

**Ecologische beoordeling en
beheer van oppervlaktewater**

Wetenschappelijke verantwoording
van het beoordelingssysteem
voor zand-, grind- en kleigaten

Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater



Wetenschappelijke verantwoording
van het beoordelingssysteem
voor zand-, grind- en kleigaten

94-19

Publikaties en het publikatieoverzicht
van de Stowa kunt u uitsluitend
bestellen bij:
Hageman Verpakkers BV
Postbus 281
2700 AC Zoetermeer
tel. 079-611188
fax 079-613927
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.
ISBN 90.74476.19.8

INHOUD

TEN GELEIDE	i
1 INLEIDING	1
1.1 Ontwikkelingen in het waterkwaliteitsbeleid	1
1.2 Doelstelling en kader	3
2 ONDERZOEKSOPZET EN WERKWIJZE	4
2.1 Opzet	4
2.2 Werkwijze	4
3 BASISMATERIAAL	6
3.1 Herkomst	6
3.2 Standaardisatie	7
4 ANALYSE VAN HET BASISMATERIAAL, INTERPRETATIE VAN DE RESULTATEN EN BENOEMEN VAN DE MILIEUFACTOREN	10
4.1 Methode	10
4.2 Resultaten	11
4.3 Conclusie	13
5 TYPOLOGISCHE HOOFDSTRUCTUUR DIEPE ZAND-, GRIND- EN KLEIGATEN	14
5.1 Hoofdfactoren van het typologisch raamwerk	14
5.2 De voorlopige typologische varianten	14
5.3 Weging van de voorlopige typologische varianten	16
5.4 Beschrijving van de typologische varianten in de ideale situatie	23
6 OPSTELLEN VAN BEÏNVLOEDINGSREEKSEN	24
6.1 Methode	24
6.2 Resultaten	24
6.3 Conclusies	30
7 CONSTRUCTIE VAN DE MAATLAT	31
7.1 Uitgangspunten	31
7.2 Methode	31
7.3 Beïnvloedingsfactoren, karakteristieken en maatstaven	32
7.3.1 Eutrofiëring	33
7.3.2 Saprobiëring	35
7.3.3 Verzilting en verzoeting	38
7.3.4 Verzuring en alkalisering	39
7.3.5 Inrichting	39
7.4 De maatlat	40

8	INVULLING VAN DE ECOLOGISCHE KLASSEN EN KWALITEITSNIVEAUS	43
8.1	Methode	43
8.2	De ecologische klassen voor de maatstaven	45
8.2.1	Eutrofiëring	45
8.2.2	Saprobiëring	48
8.2.3	Verziltting en verzoeting	49
8.2.4	Verzuring en alkalisering	49
8.2.5	Inrichting	50
8.3	Toetsingskaarten	51
8.4	De ecologische kwaliteitsniveaus voor de karakteristieken	55
8.5	Het ecologisch profiel	56
9	EVALUATIE VAN DE BEOORDELINGSRESULTATEN	58
9.1	Vergelijking van de maatstafscores uit het voor- en najaar	58
9.2	Invloed van het aantal betrokken maatstaven op de beoordeling	58
10	HET BEOORDELINGSSYSTEEM	60
11	NABESCHOUWING EN AANBEVELINGEN	61
	LITERATUUR	62
	BIJLAGEN	68

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 om-schrijving 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, thans STOWA, op voorstel van de Onderzoek-adviescommissie (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 zand-, grind- en kleigaten op basis van fyto- en zoöplankton, macrofyten, epifytische diatomeeën en abiotische criteria, waarbij als belangrijke beïnvloedingsfactoren voor dit watertype *eutrofiëring*, *saprobiëring*, *verziltning* en *verzoeting*, *verzuring* en *alkalinisering*, en *inrichting* zijn onderscheiden. 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 1993 door de STOWA opgedragen aan de Vakgroep Natuurbeheer (thans Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie) van de Landbouwuniversiteit te Wageningen en is uitgevoerd door mw. ir. M. Fellingner en ir. E.T.H.M. Peeters. De wetenschappelijke projectleiding berustte bij drs. J.J.P. Gardeniers. De voor het project gebruikte gegevens werden geleverd door de Nederlandse waterbeheerders. Deze gegevens werden voor het project verzameld door Witteveen + Bos Raadgevende Ingenieurs (drs. C. Roos, drs. J.L. Hylkema en ir. R.A.E. Knoben). Het project werd begeleid door een commissie bestaande uit dr. ir. H.H. Tolkamp (voorzitter), drs. G.J. Bossers, drs. K. Everards, mw. drs. L. Frinking, mw. dr. I.R.M. Hovenkamp, ir. R. Maasdam en mw. drs. Y. Scheffer.

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, december 1994

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, dr. 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 Ubink en ir. M. Tiessens (leden).

1 INLEIDING

1.1 Ontwikkelingen in het waterkwaliteitsbeleid

Het waterkwaliteitsbeheer wordt primair geregeld in de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (1970) en is uitgewerkt in de drie, op deze wet gebaseerde, Indicatieve meerjarenprogramma's water (Min. V&W 1976, 1981, 1986). In de loop der jaren is het accent meer en meer op een ecosysteembenadering komen te liggen (Min. V&W, 1985). In toenemende mate drong het besef door dat het aquatisch ecosysteem meer is dan het water alleen; het wordt evenzeer bepaald door zijn waterbodem, oevers en omgeving, alsook door de interactie tussen die componenten. Het integrale waterbeheer gaat uit van een visie die gebaseerd is op het aquatische ecosysteem in al zijn componenten en interacties (Min. V&W, 1989).

In het eerste IMP-water, IMP 1975-1979, (Min. V&W, 1976) lag het hoofdaccent van het beheer en het beleid nog sterk op de sanering van oppervlaktewateren ten behoeve van de mens. Er wordt gesteld dat een water zal moeten voldoen aan eisen ten behoeve van de "algemene ecologische functie" van het oppervlaktewater en aan "aanvullend te stellen eisen", gebaseerd op de gebruiksdoeleinden die het water voor de mens heeft.

De algemene ecologische functie is niet nader uitgewerkt. Wel wordt een aantal normen gegeven voor een "minimum kwaliteit" in de vorm van voorlopige grenswaarden voor de korte termijn en streefwaarden voor de lange termijn.

Verder wordt een beoordelingssysteem op basis van zuurstofgehalte, biochemisch zuurstofverbruik (BZV) en ammoniumstikstofgehalte uitgewerkt, dat uitmondt in de zogenaamde IMP-index en een daarop afgestelde indeling in vijf waterkwaliteitsklassen.

In het tweede IMP-water, IMP 1980-1984 (Min. V&W, 1981) wordt het begrip basiskwaliteit geïntroduceerd. Deze basiskwaliteit, in pretentie vergelijkbaar met de voorlopige grenswaarden van het IMP 1975-1979, beoogt een minimaal aanvaardbare waterkwaliteit aan te geven. Dit minimum geldt in beginsel voor alle zoete oppervlaktewateren in Nederland en het zou op korte termijn, genoemd wordt 5 jaar, bereikt moeten worden.

Met de basiskwaliteit wordt een zekere bescherming van zowel menselijke gebruiksfuncties als van aquatische levensgemeenschappen nagestreefd.

In het tweede IMP-water wordt meer nadruk gelegd op "het verschaffen van gunstige omstandigheden voor het instandhouden of verkrijgen van een zo natuurlijk mogelijke verscheidenheid van soorten organismen en aquatische ecosystemen". Naast de functiegerichte normdoelstellingen uit het IMP 1975-1979 worden in het tweede IMP-water dan ook ecologische normdoelstellingen onderscheiden. Deze zijn gericht op de bescherming en ontplooiing van ecologische belangen. Voor deze ecologische normdoelstellingen is het essentieel dat aquatische ecosystemen worden beschreven "in termen van soortensamenstelling van levensgemeenschap en in termen van dynamiek van het ecosysteem" (Min. V&W, 1981).

Het tweede IMP-water geeft geen uitgewerkte, in de praktijk hanteerbare, normdoelstellingen, maar schetst wel een kader voor het formuleren ervan. Dit kader bestaat uit een stelsel van drie ecologische niveaus, te weten laagste niveau (= basiskwaliteit), middelste niveau en hoogste niveau. De basiskwaliteit wordt in het IMP 1980-1984 omschreven als "Een zodanige kwaliteit van het oppervlaktewater dat het geen overlast (met name stank) voor de omgeving veroorzaakt, er niet vervuild uitziet (drijvend vuil, verkleuring), goede levenskansen biedt voor een aquatische levensgemeenschap, waarvan ook hogere organismen zoals diverse vissoorten deel uit kunnen maken en dat tevens ecologische belangen buiten het water (b.v. vogels en zoogdieren die waterdieren consumeren) worden beschermd." De omschrijving van het hoogste ecologische niveau luidt "Een oppervlaktewater, waarin het ecosysteem in de 'natuurlijke' staat moet blijven of worden teruggebracht, mag in het geheel niet verontreinigd worden, dat wil zeggen, er mag geen inworp van stoffen als gevolg van menselijk handelen plaatsvinden. Uiteraard behoort hiernaast

ook op andere gebieden terughoudendheid te worden betracht om te voorkomen dat andere vormen van beïnvloeding, zoals bijvoorbeeld morfologische ingrepen of bepaalde cultuur-technische maatregelen plaatsvinden. Onder de 'natuurlijke' toestand kan worden verstaan een situatie zonder of vrijwel zonder menselijke beïnvloeding, waarbij in de eerste plaats wordt gedacht aan verontreiniging." (Min. V&W, 1981). In het tweede IMP-water wordt aangegeven dat de beschrijving van de 'natuurlijke' situatie eigenlijk voor elk afzonderlijk oppervlaktewater zou moeten geschieden. Het middelste niveau wordt ingevuld als een situatie waarbij "een bepaalde mate van beïnvloeding en verandering van het ecosysteem ten opzichte van de natuurlijke situatie wordt geaccepteerd of zelfs doelbewust wordt nagestreefd".

In het derde IMP-water, IMP 1985-1989 (Min. V&W, 1986) wordt het algemene doel van het waterkwaliteitsbeleid omschreven als "Het zo goed mogelijk tot hun recht laten komen van de functies die het water kan vervullen. Het gaat hierbij niet alleen om direct op de mens gerichte belangen, zoals drink- en industriewatervoorziening en recreatie, maar ook en in toenemende mate om de bescherming van aquatische levensgemeenschappen. De aandacht richt zich steeds meer op het functioneren van oppervlaktewater als onderdeel van het aquatische ecosysteem; een samenhangend geheel van water, bodem en oever en het bijbehorende planten- en dierenleven, alsmede op beïnvloeding van milieucompartimenten".

In het derde IMP-water wordt, op basis van een vooronderzoek door de Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren Werkgroep V-1 (CUWVO, 1988), een eerste aanzet gegeven tot de invulling van de ecologische normdoelstellingen. De CUWVO-werkgroep V-1 heeft voor een 15-tal watertypen normdoelstellingen geformuleerd. Enigszins in afwijking van de eerdere omschrijving van de drie niveaus uit het IMP 1980-1984 is door de CUWVO-werkgroep getracht per watertype een hoogste, een middelste en een laagste niveau aan te geven. Dit houdt in dat een uniforme basiskwaliteit niet als axioma is gehanteerd en dat per watertype, en niet per afzonderlijk water, een hoogste niveau is beschreven. De feitelijke formulering, hantering en toekenning van ecologische doelstellingen (voor het hoogste en middelste niveau) wordt nadrukkelijk overgelaten aan de provincies en regionale waterbeheerders. Een aanzet daartoe is door Claassen (1987) voor Friesland, door Verdonshot (1990a, 1990b) voor Overijssel, door Smit (1990) voor Zuid-Holland en door Van der Hammen (1992) voor Noord-Holland gedaan. Door de STOWA (1992a, 1992b) zijn de ecologische doelstellingen voor stromende wateren uitgewerkt in een landelijk toepasbaar beoordelingsstelsel.

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, evenals het begrip duurzame ontwikkeling. Duurzame ontwikkeling wordt gedefinieerd als "de ontwikkeling die voorziet in de behoefte van de huidige generatie zonder daarmee voor toekomstige generaties de mogelijkheden in gevaar te brengen om ook in hun behoefte te voorzien". Concretisering van het begrip duurzame ontwikkeling vindt in de derde Nota waterhuishouding plaats met behulp van streefbeelden. Het bereiken van een streefbeeld betekent dat "er aanvaardbare garanties zijn voor een duurzame ecologische ontwikkeling van waterhuishoudkundige systemen en dat er aanvaardbare garanties zijn voor een duurzaam gebruik ervan door de mens". Voor diepe gaten wordt echter geen streefbeeld geformuleerd.

In de derde Nota waterhuishouding wordt het begrip basiskwaliteit vervangen en uitgebreid door het begrip algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000). De gedachten achter de basiskwaliteit zijn daarbij nog steeds geldig, terwijl het volgende wordt toegevoegd: "Op het niveau van de algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000) dienen de verschillende ecosysteemcomponenten (producenten, consumenten, afbrekers) aanwezig te zijn met een zekere soortendiversiteit. Systeemvreemde invloeden dienen geen sterfte te veroorzaken en de voortplanting en groei van organismen van verschillende trofische niveaus niet te hinderen. Waar dit voor het handhaven van de populatie van een organisme noodzakelijk is, dienen migratiemogelijk-

heden aanwezig te zijn. Stagnante wateren dienen doorgaans helder te zijn, teneinde hogere waterplanten een kans te geven. Dominantie van blauwalgen is ongewenst.

Passend in de algemene milieukwaliteit is het zoveel mogelijk aanwezig zijn van systeemeigen kenmerken van watertypen. Deze kenmerken kunnen betrekking hebben op factoren als stroming, peilvariaties, morfologie en oeveropbouw. Daar waar deze kenmerken essentieel zijn voor het watertype en de daarmee verbonden levensgemeenschap, dient aantasting achterwege te blijven (bijvoorbeeld de watervoering bij bronnen, beken, peilvariaties bij getijdewateren)."

In de derde Nota waterhuishouding wordt ook gesteld dat de differentiatie en de invulling van normdoelstellingen naar watertype grotendeels door de waterbeheerders zelf zal moeten worden verricht. De normdoelstellingen krijgen tevens het karakter van inspanningsverplichtingen.

Recent is het begrip algemene milieukwaliteit vervangen door het begrip grenswaarde (Min. VROM, 1992).

1.2 Doelstelling en kader

Een toetsingskader voor de ecologische normdoelstellingen ontbrak nog grotendeels. Het zal onder meer dienen te bestaan uit een omschrijving per watertype van gewenste of kenmerkende aquatische levensgemeenschappen en van belangrijke voorwaardenscheppende omgevingsvariabelen. Er dienen ook methoden ontwikkeld te worden om te beoordelen op welk ecologisch niveau een bepaald water zich bevindt, hoe deze toestand zich verhoudt tot een gewenste toestand en via welke maatregelen de relevante stuurvariabelen kunnen worden beïnvloed zodat de toestand kan worden veranderd in een gewenste richting (Gardeniers e.a., 1991). 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 CUWVO-typen. Deze uitwerking bestaat uit "het ontwikkelen van een in de praktijk toepasbaar toetsingskader, ofwel ecologische beoordelingssystemen, teneinde aan te kunnen geven op welk 'ecologisch niveau' een water zich bevindt". Dit houdt in dat rekening gehouden moet worden met de drie, in het derde IMP-water geformuleerde ecologische, niveaus: laagste (ecologische) niveau, middelste (ecologische) niveau en hoogste (ecologische) niveau en met de aanwezige, en gewenste, ecologische differentiatie in watertypen.

2 ONDERZOEKSOPZET EN WERKWIJZE

2.1 Opzet

De filosofie achter de ontwikkeling van ecologische beoordelingsmethoden in het kader van het STOWA project is verwoord door Gardeniers & Peeters (1990), Gardeniers e.a. (1991) en Tolkamp e.a. (1992). De filosofie geeft het theoretisch raamwerk met de principes en de beschrijving van een aantal stappen dat tijdens het ontwikkelingsproces gezet moet worden. Het denkkader is in figuur 1 weergegeven waarbij tevens is aangegeven in welke hoofdstukken van dit rapport de verschillende stappen beschreven worden.

stap	omschrijving	hoofdstuk
1	Basismateriaal	3
2	Analyse van het basismateriaal en interpretatie van de resultaten	4
3	Benoemen van hoofdfactoren	4
4	Typologische hoofdstructuur	5
5	Opstellen van beïnvloedingsreeksen	6
6	Constructie van de maatlat	7
7	Invulling van de ecologische niveaus	8
8	Beoordelingssysteem	9

Figuur 1: Het denkschema van het STOWA-onderzoek.

In het schema worden de verschillende stappen als gelijkwaardig aangegeven. In werkelijkheid zullen zowel de grootte-orde als de volgorde anders kunnen zijn. Sommige stappen worden bijvoorbeeld bij bepaalde bewerkingen gelijktijdig gezet.

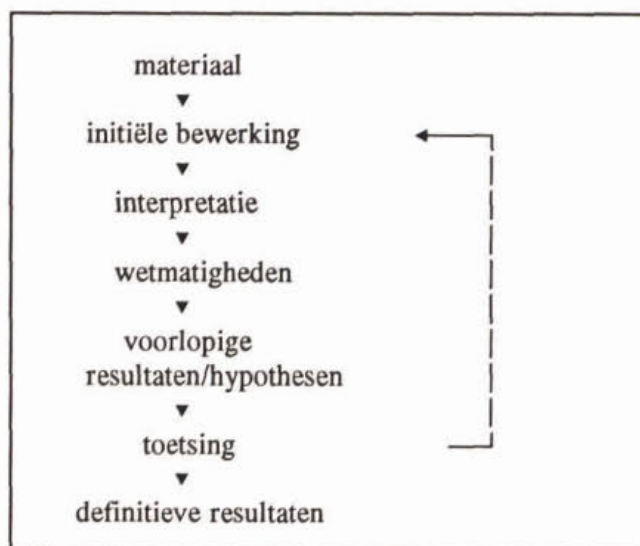
In het schema staan eerst de onderdelen die leiden tot een typologisch inzicht (stap 1 tot en met stap 4) en vervolgens de werkzaamheden die leiden tot een beoordelingssysteem (stap 5 tot en met 9).

2.2 Werkwijze

Gedurende het onderzoek is steeds hetzelfde methodologisch principe gehanteerd. Dit principe wordt hieronder beschreven.

Bij de verschillende stappen van het schema van figuur 1 wordt steeds uitgegaan van een initiërende bewerking van het materiaal. Het voor deze bewerking gebruikte materiaal kan bestaan uit de basisgegevens of uit de resultaten van bewerkingen uit voorgaande stappen. De resultaten van deze initiërende bewerking worden geïnterpreteerd en op basis van de ontdekte wetmatigheden worden hypothesen gesteld met een voorlopig karakter. Deze hypothesen bestaan bijvoorbeeld uit het voorlopig in één groep plaatsen van een aantal monsters of uit het vaststellen van een

indelingscriterium. De geformuleerde voorlopige hypothesen zijn vervolgens op hun geldigheid getoetst aan andere gegevens en na eventuele bijstelling vastgesteld als definitieve resultaten. In figuur 2 wordt het stroomschema van de gevolgde werkwijze weergegeven.



Figuur 2: Schematische weergave van de werkwijze.

Het basismateriaal, gevormd door het STOWA-bestand, is gedurende het gehele onderzoek veelvuldig gebruikt. In nagenoeg alle stappen van het denkschema van figuur 1 is gebruik gemaakt van (delen van) de basisgegevens om de gevonden voorlopige resultaten en gestelde hypothesen te toetsen.

3 BASISMATERIAAL

3.1 Herkomst

Uit een eerste inventarisatie van basisgegevens van Nederlandse diepe zand-, grind- en kleigaten bleek dat de hoeveelheid en de volledigheid van de beschikbare gegevens onvoldoende was om op basis daarvan een ecologisch beoordelingssysteem te ontwikkelen. Daarom is in diepe gaten onderzoek verricht volgens gestandaardiseerde voorschriften in 1989 en 1990 (STORA, 1989). De bemonsterde locaties zijn geselecteerd in overleg met de waterkwaliteitsbeheerders. Door het ingenieursbureau Witteveen en Bos zijn de gegevens bij de waterbeheerders opgevraagd en in een database opgeslagen. Het basismateriaal is afkomstig van 19 regionale waterbeheerders en betreft in totaal 77 locaties in 65 zand-, grind- en kleigaten. In figuur 3 wordt de geografische ligging van alle betrokken locaties weergegeven. Uit de figuur blijkt dat de locaties redelijk over Nederland verspreid liggen.



Figuur 3: Geografische ligging van de bemonsterde locaties.

De biologische gegevens hebben betrekking op fytoplankton, zoöplankton, epifytische diatomeeën en macrofyten. In tabel 1 wordt een overzicht gegeven van de bij het onderzoek betrokken aantallen monsters en locaties van de biotische gegevens, uitgesplitst naar regionale waterbeheerder.

Tabel 1: Overzicht van de aantallen monsters en bemonsteringslocaties betrokken bij het onderzoek, uitgesplitst naar beheerder.

locat. = locaties; monst. = monsters; leeg vakje = geen gegevens verkregen

regionale waterbeheerder	totaal aantal locat.	fytoplankton		zoöplankton		diatomeeën		macrofyten	
		locat.	monst.	locat.	monst.	locat.	monst.	locat.	monst.
ZS Amstel en Gooiland	4	4	16	4	12	4	8	4	9
HH Delfland	3	3	44	3	9	3	6	3	3
H Fleverwaard	5	5	20	5	15	2	4	2	2
ZS Drenthe	3	3	6	3	9	3	6	3	3
HH Uitwaterende Sluizen	4	4	20	4	8	3	3	3	3
WS Friesland	4	4	25	4	12	4	8	4	4
ZS Oostelijk Gelderland	4	4	31	4	27	4	14	4	8
ZS Rivierenland	4	4	13	4	12	4	8	4	4
Pr. Groningen	4	2	8	2	6	2	4	1	2
Z Limburg	6	6	44	6	30	6	13	6	6
ZS Holl. Eil. en Waarden	2	2	12	2	6	2	4		
GTD Oost-Brabant	4	4	10	4	12	2	2	2	2
HH Rijnland	5	5	19	5	12	5	10	5	5
HH Schieland	3	2	9	2	6	3	6	2	2
WS Regge en Dinkel	3	3	12	3	9	3	6	3	3
Pr Utrecht	5	5	17	5	17	5	10	5	10
ZS Veluwe	7	3	12	3	6	3	4	5	7
ZS West-Overijssel	5	5	20	5	14	5	10	5	5
GTD Zeeuwse Waterschappen	2	2	7	2	2	2	4		
Totaal	77	70	345	70	224	65	130	61	78

Naast biotische gegevens zijn ook diverse fysische en chemische gegevens verzameld, evenals gegevens over de omgeving en het gevoerde beheer. Bij het onderzoek zijn 37 fysische en chemische variabelen betrokken en 68 omgevingsvariabelen. Een overzicht van de betrokken fysische en chemische variabelen wordt gegeven in bijlage 1. Slechts een beperkt aantal variabelen is frequent in alle regio's bepaald.

3.2 Standaardisatie

Voor analyses van het basismateriaal op landelijk niveau, d.w.z. gelijktijdige bewerkingen van de gegevens afkomstig van verschillende regionale beheerders, is het noodzakelijk de gegevens op elkaar af te stemmen. Daardoor wordt voorkomen dat eventuele, uit de analyses naar voren komende patronen, berusten op artefacten.

Het afstemmen van de biotische gegevens bestaat uit een tweetal werkzaamheden.

Ten eerste vindt controle plaats op synonieme namen en synonieme codes voor de soorten. Indien er meerdere namen of meerdere codes voor één en dezelfde soort gebruikt zijn, dan wordt voor die soort één unieke naam respectievelijk code gemaakt.

Ten tweede vindt afstemming van het determinatieniveau plaats. Bij bewerkingen op een landelijk schaalniveau is het noodzakelijk dat de gehanteerde determinatieniveaus voor alle regio's hetzelfde zijn. Standaardiseren van het determinatieniveau houdt in dat in sommige gevallen lagere taxonomische niveaus samengevoegd worden tot een hoger niveau en dat in andere gevallen hogere taxonomische niveaus verdeeld worden over lagere. Dit laatste kan alleen uitgevoerd worden als de lagere niveaus in de monsters aanwezig zijn. Wanneer het verdelen van hogere taxonomische eenheden over lagere niet mogelijk is, wordt, om meer informatieverlies te voorkomen, gekozen voor het weglaten van de betreffende soort uit het monster of voor het weglaten van het desbetreffende monster. De soort is uit een monster weggelaten als de relatieve abundantie van deze soort minder dan 5 procent is. In die gevallen waar de abundantie van de soort méér dan 5 procent van het totaal bedraagt, is het hele monster weggelaten.

Voor het fytoplankton, het zoöplankton en de epifytische diatomeeën zijn de absolute abundanties omgerekend naar relatieve abundanties omdat per biotische component niet alle gegevens in de dezelfde volume-eenheden zijn weergegeven. Daarnaast zijn soorten die buiten telling zijn aangetroffen niet verwerkt omdat deze niet gekwantificeerd zijn.

Voor het maken van een opname van macrofyten door de beheerders zijn twee verschillende technieken gebruikt: Tansley en Braun-Blanquet. De schattingen voor de bedekking zijn voor beide technieken verschillend, mede als gevolg van verschillen in de grootte van het oppervlak waar de opname gemaakt wordt. Met de STOWA-gegevens voor diepe gaten is het niet mogelijk om na te gaan of bij bewerkingen de twee technieken verschillende resultaten opleveren. Binnen het STOWA deelproject 'Sloten' heeft een dergelijke toetsing wel plaats gevonden. Daaruit kwam naar voren dat het gebruik van de twee verschillende opnametechnieken geen significant verschillende resultaten oplevert voor ordinaties (STOWA, 1993a).

