gemiddelde produktie van

TABEL 3.14

Geschatte bruto primaire produktie in het pelagiaal ($\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$). Binnengebied westelijke Waddenzee, (1), Marsdiep (2). Alle data zijn gebaseerd op ^{14}C -metingen in de geulen.

<i>Jaar</i>	<i>Produktie</i>	<i>Referentie</i>
1963-1966	120 ¹ -170 ² 92.5 ¹ -151.5 ²	POSTMA & ROMMETS (1970) CADÉE & HEGEMAN (1974b)
1972-1973	150 ¹ -200 ¹	CADÉE & HEGEMAN (1974a) CADÉE & HEGEMAN (1979)
1974-1975	135 ² -145 ²	CADÉE & HEGEMAN (1979)
1981-1982	340 ²	CADÉE (1986)
1985	260 ²	CADÉE (1986)
1986	165 ¹ -303 ²	VELDHUIS e.a. (1988)

$100 \pm 40 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$. De latere metingen resulteren in een geschatte produktie van $130 \pm 40 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$ voor de periode 1968-1979. Hoewel CADÉE & HEGEMAN (1974b) en CADÉE (1980) veronderstellen dat nutriëntlimitatie geen rol speelt, kan niet worden uitgesloten dat door de eutrofiëring van de westelijke Waddenzee ook de benthische primaire produktie de laatste jaren is toegenomen. Voor 1986 wordt de benthische produktie op de platen geschat op $150 \pm 50 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$. De door CADÉE & HEGEMAN (1974b) en CADÉE (1980) gebruikte methode geeft waarschijnlijk een onderschatting van de benthische primaire produktie (REVSBECH e.a., 1981; LINDEBOOM & DE BREE, 1982; KLEIN e.a., 1988). De grootte van deze onderschatting is moeilijk te geven, een voorlopige schatting op grond van bovenstaande referenties bedraagt een factor 1.5 à 3.5. Dit brengt de benthische produktie in het litoraal op $375 \pm 190 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$. Voor het sublitorale gebied zijn nauwelijks gegevens beschikbaar. Uit CADÉE & HEGEMAN (1974b; Fig. 14) volgt een benthische primaire produktie van ongeveer $10 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$ in 1970. Voor 1986 wordt de benthische primaire produktie in het sublitoraal geschat op $40 \pm 20 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$. Voor de totale westelijke Waddenzee betekent dit een benthische primaire produktie van $(200 \pm 90) \cdot 10^3 \text{ ton C} \cdot \text{jaar}^{-1}$.

Mineralisatie

Mineralisatie van koolstof vindt plaats in de waterkolom en in het sediment. Een schatting van de totale mineralisatie in het pelagiaal kan verkregen worden op grond van het biologisch zuurstofverbruik. De conversiefactor om de O_2 -consumptie om te rekenen naar C-mineralisatie is niet nauwkeurig bekend. VOSJAN (1987) gebruikt een waarde van 0.375 mgC per mg O_2 , VAN DUYL & KOP (1988) 0.30 mgC per mg O_2 , terwijl DE WILDE & BEUKEMA (1984) uitgaan van 0.32 mgC per mg O_2 . Op grond van de Redfield-ratio C:N = 106:16 op mol basis volgt bij volledige nitrificatie een conversiefactor van 0.31. Deze waarde wordt hier aangehouden.

Respiratiemetingen in het Marsdiep kombergingsgebied aan het eind van de zeventiger jaren geven een jaargemiddeld zuurstofverbruik in het pelagiaal van $21 \mu\text{mol O}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{dag}^{-1}$ (VOSJAN, 1981), overeenkomend met $76 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{jaar}^{-1}$. Meer gedetailleerde metingen in 1986 in de gehele westelijke Waddenzee door VAN DUYL & KOP (1988) resulteerden in een jaargemiddelde respiratie van $58 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{jaar}^{-1}$. Met een geschatte

betrouwbaarheid van 30% betekent dit voor 1986 een totale mineralisatie in het pelagiaal van $(270 \pm 80) \cdot 10^3 \text{ ton C}$.

Mineralisatie in het sediment vindt zowel aerob als anaerob plaats. De in de anaerobe laag gevormde gereduceerde componenten worden gedeeltelijk in de aerobe laag weer geoxideerd. Het totale zuurstofverbruik van het sediment is de som van de zuurstofconsumptie ten gevolge van de aerobe mineralisatie en de oxidatie van gereduceerde verbindingen afkomstig uit de anaerobe laag. Verondersteld wordt dat 30 tot 50% van de totale mineralisatie plaats vindt in de anaerobe zone, voornamelijk door sulfaatreduktie (JØRGENSEN, 1977; MALCOLM e.a., 1986). Van de hierbij geproduceerde sulfide wordt ongeveer 50 tot 90% geoxideerd in de aerobe laag (JØRGENSEN, 1977; SØRENSEN & JØRGENSEN, 1987).

De anaerobe mineralisatie wordt geschat op grond van sulfaatreduktiemetingen. DE WILDE & BEUKEMA (1984) noemen voor de getijdeplaten een gemiddelde sulfaatreduktie van $0.018 \text{ gSO}_4^{2-} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{dag}^{-1}$ in 1974. Bij een laagdikte van 30 cm betekent dit $48 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$. VAN DUYL & KOP (ongepubl.) vinden in de periode april-augustus 1987 een gemiddelde anaerobe mineralisatie van $188 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dag}^{-1}$. Aan de hand van het seizoensverloop zoals gemeten in het buitencompartiment van de Eems-Dollard (BARETTA & RUARDIJ, 1988) kan deze waarde gecorrigeerd worden tot een jaargemiddelde van $130 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dag}^{-1}$, ofwel $47 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$. De onzekerheid in deze waarde wordt geschat op 30%.

De zuurstofopname door het sediment in het litoraal wordt door DE WILDE & BEUKEMA (1984) voor 1979 en 1980 geschat op gemiddeld $1.1 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dag}^{-1}$. Dit komt overeen met $130 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$. DE WILDE & BEUKEMA (1984) veronderstellen dat de werkelijke bodemrespiratie een factor 2 hoger ligt door het ontbreken van bioturbatie in hun proefopstelling. Uitgebreide *in situ* metingen in 1986 en 1987 door VAN DUYL & KOP (ongepubl.) geven een gemiddelde mineralisatie van $135 \pm 25 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$. Wanneer aangenomen wordt dat $70 \pm 20\%$ van de in de anaerobe laag gereduceerde verbindingen ($33 \pm 14 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$) in de aerobe laag geoxideerd wordt, betekent dit een aerobe mineralisatie van $135 - 33 = 102 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$, met een onzekerheidsmarge van 30%. De totale mineralisatie in het sediment van de getijdeplaten wordt geschat op $102 \pm 47 \approx 150 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jaar}^{-1}$ met een marge van 45%. Voor het sediment in het

sublitoraal en in de geulen ontbreken gegevens ten aanzien van zowel de anaerobe mineralisatie als van het zuurstofverbruik. In deze gebieden wordt een zelfde mineralisatie verondersteld als op de platen. Voor de gehele westelijke Waddenzee geeft dit een benthische mineralisatie van $(210 \pm 95) \cdot 10^3$ ton C·jaar⁻¹.

Sedimentatie

Een deel van het organisch koolstof is refractair en wordt niet gemineraliseerd. Door accumulatie- en sedimentatieprocessen in het estuarium kan deze koolstof definitief begraven worden in het sediment en zo uit het systeem verdwijnen. Uitgaande van een gemiddeld koolstofgehalte van 0.5 mgC per gram droog sediment op 20 à 30 cm onder het bodem-water grensvlak (ETCHEBER, ongepubl.), een soortelijke massa van het droge sediment van $2.6 \cdot 10^6$ g·m⁻³, en een porositeit van 40%, wordt er in de westelijke Waddenzee per mm netto sedimentatie $1.1 \cdot 10^3$ ton C begraven. In de periode 1963-1973 bedroeg de netto sedimentatie ongeveer 7 mm·jaar⁻¹ (VAN DER GOES e.a., 1980). Voor 1986 zijn geen gegevens bekend, maar er zijn geen redenen om aan te nemen dat in dit jaar de netto sedimentatie groter was dan 7 mm. In de balans is de sedimentatiepost gesteld op $(5 \pm 5) \cdot 10^3$ ton C. Gezien de foutenmarges in de andere balansposten is deze term onbelangrijk.

Transport door de zeegaten

Er zijn geen metingen ten aanzien van het transport van organisch koolstof door de beide zeegaten van de westelijke Waddenzee. Vanaf de jaren vijftig is een aantal schattingen gemaakt voor het transport van POC door het Zeegat van Texel op grond van fosfor balansen (Tabel 3.15). Aan deze schattingen ligt een groot aantal veronderstellingen ten grondslag. De invoer van POC wordt steeds berekend als sluitpost van de balansen. Ten aanzien van het transport door het Zeegat van Het Vlie is niets bekend.

TABEL 3.15

Geschatte invoer van particulier organisch koolstof (10^3 ton C·jaar⁻¹) vanuit de Noordzee door het Zeegat van Texel, gebaseerd op een oppervlakte van het Marsdiep kombergingsgebied van $0.68 \cdot 10^9$ m² (POSTMA, 1954).

Jaar	Invoer (ton C·jaar ⁻¹)	Referentie
1950	55.2	POSTMA (1954)
1970	165.6	DE JONGE & POSTMA (1974)
1979	120.8	CADÉE (1980)

Gezien de grote onzekerheden in de schattingen, is het totale transport van organisch koolstof in de balans van 1986 opgenomen in de sluitpost.

Discussie en vergelijking van de balansen

De op grond van de literatuurgegevens voor 1986 opgestelde organisch koolstofbalans van de westelijke Waddenzee staat in Tabel 3.16. De belangrijkste posten zijn de primaire produktie en de mineralisatie. Een belangrijke onzekerheid vormt de totale benthische produktie. Er zijn eigenlijk geen betrouwbare veldgegevens beschikbaar, de toegepaste correctie op de data van CADÉE & HEGEMAN (1974b) en CADÉE (1980) is niet meer dan een eerste benadering. Daarnaast is het een groot probleem om, gebaseerd op incidentele waarnemingen op een beperkt aantal lokaties, te komen tot een schatting van het jaargemiddelde voor het gehele gebied. De lokale primaire produktie wordt mede bepaald door de mate van troebeling in het water en het nutriënte-aanbod. Beide vertonen een sterke gradiënt in het gebied en variëren ook nog in de tijd. Hoe deze gradiënten doorwerken in de ruimtelijke verdeling van de primaire produktie is onbekend. Bij de schatting van de benthische mineralisatie schuilt de grootste onzekerheid in de bijdrage van het sublitorale- en geulengebied, waarvan geen gegevens bekend zijn.

TABEL 3.16

Organisch koolstof balans voor de westelijke Waddenzee (1986), geschat op grond van gegevens uit veldwerk. Alle posten in 10^3 ton C.

Invoer en produktie		Uitvoer en consumptie	
Invoer IJsselmeer	135 ± 5	Pelagische mineralisatie	270 ± 80
Pelagische pr. produktie	310 ± 95	Benthische mineralisatie	210 ± 95
Benthische pr. produktie	200 ± 100	Sedimentatie	5 ± 5
		Sluitpost	160 ± 185
Totaal	645 ± 135	Totaal	645 ± 135

De sluitpost bedraagt minder dan 25% van het balans totaal. Deze post is de som van de balansfouten, het transport door de zeegaten en een aantal verwaarloosbare termen (mossel- en garnalenvisserij, consumptie door vogels, etc.). De balans van 1986 (Tabel 3.16) suggereert een netto export van organisch koolstof uit de westelijke Waddenzee naar de Noordzee. Een netto import van koolstof vindt alleen plaats vanuit het IJsselmeer. Ongeveer twee-derde van deze invoer bestaat uit opgelost organisch koolstof (Tabel 3.13) en is waarschijnlijk refractair (LAANE, 1980), zodat het vermoedelijk het gebied onveranderd via de zeegaten verlaat. Hetzelfde geldt waarschijnlijk voor het refractaire deel van het particulier organisch koolstof (POC). De bijna gelijke groottes van de totale primaire produktie en de totale mineralisatie in het systeem lijken erop te wijzen dat de uitvoer naar de Noordzee voor een belangrijk deel bestaat uit dit refractaire materiaal. Door de grote onzekerheden in de waarden van de individuele balansposten zijn duidelijke conclusies in deze richting echter niet te trekken. Wel kan worden opgemerkt dat de gesuggereerde netto export naar de Noordzee niet overeenstemt met de conclusies uit eerder opgestelde balansen (POSTMA, 1954; DE JONGE & POSTMA, 1974; DE WILDE & BEUKEMA, 1984; VOSJAN, 1987).

De organisch koolstofbalans zoals die voor 1986 wordt berekend door het EMOWAD model is te vinden in Tabel 3.17. Om een goede vergelijking met Tabel 3.16 mogelijk te maken is ook in deze balans het transport door beide zeegaten samengenomen en is een drietal kleine posten samengevat onder de noemer restpost. Het model berekent een invoer van organisch koolstof door het Zeegat van Het Vlie van $40 \cdot 10^3$ ton C-jaar⁻¹ en een uitvoer via het Marsdiep van $206 \cdot 10^3$ ton C-jaar⁻¹. De restpost is opgebouwd uit de afname van de biomassa in 1986 in het gebied: $25 \cdot 10^3$ ton C (invoerpost) en de beide uitvoerposten: transport naar oostelijke Waddenzee via het wantij van Terschelling ($9 \cdot 10^3$ ton C) en de

consumptie door de in het gebied fouragerende vogels ($1 \cdot 10^3$ ton C). Bij de vergelijking met de balans uit Tabel 3.16 valt een zestal zaken op.

1. Het balans totaal volgens het model ($685 \cdot 10^3$ ton C) is ongeveer gelijk aan het op grond van de veldgegevens geschatte totaal ($645 \cdot 10^3$ ton C).
2. Het model berekent een pelagische primaire produktie van $483 \cdot 10^3$ ton C, meer dan 1.5 maal zo veel als de veldgegevens suggereren ($310 \cdot 10^3$ ton C).
3. De totale benthische primaire produktie in het model ($80 \cdot 10^3$ ton C) is veel kleiner dan de produktie die op grond van de veldgegevens is geschat ($200 \cdot 10^3$ ton C). Hoewel de onzekerheid in de grootte van deze produktie groot is (50%), lijkt de conclusie gerechtvaardigd dat het model de benthische primaire produktie onderschat. Dit wordt slechts voor een klein deel verklaard door de in het model veronderstelde afwezigheid van benthische produktie in het sublitoraal (Tabel 3.18).

TABEL 3.18

Benthische primaire produktie (10^3 ton C-jaar⁻¹) in de westelijke Waddenzee, zoals berekend op grond van veldwaarnemingen en volgens het EMOWAD model.

	Veld 1986	EMOWAD model
Litoraal	170 ± 85	54
Sublitoraal	30 ± 15	-
Geul	-	-
Totaal	200 ± 100	54

4. In het model is de pelagische mineralisatie ($360 \cdot 10^3$ ton C) 33% hoger dan volgens de veldgegevens ($270 \cdot 10^3$ ton C). Voor een deel is dit het gevolg van de hoge pelagische primaire produktie in het model.
5. De totale benthische mineralisatie die door het model berekend wordt ($129 \cdot 10^3$ ton C) bedraagt 61% van de mineralisatie volgens de veldgegevens ($210 \cdot 10^3$ ton C). De belangrijkste oorzaak hiervan is het bijna geheel ontbreken in het model van benthische mineralisatie in het sublito-

TABEL 3.17

Organisch koolstof balans voor de westelijke Waddenzee (1986) volgens het EMOWAD model. Alle posten in 10^3 ton C. De verschillen in de totalen zijn het gevolg van afrondingsfouten.

Invoer en produktie		Uitvoer en consumptie	
Invoer IJsselmeer	133	Pelagische mineralisatie	360
Pelagische pr. produktie	483	Benthische mineralisatie	129
Benthische pr. produktie	54	Sedimentatie	31
		Transport door de zeegaten	166
Restpost	15		
Totaal	685	Totaal	686

raal (Tabel 3.19). De mineralisatie in het sediment van de getijdeplaten is volgens het model zelfs 65% hoger dan die volgens de veldwaarnemingen. Ook hier geldt dat de onzekerheden in de veldgegevens groot zijn, vooral ten aanzien van het sublitoraal.

6. Beide balansen suggereren een netto uitvoer van organisch koolstof.

TABEL 3.19

Benthische mineralisatie (10^3 ton C-jaar⁻¹) in de westelijke Waddenzee, zoals berekend op grond van veldwaarnemingen en volgens het EMOWAD model.

	<i>Veld 1986</i>	<i>EMOWAD model</i>
Litoraal	67 ± 30	112
Sublitoraal	112 ± 50	17
Geul	31 ± 15	-
Totaal	210 ± 95	129

Zelfs wanneer rekening gehouden wordt met de onnauwkeurigheden waarmee de balansposten op grond van de veldgegevens geschat zijn, blijven er verschillen bestaan met de modelresultaten. De pelagische primaire produktie is in het model hoger dan de in het veld waargenomen produktie, met als gevolg een in het model eveneens hogere pelagische mineralisatie. De benthische primaire produktie wordt door het model waarschijnlijk onderschat. Het in het model niet functioneren van het sublitoraal heeft een te lage benthische mineralisatie in dit deel van het systeem tot gevolg.

3.5 CONCLUSIES

De uitgestrektheid en de complexiteit van het systeem, alsmede de mate van detaillering van het EMOWAD model maken een groot aantal toestandsvariabelen noodzakelijk. Validatie ten aanzien van al deze variabelen en voor alle compartimenten is niet mogelijk, waardoor de beoordeling van het model als geheel beperkt blijft. Een tweede beperking vloeit voort uit mogelijke fouten in de waarden van de ingangsgrootheden en de randvoorwaarden. Ondanks de grote hoeveelheid meetgegevens kon een deel niet anders dan bij benadering geschat worden. De onzekerheden die hieruit voortvloeien werken door in de modelresultaten en beïnvloeden daarmee de validaties.

De grote overeenkomst tussen gemeten en door het model berekende saliniteiten, rechtvaar-

digt de conclusie, dat het transport van opgeloste componenten adequaat beschreven wordt. Ten aanzien van gesuspendeerd materiaal is de overeenkomst tussen gemeten en berekende concentraties redelijk tot goed in het Marsdiep kombergingsgebied en slecht in het Vlie kombergingsgebied. Over het transport van slib nabij de bodem kan het model in zijn huidige vorm geen uitspraak doen.

