

IZWO
Instituut voor Zeewetenschappelijk Onderzoek (vzw)
Institute for Marine Scientific Research
VICTORIALAAN 3 - B - 8400 OOSTENDE BELGIUM
Tel. +32-(0)59-321045 - Fax: +32-(0)59-321135

Algenbegrazing: een nadere analyse van de invloed van toxicanten op het ontstaan van eutrofiëringsproblemen

Beleidsgericht
ecologisch onderzoek
van de
Noordzee/Waddenzee

 **BEON**

**TNO-MEP
WL**

**Algenbegrazing: een nadere
analyse van de invloed van
toxicanten op het ontstaan van
eutrofiëringsproblemen**

743

R.G. Jak (TNO-MEP)
B.F. Michielsen (WL)

April 1996

BEON Rapport nr. 96-4

BEON project TNO 95 E 07

ISSN 0924-6576

INHOUD

	blz.
SAMENVATTING	3
1. INLEIDING	5
2. MATERIAAL & METHODEN	7
2.1. ZOOPLANKTON BIOMASSA EN BEGRAZING	7
2.1.1. <i>Zooplankton Nederlandse kustwater</i>	7
2.1.2. <i>Biomassa berekening Marsdiep</i>	8
2.1.3. <i>Graasgevoeligheid van fytoplanktongroepen en detritus</i>	15
2.2. CONTAMINANTGEHALTES	19
2.3. CONCENTRATIE-EFFECT RELATIES	19
2.3.1. <i>Afleiding concentratie-effect relaties</i>	19
2.3.2. <i>Mengseltoxiciteit</i>	23
2.3.3. <i>Toxiciteitsgegevens</i>	23
2.4. BLOOM ZOUT BEREKENINGEN	27
2.4.1. <i>Uitgangssituatie</i>	28
2.4.2. <i>Graasmodule</i>	28
2.4.3. <i>Caseberekeningen</i>	31
3. RESULTATEN	32
3.1. EFFECTEN VAN BEGRAZING	32
3.2. CASEBEREKENINGEN	34
3.2.1. <i>Simulaties van zooplanktonbiomassa's</i>	34
3.2.2. <i>Effecten van dynamische insecticiden concentraties</i>	36
3.2.3. <i>Effecten van steady-state concentraties van kwik, koper en olie</i>	39
3.2.4. <i>Effecten van steady-state concentraties van 5 stoffen</i>	40
4. DISCUSSIE	42
5. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	44
6. DANKWOORD	45
7. REFERENTIES	46
APPENDIX	54

SAMENVATTING

Naast de stimulerende werking van nutriënten op de produktie van fytoplankton, kan ook een verminderde begrazing door zooplankton leiden tot verhoging van dichtheden en veranderingen in de soortensamenstelling van fytoplankton. In deze studie is het effect van (combinaties van) toxische stoffen op de begrazing door zooplankton op modelmatige wijze onderzocht voor de omgeving van het Marsdiep. Dit onderwerp sluit aan op de in BEON kader geformuleerde prioritaire beleidsvragen ten aanzien van de interactie tussen (het niveau van) microverontreinigingen en eutrofiëring.

Voor deze studie is een voor zoetwater zooplankton ontwikkelde graasmodule aangepast voor mariene copepoden en ingebouwd in het bestaande eutrofiëringsmodel BLOOM-ZOUT dat voor de Noordzee is ontwikkeld. Dit model beschrijft de ontwikkeling van een viertal fytoplanktongroepen en de totale chlorofylconcentratie als maat voor fytoplankton biomassa. In deze studie is een stand-alone versie van het model toegepast (BLOOM II) voor berekening van de fytoplankton-dynamica voor een segment nabij het Marsdiep. Met nadruk wordt er op gewezen dat Noordzee BLOOM met graasmodule nog niet geheel gekalibreerd is en dat de berekeningen daarom slechts een indicatie geven voor de eventuele indirecte effecten van toxische stoffen op de chlorofylconcentraties en de fytoplankton soortensamenstelling. De geselecteerde toxicanten veroorzaken naar verwachting geen directe effecten op het fytoplankton en toxiciteit op de algen is dan ook niet gemodelleerd.

De begrazingsdruk op de 4 onderscheiden fytoplanktongroepen wordt in hoofdzaak bepaald door de zooplankton-biomassa en de mate waarin de fytoplanktongroepen in potentie door het zooplankton begraasbaar zijn. Beide zijn op basis van literatuurgegevens geschat voor 4 soorten copepoden welke dominant in het zooplankton van het Nederlandse kustwater voorkomen. Vanwege de geringe hoeveelheid beschikbare meetgegevens van toxische stoffen in het mariene milieu is gebruik gemaakt van modelberekeningen ontleend aan het MANS-TOX instrument. Bij deze stoffen zijn toxiciteitsgegevens gezocht welke betrekking hebben op bij voorkeur marien zooplankton onder min of meer natuurlijke condities (mesocosm experimenten). Deze zijn aangevuld met laboratorium toxiciteitsgegevens voor zoutwater copepoden en eventueel zoetwater cladoceren (Daphniden). Vanuit deze gegevens zijn chronische EC₅₀-waarden geschat voor totaal kwik, PCB-153, tributyltin, olie, koper, cadmium, lood, zink, atrazine, diuron, lindaan en mevinfos. Berekeningen zijn uitgevoerd met (combinaties van) die stoffen waarvan een overlap van de blootstellingsconcentratie en de dosis-effect curve werd verwacht.

Onder de gegeven worst-case condities en aannamen zijn significante effecten van toxische stoffen berekend op zowel de dynamica van de totale fytoplanktonbiomassa (uitgedrukt in chlorofylconcentratie) als op samenstelling van het fytoplankton. Deze modelmatige studie laat zien dat toxische stoffen wel degelijk een rol kunnen spelen bij het optreden van algenbloei door aantasting van de zooplankton begrazingsdruk.

Met name van de insecticiden lindaan en mevinfos, welke vooral voorkomen in de periode dat ook de zooplankton biomassa maximaal is, zijn effecten van de combinatie van deze stoffen duidelijk. Juist voor deze stoffen ontbreken echter op marien zooplankton toegespitste toxiciteitsgegevens.

Aanbevolen wordt om voor verschillende lokaties modelberekeningen te vergelijken met veldmetingen van zowel contaminantgehalten en planktondynamiek. Daarnaast zou een dynamische modellering van de zooplankton biomassa, in plaats van een forcing-function aanpak, een realistischer beeld geven van de wisselwerking tussen contaminantconcentraties en de actuele zooplankton graasdruk.

Experimenteel onderzoek met modelecosystemen (bv. plankton enclosures) kan realistische informatie leveren over zowel het gedrag als de toxiciteit van geselecteerde pesticiden in het mariene milieu. Uit deze studie blijkt dat met name deze toxische stoffen via een verminderde begrazingsdruk een rol spelen bij de vorming van algenbloeien.

1. INLEIDING

De toename van de invoer van nutriënten in de afgelopen decennia heeft in de Nederlandse kustwateren geleid tot een verhoging van de concentraties van fosfaat en nitraat en diverse effecten op de hier voorkomende organismen (Philippart, 1994). Eén van de opvallendste gevolgen welke wordt toegeschreven aan de verhoogde toevoer van nutriënten is de verlenging van de bloeiperiode van de plaagalg *Phaeocystis* sp. welke in het voorjaar optreedt (Cadée & Hegeman, 1991). Er zijn diverse modellen geconstrueerd waarin de dynamica van het fytoplankton, en *Phaeocystis* in het bijzonder, beschreven wordt op basis van de invoer van nutriënten en omgevingsvariabelen (Michielsens *et al.*, 1994).

Naast regulatie van de fytoplankton ontwikkeling op basis van de beschikbaarheid van nutriënten en de hoeveelheid licht (bottom-up benadering), kan ook herbivoor zooplankton via begrazing (top-down regulatie) invloed uitoefenen op de dichtheid en samenstelling van het fytoplankton. Het zooplankton speelt een belangrijke schakel in de mariene produktieketen tussen primaire produktie en hogere trofische niveaus zoals vissen. In de afgelopen decennia is een toename van de zooplanktondichtheid, met name de dominant voorkomende copepode soort *Temora longicornis*, in het Marsdiep-gebied waargenomen (Fransz *et al.*, 1992).

Copepoden blijken zeer gevoelig voor contaminanten zoals insecticiden, zware metalen en olie, redenen waarom een standaard toxiciteitstoets met *Acartia tonsa* in ontwikkeling is (ISO/PARCOM). De antropogene invloed is in het kustwater niet beperkt gebleven tot een verhoging van de aanvoer van nutriënten, maar heeft ook tot een verhoogde input van contaminanten geleid. Uit mesocosmonderzoek (Jak & Scholten, 1994) en in veldsituaties (Mouraitou-Apostopoulou & Ignatiades, 1980) is gebleken dat contaminanten die aangrijpen op het zooplankton, via een verminderde graasdruk, tot verhoging van fytoplankton dichtheden kan leiden. Naast factoren als nutriënten en licht spelen toxicanten ook een potentieel stimulerende rol in de vorming van hoge fytoplanktondichtheden, welke de basis vormen voor eutrofiëringsproblemen.

Het doel van deze studie is te onderzoeken in hoeverre geselecteerde toxicanten, naast andere factoren, bijdragen aan eutrofiëringsproblemen. Hiertoe is een begrazingsmodule ingebouwd in het bestaande eutrofiëringsmodel BLOOM-ZOUT, waarin de invloed van algenbegrazing door zooplankton zal worden geanalyseerd. Voor het vaststellen van effecten van toxicanten op zooplankton is gebruik gemaakt van mesocosm waarnemingen van TNO, aanvullende gegevens uit toxiciteitsbestanden en aanvullende literatuur.

De voor de modelberekeningen benodigde informatie omvat:

1. De seizoensontwikkeling van zooplankton soorten in het Marsdiepgebied, van waaruit middels een geschatte specifieke begrazingsdruk op de te onderscheiden fytoplanktonsoorten (en bepaling van relevante parameters die hier een invloed

- op uitvoeren) het effect van begrazing kan worden berekend. Deze gegevens zijn verzameld uit de wetenschappelijke literatuur.
2. Contaminantgehaltenes (al dan niet fluctuerend met het seizoen) in de omgeving van het Marsdiep, berekend met het Noordzee-instrument MANSTOX (in het kader van Zeetoets en RAM) voor enkele ZUNOWAK segmenten rond het Marsdiep gebied, waarvan de emissiegegevens zijn aangeleverd door het RIKZ. De gehalten betreffen steady-state en dynamische berekeningsresultaten van toxicanten.
 3. Het afleiden van dosis-effect relaties uit mesocosm-experimenten met geselecteerde contaminanten, aangevuld met laboratorium toxiciteitsgegevens.

Vervolgens is het model ingeschakeld om de invloed van zooplanktonbegrazing op de fytoplanktonontwikkeling te berekenen voor een referentie situatie en onder invloed van combinaties van contaminanten welke aangrijpen op het zooplankton.

2. MATERIAAL & METHODEN

2.1. Zooplankton biomassa en begrazing

2.1.1. Zooplankton Nederlandse kustwater

Het (meso)zooplankton van het Nederlandse kustwater wordt gedomineerd door een viertal soorten calanoïde copepoden. In het voorjaar en in de herfst zijn *Temora longicornis* en *Pseudocalanus elongatus* dominant, terwijl dat gedurende de zomer *Acartia* spp. (*A. clausi*) en *Centropages hamatus* zijn (Fransz & van Arkel, 1983). Gedurende de winter bestaat de zooplankton biomassa voor ca. 90% uit copepoden, terwijl dit in de zomer terug kan lopen tot 50% in verband met de relatief hoge dichtheden van larven van bodemevertebraten (ondermeer bivalven, polychaeten en cirripeden; Fransz, 1976). In de Waddenzee is vooral in delen met lage saliniteiten de calanoïde copepode *Eurytemora affinis* in het voorjaar een dominante soort (Baretta, 1983). In de westelijke Waddenzee wordt deze euryhaliene soort soms ook in hoge dichtheden aangetroffen, als gevolg van aanvoer vanuit het IJsselmeer (Fransz, pers. med.). In de omgeving van het Marsdiep wordt het zooplankton door dezelfde soorten als in de Noordzee kustzone gedomineerd (Fransz, 1983). Er kunnen echter sterkere fluctuaties optreden als gevolg van variaties in water uitwisseling met de Waddenzee, welke ondermeer wordt beïnvloed door windrichting en windkracht.

Gedurende de winterperiode zijn de copepoden dichtheden laag. De belangrijkste soorten zijn dan *P. elongatus*, *Paracalanus parvus* en *Acartia clausi* (van Beusekom & Diel-Christiansen, 1993). Vanaf maart neemt de zooplanktondichtheid toe en bereikt maximum dichtheden in mei-juni. In de jaren 70 namen dichtheden sterk af in juni-juli (Fransz, 1976), maar de lengte van de duur van de piek van met name *T. longicornis* is in de laatste decennia toegenomen, mogelijk als gevolg van eutrofiëring (Fransz *et al.*, 1992). In Tabel 1 wordt een globaal overzicht gegeven van totale mesozooplankton biomassa gegevens van de Nederlandse kust.

De jaarlijkse secundaire produktie van zooplankton in de westelijke Waddenzee (Marsdiep) is door Fransz (1976) geschat op 12-17 gram koolstof per m² en in de Nederlandse kustzone op 45 gC m⁻². In open water meer dan 50 km uit de kust op 30 gC m⁻². De jaarlijkse primaire produktie van deze gebieden waarmee, deze secundaire produktie kan worden vergeleken, bedraagt respectievelijk 150 en 250 gC m⁻².

Tabel 1. *Mesozooplankton biomassa in de zuidelijke Noordzee. Bronnen: 1- van Beusekom & Diel-Christiansen, 1993; 2-Daan, 1989).*

Gebied	Periode	Biomassa $\mu\text{g C l}^{-1}$	Referentie	Bron
NL kust	juni-juli 1973	50-100	Fransz & Gieskes, 1984 Fransz, 1980	1
NL kust	juni-juli 1973	> 100*	Fransz <i>et al.</i> , 1978	1
NL kust	juli-augustus 1984	80	Daan, 1989	1
NL kust	juli 1985	160	Daan, 1989	1
Westelijke Waddenzee	juni-juli 1973-1975	50-100	Fransz, 1980	1
NL kust	juni-juli 1985	120-165	Daan, 1989	2
NL kust	eind juli 1984	80	Daan, 1989	2
NL kust	begin augustus 1984	30	Daan, 1989	2
NL kust	augustus 1985	25-30	Daan, 1989	2
NL kust	januari 1973	< 10	Fransz, 1980	1
Westelijke Waddenzee	januari-februari 1973- 1975	< 10	Fransz, 1980	1

*Indien drooggewichten zijn opgegeven zijn deze omgerekend uitgaande van een koolstofpercentage van 40% op basis van drooggewicht.

2.1.2. Biomassa berekening Marsdiep

Beschikbare gegevens van de biomassa van zooplankton in het Marsdiep-gebied zijn beperkt. Fransz (1983) geeft een beschrijving van de biomassa in de loop van het seizoen in de westelijke Waddenzee, inclusief het Marsdiep zelf, voor de jaren 1973, 1974 en 1975. Gegevens betreffende aantallen (voor 6 onderscheiden stadia) en produktie van de vier dominante copepoden in het voorjaar van 1974 worden gegeven door Fransz (1976). Fransz *et al.* (1992) tonen het dichtheidsverloop van *T. longicornis* in het voorjaar voor drie onderscheiden ontwikkelingsstadia voor diverse jaren tussen 1973 en 1991 in het Marsdiepgebied.

De seizoensontwikkeling van de zooplanktonsoorten langs de Nederlandse kust laat zich in het algemeen goed beschrijven als een ééntoppige curve (Fig. 1 en Fig. 3). Uitzonderingen hierop vormen lage najaars- of winterpieken welke soms worden waargenomen voor met name *T. longicornis* en *C. hamatus* (seizoensmeetreeksen van Fransz, 1983). Uitgaande van een ééntoppige piek kan de meetreeks met behulp van een beschrijvende kromme op uniforme wijze worden gefit en in een kleiner aantal parameters worden samengevat en kunnen waarden worden geschat tussen de veelal schaarse meetpunten. De geschatte parameters zijn direct te relateren aan de vorm van de kromme, zoals de breedte, de hoogte en de scheefheid en het tijdstip waarop de maximale hoogte bereikt wordt. Het is dan vervolgens mogelijk om het dichtheidsverloop van de afzonderlijke zooplanktonsoorten op onderlinge vormverschillen te vergelijken.

Voor het beschrijven van het ééntoppig veronderstelde biomassaverloop van de vier geselecteerde copepode soorten is in eerste instantie gebruik gemaakt van de gegevens van Fransz (1983) voor de jaren 1973, 1974 en 1975, welke met behulp van de volgende tijds-kromme zijn gefit (van Veen, 1989):

$$f(t) = \{m + s (t-p)\} \exp [-1/\{2b^2*(t-p)^2\}]$$

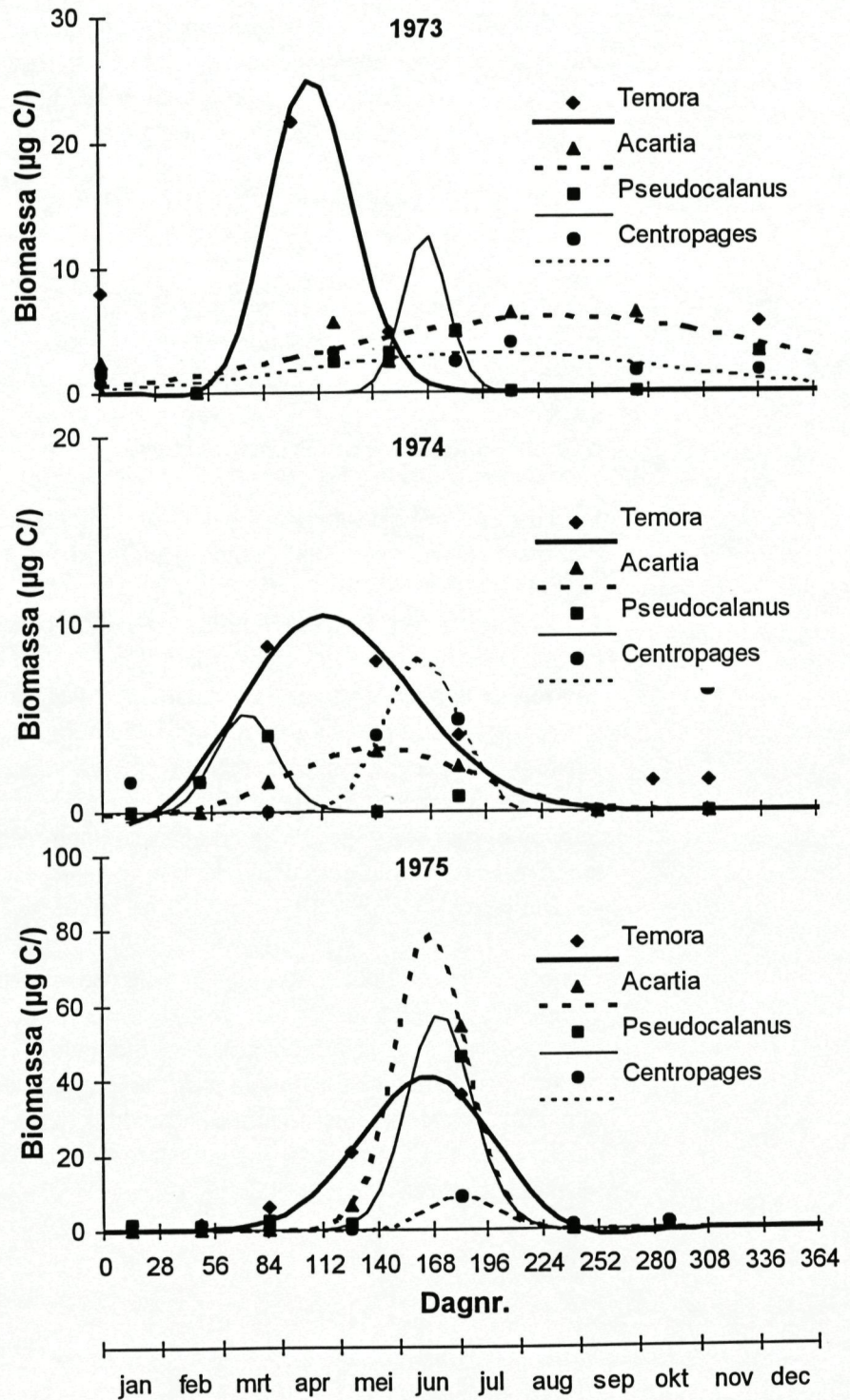
waarin:

