

**Ecologische beoordeling en
beheer van oppervlaktewater**

Wetenschappelijke verantwoording
van het beoordelingssysteem
voor meren en plassen

Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater



Wetenschappelijke verantwoording
van het beoordelingssysteem
voor meren en plassen

INHOUD

TEN GELEIDE	i
SAMENVATTING	ii
1 INLEIDING	1
1.1 waterkwaliteitsbeleid	1
1.2 waterkwaliteitsbeheer	1
1.3 STOWA-project 2.1.4. "Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater"	2
2 MEREN EN PLASSEN	3
2.1 het watertype 'Meren en Plassen'	3
2.2 het ecosysteem 'Meren en Plassen'	3
2.3 alternatieve stabiele toestanden en voedselwebrelaties	6
3 ONDERZOEKSOPZET	9
3.1 begrippen	9
3.2 onderzoeksopzet deelproject Meren en Plassen	9
4 BASISMATERIAAL	13
4.1 herkomst	13
4.2 voorbereiding STOWA-gegevensbestanden	18
5 GEGEVENS STOWA-BESTANDEN: SELEKTIE EN ANALYSE	20
5.1 multivariate analysetechnieken	20
5.2 makrofyten	22
5.3 fytoplankton	23
5.4 zoöplankton	28
5.5 epifytische diatomeeën	32
5.6 fysische en chemische gegevens	35
5.6.1 relaties tussen chlorofyl-a en P	35
5.6.2 relaties tussen chlorofyl-a en N	39
5.6.3 relaties tussen N en P	42
5.6.4 relaties tussen doorzicht en chlorofyl-a	43
5.6.5 opbouw en afbraak	44
6 LITERATUURSTUDIES	47
6.1 vissen	47
6.2 makrofyten	47
6.2.1 algemeen	47
6.2.2 bouwstenen voor het beoordelingssysteem	49

7.	BOUWSTENEN VOOR HET ECOLOGISCH BEOORDELINGSSYSTEEM	
7.1	uitgangspunten en methode	52
7.2	bouwstenen voor het ecologisch beoordelingssysteem	53
7.3	pakketten met te beoordelen ecosysteemvariabelen; deoltoetsen	55
8	HET ECOLOGISCH BEOORDELINGSSYSTEEM	58
8.1	de beoordelingsmethode	58
8.1.1	deoltoets makrofyten: soortensamenstelling	58
8.1.2	deoltoets fytoplankton: chlorofyl-a en soortensamenstelling	61
8.1.3	eindoordeel ecologisch niveau	62
8.2	achtergrondinformatie	63
8.3	nutriëntenbelasting	64
8.4	verzuring	64
8.5	biotische interacties	65
	LITERATUUR	68
	BIJLAGEN	74

Ten geleide

De wens om aquatische levensgemeenschappen te beschermen heeft geleid tot de uitwerking van ecologische doelstellingen in het Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-1989. Voor 15 van de 23 daarin omschreven hydromorfologische typen is door de CUWVO-Werkgroep V in globale termen een aantal fysische, chemische, hydrologische en biologische kwaliteitseisen geformuleerd.

Het toetsingskader voor deze CUWVO-typen ontbreekt nog. Dit zal dienen te bestaan uit een omschrijving van de gewenste aquatische levensgemeenschappen en van omgevingsvariabelen die voor het optreden en voortbestaan van deze levensgemeenschappen verantwoordelijk zijn. Deze "stuurvariabelen" moeten nog geïdentificeerd worden, terwijl ook methoden om het "ecologisch niveau" van een bepaald water te kunnen bepalen, moeten worden ontwikkeld.

Eind 1985 werd in opdracht van het algemeen bestuur van de STORA, op voorstel van de Onderzoekadviescommissie (OAC*), een samenhangend meerjarenprogramma opgesteld met als doel ecologische beoordelings- en beheersmethoden te ontwikkelen voor de vijf belangrijkste CUWVO-watertypen: stromende wateren, ondiepe meren en plassen, sloten, kanalen en zand-, grind- en kleigaten.

Het voorliggende rapport verschaft de wetenschappelijke verantwoording en de achtergronden van een ecologisch beoordelingssysteem voor meren en plassen op basis van macrofauna en fytoplankton, waarbij voor het verkrijgen van nader inzicht in relevante stuurvariabelen de diagnostische pakketten 'nutriënten', 'verzuring' en 'biotische interacties' werden samengesteld. Dit systeem is bruikbaar in alle Nederlandse regio's en biedt een valide vergelijkingsmaat voor de toetsing van de ecologische normdoelstellingen. Het stelt de beheerder in staat maatregelen te nemen om gewenste verbeteringen te bewerkstelligen, en het effect daarvan met het systeem te beoordelen.

Het onderzoek werd in 1989 door de STORA opgedragen aan de Vakgroep Natuurbeheer van de Landbouwniversiteit te Wageningen. De wetenschappelijke projectleiding berustte bij dr. R.M.M. Roijackers en drs. A.M.T. Joosten.

De in het project bewerkte gegevens werden geleverd door de Nederlandse waterbeheerders. Deze gegevens werden voor het project verzameld door Witteveen + Bos Raadgevende Ingenieurs (drs. C. Roos en drs. J.L. Hylkema). Het project werd begeleid door een commissie bestaande uit dr.ir. T.H.L. Claassen (voorzitter), drs. J. van de Does, ir. S.H. Hosper, dr. L. van Liere, ir. L.A.E. Moonen en drs. P.J.T. Verstraelen.

Dank is de STOWA verschuldigd aan haar deelnemers en aan andere instanties die door het beschikbaar stellen van gegevens dit onderzoek mogelijk hebben gemaakt.

Utrecht, november 1993

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

*De Onderzoekadviescommissie, die tot dit project adviseerde, bestond uit:

prof.ir. A.C.J. Koot (voorzitter), drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff (secretaris) en ir. J. Boschloo, ir. R. den Engelse, prof.dr. P.G. Fohr, ir. A.E. van Giffen, ir. J.J. de Graeff, dr.ir. P.J. Huiswaard, ir. R. Karper, drs. S.P. Klapwijk, prof.ir. J.H. Kop, ir. Tj. Meijer, ir. L.P. Savelkoul, wijlen ir. H.M.J. Scheltinga, dr.ir. D.W. Scholte Ubing en ir. M. Tiessens (leden).

SAMENVATTING

In 1989 werd een aanvang gemaakt met de ontwikkeling van een ecologisch beoordelingssysteem voor het watertype 'meren en plassen'. Hiertoe was in de voorafgaande periode door Witteveen + Bos raadgevende ingenieurs op basis van door waterbeheerders aangeleverde gegevens een uitgebreide gegevensbank opgezet. In deze 'STOWA-gegevensbestanden' zijn van een aantal Nederlandse meren en plassen gegevens opgenomen betreffende de biotische componenten fytoplankton, makrofyten, zoöplankton en epifytische diatomeeën, alsmede abiotische variabelen waaronder fysische en chemische variabelen en beheersvariabelen.

De studie omvatte een tiental denkstappen die doorlopen dienden te worden. Belangrijk daarbij was de analyse van de STOWA-bestanden, nadat deze enige voorbereidingen hadden ondergaan en de bruikbare gegevens waren geselecteerd. Eveneens van belang was de literatuurrecherche over makrofyten en vissen. De diverse analyses leverden de bouwstenen voor het ecologisch beoordelingssysteem.

Bij de analyse van de STOWA-bestanden is veelvuldig gebruik gemaakt van multivariate analysetechnieken. Eveneens om patroonherkenning te vergemakkelijken zijn diverse scatterplots gebruikt.

Op deze wijze zijn alle biotische componenten, alsook belangrijke fysische en chemische variabelen geanalyseerd. Alhoewel gewenst, bleek het niet mogelijk de biologische componenten direct binnen de multivariate analyses te koppelen. Er is bijgevolg gekozen voor een gescheiden analyse van deze componenten, waarbij zoveel mogelijk theoretische verbanden getoetst zijn.

Uit de analyses bleek dat met name fytoplanktongegevens duidelijke relaties met chemische en fysische gegevens opleverden. Dit bleek in mindere mate voor het zoöplankton en bijna onmogelijk voor epifytische diatomeeën. De oorzaak hier lag in de beperkte hoeveelheid gegevens. Voor makrofyten is teruggegrepen op literatuuronderzoek. Dit werd deels ingegeven door het ontbreken van voldoende bruikbare veldgegevens, maar is deels ook het gevolg van een algehele achteruitgang van de Nederlandse meren en plassen. Veel van de van oorsprong door makrofyten gedomineerde meren en plassen worden nu gedomineerd door fytoplankton.

Uit de analyses bleek dat van de biotische componenten de makrofyten en het fytoplankton het best bruikbaar waren voor een beoordelingssysteem. Minder sterk onderbouwde indicaties over de systeemkwaliteit konden verbonden worden aan het zoöplankton. Het gebruikte gegevensbestand aan epifytische diatomeeën gaf aan dat vooralsnog deze groep geen goed onderbouwde plaats in een beoordelingssysteem kan krijgen.

Het ecologisch beoordelingssysteem voor meren en plassen resulteert in een oordeel over het ecologisch niveau van deze wateren. Hiertoe zijn vijf niveaus onderscheiden: het beneden-laagste niveau, het laagste niveau (basiskwaliteit; algemene milieukwaliteit; laagste normdoelstelling), het middelste niveau (middelste normdoelstelling), het bijna hoogste niveau en het hoogste niveau (hoogste normdoelstelling).

De beoordeling van meren en plassen is gebaseerd op het voorkomen van echte waterplanten en fytoplankton. Hiervoor zijn twee deoltoetsen ontwikkeld. Op basis van deze twee deoltoetsen wordt het ecologisch niveau van het betreffende water vastgesteld.

De deoltoets voor makrofyten is gebaseerd op vegetatie-opnamen volgens Tansley. Belangrijk is de mate van kenmerkendheid van de diverse soorten voor een bepaald ecologisch niveau.

De deoltoets voor fytoplankton bestaat uit het toetsen van de fytoplankton-biomassa (chlorofyl-a) en de soortensamenstelling, waarbij omwille van de eenvoud slechts de belangrijkste taxa beschouwd worden, zoals *Microcystis*, *Oscillatoria agardhii* en *Lyngbya/Oscillatoria*.

In sommige gevallen is het wenselijk om een nader inzicht te krijgen in relevante stuurvariabelen. Er zijn daartoe drie additionele pakketten van variabelen samengesteld.

Het pakket 'nutriënten' geeft door middel van deoltoetsen voor het totaal-P-gehalte, totaal-N-gehalte en doorzicht, inzicht in factoren die de algengroei reguleren. Op basis van deze drie variabelen kan vastgesteld worden welke van de variabelen het meest cruciaal is voor handhaving van het bestaande niveau of verbetering van het ecologisch niveau.

In het tweede pakket wordt onderzocht of er sprake kan zijn van beïnvloeding door verzuring.

Wanneer verbetering van het ecologisch niveau te verwachten is door voedselwebmanipulatie kan gebruik van het pakket 'biotische interacties' tot verhoging van het inzicht leiden. Dit pakket omvat als extra te meten variabelen het doorzicht, de samenstelling van het zoöplankton, het voorkomen van aasgarnaal en de visstand.

1 INLEIDING

1.1 waterkwaliteitsbeleid

Bij de beoordeling van de kwaliteit van oppervlaktewateren wordt in toenemende mate beseft dat het aquatisch ecosysteem meer is dan het water zelf met de daarbij horende karakteristieke biota en abiota; het is evenzeer bepaald door zijn waterbodem, oevers en directe omgeving, alsook door de interacties tussen die componenten (Min. V&W, 1989). Met name het 'integrale' waterbeheer zal zich bedienen van een visie die gebaseerd is op het aquatische ecosysteem in al zijn componenten en interacties.

Het waterkwaliteitsbeheer wordt primair geregeld in de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (1970) en kreeg gestalte in de drie op die wet gebaseerde Indicatieve Meerjarenprogramma's Water (Min. V&W, 1976, 1981, 1986). Het eerste IMP (Min. V&W, 1976) had als belangrijkste doelstelling het terugdringen van lozingen van ongezuiverd afvalwater. De beoordeling van het oppervlaktewater was vooral gericht op de zuurstofhuishouding. Een algemene minimum kwaliteitsdoelstelling voor alle oppervlaktewateren werd in het tweede IMP (Min. V&W, 1981) geformuleerd: de basiskwaliteit. Naast deze minimum kwaliteitsdoelstelling zijn verdergaande kwaliteitsdoelstellingen geformuleerd. Er is onderscheid gemaakt in ecologische functies en mensgerichte functies voor oppervlaktewateren. Wateren van het hoogste niveau verkeren in de natuurlijke, onverstoorde situatie. Wateren van het middelste niveau kunnen niet als natuurlijk worden aangemerkt, maar hebben toch een hogere kwaliteit dan de basiskwaliteit. In het derde IMP (Min. V&W, 1986) is, op basis van een vooronderzoek door de CUWVO-werkgroep V-1 (CUWVO, 1988), een eerste uitwerking gegeven aan ecologische doelstellingen voor 15 van in totaal 23 onderscheiden hydro-morfologische watertypen. In de derde Nota Waterhuishouding (Min. V&W, 1989) wordt het in de drie IMP's geformuleerde beleid nader uitgewerkt. De integrale benadering staat centraal. In de derde Nota Waterhuishouding wordt het begrip basiskwaliteit vervangen door het begrip algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000).

1.2 waterkwaliteitsbeheer

Het waterkwaliteitsbeheer in Nederland heeft sterke wortels in het toepassingsgericht onderzoek. Voor wat de beoordeling van de toestand van oppervlaktewateren betreft, heeft dit onderzoek een traditie die teruggaat tot het begin van deze eeuw. Richtte het kwaliteitsonderzoek zich bij stromende wateren vooral op organische verontreiniging (saprobiëring: Kolkwitz & Marsson, 1908, 1909; Liebmann, 1960-1962; Moller Pillot, 1971; Tolkamp & Gardeniers, 1988)), bij stagnante wateren lag de nadruk op de anorganische verontreiniging (eutrofiëring: Thunmark, 1945; Nygaard, 1949; Schroevers, 1965; Lijklema et al., 1988). Een koppeling van trofie (opbouw) en saprobie (afbraak) werd door Caspers & Karbe (1966, 1967) op theoretische gronden voorgesteld. Hierop gebaseerd is het systeem voor water-kwaliteitsklassen van Noord- en Zuid-Holland (Klapwijk, 1982, 1988). Dit systeem biedt drie ingangen om te komen tot een biologische beoordeling: het functioneren van de ecosystemen wordt beoordeeld door middel van de bio-activiteit en de zuurstofhuishouding en de structuur wordt beoordeeld door middel van de samenstelling van de fytoplanktongemeenschappen.

Bij de beoordeling van oppervlaktewateren is de typologische indeling van wateren van belang. Bij verschillende regionale beheerders zijn uitgebreide inventarisaties uitgevoerd met het doel te komen tot een typologische indeling (Claassen, 1987; Verdonschot, 1983, 1990).

1.3 STOWA-project 2.1.4. "Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater"

Een ecologisch gericht toetsingskader voor deze watertypen ontbrak echter nog voor een groot deel. Een dergelijk toetsingskader zou onder meer moeten bestaan uit een omschrijving per watertype van gewenste aquatische levensgemeenschappen en de belangrijkste voorwaardenscheppende variabelen. Tevens ontbrak het aan methoden ter beoordeling van het ecologisch kwaliteitsniveau waarop een bepaald water zich op een bepaald moment bevindt, hoe deze toestand zich verhoudt tot een gewenste toestand en via welke maatregelen de toestand kan worden veranderd in een gewenste richting.

Daarom is door de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA, voorheen STORA) het initiatief genomen de ecologische normdoelstellingen nader uit te werken voor de vijf belangrijkste watertypen, te weten: stromende wateren, meren en plassen, sloten, kanalen en vaarten en zand-, grind- en kleigaten (STORA, 1986). Elk van deze watertypen is in een apart deelproject ondergebracht. Een van de belangrijkste beslissingen binnen de werkgroep betrof de keuze van de onderzoeks aanpak. Er werd besloten van bestaand materiaal uit te gaan en slechts in geval van ernstige hiaten in dat gegevensbestand over te gaan op het verzamelen van extra gegevens.

Het deelproject 'meren en plassen' heeft tot doel het ontwikkelen van een ecologisch beoordelingssysteem, waarmee het ecologisch niveau van een bepaald water bepaald kan worden. Er dient een toetsingskader te worden ontwikkeld voor de voornaamste door de CUWVO-V (CUWVO, 1988) geformuleerde fysische, chemische en biologische normdoelstellingen. Dit toetsingskader bestaat uit een omschrijving van de aquatische levensgemeenschappen, de belangrijkste daarop betrekking hebbende abiotische variabelen en, voor zo ver mogelijk, de wederzijdse en onderlinge relaties. Bij het deelproject 'meren en plassen' was de (eco)systeembenadering belangrijk; een geïntegreerde beoordeling was het streven.

In hoofdstuk twee van dit rapport wordt de typologie en ecologie van meren en plassen kort besproken. Hoofdstuk drie gaat aan de hand van een schema in op de onderzoeksoepzet; het hoofdstuk is in feite een leeswijzer voor de volgende hoofdstukken. In hoofdstuk vier wordt ingegaan op het uitgangsmateriaal voor dit onderzoek; naast bespreking van de herkomst van de gegevens wordt ingegaan op de verrichte voorbereidingen. In hoofdstuk vijf worden vervolgens de verdere analyses van dit materiaal besproken. Tensamen met de in hoofdstuk zes gepresenteerde literatuurstudie van vissen en makrofyten, levert hoofdstuk vijf de bouwstenen voor het ecologisch beoordelingssysteem (hoofdstuk 7). In hoofdstuk zeven wordt tevens ingegaan op de uitgangspunten en de methode van het beoordelingssysteem. In hoofdstuk acht wordt ingegaan op de methode zelf, de geselecteerde bruikbare karakteristieken voor de beoordeling en de mogelijkheden tot interpretatie.

2 MEREN EN PLASSEN

2.1 het watertype 'Meren en Plassen'

De CUWVO-werkgroep V-1 definieerde 'meren en plassen' als volgt: 'Een meer is een waterlichaam in een depressie van de aardkorst met een meestal grote diepte en grote uitgestrektheid, gevuld met stilstaand water waarvan de oppervlakte door ongehinderde strijklengte van de wind meer of minder golfbeweging kan vertonen. In Nederland komen van nature slechts ondiepe meren voor' (CUWVO, 1988).

Teneinde het type 'meren en plassen' af te kunnen grenzen van het type 'zand-, grind- en kleigaten' is binnen het STOWA-onderzoek als extra karakteristiek het feit gehanteerd dat zich in meren en plassen geen permanente spronglaag kan ontwikkelen gedurende de zomermaanden, hetgeen wel het geval is bij wateren van het type zand-, grind- en kleigaten. In de praktijk betekent dit dat de gemiddelde diepte van de meren en plassen minder dan circa 6 meter is. Het aldus omschreven type 'ondiepe meren en plassen' omvat nog steeds heel uiteenlopende wateren.

2.2 het ecosysteem 'Meren en Plassen'

In de Nederlandse ondiepe (semi)stagnante zoete wateren zijn van nature makrofyten (kranswieren, mossen en vaatplanten) een belangrijke structuur-bepalende factor. Afhankelijk van omstandigheden als ligging, samenstelling ondergrond, expositie en ouderdom worden deze wateren gekenmerkt door begroeiingen van uiteenlopende soorten makrofyten. In nieuw ontstane wateren ziet men een opeenvolging van verschillende soorten in de loop van de tijd totdat een stadium wordt bereikt waarin de samenstelling van de vegetatie een grotere constantie vertoont. Onverstoorde meren en plassen kenmerken zich dan ook door een langzame successie van gemeenschappen die door makrofyten gedomineerd worden. In sommige gevallen leidt dit tot verlanding.

Binnen het type meren en plassen kan op basis van literatuurgegevens over voorkomende makrofytengemeenschappen een aantal hoofdtypen onderscheiden worden:

1. Zachte, zwak of niet gebufferde wateren. Deze wateren bezitten doorgaans een voedselarm karakter en zijn bijzonder gevoelig voor verzuring enerzijds en de inlaat van gebiedsvreemd hard water anderzijds. De van nature aanwezige plantengemeenschappen zijn heel karakteristiek en ten dele ernstig bedreigd.
2. Voedselarme duinplassen bevatten oorspronkelijk een waterplanten-vegetatie die tal van overeenkomsten vertoont met die van de zachte wateren. Doordat het water doorgaans harder is, ontbreekt echter een aantal soorten.
- 3a. Wateren in laagveengebieden zijn eveneens gevoelig voor inlaat van gebiedsvreemd water, zoals rivierwater dat rijk is aan carbonaat, sulfaat en chloride; echter de processen die verantwoordelijk zijn voor de gevoeligheid verschillen van die in zachte wateren, onder meer doordat het water van nature al wat harder is. Er is een grote variatie aan plantengemeenschappen mogelijk, afhankelijk van de mate van beschutting, het al dan niet zwak brakke karakter, de plaatselijke hydrologische situatie en de nutriëntenrijkdom.

- 3b. Sommige oude afgesneden rivierarmen bezitten een vegetatie die veel overeenkomst vertoont met beschutte laagveenplassen.
4. Pro memorie kunnen min of meer brakke wateren als aparte groep genoemd worden. In Nederland voornamelijk kleine of sterk door zoetwater beïnvloede wateren.
5. De resterende meren en plassen bevatten alle vrij hard tot hard water. Indien rivierwater ingelaten wordt, is het water tevens vaak rijk aan sulfaat en chloride. De restgroep omvat ondiepe meren en plassen in het rivierengebied, het IJsselmeer en de randmeren, polderplassen en gegraven plassen, voorzover de laatste niet tot groep 1 behoren.

Wanneer wateren beïnvloed worden door externe factoren, kunnen zich (weer) snelle veranderingen voordoen. De vegetatie zal zich moeten aanpassen aan de nieuwe omstandigheden die door de van buiten komende factor zijn geschapen. In het huidige Nederlandse (en Europese) landschap zijn belangrijke factoren die van buiten op wateren inwerken 1) verzurende stoffen, 2) eutrofiëring, 3) gebiedsvreemd water en 4) bestrijdingsmiddelen. Deze invloeden werken in op de interacties tussen biota en abiota, waarbij met name voedselrelaties veranderen. De storingsvarianten liggen op reeksen lopend van onverstoorde wateren met vaak een hoge natuurwaarde, in casu een goede waterkwaliteit, naar ernstig verstoorde wateren met een lage natuurwaarde, in casu een slechte waterkwaliteit. Daarbij vindt een convergentie plaats van wateren met heel verschillende biotische en abiotische kenmerken naar een tweetal extreme storingsvarianten: ernstig verzuurde wateren, die alleen in hoofdtype 1 voorkomen en zeer troebele wateren met overmatige fytoplanktongroei, die in alle hoofdtypen voorkomen (figuur 1). In het eerste geval zien we een geleidelijk verdwijnen van gewervelde organismen, verzuringsgevoelige waterplanten en makrofauna; in het tweede geval is er een tamelijk scherpe grens tussen wateren met makrofyten en wateren met fytoplankton (alternatieve stabiele toestanden).

Onder invloed van verzuring kunnen de zachte wateren van hoofdtype 1 overgaan naar storingsvarianten met zeer zuur water, waarbij enkele soorten waterplanten toenemen (knolrus, *Sphagnum*), of alle waterplanten verdwijnen (Arts, 1990, Leuven, 1988).

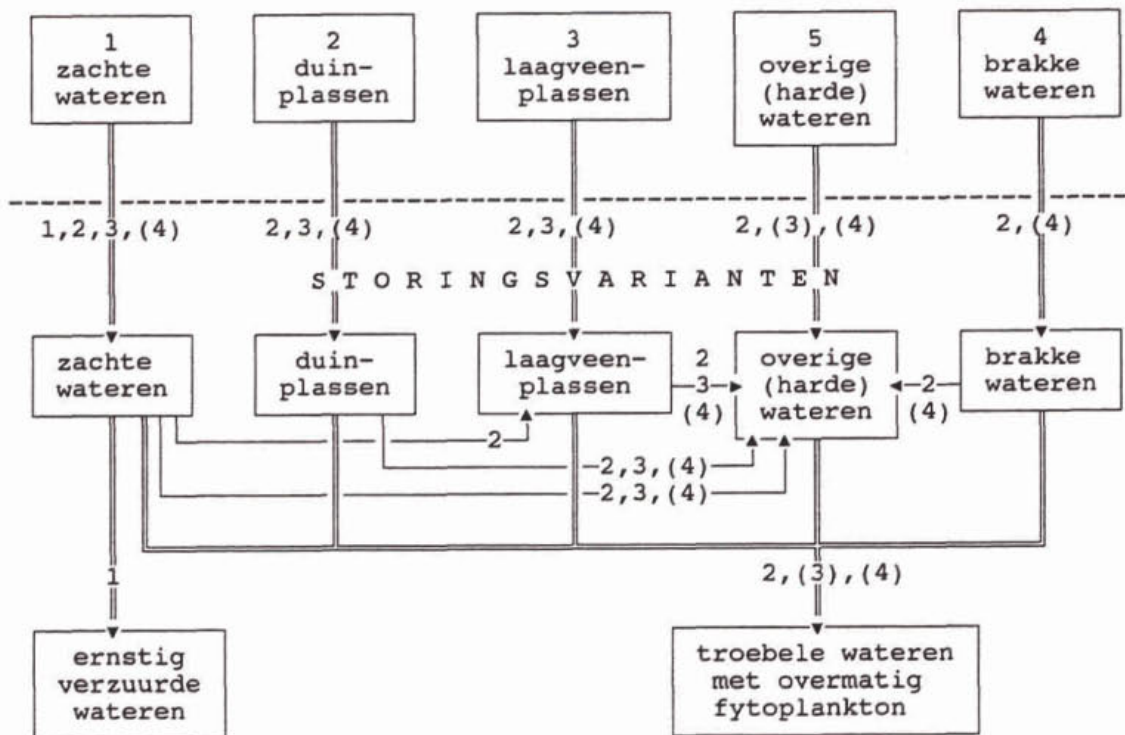
Onder invloed van eutrofiëring kunnen in eerste instantie enkele soorten waterplanten verschijnen die profiteren van een hoog nutriënteniveau. Anderzijds zullen de meest gevoelige soorten verdwijnen. Daardoor kunnen soortencombinaties ontstaan die oorspronkelijk niet in het type voorkwamen.

In toenemende mate wordt onderkend dat inlaat van gebiedsvreemd water een belangrijke versturende factor kan zijn in aquatische ecosystemen. Voorbeelden zijn de inlaat van hard water in zachte, ongebufferde systemen en de inlaat van gebiedsvreemd rivierwater in wateren die van oorsprong minder rijk zijn aan sulfaat, chloride en nutriënten. Ook de inlaat van gebiedsvreemd water veroorzaakt verschuivingen in de soortensamenstelling, waarbij soorten van hard en/of eutroof water profiteren. Inlaat van gebiedsvreemd water leidt tot een verschuiving van chemische evenwichten in de waterbodem en het water, waardoor interne eutrofiëringsprocessen op gang kunnen komen en/of bodemslib toxisch wordt voor de meeste wortelende waterplanten (Bloemendaal & Roelofs, 1988, Roelofs, 1991).

Indien de beïnvloeding door eutrofiëring of gebiedsvreemd water, vergezeld van eutrofiëring, een grotere omvang heeft, kunnen aanzienlijke verschuivingen optreden in de verschillende biotische componenten: de waterplanten verdwijnen, het water is troebel door overmatige fytoplanktongroei, in het zoöplankton verdwijnen de soorten die effectief algen kunnen weggrazen en het aandeel van benthivore en planktivore vis neemt toe (bijv. Timms & Moss 1984). Hierop wordt nader ingegaan in § 2.3.

De rol van vergiftigingen is nog onvoldoende bekend. Met name zoöplanktonsoorten zijn erg gevoelig voor pesticiden. De daardoor resulterende verschuivingen in de biotische interacties kunnen eveneens een rol spelen bij het ontstaan van door fytoplankton gedomineerde meren en plassen.

REFERENTIES



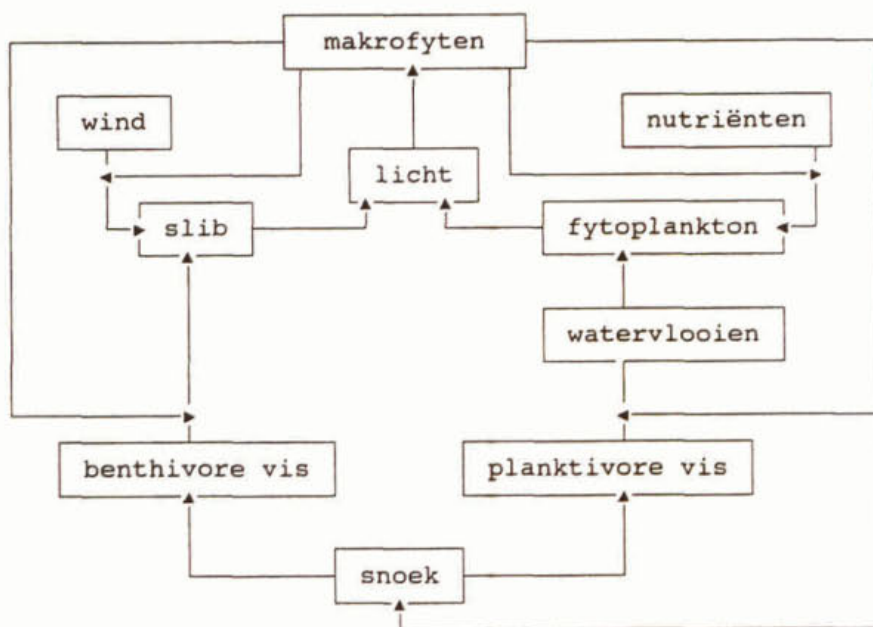
Figuur 1: De vijf hoofdtypen van meren en plassen en de belangrijkste storingsvarianten.
De verstoringen zijn met cijfers aangegeven:
1: verzuring; 2: eutrofiëring; 3: inlaat van gebiedsvreemd water;
4: vergiftiging.

2.3 alternatieve stabiele toestanden en voedselwebrelaties

Tot de jaren '40 en '50 waren de meeste ondiepe Nederlandse meren helder en gedomineerd door makrofyten. Aan deze heldere toestand ligt een aantal stabiliserende mechanismen ten grondslag. Het chlorofyl-a-gehalte wordt laag

gehouden door gras van watervlooien. Door de optimale lichtcondities kunnen ondergedoken waterplanten zich vestigen en kan er zich een rijke vegetatie ontwikkelen. Deze makrofyten kunnen direkt de groei van algen reduceren door competitie om nutriënten, of door het uitscheiden van groeiremmende stoffen. Voorts reduceren makrofyten de resuspensie van los bodemmateriaal door wind en vis en bevorderen zij sedimentatie. Tot slot bieden makrofyten schuilplaatsen voor zoöplankton en jonge snoek en dienen zij als paaigebied voor volwassen snoek. De aangroei van de planktivore visstand wordt in toom gehouden door roofvis.

Figuur 2 schematiseert de relaties tussen de biotische en abiotische componenten in heldere, niet verzuurde meren en plassen.

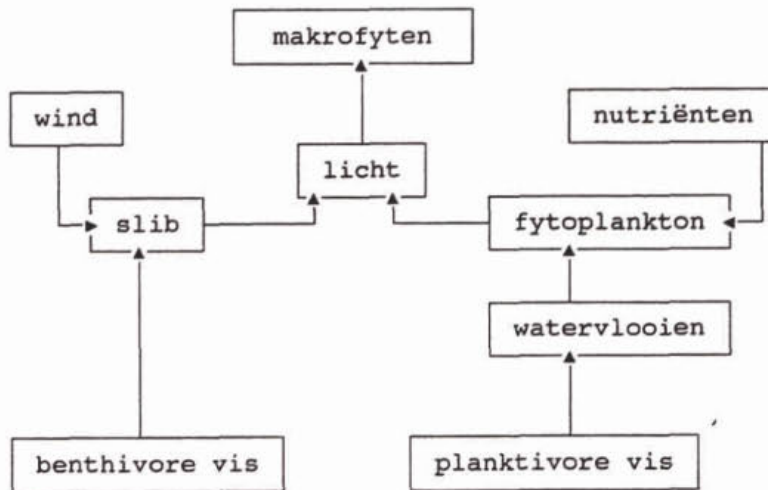


Figuur 2: Relaties tussen biota en abiota in heldere, niet verzuurde meren en plassen (naar De la Haye & Meijer, 1991).

De toenemende nutriëntenbelasting leidde aanvankelijk tot een opladen van de waterbodem, waarbij ogenschijnlijk het systeem niet veranderde. Verdergaande eutrofiëring resulteerde in een direkt voor algen opneembare hoeveelheid nutriënten en bijgevolg een steeds frequenter en persistenter optreden van algenbloeien. Momenteel zijn meren met een fytoplanktonbiomassa gedurende de zomermaanden van ruim boven 100 μg chlorofyl-a per liter en een doorzicht van minder dan 40 cm, meer regel dan uitzondering (CUWVO, 1987). De afname van het onderwaterlichtklimaat resulteerde uiteindelijk in een verdwijnen van de makrofyten en de aan die vegetaties gebonden organismen. Met name aan de achteruitgang van de roofvispopulaties, zoals snoek, wordt de laatste jaren grote betekenis gehecht. In de zo ontstane troebele wateren konden de minder aan waterplanten gebonden vissoorten, zoals brasem, toenemen. De kleinere, vooral planktivore vissen eten een belangrijk deel van de zoöplanktonpopulatie weg, zodat de graasdruk van watervlooien op algen vermindert en dus de fytoplanktonbiomassa sterker toeneemt. Ook opwerveling van bodemmateriaal door de in de bodem woelende benthivore vissen leidt tot een verlaging van het doorzicht.

Doordat met het verdwijnen van de makrofyten ook de stabiliserende werking op de waterbodem weggevallen is, kan deze makkelijker dan voorheen door wind en golven in resuspensie worden gebracht. Al deze veranderingen leiden tot een stabiel troebel eutroof systeem.

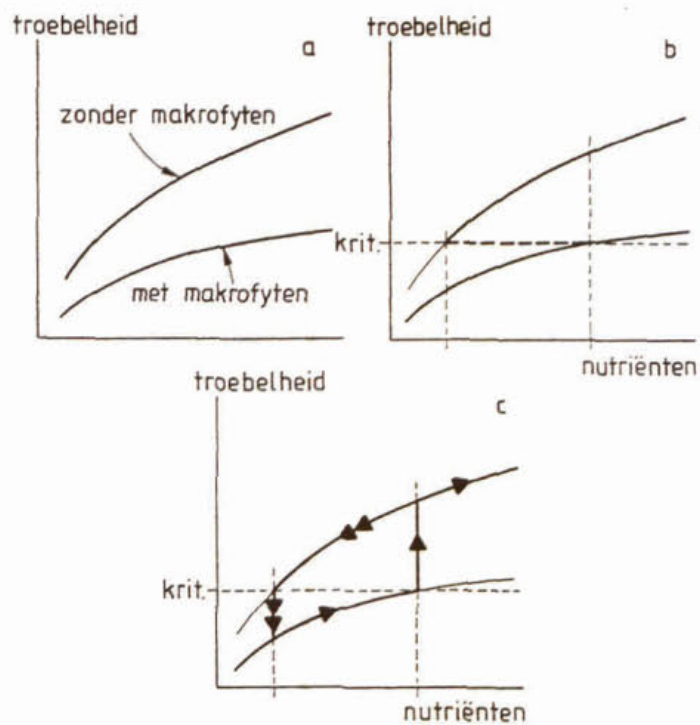
Figuur 3 schematiseert de relaties tussen de biotische en abiotische componenten in troebele meren en plassen.



Figuur 3: Relaties tussen biota en abiota in troebele meren en plassen (naar De la Haye & Meijer, 1991).

In 1984 wezen Timms & Moss op de mogelijkheid van twee stabiele toestanden in ondiepe wateren met een matige nutriëntenbelasting, namelijk een heldere en een troebele toestand. Sindsdien hebben veel veldwaarnemingen deze hypothese aannemelijk gemaakt. Scheffer (1989, 1990) werkte de theoriën van hysteresis en de alternatieve stabiele toestanden verder uit via eenvoudige wiskundige modellen.

In figuur 4a is de troebelheid van een meer of plas uitgezet als functie van het nutriëntengehalte (Scheffer, 1990). De bovenste relatie geldt voor meren zonder ondergedoken waterplanten; de onderste curve geeft de relatie voor meren met vegetatie. Boven een zekere kritische troebelheid zullen de ondergedoken waterplanten verdwijnen, zodat de bovenste lijn relevant wordt; onder deze kritische waarde geldt de onderste lijn. In figuur 4b is aangegeven dat over een bepaald nutriëntenbereik twee alternatieve evenwichtstoestanden heersen. Het verloop van het eutrofiëringsproces is in figuur 4c weergegeven met enkelvoudige pijlen. Wanneer restauratie van meren en plassen door vermindering van de nutriëntenconcentraties geschiedt, zal het systeem reageren volgens de met dubbele pijlen in figuur 4c aangegeven route: het hysteresis-effect.



Figuur 4: Relatie tussen troebelheid en nutriëntengehalte in ondiepe meren en plassen.
 a: Het effect van ondergedoken makrofyten;
 b: De consequenties voor de evenwichten, wanneer de vegetatie volledig verdwijnt bij een kritische troebelheid;
 c: Reactie van het systeem op toename (►) en afname (►►) van de nutriëntenbelasting.

3 ONDERZOEKSOPZET

3.1 begrippen

Een **watertype** is een groep wateren gekarakteriseerd door a) levensgemeenschappen, b) abiotische factoren en c) wisselwerkingen tussen deze. Het watertype omvat een **referentie** en één of meer **typologische eenheden**. Een referentie is een "hypothetisch" water met ideale eigenschappen van het watertype; het betreft hier een abstractie van de werkelijkheid. Onder typologische eenheden verstaan we de feitelijk aan te treffen varianten, die in de eerste plaats gekarakteriseerd zijn door een combinatie van soorten. De typologische eenheden zijn een weerspiegeling van natuurlijke veranderingen in de loop van de tijd (successie-stadia), òf hebben meer of minder het karakter van **storingsvarianten**.

In aanvulling op de in het tweede IMP (Min. V&W, 1981) geïntroduceerde driedeling van ecologische normdoelstellingen in hoogste, middelste en laagste niveau, worden hier twee tussen niveaus gehanteerd: het bijna hoogste niveau en het beneden-laagste niveau. De vijf **ecologische niveaus** kunnen als volgt worden omschreven.

1. Hoogste niveau (hoogste normdoelstelling):
Het water bevat organismen of groepen van organismen die zeer gevoelig zijn voor factoren als verzuring, eutrofiëring en inlaat van gebiedsvreemd water. Beïnvloeding van wateren op het hoogste niveau beperkt zich tot het doen van noodzakelijke beheersmaatregelen om het kwaliteitsniveau te handhaven.
2. Bijna hoogste niveau:
De kwaliteit is lager dan bij wateren van het hoogste niveau en beter dan bij wateren van het laagste niveau. Het water bevat nog soorten die zeer gevoelig zijn voor de onder 1. genoemde factoren.
3. Middelste niveau (middelste normdoelstelling):
De kwaliteit is lager dan bij wateren van het hoogste niveau en beter dan bij wateren van het laagste niveau. Het bevat geen soorten die zeer gevoelig zijn voor de onder 1. genoemde factoren.
4. Laagste niveau (laagste normdoelstelling):
Bij wateren van het laagste niveau is vrijwel altijd sprake van een duidelijke beïnvloeding door externe eutrofiëring, gebiedsvreemd water of verzuring. De levensgemeenschap bestaat overwegend uit zeer resistente soorten. Alle in het watertype te verwachten functionele groepen van organismen zijn nog aanwezig.
5. Beneden-laagste niveau:
De kwaliteit is lager dan bij wateren van het laagste niveau. Er zijn geen bijzondere natuurwaarden. Er is altijd sprake van ernstige beïnvloeding.

3.2 onderzoeksopzet deelproject Meren en Plassen

In paragraaf 2.2 is gesteld dat meren en plassen van oorsprong door makrofyten gedomineerd worden, terwijl fytoplankton, zoöplankton, epifytische diatomeeën en vissen, structureel gezien, een ondergeschikte rol spelen. In functioneel opzicht is dit zeker niet zo.

Naarmate het ecosysteem meren en plassen verstoord wordt door menselijk handelen spelen makrofyten een steeds minder belangrijke rol en kunnen de andere biotische componenten, met name het fytoplankton, een structurele hoofdrol gaan spelen.

De STOWA-gegevensbestanden voor meren en plassen bevatten veel informatie over fytoplankton en weinig informatie over makrofyten. Het gegevensbestand is een reële weergave van de huidige toestand van de Nederlandse meren en plassen en bestaat dan ook voornamelijk uit gegevens van verstoorde systemen. Onverstoorde, natuurlijke wateren zijn niet vertegenwoordigd in het bestand. Deze gegevens zijn uit de literatuur verzameld.

Naast de verzamelde gegevens van abiotische en beheersvariabelen, zijn ook de verschillende biologische componenten in het onderzoek betrokken. Al deze componenten zijn op een verschillende manier verzameld (frequentie, bestaande of nieuw verzamelde gegevens, literatuur). Het is evident dat daardoor de verschillende componenten op verschillende wijze geanalyseerd zijn.

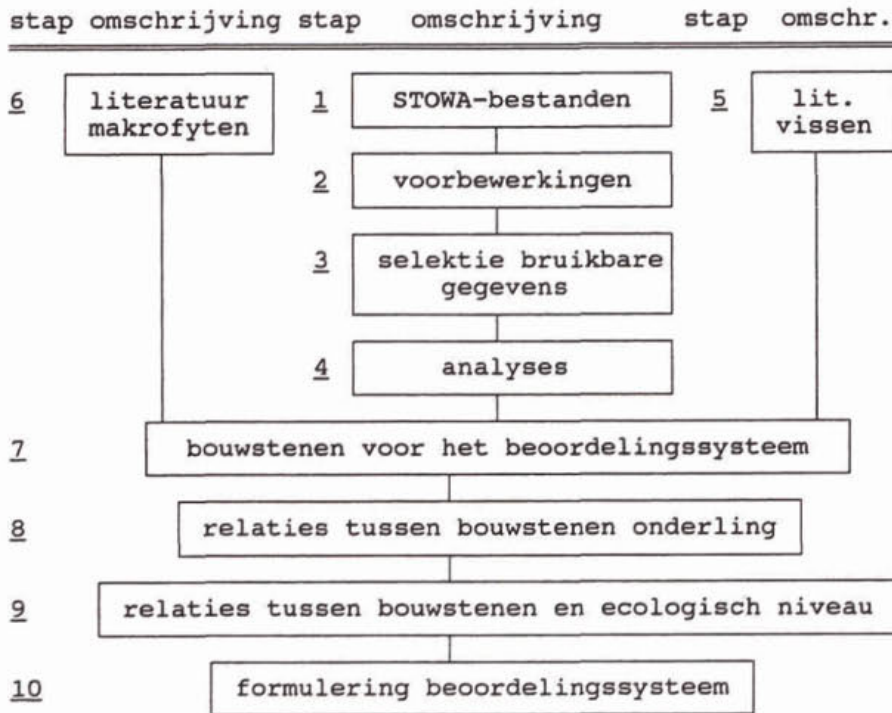
De beoordeling van de ecosysteemkwaliteit van meren en plassen, dus de structuur en het functioneren, zal primair gebaseerd worden op biotische componenten. Daarbij zal de component makrofyten een hoofdrol spelen, met name bij toekenning van het hoogste niveau. Maar ook bij de lagere niveaus zullen zij een belangrijke rol kunnen spelen.

