

AFGEHANDELD


opdrachtgever:

Rijkswaterstaat-RIZA

## analyse bioaccumulatie in snoekbaars en aal in het IJsselmeer

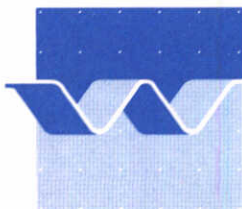
1	geheim
2	niet ter inzage derden
3	niet ter inzage derden gedurende 10 jaar
<input checked="" type="checkbox"/>	openbaar

mei 1991

	bibliotheek postbus 177 - 2600 MH Delft waterloopkundig laboratorium/WL
<b>BB</b>	3502
<b>WL</b>	
<b>EXPL</b>	BC R 2

analyse bioaccumulatie in snoekbaars  
en aal in het IJsselmeer

M.B. de Vries





Samenvatting . . . . .	i
1. Scope van het project T740 "Modellering van microverontreinigingen in aquatische systemen" . . . . .	1
1.1 Aanleiding/achtergronden . . . . .	1
1.2 Doelstelling . . . . .	1
1.3 Aanpak en afgeleide produkten . . . . .	2
2. Analyse van het voedselweb in het IJsselmeer . . . . .	4
2.1 Inleiding . . . . .	4
2.2 Definitie van het voedselweb . . . . .	5
2.2.1 Fysiologische coëfficiënten . . . . .	7
2.2.3 Schatting biomassa's, primaire produktie en import . . . . .	9
2.2.4 Resultaten . . . . .	10
3. Gevoeligheidsanalyse van predator-proof relaties in het voedselweb	12
3.1 Methodiek uitvoering gevoeligheidsanalyse . . . . .	12
3.2 Resultaten gevoeligheids-analyse voedselweb . . . . .	16
3.3 Beschikbare veldgegevens eetgedrag snoekbaars en aal . . . . .	19
4. Beschikbare fysisch-chemische en biologische gegevens . . . . .	23
4.1 Beschikbare fysisch-chemische gegevens . . . . .	23
4.2 Beschikbare gegevens accumulatie-niveaus in het voedselweb . . . . .	25
4.3 Beschikbare gegevens accumulatie-niveaus toppredatoren . . . . .	27
4.4 Beschikbare gegevens fysiologie snoekbaars en aal . . . . .	30
5. Analyse van bioaccumulatie in snoekbaars en aal . . . . .	32
5.1 Analyse van spreiding accumulatie-niveaus met SSENS . . . . .	32
5.2 Opzet . . . . .	33
5.3 Methylkwik in het voedsel van aal en snoekbaars . . . . .	34
5.4 Kwantificering van bronnen van spreiding . . . . .	36
5.5 Resultaten gevoeligheids-analyse afzonderlijke parameters . . . . .	37
5.6 De invloed van partiticoëfficiënt . . . . .	39
5.7 Spreiding in accumulatie-niveaus op basis van gemeten spreiding	40
5.8 Discussie . . . . .	45
5.8.1 Bijdrage allerlei bronnen . . . . .	45

5.8.2	Invloed van stofeigenschappen . . . . .	46
5.8.3	Validiteit van aannames . . . . .	46
5.8.4	Inschatting van spreidingsbronnen . . . . .	47
5.8.5	Modelartefacten . . . . .	47
6.	Validatie van het accumulatiemodel . . . . .	48
6.1	Calibratie Hollands-Diep en Haringvliet . . . . .	48
6.2	Samenvatting beschrijving waterkwaliteit IJsselmeer . . . . .	51
6.3	Beschrijving veldgegevens accumulatie-niveaus . . . . .	52
6.4	Beschrijving validatie IJsselmeer . . . . .	54
6.5	Discussie . . . . .	56
7.	Evaluatie . . . . .	60
8.	Conclusies . . . . .	62
9.	Aanbevelingen . . . . .	65
	Literatuur . . . . .	71
	Figurenlijst . . . . .	75
	Bijlage I: Beschrijving mathematische opzet gevoeligheidsanalyse van het voedselweb	
	Bijlage II: Gebruikte algoritmen voor berekening van water-en bodem- kwaliteit	
	Bijlage III: Trefwoordenlijst	



## Samenvatting

In dit project is de nadruk gelegd op validatie en evaluatie van de het bio-accumulatiemodel CHEOPS. In het kader van dit project is een instrument gerealiseerd waarmee gevoeligheidsanalyse van het accumulatiemodel kan worden uitgevoerd. Er is een uitgebreide analyse gemaakt van de processen die een rol spelen bij de accumulatie van stoffen in organismen. Dit houdt ondermeer in dat de structuur van het voedselweb in het IJsselmeer is geanalyseerd en dat de invloed van, tussen individuen in waarde verschillende, parameters is gekwantificeerd. Tenslotte is een validatie uitgevoerd van het accumulatiemodel met behulp van datasets uit het Haringvliet en het IJsselmeer. Het project heeft geleid tot inzicht in de variabiliteit van eetgedrag van toppredatoren in het IJsselmeer en de relevantie hiervan voor de accumulatie van contaminanten. Nieuwe methoden zijn ontwikkeld en toegepast om de variabiliteit in het eetgedrag te kunnen kwantificeren. Het accumulatiemodel is gecalibreerd en gevalideerd, voor cadmium en PCB153. Tenslotte worden aanbevelingen gedaan op welke wijze de ontwikkelde methoden en programmatuur optimaal kunnen worden ingezet ten behoeve van waterkwaliteitsbeheer.

## 1. Scope van het project T740 "Modellering van microverontreinigingen in aquatische systemen"

### 1.1 Aanleiding/achtergronden

In het kader van Toegepast Onderzoek Waterstaat - Integraal Waterbeheer (TOW-IW) werd in 1985 door het Waterloopkundig Laboratorium een aanvang gemaakt met het project "Ontwikkeling modelinstrumentarium microverontreinigingen in aquatische systemen". In 1989 is het TOW-IW onderzoek beëindigd. Daarna werd het project losgekoppeld van het TOW-kader en omgedoopt in "Modellering van microverontreinigingen in aquatische systemen".

Aanvankelijk lag de nadruk van de activiteiten in het genoemde project volledig op de modelontwikkeling. De modellen IMPAQT/SOM3 voor verspreiding en UPTAQE/CHEOPS voor bioaccumulatie vormen het resultaat. In 1988 is de aandacht verschoven in de richting van toepassing van de modellen in de vorm van haalbaarheidsstudie en calibratie. Deze ontwikkeling zette zich in 1989 verder door in de vorm van toepassing in case-studies.

In het werkplan voor 1990-1991 is de nadruk gelegd op validatie en evaluatie van de modellen. In overleg met de opdrachtgever zijn in eerste instantie onderzoeken rond het biologische deel in uitvoering genomen. De volgende onderwerpen worden in het project beschouwd:

- a. Uitbreiding van het gevoeligheidsanalyse-instrument,
- b. Analyse van factoren die spreiding in accumulatie-niveaus veroorzaken,
- c. Validatie van het accumulatiemodel.

### 1.2 Doelstelling

De doelstellingen van het project zijn als volgt geformuleerd:

- Modifieren, aanvullen en corrigeren van de modellen op zodanige wijze, dat zij breed toepasbaar, optimaal informatief en gebruikersvriendelijk worden.
- Valideren en analyseren van de modellen.
- Evalueren van de modellen.



### Uitbreiding van het gevoeligheidsanalyse-instrument

Het accumulatiemodel UPTAQE/CHEOPS is toegepast in een aantal studies om de opname van verschillende stoffen in organismen te kwantificeren. Uit de analyse van verzamelde veldgegevens blijkt een aanzienlijke variatie op te treden in gemeten interne concentraties. Omdat het accumulatiemodel in principe slechts één waarde per coefficientenset oplevert als eindresultaat is een routine ontwikkeld die de gevolgen van variatie in modelparameters kan kwantificeren. Deze routine heet "SSENS" en is gebaseerd op een MonteCarlo procedure.

Ten behoeve van de validatie is het van belang over een dergelijk instrument te kunnen beschikken, waarmee spreiding (onzekerheid) van de modelresultaten kan worden bepaald. SSENS is in 1989 opgezet. Het programma bepaalt de grenzen van de variatie in accumulatie-niveaus ten gevolge van verschillen in fysiologie tussen individuele organismen en ten gevolge van variatie in opname- en eliminatie-kinetiek.

De eerste versie van SSENS laat geen variatie toe in een andere mogelijk belangrijke bron van spreiding, het eetgedrag. Teneinde een complete analyse van alle spreidingsbronnen mogelijk te maken wordt SSENS uitgebreid met de formuleringen ten aanzien van het eetgedrag (SSENS manual V1.1).

### Validatie van het accumulatiemodel

De validatie van het model wordt uitgevoerd op grond van een steady-state beschrijving van accumulatie-niveaus. Hierbij worden de volgende vragen gesteld:

1. Hoe nauwkeurig beschrijft het model de gemeten accumulatie-niveaus?
2. Wat zijn de mogelijke oorzaken van de gevonden verschillen tussen berekeningen en metingen?

### Analyse van factoren die spreiding in accumulatie-niveaus veroorzaken

Om het inzicht in de relatie tussen gemeten spreiding in accumulatie-niveaus en spreiding in modelparameters te vergroten dienen de volgende vragen te worden beantwoord:

3. Welke parameters kunnen tezamen een groot deel van de waargenomen spreiding verklaren?

4. Welke rol spelen fysiologie en opname- en eliminatiekinetiek van individuele organismen bij het tot stand komen van verschillende accumulatie-niveaus?
5. Is de uit meetgegevens bekende individuele variatie in fysiologie, opname of eliminatie kinetiek en eetgedrag voldoende om de spreiding van accumulatie-niveaus te kwantificeren voor de toppredatoren snoekbaars en aal?

### 1.3 Aanpak en afgeleide produkten

De beantwoording van de gestelde vragen maakt het noodzakelijk dat een groot aantal gerelateerde aspecten wordt bestudeerd. Aan het uitvoeren van een calibratie van het accumulatiemodel moet ten minste een goede beschrijving van de voedselrelaties in het ecosysteem, de water- en bodemkwaliteit en de beschikbare veldgegevens ten grondslag liggen. Vervolgens dient met een onafhankelijke set meetgegevens een validatie te worden uitgevoerd. De beschikbaarheid van veldgegevens bepaalt welke contaminanten worden gekozen voor de genoemde onderwerpen. Vervolgens worden de beschikbare veldgegevens geanalyseerd op de factoren die bijdragen aan spreiding in accumulatie-niveaus.

De genoemde activiteiten zijn uitgevoerd in een aantal stappen:

1. Definitie van de structuur van de lokale voedselketen.

Deze structuur is in een latere fase de basis voor het voedselweb zoals dat gedefinieerd wordt in het accumulatiemodel. Hiertoe is een kwantificering uitgevoerd van de koolstofluxen in het voedselweb met het model MC<sup>2</sup>. Ook is een analyse gemaakt van de beschikbare veldgegevens van biomassa's en PB-ratio's van organismen. Resultaat van deze analyse is een schatting van de preferenties van verschillende predatoren voor verschillende prooien (samenstelling voedselpakket).

2. Analyse van de betrouwbaarheid van de berekende preferenties.

Deze analyse is gebaseerd op een MonteCarlo-simulatie met het model MC<sup>2</sup>, waarbij resultaten werden getoetst op hun overeenkomst met de veldsituatie. De resultaten worden gepresenteerd in hoofdstuk 3.



De resultaten, in de vorm van variaties in voedselpakketten van predatoren, zijn vergeleken met veldgegevens betreffende eetgedrag van aal en snoekbaars. Uiteindelijk leverde deze exercitie de randvoorwaarden voor de in een latere fase uit te voeren analyse van de invloed van eetgedrag op accumulatie-niveaus.

3. Structureren en completeren benodigde gegevens.

Op grond van de schaarste aan veldgegevens is besloten de calibratie van het model niet te baseren op gegevens van het IJsselmeer. In plaats daarvan zijn deze veldgegevens bewaard voor de validatie van het model. Hiertoe zijn alle beschikbare gegevens van water-en bodemkwaliteit en accumulatie-niveaus in organismen van PCB153 en Cadmium opgenomen. De calibratie van het model is uitgevoerd op een onafhankelijk set gegevens voor dezelfde organismen uit het Hollands Diep en het Haringvliet. Vervolgens zijn de gegevens die nodig zijn voor de kwantificering van individuele spreiding in organismen geïnventariseerd. Uit deze inventarisatie bleek dat slechts voor Kwik een gevoeligheidsanalyse naar de rol van variatie tussen individuen kon worden uitgevoerd.

4. Uitvoeren van de gevoeligheidsanalyse en de validatie van het accumulatiemodel.

Op grond van de in UPTAQE/CHEOPS gebruikte procesformuleringen is de invloed van spreiding in coefficientwaarden op accumulatie-niveaus geanalyseerd. Hierbij zijn verschillende mogelijke bronnen van spreiding geformuleerd. In een volgende stap zijn uit het veld bekende (fysiologische) verschillen tussen individuele organismen geïnterpreteerd als bronnen van spreiding. Toetsing van verschillende bronnen van spreiding heeft geleid tot inzicht in de oorzaken van in het veld gemeten verschillen tussen accumulatie-niveaus van individuele organismen. Door gebruik te maken van alle vergaarde kennis is tenslotte een validatie uitgevoerd van het accumulatiemodel.

In de volgende hoofdstukken worden de genoemde activiteiten achtereenvolgens behandeld.

## 2. Analyse van het voedselweb in het IJsselmeer

### 2.1 Inleiding

Doel van het project is de validatie en gevoeligheidsanalyse van CHEOPS aan de hand van meetgegevens van fysiologie en accumulatie-niveaus in aal en snoekbaars in het IJsselmeer. Om deze vraag enigszins betrouwbaar te kunnen beantwoorden moet eerst bekend zijn welke (koolstof) stromen er door het voedselweb gaan en wat de preferentie is van predatoren voor een bepaalde prooi. De analyse van de koolstofstromen door het ecosysteem is uitgevoerd met behulp van MC<sup>2</sup>. In dit hoofdstuk wordt de definitie van een karakteristiek voedselweb beschreven en worden koolstofstromen tussen de gedefinieerde groepen, op grond van veldgegevens, zo goed mogelijk gekwantificeerd.

Met behulp van MC<sup>2</sup> wordt inzicht verkregen in de koolstofstromen tussen de verschillende ecogroepen (organismesoorten die wat betreft hun functie en plaats in het ecosysteem overeenkomen) van het voedselweb. De analyse is enerzijds gebaseerd op metingen van de biomassa en P/B-ratio's van de soorten(groepen) (Buijse et al. 1990) en anderzijds op algemene kennis met betrekking tot de fysiologie en het gedrag van de betrokken soorten(groepen). Ook moet opgegeven worden waaruit het voedselpakket van een ecogroep is opgebouwd. Op grond van deze noodzakelijk invoergegevens berekent het model de preferenties van de ecogroepen voor de opgegeven prooien.

Om tot een berekening van biomassa's van en koolstofstromen tussen de ecogroepen te komen worden door MC<sup>2</sup> de preferenties van een consument voor zijn verschillende prooien eenduidig bepaald. Daarmee liggen de energiestromen tussen de verschillende groepen vast. De bepaling geschiedt op grond van de gegeven fysiologische coëfficiënten. Hiertoe worden de ecogroepen opgesplitst in verschillende voedselgroepen met slechts één prooi-soort, waarmee de structuur van het voedselweb wordt vastgelegd. Wanneer MC<sup>2</sup> de preferenties heeft gekozen, berekent het model de koolstofstromen tussen de verschillende voedselgroepen, en van de voedselgroepen naar het detritus.



Uit deze berekening volgt ook de hoeveelheid koolstof, die door metabolische processen wordt verbruikt. In de analyse met MC<sup>2</sup> geldt een sluitende koolstofbalans van het totale voedselweb als randvoorwaarde. In concreto houdt dit in dat de som van alle transporttermen, produktie-, consumptie- en metabolische-fluxen gelijk aan 0 is. Omdat de mathematische formulering van het voedselweb onder deze randvoorwaarde een onderbepaald systeem is, (het aantal vrijheidsgraden is groter dan 1), is er in principe een oneindig aantal mogelijke goede oplossingen van preferenties en dus ook van bijbehorende biomassa's. Om dit te ondervangen is een optimalisatiecriterium gedefinieerd, dat de berekende biomassa's, door middel van lineaire programmering, zo min mogelijk van de, uit veldgegevens geschatte, biomassa's laat afwijken (volgens de kleinste kwadraten methode).

Achtereenvolgens zullen nu de definitie van het voedselweb, de bepaling van de geschatte biomassa's, de keuze van de fysiologische coëfficiënten en tenslotte het resultaat van de analyse besproken worden.

## 2.2 Definitie van het voedselweb

Bij de definitie van het voedselweb is uitgegaan van het voedselweb dat is gebruikt in de studie naar het ecosysteem van het Hollands Diep / Haringvliet (Mooij en de Vries, 1990). Aangezien er in het IJsselmeer nauwelijks macrofyten zijn komt de primaire produktie geheel voor rekening van het fytoplankton.

In het IJsselmeer zijn de volgende ecogroepen te onderscheiden. Fytoplankton verzorgt de gehele primaire produktie. Zoöplankton en zoöbenthos (chironomiden en tubificiden) vormen de twee groepen primaire consumenten. Vissen en vogels vormen de secundaire consumenten. De vissen zijn onderverdeeld in de volgende vier ecogroepen. Tot Planktivore Vis rekenen we spiering, pos en jonge vis. Deze groep eet zoöplankton. Tot Cypriniden rekenen we brasem en blankvoorn. Deze eten zoöplankton en zoöbenthos. De Aal eet zoöbenthos en planktivore vis. De laatste groep bevat de Roofvissen, die uitsluitend planktivore vis. De groep benthische filterfeeders, waarvan Dreissena polymorpha deel uitmaakt, is in eerste instantie buiten beschouwing gelaten, omdat naar verwachting slechts een gering deel van de primaire productie in het IJsselmeer door deze organismen wordt geconsumeerd. Bovendien is op grond van de vraagstelling van dit onderzoek geen aandacht besteed aan de ac-

cumulatie schelpdier-etende organismen, zoals in het IJsselmeer voorkomende eendesoornten.

De gegevens van Buijse et al. 1990 vormen een schatting van de biomassa's van de verschillende ecogroepen. Alle groepen produceren faeces als zijnde gesuspendeerd detritus. Alle primaire consumenten eten detritus: gesuspendeerd detritus wordt benut als voedsel door zoöplankton en zoöbenthos.

Naast detritus eet zoöplankton ook fytoplankton. In het voedselweb is het bodemdetrirus niet meegenomen als ecogroep. Het bodemdetrirus, dat gegeten wordt door het zoöbenthos speelt o.i. een zeer geringe rol in de koolstofhuishouding van het ecosysteem. Het bevat in het veld echter een zeer groot deel van al het aanwezige koolstof dat echter maar voor een klein percentage beschikbaar is voor organismen. De kwantificering van in het model te gebruiken beschikbare bodemkoolstofpool is niet eenvoudig. Door bodemdetrirus als aparte ecogroep in MC<sup>2</sup> op te nemen heeft dit een mogelijk sturende rol van deze grote inactieve pool tot gevolg, terwijl dat in werkelijkheid niet het geval is.

Bovendien kan worden beargumenteerd dat ook de bodemorganismen in eerste instantie gebruik maken van het meest bruikbare voedsel, namelijk het vers gesedimenteerde materiaal uit de waterfase. Dit is dan ook de reden dat, in deze schematisatie ook bodemorganismen uitsluitend gesuspendeerd detritus als voedselbron wordt aangeboden. Figuur 2.1 en tabel 2.1 geven de schematisatie van het voedselweb weer.



Tabel 2.1: Overzicht van het voedselpakket en het type faeces van de verschillende functionele groepen

<u>Primaire producent</u> Fytoplankton (algen)	<u>Detritus pools:</u> Gesuspendeerd detritus (S-DET) Bodemdetritus (B-DET)
<u>Predator:</u> Zoöplankton Zoöbenthos (Chirono+Tubific)	<u>Prooi(en):</u> Gesuspendeerd detritus, Fytoplankton Gesuspendeerd detritus Fytoplankton
Planktivore vis (Vis0+) Cypriniden	Zoöplankton Zoöplankton, Zoöbenthos
<u>Toppredator:</u> Aal Piscivore vis (Roofvis)	<u>Prooi(en):</u> Planktivore vis, Zoöbenthos Planktivore vis

### 2.2.1 Fysiologische coëfficiënten

In het model MC2 is de koolstofstroom die van een prooi naar een predator en naar het detritus loopt geformaliseerd (figuur 2.2). De omvang van de koolstofflux wordt in eerste instantie bepaald door de daily ration. Dit is de dagelijks benodigde hoeveelheid voedsel, als fractie van de eigen biomassa. De faecal fraction (die gezien wordt als eigenschap van de prooi) bepaalt welk percentage van het voedsel onverteerbaar is en als faeces naar het detritus verdwijnt. De metabolic rate bepaalt welk deel van de door het organisme opgenomen hoeveelheid koolstof verloren gaat door respiratie, mortaliteit, activiteit, celmetabolisme, etc. Het overblijvende gedeelte van de koolstofstroom wordt gebruikt voor de produktie van biomassa.

Uitgangspunt bij de analyse met behulp van MC2 is dat de fysiologische coëfficiënten min of meer onveranderlijke eigenschappen zijn van een functionele groep. Ze worden op grond van algemene biologische kennis van de betrokken groepen geschat (Jorgensen, 1979). Er is echter maar weinig informatie beschikbaar. Als extra informatie hebben we de P/B ratio's (produktie per biomassa) zoals die gemeten zijn door Buijse et al. gebruikt.

De uit het model af te leiden P/B ratio's zijn hieraan getoetst. De modelformulering van de P/B ratio is als volgt:

$$P/B = DR * (1-MR)$$

P/B - Produktie van biomassa per eenheid biomassa per dag ( $d^{-1}$ )

DR - Daily ration ( $d^{-1}$ )

MR - Metabolic rate ( $d^{-1}$ )

Door de modelcoëfficiënten DR en MR op elkaar af te stemmen werd de door het model bepaalde produktie per biomassa-eenheid afgestemd op de gemeten P/B ratio. De hier gekozen waarden komen vrijwel overeen met de waarden die door Los en Bakema (1988) opgegeven worden bij hun analyse van het Markermeer. De huidige inzichten geven echter aan dat voor de faecale fracties hogere waarden ingevuld moeten worden. Dit betekent dat een geringer deel van de energie beschikbaar is voor het volgende trofische nivo. Tabel 2.2 geeft een overzicht van de gekozen coëfficiënten.



De volgende opmerkingen kunnen bij deze keuze van de coëfficiënten gemaakt worden. Van de lagere organismen valt de hoge daily ration van het zoöplankton (0.3/d) vergeleken van die van het zoëbenthos (0.05). De daily ration van planktivore vis, voornamelijk bestaande uit jonge vis is een factor drie hoger dan die van de Cypriniden, aal en roofvis. De daily ration van de warmbloedige, actieve vogels is een factor 3-10 hoger dan die van de vissen.

De faecale fractie, dat deel wat niet verteerd wordt door de predator, neemt af van 0.8 voor detritus tot 0.3 voor vis. De metabolic rate, dat deel van het ingenomen voedsel dat in energie omgezet wordt en dus niet ter beschikking staat aan hogere organismen is voor vissen en vogels hoger (0.8-0.99) dan voor zoöplankton en zoëbenthos (0.9 en 0.7)

Tabel 2.2: Overzicht van de gekozen coëfficiënten van de verschillende functionele groepen

Mortality Fytoplankton:	0.15/d
Autolyse Fytoplankton:	0.10/d
Mineralisation Gesuspendeerd detritus:	0.15/d
Daily ration Zoöplankton:	0.30/d
" " Zoobenthos:	0.05/d
" " Smelt:	0.03/d
" " Cypriniden:	0.01/d
" " Aal:	0.01/d
" " Roofvis:	0.01/d
" " Vogels:	0.10/d
Faecal fraction Fytoplankton:	0.65
" " Gesuspendeerd detritus:	0.80
" " Zoöplankton:	0.50
" " Zoobenthos:	0.50
" " Smelt:	0.30
Metabolic rate Zoöplankton:	0.70
" " Zoobenthos:	0.70
" " Smelt:	0.80
" " Cypriniden:	0.80
" " Aal:	0.80
" " Roofvis:	0.80
" " Vogels:	0.99

### 2.2.3 Schatting biomassa's, primaire produktie en import

Voor de schatting van de biomassa's van de functionele groepen is allereerst uitgegaan van de gegevens van Buijse et al. (1990). Om van kg nat gewicht per hectare naar gC/m<sup>2</sup> te komen werd een conversiefactor van 0.005 gebruikt. Deze waarde is het produkt van 1000g/kg \* 0.05gC/gNat / 10000m<sup>2</sup>/ha. De resulterende omgerekende biomassa's staan in tabel 2.3.

Uit de door Buijse et al. (1990) gepubliceerde gegevens zijn niet alle in het voedselweb gedefinieerde biomassapools af te leiden. Een groot probleem vormt de hoeveelheid gesuspendeerd detritus. Het is erg moeilijk een schatting te maken van het gedeelte detritus dat als voedsel voor de primaire producenten beschikbaar is, m.a.w. het niet-refractaire gedeelte. Daarbij komt nog het gebrek aan kennis over de verliesprocessen van het detritus: mineralisatie, bezinking en refractair worden. Wanneer de gehalten organische stof in water als uitgangspunt genomen worden bij de berekening van de biomassa aan gesuspendeerd detritus worden onrealistisch hoge waarden gevonden. De geschatte bruikbare biomassa gesuspendeerd detritus is daarom bepaald uit een aangenomen 1:1 verhouding met de biomassa algen.

De primaire produktie heeft Buijse van Berger en Sweers (1988) overgenomen: de gemiddelde bruto-produktie per dag bedraagt 14% van de totale biomassa. Gezien de lange verblijftijd in het IJsselmeer (ongeveer een half jaar) is er geen noemenswaardige import van organisch materiaal per dag. Wel is er export in de vorm van visserij. De weggevangen hoeveelheid vis per dag is aan het model opgegeven als een migration rate.

De resultaten van de bij het Waterloopkundig Laboratorium uitgevoerde IJsselmeerstudie (T100, 1988) zijn wat betreft de fytoplankton gegevens niet in overeenstemming met de resultaten van Buijse et al. De IJsselmeerstudie heeft de fytoplankton-produktie en biomassa op grond van budgetten en sluitende massabalansen berekend. Deze resultaten zijn daarom, ons inziens, betrouwbaar. De biomassa en produktie in deze studie is een factor 2 a 3 hoger dan geschat door Buijse et al. Teneinde de consequenties van deze verschillen te bestuderen werd een tweede berekening met MC<sup>2</sup> gedaan. De geschatte biomassa zou in het IJsselmeer 20 gC/m<sup>3</sup> moeten zijn en de produktie 900 gC/m<sup>3</sup>/jaar. Waar mogelijk is gebruik gemaakt van hiermee overeenkomende hoge schattingen van biomassa's van functionele groepen. Op grond van door WL



gebruikte modelcoëfficiënten is de mineralisatiesnelheid van detritus is verlaagd tot .08/dag.

#### 2.2.4 Resultaten

Tabel 2.3: MC<sup>2</sup> berekende biomassa's, (I) o.g.v. door Buijse opgegeven biomassa's en (II) berekend o.g.v. primaire produktieschattingen (WL, 1988) en RIVO-visbiomassa schattingen.

Eenheid: gC/m <sup>2</sup>	geschat Buijse	I berekend	geschat Cazemier WL	II berekend
Primaire produktie	1.40	1.40	2.5	2.50
Biomassa Fytoplankton:	9.60	9.73	20.0	15.8
" Detritus	9.60	7.33	20.0	26.11
" Zoöplankton:	0.91	0.71		0.68
" Zoobenthos:	0.03	0.02		0.03
" Smelt:	0.39	0.32	0.57	0.81
" Cypriniden:	0.12	0.12	0.79	0.61
" Aal:	0.06	0.06	<0.5	0.17
" Roofvis:	0.08	0.08	0.29	0.28
" Vogel:	0.01	0.02		0.00

Primaire Productie in gC/m<sup>2</sup>.d

In tabel 2.3 staan twee sets biomassagegevens: de ene is gebaseerd op de gegevens van Buijse e.a. (1990) en de andere is ontstaan op grond van door WL (1988) berekende en door Cazemier (1986) over een periode van tien jaar gemiddelde, gemeten visbiomassa's .

Daarnaast laat de tabel de met MC<sup>2</sup> op grond van deze twee sets met biomassa-schattingen berekende biomassa's voor de verschillende eco-groepen zien. Figuren 2.3a en b tonen op een logaritmische schaal de berekende biomassa's naast de veldgegevens voor beide sets. In figuur 2.4 staan deze biomassa's uitgesplitst per voedselgroep voor set I.

Per set van gegevens komen de berekende biomassa's voor de meeste groepen goed overeen met de schattingen. Door de grotere primaire produktie in de WL/Cazemier set blijken de berekende biomassa's van vis nu een factor 3 tot 5 hoger dan in de op Buijse gegevens gebaseerde run. Uit de verschillende resultaten kan dan ook de conclusie worden getrokken dat er tenminste een tweetal sets resultaten mogelijk zijn, te weten een serie gebaseerd op lage produktie en lage biomassa van toppredatoren (Buijse) en een variant met

verhoogde produktie en bijbehorende verhoogde predatorbiomassa. Op grond van de schaarse gegevens kan geen uitspraak worden gedaan welke van de beide "scenario's" het best overeenkomt met de werkelijkheid.

Als extra controle werden ook de P/B ratio's van de verschillende groepen berekend. Zoals boven beschreven volgen deze voor de consumenten direct uit de keuze van de daily ration en de metabolic rate van de betrokken groep. Voor het fytoplankton wordt de P/B ratio berekend uit de opgelegde primaire produktie en de berekende biomassa van het fytoplankton. De P/B ratio's zijn op jaarbasis (dus \*365.) in een grafiek uitgezet (figuur 2.5). Voor de op gegevens van Buijse gebaseerde berekening komen de P/B ratio's van bijna alle functionele groepen goed overeen. Wat betreft aal is de berekende P/B ratio een factor twee hoger dan de door Buijse opgegeven waarde. Dit zou kunnen worden veroorzaakt door een te lage migratie-snelheid in MC2. Deze is uit de door Buijse opgegeven visvangst bepaald. Daarbij is geen rekening is gehouden met het wegtrekken van de aal zelf.

De nu volgende resultaten zijn gebaseerd op de berekening op grond van de gegevens van Buijse et al. Uit het model resulteren een tweetal koolstofstromen. De eerste wordt gevormd door de faecale rest van de prooi en loopt dus van voedselgroep naar detritus. De tweede bestaat uit het energieverlies aan processen als respiratie, metabolisme, activiteit e.d. Figuur 2.6 laat zien hoeveel koolstof wordt opgenomen en hoeveel van de prooi onverteerbaar is. Figuur 2.7 laat zien hoeveel energie er verloren gaat aan verliesprocessen in relatie tot wat aan voedsel wordt opgenomen.





### 3. Gevoeligheidsanalyse van predator-prooi relaties in het voedselweb

In deze paragraaf wordt de methodiek beschreven waarmee een kwantificering van de reële spreiding in de preferentie van predatoren voor hun prooien is gerealiseerd. Deze exercitie is gebaseerd op een modelmatige beschrijving van de voedselketen. Door gebruik te maken van een aantal statistische bewerkingen is de mogelijkheid van verschillende voedselpakketten voor predatoren voorkomend in het IJsselmeer gekwantificeerd. De aanpak wijkt af van de methodiek waarmee MC<sup>2</sup> de verdeling van de koolstofstroom tussen predatoren en prooien bepaalt.

#### III.1 Methodiek uitvoering gevoeligheidsanalyse

Door middel van calibratie van coëfficiënten die de fysiologie van de gemodelleerde organismegroepen beschrijven is met behulp van het model MC<sup>2</sup> een massabehoudende beschrijving van het voedselweb gerealiseerd, waarvan de berekende biomassa's zo goed mogelijk overeenkomen met de veldgegevens. De coëfficiënten betreffen de dagelijks benodigde hoeveelheid voedsel per organisme, de hoeveelheid energie benodigd voor metabolisme en de mate waarin het organisme eetbaar is door een predator. In deze calibratie werden de waarden van PP-preferenties, uitgedrukt als koolstoffluxen, en biomassa's berekend (zoals beschreven in hoofdstuk II).

Wanneer de berekende biomassa's goed in overeenstemming zijn met de gemeten biomassa's van ecogroepen, houdt dit desondanks niet in dat de daarvan afgeleide verdeling van koolstofstromen door het voedselweb de enige juiste is. Het is denkbaar dat ook een andere keuze van de preferenties van een predator voor zijn verschillende prooien een energiebalans op kan leveren met eenzelfde afwijking tussen berekende biomassa's en geschatte biomassa's. Vertaald naar het bestudeerde ecosysteem houdt dit in dat een (in tijd en ruimte) voortdurend veranderende samenstelling van biomassa van prooien wordt gecompenseerd door een zich aanpassend eetgedrag van predatoren. Een predatore vis kan dus overschakelen van muggelarven naar zooplankton naar 0-1 jarige planktivore vis, al naar gelang het aanbod. In deze benadering wordt echter wel voortdurend uitgegaan van een sluitende massabalans voor koolstof. Dit betekent dat biomassaveranderingen van elke ecogroep, op grond van een veranderd voedselaanbod instantaan plaatsvinden. De modelresultaten zijn



gebaseerd op een evenwichtig ecosysteem, hoewel dat in de natuur, door de combinatie van kortlevende prooien en langlevende predatoren, niet altijd het geval zal zijn.

In de traditionele MC2 aanpak wordt door middel van een lineaire programmerings-algoritme die oplossing gevonden, waarvoor geldt dat de som van de gekwadraterde verschillen tussen geobserveerde en berekende biomassa's minimaal is. Afgezien van numerieke problemen met afrondingsfouten is dit een eenduidige oplossing. Wanneer echter een iets ruimer beoordelingscriterium gehanteerd wordt verdwijnt de eenduidigheid. Zo'n ruimer criterium kan het makkelijkst gedefinieerd worden in termen van geoorloofde marges rond de optimale oplossing. In plaats van die ene oplossing waarvoor geldt dat de kwadraatsom minimaal is wordt nu gezocht naar een range van oplossingen waarvoor geldt dat de kwadraatsom kleiner is dan bijvoorbeeld twee maal de minimale kwadraatsom (behorende bij het berekeningsresultaat van MC<sup>2</sup>).

Vanwege de eenvoud is er voor gekozen de aldus gedefinieerde verzameling van oplossingen niet langs analytische weg te bepalen maar met behulp van een Monte Carlo techniek. In de traditionele MC<sup>2</sup> aanpak zijn de geobserveerde biomassa's en de coëfficiënten de invoer en de berekende biomassa's en de preferenties de uitvoer. Dit geldt nog steeds in de nieuwe aanpak, met dat verschil dat er nog een invoergegeven bijgekomen is, namelijk de toelaatbare range rondom de minimale kwadraatsom.