- f(t) = biomassa dichtheid op tijdstip t
- m = maximale dichtheid (hoogte)
- p = tijdstip waarop maximale dichtheid optreedt
- s = scheefheid
- b = breedte (duur van de ontwikkeling)

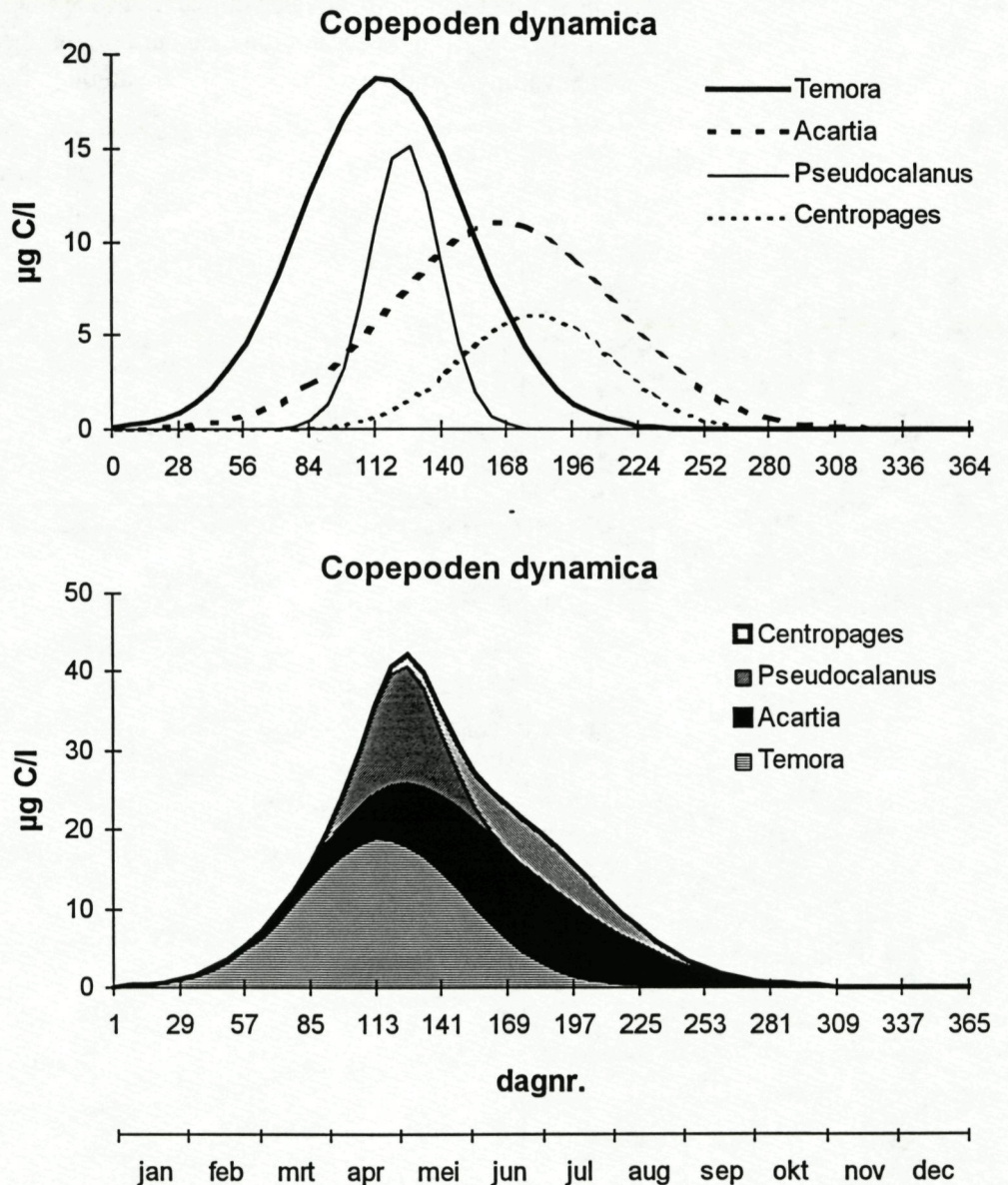
Indien s veel afwijkt van 0, hebben m en p niet betrekking op de maximale dichtheid maar op een soort gemiddelde dichtheid.

Uit Figuur 1 blijkt dat de met de functie gefitte curve in het algemeen een goede beschrijving geeft van de seizoensontwikkeling van de geselecteerde copepode soorten in de omgeving van het Marsdiep. Alleen in het geval van reeksen waarbij meerdere pieken voorkomen, is de hoogste piek bepalend voor het verloop van de ééntoppige kromme. Hoge waarden die laat in het jaar (in de winter) nog optreden worden zodoende genegeerd. In het geval meer dan één maximum met een ongeveer gelijke waarde optreedt, geeft de fit één brede curve met een laag maximum. Opvallend zijn de grote verschillen in dynamica tussen de drie jaren.

Om tot een soort globale, gemiddelde seizoensontwikkeling te komen, is een compilatie gemaakt van de drie geanalyseerde jaren (1973, 1974 en 1975). Hiertoe is per soort het geometrisch gemiddelde van de verschillende parameterwaarden genomen van waaruit een fictieve curve voor de jaarlijkse dynamica is geconstrueerd (Fig. 2). De aldus berekende maximale biomassa van ca. $45 \mu\text{g C l}^{-1}$ die bereikt wordt, omstreeks half mei, is lager dan de in Tabel 1 vermelde biomassa gegevens.



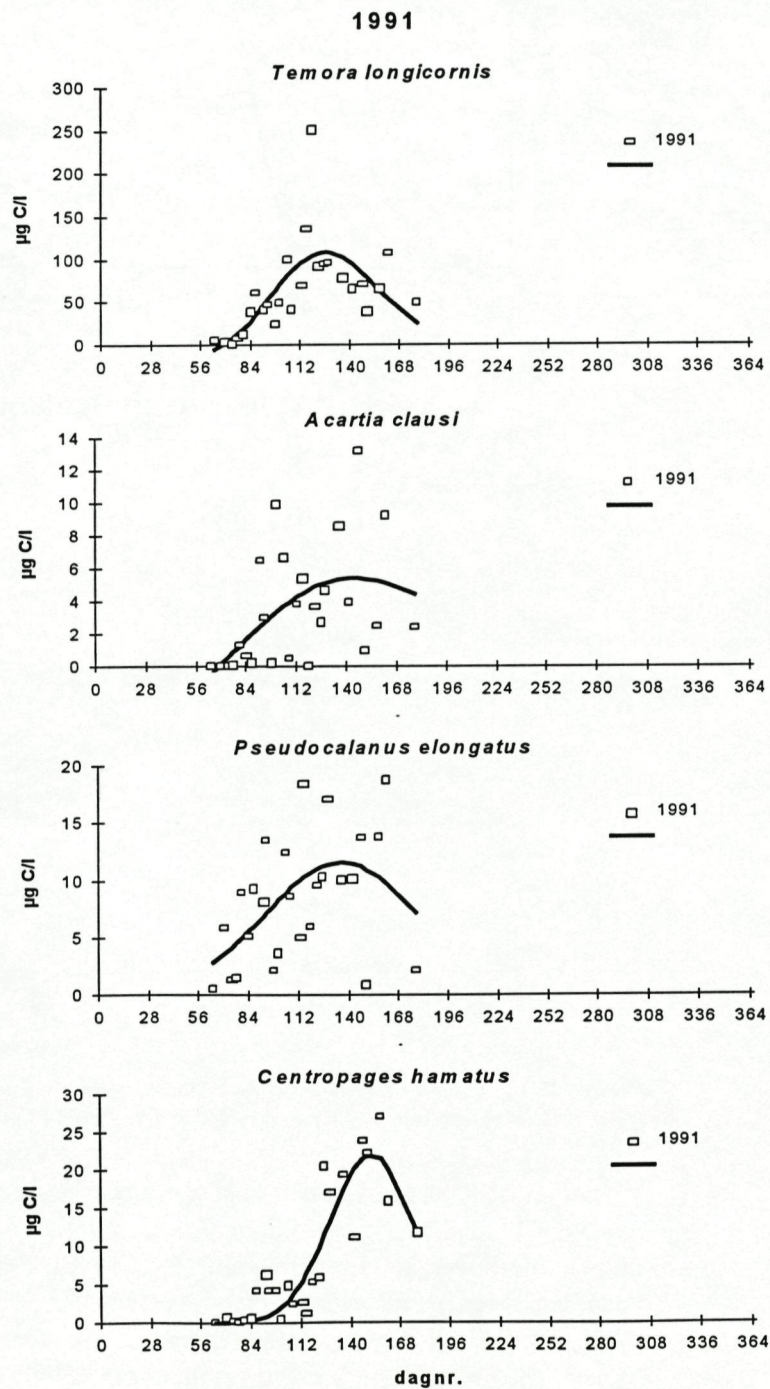
Figuur 1. Gemodelleerde seizoensontwikkeling van de dominante copepoden in de omgeving van het Marsdiep in 1973, 1974 en 1975.



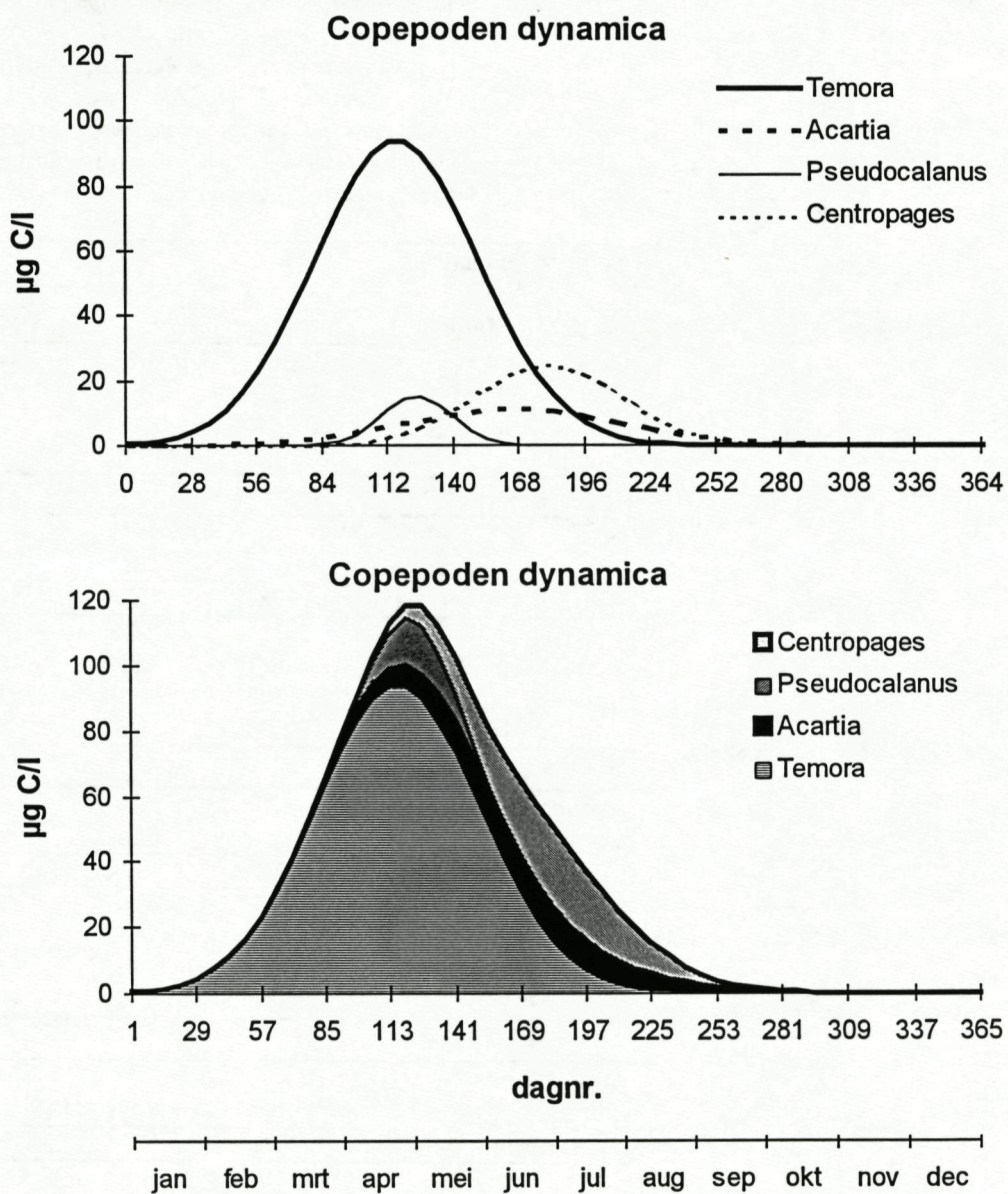
Figuur 2. Gecompileerde biomassa curven voor de 4 dominante copepode soorten op basis van gegevens van 1973, 1974 en 1975.

De curven zijn vergeleken met gegevens voor het jaar 1991 (ongepubliceerde gegevens beschikbaar gesteld door Fransz, NIOZ). Ook deze gegevens zijn gefit met het hierboven beschreven model (Fig. 3). Uit deze gegevens blijkt dat de vorm van de curve niet veel verschilt van die van de jaren 1973-1975, maar wel dat de hoogte van de piekwaarden aanmerkelijk is toegenomen voor de soorten *Temora longicornis* en *Centropages hamatus*, terwijl deze voor *Acartia clausi* en *Pseudocalanus elongatus* ongeveer gelijk gebleven zijn. De spreiding in biomassawaarden tussen de verschillende bemonsterings-tijdstippen is echter groot. Om tot een actueel relevante biomassa te komen is de curve, zoals bepaald

voor de jaren 1973-1975, van *T. longicornis* met een factor 5 en voor *C. hamatus* met een factor 4 vermenigvuldigd. De uiteindelijk in de graasmodule van BLOOM II ingevoerde biomassa curven zijn weergegeven in Figuur 4. Een samenvatting van de parameterwaarden van de gefitte curven wordt gegeven in Tabel 2.



Figuur 3. Verloop van de biomassa van de 4 dominante copepode soorten in 1991 (ongepubliceerde gegevens Fransz).



Figuur 4. Geactualiseerde biomassacurven voor de 4 dominante copepode soorten welke als invoer voor de begrazingsmodule zijn gebruikt.

Tabel 2. *Samenvatting van de parameterwaarden voor de schatting van de ééntoppige tijdreeks kromme van de biomassa van achtereenvolgens Temora longicornis, Acartia sp., Pseudocalanus elongatus en Centropages hamatus. Parameters: m= maximale dichtheid (hoogte), p=tijdstip waarop maximale dichtheid optreedt, s= scheefheid, b= breedte (duur van de ontwikkeling). Door de relatief hoge waarde van s voor T. longicornis en A. clausi (1991) komen de parameterwaarden voor m en p niet goed overeen met de afleeswaarden van*

<i>Temora longicornis</i>					
Parameter	Jaar			geometrisch gemiddelde	1991
	1973	1974	1975		
m	22.83	8.31	34.73	18.7	82.77
p	98.99	86.76	184.71	116.6	105.86
s	0.460	0.137	-0.613	-0.005	2.254
b	23.29	49.63	37.48	35.1	33.97

<i>Acartia sp.</i>					
Parameter	Jaar			geometrisch gemiddelde	1991
	1973	1974	1975		
m	6.01	2.83	79.41	11.1	1.21
p	234.11	115.49	167.17	165.3	79.90
s	0.0003	0.036	0.046	0.008	0.110
b	107.96	51.80	17.98	46.5	69.41

<i>Pseudocalanus elongatus</i>					
Parameter	Jaar			geometrisch gemiddelde	1991
	1973	1974	1975		
m	12.57	4.88	57.51	15.2	11.54
p	167.03	67.75	171.73	124.8	
s	0.0003	0.115	0.0521	0.012	-0.002
b	11.51	16.57	16.81	14.7	43.20

<i>Centropages hamatus</i>					
Parameter	Jaar			geometrisch gemiddelde	1991
	1973	1974	1975*		
m	3.16	8.13	9.0	6.1	22.03
p	197.53	162.14	180.0	179.3	151.85
s	0.012	0.032	0.10	0.010	0.002
b	14.7	18.90	18.0	31.8	23.30

* Geen goede fit mogelijk; parameters zelf geschat

2.1.3. Graasgevoeligheid van fytoplanktongroepen en detritus

Op basis van literatuurgegevens wordt de (directe) begrazing op verschillende fytoplanktongroepen geschat voor de geselecteerde soorten copepoden. Het fytoplankton wordt ten behoeve van het model in de volgende 4 groepen onderscheiden:

1. Diatomeeën
2. (Micro)flagellaten
3. Dinoflagellaten
4. Phaeocystis

In het Marsdiep gebied trad in 1992 de volgende successie van soorten op (Brussaard *et al.*, 1995). In het voorjaar een piek van de diatomeeën *Skeletonema costatum* en *Thalassiosira* spp., gevolgd door een piek van de diatomeeën *Chaetoceros* spp., *Leptocylindricus* spp., *Rhizosolenia* spp., de Cryptophyt *Rhodomonas* (3-8 μ m) en later ook de grote heterotrofe dinoflagellaat *Noctiluca*. *Phaeocystis* kolonies veroorzaakten een derde chlorofyl piek. Na deze bloei vond een opeenvolging van andere flagellaten en diatomeeën plaats.

Andere soorten diatomeeën die algemeen rond het Marsdiep voorkomen (TRIPOS, 1993 en 1994) zijn ondermeer soorten van de geslachten *Coscinodiscus*, *Plagiogramma*, *Thalassionema*, *Biddulphia*, *Nitzschia*, *Ditylum*, *Asterionella*, *Melosira* (zoetwater) en diverse andere soorten pennate en centrale diatomeeën. Van de in het Marsdiep voorkomende dinoflagellaten komen zowel autotrofe als heterotrofe soorten voor. Enkele aangetroffen geslachten zijn *Katodinium*, *Gymnodinium*, *Gyrodinium*, *Prorocentrum* en *Protoperidinium*. De microflagellaten (< 30 μ m) omvatten soorten van diverse taxonomische groepen waaronder de geslachten *Rhodomonas*, *Euglena* en *Chatonella*.

Copepoden kunnen actief voedseldeeltjes zoeken, vangen en de keuze maken om potentiële voedseldeeltjes in te slikken of af te wijzen. Ten aanzien van preferentie en selectie van fytoplankton is aangetoond dat indien een mengsel van fytoplanktonsoorten als voedselbron beschikbaar is voor copepoden, soms de grotere deeltjes worden geprefereerd, maar dat meestal wordt gekozen voor de deeltjes die in de grootste dichtheid voorkomen. Copepoden zijn niet alleen in staat om onderscheid te maken op basis van de grootte van voedseldeeltjes, selectie kan ook plaatsvinden op basis van voedselkwaliteit ten aanzien van eiwitgehalte, toxiciteit en verteerbaarheid.

Grotere copepoden prefereren over het algemeen grotere voedseldeeltjes, terwijl kleinere copepoden (kleine soorten en jongere levensstadia) en microzooplankton kleinere deeltjes kiezen of niet-selectief zijn. Insluksnelheden op basis van biomassa nemen in het algemeen toe met toenemende dichtheid van fytoplankton en toenemende grootte van algencellen. Behalve fytoplankton kan ook microzooplankton (ciliaten, tintinniden, rotiferen) of copepoden nauplii deel uit maken van het dieet van (sub) adulte copepoden.

Diatomeeën

Diatomeeën vormen de klassieke voedselbron voor copepoden (maar zie Kleppel *et al.*, 1991). Hoewel de meeste soorten worden geconsumeerd, is recent gebleken dat sommige soorten een negatieve invloed op de ei-productie en de embryonale ontwikkeling hebben als gevolg van bepaalde stoffen die in deze diatomeeën aanwezig zijn (Poulet *et al.*, 1994). Sommige soorten, waaronder soorten van de geslachten *Coscinodiscus* en *Biddulphia* kunnen te groot zijn voor consumptie. *Biddulphia sinensis* kan in het vroege voorjaar in het Marsdiep een belangrijke plaats in het fytoplankton innemen. Speciaal voor nauplius larven kunnen diatomeeën te groot zijn voor inname (b.v. Paffenhöffer, 1984).