Aan het STOWA-onderzoek ligt een projectfilosofie ten grondslag, die in principe op alle deelprojecten van toepassing is (Gardeniers et al., 1991). De gevolgde werkwijze verschilt enigszins per deelproject, vanwege de aard van het basismateriaal en de belangrijkste beïnvloedingsfactoren. Voor het deelproject meren en plassen is gestreefd naar de ontwikkeling van een beoordelingsmethode die enerzijds aansluit bij bestaande beoordelingsmethoden en anderzijds meer nadruk legt op de soortensamenstelling en dominantieverhoudingen van de verschillende biotische componenten. In figuur 5 is de voornoemde projectfilosofie nader uitgewerkt voor het deelproject meren en plassen.

De in figuur 5 onderscheiden stappen kunnen als volgt worden omschreven. De stappen 1 tot en met 4 hebben betrekking op de STOWA-bestanden; de stappen 5 en 6 hebben betrekking op literatuurstudies van respectievelijk vissen en makrofyten; in stap 7 worden de bouwstenen voor het ecologisch beoordelingssysteem geselecteerd; in stap 8 worden relaties tussen de verschillende bouwstenen gelegd; stappen 9 en 10 vormen de verdere invulling van het ecologisch beoordelingssysteem.

1. STOWA-bestanden

De STOWA-bestanden omvatten gegevens omtrent fysische en chemische variabelen, beheersvariabelen en de biotische variabelen fytoplankton, zoöplankton, epifytische diatomeeën en makrofyten; zij zijn aangeleverd door de waterbeheerders. Aangezien van makrofauna onvoldoende gegevens voor handen waren is deze groep niet in dit deelproject meegenomen. In paragraaf 4.1 wordt de herkomst van deze gegevens toegelicht.



Figuur 5: Denkschema STOWA-onderzoek, uitgewerkt voor deelproject Meren en Plassen.

De denkstappen zijn genummerd.

2. Voorbewerkingen

Ten behoeve van onderlinge vergelijkbaarheid zijn de gegevens van elk STOWA-bestand zo veel mogelijk op elkaar afgestemd. Dit houdt voor de verschillende gegevens diverse graden van standaardisatie in. Bij de biotische gegevens is speciale aandacht gegeven aan een uniforme naamgeving en determinatie-niveau; bij de abiotische gegevens is - indien mogelijk - gecorrigeerd voor methodologische verschillen. Van fysische en chemische variabelen zijn, voor zover relevant, medianen, gemiddelden, e.d. berekend. Paragraaf 4.2 handelt over de specifieke voorbewerkingen per deelbestand.

3. Selectie bruikbare gegevens

Niet alle gegevens uit de STOWA-bestanden zijn altijd even bruikbaar. Afhankelijk van het doel, onderbouwen van typologische eenheden, aangeven van klassegrenzen, herkennen van patronen, e.d., dient een selectie binnen de (deel)bestanden plaats te vinden. In hoofdstuk 5 wordt hierop voor de verschillende bestanden dieper ingegaan.

4. Analyses

In hoofdstuk 5 wordt vervolgens ingegaan op de analysestappen die per deelbestand genomen zijn om te komen tot een herkennen van patronen, die, afhankelijk van de aard van het deelbestand, verklaarbaar zijn uit fysische en chemische variabelen, fytoplankton, of andere variabelen.

5. Literatuurstudie vissen

De in het kader van dit deelproject verrichte literatuurstudie (STORA, 1991) wordt in deze analysestap bij het onderzoek betrokken. In het kader van dit onderzoek wordt slechts naar dit rapport verwezen en worden de bruikbare gegevens geselecteerd in hoofdstuk 6.

6. Literatuurstudie makrofyten

Makrofyten worden als structurele hoofdcomponent van de onverstoorde meren en plassen gezien. In hoofdstuk 6 wordt, op grond van literatuur-recherche, een aantal hoofdtypen van meren en plassen onderscheiden, waarbinnen de typologische eenheden van de makrofyten van het STOWA-bestand geplaatst kunnen worden. Vervolgens is gezocht naar gegevens over de mate waarin individuele soorten gevoelig zijn voor factoren als verzuring, eutrofiëring en inlaat van gebiedsvreemd water.

7. Bouwstenen voor het beoordelingssysteem

In hoofdstuk 7 wordt de opzet van het ecologisch beoordelingssysteem besproken en worden de resultaten van de analyses, zoals in de stappen 4, 5 en 6 gegenereerd, als al dan niet herkenbare typologische eenheden of patronen benoemd; deze deeltypologieën vormen een deel van de bouwstenen voor het beoordelingssysteem. Andere bouwstenen voor het beoordelings-systeem hebben meer betrekking op die variabelen, die als karakteristiek uit de analyses naar voren zijn gekomen.

8. Relaties tussen bouwstenen onderling

De in stap 7 gegenereerde bouwstenen voor het ecologisch beoordelings-systeem hebben ieder een ander gewicht in dat systeem. In hoofdstuk 7 worden de onderlinge relaties tussen de verschillende componenten toegelicht. In dat hoofdstuk worden tevens die karakteristieken geselecteerd, die hetzij bij de beoordeling, hetzij bij de interpretatie van het ecologisch niveau van meren en plassen gebruikt zullen worden.

Er is lang stilgestaan bij de wens een typologie van meren en plassen te ontwikkelen die per hoofdtype een stapeling of ineenschuiving geeft van typologische eenheden van makrofyten, fytoplankton, zoöplankton, epifytische diatomeeën en vissen. Besloten is deze weg niet te bewandelen. De gegevens van de verschillende componenten zijn in de meeste gevallen op andere tijden, vaak vele jaren uiteen, verzameld. Juist in de laatste tien jaar zijn meren en plassen sterk aan veranderingen onderhevig geweest. Er is zodoende geen enkele garantie dat de voedselwebrelaties in deze wateren gelijk zijn gebleven.

Wel is het mogelijk te komen tot deeltypologieën per component van het ecosysteem, die in de beoordeling ieder een eigen gewicht kunnen leggen.

9. Relaties tussen bouwstenen en ecologisch niveau

In hoofdstuk 8 wordt ingegaan op de mogelijkheid om met behulp van de geselecteerde karakteristieken een uitspraak te doen over het ecologisch niveau.

10. Formulering beoordelingssysteem

Hoofdstuk 8 besluit met een beschrijving van de te volgen methode. Er wordt ingegaan op de randvoorwaarden, zoals bemonsteringsprocedures. Voorts wordt ingegaan op de interpretatie van de verkregen toetsresultaten.

4 BASISMATERIAAL

4.1 herkomst

In 1985-1986 is door Witteveen en Bos Raadgevende Ingenieurs gestart met de inventarisatie van meren en plassen waarvan de aanwezige basisgegevens in principe bruikbaar zijn. Naast de waterbeheerders zijn bij de inventarisatie ook onderzoeksinstanties betrokken. Er zijn door 13 instanties gegevens aangeleverd. In tabel 1 wordt per instantie aangegeven hoeveel meren en bemonsteringslokaties bij het onderzoek betrokken zijn. In twee van de onderzochte meren heeft actief biologisch beheer plaatsgevonden, waardoor de samenstelling van de levensgemeenschap sterk veranderd is.

Tabel 1: Overzicht betrokken beheerders, meren en lokaties.

beheerder/ onderzoeksinstantie	aantal meren	aantal lokaties
ZS Hollandse Eilanden en Waarden	6	11
HH Delfland	4	4
HH Rijnland	9	9
HH Schieland	8	26
HH Uitwaterende Sluizen	6	6
PR Friesland	16	17
PR Utrecht	5	7
LI + DBW/RIZA	5	11
WZ Limburg	20	20
ZS Amstel- en Gooiland	7	7
ZS Drenthe	3	3
ZS West-Overijssel	4	6
Totaal	93	127

In figuur 6 is de landelijke spreiding van de monsterpunten weergegeven. De inventarisatie omvatte fysische, chemische, omgevings- en beheersvariabelen, alsook gegevens over fytoplankton. Van een aantal meren en plassen waren ook gegevens beschikbaar over makrofyten. Door W+B zijn aanvullende gegevens verzameld over de makrofyten. Daarnaast zijn door de beheerders extra bemonsteringen uitgevoerd van zoöplankton en epifytische diatomeeën en is door W+B een inventarisatie gemaakt van bestaande gegevens over de visstand in meren en plassen. Deze extra gegevens zijn doorgaans in een ander jaar verzameld dan de fytoplanktongegevens.

fytoplankton

De bemonsteringen van het fytoplankton zijn uitgevoerd door verschillende instanties. Alleen bemonsteringen uit de periode 1980-1988 zijn in het STOWA-bestand opgenomen. De frequentie van bemonstering liep voor de verschillende lokaties sterk uiteen van enkele malen per jaar tot wekelijks. Vaak is het zomerhalfjaar beter bemonsterd dan de overige maanden van het jaar. Bij twee jaarreeksen ontbreken abundantie-schattingen. Ze zijn daardoor minder bruikbaar (zie tabel 2). Veel meetseries zijn onvolledig. In minder dan de helft van de gevallen is sprake van een maandelijks bemonstering. Lang niet altijd is ieder kwartaal van het jaar bemonsterd. Bij een derde deel van de meren en plassen voldoet geen enkele jaarreeks aan dit criterium.



Figuur 6: Landelijke spreiding van de bij het onderzoek betrokken lokaties.

zoöplankton

In 1989 of 1990 zijn per onderzochte lokatie maximaal vier zoöplanktonmonsters genomen: determinaties en tellingen zijn gedaan door M&W Aquasense. Gestreefd is naar minimaal twee monsters in de periode april-juni en minimaal één monster in de periode juli-september. In tabel 3 is de bemonsteringsfrequentie weergegeven. Hierbij is geen rekening gehouden met het jaar van bemonstering.

diatomeeën

Door een aantal beheerders zijn in 1989 of in 1990 in het voorjaar en de nazomer epifytische diatomeeën bemonsterd (met riet als substraat); ook deze monsters zijn gedetermineerd en geteld door M&W Aquasense. In de meeste gevallen is één bemonstering uitgevoerd in het voorjaar en een tweede bemonstering in de zomer of herfst. In tabel 4 is de bemonsteringsfrequentie weergegeven.

Tabel 2: Bemonsteringsfrequentie voor fytoplankton

"jaarr": aantal jaarreeksen dat met minimaal de genoemde frequentie bemonsterd is;

"lok": aantal monsterpunten waarvan minimaal één jaarreeks met genoemde frequentie bemonsterd is;

"mer": aantal meren en plassen waarvan minimaal één jaarreeks met genoemde frequentie bemonsterd is;

links per zomerhalfjaar (alleen de bemonstering in tweede en derde driemaandelijke periode getoetst aan criterium; minimale aantal per jaar vervalt als eis), rechts voor gehele jaar. De genoemde criteria kunnen beschouwd worden als minimale eisen voor resp. één bemonstering per etmaal, per maand en per halve maand.

Monsters zonder abundantieschattingen niet meegerekend.

minimale bemonsteringsfrequentie	april-september			januari-december		
	jaarr	lok	mer	jaarr	lok	mer
4 x per drie maanden/zomer; 10 x per zomerhalfjaar/20 x per jaar	21	13	8	5	3	3
2 x per drie maanden 5 x per zomerhalfjaar/10 x per jaar	105	45	38	47	25	21
1 x per drie maanden	241	91	79	145	67	59
totaal	273	103	90	273	103	90

Tabel 3: Bemonsteringsfrequentie voor zoöplankton

Aangegeven is het aantal meren en plassen, c.q. monsterpunten dat met minimaal de genoemde frequentie bemonsterd is. Er is geen rekening gehouden met het jaar van bemonstering.

bemonsteringsfrequentie	lok	mer
minimaal twee monsters in periode april-juni en minimaal één monster in periode juli-oktober	68	52
minimaal één monster in periode april-juni en minimaal één monster in periode juli-september	80	68
totaal	94	81

Tabel 4: Bemonsteringsfrequentie voor diatomeeën

Aangegeven is het aantal meren en plassen, c.q. monsterpunten dat met minimaal de genoemde frequentie bemonsterd is.

bemonsteringsfrequentie	lok	mer
zowel in voorjaar als zomer/herfst één monster	66	54
totaal	76	63

waterplanten

In 1988 werd door Witteveen + Bos een inventarisatie uitgevoerd van de waterplanten in 52 meren volgens de methode van Tansley. Van de meeste niet geïnventariseerde meren en plassen zijn bestaande gegevens verzameld (voor zover beschikbaar in 1988). Het betreft echter slechts ten dele Tansley-opnamen (zie tabel 5).

Tabel 5: Wijze van bemonstering van de makrofyten

aard van de gegevens	mer
gegevens per kilometerhok (water + omgeving!)	9
literatuurgegevens kwalitatief	10
literatuurgegevens omgezet naar Tansley-schaal	4
Tansley-opname vanaf de oever (submers mogelijk incompleet)	9
Tansley-opname	58
totaal	90

vissen

Gegevens over de visstand in 13 meren en plassen zijn betrokken uit een literatuurstudie, verricht door Witteveen + Bos (STORA, 1991). In drie van de onderzochte wateren zijn geen gegevens beschikbaar over vis kleiner dan 10 cm.

koppeling van de verschillende biotische componenten

Van een groot deel van de onderzochte meren en plassen zijn gegevens over fytoplankton, zoöplankton, diatomeeën en/of makrofyten beschikbaar. In tabel 6 is aangegeven in hoeverre de doelstelling bereikt is om voor al de meren en plassen gegevens over fytoplankton, zoöplankton, diatomeeën en makrofyten te verzamelen. Koppeling van de deelbestanden wordt echter bemoeilijkt doordat de gegevens van de verschillende biotische componenten doorgaans niet in dezelfde periode verzameld zijn.

fysische en chemische variabelen

Gegevens over fysische en chemische variabelen zijn beschikbaar voor de meeste monsterpunten van fytoplankton. In het algemeen is de bemonstering ten behoeve van fysische en chemische bepalingen minstens even intensief uitgevoerd als de bemonstering van het fytoplankton. Er zijn echter per variabele en per beheerder aanzienlijke verschillen in keuze en bemonsteringsfrequentie van abiotische parameters. In het onderzoek zijn alleen variabelen betrokken, die min of meer regelmatig bepaald zijn.

Tabel 6: Bemonstering van de biotische componenten

Aangegeven is bij hoeveel meren en plassen de genoemde combinatie van biota bemonsterd is; links zonder rekening te houden met eventuele bemonstering van vissen; rechts alleen die meren waarvoor ook visstandgegevens beschikbaar zijn.

"tot": geen rekening gehouden met minimale eisen wijze van bemonstering;

"voorw": wel rekening gehouden met minimale eisen wijze van bemonstering;

- fytoplankton: minimaal 1x per periode van 3 maanden;

- makrofyten: alleen opname volgens Tansley;

- zoöplankton: minimaal één monster in periode april-juni en één monster in periode juli- september;

- diatomeeën: zowel in voorjaar als zomer/herfst één monster;

- vissen: vis < 10 cm ook verwerkt.

minimaal bemonsterde biota	- visstand		+ visstand	
	tot	voorw	tot	voorw
fytoplankton+makrofyten+zoöplankton+diatomeeën	59	21	8	3
fytoplankton+makrofyten+zoöplankton	79	37	8	3
fytoplankton+makrofyten+diatomeeën	59	23	8	3
fytoplankton+makrofyten	88	44	13	3
fytoplankton+zoöplankton+diatomeeën	59	28	8	3
fytoplankton+zoöplankton	79	44	8	3
fytoplankton+diatomeeën	60	30	0	3
fytoplankton	90	57	13	4
makrofyten+zoöplankton+diatomeeën	0	18	0	3
makrofyten+zoöplankton	80	59	8	3
makrofyten+diatomeeën	61	44	8	3
makrofyten	90	72	13	3
zoöplankton+diatomeeën	61	48	8	6
zoöplankton	81	68	8	6
diatomeeën	63	53	8	6
vissen	nvt	nvt	13	10
totaal	93	88	13	10

De volgende bepalingen zijn meestal samen met de fytoplanktonbemonsteringen uitgevoerd:

chloride, chlorofyl-a, nitraat (+nitriet), orthofosfaat, pH, temperatuur van het water, totaal-fosfaat, ammonium, BZV, doorzicht, EGV, Kjeldahl-N, zuurstofgehalte, zuurstofverzadiging.

De volgende bepalingen zijn, hetzij door een beperkt aantal beheerders gedaan, hetzij met een lagere frequentie:

ijzer, kleur, kwelindicatie, nitriet, reuk, silicium, sulfaat, luchttemperatuur.

Incidenteel zijn de volgende bepalingen gedaan:

bedekking draadwieren, bedekking emerse vegetatie, bedekking drijfslaag, bedekking submerse vegetatie, bedekking totale vegetatie, bicarbonaat, droge stofgehalte bodem, gloeiverlies bodem, calcium, kalium, magnesium, natrium, vrij ammoniak.

Er zijn geen aparte fysische en chemische bepalingen gedaan bij de bemonsteringen van de overige biotische componenten.

4.2 voorbewerkingen van de STOWA-gegevensbestanden

fysische en chemische gegevens

Er is gecorrigeerd voor verschillen in analysemethoden. Veld- en laboratoriummetingen (pH en EGV) zijn zonder correctie samengevoegd; hetzelfde geldt voor de BZV-metingen met en zonder ATU. EGV-waarden bij 20 °C werden met een factor 1,10 vermenigvuldigd om vergelijking met EGV-waarden bij 25 °C mogelijk te maken. De waarden voor zuurstofgehalte zijn omgerekend naar zuurstofverzadigingspercentages, waarbij gecorrigeerd is voor temperatuur en chloridegehalte.

Voor iedere variabele en lokatie zijn per jaar en per zomerhalfjaar, april tot en met september, bepaald: aantal monsters, minimum, maximum, percentielen van 25 % en 75 %, mediaan en gemiddelde. Bij de verdere analysestappen is vooral gebruik gemaakt van de gemiddelden en medianen per zomerhalfjaar aangezien bij een aanzienlijk deel van de lokaties het winterhalfjaar niet of minder volledig bemonsterd is.

Van de gemiddelden, medianen en andere afgeleide rekengrootheden per lokatie en periode van bemonstering zijn frequentie-verdelingen en bivariate scatterdiagrammen gemaakt, zowel voor het volledige landelijke bestand als voor deelbestanden van lokaties die representatief zijn voor één of meer (voorlopige) typologische eenheden.

fytoplankton

De door de beheerders aangeleverde fytoplanktongegevens betreffen aantallen per ml, getelde aantallen, percentages of schattingen op een schaal van 1 tot 5. Al deze schattingen zijn omgezet naar percentages. Bij enkele monsters zijn alleen de belangrijkste soorten geschat of is alleen aan- of afwezigheid genoteerd. Deze monsters spelen in latere analyses een passieve rol.

Het bestand toonde aanzienlijke verschillen in nauwkeurigheid van de determinaties. Ook waren er voor vrij veel taxa diverse synoniemen gebruikt. Het doorvoeren van een uniforme naamgeving was onvermijdelijk. Dit leidde in sommige gevallen tot drastische samenvoegingen van taxa (bijv. centrische diatomeeën). Uiteindelijk werden de oorspronkelijke 1074 taxa gereduceerd tot 221 verzameltaxa. Daarvan zijn 15 'taxa' dermate vaag omschreven dat ze in de verdere analyses een passieve rol spelen.

Een andere potentiële bron van artefacten vormen verschillen in het aantal per monster getelde individuen.

Na samenvoegen van de taxa zijn alle relatieve abundanties van minder dan 1 % gereduceerd tot 0 %.

Per lokatie en jaar van bemonstering zijn seizoens-gemiddelden berekend van relatieve abundanties van de verzameltaxa. Als perioden zijn gekozen januari-maart, april-juni, juli-september en oktober-december. Dit levert een bestand op van 273 jaarreeksen en 4*221 kwartaal-gemiddelden. In bijna de helft van de gevallen (130 jaarreeksen) zijn echter één of meer seizoenen in het geheel niet bemonsterd.

Om een al te grote rol van dominante taxa in de analyses te vermijden, zijn de relatieve abundanties getransformeerd (getest zijn géén transformatie, worteltransformatie en arcsinusworteltransformatie).

zoöplankton

Er zijn bestanden gemaakt met abundanties per soort, per familie en per orde. In alle gevallen betreft het steeds een versie met aantallen/l en een versie met relatieve abundanties. Op de absolute aantallen is een logtransformatie toegepast en op de relatieve aantallen een worteltransformatie.

epifytische diatomeeën

Per monster zijn enkele honderden (doorgaans circa 200-250) diatomeeën-schaaltjes geteld. Daarna is het monster nog onderzocht op het voorkomen van andere soorten. Voor deze niet getelde exemplaren is hier tamelijk arbitrair een abundantie geschat van een kwart van de minst abundante getelde soort in het monster. De schattingen zijn omgezet naar wortelgetransformeerde relatieve abundanties. Er is geen onderscheid gemaakt tussen strikt epifytische diatomeeën en planktonische diatomeeën.

In het bestand zijn vrij veel verouderde namen en synoniemen aangetroffen. Er is daarom een uniforme naamgeving doorgevoerd, in overeenstemming met Krammer & Lange-Bertalot (1986-1992).

Makrofyten

Binnen de gegevens van het STOWA-bestand zijn enkele soms moeilijk te onderscheiden taxa samengevoegd (*Sphagnum*-soorten, *Elodea nuttallii* en *E. canadensis*, *Lemna minor* en *L. gibba*).

5 GEGEVENS VAN DE STOWA-BESTANDEN: SELEKTIE EN ANALYSES

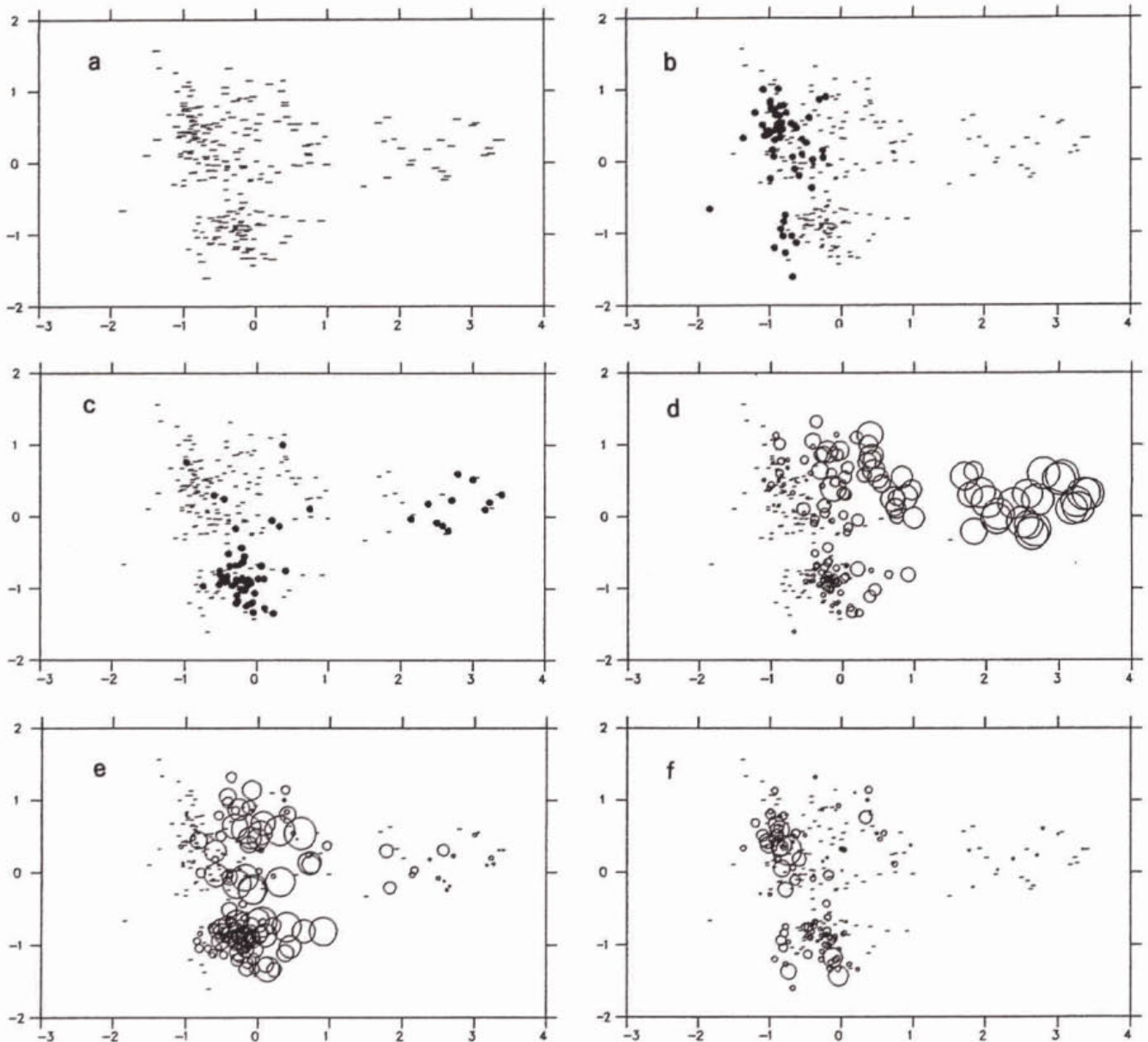
5.1 multivariate analysetechnieken

Bij de analyse van de STOWA-bestanden is veelvuldig gebruik gemaakt van multivariate technieken. Deze technieken bieden goede mogelijkheden om grote gegevensbestanden zodanig te ordenen dat aanwezige (latente) structuren opgespoord kunnen worden (Gauch, 1982; Jongman et al., 1987; ter Braak, 1986). Er kan een onderscheid gemaakt worden tussen directe en indirecte technieken (Whittaker, 1967). Bij indirecte technieken wordt uitgegaan van hetzij het biotische materiaal, hetzij van het abiotische materiaal. Bij directe technieken worden biotische en abiotische gegevens tegelijkertijd geanalyseerd en is directe interpretatie mogelijk.

Bij dit onderzoek is de toepassing van de directe analysemethoden niet altijd mogelijk geweest. Enerzijds ontbraken koppelingmogelijkheden, aangezien de verschillende variabelen in andere jaren verzameld waren. Anderzijds ontbraken in de series van abiotische gegevens vaak gegevens. Bij directe analyses mogen deze hiaten niet optreden (ter Braak, 1987). Direkte analyses zijn daarom slechts uitgevoerd met deelbestanden van het fytoplankton. Het betrof oriënterende analyses van de twee grootste deelbestanden: de door Friesland en Rijnland geanalyseerde monsters. Aangezien deze directe analyses uiteindelijk slechts geleid hebben tot een oriëntatie binnen het bestand en verder niet in het onderzoek betrokken zijn, worden de resultaten niet vermeld.

Er is wel veelvuldig gebruik gemaakt van indirecte analysemethoden. Hierbij is gebruik gemaakt van het programma CANOCO (ter Braak, 1987). Het resultaat van een dergelijke analyse is een multidimensionaal ordinatiediagram, waarin de monsters (of soorten) zodanig ten opzichte van elkaar geordend zijn, dat de monsters (of soorten) met de sterkste overeenkomsten dicht bij elkaar liggen en die met de grootste verschillen het verst van elkaar liggen. Omdat de eerste twee assen de grootste variantie in de spreiding verklaren, is het gebruikelijk slechts deze twee assen te presenteren.

In de figuren 7 wordt, bij wijze van voorbeeld, het ordinatiediagram weergegeven voor de jaarreeksen van fytoplanktonmonsters. Figuur 7a geeft het basisordinatiediagram. Met streepjes zijn de jaarreeksen weergegeven. In figuur 7b en 7c is nu in ditzelfde ordinatiediagram het chlorofyl-a-gehalte geploteerd: in figuur 7b de chlorofyl-a-klasse < 25 µg/l en in figuur 7c de klasse 100-150 µg/l. In figuur 7d is in hetzelfde diagram met circels van verschillende diameter de abundantie van *Lyngbya/Oscillatoria* in de periode juli tot en met september aangegeven. In figuur 7e is hetzelfde gedaan voor *Oscillatoria agardhii* en in figuur 7d voor *Microcystis*. Duidelijk is dat op grond van de spreiding in de diagrammen conclusies getrokken kunnen worden over verschillen en overeenkomsten in de monsters.



Figuur 7: Ordinatieplot van jaarreeksen van fytoplankton-monsters.

- a: Ordinatieplot: ieder streepje stelt één jaarreeks voor;
- b: als a, jaarreeksen met een zomermediaan chlorofyl-a-gehalte < 25 µg/l zijn met een punt aangegeven;
- c: als a, chlorofyl-a-gehalte 100-150 µg/l;
- d: als a, jaarreeksen met *Lyngbya/Oscillatoria* zijn aangegeven; de diameter van de cirkels komt overeen met de gemiddelde abundantie gedurende de maanden juli tot en met september;
- e: als c, *Oscillatoria agardhii*.
- f: als c, *Microcystis*

5.2 makrofyten

Methode

Het STOWA-bestand van makrofyten is zowel met behulp van indirecte ordinaties als handmatig geanalyseerd.

Resultaten

Ordinatie leverde weinig patronen op. Alleen de zeer zure wateren en de wateren gedomineerd door *Potamogeton pectinatus* konden als herkenbare typen onderscheiden worden.

De uit het handmatig sorteerproces voor het STOWA-bestand van makrofyten resulterende typologische eenheden (TE's) staan in tabel 7 weergegeven.

Tabel 7: Typologische eenheden voor de makrofyten uit het STOWA-bestand.

TE	omschrijving
1	geen waterplanten
2	zeer zure wateren met veenmos
3-5	alleen kroossoorten en/of nymphaeiden
3	met waterlelie en/of gele plomp; zonder watergentiaan
4	met waterlelie en/of gele plomp met watergentiaan
5	door kroossoorten gedomineerd, soms ook hoornblad
6-9	met waterplanten die goed gedijen in water met een matige kwaliteit:
6	met schedefonteinkruid (ionenrijke wateren)
7	troebele, tamelijk voedselrijke, hardere wateren met gewoon blaasjeskruid
8	troebele, tamelijk voedselrijke, zachtere wateren met loos blaasjeskruid
9	met waterpest (voedselrijke enigszins minerale bodem, gebufferd)
10-13	overige meren en plassen:
10	duinplas met bronmos
11	met soorten uit laagveenmilieus zoals kranswieren, krabbescheer en kikkerbeet
12	oude rivierarm met waterviolier en kikkerbeet
13	met kenmerkende soorten van zachte wateren (onder meer Littorelletea-soorten)

In eerste instantie zijn aldus de meren en plassen gesorteerd waarbij één of meer soorten een abundantie op de Tansley-schaal bereikten van 3 of meer. Vervolgens zijn daaraan toegevoegd de meren met een meer rudimentair ontwikkelde vegetatie.

De mate waarin hoge fytoplanktondichtheden onverenigbaar zijn met goed ontwikkelde vegetaties van waterplanten wordt geïllustreerd in tabel 8. In deze tabel zijn de zomergemiddelde chlorofyl-a-gehalten vermeld, waarbij de bovengenoemde gemeenschappen nog aangetroffen zijn.

Tabel 8: Geschatte bovengrenzen voor het chlorofyl-a-gehalte (zomerhalfjaar), horende bij een vegetatie van makrofyten, op basis van het STOWA-bestand.

omschrijving van de vegetaties van makrofyten	bovengrens chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$)
vegetatietypen met kieskeurige soorten (11, 12, 13)	50
goed ontwikkelde vegetaties in voedselrijke wateren (9, 10)	75
soorten die troebel water verdragen, in lage abundanties (6, 7, 8)	150
nymphaeiden en lemniden (3, 4, 5)	300

5.3 fytoplankton

Methode

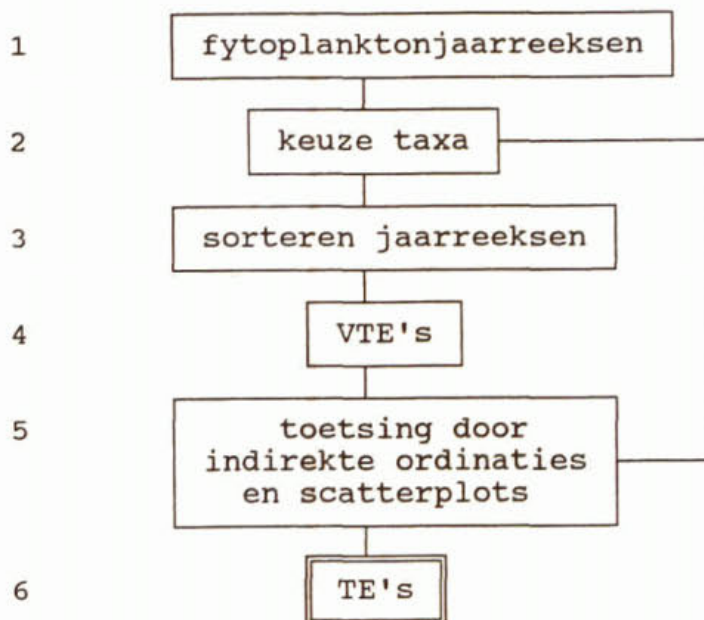
Het STOWA-bestand is geanalyseerd met als doel regelmatig optredende periodiciteitspatronen in het fytoplankton op te sporen. De aldus onderscheiden groepen van meren en plassen, met een overeenkomstige fytoplankton-ontwikkeling in de loop van het jaar, zijn als (voorlopige) typologische eenheden, (V)TE's, aangeduid.

Bij het onderscheiden van (V)TE's zijn de volgende keuzes gemaakt:

- De (V)TE's hebben niet betrekking op afzonderlijke monsters van het fytoplankton, maar op reeksen monsters per lokaties, per jaar.
- De (V)TE's zijn gebaseerd op (co-)dominant voorkomen van een beperkt aantal soorten gedurende één of meerdere seizoenen. Met de periodiciteit van het fytoplankton wordt rekening gehouden door het voorkomen van kenmerkende soorten te beschrijven met behulp van seizoensgemiddelden.
- (V)TE's zijn in eerste instantie onderscheiden op basis van handmatige ordening en vervolgens getoetst en aangepast met behulp van onder meer ordinaties.
- Bij de afgrenzing van de (V)TE's stond steeds voorop dat de VTE's volgens eenvoudige criteria herkend dienden te kunnen worden.

In figuur 8 is het analyseproces voor het fytoplankton in een aantal genummerde stappen schematisch weergegeven.

Essentiëel in deze procedure is de a priori keuze voor taxa die belangrijk lijken (stap 2). Dit zijn vaak de meest abundante taxa (*Microcystis*, *Oscillatoria agardhii*, *Lyngbya/Oscillatoria*), die door bloei overlast veroorzaken, maar het kunnen ook minder abundante taxa zijn, die bijvoorbeeld kenmerkend zijn voor momenten van lage nutriëntengehalten of sterke schommelingen in nutriëntengehalten (loricate Chrysophyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae: *Trachelomonas*).



Figuur 8: Analyseproces voor de fytoplanktongegevens.

Het sorteren van de jaarreeksen (stap 3) is een handmatige procedure. Hiertoe is het totaalbestand iets aangepast door weglating van incidenteel voorkomende taxa. Deze sortering resulteert in een aantal meer of minder robuuste VTE's (stap 4). Toetsing van de onderscheiden VTE's gebeurt met behulp van indirecte ordinaties van het fytoplankton en scatterplots van de belangrijkste fysische en chemische variabelen voor dezelfde jaren en lokaties (stap 5). Het belangrijkste criterium hierbij is dat de VTE's een redelijk compacte groep moeten vormen in de ordinaties en scatterplots. Op basis van dit criterium kan het wenselijk zijn VTE's verder op te splitsen of VTE's met slechts enkele jaarreeksen toe te voegen aan een andere VTE. Dit is alleen gebeurd indien de nieuwe VTE's eveneens met behulp van de abundanties van een beperkt aantal taxa zijn te karakteriseren.

Als belangrijkste fysische en chemische variabelen is gekozen voor oppervlakte, gemiddelde diepte, doorzicht, ortho-P, nitraat+nitriet, totaal-P, totaal-N en chlorofyl-a. De keuze voor juist deze variabelen berust mede op de resultaten van de derde eutrofiëringssenquete (CUWVO, 1987).

Ten behoeve van de constructie van VTE's is het onhandelbaar grote bestand van afzonderlijke monsters en relatieve abundanties terug gebracht tot een bestand van jaarreeksen en seizoensgemiddelden. Deze strategie bleek veel bruikbaar dan bijvoorbeeld opsplitsen van het bestand in deelbestanden van monsters op basis van seizoenen of regionale spreiding.

Omdat na toetsing verschuivingen in de omgrenzing van de VTE's optreden, zijn de stappen 4 en 5 net zo lang herhaald totdat een bevredigende indeling in typologische eenheden (stap 6) ontstond. Een bevredigende indeling is een indeling in eenheden die:

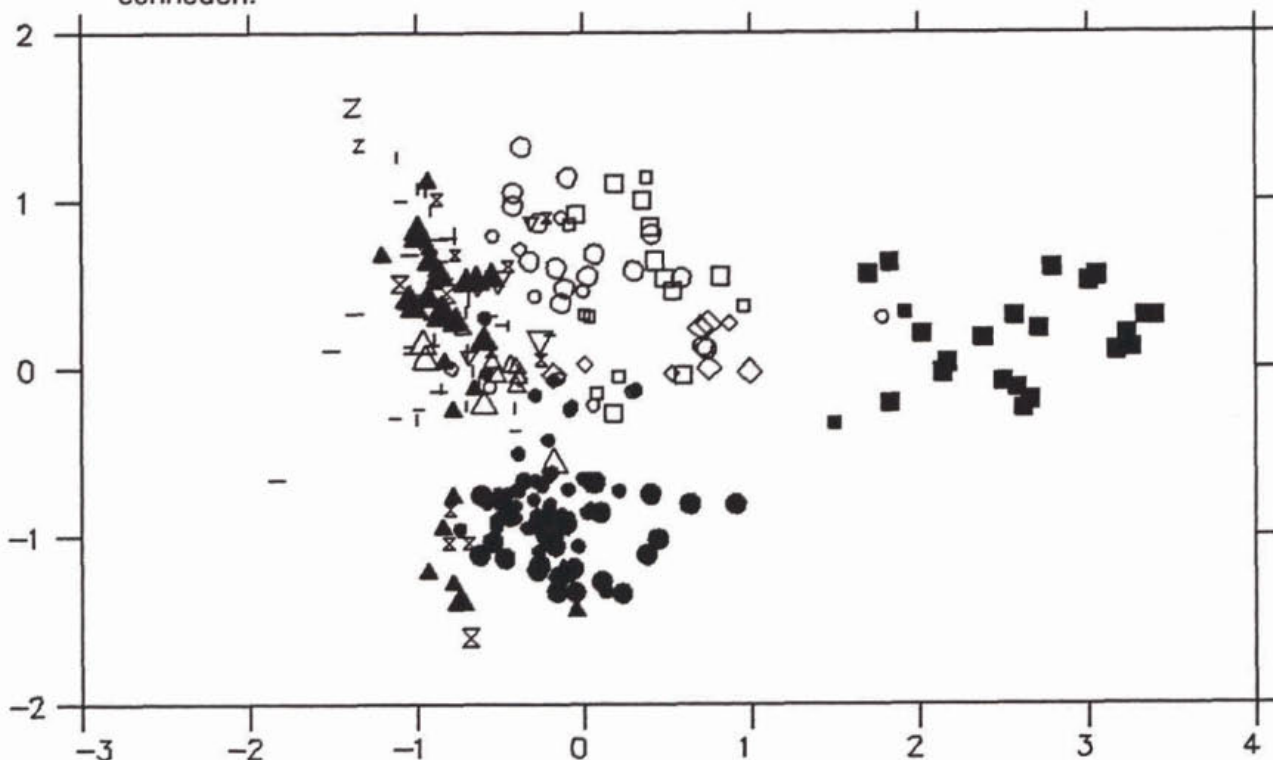
- volgens eenvoudige criteria te herkennen zijn,

- een overeenkomend seizoenspatroon hebben, ook bij opname van alle taxa in de ordinaties en
- duidelijk aan de hand van fysische en chemische variabelen te karakteriseren zijn.

Resultaten

Het sorteerproces heeft geleid tot 10 typologische eenheden, die nog verder gesplitst kunnen worden in 28 kleinere eenheden. De verschillen tussen de kleinere eenheden zijn van een meer gradueel karakter.

In tabel 9 zijn de belangrijkste karakteristieken van de verschillende (sub)TE's opgesomd (seizoensgemiddelden voor relevante taxa en de zomergemiddelde chlorofyl-a-gehalten, waarbij ze nog aangetroffen worden). In figuur 9 is het ordinaatplot weergegeven met daarop gesuperponeerd de 10 typologische eenheden.



Figuur 9: Fytoplankton: TE's gesuperponeerd op de ordinaat.

Ieder punt heeft betrekking op één jaarreeks van fytoplanktonmonsters. De (sub)TE's waartoe de jaarreeksen behoren zijn met de volgende symbolen aangegeven (met kleinere symbolen worden jaarreeksen met onvolledige fytoplanktongegevens aangegeven):

■ TE 1	◇ TE 3	▲ TE 7
□ TE 2.1	⊗ TE 4	∣ TE 8
○ TE 2.2	△ TE 5	- TE 9
● TE 2.3	▽ TE 6	⊥ TE 10

In bijlage 1, 2, 3 en 4 is de positie van de TE's gesuperponeerd op bivariate scatterplots van respectievelijk totaal-P versus chlorofyl-a (1.1 - 1.5), totaal-N versus chlorofyl-a (2.1 - 2.5), chlorofyl-a versus doorzicht (2.1 - 3.5) en totaal-P versus totaal-N (4.1 - 4.5).

Tabel 9: Overzicht van de onderscheiden typologische eenheden (TE's) voor het fytoplankton binnen het STOWA-bestand.

Aangegeven is telkens van boven naar beneden:

- groep met kenmerken
- TE('s) met kenmerken
- nummering sub-TE's
- chlorofyl-a-gehalte waarmee de onderscheiden (sub)TE's aangetroffen worden

Groep 1: <i>Lyngbya/Oscillatoria</i> en/of <i>Oscillatoria agardhii</i> : - gemiddelde relatieve abundantie in minimaal één seizoen \geq circa 10 % - <i>Aphanizomenon</i> , <i>Microcystis</i> en <i>Anabaena</i> afwezig of met lage abundanties aanwezig									
TE 1		<i>Lyngbya/Oscillatoria</i> en/of <i>O. agardhii</i> aanwezig, altijd < 60 %							
permanent <i>Lyngbya/Oscillatoria</i> - in minimaal één seizoen > 60 % - in alle seizoenen > 30 %, meestal > 80 %		TE 2			TE 3		TE 4		
		zonder <i>Dinobryon</i>			met <i>Dinobryon</i>		frequent flagellaten (<i>Chrysococcus</i> , <i>Cryptomonas</i> , <i>Trachelomonas</i>)		
1.1	1.2	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	4.1	4.2	4.3
> 40 $\mu\text{g/l}$					< 60 $\mu\text{g/l}$		< 25 $\mu\text{g/l}$		

Groep 2: <i>Aphanizomenon</i> : - relatieve abundantie in minimaal één seizoen \geq circa 10 % - <i>Lyngbya/Oscillatoria</i> , <i>Oscillatoria agardhii</i> en/of <i>Microcystis</i> afwezig of met duidelijk lagere seizoensgemiddelden			
TE 5			
5.1	5.2	5.3	5.4
> 60 $\mu\text{g/l}$	< 50 $\mu\text{g/l}$	< 40 $\mu\text{g/l}$	< 20 $\mu\text{g/l}$

Groep 3: <i>Anabaena</i> : - in minimaal één seizoen \geq 10 % - <i>Lyngbya/Oscillatoria</i> , <i>Oscillatoria agardhii</i> , <i>Aphanizomenon</i> en <i>Microcystis</i> begeleidend of afwezig; niet met duidelijk hogere abundanties	
TE 6	
6.1	6.2
< 50 $\mu\text{g/l}$	\geq 50 $\mu\text{g/l}$

Vervolg tabel 9:

Groep 4: <i>Microcystis</i>: - in minimaal één seizoen gemiddeld circa > 10 % - soms in zelfde seizoen <i>Aphanizomenon</i> met vergelijkbare abundantie - <i>Lyngbya/Oscillatoria</i> en <i>Oscillatoria agardhii</i> minder algemeen of ontbrekend			
TE 7			
7.1	7.2	7.3	7.4
> 60 µg/l	< 60 µg/l	< 70 µg/l	< 30 µg/l

Groep 5: overige meren en plassen: - overwegend groenwieren en diatomeeën al dan niet met Chroococcales en flagellaten - <i>Lyngbya/Oscillatoria</i> , <i>Oscillatoria agardhii</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Anabaena</i> en <i>Microcystis</i> altijd minder dan 5 % (gemiddeld per seizoen)							
TE 8			TE 9				TE 10
- niet zeer zure wateren - weinig flagellaten			- niet zeer zure wateren - veel flagellaten (<i>Chrysococcus</i> , <i>Dinobryon</i> , <i>Cryptophyceae</i> , <i>Trachelomonas</i>)				- zeer zure wateren: pH ≤ 4,5
8.1	8.2	8.3	9.1	9.2	9.3	9.4	10
> 30	< 70	< 40	< 50	< 60	< 30		variabel

Uit tabel 9 blijkt onder meer dat de meren en plassen van TE 1 en TE 2 voorkomen bij een chlorofyl-a-gehalte van minimaal 40 µg/l. Gemeenschappen met een co-dominantie van *Dinobryon* (TE 3) hebben een chlorofyl-a-gehalte van maximaal 60 µg/l; wanneer andere flagellaten frequent voorkomen is het chlorofyl-a-gehalte maximaal 25 µg/l. De meeste subtypen van door *Aphanizomenon* gedomineerde meren en plassen (TE 5) komen voor bij een maximaal chlorofyl-a-gehalte van 50 µg/l; subtype 5.1 komt echter voor bij een chlorofyl-a-gehalte van minimaal 60 µg/l.