De gevolgde methodiek is echter volkomen gewijzigd. Terwijl MC<sup>2</sup> uit de invoer rechtstreeks de uitvoer berekent, is nu gekozen voor de omgekeerde aanpak. Dat wil zeggen dat er door middel van random trekkingen een set biomassagegevens gegenereerd wordt en vervolgens gekeken wordt of de kwadraatsom van deze waarden binnen de opgegeven range rondom de minimale kwadraatsom valt. Uitsluitend als dit het geval is wordt de set uitvoergegevens aan de uiteindelijke uitvoer toegevoegd. In principe kan dit proces zo vaak herhaald worden als er onafhankelijke random trekkingen gegenereerd kunnen worden (met de gebruikte random generator enkele miljoenen malen). Achteraf kan met behulp van grafische en statistische technieken de set van geaccepteerde oplossingen bekeken en beschreven worden. In bijlage 1 wordt de gebruikte methodiek met behulp van een voorbeeld gedetailleerd beschreven.

### 3.2 Resultaten gevoeligheids-analyse voedselweb

De toegepaste gevoeligheidsanalyse beschrijft alle mogelijke samenstellingen van het voedselpakket van onder andere snoekbaars en aal op grond van de schematisatie van het voedselweb. Bovendien wordt een relatie gelegd tussen de biomassa's van verschillende ecogroepen.

In figuur 3.1 zijn de relaties tussen alle berekende biomassa's gepresenteerd van alle gemodelleerde ecogroepen. De gepresenteerde gegevens zijn gebaseerd op een selectie criterium, waarbij de kwadratensom minder dan  $2 \cdot$  de MC2-kwadratensom bedraagt. Uit de analyse van deze figuur blijkt dat een aantal relaties sterk gecorreleerd zijn, terwijl andere relaties niet of nauwelijks verband tonen. Sterk gecorreleerd zijn met name ecogroepen met 1 voedselpreferentie, zoals 0-1 jarige planktivore vis met de aanwezige zoöplankton biomassa.

Eveneens sterk gecorreleerd is de zoöplankton biomassa met de detritus-hoeveelheid. Deze relatie wordt veroorzaakt door het verschijnsel dat koolstof (uit de constante primaire produktie) of via de heterotrofe keten wordt verbrand (zoöplankton-vis) of bij ontbreken van biomassa via detritus en vervolgens mineralisatie wordt afgevoerd. Het model zorgt zodoende altijd voor een gesloten koolstofbalans. Het ontbreken van heterotrofe biomassa, wordt veroorzaakt door een trekking waarin een lage biomassa van toppredatoren wordt gezet. Het modelconcept, realiseert vervolgens op lagere trofieniveaus weinig prooi-biomassa. Surplus primaire produktie wordt in dit geval gemineraliseerd via een vergroting van de detritus hoeveelheid.



Een goede correlatie op lage trofieniveaus vertaalt zich in veel mindere mate door naar relaties met toppredatoren, omdat hier compenserende aanvoer van koolstof plaats kan vinden via meerdere routes. Deze uitspraak is geldig voor alle niet sterk gecorreleerde relaties. In tabel 3.1 zijn de resulterende gemiddelde biomassa's en bijbehorende spreiding weergegeven. De berekende spreiding van de biomassa's is afhankelijk van het selectiecriterium in de MonteCarlo procedure en daarom niet dezelfde als de spreiding in de veldsituatie.

In figuur 3.2 is de spreiding van alle berekende biomassa's weergegeven in de vorm van een cirkel. De waarden zijn geschaald op grond van de berekende gemiddelde biomassa. De geschatte biomassa's uit het veld zijn hierin weergegeven als een AMOEBE ("Optimum bmass estimation"). In de linkerkolom kan voor elke ecogroep de verdeling van de biomassa-berekeningen worden afgelezen. De schaal is gebaseerd op de gemiddelde waarde  $\pm 2$  maal de standaardafwijking.

Tabel 3.1: Gemiddelde biomassa en spreiding na gevoeligheidsanalyse

Ecogroep	Gemiddeld	Sd	-2*Sd	+2*Sd
SUSDETRITUS	7.333	.233	6.789	7.876
FYTOPLANKTON	10.890	1.674	6.989	14.791
ZOOPLANKTON	.668	.125	.377	.959
BENTHOS	.033	.010	.010	.056
PLANKVIS	.309	.062	.164	.453
CYPRINIDEN	.104	.046	.000	.211
AAL	.059	.021	.010	.109
ROOFVISSEN	.094	.025	.034	.153
VOGELS	.001	.000	.000	.002

Biomassa in mgC/m<sup>2</sup>

Tabel 3.2: Gemiddelde preferentie en spreiding na gevoeligheidsanalyse

Ecogroep	Voedselkeuze*	Gemiddeld	Sd	-2*Sd	+2*Sd
ZOOPLANKTON	ZOO-SUS	.456	.280	.000	1.000
	ZOO-FYT	.544	.280	.000	1.000
BENTHOS	BEN-SUS	.505	.286	.000	1.000
	BEN-FYT	.495	.286	.000	1.000
PLANKVIS	PLV-ZOO	1.000	.000	1.000	1.000
CYPRINIDEN	CYP-ZOO	.817	.171	.419	1.000
	CYP-BEN	.183	.171	.000	.581
AAL	AAL-PLV	.733	.205	.256	1.000
	AAL-BEN	.267	.205	.000	.744
ROOFVIS	ROO-PLV	1.000	.000	1.000	1.000
VOGEL	VOG-PLV	1.000	.000	1.000	1.000

Preferenties altijd tussen 0.0 en 1.0,

Preferentie is uitgedrukt als fractie van totale consumptie

\* +2\*Sd maximaal 1.000

De resultaten van deze preferentieanalyse geven aan dat er grote verschillen zijn in de breedte van de range van mogelijke preferenties (tabel 3.2). Op grond van de schematisatie van de voedselketen bestaat het voedselpakket van enkele predatoren uit een prooi. Dit houdt in dat de gemiddelde preferentie altijd 1.0 zal zijn, met een bijbehorende spreiding  $Sd=0.0$ . Dit is het geval voor de planktivore vis (Plankvis), de snoekbaars (Roofvis) en de vogel.

De overige ecogroepen hebben meerdere (2) prooien. Zoöplankton heeft op grond van deze schematisatie een geringe voorkeur voor fytoplankton (0.544), ten opzichte van detritus (0.456). De spreiding in voedselkeuze is echter groot, oplossingen zijn mogelijk waarbij uitsluitend fytoplankton of detritus wordt gegeten. Een vergelijkbare situatie wordt berekend voor Benthos (lees: Tubificiden+ Chironomiden).

In de geselecteerde oplossingen prederen Cypriniden hoofdzakelijk op zooplankton (0.817) ten opzichte van benthos (0.183). De spreiding in de voedselkeuze is zodanig, dat het voedsel volledig uit zooplankton kan bestaan, en dat benthos maximaal 58.1% van de voedselconsumptie kan uitmaken. De predator Aal eet overheersend planktivore vis in deze schematisatie. De maximale bijdrage van benthos is 74.4% van de voedselconsumptie. In meerdere trekkingen bestaat het voedsel van Aal voor 100% uit planktivore vis.



### 3.3 Beschikbare veldgegevens eetgedrag snoekbaars en aal

Door verschillende instituten is onderzoek gedaan naar het (eet)gedrag van snoekbaars en aal. In deze paragraaf worden de beschikbare gegevens geanalyseerd. Uiteindelijk worden de model-resultaten getoetst aan de veldgegevens.

Het modelmatig beschrijven van de koolstofbalans in een ecosysteem is gebaseerd op de kwantificering van de fluxen van koolstof tussen verschillende groepen van organismen. Dit resulteert in een beschrijving van processen op basis van hoeveelheden koolstof (bijv. grammen) die door een organisme in een bepaalde tijd worden opgenomen. Omdat deze studie zich richt op de analyse van het eetgedrag van snoekbaars en aal dienen veldgegevens te worden verzameld. De beschikbare veldgegevens zijn echter gebaseerd op abundanties (tellingen) van prooien in magen van predatoren. Teneinde vergelijkbaarheid met modelresultaten te realiseren dient altijd een omrekening plaats te vinden naar maaginhouden op grond van gewichtsaandeel van elke prooi.

#### Snoekbaars

Door onderzoekers van de vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie van de K.U.N. (P. Bergers) zijn in 1988, in opdracht van RWS-RIZA, maandelijks snoekbaarzen gevangen bij de EPON-elektriciteitscentrale in de Waal bij Nijmegen.

Van deze snoekbaarzen is de abundantie van diverse prooien in de maaginhouden bepaald. Uit deze gegevens is een schatting afgeleid voor de kwantitatieve bijdrage van elke prooigroep aan het voedselpakket van de snoekbaars op grond van de jaargemiddelde abundantie van prooien in de maaginhoud van de snoekbaarzen gevangen in de Waal (tabel 3.3).

Tabel 3.3: Maaginhouden van snoekbaars in de Waal bij Nijmegen

	Maaginhoud MI%	gewicht prooi gProoi	Bijdrage gewicht
Prooivis	39%	5.	1.56
Insekten	10%	.003	0.0002
Kreeftachtigen	17%	.002	0.0003
Zooplankton	1%	<.0001	<0.00001
Overige	33%	<.1?	<0.03?

(n-Prooi, totaal getelde prooien: 227)

(n-Pred, totaal bemonsterde vissen : 283)

Bijdrage =  $MI\% * gProoi * nProoi / nPred$   
 beschikbaar gesteld door P. Bergers, KUN

Uit de tabel 3.3 kan worden afgeleid dat de bijdrage van prooivis op gewichtbasis in de maaginhoud van snoekbaarzen een overheersende rol speelt. De bijdrage van de overige maaginhoud bestaat voor een deel uit bodemmateriaal en voor een ander gedeelte uit niet geïdentificeerde organismen. Aangenomen is dat deze fractie voor een groot deel zal bestaan uit resten van kleine, makkelijk verteerbare organismen. Op grond hiervan is het gewicht laag ingeschat.

#### Aal

In opdracht van RIVO is in 1982 door Koenders en Mentink een onderzoek uitgevoerd naar de voedselsamenstelling van aal in het IJsselmeer.

Deze studie betrof een kwalitatieve en een kwantitatieve beschrijving van voedselsamenstelling op grond van de analyse van maaginhouden van aal.

Metingen betreffen aal van verschillende lengteklassen (20-35 cm) gevangen in juni en september 1980 op klei en zandbodems. In totaal werd van 297 exemplaren de maaginhoud bepaald. Gemeten werd het aandeel van bepaalde groepen prooien, op grond van hun abundantie in de maaginhoud. Vervolgens zijn, op grond van schattingen van volume en gewicht van elke voedselgroep, kwantitatieve schattingen voor de maaginhouden van de totale groep alen afgeleid. In de onderstaande tabel 3.4 staan de resultaten per maand weergegeven. In kolom 5 en 6 zijn de waarden gemeten in het Tjeukemeer door de Nie (1988) weergegeven.



Tabel 3.4: Maaginhouden van aal in het IJsselmeer en het Tjeukemeer

	Volume%		Gewicht%		Gewicht%	
	j	s	j	s	min	max
Vissen	17	43	32	68	0	97
Oligochaeta	50	25	38	15	2	90
Insecta	3	10	2	5		
Crustacea	10	5	7	2	.1	31
Ostracoda	-	2	-	2	0	66
Overige	20	15	21	8		

j - juni

s - september

Uit de tabel wordt geconcludeerd dat vissen en oligochaeten in belangrijke mate het voedselpakket van aal bepalen. Op grond van de grote verschillen tussen de maanden juni en september wordt geconcludeerd dat grote variaties in het voedselpakket mogelijk zijn. In de praktijk wordt gesproken van de neiging tot voedselspecialisatie van individuele palingen. Dit komt overeen met de grote spreiding gevonden in de metingen. Het grote aantal monsters geeft naar onze mening een voldoende gemiddeld beeld voor de gehele populatie.

Modelresultaten die gebaseerd zijn op de voedselweb-studie en de daaropvolgende onzekerheidsanalyse, zijn gebaseerd op een overheersende bijdrage van prooivis aan het voedselpakket van snoekbaars. Dit is goed in overeenstemming met de meetgegevens. De gevoeligheidsanalyse voor aal heeft geresulteerd in ranges van preferenties voor de twee gespecificeerde prooigroepen. Deze twee groepen komen kwalitatief overeen met de belangrijkste groepen op grond van de veldgegevens. De vergelijking van gemeten en geschatte preferenties toont aan dat de berekende preferentieranges en de gemeten ranges goed overeenkomen (tabel 3.5). Dit resultaat ondersteunt de hypothese dat de modelmatige analyse van spreiding van eetgedrag in het voedselweb kan leiden tot een realistische kwantificering van de in het veld mogelijke ranges van voedselkeuze. Opgemerkt wordt dat de bruikbaarheid van de methode vooralsnog beperkt blijft tot de analyse van goed gedefinieerde "bemonsterde" voedselwebben.

Tabel 3.5: Vergelijking modelresultaat en veldgegevens

	MonteCarlo		Optimum <sup>1</sup>		Veldmeting RIVO		Tjeukemeer	
	Min	Max	Min	Max	juni	september	MIN	MAX
Aal-Vis	.26	1.00	0.4	1.0	0.32	0.68	0.00	0.97
Aal-Benthos	.00	0.74	0.0	0.6	0.15	0.38	0.02	0.90

<sup>1</sup> - Berekende preferentierange bij aalbiomassa overeenkomstig de veldgegevens

In figuur 3.3 zijn berekende en geschatte preferenties van aal voor de verschillende prooien weergegeven. Hierbij wordt op de x-as de berekende biomassa gegeven, waarbij in de MonteCarlo simulatie steeds een bijbehorende set preferenties is gegenereerd. Uit de figuur kan worden afgelezen dat bij toenemende biomassa van aal in het voedselweb, een steeds toenemende preferenties voor spiering optreedt. Dit is een gevolg van de meer rechtstreekse route waarlangs koolstof beschikbaar komt voor deze toppredator, waarbij minder verlies van energie via metabolisme is opgetreden.

In figuur 3.4 kan de berekende spreiding worden vergeleken met de in het veld gemeten spreiding. Hierbij is spreiding voor twee voedselbronnen aangegeven. Eveneens kan de berekende preferentie-range bij een in het veld gemeten aalbiomassa worden afgelezen.



#### 4. Beschikbare fysisch-chemische en biologische gegevens

##### 4.1 Beschikbare fysisch-chemische gegevens

In deze studie is de analyse van de invloed van eetgedrag op accumulatie-niveaus in toppredatoren het centrale thema. Deze vraagstelling houdt in dat de keuze van te bestuderen contaminanten afhankelijk is van de mate waarin de stoffen accumuleren via het voedsel van de predatoren. In eerdere studies (De Vries en Pieters, 1989; De Vries, 1991) is aangetoond dat de met name lipofiele organische microverontreinigingen via het voedsel accumuleren in top-predatoren. Op grond hiervan en op grond van de beschikbare meetgegevens, zijn PCB153, HCB en (methyl-)kwik geselecteerd. Van de laatstgenoemde stof zijn alleen veldgegevens beschikbaar van accumulatie-niveaus. Water- en bodemkwaliteitsgegevens ontbreken geheel.

Om uiteindelijk accumulatie-niveaus in snoekbaars en aal te kunnen berekenen, is een goede kennis van de blootstelling noodzakelijk. In deze paragraaf wordt de kwaliteit van water- en bodem van het IJsselmeer voor de stoffen Kwik en PCB153 gepresenteerd. Omdat de blootstelling van vissen niet beperkt is tot een bepaalde lokatie, wordt een gemiddelde waarde voor een tweetal gebieden in het IJsselmeer gepresenteerd. In deze studie wordt een tweedeling van het IJsselmeer in een Noordelijk (zandig) deel en een Zuidelijk (slibrijk) deel aangehouden. Beschikbare gegevens zijn ontleend aan de WAKWAL-bestanden van RWS, de slibcentrifuge studies van RIZA en de bodembemonsteringen van Vink en Winkels (RIZA, 1989).

De waterkwaliteitsmetingen betreffen de concentraties geadsorbeerd aan zwevende stof. Omdat organismen, via de kieuwen, blootgesteld zijn aan de opgeloste concentraties heeft een omrekening plaatsgevonden op grond van de Koc. Hiervoor is steeds de actuele concentratie DOC, POC gebruikt. In bijlage II is het gebruikte rekenalgoritme gedocumenteerd. In de onderstaande tabel staan de gemeten en berekende gemiddelde concentraties (1987-88) voor het IJsselmeer weergegeven.

Tabel 4.1: Waterkwaliteitsgegevens IJsselmeer

	HCB		PCB153		
	Zuid	Noord	Zuid	Noord	
Totaal geadsorbeerd!	8.4	4.5	20.3	17.8	ug/kgds
Geadsorbeerd POC <sup>#</sup>	26.4	18.1	60.8	50.2	ug/kgds
Opgelost <sup>#</sup>	.0004	.0002	4.7e-5	3.9e-5	ug/l
	n = 4		n = 4		
	Sd= 3.4	2.1	Sd= 4.4	5.2	

	Hg		Cd		
	Zuid	Noord	Zuid	Noord	
Totaal geadsorbeerd!	686	629	3136	2900	ug/kgds
Geadsorbeerd POC <sup>#</sup>	686	629	3136	2900	ug/kgds
Opgelost <sup>#</sup>	.0039	.0035	.056	.052	ug/l
	n = 7		n = 7		
Spreiding [ads]-data	Sd= 193	269	Sd=1372	1108	

! - Gemiddeld op basis van metingen

# - Berekend op basis van Koc

Tabel 4.2: Overige parameters IJsselmeer

	[conc] in mg/kg ds			
	Zuid	Noord	n	Sd
TOC	9.8	11.0	14	1.2
DOC	6.2	5.9	14	1.0
Zwevende stof	27.0	29.3	14	6.9
Lutum	14.2	1.8		
%OC	8.2	0.6		

De resultaten zijn gebaseerd op  $\log(Koc) = 5.27$  en  $6.51$  l/kg voor resp. HCB en PCB153. Voor Kwik is  $\log(Kd) = 2.25$  l/g gekozen (Smits, 1990).

De gegevens voor de bodemkwaliteit zijn ontleend aan een studie van Vink en Winkels (1989). In deze studie is op een groot aantal lokaties de bovenste vijf centimeter van het sediment bemonsterd. De gegevens betreffen gehalten van Hg en PCB153, gemiddeld voor lokaties in zowel het zuidelijke als het noordelijk IJsselmeer. De gehalten voor HCB zijn ontleend aan het nationale bestand van bodemgegevens, zoals beschikbaar bij RIZA.



Tabel 4.3: Bodemkwaliteitsgegevens IJsselmeer

	HCB		PCB153		
	Slib	Zand	Slib	Zand	
Totaal geadsorbeerd <sup>!</sup>	.0012	.0001	.0035	.0005 <sup>?</sup>	ug/gds
Geadsorbeerd POC <sup>#</sup>	.014	.0099	.034	.039	ug/gds
Opgelost <sup>#</sup>	.0002	.0001	2.7e-5	3.0e-5	ug/l
n =			34	21	-
Sd=			3.3	-	

	Hg		Cd		
	Slib	Zand	Slib	Zand	
Totaal geadsorbeerd <sup>!</sup>	0.5	0.1	2.00	-	ug/gds
Geadsorbeerd POC <sup>#</sup>	.69	.63	3.14	2.90	ug/gds
Opgelost <sup>#</sup>	.0039	.0035	.056	.052	ug/l
n =	34	21	34	-	-
Sd=	0.4	0.1	1.5	-	

<sup>!</sup> - Gemiddeld op basis van metingen voor PCB en HG, HCB-totaal is berekend

<sup>#</sup> - Berekend op basis van Koc

<sup>?</sup> - 0.5\* detectiegrens voor PCB153 in zand

#### 4.2 Beschikbare gegevens accumulatie-niveaus in het voedselweb

Uit eerdere studies zijn gegevens beschikbaar van de concentraties in de voornaamste voedselbronnen van snoekbaars en aal. In de onderstaande tabel zijn de concentraties in chironomiden en oligochaeten (benthos), pos en spiering gepresenteerd. Gegevens voor benthos zijn gebaseerd op gegevens van het RIZA (de Wolf, 1988). De gegevens voor de beide vissen zijn ontleend aan RIVO-rapport M086-204. Twee vogelsoorten worden gepresenteerd, hiervan kan de kuifeend worden gezien als een typische benthos-eter, terwijl de fuut een echte viseter is. De gegevens zijn beschikbaar gesteld door MTNO (Scholten en Foekema, 1988)

Tabel 4.4: Accumulativeniveaus in organismen

	Wnat	%Wdr	%Vet	ug/kg nat		mg/kg adw	
				HCB	PCB153	Hg	Cd
Zooplankton #		10				.15 - .76	.56 - 6.1
Zooplankton ~						.8	1.6
Chironomiden#	7.2 mg	10	0.21	4.35	3.42	2.4 - 3.9	20.4 - 25
Oligochaeten#	1.0 mg	10	0.78	23.12	17.4	2.0 - 5.9	13.2 - 18.5
Oligochaeten@		10			1 - 4		0.1 - 2.1
Pos - ZMAS#		12.5				1.1 - 1.4	.02 - .12
Pos 1\$	11g	12.5	1.7	0.38	8.6	1.3	
Pos 2\$	14g	12.5	1.6	0.74	5.6	1.9	
Spiering 1\$	2g	12.5	3.9	0.85	11.	1.6	
Spiering 2\$	4g	12.5	5.0	2.0	16.	2.0	
Rode aal*	80g	12.5	27.	31-83	160-720		
Snoekbaars+		12.5					0.0 - 3.26
Brasem+		12.5					0.0 - 3.15
Rode aal^		12.5	22.		250		
Snoekbaars^		12.5	0.1		10		0.0 - 3.26
Brasem^		12.5	0.2		55		0.0 - 3.15
Kuifeend!	500	12.5	1-5	9-591	117-885		.11 - 8.4
Fuut!	300	12.5	1-5	70-200	300-2000	6.3 - 35	

- 1,2 - RIVO heeft vangsten ingedeeld op grond van gewichtsklassen
- Wnat - gemiddelde natgewicht (ontleend aan de Wolf, DBW 88.054x)
- %Wdroog - geschatte verhouding droog/natgewicht
- %Vet - lipiden-percentages o.g.v. natgewicht
- ! - gemeten in de lever, op grond van USF&W referenties (Anonymus,85,86) wordt de gegeven concentratie met een factor .20 vermenigvuldigd.
- # - gegevens ontleend aan Scholten en Foekema (1988) metalen uit ZMAS (84), Chironomiden gemeten in Haringvliet, HCB en PCB gemeten in Ketelmeersediment door de Wolf(1988)
- @ - gegevens ontleend aan PCBB-Mesocosm experimenten 88-89
- \$ - gegevens ontleend aan RIVO, M088-204
- \* - gegevens ontleend aan RIVO, M086-01,02
- ^ - met dank aan J. de Boer, RIVO
- + - ontleend aan Bergers, LAO-256, Waal bij Nijmegen, gemeten in levers
- ~ - gegevens 1988, gedoseerd IJsselmeerwater, ter beschikking gesteld door L. Enserink, RIZA
- ZMAS - bemonsteringen in juni en oktober 1977
- RIZA - bemonsteringen in 1988-1989



#### 4.3 Beschikbare gegevens accumulatie-niveaus toppredatoren

Door het RIVO zijn in de vissoorten snoekbaars en aal (rode aal en schieraal) individuele gehalten voor de contaminanten kwik en PCB153 bepaald. De monsters zijn afkomstig uit delen van het IJsselmeer. In de onderstaande tabel zijn de beschikbare gegevens geordend.

Tabel 4.5: Beschikbare individuele gegevens voor organismen in IJsselmeer

	Jaar							Stof		Lokatie			N
	81	84	85	86	87	88	89	PCB	Hg	Noord	Zuid	Geheel	
1 Snoekbaars	+							+				+	34
2 Snoekbaars		+						+				+	43
3 Snoekbaars			+					+				+	40
4 Snoekbaars				+				+				+	38
5 Snoekbaars					+			+				+	64
6 Snoekbaars						+		+				+	52
7 Rode aal							+	+		+			15
8 Schieraal					+			+				+	25
9 Schieraal					+			+				+	21

De beschikbare gegevens van snoekbaars en aal kunnen op verschillende manieren worden geanalyseerd. De analyse dient informatie op te leveren waarmee de uit te voeren gevoeligheidsanalyse van de bioaccumulatieberekeningen kan worden getoetst. Dit houdt in dat een berekende spreiding in accumulatie-niveaus kan worden vergeleken met gemeten variaties in accumulatie-niveaus in het veld. In de onderstaande tabel (4.6) is van elke beschikbare dataset het gemiddelde en de spreiding bepaald. Hieruit blijkt dat de variatiecoëfficiënt per gegevensbestand sterk kan variëren, zonder dat een duidelijke trend in accumulatie-niveaus en lengtes optreedt.

Wanneer alle gegevens worden gecombineerd resulteert een concentratie van 0.47 mg/kg met een spreiding van 61% voor vissen met een gemiddelde lengte van 39 +/- 16 centimeter. Omdat de datasets 7 en 8 niet kunnen worden onderscheiden op grond van de T- en de F-toets, en omdat biologische verschillen beperkt worden verondersteld, zijn deze gegevens gecombineerd. De op grond van hun trekgedrag verwachte grote spreiding in accumulatie-niveaus van schieraal wordt alleen gereproduceerd in dataset 9. Uit vergelijking van snoekbaars- en aalgegevens blijkt een lagere (.5\*) concentratie Hg in aal waarbij de spreiding vergelijkbaar is.

Tabel 4.6: Gemiddelde concentraties en spreiding in vissen per set

	Stof PCB HG	Concentratie mg/kg nat				N	
		[gem]	Std	Varco	lengte		
1	Snoekbaars	+	0.62	0.29	46.8	48 +- 9	34
2	Snoekbaars	+	0.59	0.25	42.4	47 +- 13	43
3	Snoekbaars	+	0.58	0.08	13.8	43 +- 4	40
4	Snoekbaars	+	0.40	0.22	55.0	25 +- 13	38
5	Snoekbaars	+	0.33	0.14	42.4	33 +- 16	64
6	Snoekbaars	+	0.48	0.41	85.4	48 +- 12	52
7	Rode aal	+	0.24	0.16	66.7	34 +- 3	15
8	Schieraal	+	0.20	0.09	45.0	31 +- 2	25
	1+2+3+4+5+6		0.47	0.28	59.6	39 +- 16	198
	7+8		0.23	0.14	60.9	33 +- 3	40
9	Schieraal	+	0.33	0.24	72.7	?	21

Varco - Variatie coëfficiënt uitgedrukt in % relatieve standaardafwijking  
d.i. Std / gemiddelde \* 100

In figuur 4.1 zijn alle beschikbare visgegevens voor kwik weergegeven. Uit de figuur blijkt een duidelijk indeling in verschillende lengteklassen van de snoekbaarspopulatie. Dit is duidelijk niet het geval voor de aalgegevens. Opvallend is de sterk toenemende spreiding van gegevens voor grotere snoekbaarzen. Dit is te wijten aan de vermenging van oudere jaarklassen in dit lengtetraject. Vanaf het vierde jaar treedt voortplanting op en neemt de groeisnelheid af. Door verminderde groeisnelheid kan bij een min of meer gelijkblijvende opname van kwik een asymptotische toename van interne accumulatie-niveaus optreden. De aal vertonen niet een dergelijk beeld omdat aanwezige exemplaren voortdurend blijven toenemen in gewicht (vnl. vet) en geslachtsrijpe exemplaren niet langer in het watersysteem voorkomen. Bovendien kan het variabele voedselpakket een rol spelen.

In tabel 4.7 zijn statistische gegevens per lengteklasse gepresenteerd. De lengteklassen zijn zodanig gekozen, dat een indeling per jaarklasse is ontstaan. Uit de tabel blijkt dat, naarmate de leeftijd van de snoekbaarzen toeneemt, ook de spreiding in accumulatie-niveaus toeneemt. Deze toename is echter meer dan proportioneel. Dit gaat niet op voor de eerste lengtegroep. Dit is te wijten aan leeftijdsverschillen op grond van de reproductie-periode in maart en een mogelijke periode in juni. Belangrijker is echter het verschil dat is ontstaan op grond van eetgedrag van deze jongste vissen. De piscivore jonge snoekbaarzen groeien door tot 10 -15 centimeter, terwijl planktivore snoekbaarzen klein blijven (gegevens L.I. Oosterzee).



De lengtevariatiaties per lengteklasse vertonen nauwelijks een proportionele toename. Dit laatste is in overeenstemming met de gegevens van vispopulaties, waarin elke jaarklasse een spreiding vertoont die in relatieve grootte gelijk blijft ten opzichte van het gemiddelde gewicht van een jaarklasse. Uit de vergelijking van de twee verschillende trends in de spreiding kan worden geconcludeerd

- a) de absolute spreiding van accumulatie-niveaus veel hoger is dan de spreiding van individuele lengtes en
- b) dat de meer dan proportionele toename van spreiding in accumulatie-niveaus niet alleen kan worden verklaard uit verschillen in fysiologie van individuele snoekbaarzen. (zie ook figuur 4.2).

Tabel 4.7: Analyse gegevens van vissen per jaarklasse

		lengte klasse	Concentratie Hg [gem]	Lengte Varco	Lengte cm	Varco	N
1	Snoekbaars	0 <math>\diamond</math> 14	2.11e-1	39.9	10.5	30.5	14
2	Snoekbaars	15 <math>\diamond</math> 24	3.33e-1	6.34	16.0	4.31	10
3	Snoekbaars	25 <math>\diamond</math> 36	3.62e-1	16.4	29.8	5.60	41
4	Snoekbaars	37 <math>\diamond</math> 55	4.17e-1	28.8	43.3	6.70	110
5	Snoekbaars	>55	9.23e-1	36.4	64.4	12.3	26
6	Snoekbaars	<55cm	3.79e-1	29.0			173
7	Alle Sb		4.51e-1	53.9	39.8	35.9	198
8	Alle alen		2.27e-1	60.9	33.0	10.0	40

Uit tabel 4.7 blijkt dat de relatieve spreiding (Varco) voor de gecombineerde snoekbaarsgegevens en de gecombineerde aalgegevens niet sterk verschillen. Getoetst is of beide samples nog significant zijn te onderscheiden. Hiervoor is gebruik gemaakt van de per lengteklasse geordende gegevens. Uit de beschouwing van figuur 4.1 kan al worden gezien dat exemplaren van beide vissoorten met overeenkomstige lengtes duidelijk verschillen in accumulatie-niveaus en bijbehorende spreiding. Met behulp van Student's T-toets kan worden getest of gemiddelden van twee samples significant van waarde verschillen. De F-toets test of de waargenomen spreiding in twee samples significant behoort tot dezelfde verdeling. In tabel 4.8 zijn de resultaten van beide toetsen weergegeven, waarbij steeds alle aaldata zijn vergeleken met verschillende subsets van de beschikbare snoekbaarsdata. Uit de tabel blijkt dat zowel het gemiddelde als de spreiding significant verschillen tussen alle geteste combinaties van datasets.

Tabel 4.8: Vergelijking van snoekbaarsdata met alle aaldata

	lengte klasse	Gebruikte toets				
		T	F	PT	PF	
1	Snoekbaars	37 > 55	4.67	1.96	.044	<.001
2	Snoekbaars	<<55	7.47	1.61	.021	<.001
3	Alle Sb		5.67	3.03	<.001	<.001

T - T-toets, vergelijking gemiddelden tussen datasets

F - F-toets, vergelijking spreiding tussen twee datasets

PT- Overschrijdingskans T-toets

PF- Overschrijdingskans F-toets

#### 4.4 Beschikbare gegevens fysiologie snoekbaars en aal

De hoeveelheid geconsumeerde prooi wordt enerzijds bepaald door het aanbod van prooi en anderzijds door het functioneren van het organisme. In de benadering die ten grondslag ligt aan het accumulatiemodel is de behoefte aan energie de sturende factor voor de consumptie van prooi. In combinatie met het door het koolstofbalans-model bepaalde aanbod levert dit een zo goed mogelijk met de werkelijkheid overeenkomende accumulatie van contaminanten via de voedselketen op. Een principiële voorwaarde is dat de fysiologie van organismen, die ten grondslag ligt aan beide modellen, in overeenstemming moet zijn met de werkelijkheid. Om aan deze voorwaarde te kunnen voldoen is de beschikbare kennis van de fysiologie van snoekbaars en aal geïnventariseerd.

De volgende gegevens zijn beschikbaar voor snoekbaars uit verschillende publikaties. In het Hongaarse Balatonmeer is een intensieve studie uitgevoerd naar de daar aanwezige snoekbaarspopulaties. Populatiegegevens konden worden ontleend aan de uitgebreide studies van het RIVO (Cazemier) in het IJsselmeer.



Tabel 4.9: Gegevens over de fysiologie van Snoekbaars

P/B ratio	0.50 per jaar	Biro
Assimilatie-eff opname	>95% (vis) , 81% (invert.)	Marshall
Groei t.o.v. voedselopname	0.023 - 0.50 per jaar	Boisclair
Metabolisme vs voedselcons	0.14 - 0.60 per jaar	Boisclair
Respiratie	2.06 Kcal / g nat (per jaar)	Biro
Faeces+excretie	0.64 Kcal / g nat (per jaar)	Biro
Metabolic energy	4.1 Kcal / g carbohydate	Hoar
Daily ration food vs W	0.4 - 0.9% per dag	Biro
Groei vs gewicht/jr	>500% (YOY), 100-50% (2-4), 25-5%	Gutshop
Groei per dag	0 - 2.5% tov gewicht	Hoar
Vetgehalte	0.3 - 1.0%	RIVO
Mortaliteit	89.5% jaar (incl visserij)	Cazemier
Biomassa	7.7 kg/ha (IJsselmeer)	Cazemier
L-W relatie	$W = 0.006 * L^{**} (3.100)$	Cazemier
Metabolic rates	60 - 350 mg O <sub>2</sub> /Kg/hr	Hoar

Tabel 4.10: Gegevens over de fysiologie van Aal

L-W relatie	$W = 0.0028 * L^{**} (2.811)$	Cazemier
Vetgehalte	20 - 50%	Coenradi
Assimilatie-eff opname	ca 80%	De Nie
Daily ration	0.8-0.9% biomassa/dag	De Nie
Groei	aal<250mm ca 16-33mm/jr	De Nie
Groei	aal>250mm-<400mm <43mm/jr	De Nie
Jaarklassen	aal>150mm-<300mm ca 5-6 klassen	De Nie

## 5. Analyse van bioaccumulatie in snoekbaars en aal

In dit hoofdstuk worden alle voorgaande onderdelen samengevoegd om een gevoeligheidsanalyse en verificatie van het accumulatiemodel CHEOPS uit te kunnen voeren. De gevoeligheidsanalyse van het model bestaat uit twee onderdelen; (1) de theoretische analyse van bronnen van spreiding en (2) de analyse van in het veld gemeten spreiding m.b.v. van het model SSENS. Teneinde een verificatie uit te kunnen voeren van het accumulatiemodel wordt een in een ander watersysteem gecalibreerde coëfficiëntenset toegepast bij de evaluatie van PCB en Cadmium gegevens in het IJsselmeer.