(Micro)flagellaten

(Micro)flagellaten, zoals *Rhodomonas* spp., kunnen door zooplankton efficiënt als voedselbron gebruikt worden (van Beusekom & Diel-Christiansen, 1993). Erg kleine soorten als *Nannochloris* (2-5µm) worden echter nauwelijks begraasd (Marshall & Orr, 1969). Voor *Temora longicornis* is gevonden dat de retentie-efficiëntie van zeer kleine deeltjes met een ESD (equivalent spherical diameter) van 5 µm slechts 5 % is, terwijl deze voor deeltjes groter dan 10 µm 100 % is (Dam, 1986). Voor *Acartia clausi* is waargenomen dat de maximale retentie-efficiëntie toeneemt met de grootte (stadium) van ca. ESD 10 µm voor copepodiet IV tot 15 µm voor adulten (Barlow & Monteiro, 1979). *Rhodomonas* sp., met een ESD van 5-9 µm blijken vooral door de jongere stadia van *T. longicornis* en *P. elongatus* goed te worden begraasd (Klein Breteler *et al.* 1990). Kleinere microflagellaten, zoals *Isochrysis galbana*, worden door kleinere copepoden in hogere mate begraasd dan door grotere (Paffenhöffer, 1984).

Dinoflagellaten

Dinoflagellaten vormen over het algemeen geschikt voedsel voor copepoden (van Beusekom & Diel-Christiansen, 1993). Uitzonderingen vormen grote soorten en soorten die giftige exudaten uitscheiden. Sommige soorten van het geslacht *Ceratium*, met een grootte tot 250µm, worden niet gegeten omdat ze te groot zijn. Het is echter mogelijk dat dergelijke grote soorten leeg gezogen kunnen worden (van Beusekom & Diel-Christiansen, 1993). Zeevonk (*Noctiluca scintillans*) met een diameter van 200-2000µm wordt nauwelijks begraasd (ecoprofiel Reichert & Daan, 1993). Vooral voor kleinere stadia kunnen dinoflagellaten door hun grootte ongeschikt zijn als voedselbron. Zo blijkt *Oxyrrhis marina* ongeschikt als voedselbron voor nauplii van *T. longicornis* (Klein Breteler *et al.*, 1990).

Bij hoge concentraties van *Alexandrium tamarense* veroorzaken exudaten vergiftiging van copepoden, terwijl bij lagere concentraties de bloei van deze dinoflagellaat nog afgeremd kan worden door begrazing (in van Beusekom & Diel-Christiansen, 1993). Heterotrofe dinoflagellaten die zich voeden met microflagellaten en kleine, niet giftige dinoflagellaten worden echter goed gegeten. Soorten die algemeen in de omgeving van het Marsdiep voorkomen zijn

op basis van de grootte goed begraasbaar (uitgaande van *Gymnodinium simplex* als kleinste en *Gyrodinium spirale* als grootste soort). Een uitzondering vormt *Noctiluca scintillans*, waarvan wordt uitgegaan dat deze in het geheel niet begraasd wordt. Schadelijk geachte soorten worden in het algemeen niet of in lage dichtheden in het betreffende gebied waargenomen (TRIPOS, 1994).

Phaeocystis

Uit het literatuur review van Weisse *et al.* (1994) blijkt dat *Phaeocystis* door vele zooplankton geconsumeerd kan worden. Zo is *Phaeocystis* ondermeer in het spijsverteringskanaal aangetroffen van *T. longicornis*, *A. clausi*, *Centropages* en vele andere soorten copepoden. Evenwel is gebleken dat de insliknelheden zeer variabel zijn en afhangen van het voorkomen van *Phaeocystis* in de vorm van solitaire cellen of kolonies, de grootte van kolonies, de fysiologische staat van *Phaeocystis* en de soort copepode. Uit laboratorium experimenten van Weisse (1983) is gebleken dat *Phaeocystis* kolonies met een diameter tussen 50 en 350 μm door adulten van *T. longicornis* en *A. clausi* met een vergelijkbare snelheid worden geconsumeerd als andere fytoplanktonsoorten. Daarnaast wordt uit onderzoek van ondermeer Verity & Smayda (1989) geconcludeerd dat solitaire cellen (3-8 μm) te klein zijn om efficiënt door adulte copepoden te kunnen worden ingevangen en dat grotere kolonies (tot 2 mm diameter) niet kunnen worden ingevangen omdat deze te groot zijn. De grootte van solitaire cellen valt echter binnen het optimum voedselspectrum van microzooplankton, waaronder ook nauplii van copepoden. Aangezien nauplius larven van *Acartia* spp. even vergelijkbaar groeiden op een dieet van *Phaeocystis* als van *Isochrysis galbana*, met ongeveer de zelfde grootte als *Phaeocystis* cellen, concluderen Verity & Smayda (1989) dat de celgrootte een belangrijkere rol speelt dan de voedselkwaliteit. Gebleken is dat protozoën, waaronder tintinniden, in staat zijn om zich te voeden met losse cellen en cellen in kolonies (Admiraal & Venekamp, 1983). Protozoën blijken een geschikte voedselbron voor *T. longicornis*. In het Marsdiepgebied blijkt predatie van *T. longicornis* op protozoën (herbivore ciliaten en heterotrofe dinoflagellaten), welke zich voeden met *Phaeocystis*, belangrijker dan directe begrazing van *Phaeocystis*. Door predatie van *T. longicornis* op protozoën zou de bloei van *Phaeocystis* zelfs gestimuleerd kunnen worden (Hansen *et al.*, 1993). Volgens Fransz *et al.* (1992) is het echter onwaarschijnlijk dat heterotrofe voedsel organismen piekwaarden bereiken tijdens de groeifase van de *Phaeocystis* bloei. Gedurende de afname van de bloei, wanneer een toename van de dichtheid en van de reproductie van *T. longicornis* wordt waargenomen (Fransz *et al.*, 1992), zouden heterotrofen een belangrijker rol kunnen spelen. Geconcludeerd kan worden dat begrazing van copepoden slechts een geringe negatieve invloed uit zal kunnen oefenen op de ontwikkeling van de *Phaeocystis* voorjaarsbloei. Slechts bij aanvang en na afloop van de bloei, wanneer relatief veel solitaire cellen aanwezig zijn, zou begrazing van invloed kunnen zijn op de dichtheid van *Phaeocystis*.

Detritus

Detritus kan vooral na de bloei van *Phaeocystis* de groei van zooplankton stimuleren (Fransz *et al.*, 1992), hetzij direct of indirect via de "microbial loop". Vers afgestorven en gedecomposeerd fytoplankton en faecaal materiaal wordt gewoonlijk goed door zooplankton geconsumeerd en kunnen zelfs een dominante fractie van het dieet van zooplankton uitmaken (review Poulet, 1983). De opname van detritus deeltjes is echter mede afhankelijk van de grootte van de deeltjes en van de chemische compositie. Er zijn geen aanwijzingen dat er verschillen bestaan in opname van detritus tussen verschillende zooplankton soorten. Voor alle soorten wordt uitgegaan van een begraasbare fractie van het totale detritusaanbod van 0.1. Deze lage waarde is gekozen omdat detritus slechts in beperkte mate als voedsel wordt gebruikt in aanwezigheid van fytoplankton.

Op basis van bovenstaande literatuurgegevens is per copepode soort een schatting gemaakt van de mate waarin bovenstaande fytoplanktongroepen en detritus geschikt zijn als voedselbron, uitgedrukt als fractie (Tabel 3). Het betreft hier geen preferentiewaarde van de ene boven de andere groep, maar een waarde die aangeeft in welke mate de (soorten van een) fytoplanktongroep als voedselbron wordt geaccepteerd. Van de groep van diatomeeën is bijvoorbeeld aangenomen dat 80% van de soorten geschikt is als voedsel voor copepoden. In principe wordt voorbijgegaan aan preferentie tussen fytoplanktongroepen indien deze tegelijkertijd als voedselbron aanwezig zijn, zodat impliciet wordt aangenomen dat de voedselacceptatie onafhankelijk is van de samenstelling van het fytoplankton als geheel. In het bovengenoemde voorbeeld van 80% geldt dus niet dat het voedsel bij een gemengd dieet voor 80% uit diatomeeën bestaat. Bij de schatting van de "acceptatie-fracties" zijn gegevens over verschillen in voedselpreferentie echter wel gebruikt om relatieve verschillen tussen de copepode soorten aan te kunnen geven. Het effect van begrazing resulteert in een afname van de biomassa van de betreffende voedselgroep (fytoplanktongroepen en detritus). De effecten op de fytoplanktongsamenstelling zijn gevoelig gebleken voor de gekozen preferentie-waarden. Dit betekent dat de resultaten afhankelijk zijn van de gemaakte keuzen.

Aangezien er slechts kleine verschillen bestaan in de grootte van de vier copepode soorten die hier besproken worden (Klein Breteler *et al.*, 1982), valt niet te verwachten dat er verschillen bestaan in de acceptatie van voedsel op basis van de grootte van de cellen. Toch blijken er tussen de soorten verschillen in preferentie te bestaan indien voedsel van verschillende typen wordt aangeboden (Tackx *et al.*, 1990). Zo gebruiken *Acartia* spp. relatief meer kleine deeltjes (flagellaten en kleine pennate diatomeeën) dan *Temora* en *Centropages* indien het aanwezige voedselspectrum breed is, terwijl bij een hoge dichtheid aan grotere deeltjes *Acartia* en *Temora* vooral de grotere fytoplankton soorten (m.n. centrische diatomeeën) selecteren. Voor *Centropages* is deze preferentie minder duidelijk.

Tabel 3. Geschatte fractie waarin fytoplanktongroepen en detritus door de verschillende soorten copepoden geaccepteerd worden.

Symbool	Voedselgroep	copepoden soorten			
		<i>T. longicornis</i>	<i>A. clausi</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>C. hamatus</i>
Pref _a	Diatomeeën	0.8	0.8	0.8	0.8
Pref _a	(Micro)flagellaten	0.6	0.9	0.7	0.7
Pref _a	Dinoflagellaten	0.8	0.8	0.8	0.8
Pref _a	<i>Phaeocystis</i>	0.2	0.1	0.1	0.1
Pref _d	Detritus	0.1	0.1	0.1	0.1

2.2. Contaminantgehaltenes

De keuze van stoffen is het resultaat tussen overlap van beschikbare berekeningen en beschikbare toxiciteitsgegevens. De contaminantgegevens hebben betrekking op het gebied voor de noord Hollandse kust overgaand in het Marsdiep. Berekeningen gelden voor het jaar 1990. De stoffen waarvoor berekeningen zijn ontleend aan het MANS-TOX instrument zijn in Tabel 5 weergegeven:

Tabel 4. Concentratierange van de gemodelleerde stoffen, uit MANS-TOX.

Code	Stof	Stof dynamiek	Stofconcentratie range ($\mu\text{g l}^{-1}$)	
			0.5 * minimum	2 * maximum
HGTOT	Totaal kwik	Steady state	0.008	0.044
CUDIS	Opgelost Koper	Steady state	0.277	1.203
ZNDIS	Opgelost Zink	Steady state	0.0152	0.071
MEFDIS	Opgelost Mevinfos	Tijdreeks	0.028	6.941
HCHDIS	Opgelost Lindaan	Tijdreeks	0.405	45.946
DIUDIS	Opgelost Diuron	Tijdreeks	0.335	14.215
BAPDIS	Opgelost Benzo A Pyreen	Tijdreeks	0.025	13.765
ATRDIS	Opgelost Atrazine	Tijdreeks	0.030	8.230
TBTDIS	Opgelost tributyltin	Steady state	0.264*	2.935*
PCBTOT	Totaal PCB 153	Steady state	0.074*	0.340*
PBDIS	Opgelost Lood	Steady state	0.082	0.343
CDDIS	Opgelost Cd	Steady state	0.277	1.203

* concentratie in ng l^{-1}

Olie concentraties zijn afkomstig uit Scholten *et al.* (1993) en betreffen steady-state concentraties in de Noordzee ($7 \mu\text{g l}^{-1}$).

2.3. Concentratie-effect relaties

2.3.1. Afleiding concentratie-effect relaties

Dosis-effect relaties zijn afgeleid voor effecten welke zijn waargenomen op de zooplankton ontwikkeling in enclosure experimenten (zakken proeven) zoals deze zijn uitgevoerd bij TNO in Den Helder, en waarbij een hogere algenbiomassa als gevolg van een gereduceerde copepodenontwikkeling is waargenomen (Jak en

Scholten, 1994). Daartoe zijn, afhankelijk van de beschikbare gegevens, hetzij effecten op de dichtheid hetzij op de biomassa middels een log-logistische kromme gefit aan de initiële concentraties van de toxicant. De geschatte parameters betreffen de EC_{50} , betrekking hebbend op een reductie van de populatie-ontwikkeling met 50%, en de spreidingsmaat β . Voor het fitten van de krommen is gebruik gemaakt van het Microsoft software pakket SYSTAT (NONLIN module). De formule van de log-logistische concentratie-effect relatie is:

$$P_i = \frac{\left[\frac{C_i}{\alpha}\right]^{\frac{1}{\beta}}}{1 + \left[\frac{C_i}{\alpha}\right]^{\frac{1}{\beta}}}$$

Waarin:

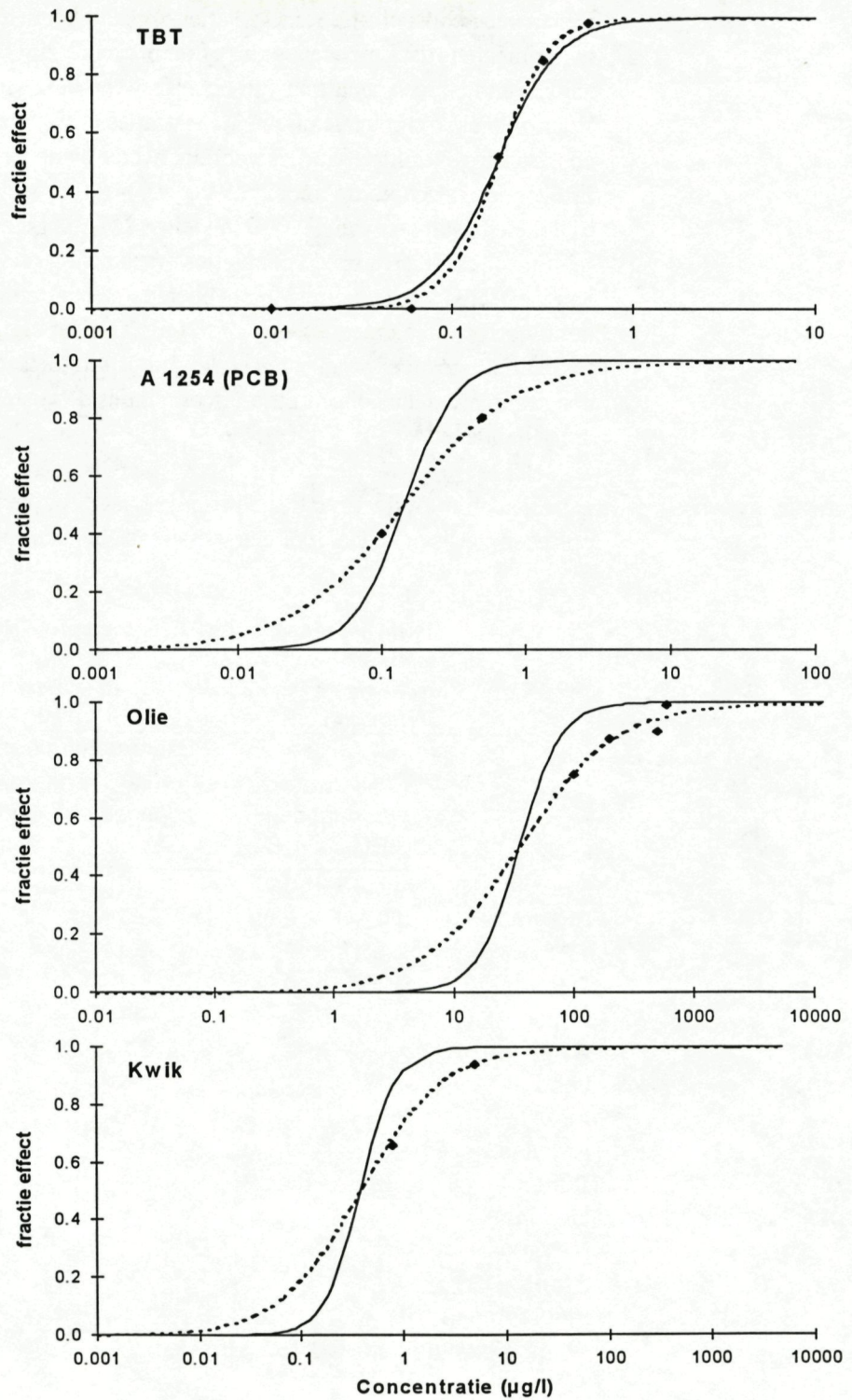
P_i = Effect bij concentratie i .

C_i = Concentratie i .

α = EC_{50}

β = Parameter waarvan de inverse proportioneel is met de maximale helling van de concentratie-effect kromme.

In het verleden uitgevoerde mesocosm experimenten hadden veelal niet tot doel een dosis-effect relatie over een brede concentratiereeks te schatten, maar om effecten aan te tonen bij lagere concentraties dan in kortdurende laboratorium experimenten zijn getoetst. Bij het fitten is gebruik gemaakt van de initieel gemeten concentraties. De actuele concentratie kan in de loop van het experiment zijn afgenomen door afbraak of adsorptie aan gesedimenteed materiaal. Het aantal getoetste concentraties is bovendien veelal beperkt. Een gevolg hiervan is dat de parameterwaarden een lage nauwkeurigheid hebben. Figuur 5 toont de gegevens en de gefitte kromme waaruit de EC_{50} geschat is. De helling blijkt sterk afhankelijk van het aantal en de ligging van de invoergegevens. Daarom is ervoor gekozen om alleen de EC_{50} van de gefitte krommen te gebruiken en een vaste waarde voor de helling (β) te gebruiken. Voor de waarde van β is de waarde 0.4 genomen, welke door Smit *et al.* (1995) bepaald is uit een groot aantal concentratie-effect relaties van kortdurende laboratorium toxiciteitstoetsen met verschillende organismen en stoffen.



Figuur 5. Concentratie-effect relaties afgeleid uit mesocosm gegevens van TNO Den Helder voor de stoffen tributyltin (TBT), Aroclor 1254 (PCB mengsel), Olie (Forties) en Kwik. De punten geven de mesocosmwwaarden weer, de gebroken lijn de gefitte log-logistische curve en de doorgetrokken lijn de gefingeerde concentratie-effect relatie (met $\beta = 0.4$) die als invoer voor de model berekeningen zijn gebruikt.

Indien geen concentratie-effect relaties afgeleid konden worden uit mesocosm-experimenten (data niet eenduidig of ontbrekend) zijn laboratoriumgegevens aangewend om een schatting van het effect van deze stoffen te maken (Tabel 5). Waar mogelijk zijn letale effect concentraties (LC₅₀-waarden) voor mariene copepoden gebruikt, of anders voor zoetwater cladoceren (voornamelijk Daphniden). Zie voor de beschikbare toxiciteits-gegevens 2.3.2, welke afkomstig zijn uit toxiciteitsbestanden van TNO Den Helder (MARITOX). Voor de schatting van de (chronische) effecten op de populatie-ontwikkeling zijn de concentraties waarbij acute effecten, welke betrekking hebben op sterfte, optreden gedeeld door 10. Dit komt goed overeen met de voor Hg, PCB, TBT en olie gevonden verschil in EC₅₀ tussen mesocosm experimenten en laboratorium toetsen. Opnieuw is voor het construeren van de concentratie-effect relaties de vaste waarde van 0.4 voor β aangehouden.

De concentratie-effect relaties zijn zo geschat dat effecten bij lage concentraties optreden ; er is gekozen voor een worst-case benadering.