Samenvattend kunnen de (sub)TE's op basis van het chlorofyl-a-gehalte in twee groepen verdeeld worden, met respectievelijk hoge en lagere chlorofyl-a-gehalten:

- meren en plassen met minimaal één seizoen een dominantie van *Lyngbya/Oscillatoria* en/of *Oscillatoria agardhii* (≥ 10 %) zijn in de eerste groep geplaatst. Dit fytoplanktontype komt niet of nauwelijks voor in wateren met een gemiddeld chlorofyl-a-gehalte beneden 40 µg/l. In enkele meren en plassen zijn deze blauwwieren weliswaar relatief frequent, maar zijn de chlorofyl-a-waarden beduidend lager (gemiddeld minder dan ca. 25 µg/l). Deze zijn als apart type in de eerste groep geplaatst.

Een uitzondering vormen verder die meren en plassen waar *Dinobryon* naast genoemde blauwwieren co-dominant is. Deze zijn eveneens als apart type in de

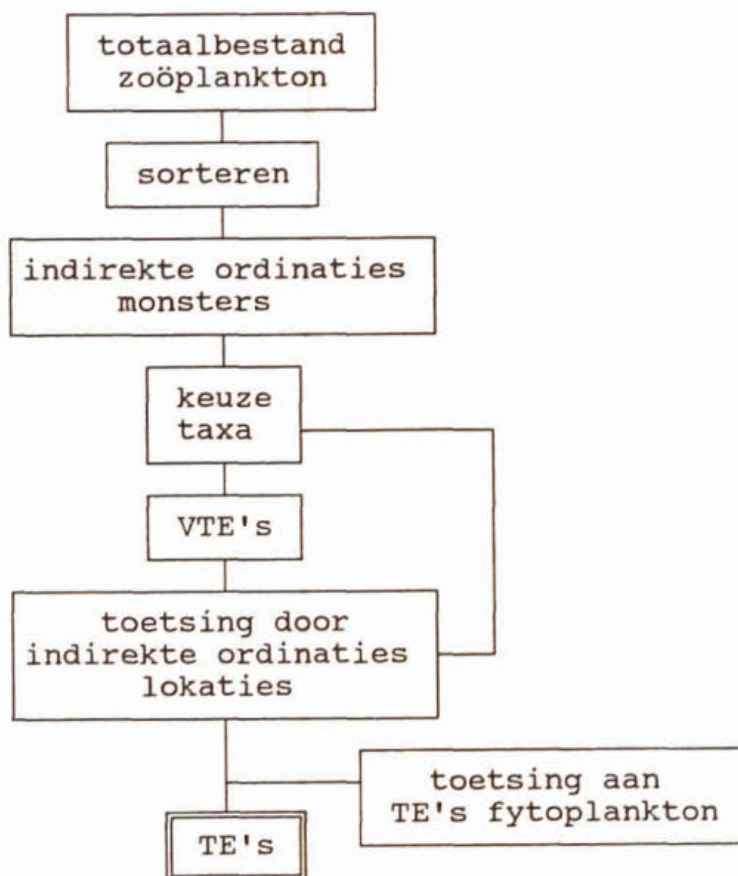
- eerste groep geplaatst;
- voor alle overige meren en plassen lijkt de boven- of benedengrens voor het al dan niet voorkomen van de betreffende fytoplanktontypen tussen de 30 en 70 $\mu\text{g/l}$ te liggen. Een scherpe grens is op basis van het beperkte aantal onderzochte meren en plassen niet te trekken. Voorgesteld wordt de grens voor sub-TE's met dominantie van hinderlijke blauwwieren (*Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Microcystis*) te leggen bij 40 μg chlorofyl-a per l en voor de overige sub-TE's een soepeler grenswaarde van 60 $\mu\text{g/l}$ te gebruiken.

5.4 zoöplankton

Methode

Het STOWA-bestand is geanalyseerd met als doel regelmatig optredende combinaties van zoöplanktontaxa op te sporen. De aldus onderscheiden groepen van meren en plassen, met een overeenkomstige zoöplanktontaxa-samenstelling, zijn als (voorlopige) typologische eenheden, (V)TE's, aangeduid. Bij het onderscheiden van (V)TE's zijn dezelfde keuzes gemaakt als bij het fytoplankton.

In figuur 10 is het analyseproces voor het zoöplankton in een aantal stappen schematisch weergegeven.



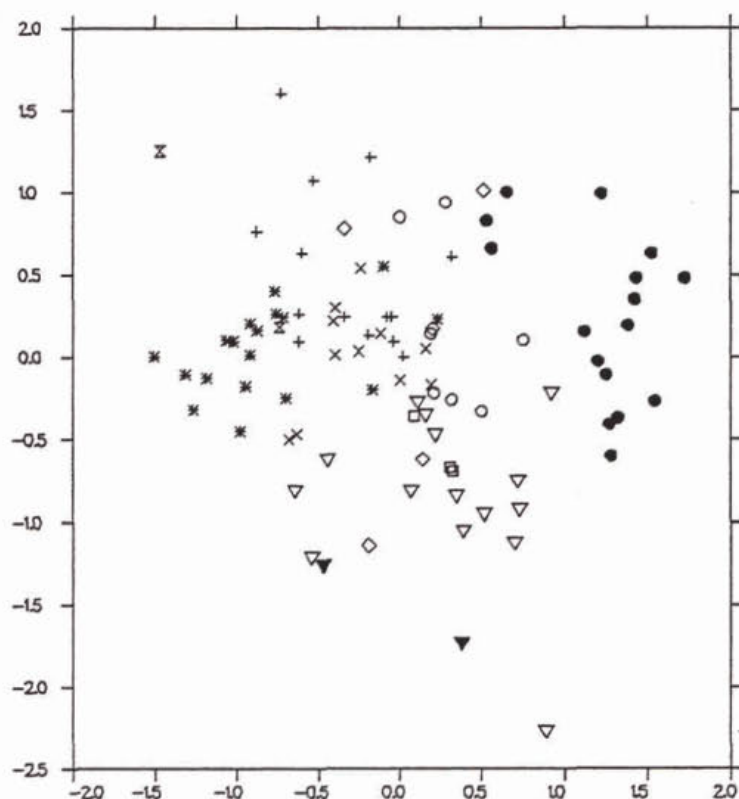
Figuur 10: Analyseproces voor de zoöplanktongegevens.

De zes mogelijke ordinaties op basis van ordes, families en soorten, op basis van relatieve abundanties en op basis van aantallen/l, leidden tot vrijwel dezelfde resultaten. De verspreidingspatronen worden sterk door het seizoen bepaald. Er is verder gewerkt met gemiddelde relatieve frequenties (april tot en met september) van de zoöplanktontaxa in de monsters. Analyses op basis van absolute log-getransformeerde aantallen leidden tot vrijwel dezelfde uitkomsten.

Direkte koppeling met andere STOWA-bestanden is in principe mogelijk, maar niet zinvol, omdat de gegevens van het zoöplankton in andere jaren verzameld zijn. Op theoretische gronden echter is koppeling met het fytoplankton gewenst. Daarom is bij het analyseproces van het zoöplankton voortdurend rekening gehouden met de onderscheiden TE's binnen het fytoplanktonbestand.

Resultaten

Er zijn 8 typologische eenheden te onderscheiden die nog verder op te delen zijn in 20 kleinere eenheden. In tabel 10 zijn de typologische eenheden voor het zoöplankton samengevat. In figuur 11 zijn de (sub)TE's op de ordinatieplot gesuperponeerd.



Figuur 11: Zoöplankton: TE's gesuperponeerd op de ordinatie.

Ieder punt heeft betrekking op één lokatie waar het zoöplankton bemonsterd is. De (sub)TE's, waartoe de lokaties gerekend kunnen worden zijn met de volgende symbolen aangegeven:

- | | |
|----------|--------|
| ▼ TE 1 | ⊗ TE 4 |
| ▽ TE 2 | □ TE 5 |
| × TE 3.1 | ◇ TE 6 |
| + TE 3.2 | ○ TE 7 |
| * TE 3.3 | ● TE 8 |

Tabel 10: Overzicht van de onderscheiden typologische eenheden (TE's) voor het zoöplankton binnen het STOWA-bestand.

Groep 1: met grote <i>Daphnia</i> -soorten en/of <i>Eudiaptomus</i> (> 10 %)				
TE 1 dominantie grote <i>Daphnia</i> -soorten: <i>Daphnia pulex</i> , <i>D. pulicaria</i> , <i>D. magna</i> - abundantie > 50 %	TE 2 <i>Eudiaptomus</i> en/of <i>Daphnia hyalina</i> en verwante soorten: (<i>D. longiremis</i> , <i>D. longispina</i> , <i>D. galeata</i>) - geen hoge abundanties van adulte Cyclopoidea, met name niet van <i>Cyclops vicinus</i> en <i>Cyclops</i> sp. (meestal < 3%)			
	2.1	2.2	2.3	2.4
2.1 zowel <i>Daphnia</i> als <i>Eudiaptomus</i> abundant (> ca. 10 %)				
2.2 <i>Eudiaptomus</i> abundant (> ca. 10 %), nauwelijks <i>Daphnia</i> ; <i>Cyclops scutifer</i> eveneens abundant				
2.3 <i>Daphnia</i> abundant (> ca. 10 %); <i>Eudiaptomus</i> schaars of afwezig (0-5 %)				
2.4 zowel <i>Daphnia</i> als <i>Eudiaptomus</i> minder abundant, echter minimaal één soort meer dan 3 %; soms <i>Codonella cratera</i> abundant (> 10 %)				
Groep 2: met Rotatoria (Synchaetidae, Brachionidae en/of extreem hoge abundantie van <i>Keratella cochlearis</i>), kenmerkend zijn <i>Polyarthra</i> en <i>Brachionis</i>				
TE 3 - <i>Daphnia</i> en <i>Eudiaptomus</i> < 3 % - <i>Eurytemora</i> (vrijwel) ontbrekend - adulte Cyclopoidea < 10 % - <i>Bosmina coregoni</i> vrijwel altijd < 5 % - <i>Chydorus sphaericus</i> vrijwel altijd 0-1 %				
3.1	3.2	3.3		
3.1 <i>B. longirostris</i> 5-50 %				
3.2 <i>B. longirostris</i> 0-4 %				
3.3 <i>B. coregoni</i> en/of <i>Chydorus sphaericus</i> samen meestal > 10 % - <i>Bosmina longirostris</i> incidenteel tot 10 %; indien vrij abundant, dan <i>B. coregoni</i> + <i>Chydorus sphaericus</i> > 10 % - meestal <i>Pompholyx complanata</i> aanwezig, soms > 10 % - Brachionidae en Synchaetidae weinig abundant; individuele soorten hoogstens 5%; - meestal <i>Codonella cratera</i> aanwezig, soms > 10 %.				
Groep 3: verzuurde wateren				
TE 4				
- vaak extreem hoge aantallen Testaceeën (<i>Arcella</i>) - <i>Keratella serrulatula</i>				

vervolg tabel 10:

Groep 4: wateren met <i>Eurytemora</i>		
TE 5		
- weinig Rotatoria, Cladocera en adulte Cyclopoidea		
5.1	5.2	
<i>Eurytemora</i> < 10 %; overgang naar TE 3	<i>Eurytemora</i> > 10 %	

Groep 5: met Cyclopoidea			
TE 6	TE 7		TE 8
als TE 3, echter adulte Cyclopoidea, uitgezonderd <i>Cyclops</i> <i>vicinus</i> en ' <i>Cyclops</i> sp', maar inclusief <i>C.</i> <i>scutifer</i> : > ca. 10 %	als TE 3, echter met ' <i>Cyclops</i> sp.' abundant.		<i>Cyclops vicinus</i> abundant (meestal > 10%)
	7.1	7.2	
7 vaak ook andere Cyclopoidea aanwezig, maar in lage abundanties (<i>Mesocyclops leuckartii</i> , <i>Acanthocyclops</i> <i>vernalis</i> en <i>Cyclops vicinus</i>)			
7.1 <i>B. longirostris</i> 5-50 %			
7.2 <i>B. longirostris</i> 0-4 %			
8 <i>Daphnia hyalina</i> vaak aanwezig, maar < 10 %, meestal < 3 %			

Net als bij het fytoplankton is de zoöplanktonsamenvatting sterk seizoensbepaald. Ten gevolge van de lage frequentie van bemonstering kan soms een vertekend beeld ontstaan zijn als bijvoorbeeld de piek van een karakteristieke soort buiten de bemonsterde maanden valt.

Ordinatie op basis van relatieve en absolute aantallen ontlopen elkaar niet veel. Voor de omschrijving van de TE's wordt echter de voorkeur gegeven aan relatieve aantallen. Een indeling op basis van relatieve aantallen is beter gecorreleerd met chlorofyl-a-gehalten. Zo hoeven de absolute aantallen *Daphnia hyalina* in TE 2 en TE 3 elkaar niet veel te ontlopen. Doorslaggevend is dan dat de aantallen van bijvoorbeeld *Bosmina* of *Keratella* veel hoger zijn in TE 3.

Blijkens de literatuur bereikt *Bosmina coregoni* zijn maximum later in het jaar dan *B. longirostris* in meren waarin beide soorten voorkomen. Daarmee kunnen de verschillen tussen subTE's 3.1 en 3.2 niet afdoende verklaard worden, aangezien de bemonsteringen ongeveer gelijktijdig gedaan zijn.

Vergelijking met de chlorofyl-a-gehalten in voorafgaande jaren laat zien dat juist de TE's 1 en 2, met grote *Daphnia*'s, aangetroffen worden in meren met de laagste chlorofyl-a-gehalten (< 25 µg/l). TE 3 met de kleinere watervlooien en Rotatoria wordt het meest aangetroffen bij chlorofyl-a-gehalten van 50-150 µg/l. De TE's met grotere *Cyclops*-soorten, TE 7 en 8, komen het meest voor in eutrofe wateren.

5.5 epifytische diatomeeën

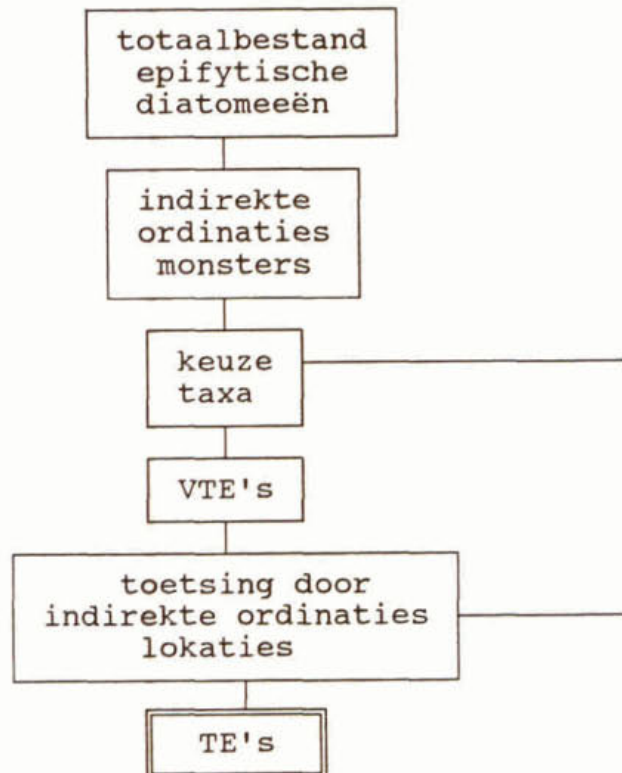
Methode

Het STOWA-bestand is geanalyseerd met als doel regelmatig optredende combinaties van epifytische diatomeeën op te sporen. De aldus onderscheiden groepen van meren en plassen, met een overeenkomstige soortencombinatie, zijn als (voorlopige) typologische eenheden ((V)TE's) aangeduid.

Bij het onderscheiden van (V)TE's zijn dezelfde keuzes gemaakt als bij het fytoplankton en zoöplankton. In figuur 12 is het analyseproces voor de epifytische diatomeeën in een aantal stappen schematisch weergegeven.

Als aanvullende waarnemingen ten behoeve van het beschouwde beoordelingssysteem zijn in april-mei en juli-oktober tweemaal de epifytische diatomeeën bemonsterd. In eerste instantie zijn ordinaties uitgevoerd van de afzonderlijke monsters, respectievelijk met het ruwe bestand en het bestand dat gecorrigeerd was voor synoniemen. Beide bestanden leverden vrijwel identieke ordinaties op. De patronen zijn dus niet zo gevoelig voor taxonomische verschillen als bij het fytoplankton geconstateerd werd.

Aan de hand van de ordinaties is gezocht naar groepen taxa met een vergelijkbaar verspreidingspatroon in de monsters, die vervolgens gebruikt zijn voor de constructie van (V)TE's. De verschillen in verspreidingspatronen (figuur 13) zijn deels een gevolg van verschillen in standplaats-voorkeur en deels een gevolg van verschillen in seizoens-preferentie; daarom is de toetsing van de (V)TE's uitgevoerd met een ordinatie van de lokaties met als variabelen de abundanties van de soorten in respectievelijk het voorjaar-en het zomermonster.



Figuur 12: Analyseproces voor epifytische diatomeeën.

Resultaten

In de ordinaties vormen monsters van min of meer zure lokaties met bijv. *Eunotia*-soorten een aparte groep langs de tweede as, terwijl een aantal monsters uit Schieland met onder meer *Cyclotella glomerata* een aparte groep vormt langs de eerste as. De hoofdmoot van de resterende monsters wordt gekenmerkt door het voorkomen van *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula* en *Rhoicosphenia abbreviata*.

In tabel 11 zijn de TE's op basis van de epifytische diatomeeën samengevat. Alleen van de hierboven genoemde drie groepen is een wat grotere steekproef van meren en plassen beschikbaar.

Tabel 11: Overzicht van de onderscheiden typologische eenheden (TE's) voor de epifytische diatomeeën binnen het STOWA-bestand.

TE 1: dominantie van <i>Eunotia</i>		
1.1	1.2	
<i>E. bilunaris</i>	<i>E. rhomboidea</i>	
TE 2: dominanties van <i>Fragilaria ulna/acus</i>		
2.1	2.2	
met <i>Tabellaria</i>	zonder <i>Tabellaria</i>	
TE 3: met <i>Melosira varians</i> en <i>Fragilaria capucina/vaucheriae</i>		
TE 4: met <i>Nitzschia palacea</i> en <i>Navicula cf. lanceolata</i>		
TE 5: met <i>Stephanodiscus neoastrea</i>		
TE 6: met <i>Gomphonema</i> -soorten en <i>Aulacoseira italica</i>		
TE 7: met <i>Achnanthes minutissima</i> , <i>Cocconeis placentula</i> en <i>Rhoicosphenia abbreviata</i>		
7.1	7.2	7.3
met <i>Achnanthes minutissima</i> ; <i>Cocconeis</i> en <i>Rhoicosphenia</i> schaars	met zowel taxa uit 7.1 als 7.3	met <i>Cocconeis</i> en <i>Rhoicosphenia</i> ; <i>Achnanthes</i> schaars; vaker <i>Nitzschia</i> <i>palea</i> en <i>Navicula</i> <i>tripunctata</i>

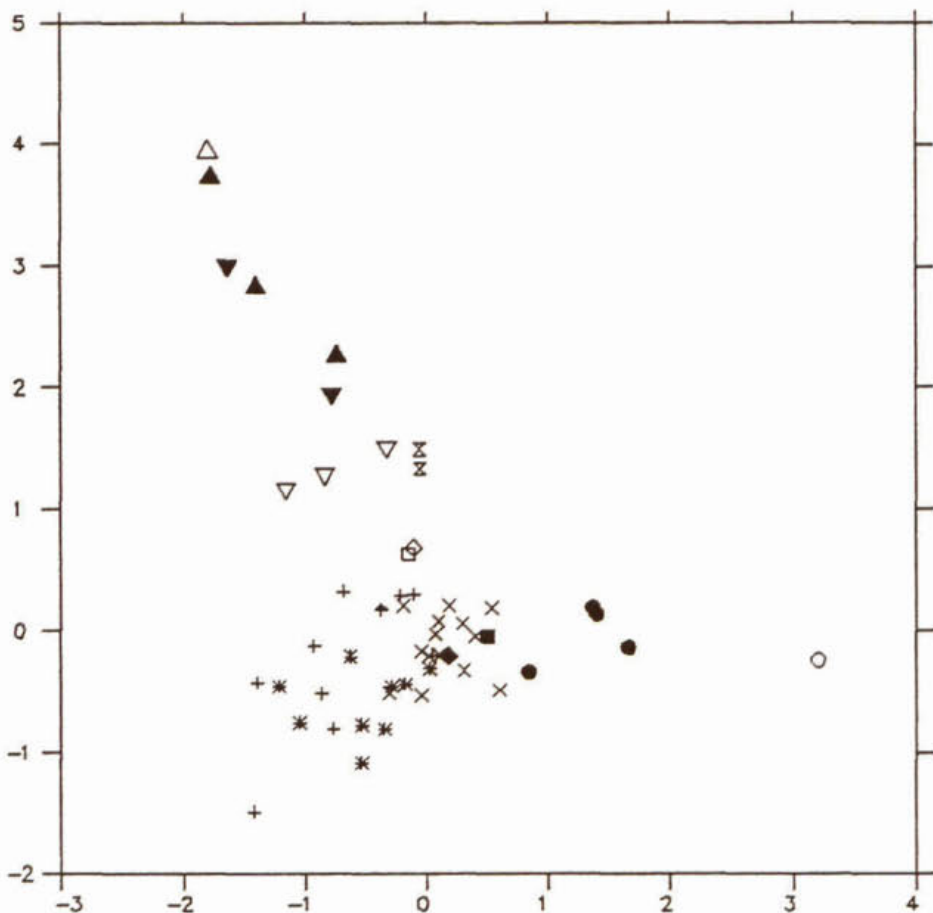
vervolg tabel 11:

TE 8: met *Nitzschia palea*

TE 9: met *Fragillaria beroliensis*

TE 10: met *Cyclotella glomerata*, *Nitzschia palea*, *Navicula tripunctata* en *Fragilaria ulna/acus*

TE 11: met *Nitzschia cf. frustulum* en *Amphora sp.*



Figuur 13: Epifytische diatomeeën: TE's gesuperponeerd op de ordinatie.

Ieder punt heeft betrekking op één lokatie waar diatomeeën bemonsterd zijn. De (sub)TE's, waartoe de lokaties gerekend kunnen worden zijn met de volgende symbolen aangegeven:

- | | | |
|----------|----------|----------|
| ▲ TE 1.1 | □ TE 4 | × TE 7.3 |
| △ TE 1.2 | ◇ TE 5 | ■ TE 8 |
| ▼ TE 2.1 | ⊕ TE 6 | ◆ TE 9 |
| ▽ TE 2.2 | + TE 7.1 | ● TE 10 |
| ⊠ TE 3 | * TE 7.2 | ○ TE 11 |

5.6 fysische en chemische gegevens

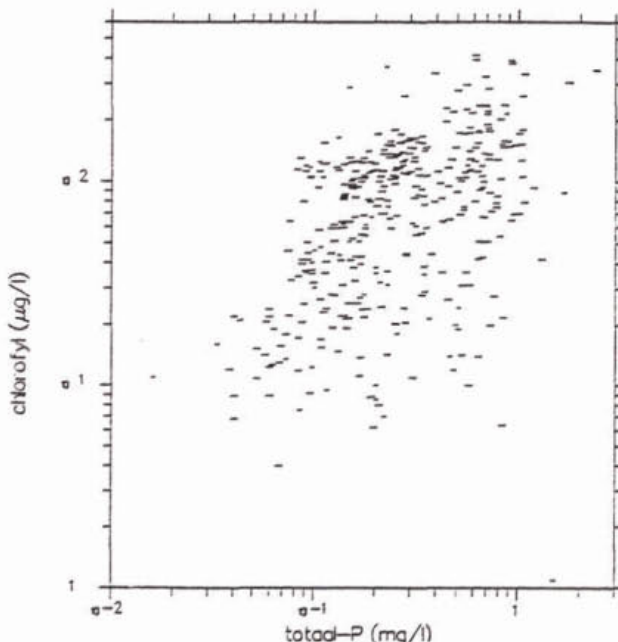
Methode

Het STOWA-bestand is geanalyseerd om relaties tussen de fysische en chemische variabelen onderling en hun verband met het chlorofyl-a-gehalte van de meren en plassen te onderzoeken. Het eindproduct van deze analyses is van tweeërlei nut. In de eerste plaats kunnen de variabelen getoetst worden op hun effectiviteit om binnen het watertype meren en plassen te discrimineren. In de tweede plaats kunnen de variabelen gebruikt worden om de bij de biotische variabelen te onderscheiden (V)TE's beter te definiëren. Deze laatste analysestap is niet op deze plaats behandeld, maar met name in § 5.3, waar directe koppeling met het fytoplankton mogelijk is.

Getoetst zijn de meest zinvolle relaties, en wel tussen totaal-P, totaal-N, verhouding totaal-N/totaal-P, Kjeldahl-N, zuurstofgehalte, zuurstofverzadigingspercentage, BZV, doorzicht en chlorofyl-a. Er zijn bivariate scatterplots gemaakt van zowel de zomergemiddelden en jaargemiddelden als van de 25-, 50- en 75-percentielwaarden. De duidelijkste verbanden zijn gevonden voor zowel de medianen als de gemiddelden. In de meeste gevallen zijn de verschillen tussen mediaan en gemiddelde marginaal. De voorkeur wordt gegeven aan de mediane waarden, maar ten behoeve van het beoordelingssysteem wordt om pragmatische redenen gekozen voor het gebruik van gemiddelden. Gezien het feit dat het bestand meer gegevens bevat van het zomerhalfjaar (april-september) dan van het winterhalfjaar, wordt hier ook de voorkeur gegeven aan zomer-gemiddelden. De belangrijkste relaties worden hierna besproken.

5.6.1 relaties tussen chlorofyl-a en P

In figuur 14 is voor alle in het onderzoek betrokken meren het zomergemiddelde chlorofyl-a-gehalte uitgezet tegen het zomergemiddelde totaal-P-gehalte.



Figuur 14: Zomergemiddelden van totaal-P vs. chlorofyl-a.

Ieder streepje heeft betrekking op een monsterpunt en een jaar van bemonstering.

Uit figuur 14 blijkt dat er voor de ondiepe Nederlandse meren en plassen geen duidelijk verband bestaat tussen het chlorofyl-a-gehalte en het totaal-P-gehalte. Opvallend in deze figuur is a) het ontbreken van een duidelijke ondergrens en b) de 'knik' in de denkbeeldige bovengrens van de puntenwolk rond 0,1 mg/l totaal-P, veroorzaakt door lokaties met een dominantie van filamenteuze blauwwieren.

In de figuren 15a-d is de relatie tussen de zomergemiddelden van totaal-P en chlorofyl-a verder uitgewerkt.

Een duidelijker verband tussen het chlorofyl-a-gehalte en de concentratie totaal-P wordt verkregen, indien alleen die jaarreeksen gebruikt worden waarbij gedurende een deel van het groeiseizoen de fytoplanktongroei fosfaatgelimiteerd kan zijn (figuur 15a). Als criterium voor deze mogelijke limitatie is het gegeven gebruikt dat minstens de helft van de gemeten ortho-fosfaatconcentraties gedurende het zomerhalfjaar (april tot en met september) rond de detectiegrens dient te liggen (Sas, 1989):

$$\begin{array}{l} \text{mogelijk fosfaatlimitatie indien} \\ \text{mediane waarde ortho-P} \leq \text{detectiegrens} \end{array} \quad (1)$$

In figuur 15a staan de jaarreeksen die aan dit criterium voldoen. Als detectiegrens wordt in de literatuur vaak 0,01 mg/l gebruikt. De jaarreeksen die voldoen aan dit criterium vormen een smalle band. Door sommige beheerders wordt een hogere grens van 0,03 mg/l gehanteerd. Beide grenswaarden geven echter een vergelijkbaar beeld; toepassen van de 'soepeler' grenswaarde van 0,03 mg/l ortho-fosfaat leidt niet tot een duidelijke verslechtering van de relatie. Als benedengrens voor het gebied met jaarreeksen met mogelijk fosfaatlimitatie wordt gevonden (lijn op het oog getrokken):

$$[A]_{\text{lim}} \geq 1400 \cdot [P]^{2,0}, \quad (2)$$

waarin:

$$\begin{array}{l} [A]_{\text{lim}} = \text{fytoplanktonconcentratie onder fosfaatlimitatie, uitgedrukt als} \\ \text{chlorofyl-a } (\mu\text{g/l}) \\ [P] = \text{totaal-P-concentratie in het water (mg P/l)} \end{array}$$

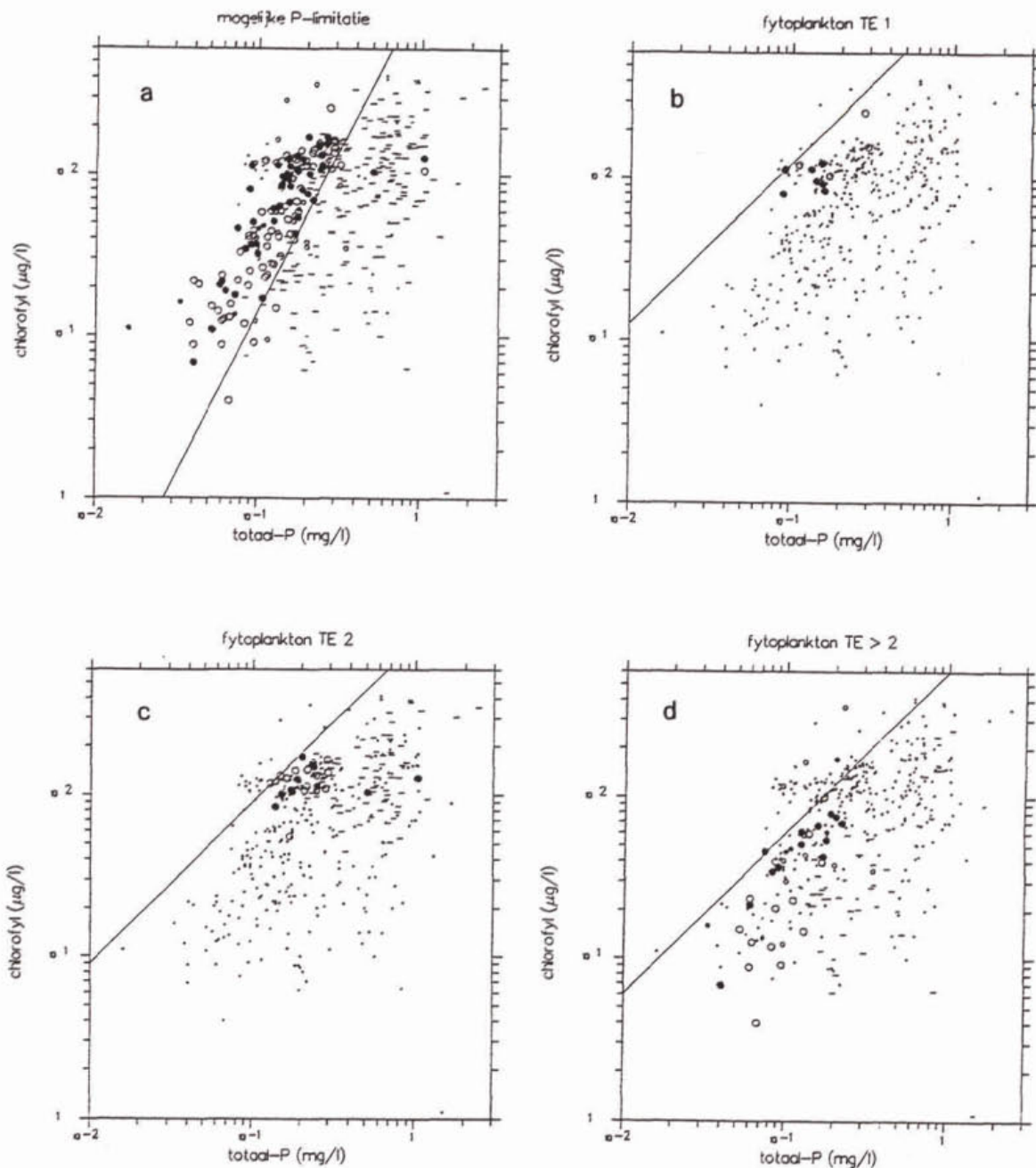
Uit de figuren 15 b-d blijkt dat bij bepaalde fytoplanktongemeenschappen het chlorofyl-a-gehalte naar boven begrensd is bij een bepaalde concentratie totaal-P. Voor de maximaal bereikbare concentratie chlorofyl-a en totaal-P geldt volgens CUWVO (1987) de relatie:

$$[A]_{\text{max}} = p \cdot [P], \quad (3)$$

waarin

$$\begin{array}{l} [A]_{\text{max}} = \text{maximaal bereikbare fytoplanktonconcentratie, uitgedrukt als} \\ \text{chlorofyl-a } (\mu\text{g/l}) \\ [P] = \text{totaal-P-concentratie in het water (mg P/l)} \\ p = \text{constante } (\mu\text{g/mg}) \end{array}$$

De constante p is afhankelijk van de fytoplanktongsamenstelling. Uitgaande van deze relatie is per (sub)TE een schatting voor de waarde p gemaakt. Hierbij is alleen gebruik gemaakt van de jaarreeksen met vijf of meer bepalingen gedurende het zomerhalfjaar, die voldeden aan het criterium voor mogelijke fosfaatlimitatie.



Figuur 15: Zomergemiddelden van totaal-P vs. chlorofyl-a

Ieder symbool heeft betrekking op één monsterpunt en jaar van bemonstering. Gemiddelden, gebaseerd op minder dan vijf bepalingen zijn weergegeven met kleinere symbolen.

- a. ● mediane waarde voor ortho-P in zomerhalfjaar $\leq 0,01$ mg/l;
- mediane waarde voor ortho-P in zomerhalfjaar $\leq 0,03$ mg/l;
- mediane waarde voor ortho-P in zomerhalfjaar $> 0,03$ mg/l;
- . mediane waarde voor ortho-P onbekend. De lijn geeft de grens aan van meren met mogelijk fosfaatlimitatie.
- b. Betekenis van symbolen voor monsterpunten en jaren van bemonstering met fytoplankton-TE 1 identiek aan figuur 15a;
- . mediane waarde voor ortho-P onbekend, of TE $\neq 1$, of TE onbekend. De lijn geeft de bovengrens voor chlorofyl-a aan van monsterrreeksen van TE 1.
- c. Als figuur 15a, voor jaarreeksen die betrekking hebben op fytoplankton-TE 2.
- d. Als figuur 15a, voor jaarreeksen die betrekking hebben op overige fytoplankton-TE's.

Omdat het aantal jaarreeksen dat per (sub)TE hieraan voldoet meestal beperkt was, zijn vervolgens de (sub)TE's samengevoegd tot drie groepen:

- meren en plassen met een volledige en permanente dominantie van *Lyngbya/Oscillatoria*: $p = 1250 \mu\text{g}/\text{mg}$ (figuur 15b);
- meren en plassen met co-dominantie van *Lyngbya/Oscillatoria* en/of *Oscillatoria agardhii*; deze hebben als grenswaarde $p = 900 \mu\text{g}/\text{mg}$ (figuur 15c);
- alle overige meren en plassen (chlorofyl-a-gehalte $> 40 \mu\text{g}/\text{l}$): $p = 600 \mu\text{g}/\text{mg}$ (figuur 15d).

De derde eutrofiëringsenquête gaf voor meren met een dominantie van draadvormige blauwwieren $p = 1428 \mu\text{g}/\text{mg}$ en voor de overige meren $p = 625 \mu\text{g}/\text{mg}$ (CUWVO, 1987, Lijklema et al., 1988). Zie ook bijlage 1 voor het verband tussen fytoplanktontype en zomergemiddelden van chlorofyl-a en totaal-P.

Voor een significante vermindering van het chlorofyl-a-gehalte via reductie van het gehalte totaal-P dient in ieder geval sprake te zijn van fosfaatlimitatie gedurende een deel van het groeiseizoen. Fosfaatlimitatie kan mogelijk optreden indien voldaan wordt aan relatie (1) (feitelijke waarden), of relatie (2) (grenswaarden). Uit relatie (3) volgt dat een verlaging van het chlorofyl-a-gehalte te verwachten is indien:

$$[P]_{\text{nieuw}} < [A]/p \quad (4)$$

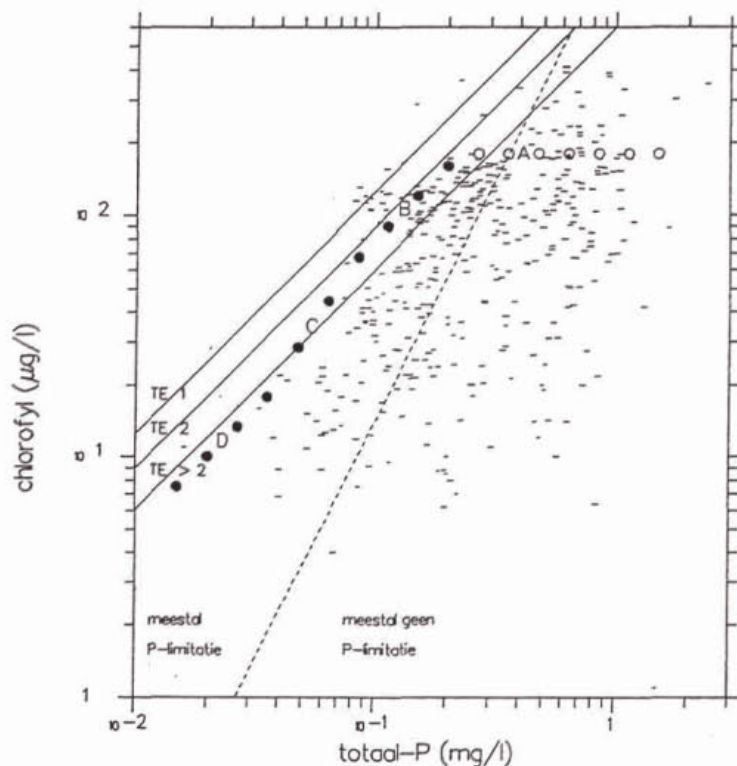
In tabel 12 staat voor een aantal relevante chlorofyl-a-gehalten (zie § 6.2 en § 8.3) de grenswaarde voor [P] per p-waarde aangegeven. Tevens is aangegeven bij welke fosfaatconcentraties fosfaatlimitatie nog mogelijk is.

Tabel 12: Maximale waarde voor [P] waarbij nog fosfaatlimitatie kan optreden volgens relatie (2) en grenswaarden voor [P] (mg/l) voor verschillende chlorofyl-a-gehalten en p-waarden ($\mu\text{g}/\text{mg}$) volgens relatie (4).

chlorofyl-a ($\mu\text{g}/\text{l}$)	totaal-P (mg/l)			
	fosfaatlimitatie mogelijk indien totaal-P \leq	grenswaarde totaal-P \leq		
		p=600	p=900	p=1250
40	0,17	0,07	0,04	0,03
60	0,21	0,10	0,07	0,05
100	0,27	0,17	0,11	0,08
150	0,33	0,25	0,17	0,12

In figuur 16 voor een denkbeeldig meer aangegeven wat het effect is van fosfaatreductie. Het meer heeft een hoog fosfaat- en chlorofyl-a-gehalte. Het bijbehorende punt ligt rechtsboven in het scatterdiagram, rechts van de lijn uit figuur 15a. Bijgevolg zal een verlaging van het totaal-P-gehalte niet leiden tot een verlaging van het chlorofyl-a-gehalte; daartoe dient eerst aan relatie (2) voldaan te worden (traject A in figuur 16). Afhankelijk van het fytoplanktontype zal bij een bepaald totaal-P-gehalte een verdere verlaging daarvan wel resulteren in een verlaging van het chlorofyl-a-gehalte. De reductie verloopt volgens één van de bovengrenzen uit figuur 15b-d (traject B in figuur 16). Op een gegeven moment zullen de condities (nutriënten) zodanig geworden zijn dat een ander

fytoplanktontype kan gaan domineren. Dit hoeft niet een stabiele situatie te zijn. Gedurende enkele jaren kan het systeem een 'flip-flop'gedrag vertonen. Het verband tussen chlorofyl-a en totaal-P verloopt in principe via traject C naar traject D, hetgeen de bovengrens is van de relatie voor een ander fytoplanktontype.



Figuur 16: Hypothetisch voorbeeld van herstel van een door fytoplankton gedomineerd meer middels fosfaatreduktie.

- zomergemiddelden totaal-P vs chlorofyl als in figuur 14;
 ○ idem voor hypothetisch meer, fytoplankton niet P-gelimiteerd;
 ● idem voor hypothetisch meer, met P-limitatie. Tevens zijn de drie bovengrenzen voor chlorofyl-a aangegeven die horen bij meren met een bepaalde fytoplankton-samenstelling, alsmede de benedengrens voor mogelijk fosfaatgelimiteerde meren (zie ook figuur 15). Het herstel verloopt vanaf A via B en C naar D.

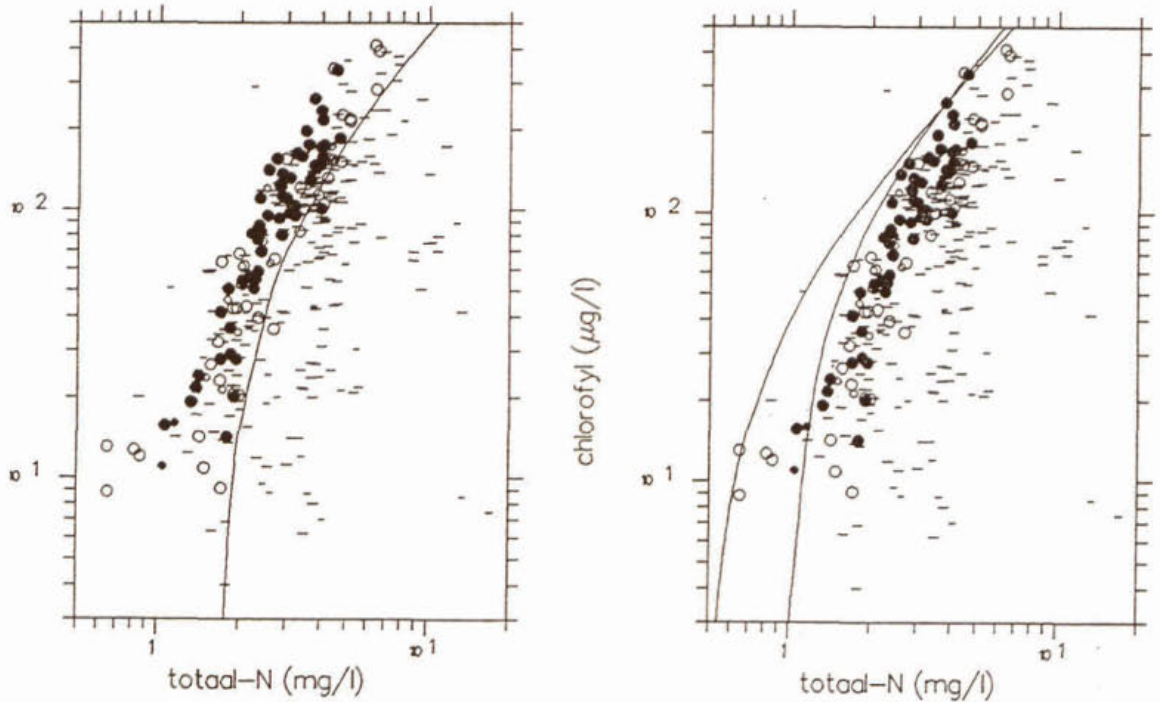
5.6.2 relaties tussen chlorofyl-a en N

In figuren 17 is de relatie weergegeven tussen de zomergemiddelden van chlorofyl-a en totaal-N. Het chlorofyl-a-gehalte is naar boven begrensd bij een bepaalde concentratie totaal-N, maar er is geen sprake van een benedengrens.