Voor zowel het pelagisch, benthisch als het epibenthisch deel van het systeem wordt de interpretatie van de validatieresultaten bemoeilijkt door het relatief geringe aantal veldwaarnemingen. In totaal kan het model voor 1986 ten aanzien van 18 variabelen (inclusief gesuspendeerd materiaal) gevalideerd worden. De componenten, waarvan de dynamiek grotendeels bepaald wordt door de transportprocessen in het estuarium (PO₄, SILI), worden redelijk gesimuleerd. Met name in de tweede helft van de zomer treden in een aantal compartimenten echter nog aanzienlijke verschillen op tussen de veldwaarnemingen en de door het model berekende concentraties. Dit duidt op een andere limiterende voedingsstof dan P of Si in het derde kwartaal, waarvoor met name stikstof in aanmerking komt. Inderdaad zijn zowel de ammonium- als de nitraatconcentraties in de westelijke Waddenzee relatief laag in de tweede helft van de zomer (ANONYMUS, 1986a). De conclusie die hieruit getrokken kan worden is dat naast P en Si ook de N-componenten een belangrijke en regulerende rol spelen in het ecosysteem van de westelijke Waddenzee. Het ontbreken van een derde limiterende nutriënt in het model is vermoedelijk voor een aanzienlijk deel de oorzaak van de overschatting van de pelagische produktie. Vooral in de periode juni-augustus is deze hoger dan de veldwaarnemingen aangeven (Fig. 3.12). De "bacteriële variabelen" in het pelagiaal (biomassa, produktie, zuurstofconsumptie) worden gemiddeld redelijk door het model gesimuleerd. Aangezien deze variabelen sterk gerelateerd zijn aan de primaire produktie in de waterkolom, is het aannemelijk dat de aanwezige verschillen tussen simulatiewaarden en veldwaarnemingen voor een deel door de overschatting van deze produktie verklaard kunnen worden. Hetzelfde geldt voor de verschillen tussen de totale pelagische mineralisatie die uit de twee gestelde organisch koolstofbalansen volgt (Tabel 3.16 en 3.17).

De door het model berekende Chl-a-gehalten in het sediment en het benthische zuurstofverbruik van de getijdeplaten komen redelijk tot goed overeen met de gemeten waarden. Dat de totale

benthische mineralisatie in het litoraal op grond van de beschikbare veldgegevens lager wordt geschat dan het model berekent (Tabel 3.19) is, gezien de overeenkomst in de O_2 -consumptie, grotendeels terug te voeren op de verschillen in de geschatte en berekende anaerobe mineralisatie. Men moet hierbij bedenken dat bij de schatting van het aandeel van de anaerobe mineralisatie in het totale benthische zuurstofverbruik een aantal aannames is gedaan, die grote onzekerheden met zich meebrengen. De algemene conclusie ten aanzien van de benthische mineralisatie in het litoraal is daarom dat deze naar behoren door het model wordt gesimuleerd.

De hogere benthische organismen kunnen wegens onvoldoende data niet of nauwelijks gevalideerd worden. De summierende gegevens wijzen op een matige tot slechte overeenkomst tussen de veldgegevens en de simulatiewaarden. De oorzaak hiervan moet wellicht gezocht worden in een te lage beschikbaarheid van voedsel in het model, onder andere ten gevolge van de onderschatting van de benthische primaire produktie (Tabel 3.18). Ook hierbij geldt echter dat de op grond van de veldgegevens gerekende produktie niet meer is dan een ruwe schatting.

Uit de opgestelde organisch koolstofbalansen blijkt dat de hoeveelheid koolstof die in het systeem omgaat, wat betreft orde van grootte door het model goed berekend wordt. Opvallend is dat beide balansen slechts een klein verschil

suggereren tussen de totale primaire produktie in het systeem, en de totale mineralisatie. Dit betekent dat de grootte van invoer van organisch koolstof vanuit het IJsselmeer ongeveer even groot is als de export naar de Noordzee vermeerderd met de netto sedimentatie. Beide balansen wijzen op een netto uitvoer van organisch koolstof via de zeegaten naar de Noordzee.

Uit de vergelijking van de koolstofbalansen volgt ook dat het sublitoraal in het model nog onvoldoende functioneert. Dit komt vooral tot uiting in de te lage, berekende waarde van de totale mineralisatie in het sediment van dit deel van het estuarium (Tabel 3.19). Ook de enige sublitorale variabele die gevalideerd kon worden (UMAC) wordt door het model duidelijk onderschat (Fig. 3.20). Een voor de hand liggende conclusie is dat, ondanks de te hoog berekende pelagische primaire produktie, in het model te weinig organisch koolstof beschikbaar komt voor de organismen in het sublitoraal.

Uit de gehele validatie blijkt dat het EMOWAD model als beschrijving van het ecosysteem van de westelijke Waddenzee niet slecht functioneert, maar vooral de resultaten ten aanzien van de primaire produktie en het benthisch en epibenthisch systeem van het sublitoraal nog niet voldoende zijn. Toekomstige inspanningen dienen vooral gericht te zijn op de verbetering van de modellering van deze belangrijke onderdelen van het ecosysteem van de westelijke Waddenzee.

4. TOEPASBAARHEID VAN HET EMOWAD MODEL

4.1 INTRODUKTIE

4.1.1 INLEIDING

Eén van de doelstellingen van EMOWAD is het aangeven van de mate waarin nader te specificeren menselijke activiteiten van invloed zijn op de ecologie van de westelijke Waddenzee. In dit hoofdstuk wordt hiertoe een aanzet gegeven door voor een aantal voorbeeldsituaties na te gaan in hoeverre het huidige EMOWAD model bruikbaar is bij de inschatting van de ecologische effecten van menselijke ingrepen in het ecosysteem.

Het beleidsmatige gebruik van het model is aan een aantal voorwaarden gebonden. Als één van de beperkingen geldt uiteraard, dat alleen invloeden kunnen worden bepaald op groepen organismen of processen, die in het EMOWAD model zijn opgenomen. In een model is altijd sprake van een zekere vereenvoudiging: alleen de voor de ecologie belangrijkste toestandsvariabelen en processen zijn in geschematiseerde vorm beschreven. Dit heeft tot gevolg, dat het niet mogelijk is om de effecten van menselijk handelen op alle groepen organismen te bepalen. Eventuele effecten op bijvoorbeeld zeehonden en pelagische vis zijn met het model niet te berekenen. Evenmin kan het ecologisch effect van de lozing van een toxische stof met het huidige model bepaald worden, aangezien het lot van deze toxische stof in het milieu en de eventuele effecten ervan op organismen niet gemodelleerd zijn.

Het model is een koolstofmodel, d.w.z. de interactie tussen de toestandsvariabelen zijn als koolstofstromen gemodelleerd. Eventuele ecologische effecten kunnen tot uiting komen als verschuivingen in de grootten van deze koolstofstromen.

In de volgende paragrafen wordt de bruikbaarheid van het model geanalyseerd. De opzet wordt beschreven in par. 4.1.2.

In par. 4.2 t/m 4.5 worden voor een viertal voorbeeldsituaties de door het model gesimuleerde effecten van menselijke activiteiten in de westelijke Waddenzee besproken.

De conclusies zijn samengevat in par. 4.6.

4.1.2 OPZET

De bruikbaarheid van het EMOWAD model bij de

bepaling van de effecten van menselijke activiteiten op het ecosysteem van de Waddenzee wordt nagegaan aan de hand van de volgende voorbeeldsituaties:

- veranderingen in de troebelheid van het water;
- veranderingen in de nutriëntentoevoer vanuit het IJsselmeer;
- verandering in de grootte van de mosselcultuur;
- een sterke reductie van het (epi)benthisch systeem in het litoraal.

Om de bruikbaarheid te toetsen wordt voor iedere voorbeeldsituatie na het formuleren van de probleemstelling een hypothese opgesteld ten aanzien van de ecologische effecten, zoals deze op grond van bestaande kennis verwacht mogen worden. Na een technisch gedeelte, waarin de aangebrachte wijzigingen in het model worden besproken, volgt een weergave van de door het model gesimuleerde effecten en wordt die vooral in kwalitatieve zin vergeleken met de opgestelde hypothese. Vervolgens zal in de discussie nader worden ingegaan op de mogelijkheden en onmogelijkheden (inclusief noodzakelijke uitbreidingen) die het model voor gebruik door beleid en beheer biedt. Hierbij moet men er rekening mee houden dat de volgende studies slechts als voorbeeld dienen, en dat op geen enkele wijze uit de uitkomsten bepaalde conclusies ten aanzien van te nemen beheersmaatregelen getrokken kunnen worden.

Gezien het grote aantal compartimenten zijn de ecologische effecten niet voor ieder compartiment afzonderlijk weergegeven. Getracht is de resulterende modelveranderingen samen te vatten als veranderingen in de jaarlijkse koolstofbalans voor de gehele westelijke Waddenzee ten opzichte van de balans die door het model voor de standaard situatie berekend is (par. 3.4.3). In een aantal gevallen worden de effecten op het koolstofbudget nader geïllustreerd met de weergave van effecten op bepaalde groepen organismen of processen in afzonderlijke compartimenten.

4.2 EFFECTEN VAN VERANDERINGEN IN DE TROEBELHEID VAN HET WATER

4.2.1 INLEIDING

In de Waddenzee bepaalt het slibgehalte in sterke mate de troebelheid van het water. Aangezien de lichtdoordringing in het water mede bepalend is voor de primaire produktie, is de troebelheid van grote invloed op het functioneren van het

ecosysteem. Van nature is de westelijke Waddenzee al een troebel gebied (POSTMA, 1954), bovendien lijkt het slibgehalte de laatste twintig jaar te zijn toegenomen (DE WIT e.a., 1982). Menselijke activiteiten als baggerwerkzaamheden en zandwinning lijken hierbij een rol te hebben gespeeld (DE JONGE, 1983). Aangezien ook in de toekomst vertroebeling door zandwinning en baggeren veelvuldig in het gebied zal voorkomen, is het beleidsrelevant de effecten hiervan op de primaire en waar mogelijk op de secundaire productie, kwantitatief te kunnen inschatten.

In de volgende paragrafen worden de effecten van een verandering in de troebelheid op de primaire productie en het functioneren van het systeem als geheel nagegaan. Hiertoe wordt een tweetal situaties onderscheiden, waarbij de invloed van het slibgehalte op de troebelheid van het water respectievelijk wordt verdubbeld en tot nul wordt gereduceerd.

4.2.2 HYPOTHESE VAN TE VERWACHTEN EFFECTEN

De invloed van de troebelheid in het water op de pelagische primaire productie (P) is in vergelijking (3.9) verdisconteerd in de diepte van de eufotische zone (E). Deze diepte is ongeveer gelijk aan drie keer het doorzicht gemeten met een Secchi-schijf (CADÉE & HEGEMAN, 1974a). De relatie tussen het slibgehalte en het doorzicht is niet lineair en mogelijk gebiedsafhankelijk. DE WIT e.a. (1982) geven voor het traject Marsdiep-Kornwerderzand (1980-1981) de volgende relatie tussen het zwevende stofgehalte (SUSM; $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) en het doorzicht (m):

$$\text{doorzicht} = (0.0711 \cdot \text{SUSM})^{-0.370} \quad (4.1)$$

Hieruit blijkt dat vooral bij lage gehalten aan zwevende stof het doorzicht sterk verandert bij een kleine verandering in SUSM. Bij hoge gehalten heeft een kleine verandering minder effect. Het gemiddelde zwevende stofgehalte in de westelijke Waddenzee is 25 à 80 $\text{g dr.stof} \cdot \text{m}^{-3}$ (Fig. 3.3), hetgeen volgens vergelijking (4.1) overeenkomt met een doorzicht van 50-80 cm. Verdubbeling van het zwevende stofgehalte reduceert het doorzicht tot 40 à 60 cm. Op grond van vergelijking (3.9) betekent dit een verlaging in de primaire productie met 25%. In afwezigheid van gesuspendeerd materiaal in het water wordt het doorzicht bepaald door de achtergrondextinctie. De data van DE WIT e.a. (1982) suggereren voor die situatie een doorzicht van ongeveer 2.5 m, overeenkom-

end met een eufotische zone van 7.5 m. De potentiële toename van de primaire productie is hiermee een factor 3 tot 5. Aangezien de gemiddelde diepte van de westelijke Waddenzee slechts 3.3 m bedraagt en bovendien de primaire productie mogelijk door nutriënten gelimiteerd wordt, zal de werkelijke toename geringer zijn. Doordat de mineralisatie in het systeem sterk gekoppeld is aan de primaire productie, kunnen hiervoor vergelijkbare effecten verwacht worden. Voor het (epi)benthische systeem worden slechts geringe (indirecte) effecten verwacht.

4.2.3 MODELTECHNISCHE UITVOERING

In het EMOWAD model wordt de helderheid van het water beschreven door de extinctie EPS (m^{-1}), die gedefinieerd is zoals in Eems-Dollard model (BARETTA & RUARDIJ, 1988):

$$\text{EPS} = \text{EPS}_0 + \text{ZZSIL} \cdot \text{SILT} + \alpha \cdot \text{PHYT} \quad (4.2)$$

waarin EPS_0 de achtergrond extinctie is (0.4 m^{-1}), ZZSIL de "slib-schaduwings"-constante (standaardwaarde: $40 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$), SILT het anorganische deel van SUSM ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), α de "zelf-schaduwings"-constante van het fytoplankton ($293 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{mgC}^{-1}$) en PHYT de fytoplankton biomassa ($\text{mgC} \cdot \text{m}^{-3}$).

De eufotische diepte is omgekeerd evenredig met EPS. De verandering in de troebelheid van het water wordt in het model gerealiseerd door de parameter ZZSIL respectievelijk op 0 en $80 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$ te stellen. Hiermee wordt dus het slibgehalte zelf niet veranderd, maar alleen het effect dat het slib op de troebelheid heeft wordt verkleind of vergroot.

4.2.4 RESULTATEN

Tabel 4.1 geeft de organisch koolstofbalansen voor de westelijke Waddenzee zoals die voor de standaard- en de twee voorbeeldsituaties door het model worden berekend. Uit deze tabel blijkt dat de jaargemiddelde primaire productie in het systeem beïnvloed wordt door veranderingen in de troebelheid. De verdubbeling van de parameter ZZSIL resulteert in een reductie van de primaire productie met 11%, verlaging van ZZSIL tot nul verhoogt deze met 28%. Vergelijkbare veranderingen treden op in de consumptie.

Uit Fig. 4.1 blijkt dat de maximale producties in de drie situaties nauwelijks van elkaar verschillen en in dezelfde maand optreden (juli). De effecten manifesteren zich vooral in het voor- en

TABEL 4.1

De organisch koolstofbalans (10^3 ton C) voor de westelijke Waddenzee zoals berekend voor de standaard situatie $\text{ZZSIL} = 40 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$ en $\text{ZZSIL} = 0$ en $80 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$. De verschillen tussen de corresponderende import respectievelijk export totalen zijn het gevolg van afrondingen.

ZZSIL	Invoer/Produktie			Uitvoer/Consumptie			$10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$
	0	40	80	0	40	80	
Zeegat van Het Vlie	29	40	45	236	206	197	Zeegat van Texel
Den Oever	80	80	80	595	489	444	Consumptie
Kornwerderzand	53	53	53	8	8	8	Oostelijke Waddenzee
Produktie	685	537	476	31	31	31	Begraving in sediment
Massa afname	23	25	25	1	1	1	Vogels
Totaal	870	735	679	871	735	681	

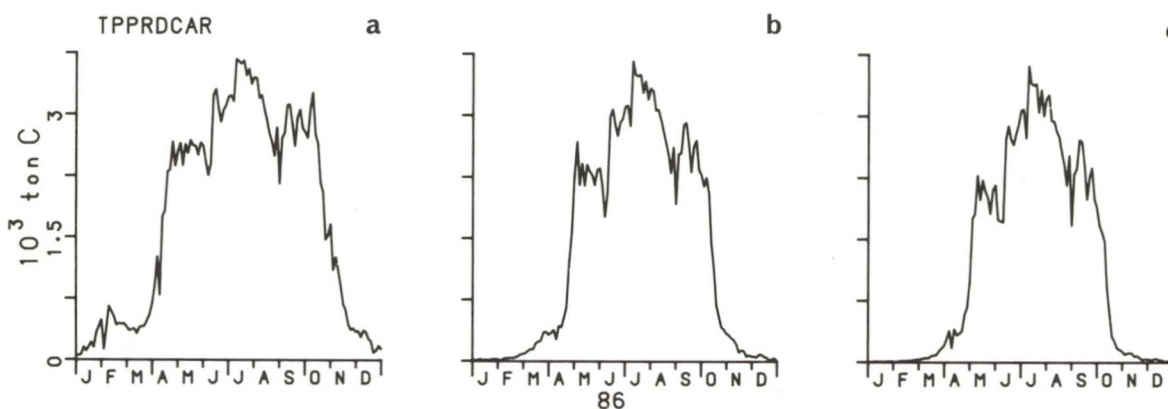


Fig. 4.1. De totale primaire produktie in de westelijke Waddenzee (TPPRDCAR; 10^3 ton C) gesimuleerd met a) $\text{ZZSIL} = 0$; b) $\text{ZZSIL} = 40 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$ (de standaard situatie) en c) $\text{ZZSIL} = 80 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$.

najaar, wanneer het licht de beperkende factor voor de produktie is. In de zomer wanneer nutriënten limiterend zijn heeft de hier gesimuleerde verandering in troebelheid niet of nauwelijks effect. Grote helderheid leidt in het voorjaar tot een hogere bloei van diatomeeën, terwijl een grotere troebelheid een gedeeltelijk verdringing van de diatomeeën door flagellaten tot gevolg heeft (Fig. 4.2a). De verschillen in het najaar worden geheel veroorzaakt door de flagellaten.

De predatoren in het litoraal (EMAC) worden niet beïnvloed door veranderingen in de troebelheid; de suspension feeders (BSF) daarentegen wel (Fig. 4.2b). Omdat het slibgehalte in de drie situaties gelijk is, moet dit effect geheel toegeschreven worden aan veranderingen in de primaire produktie.

4.2.5 DISCUSSIE

De door het model berekende effecten van veranderingen in de troebelheid op de primaire produktie stemmen in kwalitatieve zin overeen met de opgestelde hypothese: een verhoogde troebelheid leidt tot een lagere, een verlaagde troebelheid tot een hogere primaire produktie. In kwantitatieve zin blijken de effecten op de primaire produktie geringer dan verwacht werd. Een waarschijnlijke oorzaak hiervan is het optreden van nutriëntlimitatie, waardoor vooral in de zomer nauwelijks effecten waarneembaar zijn.

De effecten op de filter feeders in het litoraal zijn echter groter dan verwacht werd. Deze groep van organismen is blijkbaar gevoelig voor veranderingen in de primaire produktie.

