

WATERBEHEER BINNENSCHDELDE



CI 3000

RWS - directie Zeeland
RWS - RIZA
Hoog Heemraadschap West-Brabant

AX 91.047

EINDRAPPORTAGE BEHEER BINNENSCHELDE

werkgroep actief biologisch beheer Binnenschelde

M.H.C. van den Hark (RWS-RIZA)

C.W.Iedema (RWS- directie Zeeland)

april 1991

AX 91.047

EINDRAPPORTAGE BEHEER BINNENSCHELDE

werkgroep actief biologisch beheer Binnenschelde

**M.H.C. van den Hark (RWS-RIZA)
C.W.Iedema (RWS- directie Zeeland)**

april 1991

0. Voorwoord

In deze nota wordt een evaluatie gegeven van de ontwikkelingen in de Binnenschelde over de periode 1988-1990. Bovendien zijn prognoses opgesteld over de verwachte ontwikkelingen en wordt advies uitgebracht over het gewenste toekomstige beheer. Deze notitie is opgesteld onder verantwoordelijkheid van de Werkgroep Actief Biologisch Beheer Binnenschelde die ressorteert onder de Beheercommissie Binnenschelde.

Vanwege de beschikbaarheid van nauwkeuriger gegevens over voorgaande jaren kunnen de in deze rapportage vermelde gegevens incidenteel iets afwijken van de in de voortgangsrapportage vermelde gegevens.

1. Inleiding

Met de definitieve sluiting van de Markiezaatskade in 1982 wordt het Markiezaatsgebied afgesloten van de invloed van de Oosterschelde. In 1984 wordt het noordelijke gedeelte door de Bergse Plaat gescheiden van het Markiezaatsmeer en krijgen de contouren van de Binnenschelde gestalte. De Binnenschelde krijgt de bestemming van recreatiemeer, terwijl in het Markiezaatsmeer de natuur voorrang krijgt. In het voorjaar van 1988 wordt de Binnenschelde gevuld met zoet water vanuit het Zoommeer en begint dit gebied een nieuw leven als stagnant zoet meer.

De in 1987/1988 opgestelde prognoses over de waterkwaliteit van de Binnenschelde wijzen in de richting van een eutroof, troebel meer, waarin niet voldaan kan worden aan de doorzichtsnorm voor zwemwaterkwaliteit van ten minste 1m. Deze prognoses zijn vooral geënt op de sterke fosfaatnalevering uit de bodem in combinatie met de verblijftijd van het water. Besloten wordt af te zien van de oorspronkelijk geplande defosfatering van het in te laten Zoommeerwater en een tweesporen aanpak te volgen:

- het wegbaggeren van fosfaatrijk bodemslib
- actief biologisch beheer

Het wegbaggeren van fosfaatrijk slib is gericht op reductie van fosfaatnalevering uit de bodem. Actief biologisch beheer wordt noodzakelijk geacht om te voorkomen dat de Binnenschelde zich ontwikkelt in de richting van een stabiel geëutrofiëerd systeem bij de zeker aanvankelijk nog te hoge fosfaatgehalten. De uitgangssituatie voor actief biologisch beheer lijkt gunstig, omdat de Binnenschelde zich nog in een vroege ontwikkelingsfase bevindt, waardoor er eerder sprake is van bijsturing van de ontwikkelingen dan van het uitvoeren van ingrijpende maatregelen.

Voor het interimbeheer van de Binnenschelde heeft RWS directie Zeeland een beheersplan opgesteld. Begin 1988 is de Beheerscommissie Binnenschelde geïnstalleerd die de uitvoering van het beheer begeleidt en de beheersovername verzorgt. De commissie laat zich adviseren over onderzoek, inrichting en beheer door de Werkgroep Actief Biologisch Beheer Binnenschelde. Aan de eind 1991 geplande overdracht van het beheer van RWS-directie Zeeland naar het Hoogheemraadschap West-Brabant is een voorwaarde gekoppeld ten aanzien van het bereiken van de zwemwaterkwaliteit. Kort samengevat houdt deze voorwaarde in:

het bereiken en duurzaam kunnen handhaven van een waterkwaliteit waarin de doorzichtsnorm voor zwemwater van 1m zo dicht mogelijk wordt benaderd, waarbij het doorzicht niet door overmatige algengroei wordt beperkt.

In deze nota wordt een evaluatie gegeven van maatregelen en ontwikkelingen in de periode 1988-1990 en wordt aangegeven in hoeverre aan de doorzichtsnorm van 1m is c.q. kan worden voldaan. In aansluiting daarop worden prognoses gedaan m.b.t.

2. gebiedsbeschrijving

2.1. ligging, begrenzing en afmetingen

De Binnenschelde ligt ter hoogte van Bergen op Zoom aan de noordzijde van het Markiezaatsgebied (fig 1). Het gebied wordt in het noorden gescheiden van het Zoommeer door de noordelijke Markiezaatskade en in het (zuid)westen van het Markiezaatsmeer door de Bergse Plaat. Bij het streefpeil van NAP+1.50m heeft het gebied een oppervlakte van ca 180 ha en een gemiddelde diepte van 1.5m.

2.2. hydrologie

Vanaf mei 1989 kan voor peilhandhaving van de Binnenschelde water uit het Zoommeer worden aangevoerd mbv een pompemaal in het doorlaatmiddel in de noordelijke Markiezaatskade met een capaciteit van ca 1000 m³/u.

In de periode half april-half mei 1988 wordt met een tijdelijke pompopstelling het peil opgezet van NAP+0.80m tot NAP+1.50m. Waterafvoer vindt plaats dmv een aflatwerk in de zuidelijke kade. Het afgevoerde water wordt via de afleidingssloot naar het Zoommeer geleid.

De **waterbalans** van de Binnenschelde is opgebouwd uit de volgende posten:

- aanvoer uit het Zoommeer
- neerslag en verdamping
- afvoer via de afleidingssloot
- kwel en wegzijging

Omdat 1988 beheersmatig geen representatief jaar betreft, is alleen van 1989 en 1990 de waterbalans bepaald (tabel 1). Bedacht moet worden dat 1989 en 1990 in meteorologisch opzicht droge jaren zijn. Voor een gemiddeld jaar zal de wateraanvoer lager liggen.

Het gemeten peilverloop is weergegeven in fig 2.

tabel 1: waterbalans Binnenschelde 1989 en 1990 (*10⁶ m³)

IN			UIT		
	1989	1990		1989	1990
neerslag	1.15	1.20	verdamping	1.39	1.3
inlaat	0.58	0.38	wegzijging	0.04	0.08
kwel	<0.01	<0.01	uitlaat	0.01	0.06
	1.73	1.58		1.44	1.53

Bij een volume in de Binnenschelde van 2.7 *10⁶ m³ (1.5 m diep, opp. 180 ha) levert dit een verblijftijd op van een kleine 2 jaar.

3. inrichting en beheer

3.1. wegbaggeren slib

fosfaatnalevering

Uit fosfaatnaleveringsproeven in 1987 en 1988 blijkt de nalevering van fosfaat uit de bodem op een aantal locaties maximaal 10-20 mgP/m²/d te bedragen. Dit is 10 tot 20 keer zo hoog als de fosfaatnalevering van vergelijkbare zandige waterbodems. Gemiddeld over de gehele Binnenschelde betekent dit een interne fosfaatbelasting van 1.5-2.5 gP/m²/j tegen een externe belasting van ca 0.04 gP/m²/j. In hoofdstuk 4 wordt nader ingegaan op de relatie tussen nutriëntenbelasting en nutriëntenconcentraties, waarbij tevens de rol van stikstof wordt belicht.

wegbaggeren

Op basis van de resultaten van de naleveringsproeven en een kartering van de slibrijke bodems wordt bepaald waar en tot op welke diepte er gebaggerd moet worden om het fosfaatrijk slib te verwijderen. In totaal wordt in de periode mei-september 1988 220.000m³ slib verwijderd van 47 ha meerbodem. In bijlage 1 zijn de baggervakken aangegeven.

effect

Bij fosfaatnaleveringsproeven in 1989 word een fosfaatafgifte gemeten van 1.3 mgP/m²/d. Gemiddeld over het gehele meer is de interne belasting vanuit de bodem dan ca 0.5 gP/m²/j.

In 1990 wordt echter een fosfaatnalevering gemeten van ca 5 mgP/m²/d ($\pm$ 1.8 gP/m²/j); een verdrievoudiging binnen één jaar. Het blijkt dat zowel binnen als buiten de baggervakken de fosfaatnalevering is gestegen. De interne fosfaatbelasting is hiermee weer op het oude niveau van voor het baggeren. Een verklaring hiervoor is moeilijk te geven. Gedacht kan worden aan mogelijke variaties in fosfaatnalevering, nalevering vanuit het aanwezige detritus of de geringe bindingscapaciteit van de bodem voor fosfaat.

Tijdens het baggeren heeft waarschijnlijk vermenging van fosfaatrijk slib met zand plaatsgevonden. Bij een onderzoek naar de bodemsamenstelling in 1990 bleek dan ook dat over een groot deel van het meer de bovenste paar centimeters van de bodem uit slibrijk materiaal bestaan.

3.2. actief biologisch beheer

Ondanks het wegbaggeren van fosfaatrijk slib blijft er onzekerheid bestaan of de resterende fosfaatbelasting voldoende garanties biedt om het vereiste doorzicht te behalen. Daarom is gekozen voor aanvullende maatregelen in het kader van actief biologisch beheer. Het doel hiervan is te

voorkomen dat het systeem zich ontwikkelt in de richting van een stabiel geëutrofeerd systeem wat het effect van de verlaagde fosfaatbelasting teniet zal doen. Dit betekent dat wordt geprobeerd de biologische componenten van het aquatisch milieu zodanig te beïnvloeden dat de Binnenschelde wordt gestuurd in de richting van een waterplantenrijk door snoek gedomineerd systeem, waarin benthivore- en planctivore vis in relatief lage dichtheden aanwezig zijn. De predatiedruk op het zoöplancton is in een dergelijk systeem laag en de begrazingsdruk op algen bijgevolg hoog. Tevens bestaat de mogelijkheid, dat in een dergelijk systeem stikstoflimitatie optreedt als gevolg van een sterkere denitrificatie. De uitgangssituatie in 1987 is gunstig voor actief biologisch beheer: zoetwatervis is nog afwezig en de Binnenschelde is hydrologisch geïsoleerd van de omringende wateren. Dit biedt mogelijkheden de ontwikkelingen vanaf het begin te begeleiden. De verlaging van de interne fosfaatbelasting in 1988 draagt verder bij aan de mogelijkheden voor actief biologisch beheer.

Gelet op de historie en de omvang van het gebied kunnen de resultaten van tot dusver uitgevoerde actief biologisch beheer projecten niet zonder meer worden vertaald naar de Binnenschelde. Dit vraagt om een interactieve aanpak waarbij continue terugkoppeling plaatsvindt van ingreep en effect.

Het beheer van de Binnenschelde is primair gericht op het sturen van de visstand in de gewenste richting. Dit gebeurt langs twee wegen:

- biotoopvorming
- beïnvloeding voedselketens

Dit zal kort worden toegelicht aan de hand van de tot nu toe genomen maatregelen.

biotoopvorming

Voor het instellen en vooral voor het instandhouden van een door snoek gedomineerde vispopulatie is de aanwezigheid van voldoende opgroeihabitat, paaibiotop en overwinteringsbiotoop een voorwaarde. De inrichting van de Binnenschelde is hier niet op afgestemd. Van de totale oeverlengte bestaat het grootste deel uit steile taluds bekleed met fosforslakken, terwijl de flauwe, zandige (voor)oever aan de oostzijde als strandzone is ingericht. Dit is ongunstig voor de ontwikkeling van vegetatie van de oeverzone en het ondiepe water als paai- en overwinteringsbiotoop. De expositie aan de wind is ongunstig voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten als opgroeihabitat. Kostbare inrichtingsmaatregelen vallen vooralsnog buiten de mogelijkheden voor de Binnenschelde. Biotoopvorming is derhalve primair gericht op de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten en het creëren van tijdelijke refugia.

stimulering waterplantontwikkeling

Vanwege zijn mariene verleden zijn in de bodem van de Binnenschelde geen zaden of kiemkrachtige vegetatieve delen van waterplanten aanwezig. Kolonisatie van buitenaf verloopt zeer langzaam vanwege de waterhuishoudkundig geïsoleerde ligging. Daarom worden in 1988 en 1989 op ondiepe plaatsen (<0.8m) waterplantendelen geënt (bijlage 2):

- juni 1988: kranswieren en waterpest, pluksgewijs geënt
- mei 1989: fonteinkruiden en waterpest, in grofmazige zakken

creëren refugia's

Riet, biesen en overhangend (wilgen)struweel is nagenoeg afwezig in de Binnenschelde. Om kanibalisme van uitgezette jonge snoek te beperken en om predatie door visetende watervogels tegen te gaan worden in april 1989 drijvende refugia van wilgetenen geïnstalleerd met een diameter van 14m (bijlage 3).

beïnvloeding voedselketens

visstandsbeheer

Beïnvloeding van de voedselketens vindt met name plaats d.m.v. visstandsbeheer. Het visstandsbeheer wordt opgesteld in wisselwerking met de ontwikkelingen in het systeem. Daarom wordt hier waar nodig vooruitgelopen op de resultaten.

In 1987 wordt uitgegaan van een maagdelijke Binnenschelde zonder zoetwatervispopulatie. Voorop staat kolonisatie van het systeem met zoetwatervissen zoveel mogelijk te vertragen. Hiertoe wordt in het voorjaar van 1988 een visrooster met een maaswijdte van 10 mm geplaatst voor het waterinnamepunt in de noordelijke Markiezaatskade. Bovendien wordt in 1988 en 1989 al het uit het Zoommeer aangevoerde water geleid door een filterzak van Nicolondoek om visbroed af te vangen.

Uit een verkennende visbroedbemonstering in 1988 blijkt er een dusdanig omvangrijke stekelbaarspopulatie aanwezig te zijn, dat dit de ontwikkelingsmogelijkheden van het zoöplancton in de weg staat. Hoewel de stekelbaarspopulatie in februari 1989 sterk is ingekrompen wordt vanwege de potentiële voortplantingscapaciteit van de resterende populatie begin april 1989 een grootschalige bevissing uitgevoerd. Het belangrijkste doel hiervan is om door verstoring van de nesten het broedsucces te verminderen.