In figuur 17 zijn met cirkels die jaarreeksen aangegeven waarbij de fytoplankton-groei mogelijk stikstofgelimiteerd is volgens het criterium:

mogelijk stikstoflimitatie indien mediane
 waarden nitraat, nitriet en $\text{NH}_4\text{-N} \leq$ detectiegrens (5)

De detectiegrens varieert per beheerder. Als 'strengere' eis voor de detectiegrens is een waarde van maximaal 0,5 mg/l nitraat + nitriet en maximaal 0,1 mg/l ammonium-N aangenomen. Een 'soepelere' detectiegrens van maximaal 1,2 mg/l



Figuur 17: Zomergemiddelden van totaal-N vs. chlorofyl-a.

Ieder symbool heeft betrekking op een monsterpunt en jaar van bemonstering. Gemiddelden, gebaseerd op minder dan vijf bepalingen zijn weergegeven met kleinere symbolen. Cirkels: fytoplanktongroei mogelijk stikstofgelimiteerd. Gevulde cirkels: zomergemiddelde nitraat + nitriet $\leq 0,5$ mg/l en $\text{NH}_4\text{-N} \leq 0,1$ mg/l; open cirkels: zomergemiddelde nitraat + nitriet $\leq 1,2$ mg/l en $\text{NH}_4\text{-N} \leq 0,1$ mg/l; balkjes: zomergemiddelde nitraat, nitriet en $\text{NH}_4\text{-N}$ anders of onbekend. a. de lijn geeft de grens aan van monsterreeksen met mogelijk stikstoflimitatie; b. de lijnen geven de bovengrens aan voor chlorofyl-a van monsterreeksen, uitgaande van waarden van $[\text{N}_0]$ van resp. 0,5 en 1,0 mg/l.

De benedengrens voor het gebied met mogelijk stikstoflimitatie is (lijn op het oog getrokken):

$$[\text{A}]_{\text{lim}} = 60 \cdot [\text{N}] - 95 \quad (6)$$

waarin

$[\text{A}]_{\text{lim}}$ = fytoplanktonconcentratie uitgedrukt als chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$), bij stikstoflimitatie

$[\text{N}]$ = totaal-N-concentratie in het water (mg N/l)

De bovengrens voor de relatie totaal-N en chlorofyl-a wordt gegeven door de vergelijking (CUWVO, 1987):

$$[A]_{\max} = n \cdot ([N] - [N_0]), \quad (7)$$

waarin

- $[A]_{\max}$ = maximaal bereikbare fytoplanktonconcentratie uitgedrukt als chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$)
 $[N]$ = totaal-N-concentratie in het water (mg N/l)
 $[N_0]$ = niet voor algen beschikbare N
 n = constante

De variatie in n per TE is verwaarloosd (zie bijlage 2 voor het verband tussen fytoplanktontype en zomergemiddelden van chlorofyl-a en totaal-N). $[N_0]$ is niet nauwkeurig bekend. In figuur 17b is de bovengrens volgens vergelijking (6) aangegeven voor $N_0 = 0,5 \text{ mg/l}$ en voor $N_0 = 1,0 \text{ mg/l}$. De constante n is geschat voor de twee waarden van $[N_0]$:

$$\begin{aligned} [N_0] = 0,5 \text{ mg/l}: & \quad n = 80 \mu\text{g/mg} \\ [N_0] = 1,0 \text{ mg/l}: & \quad n = 95 \mu\text{g/mg} \end{aligned}$$

Voor de meeste meren en plassen lijkt de waarde voor $[N_0] = 1,0 \text{ mg/l}$ het meest waarschijnlijk. De derde eutrofiëringsenquête vond bij $[N_0] = 1 \text{ mg/l}$ een waarde voor $n = 0,896 \mu\text{g/mg}$ (CUWVO, 1987, Lijklema et al., 1988). Voor hoge $[N]$ -waarden levert de relatie (6) vrijwel identieke chlorofyl-a-gehalten voor verschillende schattingen van $[N_0]$.

Voor een significante vermindering van het chlorofyl-a-gehalte via reductie van het gehalte totaal-N dient in ieder geval sprake te zijn van stikstoflimitatie gedurende een deel van het groeiseizoen. Stikstoflimitatie kan mogelijk optreden indien voldaan wordt aan relatie (5) (feitelijke waarden), of relatie (6) (grenswaarden). Uit relatie (7) volgt dat een verlaging van het chlorofyl-a-gehalte te verwachten is indien:

$$[N]_{\text{nieuw}} < [N_0] + [A]/n \quad (8)$$

In tabel 13 staat voor een aantal relevante chlorofyl-a-gehalten (zie § 6.2 en § 8.3) $[N]$ aangegeven. Tevens is aangegeven bij welke concentratie totaal-N nog stikstoflimitatie mogelijk is.

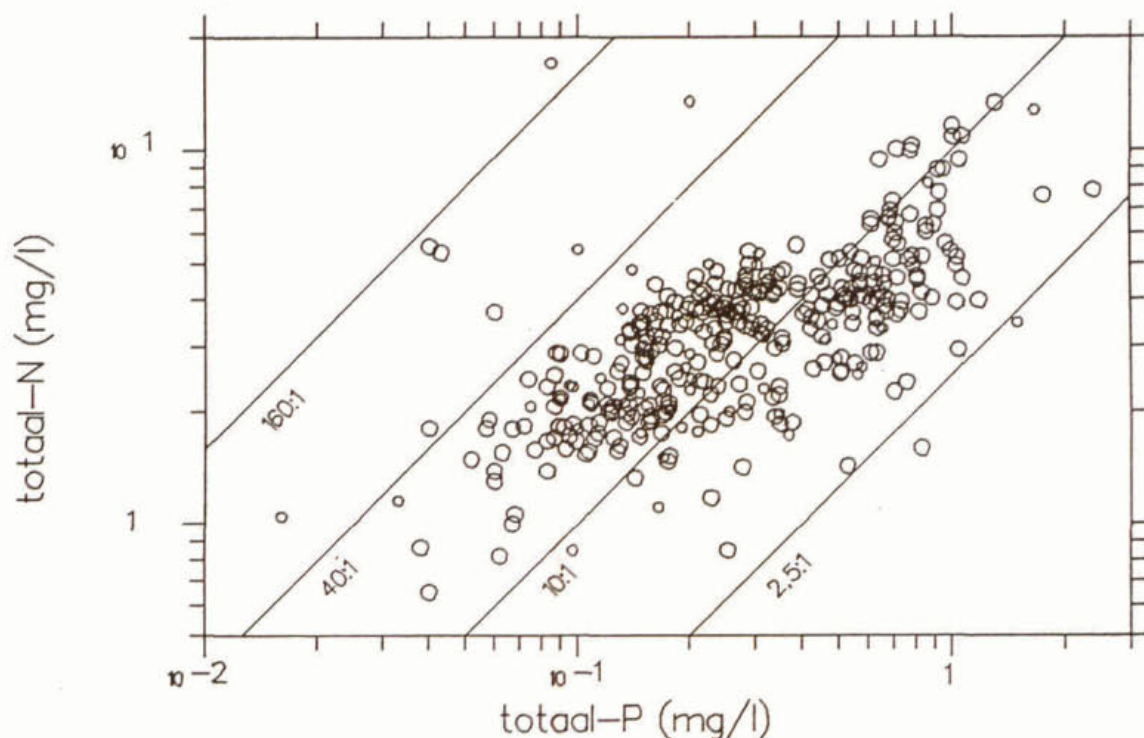
Tabel 13: Maximale waarde voor $[N]$ waarbij nog stikstoflimitatie kan optreden volgens relatie (6) en streefwaarden voor totaal-N (mg/l) voor verschillende chlorofyl-a-gehalten en $[N_0]$ volgens relatie (8).

chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$)	totaal-N (mg/l)			
	stikstoflimitatie mogelijk indien totaal-N kleiner dan:	streefwaarde totaal-N \leq		
		$[N_0]$ =0,5	$[N_0]$ =1,0	$[N_0]$ =?
40	2,3	1,0	1,4	$\approx 1,2$
60	2,6	1,3	1,6	$\approx 1,5$
100	3,3	1,8	2,1	$\approx 1,9$
150	4,1	2,4	2,6	$\approx 2,5$

5.6.3 Relaties tussen N en P

Er is voor de meren en plassen in het STOWA-bestand een goed verband tussen het totaal-P- en het totaal-N-gehalte gevonden (figuur 18). Wel neemt het totaal-P-gehalte sneller toe. De N/P-verhouding in het zomerhalfjaar daalt dus bij toenemende nutriëntengehalte. Dat vertaalt zich in een wat andere samenstelling van het fytoplankton: meer *Oscillatoria agardhii* en Chlorococcales, minder *Lyngbya/Oscillatoria* (zie bijlage 4). Verlaging van de nutriëntenconcentraties kan niet alleen leiden tot een verminderd chlorofyl-a-gehalte, maar ook tot een gewijzigde samenstelling van het fytoplankton. De natuurlijke situatie met een relatieve P-beperking geldt vermoedelijk niet meer bij de hoogste P-belastingen (bovengrens circa de extreme *Lyngbya/Oscillatoria*-meren). Meren met *Anabaena*-dominantie zitten niet of nauwelijks in het bestand; wellicht treedt deze dominantie op bij een combinatie van lage N/P-verhouding en wat lagere nutriëntengehalten.

Het verband tussen ortho-P en $\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$ is eveneens onderzocht. Beperkingen in de detectiegrens van de analyse-apparatuur laten alleen als conclusie toe dat zomergemiddelden en -medianen geregeld boven de detectiegrens voorkomen.



Figuur 18: Zomergemiddelden van totaal-N vs. totaal-P.

Ieder symbool heeft betrekking op een monsterpunt en jaar van bemonstering. Gemiddelden, gebaseerd op minder dan vijf bepalingen zijn weergegeven met kleinere symbolen. De schuine lijnen verbinden punten met gelijke N/P-verhouding.

5.6.4 relaties tussen doorzicht en chlorofyl-a

De relatie doorzicht - chlorofyl-a (figuur 19) wordt als volgt omschreven (CUWVO, 1987, Lijklema et al., 1988):

$$1,6/S = 1,6/S_0 + \beta \cdot [A] \quad (9)$$

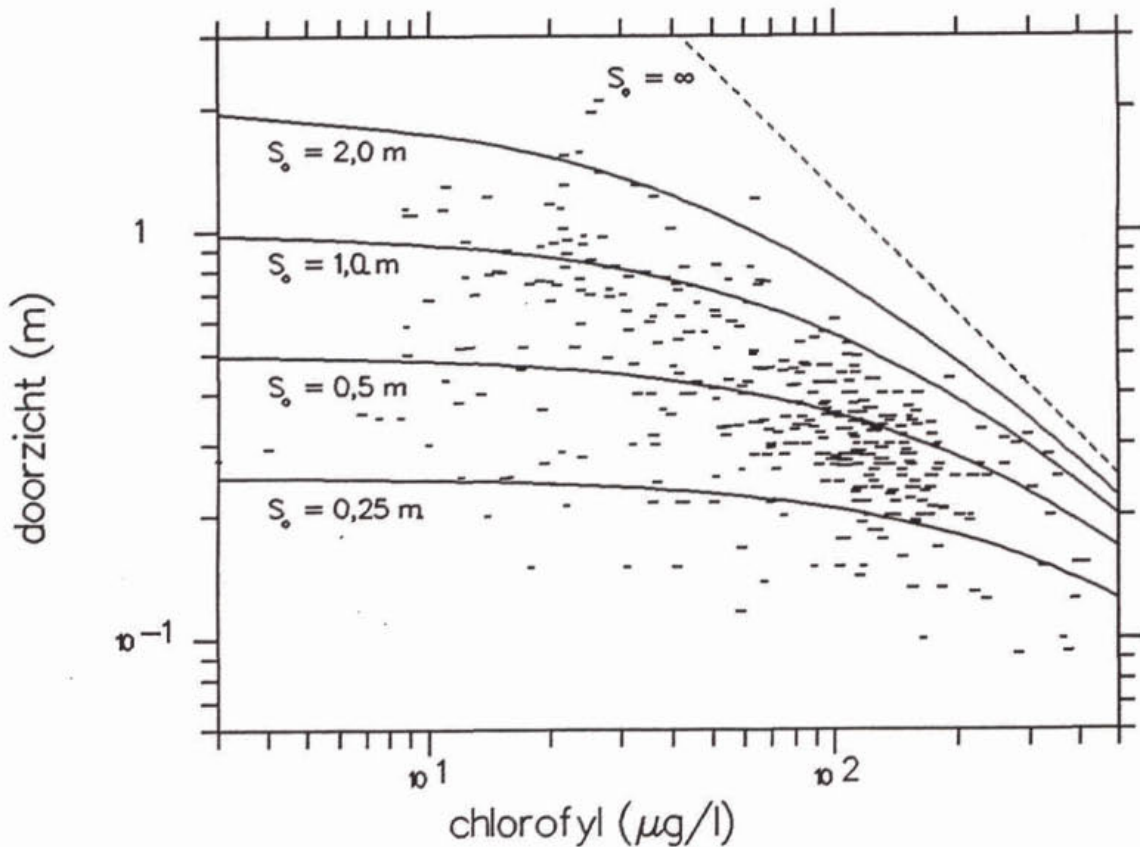
waarin:

S = doorzicht (m)

S_0 = achtergronddoorzicht (m), het (theoretische) doorzicht bij afwezigheid van algen.

$[A]$ = chlorofyl-a-gehalte ($\mu\text{g/l}$ of mg/m^3)

β = specifieke extinctie van chlorofyl-a (m^2/mg)



Figuur 19: Verband tussen doorzicht met achtergronddoorzicht en chlorofyl-a.

Ieder symbool heeft betrekking op een monsterpunt en jaar van bemonstering. Gemiddelden, gebaseerd op minder dan vijf bepalingen zijn weergegeven met kleinere symbolen. De doorlopende lijnen verbinden punten met een gelijk achtergronddoorzicht van resp. 0,25 m, 0,5 m, 1,0 m en 2,0 m. Met de stippellijn wordt het theoretisch maximale doorzicht aangeduid (doorzicht alleen afhankelijk van fytoplanktonconcentratie, niet van het achtergronddoorzicht).

Bij chlorofyl-a-concentraties rond de detectiegrens is het doorzicht vrijwel volledig gelijk aan het achtergronddoorzicht. Het achtergronddoorzicht (S_0) blijkt bij de onderzochte meren en plassen sterk te kunnen variëren, van minder dan 20 cm tot meer dan 2 m. Bij een hoog achtergronddoorzicht wordt bij hoge chlorofyl-a-concentraties het doorzicht grotendeels bepaald door de term $\beta \cdot [A]$. De waarde van β wordt voor ondiepe meren en plassen geschat op ongeveer 0,013 m²/mg. Hierbij is variatie in β voor verschillende fytoplanktongemeenschappen verwaarloosd (zie ook bijlage 3 voor het verband tussen fytoplanktontype en zomergemiddelden van chlorofyl-a en doorzicht). De derde eutrofiëringsenquête (CUWVO, 1987) komt via een andere schattingsmethode op $\beta = 0,024$ m²/mg (CUWVO, 1987, Lijklema et al., 1988). De hierboven genoemde waarde voor β is in betere overeenstemming met literatuurgegevens volgens welke $\beta \approx 0,014$ m²/mg (Atlas & Bannister, 1980, Kirk, 1983).

Uitgaande van gevonden waarden voor [A] en S kan het achtergronddoorzicht van een willekeurig meer geschat worden:

$$1/S_0 = 1/S - \beta \cdot [A]/1,6$$

Een grenswaarde voor het doorzicht, S_{gr} , kan bereikt worden door verhoging van het achtergronddoorzicht of verlaging van het chlorofyl-a-gehalte.

Indien alléén S_0 verhoogd wordt, geldt als voorwaarde:

$$(1/S_0)_{gr} \leq 1/S_{gr} - \beta \cdot [A]/1,6$$

indien alléén [A] gereduceerd wordt, geldt als voorwaarde:

$$[A]_{gr} \leq 1,6 \cdot (1/S_{gr} - 1/S_0)/\beta$$

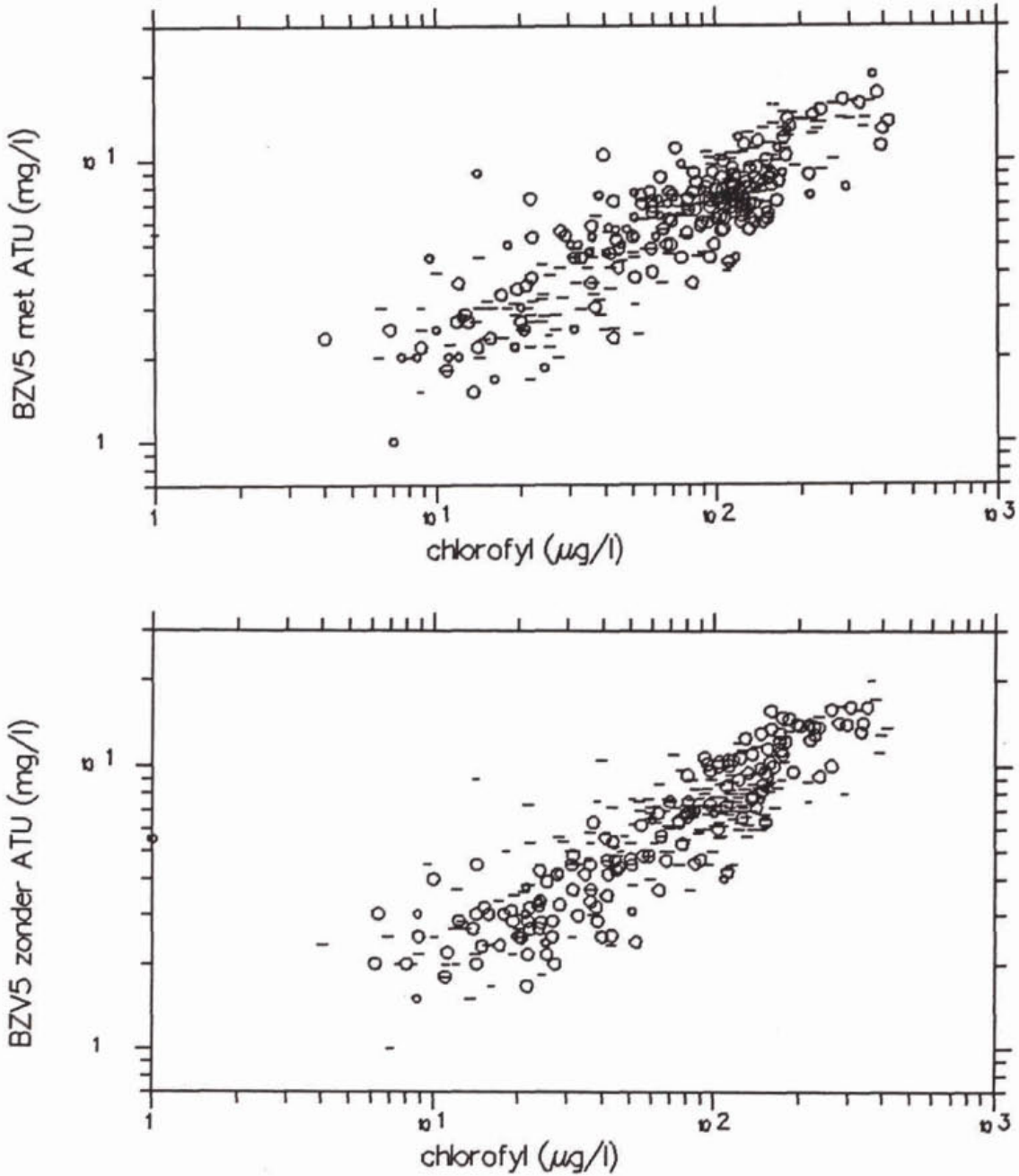
5.6.5 Opbouw en afbraak

Het biochemisch zuurstofverbruik (BZV) en het zuurstofgehalte of het zuurstofverzadigingspercentage worden in beoordelingssystemen vaak als graadmeter voor opbouw- en afbraakprocessen gebruikt (Klapwijk, 1988). Omdat in de meeste onderzochte meren en plassen fytoplankton een centrale rol speelt, is voornamelijk gekeken naar het verband tussen het gehalte chlorofyl-a en bovenstaande variabelen.

Het biochemisch zuurstofverbruik vertoont een goed verband met chlorofyl-a voor door fytoplankton gedomineerde meren (figuur 20). Klapwijk (1988) kwam voor de Zuid-Hollandse meren en plassen tot een zelfde conclusie. Het is opvallend dat er geen duidelijk verschil is tussen de bepalingen met en zonder ATU. De op theoretische gronden al problematische variabele (Wilderer et al., 1977, van Stralen & Kersting, 1977) levert geen duidelijke meerwaarde op voor beoordeling. BZV wordt daarom niet in dit beoordelingssysteem opgenomen.

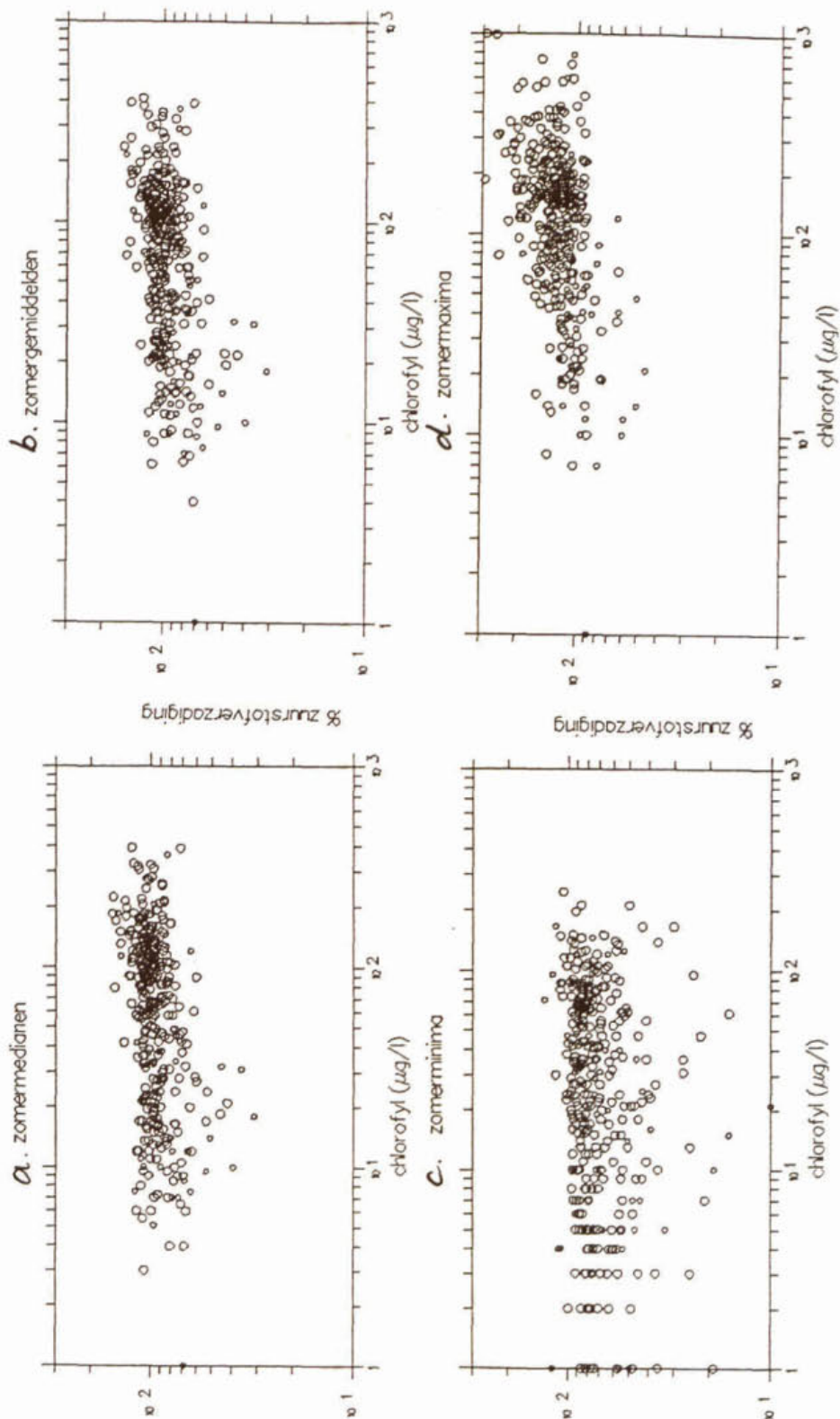
Het O₂-verzadigingspercentage vertoont slechts een zeer zwak verband met het chlorofyl-a-gehalte (figuur 21). Het doet er daarbij niet toe of er uitgegaan wordt van zomergemiddelden, -medianen, -minima of -maxima. De mediane en de gemiddelde zomerwaarde ligt rond 100%. Indien deze waarde lager is dan circa 60% kan het zinvol zijn de oorzaak te achterhalen. Dit is in het STOWA-bestand zelden het geval. Incidenteel lage waarden worden op wat meer plaatsen

gevonden. Het zuurstofverzadigingspercentage is buiten het beoordelingsysteem gelaten, met name omdat de sterke periodieke schommeling in zuurstofgehalte gedurende een etmaal een groot praktisch probleem vormt (van Vierssen et al., 1989a, 1989b, Tolkamp et al., 1989).



Figuur 20: Zomergemiddelden van chlorofyl-a vs. BZV.

Ieder symbool heeft betrekking op een monsterpunt en jaar van bemonstering. Gemiddelden, gebaseerd op minder dan vijf bepalingen zijn weergegeven met kleinere symbolen. Boven: bepalingen met ATU; onder: bepalingen zonder ATU.



Figuur 21: Chlorofyl-a vs. percentage zuurstofverzadiging.

Ieder symbool heeft betrekking op een monsterpunt en jaar van bemonstering. Gemiddelden, gebaseerd op minder dan vijf bepalingen zijn weergegeven met kleinere symbolen.

a. zomermedianen; b. zomergemiddelden; c. zomerminima; d. zomermaxima.

6 LITERATUURSTUDIES

6.1 vissen

In § 2.3 is de cruciale plaats van vissen in het voedselweb van meren en plassen besproken. In de figuren 2 en 3 is onder meer geïllustreerd dat de samenstelling van de visstand indicatief kan zijn voor de toestand van het watersysteem. Lammens (1986) gaf een aanzet tot de indeling van meren en plassen op basis van de visstand. Deze indeling is verder uitgewerkt door Grimm (1989).

In het kader van dit deelproject is door Witteveen + Bos een literatuurstudie uitgevoerd naar de bruikbaarheid van visstandgegevens voor de ecologische beoordeling van meren en plassen (STORA, 1991). De beschikbaarheid van bruikbare visstandgegevens van de circa 90 voor het deelproject geselecteerde meren en plassen bleek beperkt tot slechts 13 meren. Bovendien waren deze gegevens door verschillende visploegen verzameld, hetgeen de onderlinge vergelijkbaarheid bemoeilijkte. Voor een goed beeld van de visstand in relatie tot de toestand van het watersysteem worden drie invalshoeken voorgesteld: a) de diversiteit van de visstand, b) de verhouding piscivore/planktivore vis en c) de groei van de dominante vissoort.

Teneinde de diversiteit van de visstand te karakteriseren is gekozen voor het aantal soorten in de vangst, de Shannon-Wiener index en het codominante soortenpaar (STORA, 1991). Bij de verhouding piscivore/planktivore vis wordt onder piscivore vis verstaan alle snoek, baars en snoekbaars groter dan 10 cm, terwijl onder planktivore vis wordt verstaan alle brasem, blankvoorn en spiering kleiner dan 15 cm. De groei van de dominante vis is te bepalen door schubben te verzamelen en te lezen en te vergelijken met lengte en gewicht.

In het kader van actief biologisch beheer (ABB) is in Nederland een aantal proefprojecten uitgevoerd. Deze projecten leveren een schat aan gegevens, waaruit de relaties tussen de toestand van het watersysteem en de visstand in principe kunnen worden vastgesteld (De la Haye & Meijer, 1991). De Handleiding Actief Biologisch Beheer (Hosper et al., 1992) geeft een goed overzicht van de opgedane expertise en inzichten in voedselwebrelaties in meren en plassen.

6.2 makrofyten

6.2.1 algemeen

Een beoordeling van de waterkwaliteit op basis van waterplanten kan in principe op allerlei manieren vormgegeven worden. Zowel het voorkomen van individuele soorten als van waterplantengemeenschappen kan informatie over de waterkwaliteit opleveren. Het STOWA-bestand is te beperkt van omvang om als uitgangspunt te dienen voor de ontwikkeling van een beoordelingsmethode op basis van waterplanten. Omdat waterplanten zo'n belangrijke component zijn van de levensgemeenschap in ondiepe meren en plassen is desondanks gepoogd aan de hand van literatuurbronnen een toets te ontwikkelen. In de eerste plaats diende daartoe een benaderingswijze gekozen te worden.

Waterplantengemeenschappen

Aan een strikt plantensociologische benadering kleeft een aantal bezwaren. Goed ontwikkelde waterplantengemeenschappen zijn alleen te verwachten in wateren

van het middelste en hoogste kwaliteitsniveau. De inventarisatie van de verschillende in een meer of plas voorkomende gemeenschappen is bewerkelijk. Ook de evaluatie van de vegetatie-opnamen is een relatief ingewikkeld proces. De indeling volgens Westhoff & Den Held (1969) is op een aantal punten - ook volgens de auteurs - onbevredigend. Een recentere bewerking van een zeer groot bestand van vegetatie-opnamen (Den Held & Clausman 1985) heeft een te regionaal karakter. Waterplantengemeenschappen die karakteristiek zijn voor het pleistocene deel van Nederland ontbreken. Momenteel wordt een revisie ondernomen van de in Nederland voorkomende plantengemeenschappen (Schaminée et al., 1989). Deze revisie van de waterplantengemeenschappen nadert inmiddels zijn voltooiing (Schaminée 1988a, 1988b, Schaminée et al. 1988, 1990).

Voorzover een plantensociologische beoordelingsmethode zinvol geacht wordt, kan met de ontwikkeling van een dergelijke toets het beste gewacht worden totdat deze revisie beschikbaar is. Het nieuwe 'handboek' van plantengemeenschappen zal overigens niet alleen een overzicht geven van vegetatie-eenheden, maar ook informatie bevatten over milieu-omstandigheden, mogelijk beheer e.d. Onderzoek van de waterplantengemeenschappen lijkt voornamelijk vooral zinvol indien een beheerder zich een gedetailleerd beeld wil vormen van de toestand van een meer of plas, bijvoorbeeld ten behoeve van een beheersplan. Het valt daarmee buiten het bestek van een algemene, meer globale beoordelingsmethode voor meren en plassen.

Beoordeling op basis van een typologische indeling van meren en plassen

Overwogen is om een deelttoets te ontwikkelen op basis van een eenvoudiger typologie van waterplanten, waarbij de te onderzoeken wateren in zijn geheel beoordeeld worden. Als uitgangspunt kan dan onder meer de analyse van Van Katwijk & Roelofs (1988) dienen. Hun indeling is gebaseerd op vegetatie-opnamen per water in plaats van per vegetatietype binnen een water. Als maat voor de abundantie werd de maximaal behaalde bedekking in het water gekozen.

Van Katwijk en Roelofs onderscheiden 40 vegetatietypen. In de praktijk zijn deze typen niet altijd even eenvoudig te onderscheiden, doordat er in sommige gevallen een aanzienlijke overlap bestaat in kenmerkende soorten. Dit levert vooral problemen op in het - veel voorkomende - geval dat er nog slechts een verarmde variant van het vegetatie-type met slechts één of enkele dominante soorten aanwezig is. Bovendien ontbreken sommige vegetatietypen, die te verwachten zijn in ondiepe meren en plassen. Als voorbeeld kunnen genoemd worden: plassen met hoge bedekkingspercentages kranswieren (diverse typen, waarvan er maar één vermeld wordt), met nimfkruid (in opmars in Amstel- en Gooiland), met dominantie van bronmos (een duinplas in het STOWA-bestand). Een ander probleem is dat er soms wel en soms niet een directe relatie te leggen valt tussen het vegetatietype en de waterkwaliteit (bijv. wel bij het type met '*Littorella uniflora*', niet bij het 'type met *Elodea nuttallii*')

Indicatorwaarden van individuele taxa

Deze benadering is voor Nederlandse waterplanten het beste uitgewerkt door De Lyon en Roelofs (1986). Voor een samenvatting van dit rapport - inclusief de belangrijkste tabellen - kan verwezen worden naar Bloemendaal en Roelofs (1988). De gegevens in De Lyon & Roelofs (1986) zijn voornamelijk gebaseerd op

waterplantenvegetaties in kleine wateren, zoals sloten en vennen. De groeimogelijkheden voor waterplanten verschillen in een dergelijk milieu vaak aanzienlijk van die in meren en plassen (zeer ondiep en beschermt, vaak intensief beheerd door schoningen). Een aantal factoren die bepalend zijn in grotere wateren ontbreekt. Genoemd kunnen worden factoren die verband houden met mate van beschutting, zoals strijklengte en diepte en factoren die inzicht geven in de mate van competitie met fytoplankton, zoals het chlorofylgehalte. Tenslotte is in het geheel geen rekening gehouden met de mate waarin verschillende factoren elkaar onderling beïnvloeden.

Responsiemodellen

Voor de volledigheid kunnen hier geavanceerder responsiemodellen genoemd worden zoals ICHORS (Barendrecht & Bootsma 1991). ICHORS is een hydro-ecologisch voorspellingsmodel op basis van een multiple logistische regressieanalyse, waarbij per soort optimumcurves voor abiotische parameters berekend worden. Een nadeel is dat steeds die variabelen gekozen zijn in het voorspellingsmodel, die statistisch gezien het beste de situatie in het onderzoeksgebied (Utrecht) weergeven. In een andere regio (of in dezelfde regio na een ingrijpend gewijzigd beheer) kan de voorspellende waarde geringer zijn. Het ICHORS-model kan dus niet op landelijke schaal in heel uiteenlopende aquatische milieus toegepast worden.

Kwalitatieve gegevens over de ecologie van waterplanten

Uiteindelijk is gekozen voor een beoordelingssysteem waarbij voor de theoretische onderbouwing volstaan kan worden met kwalitatieve gegevens over de verspreiding en oecologische niche van de afzonderlijke soorten. Bij het verzamelen van de gegevens is gebruik gemaakt van Arts, 1990, Bloemendaal & Roelofs, 1988, Den Held & Clausman, 1985, Van Katwijk & Roelofs, 1988, De Lyon & Roelofs, 1986, Mennema et al., 1980, 1985, Van der Meijden, 1990, Schaminée 1988a, 1988b, Weeda et al. (1985, 1987, 1988, 1991), Westhoff et al. (1970, 1971, 1973). Dit wordt in § 6.2.2. en § 8.1.1. nader toegelicht.

6.2.2 bouwstenen voor het beoordelingssysteem

Keuze van soorten

Alleen 'echte waterplanten' zijn opgenomen. Soorten die permanent submers of drijvend in het open water groeien of specifieke aanpassingen vertonen aan tijdelijk droogvallen van wateren met een wisselende waterstand. Niet opgenomen zijn oeverplanten en soorten die overwegend buiten het water groeien, maar tijdelijke inundatie verdragen. Voor de keuze van vaatplanten is uitgegaan van Runhaar et al. (1987) en De Lyon en Roelofs (1986) Bij mossen zijn alleen soorten opgenomen die vaak vrij in het water zweven of submers groeien (volgens Arts, 1990). Ten slotte zijn alle kranswieren toegevoegd. Zie bijlage 5 voor de uiteindelijke keuze van soorten.

Tolerantie en verspreiding van soorten

In § 2.2 zijn bij de ondiepe meren en plassen in Nederland vijf hoofdtypen onderscheiden. In bijlage 5 zijn de makrofyten - afzonderlijk voor ieder hoofdtype van meren en plassen - globaal ingedeeld in zes categorieën:

1. Kenmerkend en bedreigd
2. Kenmerkend en niet bedreigd
3. Minder kenmerkend
4. Minder kenmerkend, storingsindicator
5. Niet kenmerkend
6. Niet kenmerkend, storingsindicator

De status van een soort kan in ieder hoofdtype van meren en plassen verschillend zijn en hangt mede af van de gevoeligheid voor verzuring, eutrofiëring en/of de inlaat van gebiedsvreemd water. De gevoeligheid of tolerantie voor deze beïnvloedingsfactoren is eveneens aangegeven in bijlage 5. De hierboven genoemde categorieën kunnen als volgt omschreven worden:

1. kenmerkende en bedreigde soorten: De soorten in de eerste categorie stellen bijzonder hoge eisen aan de waterkwaliteit en worden (mede) daardoor bedreigd in hun voorkomen in meren en plassen in Nederland. Ze worden aangetroffen in plantengemeenschappen die karakteristiek zijn voor het hoofdtype. Bij vaatplanten en mossen is het gehanteerde criterium voor opname in categorie 1 in plaats van categorie 2 dat de betreffende soorten op de "Rode Lijst" van in Nederland verdwenen en bedreigde planten en mossen geplaatst zijn (Weeda, et al., 1991). Hiervan uitgezonderd zijn echter neofyten en soorten die altijd al uiterst zeldzaam geweest zijn. Een uitzondering is ook gemaakt voor *Najas marina* voorzover het het voorkomen in laagveenplassen betreft. De soort is in dit milieu relatief tolerant voor de inlaat van rivierwater en breidt zich lokaal zelfs uit. De "Rode lijsten" zijn gebaseerd op sterke achteruitgang in uurhokfrequentie (een uurhok is een kaartblad van 25 km²). Dit is een zeer conservatieve maat voor de feitelijke achteruitgang.

Kranswiervegetaties behoren tot de meest bedreigde plantengemeenschappen van meren en plassen (Op den Buijs, 1980, Schaminée et al., 1988). Met name zijn lage nutriëntenconcentraties essentieel voor het voorkomen. Enkele soorten kunnen zich wel redelijk handhaven in sloten. Mede om te vermijden dat lastige determinaties noodzakelijk zijn, zijn alle soorten kranswieren in de eerste categorie geplaatst.

2. kenmerkende en niet bedreigde soorten: De soorten in de tweede categorie worden aangetroffen in plantengemeenschappen die karakteristiek zijn voor het hoofdtype, maar stellen minder hoge eisen aan de waterkwaliteit. Het voorkomen in Nederland is (nog) niet bedreigd. De soorten zijn minder tolerant voor een verslechtering van de waterkwaliteit dan soorten uit de derde en vierde categorie.

3. minder kenmerkende soorten: Deze categorie omvat twee groepen van soorten. In de eerste plaats worden tot deze categorie soorten gerekend, die worden aangetroffen in plantengemeenschappen die minder karakteristiek zijn voor het hoofdtype, maar veeleer wijzen op een overgang naar een ander hoofdtype of een storingsvariant. In de tweede plaats worden tot deze categorie soorten gerekend die tolerant zijn voor een verslechtering van de waterkwaliteit door verzuring, eutrofiëring en/of inlaat van gebiedsvreemd water. Ze kunnen zich daardoor ook in wateren van het laagste aanvaardbare kwaliteitsniveau handhaven. Het zijn tevens de laatste soorten die verdwijnen bij een stelselmatige verslechtering van de waterkwaliteit. Het abundant voorkomen in een water is echter geen extra aanwijzing voor een verslechterende waterkwaliteit.

4. minder kenmerkende soorten, storingsindicatoren: De soorten uit deze categorie verschillen alleen van die uit de vorige categorie doordat het abundant voorkomen een extra aanwijzing is voor een verslechterende waterkwaliteit.

Plaatsing in de derde of vierde categorie is afhankelijk van het hoofdtype. Per hoofdtype kunnen de meest relevante beïnvloedingsfactoren immers verschillend zijn:

- zachte wateren: indien tolerant voor ernstige verzuring, eutrofiëring, hard water en/of gebiedsvreemd rivierwater.
- duinwateren: indien tolerant voor eutrofiëring en/of gebiedsvreemd rivierwater.
- laagveentype: indien tolerant voor eutrofiëring en/of gebiedsvreemd rivierwater.
- brakke wateren: indien tolerant voor zwak brak water, maar niet gevoelig voor verzoeting.
- overige harde wateren: indien tolerant voor eutrofiëring en/of gebiedsvreemd rivierwater.

5. niet kenmerkende soorten: In deze categorie worden alle soorten geplaatst die normaal gesproken geen deel uitmaken van de waterplantengemeenschappen in het betreffende hoofdtype van meren en plassen, ongeacht de gevoeligheid voor verzuring, eutrofiëring en/of inlaat van gebiedsvreemd water. Het abundant voorkomen in een water is echter geen extra aanwijzing voor een verslechterende waterkwaliteit.

7 BOUWSTENEN VOOR HET ECOLOGISCH BEOORDELINGSSYSTEEM

7.1 ecologische uitgangspunten

Ondiepe meren en plassen onderscheiden zich van diepe meren en plassen, zoals wielen en diepe zand- of grindgaten door het ontbreken van een duidelijke temperatuurstratificatie. Als vuistregel voor het onderscheid tussen diepe en ondiepe meren wordt daarom een gemiddelde diepte van 6 m gehanteerd.

Het ecologisch beoordelingssysteem dient gebaseerd te zijn op een zo eenvoudig mogelijke, praktisch haalbare methode. In het beoordelingssysteem dienen karakteristieken gebruikt te worden die zowel de structuur als het functioneren van het ecosysteem belichten.

De STOWA-bestanden, die een afspiegeling zijn van de diversiteit aan typen meren en plassen in Nederland, bevatten vrijwel geen onverstoorde wateren; wel laten ze een groot aantal verstoorde wateren zien. De belangrijkste versturende invloeden voor levensgemeenschappen in meren en plassen zijn eutrofiëring, inlaat van gebiedsvreemd water, vergiftiging en verzuring. Grofweg zijn deze verstoorde wateren te verdelen in troebele en zeer zure wateren (§ 3.2). Opvallend is dat de van oorsprong hoge diversiteit aan typen meren en plassen door verstoringen van verschillende aard genivelleerd is tot een tweetal typen storingsvarianten. Het is veelal onmogelijk te discrimineren op de verstoringfactor die primair verantwoordelijk is voor het ontstaan van troebele meren.

In § 2.2 is aangegeven dat er, op basis van literatuurgegevens, binnen het type meren en plassen een aantal hoofdtypen kan worden onderscheiden. Deze hoofdtypen zijn:

1. Zachte, zwak of niet gebufferde wateren.
2. Voedselarme duinplassen.
- 3a. Wateren in laagveengebieden.
- 3b. Oude afgesneden rivierarmen.
4. Min of meer brakke wateren.
5. De resterende meren en plassen met vrij hard tot hard water.