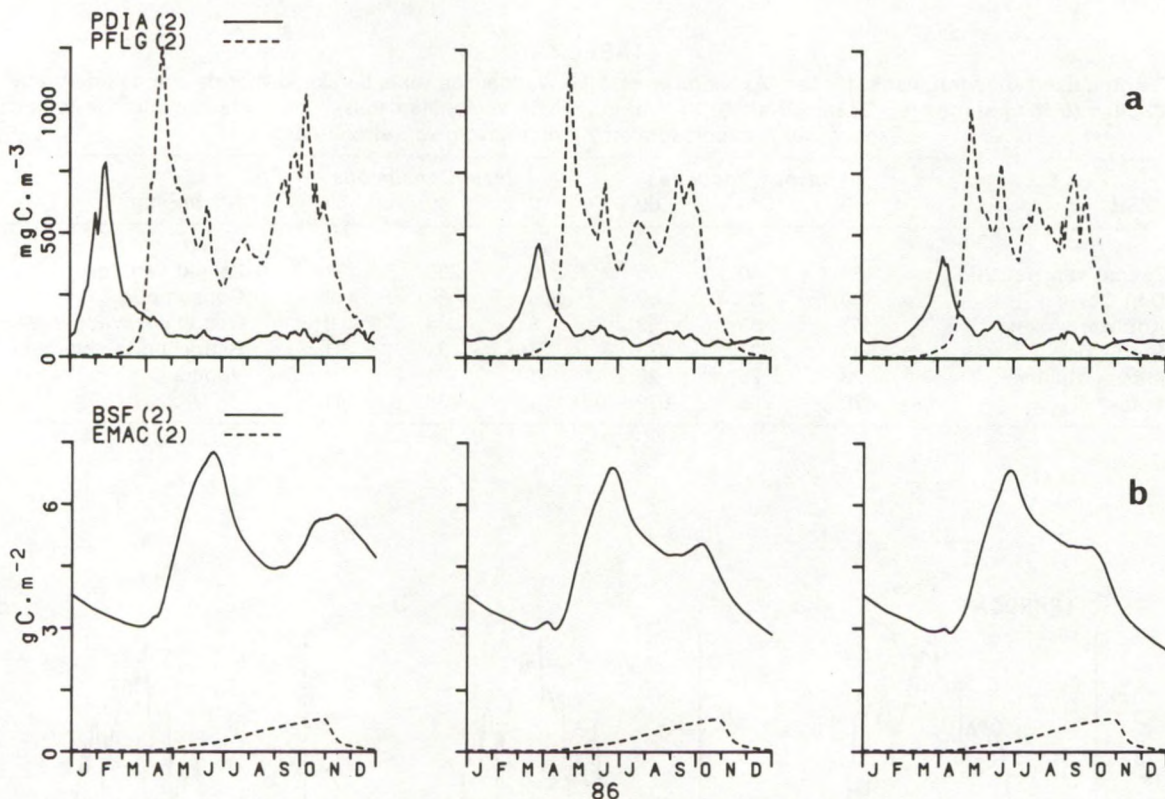


Fig. 4.2. Biomassaverloop in compartiment 2 van a) pelagische diatomeeën (PDIA; $\text{gC} \cdot \text{m}^{-3}$) en flagellaten (PFLG; $\text{gC} \cdot \text{m}^{-3}$) en b) epibenthische predatoren (EMAC; $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$) en benthische suspension feeders (BSF; $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$) gesimuleerd met ZZSIL = 0 (links); ZZSIL = $40 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$ (de standaard situatie) (midden) en ZZSIL = $80 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$ (rechts).

Wat betekent deze uitkomst voor eventuele toekomstige beleidsmatige modeltoepassingen? Het model lijkt in kwalitatieve zin de effecten van troebelheid op het ecosysteem goed te kunnen voorspellen. Voordat men het model echter voor deze toepassing gebruikt, moet bekend zijn in welke mate baggerwerkzaamheden en zandwinning tot grotere troebelheid leiden en over welke afstanden dit optreedt. Het model berekent de veranderingen voor hele compartimenten, terwijl de effecten in werkelijkheid waarschijnlijk veel lokaler zijn. Dit betekent dat het huidige model gebruikt kan worden om kwalitatief onderzoek naar de grootschalige effecten van verlaagde of verhoogde troebelheid uit te voeren. Voor kwantitatieve aspecten zullen eerst (betere) gegevens omtrent de werkelijke veranderingen in het veld als gevolg van de "gebruiksfuncties" zoals baggeren (scheepvaart), zandwinning en eventuele andere troebelheidsverhogende activiteiten moeten worden verzameld. Vervolgens kan met enkele aanpassingen aan het model ook het kwantitatieve effect hiervan in de verschillende jaargetijden worden doorgerekend.

Wanneer men het totale effect van baggerwerkzaamheden op het ecosysteem wil inschatten, zullen ook andere aspecten dan de troebelheid, zoals het effect van verhoogde slibconcentratie op filtratie efficiëntie van mosselen het effect van verhoogde nutriënten- en voedselaanvoer door bodemverstoring en eventuele begraving en versterking van bodemorganismen in het model moeten worden opgenomen. De volgende toepasbaarheidsstudies zullen laten zien dat het model ook daarbij een heel bruikbaar hulpmiddel kan zijn.

4.3 VERANDERINGEN IN DE NUTRIENTEN-TOEVOER VANUIT HET IJSSELMEER

4.3.1 INLEIDING EN PROBLEEMSTELLING

De toevoer van nutriënten vanuit het IJsselmeer naar de westelijke Waddenzee is de laatste decennia, met name vanaf het begin van de jaren zeventig, sterk gestegen. Enkele symptomen die wijzen op een toegenomen eutrofiëring in het estuarium zijn duidelijk waargenomen: lage

zuurstofgehaltes in het water boven de platen (TIJSSEN & VAN BENNEKOM, 1976; VAN DER VEER & BERGMAN, 1986), een steeds uitbundiger bloei van de alg *Phaeocystis pouchetii* (CADÉE & HEGEMAN, 1986) die de als hinderlijk ervaren schuimvorming veroorzaakt, en een toename van de biomassa en de produktie van macrozoöbenthos (BEUKEMA & CADÉE, 1986). Een verband met de toegenomen nutriëntenbelasting ligt voor de hand maar is moeilijk aantoonbaar. De probleemstelling van deze modeltoepassing kan als volgt geformuleerd worden: In hoeverre wordt het ecosysteem van de westelijke Waddenzee beïnvloed door de P- en Si-toevoer vanuit het IJsselmeer. Aangezien alleen P en Si als variabelen zijn opgenomen in het model beperkt de analyse zich (strikt genomen) tot deze voedingsstoffen. Er kan echter worden aangenomen dat veranderingen in de N-belasting vergelijkbare effecten tot gevolg hebben. In die zin kan de analyse gezien worden als een onderzoek naar de mogelijke korte termijn effecten van veranderingen in de totale nutriëntenbelasting. Met deze toepassing wordt een eerste antwoord gegeven op de (beleids)vraag wat er in de Waddenzee zou kunnen gebeuren als door allerlei beheersmaatregelen de nutriëntgehaltes in het IJsselmeer afnemen.

Naast de standaard simulatie is een tweetal voorbeelden doorgerekend, respectievelijk een situatie waarin 1) geen invoer van P en Si vanuit het IJsselmeer plaats vindt en waarin 2) de invoer van P en Si het gehele jaar 1.5 maal zo groot is als de werkelijke invoer van 1986. Aangezien er ook in het IJsselmeer een directe koppeling is tussen nutriëntenbelasting en hoeveelheid organisch koolstof en een deel van het fosfor in het IJsselmeer aanwezig is in organische verbindingen, is ook de invoer van organisch C respectievelijk op nul gesteld en 1.5 keer zo groot genomen.

4.3.2 HYPOTHESE VAN TE VERWACHTEN EFFECTEN

Door de koppeling van een deel van de P-toevoer aan organisch materiaal, wordt de koolstofbalans rechtstreeks beïnvloed als de invoer vanuit het IJsselmeer verandert. Wijzigingen in de belasting worden geheel of gedeeltelijk gecompenseerd door veranderingen in het netto transport door de zeegaten. Uit de huidige kennis omtrent refractair en labiel materiaal blijkt dat de reductie van de organisch koolstoftoevoer vanuit het IJsselmeer van $133 \cdot 10^3$ ton C-jaar⁻¹ tot nul zal resulteren in een verlaging van de netto export

door de zeegaten met $120 \cdot 10^3$ ton C-jaar⁻¹. Verhoging van de toevoer tot ca. $200 \cdot 10^3$ ton C leidt tot een verhoging van de export met ca. $60 \cdot 10^3$ ton C-jaar⁻¹.

Voor de schatting van de effecten van de verandering in de P- en Si-invoer vanuit het IJsselmeer zijn alleen de niet refractaire componenten van belang. In algemene zin kan verwacht worden dat de primaire produktie toeneemt bij een verhoging van de externe belasting, en zal dalen bij een reductie hiervan. Dit heeft gelijksoortige effecten op de mineralisatie. Hogere organismen die direct of indirect voor hun voedsel afhankelijk zijn van de primaire produktie zullen eveneens beïnvloed worden.

De grootte van het effect op de biomassa en de produktie van het fytoplankton is moeilijk te schatten, aangezien de bijdrage van de Noordzee aan de nutriëntenbalans van de westelijke Waddenzee niet bekend is, en omdat door interne regeneratieprocessen nutriënten meerdere keren per jaar gebruikt kunnen worden. Volgens VAN DER VEER e.a. (1988) is ca. 60% van de totale externe P-belasting van de westelijke Waddenzee afkomstig uit het IJsselmeer. De grootte van de interne regeneratie is niet goed bekend. In andere mariene systemen is gevonden dat de bodemwater uitwisseling voor ongeveer 50% in de nutriëntenbehoefte van de primaire producenten voorziet (RUTGERS VAN DER LOEFF, 1980b; BALZER, 1984; HOPKINSON, 1987). Hierbij moet de pelagische regeneratie nog worden opgeteld. Uitgaande van een bijdrage van de interne regeneratie aan de totale nutriëntenbalans van 75% is de directe bijdrage van het IJsselmeer ongeveer 15%. Verandering van deze bijdrage beïnvloedt echter de grootte van de interne regeneratie. Een ruwe schatting op basis van deze veldgegevens is dat stopzetting van de P- en Si-invoer vanuit het IJsselmeer tot gevolg heeft dat 15 tot 30% minder P en Si voor de primaire producenten beschikbaar komt. Verhoging van de invoer met 50% resulteert in een toename van de beschikbare hoeveelheid met 5 tot 20%. De effecten op de primaire produktie en de biomassa van het fytoplankton liggen waarschijnlijk in dezelfde orde van grootte.

Veranderingen in de nutriëntbelasting hebben alleen effect op de primaire produktie en de biomassa van het fytoplankton in periodes dat er sprake is van limitering door de betreffende nutriënt. Deze stelling geeft uitsluitel over de maanden waarin effecten te verwachten zijn. Uit de veldwaarnemingen ten aanzien van PO₄ en SILI blijkt dat in de wintermaanden beide nutriën-

ten in betrekkelijk hoge concentraties voorkomen (Fig. 3.4 en 3.5). In het vroege voorjaar neemt eerst SILI en daarna ook PO₄ af tot mogelijk limiterende gehalten. Niet biologische processen zoals menging van IJsselmeer- met Noordzeewater en bodem-water uitwisseling bepalen waarschijnlijk de snelheid waarmee de concentraties na de minima in het voorjaar en het begin van de zomer weer stijgen tot aan de winterwaarden. Globaal kan uit het verloop van de concentraties geconcludeerd worden dat de limitering van P en Si zich beperkt tot de periode maart t/m juni. Een hogere invoer vanuit het IJsselmeer zal deze periode mogelijk verkorten, een lagere invoer mogelijk verlengen. Als de simulaties geacht worden ook de effecten van veranderingen in de totale nutriëntenbelasting weer te geven, dan zullen effecten verwacht mogen worden vanaf maart t/m september.

Een laatste verwachting die uitgesproken kan worden betreft de verschillen tussen de compartimenten. Omdat het IJsselmeer water voornamelijk het estuarium via het Marsdiep verlaat, is de invloed van veranderingen in de belasting waarschijnlijk het grootst in het westelijke bekken, en dan natuurlijk vooral in de compartimenten nabij de spuisluizen (3 en 5).

4.3.3 MODELTECHNISCHE UITVOERING

De technische uitvoering van de wijzigingen in de nutriënteninvoer vanuit het IJsselmeer is eenvoudig. De termen in de vergelijkingen die de spui van P en Si componenten beschrijven worden vermenigvuldigd met een factor ("switch") die in de standaard simulatie 1 is, en in de twee andere simulaties respectievelijk 0 en 1.5. Omdat een groot deel van P in het IJsselmeer voorkomt als

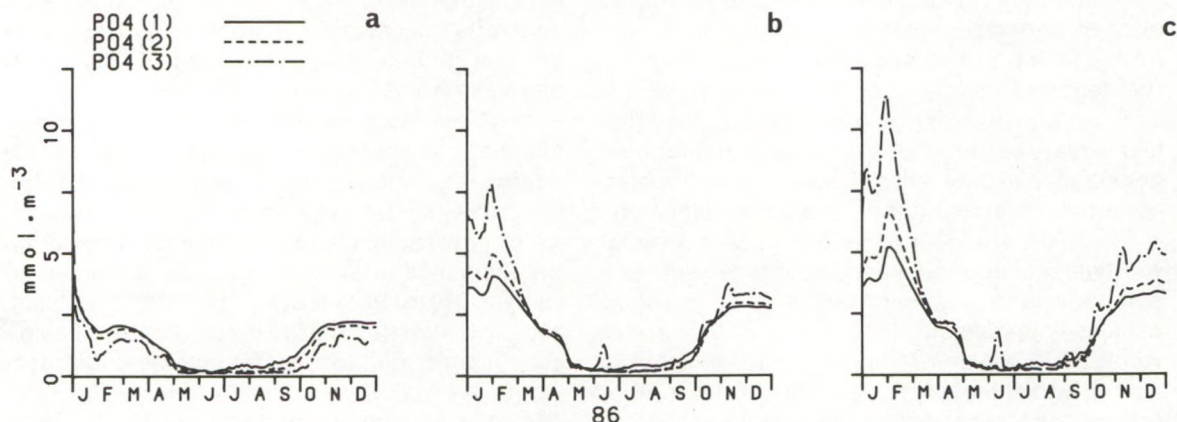


Fig. 4.3. Seizoensverloop van de concentratie opgelost reactief fosfaat (PO₄; mmol·m⁻³) in de compartimenten 1, 2 en 3 gesimuleerd met een P-, Si-belasting vanuit het IJsselmeer, die gelijk is aan: a) 0; b) de standaardwaarde; en c) 1.5 keer zo groot als de standaardwaarde.

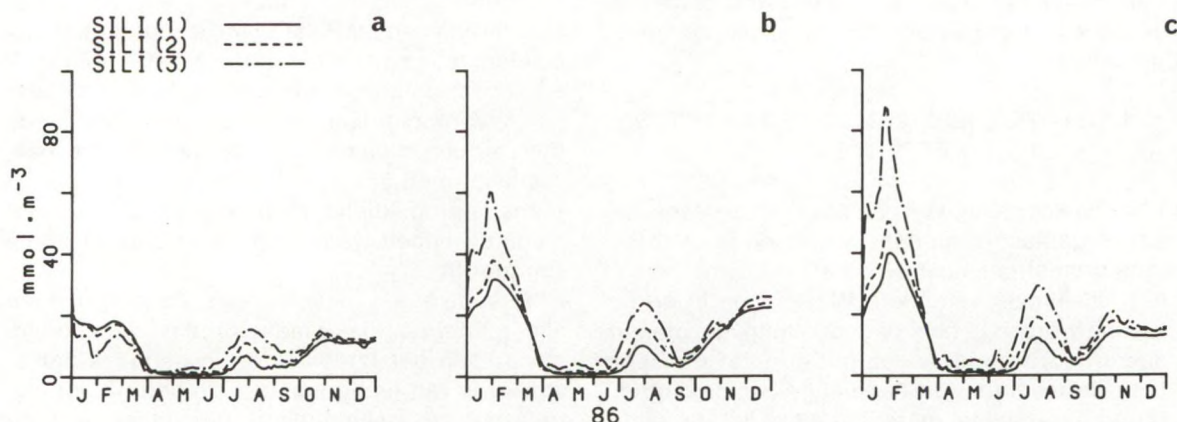


Fig. 4.4. Seizoensverloop van de concentratie opgelost reactief silicaat (SILI; mmol·m⁻³) in de compartimenten 1, 2 en 3 gesimuleerd met een P-, Si-belasting vanuit het IJsselmeer, die gelijk is aan: a) 0; b) de standaardwaarde; en c) 1.5 keer zo groot als de standaardwaarde.

organisch P werkt de "switch" ook door in de lozing van organisch koolstof. Alle overige karakteristieken van het IJsselmeerwater alsmede de spuidebieten blijven onveranderd. De "switch" heeft het gehele jaar dezelfde waarde.

4.3.4 RESULTATEN

De gesimuleerde fosfaat (PO₄) en silicaat (SILI) concentraties onder de drie belastingsscenario's zijn weergegeven in Fig. 4.3 en 4.4. Vooral in de eerste maanden zijn de effecten groot, met name in compartiment 3 dat onder directe invloed van de spuisluizen staat (hetzelfde geldt voor compartiment 5, Tabel 4.2). In de zomermaanden blijven beide nutriënten aanwezig in lage concentraties, procentueel zijn de verschillen ten gevolge van de drie belastingschema's echter aanzienlijk. Opvallend is dat in de situatie zonder invoer vanuit het IJsselmeer de hoogste concentraties in de zeegaten gevonden worden en de laagste in de compartimenten bij de sluisen. Uit Tabel 4.2 waarin de jaargemiddelde waarden van PO₄, SILI en CHLA (chlorofyl-a) zijn verzameld voor een aantal compartimenten, volgt dat de effecten van de verschillende belastingen zich uitstrekken tot in compartiment 12, maar dat het effect op compartiment 8 (Vliestroom) nihil is. De maximale vermindering van de jaargemiddelde

waarden van PO₄ en SILI ten opzichte van de standaardsituatie zijn te vinden in compartiment 3, respectievelijk 64 en 49% (invoer = 0). De maximale stijgingen treden op in hetzelfde compartiment, respectievelijk 32 en 27% (invoer = 1.5 standaard).