### 5.1 Analyse van spreiding accumulatie-niveaus met SSENS

Op grond van de geringe kennis over veel coëfficiënten van het accumulatiemodel is in eerder uitgevoerde studies gesteld dat de beschrijving van spreiding in modelresultaten gewenst is. Het betreft hier de bestudering van de invloed van fysiologische variaties tussen individuen onderling en van de gevoeligheid van modelresultaten voor variatie in willekeurige combinaties van parameters.

Teneinde deze relaties te kunnen kwantificeren is het modelinstrument SSENS ontwikkeld. SSENS bestaat uit een combinatie van een aantal modules die geïntegreerd zijn in een overkoepelende menustructuur. SSENS is gebaseerd op het toepassen van een MonteCarlo benadering voor een gegeven serie coëfficiënten met een gegeven standaardafwijking. Op grond van de gegeven spreiding rond coëfficiënten wordt een normaal verdeelde set coëfficiëntwaarden getrokken. Dit resulteert uiteindelijk in een serie accumulatieberekeningen. Om de invloed van de verschillende onafhankelijk variabelen te interpreteren worden de rekenresultaten tenslotte verwerkt met behulp van multiple lineaire regressie. Een grafische postprocessor presenteert de resultaten.



## 5.2 Opzet

Een belangrijke vraagstelling in deze studie is de analyse van de mogelijke invloed van eetgedrag op de spreiding in accumulatie-niveaus. Dit houdt in dat de analyse dient te worden uitgevoerd voor een stof die in sterke mate via de voedselketen wordt opgenomen in organismen. Daarnaast zijn meetgegevens van individuele organismen noodzakelijk om de invloed van verschillende spreidingsbronnen te kunnen analyseren. Tenslotte is kennis an expositie (water- en bodemkwaliteit) noodzakelijk om een calibratie uit te kunnen voeren. De combinatie van deze beide voorwaarden leidt tot de keuze van kwik als te testen contaminant. Op grond van een reeds eerder uitgevoerde studie naar de accumulatie van (methyl)kwik in organismen in het Ketelmeer en IJsselmeer is een gecalibreerde coëfficiëntenset reeds beschikbaar (de Vries en Pieters, 1989). Deze coëfficiëntenset is dan ook gebruikt om de gevoeligheidsanalyse uit te voeren.

De keuze voor analyse van het gedrag van kwik is gebaseerd op de beschikbaarheid van metingen in organismen. Uit de literatuur blijkt dat de accumulatie van kwik in hogere organismen, voor het overgrote deel wordt veroorzaakt door de organische variant, methyl-kwik. Van deze stof zijn helaas geen metingen van water- en bodemkwaliteit beschikbaar. Het gedrag van deze stof in het ecosysteem is echter redelijk bekend. Op grond van de bekende stoffeigenschappen en bekende accumulatie-niveaus is door de Vries en Pieters (1989) een accumulatiestudie uitgevoerd, waarbij de concentratie methylkwik in het milieu werd teruggeschat. Omdat de bijdrage van methylkwik uit het voedsel aan accumulatie-niveaus in aal en snoekbaars groter dan 95% wordt verondersteld, is de lokale water- en bodemkwaliteit voor de vraagstelling in de onderhavige studie van gering belang, de concentratie in het voedsel des te meer. Het is dus noodzakelijk de methylkwik-concentraties in de prooien van de beide predatoren goed in te schatten. Omdat de in het veld gemeten accumulatie-niveaus in deze prooien totaal-kwik bedragen moet een schatting van de methylkwikconcentratie worden afgeleid als basis voor de studie (tabel 5.1).

### 5.3 Methylkwik in het voedsel van aal en snoekbaars

De schematisatie en calibratie van het voedselweb heeft geleid tot de volgende relevante predator-prooi relaties, (1) Aal - Benthos, (2) Aal - Spiering en (3) Snoekbaars - Spiering. De in het veld gemeten ranges in totaal kwikconcentraties in Benthos, Spiering en de toppredatoren zijn weergegeven in tabel 5.1 (kolom 1-2).

Tabel 5.1 Gehalte van kwik in organismen

mg/kg adw	[Hg]	%M	[mHg]		CH-[mHg]
Chironomiden <sup>#</sup>	2.4 - 3.9	10	0.24	0.39	
Oligochaeten <sup>#</sup>	2.0 - 5.9	10	0.20	0.59	0.13
Spiering <sup>§</sup>	1.1 - 2.0	30	0.33	0.60	0.33
Aal <sup>®</sup>	0. - 4.48	90	0.	4.03	3.80
Snoekbaars <sup>®</sup>	0. - 8.24	90	0.	7.41	2.50

- adw - alle concentratie in mg/kg asvrij drooggewicht  
 %M - percentage methyl-kwik in organismen (geschat) (De Vries, 1989)  
 [m-Hg] - geschatte methyl-kwik concentratie in organismen  
 [Hg] - gemeten kwik concentratie in organismen  
 CH-[mHg] - mbv CHEOPS berekende methylkwik concentratie in organismen  
 # - metalen uit ZMAS (84), Chironomiden gemeten in Haringvliet (min-max)  
 § - gegevens ontleend aan RIVO, MO90-205 (min-max, o.g.v. 2 grootte-  
 klassen)  
 ® - gemiddelde +/- 2 maal Stdv., o.g.v. alle gemeten exemplaren (RIVO).

Bij de afleiding van methylkwik-concentratie is uitgegaan van een aandeel van respectievelijk 10%, 30% en 90% m-Hg in Benthos, Spiering en toppredatoren. Deze waarden zijn geschat op basis van literatuur. Door middel van calibratie zijn hieruit water- en bodemkwaliteiten teruggerekend. De calibratiegegevens staan weergegeven in tabel 5.1. In tabel 5.2 zijn de gecalibreerde waarden voor de water- en bodemkwaliteit gepresenteerd. De noodzakelijke fysiologische en kinetische parameters worden beschreven in tabel 5.3. Op grond van de beschikbare veldgegevens is eveneens een best passende partiticoëfficiënt bepaald. Deze berekening is gebaseerd op de mate waarin de op grond van veldgegevens geschatte methylkwik concentratie tussen de verschillende organismen op achtereenvolgende trofieniveaus toeneemt. De geschatte logwaarde van de partiticoëfficiënt voor methylkwik bedraagt 7.8.



Tabel 5.2 Afgeleide water- en bodemkwaliteit methyl-Hg

Opgelost - water	0.0002	ug/l
Opgelost - poriewater	0.0002	ug/l
Geadsorbeerd - POC	0.003	ug/gds
Geadsorbeerd - bodemdetritus	0.025	ug/gds

De voor toepassing van het accumulatiemodel noodzakelijke kwantificering van fysiologische parameters is overgenomen uit de voor Hollandsch Diep/Haringvliet (HD/HV) gecalibreerde bioaccumulatiestudie (De Vries, 1991). Uit de gegevens van Koenders (1982) blijkt dat het Benthos in het IJsselmeer hoofdzakelijk bestaat uit Olichochaeten. De fysiologie van Olichochaeten zoals gedefinieerd in HD/HV is dan ook voor de IJsselmeer-toepassing aan het Benthos opgelegd. De in CHEOPS gebruikte organisme afhankelijke kinetische parameters zijn de extractie efficiëntie van methylkwik uit water (EW) en voedsel (EF).

De benodigde eliminatiesnelheid wordt met het model berekend op grond van de partiticoëfficiënt en lipiden-gehalte (zie par. 5.4; Formule 1). De waarde van de extractie-efficiëntie is overgenomen uit de reeds eerder uitgevoerde studie naar accumulatie van methyl-kwik in het Ketelmeer/IJsselmeer (de Vries en Pieters, 1989). Tabel 5.3 geeft een overzicht van de gebruikte parameterwaarden.

Tabel 5.3 : Fysiologische en kinetische coëfficiëntenwaarden

	RS	GS	AE	CR	LI	PT	EW	EF
Zoöplankton	.2500	.2500	.10	1.50	.010	1.50	.5	.5
Benthos	.0150	.0030	.10	.10	.010	.10	.5	.5
Smelt	.0080	.0060	.70	.10	.010	.10	.5	.5
Cyprinide	.0050	.0010	.25	.08	.010	.08	.5	.5
Aal	.0200	.0005	.70	.08	.010	.08	.5	.5
Roofvis	.0200	.0010	.90	.08	.010	.08	.5	.5
Vogel	.0300	.0030	.90	.00	.010	.00	.0	.5

RS : Respiratiesnelheid in g/g/d

GS : Groeisnelheid in g/g/d

AE : Assimilatie efficiëntie van voedsel

CR : Clearance Rate door filtratie in l/g/d

LI : Cysteïne-gehalte (fractie van natgewicht)

PT : Turnover van de populatie (dagen)

EW : Extractie-efficiëntie uit water

EF : Extractie-efficiëntie uit voedsel

#### 5.4 Kwantificering van bronnen van spreiding

De concentratie van toxicanten in organismen wordt bepaald door de mate van blootstelling aan een stof en de verhouding tussen opname- en eliminatief fluxen. In de modelopzet voor methykwik wordt uitgegaan van een passieve opname en eliminatie van de stof. In dit geval wordt de bioaccumulatie bepaald door de lipofiliteit van de stof en het lipidegehalte van organismen. Omdat methykwik niet zozeer lipofiel is, maar wel zeer sterk complexeert aan cysteine-verbindingen in het organisme, is uitgegaan van het cysteine-gehalte van organismen. De formuleringen worden hierbij ongewijzigd gelaten. Op grond van de modelformuleringen wordt de eliminatiesnelheid van methykwik als volgt berekend:

$$k_2 = \frac{k_1}{BCF}, \text{ waarbij } Bcf = Kow * Flip \quad (1) \quad \text{Bruggeman (1983)}$$

$$C = \frac{k_1 * E_w * C_w + k_4 * E_f * C_v}{k_2 + k_3 + Gr} \quad (2)$$

Bcf	- Bioconcentratiefactor	l/g
C	- Concentratie in organisme	ug/g
C <sub>w</sub>	- Concentratie in water	ug/l
C <sub>v</sub>	- Concentratie in voedsel	ug/g
E <sub>w</sub>	- Extractie-eff. uit water	-
E <sub>f</sub>	- Extractie-eff. uit voedsel	-
Flip	- Lipiden of cysteine gehalte	g/g
Gr	- Groeisnelheid	d-1
k <sub>1</sub>	- Filtratievolume van water	l/g/d
k <sub>2</sub>	- Eliminatiesnelheid	d-1
k <sub>3</sub>	- Afbraaksnelheid	d-1
k <sub>4</sub>	- Opnamesnelheid van voedsel	d-1
Kow	- Partiticoëfficiënt	l/g



Uit de formule blijkt dat een hoge Kow leidt tot een hoge Bioconcentratiefactor. Hieruit resulteert dan een lage eliminatiesnelheid (formule 1). Omdat de concentratie in het organisme mede wordt bepaald door de groeisnelheid (de groeiverdunning, Gr, formule 2) en de afbraak nihil kan worden verondersteld, wordt de concentratie in een organisme bij dergelijke extreem adsorberende stoffen bepaald door de verhouding tussen opnameflux en groeisnelheid. In de praktijk betekent dit dat boven een  $\log(Kow)$  van 7.0 de groeisnelheid de bepalende factor voor eliminatie zal zijn geworden. In dit geval speelt dan ook het vet- en cysteinegehalte van het organisme nauwelijks nog een rol.

Bij toepassing van CHEOPS in SSENS kan alleen gekozen worden voor een steady state benadering. Dit houdt in dat elk resultaat van een MonteCarlo-berekening geïnterpreteerd kan worden als een situatie, waarbij een oneindig lange constante expositie bij constante fysiologie en eetgedrag heeft plaatsgevonden.

#### 5.5 Resultaten gevoeligheids-analyse afzonderlijke parameters

Met behulp van het gecalibreerde invoerbestand werd de invloed van vier typen spreidingsbronnen bepaald. Deze zijn achtereenvolgens:

- (1) abiotische factoren,
- (2) fysiologische factoren,
- (3) kinetische parameters en
- (4) eetgedrag.

Om de gevoeligheid van elke afzonderlijke factor te bepalen is steeds een gelijke mate van spreiding aan elke te testen variabele opgelegd. De gekozen opgelegde standaarddeviatie is 10% van het gemiddelde, zodat de normale verdeling, met 95% van de in SSENS getrokken parameterwaarden, ligt tussen 23% boven en 23% beneden de gegeven gemiddelde waarde.

Binnen de abiotische factoren is de invloed van spreiding in expositie aan opgelost methyalkwik (water en poriewater) en de aan POC geadsorbeerde fractie (fytoplankton, detritus) getest. Op grond van de gebruikte schematisatie is geen invloed van bodemdetritus gemodelleerd.

Hoewel meer fysiologische parameters in het model zijn opgenomen, is alleen de invloed van de variatie in groeisnelheid en de respiratie bepaald. Op grond van de gebruikte formuleringen wordt verwacht dat deze beide factoren de grootste invloed op de uiteindelijke accumulatie-niveaus zullen hebben. Bovendien zijn van beide variabelen gegevens beschikbaar over spreiding in de veldgegevens.

Omdat het model zelf de eliminatiesnelheid berekent werden van de beschikbare kinetische parameters alleen de extractie efficiënties gevarieerd. Deze parameters beïnvloeden rechtstreeks de opnameflux van de contaminant.

De invloed van spreiding in voedsel is getest door de kwik-concentraties in Spiering en Benthos met een vast percentage te variëren. De invloed van het eetgedrag, d.w.z. de voorkeur van predatoren voor hun diverse prooien, is moeilijk op een dergelijke wijze te standaardiseren. De invloed van verschillend eetgedrag bij constante accumulatie-niveaus in het voedsel is wel getest. In de vergelijking met de actuele veldgegevens wordt deze spreiding meegenomen. Tabel 5.4 geeft een samenvatting van de berekende variatiecoëfficiënten. De variatiecoëfficiënt is berekend op grond van de verhouding tussen de standaardafwijking en het gemiddelde accumulatie-niveau. Dit niveau is steeds gelijk aan de waarden zoals gepresenteerd voor snoekbaars en aal in tabel 5.1.

Tabel 5.4: Variatiecoëfficiënten als gevolg van 10% gespreide variabelen

modelparameter	Aal	Snoekbaars
1. [m-Hg] opgelost	7.89	8.88
2. [m-Hg] particulier	1.03	0.65
1 + 2 gecombineerd	7.10	7.91
3. extractie eff. water	3.35	1.89
4. extractie eff. voedsel	10.22	9.52
3 + 4 gecombineerd	10.82	9.95
5. groei	7.31	7.67
6. respiratie	5.70	7.48
5 + 6 gecombineerd	9.05	10.44
7. [m-Hg] Spiering en Ben	7.89	9.00
Alle bronnen gecombineerd	16.11	19.37

Variatiecoëfficiënt uitgedrukt in procenten ( $Sd/mean * 100$ )



Uit de resultaten blijkt dat over het algemeen de resulterende spreiding geringer is dan de ingevoerde spreiding (10%). Dit is het gevolg van de opzet van het accumulatiemodel. In het algemeen dragen steeds meerdere processen bij aan de totstandkoming van een gegeven accumulatie-niveau. Indien slechts een van deze processen wordt gevarieerd leidt dit vervolgens tot een geringere mate van spreiding in de resultaten.

Opvallend is de geringe bijdrage van spreiding in aan particulier materiaal geadsorbeerde concentraties (2) aan de bioaccumulatie-niveaus in de beide vissen. Dit wordt veroorzaakt door de geringe directe bijdrage van concentraties in water en bodem aan de accumulatie-niveaus van de vissen. Door de relatie in het voedselweb met spiering en uiteindelijk zoöplankton is er echter indirect wel een invloed van variabele omgevingsfactoren. Zoöplankton accumuleert voornamelijk uit de opgeloste fase, zodat de invloed van variatie in de opgeloste fractie (1) groot en in de geadsorbeerde fractie gering is.

Op grond van de geringe invloed van de directe expositie leidt de variatie in extractie-efficiëntie van opgeloste stof uit het water (3), niet tot een grote spreiding in accumulatie-niveaus. Variatie van de extractie-efficiëntie uit het voedsel (4) is echter van grote invloed, omdat bijna 100% van het methykwik via de voedselketen wordt geaccumuleerd. Groei (5) en respiratie (6) leveren beide een verminderde spreiding op. Beide variabelen spelen een rol in de kwantificering van opname en eliminatiefluxen. De uiteindelijke waarde van deze fluxen wordt echter bepaald door een optelsom van deze en andere coëfficiënten. Hierdoor is de spreiding in het daarop gebaseerde accumulatie-niveau verlaagd. Deze argumentatie gaat eveneens op voor de bijdrage van spiering en benthos (7) aan de uiteindelijke accumulatie-niveaus in beide predatoren.

#### 5.6 De invloed van partiticoëfficiënt

De gebruikte partiticoëfficiënt ( $K_{ow}$ ) bepaalt in het accumulatiemodel de verhouding tussen opname- en eliminatiefluxen van de beschouwde contaminant.

Bij een toenemende Kow neemt de ratio tussen deze beide fluxen steeds verder toe (zie formule 1). Bij een gelijkblijvende opnameflux houdt dit een afnemende eliminatiesnelheid in. Dit leidt vervolgens tot verhoogde accumulatie-niveaus en uiteindelijk tot een sterkere biomagnificatie van contaminanten. Opgemerkt wordt dat afbraak van een stof door een organisme in een dergelijke situatie grote invloed kan hebben. In het kader van deze toepassing is het effect van verschillende waarden van de Kow op spreiding en accumulatie-niveaus beschouwd. Gaande van een lage naar een hoge waarde (7.0, 7.5, 8.0) neemt het belang van opname uit water steeds verder af. De invloed van groei als enige verliesterm (verdunding) wordt overheersend. Spreiding van groeisnelheden komt in versterkte mate terug in de spreiding van accumulatie-niveaus. De invloed van spreiding op extractie-efficiëntie van de contaminant uit voedsel wordt groter, ten koste van de extractie uit de waterfase. Verwacht wordt dat, op grond van de veranderende adsorptie-evenwichten, de bijdrage van de opgeloste fractie in het omringende water steeds verder zal afnemen ten opzichte van de bijdrage van de geadsorbeerde fractie.

#### 5.7 Spreiding in accumulatie-niveaus op basis van gemeten spreiding

Uit de beschikbare individuele meetgegevens voor aal en snoekbaars kan een spreiding in accumulatie-niveaus van kwik worden afgeleid. Voor snoekbaars is zijn de beschikbare gegevens te verdelen in diverse jaarklassen. Voor aal is deze indeling onmogelijk op grond van de gegevens. In tabel 5.5 is een overzicht gegeven van de bewerkte gegevens (zie ook hoofdstuk 3). Op grond van veldgegevens is een duidelijke relatie te leggen tussen jaarklasse en lengteklasse.



Tabel 5.5: Spreiding accumulatie-niveaus in snoekbaars en aal

	jaar klas	lengte klasse	[Hg]	Vc	Lengte	Vc	
1	Snoekbaars	1	0 <math>\diamond</math> 14	2.11e-1	39.9	10.5	30.5
2	Snoekbaars	2	15 <math>\diamond</math> 24	3.33e-1	6.34	16.0	4.31
3	Snoekbaars	3	25 <math>\diamond</math> 36	3.62e-1	16.4	29.8	5.60
4	Snoekbaars	4	37 <math>\diamond</math> 55	4.17e-1	28.8	43.3	6.70
5	Snoekbaars	>4	>55	9.23e-1	36.4	64.4	12.3
7	Alle Sb			4.51e-1	53.9	39.8	35.9
8	Alle alen			2.27e-1	60.9	33.0	10.0

lengteklasse in centimeters

[Hg] - gemiddelde kwikconcentratie (mg/kg nat)

Lengte - gemiddelde lengte in centimeters

Vc - variatiecoëfficiënt in procenten

Getracht is op grond van beschikbare veldgegevens mogelijke bronnen van spreiding te kwantificeren. De bestudeerde parameters zijn verschillende groei- en respiratiesnelheid tussen individuen, verschillende voedselkwaliteiten en verschillen in individueel eetgedrag. Uiteindelijk worden alle gekwantificeerde bronnen van spreiding gecombineerd en is met behulp van SSENS de resulterende spreiding in accumulatie-niveaus bepaald.

Aangenomen wordt dat alle individuele de vissen voortdurend zijn blootgesteld aan dezelfde expositie omdat het IJsselmeer homogeen wordt verondersteld. Op grond hiervan zijn opgeloste en geadsorbeerde concentraties niet gevarieerd. Eveneens is aangenomen dat de extractie-efficiënties stofafhankelijk zijn en dus niet variëren tussen individuen, waardoor deze parameters eveneens niet behoeven te worden gevarieerd. Een mogelijk sterke bron van spreiding vormen de optredende verschillen in groeisnelheid tussen individuen van een soort. Uit de gegevens over variatie in lengte in een jaarklasse konden verschillen in gemiddelde groeisnelheid worden afgeleid. Door gebruik te maken van minimale en maximale lengtes (tabel 5.5), is de minimale en maximale gemiddelde groeisnelheid van snoekbaarsen en aal bepaald. Hiertoe is een lengte-gewicht conversie uitgevoerd met de volgende relatie.

$$G = c_1 \cdot L^{c_2} \quad (3)$$

G - Gewicht in grammen

L - Lengte in centimeters

$c_1, c_2$  - organisme afhankelijke constanten

Tabel 5.6 Constanten gebruikt voor L-G conversie

	c1	c2	bron
Snoekbaars	0.006	3.100	Cazemier
Aal	0.0028	2.811	,,

Voor snoekbaars van drie jaar oud ( $25 \diamond 36$ cm) resulteert dit in een spreiding in groeisnelheden van 0.00017 l/d ( $1 * Sd$ ). Deze berekening is gebaseerd op de twee lengtes waarbinnen 95% van de gevangen snoekbaarzen zich bevindt (tabel 5.5). Deze lengtes zijn met behulp van de L-G relatie (formule 3) met de bijbehorende coëfficiëntwaarden omgerekend naar gewichten. Uit het verschil tussen deze beide gewichten en het gemiddelde gewicht kan een spreiding in groeisnelheden worden bepaald. Voor aal werd op identieke wijze de groei-variantie afgeleid uit de gegevens van rode aal van het RIVO (1990). Daarbij werd aangenomen dat de alen gemiddeld vijf jaar oud zijn. De variatie in de groeisnelheid bedraagt dan 0.00044 l/d. Deze zeer onzekere aanname over de leeftijd kan mogelijk leiden tot een foute inschatting van absolute en relatieve gemiddelde groeisnelheden.

Tabel 5.7: Spreiding groeisnelheden in snoekbaars en aal

	lengte klasse	gewicht gram	groeï g/d	l/d	Sd	Vc	
1	Snoekbaars	0 $\diamond$ 14	8.8	0.030	0.0034	0.0018	51.7
2	Snoekbaars	15 $\diamond$ 24	32.4	0.049	0.0015	0.00017	11.3
3	Snoekbaars	25 $\diamond$ 36	222.9	0.218	0.00098	0.00017	17.1
4	Snoekbaars	37 $\diamond$ 55	710.0	0.513	0.00072	0.00015	20.7
5	Snoekbaars	>55	2430.5	1.149	0.00047	0.00016	33.3
6	Alle alen		52.0	0.025	0.00047	0.00044	94.0

lengteklasse in centimeters

g/d - absolute groeisnelheid

l/d - relatieve groeisnelheid

Sd - standaardafwijking van relatieve groeisnelheid t.o.v. gemiddelde

Vc - variatiecoëfficiënt van de relatieve groeisnelheid

Door middel van het uitvoeren van een MonteCarlo berekening waarbij gebruikt is gemaakt van de gepresenteerde variatie in groeisnelheden bedraagt de resulterende variatie van het methylnitrogeen gehalte 54% in aal en 13% in snoekbaars (tabel 5.8). Hierbij is in eerste instantie gebruik gemaakt van de kwantificering voor de derde jaarklasse snoekbaars.



Verondersteld wordt dat de gewichtsverschillen binnen een jaarklasse gepaard zijn gegaan met verschillen in respiratiesnelheden. Op grond van een gegeven biomassa - respiratie relatie, zie formule 4 (Thomann, 19...), is een berekening gemaakt van de variatie in de respiratie bij de gegeven spreiding in gewichten. Dit leidt tot een variatiecoëfficiënt van 47% bij aal en 4.7% bij snoekbaars.

$$R_c = W^{c_3} \quad (4)$$

$R_c$  - Respiratiecoëfficiënt (-)

$W$  - Gewicht organisme (g)

$c_3$  - Respiratie-exponent (0.25)

De variatie in de resulterende accumulatie-niveaus neemt hierdoor met 3% (aal) en 0% (snoekbaars) toe. Door de formulering van het model veroorzaken tegelijk optredende extremen van groei en respiratie min of meer tegenovergestelde effecten. Een lage groeisnelheid resulteert in een verhoogd accumulatie-niveau ( $k_2 + k_3 + Gr$  wordt kleiner, formule 2) en een lage respiratiesnelheid veroorzaakt een verlaagde consumptie, waardoor de interne concentratie wordt verlaagd.

Een derde bron van spreiding in het milieu is de variatie in accumulatie-niveaus in voedsel van de predatoren. Hoewel de schematisatie van de voedselketen heeft geleid tot een enkele voedselrelatie voor snoekbaars (uitsluitend spiering) is er mogelijk toch relevante invloed van spreiding. Uit gegevens van het RIVO blijkt dat accumulatie-niveaus in spiering duidelijk zijn gerelateerd aan lengte en gewicht. Dit kan betekenen dat de snoekbaars, afhankelijk van zijn voorkeur voor kleinere of grotere spiering, is blootgesteld aan verschillende kwaliteiten van voedsel. Voor aal kan dezelfde redenering worden gevolgd, met dien verstande dat een extra bron van spreiding gelegen kan zijn in de verschillende soorten benthos die door deze vis worden gepredeerd. Op grond van deze overwegingen is met behulp van beschikbare veldgegevens (tabel 5.1) een realistische spreiding in accumulatie-niveaus van voedselbronnen geïntroduceerd. Deze variatie in accumulatie niveaus van spiering en benthos draagt respectievelijk 6% en 7% bij aan de totale spreiding.

Een vierde bron van spreiding is de preferentie van afzonderlijke individuen voor mogelijke prooien. Als basis voor toevoeging van dergelijke informatie zijn de resultaten van de gevoeligheidsanalyse van het voedselweb gebruikt (hfdst 3). Deze analyse heeft geresulteerd in een berekende spreiding van preferenties voor iedere prooi, waarbij steeds een binnen de selectiecriteria passende berekening van de in het systeem aanwezige biomassa's van predatoren past.

De mogelijke range van preferenties bedraagt:

Aal - Benthos (0.00 - 0.74)

Aal - Spiering (0.26 - 1.00)

De preferentie van de relatie Snoekbaars - Spiering is altijd 1.0, op grond van de unieke voedselkeus van snoekbaars.

Additie van deze bron van spreiding levert een extra spreiding op van 2% voor aal. Indien echter de preferentie afzonderlijk wordt gevarieerd levert deze parameter in principe een vergelijkbare bijdrage (13.2%) aan spreiding als de fysiologische parameters.

Omdat de analyse wat betreft snoekbaars gebaseerd is op gegevens van de derde jaarklasse werd het effect van groei- (en respiratie)variatië eveneens voor de overige lengteklassen bepaald. In tabel 5.9 en figuur 5.1 is de voor jaarklasse 3 met SSENS berekende spreiding in kwikgehalten gepresenteerd, naast de uit RIVO gegevens afgeleide spreiding. Basisgegevens zijn gepresenteerd in tabel 5.7. Hierbij zijn alle overige bronnen van spreiding ongewijzigd gelaten.

Tabel 5.8 : Variatiecoëfficiënten van methykwikaccumulatie in Aal en Snoekbaars afgeleid uit gemeten variaties in parameters.

Variatie in:	Aal	Snoekbaars
groei	53.65	12.74
+respiratie	56.48	12.90
++voedsel	62.45	18.06
+++preferenties	<u>64.28</u>	<u>18.06</u>
voedsel aal MC2	13.24	

Varatiecoëfficiënt in procenten, berekening voor jaarklasse 3

Voedsel aal MC2 - variabel eetgedrag o.g.v. gevoeligheidsanalyse voedselweb



Tabel 5.9: Spreiding accumulatie-niveaus in snoekbaars

		lengte klasse	Vc-RIVO	Vc-SSS	Hg-RIVO	Hg-SSS
1	Snoekbaars	0 <math>\diamond</math> 14	39.9	129.7	0.21	0.08
2	Snoekbaars	15 <math>\diamond</math> 24	6.34	17.5	0.33	0.20
3	Snoekbaars	25 <math>\diamond</math> 36	16.4	18.1	0.36	0.31
4	Snoekbaars	37 <math>\diamond</math> 55	28.8	24.4	0.42	0.42
5	Snoekbaars	>55	36.4	30.2	0.92	0.64

Vc-RIVO - variatiecoëfficiënt o.g.v. RIVO-data

Vc-SSS - variatiecoëfficiënt o.g.v. SSENS

Hg-RIVO - Kwikconcentratie o.g.v. RIVO-data (mg/kg nat)

Hg-SSS - Methylkwik concentratie o.g.v. SSENS (mg/kg nat)

De (in tabel 5.8 onderstreepte) totale spreiding van accumulatie-niveaus kan worden vergeleken met de spreiding van de gemeten waarden. Hieruit blijkt dat berekeningen en waarnemingen voor snoekbaars goed overeenkomen (18.1% <math>\diamond</math> 16.4%). De gemeten spreiding wordt voor aal eveneens gereproduceerd (64.3% <math>\diamond</math> 60.9%). Spreiding op grond van verschillend eetgedrag blijft beperkt tot 13.2%. De gebruikte spreiding is gebaseerd op de variatie zoals berekend met behulp van de MonteCarlo analyse van het voedselweb. Omdat voor snoekbaars slechts één proef is gemodelleerd is deze laatste bewerking niet mogelijk.

Uit tabel 5.9 en figuur 5.1 blijkt een aanzienlijke invloed van de groeiverschillen tussen de gepresenteerde jaarklassen. Opvallend is de grote afwijking van gemeten en berekende spreiding voor de eerste twee jaarklassen. In figuur 5.2 zijn de berekende en gemeten gemiddelde accumulatie-niveaus met de bijbehorende spreiding uitgezet.

## 5.8 Discussie

### 5.8.1 Bijdrage allerlei bronnen

Uit de gevoeligheidsanalyse die beschreven is in paragraaf 5.4 blijkt dat de opgelegde variatie veelal in beperkte mate tot uiting komt in de resulterende accumulatie-niveaus. Duidelijke verschillen treden op tussen processen, wanneer invloed van stoffeigenschappen wordt geanalyseerd. De overheersende invloed van accumulatie via het voedsel is duidelijk aangetoond.

De combinatie van diverse spreidingsbronnen leidt tot een niet-proportionele toename van totale spreiding. Dit wordt veroorzaakt door de combinatie van onafhankelijk getrokken, random normaal verdeelde coëfficiëntsets.

Dit houdt in dat bij een toenemend aantal gecombineerde variabelen de trefkans van een extreme situatie, waarbij alle afzonderlijke coëfficiëntwaarden gezamenlijk leiden tot een extreem lage of hoge accumulatiewaarde, steeds kleiner wordt. In de gepresenteerde resultaten worden als het ware verschillende (gelijkvormige) normale verdelingen over elkaar afgebeeld. Elke extra toegevoegde bron van spreiding zal dan ook de totale spreiding niet proportioneel verhogen.

#### 5.8.2 Invloed van stoffeigenschappen

De extreem hoge partiticoëfficiënt van methylkwik heeft tot gevolg dat de contaminant bijna uitsluitend uit het voedsel door predatoren wordt opgenomen. Hierdoor is het belang van de waterkwaliteit als directe bron van methylkwik beperkt. Op grond van theoretische overwegingen wordt in een dergelijke situatie praktisch geen contaminant meer uitgescheiden. Indien de stof niet door het organisme wordt afgebroken kan een verlaging van geaccumuleerde concentraties slechts worden bewerkstelligd door groeiverdunning. Op grond van kennis van stoffeigenschappen kan dan ook het karakteristieke patroon van accumulatie in grote lijnen vooraf worden bepaald. Rekening dient te worden gehouden met de invloed van afbraak en actuele expositie.

#### 5.8.3 Validiteit van aannames

Teneinde de actuele spreiding van accumulatie-niveaus te kunnen berekenen zijn een aantal invloeden constant verondersteld. Op grond van de vergelijking tussen gemeten spreiding van veldgegevens en rekenresultaten lijkt het zinvol om deze aannames nogmaals te toetsen. De expositie aan methylkwik is voor alle organismen gelijk genomen. Het is echter mogelijk dat, met name voor paling, dit in werkelijkheid niet het geval is geweest. Mogelijkerwijs zijn palingen bemonsterd die gevangen zijn verschillende systemen (Markermeer, Ketelmeer, IJsselmeer?). Doordat paling in de bodem leeft kan een verschil in blootstelling zijn veroorzaakt.



De verschillen tussen methykwikconcentraties in slibrijke- of zandige bodems kunnen als tamelijk groot worden ingeschat. De resultaten wijzen er echter op dat gemeten spreiding wordt overheerst door optredende groeiverschillen.

#### 5.8.4 Inschatting van spreidingsbronnen

Hoewel getracht is alle relevante bronnen van spreiding te kwantificeren is het waarschijnlijk dat diverse invloeden niet zijn meegenomen in de beschouwing. Echter, op grond van het principe van afnemende toename van totale spreiding, kan worden verondersteld dat extra spreidingsbronnen geen grote toename zullen veroorzaken. Met name speelt voor aal de groeispreiding een overheersende rol. Het is daarom niet van groot belang of een of enkele van de overige bronnen van spreiding niet nauwkeurig zijn gekwantificeerd. Op grond van de lastige leeftijdsbepaling van aal kan worden verondersteld dat de geschatte gemiddelde leeftijd (5 jaar) van de populatie in werkelijkheid groter of kleiner is. De relatieve spreiding in de groeisnelheden wordt hierdoor echter niet sterk beïnvloed. Op grond van vergelijking van metingen en resultaten voor snoekbaars wordt geconcludeerd dat een redelijke beschrijving van de actuele spreiding is bereikt.