Voor verdere bewerkingen zijn alleen die planten geselecteerd die in de flora (van der Meijden, 1990) aangeduid worden als soorten van watervegetaties of van verlandingsvegetaties.

Bij het afstemmen van de gegevens van de epifytische diatomeeën zijn de planktonische diatomeeën weggelaten omdat deze diatomeeën met de gebruikte bemonsteringsmethode niet systematisch gevangen worden.

Het fytoplanktonbestand bevat veel epifytische diatomeeën. Het procentuele aandeel epifytische diatomeeën varieert sterk (van 0 tot 72 procent). Met de gebruikte bemonsteringsmethode worden de epifytische diatomeeën niet consequent gevangen. Daar in een apart STOWA-bestand de epifytische diatomeeën zijn opgenomen, worden deze in het fytoplanktonbestand buiten beschouwing gelaten.

Het afstemmen van de gegevens heeft geleid tot de soortenlijsten zoals die zijn weergegeven in bijlage 2 (fytoplankton), 3 (zoöplankton), 4 (epifytische diatomeeën) en 5 (macrofyten). Voor de naamgeving van het fytoplankton en epifytische diatomeeën is aangesloten bij de Werkgroep Hydrobiologie Holland (WHH, 1992). De aantallen monsters en soorten die na standaardisatie resteren, zijn in tabel 2 weergegeven.

Tabel 2: Overzicht van de aantallen monsters en soorten per biotische component voor en na standaardisatie tot een landelijk vergelijkbaar determinatieniveau.

	macrofyten		epifytische diatomeeën		zoöplankton		fytoplankton	
	voor	na	voor	na	voor	na	voor	na
monsters	78	78	130	130	224	217	345	287
locaties	61	61	65	65	70	70	70	70
taxa	225	76	361	196	184	124	695	166

Standaardisatie van de abiotische gegevens komt neer op het controleren van de grootte-orde ervan en waar nodig corrigeren voor methodologische verschillen en het omrekenen of samenvoegen van variabelen tot één variabele. Methodologische verschillen kunnen ontstaan doordat een andere methode voor de bepaling is gebruikt. Het elektrisch geleidingsvermogen is bijvoorbeeld in het ene geval bepaald bij 20°C en in andere gevallen bij 25°C. Bij benadering geldt dat $EGV\ 25^{\circ}C = 1.10 * EGV\ 20^{\circ}C$. Deze omrekening is toegepast om de gegevens met elkaar vergelijkbaar te maken. Een voorbeeld waarbij bepaalde variabelen zijn samengevoegd, is de som van nitraat en nitriet. In sommige gevallen is de som als één variabele opgegeven in andere gevallen zijn nitraat en nitriet afzonderlijk bepaald. Om voor meer locaties vergelijkbare gegevens van nitraat en nitriet te verkrijgen zijn nitraat en nitriet gesommeerd.

In het kader van dit onderzoek zijn fysische en chemische gegevens verzameld uit het hypo- en epilimnion. Daar de verzamelde gegevens over de diepere laag incompleet waren, is tijdens het onderzoek voornamelijk gewerkt met abiotische gegevens uit de bovenlaag.

In principe zijn in het STOWA-bestand voor de diepe zand-, grind- en kleigaten die wateren opgenomen met een gemiddelde diepte van meer dan 6 meter. Het blijkt echter dat een aantal zand-, grind- en kleigaten in het bestand ondieper zijn dan 6 meter. Aangezien het totaal aantal gaten in het bestand gering is (77 locaties in 65 gaten) zijn de ondiepe gaten toch meegenomen in de bewerkingen ter ondersteuning van de resultaten. De gegevens zijn met name gebruikt voor het afbakenen van de ecologische klassen.

4 ANALYSE VAN HET BASISMATERIAAL, INTERPRETATIE VAN DE RESULTATEN EN BENOEMEN VAN DE MILIEUFACTOREN

4.1 Methode

Multivariate analysetechnieken bieden goede mogelijkheden om grote gegevensbestanden zodanig te ordenen dat aanwezige (latente) structuren opgespoord kunnen worden (Gauch, 1982; Jongman e.a., 1987; ter Braak, 1986). Binnen de multivariate analysetechnieken wordt onder andere een onderscheid gemaakt tussen indirecte en directe technieken (Whittaker, 1967).

Bij de indirecte methode worden bewerkingen uitgevoerd met alleen het biologische of met alleen het abiotische materiaal. Interpretatie van het gevonden resultaat vindt daarna plaats met hetgeen verder bekend is van de verschillende monsterpunten. Bij de directe methode wordt het biologische materiaal tegelijkertijd met de abiotische gegevens onderworpen aan een multivariate analyse.

Voor de directe methode zijn volledige series van abiotische gegevens nodig; er mogen geen waarden ontbreken (ter Braak, 1987). Aangezien in het STOWA-bestand van de fysische, chemische, omgevings- en beheersgegevens een groot aantal waarden ontbreekt, is het zonder meer toepassen van de directe methode niet mogelijk. Hoewel door middel van gerichte selecties kleine volledige series van gegevens verkregen kunnen worden, is vanwege het grote informatieverlies in eerste instantie afgezien van de directe techniek. Voor de bewerkingen van de bestanden is dus gekozen voor het hanteren van de indirecte methode.

De in dit onderzoek veelvuldig gehanteerde multivariate analysetechniek is gebaseerd op een modificatie en aanvulling van de indirecte methode. De biotische gegevens worden onderworpen aan een ordinatie en het resultaat daarvan wordt grafisch uitgezet in een zogenaamd ordinatiediagram. De resultaten van de ordinaties worden daarna met een grafische presentatiemethode gerelateerd aan diverse factoren. Deze grafische methode komt neer op het merken van de monsters in het ordinatiediagram met de waarden voor de (milieu)factoren. Door het merken van monsters in het ordinatiediagram wordt het mogelijk de patronen die naar voren komen nader te benoemen met abiotische factoren. Voor een gedetailleerde beschrijving van deze techniek wordt verwezen naar STOWA (1992b).

Deze grafische presentatiemethode heeft twee belangrijke voordelen ten opzicht van de directe multivariate analysetechnieken. Ten eerste is het ontbreken van een (beperkt) aantal gemeten waarden van een factor waarmee het ordinatieresultaat geïnterpreteerd wordt geen probleem. De patronen die verschijnen op basis van de beschikbare gegevens zijn voldoende om herkend te kunnen worden.

Het tweede voordeel van de gekozen methode is dat het resultaat van de multivariate bewerking van de biotische gegevens niet in een keurslijf van gemeten milieuvariabelen geperst wordt. Dit speelt met name een rol wanneer een beperkt pakket aan milieuvariabelen bepaald is en vooraf niet bekend is welke factoren een rol van betekenis spelen. Het is zeer wel denkbaar dat één of meerdere mogelijk verklarende variabelen, om wat voor reden dan ook, niet bepaald zijn. Een directe ordinatie kan dan tot gevolg hebben dat uit de resultaten verkeerde conclusie getrokken worden. Bijkomend voordeel van de gekozen indirecte methode is dat de patronen die uit de analyses naar voren komen volledig gestoeld zijn op de biotische component.

De ordinaties zijn uitgevoerd met het software programma CANOCO (ter Braak, 1987). In het programma zijn diverse opties opgenomen, die ieder tot een ander ordinatieresultaat kunnen leiden. Een keuze moet gemaakt worden uit het responsiemodel dat ten grondslag ligt aan de ordinatie. Bij Principal Components Analysis (PCA) wordt uitgegaan van een lineair responsiemodel, terwijl aan Correspondence Analysis (CA) het Gaussisch responsiemodel ten grondslag ligt. PCA is geschikt als de te onderzoeken gradiënt kort is, terwijl CA uitermate geschikt is bij

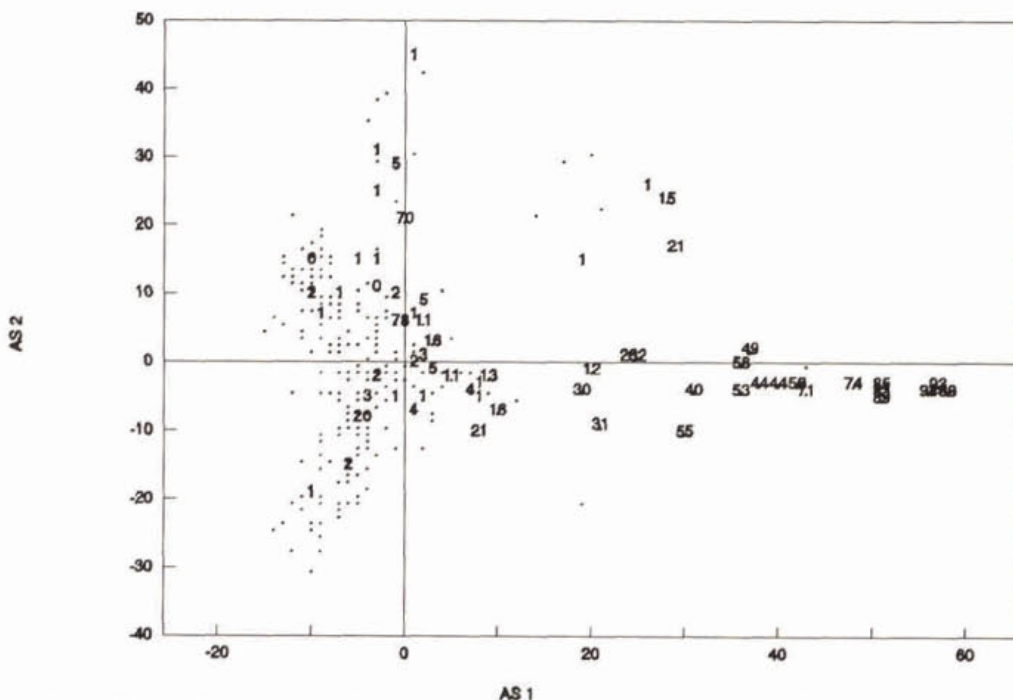
een lange gradiënt (ter Braak, 1985). Uit de diverse analyses van het biotische materiaal is gebleken dat in de STOWA-bestanden een lange gradiënt aanwezig is, en dat dus het beste voor CA gekozen kan worden.

Soorten die sporadisch in het gegevensbestand voorkomen kunnen het ordinatieresultaat verstoren. Door aan deze soorten in de berekeningen minder gewicht toe te kennen, kan dit voorkomen worden. In het programma wordt dit bereikt door gebruik te maken van de optie "downweighting of rare species".

4.2 Resultaten

Fytoplankton

De patronen die verschijnen bij de bewerkingen van het fytoplankton (287 monsters en 166 taxa) kunnen in hoofdzaak worden gerelateerd aan verschillen in zuurgraad. Daarnaast zijn met name *Oscillatoria sp* en *Microcystis sp* verantwoordelijk voor het ontstaan van het patroon. Als voorbeeld is in figuur 4 het ordinatiediagram weergegeven waarin de posities van de monsters zijn gemerkt met de relatieve abundantie van *Oscillatoria sp*. Uit deze figuur blijkt dat de monsters waarin deze soort voorkomt voornamelijk rechts in de figuur liggen.



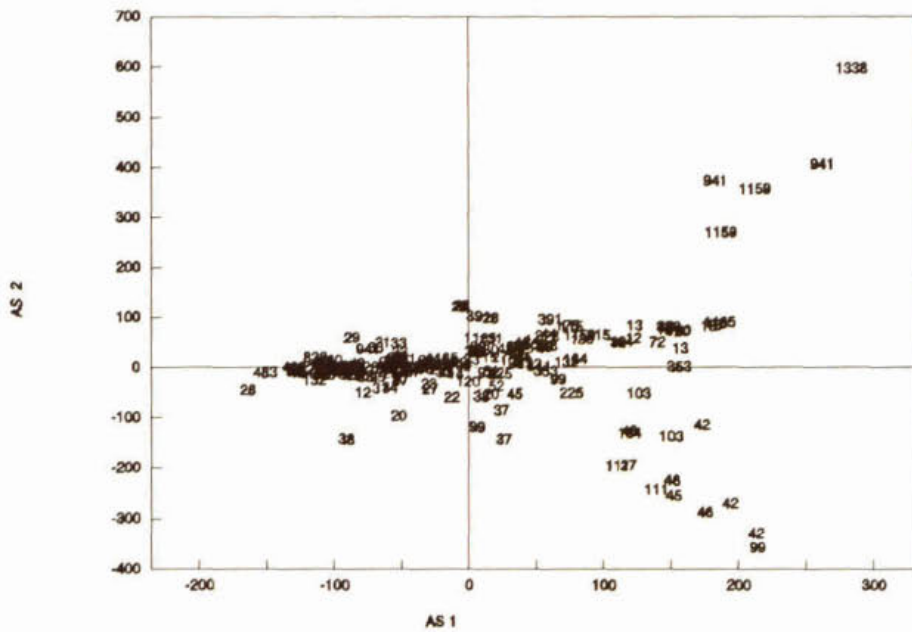
Figuur 4: Ordinatiediagram van de fytoplanktonmonsters.

'getal' = relatieve abundanties van de soort *Oscillatoria sp*.

. = monsters waarin deze soort niet is aangetroffen

Zoöplankton

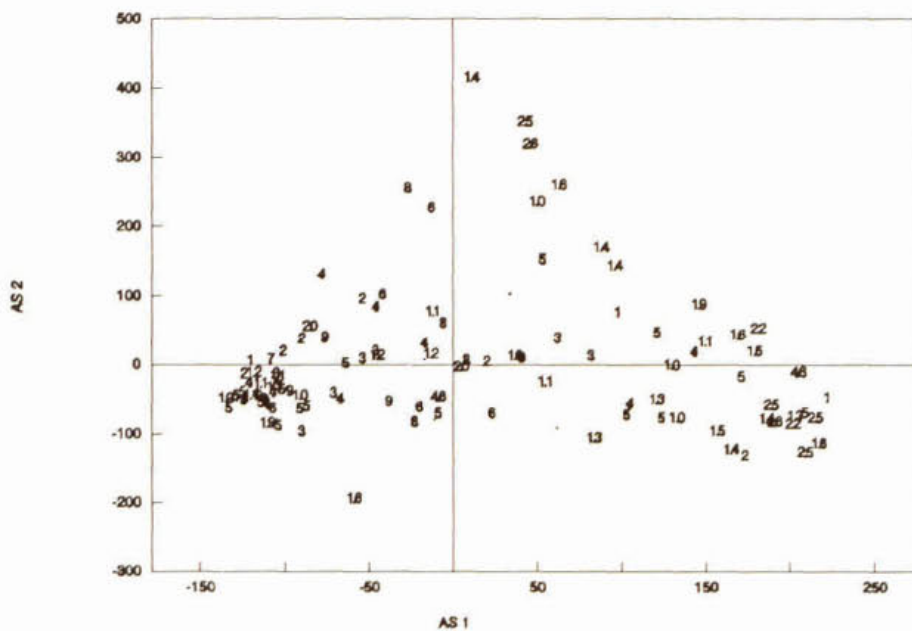
De patronen die verschijnen bij de bewerking van de zoöplanktongegevens (217 monsters en 124 taxa) worden in hoofdzaak verklaard door verschillen in chloriniteit en de zuurgraad. Daarnaast vormen alkaliniteit, bicarbonaat-, kalium-, natrium- en calciumgehalte ook verklarende variabelen. Als voorbeeld wordt in figuur 5 het ordinatiediagram weergegeven waarbij de posities van de monsters zijn gemerkt met het chloridegehalte. Uit deze figuur blijkt dat de monsters met een hoog chloridegehalte voornamelijk (rechts)boven in liggen en monsters met een laag chloridegehalte onder.



Figuur 5: Ordinatie diagram van de zoöplanktonmonsters.
 Monsters zijn gemerkt met het chloridegehalte.
 . = geen gegevens van bekend

Diatomeeën

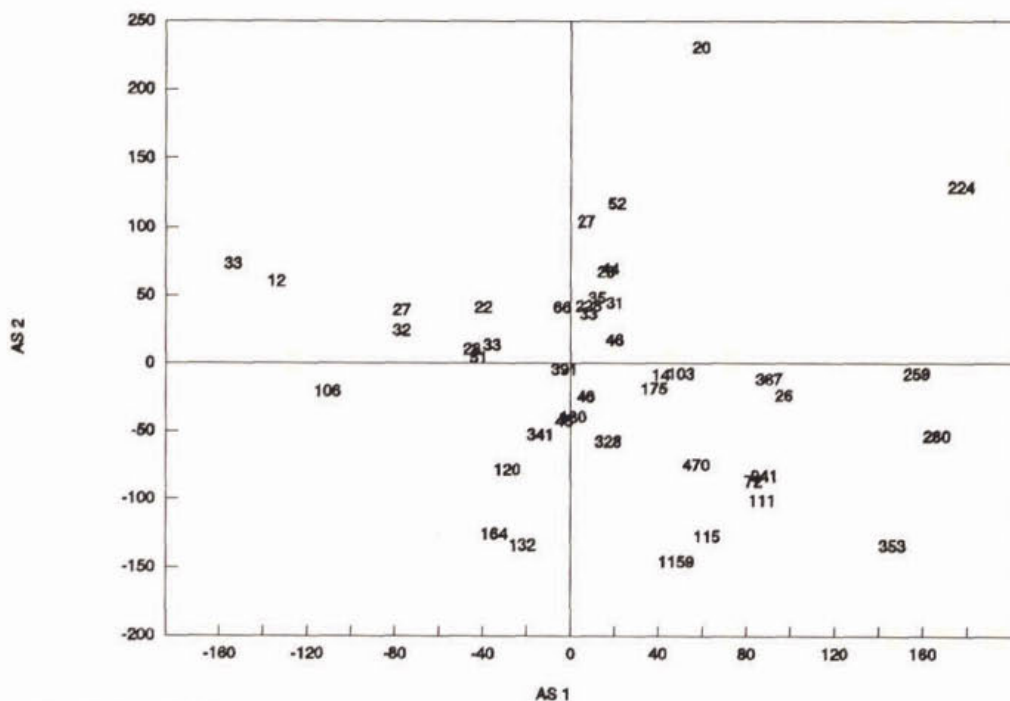
De patronen die verschijnen bij de bewerkingen van de diatomeeën (130 monsters en 196 taxa) kunnen in hoofdzaak gerelateerd worden aan de verschillen in zuurgraad, chloriniteit en calcium, kalium, magnesium en natrium. In figuur 6 wordt als voorbeeld het ordinatiediagram weergegeven waarin de posities van de monsters zijn gemerkt met het kaliumgehalte. Rechts in de figuur is het kaliumgehalte overwegend hoger dan links.



Figuur 6: Ordinatie diagram van de diatomeeënmonsters.
 Monsters zijn gemerkt met het kaliumgehalte in mg/l.
 . = geen gegevens van bekend

Macrofyten

De patronen die verschijnen bij de bewerking van de macrofytengegevens (78 opnamen en 76 taxa) kunnen in hoofdzaak worden gerelateerd aan verschillen in chloriniteit, zuurgraad, hardheid en maximale diepte. Als voorbeeld wordt in figuur 7 het ordinatiediagram weergegeven waarbij de posities van de monsters zijn gemerkt met het chloridegehalte. Uit de figuur komt naar voren dat monsters met een hoog chloridegehalte voornamelijk rechts liggen en de monsters met een laag chloridegehalte links.



Figuur 7: Ordinatiediagram van de macrofytenmonsters.
Monsters zijn gemerkt met het chloridegehalte in mg/l.

4.3 Conclusie

De resultaten van de indirecte ordinaties van de verschillende biotische componenten zijn gerelateerd aan verschillen in abiotische omstandigheden. In tabel 3 worden de resultaten samenvattend weergegeven.

Tabel 3: Samenvattend overzicht van de resultaten van de indirecte ordinaties.

factor	fytoplankton	zoöplankton	epifytische diatomeeën	macrofyten
alkaliniteit (en pH en hardheid)	X	X	X	X
macro-ionen		X	X	
chloride		X	X	X

5 TYPOLOGISCHE HOOFDSTRUCTUUR DIEPE ZAND-, GRIND- EN KLEIGATEN

5.1 Hoofdfactoren voor typologisch raamwerk

Onderzocht is of er rekening gehouden moet worden met de aanwezigheid van verschillende typen diepe zand-, grind- en kleigaten in Nederland. De in het beoordelingssysteem gehanteerde typologische indeling wordt geconstrueerd op basis van de samenstelling van de in diepe gaten aangetroffen levensgemeenschappen. Uit het vorige hoofdstuk (§ 4.3) is gebleken dat de verschillen tussen de diepe gaten met name verklaard kunnen worden door een tweetal factoren, te weten chloriniteit en alkaliniteit. De factor chloriniteit is dominant over de factor alkaliniteit, dat wil zeggen dat bij een hoge chloriniteit het effect van alkaliniteit niet tot uiting komt.

De factor alkaliniteit hangt samen met een complex aan factoren als buffercapaciteit, bicarbonaat-, kalium-, natrium-, magnesium-, en calciumgehalten. In het bijzonder gaten met een zeer lage alkaliniteitsgetal en lage pH, onderscheiden zich van de overige gaten. In de zoete, niet zure gaten kunnen wateren met een lage alkaliniteit (zachte wateren) en met een matig tot hoge alkaliniteit (harde wateren) onderscheiden worden.

In tabel 4 wordt een overzicht gegeven van de hoofdfactoren die de basis vormen voor het typologisch raamwerk. Tevens wordt in de tabel aangegeven uit welke biotische componenten de hoofdfactoren zijn afgeleid.

Tabel 4: Overzicht van de hoofdfactoren voor het typologisch raamwerk.

hoofdfactoren	biotische componenten
chloriniteit	zoöplankton, diatomeeën, macrofyten
alkaliniteit	fytoplankton, zoöplankton, diatomeeën, macrofyten

5.2 De voorlopige typologische varianten

Uit de resultaten van de bewerkingen van het STOWA-materiaal, met name de diatomeeën en het zoöplankton, komt als voorlopige grens tussen de brakke en zoete variant naar voren, een gehalte van 300 mg chloride per liter. In de literatuur (CUWVO, 1988; Verdonschot, 1990a; STOWA, 1993a; STOWA, 1994a) wordt eenzelfde gehalte gehanteerd voor de afbakening van brak en zoet. Op basis van de bewerkingen van het STOWA-materiaal blijkt een voorlopige grens van pH=5 werkzaam voor de grens tussen de zure en zoete variant. Door STOWA (1993a) en Buskens & Verwijmeren (1989) wordt dezelfde grens gehanteerd.

Voor het bepalen van de grens tussen hard en zacht water is de relatie tussen de biotische componenten met een aantal chemische variabelen nader bestudeerd. Tevens is in de literatuur gezocht naar omschrijvingen van grenzen tussen harde en zachte wateren. In Stuyfzand (1988) en Buskens & Verwijmeren (1989) wordt zowel alkaliniteit als totale hardheid (is bij benadering de som van calcium en magnesium) gebruikt om de zachte wateren van de harde te onderscheiden. Buskens & Verwijmeren (1989) geven als grens een alkaliniteit van 2 meq/l of een hardheid van 1 mmol/l als grens tussen zachte en matig-harde wateren. De grens tussen matig-harde en harde wateren ligt bij een alkaliniteit van 4 meq/l of een hardheid van 2 mmol/l. In de ordinatie-diagrammen van de eerste bewerkingen is nagegaan of op basis van de hier boven genoemde grenzen de harde wateren zich van de zachte wateren onderscheiden. De harde en zachte wateren bleken moeilijk eenduidig te scheiden. Als voorlopige grens tussen harde en zachte wateren wordt 1,5 mmol/l hardheid gehanteerd.

Op grond van voornoemde criteria zijn de diepe zand-, grind- en kleigaten toegeedeeld aan de voorlopige typologische varianten. Diepe gaten met gedurende het hele jaar een chloridegehalte van meer dan 300 mg/l worden gerekend tot de brakke variant. Diepe gaten waarbij gedurende het hele jaar de pH kleiner is 5 worden gerekend tot de zure variant. Wanneer het chloridegehalte lager is dan 300 mg/l en de zuurgraad (pH) hoger dan 5, worden de gaten gerekend tot de zoete zand-, grind- en kleigaten. Wanneer de hardheid minder dan 1,5 mmol/l bedraagt worden de gaten gerekend tot de zachte variant en in het andere geval tot de harde variant. Een overzicht van de aantallen locaties per voorlopige variant is weergegeven in tabel 5. Het aantal locaties behorend tot de brakke en de zure variant is beduidend kleiner dan het aantal locaties behorend tot zoete varianten.