Tabel 5. *Samenvatting van toxiciteitsgegevens, welke zijn gebruikt voor het vaststellen van de dosis-effect relaties en de gefingeerde (geschatte chronische) EC₅₀-waarden (in $\mu\text{g l}^{-1}$) welke voor de berekening van effecten gebruikt zijn.*

	Zakken		Laboratorium data (EC ₅₀)		Gefingeerde waarden	
	zoutwater copepoden EC ₅₀	β	zoutwater copepoden Gm EC ₅₀	zoetwater cladoceren Gm EC ₅₀	EC ₅₀ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	β
Kwik (totaal)	0.38	0.92	15	-	0.38	0.4
PCB (A1254)	0.14*	0.90	≈3	-	0.14	0.4
TBT	0.18	0.32	1.1	2.3	0.18	0.4
Olie	35	0.94	528	2554	35	0.4
Koper			44	20	4.4	0.4
Cadmium			237	75	23.7	0.4
Lood			590	1250	59	0.4
Zink			721	356	72.1	0.4
Atrazine			94	9803	9.4	0.4
Diuron			-	1670	167	0.4
Lindaan			-	0.9	0.09	0.4
Mevinfos			-	0.4	0.04	0.4
B(a)P			-	-	-	-
Fluorantheen			-	-	-	-

* Omgerekend naar PCB-153 (zie tekst)

2.3.2. Mengseltoxiciteit

Effecten van mengsels van stoffen zijn berekend met behulp van de produktregel (Karman, 1995):

$$P(A+B) = P(A) + P(B) - P(A)*P(B)$$

Waarin:

P(A) = kans op effect veroorzaakt door stof A

P(B) = kans op effect veroorzaakt door stof A

P(A+B) = kans op effect veroorzaakt door zowel stof A als stof B

Impliciet wordt aangenomen dat er geen sprake is van een substantiële antagonistische of synergistische werking van de stoffen. Bij effecten veroorzaakt door een groot aantal stoffen, dempen dergelijke effecten elkaar uit, waardoor schijnbaar sprake is van additiviteit.

2.3.3. Toxiciteitsgegevens

Pesticiden

Atrazine

Het herbicide atrazine, een triazine, heeft een lage toxiciteit voor evertibraten. Voor marien fytoplankton liggen EC₅₀'s (groeiremming) tussen 22 en 460 µg l⁻¹ (literatuurgegevens in TNO bestand). De 48h-LC₅₀ voor de calanoïde copepode *Acartia tonsa* bedraagt 94 µg l⁻¹ (Ward & Ballantine, 1985) Dit is de laagst bekende waarde voor evertibraten (Huber, 1993) en tevens het enige beschikbare gegeven voor mariene copepoden. Er zijn ons geen experimenten met mariene mesocosms bekend.

Mevinfos

Het insecticide mevinfos, een organofosfor verbinding, heeft een hoge toxiciteit voor kreeftachtigen. Vooral bij lagere temperaturen is de afbraaksnelheid relatief traag, in de orde van weken, en is daardoor ook in de kustwateren een relevante verontreinigingsbron met betrekking tot het plankton. Ons zijn geen toxiciteitsgegevens voor copepoden uit laboratorium- of mesocosm-experimenten bekend. De laagst gevonden 96h-LC₅₀ waarden voor kreeftachtigen zijn 11 µg l⁻¹ voor de garnaal *Crangon septemspinosa* in zout water en 0.16 µg l⁻¹ voor *Daphnia pulex* in zoet water (Ordelman *et al.*, 1994). Het geometrisch gemiddelde heeft betrekking op de acute effecten (1 en 2 dagen) op 2 soorten cladoceren (Mayer & Ellersieck, 1986). Op basis van deze lage effectconcentraties kunnen effecten van dit insecticide in het kustwater verwacht worden.

Diuron

Van het herbicide diuron zijn ons geen (laboratorium en mesocosm) effecten op mariene copepoden of andere kreeftachtigen bekend. Gezien de werking als herbicide treden effecten op zooplankton vermoedelijk pas bij relatief hoge concentraties op, waarbij directe effecten op fytoplankton belangrijker zijn.

Lindaan

Er zijn geen toxiciteitsgegevens van lindaan voor mariene copepoden gevonden. Lindaan blijkt voor kreeftachtigen echter zeer toxisch (Theunissen-Ordelman *et al.*, 1995), met een laagst gevonden LC_{50} waarde van $0.17 \mu\text{g l}^{-1}$ voor de garnaal *Peneus duorarum* (Pink shrimp). Het geometrisch gemiddelde van 19 EC_{50} waarden van 5 soorten zoetwater cladoceren bedraagt $0.9 \mu\text{g l}^{-1}$, de laagste waarde $0.1 \mu\text{g l}^{-1}$. Er zijn ons geen experimenten met mariene mesocosms bekend.

Metalen

Koper

Voor koper zijn in totaal 12 gegevens gevonden welke betrekking hebben op 5 verschillende copepode soorten. De geometrisch gemiddelde EC_{50} voor copepoden bedraagt $44 \mu\text{g l}^{-1}$, de laagst gevonden EC_{50} $9 \mu\text{g l}^{-1}$, voor cladoceren respectievelijk 20 en $5 \mu\text{g l}^{-1}$. Duidelijke effecten op de copepoden dichtheid in mesocosms zijn door Whitney *et al.* (1981) bij de enige blootstellingsconcentratie van $8 \mu\text{g l}^{-1}$. Door Gibson & Grice (1977) werden bij concentraties van 5 en $10 \mu\text{g l}^{-1}$ geen duidelijke effecten gevonden, als gevolg van een sterke afname van dichtheden in alle mesocosm systemen (inclusief controle). Alleen bij $50 \mu\text{g l}^{-1}$ werd een zeer snelle (acute) afname waargenomen.

Zink

De geometrisch gemiddelde EC_{50} van 10 laboratorium gegevens voor 6 soorten copepoden bedraagt $721 \mu\text{g l}^{-1}$, de laagst gevonden waarde is $370 \mu\text{g l}^{-1}$. Van 29 gegevens voor zoetwater cladoceren (3 soorten) is de geometrisch gemiddelde EC_{50} $356 \mu\text{g l}^{-1}$ en de laagste waarde $5 \mu\text{g l}^{-1}$. Er zijn ons geen mesocosm experimenten waarin de effecten van zink zijn bestudeerd bekend.

Cadmium

Voor copepoden zijn voor 6 soorten EC_{50} 's gevonden met een geometrisch gemiddelde van $237 \mu\text{g l}^{-1}$ en een laagste waarde van $50 \mu\text{g l}^{-1}$. Voor zoetwater cladoceren zijn zeer veel gegevens (11 soorten, 268 gegevens), met een geometrisch gemiddelde van $75 \mu\text{g l}^{-1}$ en laagste waarde van slechts $0.1 \mu\text{g l}^{-1}$. (Opgemerkt kan worden dat een dergelijk lage waarde wellicht ook een lage betrouwbaarheid heeft). Er zijn meerdere experimenten met cadmium in mesocosms uitgevoerd (Gearing, 1989), de effecten op copepoden worden echter alleen door Kuiper (1981a) beschreven. Bij concentraties van 100 en $250 \mu\text{g l}^{-1}$ werd een hoge mortaliteit waargenomen, bij $50 \mu\text{g l}^{-1}$ een verlaagde biomassa (ca. 25%). Bij lagere concentraties van 1 en $5 \mu\text{g l}^{-1}$ werden geen duidelijke effecten op de dichtheden van de copepodenpopulaties waargenomen, maar trad wel een soortverschuiving op van *Acartia* sp. naar andere soorten (*Euterpina*,

Temora en *Centropages*). Ook werd bij deze lage concentraties een verhoogde fytoplankton-concentratie waargenomen.

Lood

Gegevens betreffende de toxiciteit van (anorganisch) lood voor mariene organismen zijn vrij beperkt (Kaag, 1992). Acute effecten van opgelost lood op *Acartia tonsa* treden op boven $210 \mu\text{g l}^{-1}$ (48h-NOLC), terwijl LC_{50} waarden van 914 en $381 \mu\text{g l}^{-1}$ zijn vastgesteld na respectievelijk 24 en 48 uur (Hanstveit *et al.*, 1992). De laagste gerapporteerde effect-concentratie voor kreeftachtigen (uit Kaag, 1992) bedraagt $25 \mu\text{g l}^{-1}$, waarbij groeiremming is waargenomen bij larven van het Zuiderzeekrabbetje *Rhitropanopeus harrisi*.

Over het algemeen blijken organische loodverbindingen, uitgedrukt in de concentratie Pb, 10 tot 100 keer toxischer dan anorganisch lood, onder andere vanwege de sterkere accumulatie in organismen. Er zijn geen toxiciteitsgegevens voor organische loodverbindingen voor copepoden gevonden. Hetzelfde geldt voor mesocosm experimenten met lood.

Kwik

De effecten van kwik in planktonsystemen (mesocosms) zijn beschreven door Kuiper (1981b). Bij een initiële concentratie van $0.7 \mu\text{g l}^{-1}$ werden reeds sterke effecten op het zooplankton, en in het bijzonder op de reproductie waargenomen. De effecten waren zeer sterk bij een initiële concentratie van $4.7 \mu\text{g l}^{-1}$. Opvallend is dat de effecten op de dominante soort *Temora longicornis* minder sterk waren dan op *Acartia* sp. en *Pseudocalanus elongatus*. Blijkbaar bestaan er verschillen in gevoeligheid waardoor een verschuiving optreedt naar soorten met een lagere gevoeligheid

De acute toxiciteit van anorganisch kwik voor *Acartia tonsa* is door Sosnowski & Gentile (1978) onderzocht voor opgekweekte generaties (F_1 , F_2 en F_6) van een uit het veld afkomstige populatie. De gevoeligheid van adulten bleek voor kwik af te nemen van F_1 naar F_6 . Het acute toxische effect op de overleving bleekt snel bereikt te worden; er vond een afname van de LC_{50} plaats van $17.5 (F_1)$ - $22 (F_6) \mu\text{g l}^{-1}$ na 1 dag tot 10 - $15 \mu\text{g l}^{-1}$ na 4 dagen. De acute toxiciteit, uitgedrukt als LT_{50} 's, van kwik-chloride, ethylkwik-chloride en kwik-jodide blijkt voor *Acartia clausi* nauwelijks te verschillen (Corner & Sparrow, 1956). Bij een nominale dosis van $50 \mu\text{g l}^{-1}$ varieerde de LT_{50} van 1.8 tot 2.4 uur voor de verschillende kwikverbindingen, bij een nominale dosis van $400 \mu\text{g l}^{-1}$ nam deze af tot 0.8 tot 1 uur. De bioaccumulatie van methyl-kwik door copepoden vanuit fytoplankton is voor methyl-kwik hoger dan voor anorganisch kwik (Mason *et al.*, 1995). Hoewel anorganisch kwik en methyl-kwik beide sterk in het fytoplankton accumuleren, blijkt de assimilatie efficiëntie van copepoden voor methyl-kwik, dat zich in het cytoplasma bevindt, vier maal hoger te zijn dan voor anorganisch kwik dat voornamelijk aan membranen gebonden voorkomt. Het cytoplasma wordt dus door de copepoden verteerd, terwijl de membranen via de faeces worden uitgescheiden.

De effecten van kwik op natuurlijke (zoo)plankton gemeenschappen zijn naast TNO (Kuiper, 1981b) ook door Beers *et al.* (1977) beschreven. Bij een nominale concentratie van 1 μg kwik per liter werd alleen een soortverschuiving waargenomen van *Acartia* naar *Pseudocalanus*, bij een nominale concentratie van 5 $\mu\text{g l}^{-1}$ een afname van de dichtheid tot ca. 30 % van de controle.

Organotin

Tributyltin

Uit mesocosmexperimenten van Jak *et al.* (1996) blijkt een hoge gevoeligheid voor copepoden. Vanwege een breed opgezette concentratie reeks kon een vrij nauwkeurige EC_{50} waarde op populatie biomassa worden geschat, welke rond de 0.18 $\mu\text{g l}^{-1}$ ligt. Vanwege de sterke dominantie van *Temora longicornis* in het experiment dat in het voorjaar werd uitgevoerd, zijn verschillen in gevoeligheid tussen soorten niet duidelijk tot uiting gekomen. Wel is gebleken dat bij lagere concentraties indirecte effecten op de primaire productie op treden.

Copepoden zijn ook in laboratorium experimenten extreem gevoelig voor TBT gebleken ten opzichte van andere taxonomische groepen, inclusief andere kreeftachtigen. Alleen van mollusken zijn lagere effectconcentraties bekend. Er zijn laboratorium toxiciteitsgegevens beschikbaar voor de copepoden *Acartia tonsa* (U'ren, 1983; Bushong *et al.*, 1987, 1988 en 1990; Johansen & Mohlenberg, 1987) en *Eurytemora affinis* (Hall *et al.*, 1988; Bushong *et al.*, 1988).

De laagste LC_{50} waarde (3 dagen) voor de *Eurytemora affinis* bedraagt 0.5 $\mu\text{g l}^{-1}$, de NOLC 0.1 $\mu\text{g l}^{-1}$ (6 dagen). Bij een concentratie van 0.5 $\mu\text{g l}^{-1}$ werd het aantal nakomelingen na 2 dagen blootstelling al met 99% gereduceerd.

Na 6 dagen blootstelling werd de mortaliteit van *Acartia tonsa* niet verhoogd bij een concentratie van 0.010 en 0.012 $\mu\text{g l}^{-1}$ (NOEC). Vanaf 0.023 en 0.024 $\mu\text{g l}^{-1}$ werden effecten op de overleving waargenomen (LOEC). De laagste LC_{50} waarde voor *Acartia tonsa* is 0.55 $\mu\text{g l}^{-1}$. Effecten op de eiproduktie treden al bij veel lagere concentraties op. Door Johansen & Mohlenberg (1987) werd een significante ($p < 0.05$) reductie van 18% vastgesteld bij een concentratie van 0.01 $\mu\text{g l}^{-1}$, 19% bij 0.05 $\mu\text{g l}^{-1}$ en 37% bij 0.1 $\mu\text{g l}^{-1}$. Op basis van de laboratoriumgegevens voor copepoden kan geconcludeerd worden dat de gevoeligheid in laboratorium- en mesocosm-experimenten vergelijkbaar is.

Aromaten

HCB

Voor hexachloorbenzeen zijn geen relevante toxiciteitsgegevens gevonden.

PCB

PCB's blijken via een geremde eiproduktie de ontwikkeling van zooplankton populaties te beïnvloeden. Bij gemeten concentraties van slechts 0.1 $\mu\text{g l}^{-1}$ werd een reductie van de eiproduktie met 40 % waargenomen, bij 0.5 $\mu\text{g l}^{-1}$ van 80%

(Kuiper, TNO, ongepubliceerd). Om de concentratie van Aroclor 1254 om te rekenen naar de beschikbare concentratie gegevens van PCB-153 is een omrekening gemaakt op basis van een PCB-153 gehalte in Aroclor 1254 van 4.26% (Schulz *et al.*, 1989) en een PCB-153 percentage in het water rond het Marsdiep van 7.8% (Kaag, pers. med.).

Toxiciteitsgegevens van PCB's voor zooplankton zijn beperkt. Door Wyman & O'Connors (1980) werd een verhoogde mortaliteit waargenomen van *Acartia tonsa* binnen 30 uur blootstelling aan $1 \mu\text{g Aroclor 1254 l}^{-1}$. Een concentratie van $5 \mu\text{g l}^{-1}$ veroorzaakte binnen 45 voor volledige sterfte in water met fytoplankton, terwijl in deze tijdsduur nog ca. 50% overleving werd waargenomen in water zonder fytoplankton. Blootstelling aan $20 \mu\text{g l}^{-1}$ veroorzaakte volledige sterfte na ongeveer 30 uur. Aan fytoplankton gebonden PCB speelt een belangrijke rol in de opname door zooplankton. Copepoden vrouwtjes blijken PCB's te verliezen via de eieren (McManus *et al.*, 1983). Volgens Harding (1986) zijn niet-voedende nauplius larven, die teren op de in het ei meegegeven vet, het meest gevoelige levensstadium van copepoden voor PCB's. De meeste copepoden voeden zich niet gedurende de eerste twee of alleen het eerste naupliusstadium. Naast deze laboratorium studies werd door Iseki *et al.* (1981) in een zoutwater mesocosm experiment volledige sterfte van het zooplankton, voornamelijk de copepode *Paracalanus parvus*, waargenomen na een initiële blootstelling aan ca. $40 \mu\text{g Aroclor 1254 l}^{-1}$.

PAK's

Voor zowel Benzo(a)pyreen (BaP) zijn geen relevante toxiciteits-gegevens gevonden. De hoeveelheid toxiciteitsgegevens voor BaP is zeer beperkt (Goossens *et al.*, 1993). De toxiciteit van fluorantheen blijkt door licht geïnduceerd te worden (phototoxiciteit; Kagan *et al.*, 1985). Fluorantheen blijkt voor *Daphnia magna* in het donker niet toxisch te zijn bij concentraties beneden $1000 \mu\text{g.l}^{-1}$. Na een belichtingsperiode van een uur werd echter een LC_{50} -waarde van $4 \mu\text{g.l}^{-1}$ vastgesteld.

Olie

De effecten van olie zijn in een aantal mesocosm-experimenten, waaronder enclosure experimenten bestudeerd (zie Jak & Scholten, 1994). Directe effecten op het zooplankton en indirecte effecten op het fytoplankton zijn waargenomen vanaf de laagste effectconcentratie van $100 \mu\text{g l}^{-1}$. Bij deze concentratie is de reductie van de zooplanktonbiomassa echter reeds ongeveer 75 %. Bij een concentratie van $600 \mu\text{g l}^{-1}$ is de remming volledig. Olie wordt door zooplankton vooral in de vorm van partikels opgenomen en daarnaast ook via het water. Behalve toxische effecten via opgenomen olie kunnen fijne oliedruppeltjes ook interfereren met de voedselopname door verstopping van het filtratie-apparaat.

2.4. BLOOM ZOUT berekeningen

2.4.1. Uitgangssituatie

Het eutrofiëringsmodel dat in dit project is gebruikt om de effecten van contaminantgehalten op chlorofyl en soortensamenstelling te bepalen is BLOOM-ZOUT. In het kader van dit project is een BLOOM versie gebouwd met graasmodule waarin mariene fytoplanktongroepen de toestandsvariabelen zijn. Deze groepen zijn identiek gedefinieerd als die in Noordzee BLOOM (Michielsen *et al.*, 1994). De fytoplanktongroepen zijn diatomeeën, flagellaten, *Phaeocystis* en dinoflagellaten. De fytoplanktongroepen worden van elkaar onderscheiden op basis van hun Pmax, licht versus groei-efficiëntiecurve, intern nutriëntgehalte, sterftesnelheid, specifieke extinctie en temperatuurgevoeligheid. De BLOOM-ZOUT versie is voor dit project uitgerust met een graasmodule, die is gebaseerd op de graasmodule zoals die voor de zoetwater eutrofiëringsmodellen van WL wordt gebruikt (Mooij, 1990). De fytoplanktongroepen worden naast bovengenoemde coëfficiënten, ook op 'graasbaarheid' onderscheiden. Voor meer informatie over BLOOM II wordt verwezen naar Los (1991).

Aangezien Noordzee BLOOM met graasmodule nog niet gekalibreerd is, en dit in het kader van dit project niet gebeurd is, moet de opmerking worden gemaakt dat de berekeningsresultaten slechts een indicatie geven van de eventuele effecten van contaminanten op de chlorofylconcentratie en soortensamenstelling.

Voor de uitgevoerde berekeningen is de genoemde versie BLOOM-ZOUT gebruikt waarbij de randvoorwaarden zijn gegenereerd door de Noordzee BLOOM Genogrid toepassing. Deze randvoorwaarden bestaan deels uit invoer voor- en deels uit de resultaten van de gekalibreerde som voor één segment overeenkomend met Callantsoog 20. De door Noordzee BLOOM berekende totaal nutriëntgehalten worden opgelegd aan de BLOOM-ZOUT versie. Derhalve zijn grote verschillen in berekeningsuitkomsten niet te verwachten.