#### 5.8.5 Modelartefacten

Uit tabel 5.8 blijkt dat de spreiding voor de eerste twee jaarklassen van snoekbaars sterk (factor 3) wordt overschat. Dit verschijnsel is mogelijk te wijten aan de opzet van het accumulatiemodel. Verondersteld wordt dat processen die bij jonge vissen opnamefluxen compenseren (eliminatie, afbraak), door de calibratie van het model op gegevens voor oudere snoekbaarsen, niet juist worden berekend. Gesuggereerd wordt dat de relatie volume-oppervlakte-uitwisseling bij oudere vissen anders ligt dan bij de jonge exemplaren. Het is aannemelijk dat de verhouding anorganisch kwik vs methykwik ondermeer hierdoor bij de jonge vissen anders is dan bij oudere exemplaren. Hieruit volgt dat de gemeten kwikconcentratie bij de jonge vissen voor een groter deel zal bestaan uit anorganisch kwik. De accumulatie van deze anorganische kwikfractie wordt echter, op grond van andere stoffeïenschappen, veel minder beïnvloed door verschillen in groei en eetgedrag. In de modelbenadering wordt hiermee geen rekening gehouden.

## 6. Validatie van het accumulatiemodel

In dit hoofdstuk worden de aanpak en het resultaat beschreven van een validatie-exercitie van het accumulatiemodel CHEOPS. Een validatieprocedure van een model houdt in dat het model zonder wijziging van coëfficiëntwaarden wordt toegepast in een vergelijkbare, doch onafhankelijke situatie. Hierbij wordt uitgegaan van een gecalibreerde set coëfficiëntwaarden voor het model, die zijn gebaseerd op een modelapplicatie in een vergelijkbare situatie. Het uitvoeren van een validatie kan leiden tot de uitspraak dat de gevalideerde modelopzet voor een bredere range aan situaties bruikbaar is dan waarvoor het in eerste instantie was toegepast.

In deze studie wordt gebruik gemaakt van een modelcalibratie voor PCB153 en cadmium voor een voedselweb in het Haringvliet en Hollands Diep. De gecalibreerde coëfficiëntenset is zonder wijzigingen toegepast in het IJsselmeer. Op grond van de aldaar gemeten expositie is een accumulatieberekening uitgevoerd. De twee genoemde stoffen zijn geselecteerd op grond van hun verschillende eigenschappen en de beschikbaarheid van meetgegevens om zowel de calibratie als de validatie uit te kunnen voeren. In de discussie wordt de waarde van de uitgevoerde validatie geëvalueerd.

### 6.1 Calibratie Hollands-Diep en Haringvliet

In de Vries (1991) zijn de resultaten gerapporteerd van de accumulatiestudie in het Hollands Diep en Haringvliet. Hiervoor zijn waterkwaliteitsgegevens en modelberekeningen gebruikt. In tabel 6.1 en 6.2 staan de resultaten ter vergelijking weergegeven.



Tabel 6.1 Gehalte cadmium in de verschillende compartimenten, calibratiestudie HDHV

	IMPAQT			SOM	Veld		
	Min	Mean	Max		Min	Max	
Opgelost waterfase	.024	.044	.065	.014	.006	.053	ug/l
Opgelost poriewater	.045	.268	1.06	.030			ug/l
Geadsorbeerd POC	.374	3.98	10.1	1.97 <sup>#</sup>	1.13	3.67 <sup>!</sup>	mg/kg
Geadsorbeerd bodem-POC	42.2	42.4	42.6	24.4 <sup>#</sup>	13.80	86.70	mg/kg
Bodem-POC equilibrium					40	- 43	mg/kg

<sup>!</sup> - Berekend op grond van WAKWAL-data en algoritme Bijlage I

<sup>#</sup> - Herberekend op grond van SOM3-data

equilibrium - Berekend op grond van kwaliteit zwevende stof waterfase  
Geadsorbeerde conc. in mg/kg ds

Tabel 6.2 Gehalte PCB153 in de verschillende compartimenten, calibratiestudie HDHV

	IMPAQT			SOM	Veld		
	Min	Mean	Max		Min	Max	
Opgelost waterfase	.0001	.0002	.0004	5.8e-5	.49e-5	.93e-3 <sup>!</sup>	ug/l
Opgelost poriewater	.0042	.0042	.0043	6.0e-4			ug/l
Geadsorbeerd POC	.0112	.0235	.0390	2.5e-1 <sup>#</sup>	.0014	.204 <sup>!</sup>	mg/kg
Geadsorbeerd bodem-POC	.4640	.4659	.4700	3.8e-1 <sup>#</sup>	0.0	4.0	mg/kg
Bodem-POC equilibrium					0.46	- 0.47	mg/kg

<sup>!</sup> - Berekend op grond van WAKWAL-data en algoritme Bijlage I

<sup>#</sup> - Herberekend op grond van SOM3-data

equilibrium - Berekend op grond van kwaliteit zwevende stof waterfase  
Geadsorbeerde conc. in mg/kg ds

Op grond van de gegeven water- en bodemkwaliteit is een calibratie van het accumulatiemodel uitgevoerd. Hierbij is de fysiologie van organismen, zoals ingevoerd in het model, niet gewijzigd. De te calibreren parameters betroffen uitsluitend de Extractie-Efficiënties (zowel uit water als uit voedsel), de eliminatiesnelheid (uitsluitend voor cadmium). Voor de groep vogels is een extra verliesterm gebruikt; excretie via eieren. De gecalibreerde extractie-efficiënties zijn in grote lijnen gelijk genomen aan de uit literatuur bekende waarden. In de tabellen 6.3 en 6.4 worden de calibratieresultaten vergeleken met veldgegevens voor het Hollands Diep en Haringvliet.

Tabel 6.3: Gemeten en berekende accumulatie-niveaus Cadmium

	CHEOPS [Cd] in mg/kg dw	Range-Veld
Zoöplankton	.433	0.23 - 0.39
Oligochaeten	1.070	0.90 - 3.25
Chironomiden	.837	0.58 - 1.23
Dreissena	.847	0.89 - 1.49
Plankvis	.031	0.01 - 0.02
Aal	.029	n.b.
Snoekbaars	.019	n.b.
Kuifeend	.218	0.26 - 0.38

n.b. - niet beschikbaar

Tabel 6.4: Gemeten en berekende accumulatie-niveaus PCB153

	CHEOPS [PCB153] in ug/kg dw	Range-vel
Zoöplankton	29	
Oligochaeten	386	130 - 170
Chironomiden	79	98 - 342
Dreissena	99	88 - 95
Plankvis	105	43 - 80
Aal	4998	2400 - 8800
Snoekbaars	422	n.b.
Kuifeend	304	86 - 515

n.b. - niet beschikbaar

In de figuren 6.1 en 6.2 zijn de gepresenteerde resultaten grafisch weergegeven.

De beschikbaarheid voor opname van contaminanten wordt mede bepaald door de concentraties van particulaire stof in het systeem. De vergelijkbaarheid van watersystemen, m.b.t bio-accumulatie, wordt hierdoor beïnvloed. In de onderstaande tabel worden enkele relevante parameters weergegeven.



Tabel 6.5: Overige parameters Haringvliet en Hollands Diep

Parameter	HD	HV	eenheid
TOC	5.1	4.7	mg/kg ds
DOC	3.7	3.6	,,
Zwevende stof	20.7	14.7	,,
Chlorofyl '86	23	13	ug/l
Lutum	10	30	% ds
OC	4	6	% ds
Ads-frac <sup>1</sup> Cd	0.67	0.78	-
PCB153	0.68	0.59	-
Verblijftijd	2-3	5-7	dagen

De gepresenteerde waarden zijn gebaseerd op jaargemiddelde WAKWAL-data voor respectievelijk de meetpunten H8+H9 en H10+H12.

<sup>1</sup> - Fractie geadsorbeerd t.o.v. totaalpool, berekend m.b.v. IMPAQT

## 6.2 Samenvatting beschrijving waterkwaliteit IJsselmeer

In hoofdstuk 3 is de water- en bodemkwaliteit van het IJsselmeer met betrekking tot een viertal stoffen beschreven. In deze paragraaf volgt een korte beschrijving van de kwaliteiten van cadmium en PCB153. Twee karakteristieke systemen zijn onderscheiden: ten eerste een meer verontreinigd watersysteem (sterk beïnvloedt door het Ketelmeer) met een slibrijke bodem (Zuid) en ten tweede een schoner watersysteem met een zandige bodem (Noord). Deze twee typen geven een maximale range aan kwaliteiten weer, zodat op grond hiervan een maximale range in de accumulatie-niveaus wordt berekend. In de onderstaande tabellen zijn de relevante gegevens weergegeven.

Tabel 6.6: Waterkwaliteitsgegevens IJsselmeer

	Cd		PCB153		
	Zuid	Noord	Zuid	Noord	
Opgelost waterfase <sup>#</sup>	.056	.052	4.7e-5	.9e-5	ug/l
Opgelost poriewater <sup>#</sup>	.0002	.0001	2.7e-5	3.0e-5	ug/l
Geadsorbeerd water-POC <sup>#</sup>	3.1	2.9	0.061	0.050	mg/kgds
Geadsorbeerd Bodem-POC <sup>#</sup>	3.1	2.9	0.034	0.039	mg/kgds

<sup>#</sup> - Berekend op basis van  $K_d = 57$  (Cd),  $pK_{oc} = 6.51$  (PCB153)  
 Bodem-POC - Berekend op grond van kwaliteit zwevende stof waterfase

Tabel 6.7: Overige parameters IJsselmeer

	Zuid	Noord	eenheid
TOC	9.8	11.0	mg/kg ds
DOC	6.2	5.9	,,
Zwevende stof	27.0	29.3	,,
Chlorofyl '86	>100	>100	ug/l Chl-a
%Lutum	14.2	1.8	% ds
%OC	8.2	0.6	% ds
Ads-frac <sup>1</sup> Cd	88	- 55	-
PCB153	75	- 65	-
Verblijftijd	>180		dagen

Ads-frac gebaseerd op IMPAQT-resultaten

### 6.3 Beschrijving veldgegevens accumulatie-niveaus

Het uitvoeren van een validatiestudie is afhankelijk van de beschikbaarheid van veldgegevens om de modelresultaten mee te kunnen toetsen. Uit vele verschillende bronnen is een zo compleet mogelijk beeld opgebouwd van de ranges in accumulatie-niveaus, zoals die in het veld voor de bestudeerde organismen zijn gemeten. Verschillende gegevens konden niet worden ingevuld (PCB in zoöplankton, cadmium in spiering en pos) of zijn afkomstig van andere lokaties (cadmium in snoekbaars en brasem). Voor verschillende organismen zijn gegevens uit zowel 1977 (ZMAS) als uit meer recente jaren beschikbaar. De hoeveelheid is echter onvoldoende om trends te kunnen analyseren.

Indien de gegevens zijn gebaseerd op analyse van de levers van organismen zijn resp. de factoren .2 en .5 voor Cd en PCB153 gebruikt om deze gehalten terug te rekenen naar het bijbehorende lichaamsgehalte. Deze factoren zijn geschat op grond van US F&WS publikaties (Anonymus, 1985,1986). Bij de omrekening van drooggewicht naar natgewicht (en vice versa) is voor de lagere organismen een D/W-ratio van 0.1 aangehouden. Voor de vissen en vogels is een factor 0.125 gebruikt. De verificatie is gebaseerd op de vergelijking van minima en maxima uit de tabel met de berekende waarden voor vergelijkbare organismegroepen. Hiertoe zijn de meetgegevens voor zowel zoöbenthos als pos en spiering gecombineerd.



Tabel 6.8: Accumulatie-niveaus in organismen

	%Vet	PCB153 ug/kg nat	Cd mg/kg adw
Zoöplankton #			.56 - 6.1
Zoöplankton ~			1.6
Chironomiden#	0.21	3.42	20.4 - 25
Oligochaeten#	0.78	17.4	13.2 - 18.5
Oligochaeten®		1 - 4	0.1 - 2.1
Pos - ZMAS#			.02 - .12
Pos 1§	1.7	8.6	
Pos 2§	1.6	5.6	
Spiering 1§	3.9	11.	
Spiering 2§	5.0	16.	
Rode aal*	27.	160-720	
Snoekbaars+			0.0 - 3.26
Brasem+			0.0 - 3.15
Rode aal^	22.	250	
Snoekbaars^	0.1	10	0.0 - 3.26
Brasem^	0.2	55	0.0 - 3.15
Kuifeend!	1-5	117-885	.11 - 8.4
Fuut!	1-5	300-2000	

- 1,2 - RIVO heeft vangsten ingedeeld op grond van gewichtsklassen
- %Vet - lipiden-percentages o.g.v. natgewicht
- ! - gemeten in de lever; op grond van USF&W referenties (Anonymus, 85, 86) wordt de gegeven concentratie met een factor .20 vermenigvuldigd.
- # - gegevens ontleend aan Scholten en Foekema (1988)
- ~ - metalen uit ZMAS (84); Chironomiden gemeten in Haringvliet, HCB en PCB gemeten in Ketelmeersediment door de Wolf (1988)
- ® - gegevens ontleend aan PCBB-Mesocosm experimenten 88-89
- § - gegevens ontleend aan RIVO, MO90-205
- \* - gegevens ontleend aan RIVO, MO86-01,02
- ^ - met dank aan J. de Boer, RIVO
- + - gegevens ontleend aan Bergers, LAO-256, Waal bij Nijmegen 1988, gemeten in de lever
- - gegevens 1988, gedoseerd IJsselmeerwater, ter beschikking gesteld door L. Enserink, RIZA
- ZMAS - bemonsteringen uitgevoerd in juni en oktober 1977

#### 6.4 Beschrijving validatie IJsselmeer

Op grond van de in paragraaf 6.2 beschreven waterkwaliteit is een accumulatieberekening uitgevoerd met het model CHEOPS. De beschreven uitgangspunten van de validatie houden in dat een gecalibreerde coëfficiëntenset voor het HD/HV ongewijzigd wordt overgenomen. Deze coëfficiënten betreffen de beschrijving van de fysiologie van gemodelleerde organismen en de kwantificering van de karakteristieken van opname en eliminatie van de contaminanten. Omdat de schematisatie van de voedselketen in het IJsselmeer niet geheel identiek is aan het voedselweb in het HD/HV zijn de groepen Chironomiden en Oligochaeten samengevoegd. Pos en Spiering is eveneens samengenomen in de groep planktivore vissen. Uit beschikbare biomassa-gegevens blijkt dat zoöbenthos in het IJsselmeer wordt overheerst door tubificiden (Coenradi, 1983). De groep planktivore vissen wordt overheerst door de aanwezige hoeveelheid Spiering.

De uitgevoerde MC<sup>2</sup>-analyse van de voedselketen heeft als resultaat de preferenties van de verschillende predatoren voor hun prooien opgeleverd. Deze preferenties zijn in het IJsselmeer en het HD/HV niet gelijk. Op grond hiervan is in de validatie-berekening uitgegaan van de voor het IJsselmeer berekende preferenties.

In figuren 6.3 en 6.4 worden de resultaten grafisch weergegeven. Duidelijk blijkt dat de accumulatie-niveaus tussen Zuid en Noord voor cadmium nauwelijks verschillen. Dergelijke verschillen zijn iets geprononceerder voor PCB153.

Tabel 6.9a: Accumulatie-niveaus validatie IJsselmeer

mg/kg nat	Cadmium		PCB153	
	Zuid	Noord	Zuid	Noord
Zoöplankton	.131	.121	.806E-02	.664E-02
Benthos	.202E-01	.187E-01	.165E-01	.136E-01
Spiering	.203E-01	.188E-01	.201E-01	.165E-01
Cypriniden	.556E-01	.515E-01	.102	.842E-01
Aal	.568E-01	.526E-01	.534	.440
Roofvis	.532E-01	.492E-01	.836E-01	.688E-01
Vogel	.201E-02	.186E-02	.617E-01	.508E-01



Tabel 6.9b: Score validatieresultaten tegen veldgegevens

	Cd	PCB153
Zoöplankton	+	?
Benthos	+	+
Spiering	>	>
Cypriniden	+	>
Aal	?	+
Roofvis	+	>>
Vogel	<	<

- + - berekening binnen meetrange  
 > - berekening groter dan meetrange  
 < - berekening kleiner dan meetrange  
 ? - geen data

#### Cadmium

Uit de vergelijking van de resultaten met de beschikbare meetgegevens blijkt dat over het algemeen cadmiumniveaus goed overeenkomen met de metingen. De over- en onderschreidingen betreffen slechts kleine afwijkingen. Opgemerkt dient te worden dat de resultaten voor Cypriniden en Roofvis vergeleken zijn met gegevens uit de Waal bij Nijmegen. Het is daardoor niet goed mogelijk de modelresultaten voor beide groepen te waarderen. De gemodelleerde vogel predeert alleen op vis. Opvallend zijn de berekende (te) lage accumulatie-niveaus ondanks (te) hoge accumulatie-niveaus in de prooivis spiering. Mogelijk is de extractie-efficiëntie uit voedsel (de enige bron van cadmium voor de gemodelleerde vogel) aan de lage kant ingeschat.

De belangrijkste verliesterm voor geaccumuleerd cadmium is de excretie. In tegenstelling tot PCB153 wordt voor het metaal Cd de excretiesnelheid in het model ingevoerd. Deze snelheid is in alle gevallen veel groter dan de, ook aan afname van concentraties bijdragende, groeisnelheid. Uit figuur 6.3 blijkt dat een verlaagd accumulatie-niveau van cadmium voor spiering leidt tot een verbeterd resultaat. Dit heeft ook gunstige gevolgen voor de accumulatie-niveaus in Aal, Roofvis, die dan eveneens verder worden verlaagd. Deze verlaging is echter voor de beide toppredatoren niet proportioneel omdat een gelijkblijvende hoeveelheid cadmium uit het water wordt opgenomen. Voor vogel wordt het resultaat ongunstiger.

### PCB153

Uit de vergelijking van de resultaten met de beschikbare meetgegevens blijkt dat over het algemeen PCB-niveaus goed overeenkomen met de metingen. De over- en onderschrijdingen betreffen slechts kleine afwijkingen. Opvallend zijn de veel lagere meetwaarden voor snoekbaars. Deze waarden zijn gebaseerd op een eenmalige meting in mei 1984, in snoekbaarzen met een gemiddelde lengte van 20cm. De meting voor cypriniden is eveneens gebaseerd op een eenmalige bemonstering van kleine exemplaren.

De gemodelleerde vogel predeert alleen op vis. Opvallend zijn de berekende (te) lage accumulatie-niveaus ondanks (te) hoge accumulatie-niveaus in de prooivis spiering. Mogelijk is de extractie-efficiëntie uit voedsel (de enige gemodelleerde bron van PCB153 voor de gemodelleerde vogel) aan de lage kant ingeschat. Twee verliestermen voor geaccumuleerd PCB153 spelen een rol. In tegenstelling tot Cadmium wordt voor PCB de excretiesnelheid in het model uitgerekend op grond van vetgehalte en partiticoëfficiënt van de stof. Deze snelheid is in alle gevallen veel kleiner dan de, ook aan de afname van de interne concentratie bijdragende, groeisnelheid. Uit de figuur blijkt dat een verlaagde extractie-efficiëntie en een hogere groeisnelheid voor spiering leidt tot een verbeterd resultaat. Dit heeft echter ook gevolgen voor de accumulatie-niveaus in Aal, Roofvis en Vogel, die dan eveneens verder worden verlaagd. Deze verlaging is echter voor de beide vissen niet proportioneel omdat een gelijkblijvende hoeveelheid PCB153 uit het water wordt opgenomen, die evenwel als flux veel kleiner is dan de bijdrage uit voedsel. Voor de vogel wordt het resultaat ongunstiger en dient in dan compensatie te worden gevonden door de extractie-efficiëntie uit voedsel verder te verhogen.

Over het geheel genomen komen de modelresultaten goed overeen met de gemeten trends.

### 6.5 Discussie

Teneinde de waarde van de validatie van het accumulatiemodel te toetsen dient een kwantificering te worden gemaakt van de verschillen tussen het Hollands Diep (de calibratie) en het IJsselmeer (de validatie).



Indien typische karakteristieken van beide locaties weinig verschillen is de waarde van de validatie immers ook beperkt. In tabel 6.10 zijn de jaargemiddelde waarden van een aantal karakteristieke parameters weergegeven, die invloed uitoefenen op de speciatie, en dus de beschikbaarheid, van contaminanten voor organismen. Uit de vergelijking treden grote verschillen tussen beide systemen naar voren. In het IJsselmeer zijn alle organische particulaire maar ook opgeloste pools hoger dan in het HD/HV. Dit wordt voor een groot deel veroorzaakt door de veel hogere primaire produktie in het IJsselmeer. Oorzaak is vooral de grotere verblijftijd (7 vs 180 dagen) van het systeem. Deze verschillen leiden uiteindelijk tot een grotere fractie geadsorbeerde contaminanten in het IJsselmeer. Dit heeft mogelijk tot gevolg dat bij dezelfde totaal concentraties in het IJsselmeer relatief minder contaminanten worden opgenomen door organismen.

Tabel 6.10: Vergelijking enkele waterkwaliteitsparameters

	HD	HV	IJsselmeer		
			Z	N	
TOC	4.7	5.1	9.8	11.0	mg/kg ds
DOC	3.6	3.7	5.9	6.2	,,
Zwevende stof	14.7	20.7	27.0	29.3	,,
Chlorofyl '86	13	23	>100		ug/l Chl-a
Verblijftijd	2-3	5-7	>180		dagen
Ads-frac Cd	67	78	88	- 55	%
PCB153	68	59	75	- 65	%

De verschillen tussen beide systemen blijven niet alleen beperkt tot de reeds genoemde waterkwaliteitsparameters. De concentraties cadmium in opgeloste vorm zijn hoger in het IJsselmeer (tabel 6.11). Door de grotere hoeveelheid POC is de concentratie geadsorbeerd cadmium in de waterfase ruwweg gelijk. Voor de bodem worden echter veel lagere geadsorbeerde cadmium concentraties berekend in het IJsselmeer. Voor PCB worden in het HD/HV grotere ranges gemeten (tabel 6.12). Over het algemeen liggen de concentraties gemeten in het IJsselmeer lager. Wanneer de geadsorbeerde concentraties aan bodem-POC op grond van een equilibrium (SOM3) berekening worden vergeleken, dan zijn de waarden in het Hollands Diep een factor 10 hoger.

Tabel 6.11: Vergelijking concentraties van cadmium

Cadmium	Haringvliet		IJsselmeer		
	Min	Max	Zuid	Noord	
Opgelost waterfase	.006	.053	.056	.052	ug/l
Opgelost poriewater					,,
Geadsorbeerd POC	1.13	3.67	3.136	2.900	mg/kg ds
Geadsorbeerd b-POC	13.8	86.7	3.1	2.9	,,

Tabel 6.12: Vergelijking concentraties van PCB153

PCB153	Haringvliet		IJsselmeer		
	Min	Max	Zuid	Noord	
Opgelost waterfase	.49e-5	.93e-3	0.47e-4	0.90e-5	ug/l
Opgelost poriewater					,,
Geadsorbeerd POC	.0014	.204	0.061	0.050	mg/kg ds
Geadsorbeerd b-POC	0.0	4.0	0.034	0.039	,,

De vergelijking van de berekende accumulatie-niveaus geeft aan dat de waarden voor cadmium in het HD/HV aanzienlijk verlaagd zijn t.o.v. de resultaten voor het IJsselmeer (tabel 6.13). Dit is een gevolg van de lagere opgeloste concentraties, waardoor zoöplankton en vervolgens spiering veel minder accumuleren. Op grond van het voedselpakket en de directe expositie uit het water zijn dan ook de accumulatie-niveaus van de toppredatoren Aal en Roofvis laag t.o.v. de niveaus in het IJsselmeer. De vogel daarentegen accumuleert meer cadmium in het HD/HV, op grond van de opname via predatie van Dreissena. De vogel in de IJsselmeer schematisatie predeert uitsluitend op vis. Ten gevolge van fysiologische verschillen (filter-feeder) accumuleert Dreissena veel meer cadmium dan vis, waardoor de expositie van op Dreissena prederende vogels sterk vergroot is.

Vergelijking van de resultaten voor PCB geeft aan dat de accumulatie-niveaus in het IJsselmeer soms verhoogd en soms verlaagd zijn t.o.v. het HD/HV. De lagere bodemconcentraties drukken het niveau in benthos, waardoor aal eveneens iets is verlaagd. Op grond van gemiddeld hogere expositie in de waterfase accumuleren zoöplankton en vervolgens spiering, roofvis en vogel meer PCB. Vergelijking van het specifieke gedrag van cadmium en PCB153 toont aan dat benthos-etende organismen in het HD/HV hogere contaminanten-niveaus bereiken. In het IJsselmeer is de accumulatieketen via organismen in de waterfase meer van belang.



Tabel 6.13: Accumulativeniveaus HDHV - IJsselmeer

	Cadmium		PCB153	
	HDHV	IJs-Z	HDHV	IJs-Z
Zoöplankton	.0433	.131	.0029	.0081
Benthos	.1070	.0202	.0386	.0165
Spiering	.0031	.0203	.0105	.0201
Cypriniden		.0556		.102
Aal	.0036	.0568	.624	.534
Roofvis	.0024	.0532	.052	.0836
Vogel	.0273	.0020	.038	.0617

Geconcludeerd wordt dat het IJsselmeer en het Hollandsch Diep / Haringvliet systeem in allerlei systeemp parameters sterk verschillen. Aangezien met de coëfficiëntsetting van CHEOPS, zoals gecalibreerd voor accumulatie in het HD/HV, het IJsselmeersysteem goed wordt beschreven, kan vervolgens worden geconcludeerd dat de steady-state versie van het accumulatiemodel algemeen toepasbaar is op zoete watersystemen met een vergelijkbaar voedselweb voor deze geanalyseerde typen van stoffen.

## 7. Evaluatie

Het onderzoek heeft een aantal nieuwe inzichten opgeleverd. Met name de ontwikkelingen ten aanzien van de analyse van het voedselweb (koolstofstromen en voedselpreferenties) geven een beter inzicht in de variabiliteit van koolstofstromen en zijn van belang bij een goede definitie van predator-prooi relaties, zoals die ten grondslag liggen aan accumulatie modellering. De programmatuur voor de berekening en presentatie van deze voedselwebgegevens is beschikbaar en wordt recentelijk in meerdere projecten gebruikt (tabel 9.1). Opgemerkt wordt dat de introductie van de filterfeeder *Dreissena polymorpha* in het voedselweb mogelijk tot verschuivingen van koolstofstromen zal leiden. In dit rapport niet besproken modelsimulaties met een dergelijk uitgebreid voedselweb, lijken erop te wijzen dat geen grote verschuivingen van koolstofstromen zijn te verwachten. Het in deze studie gebruikte voedselweb is adequaat voor het beoogde doel, de beschrijving van accumulatie in de toppredatoren aal, snoekbaars en aalscholver.

Een belangrijk resultaat van deze studie is de goed verlopen validatieprocedure. Door gebruik te maken van een calibratie van het model voor twee sterk verschillende watersystemen is het vertrouwen in de brede toepasbaarheid versterkt.

De gevoeligheidsanalyse voor kwik heeft aangetoond dat de bijdrage van fysiologische verschillen (groeisnelheid) tussen individuen binnen een soort (voor deze stof!) de grootste bron is van spreiding in accumulatie-niveaus. De verschillen in voedselvoorkeuren, die zijn berekend op grond van de analyse van het voedselweb blijken relatief weinig variatie in accumulatie-niveaus te geven. Voor deze analyse is het model SSENS uitgebreid met een routine waarmee het effect van variabele voedselpreferenties kan worden gekwantificeerd. Deze uitbreiding heeft geleid tot een aanpassing van de menustructuur en is verwerkt in de bijbehorende manual.

De gepresenteerde studie is uitgevoerd als een geïntegreerde analyse van alle factoren die bijdragen aan de mate van accumulatie van contaminanten in organismen. Op grond van de bevindingen kan worden gesteld dat in toekomstige studies voor diverse typen contaminanten niet per definitie een gelijksoortige detaillering gewenst is voor alle onderdelen van de accumulatiestudie. De



verschillen tussen weinig en sterk lipofiele contaminanten maken een gedetailleerde studie van het eetgedrag voor de eerste groep minder en voor de tweede groep meer noodzakelijk.

## 8. Conclusies

In deze paragraaf worden per onderdeel de belangrijkste conclusies genoemd.

### Toepassing koolstofbalansmodel MC<sup>1</sup>

Om het koolstofbalansmodel MC2 toe te kunnen passen is een karakteristiek voedselweb voor het IJsselmeer gedefinieerd. De definitie van het voedselweb is gebaseerd op de clustering van diverse soorten organismen tot functionele groepen op grond van hun voorkomen en functioneren in het ecosysteem. Hieruit is gebleken dat de benthische filterfeeders nauwelijks een rol spelen in de koolstofstromen in het voedselweb. Een kwantitatief belangrijke koolstofstroom loopt van fytoplankton via zoöplankton en planktivore vis naar de toppredator snoekbaars.

Eveneens van belang is de koolstofstroom van fytoplankton via detritus en zoöbenthos naar de toppredatoren. Vergelijking met veld- en literatuurgegevens levert in grote lijnen twee mogelijke situaties op. Ten eerste een toestand met een lage primaire produktie en navenant lage predatorbiomassa's, gebaseerd op schattingen van Buijse et al. (1990). Een tweede mogelijkheid is gebaseerd op veel hogere primaire produktie schattingen op grond van WL-studies naar nutriënten balansen in het IJsselmeer. Dit leidt tot een hogere berekende biomassa's van predatoren. Deze waarden komen overeen met schattingen van het RIVO (Cazemier), op grond van meerjarige populatieopnames.

Beide toestanden onderstrepen de grote variabiliteit in de waarnemingen en zijn mogelijk een uiting van de onderliggende grote variabiliteit van actuele koolstofstromen in het ecosysteem. Geconcludeerd wordt dat bij de toepassing van een koolstofbalansmodel als MC2 de nodige voorzichtigheid moet worden betracht met betrekking tot de hardheid van de modelresultaten.

### Gevoeligheidsanalyse van het voedselweb

De gevoeligheidsanalyse is gebaseerd op de analyse van de toelaatbare spreiding in voedselpreferenties die leiden tot een goede beschrijving van de in het veld gemeten biomassa's. Uit de analyse kan worden geconcludeerd dat een brede range van voedselpreferenties van predatoren voor hun diverse prooien leidt tot een goede beschrijving van de biomassa-opbouw in het voedselweb.



Vertaald naar de actuele veldsituatie betekent dit resultaat dat elke predator vele mogelijkheden heeft om zijn biomassa te handhaven, indien gekozen kan worden tussen meerdere prooien. Studies naar de maaginhoud van aal geven aan dat de modelresultaten voor deze vissoort overeenkomen met de veldgegevens. Voor snoekbaars is dezelfde vergelijking niet mogelijk. Wel kan worden gesteld dat de gemodelleerde preferentie voor slechts een prooigroep (planktivore vis) wordt ondersteund door analyses van maaginhouden.

Het opstellen van valide voedselwebben en het analyseren van variaties van koolstofstromen is alleen mogelijk wanneer voldoende veldgegevens ter beschikking staan. Teneinde natuurlijke variabiliteit en echte preferenties af te kunnen leiden is het noodzakelijk dat inventarisaties van biomassa's van belangrijke groepen van organismen tegelijkertijd plaatsvindt en gedurende een aantal jaren (seizoenen) wordt herhaald.

#### Analyse veldgegevens expositie en accumulatie contaminanten

Voor een drietal stoffen zijn beschikbare veldgegevens met betrekking tot de water- en bodemkwaliteit en accumulatie-niveaus in organismen verzameld en geanalyseerd. Het bleek onmogelijk voor een bepaald jaar en zelfs voor een gegeven watersysteem een complete set accumulatiegegevens te vergaren. Over het algemeen ontbreken gegevens van zooplankton en planktivore vis. Van verschillende toppredatoren zijn gegevens bekend maar deze overlappen elkaar niet waar het de gemeten contaminanten betreft. Op grond van de eerder door WL uitgevoerde studies en in dat kader uitgevoerde extra bemonsteringen, kon een enigszins samenhangend beeld worden gevormd van accumulatie-niveaus voor alle bestudeerde groepen. Van groot belang is de dataset verkregen in het ZMAS-project. Deze gegevens stammen echter uit 1977! De informatie over van water- en bodemkwaliteit is hiermee vergeleken goed te noemen. Opgemerkt wordt dat het concentraties betreft die niet overeenkomen met de voor bioaccumulatie beschouwde fracties. Hiervoor was een omrekening noodzakelijk. Het lijkt zinvol de omrekeningsmethodiek te toetsen aan directe metingen van de beschouwde fracties in het veld.

### Gevoeligheidsanalyse van het accumulatiemodel

Modelcoëfficiënten die invloed uitoefenen op accumulatieniveaus zijn geïdentificeerd. Door deze coëfficiënten voor de toppredatoren te variëren is de invloed op accumulatieniveaus gekwantificeerd. Uit de analyse blijkt dat stofeigenschappen van de contaminant grote invloed uitoefenen op het relatieve belang van verschillende coëfficiënten. Geconcludeerd kan worden dat met name extractie-efficiënties, voedselopname en eetgedrag de opnameflux van lipofiele contaminanten bepalen. De eliminatiesnelheid en daarmee het ingestelde accumulatie-evenwicht wordt sterk bepaald door de groeisnelheid van het beschouwde organisme.

Analyse van bekende bronnen van spreiding en vergelijking met modelresultaten tonen aan dat groeiverschillen tussen individuen in grote mate spreiding in gemeten accumulatie kunnen verklaren. Vergelijking van accumulatieniveaus in snoekbaars en aal wijzen uit dat de bijdrage aan spreiding van verschillen in eetgedrag kleiner is dan de bijdrage aan spreiding veroorzaakt door fysiologische verschillen.

### Validatie van het accumulatiemodel

De validatie van het accumulatiemodel is uitgevoerd door een voor een andere situatie gecalibreerde coëfficiënten-setting ongewijzigd toe te passen voor het IJsselmeer. De modelcalibratie is uitgevoerd in het Haringvliet. Op grond van vergelijking van fysisch-chemische factoren wordt gesteld dat de beide systemen voldoende verschillen om een validatie mogelijk te maken. De calibratie-validatie exercitie is uitgevoerd voor zowel cadmium als PCB153. Teneinde het model toe te passen voor het IJsselmeer is de schematisatie van het voedselweb en de gemiddelde voedselvoorkeur gewijzigd ten opzichte van de schematisatie voor het Haringvliet. Op grond van vergelijking van de modelresultaten met gemeten accumulatieniveaus wordt geconcludeerd dat het modelresultaten binnen de gemeten ranges vallen. De spreiding van de gemeten niveaus is echter aanzienlijk, waardoor de waarde van de validatie wordt beïnvloed. Om deze reden is het gewenst dat een brede inventarisatie van accumulatieniveaus in het watersysteem wordt gerealiseerd.