Tabel 5: Aantal monsters per voorlopige typologische variant uitgesplitst naar beheerder en biotische component.

	fytoplankton				zoöplankton				diatomeeën				macrofyten			
	b	h	z	u	b	h	z	u	b	h	z	u	b	h	z	u
A	2	3			6	6			4	4			4	5		
B		20				9				6				3		
C	20				15				4				2			
D			4	2			6	3			4	2		3	2	1
E	5	10			2	6			1	2				2		
F		10	4			9	3			6	2		1		1	
G		23	8			21	6			10	4			6	2	
I		13				11				8				4		
J	3		4		3		3		2		2				2	
L		22	16	3		14	12	3		5	6	2		3	2	1
M		6	6			3	3			2	2					
O				10				12				2				2
R	4	13			2	10			2	8			1	4		
S		9				6				6				2		
T		8	4			5	2			4	2			2	1	
U		10	7			10	5			6	4			6	4	
V			8	4			4	1			2	2		1	5	1
W		12	8			8	6			6	4			3	2	
Z	7				2				4							

A: ZS Amstel & Gooiland

F: WS Friesland

M: ZS Holl.Eil.& Waarden

U: Pr Utrecht

B: HH Delfland

G: ZS Oost-Gelderland

O: GTD Oost-Brabant

V: ZS Veluwe

C: H Fleverwaard

I: ZS Rivierenland

R: HH Rijnland

W: ZS West-Overijssel

D: ZS Drenthe

J: Pr Groningen

S: HH Schieland

Z: GTD Zeeuwse Waterschappen

E: HH Uitwaterende Sluizen

L: Z Limburg

T: WS Regge en Dinkel

b: brakke variant

h: harde variant

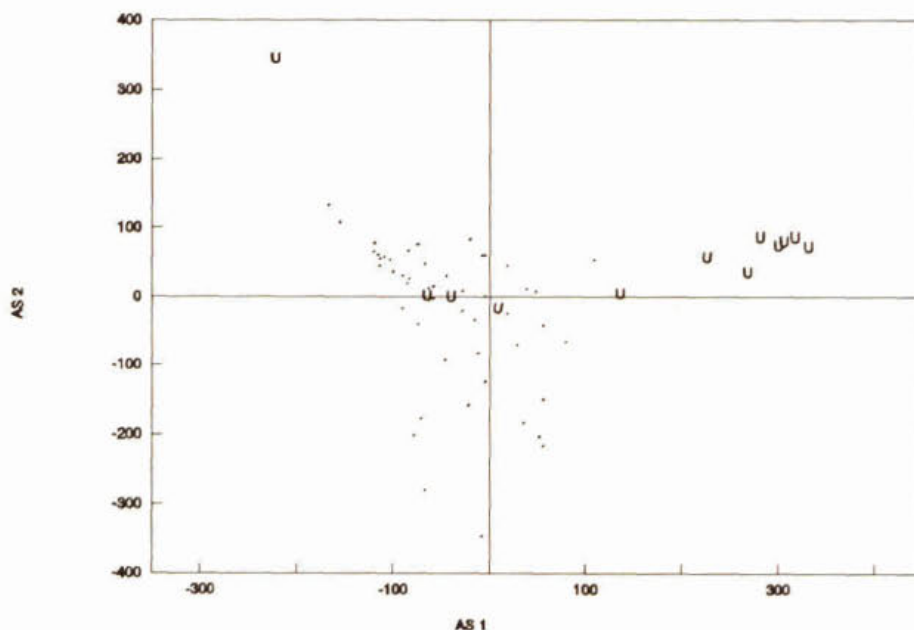
z: zachte variant

u: zure variant

5.3 Weging van de voorlopige typologische varianten

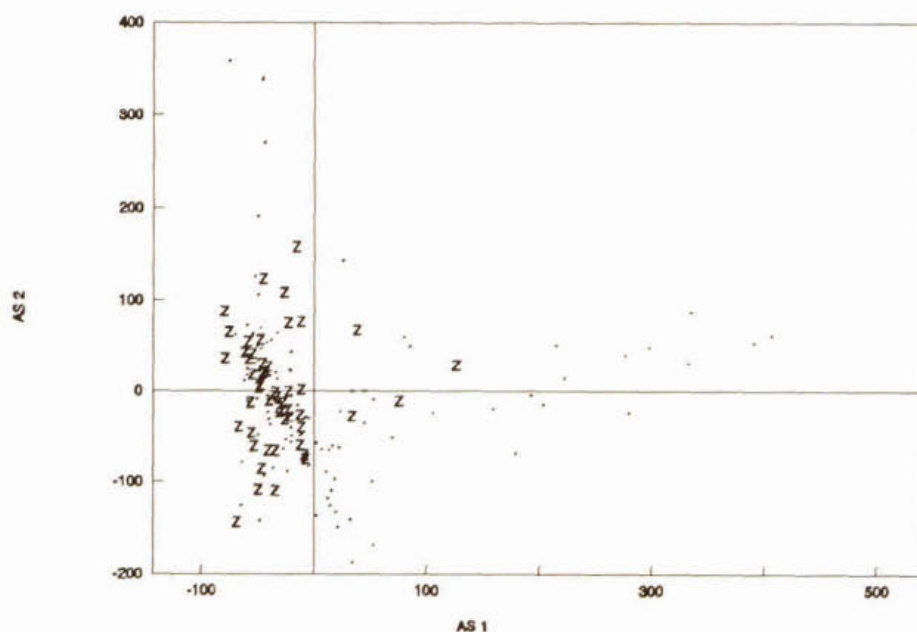
Biotisch

Om een indruk te krijgen van de sterkte van de scheiding tussen voorlopige typologische varianten worden ordinaties uitgevoerd waarbij telkens de monsters van twee typologische varianten betrokken zijn. Als voorbeeld wordt in figuur 8 het resultaat van de ordinatie van de zoöplanktonmonsters van de zure en de zachte variant gepresenteerd en in figuur 9 het diagram van de zoöplanktonmonsters van de harde en zachte variant.



Figuur 8: Ordinatie diagram van de zoöplanktonmonsters.

U = monsters van de zure variant; . = monsters van de zachte variant



Figuur 9: Ordinatie diagram van de zoöplanktonmonsters.

Z = monsters van de zachte variant; . = monsters van de harde variant

Uit figuur 8 blijkt dat de monsters van de zure variant voornamelijk rechts liggen, afgezonderd van de monsters van de zachte variant. De beide varianten zijn redelijk goed onderscheidbaar. Uit figuur 9 blijkt dat er geen duidelijk patroon van een afzonderlijke groep monsters uit de zachte of harde variant te onderscheiden valt. Deze twee varianten laten zich dan ook moeilijk scheiden.

In tabel 6 wordt een samenvatting gegeven van de resultaten van de ordinaties uitgevoerd per tweetal typologische varianten.

Tabel 6: Onderscheid tussen de typologische varianten bij ordinaties met een tweetal typologische varianten.

++ = sterk onderscheid
 + = onderscheid
 +/- = matig onderscheid
 -- = geen onderscheid

	fytoplankton	zoöplankton	diatomeeën	macrofyten
brak - hard	--	+/-	+/-	--
brak - zacht	--	+/-	+	+/-
brak - zuur	+	+	++	+
hard - zacht	--	--	+/-	--
hard - zuur	+/-	++	++	+
zacht - zuur	--	++	++	+/-

Uit de analyses blijkt dat de brakke en zure varianten redelijk tot duidelijk onderscheiden kunnen worden. Het verschil tussen de harde en zachte wateren echter komt niet duidelijk naar voren. Ook indien andere grenzen tussen harde en zachte wateren worden gehanteerd (bijv. 1 mmol/l of 2 mmol/l hardheid, 1 meq/l of 3 meq/l alkaliniteit) wordt het onderscheid tussen de harde en zachte wateren op basis van het biotisch materiaal niet duidelijker zichtbaar.

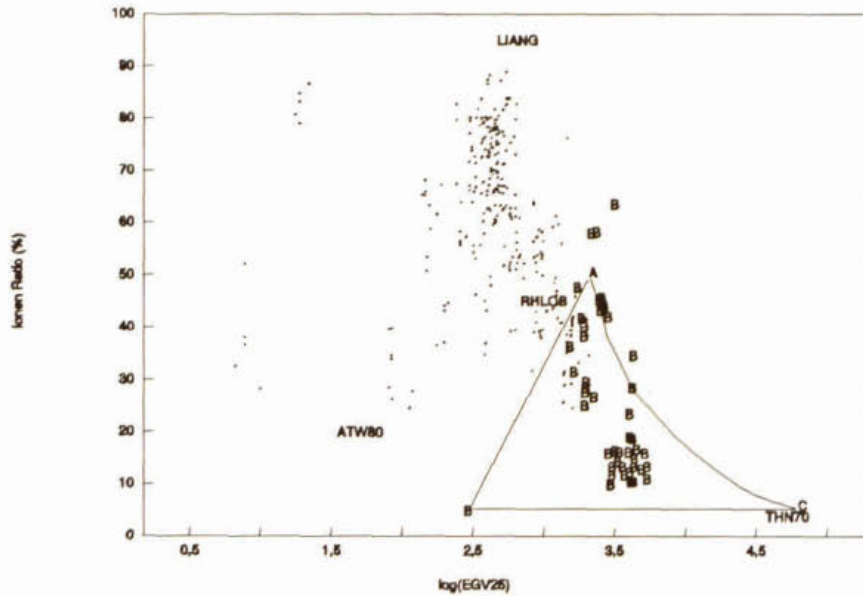
Abiotisch

Er is nagegaan of de indeling in typologische varianten op basis van het biotisch materiaal ook tot uitdrukking komt in de chemische samenstelling van het water. Daartoe is in eerste instantie de ionenratio (IR) berekend, en wel met de volgende formule (van Wirdum, 1990):

$$IR = \frac{2 [Ca^{2+}]}{2 [Ca^{2+}] + [Cl^{-}]} * 100$$

waarin: $[Ca^{2+}]$ = calciumconcentratie in mmol/l
 $[Cl^{-}]$ = chlorideconcentratie in mmol/l

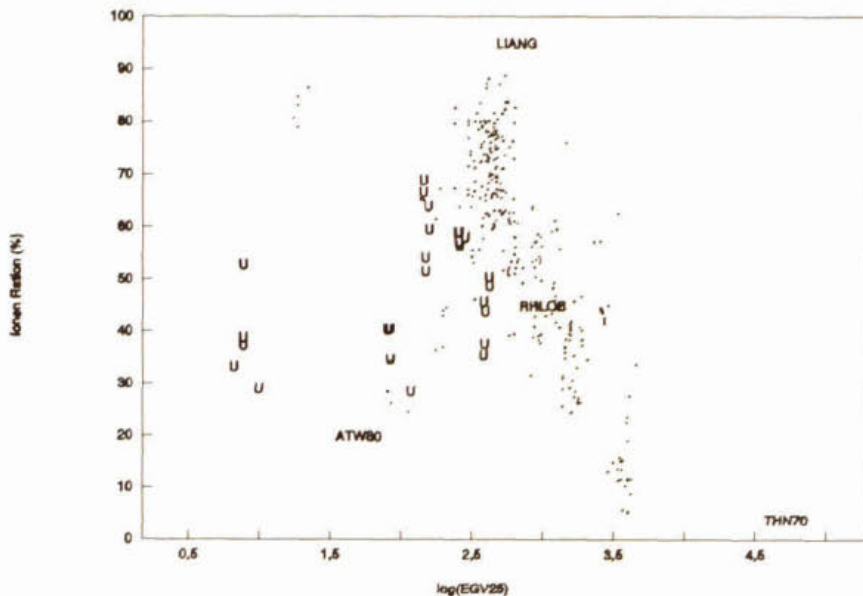
Deze IR wordt uitgezet tegen de log van het EGV (in mS/m) in een zogenaamd IR-EC-diagram (van Wirdum, 1990). In dit diagram zijn ook de waarden van de referentiemonsters regenwater (code ATW80), diep grondwater (code LIANG), Rijnwater (code RHLOB) en zeewater (code THN70) opgenomen. De figuren 10 tot en met 13 bevatten het IR-EC-diagram voor de monsters uit de diepe gaten. In de verschillende figuren zijn steeds de monsters van één typologische variant gemerkt met een letter en de overige monsters met een punt. In figuur 10 zijn de monsters van de brakke gaten gemerkt, in figuur 11 die van de zure variant, in figuur 12 die van de zachte variant en in figuur 13 die van de harde variant.



Figuur 10: IR-EC-diagram van diepe zand-, grind- en kleigaten.

- | | | | |
|--|--|-------|--------------------|
| B | = monster behorend tot de brakke variant | . | = overige monsters |
| ATW80 | = regenwater | THN70 | = zeewater |
| LIANG | = grondwater | RHLOB | = Rijnwater |
| vlak ABC = mengmonsters van ATW80, RHLOB en LIANG met 1% zeewater (van Wirdum, 1990) | | | |

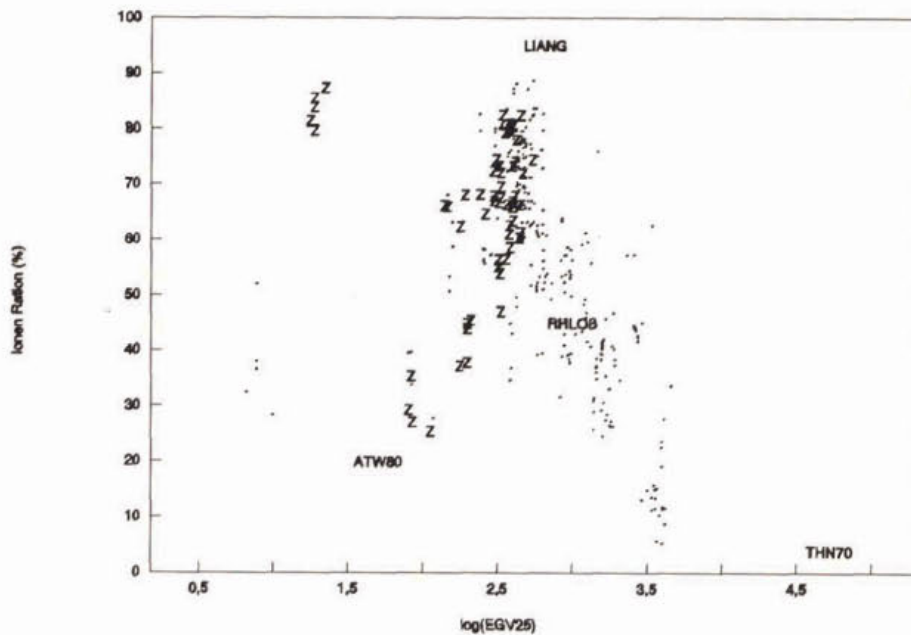
In figuur 10 wordt het IR-EC-diagram voor alle monsters weergegeven. De brakke monsters zijn in het diagram gemerkt met een 'B', de referentiemonsters met de bijbehorende code en de overige punten zijn gemerkt met een punt. Uit de figuur blijkt dat het grootste deel van de monsters uit de brakke gaten in het vlak ABC ligt. Dit resultaat komt overeen met hetgeen van Wirdum (1990) stelt.



Figuur 11: IR-EC-diagram van diepe zand-, grind- en kleigaten.

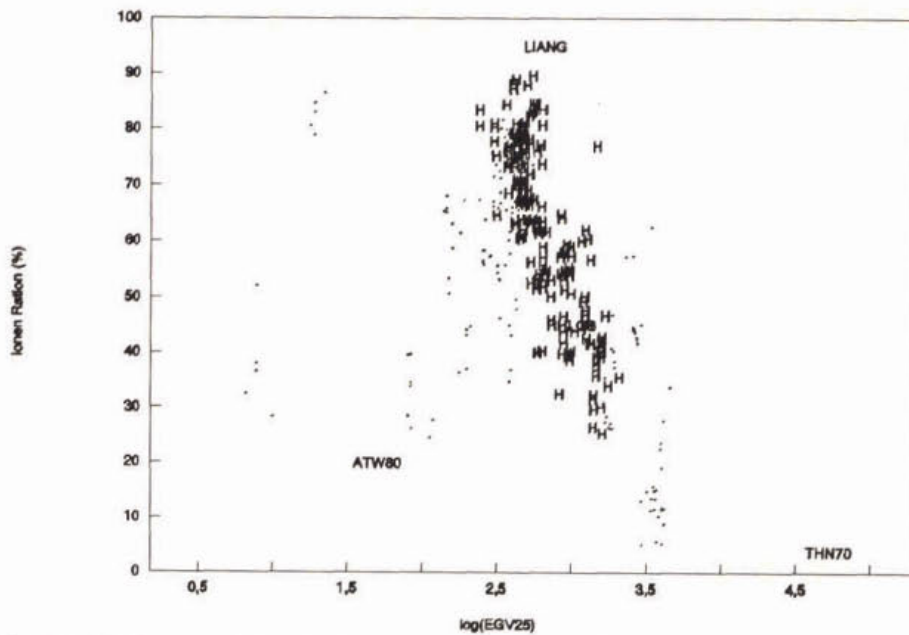
- | | | | |
|-------|--|-------|--------------------|
| U | = monster behorend tot de zure variant | . | = overige monsters |
| ATW80 | = regenwater | THN70 | = zeewater |
| LIANG | = grondwater | RHLOB | = Rijnwater |

In figuur 11 liggen de monsters uit de zure gaten links van het Rijnmonster en aan de kant van het regenwater. De zure monsters liggen redelijk afgezonderd van de meeste overige monsters en worden dus goed onderscheiden op grond van de ionenratio en geleidbaarheid.



Figuur 12: IR-EC-diagram van diepe zand-, grind- en kleigaten.

Z	= monster behorend tot de zachte variant	.	= overige monsters
ATW80	= regenwater	THN70	= zeewater
LIANG	= grondwater	RHLOB	= Rijnwater

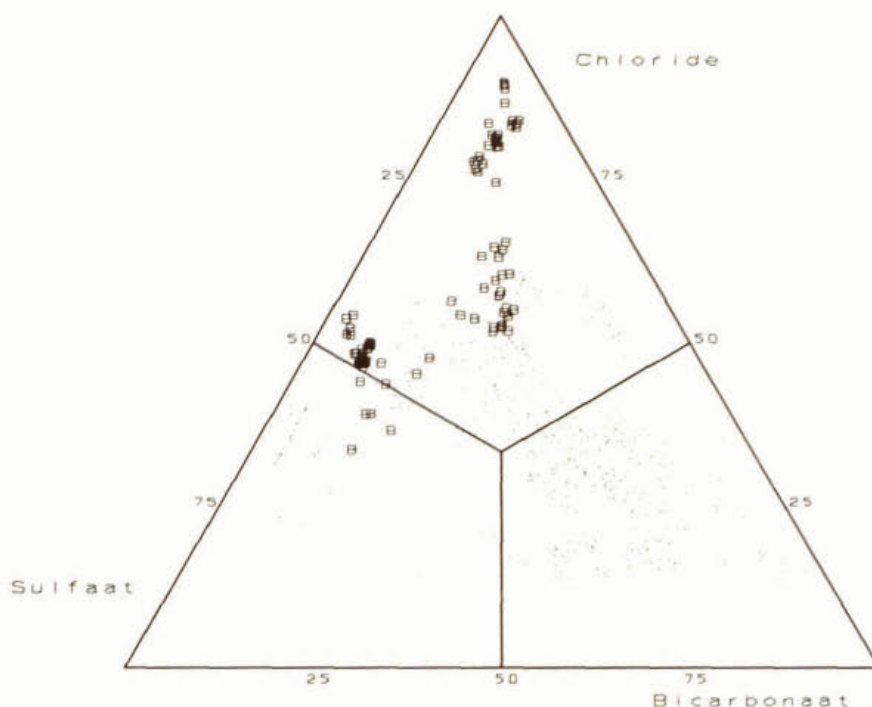


Figuur 13: IR-EC-diagram van diepe zand-, grind- en kleigaten.

H	= monster behorend tot de harde variant	.	= overige monsters
ATW80	= regenwater	THN70	= zeewater
LIANG	= grondwater	RHLOB	= Rijnwater

Een onderlinge vergelijking van de figuren 11, 12 en 13 leert dat een klein deel van de zachte wateren dezelfde positie inneemt als de zure wateren (nabij referentiepunt ATW80). Het grootste deel van de zachte wateren ligt in hetzelfde deel van het diagram als de monsters uit de harde wateren. Op grond van de IR-EC verhouding laten de zachte wateren zich dus moeilijk onderscheiden van de harde wateren.

Naast de ionenratio is van alle monsters de relatieve molaire verhouding tussen de ionen bicarbonaat, chloride en sulfaat uitgerekend. Deze verhouding wordt uitgezet in een driehoeksdiagram, zoals weergegeven in figuur 14 waar de brakke monsters gemerkt met een 'B' en de overige monsters met een punt.



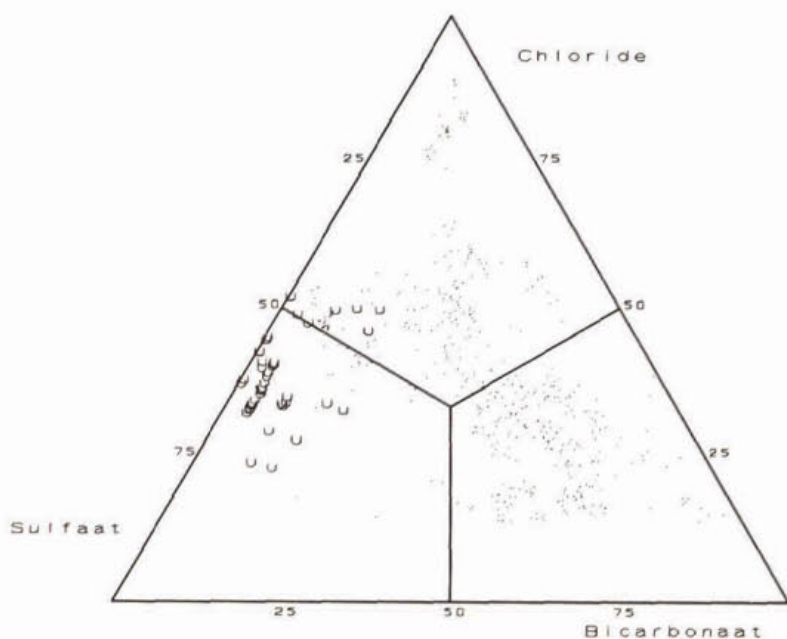
Figuur 14: Driehoeksdiagram met de procentuele verhouding tussen bicarbonaat, chloride en sulfaat in diepe gaten.

B = monsters van de brakke variant; · = overige monsters

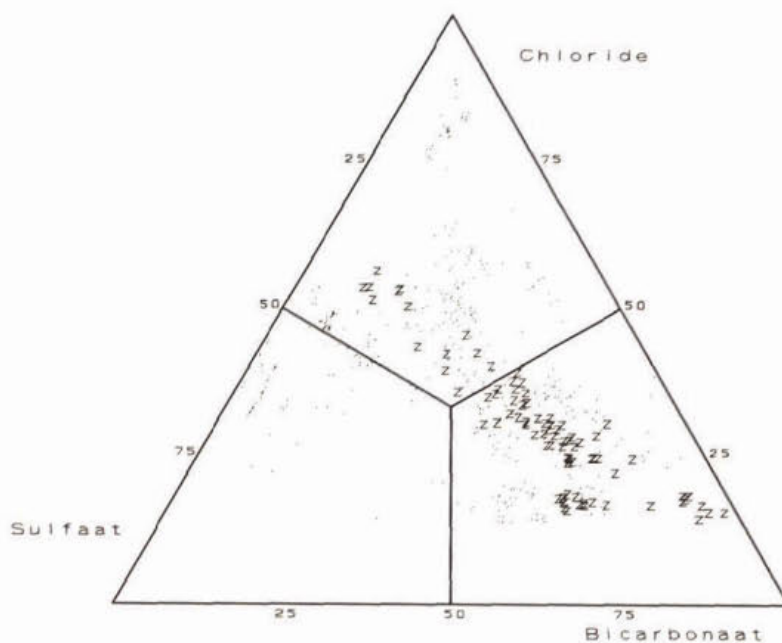
Uit deze figuur blijkt dat de monsters uit de brakke variant voornamelijk bovenin de driehoek liggen. Geheel bovenin ligt een groepje monsters uit de brakke variant, met een relatief hoog chloridegehalte 800 - 1300 mg/l. Daaronder ligt een groep monsters waarvan het chloridegehalte varieert tussen 300 en 500 mg/l. Links van het midden ligt een groepje monsters, dat afkomstig is zijn van twee gaten. Het ene gat heeft een sterk wisselend sulfaatgehalte, het andere een sterk wisselend zoutgehalte en een hoog sulfaatgehalte (\pm 1000 mg/l). Het feit dat er ook een aantal monsters uit de zoete variant vrij bovenin de figuur ligt, is niet verwonderlijk. Het criterium voor de toedeling aan de brakke variant is een chloridegehalte van 300 mg/l of meer gedurende het gehele jaar. Gaten die af en toe een chloridegehalte hoger dan 300 mg/l bevatten worden dus niet tot de brakke variant gerekend maar de monsters uit deze gaten kunnen bovenin de figuur liggen.

In figuur 15 zijn de zure monsters gemerkt met een 'U'. Uit de figuur blijkt dat deze monsters relatief bicarbonaatarm en relatief sulfaatrijk zijn. De monsters uit de zure variant nemen ten opzichte van de overige monsters een aparte positie in en laten zich goed onderscheiden.

In de figuren 16 en 17 zijn de monsters gemerkt voor respectievelijk de zachte en harde variant.