Na vergelijking van de berekeningsresultaten van de éénsegmentsversie (met graasdruk op nul gesteld) met die van het genogrid instrument bleek inderdaad dat de uitkomsten overeenkomen (niet getoond). Hiermee is de uitgangssituatie vastgesteld voor de case berekeningen (zie verder).

2.4.2. Graasmodule

De graasmodule die is gebruikt in dit project is, zoals beschreven, gebaseerd op de zoetwaterversie ontwikkeld door Mooij (1990). Deze module heeft als belangrijkste invoer één of meer (tot 30) zooplanktonbiomassa tijdreeksen. Deze biomassa wordt gebruikt om als forcing function, op basis van de fysiologische coëfficiënten (zie Tabel 6), de graasdruk te berekenen. In het geval op een bepaald tijdstip de fytoplanktonbiomassa te laag is om de opgegeven zooplankton

te onderhouden, dan wordt de maximaal onderhoudbare zooplanktonbiomassa berekend en als zooplanktonbiomassa voor dat tijdstip gehandhaafd door het model. Zooplankton biomassa's worden dus slechts gedeeltelijk gestuurd door het voedselaanbod. De opgelegde zooplankton biomassa wordt naar beneden aangepast bij een te laag aanbod van voedsel (fytoplankton). Groei treedt in zo'n geval alleen op als er daarna weer meer fytoplankton aanwezig is, maar dan wel binnen de verwachte biomassa ontwikkeling voor zooplankton. De biomassa van zooplankton kan nooit hoger worden dan de opgegeven biomassa, wel lager. Er is dus sprake van een gedeeltelijke terugkoppeling.

De graasmodule beschrijft hoe het door zooplankton opgenomen voedsel (fytoplankton en detritus) wordt verdeeld over detritus, routine- (aan groei gerelateerde respiratie), onderhoudsrespiratie (standaardrespiratie) en biomassatoename. De voedselopname-snelheid is afhankelijk gesteld van de voedseldichtheid en de maximale filtrateersnelheid. Op basis hiervan wordt de graasdruk berekend. Deze graasmodule is geïmplementeerd in de standalone versie van BLOOM II. Hierbij is de mogelijkheid gecreëerd het aantal grazers uit te breiden tot maximaal 30 soorten. De realiseerbare bruto groei wordt berekend na aftrek van de detritusflux uit het zooplankton en het verlies door respiratie. De detritusflux uit het zooplankton wordt berekend door de faecale fractie van de totale opname af te trekken. Na aftrek van deze fractie wordt een deel gemetaboliseerd als respiratie, waarvan de opgeloste stoffen teruggaan naar het omringende water. De bruto groei wordt over tijdstappen berekend, waarbij groei- en sterftebeperkingen kunnen worden opgenomen die moeten voorkomen dat het model onrealistische toe- of afnamen berekend.

In de Appendix worden de formuleringen van de graasmodule getoond.

Tabel 6. Invoer-parameterwaarden in graasmodule.

Symbol	Omschrijving	eenheid	waarde	referentie	originele bron
MON	Monod term filtratie snelheid in relatie tot voedsel	mg C l ⁻¹	0.1		
F	Max. filtratie snelheid grazer	l mg C ⁻¹ d ⁻¹	6	Broekhuizen <i>et al.</i> , 1995	Broekhuizen <i>et al.</i> , 1995
I	Max. dagelijkse behoefte grazer	(mg C) (mg C) ⁻¹ dag ⁻¹	1.7*	Reichert Daan, 1993	& Klein Breteler <i>et al.</i> , 1990
DFF	Faecale fractie detritus	fractie	0.35	Broekhuizen <i>et al.</i> , 1995	Kiørboe <i>et al.</i> , 1985
GR _{max}	Max. relatieve groei grazer	dag ⁻¹	0.3	Reichert & Daan, 1993	
Mor _{max}	Max. relatieve sterfte grazer	dag ⁻¹	0.02	Baretta & Ruardij, 1988	Baretta <i>et al.</i> , 1988
DiF	Routine respiratie coëfficiënt	fractie	0.05	Broekhuizen <i>et al.</i> , 1995	Kiørboe <i>et al.</i> , 1985
R	Standaard respiratie coëfficiënt	dag ⁻¹	0.02	Broekhuizen <i>et al.</i> , 1995	Huntley & Boyd, 1984
	N:C (fractie)	inhoud	0.1818	Jorgensen <i>et al.</i> , 1991	
	P:C (fractie)	inhoud	0.0263	Jorgensen, <i>et al.</i> , 1991	
TC	Si:C (fractie)	inhoud	0.001		
	Temperatuur coëfficiënten	°C ⁻¹	0.07 [#]	Diversen	
	TCf	filtratie snelheid	°C ⁻¹	0.07	
TCg	max. groei snelheid	°C ⁻¹	0.07		
TCs	max. sterfte snelheid	°C ⁻¹	0.07		
TCm	routine metabolisme	°C ⁻¹	0.07		
TCI	feeding rate	°C ⁻¹	0.07		
TCr	standaard metabolisme	°C ⁻¹	0.07		
	Koolstof: drooggewicht		0.4		

* maximum waarde

representatieve waarde, gekozen uit diverse bronnen, voor temperatuur-coëfficiënten voor verschillende activiteiten; overeenkomend met Q₁₀ = 2

2.4.3 Caseberekeningen

De effecten van zooplankton-begrazing op de fytoplankton-ontwikkeling zijn berekend onder de volgende condities:

1. Geen zooplankton (grazers) aanwezig
2. Nominale biomassa van zooplankton (100 %)
3. Simulatie met 10 % van de nominale zooplankton biomassa
4. Simulatie met 50 % van de nominale zooplankton biomassa
5. Simulatie met 80 % van de nominale zooplankton biomassa
6. Berekening van het gezamenlijke effect van de insecticiden lindaan en mevinfos, waarbij de concentraties dynamisch gemodelleerd zijn (in de loop van het seizoen niet gelijk zijn). Uitgegaan wordt van 0.5 * de minimum concentraties.
7. Als 6, maar uitgegaan wordt van 2 * de maximum concentraties.
8. Berekening van het gezamenlijke effect van olie, kwik en koper, waarbij de concentraties over het seizoen constant zijn. Uitgegaan wordt van 0.5 * de minimum concentraties.
9. Als 8, maar uitgegaan wordt van 2 * de maximum concentraties.
10. Berekening van het gezamenlijke effect van lindaan, mevinfos, olie, kwik en koper, waarbij de concentraties over het seizoen constant zijn. Uitgegaan wordt van 0.5 * de minimum concentraties.
11. Als 10, maar uitgegaan wordt van 2 * de maximum concentraties.

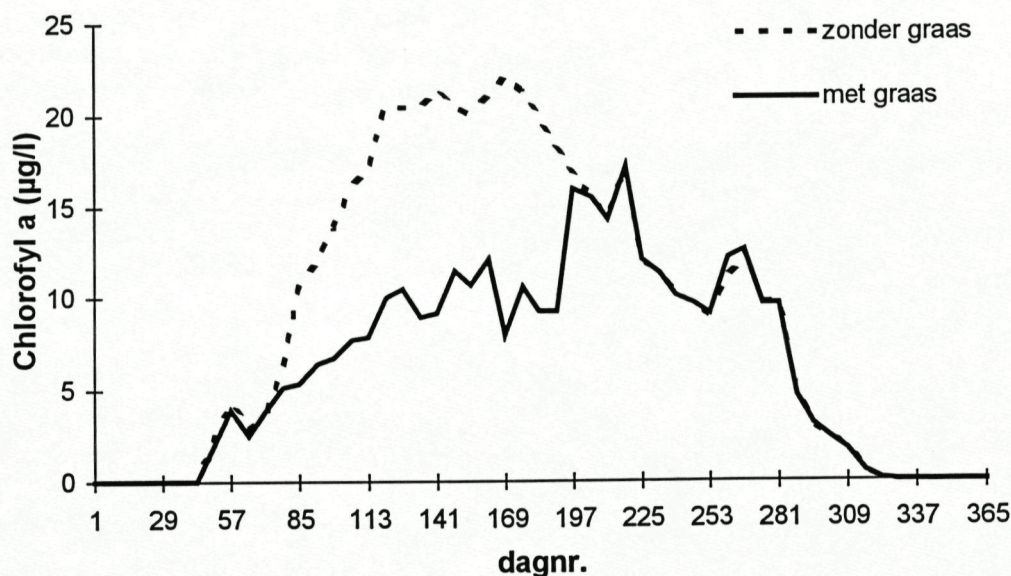
Voor bovengenoemde condities worden de effecten op chlorofylconcentraties en eventueel op de soortensamenstelling van het fytoplankton weergegeven en besproken.

3. RESULTATEN

3.1. Effecten van begrazing

De dynamiek van de chlorofylconcentratie en van de soortensamenstelling van het fytoplankton in aan- en afwezigheid van zooplankton zijn weergegeven in respectievelijk figuur 6 en 7. De invloed van begrazing komt vooral gedurende het voorjaar en de zomer tot uiting. De chlorofylconcentratie wordt als gevolg van begrazing met maximaal een factor 2.8 en gemiddeld over het gehele seizoen een factor 1.4 verlaagd.

In afwezigheid van begrazing wordt een opeenvolging van de volgende fytoplankton-groepen waargenomen. In begin maart komen eerst diatomeeën tot ontwikkeling, gevolgd door *Phaeocystis*. De biomassa (DW) van beide groepen blijft echter laag, ook later in het seizoen. In de zomer treedt nog slechts een zeer kortdurende en lage piek van diatomeeën op. Half maart komen flagellaten opzetten welke eind mei een maximum biomassa bereiken. In juni verschuift de dominantie naar dinoflagellaten welke aanhoudt tot oktober, waarna een najaarsbloei van diatomeeën optreedt.

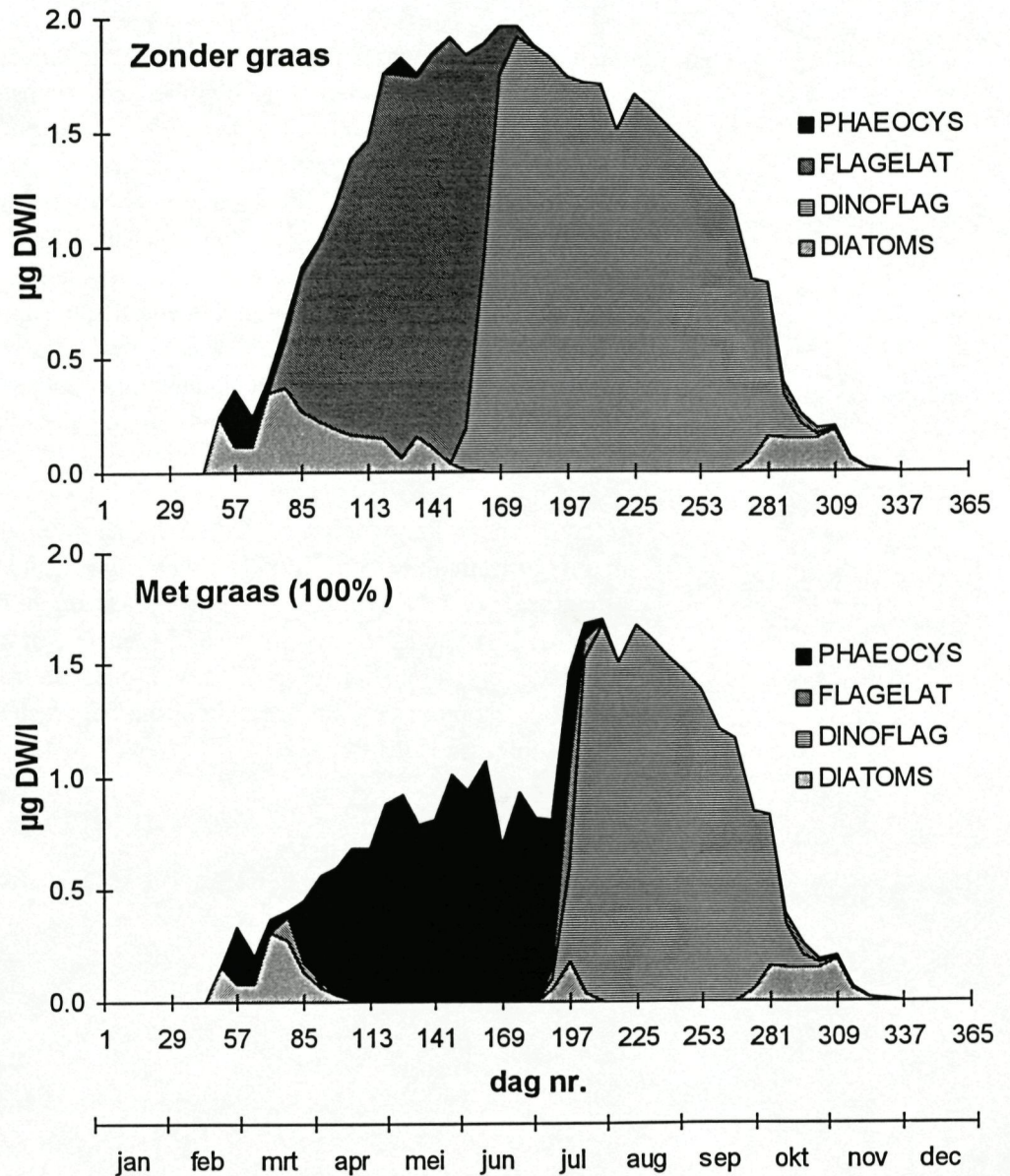


Figuur 6. Verloop van de chlorofylconcentratie met (doorgetrokken lijn) en zonder effect van begrazing (onderbroken lijn).

De seizoensontwikkeling van het fytoplankton laat in de standalone versie van het BLOOM ZOUT model geen significante afwijkingen zien in de soortensamenstelling. Wel treden minimale afwijkingen op welke te wijten zijn aan transport en ontbreken van een bodemdetrituspool in de standalone versie.

Als gevolg van begrazing treedt een sterke verandering van de seizoensontwikkeling op van de fytoplanktonsamenvatting in met name het voorjaar en de zomer. Zowel diatomeeën als de goed begraasbaar gedefinieerde flagellaten worden ten opzichte van de situatie zonder begrazing sterk in hun ontwikkeling geremd, waardoor de dominantie gedurende het voorjaar tot in juli overgenomen wordt door slecht begraasbaar *Phaeocystis*. Na deze door *Phaeocystis* gedomineerde periode vindt een snelle omslag plaats naar dinoflagellaten, welke in absolute zin een hogere maximale biomassa bereiken, uitgedrukt in drooggewicht, dan *Phaeocystis* in de voorgaande periode. De najaarspiek van diatomeeën wordt nauwelijks door begrazing beïnvloed. Flagellaten komen in drie kortdurende perioden en dan nog met slechts zeer lage biomassa voor.

Geconcludeerd kan worden dat begrazing door het zooplankton, zoals berekend met de graasmodule in BLOOM II, vooral gedurende het voorjaar een remmend effect heeft op de biomassa van het fytoplankton en met name op de ontwikkeling van (goed begraasbare) flagellaten en in mindere mate op de ontwikkeling van diatomeeën. Als gevolg hiervan treedt een dominantieverschuiving op in het voordeel van slecht begraasbaar *Phaeocystis*, terwijl de totale biomassa lager is.



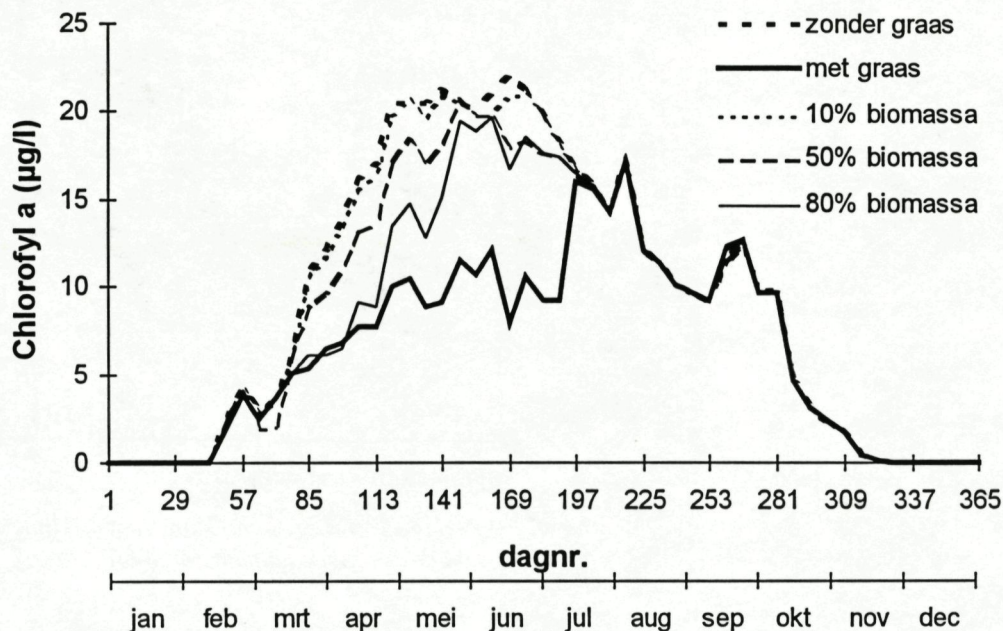
Figuur 7. Verloop van de fytoplankton samenstelling zonder (boven) en met (onder) begrazing door zooplankton.

3.2. Caseberekeningen

3.2.1. Simulaties van zooplanktonbiomassa's

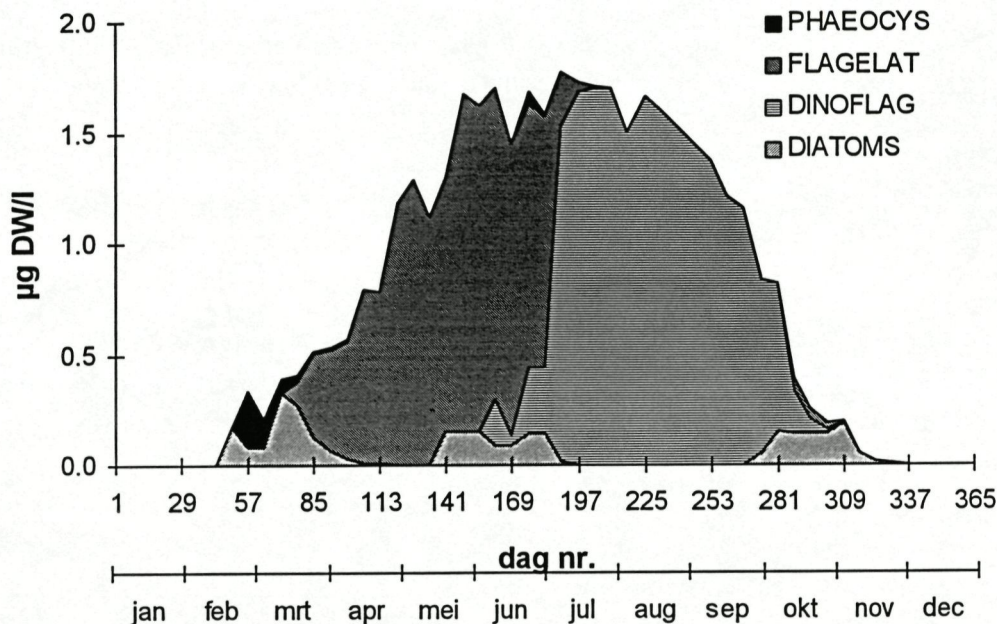
Het effect van een verminderde begrazing, welke in het kader van deze studie per definitie enkel veroorzaakt wordt door een afname van de biomassa, is gesimuleerd voor situaties waarin de biomassa van het zooplankton 80, 50 en 10 % van de nominale biomassa bedraagt. Deze simulatie heeft in de eerste plaats tot doel een referentiekader te vormen voor de berekening van effecten zoals

veroorzaakt door toxicanten en daarnaast om de gevoeligheid van het model op veranderingen van de begraaสดruk vast te stellen.



Figuur 8. Dynamiek van de chlorofylconcentraties als in figuur 6, inclusief de effecten van een gesimuleerde vermindering van de zooplanktonbiomassa tot 10, 50 en 80%.