Om te voorkomen dat de stekelbaarspopulatie zich na deze verstoring weer drastisch uitbreidt wordt in mei 1989 roofvis uitgezet:

- begin mei: 100.000 pootsnoekjes
- half mei: 500 kg pootaal

De aanleg van refugia moet in samenhang worden gezien met deze uitzet. Om wegtrek bij het aflaten van water te voorkomen

wordt medio 1989 bij het aflatwerk een visrooster met een maaswijdte van 9 mm geplaatst.

zoöplancton

Vanwege de hydrologische geïsoleerdheid van de Binnenschelde en omdat grote zoöplanctonsoorten nagenoeg afwezig zijn wordt in 1988 en 1989 groot zoöplancton geënt:

- juni 1988: 5 melkbussen van 250 l met ca 1000 cladoceren/l
- juli 1989: 24 uur aanvoer Zoommeerwater met 990 m³/s en 10 ind/l

4. ontwikkelingen

4.1. waterkwaliteit

stoffenbalans

De waterkwaliteit in de Binnenschelde wordt primair beïnvloed door de interne en externe belasting. In tabel 2 is de externe nutriëntenbelasting voor de Binnenschelde in 1989 en 1990 weergegeven. De balanspost neerslag is voor fosfaat te verwaarlozen. Voor stikstof wordt een vaste waarde gebruikt voor de droge en natte depositie, namelijk $4.2 \text{ gN/m}^2 \cdot \text{jaar}$. Dit is de berekende gemiddelde waarde voor Nederland in de periode 1983-1986 (C.M. Visser, 1989). De posten verdamping en wegzijging zijn te verwaarlozen.

tabel 2: Kwaliteit van het aangevoerde water en nutriëntenbelasting van de Binnenschelde.

	Concentratie in inlaatwater (mg.l^{-1})		externe belasting ($\text{g.m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$)	
	1989	1990	1989	1990
P-tot	0.10	0.08	0.04	0.02
N-tot	4.20	3.60	1.5	0.76

Een externe P-belasting van $0.02\text{--}0.04 \text{ gP/m}^2 \cdot \text{jaar}$ is extreem laag. Indien men hierbij betreft dat 1989 en 1990 relatief droge jaren zijn geweest dan komt men voor een gemiddeld jaar op een geringere inlaat en een lagere externe P-belasting. In vergelijking met de interne P-belasting door nalevering door de bodem van gemiddeld $0.5\text{--}1.8 \text{ gP/m}^2 \cdot \text{jaar}$ is de bijdrage in P-belasting door inlaten van water gering. De externe N-belasting is eveneens laag in vergelijking met de andere Nederlandse meren. Hierbij is echter nog geen rekening gehouden met de droge en natte depositie van stikstof.

eutrofiëringsparameters

In 1988-1990 worden 1 maal per twee weken in het zomerhalfjaar en 1 maal per vier weken in het winterhalfjaar watermonsters genomen op een punt midden op het meer. De analyses worden uitgevoerd in twee verschillende laboratoria: RWS-DBW/RIZA en HWB. Met uitzondering van de resultaten van de fosfaatgehalten en het zwevend stofgehalte komen de resultaten goed overeen. - Voor de bepaling van de gehalten van zwevend stof en fosfaat

gebruikt het HWB in 1989 methoden met een meetbereik voor hogere waarden en daardoor geringere nauwkeurigheid voor lagere waarden. Dit kan tot gevolg hebben dat de resultaten van jaar tot jaar niet te vergelijken zijn. In 1990 heeft het HWB de meetmethoden voor fosfaat aangepast. Het HWB meet met de nieuwe methode hogere fosfaatgehalten dan het DBW/RIZA-laboratorium (zie tabel 3).

In tabel 3 zijn voor een aantal parameters de zomergemiddelde waarden voor 1988-1990 vermeld. Voor alle parameters is tevens het seizoensverloop grafisch weergegeven in figuren 3 tot en met 11.

Tabel 3. Zomergemiddelde waarden van een aantal waterkwaliteits-parameters in de Binnenschelde in 1988-1990 (in mg/l, tenzij anders vermeld). Bron: 1988, RWS-DBW; 1989, HWB; 1990 HWB / DBW

parameter	1988	1989	1990
doorzicht (dm)	3	5	3
pH	8.9	8.8	9
zwevende stof	59	-	98
gloeirest	24	-	17
chloride	865	874	1028
totaal-P	0.33	0.37	0.39 / 0.31
PO ₄ -P	0.04	0.10	0.08 / 0.05
part-P	0.27	0.27	0.37 / 0.27
chlorofyl- α ($\mu\text{g/l}$)	114	25	56 / 59
totaal-N	3.42	3.00	3.70
opgelost-N	0.14	0.35	0.80

part-P (particulair-P) = totaal-P min PO₄-P

De zomergemiddelde waarden voor totaal-P en PO₄-P en het, uit het verschil tussen beide afgeleide, particulier-P zijn over de drie meetjaren nagenoeg gelijk gebleven. De optredende verschillen zijn, gezien de verschillen in analyseresultaten in 1990 tussen beide laboratoria, niet significant. Opvallend is dat het fosfaat voornamelijk uit particulier gebonden fosfaat bestaat. Uit het seizoensverloop in totaal-P gehalte in 1988 en 1990 blijkt dat de maxima (resp. 0.38 en 0.62 mg TP/l) in de zomer worden gemeten en de minima (0.12 en 0.07 mg P/l) in december. (Het jaar 1989 wordt vanwege de afwijkende analysemethode voor fosfaat in dat jaar niet vermeld) De ortho-P-concentratie fluctueerde in 1988 en 1990 van minder dan 0,01 tot respectievelijk 0,10 en 0,16 mg P/l, waarbij de maxima gemeten zijn in augustus en september.

De toename van de totaal-P-concentratie in het voorjaar en de zomer kan deels verklaard worden door een toename van particulier-P als gevolg van de hoge zwevende stofgehalten in deze periode. Deels zullen de hogere ortho-P concentraties bijdragen aan een hogere P-concentratie in de zomer. De toename van de ortho-P concentratie zelf in de zomerperiode kan verklaard worden door een toename in de P-nalevering als gevolg van hogere temperaturen, een hoge pH en een hoog zwevend stofgehalte.

Zowel het totaal als opgelost **stikstofgehalte** (fig. 5 en 6) zijn redelijk constant. De zomergemiddelde stikstofconcentratie varieert in de periode 1988-1990 van 3,0 tot 3,7 mg N/l en is in 1989 het laagst. De basiskwaliteitsnorm AMK) van 2.2 mg/l wordt in alle jaren overschreden.

In figuur 7 is het verloop van het **zwevende stof gehalte** in 1988 en 1990 weergegeven. In beide jaren worden in het voorjaar en de zomer zeer hoge zwevende stofgehalten gemeten. In de winter daalt het zwevende stofgehalte. Eind 1990 zelfs tot een minimum van 11 mg/l. Deze toename van zwevende stofgehalten in voorjaar en zomer is vrijwel geheel het gevolg van een toename van het organisch materiaal, zoals in de figuren 12a en b is te zien. Het organisch materiaal is voor een groot deel uit detritus opgebouwd; algen vormen een gering aandeel. Het is niet waarschijnlijk dat de toename van het detritusgehalte in de zomer het gevolg is van windwerking. In figuur 13 zijn de zwevende stofgehalten en de gemiddelde windsnelheden in 1990 uitgezet. Het blijkt dat in de zomerperiode de zwevende stofgehalten toenemen terwijl juist in deze perioden de windsnelheden het laagst zijn. De oorzaak moet waarschijnlijk worden gezocht in een toename van de biologische activiteit.

In de periode 1988-1990 neemt het zomergemiddelde chlorofygehalte af. In 1988 varieert het **chlorofylgehalte** (fig. 8) van ca 50 µg/l in voor- en najaar tot 225 µg/l eind mei. In 1989 daarentegen blijft het chlorofylgehalte laag; het varieert tussen 20 en 40 µg/l en een zomermaximum treedt niet op. In 1990 is het chlorofylgehalte weer hoger dan in 1989 en wordt een zomermaximum van 110 µg/l gemeten. In de herfst echter daalt het chlorofylgehalte sterk tot minder dan 10 µg/l. Dit is een verschil met voorgaande jaren waar ook in de herfst en winter de chlorofylgehalten veelal boven de 50 µg/l liggen.

De verschillen in chlorofylgehalten in de drie jaren kunnen niet direct worden verklaard door verschillen in nutriëntengehalten. In paragraaf 4.5 meer hierover.

In 1989 is het zomergemiddelde **doorzicht** 2 dm groter dan in 1988 (tabel 3, fig 9). Gedurende geheel 1989 bedraagt het doorzicht ca. 4 tot 5 dm met uitschieters tot 6 dm. In 1990 neemt het echter weer af tot 3 dm. Eind 1990 stijgt het doorzicht tot 6 à 8 dm.

Het hogere doorzicht in 1989 ten opzichte van 1988 en 1990 kan het gevolg zijn van een lager zwevend stof gehalte; hier kunnen echter geen uitspraken over worden gedaan. Het doorzicht zal in 1989 ook hoger zijn geweest door het lagere chlorofylgehalte in vergelijking met 1988 en 1990. De sterke verbetering van het doorzicht eind 1990 hangt samen met een sterke afname in zwevende stofgehalten en chlorofylgehalte.

Aan het verband tussen zwevend stof gehalte, chlorofylgehalte en doorzicht zal in paragraaf 4.5 meer aandacht worden besteed.

De pH hangt samen met de hoeveelheid algen en heeft invloed op de nalevering van fosfaat uit de bodem. Het pH verloop, weergegeven in figuur 10 volgt in alle drie de meetjaren het verloop van het chlorofylgehalte. In 1988 en 1990 neemt de pH van het water in de zomer toe tot 9.5. In deze periode neemt ook het gehalte aan opgelost fosfaat toe.

Het chloridegehalte (fig. 11) neemt in de periode mei 1988 tot het voorjaar van 1990 geleidelijk toe van 900 tot 1300 mg Cl/l. Daarna daalt het relatief snel tot ca 800 mgCl/l. Het zoutgehalte van het water bevindt zich hiermee op de grens van zoet naar zwak brak. Dit relatief hoge zoutgehalte kan van invloed zijn op het ecosysteem doordat bepaalde zoetwaterorganismen bij dergelijke hoge chloridegehalten geen optimale leefcondities aantreffen.

4.2 fyto- en zoöplankton

algen

De ontwikkelingen in de algenpopulatie zijn aangegeven in figuur 14. In 1988 wordt de algenpopulatie grotendeels gedomineerd door blauwalgen. In het voorjaar en de herfst zijn daarnaast veel kiezelalgen aanwezig en in juni/juli groenalgen. In 1989 wordt de gehele algenpopulatie gedomineerd door groen- en blauwalgen, waarbij eind winter/voorjaar de groenalgen dominant zijn en in de zomer en herfst blauwalgen. Kiezelalgen worden nauwelijks aangetroffen (fig.14). 1990 wordt gekenmerkt door een groenalgendominantie in de winter. In het voorjaar en zomer zijn met name blauwalgen en in geringere mate groenalgen aanwezig. In de herfst zijn de groenalgen weer dominant en vanaf oktober komen de cryptophyceën (*Rhodomonas minuta*) op. Ook kiezelalgen komen weer voor met een hoge piek in juli. Opvallend aan de algengroei is het geheel ontbreken van kiezelalgen in 1989 en het opkomen van cryptophyceën in het najaar van 1990. Mogelijk hangt dit laatste samen met de toename in graasdruk. De cryptophyce *Rhodomonas minuta* is een snelgroeiende algensoort die ook in staat is zich bij een grote graasdruk te handhaven. De soort komt ook in het door een hoge graasdruk gekenmerkte Zoommeer voor.

In 1990 is in juni/juli drie keer de primaire productie gemeten (Ten Winkel en Dijkers, 1990). De totale productie over de waterkolom ($0.8-1.6 \text{ gC/m}^2/\text{d}$) is evenals de specifieke productie per eenheid chlorofyl- α ($13.3-39 \text{ mgC/mg Chlorofyl}$) aan de lage kant. De relatief lage productie is een gevolg van de geringe zichtdiepte van gemiddeld 25 cm, waardoor slechts in de bovenste waterlaag van ca. 50 cm productie plaatsvindt. In deze bovenste waterlaag is wel sprake van een hoge productiviteit.

De primaire productie in vergelijkbare meren als het Wolderijds, de Loosdrechtse plassen en de Bleiswijkse Zoom varieert van $1 \text{ g C/m}^2/\text{dag}$ in de winter tot $3 \text{ gC/m}^2/\text{dag}$ in de zomer (mond. med. M.L Meijer). In vergelijking hiermee is de

productie in de Binnenschelde, gemeten in de zomer, gering. De productiviteit komt echter goed overeen met de productie van 0.5-1 gC/m²/dag zoals die gemeten is in een deel van de Bleiswijkse Zoom dat, net als de Binnenschelde, is afgevisd.

zoöplankton

De zoöplanctonsamenstelling in de Binnenschelde in 1988-1990 is weergegeven in figuur 15. In 1988 wordt de soortensamenstelling gedomineerd door copepoden (*Eurytemora affinis*) en rotatoren. In de winter van 1988/1989 en het voorjaar en winter van 1989 zijn grote aantallen Vorticellidae aanwezig (aangegeven onder overige). De rest van het jaar en in de eerste helft van 1990 zijn copepoden (*Eurytemora*) weer dominant. Vooral in 1990 zijn de aantallen groot. Cladoceren, met name *Daphnia* als belangrijkste grazer op algen, zijn pas vanaf september 1990 dominant aanwezig; in 1988 en 1989 zijn ze nauwelijks aangetroffen. In afwezigheid van cladoceren is de aanwezigheid van grote aantallen *Eurytemora affinis* belangrijk. Deze kleine grazer kan namelijk een aanzienlijke graasdruk uitoefenen op de kleinere algensoorten die in de Binnenschelde dominant zijn.

De afwezigheid van *Daphnia* in 1988 blijkt niet het gevolg te zijn van voedselgebrek. Ook de waterkwaliteit (zoutgehalte) werkt niet remmend op de ontwikkeling van *Daphnia pulex*. Het is zelfs zo dat *Daphnia pulex* zich in het Binnenscheldewater beter ontwikkelt dan in zogenaamd standaardwater. Dit is aangetoond in een aantal bioassays die in 1988 en 1990 zijn uitgevoerd (Aquasense, 1988; Ten Winkel & Dijkers, 1990). Het onderzoek is uitgevoerd met de soort *Daphnia pulex*, omdat deze soort ook in het wat zoutere Zoommeerwater voorkomt en met het inlaten hiervan in de Binnenschelde geëent wordt.

aasgarnalen

In 1989 en 1990 is een schatting gemaakt van de hoeveelheid aasgarnalen (*Neomysis integer*). De gegevens staan in tabel 4. De schattingen voor 1989 zijn slechts een indicatie, want het is niet bekend in hoeverre het toen gebruikte vistuig geschikt is voor een kwantitatieve bemonstering van aasgarnalen. De schattingen voor 1990 berusten op een speciaal voor aasgarnalen ontwikkelde bemonsteringsmethode. Gedurende het zomerhalfjaar is een aantal keren het bestand aasgarnalen opgenomen met behulp van een klein kuilnet met een maaswijdte van 0,5 mm (Ten Winkel & Dijkers, 1990).