In Fig. 4.5 zijn de resultaten voor de CHLA-gehalten weergegeven voor de compartimenten 1, 2 en 3. Ook ten aanzien van deze variabele worden de grootste effecten gesimuleerd in compartiment 3 (Tabel 4.2; Fig. 4.6). De pieken in de CHLA-concentraties in compartiment 3 in juni en september/oktober zijn het gevolg van hoge PO₄ afvoeren via de spuisluizen van het IJsselmeer, zij zijn verdwenen als de P (en Si) belasting nul is. De verschillen tussen de drie simulaties manifesteren zich vanaf maart tot oktober. De jaar- en zomergemiddelde waarden van CHLA worden het minst beïnvloed in compartiment 8 (Tabel 4.2; Fig. 4.6). De toename cq. afname wijkt hier niet meer dan 1% af van de standaardsituatie. De maximale veranderingen in de jaargemiddelde concentraties zijn een afname van 47% en een toename van 23% in compartiment 3.

In Fig. 4.6, 4.7 en 4.8 zijn de effecten op de zomergemiddelde waarden (2e en 3e kwartaal) van respectievelijk CHLA, EMAC en BSF weergegeven voor de 12 compartimenten. Een aantal aspecten valt hierbij op. Ten eerste is duidelijk

TABEL 4.2

Jaargemiddelde concentraties PO₄ (mmol·m⁻³), SILI (mmol·m⁻³), en CHLA (mg·m⁻³) in verschillende compartimenten. Tussen haakjes de percentuele afwijkingen t.o.v. de standaardsituatie. Scenario 1: standaardsituatie; 2: P-, Si-belasting vanuit het IJsselmeer = 0; 3: P-, Si-belasting vanuit het IJsselmeer = 1.5 keer zo groot als de standaardbelasting.

Compartiment → Scenario ↓		1	2	3	5	7	8	12
CHLA	1	10.8	11.8	12.4	10.7	10.8	9.2	13.1
	2	9.4 (- 13)	9.3 (- 21)	6.6 (- 47)	7.1 (- 34)	8.8 (- 19)	9.1 (- 1)	12 (- 8)
	3	11.5 (+ 6)	13.0 (+ 10)	15.2 (+ 23)	12.4 (+ 16)	11.8 (+ 9)	9.3 (+ 1)	12.0 (+ 5)
SILI	1	11.5	13.7	18.1	16.4	14.7	6.9	15.1
	2	8.8 (- 23)	9.5 (- 31)	9.3 (- 49)	11.1 (- 33)	11.0 (- 25)	6.7 (- 3)	13.6 (- 10)
	3	12.9 (+ 12)	16.0 (+ 17)	22.9 (+ 27)	19.3 (+ 18)	16.6 (+ 13)	7.0 (+ 1)	16.1 (+ 7)
PO ₄	1	1.7	1.8	2.2	1.9	1.6	1.1	1.3
	2	1.3 (- 24)	1.1 (- 31)	0.8 (- 64)	0.8 (- 58)	1.0 (- 37)	1.1 (-)	1.0 (- 23)
	3	1.9 (+ 12)	2.1 (+ 17)	2.9 (+ 32)	2.4 (+ 26)	1.9 (+ 19)	1.1 (-)	1.5 (+ 15)

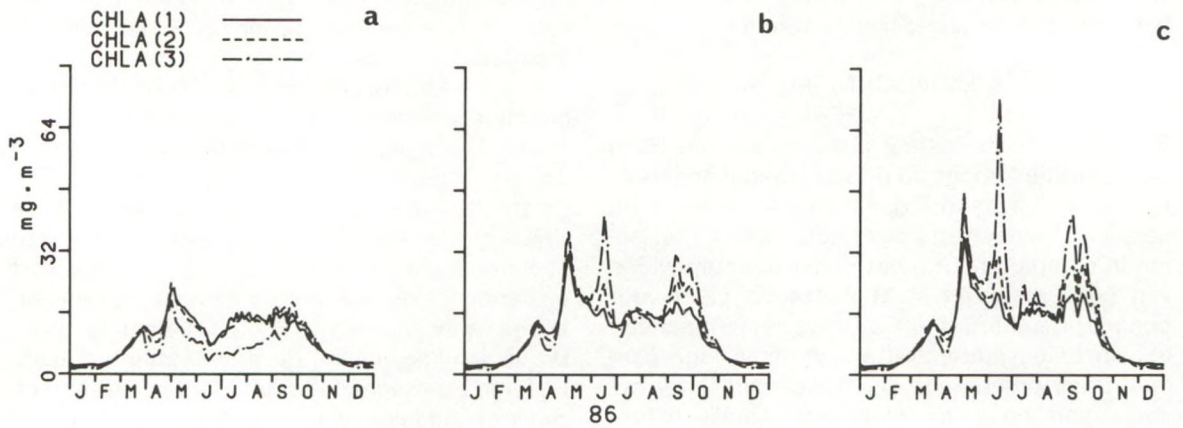


Fig. 4.5. Seizoensverloop van de concentratie chlorofyl-a (CHLA $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$) in de compartimenten 1, 2 en 3 gesimuleerd met een P-, Si-belasting vanuit het IJsselmeer, die gelijk is aan: a) 0; b) de standaardwaarde; en c) 1.5 keer zo groot als de standaardwaarde.

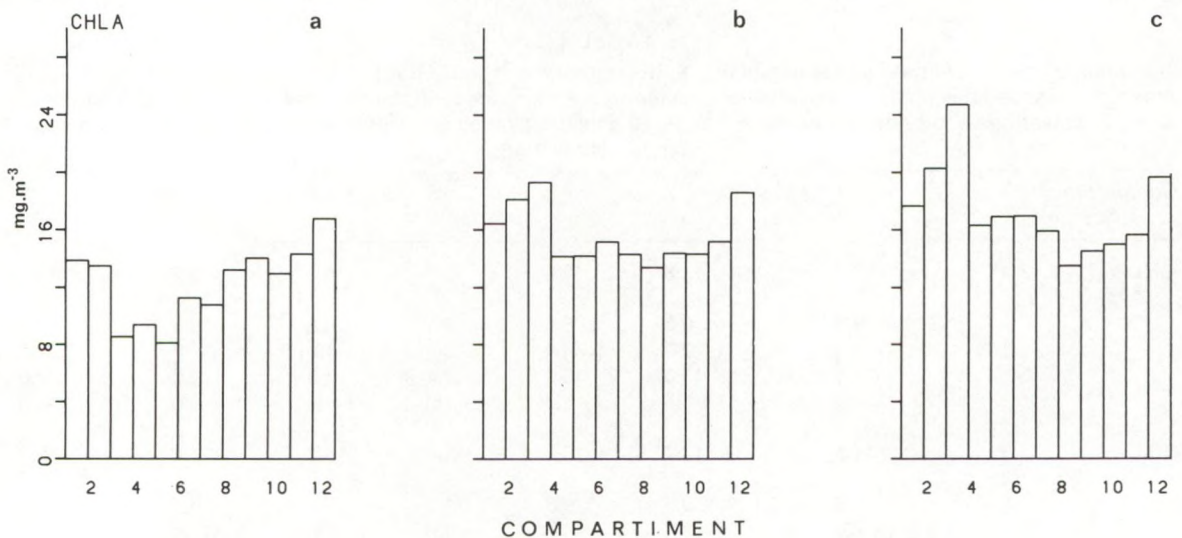


Fig. 4.6. Gemiddelde concentratie van chlorofyl-a (CHLA; $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$) in de 12 compartimenten, in de periode april t/m september gesimuleerd met een P-, Si-belasting vanuit het IJsselmeer, die gelijk is aan: a) 0; b) de standaardwaarde; en c) 1.5 keer zo groot als de standaardwaarde.

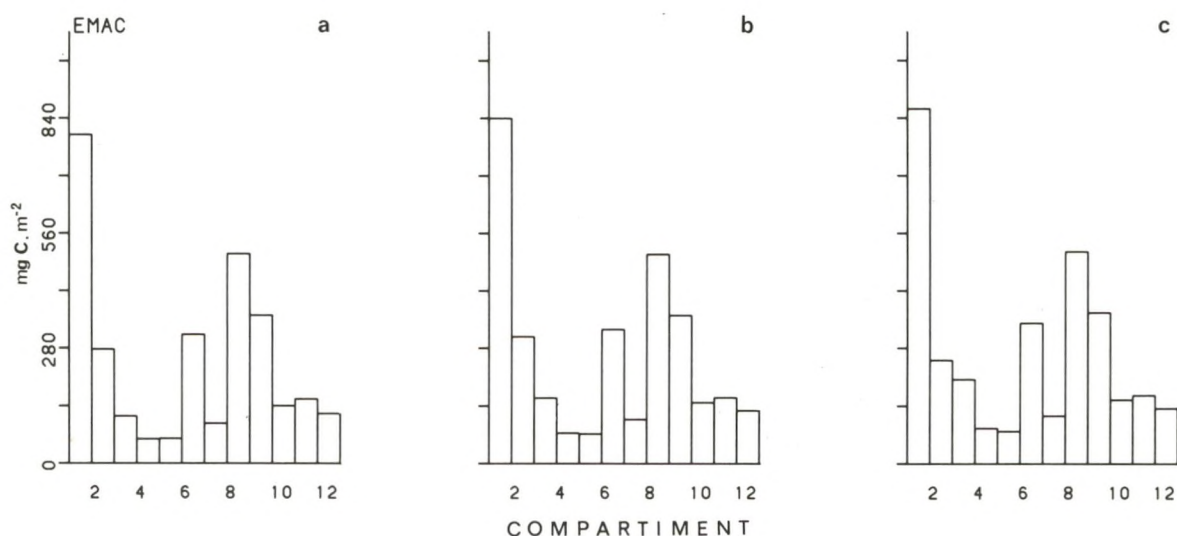


Fig. 4.7. Gemiddelde concentratie van de epibenthische predatoren in het litoraal (EMAC; $\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2}$) in de 12 compartimenten, in de periode april t/m september gesimuleerd met een P-, Si-belasting vanuit het IJsselmeer, die gelijk is aan: a) 0; b) de standaardwaarde; en c) 1.5 keer zo groot als de standaardwaarde.

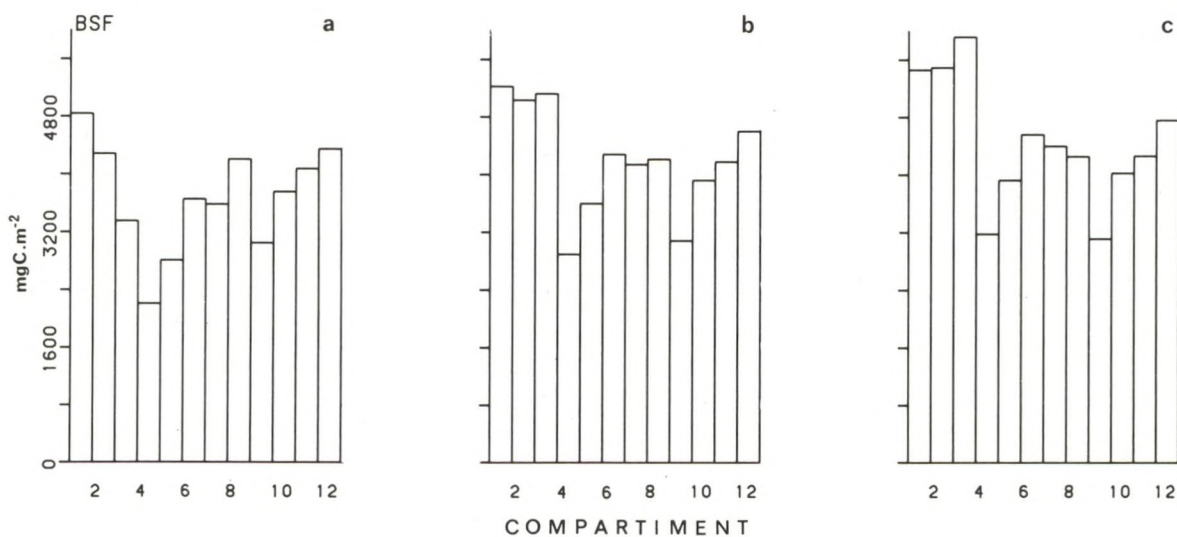


Fig. 4.8. Gemiddelde concentratie van de benthische suspension feeders in het litoraal (BSF; $\text{mgC} \cdot \text{m}^{-3}$) voor de 12 compartimenten, in de periode april t/m september gesimuleerd met een P-, Si-belasting vanuit het IJsselmeer, die gelijk is aan: a) 0; b) de standaardwaarde; en c) 1.5 keer zo groot als de standaardwaarde.

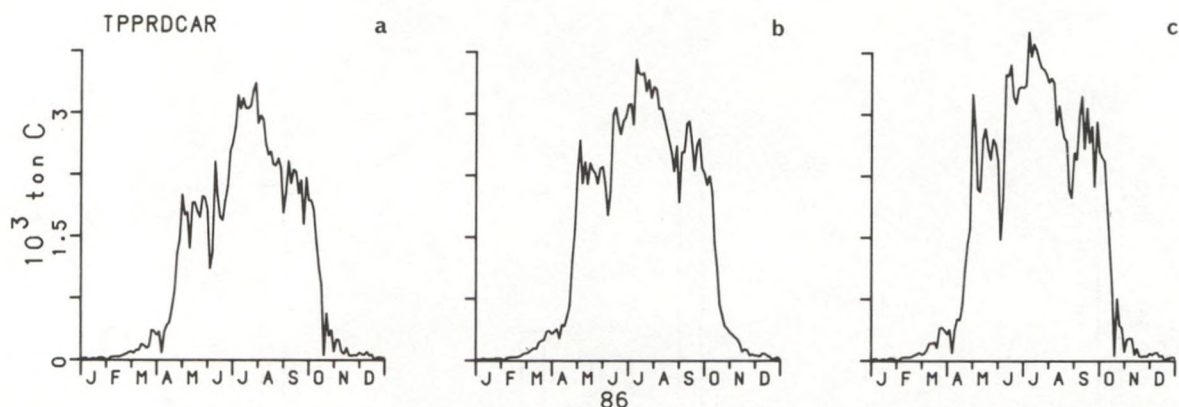


Fig. 4.9. De totale pelagische primaire productie in de westelijke Waddenzee (TPPRDCAR; 10^3 ton C) gesimuleerd met een P-, Si-belasting vanuit het IJsselmeer, die gelijk is aan: a) 0; b) de standaardwaarde; en c) 1.5 keer zo groot als de standaardwaarde.

dat verlaging van de nutriëntenbelasting vanuit het IJsselmeer lagere zomerwaarden geeft voor zowel CHLA, EMAC als BSF, terwijl verhoging het tegenovergestelde tot gevolg heeft. Ten tweede zijn de effecten het sterkst in het Marsdiepbekken (compartiment 1 t/m 6). In compartiment 1 en 8 worden nauwelijks effecten gevonden, in compartiment 3 en 5 de grootste.

De gesommeerde pelagiale primaire productie van het gebied (TPPRDCAR) is te vinden in Fig. 4.9. De effecten van de drie scenario's zijn ook ten aanzien van deze variabele te zien vanaf maart tot oktober, de grootste verschillen treden op in het voorjaar. De jaarsom van de pelagische productie is bij een P-, Si-belasting vanuit het IJsselmeer, die gelijk is aan:

- 1—standaardwaarde: $483 \cdot 10^3$ ton C
- 2—0: $397 \cdot 10^3$ ton C (– 28%)
- 3—1.5 keer de standaardwaarde: $514 \cdot 10^3$ ton C (+ 6%)

In Tabel 4.3 is het totale koolstofbudget voor de drie scenario's samengevat. De invloed die de veranderingen in de invoer via de sluizen bij Den Oever en Kornwerderzand hebben op de transporten door de zeegaten komt hierin goed naar voren. In scenario 2 (invoer = 0) is de belasting met organisch C vanuit het IJsselmeer afgenomen ten opzichte van de standardsituatie met $133 \cdot 10^3$ ton C, de uitvoer door de zeegaten is afgenomen met $138 \cdot 10^3$ ton C. De verhoogde belasting van scenario 3 geeft een extra C-invoer door de sluizen van $67 \cdot 10^3$ ton C gepaard met een extra uitvoer door de zeegaten van $68 \cdot 10^3$ ton C. In de simulaties worden de wijzigingen in de C-invoer vanuit het IJsselmeer nagenoeg geheel gecompenseerd door veranderingen in het transport door de beide zeegaten. De effecten op de primaire productie worden grotendeels verevend door bijna even grote veranderingen in de consumptie van organisch C.

TABEL 4.3

De organisch koolstofbalans (10^3 ton C) voor de westelijke Waddenzee. Berekend volgens een model met een P-, Si-belasting vanuit het IJsselmeer, die gelijk is aan: de standaardwaarde (scenario 1); 0 (scenario 2); 1.5 keer zo groot als de standaard waarde (scenario 3). De verschillen in de totalen zijn het gevolg van afrondingsfouten.

Scenario →	Invoer/Productie			Uitvoer/Consumptie			
	1	2	3	1	2	3	
Zeegat van Het Vlie	40	56	32	206	84	266	Zeegat van Texel
Den Oever	80	0	120	490	416	517	Consumptie
Kornwerderzand	53	0	80	8	7	9	Oostelijke Wadden Zee
productie	537	450	568	31	31	31	Begraven in sediment
Massa afname	25	32	21	1	1	1	Vogels
Totaal	735	538	821	736	539	824	

4.3.5 DISCUSSIE EN CONCLUSIES

De toepasbaarheid van EMOWAD wordt hieronder geëvalueerd ten aanzien van chlorofyl-a, de pelagische primaire produktie en de totale organisch C-balans van de westelijke Waddenzee.

Uit de simulaties blijkt, dat de veranderingen in nutriëntenbelasting invloed hebben op de chlorofyl-a-concentraties in de periode van maart t/m september. Dit is gedeeltelijk buiten de periode dat P dan wel Si in het veld beperkend is voor de algengroei (maart-juni). De oorzaak hiervoor is waarschijnlijk het ontbreken van een andere limiterende factor (stikstof) in het model. Wel is het zo dat de stikstofbelasting vanuit het IJsselmeer sterk gecorrigeerd is aan die van fosfor en dat in het model de limiterende rol van stikstof in de zomer is overgenomen door fosfor. De simulaties geven voer beschouwd min of meer het effect van veranderingen in de totale nutriëntenbelasting weer. Hiervan uitgaande functioneert het model naar behoren. De effecten op de jaargemiddelde chlorofyl-a-gehalten zijn van dezelfde grootte orde als op grond van de hypothese verwacht werd. In het scenario zonder invoer vanuit het IJsselmeer zijn deze gehalten volgens EMOWAD circa 20% lager ten opzichte van de standardsituatie (Tabel 4.2). Voor de verhoogde belasting zijn deze gehalten circa 10% hoger.

Ten aanzien van de primaire produktie is min of meer hetzelfde te concluderen als ten aanzien van chlorofyl-a: de gesimuleerde jaargemiddelde waarden vertonen een goede overeenkomst met de op grond van de hypothese verwachte waarden.