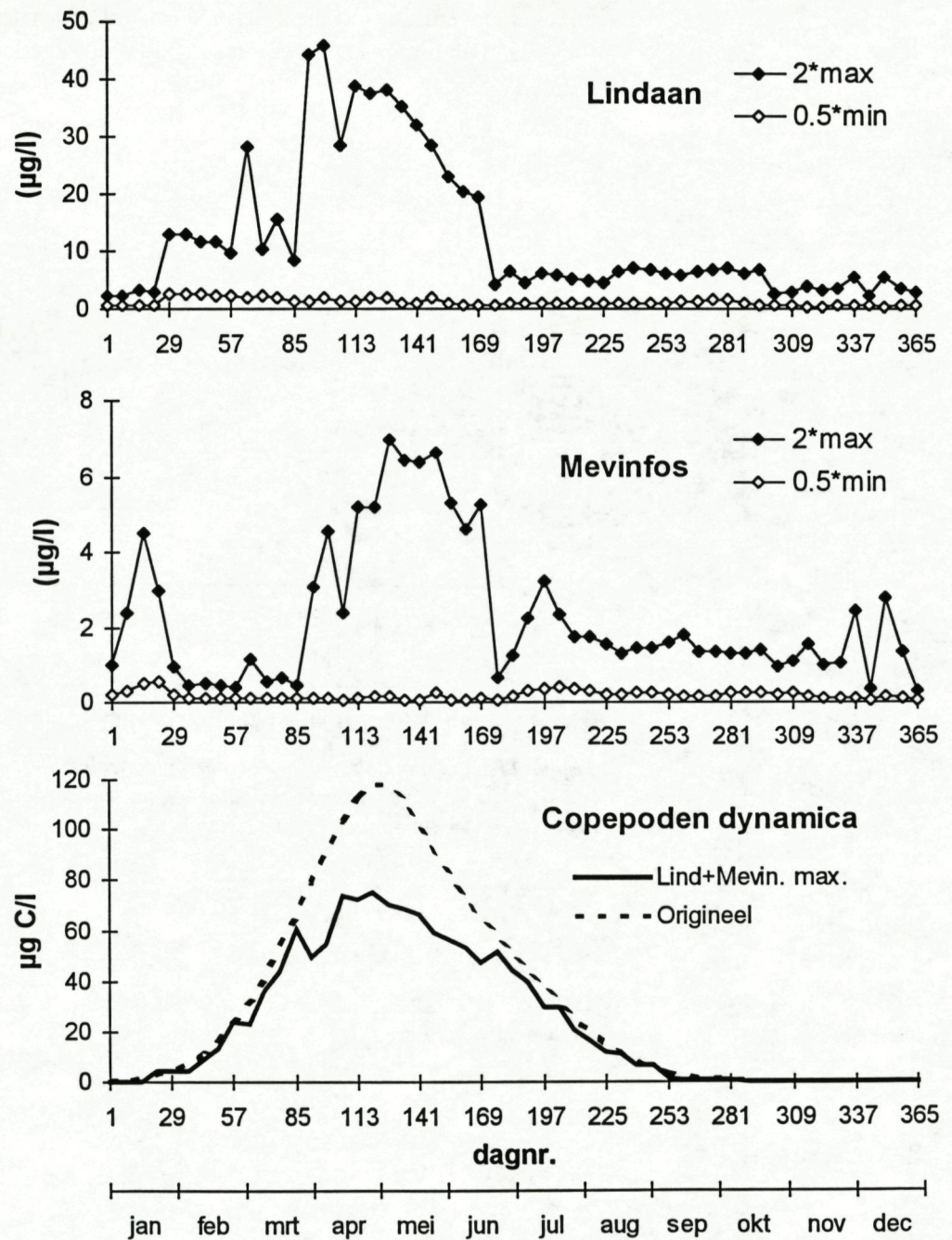
Uit figuur 8, waarin de dynamiek van de chlorofylconcentratie voor de verschillende begrazingsintensiteiten is weergegeven, blijkt dat het effect van een verminderde graasdruk reeds snel in het voorjaar tot uiting komt. Tevens valt op dat een reductie van de biomassa tot 80% een relatief groot effect heeft op het verloop van de chlorofylconcentratie ten opzichte van een verdere verlaging tot 50%. Oftewel, het effect op de chlorofylconcentratie is niet proportioneel met verlaging van de biomassa van het zooplankton. Verlaging van de biomassa van grazers leidt tot een sterkere ontwikkeling van flagellaten en diatomeeën. Een verlaging van zooplankton tot 80% van de oorspronkelijke biomassa heeft nauwelijks een verhoging van de biomassa van *Phaeocystis* tot gevolg (Figuur 9), terwijl dit bij afwezigheid van grazers wel het geval was (zie Fig. 7). Effecten die resulteren in een biomassa-afname tot 20% veroorzaken dus een sterke verandering in de samenstelling van het fytoplankton.



Figuur 9. Verloop van de fytoplankton samenstelling bij een gesimuleerde verlaging van de copepoden biomassa tot 80%.

3.2.2. Effecten van dynamische insecticiden concentraties

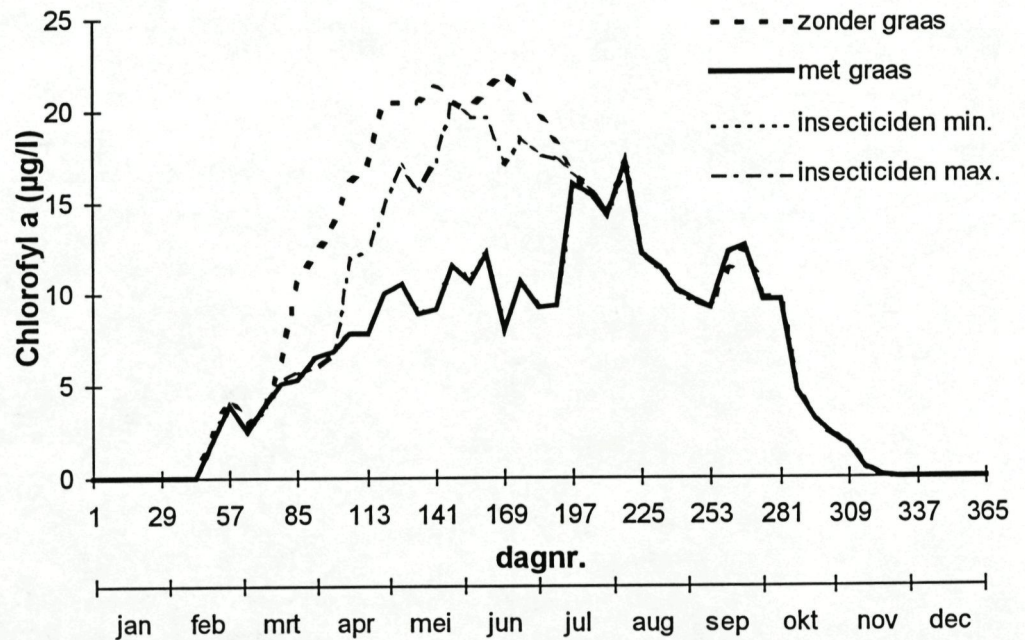
Voor slechts een beperkt aantal stoffen zijn dynamisch (in het seizoen variërende) concentraties beschikbaar (gemodelleerd). Van deze stoffen blijken de concentraties van de insecticiden lindaan en mevinfos (Fig. 10) in dezelfde range als de gefingeerde effectconcentraties voor zooplankton te liggen (zie Tabel 4). De gefingeerde toxiciteitsgegevens zijn geëxtrapoleerd vanuit toxiciteitgegevens voor zoetwater cladoceren. Voor de combinatie van lindaan en mevinfos zijn de effecten als functie van de tijd berekend, uitgaande van 0.5 * de minimumconcentratie zoals die voor de omgeving van het Marsdiep is berekend, en uitgaande van 2 * de maximumconcentratie (worst-case situatie). Het effect van de hoge insecticiden-concentraties op de zooplankton biomassa-curve is onderin figuur 10 weergegeven. Duidelijk blijkt dat bij dynamische modellering de effecten van de contaminanten op de zooplanktonbiomassa vooral op het moment van de hoge toxicantconcentraties zelf tot uiting komen. De remming van de zooplanktonontwikkeling lijkt niet te resulteren in een afname van de biomassa (en daarmee de graasdruk) op een later tijdstip. In feite wordt hierdoor het effect van de toxicanten op de begrazing onderschat.



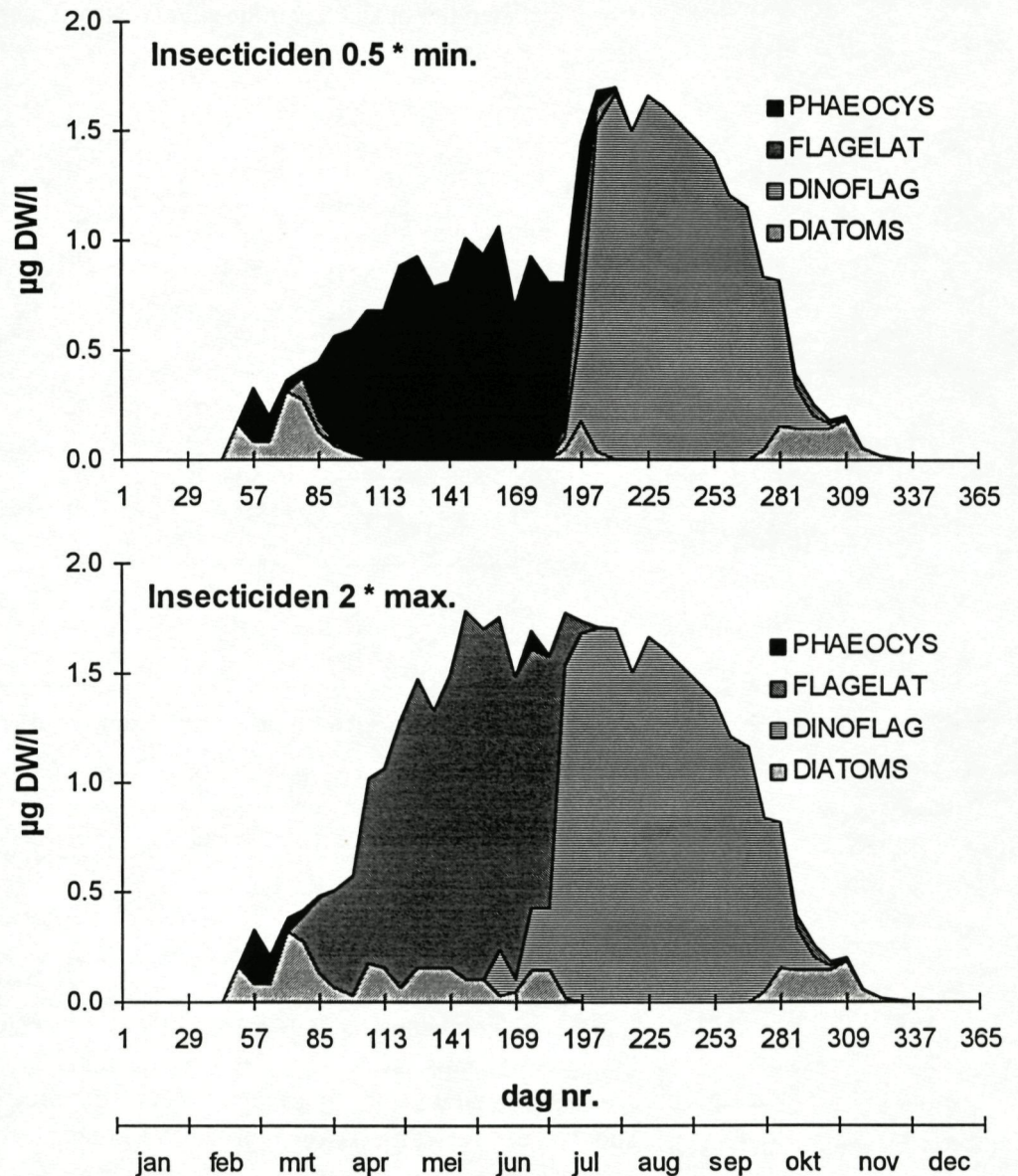
Figuur 10. De dynamisch gemodelleerde concentraties van lindaan en mevinfos en het effect van de 2*maximum concentraties op de biomassa van zooplankton.

Het effect van de halve minimumconcentraties van de insecticiden lindaan en mevinfos op de chlorofylconcentratie is niet significant (Fig. 11), terwijl 2 maal de maximumconcentraties een zeer sterk effect teweegbrengt, bijna gelijk aan een gesimuleerde zooplanktonbiomassa van 50% (zie Fig. 8). Dientengevolge verandert de fytoplanktonsamenvoeging op te verwachten wijze, in de richting van een situatie zonder begrazing (zie 3.2.1 en Fig. 12). Omdat de afname van

de zooplanktonbiomassa vooral in het voorjaar optreedt, vanwege de hoge toxicantconcentraties in deze periode, neemt met name de biomassa van flagellaten en diatomeeën toe, en start de dinoflagellaten toename eerder in het seizoen.



Figuur 11. Dynamiek van de chlorofylconcentraties als in figuur 6, inclusief de effecten van de dynamisch gemodelleerde insecticidenconcentraties ($0.5 * \text{minimum}$ en $2 * \text{maximum}$).

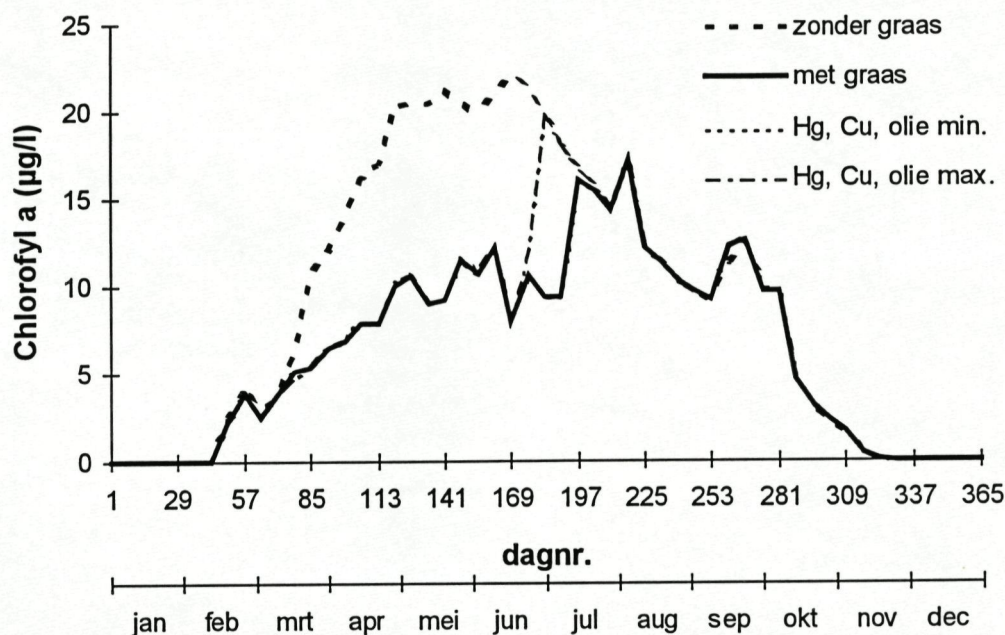


Figuur 12. Verloop van de fytoplankton samenstelling als gevolg van de (indirecte) effecten van minimum concentraties (0.5 * min) lindaan en mevinfos en maximumconcentraties (2 * max).

3.2.3. Effecten van steady-state concentraties van kwik, koper en olie

Naast de insecticiden lindaan en mevinfos, benaderen de concentraties van kwik, koper en olie het dichtst de effectconcentraties voor copepoden. De effecten van gemiddelde, in de tijd constante, concentraties van kwik, koper en olie op het zoo- en fytoplankton blijken echter gering (Figuur 13). Effecten op de chlorofylconcentratie komen alleen tot uiting als wordt uitgegaan van 2 maal de maximumconcentraties en dan nog slechts gedurende een korte periode in de

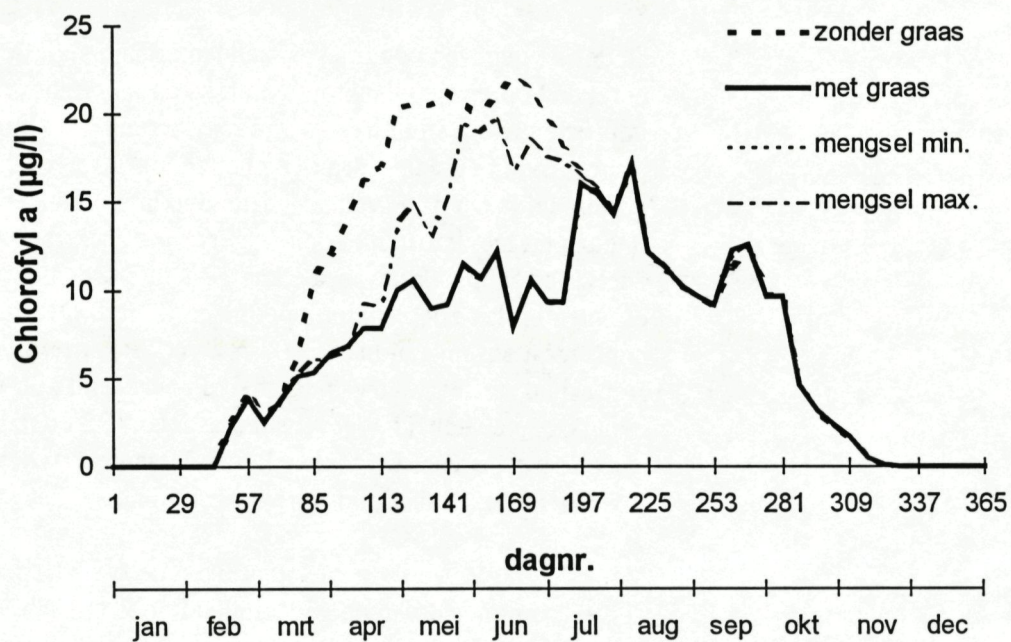
zomer. Deze toename van chlorofyl wordt veroorzaakt door een eerdere start van dinoflagellaten ten opzichte van de situatie waarin begrazing maximaal is (niet in een figuur weergegeven).



Figuur 13. Dynamiek van de chlorofylconcentraties als in figuur 6, inclusief de effecten van gemiddelde concentraties van kwik, koper en olie (0.5 * minimum en 2 * maximum).

3.2.4. Effecten van steady-state concentraties van 5 stoffen

Een laatste berekening is uitgevoerd uitgaande van steady-state concentraties van lindaan, mevinfos, kwik, koper en olie; de contaminanten van de beschikbare concentratie en toxiciteitsgegevens waarvan de sterkste effecten op het zooplankton verwacht mogen worden. Van lindaan en mevinfos zijn daartoe de over het jaar gemiddelde waarden genomen (afzonderlijk voor 0.5 * minimum en 2 * maximum concentratie). Het effect van de minimum contaminant-concentraties op de chlorofylconcentratie (Fig. 14) en de fytoplanktensamenstelling is zo goed als nihil. Het effect van de maximumconcentraties resulteert in een toename van de chlorofylconcentratie welke vrijwel gelijk is aan de gesimuleerde zooplankton biomassa afname tot 80 % van de nominale zooplankton biomassa. Vanwege de aanname van in de tijd constante concentraties is ook de dynamiek van de chlorofylconcentratie in de tijd gelijk voor deze situaties. Voor de fytoplanktensamenstelling kan derhalve verwezen worden naar figuur 9.



Figuur 14. Dynamiek van de chlorofylconcentraties als in figuur 6, inclusief de effecten van gemiddelde concentraties van lindaan, mevinfos, kwik, koper en olie (0.5 * minimum en 2 * maximum).

4. DISCUSSIE

Onder de gegeven condities en aannamen zijn significante effecten van toxicanten berekend op de fytoplankton-biomassa en -soortensamenstelling. Deze zijn het indirecte gevolg van effecten van toxicanten op de biomassa van zooplankton, waarmee de begrazingsdruk van het zooplankton op het fytoplankton wordt verminderd. Op basis van geschatte maximum concentraties van de insecticiden lindaan en mevinfos en toxiciteitsgegevens geëxtrapolerd vanuit gegevens voor zoetwater zooplanktonsoorten kan gesteld worden dat in het kustwater toxische effecten op het zooplankton op kunnen treden. De effecten van (steady-state) concentraties van een mengsel van kwik, koper en olie blijken minder ernstig. Het aantal stoffen waarvan de effecten berekend zijn is echter gering vanwege de beperkte hoeveelheid gegevens ten aanzien van contaminantgehalten en relevante toxiciteitsgegevens. De toxiciteit van de actueel in het veld voorkomende toxicanten mix is daardoor op voorhand onderschat.