## 9. Aanbevelingen

In het kader van een aantal aansluitende projecten zijn sinds 1986 een aantal modellen die het fysisch-chemische gedrag van contaminanten beschrijven in zowel de abiotische als de biotische compartimenten van het ecosysteem. Onderscheid kan worden gemaakt tussen modellen die gedetailleerd in tijd en ruimte het gedrag beschrijven en modellen die op grond van evenwichtsprincipes de verdeling van contaminanten over de verschillende compartimenten kwantificeren. In een aantal projecten is de bruikbaarheid van beide typen modellen geanalyseerd. Hieruit is gebleken dat met name het gedrag van contaminanten in het abiotische deel van het ecosysteem bevredigend met zowel gedetailleerde als evenwichtsmodellen kan worden beschreven.

Bio-accumulatie van contaminanten kan eveneens met gedetailleerde modellen worden beschreven, maar reële toepassingen hiervoor zijn schaars door enerzijds het ontbreken van voldoende meetgegevens en anderzijds de beperkte meerwaarde van een dergelijke berekening op grond van de karakteristieken van het beschouwde watersysteem en het daaraan gerelateerde accumulatiegedrag van contaminanten. Op grond hiervan wordt in de meeste studies uitgegaan van een beschrijving van bioaccumulatie op grond van evenwichtsprincipes. De modellen die in opdracht van Rijkswaterstaat zijn ontwikkeld, zijn in meerdere projecten reeds toegepast. In onderstaand overzicht volgt een lijst van de projecten waarin de bio-accumulatiemodellen CHEOPS en UPTAQE zijn gebruikt.

Tabel 9.1: Overzicht toepassingen accumulatiemodellen

	E/D	Stof	Wakwal
<b>Zoete wateren:</b>			
Haalbaarheidsstudie IJsselmeer	E+D	H, P	V, I
Accumulatie van kwik in IJsselmeer	E	K	V, S, I
Noordelijk Delta Bekken Studies	E+D	C, P	V, S, I
Rijn Actie Plan studie	D	C, K, H, P, L, B, F	V, H
Gevoeligheidsanalyse IJsselmeer	E	C, K, P	V, S
PCBB mesocosm studie	E	C, P	V, S
<b>Zoute wateren:</b>			
Accumulatie PCB in zeehond	E	P138	V
Contaminanten in Noordzee (MANS)	E	C, K, H, P, L, B, F, PP, E	V, M
Kwantificering doses effectmodellen	E	alle genoemde	V
<b>Lopende projecten</b>			
Ontwikkeling Risico-analyse instrum.	E	alle genoemde	V, I, M

Deltastudie (WL/RIVM/IASA)	E alle genoemde V,M
----------------------------	---------------------



- E/D - Evenwichts (CHEOPS) of Dynamische (UPTAQE) toepassing  
 Stof - H=HCB, P=PCB153, K=Kwik, C=Cadmium, L=Lindaan, B=BaP, F=Flu, PP=PCP  
 P138=PCB138, E=Endosulfan  
 Wakwal - Waterkwaliteit uit Veldmetingen/HORIZON/IMPAQT/SOM3/MANS

In alle opgesomde toepassingen zijn voor een beperkt aantal (groepen van) organismen coëfficiënten bepaald om accumulatieberekeningen te kunnen uitvoeren. De gemodelleerde organismen bestrijken een aantal trofieniveaus, zodat voor elke toepassing van een min of meer compleet voedselweb kan worden gesproken. Het laagste trofieniveau, de primaire producenten, wordt niet expliciet gemodelleerd, maar meegenomen als randvoorwaarde. In de onderstaande tabel zijn voor zoete en zoute wateren de gemodelleerde (groepen van) organismen opgesomd.

Tabel 9.2: Overzicht gemodelleerde (groepen van) organismen

Zoute wateren	Zoete wateren
Crustaceen	Daphnia
Polychaeten (Arenicola, Nereis)	Tubificiden
Molluscan (Mytilus)	Chironomiden
Demersale vissen (Schol, Tong)	Dreissena p.
Pelagische vissen (Haring, Makreel)	Spiering
Zeehond	Pos
Scholekster	Aal
	Snoekbaars
	Aalscholver
	Kuifeend

Uit het overzicht blijkt dat het accumulatiemodel reeds voor zeer verschillende stoffen, organismen en lokaties is toegepast. Hiervoor zijn uit vele bronnen waarden ontleend voor de noodzakelijke coëfficiënten. Het betreft hier in grote lijnen (1) coëfficiënten die de contaminant karakteriseren, (2) die de opname en excretie van de contaminant door organismen beschrijven en (3) die de fysiologische karakteristieken van de organismen weergeven. Tenslotte zijn gegevens verzameld die het voedselweb waarin de organismen functioneren beschrijven. Bovendien zijn fysisch-chemische en andere parameters bepaald voor elk watersysteem, om de expositie van de organismen te kunnen bepalen.

Op grond van deze veelheid van benodigde gegevens lijkt het zinvol om in een volgende fase de toepasbaarheid en de gebruikersvriendelijkheid van de modellen te verbeteren door het ontwikkelen van een gegevensbestand waarin alle bestaande parameters en coëfficiëntwaarden zijn opgenomen. Dit houdt in dat voor elke categorie gegevens (watersysteem, contaminant, organisme) samenhangende sets beschikbaar zijn die door de gebruiker naar keuze kunnen worden gebruikt als basis voor modelberekeningen. Voortgaande toepassing van de modellen dient te leiden tot een voortdurende uitbreiding van het gegevensbestand. Het gegevensbestand wordt geïntegreerd met de betreffende modellen.

In de visie van Rijkswaterstaat wordt uitgegaan van de bruikbaarheid van de modellen door de regionale waterbeheerders. Naast het realiseren van een gegevensbestand met standaard-modelparameters, is het dan noodzakelijk te inventariseren welke contaminanten bestudeerd gaan worden (Derde Nota stoffenlijst). Deze voornemens kunnen dan leiden tot uitbreiding van het noodzakelijke gegevensbestand voor modeltoepassingen. Bovendien dient uit de vraagstelling te kunnen worden afgeleid welke mate van detail noodzakelijk is voor de studies. Dit houdt in dat uitspraken kunnen worden gedaan over de mate van detail van voedselketenschematisatie en de te bestuderen organismen. Tenslotte is een inventarisatie en uitbreiding van de beschikbare veldgegevens noodzakelijk indien toepassingen dienen te worden gerealiseerd voor (veel) meer contaminanten. Rekening kan hierbij worden gehouden met de karakteristieke wijze waarop verschillende contaminanten ophopen in het voedselweb. Uiteindelijk kan op deze wijze een modelinstrument worden gerealiseerd, waarmee op een goed gedefinieerde wijze een betrouwbare uitspraak kan worden gedaan over de accumulatie van contaminanten in organismen, uitgaande van een goede kwantificering van de expositie in de bodem en in de waterfase.

In eerste instantie kan de gebruiker gaan beschikken over een aan een drietal modellen gekoppelde database, waarmee vragen over de fysisch-chemische verdeling en de bio-accumulatie van contaminanten en in relatie hiermee het eetgedrag van predatoren, voor vele stoffen kunnen worden beantwoord. Uitgegaan wordt van een instrument waarmee alle berekeningen (quasi-) steady-state worden uitgevoerd. Op grond van repro-functies en eenvoudige extrapolaties kan een indruk worden verkregen van de gevolgen van eventuele waterkwaliteits scenario's. In de toekomst kan meer detail worden toegevoegd door gebruik te maken van dynamische modellering.



In de onderhavige studie is een gevoeligheidsanalyse van de koolstofbalans van het voedselweb gerapporteerd. Deze analyse is erg nuttig om de bijdrage van voedsel aan accumulatie van contaminanten te kwantificeren. In een breder verband geeft de analyse inzicht in het functioneren van het ecosysteem met nadruk op de kwantificering van de variabiliteit van koolstoffluxen. De analyse is echter beperkt gebleven tot de studie van de invloed van predator-proof preferenties. In toekomstige projecten is het zinvol om een bredere analyse van koolstofbalansen te maken, waarbij wordt toegewerkt naar een instrument wat de schatting van coëfficiëntwaarden mogelijk maakt, op grond van in het veld gemeten biomassa opbouw van het voedselweb. Hieraan kan vorm worden gegeven in twee stappen, namelijk het veralgemeniseren van de huidige programmatuur en vervolgens het uitbreiden van deze opzet tot een compleet instrument voor parameterschatting. Gedacht kan worden aan het verbeteren van de gebruikte algoritmen maar op grond van resultaten van in uitvoering zijnde studies.

#### Afstemming met andere onderzoeken/projecten

Gestreefd dient te worden naar een goede afstemming van de huidige en toekomstige activiteiten met andere instituten en projecten. Voorgesteld wordt om ontwikkeling van databases en een gebruikersvriendelijk modelinstrument uit te voeren in overleg met regionale waterkwaliteits-beheerders. In een breder verband dient aansluiting te worden gerealiseerd met de activiteiten van VROM/RIVM op het terrein van kwaliteitsbeoordeling. Gezien vanuit de toepasbaarheid van accumulatiemodellen lijkt het zinvol hiermee rekening te houden bij de uitvoering van water- en bodemkwaliteitsmeetcampagnes. Het optimaal gebruik van resultaten van accumulatiestudies bij evaluatie van water- en bodemkwaliteit maakt aansluiting met risico-beoordelingsinstrumenten noodzakelijk. In andere projecten worden dergelijke geïntegreerde beoordelingsinstrumenten reeds opgezet.

#### Aanvullende experimenten

In het voorgaande is reeds de noodzaak van aanvullende meetcampagnes aan de orde gekomen. Samenvattend kan de volgende lijst worden opgesteld:

1. Realisatie van meetcampagne, waarbij in een watersysteem, binnen een beperkte tijdspanne, bodem- en waterkwaliteit en relevante groepen van organismen worden bemonsterd voor diverse contaminanten.

Dit gegevensbestand kan vervolgens als basis gaan dienen voor calibratie van modellen. Extrapolatie naar andere watersystemen is dan een mogelijkheid.

2. Inventarisatie van biomassa's van groepen van organismen op verschillende trofieniveaus. De campagne dient een aantal malen te worden herhaald, zodat inzicht in de variabiliteit kan worden verkregen. Dergelijke gegevens zijn noodzakelijk voor het opstellen van goed gedefinieerde voedselwebben voor verschillende watersystemen. Overleg en afstemming met andere instituten is gewenst.
3. Inventarisatie van literatuurgegevens waaruit noodzakelijke procescoëfficiënten kunnen worden afgeleid (extractie-efficiënties en eliminatiesnelheden). Dit onderdeel kan zeer zinvol worden aangevuld met gerichte series van experimenten voor bepaalde groepen van contaminanten en organismen.
4. Analyse van het actuele eetgedrag van toppredatoren. Deze analyse is noodzakelijk om de relatie tussen bodem- en waterkwaliteit en uiteindelijke accumulatie niveaus, voor persistente lipofiele contaminanten, enigszins betrouwbaar te kunnen kwantificeren.



Literatuur

- Anonymus, 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. US Fish and Wildlife Service, Contaminant Hazard Reviews, nr 2, july 1985.
- Anonymus, 1986. Polychlorinated biphenyl hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. US Fish and Wildlife Service, Contaminant Hazard Reviews, nr 7, april 1986.
- Berger, C. en H.E. Sweers, 1988. The IJsselmeer and its phytoplankton - with special attention to the suitability of the lake as a habitat to *Oscillatoria agardhii*, J. Plankton Res., 10:579-599.
- Bergers, J., 1989. Cadmium en zink in brasem en snoekbaars afkomstig uit de Waal bij Nijmegen. K.U.N. Lab. voor Aq. Oec., LAO-256, maart 1989
- Biro, P., 1977. Food consumption, production and energy transformation of pike-perch population in lake Balaton. Ichthyologia, V9, N1, 47-60.
- Boer, J. de, 1988. Chlorobiphenyls in bound and non-bound lipids of fishes; comparison of different extraction methods. Chemosphere, V17, 1803-1810, 1988.
- Boisclair, D., 1989. The importance of activity in bioenergetics models applied to actively foraging fishes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., V46, 1989.
- Bruggeman, W.A. (DBW/RIZA), D.J. de Vries (WL) and M.B. de Vries (WL), 1989. Modelling the fate of organic micropollutants in surfacewater, sediment and aquatic organisms. H2O, 22(7): 204-211. (In Dutch).
- Buijse, A.D., Eerden, M.R. van, Dekker, W., & Densen, W.L.T., 1990. A trophic model for IJsselmeer (The Netherlands), a shallow eutrophic lake. ICES Poster C.M.1990/L:71.

- Cailliet, G.M. and C.A. Simenstad, 1981. Gutshop '81: Fish food habits studies, Proceedings of the third pacific workshop, CA 6-9, 1981.
- Cazemier, W.G., 1986. Beschrijving van de populaties van Snoekbaars, Brasem, Blankvoorn en Spiering in het IJsselmeer. RIVO-rapport.
- Coenradi, P, 1983. Onderzoek naar de relaties tussen PCB-gehalten en enkele visparameters van aal uit 4 Nederlandse wateren. RIVO, CO-project 7133.
- Delft Hydraulics, 1990. Manual UPTAQE / CHEOPS. (In Dutch).
- Fortuyn, A.W., 1985. Dichtheden en biomassa van de belangrijkste bodemdieren van het Hollandsch Diep en Haringvliet in 1983. Rapporten en Verslagen nr. 1985 - 2, DIHO.
- Gutshop, zie Cailliet, 1981.
- Hoar, W.S., 1979. Fish Physiology. Volume VIII, Bioenergetics and Growth. Academic Press, London, 1979.
- Hoogerwerf, 1989. Cadmium en zink in brasem en snoekbaars afkomstig uit de Waal bij Nijmegen. KUN, Lab. voor Aquatische Oecologie, P. Bergers, maart 1989.
- Jorgensen, S.E. (ed), 1979. Handbook of environmental data and ecological parameters. International Society for Ecological Modelling, Copenhagen
- Koenders, J. Th. H., 1982. Het voedsel van rode aal in het IJsselmeer, relatie hiervan met bodemfauna en invloed van de kopvorm. RIVO, ZA 82-02.
- Los, F.J. & Bakema, A.H., 1988. Het general ecomodel. WL rapport T 248.
- Marshall, T.R., 1977. Morphological, physiological and ethological differences between Walleye and Pikeperch. Proceedings PERCIS, contribution 77-8.



- Nie, H.W. de, 1988. Food, feeding periodicity and growth of the eel in a Dutch eutrophic lake. Proefschrift, L.U. Wageningen, maart 1988.
- Pieters, H., 1990. Dataset IJsselmeer. Gehalten van PCB's en totaalkwik in individuele rode aal, schieraal en snoekbaars in het IJsselmeer. RIVO, MO 90-205.
- RIVO, 1986. De PCB-verontreiniging van rode aal: trends in chloorbifenylen gehalten (1977-1985). RIVO, MO 86-01, januari 1986.
- RIVO, 1986. Negen jaren van organochloor-pesticiden onderzoek in rode aal. RIVO, MO 86-02, januari 1986.
- RIVO, 1986. Onderzoek naar het gehalte van chloorbifenylen in spiering en pos afkomstig uit het IJsselmeer, Markermeer en Ketelmeer. RIVO, MO 86-204
- RIVO, 1988. Onderzoek naar het kwikgehalte in spiering en pos afkomstig uit het IJsselmeer, Markermeer en Ketelmeer. RIVO, MO 88-204
- Scholten, M, en E. Fockema, 1988. Onderzoek naar de effecten van een verhoogd gehalte aan microverontreinigingen in het voedsel op de conditie en voortplanting van watervogels. TNO, R88/145, 1988/4/25.
- Smits, J, 1990. Een overzicht van de meest gebruikte waarden voor een aantal procesparameters m.b.t. modellering van microverontreinigingen.
- Smit, H., 1989. Oriënterende berekeningen naar de rol van grazers in de veranderingen van het chlorophyl-a gehalte in het Hollandsch-Diep en Haringvliet. Lezing discussiedag Ecologisch Herstel Rijn, 13 oktober 1989.
- Thomann, R.V., 1984. An age dependent model of PCB in a lake Michigan food chain. US EPA, EPA-600 / 3-84-026, Washington DC.
- Vink, J. en H.J. Winkels, 1991. De opbouw en kwaliteit van de waterbodem van het IJsselmeer. RWS Directie Flevoland

- Vries, D.J. de, and M.B. de Vries, 1988. Modelling the fate of HCB and PCB's in Lake Ketel and Lake IJssel. Report on investigations, T250, Delft Hydraulics. (In English)
- Vries, M.B. de (DH, en H. Pieters (RIVO), 1989. Accumulation of heavy metals in organisms; Bioaccumulation of mercury in pike-perch, data-analysis for the lakes IJsselmeer, Ketelmeer and Markermeer. Report on investigations, T250, Delft Hydraulics (In Dutch).
- Vries, M.B. de, 1991. Stofstromen en bioaccumulatie in het Hollands Diep en het Haringvliet. Calibratie van een Accumulatiemodel. T262.51, Waterloopkundig Laboratorium.
- Waterloopkundig Laboratorium, 1988. Eutrofiering en primaire productie in het IJsselmeer. Project T100.
- Wiegerinck, J.A.M., & Heesen, M.J., 1988. Visserijkundige waarnemingen in het Haringvliet en Hollands Diep in de jaren 1976 t/m 1986. Directie Visserijen, Den Haag, documentatierapport 31, 42pp. + 8 bijlagen.
- Wolf, W. de, 1988. Bioaccumulatie van microverontreinigingen uit Ketelmeersediment. RIZA Lelystad, notitie 88.054x
- ZMAS, 1984. Geochemisch en biologisch onderzoek in Rijn en Maas en de daardoor gevoede bekkens. RWS, TNO, IB en WL, juni 1984.

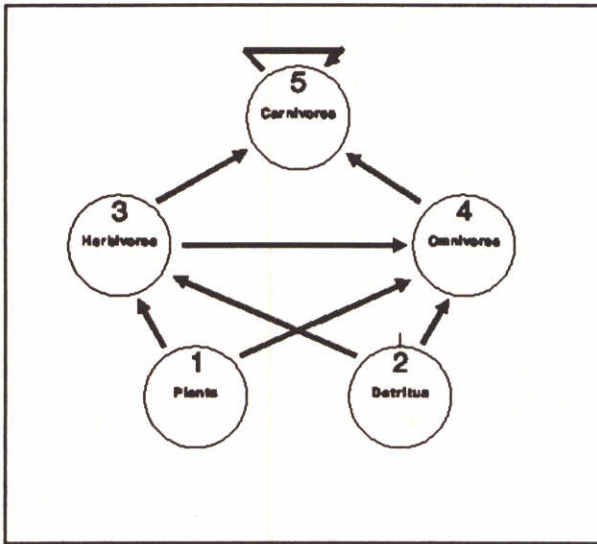


Figurenlijst

- Figuur 2.1: Schematisatie van het voedselweb in het IJsselmeer
- Figuur 2.2: Beschrijving processen opgenomen in MC2
- Figuur 2.3: Vergelijking berekende en geschatte biomassa's van ecogroepen
- Figuur 2.4: Berekende biomassa's van voedselgroepen
- Figuur 2.5: Vergelijking berekende en geschatte PB-ratio's van ecogroepen
- Figuur 2.6: Berekende daily ration en metabolisme van voedselgroepen
- Figuur 2.7: Berekende daily ration en faecesproductie van voedselgroepen
- Figuur 3.1: Relaties tussen ecogroepen voor 946 modelberekeningen
- Figuur 3.2: Spreiding in berekende biomassa's en AMOEBE voor veldbiomassa
- Figuur 3.3: Preferentie patroon voor de toppredator aal
- Figuur 3.4: Spreiding voedselkeuze aal en veldgegevens
- Figuur 4.1: Accumulatieniveaus van kwik in snoekbaars en aal
- Figuur 4.2: Variatie in concentratie en lengtes van jaarklassen snoekbaars
- Figuur 5.1: Spreiding in accumulatie-niveaus in snoekbaarsjaarklassen
- Figuur 5.2: Berekende en gemiddelde accumulatie-niveaus in snoekbaarsjaarklassen
- Figuur 6.1: Accumulatieniveaus van cadmium in voedselweb Haringvliet
- Figuur 6.2: Accumulatieniveaus van PCB153 in voedselweb Haringvliet
- Figuur 6.3: Accumulatieniveaus van cadmium in voedselweb IJsselmeer
- Figuur 6.4: Accumulatieniveaus van PCB153 in voedselweb IJsselmeer

## Bijlage I.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de gebruikte methodiek is een goed inzicht nodig in het stelsel vergelijkingen waaruit de massabalans is opgebouwd. Bij deze vergelijkingen zijn twee begrippen van belang, in MC2 terminologie ecogroepen en voedselgroepen genaamd. Een ecogroep komt overeen met de in dit rapport gebruikte term functionele groep. Een voedselgroep is dat deel van een ecogroep dat eenzelfde prooi eet. Het aantal voedselgroepen waarin een ecogroep verdeeld wordt is dan ook altijd gelijk aan het aantal prooien waaruit het (potentiële) dieet bestaat. De preferenties zijn uiteraard gelijk aan de quotiënten van biomassa's van de voedselgroepen en biomassa's van de bijbehorende ecogroepen.



De gevolgde aanpak kan het beste toegelicht worden aan de hand van een concreet voorbeeld. Het hier gebruikte voorbeeld is ontleend aan de MC2-handleiding. Het betreft een eenvoudig ecosysteem met, naast een primaire producent (PL) en het detritus (DE), drie groepen consumenten, namelijk de herbivoren (HE), de omnivoren (OM) en tenslotte de carnivoren (CA). De massabalans die bij deze opzet hoort ziet er als volgt uit:



	PL	DE	HE>PL	HE>DE	OM>PL	OM>DE	OM>HE	CA>HE	CA>OM	CA>CA	
PL:	-MO		-PR		-PR						= PP
DE:	+MO-AU	-MI	+FA	-PR+FA	+FA	-PR+FA	+FA	+FA	+FA	+FA	= 0
HE:			+GR	+GR			-PR	-PR			= 0
OM:					+GR	+GR	+GR		-PR		= 0
CA:								+GR	+GR	-PR+GR	= 0

PL = Ecogroep plant; HE>PL = Voedselgroep plantenetende herbivoren;

PP = Primaire produktie plant

MO = Mortaliteit plant; AU = Autolyse plant; MI = Mineralisatie detritus

PR = Predatie op prooi; FA = Faeces produktie; GR = Groei van predator

Het aantal vergelijkingen waaruit de massabalans is opgebouwd is gelijk aan het aantal ecogroepen (= functionele groepen). In deze vergelijkingen zijn alle winst en verliestermen voor een ecogroep opgenomen. De som van deze termen moet voor de primaire producenten gelijk zijn aan de primaire produktie en voor detritus en de primaire en secundaire consumenten gelijk zijn aan nul. Het aantal termen waaruit een vergelijking opgebouwd is echter gelijk aan het aantal voedselgroepen. Immers, de verliestermen van een prooi zijn afhankelijk van de biomassa's van dat deel van de verschillende predator-populaties dat van deze prooi eet. Omdat er minder vergelijkingen dan onbekende termen zijn is het stelsel vergelijkingen niet op te lossen zonder aanvullende informatie.

In het oplossen van de vergelijkingen kunnen drie stappen onderscheiden worden. De eerste stap bestaat uit het oplossen van de vergelijkingen die betrekking hebben op top-predatoren. Omdat de bijbehorende fluxen in de MC2-aanpak uitsluitend door de daily ration van de predator bepaald worden, staan de vergelijkingen van de top-predatoren los van de rest van het stelsel. Ze leveren voor iedere willekeurige biomassa een sluitende vergelijking van de predator zelf op. Hoewel in dit modelformalisme de biomassa's van de prooien dus geen invloed heeft op de biomassa van de top-predatoren, hebben de top-predatoren natuurlijk wel, via verliestermen in de massaverelijkingen van de prooien een directe invloed op de biomassa van de prooien. De eerste stap van het oplossen van de massabalans bestaat uit het random kiezen van de biomassa's van alle top-predatoren (uniform, range 0 tot 3 maal geobserveerde biomassa). Hiermee wordt zowel het aantal vergelijkingen als het aantal termen in de overgebleven vergelijkingen gereduceerd.

	PL	DE	HE>PL	HE>DE	OM>PL	OM>DE	OM>HE	
PL:	-MO		-PR		-PR			= PP
DE:	+MO-AU	-MI	+FA	-PR+FA	+FA	-PR+FA	+FA	= FA*CA
HE:			+GR	+GR			-PR	= -PR*p(CA>HE)*CA
OM:					+GR	+GR	+GR	= -PR*p(CA>OM)*CA

$P(CA>HE)$  = Fractie carnivoren die op herbivoren predeert

De tweede stap bestaat uit het reduceren van het aantal termen in de overgebleven vergelijkingen. Zoals reeds eerder gezegd wordt dit aantal bepaald door het aantal voedselgroepen. Het aantal vergelijkingen is echter gelijk aan het aantal ecogroepen. Om dit probleem op te lossen worden net als de biomassa's van de top-predatoren de preferenties van de overgebleven ecogroepen random getrokken (uniform, range 0 tot 1). Gegeven deze set van preferenties kunnen nu alle winst en verlies termen per ecogroepen samen genomen worden. Als gevolg hiervan ontstaat een oplosbaar stelsel vergelijkingen met evenveel vergelijkingen als onbekenden.

	PL	DE	HE	OM	
PL:	-MO		-PR*p(HE>PL)	-PR*p(OM>HE)	= PP
DE:	+MO-AU	-MI	+FA*p(HE>PL) - (PR+FA)*p(HE>DE)		
			+FA*p(OM>PL) - (PR+FA)*p(OM>DE)	+FA*p(OM>HE)	= FA*CA
HE:			+GR	-PR*p(OM>HE)	= -PR*p(CA>HE)*CA
OM:				+GR	= -PR*p(CA>OM)*CA

De laatste stap bestaat uit het oplossen van dit stelsel. Dit levert de biomassa's op van de overige ecogroepen. Uit de gemodelleerde en geobserveerde biomassa's kan nu de som van de gekwadrateerde verschillen berekend worden. Wanneer deze kleiner is dan twee maal de met MC2 bepaalde minimale kwadraatsom werd de oplossing als reëel beschouwd. Door deze gehele procedure een groot aantal malen te herhalen (in deze studie ca. 1000.000 maal) ontstaat een verzameling van uitkomsten die een afspiegeling vormen van de totale verzameling van mogelijke uitkomsten.



Trefwoordenlijst

Accumulatie	Stapelning van stoffen in delen van het ecosysteem (sediment, organismen)
Assimilatie	De omzetting van voedsel in bruikbare energie
Benthisch	Levend in of op de bodem
Bioconcentratie-factor	Verhouding tussen geaccumuleerde en in het water opgeloste concentratie van contaminanten
Calibratie	Maximaliseren van de overeenkomst tussen meetgegevens en modelresultaten
CHEOPS	Bioaccumulatiemodel (steady-state+dynamisch)
Chironomiden	Tot deze groep behoren de veel in de bodem voorkomende muggelarven
Chlorofyl	Bestanddeel van fytoplankton, waarmee CO <sub>2</sub> in suikers wordt omgezet m.b.v. licht
Cypriniden	Vissoorten behorende tot de karperachtigen
Daily ration	De fractie biomassa die per dag nodig is om aan de energiebehoefte van de actuele biomassa van een soort te voldoen
D/W-ratio	Verhouding droog- en natgewicht van een organisme
Deposit feeder	Organismen die zich voeden door het consumeren van bodemdetritus
Detritus	Dood organisch materiaal in de waterfase en in de bodem
DOC	Opgelost Organisch Koolstof
Drooggewicht	Het gewicht na verwijdering van de waterfractie door droging
Eliminatie	De mate waarin een opgenomen stof wordt afgebroken en uitgescheiden
Excretie	Uitscheiding van stoffen uit het lichaam
Extractie-ffic.	Efficiëntie waarmee stoffen uit voedsel en water worden opgenomen
Faeces	Materiaal dat na vertering niet is opgenomen door het organisme en wordt uitgescheiden
Faecal fraction	De fractie onverteerbaar materiaal van een prooi niet beschikbaar voor een predator

Filterfeeder	Organismen die zich voeden door het filteren van organische deeltjes uit water
Functionele groep	Een groep van organismen gegroepeerd o.g.v. hun functie in het ecosysteem
Hydrofiel	Een stof is hydrofiel als hij goed oplost in water en slecht in vet
IMPAQT	Fysisch-chemisch verspreidingsmodel (dynamisch en DELWAQ variant)
L-W relatie	Lengte-Gewicht relatie
Lineaire regressie	Kwantificering van de relatie tussen variabelen op grond van de aanname van lineariteit
Lipofiel	Een stof is lipofiel als hij goed oplost in vet en slecht in water
Lutum	Fractie anorganisch materiaal kleiner dan 2 micrometer
MC2	Voedselweb koolstofbalans model
Metabolisme	Het gebruik van energie t.b.v. het functioneren van een organisme
Metabolic rate	De hoeveelheid energie noodzakelijk voor het basale onderhoud van een organisme
MonteCarlo	Statistische techniek gebaseerd op het uitvoeren van berekeningen op grond van onafhankelijke trekkingen van coëfficiënten
Mortaliteit	Sterfte
Natgewicht	Het gewicht van een organisme zonder bewerkingen
Oligochaeten	Veelal in sediment levende klasse van organismen waartoe de tubificiden behoren
P/B ratio	Geproduceerde biomassa vs actuele biomassa per tijdseenheid
Partitiecoëfficiënt	De mate waarin een stof zich verdeelt over gelijke hoeveelheden water en adsorbens
PCB	PolyChloorBifenylen, een groep van overheersend lipofiele, persistente organische verbindingen
Pelagisch	Levend als vrij bewegend organisme in de waterfase
Persistent	Niet afbreekbaar
Piscivoor	Visetend



Planktivore vis	Vissoort met vnl. zoöplankton als voedselbron
POC	Particulair Organisch Koolstof
Primaire consument	De herbivoren, zich voedend met plantaardig materiaal
Predator	Elke soort die zich voedt met andere consumenten
Primaire producent	Fytoplankton, dat mbv licht organisch materiaal produceert.
Respiratie	De hoeveelheid energie benodigd voor metabolische processen
SOM3	Fysisch-chemisch verspreidingsmodel (steady-state)
Standaardafwijking	Statistische parameter die de mate van spreiding van een verzameling gegevens uitdrukt. Bij een normale verdeling valt 95% van de waarden binnen de grenzen: gemiddelde waarde $\pm 2.33 * Sd$
TOC	Totaal Organisch Koolstof (TOC=DOC+POC)
Toppredator	Predator die zelf niet wordt gepredeerd
Trofische niveau	Het voedselweb geordend naar de bronnen van voedsel voor elke soort
Tubificiden	Deposit feeders behorende tot de Oligochaeten (wormachtigen)
UPTAQE	Bio-accumulatiemodel (dynamisch, onderdeel CHEOPS)
Validatie	Toepassing van een gecalibreerd model voor een andere meetset, waarbij geen coëfficiënten worden aangepast
Vetgehalte	De fractie lipiden in een eenheid natgewicht
Variatiecoëfficiënt	Percentage variatie gebaseerd op vergelijking $Sd / \text{mean} * 100$
Voedselweb	De relaties tussen (alle) prooien en predatoren in het ecosysteem
Zoöbenthos	Groep van benthische organismen
Zoöplankton	Groep van pelagische primaire consumenten met name filterfeeders

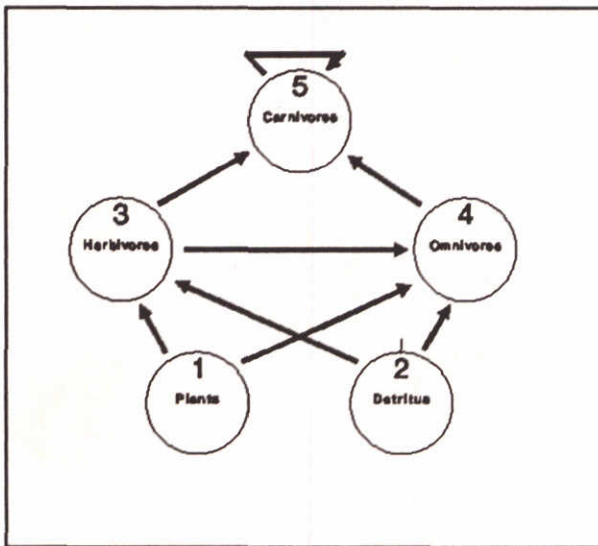




## Bijlage I

### Beschrijving mathematische opzet gevoeligheidsanalyse van het voedselweb

Voor een gedetailleerde beschrijving van de gebruikte methodiek is een goed inzicht nodig in het stelsel vergelijkingen waaruit de massabalans is opgebouwd. Bij deze vergelijkingen zijn twee begrippen van belang, in MC2 terminologie ecogroepen en voedselgroepen genaamd. Een ecogroep komt overeen met de in dit rapport gebruikte term functionele groep. Een voedselgroep is dat deel van een ecogroep dat eenzelfde prooi eet. Het aantal voedselgroepen waarin een ecogroep verdeeld wordt is dan ook altijd gelijk aan het aantal prooien waaruit het (potentiële) dieet bestaat. De preferenties zijn uiteraard gelijk aan de quotiënten van biomassa's van de voedselgroepen en biomassa's van de bijbehorende ecogroepen.



De gevolgde aanpak kan het beste toegelicht worden aan de hand van een concreet voorbeeld. Het hier gebruikte voorbeeld is ontleend aan de MC2-handleiding. Het betreft een eenvoudig ecosysteem met, naast een primaire producent (PL) en het detritus (DE), drie groepen consumenten, namelijk de herbivoren (HE), de omnivoren (OM) en tenslotte de carnivoren (CA). De massabalans die bij deze opzet hoort ziet er als volgt uit:

	PL	DE	HE>PL	HE>DE	OM>PL	OM>DE	OM>HE	CA>HE	CA>OM	CA>CA	
PL:	-MO		-PR		-PR						= PP
DE:	+MO-AU	-MI	+FA	-PR+FA	+FA	-PR+FA	+FA	+FA	+FA	+FA	= 0
HE:			+GR	+GR			-PR	-PR			= 0
OM:					+GR	+GR	+GR		-PR		= 0
CA:								+GR	+GR	-PR+GR	= 0

PL = Ecogroep plant; HE>PL = Voedselgroep plantenetende herbivoren;  
 PP = Primaire produktie plant  
 MO = Mortaliteit plant; AU = Autolyse plant; MI = Mineralisatie detritus  
 PR = Predatie op prooi; FA = Faeces produktie; GR = Groei van predator

Het aantal vergelijkingen waaruit de massabalans is opgebouwd is gelijk aan het aantal ecogroepen (= functionele groepen). In deze vergelijkingen zijn alle winst en verliestermen voor een ecogroep opgenomen. De som van deze termen moet voor de primaire producenten gelijk zijn aan de primaire produktie en voor detritus en de primaire en secundaire consumenten gelijk zijn aan nul. Het aantal termen waaruit een vergelijking opgebouwd is echter gelijk aan het aantal voedselgroepen. Immers, de verliestermen van een prooi zijn afhankelijk van de biomassa's van dat deel van de verschillende predator-populaties dat van deze prooi eet. Omdat er minder vergelijkingen dan onbekende termen zijn is het stelsel vergelijkingen niet op te lossen zonder aanvullende informatie.