Uit de organisch koolstofbalans (Tabel 4.3) blijkt dat de veranderingen in de koolstofinvoer vanuit het IJsselmeer nagenoeg geheel gecompenseerd worden door extra of minder uitvoer naar de Noordzee. Dit is in overeenstemming met de verwachting.

De totale produktie is in de simulatie van het tweede scenario 16% lager dan in de standardsituatie, voor scenario drie wordt een 6% hogere produktie gevonden (Tabel 4.3). Deze effecten zijn lager dan het gestelde in de hypothese. Maar aangezien het model de samenhang tussen de verschillende effecten beter in rekening brengt is dit zeer verklaarbaar.

Samengevat kunnen de volgende conclusies ten aanzien van de simulaties geformuleerd worden:

- de richting en de grootte-orde van de effecten in de veranderingen in de P- en Si-belasting en in de lozing van organisch koolstof vanuit het IJ-

sselmeer worden door het model goed gesimuleerd;

- bij reductie van de nutriëntenbelasting tot nul nemen de chlorofyl-a gehalten en de primaire produktie af, vooral in de compartimenten nabij de sluizen. Chlorofyl-a neemt met gemiddeld 20 tot 25% af en de primaire produktie met gemiddeld 5 tot 30%. De populaties van hogere organismen als EMAC en BSF bereiken lagere biomassa's dan in de standardsituatie (Fig. 4.7 en 4.8). Hiermee suggereert het model dat een terugdringing van de nutriëntenbelasting van de Waddenzee resulteert in lagere hoeveelheden benthische suspension feeders (onder andere mosselen). Om de hierbij opkomende vragen echt te beantwoorden is meer kennis over de mosselcultuur noodzakelijk;
- bij verhoging van de nutriëntenbelasting met een factor 1.5 zijn omgekeerde effecten te verwachten. CHLA neemt toe met gemiddeld 10 à 15%, de primaire produktie met 5 à 10%. EMAC en BSF nemen toe.

Uit het bovenstaande zou men kunnen concluderen dat het model bruikbaar is voor het beantwoorden van beleidsvragen, die met de korte termijn effecten van veranderingen in de nutriëntenbelasting van het gebied te maken hebben. De voorspelde effecten komen in kwalitatieve zin overeen met de hypothese. Voor het verkrijgen van in kwantitatieve zin betrouwbare uitspraken, dienen zich nog enige problemen aan. Ten eerste spitsen de beleidsvragen ten aanzien van eutrofiëring zich meestal toe op lange termijn veranderingen, en deze zijn met de huidige modellen nog niet goed te berekenen. Daarnaast is een van de belangrijkste nutriënten waar het beleid problemen mee heeft (stikstof) tot nu toe niet opgenomen in het model. Daarover zijn dus geen uitspraken te doen. Mede omdat zowel in de natuur als in het beleid de stikstof- en fosforproblematiek vaak aan elkaar gekoppeld zijn, lijkt het wenselijk een module voor de N-cyclus te ontwikkelen. Ook de tot nu toe te hoog uitvallende primaire produktie wordt waarschijnlijk lager als de N-cyclus goed gemodelleerd is. Een probleem zal daarbij wel zijn dat er tot nu toe slechts zeer weinig veldgegevens over nitrificatie en denitrificatie in de Waddenzee verzameld zijn.

Toch toont deze toepasbaarheidsstudie aan dat het model in principe gebruikt kan worden voor het bepalen van het effect van verschillende nutriënten saneringsscenario's op de verschillende biologische componenten van het ecosysteem van de westelijke Waddenzee.

4.4 MOGELIJKE EFFECTEN VAN DE MOSSEL CULTUUR

4.4.1 INLEIDING EN PROBLEEMSTELLING

In het ecosysteem van de westelijke Waddenzee neemt het sublitoraal een belangrijke plaats in, zowel naar uitgebreidheid ($752 \cdot 10^6 \text{ m}^2$ op een totaal van $1415 \cdot 10^6 \text{ m}^2$), als naar rijkdom van bodemleven (DE WILDE & BEUKEMA, 1984). De biomassa van het macrobenthos in het sublitoraal hangt sterk af van de locatie: buiten de mosselpercelen bedraagt deze gemiddeld 8 g asvrij drooggewicht (AVD) per m^2 , terwijl op de percelen de biomassa's oplopen tot gemiddeld 260 g $\text{AVD} \cdot \text{m}^{-2}$ (Dekker, pers. med., in DE WILDE & BEUKEMA, 1984). Op de getijdeplaten wordt gemiddeld 30 g $\text{AVD} \cdot \text{m}^{-2}$ aangetroffen (BEUKEMA e.a., 1978). Het belang van het sublitoraal wordt duidelijk geïllustreerd door de jaarlijkse opbrengst aan consumptiemosselen uit de Waddenzee, die uitsluitend in het sublitoraal zijn opgegroeid. Afhankelijk van de prijsvorming en weersomstandigheden bedragen de jaarlijkse opbrengsten maximaal 1 miljoen mosseltonnen à 100 kg $\approx 5 \cdot 10^6 \text{ kg AVD}$ (DANKERS, 1986).

In deze paragraaf wordt nagegaan in hoeverre het EMOWAD model toepasbaar is bij de schatting van de ecologische consequenties van veranderingen in de omvang van de mosselcultuur in de westelijke Waddenzee. In het EMOWAD model zijn de mosselen niet als zelfstandige groep opgenomen, maar maken zij deel uit van het "suspension feeding" macrobenthos in het sublitoraal (USF). Aangezien de bijdrage van mosselen aan de totale biomassa van de suspension feeders in het sublitoraal meer dan 85% bedraagt (DE WILDE & BEUKEMA, 1984), kan USF in eerste instantie als representatief voor de mosselen worden beschouwd. Veranderingen in de omvang van de mosselcultuur kunnen in het model gerealiseerd worden door wijziging van de biomassa van USF.

In het huidige EMOWAD model functioneert het sublitoraal nog onvoldoende (par. 3.5). Dit komt onder andere tot uiting in de gesimuleerde biomassa's van USF, die veel lager liggen dan de in de westelijke Waddenzee gevonden waarden (DE WILDE & BEUKEMA, 1984; Tabel 4.4). Een directe toepassing van het EMOWAD model, lijkt hierdoor niet zinvol. De kwalitatieve gevolgen van een kunstmatige verhoging van USF voor de globale koolstofstromen kunnen wel worden aangegeven. Dit wordt besproken in par. 4.4.3 en 4.4.4. De resultaten van deze simulatie laten bovendien

duidelijk de oorzaak zien van de te laag gesimuleerde biomassa's in het sublitoraal. In een uitgebreide discussie (par. 4.4.5) wordt besproken hoe het model eventueel aangepast kan worden om het functioneren van het sublitoraal en daarmee de toepasbaarheid van het model te verbeteren.

4.4.2 HYPOTHESE VAN TE VERWACHTEN EFFECTEN

Over de effecten van de huidige mosselcultuur in de westelijke Waddenzee op het functioneren van de overige componenten van het ecosysteem kunnen op basis van literatuur- en veldgegevens slechts speculatieve uitspraken worden gedaan. Aannemende dat de totale biomassa van de organismen in het sublitoraal bepaald wordt door het totale voedselaanbod kan verwacht worden, dat bij een gelijk blijvend voedselaanbod een verhoogde biomassa mosselen ten koste gaat van andere organismen in het sublitoraal. Vervolgens kan de biomassa van organismen uit hogere trofische niveaus veranderen door de veranderde samenstelling van het voedselaanbod. Ten aanzien van de globale koolstofstromen in het systeem is het aannemelijk dat door de filteractiviteit en pseudofaecesproductie van de mosselen een verschuiving in de mineralisatie van het pelagiaal naar de bodem plaatsvindt. Ten gevolge van een versnelde nutriëntenregeneratie is een toename van de pelagische productie te verwachten.

TABEL 4.4

Jaargemiddelde waarden voor USF, die bepaald zijn op basis van veldgegevens en die gebruikt zijn als beginwaarden in de modeltoepassingen. Ter vergelijking zijn de gemiddelde biomassa's gegeven, die het standaardmodel en het gemodificeerde model berekenen voor USF.

Compar- timent	Verhoogde beginwaarden voor USF ($\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$)	Gemiddelde biomassa USF in standaard model ($\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$)	Gemiddelde biomassa USF in testmodel ($\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$)
1	0.1	0.05	8.9
2	11.1	0.8	5.3
3	21.1	1.4	3.3
4	9.5	0.7	3.7
5	6.1	1.5	3.4
6	3.7	0.6	5.3
7	5.3	1.0	2.8
8	9.9	0.0	5.6
9	0.0	0.0	6.3
10	15.9	0.3	4.3
11	26.0	0.4	5.3
12	3.7	2.2	7.1

4.4.3 MODELTECHNISCHE UITVOERING

Een hogere biomassa aan sublitorale suspensions feeders (USF) is gerealiseerd door de beginwaarden van USF op 1 januari te verhogen. Deze beginwaarde is gelijk aan de jaargemiddelde biomassa in het betreffende compartiment, die berekend werd uit het oppervlak aan percelen en de jaargemiddelde biomassa op de percelen (DE WILDE & BEUKEMA, 1984). Voor de omrekening van AVD naar koolstof is uitgegaan van een factor 0.4 g C per g AVD. De gebruikte waarden zijn vermeld in de eerste kolom van Tabel 4.4.

4.4.4 RESULTATEN

Uit Fig. 4.10 blijkt dat de biomassa USF binnen een jaar terugvalt tot het niveau van de niet verhoogde beginwaarden. Uit de gestage afname gedurende het gehele jaar, ook tijdens perioden van duidelijk hoger voedselaanbod (Fig. 3.10), blijkt dat er sprake is van chronisch voedselgebrek. Uit het totale koolstofbudget (Tabel 4.5) blijkt bovendien dat de benthische consumptie slechts in geringe mate is toegenomen. Opvallend is dat de toename van de pelagische primaire produktie in absolute zin van dezelfde orde grootte is als de toegenomen benthische consumptie.

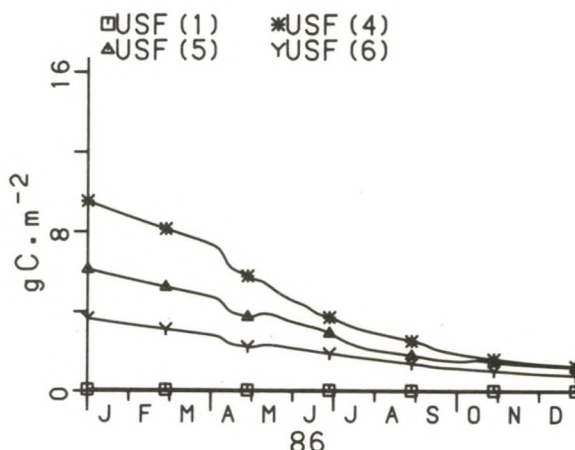


Fig. 4.10. Biomassaverloop van de suspension feeders in het sublitoraal (USF; $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$) in het standaardmodel met verhoogde startwaarden (Tabel 4.4).

TABEL 4.5

De organisch koolstofbalans van de westelijke Waddenzee zoals gesimuleerd met het model met verhoogde beginwaarden voor USF. Tussen haakjes de resultaten zoals gesimuleerd door het standaardmodel. De verschillen in de totalen zijn het gevolg van afrondingen.

Invoer/Produktie			Uitvoer/Consumptie		
Zeegat van Het Vlie	38	(40)	(206)	209	Zeegat van Texel
Den Oever	80	(80)	(361)	373	Pelagische consumptie
Kornwerderzand	53	(53)	(129)	163	Benthische consumptie
Pelagische produktie	526	(483)	(8)	8	Oostelijke Waddenzee
Benthische produktie	54	(54)	(1)	1	Vogels
Massa afname	33	(25)	(34)	34	begraven in sediment
Totaal	784	(735)	(739)	788	

4.4.5 DISCUSSIE

Uit de uitgevoerde simulatie met kunstmatig verhoogde beginwaarden van USF blijkt overduidelijk dat voedselgebrek de oorzaak is van de te lage biomassa's in het sublitoraal. Binnen een jaar is de geïntroduceerde biomassa verdwenen en teruggekeerd op een niveau, dat past bij het dynamisch evenwicht tussen voedselaanbod en voedselconsumptie. De discrepantie tussen dit evenwichtsniveau en de in het veld gemeten biomassa's (Tabel 4.4) is dermate groot, dat het niet zinvol is, het standaardmodel als basis te gebrui-

ken om effecten van de mosselcultuur op andere organismen te onderzoeken. Voordat een dergelijke toepassing mogelijk wordt, moet eerst de gesimuleerde biomassa USF redelijk overeenstemmen met de veldgegevens. In een aparte versie van het model is hiertoe een eerste aanzet gedaan door de voedselstroom vanuit het pelagisch naar USF te vergroten. Dit is bereikt door te veronderstellen dat een inhomogene verdeling van fytoplankton over de waterkolom ontstaat wanneer nutriëntenlimitatie optreedt (BARETTA & RUARDIJ, 1988a). Hierdoor neemt de concentratie nabij de bodem toe. Aangenomen is dat de verde-

ling van fytoplankton over de waterkolom weer homogeen is, zodra de nutriëntenlimitatie is opgeheven.

De resultaten van dit gemodificeerde model laten zien dat een dergelijke aanpassing leidt tot hogere biomassa's USF (Tabel 4.4, laatste kolom), die de naar schatting aanwezige biomassa in een aantal compartimenten benadert (Tabel 4.4, eerste kolom). Wanneer in deze modelversie de eerder genoemde verhoogde beginwaarden voor USF worden ingevoerd zien we naast een toename tijdens de periode van verhoogd voedselaanbod aan het einde van het jaar wederom een terugval naar een biomassa die in de buurt ligt van de oorspronkelijk beginwaarden van het gemodificeerde model (Fig. 4.11). Uit het totale koolstofbudget van deze simulatie (Tabel 4.6) blijkt dat de benthische consumptie ten opzichte van het standaardmodel fors is toegenomen. Opvallend is de stijging van de primaire productie die door een verhoogde nutriëntenregeneratie wordt veroorzaakt. Vergelijken met het standaardmodel blijkt 25% meer organische koolstof in het systeem te worden omgezet, hetgeen in absolute zin discutabel is gezien de in Hoofdstuk 3 besproken C-balansen.

Om te illustreren dat een verhoogde biomassa USF gevolgen heeft voor UMAC, de predatoren van USF, is Fig. 4.12 opgenomen. In deze figuur wordt het biomassaverloop van UMAC in het gemodificeerde model vergeleken in een simulatie met en zonder verhoogde beginwaarden van USF. Een verhoogde biomassa USF blijkt te resulteren in een verhoogde biomassa UMAC. Hieruit kunnen echter geen specifieke conclusies ten aanzien van de effecten van de mosselcultuur op hogere trofische niveaus worden getrokken. Enerzijds wordt dit veroorzaakt door het speculatieve karakter van het gemodificeerde model en anderzijds door het onderbrengen van meerdere soorten organismen in één toestandsvariabele.

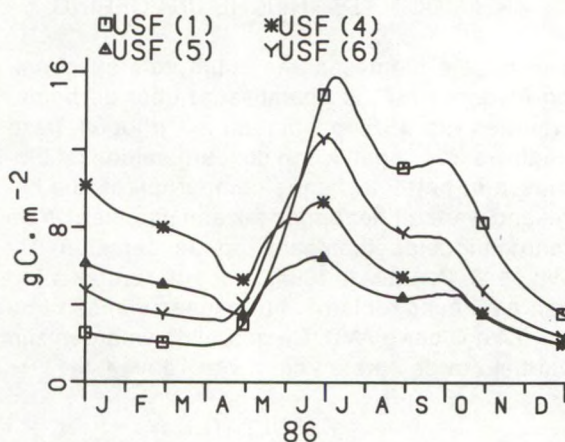


Fig. 4.11. Biomassaverloop van de suspension feeders in het sublitoraal (USF; $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$) in het gemodificeerde model (BARETTA & RUARDIJ, 1988a) met verhoogde startwaarden voor USF (Tabel 4.4).

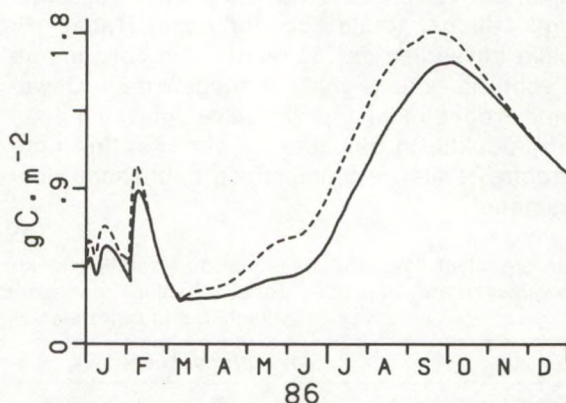


Fig. 4.12. Biomassaverloop van de epibenthische predatoren in het sublitoraal, UMAC, (---) in het gemodificeerde model (BARETTA & RUARDIJ, 1988a) met verhoogde startwaarden voor USF; ter vergelijking het biomassaverloop van USF (—) in het gemodificeerde model zonder verhoogde startwaarden voor USF. Eenheid $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$.

TABEL 4.6

De organisch koolstofbalans (10^3 ton C) voor de westelijke Waddenzee zoals gesimuleerd met het gemodificeerde model (BARETTA & RUARDIJ, 1988a) dat de gevolgen van "nutriëntenstress" bevat, met verhoogde beginwaarden voor USF.

Invoer/Productie		Uitvoer/Consumptie	
Zeegat van Het Vlie	57	193	Zeegat van Texel
Den Oever	80	405	Pelagische consumptie
Kornwerderzand	53	352	Benthische consumptie
Pelagische produktie	726	8	Oostelijke Waddenzee
Benthische produktie	54	1	Vogels
Massa afname	22	34	begraven in sediment
Totaal	992	993	

Om bijvoorbeeld uitspraken te kunnen doen over de effecten op zeesterren, krabben, garnalen, puitaal, schol e.d. (gezamenlijk gemodelleerd in de toestandsvariabele UMAC) is een nadere detaillering van de voedselsamenstelling van elke afzonderlijke soort noodzakelijk. Bovendien is een opsplitsing van de voedselbron, USF, in mosselen en andere soorten suspension feeders voor verdergaande conclusies onmisbaar.