Voor de geselecteerde toxicanten lijken de (geëxtrapolerde) toxiciteitsgegevens een relevant beeld van de gevoeligheid voor toxische stoffen weer te geven. Opvallend is dat de verhouding tussen toxiciteitsniveaus uit (acute) laboratoriumtoetsen en (chronische) mesocosmexperimenten ruwweg een factor 10 blijken te verschillen, terwijl voor het zoete water een ongeveer gelijke gevoeligheid is waargenomen (Jak *et al.*, 1994; Okkerman *et al.*, 1993). Mogelijk is de gevoeligheid van veldpopulaties van zooplankton hoger dan van in het laboratorium gekweekte en getoetste soorten.

Op copepoden toegesneden gegevens ontbreken voor insecticiden die, met name in het voorjaar wanneer concentraties hoog zijn, onder de veronderstelde toxiciteit sterke effecten teweeg kunnen brengen. Een effect op het zooplankton in deze periode kan de populatiegroei remmen, waardoor de effecten nog lang in de tijd door werken op de biomassa die later in het seizoen gevormd wordt. Omdat in het geval van een dynamische modellering van de toxicantconcentraties is gebleken dat de effecten vooral momentaan de zooplanktonbiomassa beïnvloeden, is het effect van deze doorwerking in de tijd onderbelicht. Bovendien is de remming van de begrazingsdruk onderschat doordat deze alleen gerelateerd is aan de zooplankton biomassa en niet mede aan een verwachte specifieke remming van begrazing (per eenheid biomassa). Daartegenover staat dat de gesimuleerde biomassa curve van het zooplankton iets vroeger in het seizoen aanvangt dan in het veld wordt waargenomen, wat een geringe overschatting van de begrazing impliceert.

Ten aanzien van de gevoeligheid van zooplankton voor toxische stoffen is aangenomen dat er geen verschil in gevoeligheid tussen soorten bestaat. Verschillen in gevoeligheid zijn echter waargenomen in mesocosmexperimenten met onder andere cadmium en kwik (Kuiper, 1981a en 1981b), waarbij de soort *Temora longicornis* minder gevoelig is gebleken dan *Acartia* sp. Met name de eerstgenoemde soort heeft de afgelopen decennia een sterke toename in aantallen

en biomassa laten zien (Fransz *et al.*, 1992), welke correspondeert met een toename van de aanvoer van nutriënten in deze periode. Onduidelijk is of deze toename en waargenomen verschuiving in soortsdominantie alleen een gevolg is van een toename van het voedselaanbod of ook samenhangt met een verandering in contaminantgehalten. Analyse van tijdreeksen voor de afgelopen decennia van zooplankton-, fytoplankton- en toxicantconcentraties zouden deze waargenomen trend kunnen verduidelijken.

Wat betreft de fytoplankton soortensamenstelling kan opgemerkt worden dat het onderscheid van groepen in het eutrofiëringsmodel beperkt is. De begraasbaarheid binnen een groep kan echter sterk verschillen. Als voorbeeld kan *Phaeocystis* genoemd worden, waarvan de grotere kolonies geheel niet, en kleinere kolonies en flagellate cellen wel begraasd kunnen worden. De verschuivingen in de fytoplankton samenstelling als gevolg van toxische effecten op het zooplankton laten zien dat, zoals verwacht kan worden, deze vooral ten gunste van de slecht begraasbare soorten uitvallen. Indien een afname van begrazing optreedt zou in het geval van *Phaeocystis* een verschuiving in het voordeel van grotere kolonies op kunnen treden, zoals in de ecotoxicologische plankton experimenten van TNO is waargenomen. Ook het incorporeren van microzooplankton in het model kan bijdragen aan een substantiële verandering van de effecten op de samenstelling van het fytoplankton.

Verder dient nog opgemerkt te worden dat er geringe verschillen bestaan ten aanzien van de locaties van de herkomst van gegevens en de locatie waarop de uitkomsten van de berekeningen betrekking hebben. Vermoedelijk zijn de resultaten relevanter voor de kustsituatie dan voor de omgeving van het Marsdiep, omdat de invloed van de Waddenzee is onderschat. Hoewel de berekeningsuitkomsten slechts betrekking hebben op één punt in de Noordzee (zonder transport; geen interacties met omgeving), vertonen de uitkomsten van chlorofylconcentratie en fytoplankton samenstelling goede overeenkomst met berekeningsuitkomsten waarin transport wel is opgenomen.

5. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Er is een graasmodule gedefinieerd in de standalone versie van BLOOM-ZOUT welke representatieve uitkomsten ten aanzien van de effecten op fytoplanktonconcentraties en -soortensamenstelling genereert.

Er zijn significante effecten van, op zooplankton aangrijpende, toxicanten op de fytoplankton-dichtheden en -soortensamenstelling berekend op basis van relevant geachte contaminant- en effect-concentraties voor gemodelleerde condities die optreden in het kustwater en het Marsdiep gebied in het bijzonder.

De effecten van pesticiden blijken sterke effecten op het mariene zooplankton teweeg te kunnen brengen. De effecten van insecticiden zijn tot nog toe waarschijnlijk onderschat, als gevolg van het ontbreken van specifieke toxiciteitsgegevens voor zooplankton.

Effecten van andere geselecteerde stoffen (kwik, koper en olie) zijn gering, terwijl gegevens over de toxiciteit van PAK's (benzo(a)pyreen en fluorantheen) ontbreken.

De volgende aanbevelingen voor verder onderzoek worden gegeven:

- 1 Kalibratie van NZB met graasmodule
- 2 Zo mogelijk verbetering vertaling gehalten naar effect op graasdruk
- 3 Verzamelen/bijeenzoeken meetgegevens contaminanten, chlorofyl en soorten-samenstelling van zowel fytoplankton als zooplankton voor een gebied voor een jaar.
- 4 Met de onder 3 genoemde gegevens grotere nauwkeurigheid bereiken bij een vergelijkbare oefening.
- 5 Bij zowel de te kiezen stoffen als de te kiezen gebieden voor een eventuele vervolgonderzoek kan aan gebruik van het instrument SCREMOTOX worden gedacht (Smits, 1995). Met dit instrument kunnen risicogebieden in de Noordzee geïdentificeerd worden voor bepaalde stoffen waar over het algemeen weinig van bekend is. Het model bundelt de huidige kennis en maakt op basis van verspreidingsberekeningen en toxiciteits data van biota een schatting van effecten per Noordzee gebied. De in dit project gebundelde toxiciteitsdata kan op zijn beurt worden geïncorporeerd in SCREMOTOX om het instrument te verbeteren.
- 6 Het uitvoeren van experimenten waarin de effecten en het gedrag van pesticiden op het zooplankton, en daarmee indirect op het fytoplankton, worden bestudeerd. Mesocosms bieden de mogelijkheid om zowel het gedrag als de directe en indirecte effecten op planktonsystemen intergraal te onderzoeken.

6. DANKWOORD

Hierbij willen wij onze dank uitspreken voor de adviezen van onze collega's Martin Scholten (TNO), Mindert de Vries en Hans Los (WL). We bedanken Johan Boon (WL) voor de berekende contaminantconcentraties en Dr. H.G. Fransz (NIOZ) voor het beschikbaarstellen van ongepubliceerde gegevens van actuele zooplankton biomassa's in de omgeving van het Marsdiep.

Tevens worden de volgende personen bedankt voor commentaren op de conceptversie van het rapport: K. Barel (LNV), T. van Brummelen (DNZ), P. Hagel (RIVO-DLO), D. Jonkers (VROM), K. Kersting (IBN-DLO), R. Laane (DNZ), W. van Raaphorst (NIOZ), W. Zevenboom (DNZ).

7. REFERENTIES

Admiraal W. & L.A.H. Venekamp (1986): Significance of tintinnid grazing during blooms of *Phaeocystis pouchetii* (Haptophyceae) in Dutch coastal waters. *Neth. J. Sea Res.* 20:61-66.

Båmstedt U. (1986): Chemical composition and energy content. In: E.D.S. Corner & S.C.M. O'Hara (eds.), *The biological chemistry of copepods*. Clarendon Press, Oxford. pp 1-58.

Baretta J.W. (1983): The zooplankton of the Ems estuary: Quantitative data. In: W.J. Wolff (ed.), *Ecology of the Wadden Sea*. Vol. 1. A.A. Balkema, Rotterdam. pp. 4/145-4/153.

Baretta J. & P. Ruardij (eds.) (1988): *Tidal flat estuaries: simulation and analysis of the Ems Estuary*. Ecological studies 71. Springer-Verlag, Berlin, pp.353.

Barlow J.P. & J.C.D. Monteiro (1979): Selective grazing by zooplankton populations in Southampton water. *Mar. Biol.* 53:335-344

Beers J.R., M.R. Reeve & G.D. Grice (1977): Controlled ecosystem pollution experiment: Effect of mercury on enclosed water columns. IV. Zooplankton population dynamics and production. *Mar. Sci. Comm.* 3:355-394.

Beusekom J. van & S. Diel-Christiansen (1993): *A synthesis of phyto- and zooplankton dynamics of the North Sea environment*. World Wildlife Fund for Nature, Godalming, Surrey.

Broekhuizen N., M.R. Heath, S.J. Hay & W.S.C. Gurney (1995): Modelling the dynamics of the North Sea's mesozooplankton. *Neth. J. Sea Res.* 33:381-406.

Brussaard C.P.D., R. Riegman, A.A.M. Noorderloos, G.C. Cadée, H. Witte, A.J. Kop, G. Nieuwland, F.C. van Duyl & R.P.M. Bak (1995): Effects of grazing, sedimentation and phytoplankton cell lysis on the structure of a coastal pelagic food web. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 123:259-271.

Bushong S.J., M.C. Ziegenfuss, M.A. Unger & L.W. Hall (1990): Chronic tributyltin toxicity experiments with the Chesapeake Bay copepod, *Acartia tonsa*. *Environ. Toxicol. Chem.* 9:359-366.

Bushong S.J., W.S. Hall, W.E. Johnson & L.W. Hall (1987): Toxicity of tributyltin to selected Chesapeake Bay biota.

Proc. Organotin Symp., Oceans '87 Conference, Halifax, Nova Scotia, Can., 28 Sep.-1 Oct. 1987, The Institute of Electrical and Electronics Engineers, Inc. NY, Vol. 4, pp. 1494-1503.

Bushong S.J., L.W. Hall, W.S. Hall, W.E. Johnson & R.L. Herman (1988): Acute toxicity of tributyltin to selected Chesapeake Bay fish and invertebrates.

Water Res. 22:1027-1032.

Cadée G.C. & J. Hegeman (1991): Historical phytoplankton data of the Marsdiep. Hydrobiol. Bull. 24:111-118.

Corner E.D.S. & B.W. Sparrow (1956): The modes of action of toxic agents. I. Observations on the poisoning of certain crustaceans by copper and mercury. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 35:531-548.

Daan R. (1989): Predation and cannibalism as regulating processes in North Sea copepod populations.

Proefschrift Universiteit van Amsterdam.

Dam H.G. (1986): Short-term feeding of *Temora longicornis* Müller in the laboratory and the field.

J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 99:149-161.

Fransz H.G. (1976): The spring development of calanoid copepod populations in the Dutch coastal waters as related to primary production. Proceedings of the 10th European Symposium on Marine Biology, Ostend, Belgium, Sep. 17-23. pp.247-269.

Fransz H.G. (1983): Quantitative data on the plankton of the Wadden Sea proper. In: W.J. Wolff (ed.), Ecology of the Wadden Sea. Vol. 1. A.A. Balkema, Rotterdam. pp. 4/125-4/133.

Fransz H.G. & W.G. van Arkel (1983): Fluctuation and succession of common pelagic copepods in the North Sea.

Oceanologica Acta, Vol. spec. :87-91.

Fransz H.G., S.R. Gonzalez, G.C. Cadée, & F.C. Hansen (1992): Long-term change of *Temora longicornis* (Copepoda, calanoida) abundance in a Dutch tidal inlet (Marsdiep) in relation to eutrophication.

Neth. J. Sea Res. 30:23-32.

Gearing J.N. (1988): The role of aquatic microcosms in ecotoxicologic research as illustrated by large marine systems.

- In: S.A. Levin, M.A. Harwell, J.R. Kelly & K.D. Kimball (eds.), *Ecotoxicology: problems and approaches*. Springer-Verlag, New York, pp. 411-470.
- Gibson V.R. & G.D. Grice (1977): Responce of macro-zooplankton populations to copper: controlled ecosystem pollution experiment.
Bull. Mar. Sci. 27:85-91.
- Goossens H., H. van het Groenewoud, D.A. Jonkers, N.H.B.M. Kaag, W. Chr. de Kock & M.C.Th. Scholten (1993): Effecten van met benzo(a)pyreen verontreinigd sediment op de helmkrab (*Corystes cassivelaunus*).
BEON Rapport nr. 19.
- Hall L.W., S.J. Bushong, W.S. Hall & W.E. Johnson (1988): Acute and chronic effects of tributyltin on a Chesapeake Bay copepod.
Environ. Toxicol. Chem. 7:41-46.
- Hansen F.C, M. Reckermann, W.C.M. Klein Breteler & R. Riegman (1993): *Phaeocystis* blooming enhanced by copepod predation on protozoa: Evidence from incubation experiments.
Mar. Ecol. Prog. Ser. 102:51-57.
- Hanstveit A.O., C. Degeling & J.A. Kauffman (1992): The acute toxicity of lead concentrate from the coaster "Nordfrakt" on the marine copepod *Acartia tonsa*.
TNO report IMW-R 92/397. 24 pp.
- Harding G.C. (1986): Organochlorine dynamics between zooplankton and their environment, a reassessment.
Mar. Ecol. Prog. Ser. 33:167-191.
- Huber W. (1993): Ecotoxicological relevance of atrazine in aquatic systems.
Environ. Toxicol. Chem. 12:1865-1881.
- Iseki K., M. Takahashi, E. Bauerfeind & C.S. Wong (1981): Effects of polychlorinated biphenyls (PCBs) on a marine plankton population and sedimentation in controlled ecosystem enclosures.
Mar. Ecol. Prog. Ser. 5:207-214.
- Jak R.G. & M.C.T. Scholten (1994): Mesocosm-experimenten TNO Den Helder. Indicaties voor het ontstaan van eutrofiëringsverschijnselen.
BEON rapport 1993-4/ TNO rapport R93-308, in BEON, Effecten van verschuivingen van nutriëntenconcentraties op biota in de Nederlandse kustwateren.
BEON rapport nr. 94-1.
- Jak R.G., H.P.M. Schobben, M.C.Th. Scholten & C.C. Karman (1994): Een vergelijking van ecotoxicologische effecten gemeten in mesocosmexperimenten met laboratorium toxiciteitsgegevens.

TNO-Rapport R 94/139.

Jak R.G., N. Ceulemans & N.M. van Straalen (1996): Effects of tributyltin on a coastal North Sea plankton community in enclosures.
(in prep.)

Johansen K. & F. Møhlenberg (1987): Impairment of egg production in *Acartia tonsa* exposed to tributyltin oxide.
Ophelia 27:137-141.

Jorgensen S.E., S.N. Nielsen & L.A. Jorgensen (1991): Handbook of ecological parameters and ecotoxicology.
Elsevier, Amsterdam.

Kaag N.H.B.M. (1992): De toxiciteit van anorganisch lood voor mariene organismen.
TNO Rapport R 92/373. 11 pp.

Kagan J., E.D. Kagan, I.A. Kagan, P.A. Kagan & S. Quigley (1985): The phototoxicity of non-carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms.
Chemosphere 14:1829-1834.

Karman C.C. (1995): A description of recently developed methods for ecological hazard assessment.
TNO Concept Report . 35 pp.

Klein Breteler W.C.M., Schogt N. & S.R. Gonzalez (1990): On the role of food quality in grazing and development of life stages, and genetic change of body size during cultivation of pelagic copepods.
J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 135:177-189

Klein Breteler W.C.M., H.G. Fransz & S.R. Gonzalez (1982): Growth and development of four calanoid copepod species under experimental and natural conditions.
Neth. J. Sea Res. 16:195-207.

Kleppel G.S., D.V. Holliday & R.E. Pieper (1991): Trophic interactions between copepods and microplankton: a question about the role of diatoms.
Limnol. Oceanogr. 36:172-178.

Kuiper J. (1981): Fate and effects of mercury in marine plankton communities in experimental enclosures.
Ecotoxicol. Environ. Saf. 5:106-134.

- Kuiper J. (1981): Fate and effects of cadmium in marine plankton communities in experimental enclosures.
Mar. Ecol. Prog. Ser. 6:161-174.
- Los, F.J. (1991): Mathematical simulation of algae blooms by the model BLOOM II.
Version 2, Documentation report.
DELFT HYDRAULICS, T68.
- Marshall S.M. & A.P. Orr (1966): Respiration and feeding in some small copepods.
J. Mar. Biol. Ass. U.K. 46:513-530.
- Mason R.P, J.R. Reinfelder & F.M.M. Morel (1995): Bioaccumulation of mercury and methylmercury.
Water Air Soil Pollut. 80:915-921.
- Mayer F.L. & M.R. Elersieck (1986): Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals.
Resource Publication 160. U.S. Dept. of the Interior Fish and Wildlife Service.,
Washington D.C.
- McManus G.B., K.D. Wyman, W.T. Peterson & C.F. Wurster (1983): Factors affecting the elimination of PCBs in the marine copepod *Acartia tonsa*.
Est. Coast. Shelf Sci. 17:421-430.
- Michielsen B., H. Los, A. van den Berg, P. Ruardij, J. Joordens, I. de Vries & M. van der Tol (1994): Comparison of models describing species group composition of marine phytoplankton.
BEON rapport 94-8. WL NIOZ RIKZ
- Mooij, W.M. (1990): Een graasmodule voor het eutrofiëringsmodel JSBACH.
Verslag modelonderzoek.
Waterloopkundig Laboratorium, rapport T642.
- Mouraitou-Apostolopoulou M. & L. Ignatiades (1980): Pollution effects on the phytoplankton-zooplankton relationships in an inshore environment.
Hydrobiologia 75:259-266.
- Okkerman P.C., J. v.d. Plassche, H.J.B. Emans & J.H. Canton (1993): Validation of some extrapolation methods with toxicity data derived from multiple species experiments.
Ecotoxicol. Environ. Saf. 25:341-359.
- Ordelman H.G.K., P.C.M. van Noort, T.E.M. ten Hulscher, M.A. Beek, J.M. van Steenwijk, P.C.M. Frintrop & E.H.G. Evers (1994): Watersysteemverkenningen.

- Een analyse van de problematiek in aquatisch milieu.
Organofosforbestrijdingsmiddelen.
RWS RIZA nota 94.043/ DGW rapport RIKZ-94.028. 186 pp. en bijlagen.
- Paffenhöffer G.-A. (1984): Food ingestion by the marine planktonic copepod *Paracalanus* in relation to abundance and size distribution of food.
Mar. Biol. 80:323-333.
- Philippart C.J.M. (1994): Fluctuaties in nutriënten en organismen in de Nederlandse kustwateren.
BEON rapport 1993-2, in BEON, Effecten van verschuivingen van nutriëntenconcentraties op biota in de Nederlandse kustwateren. BEON rapport nr. 94-1.
- Poulet S.A. (1983): Factors controlling utilization of non-algal diets by particle grazing copepods. A review.
Oceanol. Acta. 6:221-234.
- Poulet S.A., A. Ianora, A. Miralto & L. Meijer (1994): Do diatoms arrest embryonic development in copepods?
Mar. Ecol. Prog. Ser. 111:79-86.
- Reichert M & R. Daan (1993): Ecologische profielen van marien zoöplankton.
RWS WSV 93.083. 220 pp.
- Scholten M.C.Th., H.P.M. Schobben, C.C. Karman, R.G. Jak & H. van het Groenewoud (1993): De berekening van het Maximaal Toelaatbaar Risico niveau van olie en oliecomponenten in water en sediment.
TNO-Rapport R93/187.
- Schulz D.E., G. Petrick & J.C. Duinker (1989): Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial aroclor and clophen mixtures by multidimensional gas chromatography-electron capture detection.
Environ. Sci. Technol. 23:852-858.
- Smit M.G.D., H.P.M. Scobben & C.C. Karman (1995): Hellingen van concentratie-effect relaties: Een verkennend onderzoek.
TNO-rapport R95/135.
- Smits, J.G.C. (1995): SCREMOTOX screening methodology for the North Sea.
DELFT HYDRAULICS, T1492.
- Sosnowski S.L. & J.H. Gentile (1978): Toxicological comparison of natural and cultured populations of *Acartia tonsa* to cadmium, copper, and mercury.
J. Fish. Res. Bd. Can. 35:1366-1369.