In het beoordelingssysteem speelt bovenstaande splitsing een rol bij de beoordeling van de vegetatie. Daarbij kan volstaan worden met het onderscheiden van vijf hoofdtypen door samenvoegen van de hoofdtypen 3a en 3b.

In § 2.2 is tevens ingegaan op de invloed van de belangrijkste verstoringen op de ecosystemen van de genoemde hoofdtypen. In figuur 1 zijn de vijf hoofdtypen en de belangrijkste storingsvarianten aangegeven.

In § 3.1 is reeds ingegaan op kwaliteitsniveaus. Bij het toekennen van een kwaliteitsoordeel aan een bepaald systeem zijn als referentiepunten de ondergrens van het hoogste niveau en het laagste niveau belangrijk.

Bij het hoogste niveau zijn bijzondere natuurwaarden aanwezig. Dit kan weerspiegeld worden in de aanwezigheid van gevoelige makrofyten. De ondergrens voor de laagste kwaliteit wordt bij troebele wateren gekenmerkt door een min of meer abrupte overgang van wateren met een dominantie van makrofyten naar volledig door mikrofyten gedomineerde wateren (§ 2.3).

Bij verzuurde wateren is de ondergrens voor de laagste kwaliteit minder duidelijk. Er treedt een meer geleidelijke afname van allerlei organismengroepen op tussen pH 7 en 4. Deze laatste constatering hebben echter geen algemene geldigheid, daar bijvoorbeeld zeer zachte wateren van nature al zuurder zijn dan zachte wateren en de natuurlijke pH-range in kleine wateren groter is dan in grote wateren. Het volledig verdwijnen van waterplanten is dus een te soepel criterium, terwijl het volledig verdwijnen van verzuringsgevoelige organismen een te streng criterium is.

7.2 Bouwstenen voor het ecologisch beoordelingssysteem

makrofyten

Het moge duidelijk zijn dat de structuur van het ecosysteem meren en plassen primair bepaald wordt door de makrofyten. Deze groep van organismen wordt dan ook een cruciale plaats in het beoordelingssysteem toebedacht. De achteruitgang van de kwaliteit van meren en plassen is goed te illustreren aan de hand van de achteruitgang in waterplantenvegetaties. Op basis van literatuuronderzoek is in § 6.2 voor de echte waterplanten per hoofdtype de mate van kenmerkendheid vastgesteld. Het is die mate van kenmerkendheid die in het beoordelingssysteem gebruikt zal worden om het ecologisch niveau vast te stellen. Hierbij wordt een schatting van de abundantie volgens een Tansley-achtige schaal gevolgd. Omdat de gebruikelijke Tansley-schaal mogelijkheden tot verschillende uitleg toelaat, wordt een nauwkeuriger omschrijving van de methode van opname gebezigd.

fytoplankton

Fytoplankton speelt een grote rol bij het herkennen van storingsvarianten. Deze rol is tweeledig. In de eerste plaats is de fytoplanktonbiomassa belangrijk. In dit onderzoek is daarvoor het chlorofyl-a-gehalte gebruikt. In tweede instantie geeft de soortensamenstelling de benodigde informatie. Een groot deel van de storingsvarianten wordt bepaald door het dominant optreden van fytoplankton-gemeenschappen. Dit project heeft tot doel te komen tot een landelijk toepasbaar beoordelingssysteem. Bijgevolg zijn grote concessies gedaan aan het uiteindelijk te gebruiken niveau van soortherkenning. Bestudering van de regionale bestanden liet wel het gebruik van een verdergaand determinatieniveau toe. De daaruit opgedane informatie is gebruikt om relaties vast te leggen en patronen in de periodiciteit te herkennen.

Analyse van de fytoplanktongemeenschappen heeft er toe geleid dat belangrijke typen aan de hand van slechts enkele dominante taxa herkend kunnen worden. Omdat fytoplankton sterk onderhevig is aan periodiciteit, dient een frequente bemonstering en analyse gehanteerd te worden.

Het gebruik van de fytoplanktonbiomassa is niet los te zien van soortensamenstelling en nutriëntengehalten in het water. De in § 5.3 onderscheiden typologische eenheden zijn gebaseerd op zowel de biomassa als de soortensamenstelling van het fytoplankton en kunnen net als de makrofyten gebruikt worden om het ecologisch niveau vast te stellen.

zoöplankton

De in het kader van dit project verzamelde zoöplanktongegevens zijn onvoldoende gebleken om een gedegen typologisch schema op te stellen. Niettemin is de grote

potentie van dit soort gegevens, ter verklaring van ecologische relaties in eutrofiërende systemen, reeds zichtbaar. Er is een correlatie gevonden tussen de zoöplankton-TE's en het chlorofyl-a-gehalte. De nu in tabel 10 beschreven TE's lenen zich bij uitstek voor aanvullende informatie ten behoeve van actief biologisch beheer. Hiertoe moet echter het zoöplankton frequenter worden bemonsterd en geanalyseerd dan bij dit project gedaan is. Wat betreft het determinatieniveau kan volstaan worden met determinatie tot op de soort voor Cladocera en Copepoda > 0,7 mm; voor de overige groepen, zoals Rotatoria en Copepoda < 0,7 mm, is determinatie van de groep voldoende (Hosper et al., 1992).

epifytische diatomeeën

De analyse van de epifytische diatomeeën geeft geen bevredigende aanknopingspunten voor een ecologische beoordeling. Het lijkt er sterk op dat de typologische indeling geografisch is bepaald. Binnen dit project zullen de epifytische diatomeeën dan ook niet gebruikt worden als ecosysteemkarakteristiek voor vaststelling van het ecologisch niveau of bepaling van de aard en mate van verstoring. Uit meer regionaal onderzoek is echter gebleken dat epifytische diatomeeën bij uitstek geschikt zijn voor ecologische beoordeling (Smit, 1990, Maasdam et al., 1992). Met name de signaleringsfunctie voor op gang zijnde veranderingen lijkt belangrijk te zijn. Daarnaast lijken epifytische diatomeeën uitstekend geschikt om tussen de verschillende watertypen te discrimineren.

vissen

In de literatuurstudie van visstandgegevens voor de ecologische beoordeling van meren en plassen (STORA, 1991) kunnen aanknopingspunten voor het te ontwikkelen beoordelingssysteem gevonden worden. Voor een goed beeld van de visstand in relatie tot de toestand van het watersysteem moeten drie indices in combinatie gebruikt worden: a) de diversiteit van de visstand, waarbij in dit onderzoek gekozen is voor het percentage brasem in de totale biomassa, b) de verhouding piscivore/planktivore vis en c) de groeisnelheid van de dominante vissoort (in het algemeen brasem).

In dit kader is het zinvol de aanwezigheid van de aasgarnaal (*Neomysis integer*) te beschouwen. Bij diverse proefprojecten actief biologisch beheer bleek de aasgarnaal de plaats van brasem (*Abramis brama*) in te kunnen nemen, nadat deze uit het systeem verwijderd was. Bij minder dan 100 volwassen individuen per m² is de kans op een zich goed ontwikkelende *Daphnia*-populatie groot.

fysica en chemie

Onder de fysische en chemische variabelen bleken duidelijke verbanden te bestaan tussen enerzijds de fytoplanktonbiomassa en anderzijds totaal-P, totaal-N en doorzicht. In STORA (1991) is tevens de relatie totaal-P en de visstand vastgesteld. De verhouding piscivore/planktivore vis neemt af indien de totaal-P-concentratie toeneemt. De relatie tussen diverse biotische componenten in meren en plassen en het doorzicht is cruciaal in deze studie (§ 2.3). Het is mogelijk gebleken met name in het cruciale traject van 40 - 100 µg chlorofyl-a/l relaties te leggen tussen de soortensamenstelling en biomassa van het fytoplankton en het totaal-P-gehalte. Hier zijn goede aanknopingspunten voor een beoordelingssysteem.

7.3 pakketten met te beoordelen ecosysteemvariabelen; deelttoetsen

Beoordeling van de ecosysteemkwaliteit geschiedt primair op basis van biologische karakteristieken. Voor een verdere diagnose kunnen ook abiotische karakteristieken gebruikt worden. Er is gekozen voor de ontwikkeling van een aantal pakketten met te toetsen ecosysteemvariabelen, die bij de beoordeling een verschillende functie hebben.

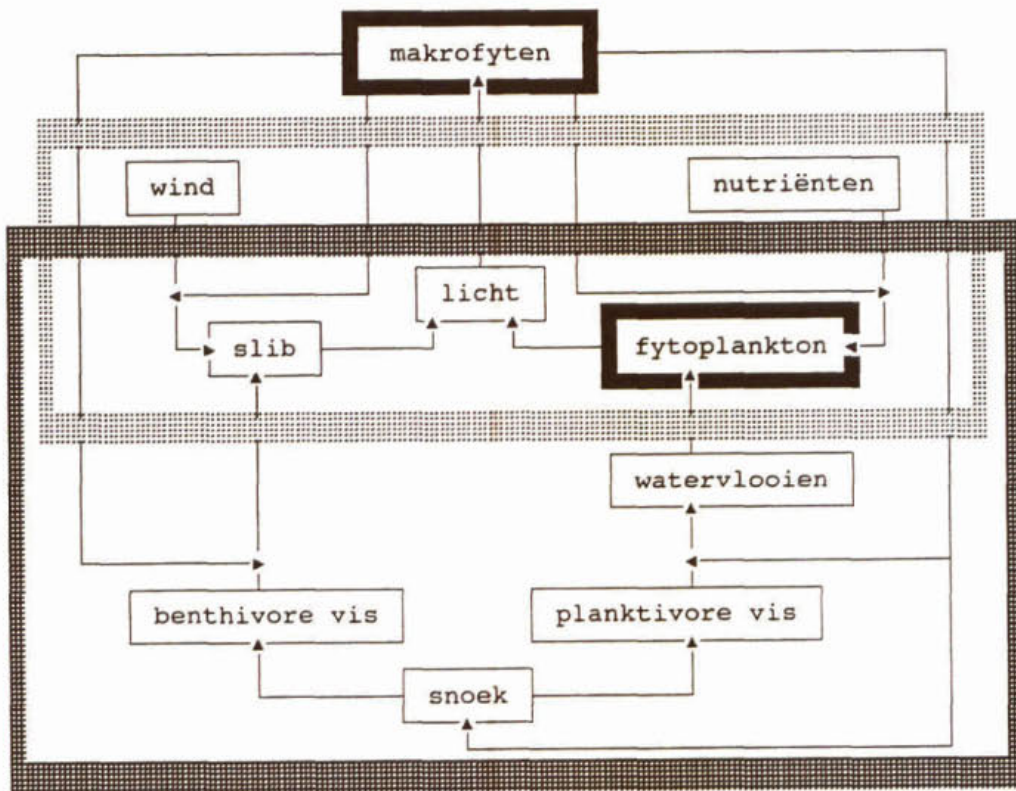
Het belangrijkste pakket, *de beoordelingsmethode*, omvat alle minimaal te analyseren variabelen en geeft uitsluitsel over het ecologisch niveau. Dit pakket dient altijd in de beoordeling betrokken te worden.

Het pakket met *achtergrondinformatie* omvat variabelen, die niet direct belangrijk zijn voor het discrimineren in ecologische niveaus. Wel is bij dit onderzoek gebleken dat vroeg of laat in het beheer de bepaling van deze variabelen onvermijdelijk is.



De eerste twee additionele pakketten zijn een minimale selectie van variabelen die aanvullende informatie leveren op het gebied van *nutriëntenbelasting* en *verzuring*. In het derde additionele pakket, *biotische interacties*, worden de relaties tussen visstand, zoöplankton en fytoplankton in geëutrofiëerde wateren nader onderzocht. De uitvoering van dit pakket is zinvol in die situaties waarin actief biologisch beheer door manipulatie van de visstand overwogen wordt.

Figuur 22 herhaalt de voedselwebrelaties zoals deze reeds in figuur 2 (§ 2.3) zijn weergegeven. De beide biotische componenten, makrofyten en fytoplankton, die te zamen voor de bepaling van het ecologisch niveau zorgdragen (de beoordelingsmethode), staan hierin prominent omkaderd. In de figuur zijn bovendien de twee groepen van componenten en relaties omkaderd die direct betrekking hebben op de additionele pakketten nutriëntenbelasting en biotische interacties.

Tabel 14 geeft een samenvatting van de bij de beoordeling te betrekken karakteristieken.



Figuur 22: Relaties tussen biota en abiota in heldere, niet verzuurde meren en plassen (naar De la Haye & Meijer, 1991).

De dik-omkaderde componenten bepalen het beoordelingssysteem.
 Met  zijn die componenten omkaderd die behoren tot het
 additionele pakket 'nutriëntenbelasting'.
 Met  zijn die componenten omkaderd die behoren tot het
 additionele pakket 'biotische interacties'.

Tabel 14: Overzicht van de te beoordelen ecosysteemkarakteristieken.

b e o o r d e l i n g s m e t h o d e	
deeltoets nr.	karakteristiek
1	makrofyten: soortensamenstelling
2	fytoplankton: soortensamenstelling chlorofyl-a

a c h t e r g r o n d i n f o r m a t i e	
makro-ionen:	pH EGV Ca ²⁺ -, Cl ⁻ gehalte
morfometrie:	diepte oppervlakte strijk lengte
waterbodemsamenstelling	

a d d i t i o n e l e p a k k e t t e n		
pakket	deeltoets nr.	karakteristiek
nutriëntenbelasting	2	fytoplankton: soortensamenstelling chlorofyl-a
	3	totaal-P en totaal-N
	4	doorzicht
verzuring	1	makrofyten: soortensamenstelling
	5	pH
biotische interacties	2	fytoplankton: soortensamenstelling chlorofyl-a
	4	doorzicht
	6	zoöplankton: soortensamenstelling
	7	verbrasemingsindices
	8	aasgarnaal

8 HET ECOLOGISCH BEOORDELINGSSYSTEEM

8.1 de beoordelingsmethode

Dit pakket omvat variabelen die direkt betrekking hebben op de ecosysteemkwaliteit. De karakteristieken die in dit pakket ondergebracht zijn, weerspiegelen in belangrijke mate de structuur en het functioneren van de levensgemeenschappen. Dit pakket is de basis voor de beoordeling van het ecologisch niveau van een meer of plas en dient dan ook altijd getoetst te worden. Het pakket omvat deelttoetsen voor makrofyten en fytoplankton.

Bij de beoordeling van de makrofyten is gekozen voor een soortgerichte benadering, met uitzondering van de kranswieren die als één groep worden meegenomen. Het doet er in dit beoordelingssysteem niet toe welke plantengemeenschappen precies aanwezig zijn, maar of de aanwezige soorten representatief zijn voor een goede of minder goede ecosysteemkwaliteit. De beoordeling van het fytoplankton wordt vooral gebruikt om uitsluitel te geven over de kwaliteitstoestand van sterk tot zeer sterk verstoorde ecosystemen.

De deelttoets voor de makrofyten betreft een analyse van de soortensamenstelling van echte waterplanten. Voor de deelttoets zijn formulieren ontworpen voor de vegetatie-opnamen (zie voor een voorbeeld figuur 23). Vegetatie-opnamen worden gemaakt volgens een strikt omschreven versie van de Tansley-methode (tabel 15).

De deelttoets voor het fytoplankton omvat analyses van chlorofyl-a en de fytoplanktensamenstelling. Voor de chlorofyl-a-bepaling wordt maandelijks gedurende het zomerhalfjaar (april tot en met september) het fytoplankton bemonsterd. Voor de bepaling van de fytoplanktensamenstelling dient eveneens gedurende het zomerhalfjaar maandelijks bemonsterd te worden maar bovendien dient één bemonstering in februari/maart en één bemonstering in oktober/november geanalyseerd te worden. De analyse van de fytoplanktensamenstelling bestaat uit een globale beschrijving van het fytoplanktonmonster, waarbij 'lastige taxa' niet tot op de soort gedetermineerd hoeven te worden. Er kan volstaan worden met een ruwe schatting van de relatieve frequentie van de (co-)dominante taxa, zoals *Microcystis*, *Oscillatoria agardhii* en *Lyngbya/Oscillatoria*.

8.1.1 deelttoets makrofyten: soortensamenstelling

Deze deelttoets is gebaseerd op een evaluatie van een vegetatieopname van in het water groeiende vaatplanten, mossen en kranswieren. Analooq aan Tansley-opnamen wordt in de vegetatieopname een schatting gemaakt van de abundantie van de soorten in het gehele water. Er worden dus geen afzonderlijke opnamen van vegetatietypen binnen het water gemaakt. De abundantie kan in een tiendelige schaal aangegeven worden (tabel 15).

Tabel 15: Tansley-code voor vegetatie-opnamen.

code	omschrijving	code	omschrijving
0	niet aangetroffen	5	lokaal abundant
1	zeldzaam	6	abundant
2	af en toe	7	lokaal dominant
3	lokaal frequent	8	codominant
4	frequent	9	dominant

Waterplantenvegetaties vormen meestal een mozaïek of zijn duidelijk gezoneerd aanwezig. Daarom dient de bedekking geschat te worden binnen die delen van het meer, waar de soort optimaal voorkomt, bijvoorbeeld ondiepe delen aan de beschutte zijde van het meer. De abundantie kan nu als volgt geschat worden:

- zeldzaam: slechts enkele individuen, alleen bij toeval of bij gericht zoeken te vinden;
- af en toe: weinig individuen/biomassa, maar bij goed bekijken van de vegetatie niet over het hoofd te zien;
- frequent: veel individuen, maar lage totale bedekking; indien alleen deze soort aanwezig is, is een groot deel van de bodem of het water zichtbaar;
- abundant: veel individuen, minder dan 50 % van de bodem of het wateroppervlak bedekkend;
- codominant: samen met een of meer andere soorten 50% of meer van de bodem of het wateroppervlak bedekkend. Co-dominante soorten ongeveer even algemeen;
- dominant: alleen 50% of meer van de bodem of het wateroppervlak bedekkend.

Met lokaal wordt bedoeld: de groeiplaatsen van de betreffende soort vormen geen zone langs de oeverlijn en evenmin, samen met patches van andere soorten een mozaïek.

Omdat nauwelijks 'harde' gegevens over meren en plassen met een hoog ecologisch kwaliteitsniveau beschikbaar waren, is gekozen voor een betrekkelijk ruwe benadering bij de beoordeling van de vegetatie-opname. Daartoe zijn in § 6.2 per hoofdtype zes categorieën van aquatische makrofyten onderscheiden)

1. Kenmerkend en bedreigd
2. Kenmerkend en niet bedreigd
3. Minder kenmerkend
4. Minder kenmerkend, storingsindicator
5. Niet kenmerkend
6. Niet kenmerkend, storingsindicator

Deze categorieën worden als volgt aan de in § 3.1 geïntroduceerde waterkwaliteitsniveaus gekoppeld. Soorten uit de eerste categorie vertegenwoordigen bijzondere natuurwaarden. Het voorkomen van dergelijke soorten wijst op minimaal het bijna hoogste kwaliteitsniveau. Analoog wijst het voorkomen van soorten uit de tweede categorie op minimaal het middelste kwaliteitsniveau. Het maximaal haalbare waterkwaliteitsniveau is afhankelijk van de mate waarin de soorten uit de vierde categorie op de voorgrond treden. Meren en plassen waarin deze soorten veel voorkomen, voldoen niet aan het referentiebeeld. De soorten uit de derde en vijfde categorie spelen alleen een rol bij de overgang van laagste naar beneden-laagste kwaliteitsniveau. Er moet dus een afweging gemaakt worden tussen abundanties van soorten uit de verschillende categorieën: minimumnormen voor alle categorieën en bovendien maximumnormen voor de vierde en zesde categorie.

In tabel 16 is aangegeven hoe de voorgestelde afweging in de deeltoets voor makrofyten geschiedt. In de deeltoets spelen alleen soorten die minimaal lokaal frequent aanwezig zijn een rol. Hiermee wordt voorkomen dat de uitkomst van de deeltoets sterk beïnvloed wordt door de grondigheid waarmee naar incidenteel voorkomende soorten gezocht is. Bijlage 5 geeft een overzicht van de makrofyten die een rol spelen in de beoordeling en hun plaatsing in één van de zes genoemde categorieën (die per hoofdtype verschillen).

Tabel 16: Schatting ecologisch niveau met behulp van de vegetatie-opname.

ecologisch kwaliteits-niveau	categorie 1: kenmerkende en bedreigde soorten	categorie 2: kenmerkende en niet bedreigde soorten	categorie 3+5: minder / niet kenmerkende soorten	categorie 4+6: minder / niet kenmerkende soorten storingsindicat.
hoogste niveau:	één of meer soorten minstens lokaal frequent	al dan niet aanwezig	al dan niet aanwezig	alle soorten hoogstens frequent
bijna hoogste niveau:	één of meer soorten minstens lokaal frequent	al dan niet aanwezig	al dan niet aanwezig	één of meer soorten minstens lokaal abundant
middelste niveau:	alle soorten hoogstens af en toe aanwezig	één of meer soorten minstens lokaal frequent	al dan niet aanwezig	al dan niet aanwezig
laagste niveau:	alle soorten hoogstens af en toe aanwezig	alle soorten hoogstens af en toe aanwezig	één of meer soorten minstens lokaal frequent	al dan niet aanwezig
laagste niveau:	alle soorten hoogstens af en toe aanwezig	alle soorten hoogstens af en toe aanwezig	al dan niet aanwezig	één of meer soorten minstens lokaal frequent
beneden-laagste niveau:	alle soorten hoogstens af en toe aanwezig	alle soorten hoogstens af en toe aanwezig	alle soorten hoogstens af en toe aanwezig	alle soorten hoogstens af en toe aanwezig

FORMULIER MAKROFYTEN - Hoofdtype 1: Zachte wateren

PLAATS:

DATUM:

Taxon	Rode Lijst	1 kenmerkend en bedreigd	2 kenmerkend en niet bedreigd	3 minder kenmerkend	4 minder kenmerkend, storings-indicator	5 niet kenmerkend	6 niet kenmerken storings-indicator
<i>Alisma gramineum</i>						□□□□	
<i>Apium inundatum</i>	3	□□□□					
Kranswieren		□□□□					

deeltoets 1:

□□□□□	□□□□□	□□□□□	□□□□□	□□□□□	□□□□□
1	2	3	4	5	6

LEGENDA

□□□□□	a = afwezig
□□□□□	b = abundanties 1 en 2
□□□□□	c = abundanties 3 en 4
□□□□□	d = abundanties 5 en 6
□□□□□	e = abundanties 7, 8 en 9

Figuur 23: Voorbeeld van een formulier voor deeltoets 1 (makrofyten).

Deeltoets 1: Toetsingskaart						
	1	2	3	4	5	6
	kenmerkend en bedreigd	kenmerkend en niet bedreigd	minder kenmerkend	minder kenmerkend, storings-indicator	niet kenmerkend	niet kenmerkend, storings-indicator
hoogste niveau						
bijna hoogste niveau						
bijna hoogste niveau						
middelste niveau						
laagste niveau						
laagste niveau						
laagste niveau						
laagste niveau						
beneden laagste niveau						

LEGENDA		a = afwezig b = abundanties 1 en 2 c = abundanties 3 en 4	d = abundanties 5 en 6 e = abundanties 7, 8 en 9
---------	--	---	---

Figuur 24: Toetsingskaart voor deeltoets 1 (makrofyten).

Om de handmatige uitvoering van de deeltoets te vereenvoudigen zijn formulieren ontworpen. Op de formulieren staan de soorten per categorie gerubriceerd. Er is een apart formulier voor ieder hoofdtype (zie figuur 23). Op het formulier worden de abundanties van de aangetroffen soorten aangekruist. Per categorie kan de hoogste aangetroffen abundantie nogmaals aangekruist worden in de rij hokjes onder aan het formulier. Vervolgens wordt een transparante toetsingskaart over deze rij hokjes gelegd (figuur 24). Op de toetsingskaart is aangegeven welke vakjes van het formulier niet aangekruist mogen zijn. Het resultaat van de deeltoets kan eenvoudig vastgesteld worden door de toetsingskaart over de rij hokjes te schuiven.

8.1.2 deeltoets fytoplankton: chlorofyl-a en soortensamenstelling

Uitgangspunt voor de deeltoets voor fytoplankton is dat een zeer hoge produktiviteit niet gewenst is. Als maat voor de produktiviteit wordt gekozen voor de gemiddelde waarde van de chlorofyl-a-bepalingen gedurende het zomerhalfjaar.

Om grenswaarden vast te leggen voor chlorofyl-a-gehalten zijn de volgende drie criteria getoetst aan de meren en plassen in het STOWA-bestand.

criterium 1:

De meren met een hoger chlorofyl-a-gehalte dan de vast te stellen norm bevatten doorgaans geen vegetatie van echte waterplanten van enige betekenis (Tansley-score 3 of hoger). Blijkens het STOWA-bestand kunnen enkele soorten waterplanten zich ook bij de allerhoogste chlorofyl-a-gehalten handhaven. Deze soorten zijn zo tolerant voor hoge fytoplanktondichtheden dat het niet zinvol is ze bij de vaststelling van een bovengrens voor chlorofyl-a te betrekken. Waterplantenvegetaties die ook andere soorten met een abundantie van 3 of meer bevatten, zijn mogelijk bij een chlorofyl-a-gehalte van circa 100-150 $\mu\text{g/l}$, in fragmentarische vorm (score 1 of 2) ook bij nog wat hogere chlorofyl-a-gehalten. Goed ontwikkelde vegetaties kunnen optreden bij een gemiddeld chlorofyl-a-gehalte beneden circa 50-75 $\mu\text{g/l}$.

criterium 2:

In meren met een chlorofyl-a-gehalte boven de vast te stellen norm is het doorzicht altijd zeer gering door de overmatige fytoplanktonproduktiviteit. Anderzijds is een voldoende doorzicht van groot belang voor de ontwikkeling van een vegetatie van makrofyten. Het criterium voor voldoende doorzicht - gemiddeld 0,4 m gedurende het zomerhalfjaar - is ontleend aan de AMK2000. Een beduidend soepeler waarde voor doorzicht lijkt nauwelijks zinvol. Uit de gegevens van het STOWA-bestand blijkt dat een doorzicht van 0,4 m niet meer haalbaar is bij een chlorofyl-a-gehalte van 100-150 $\mu\text{g/l}$, beide op basis van gemiddelden of medianen gedurende het zomerhalfjaar, terwijl bij een chlorofylgehalte van circa 50 $\mu\text{g/l}$ of lager het fytoplankton niet meer bepalend is voor het bereiken van dit doorzicht.

criterium 3:

Op basis van de analyse van het fytoplankton lijkt er een 'natuurlijke' grens te liggen tussen (sub)TE's die karakteristiek zijn voor 'hoge' en 'lage' chlorofyl-a-gehalten. Die grens ligt ruwweg bij 40-60 $\mu\text{g/l}$.

Uit het bovenstaande blijkt dat de grens tussen laagste en middelste niveau rond 50 μg chlorofyl-a/l dient te liggen. Vanuit het oogpunt van ecosysteemkwaliteit zijn vooral de fytoplankton-TE's 1 en 2 met dominantie van filamenteuze blauwwieren zeer ongewenst. Juist voor deze eenheden is een vrij scherpe begrenzing bij 40 $\mu\text{g/l}$ aan te geven. Voor de overige fytoplanktontypen wordt een soepeler norm van 60 μg chlorofyl-a /l voorgesteld. De grens tussen laagste en benedenlaagste niveau dient gebaseerd te zijn op het verdwijnen van waterplanten bij hoge chlorofylwaarden. Op basis van de gegevens in het STOWA-bestand wordt een grenswaarde van 150 μg chlorofyl-a/l voorgesteld.

De deeltoets voor het fytoplankton is primair gebaseerd op chlorofyl-a-waarden. In het overgangstrajekt tussen 40 en 60 $\mu\text{g/l}$ chlorofyl-a is de samenstelling van het fytoplankton doorslaggevend.

In tabel 17 is schematisch weergegeven hoe het ecologisch niveau vastgesteld kan worden met behulp van de deeltoets voor het fytoplankton.

Tabel 17: Vaststelling ecologisch niveau op basis van deelttoets 1: fytoplankton

chlorofyl-a gehalte	fytoplanktensamenstelling	TE's	ecologisch niveau
< 40 µg/l	Diverse fytoplanktontypen; karakteristiek voor een goede waterkwaliteit zijn bijvoorbeeld <u>Dinobryon</u> , <u>Mallomonas</u> , <u>Synura</u> en grote <u>Cosmarium</u> - en <u>Staurastrum</u> -soorten (> 25 µm);	3-10	middelste, bijna hoogste of hoogste niveau
40-60 µg/l	Overwegend groenwieren en diatomeeën, al dan niet met chroococcales en flagellaten; soms <u>Aphanizomenon flos-aquae</u> of <u>Anabaena</u> sp.; <u>Lyngbya/Oscillatoria</u> , <u>Oscillatoria agardhii</u> en <u>Microcystis</u> echter afwezig of in ieder seizoen gemiddeld < 10 %.	2,3, 5-10	middelste, bijna hoogste of hoogste niveau
40-60 µg/l	Met <u>Lyngbya/Oscillatoria</u> , <u>Oscillatoria agardhii</u> en/of <u>Microcystis</u> in minimaal 1 seizoen gemiddeld ≥ 10%	3	middelste, bijna hoogste of hoogste niveau
	met <u>Dinobryon</u> in minimaal één seizoen gemiddeld > 10 % blauwwieren in ieder seizoen < 60%		
	<u>Dinobryon</u> afwezig of in ieder seizoen gemiddeld < 10 %	1,2	laagste niveau
60-150 µg/l	Diverse fytoplanktontypen; voornamelijk blauwwieren, diatomeeën en/of chlorococcales	1-3, 5-10	laagste niveau
> 150 µg/l	Diverse fytoplanktontypen; voornamelijk blauwwieren, diatomeeën en/of chlorococcales	1-2, (5,6) 7,8 (9-10)	beneden-laagste niveau

8.1.3 eindoordeel over het ecologisch niveau

Het eindoordeel over het ecologisch niveau van het te beoordelen water geschiedt door middel van het in tabel 18 gegeven schema. Voor het eindoordeel zijn altijd beide deelttoetsen nodig.

Indien één deelttoets uitkomt op het beneden-laagste niveau is het eindresultaat ook het beneden-laagste niveau, ook al levert de andere deelttoets een betere beoordeling.

8.2 achtergrondinformatie

Dit pakket met ecosysteemvariabelen is opgebouwd uit een aantal fysische en chemische variabelen die vaak onmisbare achtergrondinformatie geven voor de interpretatie van uitkomsten van andere deelttoetsen.

De analyse van de variabelen, die in dit pakket zijn opgenomen, dient altijd gedaan te worden. Het pakket omvat de volgende karakteristieken.

- Makro-ionen: deze groep van karakteristieken is vooral van belang, wanneer er sprake is van inlaat van gebiedsvreemd water; naast pH en EGV zijn de ionen calcium en chloride van belang, bijvoorbeeld ter positionering van het betreffende water in ionenratio-diagrammen.
- Morfometrie: het betreft de variabelen oppervlakte, diepte (maximale en gemiddelde diepte) en strijklengte, onder meer van belang voor de schatting van het belang van wind op doorzicht en de mate waarin het waterbekken een geschikte vorm heeft voor de massale ontwikkeling van sommige algen.
- Waterbodemsamenstelling: met de bepaling van deze karakteristiek wordt slechts bedoeld een beschrijving van het bodemtype (zand, veen, klei, slib); deze gegevens zijn van belang voor interpretatie van de deelttoetsen uit het pakket nutriënten en de samenstelling van de waterplantengemeenschap.

Tabel 18: Afweging van deelttoets 1 en 2 voor de bepaling van het ecologisch niveau van meren en plassen.

- b.l. = beneden-laagste niveau;
 l. = laagste niveau;
 m. = middelste niveau;
 b.h. = bijna hoogste niveau;
 h. = hoogste niveau.

		f y t o p l a n k t o n		
		beneden- laagste niveau	laagste niveau	≥ middelste niveau
m	beneden- laagste niveau	b.l.	b.l.	b.l.
k	laagste niveau	b.l.	l.	m.
r	middelste niveau	b.l.	m.	m.
f	bijna hoogste niveau	b.l.	b.h.	b.h.
t	hoogste niveau	b.l.	b.h.	h.

8.3 nutriëntenbelasting

Het pakket nutriëntenbelasting is bedoeld voor de beoordeling van meren en plassen waar het probleem van eutrofiëring een overheersende rol speelt. De hier geselecteerde karakteristieken leiden tot een nadere precisering van deze systemen.

In § 5.6.1 en 5.6.2 is aangegeven hoe bepalingen van respectievelijk totaal-P en totaal-N in relatie tot chlorofyl-a en fytoplanktontype geanalyseerd kunnen worden. Hierbij kan onder meer inzicht verkregen worden in de volgende vraagstellingen:

- is er mogelijk sprake van fosfaat- of stikstoflimitatie?
- bij welke reducties van totaal-P of totaal-N is een verlaging van de fytoplanktonbiomassa te verwachten?
- wat zijn de grenswaarden voor totaal-P of totaal-N voor het bereiken van de grenswaarden voor fytoplankton via nutriëntenreductie?

In § 5.6.3 is aangegeven hoe bepalingen van doorzicht in relatie tot chlorofyl-a geanalyseerd kunnen worden. Hierbij kan onder meer inzicht verkregen worden in de volgende vraagstellingen:

- in welke mate dragen achtergronddoorzicht en fytoplanktonbiomassa (uitgedrukt in chlorofyl-a-concentraties) bij aan het doorzicht?
- welk achtergronddoorzicht is minimaal vereist voor het bereiken van de grenswaarde voor doorzicht bij ongewijzigde chlorofyl-a-concentraties?

- welk chlorofyl-a-gehalte is maximaal toelaatbaar voor het bereiken van de grenswaarde voor doorzicht bij ongewijzigd achtergronddoorzicht?

8.4 verzuring

Het pakket verzuring betreft wateren die recent verzuurd zijn. De STOWA-gegevens zijn in dit opzicht echter erg fragmentarisch, zodat de hier opgevoerde karakteristieken slecht onderbouwd zijn.

Wateren die gevoelig zijn voor verzuring kunnen herkend worden aan de macro-ionensamenstelling (pakket 'achtergrondinformatie') en - voor zover aanwezig - de soortensamenstelling van de waterplanten. De referentie voor ondiepe meren en plassen met zacht water in Nederland kan als volgt omschreven worden: meestal zeer ondiep, met zwak zuur of ongeveer neutraal water, uitgesproken voedselarm tot matig voedselrijk, met een levensgemeenschap waarin onder meer waterplanten en vissen goed vertegenwoordigd zijn. Bij verzuring verdwijnen vissen, maar ook andere fauna-elementen die aangewezen zijn op zachte wateren (bijv. heikikker). Daarentegen kan de bedekking met waterplanten in eerste instantie zelfs toenemen (met name veenmos en knolrus). In zeer zure wateren met een kale zandbodem (bijv. veel zwemplassen) ontbreken waterplanten vaak volledig en is het ecologische waterkwaliteitsniveau evident minder dan het laagste niveau.

Doordat diverse bedreigde organismengroepen (bijv. sommige desmidiaceeën) relatief tolerant zijn voor lage pH-waarden kunnen verzuurde wateren in principe toch nog bijzondere natuurwaarden herbergen. Andere factoren, zoals het nutriëntenniveau en de concentratie van toxische metalen spelen dan een belangrijker rol. De vereiste milieu-omstandigheden kunnen van nature voorkomen in kleine zachte wateren en/of hoogveenmilieus. Evaluatie van deze natuurwaarden valt nadrukkelijk buiten het hier gepresenteerde beoordelingssysteem voor ondiepe meren en plassen.

Het additioneel pakket 'verzuring' is gebaseerd op deelttoets 1 van de makrofyten, de gemeten pH en tabel 1 uit Arts et al. (1990). Een hogere score dan 'laagste niveau' voor deelttoets 1 is in zure wateren alleen mogelijk indien zachtwatermakrofyten aanwezig zijn, die niet tolerant zijn voor sterke verzuring. De grens waarbij deze makrofyten nog voorkomen ligt ongeveer bij pH 5,0 (Arts et al., 1990). Deze grens komt ook ruwweg overeen met de benedengrens voor inheemse vissoorten.

Tabel 19 geeft de evaluatie van de deelttoetsen voor het additioneel pakket verzuring weer.

Tabel 19: Toetsing van meren en plassen aan het additioneel pakket verzuring.

pH	pH-klasse	resultaat van deelttoets 1	verzuring
> 6,0	zwak zuur		niet verzuurd
5,0-6,0	zwak zuur	> laagste niveau	niet verzuurd
5,0-6,0	zuur	≤ laagste niveau	mogelijk verzuurd
< 5,0	zuur		verzuurd
4,0	zeer zuur		ernstig verzuurd

8.5 biotische interacties

Het pakket is hier opgenomen om de beheerder die actief biologisch beheer overweegt te wijzen op de, op basis van dit onderzoek relevant geachte, te beoordelen ecosysteem-variabelen. Het pakket omvat als extra deelttoetsen toetsen voor de zoöplanktensamenstelling, de mate van verbraseming en de hoeveelheid aasgarnaal.

zoöplankton

Een vergelijking van de chlorofyl-a-gehalten met de, in andere jaren, aangetroffen zoöplankton-TE's leidt tot de volgende toetsingstabel (tabel 20).

Tabel 20: Toetsingstabel voor het zoöplankton.

zoöplankton-TE	zomergemiddelde chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$)	ecologisch niveau
1, 2, 3.1	≤ 25	middelste (-hoogste)
6.1, 7	25 - 50	middelste (-laagste)
3.2	50 - 100	laagste (-middelste)
4, 6.2, 8.1	100 - 150	laagste (-beneden-laagste)
8.2, 9	≥ 150	beneden-laagste (-laagste)

aasgarnaal

De deelttoets voor de aasgarnaal omvat alleen het toetsen van het laagste niveau. Indien meer dan 100 adulte individuen per m^2 in april-mei aangetroffen worden, is dit ongunstig voor het handhaven van het laagste ecologische niveau.

verbrasemingindices

De deelttoets voor de mate van verbraseming is opgebouwd uit drie indices: a) diversiteit, b) verhouding piscivore/planktivore vis en c) groeisnelheid van de brasem.

a) diversiteit

In tegenstelling tot wat uit het door Witteveen + Bos uitgevoerde literatuuronderzoek (STORA, 1991) volgde, is niet de Shannon-Wiener index gebruikt als maat voor de diversiteit, maar het percentage brasem in de totale visbiomassa. De interpretatie naar ecologisch niveau staat in tabel 21.

b) verhouding piscivore/planktivore vis

De verhouding piscivore/planktivore vis (PSV/PLV) wordt bepaald op basis van schattingen van de biomassa van piscivore en planktivore vis. De interpretatie naar ecologisch niveau staat in tabel 22.

Tabel 21: Interpretatie diversiteit visstand.

percentage brasem	ecologisch niveau
< 30	middelste, bijna hoogste of hoogste niveau
30 - 60	laagste niveau
60 - 100	beneden-laagste niveau

Tabel 22: Interpretatie verhouding piscivore/planktivore vis.

PSV/PLV	ecologisch niveau
> 1,0	middelste, bijna hoogste of hoogste niveau
0,5 - 1,0	laagste niveau
< 0,5	beneden-laagste niveau

c) groeisnelheid van de brasem

De groeisnelheid van brasem kan ook gekarakteriseerd worden door de lengte te bepalen waarbij 50 % van de vrouwelijke brasem geslachtsrijp wordt. Tijdrovende leeftijdsbepalingen aan de hand van visschubben kunnen dan vermeden worden (STORA 1991). De relatie tussen tussen beide variabelen is als volgt:

$$L_6 = 0.821 * L_{g.r.} + 5.1 \quad (r=0.94)$$

waarin L_6 = lengte van de brasem na zes jaar (cm)
 $L_{g.r.}$ = lengte geslachtsrijpe vrouwelijke brasem (cm)

De interpretatie naar ecologisch niveau staat in tabel 23, waarin ook ter vergelijking de groeikwalificatie volgens Cazemier (1975) is opgenomen.

Tabel 23: Interpretatie groeisnelheid brasem.

lengte na zes jaar (cm)	groei-kwalificatie Cazemier (1975)	ecologisch niveau
< 23	zeer slecht	beneden-laagste niveau
23-26	slecht	
26-29	matig	
29-32	goed	laagste niveau
> 32	zeer goed	middelste, bijna hoogste of hoogste niveau

LITERATUUR

- Arts, G. 1990. Deterioration of atlantic soft-water systems and their flora, a historical account. Proefschrift KU Nijmegen. 197 pag.
- Arts, G., van der Velde, G., Roelofs, J.G.M. & van Swaay, C.A.M. 1990. Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowland regions during this century. *Freshwater Biology* 24: 287-294.
- Atlas, D. & Bannister, T.T. 1980. Dependence of mean spectral extinction coefficient of phytoplankton on depth, water color, and species. *Limnology and Oceanography* 25: 157-159.
- Barendrecht, A. & M.C. Bootsma. 1991. Het hydro-ecologisch model ICHORS (versies 3.1 en 3.2). Interfacultaire Vakgroep Milieukunde, Rijksuniversiteit Utrecht en Dienst Water en Milieu, Provincie Utrecht. 79 pp + bijlagen.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs. 1988. Waterplanten en Waterkwaliteit. KNNV, Hoogwoud.
- Braak, C.J.F. ter, 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
- Braak, C.J.F. ter, 1987. CANOCO - a FORTRAN programm for canonical community ordination by [partial] [detrented] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). ITI-TNO, Wageningen.
- Caspers, H & L. Karbe, 1966. Trophie und Saprobität als stoffwechself-dynamische Komplex. Gesichtspunkte für die Definition der Saprobitätsstufen. *Arch. Hydrobiol.*, 61: 453-470.
- Caspers, H. & L. Karbe, 1967. Vorschläge für eine saprobiologische Typisierung der Gewässer. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 52: 145-162.
- Cazemir, R.W., 1975. Onderzoek naar de oorzaken van groeiverschillen bij de brasem. *Visserij*, 28: 197-201.
- Claassen, T.H.L., 1987. Typologie en normstelling. Thesis Nijmegen: 238 pp.
- CUWVO, 1987. Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen. Resultaten van de derde eutrofiëringensquête. Coördinatie Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, werkgroep VI: 55 pp, bijl.
- CUWVO, 1988. Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. Coördinatie Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, nota nr. 267, 's-Gravenhage.
- Den Held, A.J. & Clausman, P.H.M.A. 1985. Het vegetatie-onderzoek van de provincie Zuid-Holland. Deelrapport III. De vegetatietypologie van Zuid-Holland. Deel A. De watervegetaties. Provinciale Planologische Dienst van Zuid-Holland. Den Haag. 138 pag. + bijlage.

Gardeniers, J.J.P, S.P. Klapwijk, R.M.M. Roijackers & C. Roos, 1991. Ontwikkeling van ecologische beoordelingsmethoden voor Nederlandse oppervlaktewateren. *H₂O* 24(4): 84-87, 93.

Gaugh, H.G., 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.

Grimm, M.P., 1989. Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. *Hydrobiol. Bull.*, 23: 55-65.

Haye, M.A.A. de la & M.-L. Meijer, 1991. Bepalende factoren voor een succesvol actief biologisch beheer. RIZA nota 91.016: 80 pp, bijl.

Hosper, S.H., M.-L. Meijer & P.A. Walker (red.), 1992. *Handleiding Actief Biologisch Beheer*. RIZA, OVB:102 pp.

IAWM, 1984. *Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisatie*. Eindverslag Interprovinciale Ambtelijke Werkgroep Milieu-inventarisatie, subwerkgroep Hydrobiologie. Haarlem: 61 pp, bijl.

Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren, 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc, Wageningen: 299 pp.

Katwijk, M.M. van & J.G.M. Roelofs. 1988. *Vegetaties van waterplanten in relatie tot het milieu*. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen, voor de Landinrichtingsdienst, Min. van Landbouw & Visserij. 133 pag.

Kirk, J.T.O. 1983. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 401 pag.