In het oplossen van de vergelijkingen kunnen drie stappen onderscheiden worden. De eerste stap bestaat uit het oplossen van de vergelijkingen die betrekking hebben op top-predatoren. Omdat de bijbehorende fluxen in de MC<sup>2</sup>-aanpak uitsluitend door de daily ration van de predator bepaald worden, staan de vergelijkingen van de top-predatoren los van de rest van het stelsel. Ze leveren voor iedere willekeurige biomassa een sluitende vergelijking van de predator zelf op. Hoewel in dit modelformalisme de biomassa's van de prooien dus geen invloed heeft op de biomassa van de top-predatoren, hebben de top-predatoren natuurlijk wel, via verliestermen in de massaverelijkingen van de prooien een directe invloed op de biomassa van de prooien. De eerste stap van het oplossen van de massabalans bestaat uit het random kiezen van de biomassa's van alle top-predatoren (uniform, range 0 tot 3 maal geobserveerde biomassa). Hiermee wordt zowel het aantal vergelijkingen als het aantal termen in de overgebleven vergelijkingen gereduceerd.



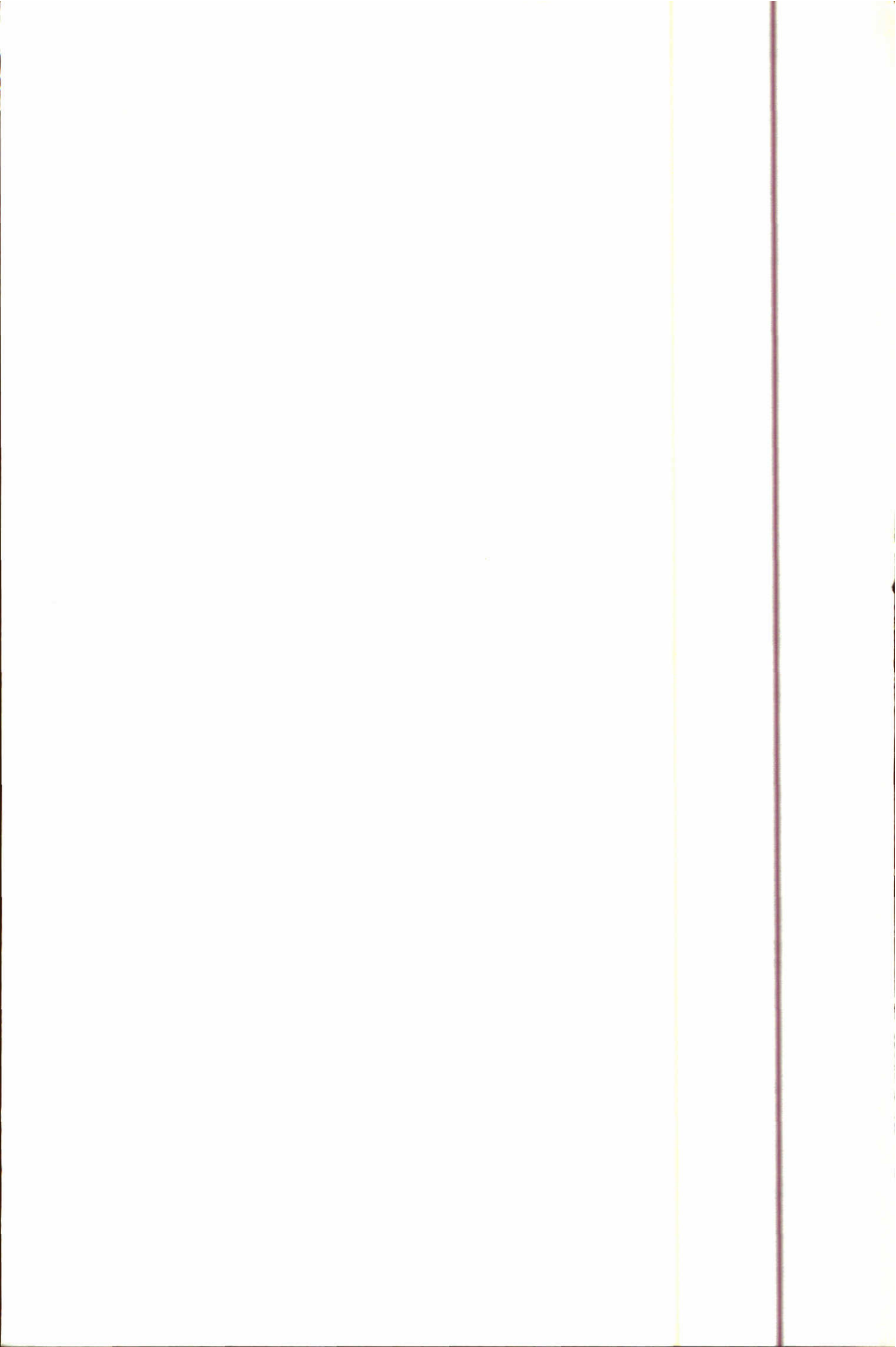
	PL	DE	HE>PL	HE>DE	OM>PL	OM>DE	OM>HE	
PL:	-MO		-PR		-PR			= PP
DE:	+MO-AU	-MI	+FA	-PR+FA	+FA	-PR+FA	+FA	= FA*CA
HE:			+GR	+GR			-PR	= -PR*p(CA>HE)*CA
OM:					+GR	+GR	+GR	= -PR*p(CA>OM)*CA

$P(CA>HE)$  = Fractie carnivoren die op herbivoren predeert

De tweede stap bestaat uit het reduceren van het aantal termen in de overgebleven vergelijkingen. Zoals reeds eerder gezegd wordt dit aantal bepaald door het aantal voedselgroepen. Het aantal vergelijkingen is echter gelijk aan het aantal ecogroepen. Om dit probleem op te lossen worden net als de biomassa's van de top-predatoren de preferenties van de overgebleven ecogroepen random getrokken (uniform, range 0 tot 1). Gegeven deze set van preferenties kunnen nu alle winst en verlies termen per ecogroepen samen genomen worden. Als gevolg hiervan ontstaat een oplosbaar stelsel vergelijkingen met evenveel vergelijkingen als onbekenden.

	PL	DE	HE	OM	
PL:	-MO		-PR*p(HE>PL)	-PR*p(OM>HE)	= PP
DE:	+MO-AU	-MI	+FA*p(HE>PL) - (PR+FA)*p(HE>DE)	+FA*p(OM>PL) - (PR+FA)*p(OM>DE) + FA*p(OM>HE)	= FA*CA
HE:			+GR	-PR*p(OM>HE)	= -PR*p(CA>HE)*CA
OM:				+GR	= -PR*p(CA>OM)*CA

De laatste stap bestaat uit het oplossen van dit stelsel. Dit levert de biomassa's op van de overige ecogroepen. Uit de gemodelleerde en geobserveerde biomassa's kan nu de som van de gekwadraterde verschillen berekend worden. Wanneer deze kleiner is dan twee maal de met MC2 bepaalde minimale kwadraatsom werd de oplossing als reëel beschouwd. Door deze gehele procedure een groot aantal malen te herhalen (in deze studie ca. 1000.000 maal) ontstaat een verzameling van uitkomsten die een afspiegeling vormen van de totale verzameling van mogelijke uitkomsten.





dit programma bewerkt standaard WAKWAL gegevens tot  
invoer files geschikt voor CHEOPS

Dit is de volgorde van de invoer file:

Tijd	Cwd	Cwt	TOC	DOC	ZWEV
d	ug/l	ug/l	mg/l	mg/l	mg/lq
			C	C	DW

Dit is de volgorde van de uitvoer file:

Tijd	Cwd	Cbd	Cwph	Cwpc	Cbpc	Temp	[02]
d	ug/l	ug/l	ug/g	ug/g	ug/g	'C	mg/l
			DW	DW	DW		

Kd l/g ds (totale partikulair fraktie, >> zwev. stof)  
Koc l/g koolstof

```
parameter (lun1 = 10 , lun2 = 11,
&          lun3 = 12 , lun4 = 13,
&          luno = 20 )

dimension x(nrec,*), y(nrec,*), ijaar(*),
&        tijd(*), ckd(*)
character finame(3)*12, stof*70,scen*70,case*70, typstr*20
character filsom*12, ITEM*80
```

```
if(filsom.eq.' ')goto 999
ESC = CHAR(27)
WRITE(*,'(1X,1A1, '[0m']')ESC
WRITE(*,'(1X,1A1, '[2J']')ESC
```

```
i = 0
i = i + 1
if(filsom(i:i).ne.' ')goto 14
ilet = i
```

```
open (lun1, file = filsom)
open (lun2, file = 'bottom.inp')
open (luno, file = filsom(1:ilet)///'dyn')
close(1)
```

mg/g ds slib en mg/g C poc  
type 1 = metaal  
type 0 = omive

```
read (lun2,*)type
read (lun2,*)cbpoc
read (lun2,*)cslib
read (lun2,*)poro
read (lun2,*)fverd
read (lun2,*)temp
read (lun2,*)oxygen
```

```
mg ds /l
bpc = 1000. * (cbpoc/100. / 0.4) * 2650. * (1.- poro)
bslb = 1000. * cslib/100. * 2650. * (1.- poro)
```

inlezen wakwal data

```
do 100 i = 1,10000
  read(LUN1,*,err=110)tijd(i),(x(i,k),k=1,5)
  continue
  irec = i-1

  if(x(1,1).lt.0.0)then
    write(*,'(a/,a,\)')
  & ' Geen opgeloste concentraties aanwezig in de file',
  & ' Geef pKoc (l/kg) of pKd (l/g) voor deze stof: '
  read(*,*)xkoc
  xkoc = 10**xkoc
  if(type.eq.0.0) xkoc = xkoc/1000.
endif
```

opgeloste fraktie alvast toekennen

```
do 120 i = 1,irec
  y(i,1) = x(i,1)
  tijd(i) = tijd(i) * 365.
  continue
```

```
do 300 i = 1,irec
```

eerst de waterfase bepalen

```
if(type.eq.0.0)fverd = 1.0
```

```
c POC in mg/l ds , azw in mg/l ds, geadsorbeerde [C] in ug/g ds
```

```
poc = (x(i,3) - x(i,4)) / 0.4  
azw = x(i,5) - poc  
tads = poc * fverd + type * azw  
tpoc = tpoc + poc  
tazw = tazw + azw  
tzww = tzww + x(i,5)
```

```
c indien metaal (type 1) dan poc in dw anders (type 0) als C
```

```
c
```

```
wp = poc * 0.4  
if (type.eq.1.0)wp = fverd * poc  
if(x(i,1).lt.0.0)then  
  fopg = 1. / (1. + xkoc * (wp + azw*type) * .001)  
  y(i,1) = x(i,2) * fopg  
endif
```

```
pstof = x(i,2) - y(i,1)  
if(x(i,4).lt.0.0)x(i,4) = x(i,3) * .66
```

```
ppoc = (poc * fverd) / tads * pstof  
pano = (azw * type) / tads * pstof  
y(i,4) = ppoc / poc * 1000.  
y(i,8) = pano / azw * 1000.  
y(i,3) = y(i,4)  
ADZW = pstof / x(i,5) * 1000.
```

```
if(x(i,1).lt.0.0) then  
  ckd(i) = xkoc  
else  
  ckd(i) = adzw / y(i,1)  
endif
```

```
tckd = tckd + ckd(i)
```

```
c  
c nu de bodem (Kd is gelijkgenomen)
```

```
c
```

```
if (type.eq.0.0)fverd = 1.0 * 0.4  
xnom = 1. + ckd(i) * (bpoc*fverd+bslb*type) * .001  
fopg = 1. / (1. + ckd(i) * (bpoc*fverd+bslb*type) * .001)  
fads = 1.0 - fopg
```

```
c naar ug/l (aannee bodemmateriaal is identiek aan zwevend materiaal)
```

```
aconc = ADZW * (bpoc + bslb) * .001  
tconc = aconc / fads  
dconc = tconc - aconc
```

```
c verdeling in ug/l
```

```
bads = bpoc*fverd + bslb*type  
bbpc = (bpoc * fverd) / bads * aconc  
bano = (bslb * type) / bads * aconc
```

```
c wegschrijven in ug/g ds
```

```
y(i,5) = bbpc / bpoc * 1000.  
y(i,9) = bano / bslb * 1000.  
y(i,2) = dconc  
y(i,6) = temp  
y(i,7) = oxygen
```

```
300 continue
```



## Bijlage III

### Trefwoordenlijst

Accumulatie	Stapelning van stoffen in delen van het ecosysteem (sedimenten, organismen)
Assimilatie	De omzetting van voedsel in bruikbare energie
Benthisch	Levend in of op de bodem
Bioconcentratie Factor	Verhouding tussen geaccumuleerde en in het water opgeloste concentratie van contaminanten
Calibratie	Maximaliseren van de overeenkomst tussen meetgegevens en modelresultaten
CHEOPS	Bioaccumulatiemodel (steady-state+dynamisch)
Chironomiden	Tot deze groep behoren de veel in de bodem voorkomende muggelarven
Chlorofyl	Bestanddeel van fytoplankton, waarmee CO <sub>2</sub> in suikers wordt omgezet m.b.v. licht
Cypriniden	Vissoorten behorende tot de karperachtigen
Daily ration	De fractie biomassa die per dag nodig is om aan de energiebehoefte van de actuele biomassa van een soort te voldoen
D/W-ratio	Verhouding droog- en natgewicht van een organisme
Deposit feeder	Organismen die zich voeden door het consumeren van bodemdetritus
Detritus	Dood organisch materiaal in de waterfase en in de bodem
DOC	Opgelost Organisch Koolstof
Drooggewicht	Het gewicht na reductie van de waterfractie door droging
Eliminatie	De mate waarin een opgenomen stof wordt afgebroken en uitgescheiden
Excretie	Uitscheiding van stoffen uit het lichaam
Extractie-ffic.	Efficiëntie waarmee stoffen uit voedsel en water worden opgenomen
Faeces	Materiaal dat na vertering niet is opgenomen door het organisme
Faecal fraction	De fractie onverteerbaar materiaal van een prooi niet beschikbaar voor een predator

Filterfeeder	Organismen die zich voeden door het filteren van organische deeltjes uit water
Functionele groep	Soorten van organismen gegroepeerd naar hun functie in het ecosysteem
Hydrofiel	De neiging van een stof om goed op te lossen in water
IMPAQT	Fysisch-chemisch verspreidingsmodel (dynamisch en DELWAQ variant)
L-W relatie	Lengte-Gewicht relatie
Lineaire regressie	Kwantificering van de relatie tussen variabelen op grond van de aanname van lineariteit
Lipofiel	De neiging van een stof om makkelijk in vet op te lossen
Lutum	Fractie anorganisch materiaal kleiner dan 2 micron
MC <sup>2</sup>	Voedselweb koolstofbalans model
Metabolisme	Het gebruik van energie t.b.v. het functioneren van een organisme
Metabolic rate	De fractie van de Daily ration noodzakelijk voor het basale onderhoud van een soort
MonteCarlo	Statistische techniek gebaseerd op het uitvoeren van berekeningen op grond van onafhankelijke trekkingen van coëfficiënten
Mortaliteit	Sterfte
Natgewicht	Het gewicht van een organisme zonder bewerkingen
Oligochaeten	Veelal in sediment levende klasse van organismen waartoe de tubificiden behoren
P/B ratio	Geproduceerde biomassa vs actuele biomassa per tijdseenheid
Partitiecoëfficiënt	De mate waarin een stof zich verdeelt over gelijke hoeveelheden water en adsorbens
PCB	PolyChloorBifenylen een groep van overheersend lipofiele persistente organische verbindingen
Pelagisch	Levend als vrij bewegend organisme in de waterfase
Persistent	Niet afbreekbaar
Piscivoor	Visetende consument



Planktivore vis	Vissoort met vnl. zoöplankton als voedselbron
POC	Particulair Organisch Koolstof
Primaire consument	De herbivoren, zich voedend met plantaardig materiaal
Predator	Elke soort die zich voedt met andere consumenten
Primaire producent	Fytoplankton, de bron van organisch materiaal
Respiratie	De hoeveelheid energie benodigd voor metabolische processen
SOM3	Fysisch-chemisch verspreidingsmodel (steady -state)
Standaardafwijking	Statistische parameter die de mate van spreiding van een verzameling gegevens uitdrukt. $2.33 * Sd$ omvat per definitie 95% van de normale verdeling
TOC	Totaal Organisch Koolstof (TOC=DOC+POC)
Toppredator	Predator die zelf niet wordt gepredeerd
Trofische niveaus	Het voedselweb geordend naar de bronnen van voedsel
Tubificiden	Deposit feeders behorende tot de Oligochaeten (wormachtigen)
UPTAQE	Bio-accumulatiemodel (dynamisch, onderdeel CHEOPS)
Validatie	Toepassing van een gecalibreerd model voor een andere meetset, waarbij geen coëfficiënten worden aangepast
Vetgehalte	De fractie lipiden in een eenheid natgewicht
Variatiecoëfficiënt	Percentage variatie gebaseerd op vergelijking $Sd / \text{mean} * 100$
Voedselweb	De relaties tussen (alle) prooien en predatoren in het ecosysteem
Zoöbenthos	Groep van benthische organismen
Zoöplankton	Groep van pelagische primaire consumenten met name filterfeeders

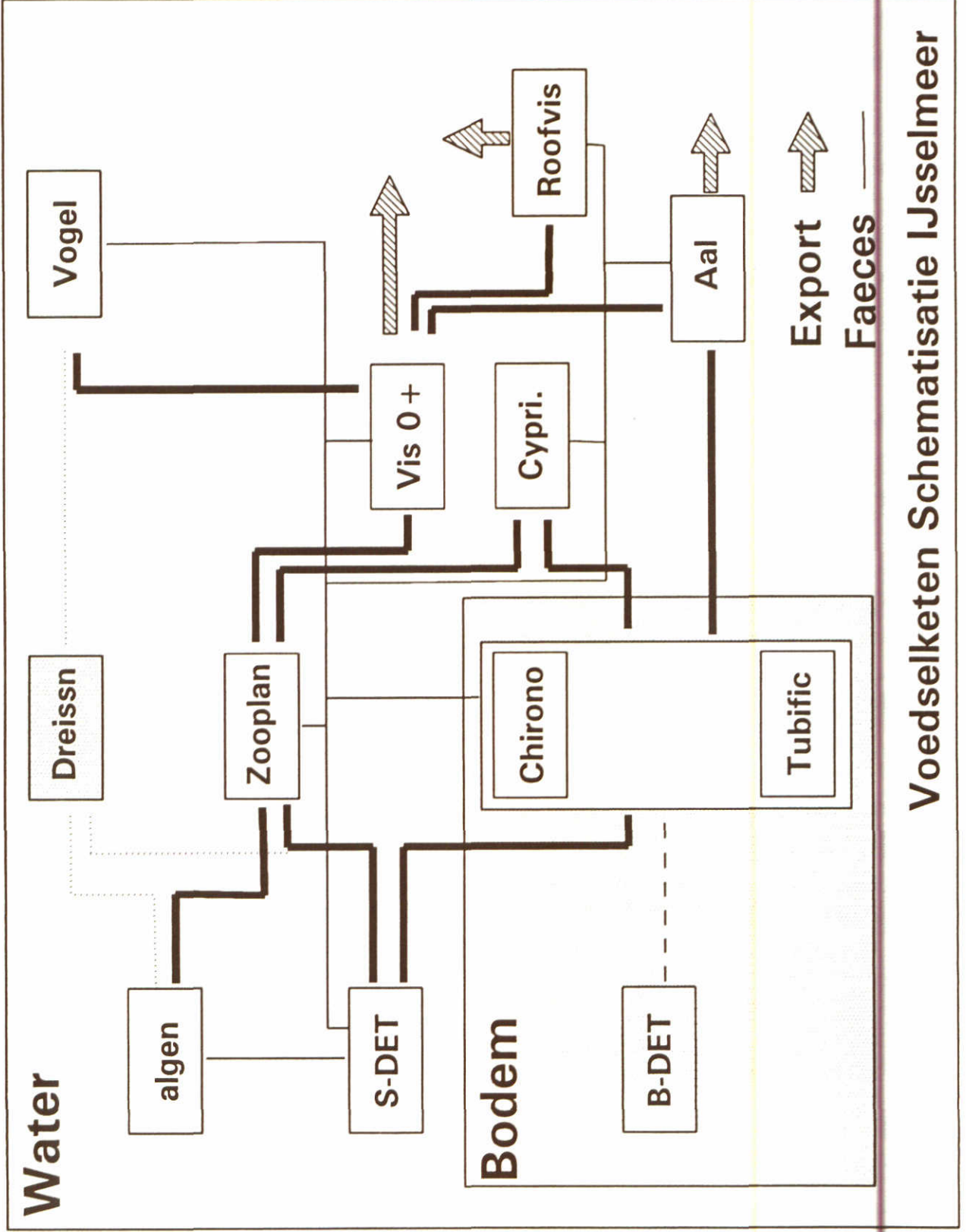
## Figurenlijst

- Figuur 2.1: Schematisatie van het voedselweb in het IJsselmeer
- Figuur 2.2: Beschrijving processen opgenomen in MC<sup>2</sup>
- Figuur 2.3: Vergelijking berekende en geschatte biomassa's van ecogroepen
- Figuur 2.4: Berekende biomassa's van voedselgroepen
- Figuur 2.5: Vergelijking berekende en geschatte PB-ratio's van ecogroepen
- Figuur 2.6: Berekende daily ration en metabolisme van voedselgroepen
- Figuur 2.7: Berekende daily ration en faecesproductie van voedselgroepen
- Figuur 3.1: Relaties tussen ecogroepen voor 946 modelberekeningen
- Figuur 3.2: Spreiding in berekende biomassa's en AMOEBE voor veldbiomassa
- Figuur 3.3: Preferentie patroon voor de toppredator aal
- Figuur 3.4: Spreiding voedselkeuze aal en veldgegevens
- Figuur 4.1: Accumulatieniveaus van kwik in snoekbaars en aal
- Figuur 4.2: Variatie in concentratie en lengtes van jaarklassen snoekbaars
- Figuur 5.1: Spreiding in accumulatie-niveaus in snoekbaarsjaarklassen
- Figuur 5.2: Berekende en gemiddelde accumulatie-niveaus in snoekbaarsjaarklassen
- Figuur 6.1: Accumulatieniveaus van cadmium in voedselweb Haringvliet
- Figuur 6.2: Accumulatieniveaus van PCB153 in voedselweb Haringvliet
- Figuur 6.3: Accumulatieniveaus van cadmium in voedselweb IJsselmeer
- Figuur 6.4: Accumulatieniveaus van PCB153 in voedselweb IJsselmeer



Figurenlijst

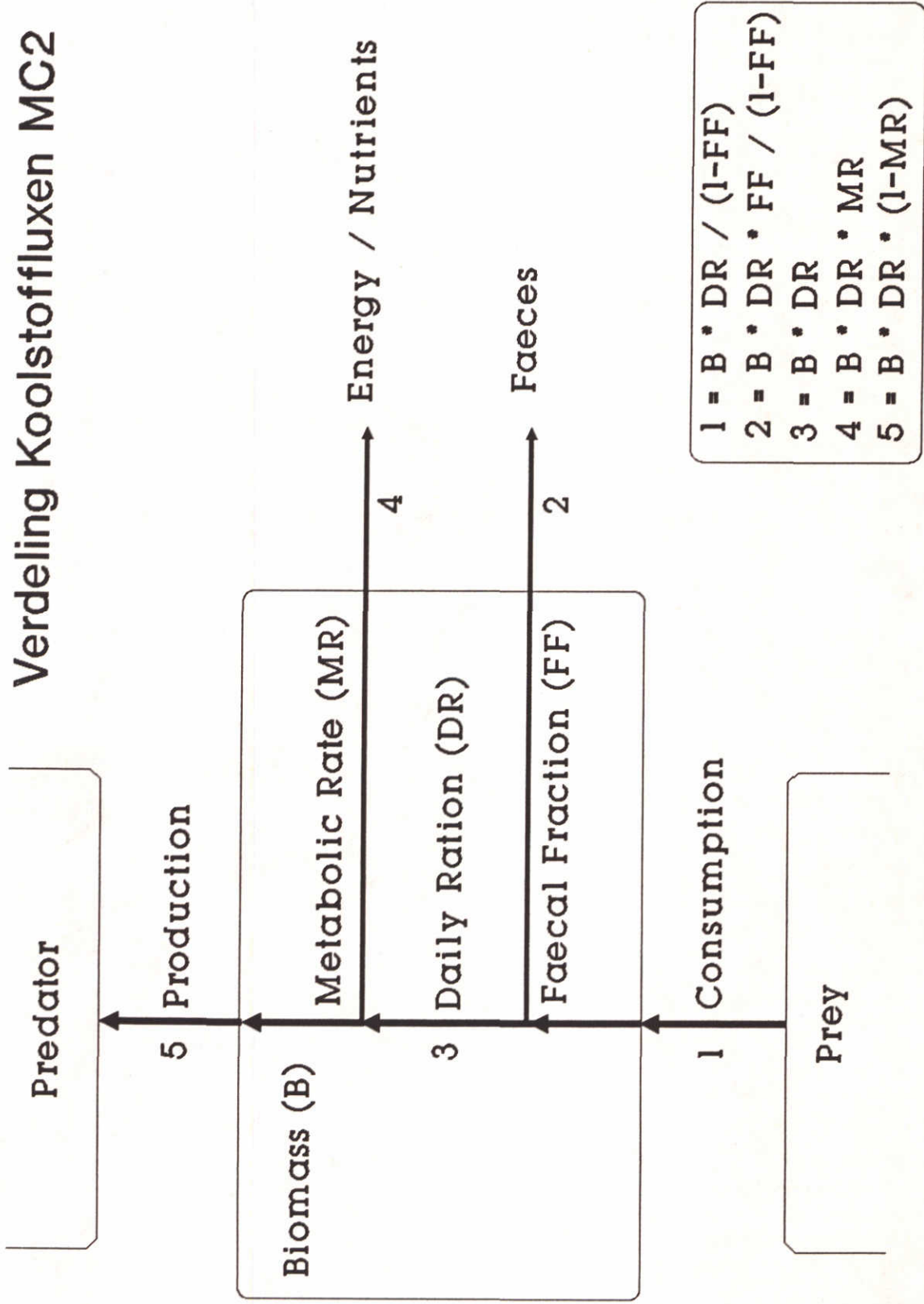
- Figuur 2.1: Schematisatie van het voedselweb in het IJsselmeer
- Figuur 2.2: Beschrijving processen opgenomen in MC<sup>2</sup>
- Figuur 2.3: Vergelijking berekende en geschatte biomassa's van ecogroepen
- Figuur 2.4: Berekende biomassa's van voedselgroepen
- Figuur 2.5: Vergelijking berekende en geschatte PB-ratio's van ecogroepen
- Figuur 2.6: Berekende daily ration en metabolisme van voedselgroepen
- Figuur 2.7: Berekende daily ration en faecesproductie van voedselgroepen
- Figuur 3.1: Relaties tussen ecogroepen voor 946 modelberekeningen
- Figuur 3.2: Spreiding in berekende biomassa's en AMOEBE voor veldbiomassa
- Figuur 3.3: Preferentie patroon voor de toppredator aal
- Figuur 3.4: Spreiding voedselkeuze aal en veldgegevens
- Figuur 4.1: Accumulatieniveaus van kwik in snoekbaars en aal
- Figuur 4.2: Variatie in concentratie en lengtes van jaarklassen snoekbaars
- Figuur 5.1: Spreiding in accumulatie-niveaus in snoekbaarsjaarklassen
- Figuur 5.2: Berekende en gemiddelde accumulatie-niveaus in snoekbaarsjaarklassen
- Figuur 6.1: Accumulatieniveaus van cadmium in voedselweb Haringvliet
- Figuur 6.2: Accumulatieniveaus van PCB153 in voedselweb Haringvliet
- Figuur 6.3: Accumulatieniveaus van cadmium in voedselweb IJsselmeer
- Figuur 6.4: Accumulatieniveaus van PCB153 in voedselweb IJsselmeer



Voedselketen Schematisatie IJsselmeer

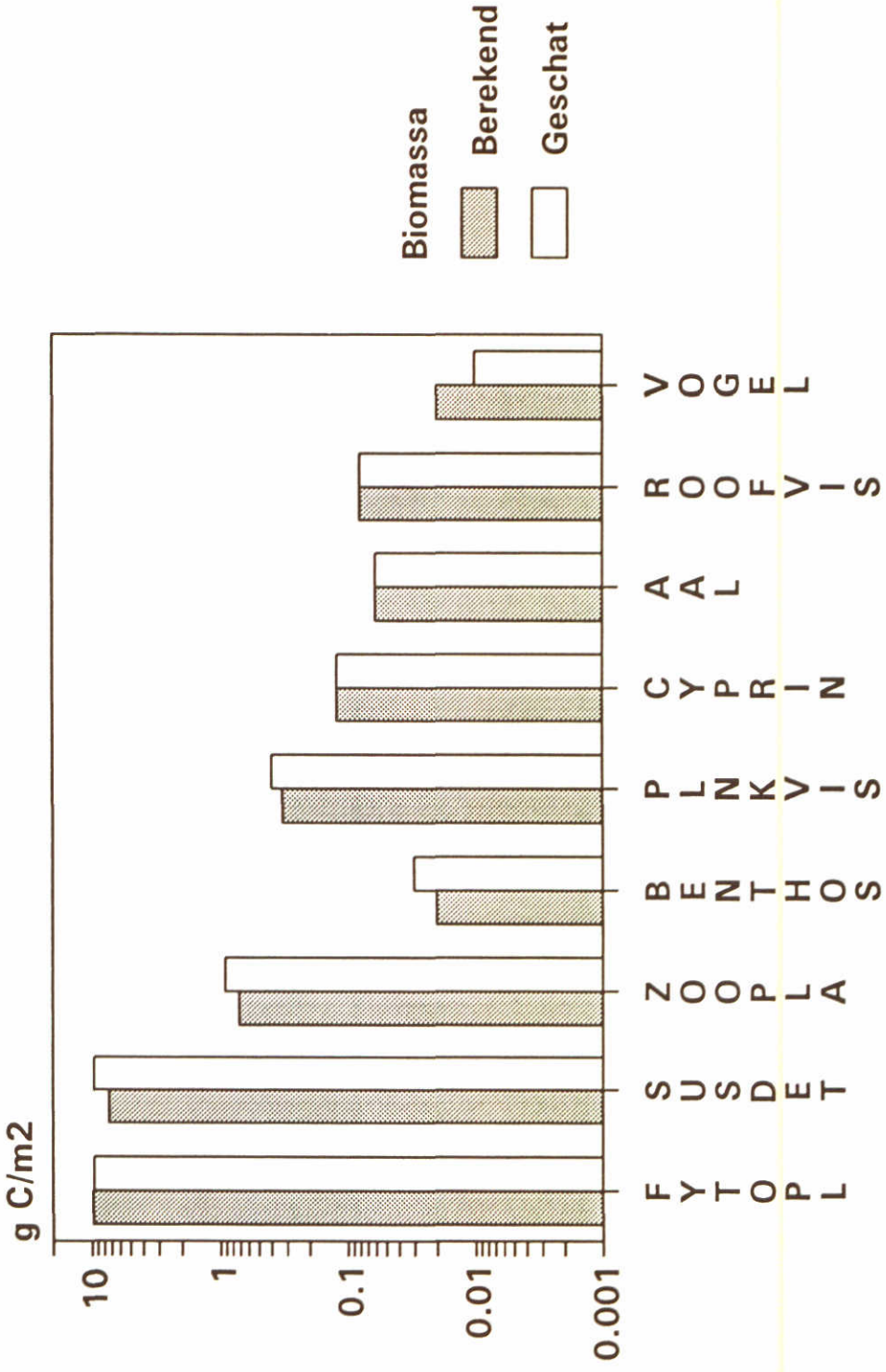


# Verdeling Koolstofluxen MC2



Figuur 2.2: Beschrijving processen opgenomen in MC<sup>2</sup>

# Biomassa verdeling voedselweb (I)

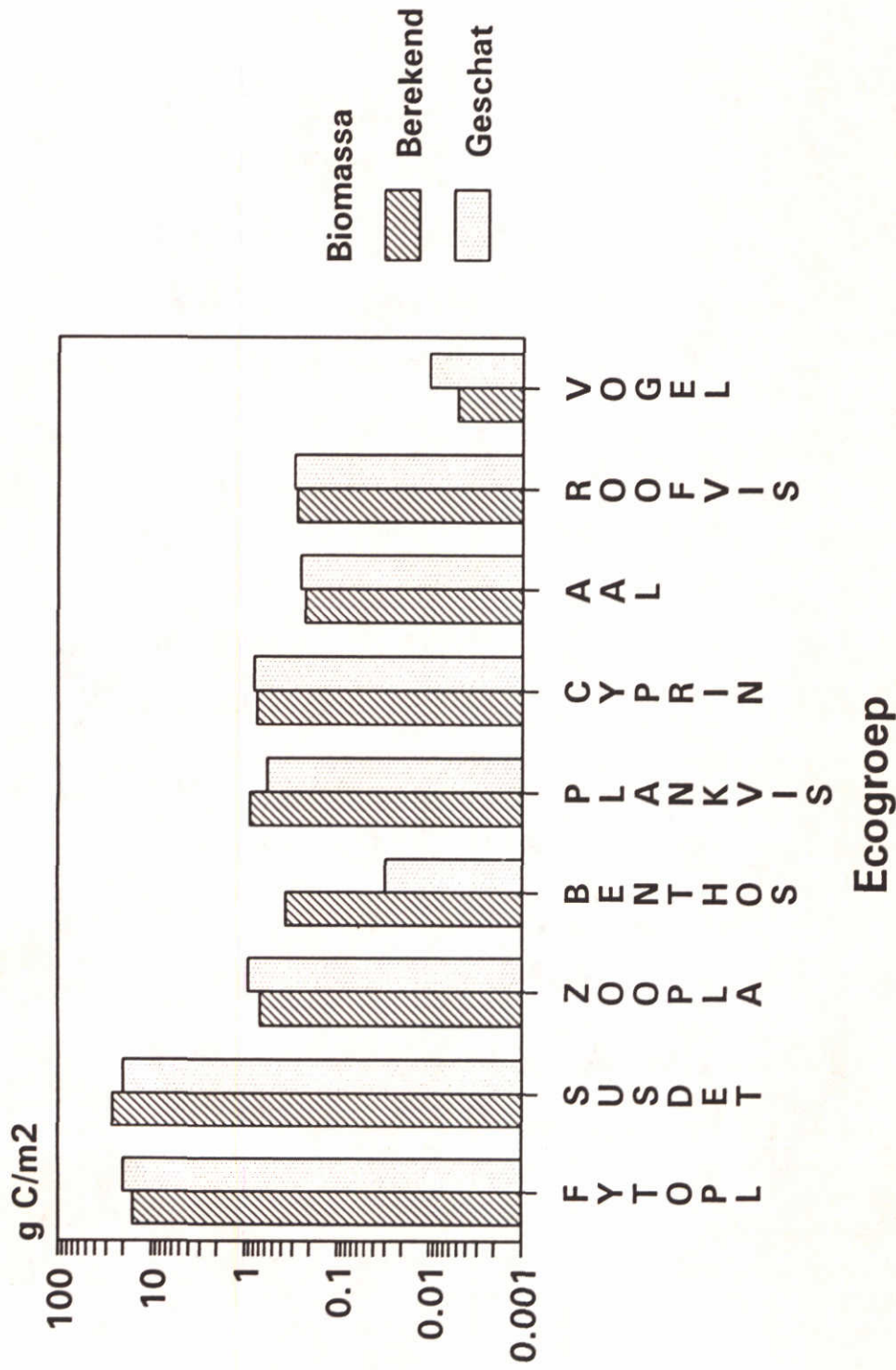


Resultaat MC2 toepassing IJsselmeer  
 Project T740, lage primaire productie  
 Veldgegevens: Buijse