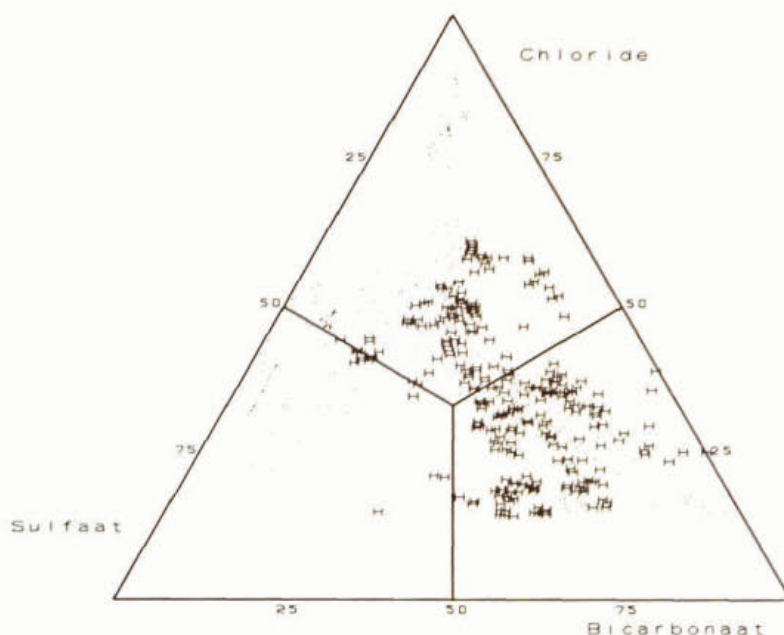


Figuur 15: Driehoeksdigram met de procentuele verhouding tussen bicarbonaat, chloride en sulfaat in diepe zand-, grind- en kleigaten.
 U = monsters van de zure variant; . = overige monsters



Figuur 16: Driehoeksdigram met de procentuele verhouding tussen bicarbonaat, chloride en sulfaat in diepe zand-, grind- en kleigaten.
 Z = monsters van de zachte variant; . = overige monsters

Uit vergelijking van de figuren 16 en 17 blijkt dat de zachte wateren eenzelfde anionenverhouding hebben als de meeste harde wateren. De toedeling van de gaten aan een harde en zachte variant op basis van calcium en magnesium komt niet meer tot uiting in de verhouding van de anionen bicarbonaat, chloride en sulfaat.



Figuur 17: Driehoeksdigram met de procentuele verhouding tussen bicarbonaat, chloride en sulfaat in diepe zand-, grind- en kleigaten.
 H = monsters van de harde variant; . = overige monsters

Conclusie

Op grond van het biotisch materiaal kan geconcludeerd worden dat de levensgemeenschappen in de brakke en zure gaten zich onderscheiden van de levensgemeenschappen in de zachte en harde gaten (zie tabel 6). Ook in abiotisch opzicht onderscheiden de brakke en zure wateren zich duidelijk van de zachte en harde wateren. De criteria voor de toedeling aan de brakke dan wel de zure variant lijken gerechtvaardigd.

Wordt de zachte variant vergeleken met de harde variant dan blijkt dat de verschillen in tussen beide varianten erg klein is. Dit geldt zowel voor de samenstelling van de levensgemeenschappen als voor de samenstelling van het water. Op grond van deze resultaten lijkt het dan ook niet gerechtvaardigd een onderscheid aan te brengen tussen harde en zachte wateren. Beide varianten worden samengevoegd tot de variant 'zoete gaten'.

Het definitieve raamwerk wordt weergegeven in tabel 7.

Tabel 7: De onderscheiden varianten voor diepe zand-, grind- en kleigatten in het beoordelings-systeem met de indelingscriteria en hun naamgeving.

variant	indelingscriterium		verdere aanduiding
	pH	minimale chloride (mg/l) in een jaar	
brak	> 5	> 300	brakke gaten
zoet, circumneutraal tot alkalisch	> 5	< 300	zoete gaten
zuur, zoet	< 5	< 300	zure gaten

5.4 Beschrijving van de typologische varianten in de ideale situatie

Bij de constructie van de 'ideale' situatie wordt een aantal algemene uitgangspunten gehanteerd die hieronder beschreven worden:

- In de 'ideale' situatie wordt het fysische milieu gekenmerkt door een bepaalde mate van variabiliteit met name in de oeverzone. De inrichting is zodanig dat flauwere taludhellingen worden afgewisseld met steilere waardoor het aantal microhabitats groot is, dat kan leiden tot een gevarieerde samenstelling van de (aquatische) levensgemeenschap.
- In de 'ideale' situatie is de diepte van het gat zodanig dat 's zomers stratificatie optreedt en dat in dezelfde periode geen zuurstofloosheid in het hypolimnion optreedt.
- In de 'ideale' situatie worden de gaten gevoed door regen- en grondwater.
- De chemische samenstelling van het water in diepe gaten wordt in de 'ideale' situatie gekenmerkt door het goeddeels ontbreken van exogene verrijking van organisch materiaal, nutriënten en andere stoffen.
- In de 'ideale' situatie is het waterbeheer gericht op het zo lang mogelijk conserveren van het gebiedseigen water.

Naast deze algemene uitgangspunten wordt voor de constructie van de 'ideale' situatie voor sommige varianten gebruik gemaakt van de geografische gebondenheid. Uit de bewerkingen van het STOWA-materiaal blijkt dat sommige varianten in een geografisch beperkt gebied voorkomen. Zo zijn de locaties van de brakke variant voornamelijk in het westen en noorden en in de IJsselmeerpolders aangetroffen. Hoewel het mogelijk is een beschrijving te maken voor de 'ideale' situatie van een brakke variant in het oosten van Nederland, heeft het formuleren van zo'n 'ideale' situatie weinig praktische waarde. Worden in het oosten brakke gaten aangetroffen dan is er sprake van beïnvloeding en niet van een 'ideale' situatie.

Voor de constructie van de 'ideale' situatie is gebruik gemaakt van de literatuur zoals weergegeven in bijlage 6.

De uiteindelijke beschrijving van de typologische varianten staat in het rapport met het systeem (STOWA, 1994b).

6 OPSTELLEN VAN BEÏNVLOEDINGSREEKSEN

6.1 Methode

Om te komen tot een beoordelingssysteem waarbij rekening wordt gehouden met de differentiatie naar typologische varianten is het noodzakelijk om uitgaande van het typologisch kader beïnvloedingsreeksen voor relevante factorencomplexen op te stellen.

Elke beïnvloedingsreeks kent twee uiterste punten waartussen een continuüm van mogelijke stadia ligt (Verdonschot, 1983). Het ene uiterste wordt gevormd door dood water, het andere door de natuurlijke situatie (of 'ideale' situatie) (Gardeniers, 1976; STOWA, 1992a).

Om inzicht te krijgen in de beïnvloedingsreeksen worden zijn de monsters uit het STOWA-bestand toegedeeld naar de varianten op basis van de in tabel 5 genoemde criteria. Per typologische variant worden indirecte ordinaties uitgevoerd met de afzonderlijke monsters voor zowel de macrofyten, de diatomeeën, het fytoplankton als het zoöplankton. De resultaten van deze ordinaties zijn geïnterpreteerd op de wijze zoals beschreven in § 4.1. Gezocht wordt naar die milieuvariabelen die de patronen in het biotische materiaal het beste verklaren. Daarna worden de gevonden relaties geschematiseerd tot afzonderlijke beïnvloedingsreeksen.

6.2 Resultaten

In tabel 8 worden de aantallen monsters per typologische variant weergegeven. Uit de tabel blijkt dat het aantal monsters van de brakke variant en de zure variant (zeer) klein is.

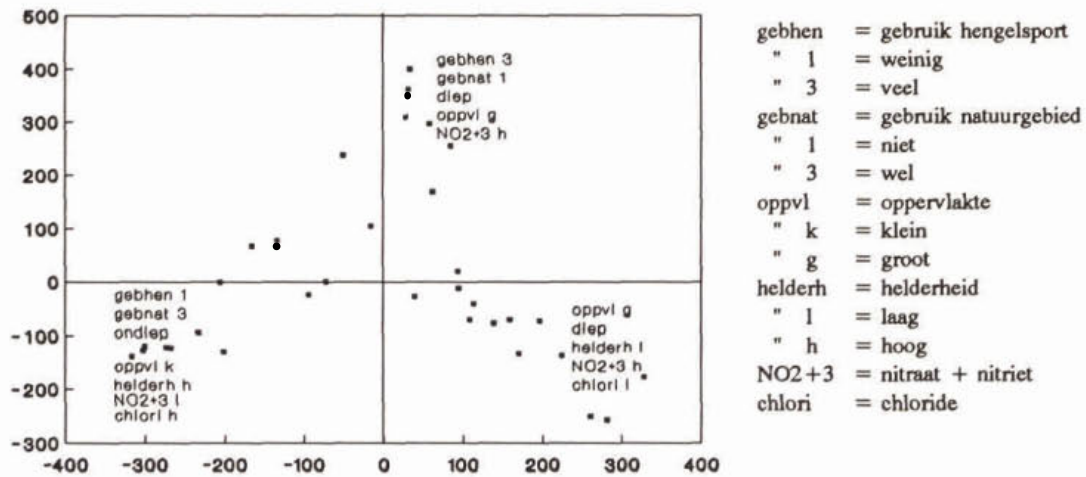
Tabel 8: Aantallen monsters per typologische variant na toedeling.

biotische component	typologische variant		
	brak	zoet	zuur
fytoplankton	41	228	19
zoöplankton	30	168	19
diatomeeën	17	105	8
macrofyten	8	65	5

In principe zijn er 12 ordinaties uitgevoerd (3 typologische varianten * 4 biotische componenten). Echter vanwege het kleine aantal monsters zijn geen ordinaties uitgevoerd voor de brakke en de zure variant voor de macrofyten. De belangrijkste resultaten van deze bewerkingen zijn schematisch weergegeven in de figuren 18 tot en met 27. Dit zijn de ordinatiediagrammen per typologische variant per biotische component met daarin de belangrijkste factoren die de ordinaties verklaren. In deze figuren is aangegeven waar in het diagram een bepaalde variabele een hoge of lage waarde heeft of wat de aard van een bepaalde variabele is.

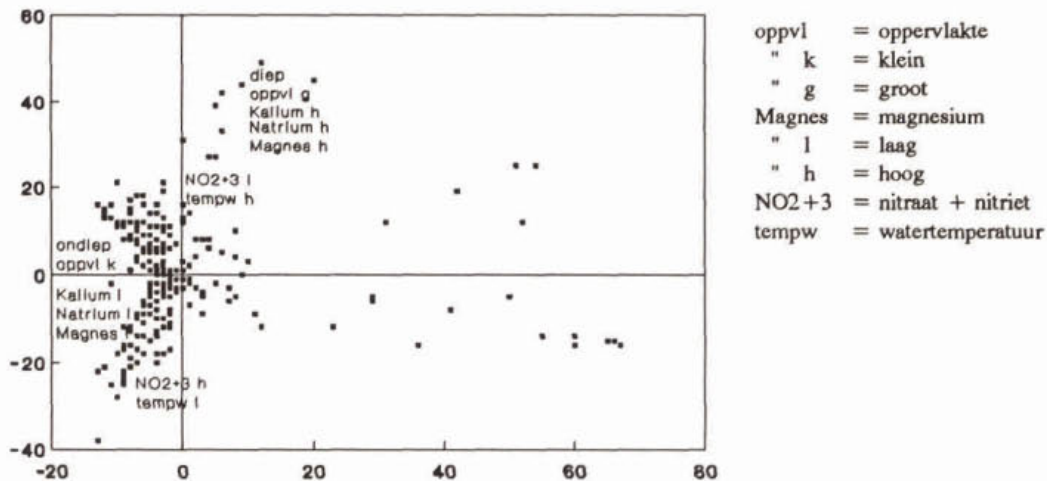
Fytoplankton

In figuur 18, 19 en 20 worden de resultaten weergegeven van de brakke, de zoete en de zure gaten. Naast de figuren worden de omschrijvingen van de in de figuur gebruikte afkortingen gegeven.



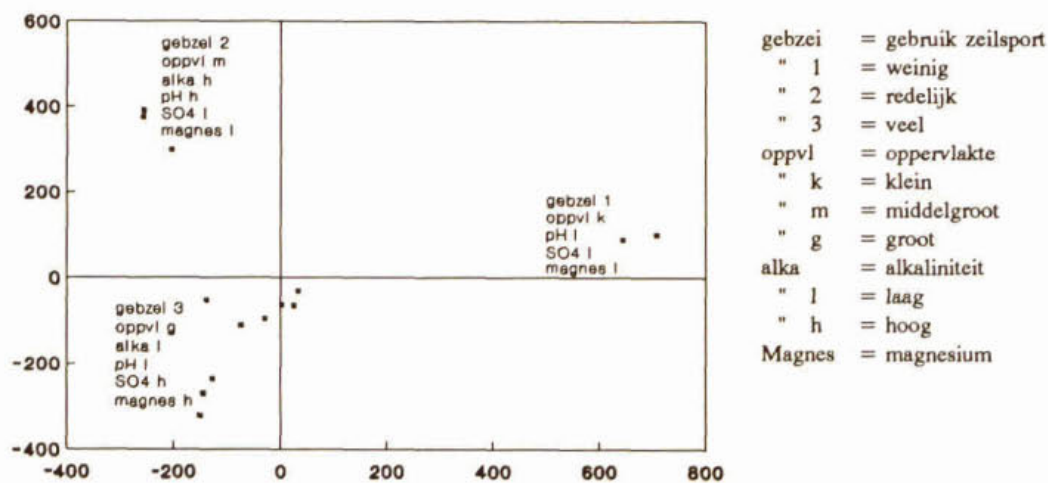
Figuur 18: Ordinatie diagram van het fytoplankton in de brakke gaten.

Links in figuur 18 liggen kleine, ondiepe gaten met een laag nitraat- plus nitrietgehalte, rechts en bovenin liggen grote, diepe gaten met een hoog nitraat- plus nitrietgehalte. De kleine ondiepe gaten hebben een relatief hoog chloridegehalte. Deze gaten bevatten helder water, hebben een natuurfunctie en worden weinig gebruikt voor de hengelsport. Dit in tegenstelling tot de gaten bovenin die geen natuurfunctie hebben en veel gebruikt worden voor de hengelsport. De diepe gaten rechts in de figuur zijn in tegenstelling tot de gaten links troebel en hebben een relatief laag chloridegehalte.



Figuur 19: Ordinatie diagram van het fytoplankton in de zoete gaten.

In figuur 19 liggen links ondiepe, kleine gaten en rechtsboven grote en diepe gaten. In de gaten links is het kalium-, natrium- en magnesiumgehalte relatief laag en rechtsboven hoog. Het verschil tussen de gaten linksonder en linksboven kan mede verklaard worden door het nitraat- plus nitrietgehalte (hoog linksonder en laag linksboven), en de watertemperatuur (laag linksonder en hoog linksboven). Het feit dat de watertemperatuur als verklarende variabele naar voren komt kan duiden op een seizoensinvloed.

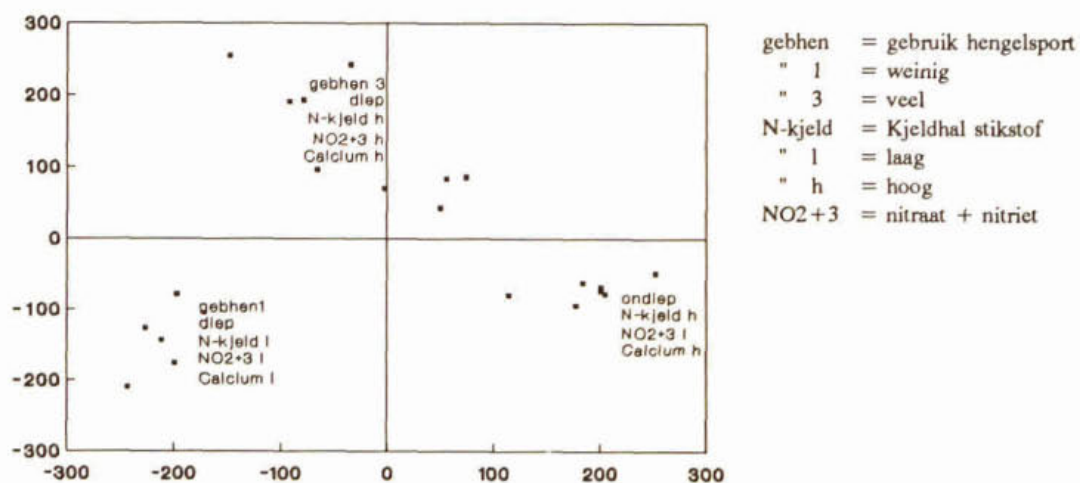


Figuur 20: Ordinatie diagram van het fytoplankton in de zure gaten.

In figuur 20 liggen linksboven enkele gaten met een relatief hoge pH en hoge alkaliniteit. Linksonder en rechts is de pH en alkaliniteit laag. In de gaten linksboven en rechts is het sulfaat- en magnesiumgehalte laag, linksonder hoog. De gaten linksonder zijn relatief groot en veel gebruikt voor zeilsport, linksboven zijn ze middelgroot en redelijk gebruikt voor zeilsport, rechts liggen de kleine gaten die weinig voor zeilsport worden gebruikt.

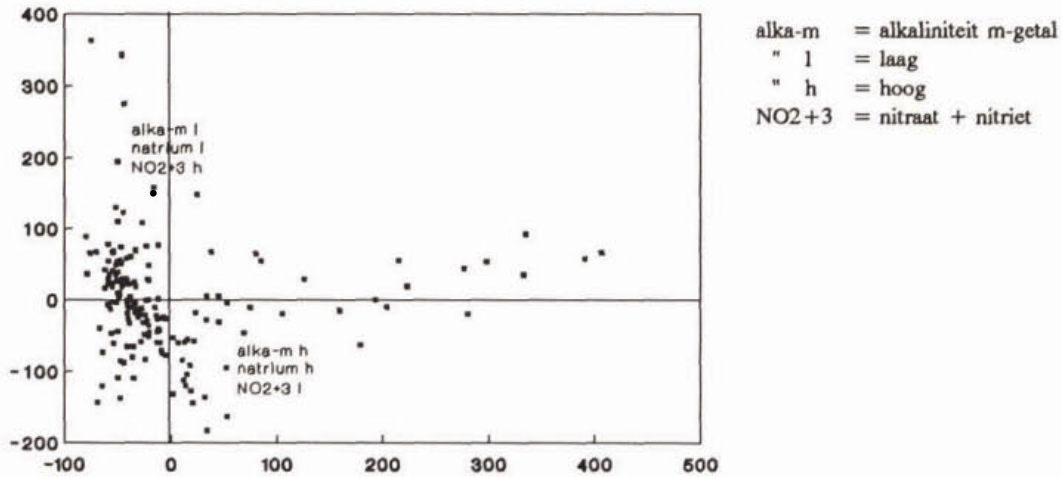
Zoöplankton

In figuur 21, 22 en 23 worden de resultaten weergegeven van de brakke, de zoete en de zure gaten. Naast de figuren worden de omschrijvingen van de in de figuur gebruikte afkortingen weergegeven.



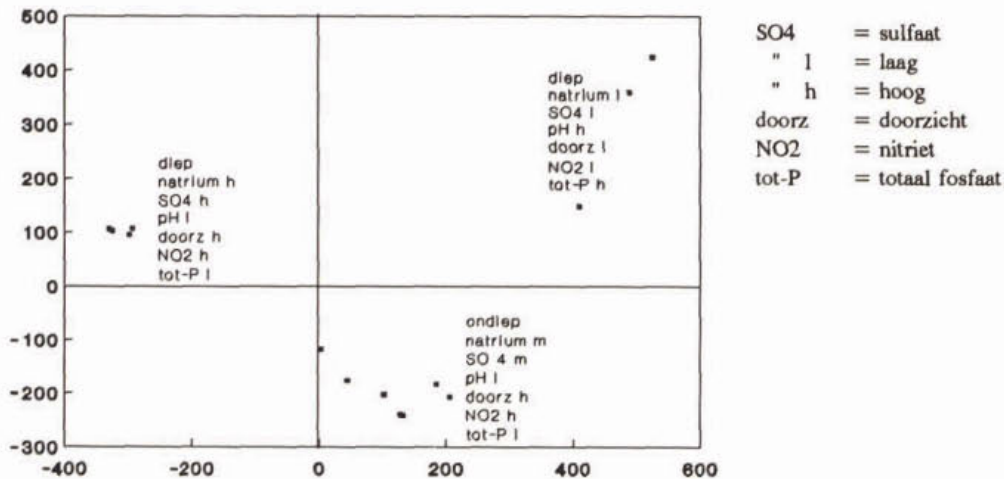
Figuur 21: Ordinatie diagram van het zoöplankton in de brakke gaten.

In figuur 21 liggen links diepere gaten en rechts ondiepere. Linksonder liggen de gaten die weinig voor hengelsport worden gebruikt en een laag nitraat- plus nitrietgehalte hebben, dit in tegenstelling tot de gaten linksboven. In de gaten linksonder is het calcium- en het Kjeldahl-stikstofgehalte laag, in de gaten linksboven en rechts is dit hoog.



Figuur 22: Ordinatie diagram van het zoöplankton in de zoete gaten.

De gaten linksboven in figuur 22 hebben een relatief lage alkaliniteit en laag natriumgehalte. Het nitraat- plus nitrietgehalte is in deze gaten relatief hoog. In de gaten onderin de figuur echter is de alkaliniteit en het natriumgehalte relatief hoog. Het nitraat- plus nitrietgehalte laag is in deze gaten relatief laag.

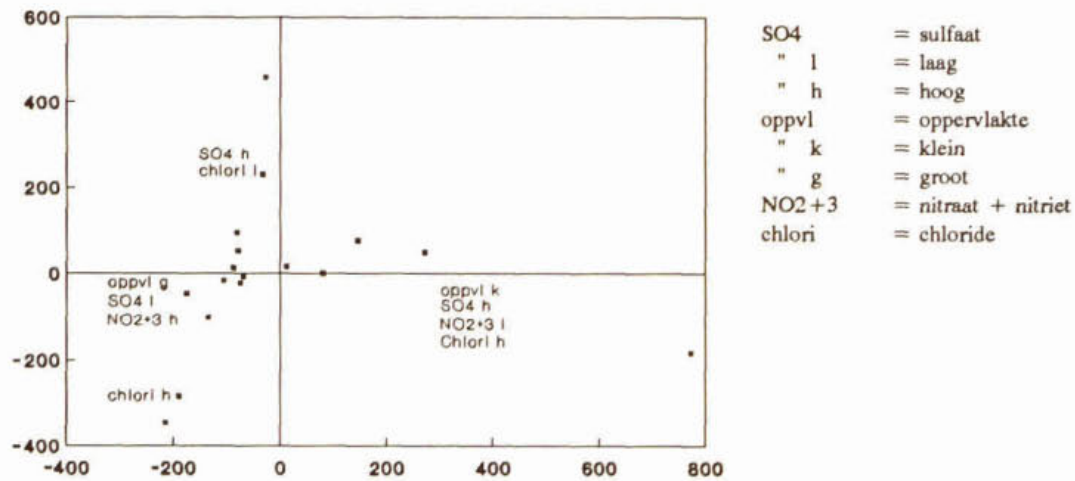


Figuur 23: Ordinatie diagram van het zoöplankton in de zure gaten.

Bovenin figuur 23 liggen diepere gaten en onderin de ondiepere. In de gaten rechtsboven is het het sulfaat-, het natriumgehalte relatief laag, rechtsonder is dit middelhoog en links is het hoog. Het doorzicht en het nitrietgehalte is rechtsboven laag en rechtsonder en links hoog. Het totaal-fosfaat en de pH is juist rechtsboven hoog en rechtsonder en links laag.

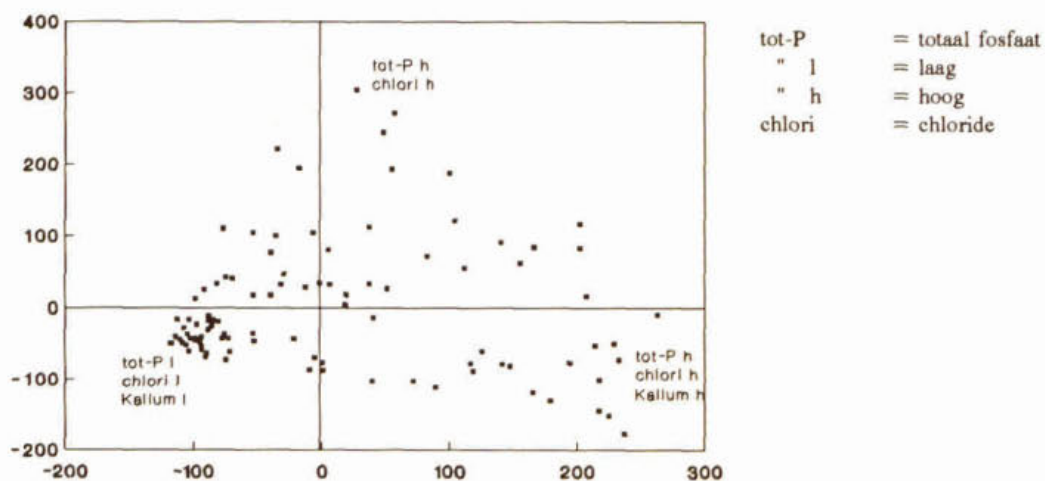
Diatomeeën

In figuur 24, 25 en 26 worden de resultaten weergegeven van de brakke, de zoete en de zure gaten. Naast de figuren worden de omschrijvingen van de in de figuur gebruikte afkortingen weergegeven.



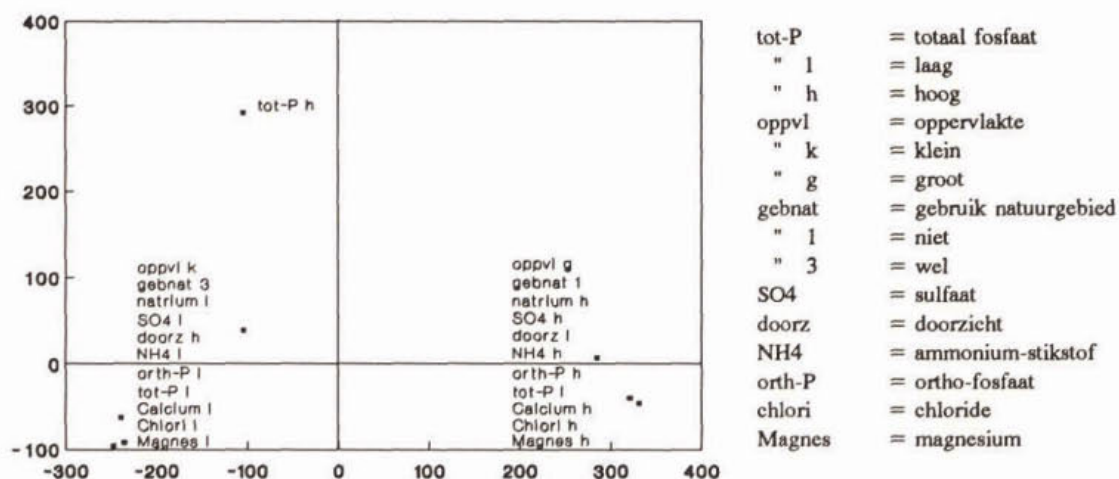
Figuur 24: Ordinatie diagram van de diatomeeën in de brakke gaten.