Klapwijk, S.P., 1982. *Hydrobiologisch onderzoek naar de uitwerking van het waterkwaliteitsklassensysteem van Caspers en Karbe voor grotere wateren in Zuid-Holland*. Rapport Hoogheemraadschap van Rijnland, Technische Dienst, Leiden: 118 pp, bijl.

Klapwijk, S.P., 1988. *Eutrophication of surface waters in the Dutch polder landscape*. Thesis, Delft: 227 pp.

Kolkwitz, R & M. Marsson, 1908. *Oekologie der pflanzlichen Saprobien*. *Ber. dtsh. bot. Ges.*, 26: 505-519.

Kolkwitz, R & M. Marsson, 1909. *Oekologie der tierischen Saprobien*. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, 2: 126-152.

Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. *Bacillariophyceae*. 1. - 4. Teil. In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Band 2/1-4. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.

Lammens, E.H.R.R., 1986. *Interactions between fishes and the structure of fish communities in Dutch shallow, eutrophic lakes*. Diss. Wageningen: 100 pp.

- Leuven, R., 1988. Impact of acidification on aquatic ecosystems in The Netherlands. Thesis Nijmegen: 191 pp.
- Liebmann, H., 1960-1962. Handbuch deer Frischwasser- und Abwasserbiologie. Band I & II. R. Olenbourg (ed.), München.
- Lijklema, L, J.H. Janse and R.M.M. Roijackers, 1988. Eutrophication in The Netherlands. Wat. Sci. Tech., 21: 1899-1902.
- Lyon, M. de & J.G.M. Roelofs. 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 1 & 2. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen, voor de Landinrichtingsdienst, Min. van Landbouw & Visserij.
- Maasdam, R., H. ten Cate, R. Roijackers & E. van Mourik, 1992. Diatomeeëngesellschaften in Overijssel. Rapport Landbouwuniversiteit Wageningen/Provincie Overijssel.
- Meijden, R. van der 1990. Heukels' Flora van Nederland, ed. 21. Groningen.
- Mennema, J., A.J. Quené-Boterenbrood & C.L. Plate (red.). 1980. Atlas van de Nederlandse flora 1. Amsterdam.
- Mennema, J., A.J. Quené-Boterenbrood & C.L. Plate (red.). 1985. Atlas van de Nederlandse flora 2. Utrecht.
- Min. V&W, 1976. Indicatief Meerjaren Programma Water 1975-1979. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Min. V&W, 1981. Indicatief Meerjaren Programma Water 1980-1984. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Min. V&W, 1986. Indicatief Meerjaren Programma Water 1985-1989. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Min. V&W, 1989. Derde Nota Waterhuishouding: Water voor nu en later. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Moller Pillot, H.K.M, 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Thesis, Pillot Standaardboekhandel, Tilburg: 286 pp.
- Nygaard, G., 1949. Hydrobiological studies in some ponds and lakes. Part II: The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. Kgl. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Skrifter, 7: 1-293.
- Op den Buijs. 1980. Characeae-gemeenschappen, en hun mogelijke voorkomen in Nederland. Scriptie Lab. voor Aquatische Oecologie Nijmegen. 18 pag.
- Roelofs, J.G.M. 1991. Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and Stratiotes aloides L. stands. Aquatic Botany 39: 267-293.
- Runhaar, J., Groen, C.L.G., van der Meijden, R. & Stevers, R.A.M.. 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. Gorteria 13: 277-359.

- Sas, H. 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading; expectation, experiences, extrapolations. Academia Verlag Rieharz, St. Augustin, BRD.
- Schaminée, J.H.J. 1988^a. Plantengemeenschappen van Nederland. 1. Littorelletea. Concept. Intern rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer.
- Schaminée, J.H.J. 1988^b. Plantengemeenschappen van Nederland. 2. Lemnetaea. Concept. Intern rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer.
- Schaminée, J.H.J., E.X. Maier, J.C. van Raam. 1988. Plantengemeenschappen van Nederland. 3. Charatea fragilis. Concept. Intern rapport Rijksinstituut van Natuurbeheer.
- Schaminée, J.H.J., V. Westhoff & G. van Wirdum, 1989. Naar een nieuw overzicht van de plantengemeenschappen van Nederland. De Levende Natuur, 90: 204-209.
- Schaminée, J.H.J., B. Lanjouw & P. Schipper, 1990. Een nieuwe indeling van de waterplantengemeenschappen (Potametea) in Nederland. Stratiotes, 1: 5-16.
- Scheffer, M., 1989. Alternative stable states in eutrophic shallow freshwater systems: a minimal model. Hydrobiol. Bull., 23: 73-85.
- Scheffer, M., 1990. Simple models as useful tools for ecologists. Thesis Utrecht: 119 pp.
- Schroever, P.J., 1965. Hydrobiologische waarnemingen in Noordwest-Overijssel. II. Het bezinkingsplankton van het Kippenest bij Wanneperveen. Biol. Jb. Dodonea, 33: 267-342.
- Smit, H., 1990. Hydrobiologisch onderzoek van kleinere wateren in Zuid-Holland. Provincie Zuid-Holland, Dienst Ruimte en Groen, Dienst Water en Milieu, Den Haag, 165 pp. + bijl.
- STORA, 1986. Project STORA 2.1.4. "Ontwikkeling ecologische beoordelingssystemen voor oppervlaktewateren". Coverstuk onderzoeksvoorstellen. September 1986.
- STORA, 1991. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Deelproject: meren en plassen. Karakterisering van meren op grond van visstandgegevens. STORA-rapport 91-01: 53 pp.
- Stralen, M. van & K. Kersting, 1977. De BOD₅²⁰-test, een onbruikbare maatstaf voor de bepaling van de kwaliteit van oppervlaktewater. H₂O, 10: 329-331.
- Thunmark, S., 1945. Zur Sociologie des Süßwasserplanktons. Eine methodologisch-ökologische Studie. Fol. Limnol. Scand., 3: 61 pp.
- Timms, R.M. & B. Moss, 1984. Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. Limnol. Oceanogr., 29: 472-486.

Tolkamp, H.H. & J.J.P. Gardeniers, 1988. De ontwikkeling van de biologische waterbeoordeling in Nederland. Van weten naar meten. In: Roijackers, R.M.M. (ed.): Hydrobiologisch onderzoek in Nederland: fundamentele en toepassingsgerichte aspecten. Publikatie No. 6 van de Hydrobiologische Vereniging, Amsterdam.

Verdonschot, P.F.M., 1983. Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. *H₂O* 16: 574-579.

Verdonschot, P.F.M., 1990. Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands). Thesis, Wageningen: 255 pp.

Vierssen, W. van, Tolkamp, H.H. & R.A.E. Knoben, 1989a. Zuurstovariatie in Nederlandse watertypen in relatie tot biologische waterkwaliteitscriteria. I. Doelstellingen en zuurstofmetingen. *H₂O*, 22: 465-469.

Vierssen, W. van, Tolkamp, H.H. & R.A.E. Knoben, 1989b. Zuurstovariatie in Nederlandse watertypen in relatie tot biologische waterkwaliteitscriteria. II. De biologische kwaliteitscriteria en hun relatie met het zuurstofgehalte. *H₂O*, 22: 493-497.

Weeda, E.J., R. van der Meijden, & P.A. Bakker, 1990. FLORON-Rode lijst van de in Nederland verdwenen en bedreigde planten (Pteridophyta en Spermatophyta) over de periode 1980-1990. *Gorteria* 16: 2-26.

Weeda, E.J., Westra, R., Westra, Ch. & Westra, T. 1985. Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties 1. Uitgave IVN, i.s.m. VARA en VEWIN. 304 pag.

Weeda, E.J., Westra, R., Westra, Ch. & Westra, T. 1987. Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties 2. Uitgave IVN, i.s.m. VARA en VEWIN. 304 pag.

Weeda, E.J., Westra, R., Westra, Ch. & Westra, T. 1988. Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties 3. Uitgave IVN, i.s.m. VARA en VEWIN. 302 pag.

Weeda, E.J., Westra, R., Westra, Ch. & Westra, T. 1991. Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties 4. Uitgave IVN, i.s.m. VARA en VEWIN. 317 pag.

Westhoff, V., Bakker, P.A., van Leeuwen, C.G. & van der Voo, E.E. 1970. Wilde planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 1. Uitgave Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland. 303 pag.

Westhoff, V., Bakker, P.A., van Leeuwen, C.G., van der Voo, E.E. & I.S. Zonneveld. 1973. Wilde planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 3. Uitgave Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland. 359 pag.

Westhoff, V., Bakker, P.A., van Leeuwen, C.G. & van der Voo, E.E. 1971. Wilde planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 2. Uitgave Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland. 320 pag.

Westhoff, V. & A.J. Den Held. 1969. Plantengemeenschappen in Nederland. Zutphen. 324 pag.

Whittaker, R.H., 1967. Gradient analysis of vegetation. Biol. Rev., 49: 207-264.

Wilderer, P., G. Engelmann & H. Schmenger, 1977. Kritik am BSB₅ als Verschmutzungsparameter. Gas- und Wasserfach, 118: 357-364.

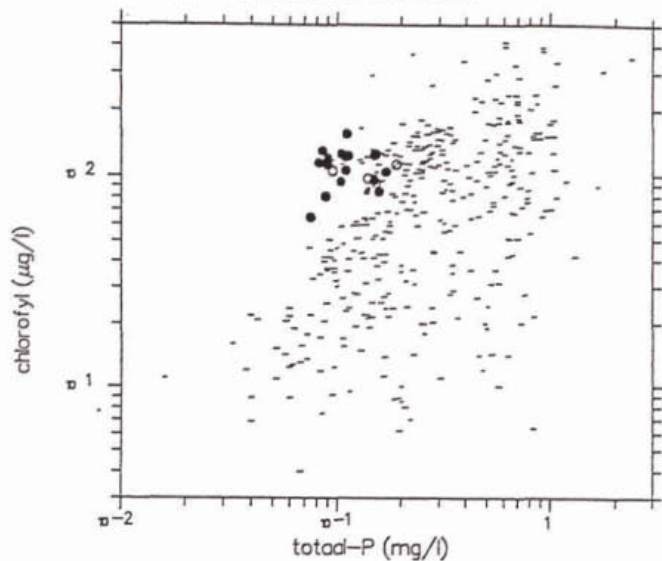
WVO, 1970. Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren. Staatsblad 1969, nr. 536.

Overzicht bijlagen:

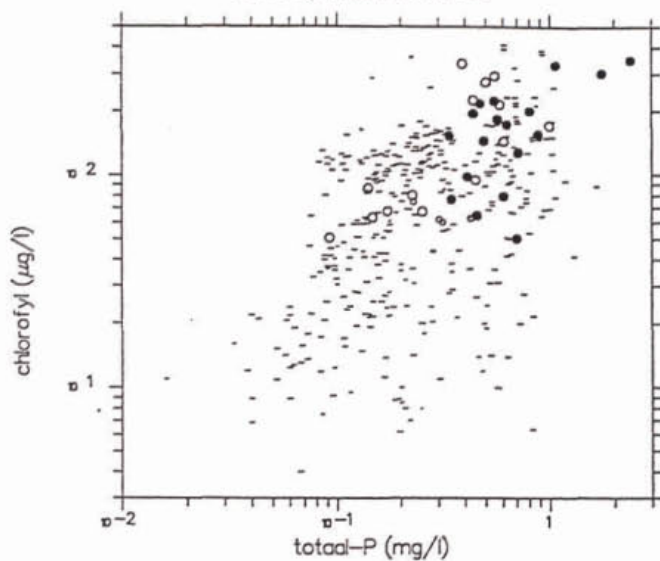
1. Scatterplot van zomergemiddelden totaal-P vs. chlorofyl. Ieder symbool heeft betrekking op een jaar en lokatie. Gevulde cirkels: in betreffende jaar in titel boven deelplotje vermelde TE fytoplankton zeker aanwezig. Open cirkels: in betreffende jaar in titel boven deelplotje vermelde TE fytoplankton mogelijk aanwezig. Balkje: fytoplankton tot andere TE behorend.
2. Scatterplot van zomergemiddelden totaal-N vs. chlorofyl. Symbolen als in bijlage 1.
3. Scatterplot van zomergemiddelden chlorofyl vs. doorzicht. Symbolen als in bijlage 1.
4. Scatterplot van zomergemiddelden totaal-P vs. totaal-N. Symbolen als in bijlage 1.
5. Kwetsbaarheid van makrofyten op basis van voor- en achteruitgang en literatuur over gevoeligheid voor verzuring, eutrofiëring of gebiedsvreemd water.

bijlage 1: Scatterplot van zomergemiddelden totaal-P vs. chlorofyl-a.

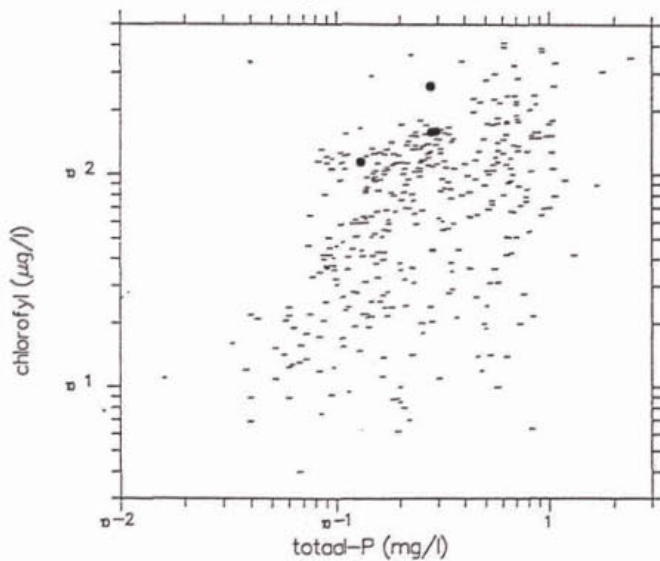
zomergemiddelden TE 1.1



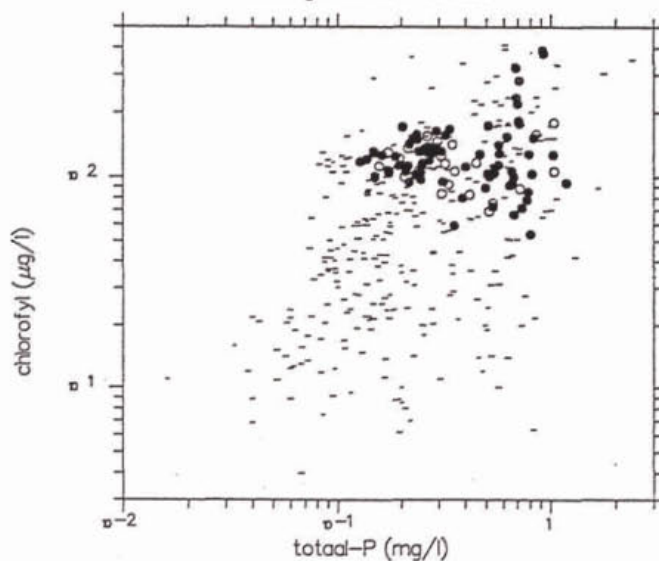
zomergemiddelden TE 2.2



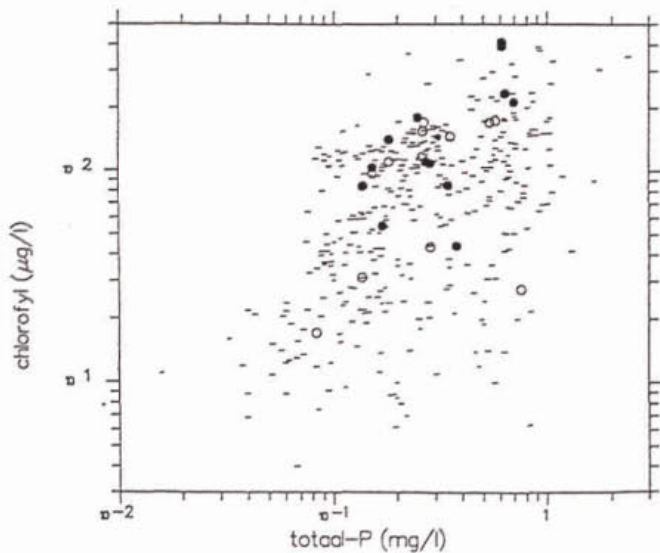
zomergemiddelden TE 1.2



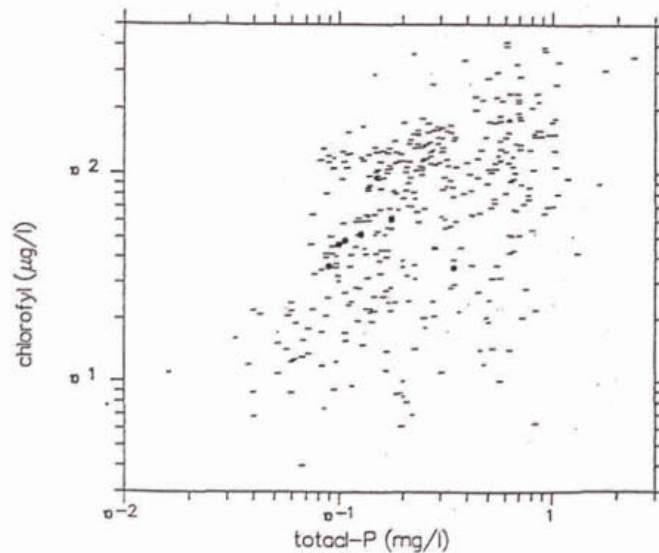
zomergemiddelden TE 2.3



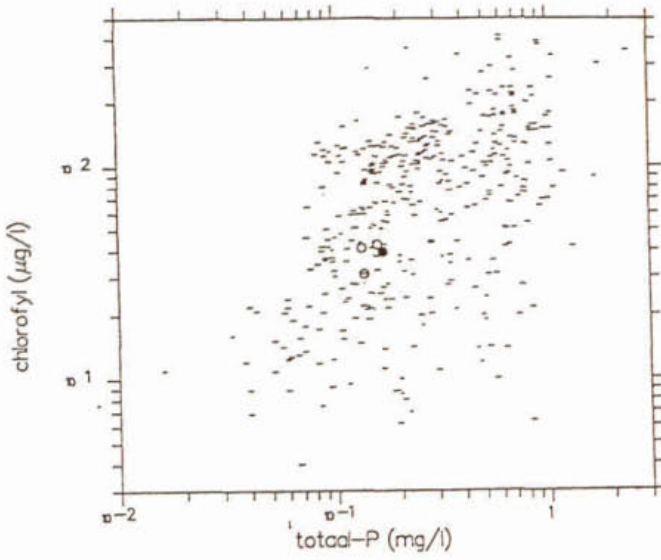
zomergemiddelden TE 2.1



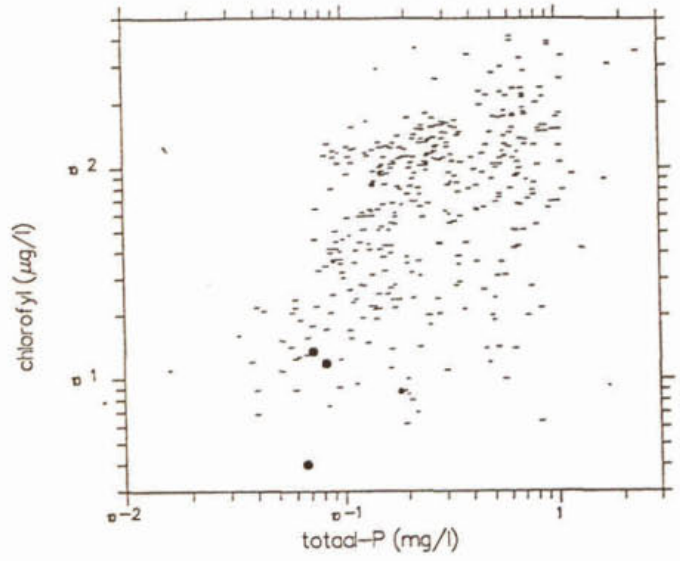
zomergemiddelden TE 3.1



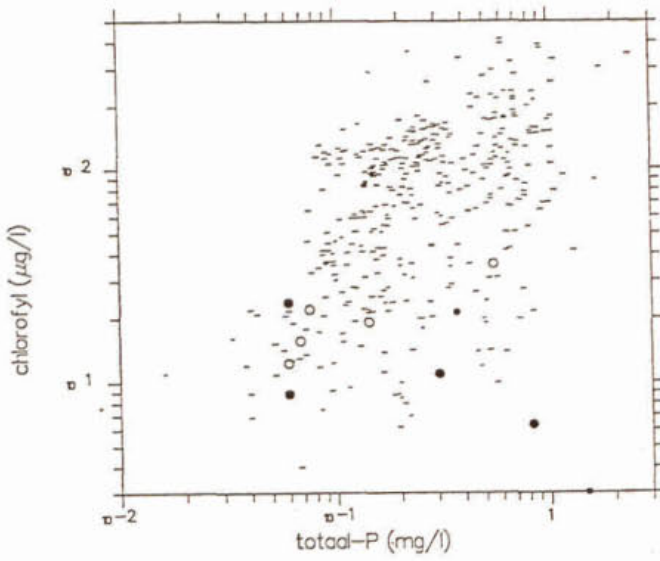
zomergemiddelden TE 3.2



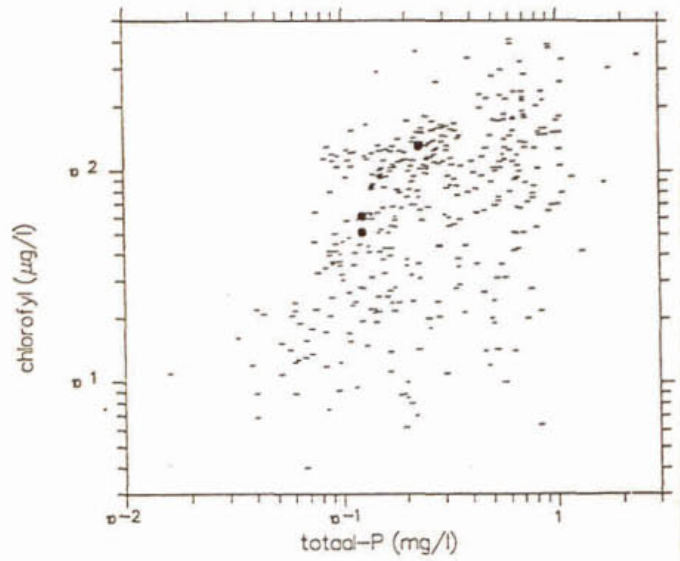
zomergemiddelden TE 4.3



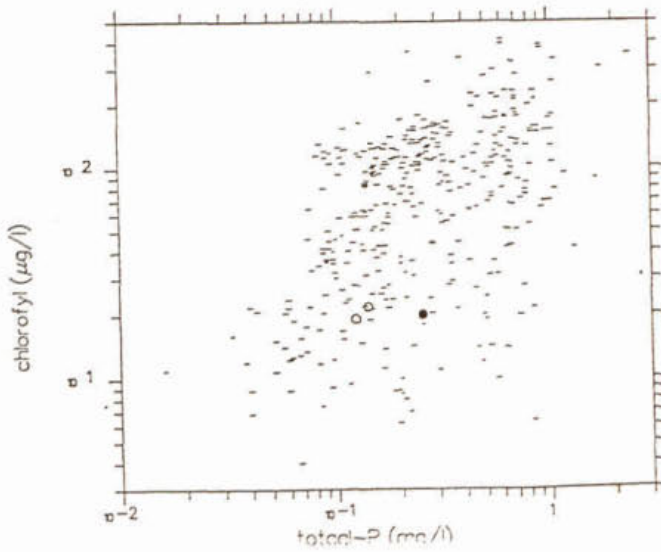
zomergemiddelden TE 4.1



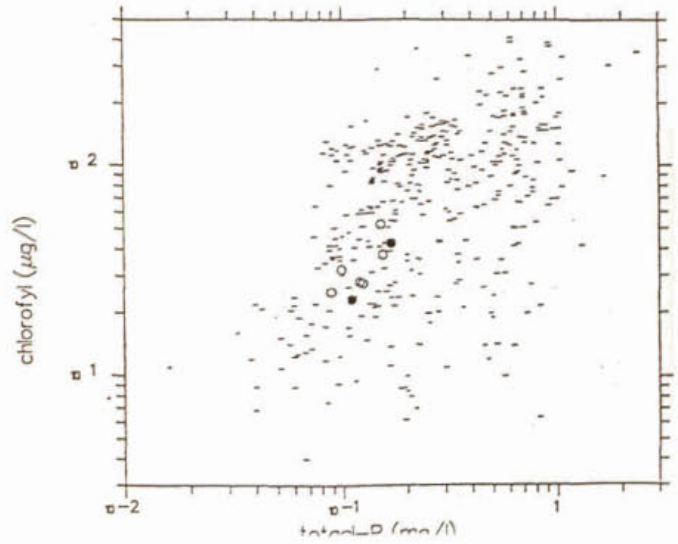
zomergemiddelden TE 5.1



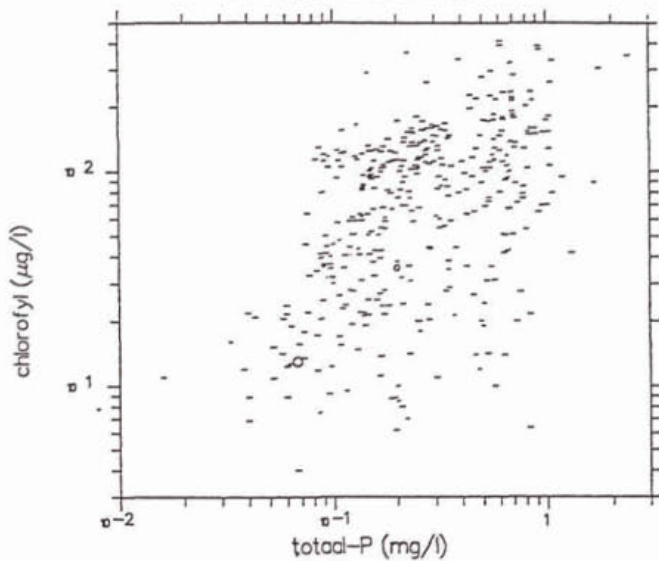
zomergemiddelden TE 4.2



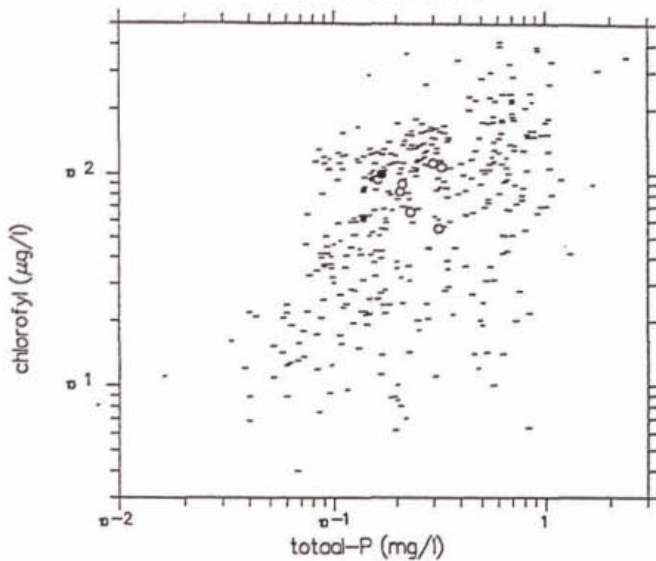
zomergemiddelden TE 5.2



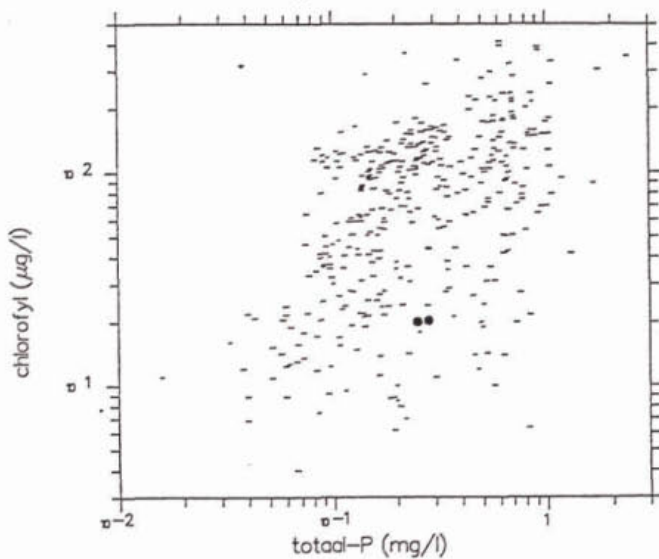
zomergemiddelden TE 5.3



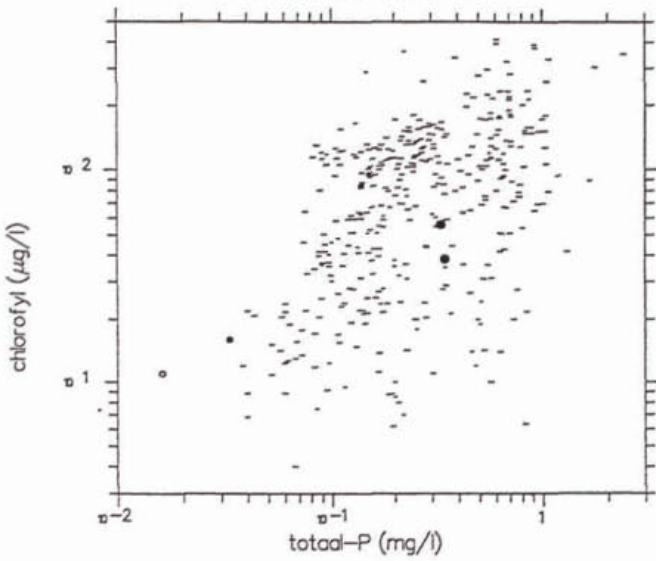
zomergemiddelden TE 7.1



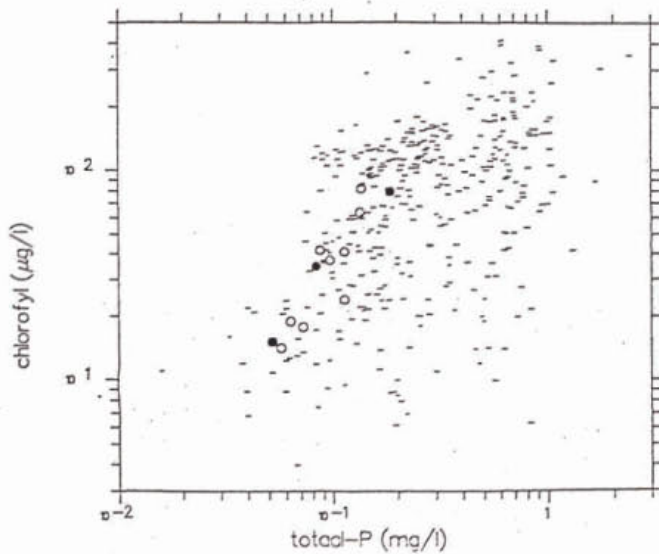
zomergemiddelden TE 5.4



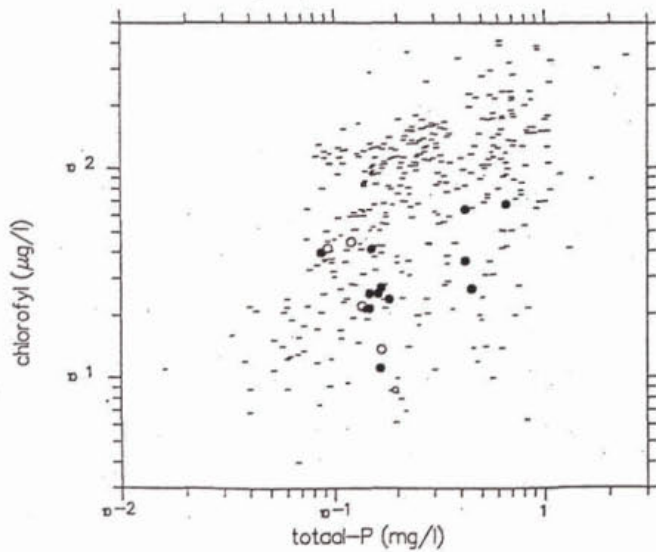
zomergemiddelden TE 7.2



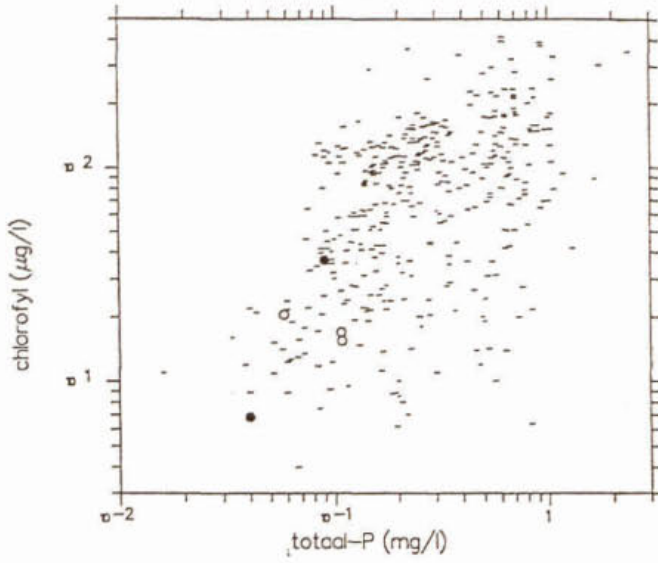
zomergemiddelden TE 6.1



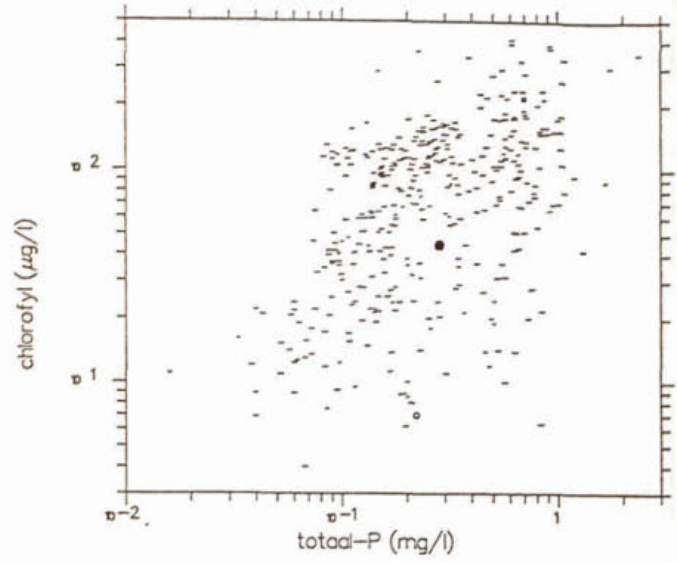
zomergemiddelden TE 7.3



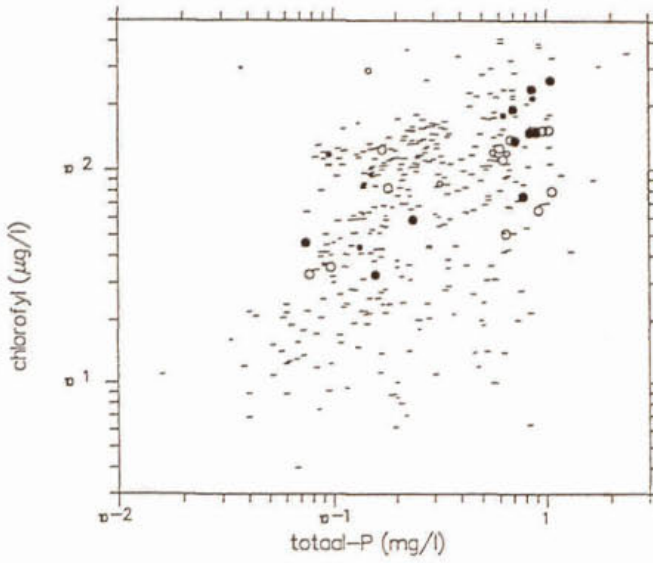
zomergemiddelden TE 7.4



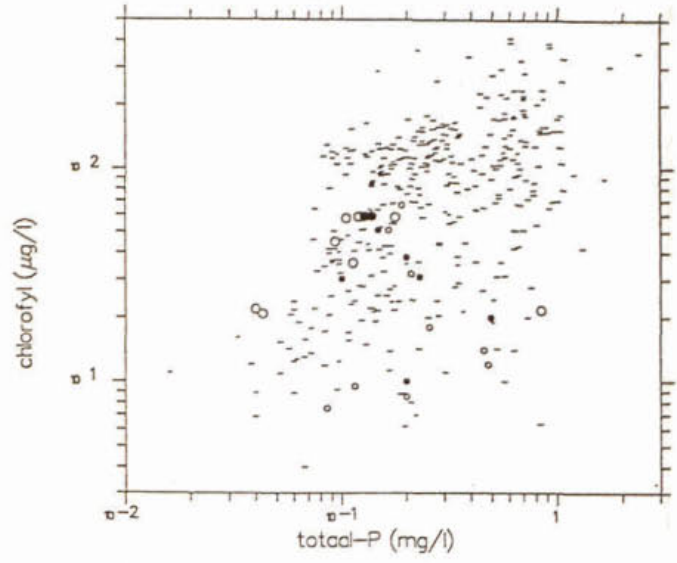
zomergemiddelden TE 8.3



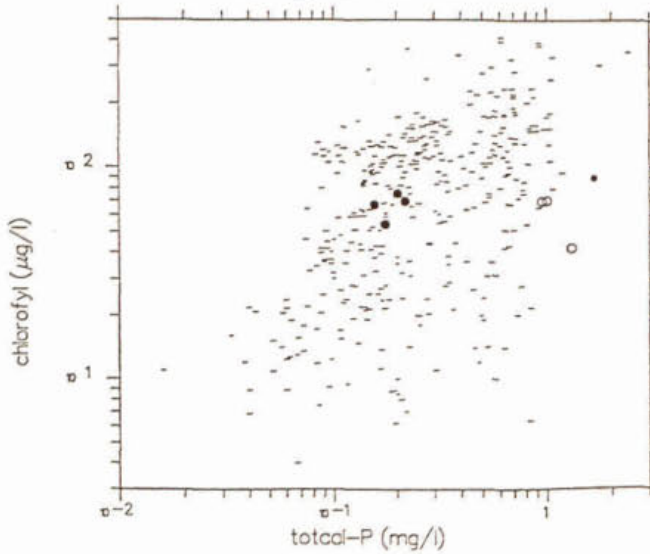
zomergemiddelden TE 8.1



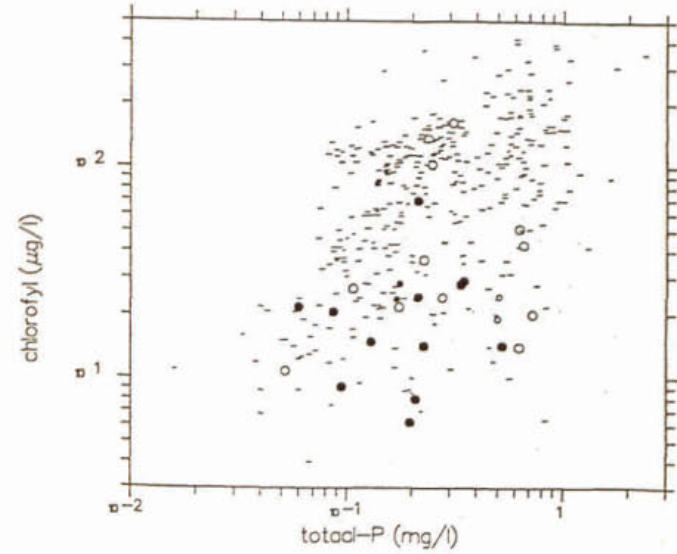
zomergemiddelden TE 9.1



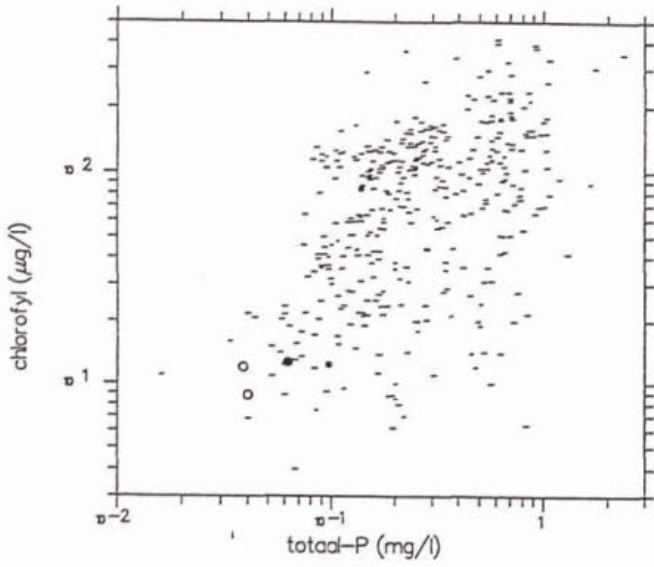
zomergemiddelden TE 8.2



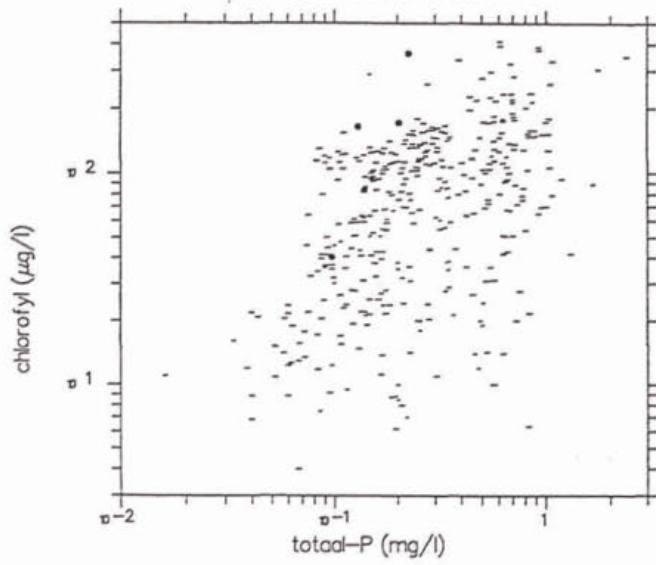
zomergemiddelden TE 9.2



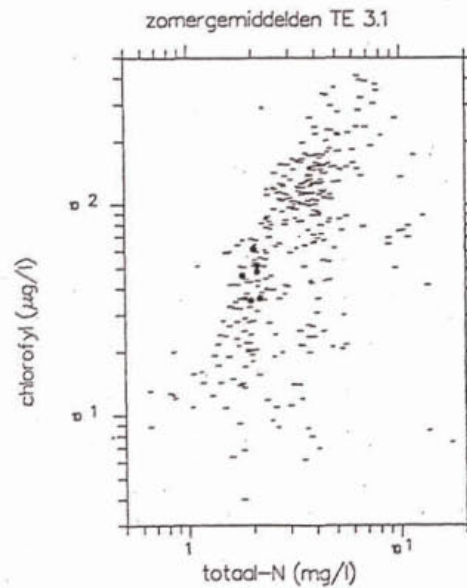
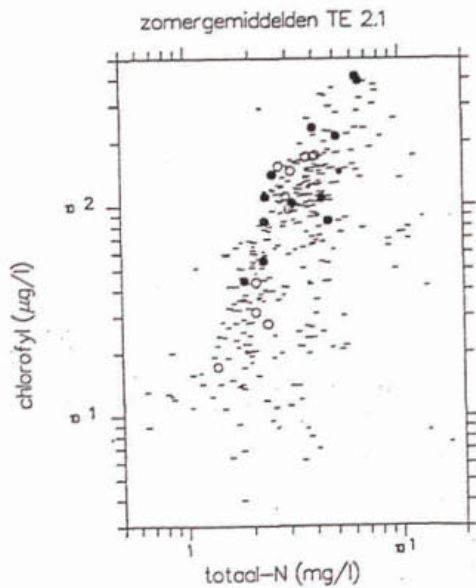
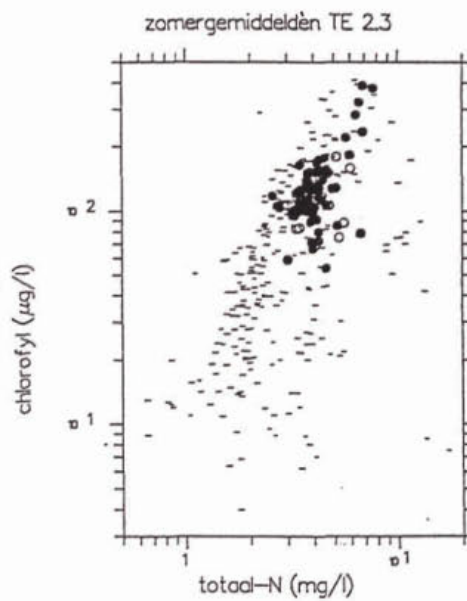
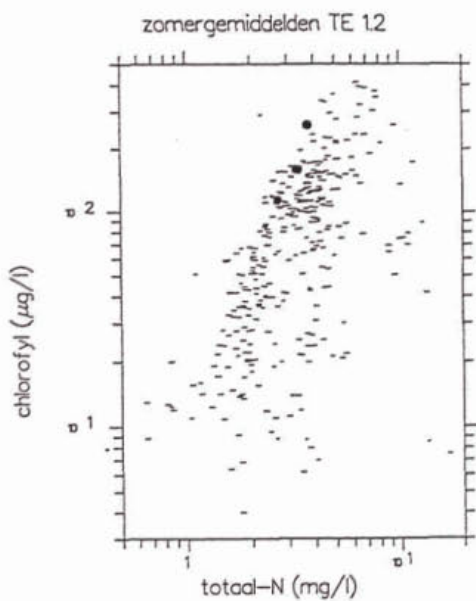
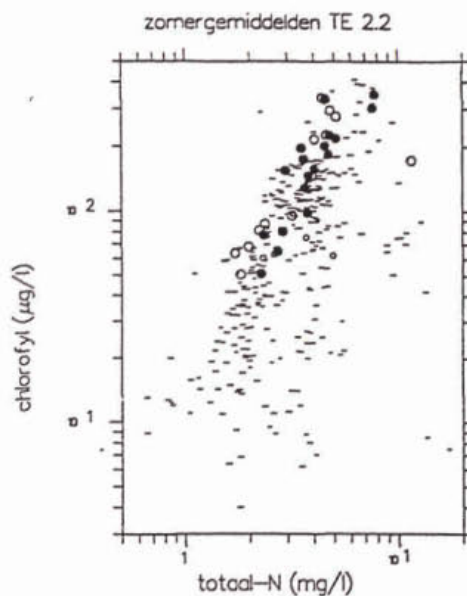
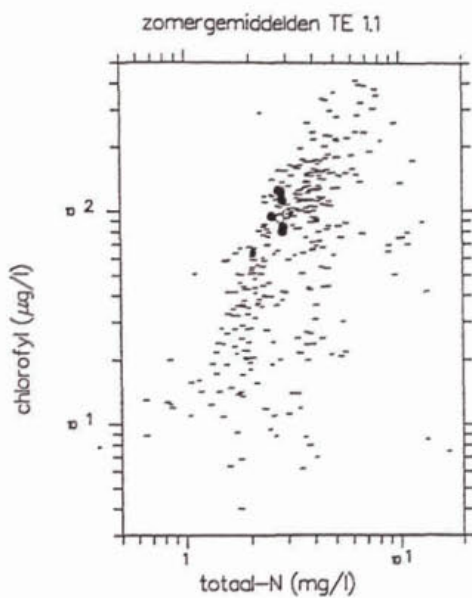
zomergemiddelden TE 9.3