Geconcludeerd moet worden, dat in het standaard EMOWAD model de rol van het sublitoraal in het ecosysteem onderschat wordt. Om deze reden is dit model niet bruikbaar bij het bepalen van de ecologische gevolgen van veranderingen in modelgrootheden, die nauw betrokken zijn bij het functioneren van de (epi)benthische zone van de sublitorale gebieden. Echter gezien de sterk verbeterde resultaten na de inbouw van een verhoogde voedselbeschikbaarheid voor het benthos lijkt het mogelijk het functioneren van het sublitoraal op een aanvaardbaar niveau te krijgen. Een dergelijk model, na een uitgebreide analyse, zou gebruikt kunnen worden om globale effecten van de mosselcultuur te onderzoeken. Voor specifieke uitspraken over de in de hypothese (par. 4.4.2) veronderstelde effecten van de mosselcultuur op andere groepen organismen is een nadere detaillering van de betreffende toestandsvariabelen noodzakelijk.

De ontwikkeling van hierop gerichte (sub)modellen die gevoed worden met resultaten uit een gemodificeerd EMOWAD model lijkt de beste oplossing. Hierbij zal ondersteunend veldonderzoek waarschijnlijk noodzakelijk zijn.

4.5 EEN STERKE REDUCTIE VAN HET (EPI)BENTHISCH SYSTEEM IN HET LITORAAL

4.5.1 INLEIDING EN PROBLEEMSTELLING

Het (epi)benthisch systeem vervult een belangrijke rol in het ecosysteem van de westelijke Waddenzee. De in biomassa uitgedrukt belangrijkste groep organismen binnen dit (epi)benthos wordt gevormd door het macrobenthos, met als grootste bijdrage aan de totale biomassa de mosselen (DE WILDE & BEUKEMA, 1984). Het macrobenthos vormt de voornaamste voedselbron voor vogels, vissen en garnalen. Het zijn juist deze diergroepen die de Waddenzee zijn speciale karakter verlenen als vogelgebied, kinderkamer voor vissen en gebied voor garnalen- en mosselvisserij. Daarbij fungeert een deel van het macrobenthos, de suspension feeders als een belangrijke schakel tussen het pelagisch en het benthisch systeem,

omdat voedselopname vanuit het pelagiaal tot een actieve sedimentatie van koolstof leidt.

Een sterke reductie van het (epi)benthos in de Waddenzee door een natuurlijke oorzaak (extreem strenge winter) of door een ramp, zoals een giflozing of het vrijkomen van grote hoeveelheden olie, is niet geheel ondenkbeeldig. Het huidige model is niet geschikt om zulke rampen te simuleren, omdat bijvoorbeeld de verspreiding van de vrijkomende stoffen en de mogelijke effecten daarvan op organismeniveau niet gemodelleerd zijn. Wel kan men, indien de effecten uit andere studies bekend zijn, zoals bijvoorbeeld de mortaliteit ten gevolge van oliebestrijding uit de Oil Pollution Experimenten (OPEX), de gevolgen hiervan op het ecosysteem met het model nader bestuderen.

Doel van de in deze paragrafen besproken voorbeeldsituatie, is na te gaan of het EMOWAD model bruikbaar is bij de schatting van de effecten van een sterke reductie van het (epi)benthos, op het functioneren van het ecosysteem. Daartoe wordt een aantal toestandsvariabelen van het (epi)benthisch systeem in het litoraal gereduceerd: het macrobenthos, de epibenthische predatoren, de meiofauna, de benthische bacteriën en de benthische diatomeeën. De nadruk in dit voorbeeld zal liggen op de snelheid waarmee het macrobenthos op de getijdeplaten zich na de reductie herstelt en op de secundaire effecten van deze reductie op andere toestandsvariabelen. De belangrijke positie van het macrobenthos en het feit dat deze groep voor een aanzienlijk deel uit meerjarige soorten bestaat, zodat het herstel moet plaatsvinden via langzaam verlopende processen als "recruitment" en rekolonisatie, ondersteunen deze keuze.

4.5.2 HYPOTHESE VAN TE VERWACHTEN EFFECTEN

De reductie van het (epi)benthos zal leiden tot een aantal verschuivingen binnen het ecosysteem, waarvan de duur sterk afhangt van de rekolonisatiesnelheid van het macrobenthos. Verwacht mag worden, dat het macrobenthos zich in de loop van een jaar zal weten te herstellen, mits zich geen toxische componenten in het estuariene milieu handhaven. Verondersteld mag worden, dat de meiofauna een kortere herstelperiode zal vertonen. Bij een reductie in de winterperiode zal het effect op de biomassa van de epibenthische predatoren niet van lange duur zijn, gezien de, in vergelijking met de in het voorjaar immigrerende biomassa, toch al zeer gerin-

ge winterbiomassa die door de reductie getroffen wordt. Bij een reductie in mei is de immigratie reeds beëindigd en zal herstel door "recruitment" en rekolonisatie moeten optreden. Door de vermindering van de biomassa van het macrobenthos zal ook de biomassa van de hiervan afhankelijke epibenthische predatoren afnemen.

Als secundair effect zullen de sterk afgenomen aantallen suspension feeders nog slechts een deel van de oorspronkelijke actieve sedimentatie kunnen verzorgen. De koolstofstroom vanuit het pelagiaal naar het (epi)benthische systeem zal dus verminderen. Bovendien zal door de sterk verminderde biomassa aan deposit feeders de bioturbatie afnemen, waardoor mogelijk de nutriëntenregeneratie en daarmee de primaire produktie beïnvloed wordt.

4.5.3 MODELTECHNISCHE UITVOERING

Om modeltechnische redenen is gekozen voor een eenmalige reductie van de (epi)benthische biomassa met 95%. Hierdoor is herstel van de betreffende toestandsvariabelen, uitgaande van de overgebleven 5%, mogelijk. De reductie in biomassa vindt zowel op de getijdeplaten als in het sublitoraal plaats. De hoeveelheid koolstof die vrijkomt als gevolg van de reductie wordt niet aan het modelsysteem onttrokken, maar wordt volgens een vaste verdeelsleutel (gelijk aan het Eems-Dollard model, BARETTA & RUARDIJ, 1988) verdeeld over de twee voornaamste vormen van dood organisch koolstof, detritus en labiel organisch koolstof (Tabel 4.7). Twee situaties worden vergeleken: een reductie op 1 januari en een reductie aan het begin van het groeiseizoen (op 1 mei).

TABEL 4.7

Verdeling van de door reductie van de (epi)benthische biomassa vrijgekomen koolstof, over detritus (BDET) en labiel organisch koolstof (BLOC) in de bodem, in % van het totaal.

<i>gereduceerde</i>	<i>BDET</i>	<i>BLOC</i>
biomassa van		
BDIA	70	30
BMEI	0	100
BBBM	50	50
BSF	100	0
EMES	50	50
EMAC	50	50

4.5.4 RESULTATEN

4.5.4.1 REDUCTIE OP 1 JANUARI

Na de uitgevoerde reductie van het benthisch systeem neemt de biomassa van het macrobenthos op de getijdeplaten (BBBM en BSF) gedurende 4 maanden nog verder af, waarbij het normale jaarlijkse biomassaverloop gevolgd wordt (Fig. 4.13a, b). Vanaf begin mei tot half oktober herstelt de biomassa van de suspension feeders (BSF) zich tot normale waarden, terwijl de biomassa BBBM gedurende het hele jaar veel lagere waarden vertoont en pas eind december weer normale waarden bereikt. Het meiobenthos (BMEI) blijkt na de reductie vrijwel het normale biomassaverloop te vertonen, zij het met een vertraging van enkele weken (Fig. 4.13c). Het belangrijkste effect op de epibenthische predatoren (EMAC) is een sterke verlaging van de maximale waarden, mogelijk als een reactie op de verminderde hoeveelheid voedsel in de zomerperiode (Fig. 4.13d). Een secundair effect is de toename van de biomassa van de benthische diatomeeën (BDIA) ten opzichte van de normale situatie, mogelijk als een gevolg van een verminderde graasactiviteit (Fig. 4.13e).

In het koolstofbudget voor het pelagiale en (epi)benthische systeem verandert een aantal posten. De pelagische primaire produktie neemt af (Tabel 4.8). Zoals verwacht, vermindert de actieve sedimentatie vanuit het pelagiaal naar het benthische systeem en blijft de passieve sedimentatie gelijk. Samenhangend met de verminderde koolstoftoevoer naar de (epi)benthische zone neemt de totale jaarlijkse consumptie op de platen enigszins af (Tabel 4.9). De benthische primaire produktie op de getijdeplaten neemt na de reductie toe.

4.5.4.2 REDUCTIE OP 1 MEI

Anders dan na de reductie van de (epi)benthische biomassa op 1 januari, begint het macrobenthos zich na een reductie op 1 mei direct te herstellen. Het macrobenthos, zowel BSF als BBBM, vertoont een langzame biomassa toename (Fig. 4.13a, b). Hoewel de normale zomerwaarden niet bereikt worden, heeft de biomassa zich aan het eind van het jaar toch vrijwel volledig hersteld. De mei fauna (BMEI) vertoont na de reductie vrijwel het normale biomassa verloop, maar met een vertraging van 6 weken (Fig. 4.13c). Na de reductie blijft de biomassa van de epibenthische predatoren (EMAC) het gehele jaar op een zeer laag

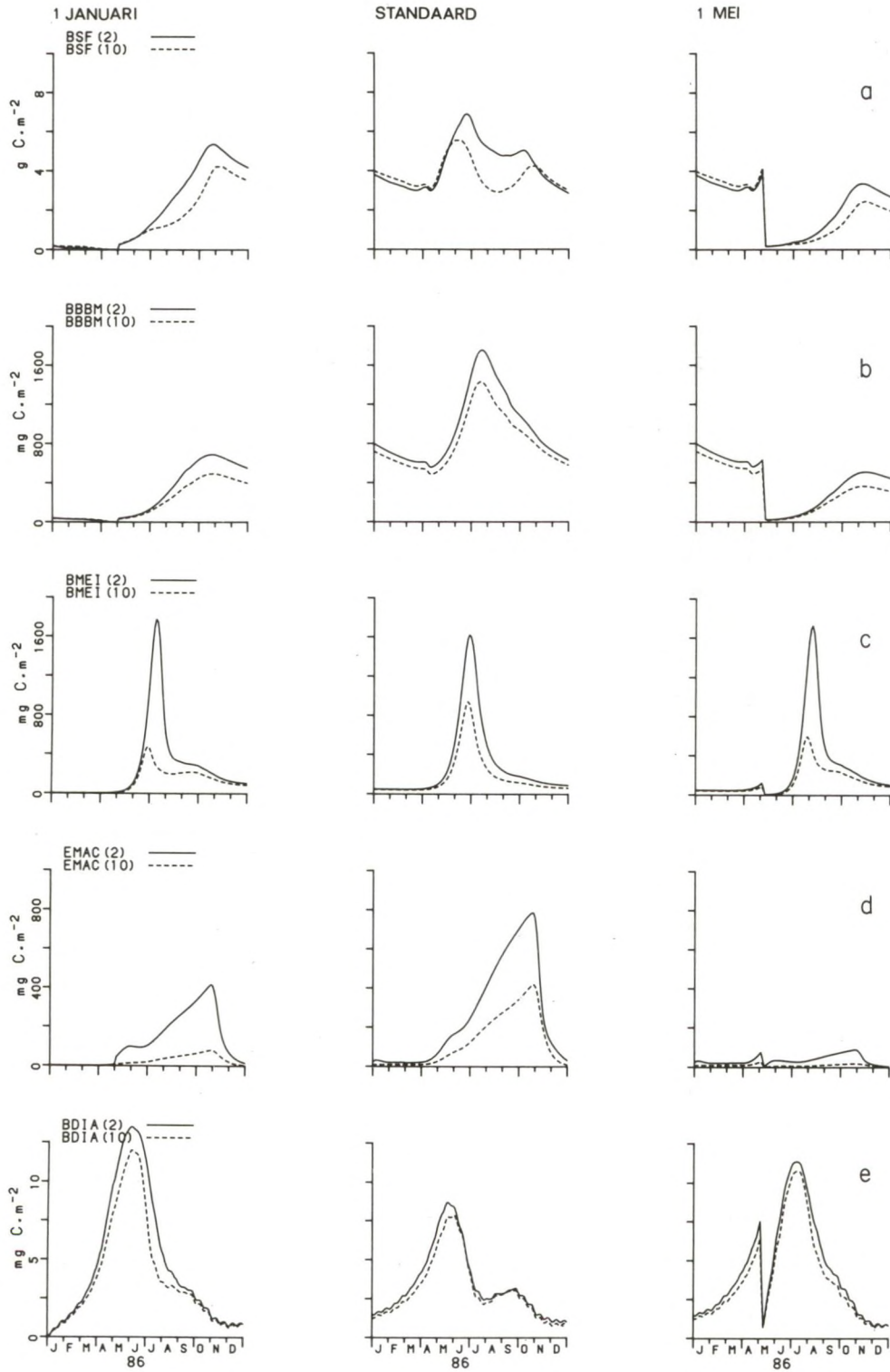


Fig. 4.13. Biomassaverloop op de getijdenplaten in de compartimenten 2 en 10 van a) benthische suspension feeders; b) deposit feeders; c) meiobenthos; d) epibenthische predatoren; e) benthische diatomeeën gesimuleerd met een reductie van het (epi)benthisch systeem met 95% op 1 januari (links), in de standaard situatie (midden) en na reductie op 1 mei (rechts).

niveau (Fig. 4.13d). Als secundair effect blijkt de biomassa van de benthische diatomeeën (BDIA), met een vertraging van 2 maanden, zelfs boven de normale waarden uit te stijgen (Fig. 4.13e). Waarschijnlijk is dit een gevolg van een verminderde graasactiviteit.

4.5.5 DISCUSSIE

Een plotselinge reductie van de toestandsvariabelen in het (epi)benthisch model resulteert in grote lijnen in effecten op het ecosysteem van de plaatgebieden, die overeenstemmen met de opgestelde hypothese. De herstelduur van het macrobenthos en vooral dat van het meiobenthos is betrekkelijk kort en komt overeen met de verwachte herstelduur na een calamiteit, waarbij eventuele toxische componenten slechts zeer kort in het estuariene milieu aanwezig blijven. Het moment, waarop de reductie plaatsvindt, bepaalt in belangrijke mate de snelheid, waarmee de macrobenthische biomassa zich herstelt. Na een reductie op 1 januari of 1 mei zijn de waarden begin mei gelijk, maar het herstel in de zomermaanden na een reductie op 1 januari voltrekt zich veel sneller. Dit snellere herstel moet voornamelijk toegeschreven worden aan een meer dan volledig herstelde biomassa benthische diatomeeën begin mei na een reductie op 1 januari.

Als gevolg van deze zelfs hoger dan normale biomassa kan het macrobenthos (BSF) in de vroege herfst reeds normale biomassa's bereiken. Deze worden na een reductie op 1 mei pas bereikt in december, zodat gedurende de zomer en de vroege herfstperiode de biomassa van de macrobenthische organismen nog gering is. De gedurende het hele jaar zeer lage biomassa van de hierop prederende epibenthische organismen (EMAC) moet hieraan toegeschreven worden. Een voorzichtige beleidsconclusie uit de modelresultaten is dat na een grote ramp in het voorjaar de gevolgen in het najaar voor het macrobenthos (bijvoorbeeld mosselen) meevallen, maar dat de gevolgen voor epibenthische organismen (bijvoorbeeld garnalen, jonge schol e.d.) dan nog zeer goed merkbaar zijn.

Het model lijkt bruikbaar voor een eerste verkenning van de ecologische gevolgen van een plotselinge reductie van groepen organismen. Voor een meer gedetailleerde beantwoording van beleidsvragen naar aanleiding van zich mogelijk voordoende rampen zal koppeling van het EMOWAD model aan "verspreidings- en effectenmodellen" nodig zijn.

TABEL 4.8

De organisch koolstofbalans van het pelagiaal van de westelijke Waddenzee (10^3 ton C), zoals berekend met het EMOWAD model voor 1986 na reductie van de startwaarden van het (epi)benthisch systeem met 95% op 1 januari. Tussen haakjes worden de simulatiewaarden van het standaard EMOWAD model weergegeven.

Invoer/Productie			Uitvoer/Consumptie		
Zeegat van Het Vlie	41	(40)	206	(206)	Zeegat van Texel
Den Oever	80	(80)	9	(8)	Wantij van Terschelling
Kornwerderzand	53	(53)	328	(360)	Consumptie
Productie	428	(483)	44	(44)	Passieve sed. litoraal
			8	(16)	Act. sed. litoraal
			1	(10)	Act. sed. sublitoraal
			11	(11)	Biomassa toename
Totaal	602	(656)	607	(656)	

TABEL 4.9

De organisch koolstofbalans van de (epi)benthische zone op de getijdeplaten van de westelijke Waddenzee (10^3 ton C), zoals berekend met het EMOWAD model voor 1986 na reductie van de startwaarden van het (epi)benthisch systeem met 95% op 1 januari. Tussen haakjes worden de simulatiewaarden van het standaard EMOWAD model weergegeven.

Invoer/Productie			Uitvoer/Consumptie		
Passieve sedimentatie	44	(44)	0.1	(0.7)	Vogels
Actieve sedimentatie	8	(16)	0	(0.2)	Transport naar sublitoraal
Productie	65	(54)	104	(112)	Consumptie
Biomassa afname	2	(29)	31	(31)	Begraven in sediment
Totaal	119	(143)	135	(144)	

4.6 CONCLUSIES

Uit de in dit hoofdstuk beschreven toepasbaarheidsstudies blijkt dat het EMOWAD model in principe een bruikbaar hulpmiddel is voor het beantwoorden van bepaalde beleidsvragen. Op sommige vragen, zoals het effect van extra troebelheid ten gevolge van bijvoorbeeld baggeractiviteiten, het effect van het veranderen van de nutriëntenbelasting vanuit het IJsselmeer of de gevolgen van een éénmalig opgetreden ramp geeft het model in zijn huidige vorm redelijke en soms verrassende antwoorden. Echter de poging om het effect van de mosselcultuur op het ecosysteem in te schatten toont aan dat uitspraken ten aanzien van het sublitoraal met de huidige modelversie niet goed te doen zijn. Voor het beantwoorden van dergelijke vragen zal het model aangepast moeten worden.

Bij dit alles dient men er, bij een verder gebruik van het EMOWAD model voor de bepaling van de effecten van menselijke activiteiten op het ecosysteem van de westelijke Waddenzee, rekening mee te houden dat het model niet a priori is opgesteld voor één of meerdere specifieke toepassingen. En dat daarom voor vrijwel elke toepassing aanpassingen aan het model noodza-

kelijk zijn. Mede gezien de in Hoofdstuk 3 geconstateerde tekortkomingen van het huidige model kunnen met name effecten in het sublitoraal en effecten die verband houden met de primaire produktie nog niet goed kwantitatief bepaald worden. Het ontbreken van een beschrijving van de stikstofcyclus in het model speelt hierbij een belangrijke rol.