Tabel 4. Hoeveelheid aasgarnalen op drie data.

datum	kg/ha	n/m ² 1989	n/m ² 1990
18 april			4.0
29 mei			1.5
26/19 juni	94	± 3000	136.3 (!)
26/18 juli	34	± 1100-580	8.5
22/14 aug.	36	± 580	134.2
11 sept			10.4

(!) Op 19 juni 1990 is slechts op 2 i.p.v 5 locaties bemonsterd.

In juni 1989 worden bijzonder hoge dichtheden aasgarnalen aangetroffen. In de periode juni-juli 1989 daalt het bestand sterk met ca. 10800 kg. In het Wolderwijd wordt in 1989 ook in juni-juli een sterke teruggang in het aantal aasgarnalen waargenomen (Meijer, 1989). Mogelijke oorzaken voor deze afname zijn zowel predatie door vis, met name baars, als gebrek aan voedsel in de vorm van zoöplankton. Gezien het geringe aanbod zoöplankton kunnen echter ook detritus en algen een belangrijke voedselbron zijn.

In 1990 variëren de gevonden dichtheden aasgarnalen van 1.5 - 137 ind./m². Dit is aanmerkelijk lager dan in 1989. De hoogste dichtheden worden gevonden in juni en augustus. Het aantal juveniele dieren lijkt het hoogst te zijn in juni. In augustus bestaat de populatie vooral uit adulte organismen.

De dichtheid aan aasgarnalen in 1989 is in vergelijking met andere meren zeer hoog (Witteveen & Bos, 1989): In het Slotermeer worden in juli 1980 maximaal 6 ind./m² gevonden (Bremer & Vijverberg, 1982 in Witteveen & Bos, 1989). In het Bergumermeer wordt in de zomers van 1976 en 1977 maximaal 1000 ind./m² aangetroffen. De dichtheden in het Wolderwijd bereiken in mei 1989 een maximum van 70 ind./m² (Meijer, 1989). De in 1990 gevonden dichtheden in de Binnenschelde lijken in vergelijking met 1989 op een vrij laag niveau te liggen.

Om een indicatie te krijgen van de ecologische rol van aasgarnalen in de Binnenschelde is in 1990 een predatie-experiment uitgevoerd met aasgarnalen uit de Binnenschelde en *Daphnia pulex* uit het Zoommeer (Ten Winkel & Dijkers, 1990). De experimenten zijn zowel met adulte als juveniele aasgarnalen uitgevoerd. Uit de experimenten komt duidelijk naar voren dat aasgarnalen prederen op *Daphnia pulex*. De invloed van de adulte aasgarnalen is sterker dan van de juveniele aasgarnalen. In de experimenten waarin geen *Daphnia*'s werden toegevoegd waren na zes dagen de adulte aasgarnalen overleden en waren de juveniele exemplaren in staat zich te handhaven, zij het in geringe aantallen. In hoeverre aasgarnalen kunnen grazen op algen kon niet eenduidig worden vastgesteld. Bij de experimenten moet de kanttekening gemaakt worden dat de dichtheid aan aasgarnalen erg groot was in vergelijking met de veldsituatie. Een aanwijzing hiervoor kan worden verkregen uit het feit dat ook in de experimenten

met *Daphnia*'s als voedselbron voor de aasgarnalen een aanzienlijke mortaliteit optrad onder de aasgarnalen (28% bij juveniele en 56 % bij adulte individuen).

4.3. visstand

In 1988, 1989 en 1990 worden in totaal 7 bemonsteringen uitgevoerd, waarvan de resultaten overigens niet zondermeer vergelijkbaar zijn vanwege gehanteerde methodiek, vangstperiode en omvang van de bevissing. Hierbij moet gerealiseerd worden dat de verschillende bemonsteringen verschillende doelen dienen.

tabel 5: visstandsbemonsteringen Binnenschelde

periode	methode	omvang	doel
jul 88	boomkor	1.3 ha	broedbemonstering
feb 89	kuil	7 ha	proefbevissing
apr 89	zegen	100 ha	uitdunning/verstoring
jun/jul/aug 89	broedkor	1.3 ha	broedbemonstering
	broedfuik	3	
	boomkuil	1.5 ha	
	electro		
mar 90	electro	oevers	snoekpopulatie
	el.boomkuil	2.1 ha	
jul 90	raamkuil	0.7 ha	broedbemonstering
	boomkuil	1.4 ha	
sep 90	electro	oevers/veg	bestandsopname
	el.boomkuil	1.8 ha	

Omdat uit de vangsten blijkt dat de driedoornige stekelbaars zeker kort na de peilopzet de dominante soort is, worden in onderstaande tabel de vangsten van deze soort, omgerekend naar aantallen en geschatte biomassa per ha weergegeven.

tabel 6: bestand driedoornige stekelbaars Binnenschelde

periode	n/ha	kg/ha
jul 88	42.000	60-80
feb 89	195-390	0.3-0.6
apr 89	35	<0.1
jun 89	584	0.4
jul 89	12	<0.1
aug 89	136-272	0.1
mar 90	20-40	<0.1
jul 90	4-9	<0.1
sep 90	?	<0.1

Duidelijk is dat de stekelbaarspopulatie alleen in 1988 ruim boven het voor het zoöplanctonbestand kritische niveau van 20 kg/ha blijft. Na 1988 is sprake van zeer lage dichtheden. De stekelbaars produceert in 1989 slechts één broedsel en wel pas na de uitdunningsvisserij.

Naast de 3-doornige stekelbaars worden in 1988 10-doornige stekelbaars en dikkopje gevangen. In 1989 worden bovendien in de vangsten nog baars, ruisvoorn, paling, brasem, haring, blankvoorn, kolblei, karper en snoek aangetroffen; alle in zeer lage aantallen. De snoek en paling zijn afkomstig van de uitzet in 1989. Het in 1990 aanwezige bestand bedraagt in totaal 2-4 kg/ha en heeft daarmee weinig invloed op andere trofische niveaus. Vanwege de lage dichtheden is het niet goed mogelijk per soort een betrouwbare schatting te geven van de aanwezige biomassa. Wel komt naar voren, dat de vispopulatie vooral uit snoek en baars bestaat. Verder worden 3-doornige stekelbaars, ruisvoorn, karper, aal, blankvoorn en brasem in zeer lage dichtheden aangetroffen.

De in mei 1989 uitgezette snoekjes vertonen aanvankelijk een zeer goede groei (fig 16). De in augustus gevangen dieren hebben daarentegen een slechte conditie. Eind augustus-begin september 1989 worden 2660 dode snoeken gevonden. Waterkwaliteit of voedselaanbod lijkt niet de doodsoorzaak te zijn. Aangezien geen vers ingevroren individuen voorhanden zijn kan niet worden vastgesteld in hoeverre sprake is van een epidemische ziekte of toxische verontreiniging. In het voorjaar van 1990 zijn nog zo'n 1000-1500 snoeken aanwezig in een redelijke conditie en paairijp. In september is dit aantal gereduceerd tot de helft. De conditie van dieren tot 34 cm is goed, terwijl die van grotere exemplaren matig is te noemen (fig 16). Dit is waarschijnlijk het gevolg van het ontbreken van voldoende prooivissenaanbod. In de magen van snoek en baars worden alleen evertrebraten als steurkrabben, aasgarnalen en vlokreeften aangetroffen.

Opvallend is de afwezigheid van visbroed in 1990. Voor snoek en baars is de slechte recrutering waarschijnlijk te verklaren uit het hoge slibgehalte in het water en nabij de bodem, waardoor eieren kunnen verstikken. Ook predatie door aasgarnalen en adulte vissen zal een rol spelen.

4.4. waterplanten

In 1989 is geen waterplantenkartering uitgevoerd in de Binnenschelde. Uit visuele inspectie is gebleken dat de ent zich in 1989 nog niet maatgevend heeft uitgebreid.

In 1990 is wel een waterplantenkartering uitgevoerd. De kartering bestond uit een combinatie van veldonderzoek en luchtfotokartering (Schutten e.a., 1991). De resultaten zijn weergegeven in figuur 17. In deze figuur zijn de cirkeltjes en stippen pollen waterplanten van de soort *Potamogeton pectinatus* met een bedekkingsgraad van 100%.

De waterplanten bevinden zich vooral in het noordoostelijke, meest geëxponeerde deel van het meer.

Op enkele plaatsen langs de oever, waar de oeverzone relatief ondiep is, begint de reeds aanwezige rietvegetatie zich enigszins te ontwikkelen.

4.5. integratie

nutriëntenbelasting en nutriëntengehalten

Door de CUWVO zijn uit een vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in nederlandse meren en plassen voor fosfaat- en stikstof verbanden afgeleid tussen de externe belasting en de concentratie in het meer afhankelijk van de diepte van het meer en de verblijftijd (CUWVO, 1988). Om in het meer aan de AMK voor P en N te voldoen van respectievelijk 0.15 en 2 mg/l mag de externe P-belasting 0.25-0.43 gP/m²/jaar bedragen en de externe N-belasting 1.1-2.2 gN/m².jaar. Hierbij wordt overigens nog geen doorzicht van 1 m gehaald. De externe nutriëntenbelasting van de Binnenschelde bedraagt 0.02-0.04 gP/m²/jr resp. 5.0-5.7 gN/m²/jr. De nutriëntenconcentraties liggen in 1989 en 1990 tussen 0.31-0.39 mgP/l resp. 3.0-3.7 mgN/l.

De N-belasting is hiermee een factor 5 hoger dan de CUWVO-norm aangeeft. De zomergemiddelde totaal-N-concentratie in de Binnenschelde is met 3.0-3.7 mg N/l dan ook hoger dan de AMK. De CUWVO-norm blijkt voor de Binnenschelde voor fosfaat (P) echter niet op te gaan. De externe P-belasting van de Binnenschelde voldoet wel aan bovengestelde norm, derhalve zou een P-gehalte lager dan 0.15 mg P/l verwacht kunnen worden. De zomergemiddelde totaal-P concentratie is echter ruim 2 keer zo hoog. Een sluitende verklaring hiervoor is nog niet te geven, omdat nadere informatie over de P-kringloop ontbreekt. Waarschijnlijk is echter de interne fosfaatbelasting, die veel groter is dan de externe belasting de hoofdoorzaak. Daarnaast kan het zgn indikkingseffect van invloed zijn: De verblijftijd voor water is weliswaar een kleine 2 jaar, de verblijftijd voor P en N is echter veel langer, omdat met de uitgaande posten van de waterbalans nauwelijks nutriënten worden afgevoerd.

Het wegbaggeren van fosfaatrijk slib heeft de fosfaataflevering uit de bodem in eerste instantie gereduceerd tot een voor Nederlandse begrippen vrij laag niveau. In september 1990 is de nalevering gemiddeld over het meer bijna weer even hoog als in 1988. De variaties in P-nalevering hebben echter niet geleid tot variaties in P-concentratie in het meer. Ondanks de zeer lage externe fosfaatbelasting en verschillen in P-nalevering is het fosfaatgehalte in de Binnenschelde in de periode 1988-1990 hoog gebleven (zomergemiddelde 0.31-0.39 mgP/l).

nutriëntengehalten en chlorofylgehalte

Vooral in 1989, maar ook in 1990 zijn de in de Binnenschelde gevonden chlorofylconcentraties laag in vergelijking met wat volgens de CUWVO-enquete kan worden verwacht.

In 1988 zijn op basis van gegevens van 121 meren, voor fosfaat-beperking en stikstof-beperking verbanden vastgesteld

tussen chlorofylgehalte en nutriëntconcentraties (CUWVO 1988). In figuur 18a en 18b zijn deze verbanden vergeleken met die in de Binnenschelde. Tevens blijkt uit deze figuren dat het onwaarschijnlijk is dat P of N groeibeperkend is voor algen. Voor fosfaatbeperking is er onderscheid gemaakt in een verband (lijn) voor meren met een permanente blauwalgenbloei en één voor meren met een meer diverse algensamenstelling). Een positie vlak bij of links van de empirisch vastgestelde lijn duidt op een beperking van de algenbiomassa door het betreffende nutriënt. Een positie rechts van de lijn geeft aan dat het nutriënt niet beperkend is.

Metingen van de primaire productie in juni/juli 1990 bevestigen dat van nutriëntengebrek geen sprake is.

Dat P eerder dan N potentieel groeibeperkend is blijkt uit het nutriëntenverloop over het jaar en uit de N:P verhouding: Is de N:P gewichtsverhouding groter dan 7 dan is fosfor potentieel limiterend voor de algengroei. Bij een verhouding kleiner dan 7 is stikstof potentieel groeibeperkend. In 1988 is de N:P verhouding continu groter dan 7. In 1989 is de verhouding een enkele keer lager met een minimum van 5.6. Bij deze minimumwaarde kan stikstof potentieel maar voor enkele algensoorten beperkend zijn en voor andere nog niet. Hooguit zou dit een verschuiving in algensamenstelling kunnen veroorzaken. Voor 1989 is een dergelijke verschuiving niet significant aantoonbaar.

Volgens dezelfde CUWVO-enquete is ook het lichtklimaat is in de periode 1988-1990 niet groeibeperkend voor algen.

trofische relaties

Het lage chlorofylgehalte in 1989 kan niet worden verklaard door een hoge graasdruk van *Daphnia*'s. Deze zijn dan namelijk niet aanwezig. Waarschijnlijk oefent de copepode *Eurytemora affinis* wel een aanzienlijke graasdruk uit op het fytoplankton in 1989. Uit onderzoek in het Volkerak Zoommeer is naar voren gekomen dat *Eurytemora affinis* de grazer is die in maart de voorjaarsbloei van algen onderdrukt (Gulati e.a., 1991). Het is echter niet waarschijnlijk dat *Eurytemora affinis* de enige oorzaak is van de lage chlorofylgehalten. De lage chlorofylgehalten die eind 1990 worden gevonden, zijn naar alle waarschijnlijkheid het gevolg van de dan aanwezige hoge dichtheden *daphnia*'s.

Het voorkomen van *daphnia*'s is voor een belangrijk deel te verklaren uit de aanwezige predatiedruk. De lage biomassa zoöplancton in 1988 hangt samen met de hoge predatiedruk door stekelbaars. Uit predatieonderzoek blijkt dat in 1989 de hoge dichtheden aasgarnalen verantwoordelijk zijn voor de lage biomassa zoöplancton. In 1990 is het aantal aasgarnalen gering in vergelijking met 1989 en komen vanaf augustus cladoceren in grote aantallen voor. Het is onduidelijk waarom de dichtheden aan aasgarnalen in 1990 zoveel lager zijn dan in 1989. In 1989 en de eerste helft van 1990 zijn ondanks de geringe hoeveelheid planktivore vis geen cladoceren in de Binnenschelde aanwezig. Van groeiremming tgv voedselgebrek

voor *Daphnia pulex* is volgens de bioassays in juni 1990 geen sprake. In 1989 zijn de chlorofylgehalten weliswaar ca. de helft van de gehalten in 1990, het is echter niet waarschijnlijk dat dit groeibeperkend is voor cladoceren. Ook het zoutgehalte in de Binnenschelde vormt geen belemmering.