Rechts en onderin figuur 24 liggen de gaten met een relatief hoog chloridegehalte, bovenin liggen de gaten met een relatief laag chloridegehalte. Bovenin en rechts liggen de gaten met een relatief hoog sulfaatgehalte en onderin de gaten met een laag sulfaatgehalte. Het verschil tussen de gaten links en rechts in de figuur wordt mede verklaard door het nitraatgehalte en de oppervlakte van het gat: grote gaten met een hoog nitraat- plus nitrietgehalte liggen rechts, kleine gaten met een laag nitraat- plus nitrietgehalte links.



Figuur 25: Ordinatie diagram van de diatomeeën in de zoete gaten.

In figuur 25 liggen links en bovenin gaten met een laag chloride- en totaalfosfaatgehalte, rechts zijn deze gehalten hoog. Het verschil tussen de gaten links en rechts kan mede verklaard worden door het verschil in kaliumgehalte: links laag en rechts hoog.

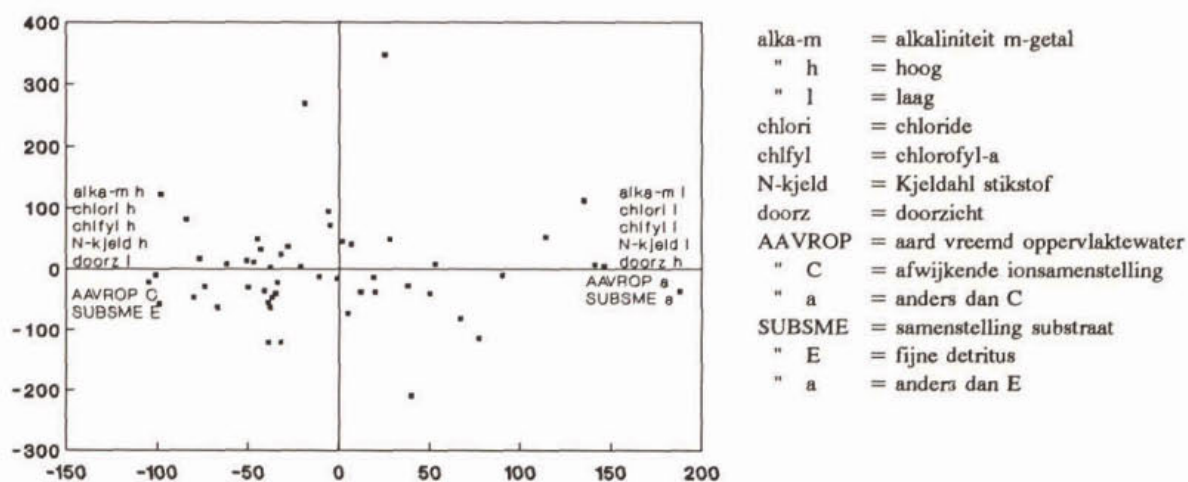


Figuur 26: Ordinatie diagram van de diatomeeën in de zure gaten.

In figuur 26 liggen links kleine gaten met een natuurfunctie en rechts grotere gaten zonder natuurfunctie. De gaten links hebben een relatief laag nutriënten-, sulfaat- en magnesiumgehalte, de gaten rechts hoog. Het doorzicht in de gaten links is relatief groot en rechts klein.

Macrofyten

In figuur 27 wordt het resultaat weergegeven van de zoete gaten. Naast de figuur wordt de omschrijving van de in de figuur gebruikte afkortingen weergegeven. Het aantal monsters behorend tot de brakke en zure variant was te gering om een ordinatie mee uit te voeren en worden dan ook niet gepresenteerd.



Figuur 27: Ordinatie van de macrofyten in de zoete gaten.

In figuur 27 liggen links de gaten met een relatief hoog gehalte voor chloride, chlorofyl-a en Kjeldahlstikstof en een relatief hoge alkaliniteit. Voor de gaten rechts in de figuur zijn deze gehalten lager. In deze gaten is het doorzicht groter terwijl het links kleiner is. De aard van het ingelaten vreemd oppervlaktewater heeft in de gaten links een afwijkende ionensamenstelling, terwijl in de gaten rechts het ingelaten water een andere aard heeft of geen water wordt ingelaten. De samenstelling van het substraat is links overwegend fijne detritus en rechts anders.

6.3 Conclusies

Uit de interpretaties van de figuren 18 tot en met 27 blijkt dat er duidelijke verbanden bestaan tussen de samenstelling van de biotische componenten en de variabelen fosfaat, nitriet, nitraat, chlorofyl-a, ammoniumstikstof, Kjeldahlstikstof, chloride, zuurgraad, sulfaat en alkaliniteit. Minder duidelijk maar wel aanwezig zijn verbanden met diepte, oppervlak, doorzicht en helderheid, kalium, natrium en magnesium. In de literatuur worden voor diepe gaten dezelfde verbanden genoemd (o.a. van Acht & Jansen, 1978; Verbraak, 1987; Buskens & Verwijmeren, 1989; van den Brink, 1990; IWACO, 1994)

Op basis van de gevonden relaties tussen de samenstelling van de levensgemeenschappen en de diverse milieuvariabelen kan een aantal beïnvloedingsreeksen benoemd worden. In tabel 9 wordt een overzicht gegeven van de samenhang tussen de milieuvariabelen en de voorgestelde beïnvloedingsfactoren.

Tabel 9: Overzicht van de relatie tussen milieuvariabelen en beïnvloedingsfactoren.

milieuvariabelen	beïnvloedingsfactor
fosfaat, nitraat, chlorofyl-a ammoniumstikstof zuurgraad, sulfaat, alkaliniteit chloride (macro-ionen) oppervlak, diepte, doorzicht	eutrofiëring saprobiëring verziltning/verzoeting verzuring/alkalisering inrichting

Uit de verbanden met de milieuvariabelen kan afgeleid worden dat er in het STOWA-materiaal reeksen aanwezig zijn voor de rijkdom aan nutriënten en voor de rijkdom aan organisch materiaal. De beïnvloedingsfactoren hiervoor worden aangeduid met 'eutrofiëring' en 'saprobiëring'. Het verband tussen de levensgemeenschappen en het chloridegehalte wijst, afhankelijk van de variant, op de beïnvloedingsfactoren 'verzoeting' (voor de brakke varianten) en 'verziltning' (voor de zoete varianten). De relatie tussen de zuurgraad en de levensgemeenschappen geeft aanleiding tot het formuleren van een beïnvloedingsreeks 'verzuring' dan wel 'alkalisering'.

Minder expliciet aanwezig in het STOWA-materiaal, en blijkens publikaties toch van invloed op de aquatische levensgemeenschappen, zijn factoren die te maken hebben met de inrichting van de oever. Deze factoren bepalen mede de aanwezigheid van een water- en oevervegetatie en daarin levende aquatische organismen. De beïnvloedingsreeks 'inrichting' wordt hiervoor geconstrueerd.

7 CONSTRUCTIE VAN DE MAATLAT

7.1 Uitgangspunten

Diverse beïnvloedingsfactoren bepalen hoe het aquatische ecosysteem in diepe zand-, grind- en kleigaten er op een bepaald moment uitziet. De invloed die een beïnvloedingsfactor uitoefent, kan een positieve of een negatieve uitwerking op het ecosysteem hebben. De beïnvloedingsfactoren die in het STOWA-materiaal herkenbaar zijn, zijn eutrofiëring, saprobiëring, verzilting en verzoeting, verzuring en alkalisering en in mindere mate inrichting. Veelal zijn diverse beïnvloedingsfactoren tegelijkertijd werkzaam en in verschillende mate.

Wijzigingen in de intensiteit waarmee (beïnvloedings)factoren inwerken op het ecosysteem leiden tot veranderingen in dat ecosysteem. Deze veranderingen kunnen betrekking hebben op zowel de biotische als de abiotische componenten. Om deze veranderingen vast te kunnen stellen en te kunnen volgen, worden in het beoordelingssysteem zogenaamde **kenmerken** gehanteerd. Een kenmerk beschrijft op geabstraheerde wijze het effect van de intensiteit waarmee een bepaalde beïnvloedingsfactor inwerkt op het ecosysteem. Om een kenmerk te kwantificeren worden verschillende maatstaven gebruikt. Met biotische maatstaven worden de veranderingen in de levensgemeenschappen beschreven en met de abiotische maatstaven veranderingen in de achterliggende processen.

Binnen een ecosysteem kunnen verschillende (groepen van) soorten en verschillende (groepen van) milieuvariabelen onderscheiden worden, die vooral beïnvloed worden door één (of enkele) beïnvloedingsfactoren en die daardoor verwijzen naar deze factor(en). Iedere soort en iedere milieuvariabele met een verwijzing naar een bepaalde beïnvloedingsfactor wordt een **indicator** genoemd. De mate waarin een groep van indicatoren vertegenwoordigd is, verwijst naar de mate waarin het ecosysteem beïnvloed wordt door een bepaalde beïnvloedingsfactor.

Voor elke beïnvloedingsfactor bestaat er een relatie tussen de intensiteit waarmee de beïnvloedingsfactor inwerkt op het aquatische ecosysteem en de mate waarin veranderingen in de aquatische levensgemeenschap optreden. Verschillende beïnvloedingsfactoren kunnen daarbij dezelfde soort veranderingen teweeg brengen. Uit alleen de samenstelling van de aquatische levensgemeenschap valt daarom niet altijd af te leiden door welke factor(en) de aquatische levensgemeenschap beïnvloed is/wordt. Om daar nader inzicht in te verschaffen, zullen gegevens over de abiotische toestand bij de beoordeling worden betrokken.

Ondanks dat in diepe gaten sprake is van een gestratificeerd systeem met verschillende lagen waarin andere processen spelen wordt het beoordelingssysteem gebaseerd op de beschikbare gegevens van het epilimnion. De hoeveelheid gegevens (biotisch en abiotisch) over de toestand van het hypolimnion zijn ontoereikend om daarmee een systeem te ontwikkelen.

7.2 Methode

Voor elke beïnvloedingsfactor wordt een kenmerk geformuleerd die naar die factor verwijst. Vervolgens is in de literatuur gezocht naar welke (beïnvloedings)factoren soorten en milieuvariabelen verwijzen. In bijlage 6 wordt de gebruikte literatuur weergegeven. Op basis van deze literatuurstudie zijn alle soorten en enkele milieuvariabelen uit het STOWA-bestand gecodeerd voor hun meer of minder verwijzen naar bepaalde factoren. Deze eerste indicaties zijn dus niet uit het eigen materiaal gehaald.

Iedere kenmerk wordt kwantitatief beschreven door middel van één of meer maatstaven. Deze maatstaven kunnen biotisch en abiotisch van aard zijn. Diverse rekenwijzen kunnen daarbij gebruikt worden. Zo kan voor biotische maatstaven gebruik gemaakt worden van het aantal indicatorsoorten, van de relatieve abundantie van de indicatoren, of van een berekening van

indicatoren met wegingsfactoren. Voor abiotische maatstaven wordt bijvoorbeeld gebruik gemaakt van combinaties van milieuvariabelen, waarbij iedere variabele in een aantal klassen is onderverdeeld.

Met behulp van de gegevens uit het STOWA-materiaal wordt onderzocht of de geconstrueerde maatstaf inderdaad het effect van de beïnvloedingsfactor beschrijft. Daarbij is enerzijds gelet op het onderscheidend vermogen van de maatstaf en anderzijds op de ecologische relaties tussen de biota en abiota.

Met het onderscheidend vermogen wordt bedoeld dat de uitkomsten voor de verschillende stadia van een beïnvloedingsreeks de volle breedte van de maatstaf moeten bevatten. Een maatstaf met een bereik van bijvoorbeeld 100 tot 500, waarbij alle monsters uit het STOWA-bestand liggen tussen 470 en 500, wordt beschouwd als niet onderscheidend genoeg. In zo'n geval zal er of een andere maatstaf ontwikkeld moeten worden of zal de lijst met indicatoren bijgesteld moeten worden.

Voor de diverse biotische maatstaven is nagegaan of er verbanden zijn met abiotische gegevens. Biotische maatstaven die geen enkel correlatief verband vertonen met abiotische gegevens waar dit wel verwacht mag worden, zijn minder bruikbaar voor een beoordelingssysteem.

Onderzocht is ook in hoeverre de verschillende maatstaven bruikbaar zijn. Bruikbaar betekent in dit verband dat de maatstaven minstens gedeeltelijk onafhankelijk van elkaar moeten zijn. Als twee maatstaven geheel afhankelijk van elkaar zijn, betekent dit dat met deze twee maatstaven hetzelfde in kaart gebracht wordt. Eén van de twee maatstaven is in dat geval overbodig.

De eis van gedeeltelijke onafhankelijkheid is van groot belang voor die maatstaven die tezamen betrekking hebben op één karakteristiek. Als voorbeeld kunnen worden genoemd twee maatstaven voor *saprobie* waarvan er één gebaseerd is op zoöplankton en de ander op diatomeeën. Als beide maatstaven dezelfde effecten in kaart brengen, is er voor het beoordelingssysteem één overbodig.

Nadat deze toetsingen zijn uitgevoerd, worden de definitief in het beoordelingssysteem op te nemen maatstaven vastgesteld. Tezamen geven de maatstaven een beschrijving van de mate waarin het ecosysteem onder invloed staat van (beïnvloedings)factoren. De maatstaven zijn de basis voor de maatlat en ze worden op een grafische wijze gepresenteerd.

7.3 Beïnvloedingsfactoren, karakteristieken en maatstaven

In tabel 10 wordt een overzicht gegeven van de beïnvloedingsfactoren en de karakteristieken die daarnaar verwijzen. Tevens is in de tabel aangegeven of voor de macrofyten, de diatomeeën, het fytoplankton, het zoöplankton en de abiota indicaties gevonden zijn in de literatuur.

Tabel 10: Overzicht van de beïnvloedingsfactoren, de karakteristieken en gevonden indicaties in de literatuur.

'xx': indicaties gevonden in de literatuur en toepasbaar voor diepe gaten

'x': indicaties gevonden in de literatuur en niet toepasbaar voor diepe gaten

leeg vakje: geen indicaties gevonden in de literatuur

beïnvloedingsfactor	karakteristiek	macrofyten	diatomeeën	fytoplankton	zoöplankton	abiota
eutrofiëring	trofie	x	x	xx	x	xx
saprobiëring	saprobie		xx	x	xx	xx
verzilt/verzoeting	brakkarakter	x	xx		xx	xx
verzuring/alkalisering	zuurkarakter	x	xx		xx	xx
inrichting	habitatdiversiteit	xx			x	xx

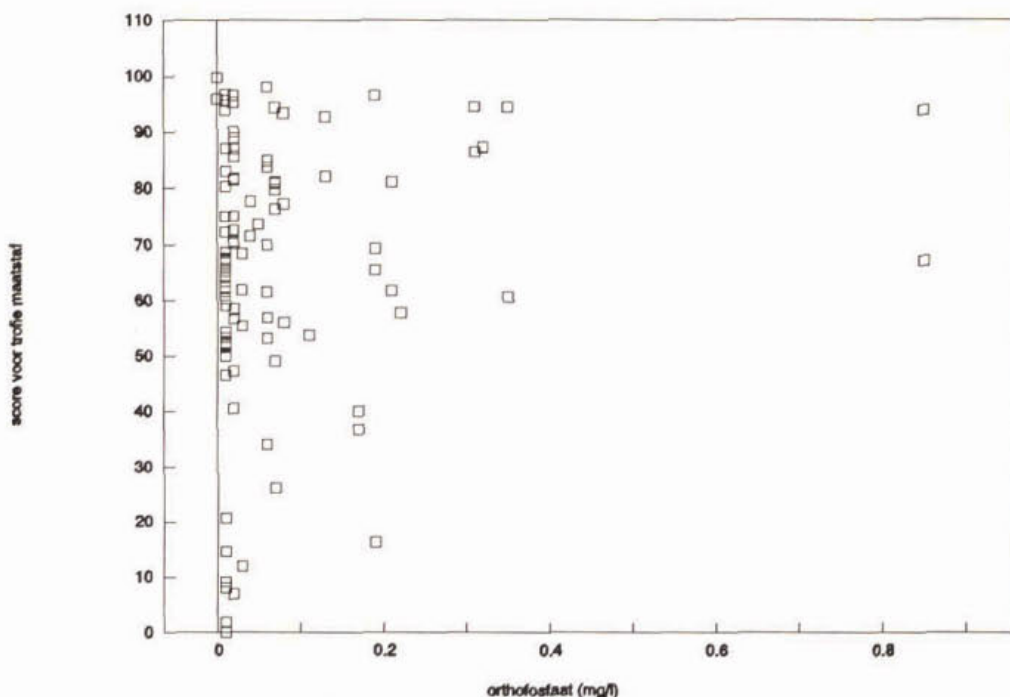
Alle indicaties zijn toegepast op het STOWA-bestand en onderzocht op bruikbaarheid. Het bleek dat niet alle, in de literatuur gevonden, indicaties bruikbaar zijn voor het ontwikkelen van een beoordelingssysteem voor diepe gaten. In tabel 10 is tevens aangegeven welke in de literatuur gevonden indicaties wel bruikbaar zijn voor diepe gaten.

7.3.1 Eutrofiëring

De beïnvloedingsfactor eutrofiëring staat voor verrijking van het ecosysteem met nutriënten. De verrijking met voedingsstoffen kan het gevolg zijn van mineralisatie van de bodem of van exogene toevoeging door bijvoorbeeld afspoeling van landbouwmetstoffen of door inlaat van nutriëntenrijk water. In het beoordelingssysteem verwijst de karakteristiek *trofie* naar deze beïnvloedingsfactor.

Zoöplankton reageert op een indirecte manier op toevoegingen van nutriënten. Doordat er meer nutriënten in het water aanwezig zijn, kunnen algen toenemen. Deze dienen als voedsel voor de meeste zoöplanktonsoorten. Voor de zoöplanktonsoorten uit het STOWA-bestand is onderzocht welke soorten als indicatoren voor trofie beschouwd kunnen worden, onder ander op basis van Leentvaar (1978), Tevlin & Burgis (1979), Murray (1979), Harper (1992), Naselli Flores & Barone (1994) en Lyche (1990). Op diverse manieren is gerekend met de relatieve abundanties van de indicatoren. De resultaten zijn steeds uitgezet tegen allerlei milieuvariabelen. Steeds weer bleek dat er geen duidelijke verbanden aanwezig waren. Voor diepe gaten lijkt zoöplankton dan ook minder geschikt om het aspect trofie in kaart te brengen.

Op basis van onder andere Denys (1992), Maasdam e.a. (1992) en van Dam e.a. (1994) zijn aan de epifytische diatomeeën indicaties toegekend voor de trofiegraad. Onderscheiden zijn soorten indicatief voor oligotrofe, mesotrofe en eutrofe omstandigheden en indifferente soorten. Op verschillende manieren is gerekend met de relatieve abundanties van de indicatoren. De resultaten zijn uitgezet tegen diverse milieuvariabelen, waarvan figuur 28 een voorbeeld is. In de figuur is de score voor de trofiemaatstaf uitgezet tegen het orthofosfaatgehalte. Uit de figuur blijkt dat hogere waarden voor orthofosfaat niet voorkomen bij lagere scores voor de maatstaf.



Figuur 28: Trofiescores op basis van relatieve abundanties van trofie-indicatoren, voor de diatomeeënmonsters uitgezet tegen het ortho-fosfaatgehalte.

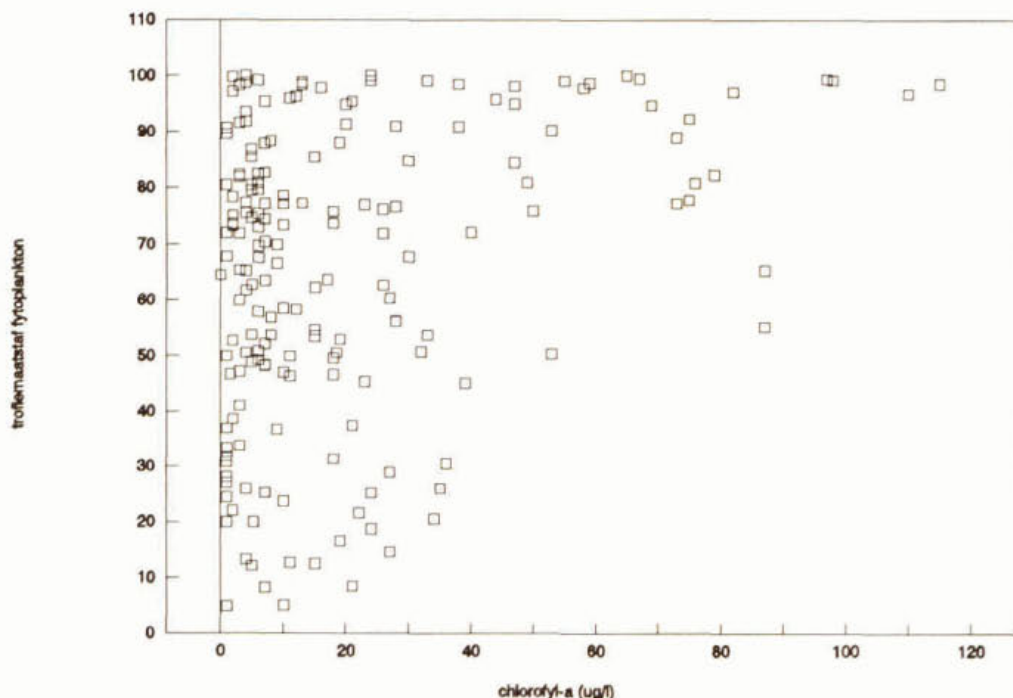
De soorten van het fytoplankton zijn ingedeeld in het hogere determinatieniveau Stam en Klasse. Nygaard (1949) heeft een trofie-quotiënt opgezet op basis van de verhouding tussen Cyanophyta, Chlorophyta, Diatomeae, Euglenophyta en Desmidiaceeën. Aangezien in het STOWA-bestand van de diepe gaten weinig tot geen Desmidiaceeën worden aangetroffen is het trofie-quotiënt van Nygaard aangepast waarbij gebruik is gemaakt van gegevens van Schroevers (1977), Goldyn (1991), Harper (1992) en Trifonova (1988). De maatstaf waarmee gerekend wordt ziet er in formulevorm als volgt uit:

$$score = \left[\frac{(1 \cdot A_{oligotroof} + 3 \cdot A_{mesotroof} + 5 \cdot A_{eutroof}) \cdot 100}{(A_{oligotroof} + A_{mesotroof} + A_{eutroof})} - 100 \right] / 4$$

waarin: $A_{oligotroof}$ = totale abundantie oligotrofie-indicatoren
 $A_{mesotroof}$ = totale abundantie mesotrofie-indicatoren
 $A_{eutroof}$ = totale abundantie eutrofie-indicatoren

Tot de oligotrofie-indicatoren worden gerekend Chrysophyceae, Conjugatophyceae en Cryptophyceae. Diatomeae en Euglenophyta worden gezien als mesotrofie-indicatoren terwijl Cyanophyta en Chlorococcales opgevat worden als indicatoren voor eutrofie.

Indien de scores voor deze maatstaf uitgezet worden tegen diverse abiotische variabelen ontstaat er een positief verband. Hogere waarden voor met name chlorofyl-*a*, nitraat plus nitriet, totaalstikstof, ammoniumstikstof, orthofosfaat en totaalfosfaat gaan samen met hogere scores voor de maatstaf. In figuur 29 wordt als voorbeeld het verband weergegeven tussen de maatstaf en het chlorofyl-*a* gehalte in de zoete diepe gaten. De maatstaf lijkt bruikbaar voor de karakteriek trofie.



Figuur 29: Trofiescores voor de fytoplanktonmonsters uit de zoete diepe gaten, op basis van de relatieve abundantie van de trofie-indicatoren, uitgezet tegen het chlorofyl-*a* gehalte.

Voor macrofyten is onder andere op basis van gegevens van Bloemendaal en Roelofs (1988) en Roelofs (1991) aan soorten indicaties toegekend voor verschillen in trofiegraad. Op diverse wijzen zijn berekeningen uitgevoerd die geen van allen tot een bevredigend resultaat leidde. Voor diverse opnamen bleek het niet mogelijk een score te berekenen als gevolg van het ontbreken van macrofyten of als gevolg van het ontbreken van indicatoren. Het ontbreken van macrofyten of indicatoren kan een geheel andere oorzaak hebben dan de trofiegraad. In het bijzonder spelen hierbij de mogelijkheden voor macrofyten om zich te kunnen vestigen een rol.

De aanwezigheid van veel chlorofyl-*a* duidt op de aanwezigheid van veel nutriënten (CUWVO, 1988, STOWA, 1993b). Mede op basis van de ordinatieresultaten wordt het chlorofyl-*a* gehalte als maatstaf opgenomen.