Figuur 2.3: Vergelijking berekende en geschatte biomassa's van ecogroepen (a)



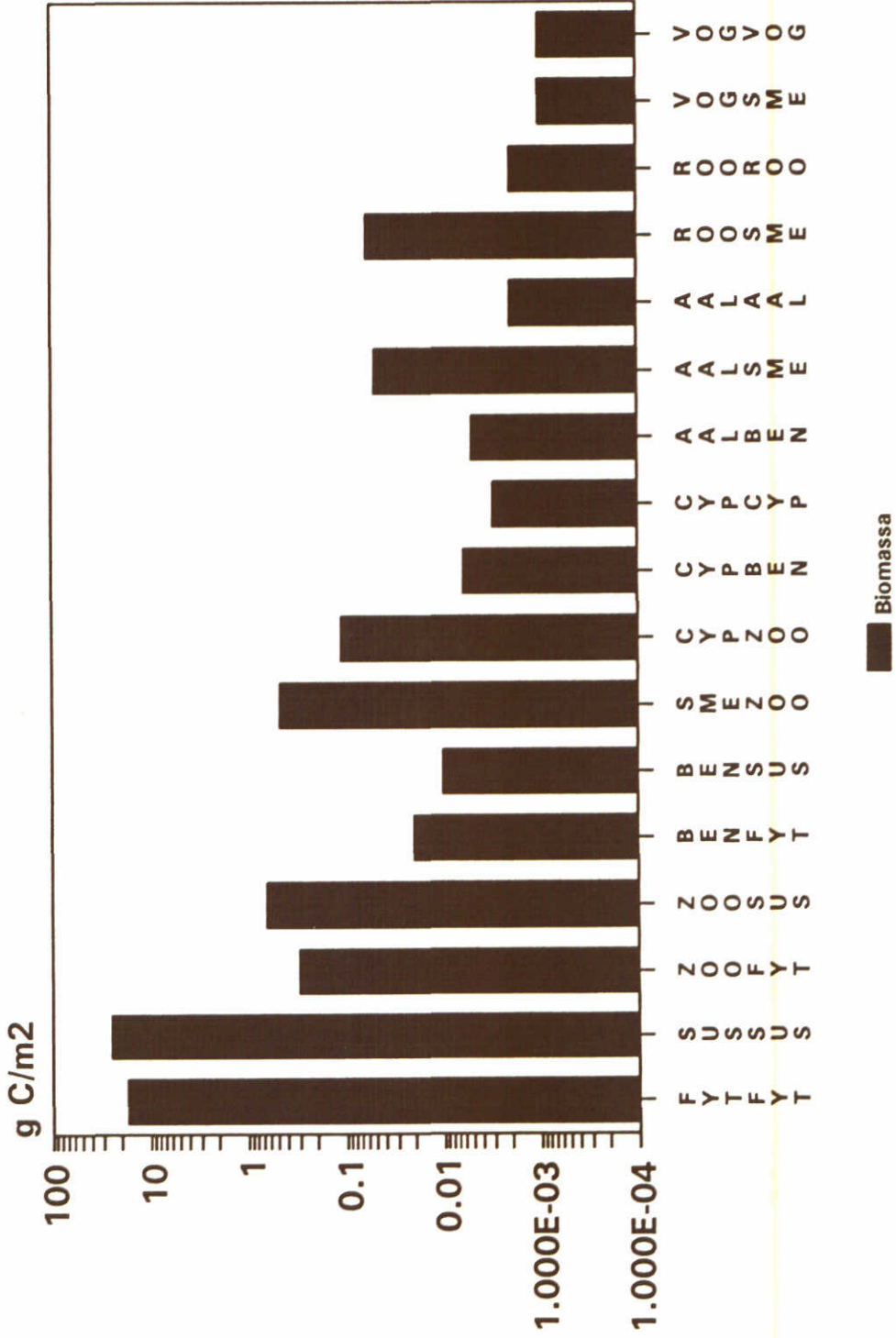
# Biomassa verdeling voedselweb (II)



Resultaat MC2 toepassing IJsselmeer  
 Project T740, hoge primaire productie  
 Veldgegevens: Cazemier

Figuur 2.3 (b)

# Voedselgroepen

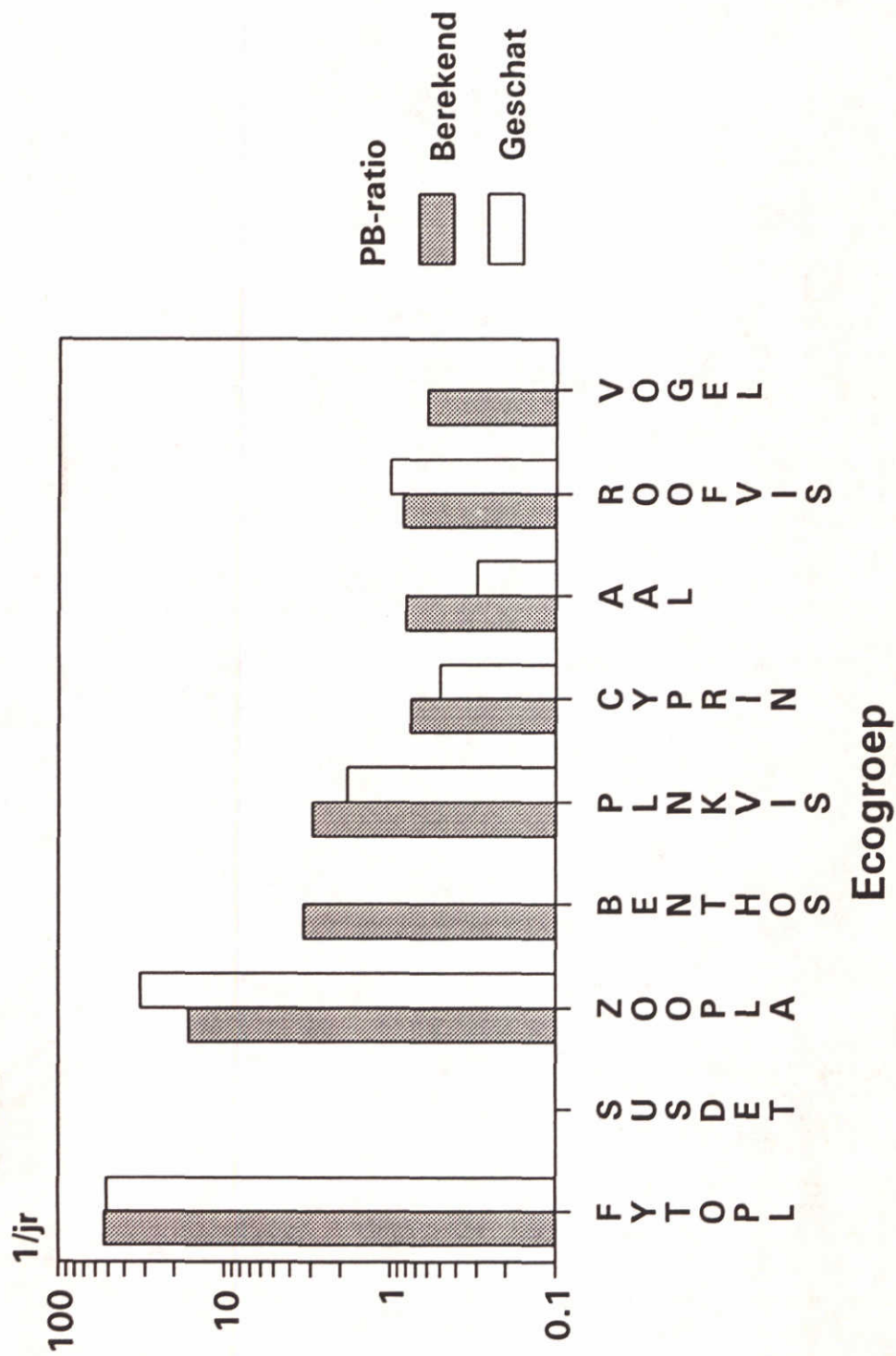


Resultaat MC2 toepassing IJsselmeer  
Project T740

Figuur 2.4: Berekende biomassa's van voedselgroepen



# PB-ratio's ecogroepen

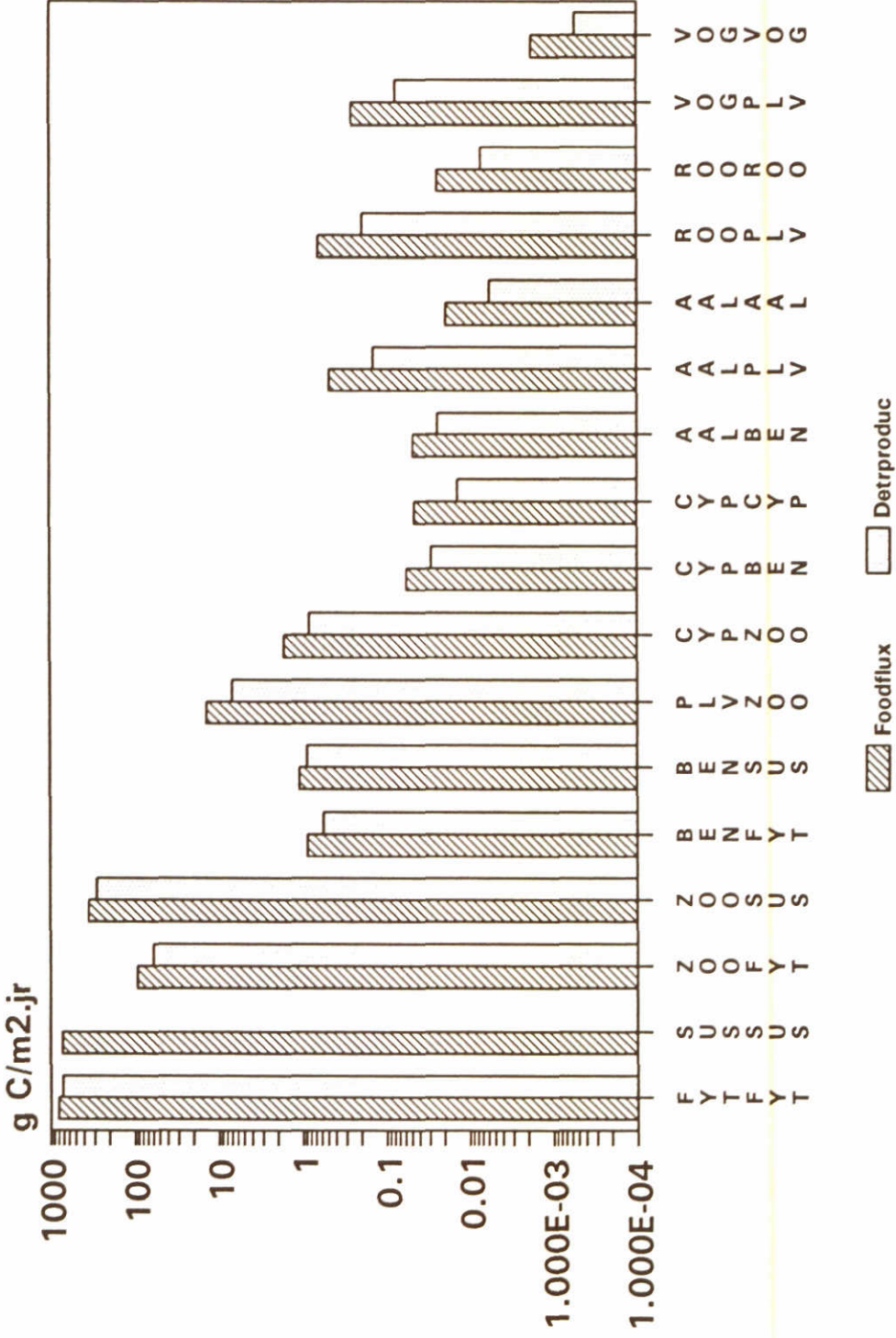


Resultaat MC2 toepassing IJsselmeer  
 Project T740

Veldgegevens ontleend aan Buyse (1990)

Figuur 2.5: Vergelijking berekende en geschatte PB-ratio's van ecogroepen

# Fluxen afzonderlijke voedselgroepen

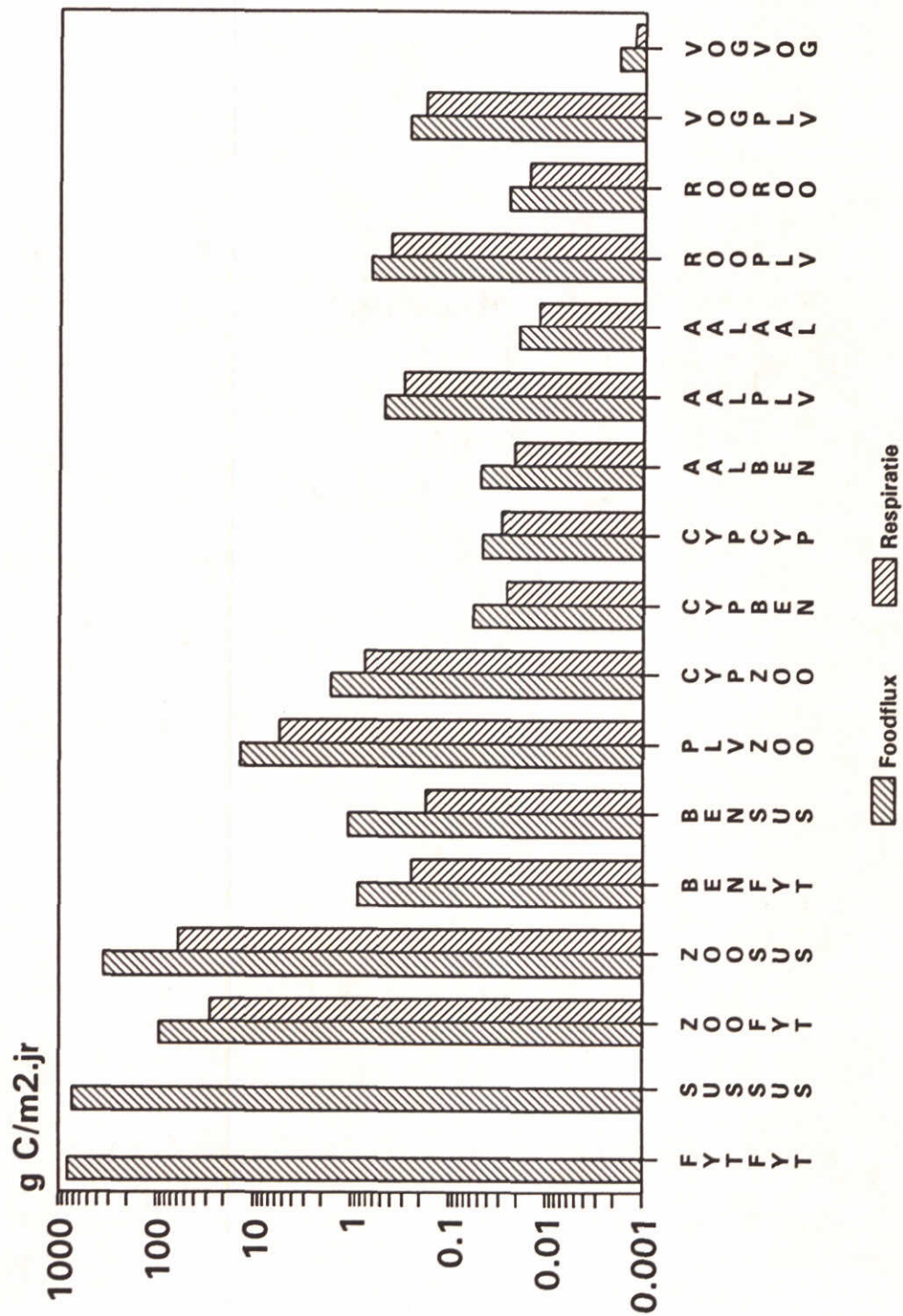


Resultaat MC2 toepassing IJsselmeer  
Project T740

Figuur 2.6: Berekende daily ration en metabolisme van voedselgroepen

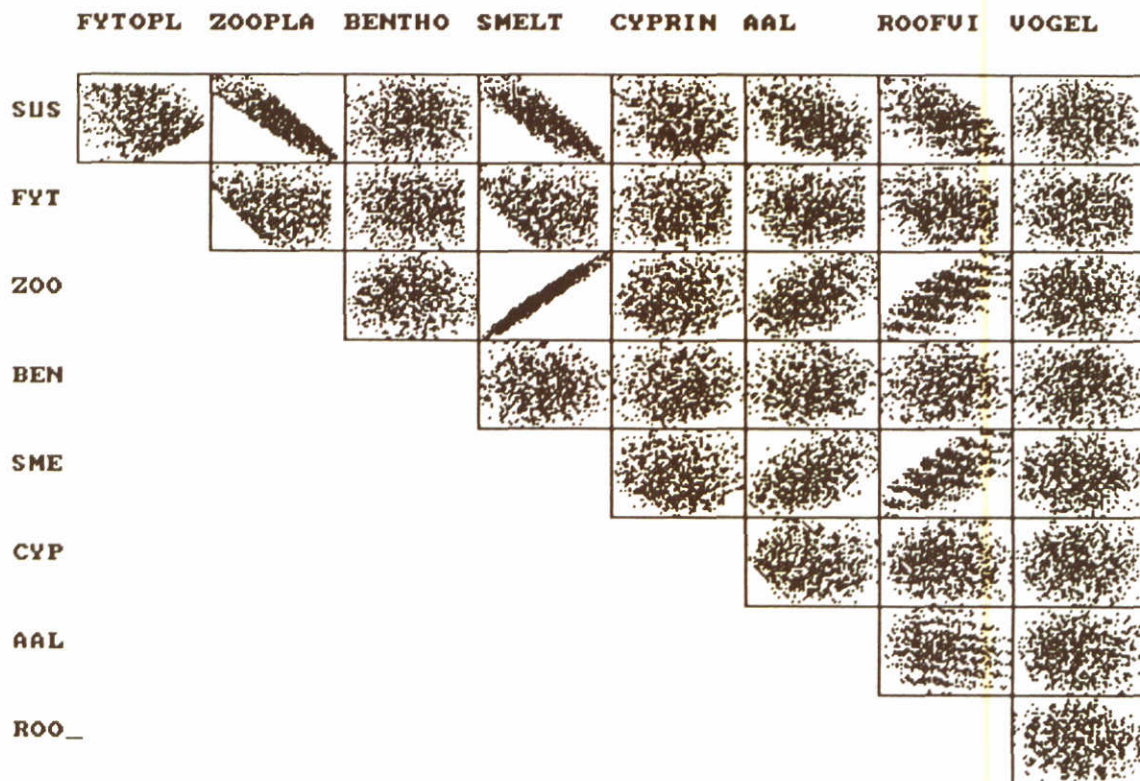


# Fluxen afzonderlijke voedselgroepen



Resultaat MC2 toepassing IJsselmeer  
Project T740

Figuur 2.7: Berekende daily ration en faecesproductie van voedselgroepen



Data from

## Monte Carlo Simulatie Voedselweb

946  
946

Figuur 3.1: Relaties tussen ecogroepen voor 946 modelberekeningen

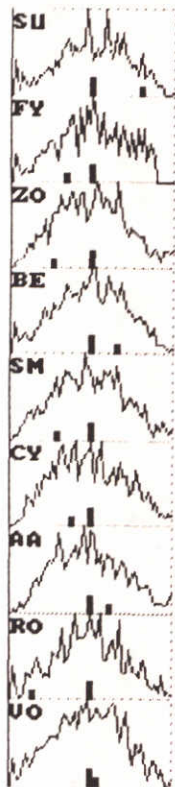


Class Index over  
 BM-mean  $\pm$  2.Sdev  
 |Optimum and Mean

Data from file

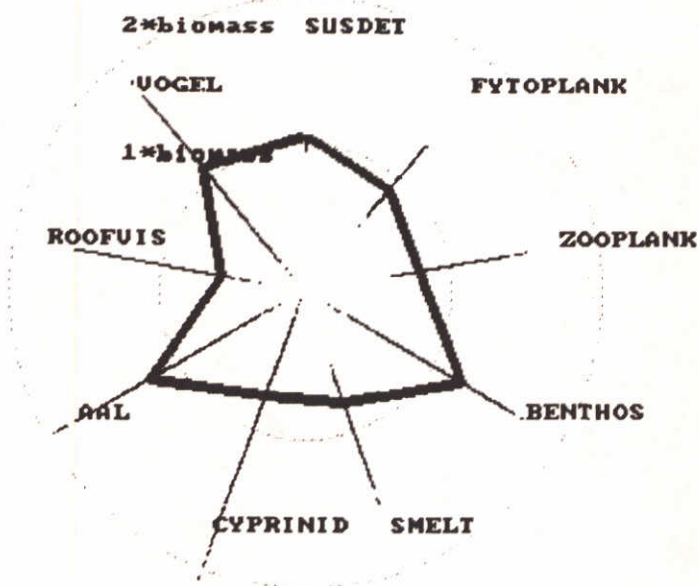
AMOEBE derived from MC2 estimation

946Rec  
 946Ok!



Calculated mean & Sdev:

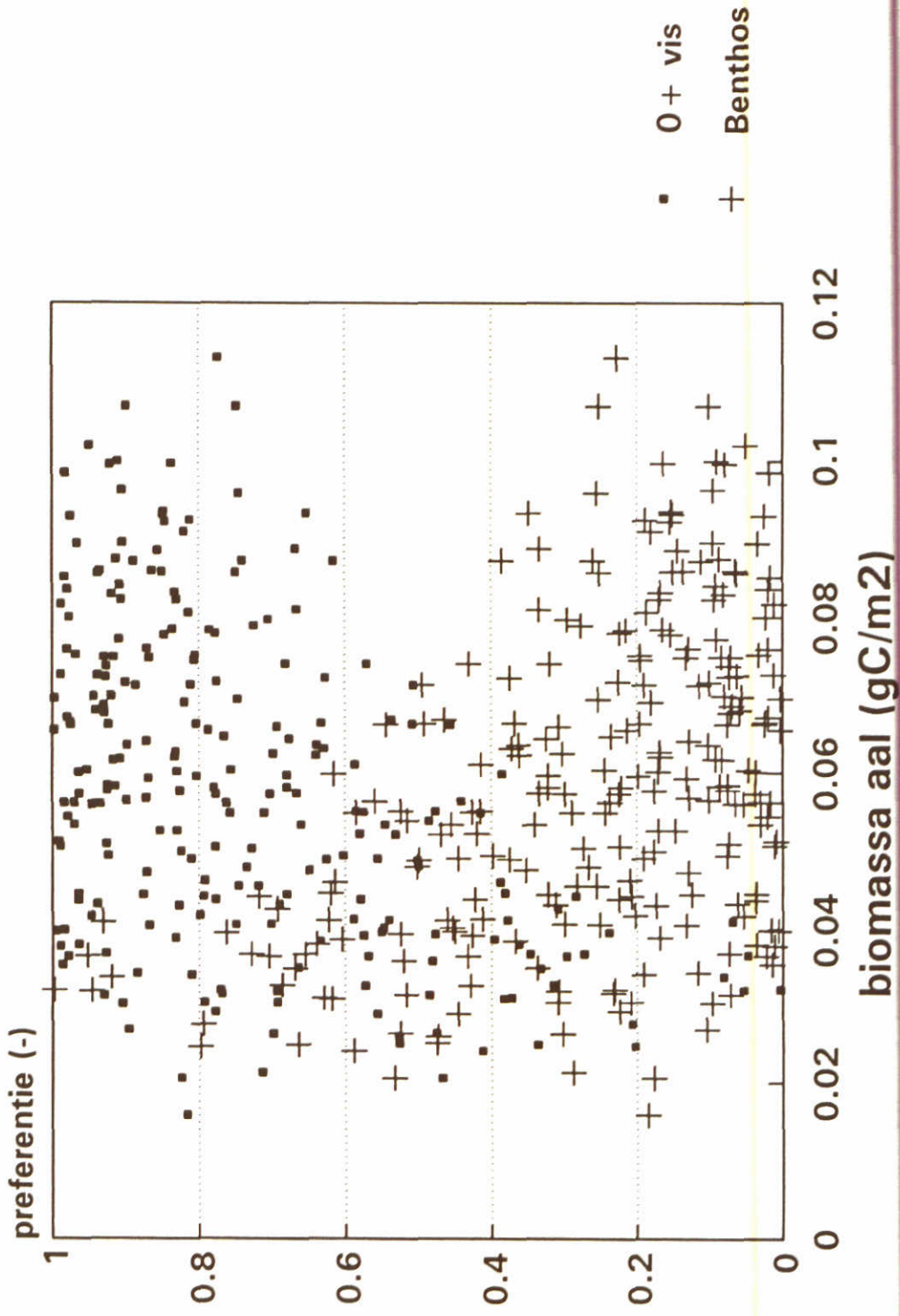
SUS	7.33	.23
FYT	10.89	1.67
ZOO	.67	.12
BEN	.03	.01
SME	.31	.06
CYP	.10	.05
AAL	.06	.02
ROO	.09	.03
UOG	.00	.00



— Optimum biomass estimation

Figuur 3.2: Spreiding in berekende biomassa's en AMOEBE voor veldbiomassa

# Berekende voedselkeuze van Aal



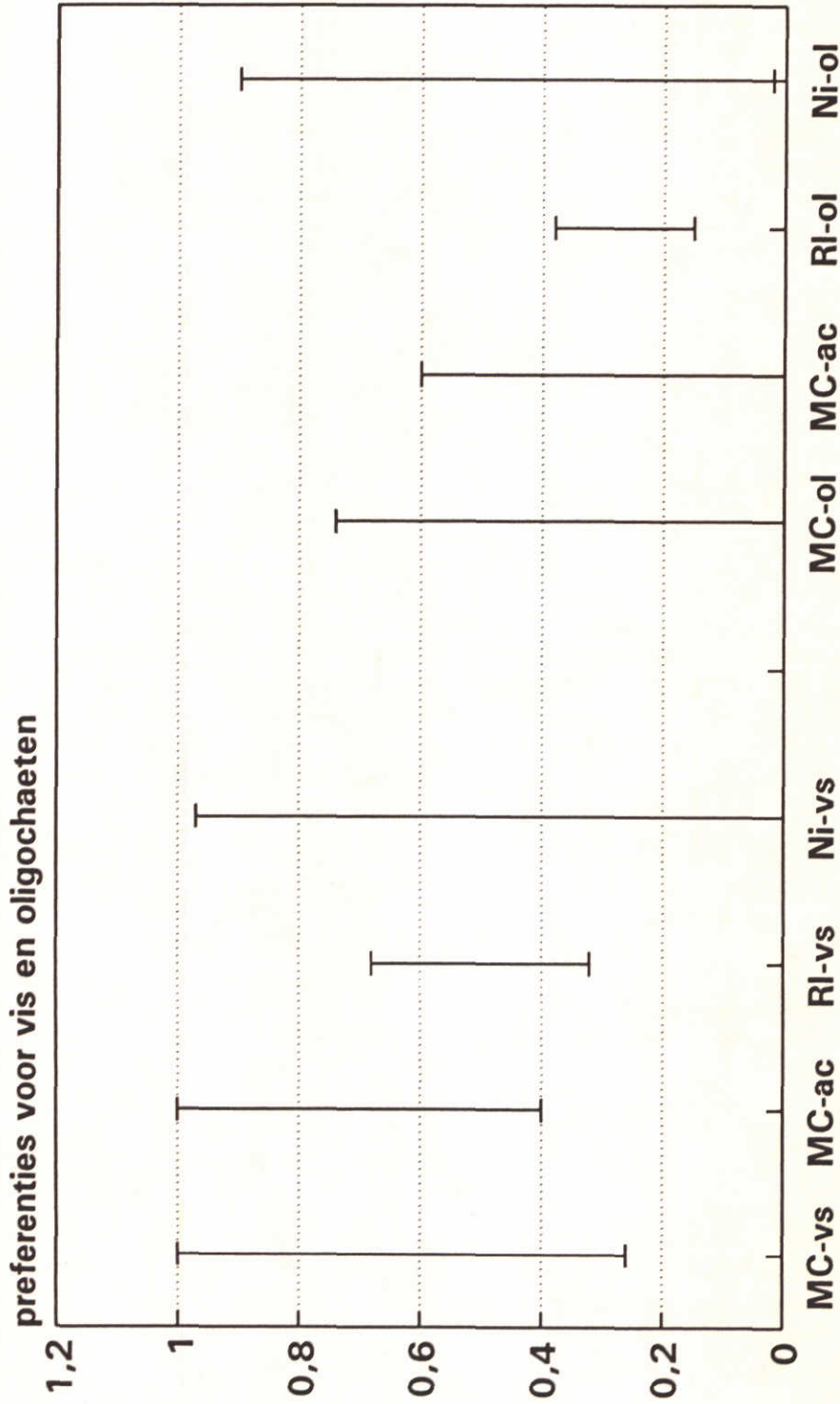
Monte Carlo analyse IJsselmeer  
T740

Figuur 3.3: Preferentie patroon voor de toppredator aal



# Spreiding in voedselkeuze van aal

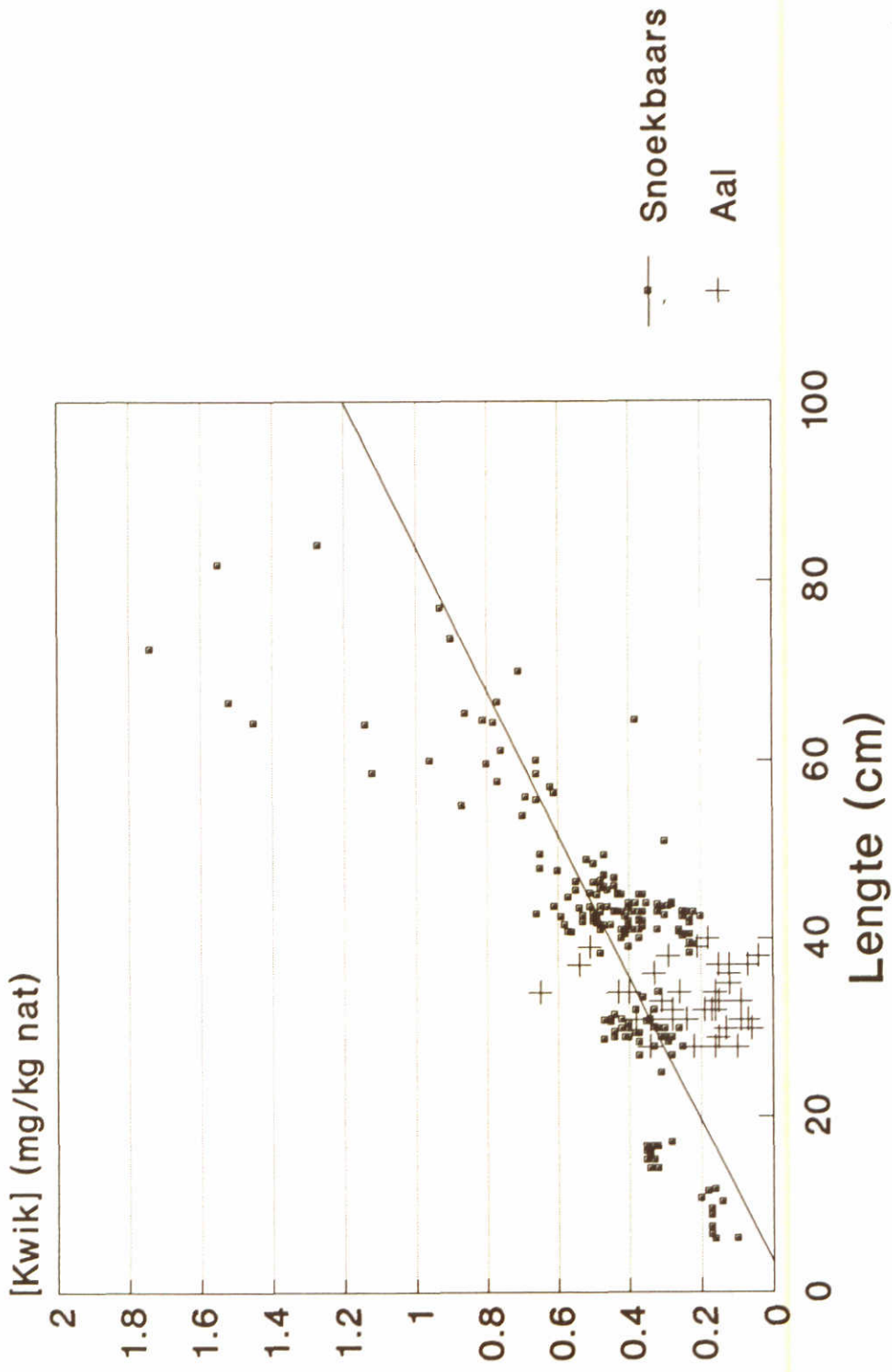
Gemeten en berekende minima en maxima



RI - RIVO-gegevens IJsselmeer  
MC - Modelmatige analyse (ac = actueel)  
Ni - metingen de Nie in Tjeukemeer