Aasgarnalen vormen een belangrijke schakel in de voedselketen. Ze zijn een voedselbron voor vis en een predator voor zoöplankton. Ze kunnen echter ook detritus en algen eten. Uit onderzoek van Mauchline is gebleken dat aasgarnalen vaak redelijk opportunistisch zijn ten aanzien van hun voedselkeuze en het voedselaanbod hiervoor bepalend kan zijn (Mauchline in: Blaxter, Russel & Yonge ed., 1980). In hoeverre aasgarnalen zelf in 1989 een belangrijke graasdruk hebben uitgeoefend op het fytoplankton is vooralsnog niet duidelijk uit het predatie-onderzoek naar voren gekomen.

lichtklimaat

Centraal bij het beheer van de Binnenschelde staat de vraag waardoor de zichtdiepte wordt beperkt. In het algemeen is het zo, dat uitdoving van licht en bijgevolg de zichtdiepte in oppervlaktewater wordt veroorzaakt door adsorptie en verstrooiing van licht door in het water aanwezige componenten. De belangrijkste bronnen van uitdoving zijn het water zelf, in het water opgeloste humusstoffen, algen en overige zwevende stof (gloeirest en detritus). Om te bepalen wat de relatieve bijdrage is van iedere component aan de extinctie is door Buitenveld (1990) een model ontwikkeld. Mbv dit model is geprobeerd de in de Binnenschelde gevonden doorzichten te verklaren. Hierbij is alleen gerekend met betrouwbare gegevens mbt het zwevend stofgehalte, d.w.z. de meetgegevens uit 1988 en 1990.

In 1989 is het doorzicht gemiddeld 2 dm groter dan in 1988. Dit grotere doorzicht in 1989 is waarschijnlijk het gevolg van het lage chlorofylgehalte in vergelijking met 1988. Berekeningen met het lichtmodel met gegevens uit 1988 en 1990 bevestigen dat in 1988 het doorzicht gemiddeld 2 dm groter zou zijn geweest indien geen chlorofyl aanwezig geweest zou zijn. Voor 1990 geldt dit niet; in dat jaar is het zwevende stofgehalte zo hoog dat dát bepalend is voor het doorzicht.

Om te verkennen wanneer in de Binnenschelde een doorzicht van 1 m kan worden bereikt zijn berekeningen uitgevoerd bij verschillende chlorofylgehalten en zwevende stofgehalten (er is gerekend met gloeirestpercentage van 50 %, een aanname die bij hoge chlorofylgehalten niet correct is). Uit de resultaten (fig. 19) blijkt dat een doorzicht van 1 meter alleen te bereiken is bij zwevende stofgehalten lager dan 15 mg/l en dan alleen indien het chlorofylgehalte lager is dan 45 µg/l. Dit is één maal voorgekomen in december 1990. Indien de concentratie zwevende stof 30 mg/l of hoger is, waarden zoals die in de Binnenschelde frequent wordt overschreden, dan is een door-

zicht dieper dan 0.5 meter niet te bereiken. Bij de hoge zwevende stofgehalten die in de zomer gemeten worden (>50 mg/l) is een maximaal doorzicht van 3 dm mogelijk.

5. conclusies en aanbevelingen

Gedurende de evaluatieperiode is het doorzicht beperkt gebleven tot 30-50 cm. Alleen eind 1990 is een geleidelijke toename gemeten tot 80 cm. Deze toename in 1990 is gekoppeld aan een grote graasdruk door zoöplancton, een afnemend chlorofylgehalte en een dalend detritusgehalte in het water. Het is vooralsnog de vraag in hoeverre dit een trendbreuk in de gewenste richting betreft.

In de Binnenschelde wordt het doorzicht vooral beperkt door het hoge zwevend stofgehalte. Het beheer tot nu toe heeft de beperking tgv de aanwezigheid van algen weten terug te brengen. Toch blijven algen potentieel een belangrijke bedreiging voor het doorzicht.

De aanbevelingen voor het beheer van de Binnenschelde zijn derhalve tweeledig:

- * beperken van de algenproductie

- * beperken van de hoeveelheid zwevende stof

Daarnaast blijft het noodzakelijk de ontwikkelingen nauwgezet te volgen om de vinger aan de pols te houden.

5.1. beperken van de algenproductie

verlagen nutriëntenconcentraties

Fosfaat en stikstof zijn niet groeibeperkend voor algen in de Binnenschelde. De externe belasting is reeds zeer laag. Een vermindering van de nutriëntenconcentraties zal dan ook tot stand moeten komen door het verminderen van de interne belasting van fosfaat, het verlagen van de verblijftijd of door het versterken van de export van stikstof dmv denitrificatie.

Vermindering van de interne fosfaatbelasting kan alleen effectief geschieden door het verhogen van het fosfaatbindend vermogen van de bodem door het toedienen van ijzerchloride. Hierdoor wordt tegelijkertijd het zwevend stof gebonden. Dit leidt doorgaans direct tot resultaat. Er bestaan echter grote onzekerheden over de duur van het effect. In een ondiep meer als de Binnenschelde is de kans op resuspensie groot. Het is niet uitgesloten dat het effect van de maatregel reeds binnen enkele dagen teniet is gedaan.

Daarnaast kan worden gedacht aan het verminderen van de verblijftijd. Uit berekeningen is gebleken het meer continue 6 tot 10 keer per jaar zou moeten worden doorgespoeld om de basiskwaliteit van 0.15 mgP/l te bereiken. Bij een dergelijk fosfaatgehalte wordt volgens de CUWVO-relatie overigens geen doorzicht bereikt van 1m. Bij de huidige pompcapaciteit is bij continue werking slechts een doorspoeling van drie maal per jaar haalbaar (Boers, 1990).

Een ander spoor dat zou kunnen leiden tot lagere nutriëntengehaltes is de mogelijkheid van stikstoflimitatie, aangezien in 1989 en 1990 stikstof eerder dan fosfaat potentieel de groeibeperkende factor is. In het plasje Zwemlust, waar agv actief biologisch beheer een uitbundige

waterplantontwikkeling is opgetreden, bleek stikstof het groeibeperkende nutriënt te zijn geworden (van Donk et al, 1989)). Deze optie dient dus te worden bekeken in het verlengde van actief biologisch beheer.

conclusie:

- de huidige nutriëntengehaltes zijn niet groeibeperkend voor algen
- toedienen van ijzerchloride lijkt geen duurzaam resultaat op te leveren mbt verlaging van de fosfaatconcentraties
- doorspoelen leidt bij de huidige infrastructuur niet tot een maatgevende verlaging van de nutriëntengehaltes
- stikstofbeperking van de algengroei kan optreden wanneer waterplanten op grote schaal tot ontwikkeling zijn gekomen

actief biologisch beheer

De levensgemeenschappen in de Binnenschelde zijn nog volop in ontwikkeling. Door de nog onevenwichtige opbouw hebben enkele soorten de gelegenheid gehad zich tijdelijk tot plaagsoorten te ontwikkelen, met name stekelbaars in 1988 en aasgarnaal in 1989. Door de maatregelen die in het kader van actief biologisch beheer zijn genomen is de uitgangssituatie voor een evenwichtiger ontwikkeling vrij gunstig. De visstand is nog geen dominerende factor en wordt bovendien vooralsnog bepaald door roofvis. Ook de aasgarnalen bevinden zich momenteel op een minder kritisch niveau; prognoses zijn echter moeilijk te maken. De eerste ontwikkeling van waterplanten is begonnen in 1990. Eind 1990 heeft een en ander uiteindelijk geresulteerd in de sterke opkomst van zoöplancton als grazer van algen. De centrale vraag is in hoeverre de condities in de Binnenschelde geschikt zijn voor de ontwikkeling van een door roofvis gedomineerde visstand. De harde oevers vormen een onnatuurlijke overgang van land naar water, wat een sterke inperking betekent van paai- en opgroeigebied voor vis. Het blijft de vraag in hoeverre ondergedoken waterplanten deze functie zullen kunnen overnemen. Voor een goede ontwikkeling van ondergedoken waterplanten is een beter doorzicht overigens een voorwaarde. Voor een goede begeleiding van de ontwikkelingen is een adequaat monitorprogramma een vereiste.

Om de ontwikkeling van de levensgemeenschappen op een evenwichtige manier te laten verlopen in de richting van een waterplantrijk, door roofvis gedomineerd systeem is het nodig geschikt leefgebied te creëren en te voorkomen dat bepaalde soorten zich tot plaagsoorten kunnen ontwikkelen.

Herinrichting van de oevergebieden op een meer natuurlijke manier zou zeer gunstig zijn voor een evenwichtige ontwikkeling van de visstand. Dit betekent echter een complete herinrichting van de Binnenschelde en vormt derhalve geen reële optie.

Stimulering van de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten lijkt momenteel kansrijker dan voorheen, vanwege de toegenomen helderheid van het water. De milieucondities in de Binnenschelde, met name zoutgehalte en nutriëntengehaltes, leggen wel beperkingen op aan de soortskeuze (Schutten,

pers.med.). Een ent met de volgende soorten lijkt vooralsnog kansrijk: Aarvederkruid, zilte waterranonkel, snavelruppia en zannichellia.

Om te voorkomen dat de aasgarnaal zich weer tot een plaagsoort ontwikkelt, is het nodig vis uit te zetten die de aasgarnaal weet te onderdrukken zonder de ontwikkeling van het zoöplancton al te veel te beïnvloeden. Uitzet van 15-20 baarzen van gemiddeld 13 cm per hectare lijkt hiervoor voldoende te zijn (Witteveen en Bos, 1990). Naast het voorkomen van de intrek van visbroed zijn vooralsnog geen andere ingrepen in de visstand noodzakelijk.

conclusie:

- **het is onzeker of de natuurlijke randvoorwaarden in de Binnenschelde een waterplantenrijk, door roofvis gedomineerd systeem mogelijk maken**
- **de uitgangssituatie is nog steeds gunstig om dmv actief biologisch beheer de ontwikkelingen in de gewenste richting te begeleiden**
- **maatregelen kunnen vooralsnog beperkt blijven tot het enten van waterplanten en de uitzet van baars en het voorkomen van de intrek van visbroed**

5.2. beperken van de hoeveelheid zwevende stof

Het doorzicht in de Binnenschelde wordt sterk beïnvloed door het gehalte aan zwevende stof en dan met name door de hoge detritusfractie. Zelfs indien geen of weinig algen aanwezig zijn, zoals in 1989, is het maximaal te bereiken doorzicht in de zomer momenteel ca. 0.5 m. Een verdere verbetering van het doorzicht lijkt op basis van de huidige inzichten alleen te bewerkstelligen door het detritusgehalte in de zomerperiode laag te houden. De oorzaak van het hoge detritusgehalte is nog niet geheel duidelijk. Enerzijds is het gekoppeld aan het proces van produktie en mineralisatie, anderzijds hangt het samen met de bodemsamenstelling. Bij het huidige beheer is het niet uitgesloten dat het zwevend stofgehalte iets zal dalen tgv afbraak van detritus en het invangen van zwevende stof door waterplanten. Ook graas door groot zoöplancton kan het detritusgehalte doen dalen; de ontwikkeling eind 1990 wijst reeds in deze richting. Het is de vraag in hoeverre deze ontwikkeling zich in het zomerhalfjaar van 1991 zal doorzetten.

Vooralsnog ziet het er echter naar uit dat om structureel het zwevend stofgehalte omlaag te brengen ingrijpende maatregelen nodig zijn. In volgorde worden hier kort behandeld: droogzetten, aanleg van een slibvang, constructie van een windbreker, toepassen van ijzerchloride en het stofzuigen van de bodem.

droogzetten

Droogzetten van de Binnenschelde voor de duur van ten minste twee jaar lijkt vooralsnog de meest effectieve ingreep om een

duurzaam helder meer te verkrijgen. Ten gevolge van inklinking en scheurvorming treedt nl consolidatie van de bodem op (pers.med. J.Visser RWS dir.Flevoland). Tevens wordt bij droogzetting detritus versneld afgebroken en wordt mogelijk het fosfaatbindend vermogen vergroot. Meer kwantitatieve uitspraken zullen kunnen worden gedaan wanneer RWS directie Flevoland haar advies hierover heeft uitgebracht. De verwachte effecten lijken echter groot; nadeel is echter dat de Binnenschelde ten minste twee jaar voor badgasten en watersporters slechts in naam aanwezig zal zijn.

slibvang

Het hoge zwevend stofgehalte in het water wordt veroorzaakt door de hoeveelheid slib op de bodem en de geringe diepte van de Binnenschelde, waardoor dit slib gemakkelijk wordt opgewerveld. Het plaatselijk verdiepen heeft tot resultaat dat een deel van het opgewervelde slib uiteindelijk zo diep bezinkt dat opwerveling niet meer optreedt. Wanneer een slibvang van 5 m diepte wordt aangelegd over een oppervlakte van 25% van de Binnenschelde zal het zwevend stofgehalte op den duur met 50% worden gereduceerd. Hoe lang dit zal duren is echter onzeker (Postma, 1990).

windbreker

Door middel van de aanleg van windschermen of eilandjes kan de strijklengte van de wind worden verkleind, waardoor opwerveling van slib wordt verminderd. Voor een vermindering van het zwevend stof gehalte van 50% is het nodig dat de gemiddelde strijklengte wordt gehalveerd. Het uiteindelijke effect wordt sneller bereikt dan mbv een slibvang. Wel bestaat er onzekerheid over de effectiviteit van een windbreker tav de vermindering van het detritusgehalte, dat 's zomers 80% van de zwevende stof kan uitmaken (Postma, 1990).
Nadeel voor de gebruikers is dat de Binnenschelde min of meer wordt gecompartmenteerd, waardoor windsurfers enigszins worden belemmerd.

ijzerchloride

Door de toepassing van ijzerchloride wordt het zwevend stof vastgelegd op de bodem en wordt het fosfaat gebonden. Dit leidt doorgaans direct tot resultaat. Er bestaan echter grote onzekerheden over de duur van dit effect. In een ondiep meer als de Binnenschelde is de kans op resuspensie groot. Het is mogelijk dat het effect van de maatregel reeds binnen enkele dagen teniet wordt gedaan (P.Boers, pers. med.).

stofzuigen

Het is technisch mogelijk het sliblaagje van de bodem van de

Binnenschelde weg te baggeren. Vanwege de afwisseling van slib- en zandrijke laagjes is de effectiviteit hiervan echter onzeker. In het meest gunstige geval zal het zwevend stof gehalte zeker in eerste instantie sterk verminderen. De nutriëntenconcentraties en hoeveelheid algen zullen echter nauwelijks worden beïnvloed. Door de grote primaire produktie zal naar verwachting na enkele jaren weer een laagje detritus zijn gevormd.