Teneinde de betrouwbaarheid en de toepasbaarheid te verbeteren dienen de volgende stappen te worden genomen:

- aanpassing van het modelconcept ten aanzien van de primaire produktie, de stikstofcyclus en het functioneren van het (epi)benthisch systeem in het sublitoraal;
- het nauwkeurig definiëren van de relevante beleidsvragen en mogelijke beheersmaatregelen;
- verdere afstemming van het model of daarvan af te leiden modelversies op de individuele beleidsvragen en mogelijke beheersmaatregelen.

De in dit hoofdstuk besproken voorbeeldsituaties suggereren dat langs deze weg het EMOWAD model een bruikbaar instrument kan worden voor de beleids- en beheersinstanties van de westelijke Waddenzee.

5. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

5.1 CONCLUSIES

Het EMOWAD model is gebaseerd op het ecosysteemmodel dat in het kader van het BOEDE project voor het Eems-Dollard estuarium is gemaakt. Om te komen tot een model voor de westelijke Waddenzee waren een aantal aanpassingen en uitbreidingen van dit laatste model noodzakelijk.

In Hoofdstuk 2 zijn de morfologische verschillen tussen de westelijke Waddenzee en de Eems-Dollard beschreven, evenals de nieuwe formuleringen voor het transport gedeelte die hiervoor noodzakelijk waren. Daarnaast worden in hetzelfde hoofdstuk de uitbreidingen van het model met een benthisch- en een epibenthisch deelmodel voor het sublitoraal en de modellering van de regeneratie van fosfor en silicium besproken. Geconcludeerd kan worden dat deze laatste uitbreiding tot betere resultaten heeft geleid dan de uitbreiding met het deelmodel voor het sublitoraal.

Bij de hoofdstukken 3 en 4 zijn aparte paragrafen met conclusies ten aanzien van respectievelijk de validatie en de toepasbaarheid van het EMOWAD model opgenomen. Kort samengevat komen deze er op neer dat:

- het gebruik van een gedetailleerd hydrodynamisch model (WAQUA) bij de opzet van het transportgedeelte van het EMOWAD model tot goede resultaten heeft geleid;
- voor meer dan de helft van de voor 1986 te valideren variabelen het model redelijke resultaten geeft;
- de pelagische primaire produktie, waarschijnlijk mede ten gevolge van het ontbreken van een stikstof model, wordt overschat en de benthische produktie wordt onderschat;
- het benthische en epibenthische systeem van het sublitoraal in het huidige model nog onvoldoende functioneren, maar dat dit in een modelversie met verhoogde voedselbeschikbaarheid voor de benthische organismen in het sublitoraal sterk verbeterd;
- het EMOWAD model in principe bruikbaar is als instrument bij het beantwoorden van bepaalde beleidsvragen.

Terugkijkend naar de doelstellingen zoals weergegeven op pag. 2 van deze nota leidt dit tot de conclusie dat aan de eerste doelstelling, namelijk het verkrijgen van inzicht in de structuur en het functioneren van het ecosysteem, met uitzondering van het sublitorale subsysteem voldaan is.

Hier moet wel de volgende kanttekening bij geplaatst worden. Bij de aanvang van het EMOWAD project was het de bedoeling, gebruik makend van bij het NIOZ aanwezige, al dan niet gepubliceerde kennis, en voortbouwend op de ervaring opgedaan met het Eems-Dollard modelonderzoek, een ecosysteemmodel van de westelijke Waddenzee te construeren. Hoewel het NIOZ al jaren onderzoek in het gebied heeft gedaan en over een grote hoeveelheid kennis beschikt, bleek deze kennis beperkt te zijn tot een relatief klein deel van het gebied, zijnde het Balgzand en het Marsdiep en vaak in verschillende jaren te zijn verzameld. Tevens bleek deze kennis niet alle aspecten van het ecosysteem te omvatten en waren ook bepaalde wetenschappelijke gegevens niet altijd in overeenstemming met elkaar. Het maken van ecosysteemmodellen dwingt onderzoekers tot exacter formuleren van datgene wat van de verschillende onderdelen van het systeem echt bekend is. De ervaring met het EMOWAD project heeft geleerd dat men, zelfs voor gebieden waar relatief veel over bekend is, vaak veel te optimistisch is ten aanzien van de beschikbare kennis omtrent het functioneren van ecosystemen. Bij de formulering van toekomstige soortgelijke projecten zal men hiermee terdege rekening dienen te houden.

De andere twee doelstellingen van het project, die samenhangen met het gebruik van het model voor beleidsdoeleinden, zijn gedeeltelijk gehaald. Kwalitatief lijkt het model nu toepasbaar als instrument voor het beleid. Maar het werkelijk toepassen ervan stelt nog eisen waaraan tot nu toe niet kon worden voldaan. Daarbij ligt het niet op de weg van de EON-projectgroep aan te geven welke menselijke beïnvloedingen in aard of intensiteit veranderbaar zijn. Het is aan het beheer en beleid om dit aan te geven, waarbij tevens de werkbare alternatieven en de politieke haalbaarheid(!) in ogenschouw dienen te worden genomen. Na een exactere formulering van de beleidsproblemen en alternatieven, kan het model, indien nodig, aangepast worden, zodat het kan dienen als instrument voor het doorrekenen van de effecten van te nemen beleidsbeslissingen, op het ecosysteem van de westelijke Waddenzee.

5.2 AANBEVELINGEN

Gezien het huidige functioneren van het EMOWAD model verdient het aanbeveling om:

- 1) de modelformulering rond de (pelagische) primaire produktie, inclusief het optreden van

- beperkende factoren (bijvoorbeeld nutriënten) nog eens goed te analyseren. Indien beleidsvragen ten aanzien van de eutrofiëringsproblematiek antwoord behoeven, dient het model met een stikstof module te worden uitgebreid;
- 2) verder te werken aan een betere formulering van de modellering van het sublitoraal, met speciale aandacht voor een dusdanige modelformulering dat alternatieven met verschillende mossel biomassa's en de gevolgen daarvan op het ecosysteem doorgerekend kunnen worden;
 - 3) in samenwerking met de beherende instanties van de westelijke Waddenzee te komen tot een overleg- en werkstructuur rond het model instrumentarium, om de voor modeltoepassingen relevante beleidsvragen en mogelijke beheersmaatregelen nader te inventariseren en de gevolgen daarvan verder te definiëren, en om het model beter toegankelijk te maken voor potentiële gebruikers. Door de complexiteit van ecosysteemmodellen kan dit laatste voorlopig alleen bereikt worden door een actieve participatie van de beherende instanties in het modelwerk.

6. EPILOOG

Modellen die ecosystemen of delen van ecosystemen beschrijven zijn een samenstelling van fysische, chemische en biologische modelformuleringen. Hierbij worden literatuur gegevens, ongepubliceerde veldgegevens en wetenschappelijke inzichten vertaald in formules, die bepaalde aspecten van het ecosysteem beschrijven. Het geheel moet leiden tot een wiskundig geschematiseerd ecosysteemmodel of onderdeel daarvan. Door aanvullend veldonderzoek kunnen eventuele lacunes in kennis worden opgevuld. Hiermee worden twee belangrijke doelen nagestreefd. Enerzijds verkrijgt men een beter inzicht in hetgeen over de verschillende aspecten van het ecosysteem bekend is, en, nog belangrijker, wat niet bekend is (wetenschappelijk belang), anderzijds kan men, indien een model aan bepaalde randvoorwaarden voldoet, veranderingen en de effecten daarvan op het systeem simuleren (beleidsmatig belang). Voor deze beide doeleinden is het ecosysteemmodel van de westelijke Waddenzee opgezet en in de volgende paragrafen zal nagegaan worden in hoeverre de manier waarop het project is geformuleerd en aangepakt, positief of negatief op de invulling van bovengenoemde doelstellingen heeft gewerkt.

Binnen de project-groep EON waren de chemische en biologische disciplines vanaf het begin vertegenwoordigd, voor een koppeling met fysische modellen was echter onvoldoende expertise aanwezig. In deze leemte werd voorzien door het in uitvoering nemen van het WAWAMO project (Wateruitwisseling Waddenzee-Noordzee Model) dat parallel aan het EMOWAD project is uitgevoerd. Achteraf kan geconcludeerd worden dat dit een uitstekende aanpak is geweest, waarbij onderzoek met een gedetailleerd waterbewegingsmodel (WAQUA) gebruikt werd voor de opzet van het transport gedeelte van het tweedimensionale EMOWAD model. Hiermee kan deze aanpak een voorbeeld zijn voor toekomstige modelleer inspanningen, bijvoorbeeld ten aanzien van de Noordzee.

Bij de uitvoering van het EMOWAD project is gebleken dat het opzetten van een ecosysteemmodel inderdaad de inzet vraagt van een aantal verschillende disciplines. De huidige samenstelling van het team blijkt daarbij in zijn algemeenheid en binnen de opgelegde financiële randvoorwaarden goed te voldoen. Extra stimulerend hierbij zijn de huisvesting in, en de samenwerking met het NIOZ, waardoor onder andere

regelmatig kan worden teruggevallen op de binnen dit instituut aanwezige expertise en voor veldonderzoek benodigde apparatuur. In combinatie met de goede nationale en internationale contacten die de groep heeft, betekent dit dat de wetenschappelijke onderbouwing van het werk gewaarborgd is. Waar het echter in de groep aan ontbrak was een beleidsmatige inbreng. Binnen EMOWAD is hier in voorzien door deskundigen van verschillende, bij het beleid ten aanzien van de Waddenzee betrokken onderzoeksinstituten bij vergaderingen over het model uit te nodigen. Ondanks de grote inzet van deze personen leidt dit in lang niet alle gevallen tot een door beide zijden (wetenschap en beleid) gewenste inbreng. Mede in verband met de complexiteit van ecosysteemmodellen en het kostbare gebruik daarvan moet in de toekomst naar een structuur worden gestreefd, waardoor toekomstige gebruikers van modellen uit de beleids sfeer een veel actievere inbreng binnen de modelgroepen krijgen. Belangrijke reden hiervoor is dat het beleid, in ieder geval naar de onderzoekers toe, de vragen en problemen vaak niet expliciet genoeg formuleert (zie bijvoorbeeld de omschrijving van het EMOWAD project; Hoofdstuk 1). Een exactere formulering van beleidsvragen, keuzen en politiek haalbare alternatieven zal voor de toekomstige ontwikkeling en het gebruik van modellen noodzakelijk zijn.

Bij de formulering van het EMOWAD project ging men er terecht vanuit dat voortgebouwd kon worden op de in de Eems-Dollard opgedane ervaring met het BOEDE-model. Toch leverde het ontbreken van een documentatie van het Eems-Dollard model bij de start van EMOWAD problemen op, omdat diverse leden van de groep hier tijd aan moesten besteden en de documentatie ook voor EMOWAD noodzakelijk was. Ondanks het feit dat binnen EMOWAD vanaf het begin veel aandacht aan de documentatie is gegeven bleek dat ook bij de uitvoering van dit project niet alles altijd duidelijk was vastgelegd. Voor de toekomst wordt hieruit de les getrokken dat bij modelleren regelmatig en beter gedocumenteerd moet worden, zeker als meerdere instituten aan het project meewerken. Hiervoor moet apart tijd worden gereserveerd, waarbij de ervaring leert dat de werkelijk benodigde tijd altijd tegenvalt.

Binnen het EMOWAD project is naast de modelleerinspanning ook veel veldwerk uitgevoerd. Dit wordt als zeer positief ervaren, daar blijkt dat regelmatig contact met de *in situ* situatie absoluut noodzakelijk is voor het bouwen van, en wer-

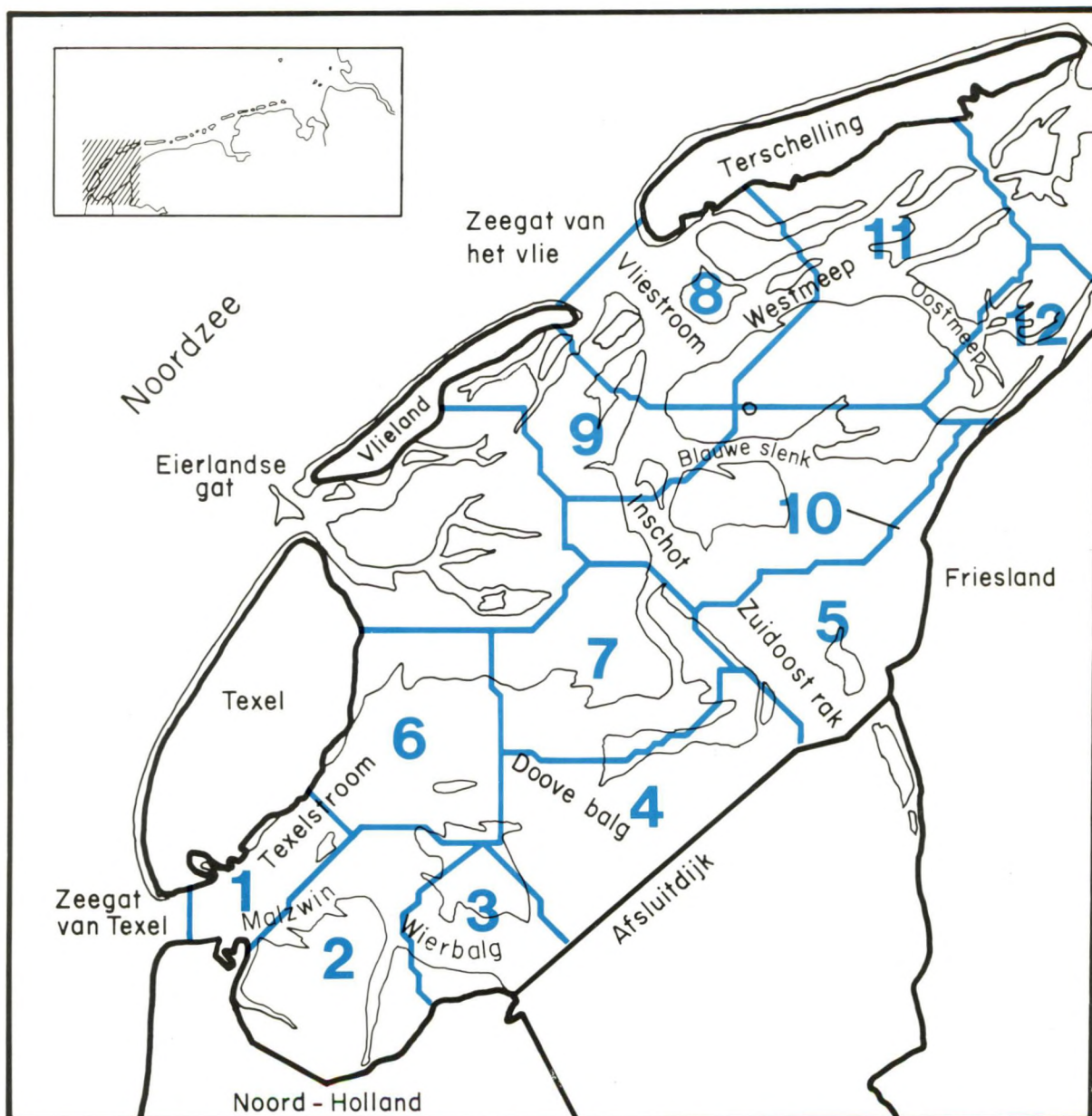
ken met ecosysteemmodellen. Hoewel op papier de koppeling tussen veld- en modelleerwerk vaak wel aanwezig is, wil dit in de praktijk nog wel eens anders uitpakken. Voor soortgelijke projecten in de toekomst lijkt het verstandig dat de uiteindelijke doelstelling van uit te voeren veldwerk (inclusief de noodzakelijke meetfrequenties) a priori goed wordt formuleerd, en dat men zich daar dan zoveel mogelijk aan houdt. Hierbij moet worden opgemerkt dat veldwerk ter onderbouwing van modelonderzoek vaak andere eisen stelt dan veldwerk ten behoeve van wetenschappelijke publicaties.