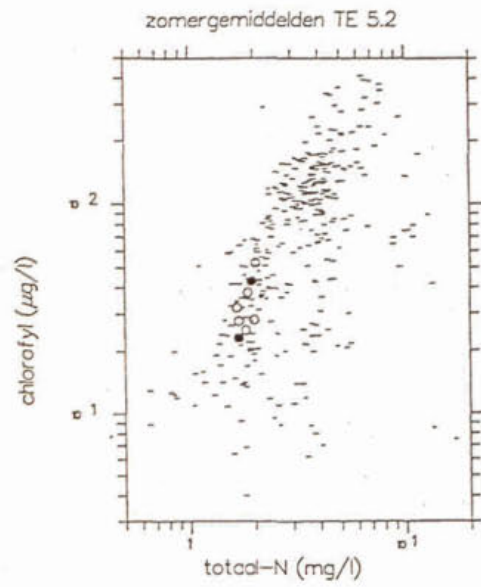
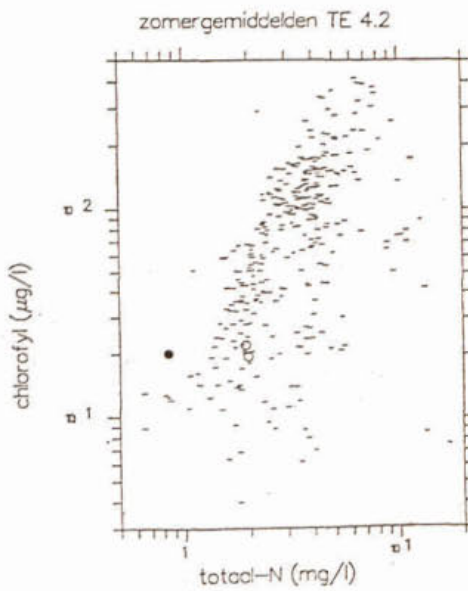
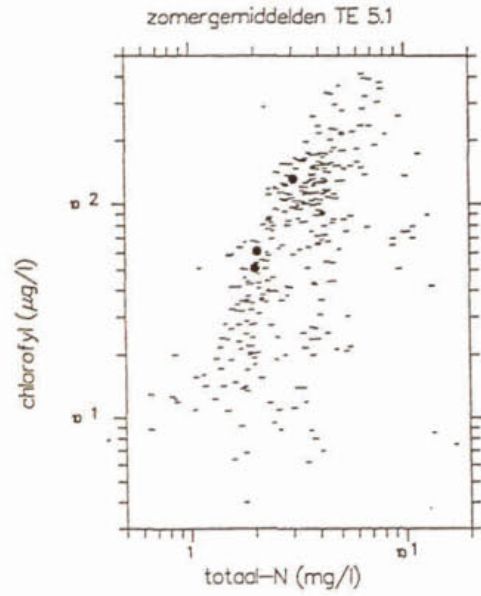
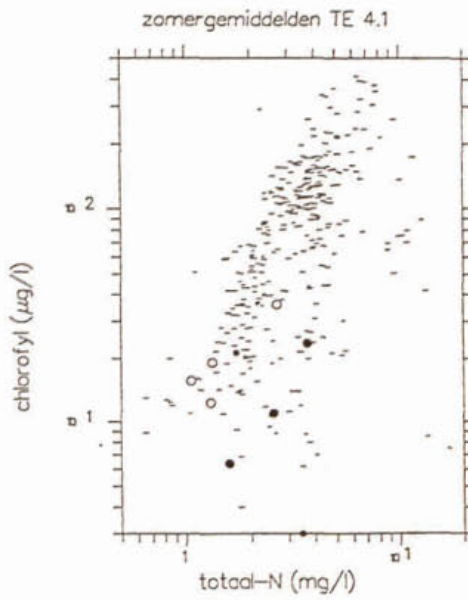
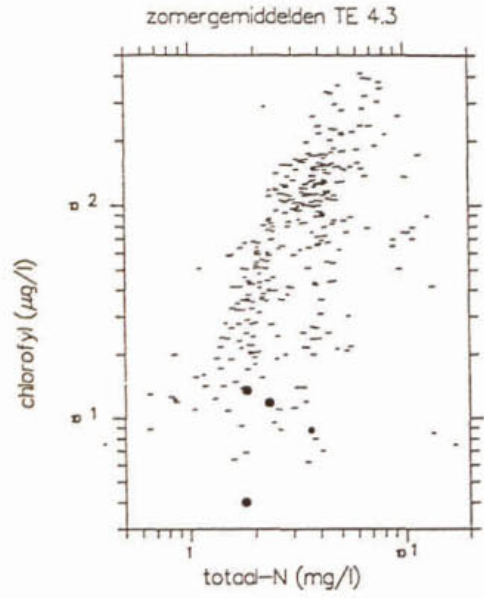
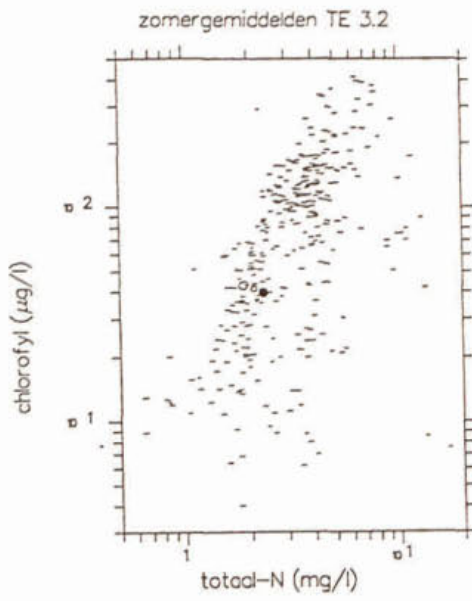


zomergemiddelden TE 10.1

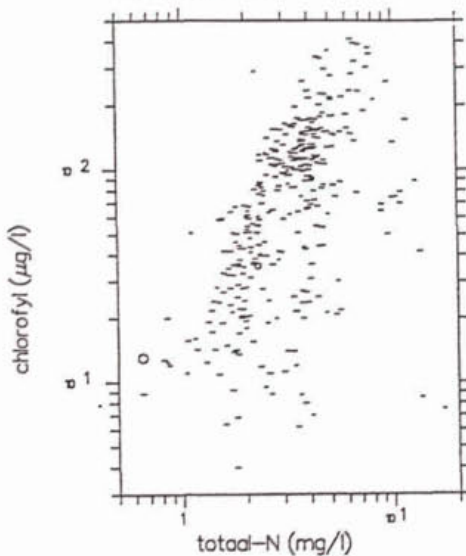


bijlage 2 : Scatterplot van zomergemiddelden totaal-N vs. chlorofyl-a.

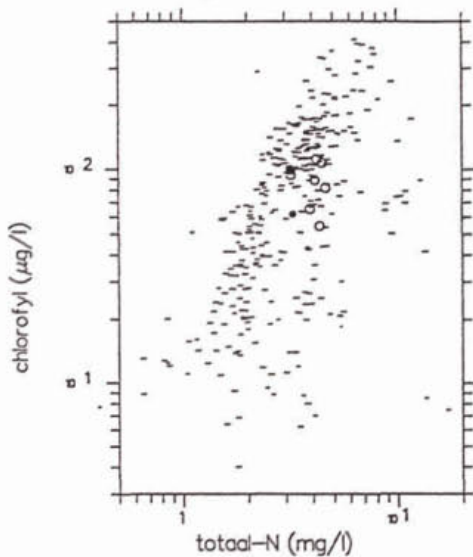




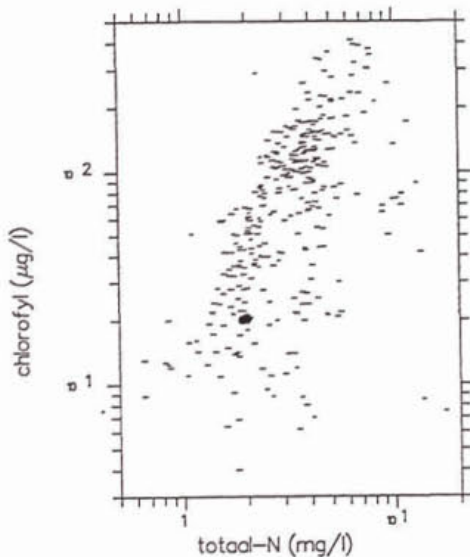
zomergemiddelden TE 5.3



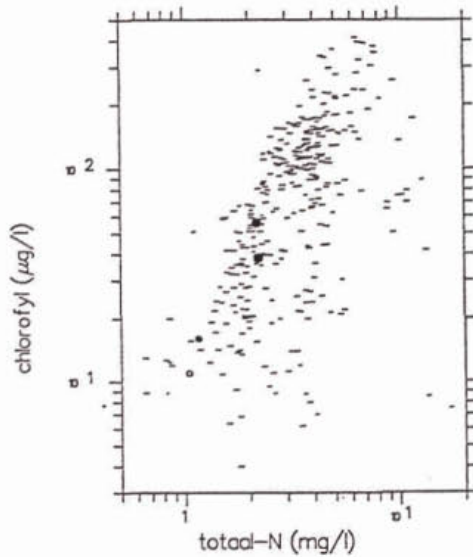
zomergemiddelden TE 7.1



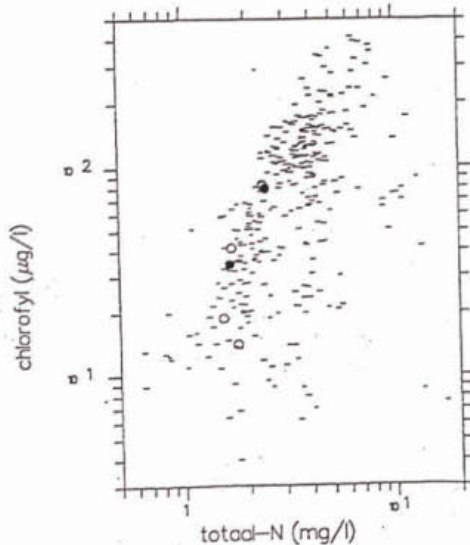
zomergemiddelden TE 5.4



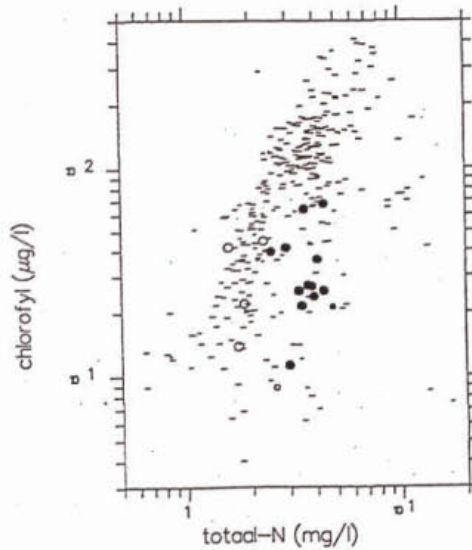
zomergemiddelden TE 7.2



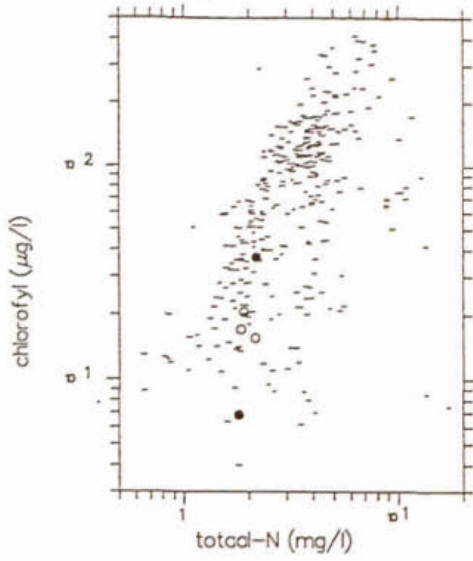
zomergemiddelden TE 6.1



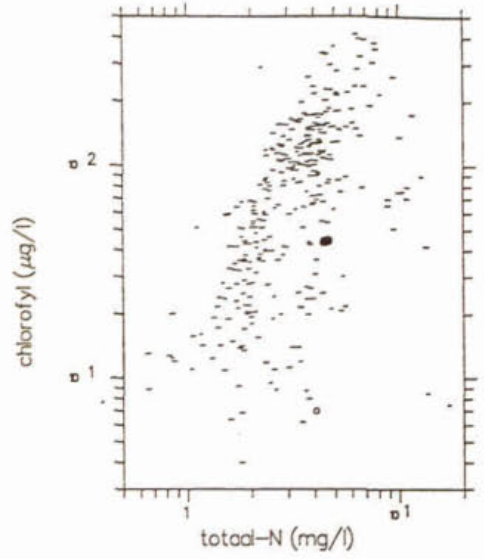
zomergemiddelden TE 7.3



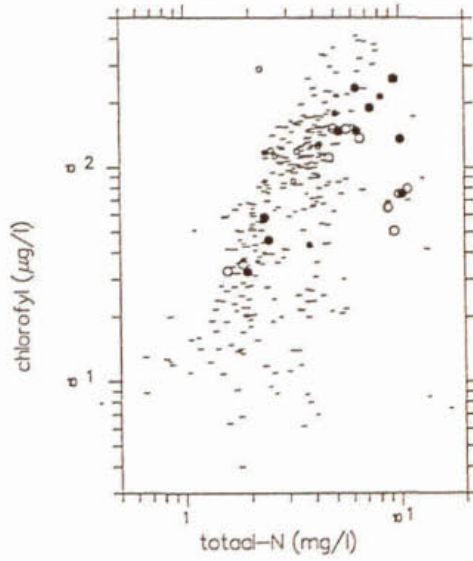
zomergemiddelden TE 7.4



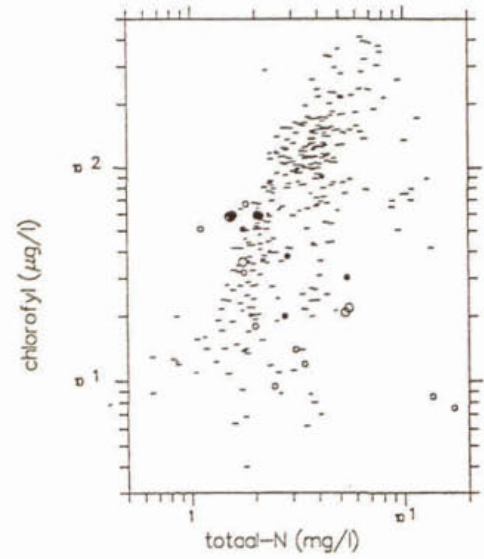
zomergemiddelden TE 8.3



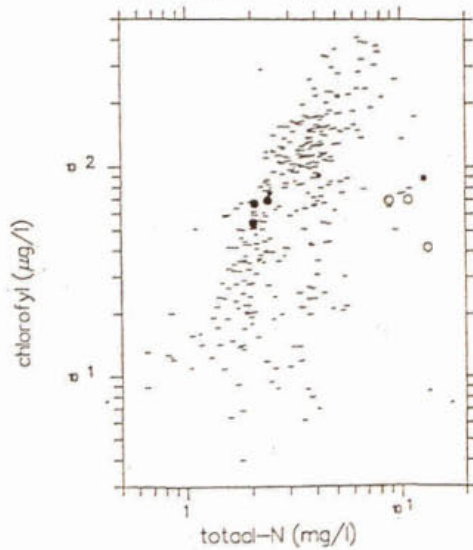
zomergemiddelden TE 8.1



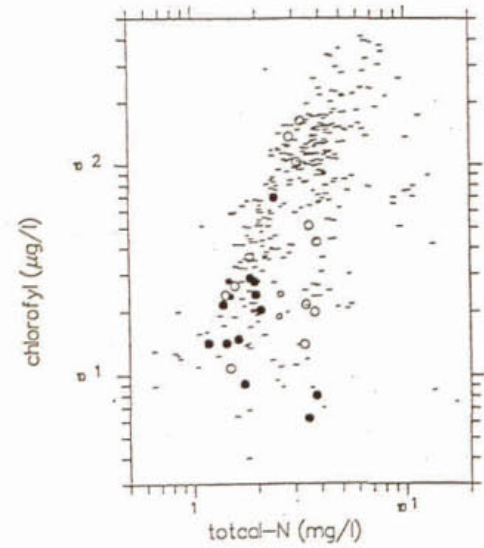
zomergemiddelden TE 9.1



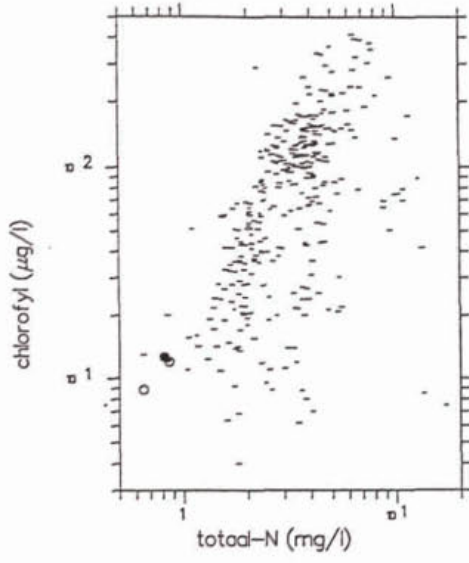
zomergemiddelden TE 8.2



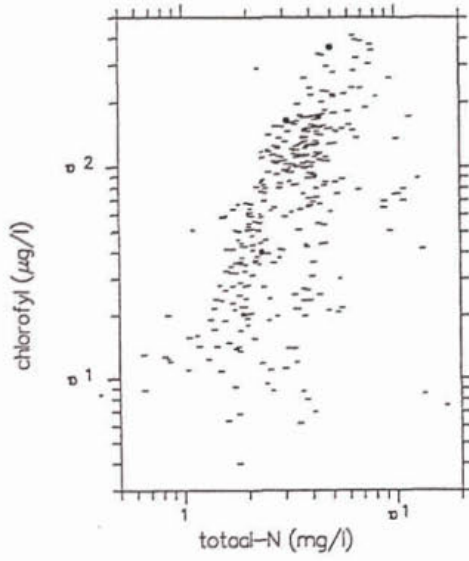
zomergemiddelden TE 9.2



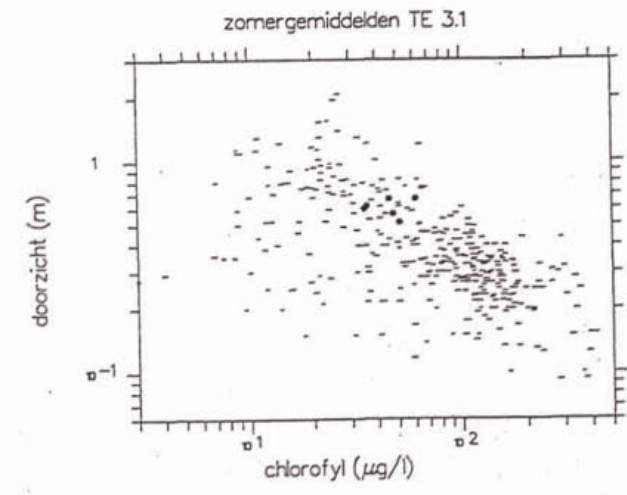
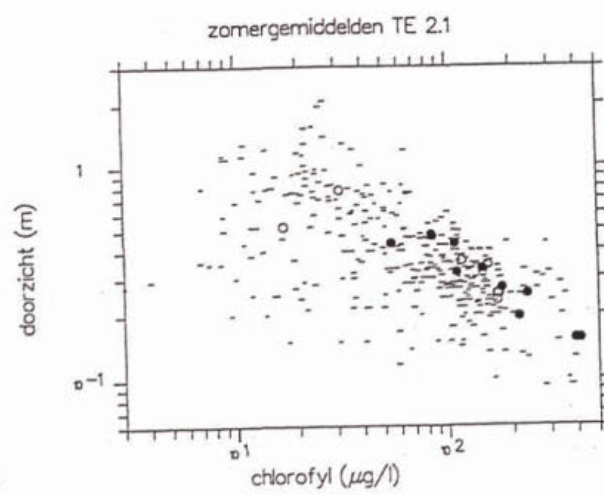
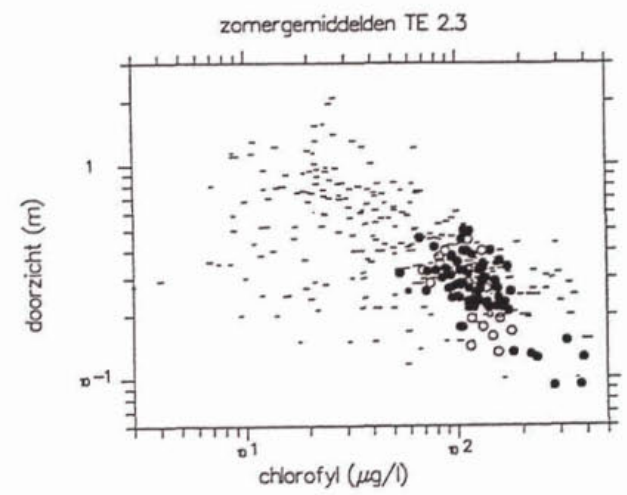
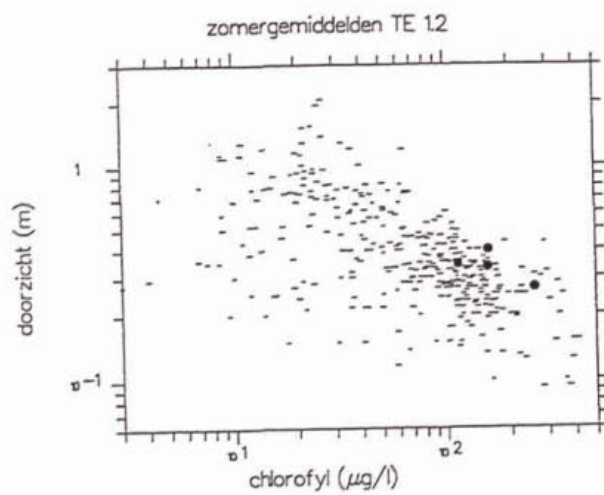
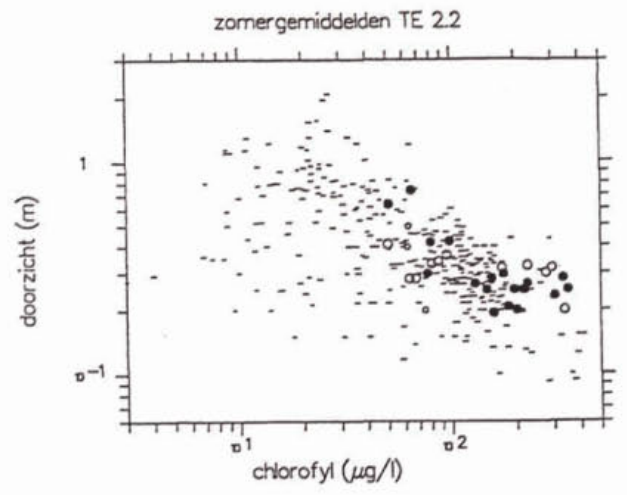
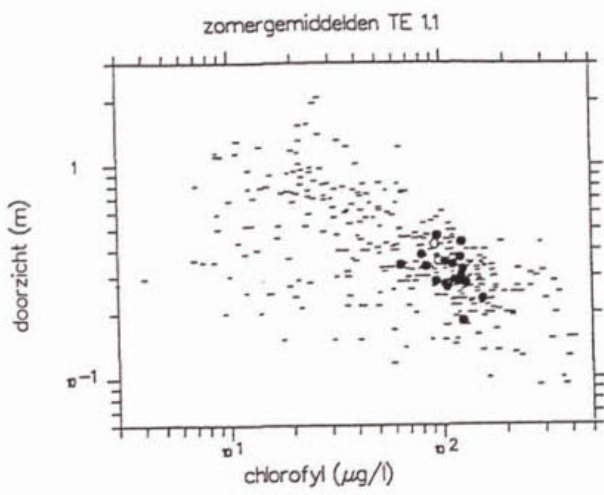
zomergemiddelden TE 9.3

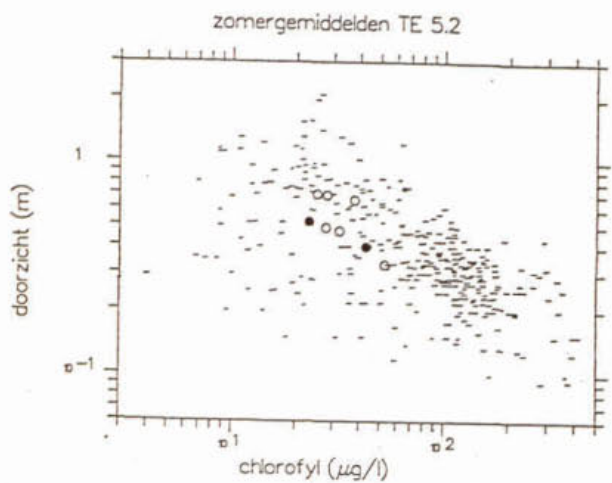
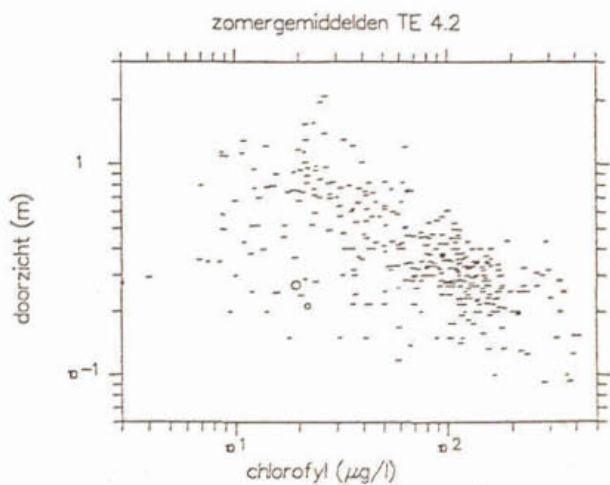
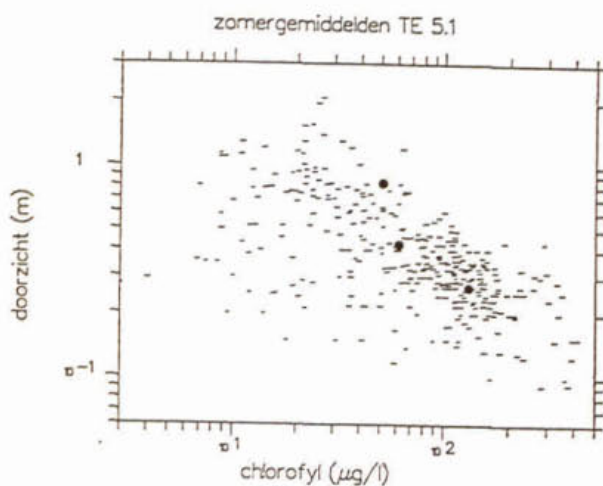
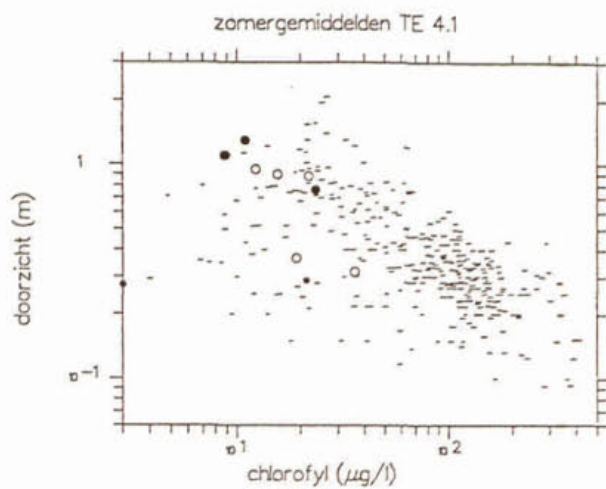
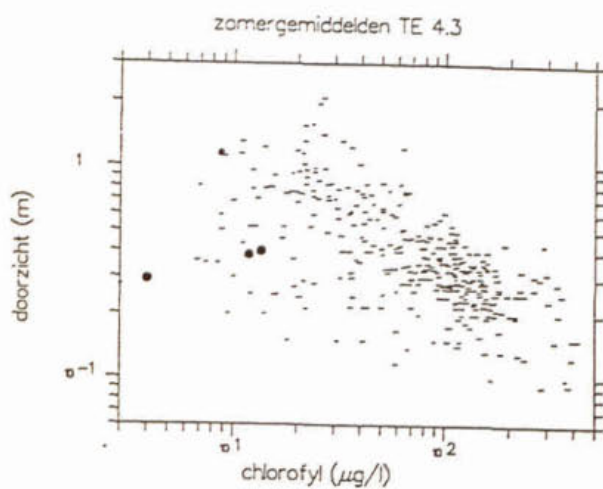
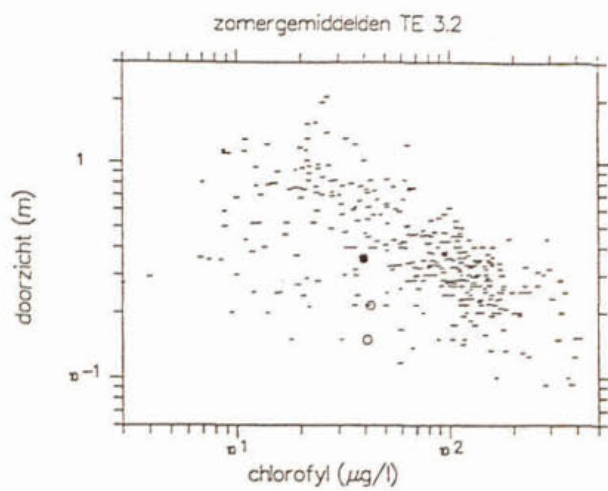


zomergemiddelden TE 10.1

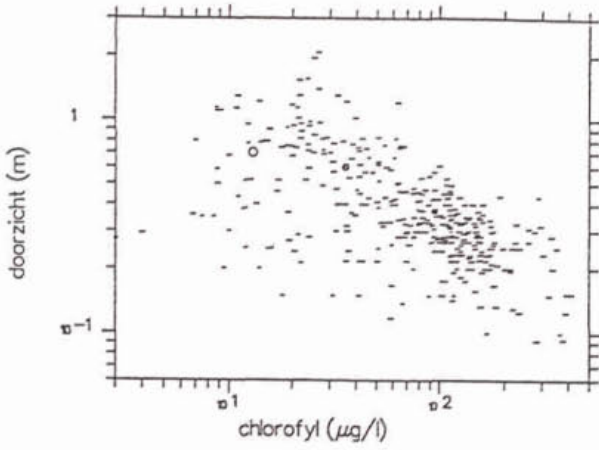


bijlage 3: Scatterplot van zomergemiddelden chlorofyl vs. doorzicht.

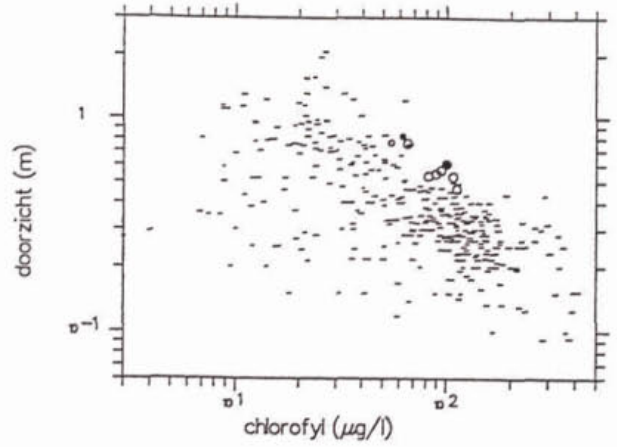




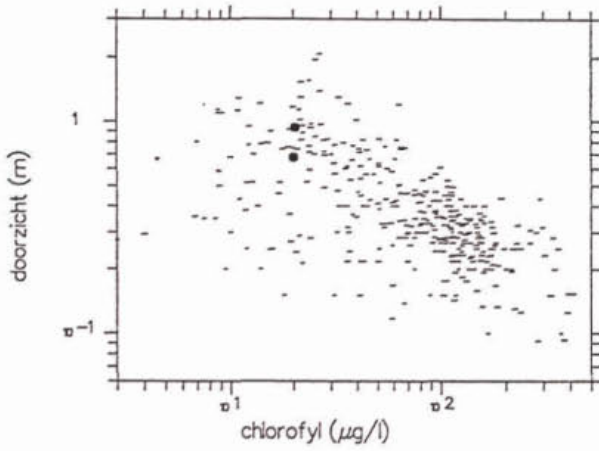
zomergemiddelden TE 5.3



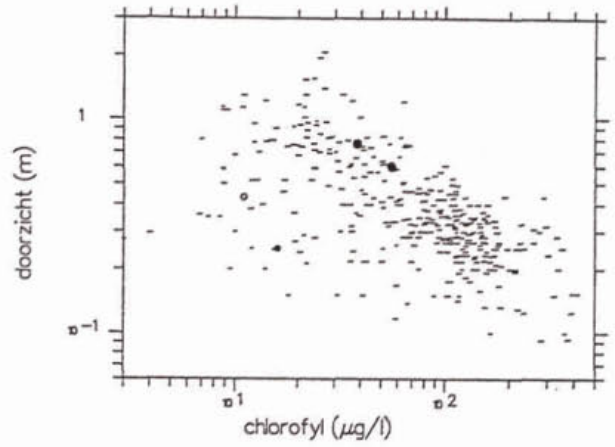
zomergemiddelden TE 7.1



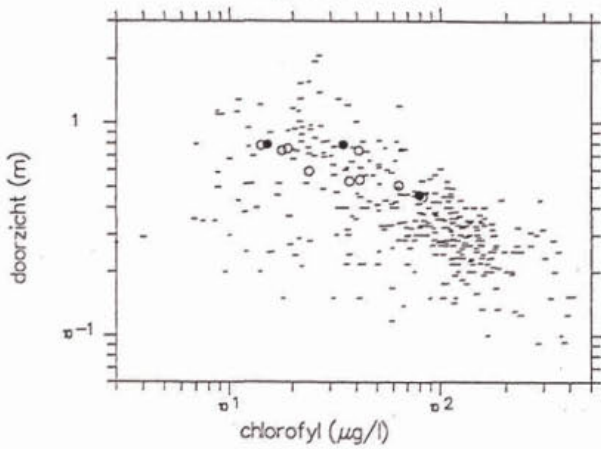
zomergemiddelden TE 5.4



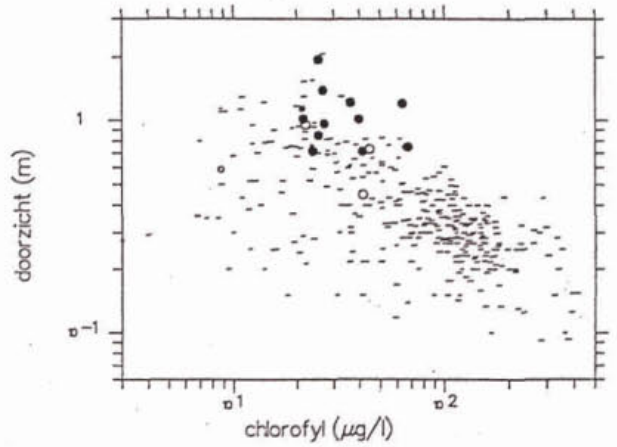
zomergemiddelden TE 7.2

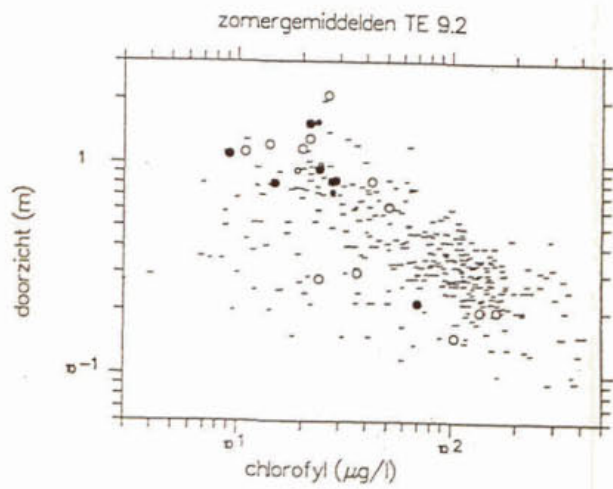
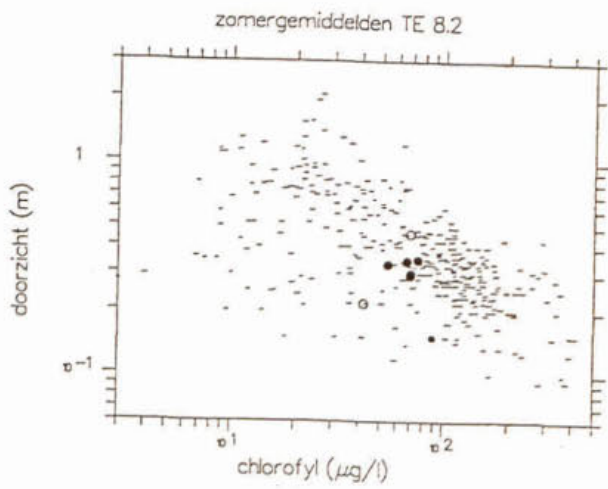
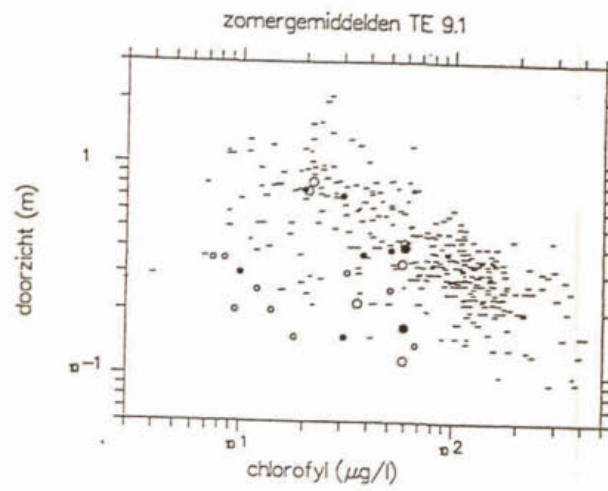
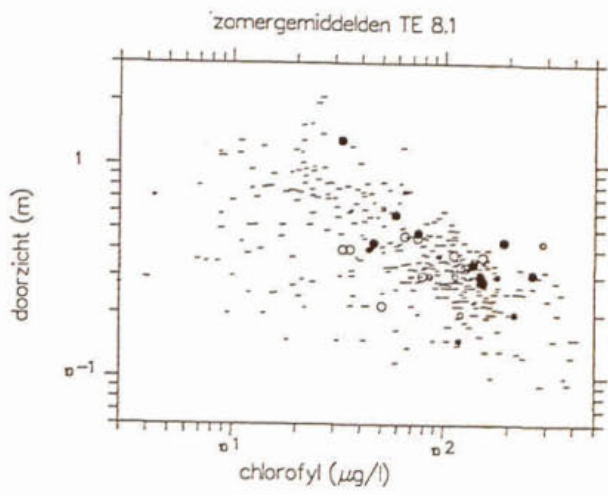
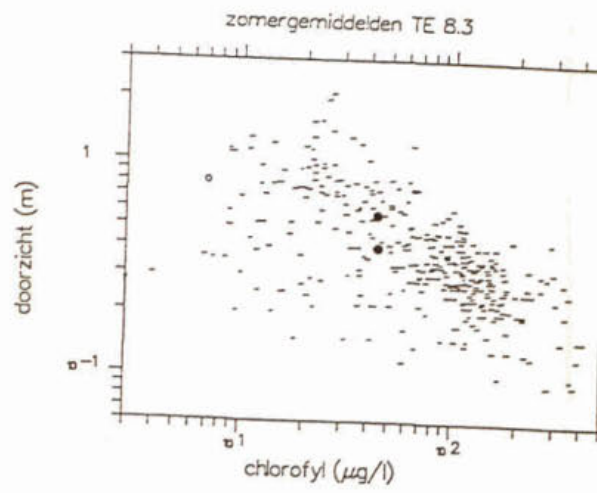
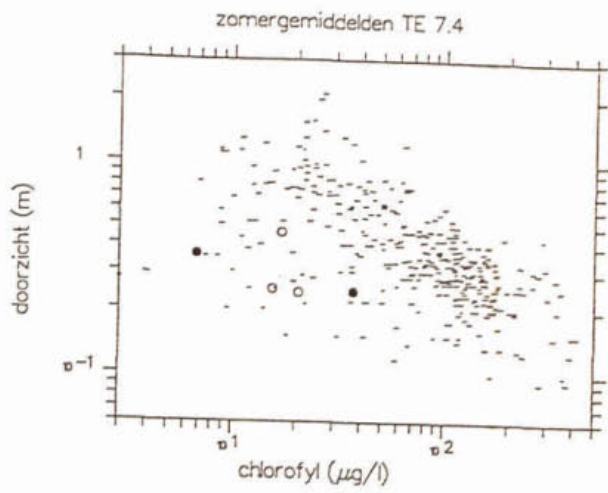


zomergemiddelden TE 6.1

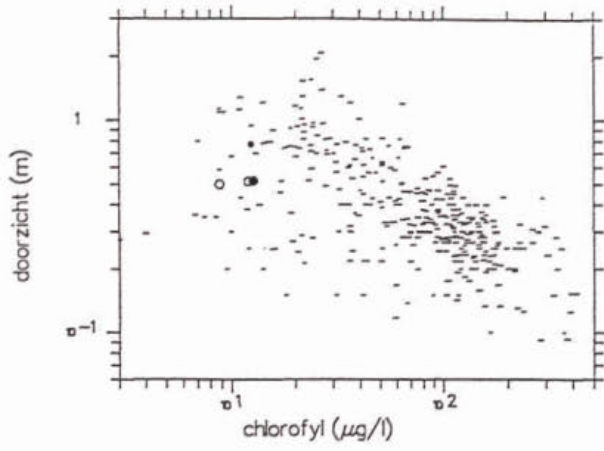


zomergemiddelden TE 7.3

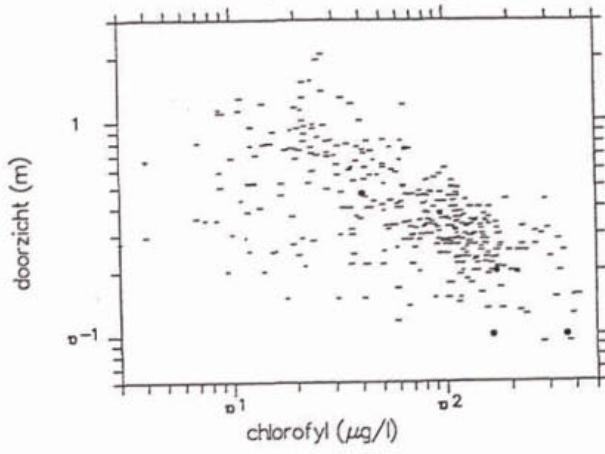




zomergemiddelden TE 9.3

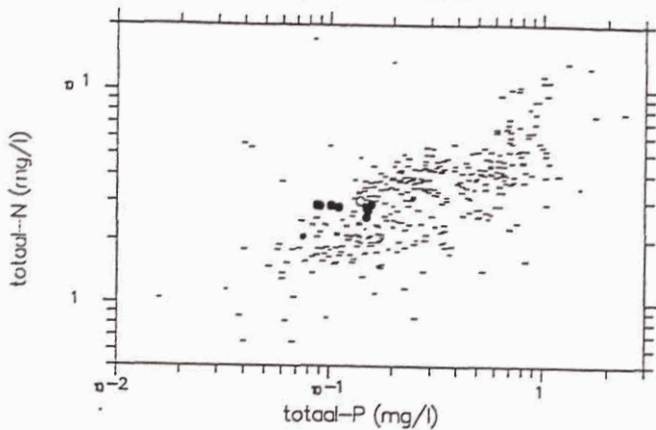


zomergemiddelden TE 10.1

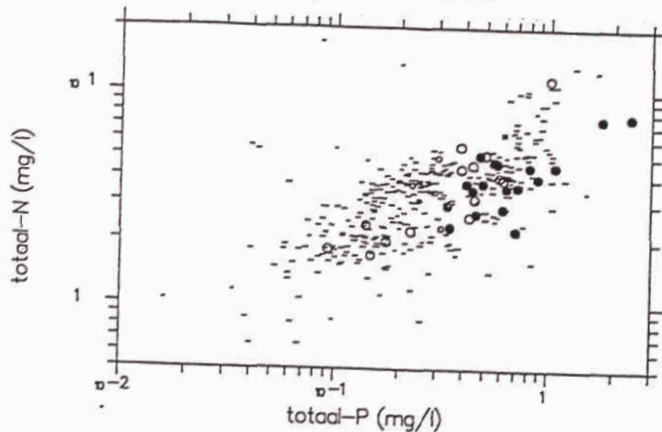


bijlage 4: Scatterplot van zomergemiddelden totaal-P vs. totaal-N.