Als abiotische maatstaf wordt de nutriëntenhuishouding gebruikt die gebaseerd is op totaalstikstof, anorganisch stikstof, orthofosfaat, totaalfosfaat en de zuurstofverzadiging. Uitgangspunt bij de constructie van deze maatstaf is de belastingsindex van Bots e.a. (1978) en STOWA (1993a). Voor de berekening van de score voor de nutriëntenhuishouding worden op basis van de concentraties per variabele punten toegekend. Deze puntentoekening wordt in tabel 11 weergegeven.

Tabel 11: Toekenning van punten aan een vijftal milieuv variabelen voor het bepalen van de nutriëntenhuishouding.

Bereik loopt van het eerste getal tot het tweede getal tenzij anders vermeld.

punten	anorganisch N (mg/l)	totaal-N (mg/l)	ortho-P (mg/l)	totaal-P (mg/l)	zuurstofverzadiging (%)
1	0.00 - 0.10	0.00 - 0.60	0.0 - 0.01	0.0 - 0.05	90 - 110
2	0.10 - 0.20	0.60 - 1.00	0.01 - 0.03	0.05 - 0.10	80 - 90 of 110 - 120
3	0.20 - 0.35	1.00 - 1.35	0.03 - 0.07	0.10 - 0.15	70 - 80 of 120 - 130
4	0.35 - 0.55	1.35 - 2.00	0.07 - 0.11	0.15 - 0.20	60 - 70 of 130 - 140
5	0.55 - 0.95	2.00 - 3.00	0.11 - 0.15	0.20 - 0.30	50 - 60 of 140 - 150
6	0.95 - 1.45	3.00 - 4.00	0.15 - 0.20	0.30 - 0.40	40 - 50 of 150 - 160
7	1.45 - 2.05	4.00 - 5.25	0.20 - 0.30	0.40 - 0.50	30 - 40 of 160 - 170
8	2.05 - 2.85	5.25 - 6.75	0.30 - 0.40	0.50 - 0.75	20 - 30 of 170 - 180
9	2.85 - 3.75	6.75 - 8.75	0.40 - 0.50	0.75 - 1.00	10 - 20 of 180 - 190
10	≥ 3.75	≥ 8.75	≥ 0.50	≥ 1.00	0 - 10 of ≥ 190

Het anorganisch stikstof is de som van nitriet + nitraatstikstof en ammoniumstikstof. Totaalstikstof is de som van nitriet + nitraatstikstof en Kjeldahlstikstof.

Uit het STOWA-materiaal blijkt dat zuurstofonderverzadiging (in de bovenste laag) in diepe gaten ook wordt aangetroffen bij hoge gehalten aan nutriënten. Zowel zuurstofonderverzadiging als zuurstofoververzadiging zullen dan ook in ogenschouw genomen moeten worden.

7.3.2 Saprobiëring

De beïnvloedingsfactor saprobiëring staat voor verrijking van het ecosysteem met organisch materiaal. De verrijking kan het gevolg zijn van exogene toevoeging of als een secundair gevolg van eutrofiëring. In het beoordelingssysteem verwijst de karakteristiek saprobie naar deze

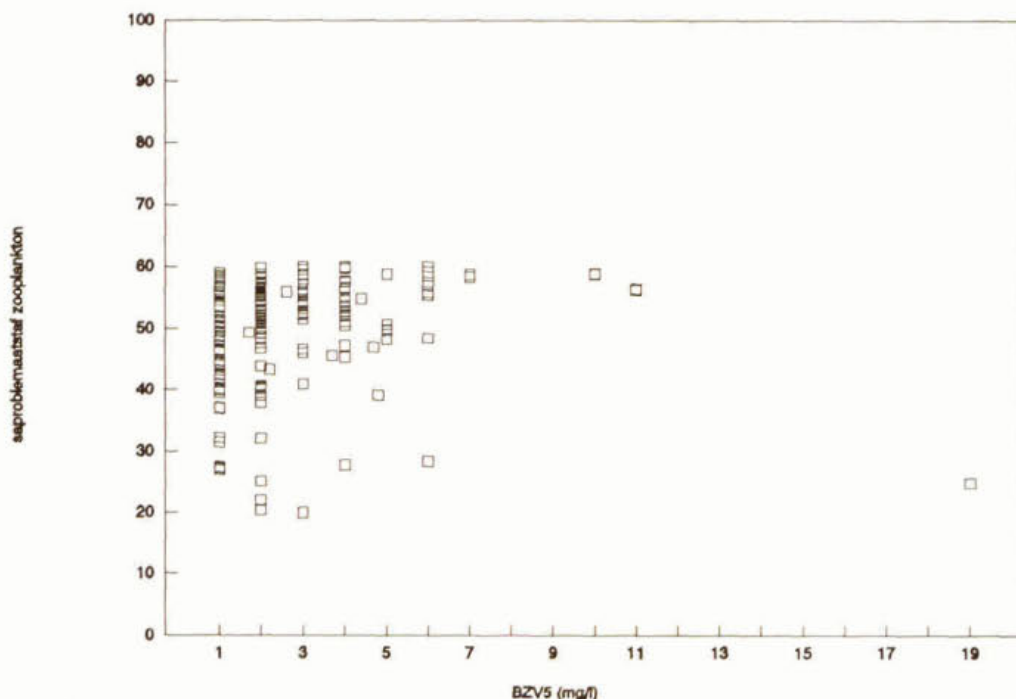
beïnvloedingsfactor. Diverse saprobiestystemen worden in het waterkwaliteitsbeheer gebruikt (Tolkamp & Gardeniers, 1988). De meeste systemen zijn echter ontwikkeld voor stromende wateren en zijn niet zonder meer toepasbaar in diepe gaten.

De zoöplanktonsoorten zijn op basis van Mauch (1976) en Streble & Krauter (1988) ingedeeld in saprobielklassen. Op verschillende manieren is gerekend met de relatieve abundanties van de indicatoren en wegingsfactoren. De berekende scores zijn steeds uitgezet tegen milieuvariabelen. In eerste instantie zijn de scores voor de saprobiemaatstaf berekend met de volgende formule:

$$score = \left[\frac{(1*(A_{oligo} + A_{oligo-b}) + 3*(A_b + A_{b-a}) + 5*(A_a + A_{a-poly})) * 100}{(A_{oligo} + A_{oligo-b} + A_b + A_{b-a} + A_a + A_{a-poly})} - 100 \right] / 4$$

- waarin: A_{oligo} = totale abundantie van oligosaprobie-indicatoren
 $A_{oligo-b}$ = totale abundantie van oligo- tot b-mesosaprobie-indicatoren
 A_b = totale abundantie van b-mesosaprobie-indicatoren
 A_{b-a} = totale abundantie van b- tot a-mesosaprobie-indicatoren
 A_a = totale abundantie van a-mesosaprobie-indicatoren
 A_{a-poly} = totale abundantie van a-meso tot polysaprobie-indicatoren

In figuur 30 wordt als voorbeeld het verband tussen de maatstafscore en BZV weergegeven voor de zoete diepe gaten. Uit de figuur blijkt dat bij een hoge waarde voor BZV de score voor de maatstaf laag is. De gevolgde rekenwijze levert dus een onbevredigend resultaat op.



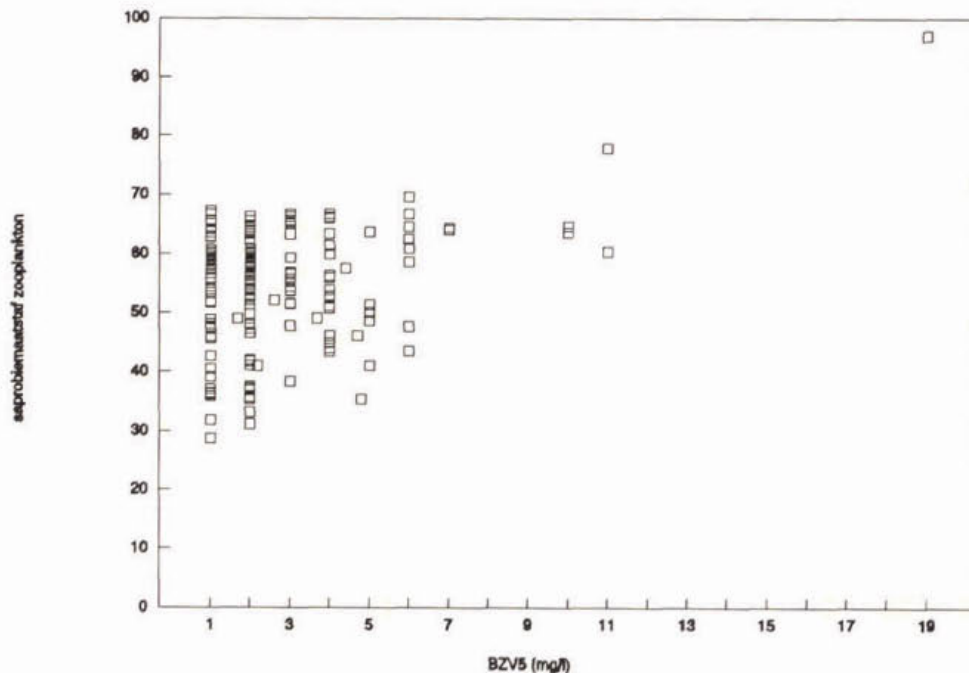
Figuur 30: Eerst berekende saprobielcores voor de zoöplanktonmonsters uit de zoete diepe gaten uitgezet tegen BZV.

Daar het resultaat niet tot tevredenheid stemt is op een andere wijze de score berekend. Daartoe is aan een gedeelte van de indicatoren andere wegingsfactoren toegekend. De nieuwe score wordt als volgt berekend:

$$score = \left[\frac{(1 * A_{oligo} + 2 * A_{oligo-b} + 3 * A_b + 4 * (A_{b-a} + A_a + A_{a-poly})) * 100}{(A_{oligo} + A_{oligo-b} + A_b + A_{b-a} + A_a + A_{a-poly})} - 100 \right] / 3$$

- waarin: A_{oligo} = totale abundantie van oligosaprobie-indicatoren
 $A_{oligo-b}$ = totale abundantie van oligo- tot b-mesosaprobie-indicatoren
 A_b = totale abundantie van b-mesosaprobie-indicatoren
 A_{b-a} = totale abundantie van b- tot a-mesosaprobie-indicatoren
 A_a = totale abundantie van a-mesosaprobie-indicatoren
 A_{a-poly} = totale abundantie van a-meso tot polysaprobie-indicatoren

Het resultaat van deze berekening is wederom uitgezet tegen diverse milieuvariabelen. Figuur 31 is hiervan een voorbeeld, waarbij de scores uitgezet zijn tegen BZV. Ten opzichte van figuur 30 valt op dat in figuur 31 hogere waarden voor BZV niet meer samengaan met een lage scores voor de saprobiemaatstaf. De relatie tussen zoöplankton en BZV wordt volgens de tweede berekeningswijze beter beschreven dan volgens de eerste berekeningswijze.



Figuur 31 Saprobiescores voor de zoöplanktonmonsters uit de zoete diepe gaten uitgezet tegen BZV.

De voornoemde formule kan vereenvoudigd worden tot:

$$score = \left[\frac{(1 * A_{oligo} + 2 * A_{oligo-b} + 3 * A_b + 4 * A_{b-poly}) * 100}{(A_{oligo} + A_{oligo-b} + A_b + A_{b-poly})} - 100 \right] / 3$$

- waarin: A_{oligo} = totale abundantie van oligosaprobie-indicatoren
 $A_{oligo-b}$ = totale abundantie van oligo- tot b-mesosaprobie-indicatoren
 A_b = totale abundantie van b-mesosaprobie-indicatoren
 A_{b-poly} = totale abundantie van b-mesosaprobie tot polysaprobie-indicatoren

De epifytische diatomeeën zijn gecodeerd als zijnde indicatief voor oligosaprobie, mesosaprobie of polysaprobie op basis van Denys (1992), Maasdam e.a. (1992) en van Dam e.a. (1994). Diverse berekeningen zijn uitgevoerd op basis van de relatieve abundanties van de indicatoren. De resultaten van de berekeningen zijn steeds in verband gebracht met milieuvariabelen. De berekening van de score volgens onderstaande formule leverde het beste resultaat.

$$score = \left[\frac{(1 * A_{oligo} + 3 * A_{meso} + 5 * A_{poly}) * 100}{(A_{oligo} + A_{meso} + A_{poly})} - 100 \right] / 4$$

waarin: A_{oligo} = totale abundantie oligosaprobie-indicatoren
 A_{meso} = totale abundantie mesosaprobie-indicatoren
 A_{poly} = totale abundantie polysaprobie-indicatoren

Als abiotische maatstaf voor de karakteristiek *saprobie* wordt de zuurstofstofhuishouding gebruikt. Deze is gebaseerd op zuurstofverzadiging, biochemisch zuurstofverbruik en ammoniumstikstof. Op basis van de concentraties worden per variabele punten toegekend volgens de richtlijnen uit het tweede IMP (tabel 12).

Tabel 12: Toekenning van punten aan een drietal milieuvariabelen voor het bepalen van de zuurstofhuishouding.

Bereik loopt van het eerste getal tot het tweede getal tenzij anders vermeld.

punten	zuurstofverzadiging (%)	BZV (mg/l)	NH4-N (mg/l)
1	90 - 110	< 3.0	< 0.5
2	70 - 90 110 - 120	3.0 - 6.0	0.5 - 1.0
3	50 - 70 120 - 130	6.0 - 9.0	1.0 - 2.0
4	30 - 50	9.0 - 15.0	2.0 - 5.0
5	< 30 en \geq 130	\geq 15.0	\geq 5.0

7.3.3 Verzilting en verzoeting

De beïnvloedingsfactor verzilting staat voor verstoring van zoete ecosystemen door verrijking met zouten. Verzoeting staat voor verstoring van brakke ecosystemen door inbreng van zoet water. In het beoordelingssysteem wordt door de karakteristiek *brakkarakter* hiernaar verwezen.

Eén abiotische en twee biotische maatstaven worden gebruikt om de karakteristiek te kwantificeren.

Het zoöplankton is gecodeerd als indicator voor zoet, zoet-brak of brakwater op basis van Remane & Schlieper (1958), Leentvaar (1978), Revis & Bakker (1988), Jeppesen e.a. (1994), Bakker e.a. (1988), Kiefer (1973) en Donner (1973). Op basis van relatieve abundanties van de verschillende indicatoren plus een wegingsfactor wordt deze biotische maatstaf berekend volgens de volgende formule:

$$score = \left[\frac{(1 * A_{zoet} + 3 * A_{zoet-brak} + 5 * A_{brak}) * 100}{(A_{zoet} + A_{zoet-brak} + A_{brak})} - 100 \right] / 4$$

waarin: A_{zoet} = totale abundantie van zoetwater-indicatoren
 $A_{zoet-brak}$ = totale abundantie van zoet-brak water-indicatoren
 A_{brak} = totale abundantie van brakwater-indicatoren

Voor de diatomeeën zijn de soorten op de zelfde wijze gecodeerd als het zoöplankton. De berekeningswijze tevens identiek aan die van het zoöplankton.

Als abiotische maatstaf wordt het chloridegehalte gebruikt. Deze maatstaf wordt aangeduid met de term chloriniteit.

7.3.4 Verzuring en alkalisering

De beïnvloedingsfactor verzuring staat voor verstoring van de oorspronkelijke alkaliniteit door verrijking met H^+ -ionen. Alkalisering staat voor verstoring door verrijking met OH^- -ionen. De karakteristiek *zuurkarakter* verwijst naar deze beïnvloedingsfactoren. Twee biotische maatstaven worden gehanteerd om deze karakteristiek te kwantificeren, namelijk zoöplankton en diatomeeën. Het berekenen van de waarde voor de maatstaven is voor het zoöplankton en diatomeeën gelijk en wordt als volgt uitgevoerd. De abundanties van de indicatoren worden gesommeerd en gedeeld door de gesommeerde abundanties van alle soorten die bij de berekening betrokken worden. Het resulterende getal wordt vervolgens vermenigvuldigd met 100. Hoe hoger de waarde des te sterker de levensgemeenschap beïnvloed wordt. Het bereik ligt zo tussen 0 en 100. In formulevorm ziet de berekening er als volgt uit:

$$score = \frac{A_{zuur}}{(A_{nietzuur} + A_{zuur})} * 100$$

waarin: A_{zuur} = totale abundantie van zuurwater-indicatoren
 $A_{niet\ zuur}$ = totale abundantie niet zuurwater-indicatoren

Als abiotische maatstaf wordt de zuurgraad (pH) gehanteerd.

7.3.5 Inrichting

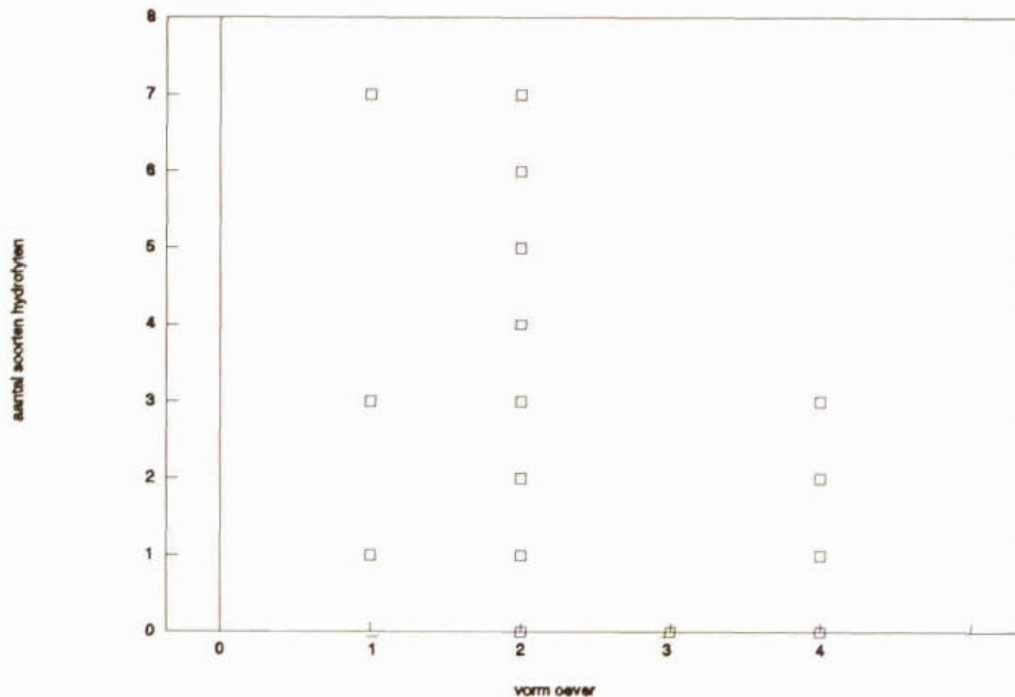
De beïnvloedingsfactor inrichting heeft betrekking op de factoren die ingrijpen op de ruimtelijke structuur van het ecosysteem. In het beoordelingssysteem verwijst de karakteristiek *habitatdiversiteit* hiernaar.

Diepe gaten met een flauw aflopende onderwaterbodem in de oeverzone bieden ruimere mogelijkheden voor de vestiging van waterplanten dan diepe gaten met een steil aflopende bodem. De aanwezigheid van macrofyten is van belang voor het voorkomen en de ontwikkeling van andere organismen, met name vissen, macrofauna en zoöplankton.

Voor de macrofyten zijn in het STOWA-bestand relaties gevonden tussen het aantal soorten en de abundanties van hydro- en helofyten en de milieuv variabelen vorm en aard van de oever, alsmede oeverprofiel. Figuur 32 geeft hiervan een voorbeeld voor het aantal soorten hydrofyten en de

vorm van de oever. Voor de gaten blijkt het zo te zijn dat des te zwakker de oever afloopt des te meer soorten worden aangetroffen en des te hoger de abundanties zijn. Om de karakteristiek *habitatdiversiteit* te kwantificeren blijken vier maatstaven gehanteerd op basis van macrofyten te voldoen, te weten rijkdom hydrofyten, abundantie hydrofyten, rijkdom helofyten en abundantie helofyten.

Het onderwatertalud is mede van invloed op de mogelijkheid voor macrofyten om zich te vestigen. Een diep gat met een steil onderwatertalud biedt minder mogelijkheden voor de macrofyten dan een diep gat met een zwak aflopende oever. In het beoordelingssysteem wordt als abiotische maatstaf de gemiddelde hellingshoek van de littorale onderwaterbodem gebruikt.



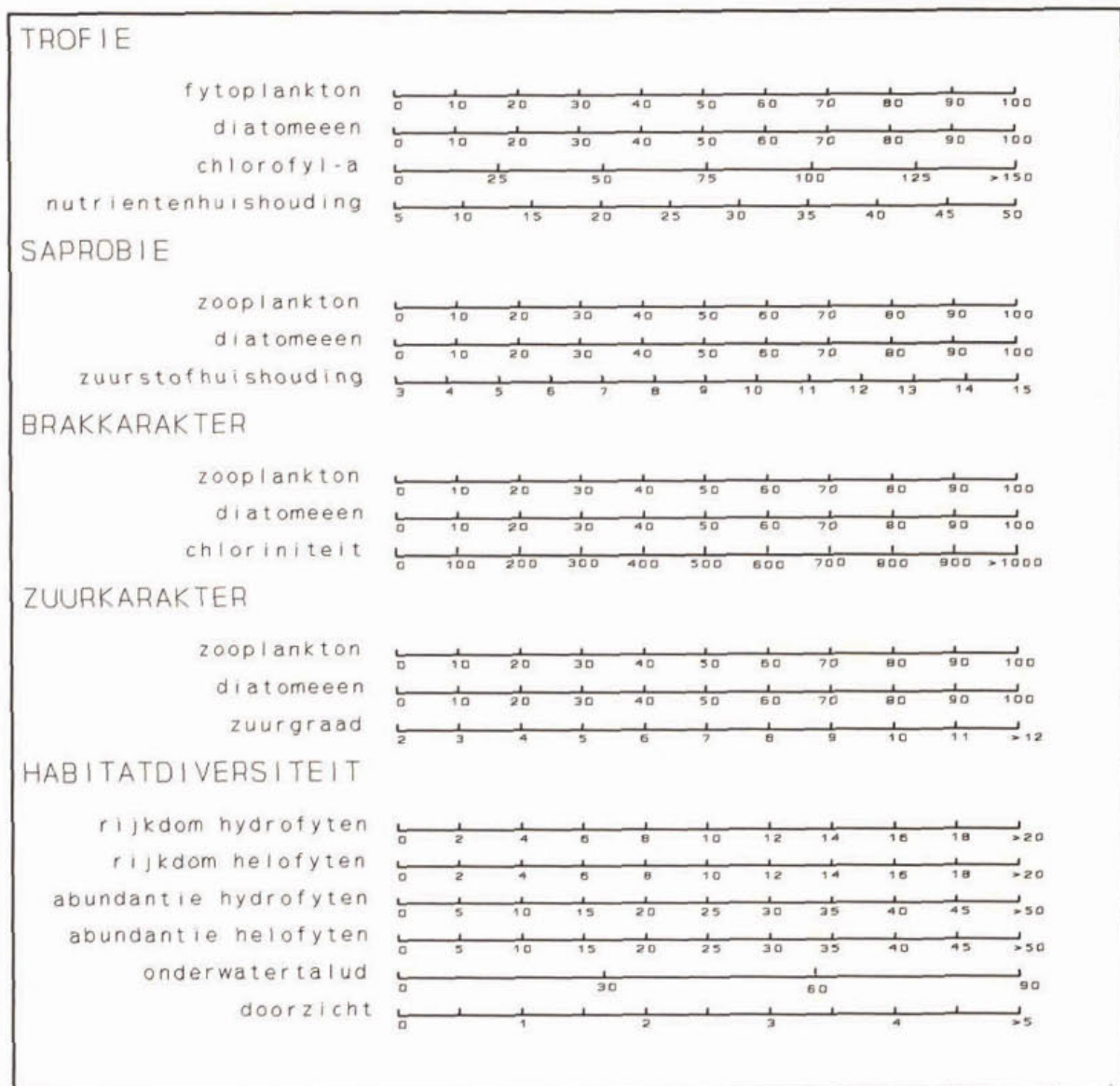
Figuur 32: Soortenrijkdom van de hydrofyten uitgezet tegen de vorm van de oever.

- legenda: 1 = holle oever / overhangend
 2 = schuine oever
 3 = beschoeiing
 4 = onregelmatig

De helderheid van het water bepaalt mede het voorkomen en de ontwikkeling van de levensgemeenschap. Troebel water, waarbij weinig licht doordringt in de waterkolom, biedt minder kansen voor hydrofyten en fytoplankton om zich te ontwikkelen dan helder water. In het systeem wordt doorzicht (Secchi-schijf diepte) als abiotische maatstaf opgenomen.

7.4 De maatlat

De maatlat bestaat uit alle maatstaven gegroepeerd per karakteristiek en wordt grafisch weergegeven (figuur 33). Op de maatlat zijn de biotische maatstaven zo georganiseerd dat het verloop van links naar rechts overeenkomt met het verloop van laag naar hoog.



Figuur 33: De maatlat.

Voor de uiteindelijke beoordeling worden na alle berekeningen de resultaten op de maatlat ingetekend. Een aantal maatstaven levert niet voor alle typologische varianten relevante informatie op. In die gevallen is het niet nodig de maatstaf uit te rekenen. Tabel 13 geeft per typologische variant een overzicht van de te bepalen maatstaven.