In onderstaande tabel zijn de effecten en de kosten van de verschillende maatregelen samengevat. Hierbij de kanttekening dat de effecten op het doorzicht geschat zijn bij gelijkblijvende chlorofylconcentraties van 50 ug/l. Deze schattingen zijn overigens met zeer grote onzekerheden omgeven.

maatregel	doorzicht	duurzaamheid	kosten
huidig beheer	0.2-0.8	?	50.10 ³
droogzetten	>1	++	0,9.10 ⁶
slibvang	0.3-1.2	+	4-5.10 ⁶
windbreker	0.3-1.2	+	0,6-0,9.10 ⁶
ijzerchloride	>1	--	1-2.10 ⁶
stofzuigen	>1	?	>4.10 ⁶

NB: voor een zorgvuldige monitoring van de ontwikkelingen van het aquatisch systeem is jaarlijks ca fl 50.10³ noodzakelijk.

conclusie:

- het zwevend stofgehalte zal bij het huidig beheer het doorzicht beperken tot 0.3-0.8m
- de enige methode die leidt tot een duurzaam doorzicht van ten minste één meter is het droogzetten van de Binnenschelde gedurende ten minste twee jaar

5.3. slotconclusie

Vanaf de peilopzet in de Binnenschelde heeft RWS directie Zeeland, geadviseerd door de werkgroep actief biologisch beheer Binnenschelde, een op basis van de aanwezige kennis optimaal beheer gevoerd. Dit heeft echter nog niet geleid tot het gewenste doorzicht van 1m. Ook met voortzetting van het huidige beheer zal naar waarschijnlijkheid hieraan niet kunnen worden voldaan. Dit heeft vooral te maken met erfenissen uit het verleden: Een vormgeving van de Binnenschelde, waarbij het belang van de ontwikkeling van aquatische levensgemeenschappen voor de waterkwaliteit onvoldoende is onderkend en de aanwezigheid van een slibrijke bodem. Een verslechtering van het doorzicht is echter ook niet te verwachten; een verbetering is daarentegen niet uitgesloten. Alleen bijzonder ingrijpende maatregelen zullen het gewenste effect kunnen leveren, waarbij het tijdelijk droogzetten van de Binnenschelde de grootste garantie op een duurzaam effect geeft. De consequenties van deze maatregel zijn echter groot, zowel financieel als maatschappelijk. Derhalve wordt geadviseerd te volstaan met voortzetting van het huidige

beheer en niet vast te houden aan de doorzichtsnorm voor zwemwaterkwaliteit van 1m. Een norm die overigens bijna nergens in ondiepe meren en plassen in Nederland wordt gehaald. Men moet zich echter wel realiseren dat afgezien van het doorzicht de waterkwaliteit van de Binnenschelde geheel voldoet aan de norm voor zwemwaterkwaliteit en dat de Binnenschelde de laatste jaren tot volle tevredenheid van haar gebruikers heeft gefunctioneerd.

literatuur

- Balm, A en Boers, P, 1989:** Onderzoek naar de fosfaatsniveaus door de bodem van de Binnenschelde. DBW/RIZA notitie 89.083x
- Boers, P. 1990:** Evaluatie van de invloed van geforceerd doorspoelen op de waterkwaliteit van de Binnenschelde. Interne DBW/RIZA-notitie, nov. 1990.
- Buitenveld, H., 1990:** Uitzicht; model voor berekening van doorzicht en extinktie. DBW/RIZA notanr.90.058, Lelystad.
- CUWVO, 1988:** Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in nederlandse meren en plassen. Resultaten van de derde eutrofiëringssurvey. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, werkgroep VI.
- van Donk, E, Gulati, R.D. & Grimm, M.P, 1989:** Foodweb manipulation in Lake Zwemlust: positive and negative effects during the first two years. Hydrobiol.Bull.23: 19-23
- Gulati, R.D., Doornekamp, A. & de Kloet, W.A., 1991:** A two-year (1989-1990) study on phytoplankton production and zoöplankton and its grazing in Volkerak-Zoommeer - a newly created freshwater Lake System in the Rhine Delta. Limnological Institute, Report 1991-2, Nieuwersluis.
- HWB, 1988-1989-1990:** analyseresultaten waterkwaliteit Binnenschelde (ongepubliceerd). Hoogheemraadschap West-Brabant, Breda.
- Hydrobiologisch adviesbureau Klink, 1988-1989-1990:** analyseresultaten fyto- en zoöplancton in de Binnenschelde. Ongepubliceerd.
- Mauchline, J., 1980:** The biology of mysids and euphausiids. In: Advances in Marine Biology, Vol. 18, 1980. Academic Press, London.
- M&W Aquasense, 1988:** bioassay aan water uit de Binnenschelde juli 1988. Rapport nr 88001, bureau M&W Aquasense, Amsterdam.
- Meyer, A.J.M. en van Beek G.C.W., 1988:** visbroedbemonstering Binnenschelde juli 1988. Bureau Waardenburg, Culemborg
- Meijer, M-L. ed., 1989:** Toepassing van actief biologisch beheer in het Wolderwijd-Nuldernauw. Rapportage van de projectgroep Actief Biologisch Beheer, DBW/RIZA nota 89-057, Lelystad.
- Postma, R, 1990:** Effectiviteit van een slibvang en een windbreker op het zwevend stofgehalte in de Binnenschelde. RWS directie Zeeland AX 91.08

RWS-DBW/RIZA, 1988-1989-1990: analyseresultaten waterkwaliteit Binnenschelde (on gepubliceerd). DBW/RIZA, Lelystad.

Visser, C.M., 1989: Is eutrofiëring te bestrijden door middel van een stikstof-aanpak? Rapport LU Wageningen.

Winkel, dr.E.H. ten, Dijkers, ing.C., 1990: Aasgarnalen en Daphnia in de Binnenschelde. AquaSense rapportnr. 90082.

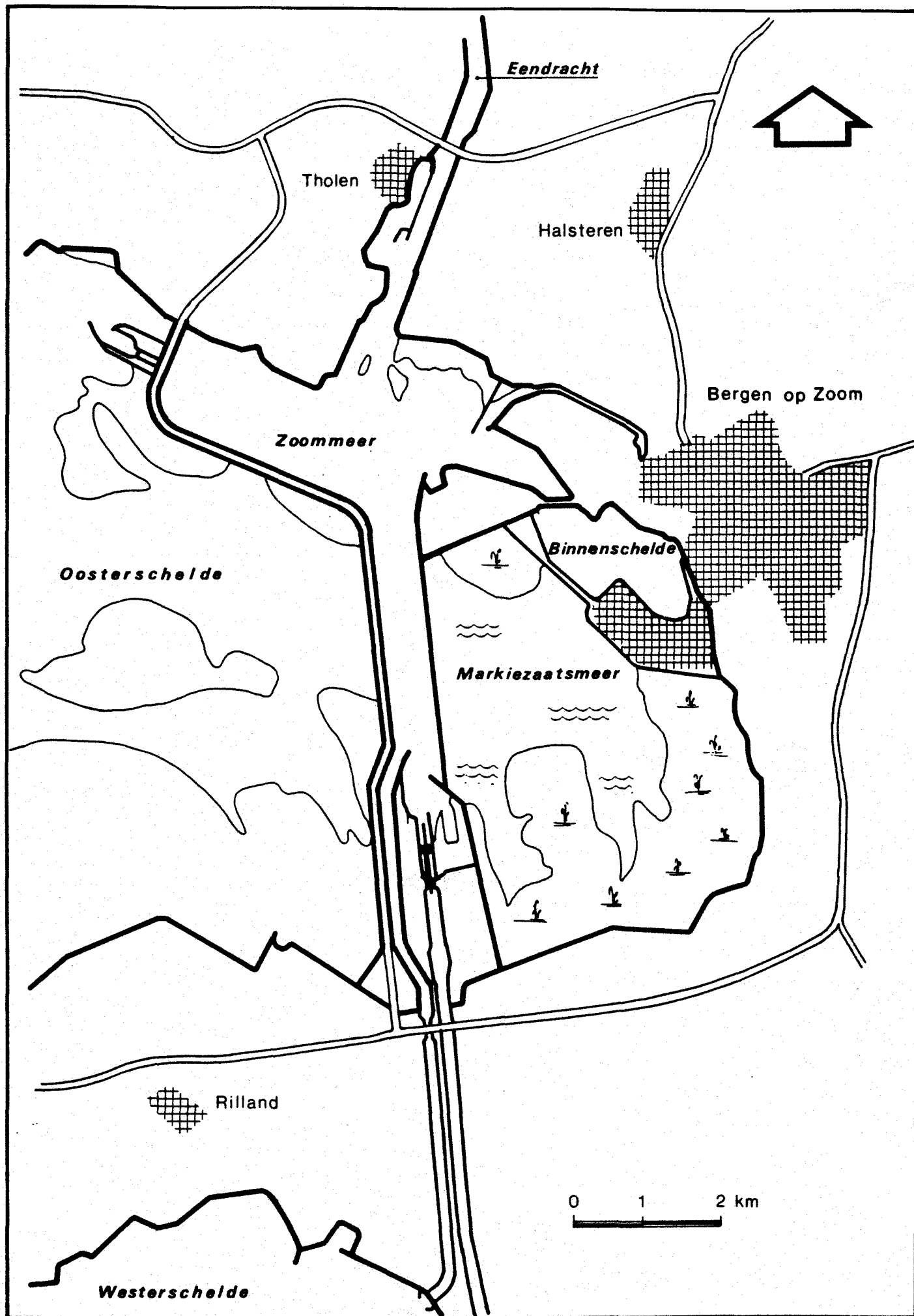
Witteveen en Bos, 1989: Schets van een beheersplan voor de Binnenschelde (180 ha) met speciale aandacht voor visstand- en visserijkundige maatregelen + addendum rapport. Werk No.Boz.80.1

Witteveen en Bos, 1989: Rapport van de Proefbevissing Binnenschelde d.d. 14 en 15 febr 1989. Werk No.Boz.80.2./OR/108.

Witteveen en Bos, 1989: Voortgangsrapport visstandsbeheer Binnenschelde. Werk No.Boz.80.6.

Witteveen en Bos, 1989: Evaluatie van de beheersmaatregelen tav de visstand in de Binnenschelde. Advies voor additionele maatregelen. Werk No.Boz.80.6.

Witteveen en Bos, 1990: Visstandsbemonstering in de Binnenschelde in maart, juli en september 1990. Werk.no.Boz.80.7.