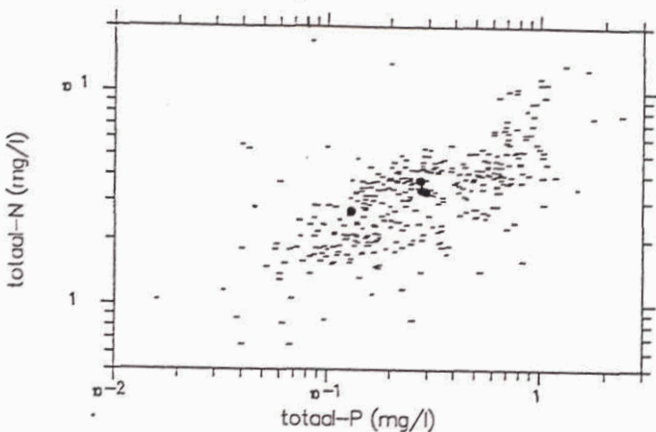
zomergemiddelden TE 1.1



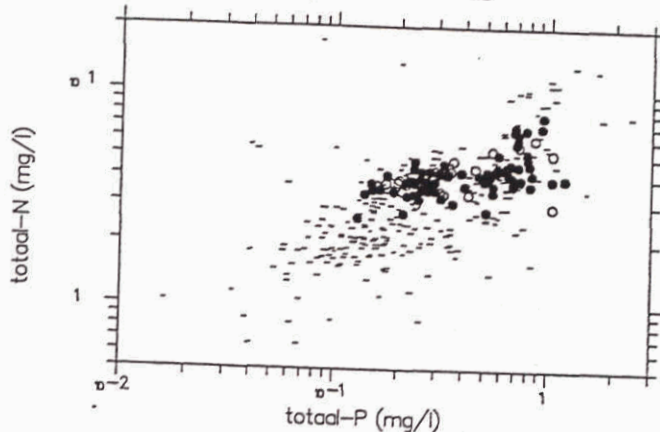
zomergemiddelden TE 2.2



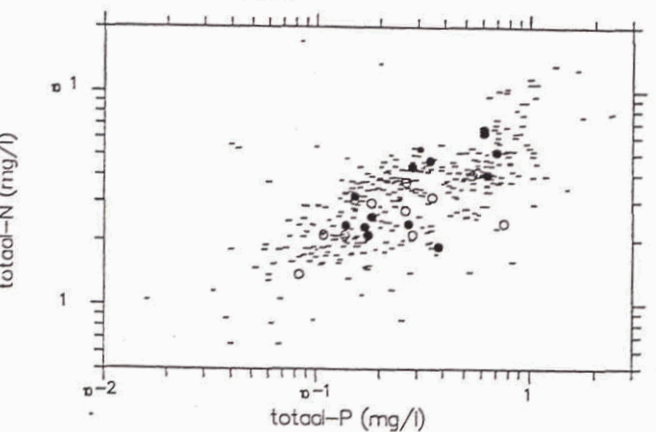
zomergemiddelden TE 1.2



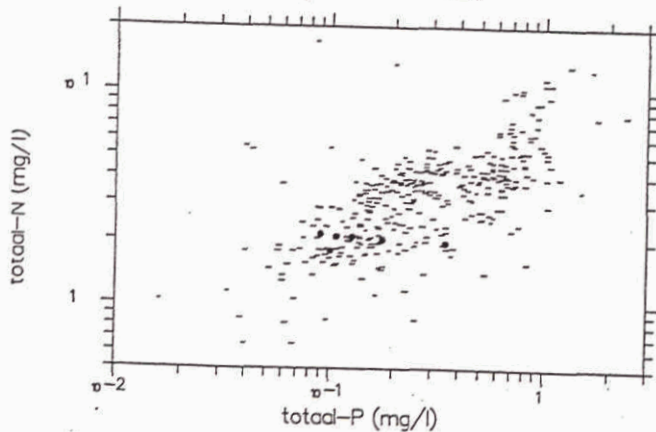
zomergemiddelden TE 2.3



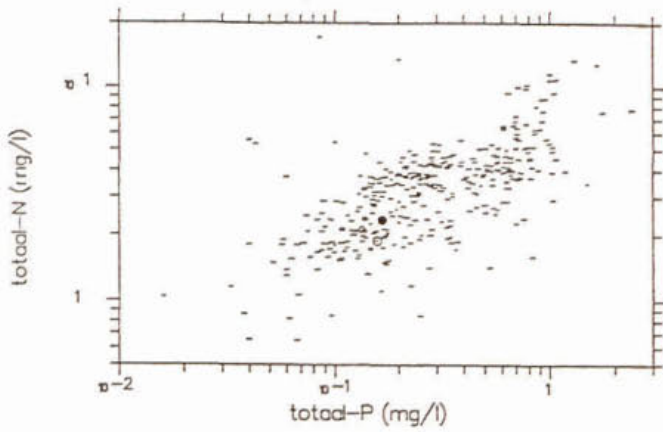
zomergemiddelden TE 2.1



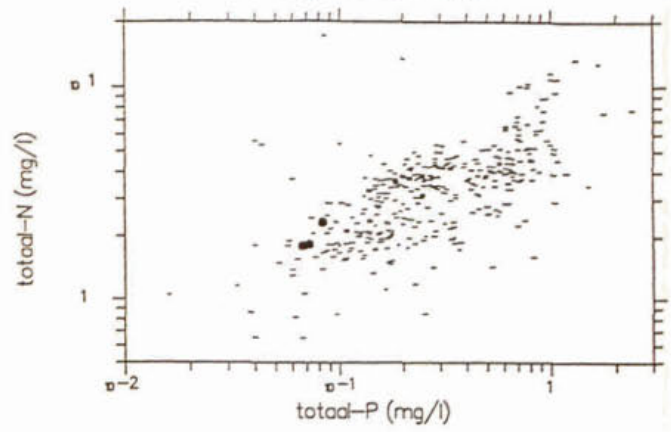
zomergemiddelden TE 3.1



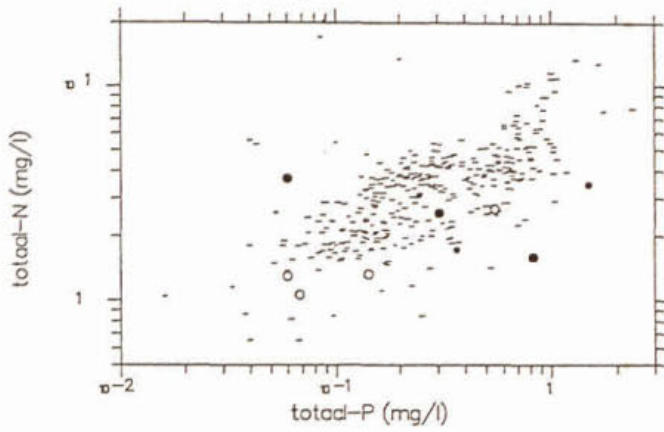
zomergemiddelden TE 3.2



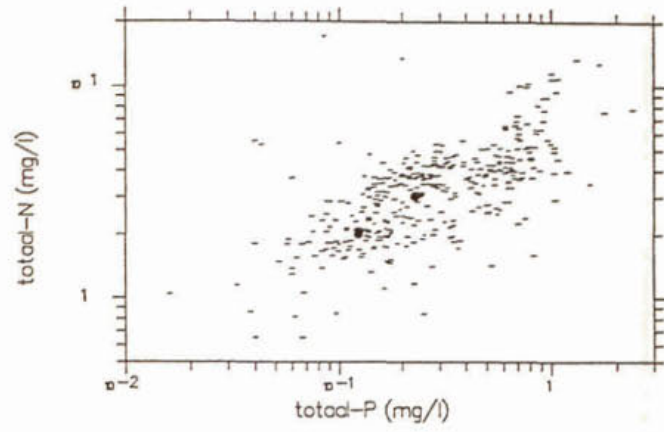
zomergemiddelden TE 4.3



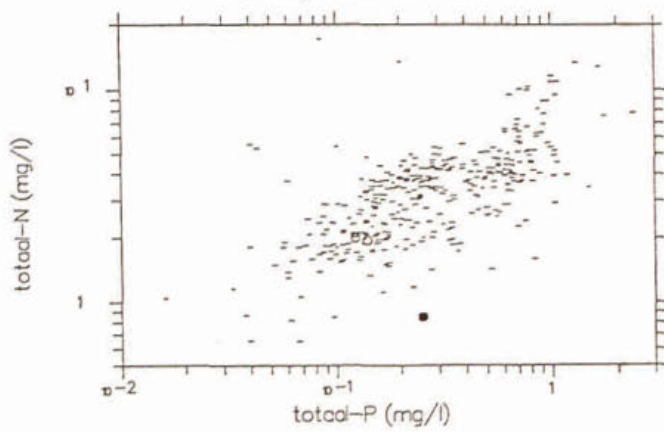
zomergemiddelden TE 4.1



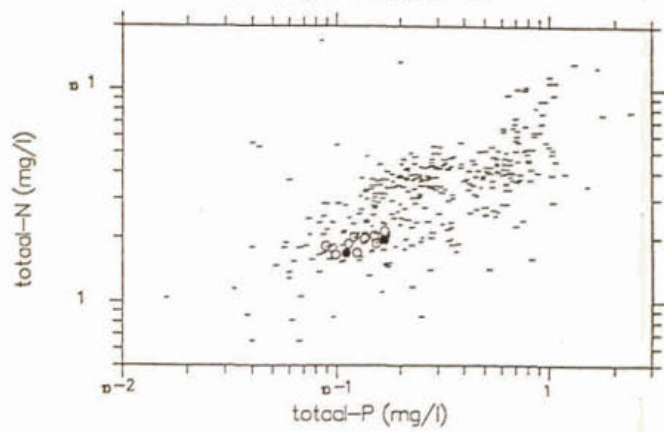
zomergemiddelden TE 5.1



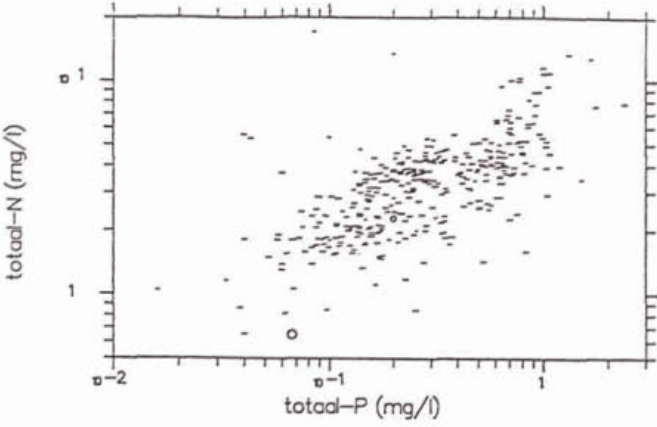
zomergemiddelden TE 4.2



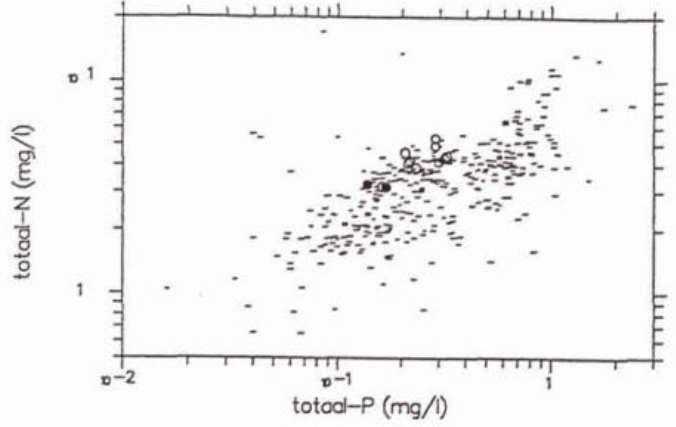
zomergemiddelden TE 5.2



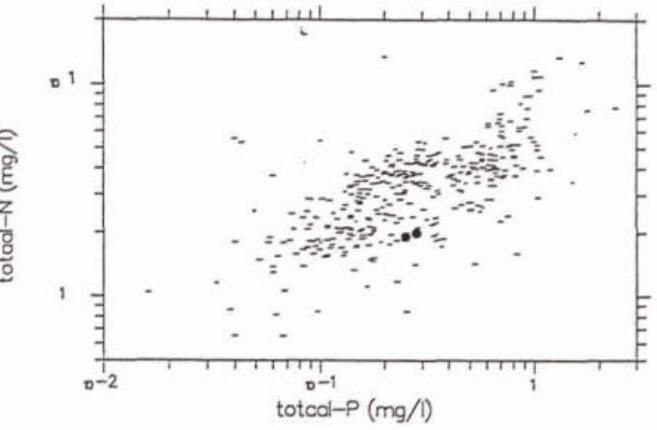
zomergemiddelden TE 5.3



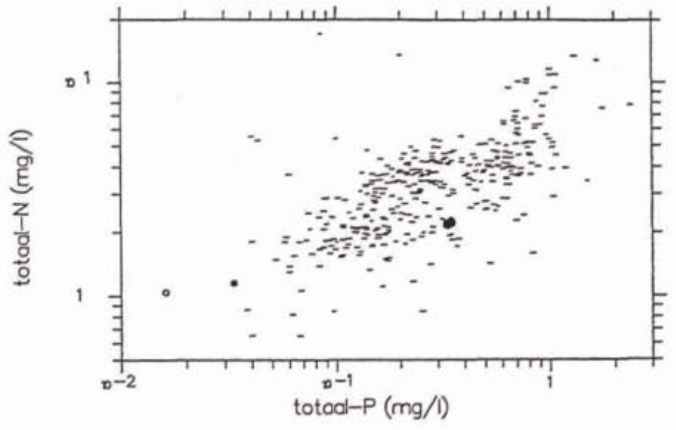
zomergemiddelden TE 7.1



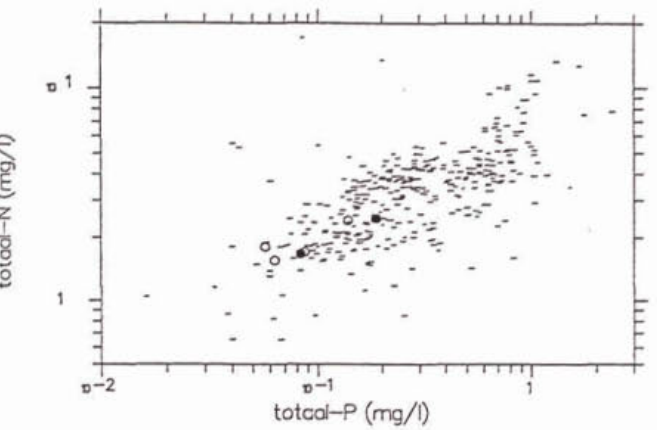
zomergemiddelden TE 5.4



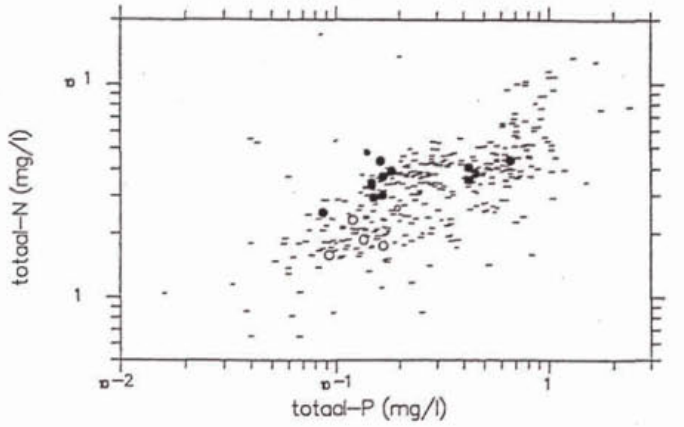
zomergemiddelden TE 7.2



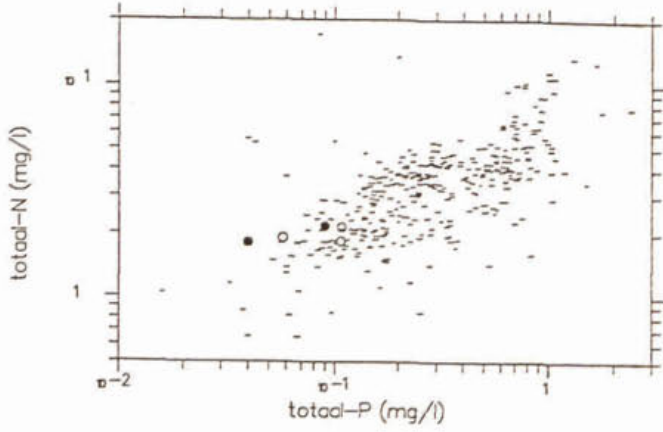
zomergemiddelden TE 6.1



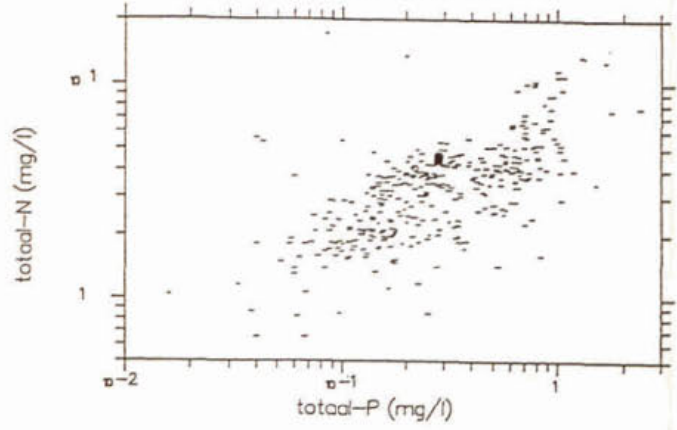
zomergemiddelden TE 7.3



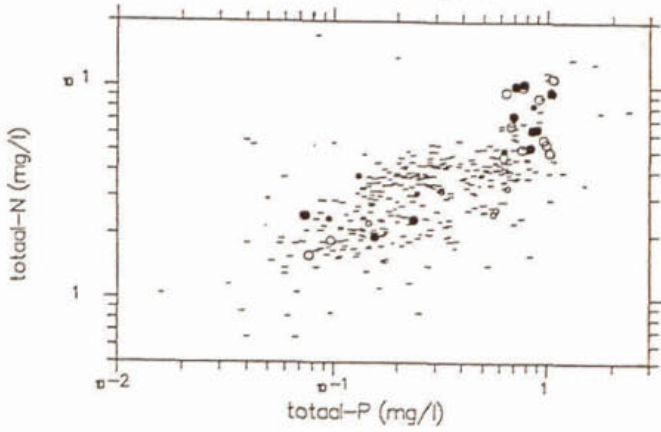
zomergemiddelden TE 7.4



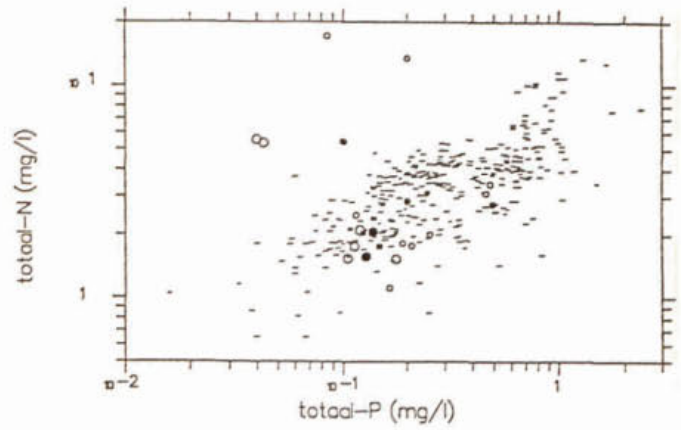
zomergemiddelden TE 8.3



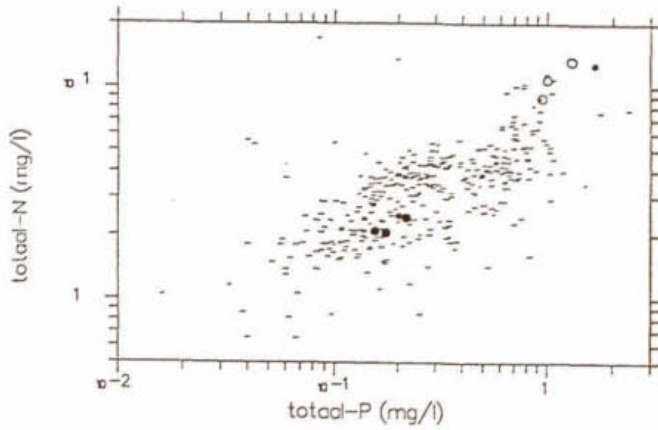
zomergemiddelden TE 8.1



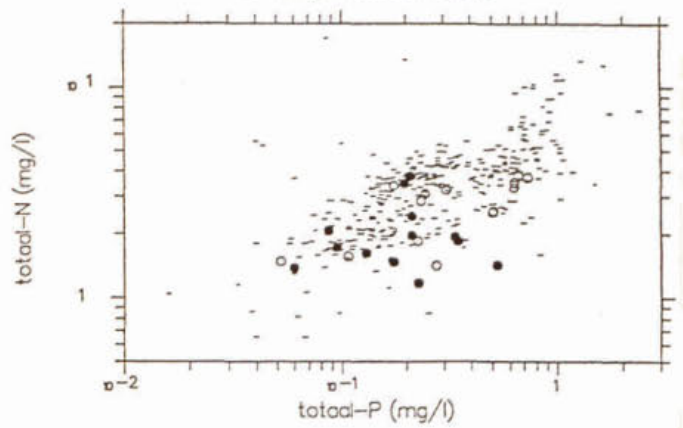
zomergemiddelden TE 9.1



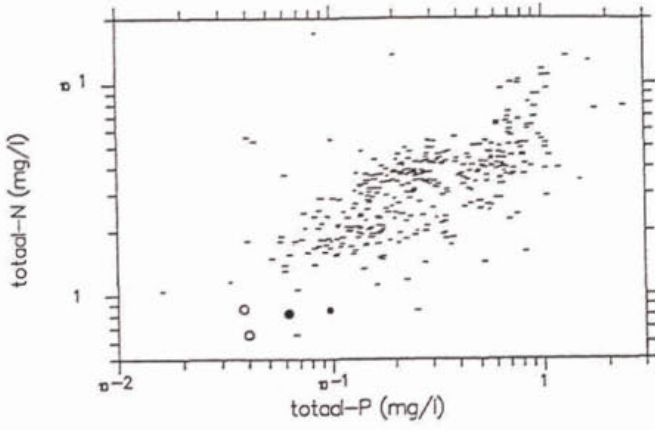
zomergemiddelden TE 8.2



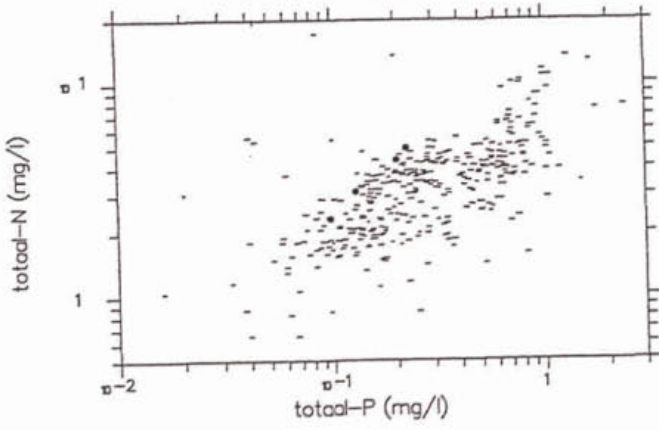
zomergemiddelden TE 9.2



zomergemiddelden TE 9.3



zomergemiddelden TE 10.1



Bijlage 5: Kwetsbaarheid van makrofyten op basis van voor- en achteruitgang en literatuur over gevoeligheid voor verzuring, eutrofiëring of gebiedsvreemd water.

Verklaring van de afkortingen:

kb : kenmerkend en bedreigd
knb: kenmerkend en niet bedreigd
mk : minder kenmerkend
mkv: minder kenmerkend, storingsindicator
nk : niet kenmerkend
nks: niet kenmerkend, storingsindicator

eutr: eutrofiëring
verz: verzuring
hard: hard water
zoet: zoet water
brak: min of meer brak water
rivw: gebiedsvreemd rivierwater
verv: vervuiling (rioolwater e.d.)

Rode lijst:

1: zeer sterk bedreigd
2: sterk bedreigd
3: bedreigd
4: potentieel bedreigd

zgev: zeer gevoelig
gev : gevoelig
vgev: vrij gevoelig
vtol: vrij tolerant
tol : tolerant
pref: preferent

gevoeligheid voor verzuring is alleen vermeld voor soorten die overwegend in zacht water voorkomen. De overige soorten komen alleen in zwak zuur tot basisch water voor.

verz:

gev : niet in verzuurd water
vgev: voorn. in neutraal water
vtol: niet in zeer zuur water
tol : ook in zeer zuur water
pref: voornamelijk in zeer zuur water

eutr:

zgev: voedselarm water of bodem
gev : vrij voedselarm
vgev/vtol:matig voedselrijk
tol : ook in voedselrijk water
ztol: ook in zeer voedselrijk water
pref: doorgaans in voedselrijk tot zeer voedselrijk water

hard:

zgev: zacht water
gev : zacht-vrij hard water
vgev: niet in carbonaatrijk water
vtol: in vrij zacht tot vrij hard water
tol : ook in hard tot zeer hard water
ztol: overwegend in hard tot zeer hard water
pref: in hard water

brak:

zgev: alleen in zoet water
gev : mijdt brak water
vgev: hoogstens in zwak brak water
vtol: in zwak brak water
tol : in zwak brak tot brak water
pref: voornamelijk in zwak brak tot brak water

vervolg bijlage 5:

Soort:	Rode	Hoofdtype					Gevoelig voor:						
	lijst	zacht water	duin-water	laag-veen	brak water	over.	eutr	zuur	hard	zoet	brak	riw	ver-ontr.
<u>Alisma gramineum</u>		nk	nk	mk	nk	knb	vtol		pref	pref	vgev	?	vgev
<u>Apium inundatum</u>	3	kb	kb	nk	nk	nk	gev	gev	gev	pref	gev	gev	gev
<u>Azolla caroliniana</u>	(1)	nk	nk	knb	nk	knb	vtol		pref	pref?	?	?	gev?
<u>Azolla filiculoides</u>		nks	nks	mks	mks	mks	ztol		pref	tol	vtol	tol	tol
<u>Butomus umbellatus</u>		nk	nk	mk	nk	mk	tol		pref	pref	vtol	tol	vtol
<u>Callitriche hamulata</u>		mk	mk	nk	nk	mk	gev	gev	gev	pref	gev	gev	gev
<u>Callitriche hermaphroditica</u>	1	nk	nk	kb	nk	kb	gev		vgev	pref	vgev	gev?	?
<u>Callitriche obtusangula</u>		nk	nk	nk	mk	mk	vtol		pref	pref	vtol	?	vtol
<u>Callitriche platycarpa</u>		nk	nk	mk	nk	knb	gev		vtol	pref	gev	?	vtol
<u>Callitriche stagnalis</u>		nk	nk	nk	nk	knb	vtol		tol	pref	gev?	?	?
<u>Ceratophyllum demersum</u>		nks	mks	mks	mks	mks	pref		pref	pref	pref	tol	vtol
<u>Ceratophyllum submersum</u>		nk	nks	nk	mk	nk	pref		pref	tol	tol	tol	tol
<u>Echinodorus ranunculoides</u>	2	kb	kb	kb	nk	nk	zgev	gev	vtol	pref	gev?	zgev	gev?
<u>Echinodorus repens</u>	3	kb	nk	nk	nk	nk	gev	gev	gev	pref	gev	zgev	gev?
<u>Elatine hexandra</u>	4	kb	nk	nk	nk	nk	gev	gev	gev	pref	gev	zgev	?
<u>Eleocharis acicularis</u>		knb	nk	mk	nk	nk	gev	gev	vgev	pref	gev	zgev	?
<u>Elodea canadensis</u>		nk	nk	mk	nk	mk	vtol		pref	pref	vgev	vgev?	vgev?
<u>Elodea nuttallii</u>		nks	mks	mks	mks	mks	pref		pref	pref	vtol	tol	tol
<u>Groenlandia densa</u>		nk	mk	knb	nk	knb	vgev		pref	pref	gev?	?	?
<u>Hippuris vulgaris</u>		nk	mk	nk	mk	knb	tol		ztol	pref	vtol		
<u>Hottonia palustris</u>		mk	mk	knb	nk	knb	vgev		vtol	pref	zgev	gev?	
<u>Hydrocharis morsus-ranae</u>		mk	nk	knb	nk	knb	vtol		tol	pref	gev	gev?	vtol
<u>Hypericum elodes</u>	3	kb	nk	nk	nk	nk	zgev	gev	zgev	pref	gev	zgev	gev?
<u>Isoetes echinospora</u>	1	kb	nk	nk	nk	nk	zgev	gev	zgev	pref	gev	zgev	gev?
<u>Isoetes lacustris</u>	1	kb	nk	nk	nk	nk	zgev	gev	zgev	pref	gev	zgev	gev?
<u>Juncus bulbosus</u>		mks	nks	nk	nk	nk	vgev	ztol	gev	pref	gev	gev	?
<u>Lemna gibba</u>		nks	nk	mks	mks	mks	ztol		tol	pref	tol	tol	tol
<u>Lemna minor</u>		mks	nks	mks	mks	mks	ztol		tol	pref	tol	tol	tol
<u>Lemna minuscula</u>		nks	nk	mks	nk	mks	tol		tol	pref	?	tol	tol
<u>Lemna trisulca</u>		nk	nk	mk	mk	mk	tol		tol	pref	vtol	tol	tol
<u>Littorella uniflora</u>	2	kb	kb	nk	nk	nk	zgev	gev	gev	pref	vtol	gev	gev
<u>Lobelia dortmanna</u>	1	kb	nk	nk	nk	nk	zgev	gev	zgev	pref	zgev	zgev	zgev
<u>Ludwigia palustris</u>	1	kb	nk	nk	nk	nk	gev	gev	gev	pref	gev	gev	gev?
<u>Luronium natans</u>	3	kb	kb	kb	nk	nk	zgev	zgev	vgev	pref	gev	zgev	gev
<u>Lythrum portula</u>		knb	knb	nk	nk	nk	zgev	gev	gev	pref	gev	zgev	gev
<u>Montia fontana</u>		nk	nk	nk	nk	nk	gev		vgev	pref	gev	gev?	gev
<u>Myriophyllum alterniflorum</u>	2	kb	kb	nk	nk	nk	zgev	zgev	zgev	pref	gev	zgev	zgev
<u>Myriophyllum spicatum</u>		nk	mk	mk	mk	mk	tol		tol	pref	vtol	tol	tol
<u>Myriophyllum verticillatum</u>		mk	nk	knb	nk	knb	vgev		vtol	pref	gev	gev?	?
<u>Najas marina</u>	2	nk	nk	knb	kb	mk	vgev		pref	vtol	vtol	tol	tol?
<u>Nuphar lutea</u>		nk	nk	mk	nk	mk	tol		tol	pref	vgev	tol	tol?
<u>Nymphaea alba</u>		mk	mk	mk	mk	mk	vtol	tol	tol	tol	vgev	tol	tol?
<u>Nymphaea candida</u>		nk	nk	mk	nk	mk	vtol?	vtol	vtol	pref	tol	?	?
<u>Nymphoides peltata</u>		nks	nk	mk	nk	mk	vtol		pref	pref	gev	tol	?
<u>Oenanthe aquatica</u>		nks	nk	mk	nk	mk	tol		tol	pref	gev	zgev	vtol
<u>Pilularia globulifera</u>	3	kb	kb	nk	nk	nk	zgev	gev	zgev	pref	gev	zgev	vtol
<u>Polygonum amphibium</u> (watervorm)		mks	mk	mk	nk	knb	vgev	gev	pref	pref	gev	tol	vgev?
<u>Potamogeton acutifolius</u>		nk	nk	knb	nk	knb	zgev		vtol	pref	gev	?	?
<u>Potamogeton alpinus</u>		knb	mk	knb	nk	knb	vtol	zgev	vtol	pref	gev	?	?
<u>Potamogeton berchtoldii</u>		nk	nk	mk	nk	knb	vgev		vtol	pref	gev	zgev	?
<u>Potamogeton coloratus</u>	2	nk	kb	nk	nk	kb	zgev		pref	pref	vtol?	zgev	gev
<u>Potamogeton compressus</u>		nk	nk	knb	nk	knb	vgev		vtol	pref	gev	gev?	gev?
<u>Potamogeton crispus</u>		mks	mk	mk	mk	mk	vtol		pref	pref	vtol	tol	vtol
<u>Potamogeton x decipiens</u>		nk	nk	knb	nk	knb	vtol		vtol	pref	gev	vgev?	gev
<u>Potamogeton x fluitans</u>		nk	nk	knb	nk	knb	vgev		vtol	pref	gev	gev	?
<u>Potamogeton gramineus</u>	3	kb	kb	kb	nk	kb	vgev		vgev	pref	zgev	zgev	gev?
<u>Potamogeton lucens</u>		nk	nk	knb	nk	knb	vtol		vtol	pref	gev	vgev	zgev
<u>Potamogeton mucronatus</u>		nk	mk	mk	nk	mk	pref		pref	pref	vtol		
<u>Potamogeton natans</u>		knb	knb	knb	nk	knb	vgev	gev	vtol	pref	gev	gev	gev?
<u>Potamogeton nodosus</u>	4	nk	nk	nk	nk	mk	tol		pref	pref	gev	tol	tol
<u>Potamogeton obtusifolius</u>		mk	nk	knb	nk	knb	vgev		vtol	pref	gev	tol	tol
<u>Potamogeton pectinatus</u>		nk	mk	mks	mk	mk	ztol		ztol	pref	tol	ztol	tol
<u>Potamogeton perfoliatus</u>		nk	nk	mk	mk	mk	tol		tol	pref	vgev	tol	vtol
<u>Potamogeton polygonifolius</u>	3	kb	kb	nk	nk	nk	vgev	gev	zgev	pref	gev	zgev	gev?
<u>Potamogeton praelongus</u>	1	nk	nk	knb	nk	knb	vtol		zgev?	pref	gev	?	?
<u>Potamogeton pusillus</u>		nk	mks	mks	mk	mks	tol		pref	pref	vtol	tol	tol
<u>Potamogeton trichoides</u>		nk	mk	mk	nk	mk	tol		pref	pref	vgev	tol	?

vervolg bijlage 5:

Soort:	Rode lijst	Hoofdtype					Gevoelig voor:						
		zacht water	duin- water	laag- veen	brak water	over.	eutr	zuur	hard	zoet	brak	riwv	ver- ontr.
<u>Potamogeton x zizii</u>	4	nk	nk	nk	nk	kb	vgev		vgev	pref	zgev	zgev	zgev
<u>Ranunculus aquatilis</u>		nk	knb	nk	mk	knb	gev		pref	pref	vtol	gev	gev
<u>Ranunculus baudotii</u>		nk	mk	nk	knb	knb	pref		pref	vgev	pref	tol	tol
<u>Ranunculus circinatus</u>		nk	nk	mk	nk	mk	vtol		pref	pref	vgev	?	tol
<u>Ranunculus fluitans</u>	3	nk	nk	nk	nk	nk	?		pref	?	?	?	vtol
<u>Ranunculus hederaceus</u>	3	nk	nk	nk	nk	nk	vtol		vgev	pref	vtol	?	gev?
<u>Ranunculus ololeucos</u>	2	kb	nk	nk	nk	nk	gev	vtol	zgev	pref	gev	zgev	gev
<u>Ranunculus peltatus</u>		knb	nk	nk	nk	nk	gev	vgev	gev	pref		gev	vgev
<u>Rorippa microphylla</u>		nk	nk	nk	nk	knb	vtol		vtol	pref	vgev	?	?
<u>Rorippa nasturtium-aquaticum</u>	4	nk	nk	nk	nk	knb	gev		pref	pref	vgev	?	?
<u>Ruppia cirrhosa</u>	3	nk	nk	nk	kb	nk	gev		tol	vgev	pref	?	?
<u>Ruppia maritima</u>	3	nk	nk	nk	kb	nk	gev		tol	vgev	pref	?	?
<u>Sagittaria sagittifolia</u>		nk	nk	mk	nk	knb	vtol		tol	pref	gev	gev	vtol?
<u>Scirpus fluitans</u>	3	kb	kb	kb	nk	nk	vgev		vgev	pref	gev	zgev	?
<u>Sparganium angustifolium</u>	1	kb	nk	nk	nk	nk	gev	vgev	gev	pref	zgev	zgev	?
<u>Sparganium natans</u>	3	kb	nk	kb	nk	nk	gev	vgev	vgev	pref	zgev	zgev	?
<u>Spirodela polyrhiza</u>		nk	nk	mks	mks	mks	tol		tol	pref	vtol	tol	?
<u>Stratiotes aloides</u>		mk	nk	knb	nk	mk	vtol	vtol	tol	pref	vtol	zgev	gev?
<u>Utricularia australis</u>	3	kb	kb	kb	nk	kb	gev	gev	vgev	pref	gev	zgev	gev?
<u>Utricularia intermedia</u>	1	kb	nk	kb	nk	nk	gev	gev	gev	pref	gev	zgev	gev?
<u>Utricularia minor</u>		knb	knb	mk	nk	nk	gev		tol	pref	gev	zgev	gev
<u>Utricularia ochroleuca</u>	1	kb	nk	nk	nk	nk	gev		vgev	pref	gev	zgev	gev
<u>Utricularia vulgaris</u>		mk	nk	knb	nk	knb	vgev		tol	pref	gev	gev	gev
<u>Veronica catenata</u>		nk	mk	nk	mk	mk	tol		pref	pref	vtol	tol	vtol
<u>Wolffia arrhiza</u>		nk	nk	mks	nk	mks	tol		tol	pref	gev	?	?
<u>Zannichellia palustris</u>		nk	nk	nk	mk	mks	tol		pref	pref	vgev	tol	?
subsp. <u>palustris</u>													
<u>Zannichellia palustris</u>		nk	nk	nk	mk	knb	tol		ztol	pref	tol	tol	?
subsp. <u>pedicellata</u>													
<u>Calliergon giganteum</u>	2	nk	kb	kb	nk	nk	gev		vtol	pref	gev	gev	
<u>Drepanocladus exannulatus</u>		knb	knb	nk	nk	nk	gev	gev	vgev	pref	gev	gev	gev
<u>Drepanocladus fluitans</u>		mks	mk	nk	nk	nk	tol	pref	vgev	pref	gev	gev	gev
<u>Fontinalis antipyretica</u>		mk	knb	knb	nk	knb	vgev		vtol	pref	gev	gev	gev
<u>Riccia fluitans</u>		mk	nk	mk	nk	mk	vtol		vtol	pref	gev	gev	gev
<u>Ricciocarpos natans</u>	4	nk	nk	knb	nk	knb	vtol		vtol	pref	gev	gev	gev
<u>Scorpidium lycopodioides</u>	1	kb	kb	kb	nk	nk	gev	gev	vtol	pref	gev	gev	gev
<u>Scorpidium scorpioides</u>	1	kb	kb	kb	nk	nk	gev	gev	vtol	pref	gev	gev	gev
<u>Sphagnum denticulatum</u>		mks	knb	knb	nk	nk	gev	pref	gev	pref	gev	gev	gev
<u>Sphagnum cuspidatum</u>		mks	nk	mk	nk	nk	gev	tol	gev	pref	gev	gev	gev
<u>Sphagnum dusenii</u>		knb	nk	nk	nk	nk	gev	gev?	gev	pref	gev	gev	gev
<u>Sphagnum riparium</u>	4	knb	nk	knb	nk	nk	vgev	gev?	gev	pref	gev	gev	gev