7. LITERATUUR

- ANONYMUS, 1979. Kwaliteitsonderzoek in de rijkswateren. Verslag van de resultaten over het eerste, tweede, derde en vierde kwartaal 1979. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor de Volksgezondheid, Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening. Uitgave Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, Lelystad.
- , 1986a. Kwaliteitsonderzoek in de rijkswateren. Verslag van de resultaten over het eerste, tweede, derde en vierde kwartaal 1986. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor de Volksgezondheid, Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening. Uitgave Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, Lelystad.
- , 1986b. Maandoverzicht van het weer in Nederland. Uitgave Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut, De Bilt. 83e jaargang no. 1-12.
- ALLER, R.C. & L.K. BENNINGER, 1981. Spatial and temporal patterns of dissolved ammonium, manganese and silica fluxes from bottom sediments of Long Island Sound, USA.—*J. Mar. Res.* **39**: 295-314.
- BALZER, W., 1984. Organic matter degradation and biogenic element cycling in a nearshore sediment (Kiel Bight).—*Limnol. Oceanogr.* **29**: 1231-1246.
- BARETTA, J.W. & P. RUARDIJ, 1988. Tidal flat estuaries (simulation and analysis of the Ems estuary). Springer Verlag Heidelberg (in druk).
- , 1988a. The role of the subtidal in the western Wadden Sea. (in voorbereiding).
- BEEK, F.A. VAN, 1975. Aantallen, groei en voedselopname van de zandgrondel (*P. minutus*) en de wadgrondel (*P. microps*) op het Balgzand. Interne Verslagen Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel. 1976-9: 1-53.
- BENNEKOM, A.J. VAN, E. KRIJGSMAN-VAN HARINGSVELD, G.C.M. VAN DER VEER & H.F.J. VAN VOORST, 1974. The seasonal cycles of reactive silicate and suspended diatoms in the Dutch Wadden Sea.—*Neth. J. Sea Res.* **8**: 359-374.
- BERNER, R.A., 1980. Early diagenesis, a theoretical approach. Princeton Univ. Press, Princeton: 1-241.
- BEUKEMA, J.J., W. DE BRUIN & J.J.M. JANSEN, 1978. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea: long-term changes during a period with mild winters.—*Neth. J. Sea Res.* **12**: 58-77.
- BEUKEMA, J.J. & G.C. CADÉE, 1986. Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea.—*Ophelia* **26**: 55-64.
- BERGMAN, M.J.N. & H.W. VAN DER VEER, 1988. Abundance, growth and biomass of *Carcinus maenas* at the tidal flats in the western Wadden Sea (in voorbereiding).
- BRINKMAN, A.G. & W. VAN RAAPHORST, 1986. De fosfaathuishouding in het Veluwemeer. Thesis Universiteit Twente: 1-481.
- CADÉE, G.C., 1980. Reappraisal of the production and import of organic carbon in the western Wadden Sea.—*Neth. J. Sea Res.* **14**: 305-322.
- , 1986. Increased phytoplankton primary production in the Marsdiep area (western Dutch Wadden Sea).—*Neth. J. Sea Res.* **20**: 285-290.
- CADÉE, G.C. & J. HEGEMAN, 1974a. Primary production of phytoplankton in the Dutch Wadden Sea.—*Neth. J. Sea Res.* **8**: 240-259.
- , 1974b. Primary production of the benthic microflora living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea.—*Neth. J. Sea Res.* **8**: 260-291.
- , 1979. Phytoplankton primary production, chlorophyll and composition in an inlet of the western Wadden Sea (Marsdiep).—*Neth. J. Sea Res.* **13**: 224-241.
- , 1986. Seasonal and annual variation in *Pheocystis pouchetii* (Haptophyceae) in the westernmost inlet of the Wadden Sea during the 1973 to 1985 period.—*Neth. J. Sea Res.* **20**: 29-36.
- COLIJN, F., 1983. Primary production in the Ems-Dollard estuary. Thesis, Rijksuniversiteit Groningen: 1-123.
- COLIJN, F., G.C. CADÉE & J. HEGEMAN, 1983. Comparison between a laboratory incubator technique and measurements *in situ*. Measurements of marine phytoplankton. In: F. COLIJN, W.G.C. GIESKES & W. ZEVENBOOM. The measurements of primary production: problems and recommendations.—*Hydrobiol. Bull.* **17**: 29-51.
- DAAN, R., B.R. KUIPERS, H. WITTE, S. GONZALEZ, H. WITTE & F. VAN DER ENDE, 1985. Zooplankton ontwikkelingen in het kustwater van de zuidelijke Noordzee. Resultaten van het veldwerk-project Meetpost Noordwijk 1984. Interne Verslagen Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel. 1985-2: 1-28.
- DANKERS, N., 1986. Onderzoek naar de rol van de mossel in de mossel-cultuur in de Waddenzee. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, RIN rapport 86/14: 1-36.
- DAPPER, R., 1978. De Balgzand scholgegevens 1975, 1976, 1977. Interne Verslagen Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel. 1978-12: 1-53.
- , 1979a. De aantallen van I en II groep schol op het Balgzand in de jaren 1975, 1976, 1977 en 1978. Interne Verslagen Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel. 1979-12: 1-93.
- , 1979b. De gegevens van O-groep schol op het Balgzand in 1978. Interne Verslagen Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel. 1979-13: 1-23.
- DESSEL, B. VAN, 1988. Meiobenthos in the western part of the Dutch Wadden Sea (in voorbereiding).
- DORRESTEIN, R. & L. OTTO, 1960. On the mixing and flushing of the water in the Ems-estuary.—*Verh. K. ned. geol.-mijnb. Genoot.* **19**: 83-102.
- DUYL, F.C. VAN & A.J. KOP, 1988. Temporal and lateral fluctuations in production and biomass of bacterioplankton in the western Dutch Wadden Sea.—*Neth. J. Sea Res.* **22** (in druk).
- FISCHER, H.B., E.J. LIST, R.C.Y. KOH, J. IMBERBERG & N.H. BROOKS, 1979. Mixing in inland and coastal waters. Academic Press, New York: 1-483.

- FRANSZ, H.G., 1983. Quantitative data on the plankton of the Wadden Sea proper. Final report of the section Marine Zoology of the Wadden Sea Working Group. In: W.J. WOLFF. Ecology of the Wadden Sea. A.A. Balkema Press Rotterdam, 4/125-4/133.
- GOES, E.R.F. VAN DER, H. RUNDBERG & G.C. VISSER, 1980. Erosie en sedimentatie in de westelijke Waddenzee. Rijkswaterstaat Studie-dienst Hoorn, concept-rapport 79.H002.
- HARDING, L.W., B.B. PRÉZELIN, B.M. SWEENEY & J.L. COX, 1982a. Diel oscillations of the photosynthesis-irradiance (P-I) relationship in natural assemblages of phytoplankton.—Mar. Biol. **67**: 167-178.
- , 1982b. Primary production as influenced by diel periodicity of phytoplankton photosynthesis.—Mar. Biol. **67**: 179-186.
- HARRIS, G.P., 1978. Photosynthesis, productivity and growth: the physiological ecology of phytoplankton.—Arch. Hydrobiol. Erg. Limnol. **10**: 1-171.
- HARRIS, G.P. & B.B. PICCININ, 1977. Photosynthesis by natural phytoplankton populations.—Arch. Hydrobiol. **80**: 405-457.
- HELDER, W. & F.B. ANDERSEN, 1987. An experimental approach to quantify biologically mediated dissolved silicate transport at the sediment-water interface.—Mar. Ecol. Prog. Ser. **39**: 305-311.
- HELDER, W. & P. RUARDIJ, 1982. A one-dimensional mixing and flushing model of the Ems-Dollart estuary: calculation of time scales at different river discharges.—Neth. J. Sea Res. **15**: 293-312.
- HOPKINSON JR, C.S., 1987. Nutrient regeneration in shallow-water sediments of the estuarine plume region of the nearshore Georgia Bight, USA.—Mar. Biol. **94**: 127-142.
- HURD, D.C., 1973. Interactions of biogenic opal, sediment and seawater in the Central Equatorial Pacific.—Geochim. Cosmochim. Acta **37**: 2257-2282.
- JONGE, V.N. DE, 1983. Relations between yearly dredging activities, suspended matter concentrations, and the development of the tidal regime in the Ems-estuary.—Can. J. Fish. Aquat. Sci. **40**: 289-300.
- JONGE, V.N. DE & H. POSTMA, 1974. Phosphorus compounds in the Dutch Wadden Sea.—Neth. J. Sea Res. **8**: 139-153.
- JØRGENSEN, B.B., 1977. The sulfur cycle of a coastal marine sediment (Limfjorden, Denmark).—Limnol. Oceanogr. **22**: 814-832.
- KELDERMAN, P., 1984. Sediment-water exchange in Lake Grevelingen under different environmental conditions.—Neth. J. Sea Res. **18**: 286-311.
- KLEIN, B., H.J. LINDEBOOM & P.R.M. DE VISSCHER, 1988. Does an improved method for benthic primary production measurements improve the reliability of the production values?—J. exp. mar. Biol. Ecol. (in druk).
- KOOL, G., R. PEERBOOM, M.F. LIESHOUT & M. DE BOER, 1984. Waterbeweging westelijke Waddenzee: verloop natte en droge oppervlakte en kombergingen. Rijkswaterstaat, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging. District Kust en Zee, Adviesdienst Hoorn. Nota WWK2-84- H009: 1-13.
- KUIPERS, B.R. & R. DAPPER, 1981. Production of *Crangon crangon* in the tidal zone of the Dutch Wadden Sea.—Neth. J. Sea Res. **15**: 33-53.
- KUIPERS, B.R., P.A.W.J. DE WILDE & F. CREUTZBERG, 1981. Energy flow in a tidal flat ecosystem.—Mar. Ecol. Prog. Ser. **5**: 215-221.
- KUITERS, L., 1980. De invloed van predatie op de zomerafname van het herbivoor zooplankton in de zuidelijke bocht van de Noordzee. Interne Verslagen Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel. 1980-11: 1-55.
- LAANE, R.W.P.M., 1980. Conservative behaviour of dissolved organic carbon in the Ems-Dollart estuary and the Western Wadden Sea.—Neth. J. Sea Res. **14**: 192-199.
- LINDEBOOM, H.J. & B.H.H. DE BREE, 1982. Daily production and consumption in an eelgrass (*Zostera marina*) community in saline Lake Grevelingen: discrepancies between the O_2 and ^{14}C -method.—Neth. J. Sea Res. **16**: 362-379.
- LOOGMAN, J.G., 1982. Influence of photoperiodicity on algal growth kinetics. Thesis Universiteit van Amsterdam: 1-112.
- MAGUE, T.H., E. FRIBERG, D.J. HUGHES & I. MORRIS, 1980. Extracellular release of carbon by marine phytoplankton; a physiological approach.—Limnol. Oceanogr. **25**: 262-279.
- MALCOLM, S.J., N.S. BATTERSBY, S.O. STANLEY & C.M. BROWN, 1986. Organic degradation, sulphate reduction and ammonia production in the sediments of Loch Eil, Scotland.—Est. Coast. Shelf Sci. **23**: 689-706.
- MANUELS, M.W. & J.W. ROMMETS, 1973. Metingen van zoutgehalte, temperatuur en zwevend materiaal in de Waddenzee, april 1970- oktober 1972. Interne Verslagen Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel 1973-6: 1-3.
- POSTMA, H., 1954. Hydrography of the Dutch Wadden Sea.—Archs. néerl. Zool. **10**: 405-511.
- , 1961. Transport and accumulation of suspended matter in the Dutch Wadden Sea.—Neth. J. Sea Res. **1**: 148-190.
- POSTMA, H. & J.W. ROMMETS, 1970. Primary production in the Wadden Sea.—Neth. J. Sea Res. **4**: 470-493.
- RAAPHORST, W. VAN, P. RUARDIJ & A.G. BRINKMAN, 1988. The assessment of benthic phosphorus regeneration in an estuarine ecosystem model.—Neth. J. Sea Res. **22**: (in druk).
- REVSBECH, N.P., B.B. JØRGENSEN & O. BRIK, 1981. Primary production of microalgae in sediments measured by oxygen microprofile, $H^{14}CO_3$ -fixation and oxygen exchange methods.—Limnol. Oceanogr. **26**: 717-730.
- RIDDERINKHOF, H., 1988a. Tidal and residual flows in the western Dutch Wadden Sea. I. Numerical model results.—Neth. J. Sea Res. **22**: (in druk).
- , 1988b. Tidal and residual flows in the western Dutch Wadden Sea. II. An analytical model to study the constant flow between connected tidal basins.—Neth. J. Sea Res. **22**: (in voorbereiding).

- RUTGERS VAN DER LOEFF, M.M., 1980a. Time variation in interstitial nutrient concentrations at an exposed subtidal station in the Dutch Wadden Sea.—Neth. J. Sea Res. **14**: 123-143.
- , 1980b. Nutrients in the interstitial waters of the Southern Bight of the North Sea.—Neth. J. Sea Res. **14**: 144-171.
- SEIP, P. & M. SEIP-OTTEMA, 1981. De betekenis van predatie voor de dichtheidsafname van calanoïde copepoden in juni/juli in de zuidelijke bocht van de Noordzee. Interne Verslagen Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel. 1981-3: 1-66.
- SHARP, J.H., 1977. Excretion of organic matter by marine phytoplankton: Do healthy cells do it?—Limnol. Oceanogr. **22**: 381-399.
- SMIT, C.J. & W.J. WOLFF, 1983. Birds of the Wadden Sea. Final report of the section Birds of the Wadden Sea Working Group. In: W.J. WOLFF. Ecology of the Wadden Sea. A.A. Balkema Press Rotterdam, 6/1-6/308.
- SØRENSEN, J. & B.B. JØRGENSEN, 1987. Early diagenesis in sediments from Danish coastal waters: microbial activity and Mn-Fe-S geochemistry.—Geochim. cosmochim. Acta **51**: 1583-1590.
- STROO, D., 1986. A method for validation. Interne Verslagen Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel. EON 1986-1: 1-35.
- TIJSSSEN, S.B. & A.J. VAN BENNEKOM, 1976. Lage zuurstofgehalten in het water op het Balgzand. H₂O **9**: 28-31.
- VEER, H.W. VAN DER, 1986. Immigration, settlement and density-dependent mortality of a larval and early post-larval O-group plaice (*Pleuronectes platessa*) population in the western Wadden Sea.—Mar. Ecol. Prog. Ser. **29**: 223-236.
- VEER, H.W. VAN DER & M.J.N. BERGMAN, 1986. Development of tidally related behaviour of a newly settled O-group plaice (*Pleuronectes platessa*) population in the western Wadden Sea.—Mar. Ecol. Prog. Ser. **31**: 121-129.
- VEER, H.W. VAN DER, W. VAN RAAPHORST & M.J.N. BERGMAN, 1988. Eutrophication of the Dutch Wadden Sea. I. External nutrient loadings of the Marsdiep and Vlietstroom basin (in voorbereiding).
- VELDHUIS, M.J.W., F. COLIJN, L.A.H. VENEKAMP & L. VILLERIUS, 1988. Phytoplankton primary production and biomass in the western Wadden Sea (The Netherlands); validation of an ecosystem model.—Neth. J. Sea Res. **22**: (in druk).
- VOSJAN, J.H., 1981. Sauerstoffaufnahme-geschwindigkeit und ETS-Aktivität in niederländischen Wattenmeer. In: I. DAUBNER. III Internationales Hydromikrobiologisches Symposium V.E.D.A. Bratislava 1980: 355-367.
- , 1987. A stretchy outline of the fate of organic matter in the Dutch Wadden Sea (with special emphasis to sulphate in the sediment water interface).—Hydrobiol. Bull. **21**: (in druk).
- WILDE, P.A.W.J. & J.J. BEUKEMA, 1984. The role of zoobenthos in the consumption of organic matter in the Dutch Wadden Sea. In: R.W.P.M. LAANE & W.J. WOLFF. The role of organic matter in the Wadden Sea. Proc. 4th Intern. Wadden Sea Symp, Texel, 1-3 November 1983. Netherlands Institute for Sea Research Publ. Ser. 10-1984: 145-158.
- WILLIAMS, P.J.LEB., R.C.T. RAINE & J.R. BRYAN, 1979. Agreement between the ¹⁴C and oxygen methods of measuring phytoplankton production: reassessment of the photosynthetic quotient.—Oceanol. Acta **2**: 411-416.
- WIT, J.A.W. DE, F.M. SCHOTEL & L.E.J. BEKKERS, 1982. De waterkwaliteit van de Waddenzee 1971-1981. Rijkswaterstaat Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, Hoofdafdeling Oppervlaktewater Lelystad. Nota nr. 82065: 1-67.
- ZIMMERMAN, J.T.F., 1976. Mixing and flushing of tidal embayments in the western Dutch Wadden Sea. Part I. Distribution of salinity and calculation of mixing timescales.—Neth. J. Sea Res. **10**: 149-191.



De westelijke Waddenzee, met de compartimenten van het EMOWAD model.

Namen van veel gebruikte variabelen in het model. N.B. In dit rapport is in enkele gevallen de biomassa van een toestandsvariabele uitgedrukt in $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}$ i.p.v. de, in onderstaande tabel genoemde eenheid $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$.

PELAGIAAL

Functionele groepen van organismen:

Variabele	Eenheid	Omschrijving
PBAC	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$	Pelagische bacteriën
PCOP	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$	Pelagisch mesozooplankton
PDIA	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$	Pelagische diatomeeën
PFLG	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$	Fytoplankton anders dan diatomeeën
PMIC	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$	Microzooplankton

Overige variabelen:

BAL	m	Dikte aerobe laag
BOC1	$\text{mg O}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{dag}^{-1}$	Totale zuurstofconsumptie in het pelagiaal
CHLA	$\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$	Chlorofyl-a
DOC	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$	Opgelost org.C
MPPP	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dag}^{-1}$	Totale pelagische primaire produktie
PDET	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$	Slecht afbreekbaar org.C
PLOC	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$	Labeil org.C
POC	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$	Particulair org.C
PO4	$\text{mmol}\cdot\text{m}^{-3}$	Opgeloste reactieve fosfor
PRDM	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{dag}^{-1}$	Produktie van pelagische bacteriën
PROC	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$	Refractair org.C
SILI	$\text{mmol}\cdot\text{m}^{-3}$	Opgelost reactief silicaat
SUSM	$\text{g dr.stof}\cdot\text{m}^{-3}$	Gesuspendeerd materiaal (totaal)

BENTHOS en EPIBENTHOS

Functionele groepen van organismen:

Variabele		Eenheid	Omschrijving
<u>litoraal</u>	<u>sublitoraal</u>		
ABAC	VBAC	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Bacteriën anaerobe laag
BBAC	UBAC	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Bacteriën aerobe laag
BBBM	UBBM	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Benthische deposit feeders
BDIA	-	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Benthische diatomeeën
BMEI	UMEI	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Meiobenthos
BSF	USF	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Benthische suspension feeders (= filter feeders)
EMAC	UMAC	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Macro-epibenthos
EMES	UMES	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Meso-epibenthos

Overige variabelen:

ADET	VDET	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Slecht afbreekbaar org.C in anaerobe laag
ALOC	VLOC	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Labeil org.C in anaerobe laag
APO4	VPO4	$\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}$	Anorg. reactieve fosfor in anaerobe laag
BDET	UDET	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Slecht afbreekbaar org.C in aerobe laag
BLOC	ULOC	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Labeil org.C in aerobe laag
BPO4	UPO4	$\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}$	Anorg. reactieve fosfor in aerobe laag
BPYR	UPYR	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Pyriet in anaerobe laag, uitgedrukt in C
BROC	UROC	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Refractair org.C
BSUL	USUL	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}$	Sulfide in anaerobe laag, uitgedrukt in C
CDIC	-	$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$	Chlorofyl-a in bovenste 0.5 cm van het sediment
MCON	-	$\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dag}^{-1}$	Bodemrespiratie

INHOUDSOPGAVE

Voorwoord	1
1. Inleiding	2
1.1 Aanleiding tot het onderzoek	2
1.2 Uitvoering van het project	2
1.3 Structuur van de nota	3
1.4 Verantwoording	3
2. Aanpassingen en uitbreidingen van het ecosysteemmodel	5
2.1. Inleiding	5
2.2 Algemene modelstructuur	6
2.3 Morfologie van de EMOWAD compartimenten	7
2.4 Transport opgeloste componenten	10
2.5 Transport van gesuspendeerd materiaal	16
2.6 De (epi)benthische zone in het sublitoraal	21
2.7 Regeneratie van Si en P	23
2.8 Parameter keuze	26
3. Modelresultaten	29
3.1 Inleiding	29
3.2 Ingangsgrootheden en randvoorwaarden	29
3.3 Gebruikte validatiemethoden	30
3.4 Validatie van het EMOWAD model	34
3.5 Conclusies	61
4. Toepasbaarheid van het EMOWAD model	63
4.1 Introductie	63
4.2 Effecten van veranderingen in de troebelheid van het water	63
4.3 Veranderingen in de nutriënten-toevoer vanuit het IJsselmeer	66
4.4 Mogelijke effecten van de mosselcultuur	74
4.5 Een sterke reductie van het (epi)benthisch systeem in het litoraal	77
4.6 Conclusies	81
5. Conclusies en aanbevelingen	82
5.1 Conclusies	82
5.2 Aanbevelingen	82
6. Epiloog	84
7. Literatuur	86