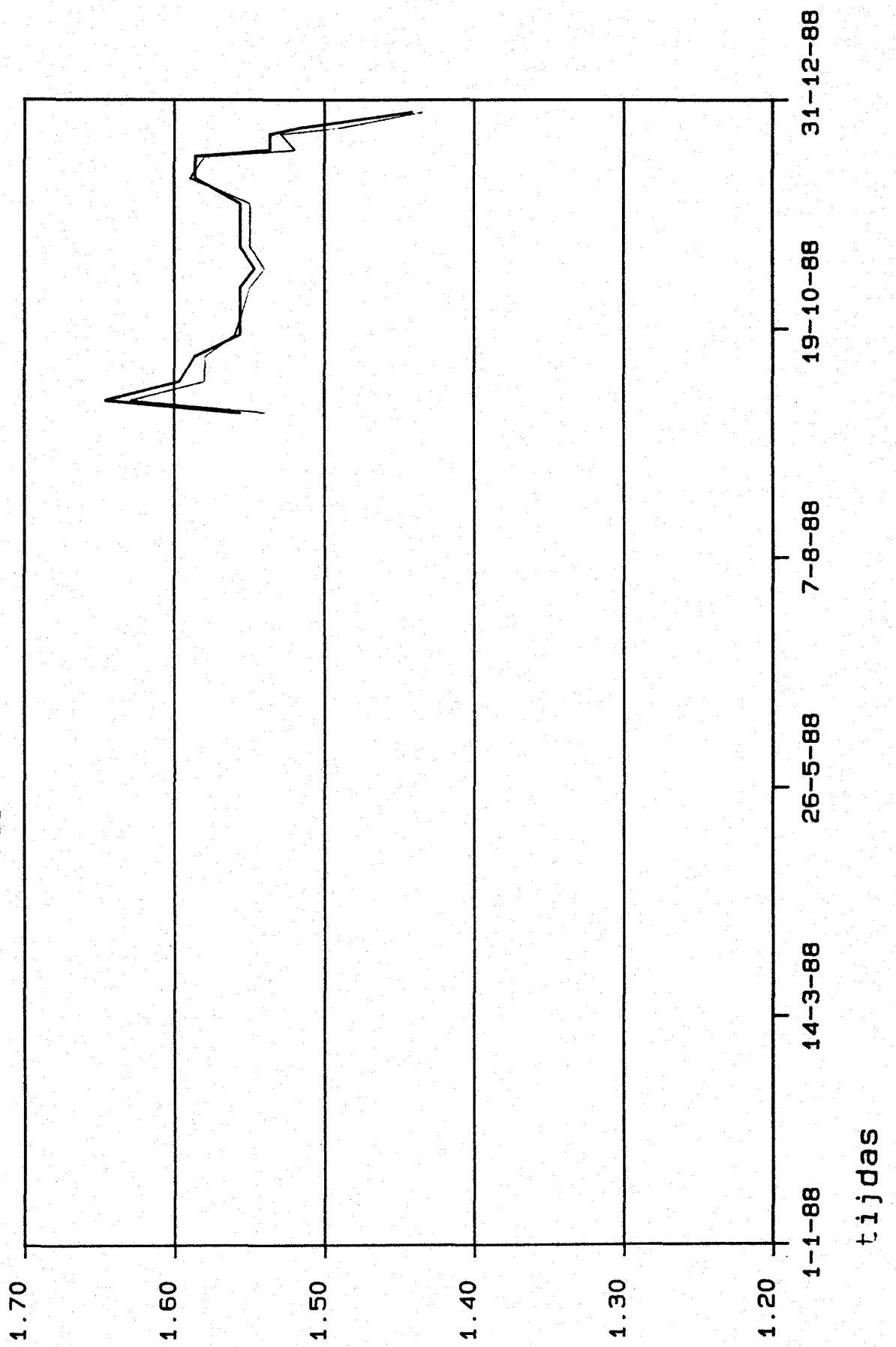
figuur 1 : ligging Binnenschelde

fig 2a : peilverloop Binnenschelde 1988

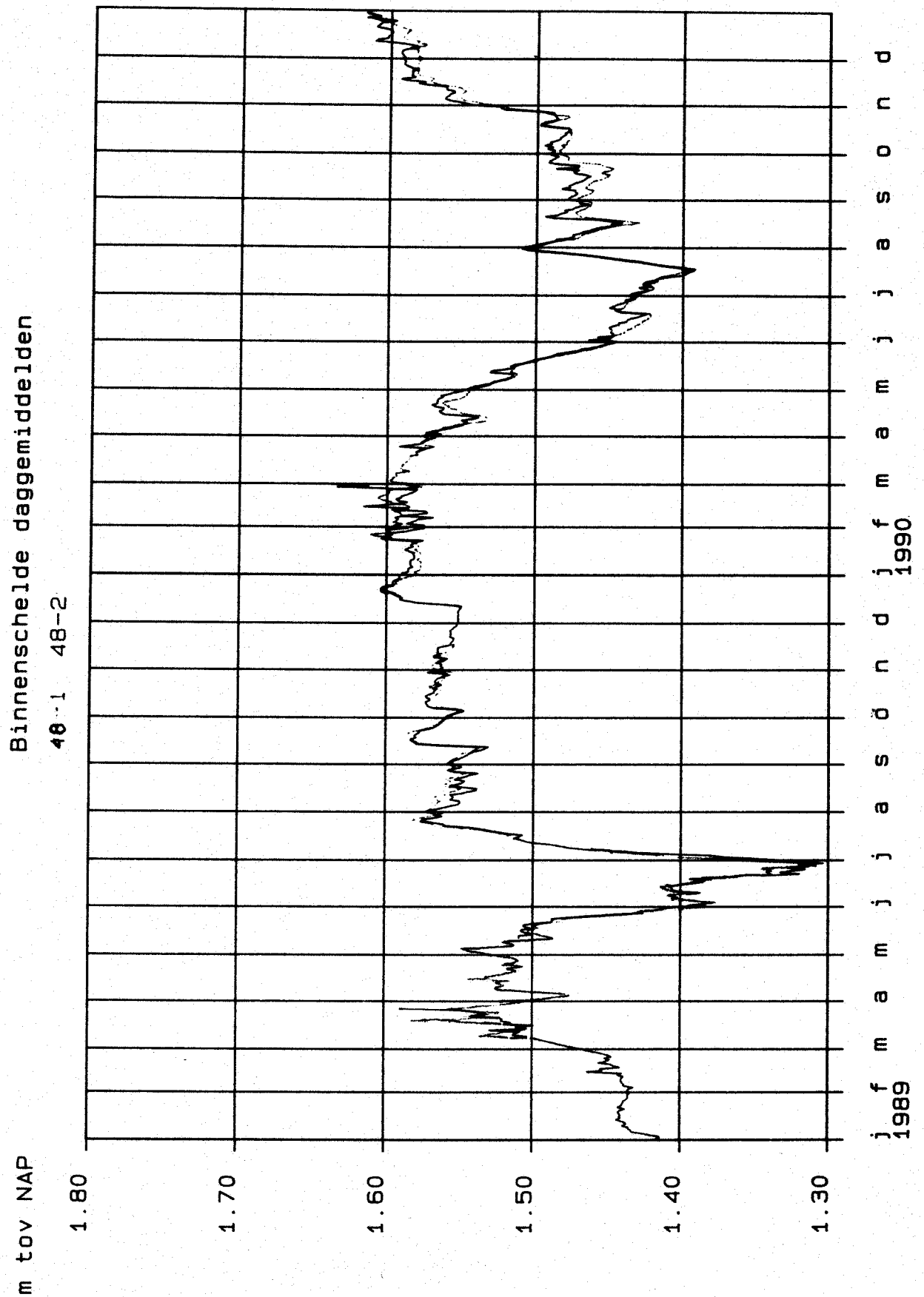
m tov NAP

BINNENSCHELDE 1988

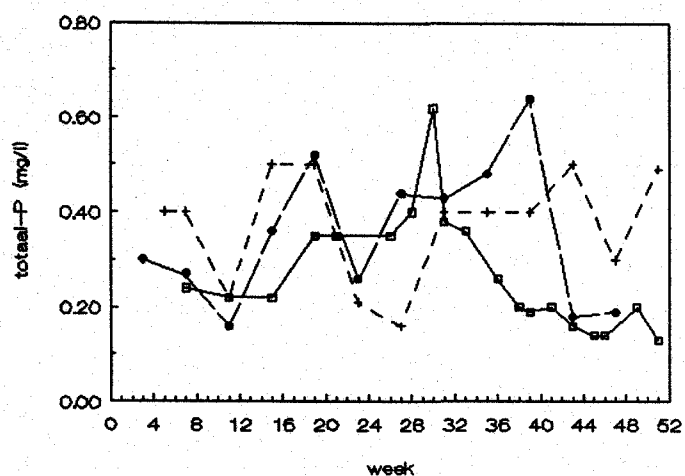
PS1 PS2



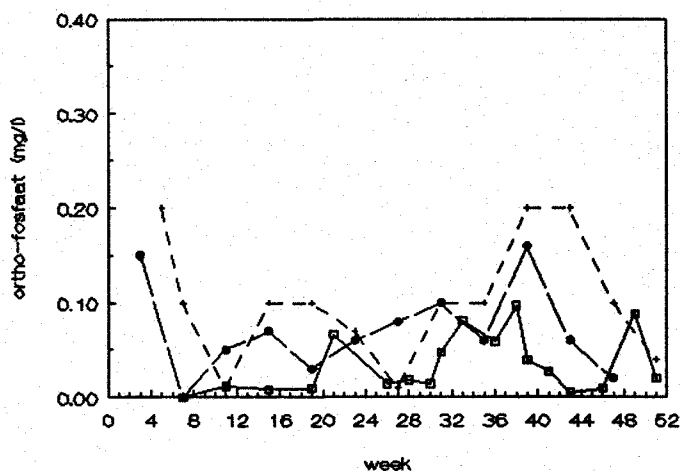
figuur 2b: peilverloop Binnenschelde 1989-1990



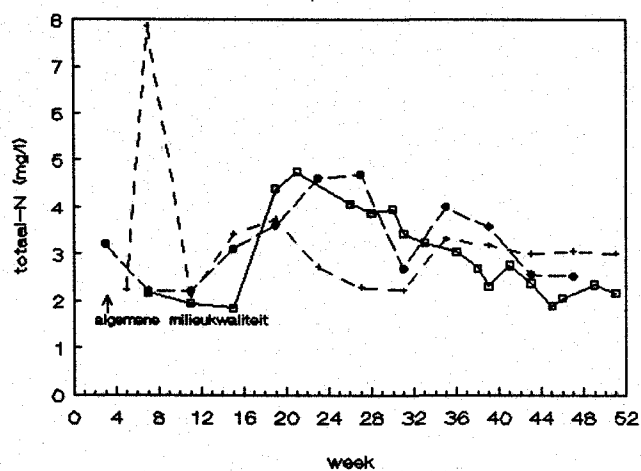
Figuur 3. totaal-P-concentratie



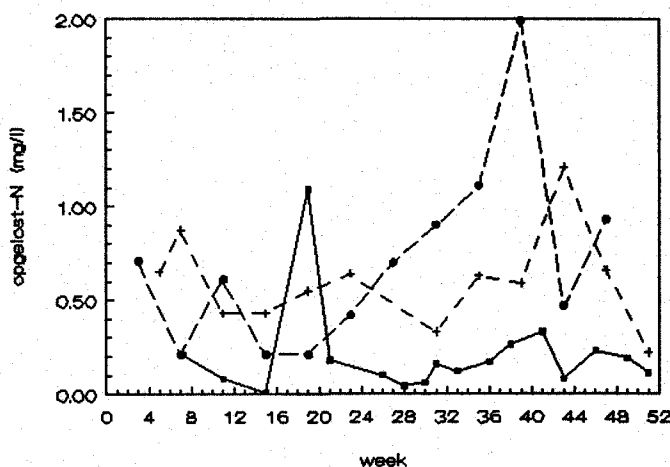
Figuur 4. ortho-P-concentratie



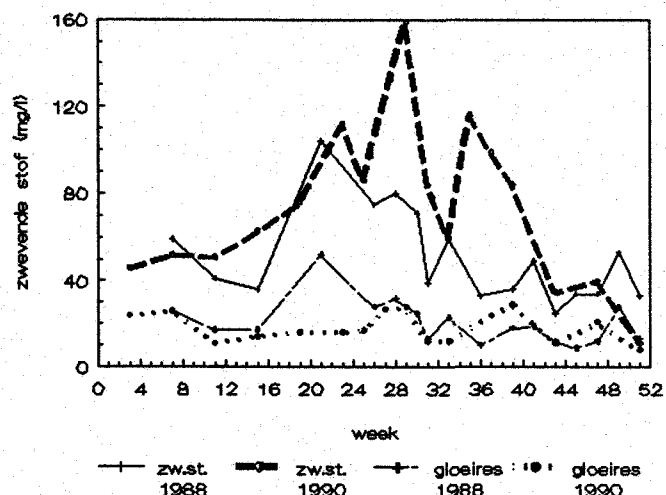
Figuur 5. totaal-N-concentratie



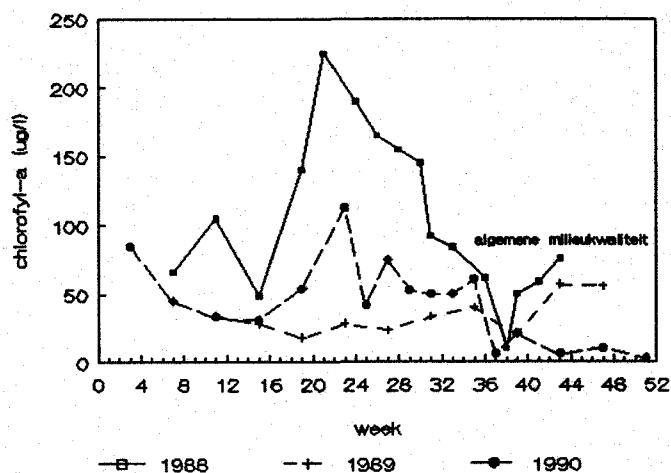
Figuur 6. opgelost-N-concentratie



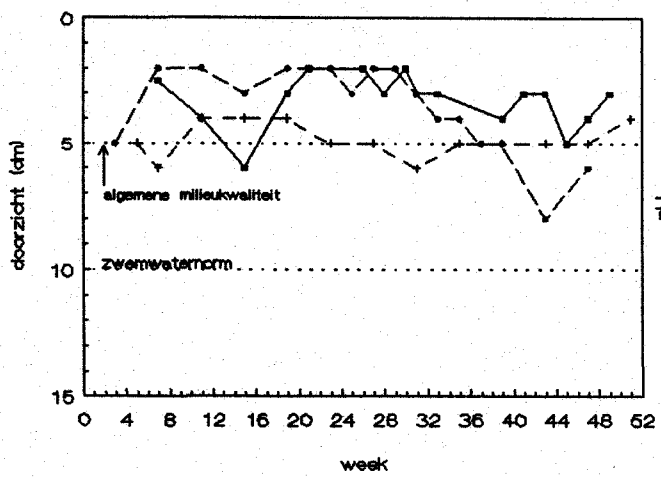
Figuur 7. zwevende stof en gloeirest



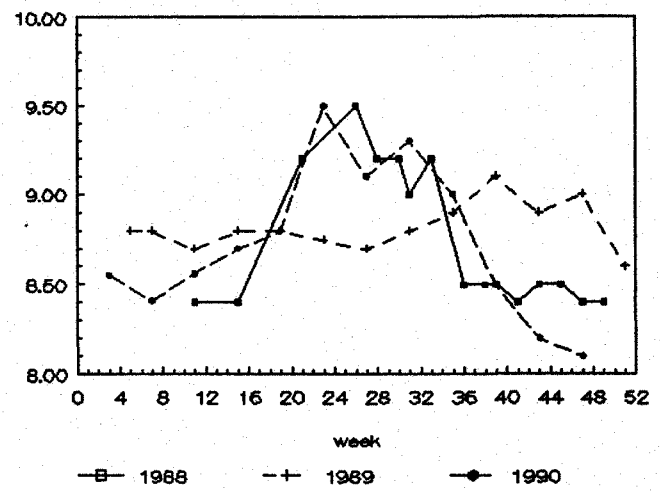
Figuur 8. chlorofyl-a concentratie



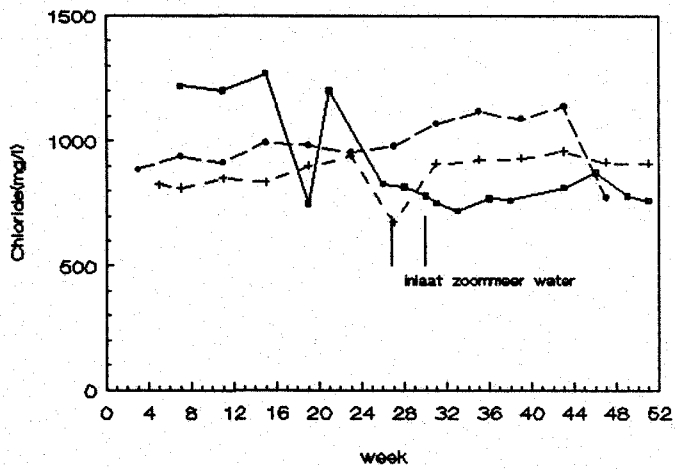
Figuur 9. secchi-schijf diepte



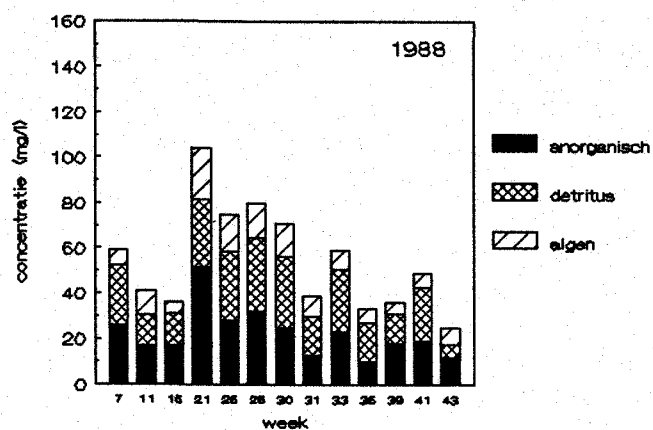
Figuur 10. Zuurgraad



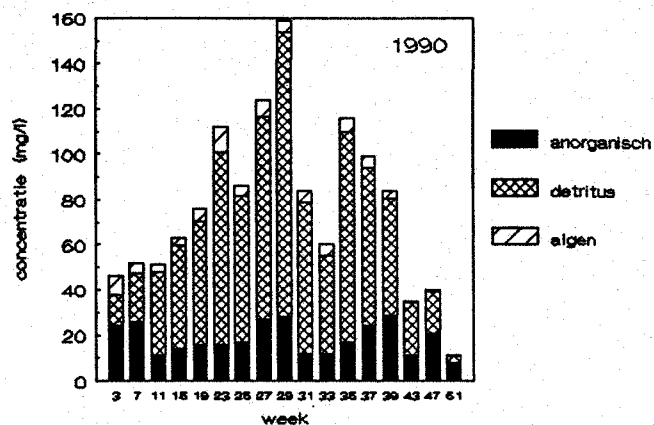
Figuur 11. chloride concentratie



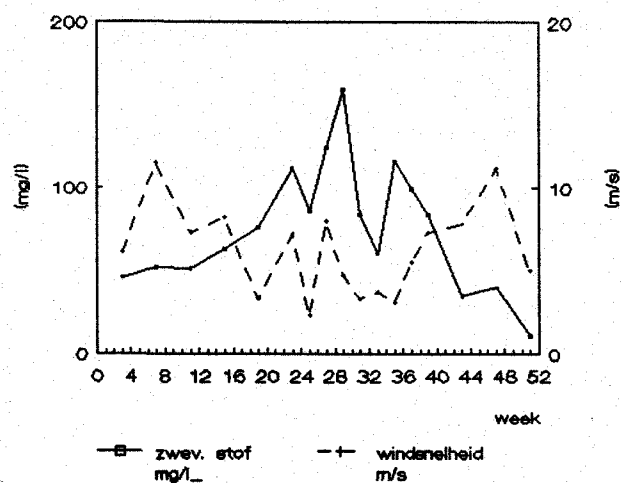
Figuur 12 A.
Opbouw van de zwevende stof