Figuur 3.4: Spreiding voedselkeuze aal en veldgegevens

# Accumulatie van Kwik in vis

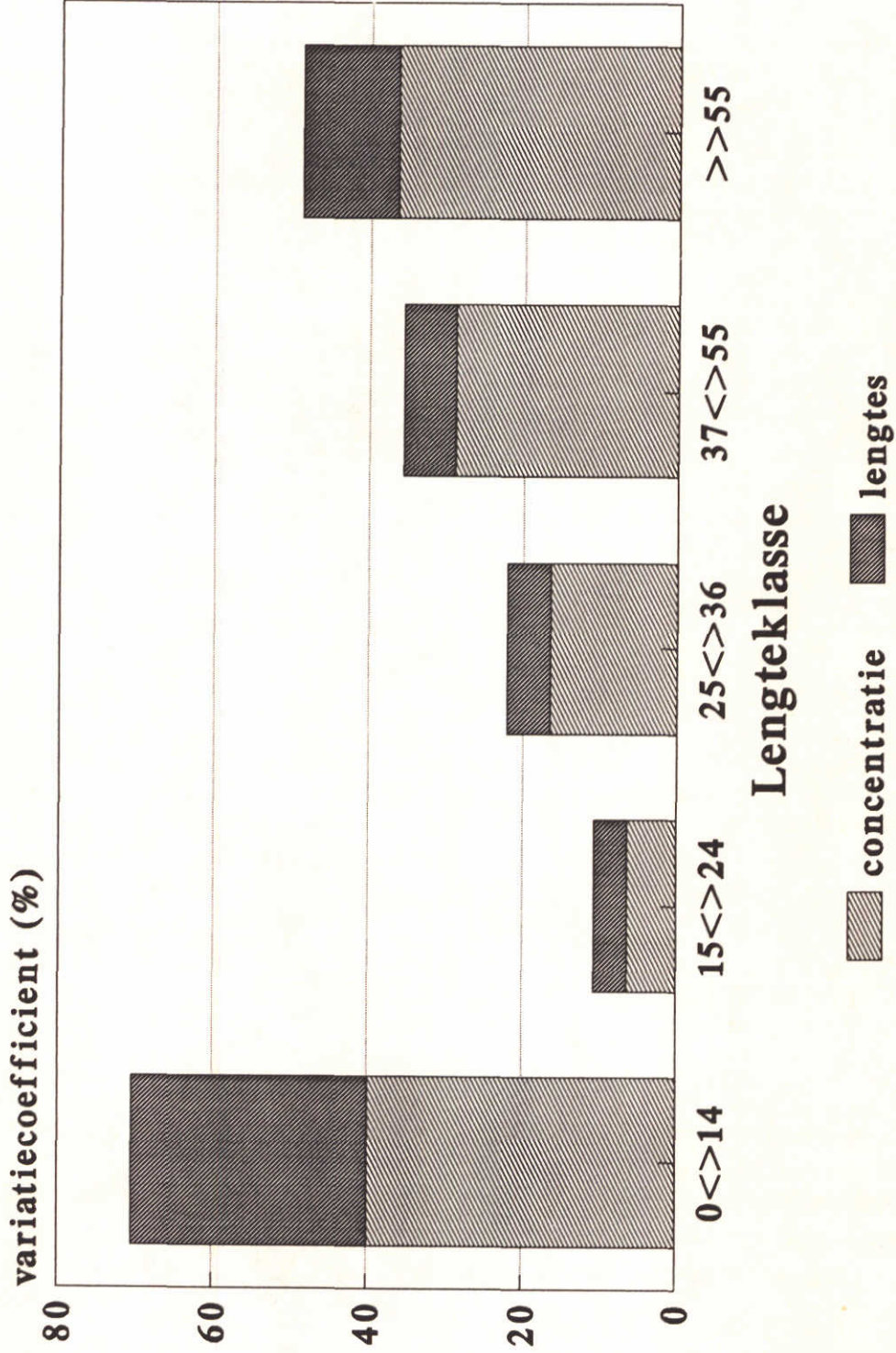


Gegevensanalyse J.Jsselmeier  
Alle beschikbare gegevens  
T740

Figuur 4.1: Accumulatie van kwik in snoekbaars en aal

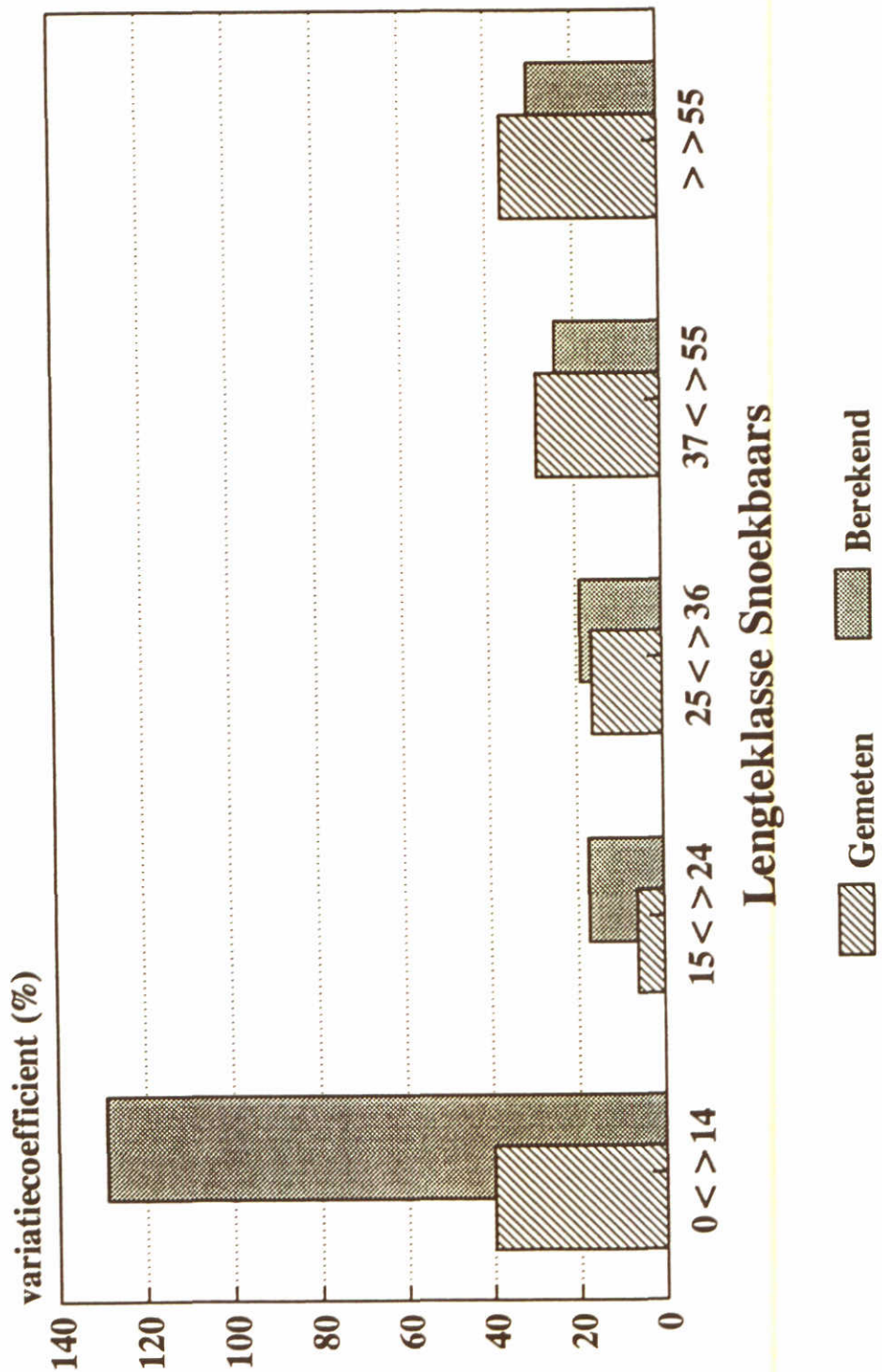


# Snoekbaarsgegevens



Figuur 4.2: Variatie in concentratie en lengtes van jaarklassen snoekbaars

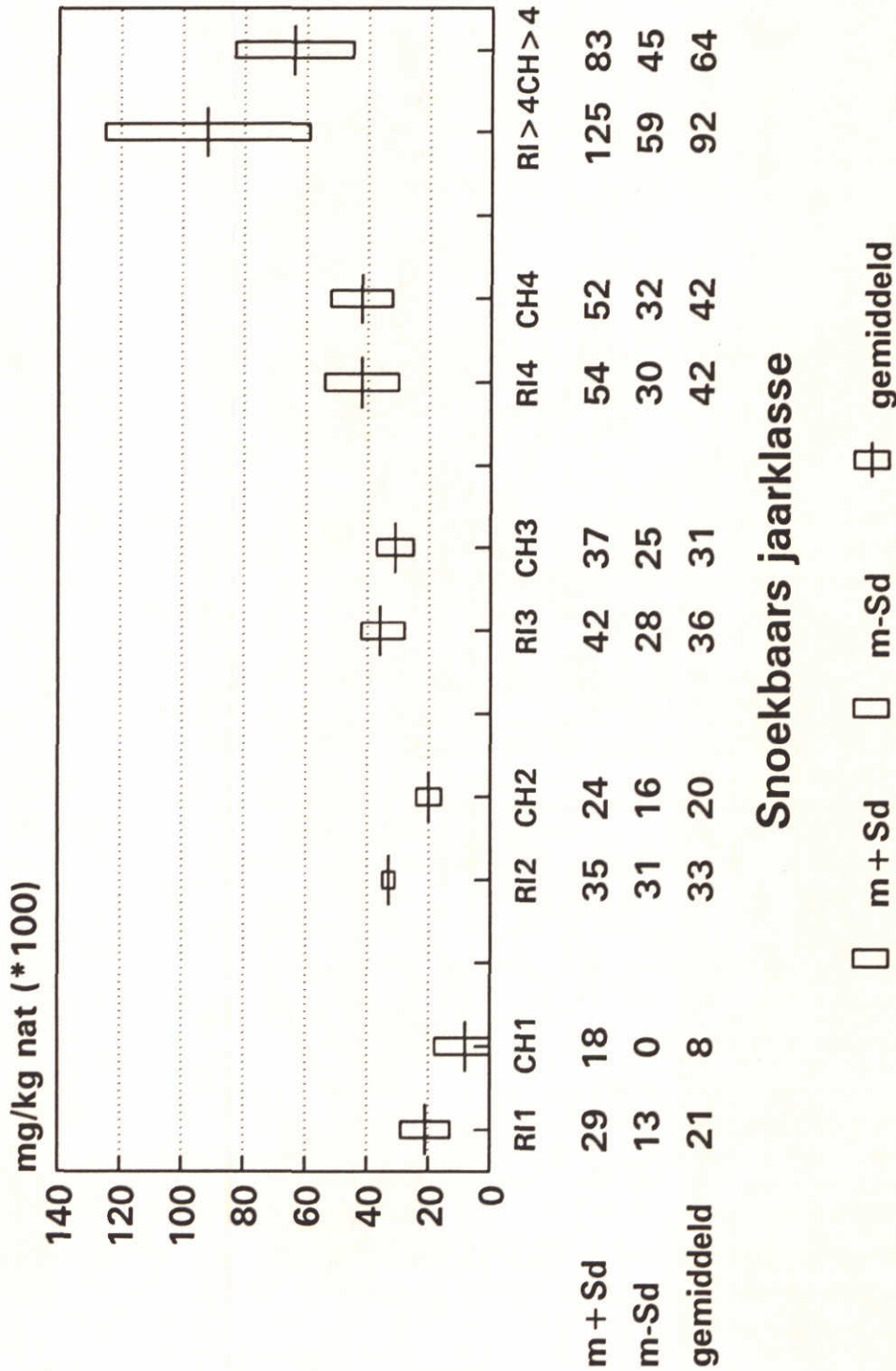
# Accumulatie van kwik



Gebaseerd op accumulatie-data RIVO  
gemeten in individuele snoekbaarsen



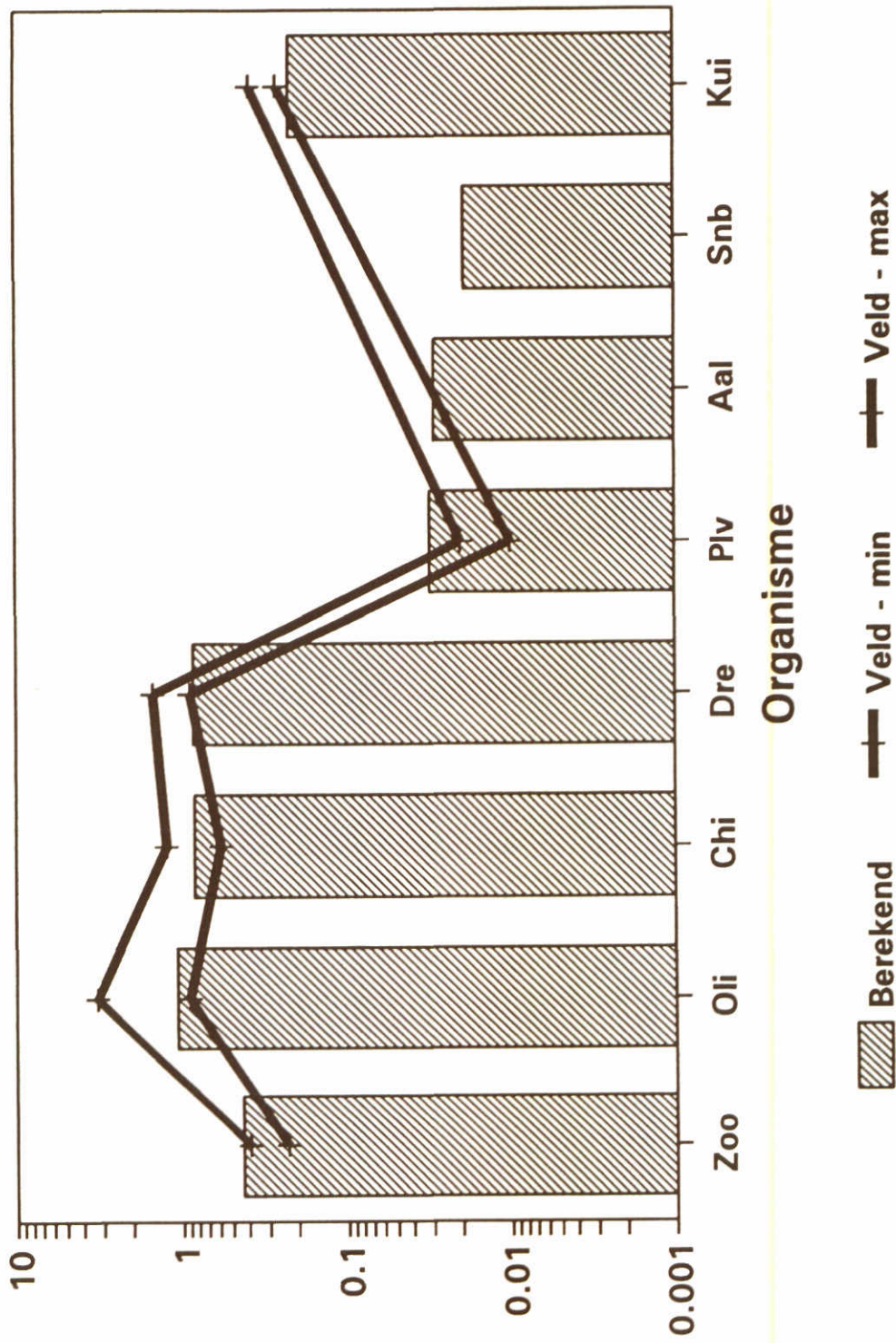
# Spreiding in kwik-accumulatie niveaus



RI - RIVO-gegevens  
CH - CHEOPS/SSENS resultaat

Figuur 5.2: Berekende en gemiddelde accumulatie niveaus in snoekbaarsjaarklassen

# CALIBRATIE ACCUMULATIEMODEL HDHV

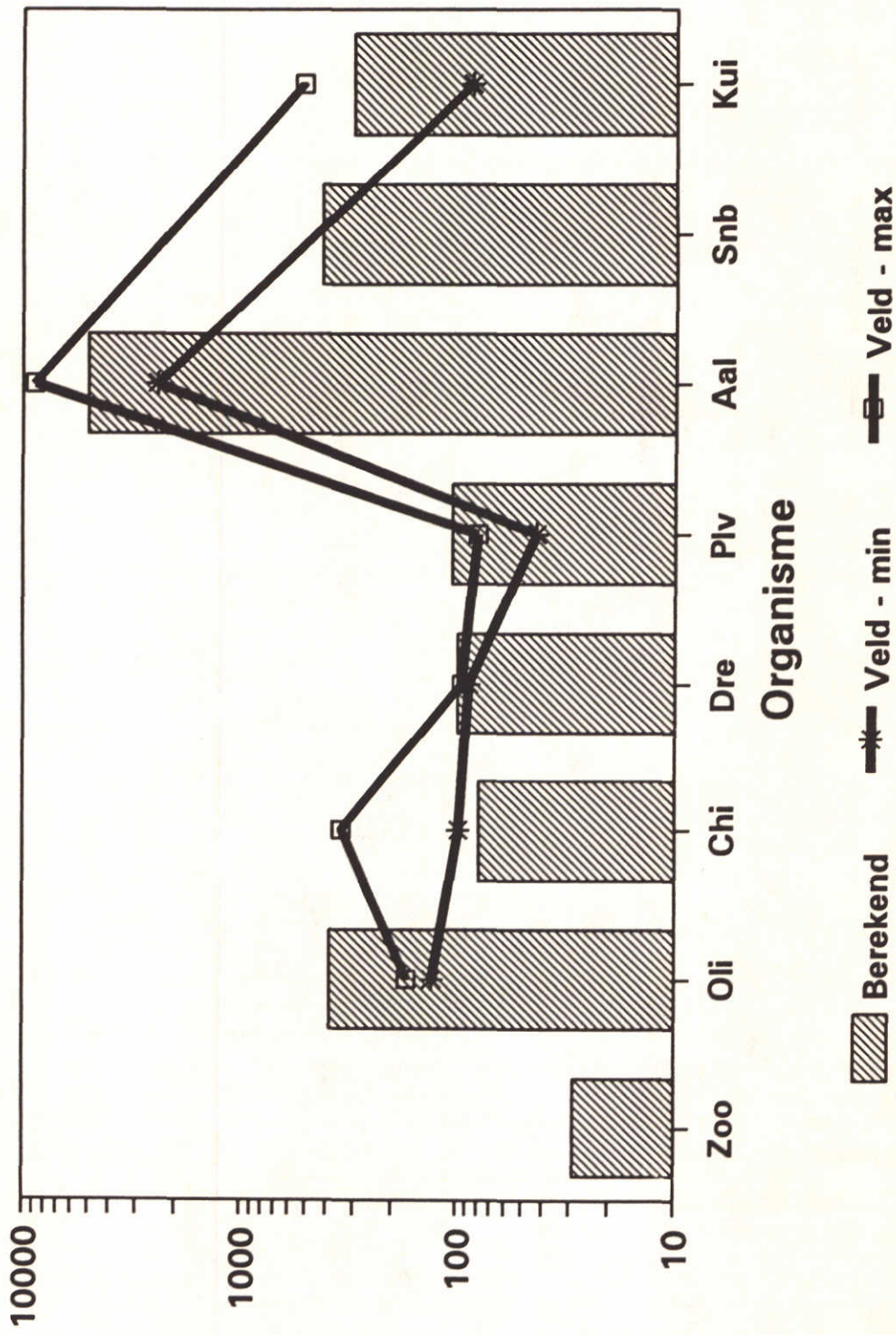


## Applicatie voor Cadmium

Figuur 6.1: Accumulatie-niveaus van cadmium in voedselweb Haringvliet



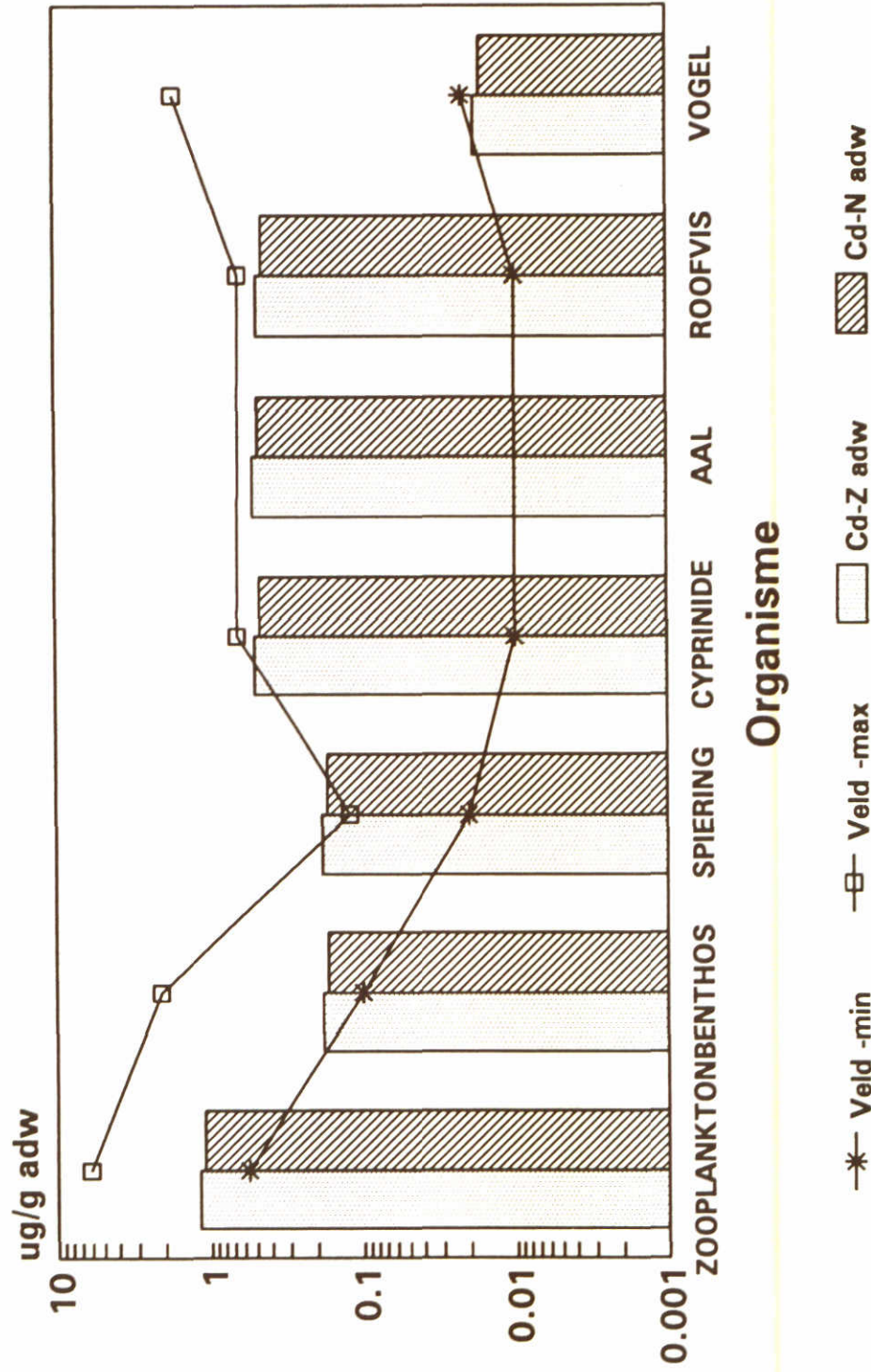
# CALIBRATIE ACCUMULATIEMODEL HDHV



Applicatie voor PCB153

Figuur 6.2: Accumulatie-niveaus van PCB153 in voedselweb Haringvliet

# Accumulatie Cadmium in IJsselmeer

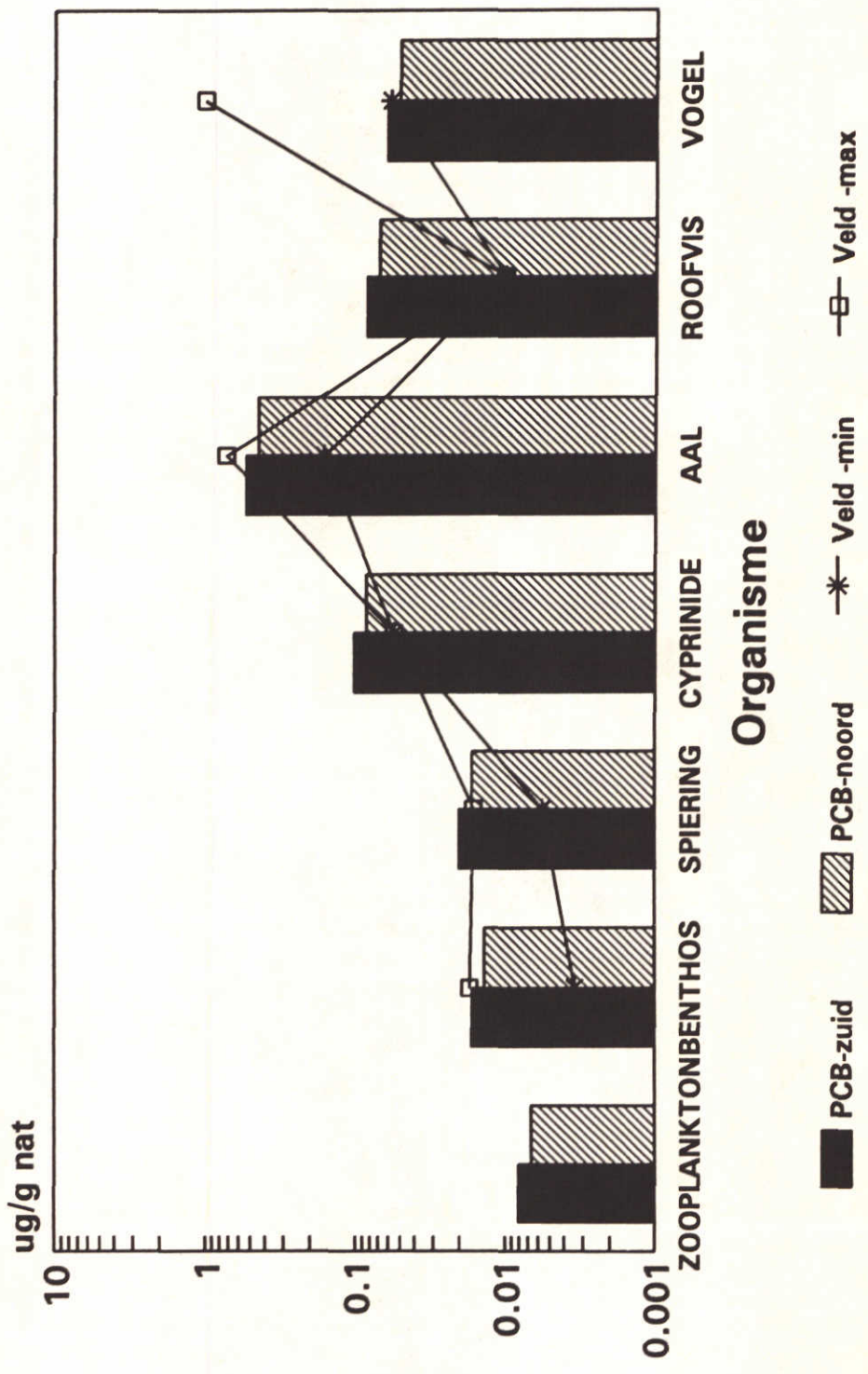


Verificatie-runs CHEOPS  
Invoer coëfficiëntenset HDHV

Figuur 6.3: Accumulatie-niveaus van cadmium in voedselweb IJsselmeer



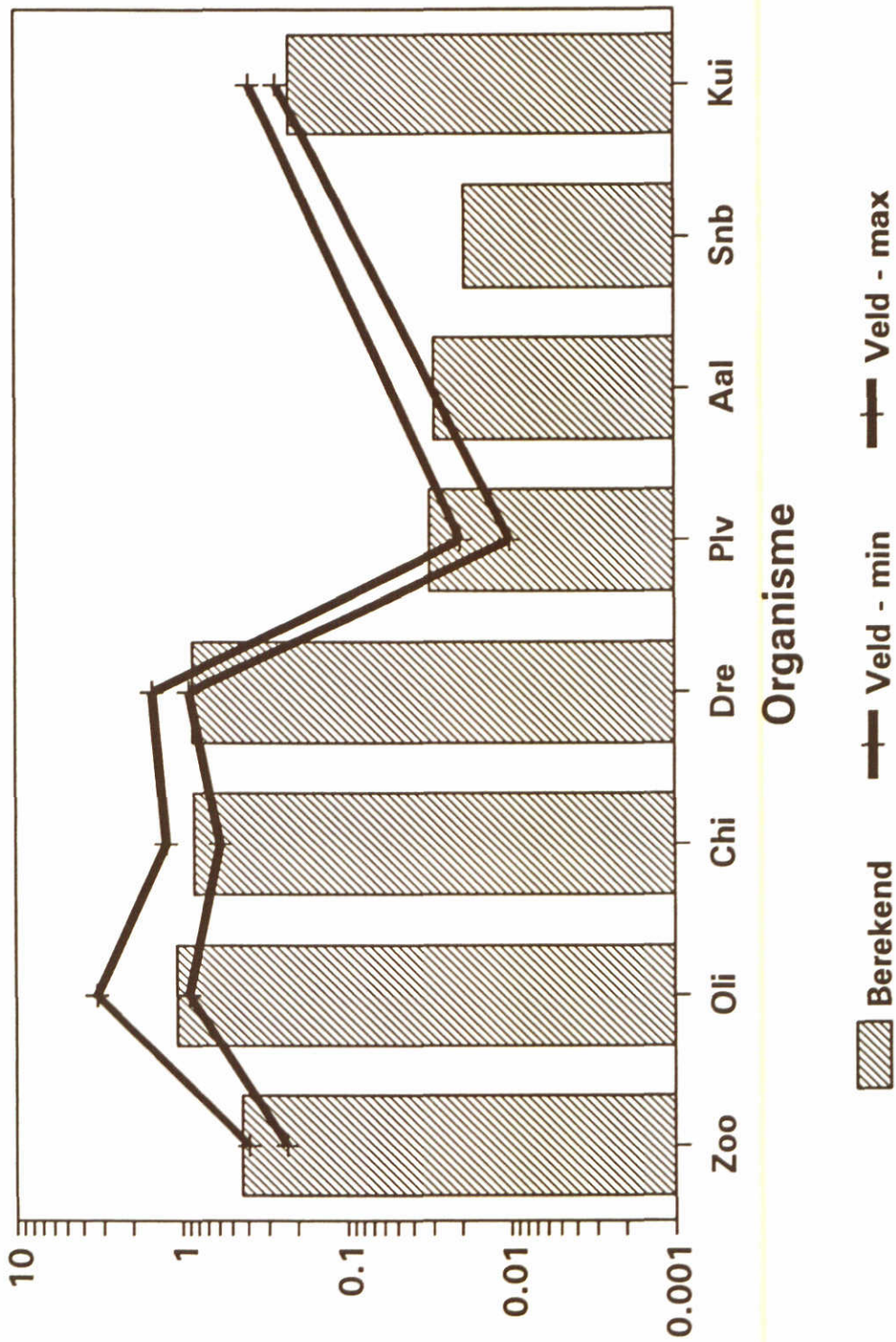
# Accumulatie PCB153 in IJsselmeer



Verificatie-runs CHEOPS  
Invoer coëfficiëntenset HDHV

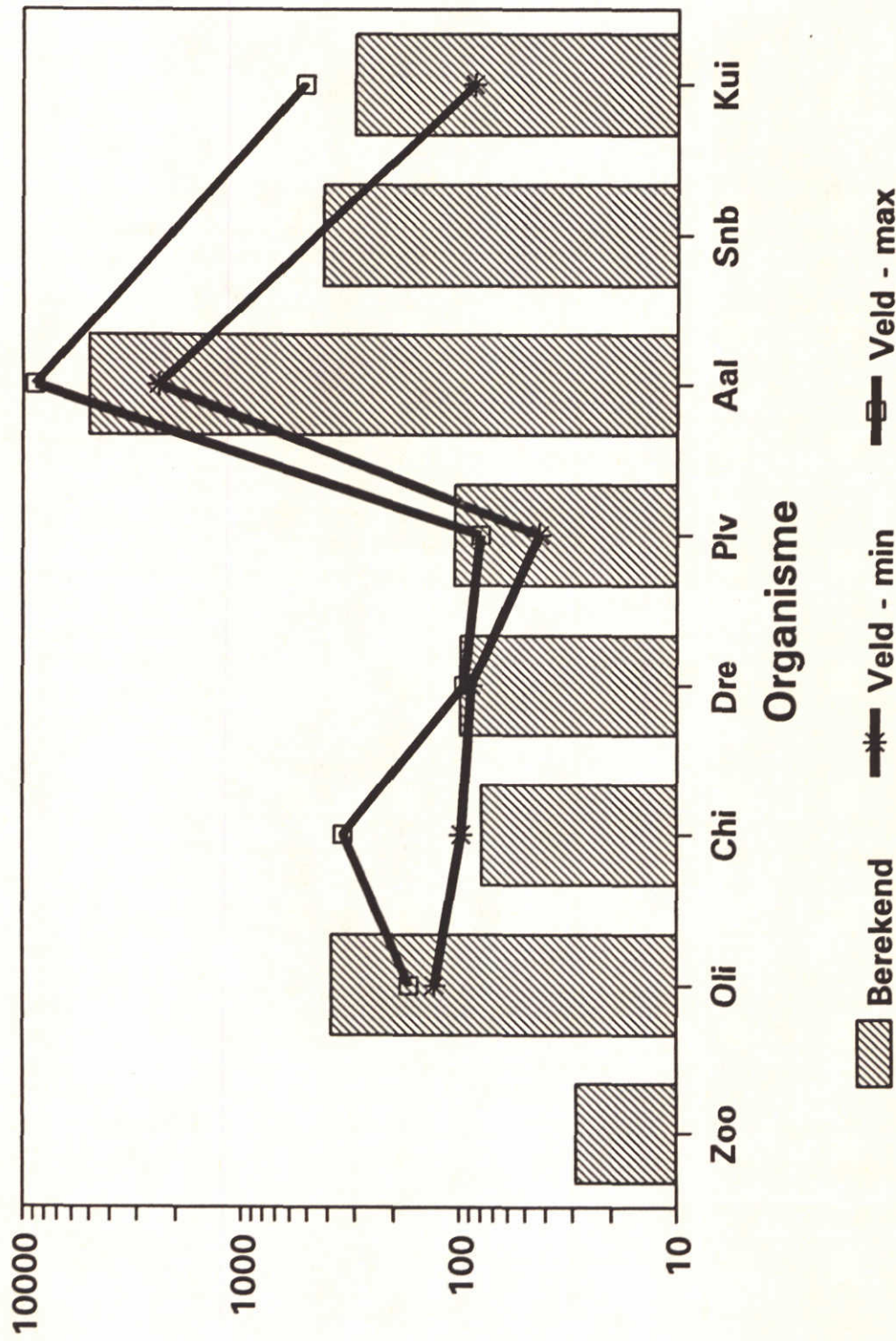
Figuur 6.4: Accumulatie-niveaus van PCB153 in voedselweb IJsselmeer

# CALIBRATIE ACCUMULATIEMODEL HDHV





# CALIBRATIE ACCUMULATIEMODEL HDHV



Applicatie voor PCB153

Figuur 7.2 Calibratie accumulatie-niveaus van PCB153 in organismen



**hoofdkantoor**  
Rotterdamseweg 185  
postbus 177  
2600 MH Delft  
telefoon (015) 56 93 53  
telefax (015) 61 96 74  
telex 38176 hydel-nl

**locatie 'De Voorst'**  
Voorsterweg 28, Marknesse  
postbus 152  
8300 AD Emmeloord  
telefoon (05274) 29 22  
telefax (05274) 35 73  
telex 42290 hylvo-nl