Tabel 13: Overzicht van de maatstaven die per typologische variant bepaald kunnen worden.
 grijs : maatstaf wel bepalen
 wit : maatstaf niet bepalen

karakteristiek	maatstaf	typologische variant		
		brak	zoet	zuur
<i>trofie</i>	trofie fytoplankton			
	trofie diatomeeën			
	chlorofyl- <i>a</i>			
	nutriëntenhuishouding			
<i>saprobie</i>	saprobie zoöplankton			
	saprobie diatomeeën			
	zuurstofhuishouding			
<i>brak</i> karakter	brak zoöplankton			
	brak diatomeeën			
	chloriniteit			
<i>zuur</i> karakter	zuur zoöplankton			
	zuur diatomeeën			
	zuurgraad			
<i>habitat</i> diversiteit	rijkdom hydrofyten			
	rijkdom helofyten			
	abundantie hydrofyten			
	abundantie helofyten			
	onderwatertalud			
	doorzicht			

8 INVULLING VAN DE ECOLOGISCHE KLASSEN EN KWALITEITSNIVEAUS

8.1 Methode

Zoals in de inleiding (§ 1.1) beschreven, schetst het tweede IMP-Water een kader voor het formuleren van de normdoelstellingen. Dit kader bestaat uit een stelsel van drie ecologische niveaus, te weten laagste, middelste en hoogste niveau. Nadere invulling hiervan vindt plaats door de ontwikkelde maatlat te verdelen in de niveaus van de ecologisch doelstellingen.

Voor de meeste beïnvloedingsfactoren geldt dat de intensiteit van de beïnvloeding gerelateerd is aan opeenvolgende stadia van aantasting van het aquatische ecosysteem. Zo leidt bijvoorbeeld een hoge mate van beïnvloeding door eutrofiëring tot een levensgemeenschap die ver af staat van die van de 'ideale' situatie, terwijl bij een geringe beïnvloeding de levensgemeenschap daar veel op lijkt.

Voor alle beïnvloedingsfactoren worden de maatstaven verdeeld in een drietal ecologische klassen. De klassen die gehanteerd worden zijn klasse 3, klasse 2 en klasse 1, die in deze volgorde parallel lopen met opeenvolgende stadia van aantasting.

Voor de biotische maatstaven wordt voor de afbakening van de klassen gebruik gemaakt van veranderingen die in de levensgemeenschap optreden wanneer de gehele beïnvloedingsreeks wordt doorlopen. Een drietal groepen van soorten wordt onderscheiden. Tolerante soorten zijn organismen die goed bestand zijn tegen (een bepaalde vorm van) menselijke beïnvloeding. Algemene soorten zijn soorten die onder normale omstandigheden doorgaans worden aangetroffen. Veelal zijn het soorten met een redelijk brede ecologische amplitude, waardoor deze soorten zich kunnen handhaven bij enigermate van menselijke beïnvloeding. Specifieke soorten zijn organismen die bijzonder of zeldzaam zijn en die slecht bestand zijn tegen de effecten van menselijke beïnvloedingen.

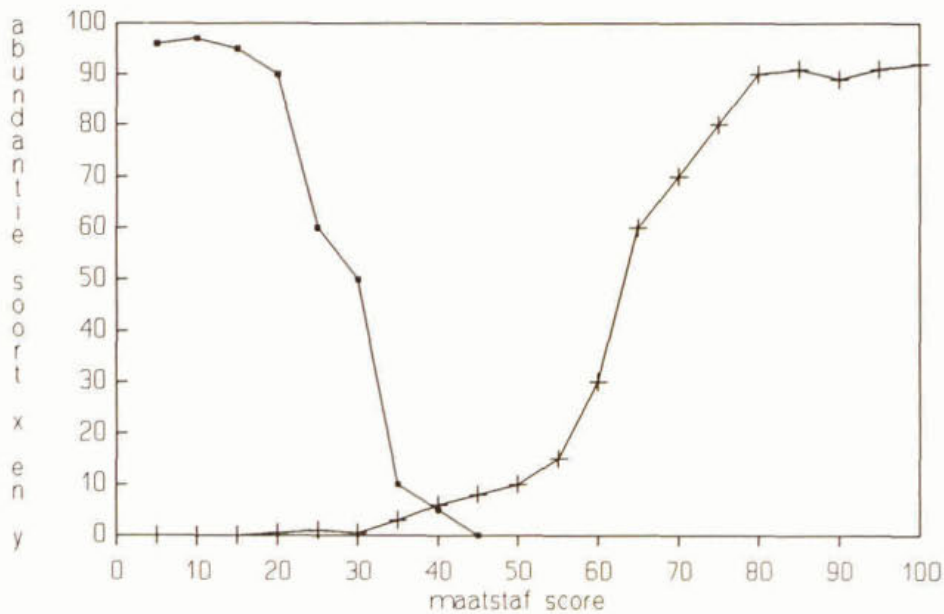
De veranderingen die optreden hebben betrekking op zowel verschuivingen in soortensamenstelling als op verschuivingen in abundantie van soorten. Deze veranderingen kunnen in algemene termen als volgt omschreven worden.

Dicht bij de 'ideale' situatie bestaat de levensgemeenschap uit specifieke soorten naast vrij algemene soorten. Tolerante soorten zijn afwezig of komen slechts in zeer kleine aantallen voor. Wat verder van de 'ideale' situatie af worden de tolerante soorten ook aangetroffen, maar de levensgemeenschap wordt niet door deze soorten gedomineerd. Algemene soorten maken het grootste deel uit van de levensgemeenschap. Veraf van de 'ideale' situatie wordt de levensgemeenschap gedomineerd door slechts enkele, zeer tolerante, soorten, die soms in zeer grote aantallen aanwezig zijn. Algemene soorten ontbreken nagenoeg of komen slechts in kleine aantallen voor.

De ecologische klasse 3 wordt gedefinieerd als de toestand waar naast algemene soorten ook bijzondere en zeldzamere soorten aanwezig zijn. Klasse 2 wordt gedefinieerd als de toestand waar de levensgemeenschap gedomineerd wordt door algemene soorten en klasse 1 als de toestand waarin tolerante soorten dominant zijn.

De wijze waarop de grenzen tussen de verschillende kwaliteitsklassen worden opgesteld, wordt geïllustreerd aan de hand van de figuur 34. In deze figuur zijn fictieve procentuele abundanties van twee soorten (x en y) uitgezet tegen de scores voor een bepaalde maatstaf. Soort x is een bijzondere soort en soort y een tolerante soort. Alle monsters waarin deze soorten voorkomen worden weergegeven in de figuur. Soort x wordt alleen in hoge abundanties aangetroffen bij lage scores voor de maatstaf. Het optimum (= de hogere abundanties) van de bijzondere soort ligt bij lage scores, in dit geval ligt bij een score van 0 tot 20. Soort y wordt alleen in hoge abundanties aangetroffen bij hoge scores op de maatstaf. Het optimum van deze tolerante soort ligt bij hoge

scores, in dit geval bij een score van 80 tot 100. Voor iedere maatstaf is nagegaan hoe de abundanties van alle soorten verloopt over de maatstaf.



Figuur 34: Abundanties van twee fictieve soorten zijn uitgezet tegen een maatstafscore.

■ = de relatieve abundantie van de bijzonder soort x

+ = de relatieve abundantie van de tolerante soort y

Het criterium voor de grens tussen klasse 3 en 2 is de aanwezigheid van bijzondere en zeldzamere soorten en de afwezigheid van tolerante soorten. De grens tussen klasse 3 en 2 ligt daar waar, startend vanuit de 'ideale' situatie, geen zeldzame en bijzondere soorten meer worden aangetroffen of waar voor het eerst tolerante soorten worden aangetroffen met een relatieve abundantie van meer dan 1%. Voor het voorbeeld uit figuur 34 betekent dit dat de grens tussen klasse 3 en 2 komt te liggen bij een score van 30.

Het criterium voor de grens tussen klasse 2 en 1 is het al dan niet dominant zijn van de tolerante soorten. Wanneer geen zeldzame of bijzondere soorten worden aangetroffen en niet meer dan twee algemene soorten worden aangetroffen, dan wordt de levensgemeenschap beschouwd als zijnde gedomineerd door de tolerante soorten. De grens tussen klasse 2 en klasse 1 wordt op de maatstaf daar gelegd waar, startend vanuit de 'ideale' situatie, de tolerante soorten hun optimum hebben liggen. Voor de fictieve maatstaf weergegeven in figuur 34 betekent dit dat de grens tussen klasse 2 en 1 ligt bij een score van 80.

Het vaststellen van de diverse grenzen is uitgevoerd per typologische variant en per maatstaf. Het resultaat wordt grafisch gepresenteerd op zogenaamde toetsingskaarten. Voor elk van de drie typologische varianten wordt een toetsingskaart gemaakt, die qua vorm gelijk is aan de maatlat. Het bereik van de maatstaven is echter verdeeld in drie ecologische klassen.

Aan de hand van de maatstaven voor de beïnvloedingsfactor 'eutrofiëring' wordt het principe van de afbakening van de ecologische klassen in detail besproken. De afbakening van de klassen voor de overige maatstaven wordt alleen in detail besproken indien dit op een afwijkende manier is gebeurd.

8.2 De ecologische klassen voor de maatstaven

8.2.1 Eutrofiëring

In tabel 14 wordt een overzicht gegeven van het optimum van een aantal fytoplanktonsoorten op de trofiemaatstaf, zoals dat in het STOWA-bestand aanwezig is.

Tabel 14: Overzicht van het bereik van het optimum van een aantal fytoplanktonsoorten uit het STOWA-bestand op de trofiemaatstaf.

indicatie	soort	typologische variant		
		brak	zoet	zuur
oligotrofie	<i>Carteria</i> sp		10-30	
	<i>Chrysococcus</i> sp		10-30	30-50
	<i>Dinobryon</i> sp		0-40	
	<i>Mallomonas</i> sp		0-40	
mesotrofie	<i>Asterionella formosa</i>		40-60	
	<i>Coscinodiscus</i> sp		50-65	
	<i>Cyclostephanos dubius</i>		70-80	
	<i>Cyclotella</i> sp		40-70	
	<i>Melosira</i> sp	50-60	40-70	50-75
	<i>Stephanodiscus</i> sp	30-60	40-60	
	<i>Trachelmonas</i> sp		30-60	65-75
eutrofie	<i>Actinastrum</i> sp		75 - 100	
	<i>Ankyra</i> sp	90 - 100	80 - 100	
	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		80 - 100	
	<i>Aphanocapsa</i> sp		80 - 100	
	<i>Chroococcus</i> sp	95 - 100	75 - 100	
	<i>Coelastrum</i> sp		80 - 100	
	<i>Crucigenia tetrapedia</i>		75 - 100	
	<i>Crucigeniella rectangularis</i>		80 - 100	
	<i>Dactylococcopsis</i> sp	95 - 100		
	<i>Dictosphaerium</i> sp		75 - 100	
	<i>Lyngbya limnetica</i>	90 - 100	75 - 100	
	<i>Merismopedia tenuissima</i>		90 - 100	
	<i>Micractinium pusillum</i>		75 - 85	
	<i>Microcystis</i> sp	90 - 100	90 - 100	
	<i>Monoraphidium</i> sp	90 - 100		
	<i>Oocystis</i> sp		90 - 100	
	<i>Oscillatoria</i> sp	90 - 100	95 - 100	95 - 100
	<i>Pediastrum boryanum</i>		75 - 90	
	<i>Phormidium</i> sp		90 - 100	
	<i>Scenedesmus</i> sp	90 - 100	75 - 90	
	<i>Schroederia</i> sp			95 - 100
<i>Tetraedron caudatum</i>		75 - 100		
<i>Tetraedron triangulare</i>		80 - 100		

Het bereik van de klassen worden bepaald aan de hand van de optima van de oligotrofe, mesotrofe en eutrofe soorten. De grens tussen klasse 2 en 1 ligt bij die score, waar het optimum van de

tolerante soorten begint en vanaf waar geen oligotrofe soorten meer worden aangetroffen. Uit tabel 14 blijkt dat het optimum van de eutrofië-indicatoren voor de zoete wateren ligt bij 75. De grens tussen klasse 3 en 2 ligt bij die score waar het optimum van de mesotrofe soorten begint en het optimum van de oligotrofe soorten eindigt. Voor de zoete gaten komt dit overeen met een score van 40.

Het aantal monsters uit de brakke en zure gaten is beperkt. Daarom worden de grenzen voor deze varianten gebaseerd op slechts een klein aantal waarnemingen waarbij de resultaten van de zoete variant betrokken worden.

In tabel 15 wordt het optimum gegeven van een aantal epifytische diatomeeën op de trofië-maatstaf, zoals dat in het STOWA-bestand aanwezig is. Klasse 1 omvat dat deel van de maatstaf waar de tolerante soorten hun optimum hebben en waar de oligotrofië-indicatoren (nagenoeg) ontbreken. Uit tabel 15 volgt dat voor de zoete gaten dit neer komt op het bereik lopend van 70 tot en met 100. Klasse 2 omvat het deel van de maatstaf waar de mesotrofië-indicatoren hun optimum hebben. Voor de zoete gaten komt dit neer op een bereik van 55 tot 70. Klasse 3 omvat dan het bereik van 0 tot 55.

Tabel 15: Overzicht van het bereik van het optimum van een aantal diatomeeënsoorten uit het STOWA-bestand op de trofiëmaatstaf.

indicatie	soort	typologische variant		
		brak	zoet	zuur
oligotrofië	<i>Cymbella minuta</i>		0-65	
	<i>Tabellaria fenestrata</i>		0-70	
	<i>Achnanthes marginulata</i>			0-5
mesotrofië	<i>Amphipleura pellucida</i>		50-70	
	<i>Cymbella cistula</i>	65-90		
	<i>Cymbella helvetica</i>	70-90	58-85	
	<i>Diatoma elongatum</i>		50-90	
	<i>Epithemia adnata</i>	70-90		
	<i>Fragilaria capucina</i>	50-90	50-80	
	<i>Fragilaria construens</i>	70-95	60-90	
	<i>Gomphonema angustum</i>	25-95		
	<i>Gomphonema parvulum</i>	65-75	55-90	
	<i>Nitzschia dissipata</i>	60-90	55-90	
	<i>Nitzschia paleacea</i>	80-90		
	<i>Synedra acus</i>		50-80	
eutrofië	<i>Cocconeis placentula</i>	90 - 100	65 - 100	> 15
	<i>Amphora lybica</i>		70 - 100	
	<i>Amphora montana</i>		70 - 100	
	<i>Amphora veneta</i>		68 - 95	
	<i>Fragilaria crotenensis</i>		70 - 95	
	<i>Navicula capitatoradiata</i>		80 - 95	
	<i>Navicula veneta</i>		80 - 100	
	<i>Nitzschia frustulum</i>	90 - 100		
	<i>Nitzschia palea</i>	65 - 100	70 - 100	
	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	90 - 100	70 - 100	
	<i>Synedra pulchella</i>		60 - 100	
	<i>Epithemia sorex</i>	90 - 100		

Voor het stellen van de grenzen voor de maatstaf chlorofyl-*a* is uitgegaan van de grenzen zoals die vastgesteld zijn in het STOWA-rapport Meren en Plassen (1993b), Harper (1992) en IWACO (1994). Deze grenzen zijn getoetst en aangepast aan het STOWA-materiaal voor diepe gaten.

Voor het afbakenen van de grenzen voor de abiotische maatstaf nutriëntenhuishouding is eveneens gebruik gemaakt van de diverse biotische indicatoren. In tabel 16 wordt als voorbeeld voor het optimum op de trofiemaatstaf voor een aantal fytoplanktonsoorten gegeven.

Tabel 16: Overzicht van het bereik van het optimum van een aantal fytoplanktonsoorten uit het STOWA-bestand op de abiotische trofiemaatstaf.

Aangegeven wordt het bereik op de maatstaf waar de abundantie van de betreffende soort het hoogst is.

indicatie	soort	typologische variant		
		brak	zoet	zuur
oligotrofie	Cosmarium sp		15-25	
	Cryptomonadaceae			7-10
	Dinobryon sp		5-13	
	Mallomonas sp		7-15	
mesotrofie	Asterionella formosa		8-20	
	Cyclostephanos dubius		14-30	
	Melosira sp			7-10
	Stephanodiscus sp		15-25	
	Trachelomonas sp			7-9
eutrofie	Coelastrum sp		15 - 25	
	Crucigenia quadrata			
	Crucigeniella rectangularis		15 - 25	
	Diplochlois lunata	15 - 26	15 - 36	
	Gomphosphaeria sp	13 - 20		
	Microcystis sp		18 - 34	
	Oocystis sp		18 - 34	
	Oscillatoria sp	13 - 24		9 - 11
	Pediastrum boryanum		25 - 34	
	Scenedesmus sp		18 - 36	9 - 12
	Siderocelis kolkwitzii		23 - 26	
	Tetrastrum sp	14 - 26		

Voorde zoete gaten blijkt het optimum voor de eutrofie-indicatoren te liggen bij een score van 18 of meer. Voor de mesotrofie-indicatoren begint het optimum vanaf 8, terwijl dat voor de oligotrofie-indicatoren begint vanaf 5. Op grond van alleen het fytoplankton zou bijvoorbeeld voor de zure gaten klasse 1 lopen van 9 tot 50.

Tabel 17 geeft een overzicht van de resultaten van de afbakening van de ecologisch klassen voor de maatstaven van de karakteristiek *trofie*.

Tabel 17: Getalsmatige afbakening van de ecologische klassen voor de maatstaven van de karakteristiek trofie.

Het bereik loopt van het eerste getal tot en met het tweede getal.

ecologische klasse	typologische variant		
	brak	zoet	zuur
fytoplankton			
klasse 1	90 - 100	80 - 100	95 - 100
klasse 2	40 - 90	40 - 80	50 - 95
klasse 3	0 - 40	0 - 40	0 - 50
diatomeeën			
klasse 1	90 - 100	70 - 100	15 - 100
klasse 2	70 - 90	55 - 70	5 - 15
klasse 3	0 - 70	0 - 55	0 - 5
chlorofyl- <i>a</i>			
klasse 1	> 40	> 40	> 20
klasse 2	20 - 40	15 - 40	10 - 20
klasse 3	< 20	< 15	< 10
nutriëntenhuishouding			
klasse 1	25 - 50	15 - 50	10 - 50
klasse 2	13 - 25	8 - 15	7 - 10
klasse 3	5 - 13	5 - 8	5 - 7

8.2.2 Saprobiëring

De getalsmatige afgrenzing van de ecologische klassen voor de karakteristiek *saprobie* is op een vergelijkbare wijze uitgevoerd als voor de karakteristiek *trofie*. De resultaten worden weergegeven in tabel 18.

Tabel 18: Getalsmatige afbakening van de ecologische klassen voor de maatstaven van de karakteristiek saprobie.

Het bereik loopt van het eerste getal tot en met het tweede getal.

ecologische klasse	typologische variant		
	brak	zoet	zuur
saprobie zoöplankton			
klasse 1	70 - 100	70 - 100	70 - 100
klasse 2	50 - 70	50 - 70	50 - 70
klasse 3	0 - 50	0 - 50	0 - 50
saprobie diatomeeën			
klasse 1	70 - 100	60 - 100	10 - 100
klasse 2	50 - 70	30 - 60	5 - 10
klasse 3	0 - 50	0 - 30	0 - 5
zuurstofhuishouding			
klasse 1	8 - 15	8 - 15	8 - 15
klasse 2	5 - 8	5 - 8	5 - 8
klasse 3	3 - 5	3 - 5	3 - 5

8.2.3 Verzilting en verzoeting

Voor de afbakening van de ecologische klassen voor de biotische maatstaven voor de karakteristiek *brak* karakter is op eenzelfde wijze te werk gegaan als beschreven is bij het fytoplankton voor de karakteristiek *trofie*.

Voor de zure gaten leveren de maatstaven van deze karakteristiek geen relevante informatie op, zodat voor deze variant deze maatstaven bij de beoordeling buiten beschouwing gelaten worden.

Voor de abiotische maatstaf chloriniteit is als uitgangspunt genomen dat klasse 3 overeenkomt met het bereik van het chloridegehalte zoals dat gedefinieerd is in het typologisch raamwerk, uitgezonderd voor de zure gaten. Dit betekent voor de zoete gaten dat de grens tussen klasse 3 en 2 ligt bij 300 mg/l en klasse 3 het bereik van 0 tot 300 mg/l omvat. Voor de brakke variant komt klasse 3 overeen met een gehalte van 300 mg/l of meer.

De grens tussen klasse 2 en 1 voor de zoete gaten is gesteld op 300 tot 500 mg/l, en klasse 1 komt overeen met een chloridegehalte van 500 mg/l of meer. Voor de brakke variant loopt het bereik van klasse 2 van 200 tot 300 mg/l, en van klasse 1 van 0 tot 200 mg/l.

In tabel 19 worden de grenzen van de ecologische klassen voor de maatstaven van de karakteristiek *brak* karakter voor de typologische varianten samengevat.

Tabel 19: Getalsmatige afbakening van de ecologische klassen voor de maatstaven van de karakteristiek *brak* karakter.

Het bereik loopt van het eerste getal tot en met het tweede getal.

ecologische klasse	typologische variant		
	brak	zoet	zuur
zoöplankton			
klasse 1	0 - 40	70 - 100	n.v.t
klasse 2	40 - 60	35 - 70	n.v.t
klasse 3	60 - 100	0 - 35	n.v.t
diatomeeën			
klasse 1	0 - 10	40 - 100	n.v.t
klasse 2	10 - 40	10 - 40	n.v.t
klasse 3	40 - 100	0 - 10	n.v.t
chloriniteit			
klasse 1	< 200	> 500	n.v.t
klasse 2	200 - 300	300 - 500	n.v.t
klasse 3	> 300	0 - 300	n.v.t

8.2.4 Verzuring en alkalisering

In de brakke gaten spelen de maatstaven voor verzuring/alkalisering een zeer ondergeschikte rol en worden dan ook buiten beschouwing gelaten.

Voor de afbakening van de ecologische klassen voor de biotische maatstaven voor de karakteristiek *zuur* karakter is op eenzelfde manier te werk gegaan als beschreven is bij eutrofiëring.

Voor de afbakening van de abiotisch maatstaf zuurgraad wordt uitgegaan van de beschrijvingen van de 'ideale' situatie. De resultaten van de getalsmatige afbakening worden weergegeven in tabel 20.

Tabel 20: Getalsmatige afbakening van de ecologische klassen voor de maatstaven van de karakteristiek zuurkarakter.

Het bereik loopt van het eerste getal tot en met het tweede getal.

ecologische klasse	typologische variant		
	brak	zoet	zuur
zoöplankton			
klasse 1	n.v.t.	> 50	0 - 30
klasse 2	n.v.t.	20 - 50	30 - 60
klasse 3	n.v.t.	0 - 20	> 60
diatomeeën			
klasse 1	n.v.t.	20 - 100	0 - 10
klasse 2	n.v.t.	5 - 20	10 - 60
klasse 3	n.v.t.	0 - 5	60 - 100
zuurgraad			
klasse 1	n.v.t.	< 5 > 9	> 6,5
klasse 2	n.v.t.	5 - 6 8,5 - 9	5 - 6,5 < 3,5
klasse 3	n.v.t.	6 - 8,5	3,5 - 5

8.2.5 Inrichting

Voor het afgrenzen van de klassen voor de biotische maatstaven voor de habitatdiversiteit kan niet op éénzelfde wijze te werk gegaan worden als bij eutrofiëring. In tabel 21 zijn de maximaal in het STOWA-materiaal aangetroffen aantal soorten en abundanties van de hydro- en helofyten per typologische variant weergegeven.

Tabel 21: Maximaal aantal soorten en maximale abundantie binnen het STOWA-materiaal voor de hydro- en helofyten uitgesplitst naar typologische variant.

	typologische variant		
	brak	zoet	zuur
hydrofyten			
aantal soorten	4	7	3
abundantie	19	29	12
helofyten			
aantal soorten	11	15	8
abundantie	31	48	27

Voor het vaststellen van de grenzen voor de biotische maatstaven zijn gegevens uit de literatuur (o.a. RWS, 1989; de Lange & de Ruiters, 1977; Cuppen, 1977; STOWA, 1993, 1994) afgezet tegen die uit tabel 21. Op grond hiervan is tot de klassegrenzen gekomen zoals weergegeven in tabel 22. Voor het afbakenen van de grenzen voor het onderwatertalud en doorzicht (in meters) is gebruikt gemaakt van literatuurgegevens (tabel 22).