Figuur 12 B.
Opbouw van de zwevende stof

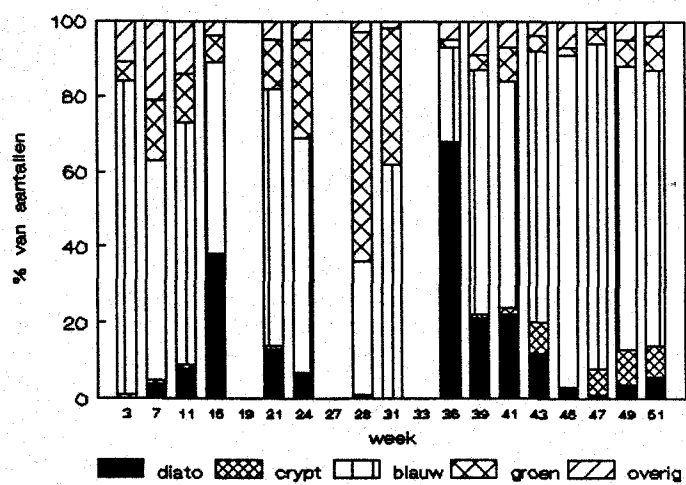


Figuur 13.
Zwevende stof en windsnelheid

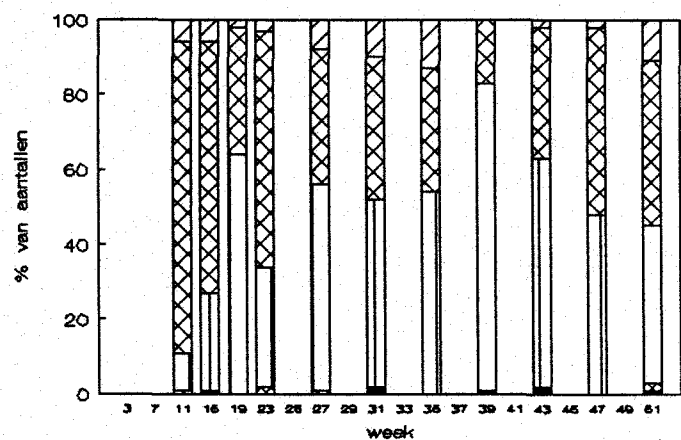


Figuur 14. Fytoplanktensamenstelling

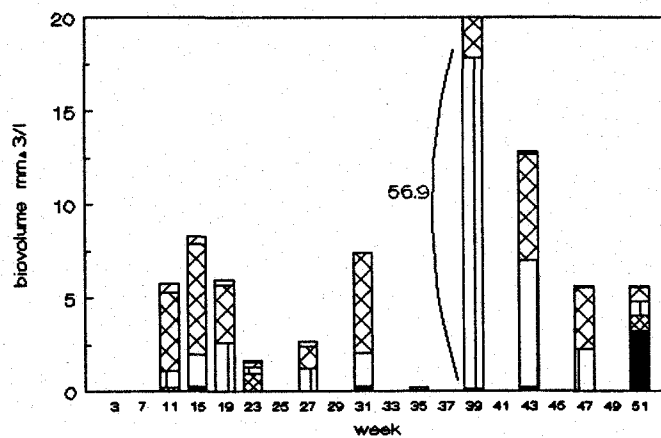
1988



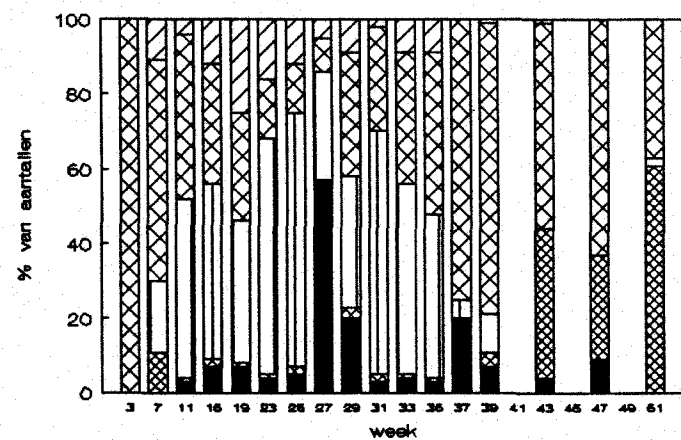
Fytoplanktensamenstelling 1989



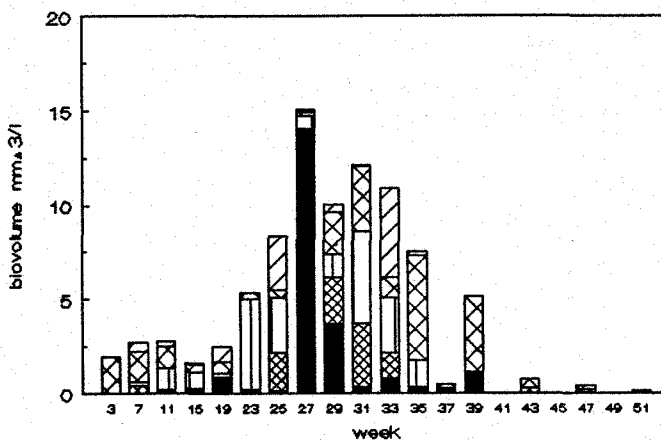
Fytoplankton biovolume 1989



Fytoplanktensamenstelling 1990

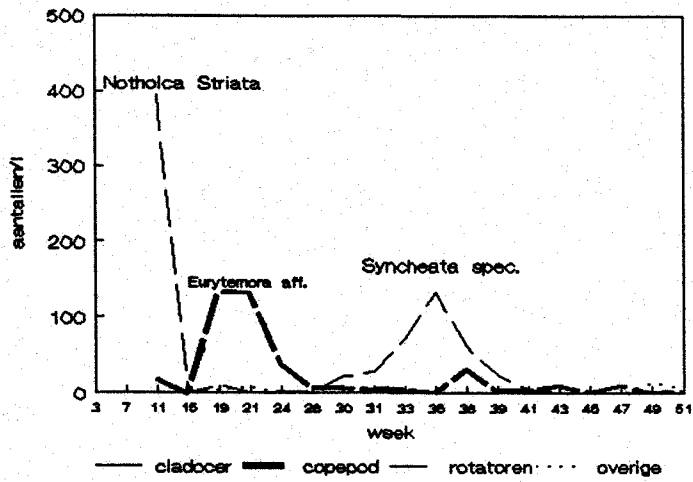


Fytoplankton biovolume 1990

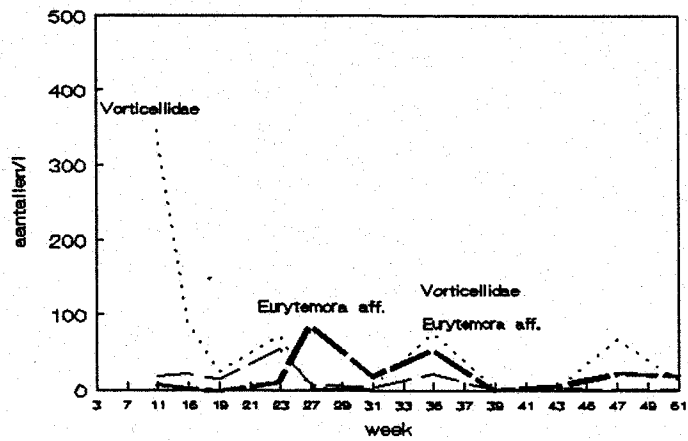


Figur 15. Zooplanktonsamenstelling

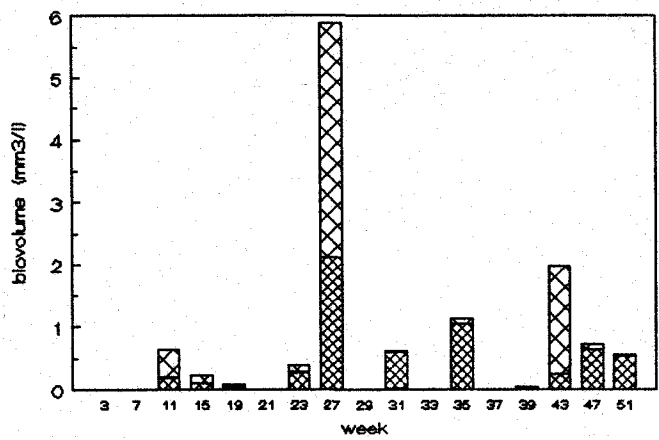
1988



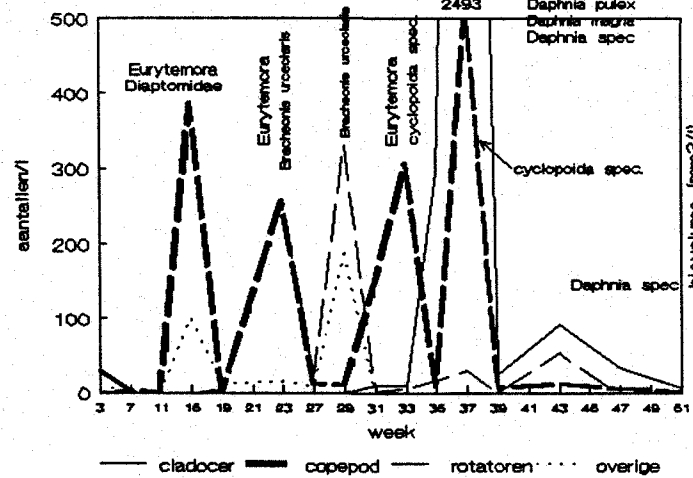
Zooplanktonsamenstelling 1989



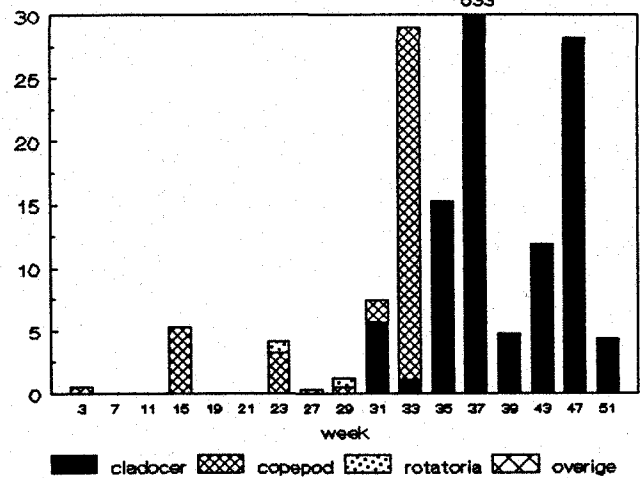
Biovolume zoöplankton 1989



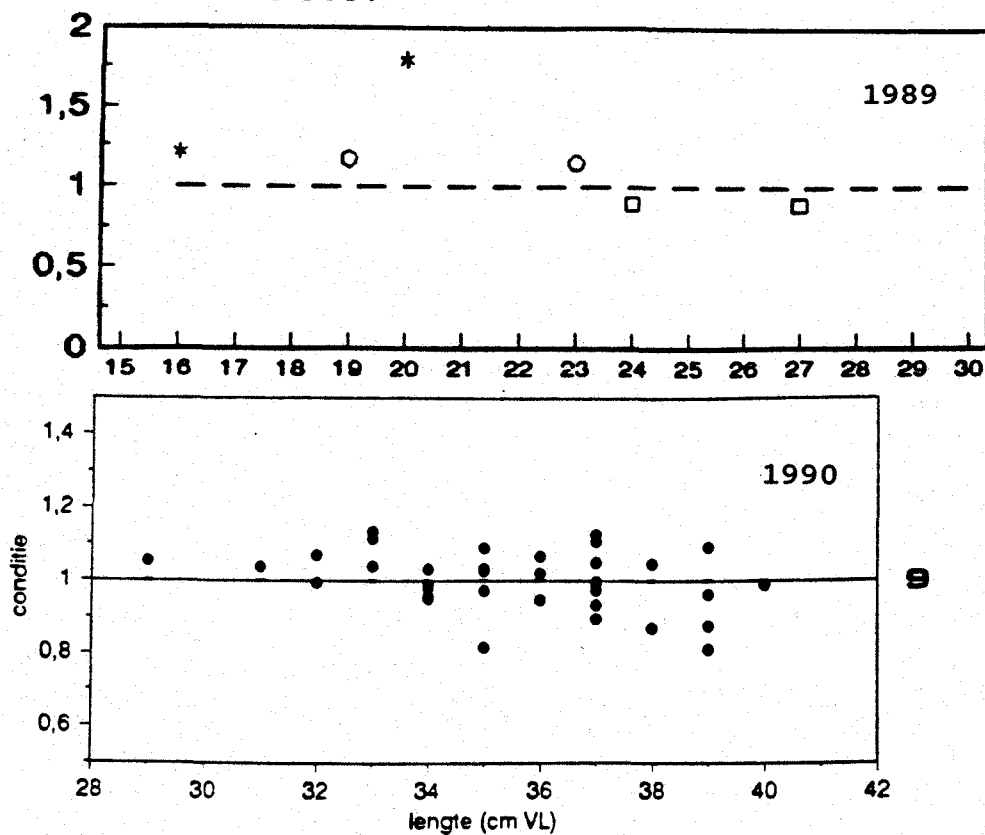
Zooplanktonsamenstelling 1990



Biovolume zoöplankton 1990

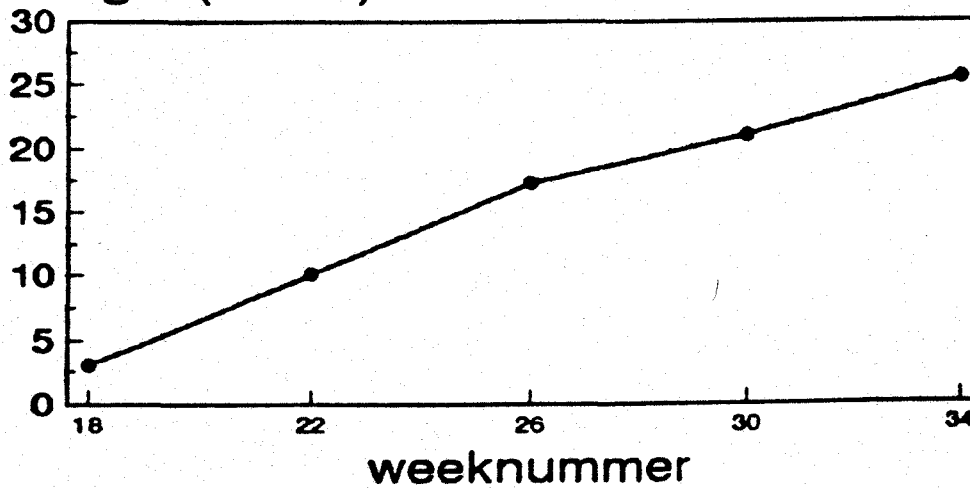


Conditie factor



groei van snoek Binnenschelde 1989

Lengte (cm VL)