Tackx M.L.M., C. Bakker & P. van Rijswijk (1990): Zooplankton grazing pressure in the Oosterschelde (The Netherlands).
Neth. J. Sea Res. 25:405-415.

Teunissen-Ordelman H.G.K., P.C.M. van Noort, M.A. Beek, J.M. van Steenwijk, A.G.M. de Vrieze, S.M. Schrap, P.C.M. Frintrop & R. Faasen (1995): Watersysteemverkenningen. Organochloorbestrijdingsmiddelen.
RWS RIZA concept nota.

TRIPOS, 1993. Biomonitoring van fytoplankton in de Nederlandse zoute en brakke wateren 1992.

TRIPOS, 1994. Biomonitoring van fytoplankton in de Nederlandse zoute en brakke wateren 1993.
Rapport 94003.

U'Ren S.C. (1983): Acute toxicity of bis(tributyltin) oxide to a marine copepod.
Mar. Pollut. Bull. 14:303-306.

Veen M. van (1989): Het analyseren van tijdreeksen met deterministische trend, een methode ter analyse van meetreeksen uit modelcosystemen.
TNO-rapport R89/158.

Verity P.G. & T.J. Smayda (1989): Nutritional value of *Phaeocystis pouchetii* (Prymnesiophyceae) and other phytoplankton for *Acartia* spp. (copepoda): ingestion, egg production, and growth of nauplii.
Mar. Biol. 100:161-171.

Ward G.S & L. Ballantine (1985): Acute and chronic toxicity of atrazine to estuarine fauna.
Estuaries 8:22-27.

Weisse T. (1983): Feeding of calanoid copepods in relation to *Phaeocystis pouchetii* blooms in the German Wadden Sea area off Sylt.
Mar. Biol. 74:87-94.

Weisse T., K. Tande, P. Verity, F. Hansen & W. Gieskes (1994): The trophic significance of *Phaeocystis* blooms.
J. Mar. Syst. 5:67-79.

Whitney F.A., C. Philpott, H. Seki & C.S. Wong (1981): The effects of copper plus glucose on an enclosed marine ecosystem.
Pac. Mar. Sci. Rep. 81-21. Inst. Ocean Sci., Sidney, B.C., Canada. 69 pp.

Wyman K.D. & H.B. O'Connors (1980): Implications of short-term PCB uptake by small estuarine copepods (Genus *Acartia*) from PCB-contaminated water, inorganic sediments and phytoplankton.
Est. Coast. Mar. Sci. 11:121-131.

APPENDIX

Formuleringen in de Graasmodule van DBS:

De maximale filtreersnelheid F ('eigenschap' van de grazer) bepaalt de hoogst haalbare opname van de grazer bij lage voedseldichtheden. De maximale voedselopnamesnelheid I (= eveneens een 'eigenschap' van de grazer) is hierin bepalend bij hoge (verzadigende) voedseldichtheden. De graasmodule berekent de voedseldichtheid V waarboven de maximale filtreersnelheid bepalend is en waaronder de maximale voedselopnamesnelheid bepalend is (Formule 1).

$$\begin{aligned} V &= \text{voedselnivo} \\ &= (I * \sigma_i) / (F * \sigma_f) \quad [\text{mgCv.l}^{-1}] \end{aligned}$$

Hierbij is de formulering voor de temperatuursafhankelijkheid:

$$\sigma = \text{EXP}(TC*(T-20)) \quad [-]$$

Op basis hiervan wordt de formulering gekozen waarmee de graasdruk G wordt berekend.

ALS: Food < V, dan A

ALS: Food > V, dan B

$$A \quad G = Z * \sigma_f * F * (\text{Food} / (\text{Food} + \text{MON}))$$

$$B \quad G = Z * \sigma_i * I / \text{Food}$$

Vervolgens worden de totale opname van detritus D_{Fin} en algen A_{Fin} door grazers berekend:

$$D_{\text{Fin}} = (C_d * G * \text{Prefd})$$

$$A_{\text{Fin}} = S_i (A_i * G * \text{Prefa})$$

De detritusflux uit zoöplankton D_{Fnet} wordt dan berekend door de fecale fractie van de totale opname af te trekken:

$$D_{\text{Fnet}} = (D_{\text{Fin}} * D_{\text{FF}}) + (A_{\text{Fin}} * A_{\text{FF}})$$

Van het deel dat er van de opnameflux overblijft na aftrek van fecal fractie (Frest) wordt weer een deel gemetaboliseerd als groei- of routinerespiratie D_{iF} , hiervan gaan de opgeloste stoffen terug naar het omringende water:

$$\text{Frest} = D_{\text{Fin}} + A_{\text{Fin}} - (D_{\text{Fin}} * D_{\text{FF}}) - (A_{\text{Fin}} * A_{\text{FF}})$$

$$D_{\text{iF}} = \text{Frest} * \sigma_m * \text{MF}$$

Hiermee hebben we de realiseerbare bruto groei op basis van de beschikbare voedsel:

$$B_{\text{Gber}} = \text{Frest} - D_{\text{iF}}$$

Het opgenomen voedsel wordt dus verdeeld over:

- a) Fecaliën = detritus (Zoöplankton) en bodemdetritus (Mosselen)
- b) Routine- of groeirespiratie
- c) Onderhouds- of standaardrespiratie
- e) Biomassatoename

Vervolgens wordt de bruto groei BG_{opg} berekend die volgt uit de nieuwe invoerbiomassa Z_{new_in} en de biomassa van de huidige tijdstap Z_{old} minus de onderhouds- of standaardrespiratie R:

$$BG_{opg} = (Z_{new_in} - Z_{old}) + Z_{old} * R * \sigma_r$$

Deze wordt vergeleken met de op basis van opname maximaal haalbare bruto groei B_{gber}. Als de berekende voedselopname niet kan voorzien in de bruto groei opgelegd door de invoerreeks, dan wordt de nieuwe biomassa lager gekozen:

$$Z_{new} = Z_{old} - (Z_{old} * R * \sigma_r) + B_{gber}$$

Als dit wél zo is, dan wordt de invoerbiomassa, Z_{new_in}, gebruikt als nieuwe waarde.

Verder zijn er groei- en sterftebeperkingen opgenomen die voorkomen dat het model onrealistische toe- of afname berekend. Deze werken als volgt:

Groeibeperking:

$$\text{Maximumbiomassa} = Z_{new} = Z_{old} * (1 + G_{max} * \sigma_g)$$

Mortaliteitsbeperking

$$\text{Minimumbiomassa} = Z_{new} = Z_{old} * (1 - M_{max} * \sigma_s)$$

Uitleg van de gebruikte symbolen:

F	= Maximale filtreersnelheid	[l.mgCz ⁻¹ .dag ⁻¹]
I	= Maximale voedselopnamesnelheid	[mgCv.mgCz ⁻¹ .dag ⁻¹]
σ_f	= Temp. coëf. F	[-]
σ_i	= Temp. coëf. I	[-]
Food	= Concentratie voedsel	[mgCv.l ⁻¹]
Z	= Biomassa grazer	[mgCz.l ⁻¹]
G	= Graasdruk	[dag ⁻¹]
Ai	= Fytoplanktonconcentratie soort i	[mgCa.l ⁻¹]
D	= Detritusconcentratie	[mgCd.l ⁻¹]
DF	= Detritusflux naar grazers	[mgCd.l ⁻¹ .dag ⁻¹]
AF	= Algenflux naar grazers	[mgCa.l ⁻¹ .dag ⁻¹]
DFF	= Fecale fractie detritus	[-]
AFF	= Fecale fractie algen	[-]
DFnet	= Netto flux naar detritus in waterkolom	[mgCd.l ⁻¹ .dag ⁻¹]
Bfnet	= Netto flux naar bodemdetritus	[mgCd.l ⁻¹ .dag ⁻¹]
DiF	= Flux opgeloste stoffen (groei resp.)	[mgCd.l ⁻¹ .dag ⁻¹]
Frest	= Voedselflux na aftrek fecale fractie	[mgCd.l ⁻¹ .dag ⁻¹]
MF	= Metabolische fractie van Frest	[-]
σ_m	= Temp. coëf. metabolische fractie	[-]
BGopg	= Opgelegde brutogroei	[mgCz.l ⁻¹]
Bgber	= Berekende brutogroei	[mgCz.l ⁻¹]
Znew_in	= Invoer nieuwe grazerbiomassa	[mgC.l ⁻¹]
Znew	= Berekende nieuwe grazerbiomassa	[mgC.l ⁻¹]
Zold	= Oude grazerbiomassa	[mgC.l ⁻¹]
R	= Fractie Onderhoudsrespiratie	[-]
σ_r	= Temp. coëfficiënt ond. resp.	[-]
Prefd	= Preferentie van grazers voor detritus	[-]
Prefa	= Preferentie van grazers voor algen	[-]
Grmax	= Maximum relatieve groei	[-]
Mormax	= Maximum relatieve sterfte	[-]
σ_g	= Temperatuurcoëfficiënt groei	[-]
σ_s	= Temperatuurcoëfficiënt sterfte	[-]
TC	= Temperatuursconstante	[-]

Reeds verschenen BEON rapporten

BEON rapport nr. 1.	BEON Meerjarenplan 1988-1993	1987
BEON rapport nr. 2.	BEON Jaarwerkplan 1988	1988
BEON rapport nr. 3.	BEON Modelling	1988
BEON rapport nr. 4.	BEON Meerjaren Uitvoeringsprogramma 1988-1993	1989
BEON rapport nr. 5.	BEON Jaarwerkplan 1989	1989
BEON rapport nr. 6.	Findings of the BEON Workshop in preparation for the Third North Sea Conference	1989
BEON rapport nr. 7.	Beleidspresentatie BEON 23 juni 1989 Den Haag	1989
BEON rapport nr. 8.	Effects of Beamtrawl Fishery on the Bottom Fauna in the North Sea	1990
BEON rapport nr. 9.	BEON Jaarwerkplan 1990	1990
BEON rapport nr. 10.	BEON Voortgangsrapport 1988-1989	1990
BEON rapport nr. 11.	Beleidspresentatie BEON 31 mei 1990 Den Haag	1990
BEON rapport nr. 12.	Beleidspresentatie BEON 20 juni 1991 Den Haag	1991
BEON rapport nr. 13.	Effects of Beamtrawl Fishery on the Bottom Fauna in the North Sea. II. The 1990 - studies	1990
BEON rapport nr. 13A.	BEON Jaarwerkplan 1991	1991
BEON rapport nr. 14.	Jaarwerkplan 1992	1992
BEON rapport nr. 15.	Beleidspresentatie BEON 19 juni 1992 Den Haag	1992
BEON rapport nr. 16.	Effects of Beamtrawl Fishery on the Bottom Fauna in the North Sea III. The 1991 - studies.	1992
BEON rapport nr. 17.	Beleidspresentatie BEON 12 december 1991	1992
BEON rapport nr. 18.	Trace Element Geochemistry at the Sediment Water Interface in the North Sea and the Western Wadden Sea	1993

BEON rapport nr. 19.	Goossens, H. En H. Van het Groenewoudt et al., Effecten van met benzo(a)pyreen verontreinigd sediment op de Helmkrab (<i>Corystes cassivelaunus</i>). Rapportage Project BEONADD I/III	1993
BEON rapport nr. 20.	Camphuysen, C.J. Scavenging seabirds behind fishing vessels in the North East Atlantic	1993
BEON rapport nr. 21.	Brug tussen Beleid en Onderzoek (Rapportage over het eerste BEON Meerjarenprogramma 1988-1992)	1993
BEON rapport nr. 93-1	Naar een duurzame ontwikkeling van de Noordzee. Tweede Meerjaren Programma BEON 1993-1997	1993
BEON rapport nr. 93-2	Klein, R. & R. Witbaard. The appearance of scars on the shell of <i>Arctica islandica</i> L. (mollusca, bivalva) and their relation to bottom trawl fishery	1993
BEON rapport nr. 93-3	BEON Jaarwerkplan 1993	1993
BEON rapport nr. 93-4	BEON Beleidspresentatie "Zee- en Wadvogels; voorkomen en invloeden daarop" 10 december 1993 Den Haag (in druk)	1993

1994

BEON rapport nr. 94-1	Phillippart, C.J.M. & Groodt, E.G. de & Brinkman, A.G. & Jak, R.G. & Scholten, M.C.Th. Effecten van verschuivingen van nutriënten- concentraties op biota in de Nederlandse kustwateren (IBN 93 E 02)
BEON rapport nr. 94-2	Kaag, N.H.B.M. et al., BENTOX: Toxische effecten van microveront- reinigingen in sediment: Interimrapportage BEON studie (TNO 93 M 04)
BEON rapport nr. 94-3	Jaarwerkplan 1994
BEON rapport nr. 94-4	Riegman, R., jaarverslag 1993: Algenonderzoek in mesocosms en modellering (NIOZ 93 E 01)
BEON rapport nr. 94-5	Veer, H.W. van der, Impact of anthropogenic activities on the producti- vity of the western Wadden Sea ecosystem (NIOZ 93 E 02)
BEON rapport nr. 94-6.1	Ruardij, P. and W. van Raaphorst. Benthic nutriënt regeneration in the ERSEM ecosystem model of the North Sea.
BEON rapport nr. 94-6.2	Smit, J.P.C. A.G. Brinkman, E.G.M. Embsen, P. Ruardij, and W. van Raaphorst. The EcoWasp model and it's environment.
BEON rapport nr. 94-7	Risico-analyse Mariene Systemen (RAM*2 project) Eindrapport van de RAM-Auditgroep.

- BEON rapport nr. 94-8 Michielsen, H. & Berg, A. van den & Joordens, J., et al, Comparison of models describing species composition of marine phytoplankton (project MANS-FYFY, WL 93 E 01)
- BEON rapport nr. 94-9 Verslag BEON Workshop Risico-analyse, d.d. 27 april 1994, Den Haag
- BEON rapport nr. 94-10 BEON Beleidspresentatie "Microverontreinigingen: effecten en trends", d.d. 10 december 1993.
- BEON rapport nr. 94-11 Buijs, J., J.A. Craeymeersch, P. van Leeuwen, A.D. Rijnsdorp De epifauna van de Nederlandse, Duitse en Deense kustzone: een analyse van 20 jaar bijvangstgegevens.
- BEON rapport nr. 94-12 Boon. J.P., H.M. Sleiderink, M.L. Eggens, A.D. Vethaak. De inductie van cytochroom P450 1 A in platvis door blootstelling aan polyaromatische koolwaterstoffen in de Noordzee. INP-programma 1991-1992.
- BEON rapport nr. 94-13 Bergman, M.J.N. en J.W. van Santbrink. Directe effecten van de visserij met de 12m en 4m boomkorren op het bodemleven in de Nederlandse sector van de Noordzee.
- BEON rapport nr. 94-14 Camphuysen, C.J. Scavenging seabirds at beamtrawlers in the southern North Sea, distribution, relative abundance, behaviour, prey selection, feeding efficiency, kleptoparasitism and the possible effects of the establishment of 'protected areas'.
- BEON rapport nr. 94-15 Spaans, A.L., M. Bukacińska, D. Bukacińska. The relationship between food supply, reproductive parameters and population dynamics in Dutch Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus*: a pilot study.
- BEON rapport nr. 94-16 Brenninkmeijer, A. & E.W.M. Stienen. Pilot study on the influence of feeding conditions at the North Sea on the breeding results of the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*.
- BEON rapport nr. 94-17 Boddeke, R. en P. Hagel. BEON-studie naar de effecten van de teruglopende nutriëntenbelasting van de Nederlandse kustzone.

1995

- BEON rapport nr. 95-1 Effecten van de schelpdiervisserij op het bodemleven in de Voordelta (RIVO 94 V 06)
- BEON rapport nr. 95-2 Jaarwerkplan 1995
- BEON rapport nr. 95-3 Trends in het voorkomen van vissen en epibenthische evertrebraten in de Noordzee: Een vergelijking van datasets

- BEON rapport nr. 95-4 Boon, J.P., van Schanke, A., Roex, E., de Boer, J., Wester, P. De ontwikkeling van een in vitro assay voor de bepaling van de invloed van biotransformatie op de bioaccumulatie van lipofiele organohalogenen verbindingen in mariene toppredatoren.
I. Validatie van de assay met PCBS en de eerste resultaten met Toxaf-een.
- BEON rapport nr. 95-5 BEON beleidspresentatie "Ontwikkelingen in het beleid", d.d. 9 december 1994
- BEON rapport nr. 95-6 BEON beleidspresentatie "Modellerings: de stand van zaken en het belang voor beleid en beheer", d.d. 31 maart 1995.
- BEON rapport nr. 95-7 Wetenschappelijke discussie. De visserij-intensiviteit van de Nederlandse boomkorvisserij op de Noordzee mede in het licht van de milieu effecten en gesloten gebieden.
- BEON rapport nr. 95-8 Antropogene eutrofiëring en natuurlijke variaties. Consequenties voor de produktiviteit van de Noordzee. INP-MOORING/PELAGIC FOOD - WEB/STED/ STRAECOS.
- BEON rapport nr. 95-9 Effecten van antropogene activiteiten op de produktiviteit van het ecosysteem in de Westelijke Waddenzee.
- BEON rapport nr. 95-11 Ten Hallers-Tjabbes, C. and C.V. Fisher. Biomarkers of Toxic effects chemoreception: effects of contaminated dredge spoil on chemoreception acuity in whelks.
- BEON rapport nr. 95-12 Wintermans, C., N. Dankers, H. Van der Veer, A.D. Rijnsdorp, P.I. van Leeuwen & B. Vingerhoed. Habitatkarakteristieken van de Nederlandse kustzone.
- BEON rapport nr. 95-13 BEON Tweejaarverslag 1993-1994.
Onderzoek en beleid kiezen samen het ruime sop;
PB-BEON; augustus 1995.
- BEON rapport nr. 95-14 Peperzak, L. W. Zevenbom, R. Dijkema, C. Schol, E.G. Vrieling, G.J. Snoeijer, W.W.C. Gieskes. Toxische algen tussen Noordwijk- en Terschelling-raai. (RIKZ 94 E 05; RKZ-040).
- BEON rapport nr. 95-15 Bergman, M.J.N., J.W. van Santbrink, S.J. de Groot, B.L. Verboom, R.H. de Bruyne, A.W. Gmelig Meyling. Korte en lange termijn veranderingen in macrofauna veroorzaakt door verschillende vormen van bodemvisserij. (NIOZ 94 V 01).
- BEON rapport nr. 95-16 Berg, A. van den., B.F. Michielsen. Intercalibratie en toepassing Noordzee-modellen (MANS-FYFY) fase 2. Inventarisatie en onderzoek naar de mogelijke modelimplementatie van wetenschappelijke kennis omtrent de plaagalg Phaeocystis. (WL 94 E 04).

1996

- BEON rapport nr. 96-1 De ontwikkeling van een in-vitro assay.....,
II Toxafeen. (NIOZ 95 M 03).
- BEON rapport nr. 96-2 *Spisula subtruncata* als voedselbron voor Zeeëenden in Nederland.
Leopold, M.F. (IBN 95 V 29).
- BEON rapport nr. 96-3 BENTOX deel 2. (TNO 94 M 06).

Informatie BEON:

PROGRAMMA BUREAU BEON
p/a Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Rijks Instituut voor Kust en Zee
Kortenaerkade 1
2518 AX Den Haag
Postbus 20907
2500 EX Den Haag
070- 3114257/3114258/3114259/3114260
Telefax: 070- 3114321

e-mail: beon@rikz.rws.minvenw.nl

Handwritten text in a cursive script, possibly a signature or a list of names, located in the upper left corner of the page.