figuur 16: conditie en groei van uitgezette snoek in de Binnenschelde

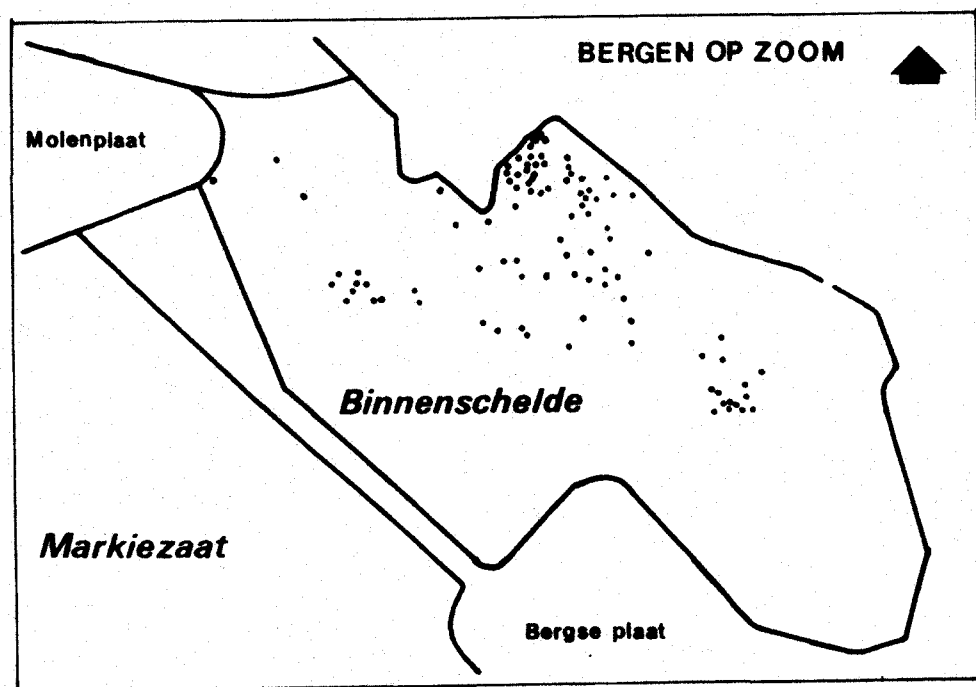
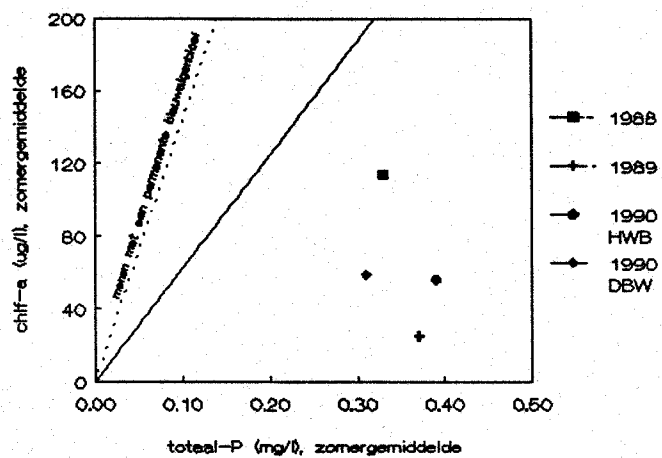
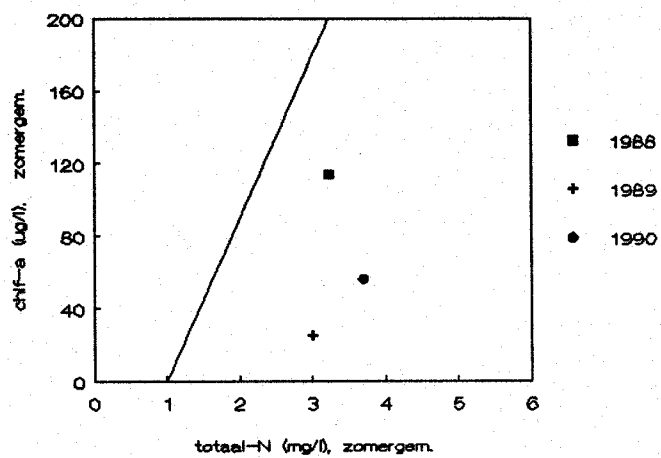


fig. 17 Waterplanten Binnenschelde 1990
• pol *Potamogeton pectinatus*, bedekking 100%

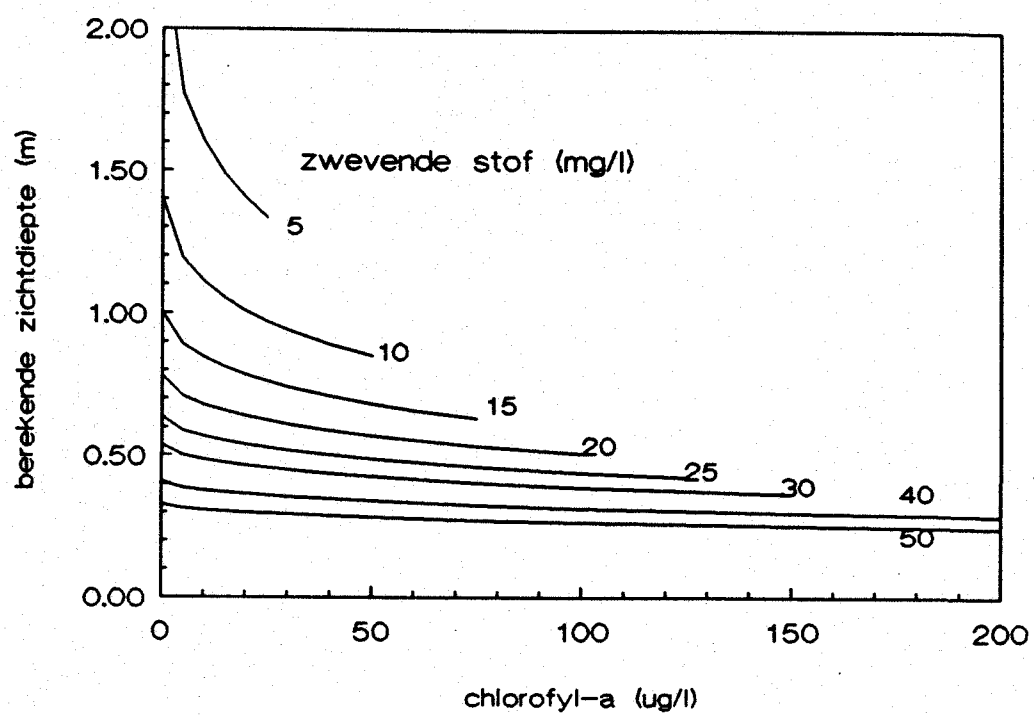
Figuur 18 A
Chlorofyl-a versus totaal-P

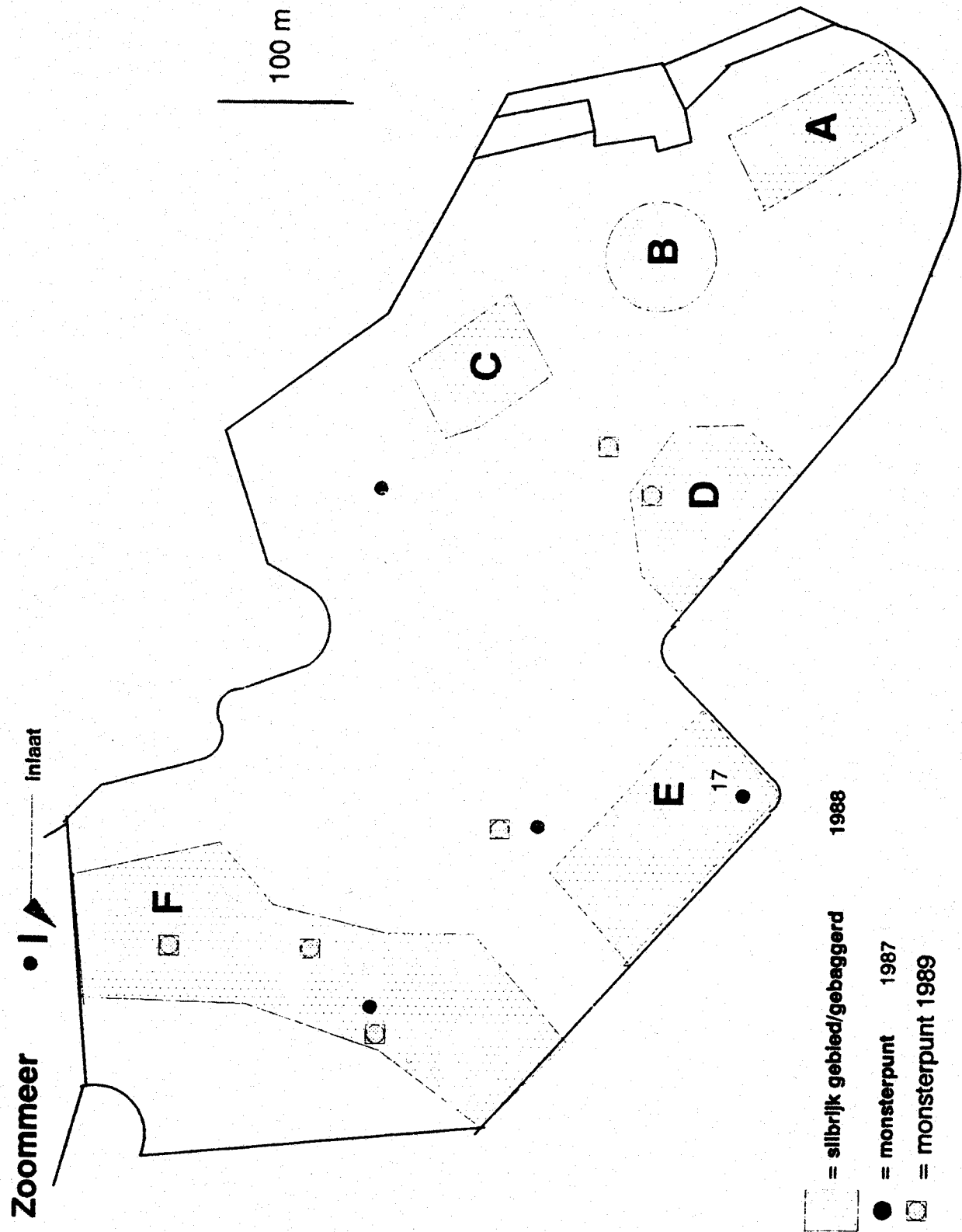


Figuur 18 B
Chlorofyl-a versus totaal-N



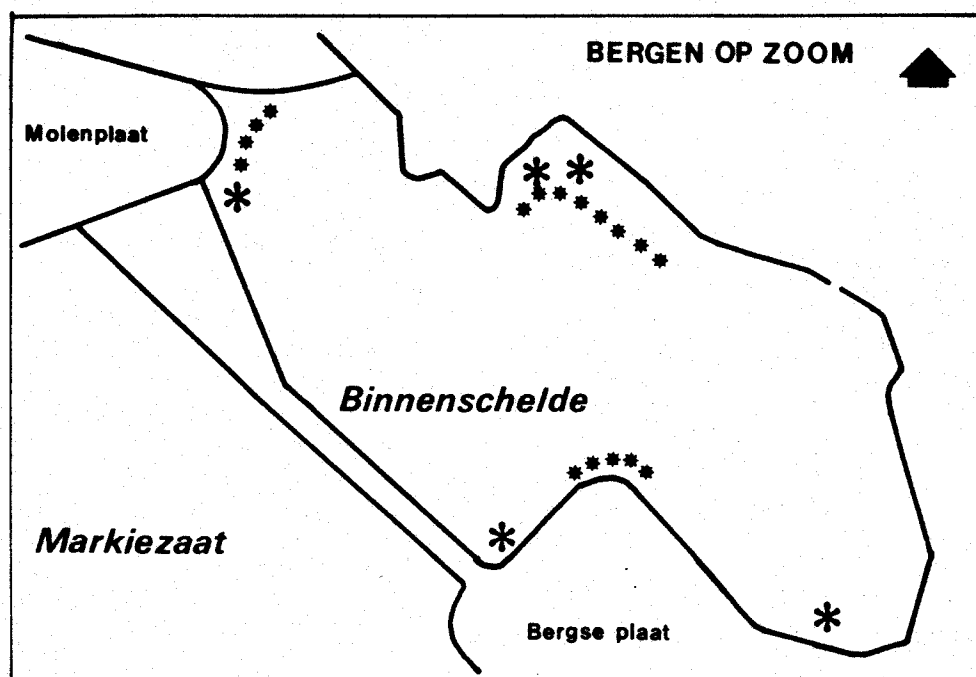
figuur 19: Zichtdiepte versus chlorofyl en zwevende stof





Bijlage : 2

Entlocaties waterplanten



*** : Kranswieren en Waterpest, juni 1988

* : Fonteinkruiden en Waterpest, mei 1989

Bijlage:3

Locatie refugia snoek