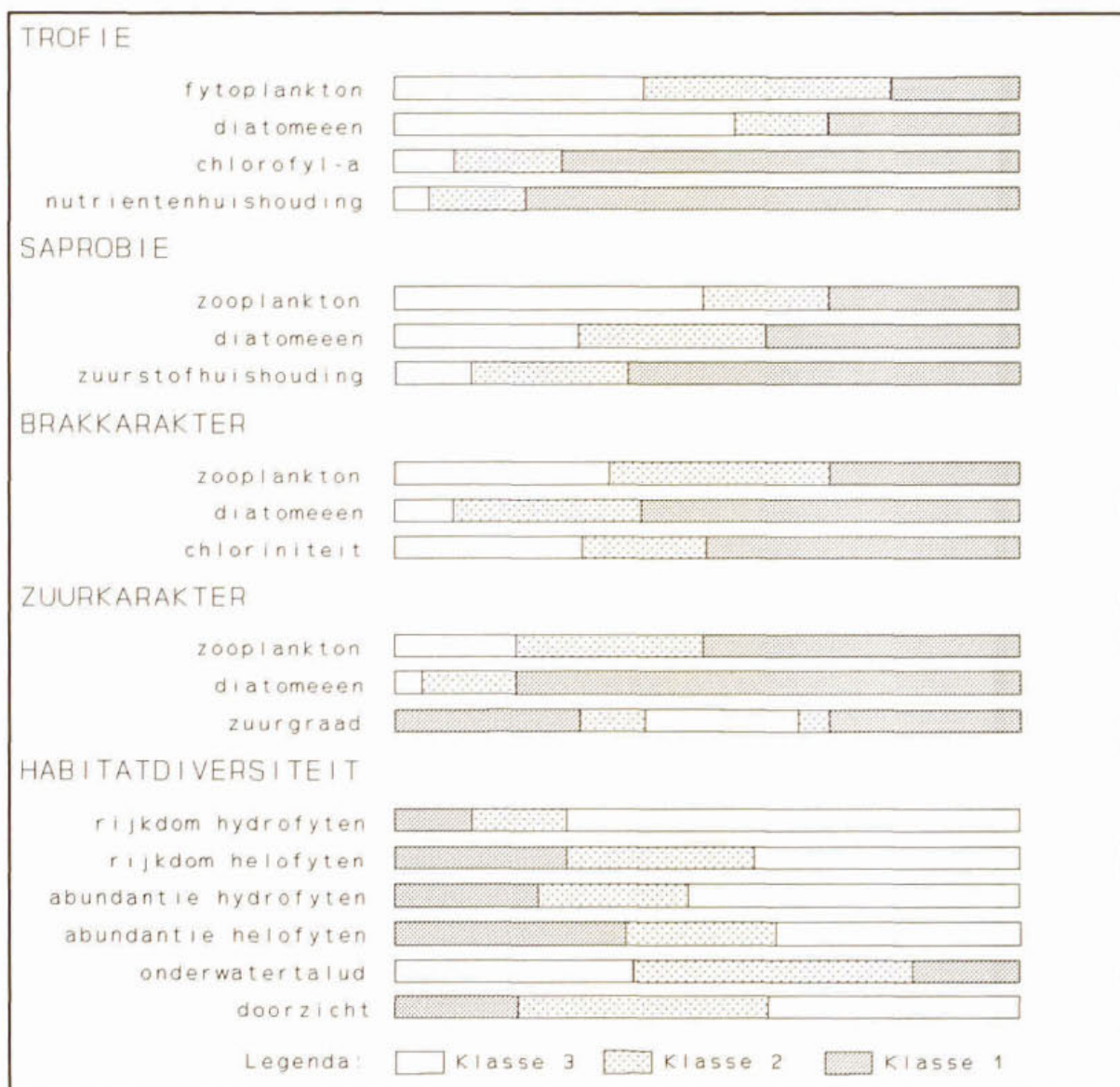
Tabel 22: Getalsmatige afbakening van de ecologische klassen voor de maatstaven van de karakteristiek *habitatdiversiteit*.

Het bereik loopt van het eerste getal tot en met het tweede getal.

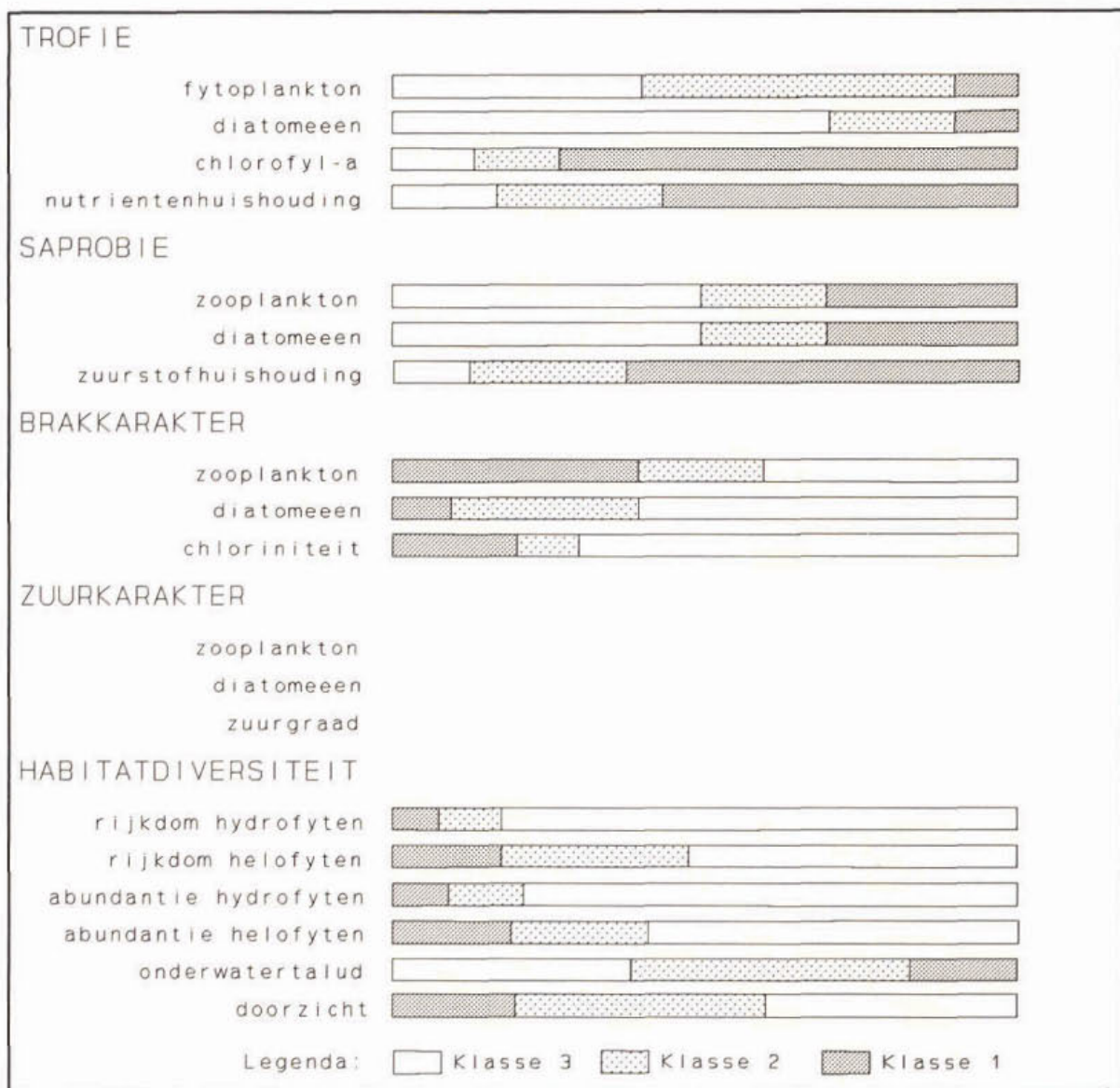
ecologische klasse	typologische variant		
	brak	zoet	zuur
rijkdom hydrofyten			
klasse 1	0 - 1	0 - 2	0
klasse 2	2 - 3	3 - 5	1
klasse 3	≥ 4	≥ 6	≥ 2
rijkdom helofyten			
klasse 1	0 - 3	0 - 5	0 - 1
klasse 2	4 - 9	6 - 11	2 - 4
klasse 3	≥ 10	≥ 12	≥ 5
abundantie hydrofyten			
klasse 1	0 - 4	0 - 11	0 - 2
klasse 2	5 - 10	12 - 23	3 - 7
klasse 3	≥ 11	≥ 24	≥ 8
abundantie helofyten			
klasse 1	0 - 9	0 - 18	0 - 4
klasse 2	10 - 20	19 - 30	5 - 10
klasse 3	≥ 21	≥ 31	≥ 11
onderwatertalud			
klasse 1	75° - 90°	75° - 90°	75° - 90°
klasse 2	35° - 75°	35° - 75°	35° - 75°
klasse 3	0° - 35°	0° - 35°	0° - 35°
doorzicht (m)			
klasse 1	< 1	< 1	< 1
klasse 2	1 - 3	1 - 3	1 - 3
klasse 3	≥ 3	≥ 3	≥ 3

8.3 Toetsingskaarten

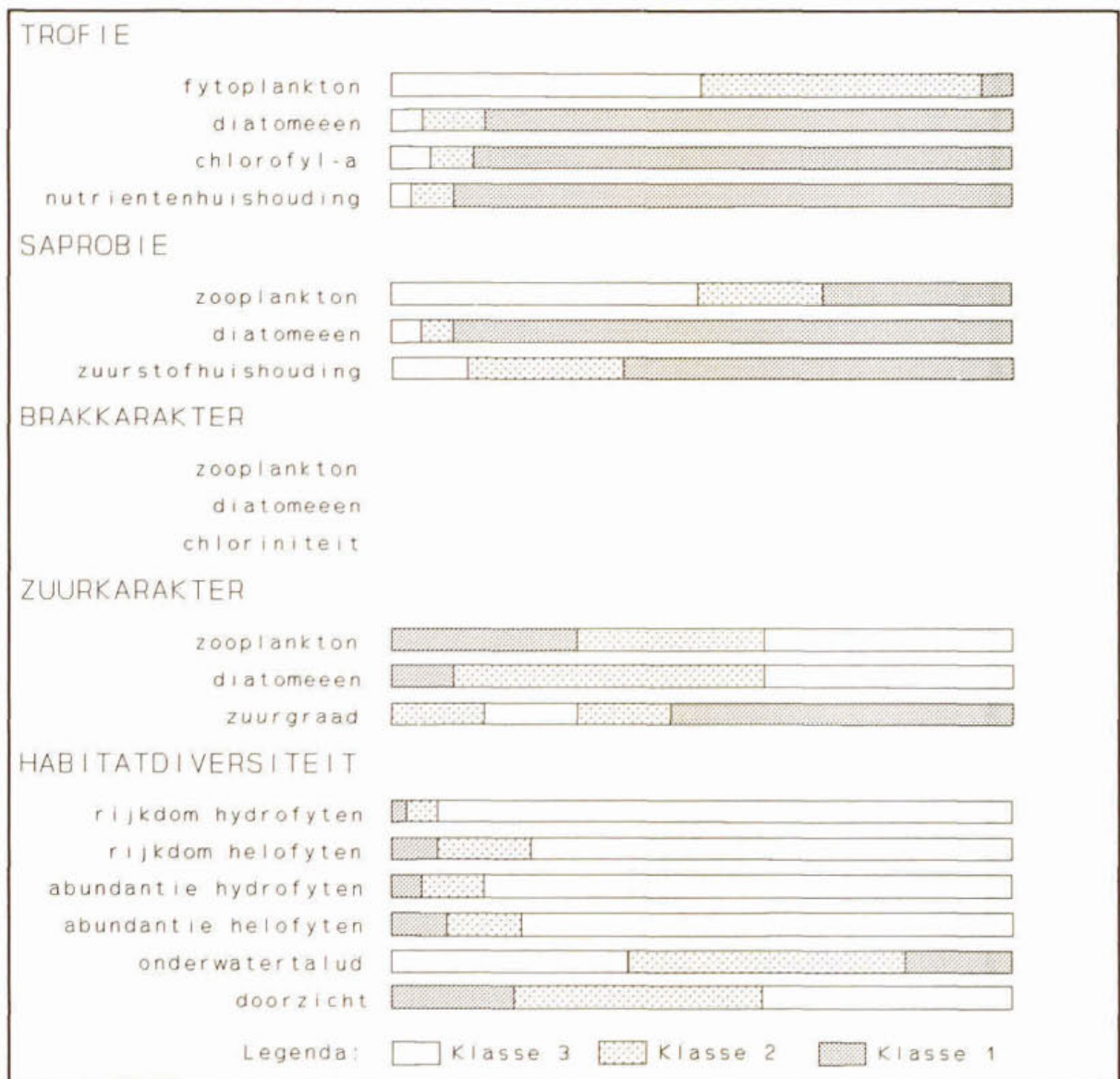
Het resultaat van de afbakening van de ecologische klassen wordt grafisch weergegeven op een zogenaamde toetsingskaart. De toetsingskaart is qua vorm gelijk aan de maatlat, maar op de toetsingskaart wordt het bereik van iedere maatstaf ingedeeld in de ecologische klassen. Voor elke van de drie typologische varianten is een toetsingskaart gemaakt. Deze worden weergegeven in de figuren 35 tot en met 37.



Figuur 35: Toetsingskaart voor de zoete diepe zand-, grind- en kleigaten.



Figuur 36: Toetsingskaart voor de brakke diepe zand-, grind- en kleigaten.



Figuur 37: Toetsingskaart voor de zure diepe zand-, grind- en kleigaten.

8.4 De ecologische kwaliteitsniveaus voor de karakteristieken

Met behulp van de maatlat en de toetsingskaarten worden uitspraken gedaan op het schaalniveau van de maatstaven. Om op het niveau van karakteristieken uitspraken te doen worden voor een karakteristiek de deelbeoordelingen van de maatstaven gesynthetiseerd tot een kwaliteitsniveau.

Hiertoe worden eerst de bereikte ecologische klassen voor de afzonderlijke maatstaven gesommeerd. Klasse 3 krijgt steeds de waarde 3, klasse 2 de waarde 2 en de klasse 1 de waarde 1. Voor bijvoorbeeld een karakteristiek die aan de hand van drie maatstaven wordt beschreven, betekent dit dat er minimaal 3 punten en maximaal 9 punten verkregen kunnen worden. Met het verkregen aantal punten wordt het ecologisch kwaliteitsniveau voor de karakteristiek bepaald volgens de richtlijnen uit tabel 23. Wanneer bijvoorbeeld voor de karakteristiek *trofie* de volgende ecologische klassen bereikt worden 3^e, 2^e, 2^e en 3^e, dan wordt het aantal punten $3+2+2+3=10$. In tabel 23 wordt dan in de kolom voor 4 maatstaven het aantal gescoorde punten van 10 opgezocht. In de op één na rechter kolom wordt dan het ecologisch kwaliteitsniveau afgelezen, in dit geval het bijna hoogste kwaliteitsniveau.

Voor de karakteristieken worden vijf ecologische kwaliteitsniveaus gehanteerd, te weten: hoogste (V), bijna hoogste (IV), middelste (III), laagste (II) en beneden laagste (I). Met elk kwaliteitsniveau correspondeert een bepaalde kleurcode. Donkerblauw correspondeert met het hoogste niveau, lichtblauw met het bijna hoogste niveau, groen met het middelste niveau, geel met het laagste niveau en rood met het beneden laagste niveau.

Tabel 23: Richtlijnen voor het bepalen van het ecologisch kwaliteitsniveau voor een karakteristiek op basis van het aantal gescoorde punten voor die karakteristiek.

	aantal maatstaven						ecologisch kwaliteitsniveau karakteristiek	kleurcode
	6	5	4	3	2	1		
a a n t a l	6	5	4	3	2		beneden laagste I	rood
	7	6	5	4	3	1	laagste II	geel
	8	7	6	5				
P u n t e n	9	8					middelste III	groen
	10	9	7	6	4	2		
	11	10	8	7				
	12	11	9					
	13	12						
	14						bijna hoogste IV	lichtblauw
	15	13	10	8	5			
	16	14	11					
	17						hoogste V	donkerblauw
	18	15	12	9	6	3		

Het beoordelingssysteem is gebaseerd op de beoordeling van fyto- en zoöplankton, epifytische diatomeeën, macrofyten en een aantal abiotische variabelen. Iedere maatstaf belicht een bepaald aspect van een beïnvloedingsfactor en alle maatstaven tezamen geven een goed beeld van het effect van die factor. Wanneer niet alle maatstaven bij de beoordeling worden betrokken, wordt de beoordeling minder genuanceerd.

8.5 Het ecologisch profiel

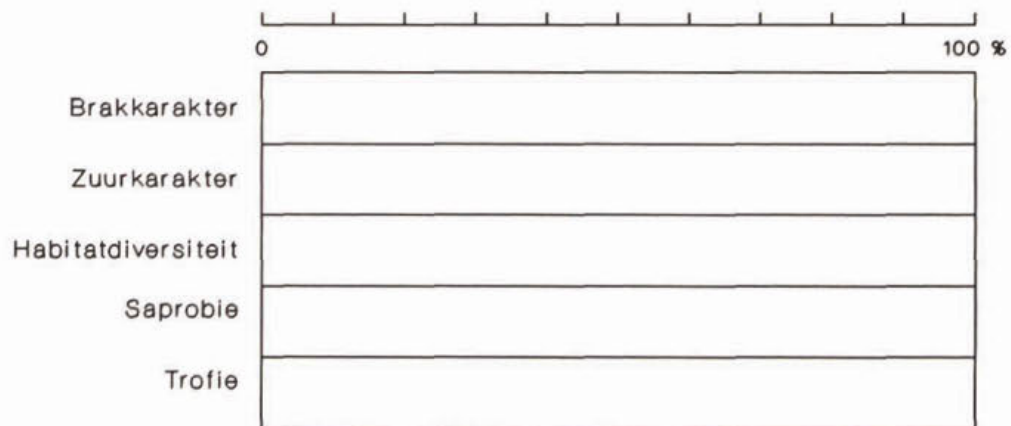
Om de resultaten van de beoordeling op een gestandaardiseerde wijze te presenteren worden deze weergegeven in een zogenaamd ecologisch profiel. Het ecologisch profiel is een grafische presentatiewijze waarin de uitkomsten van de beoordeling worden samengevat. In dit profiel wordt de basis gevormd door de karakteristieken *trofie*, *saprobie* en *habitatdiversiteit*, die voor alle drie de varianten bepaald moeten worden. Daar bovenop komen de karakteristieken *zuurkarakter* en *brakkarakter*. Voor de brakke gaten wordt in het profiel *zuurkarakter* buiten beschouwing gelaten en voor de zure gaten de karakteristiek *brakkarakter*. Voor iedere karakteristiek wordt in het profiel de kleur aangebracht die behoort bij het verkregen ecologische kwaliteitsniveau.

De bepaling van het kwaliteitsniveau per karakteristiek geschiedt op basis van een of meerdere maatstaven. Hoe meer maatstaven in de beoordeling betrokken worden des te nauwkeuriger wordt de beoordeling. Indien niet alle maatstaven behorend tot een bepaalde karakteristiek bepaald zijn, is het toch mogelijk de beoordeling uit te voeren. Het aantal maatstaven dat in beoordeling wordt gebruikt wordt zichtbaar gemaakt door de mate van inkleuring in het ecologisch profiel. Hiertoe wordt per karakteristiek het aantal in de beoordeling betrokken maatstaven gedeeld door het totaal aantal mogelijke maatstaven voor de desbetreffende karakteristiek en vervolgens vermenigvuldigd met 100. Het berekende getal ligt dus tussen 0 en 100 en geeft aan voor welk percentage het profiel ingekleurd mag worden. Om dit inkleuren te vergemakkelijken is in het ecologisch profiel een maatverdeling weergegeven die loopt van 0 tot 100. In tabel 24 wordt het maximum aantal maatstaven per karakteristiek en per typologische variant weergegeven.

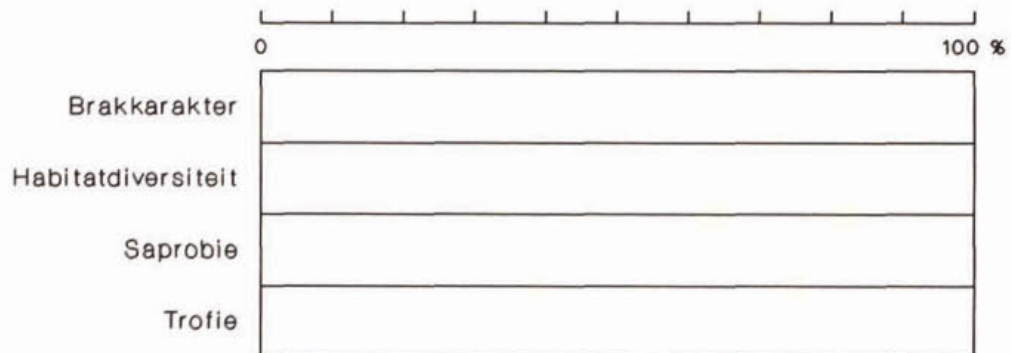
Tabel 24: Het maximum aantal maatstaven voor de beoordeling uitgesplitst naar factor en typologische variant.

	brak	zoet	zuur
brakkarakter	3	3	-
zuurkarakter	-	3	3
habitatdiversiteit	6	6	6
saprobie	3	3	3
trofie	4	4	4

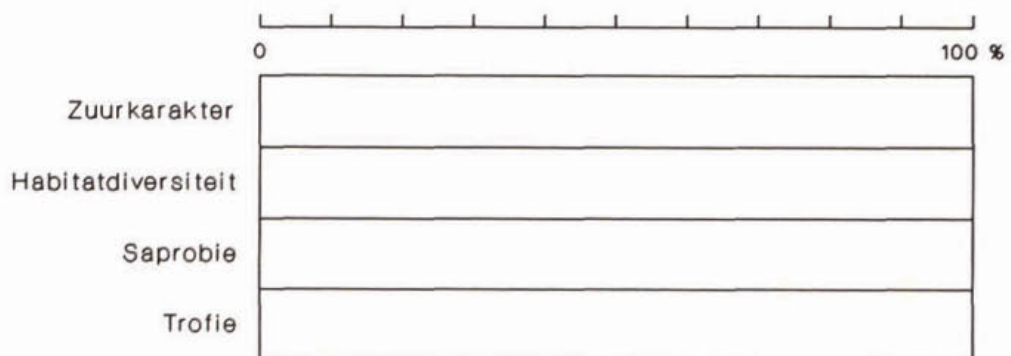
In figuur 38 wordt het ecologisch profiel voor de zoete varianten weergegeven, in figuur 39 het profiel voor de brakke varianten en in figuur 40 voor de zure varianten.



Figuur 38: Het ecologisch profiel voor zoete diepe zand-, grind- en kleigaten.



Figuur 39: Het ecologisch profiel voor brakke diepe zand-, grind- en kleigaten.



Figuur 40: Het ecologisch profiel voor de zure diepe zand-, grind- en kleigaten.

9 EVALUATIE VAN BEOORDELINGSRESULTATEN

9.1 Vergelijking van de maatstafscores uit het voor- en najaar

Nagegaan is of de resultaten van de beoordeling structureel afhangen van het seizoen waarin bemonsterd is. Ter illustratie zijn de scores voor de volgende maatstaven getoetst:

- fytoplankton trofiemaatstaf
- zoöplankton saprobiemaatstaf
- zoöplankton brakkaraktermaatstaf
- zoöplankton zuurkaraktermaatstaf
- maatstaf voor de nutriëntenhuishouding
- maatstaf voor de zuurstofhuishouding

Van de locaties die zowel bemonsterd zijn in het voorjaar als in het najaar is nagegaan of de maatstafscores berekend voor de voorjaarsmonsters significant verschillen van de maatstafscores voor de najaarsmonsters. De gebruikte toets is de toets van Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf, 1981). De nulhypothese luidt dat de score van het voorjaarsmonster niet verschilt van de score van het najaarsmonster. De nulhypothese wordt verworpen bij een $p < 0.05$.

Voor de fytoplankton trofiemaatstaf, de zoöplankton brakkaraktermaatstaf, de maatstaf voor de nutriëntenhuishouding en de maatstaf voor de zuurstofhuishouding is $p > 0.05$. Dit betekent dat voor het basismateriaal de scores uit het voorjaar niet significant verschillen van de scores uit het najaar.

Voor de zoöplankton saprobiemaatstaf en zoöplankton zuurkaraktermaatstaf is $p < 0.05$. Dit betekent dat de nulhypothese wordt verworpen. De scores uit het voorjaar verschillen significant van de scores uit het najaar. Na bestudering van het materiaal blijkt dat voor de saprobiemaatstaf de scores uit het najaar significant hoger zijn dan uit het voorjaar. De scores voor de zuurkaraktermaatstaf uit het voorjaar zijn significant hoger dan uit het najaar.

9.2 Invloed van het aantal betrokken maatstaven op de beoordeling

Onderzocht is in hoeverre de uitkomst van de beoordeling (= kwaliteitsniveau van de karakteristieken) verandert wanneer minder dan het maximale aantal maatstaven bij de beoordeling betrokken zijn geweest. Als voorbeeld wordt de zwemplas 'de Berendonck' gebruikt. De bemonstering van het biotisch materiaal heeft plaats gevonden in week 38 van 1990. Voor de beschrijving van de beoordeling voor dit gat wordt verwezen naar STOWA (1994b).

In tabel 25 worden de ecologische klassen voor de diverse maatstaven voor 'de Berendonck' weergegeven. Op basis van deze klassen en de richtlijnen uit tabel 23 wordt het ecologisch kwaliteitsniveau voor de karakteristieken bepaald. Dit wordt gedaan voor zowel de volledige beoordeling als voor de beoordeling waarbij respectievelijk de fytoplankton- en de macrofytengegevens zijn weggelaten. Het resultaat wordt weergegeven in tabel 26.

Tabel 25: Ecologische klassen voor de maatstaven van 'de Berendonck' bemonsterd in week 38 van 1990.

maatstaf	karakteristiek				
	<i>trofie</i>	<i>saprobie</i>	<i>brakkarakter</i>	<i>zuurkarakter</i>	<i>habitat diversiteit</i>
fytoplankton	3				
zoöplankton		2	3	3	
diatomeeën	3	3	3	3	
chlorofyl- <i>a</i> (µg/l)	3				
abiotisch	2	2	3	3	
aantal soorten hydrofyten					2
abundantie hydrofyten					1
aantal soorten helofyten					1
abundantie helofyten					1
doorzicht					3
littoraal onderwatertalud					1

Tabel 26: Bepaling van het kwaliteitsniveau van de karakteristieken voor de 'Berendonck' in geval alle maatstaven bij de beoordeling worden betrokken en in geval fytoplankton- of macrofytengegevens niet worden meegenomen.

karakteristiek	kwaliteitsniveau van de karakteristieken		
	totale beoordeling	beoordeling zonder fytoplankton	beoordeling zonder macrofyten
<i>brakkarakter</i>	V	V	V
<i>zuurkarakter</i>	V	V	V
<i>habitatdiversiteit</i>	II	II	III
<i>saprobie</i>	III	III	III
<i>trofie</i>	IV	IV	IV

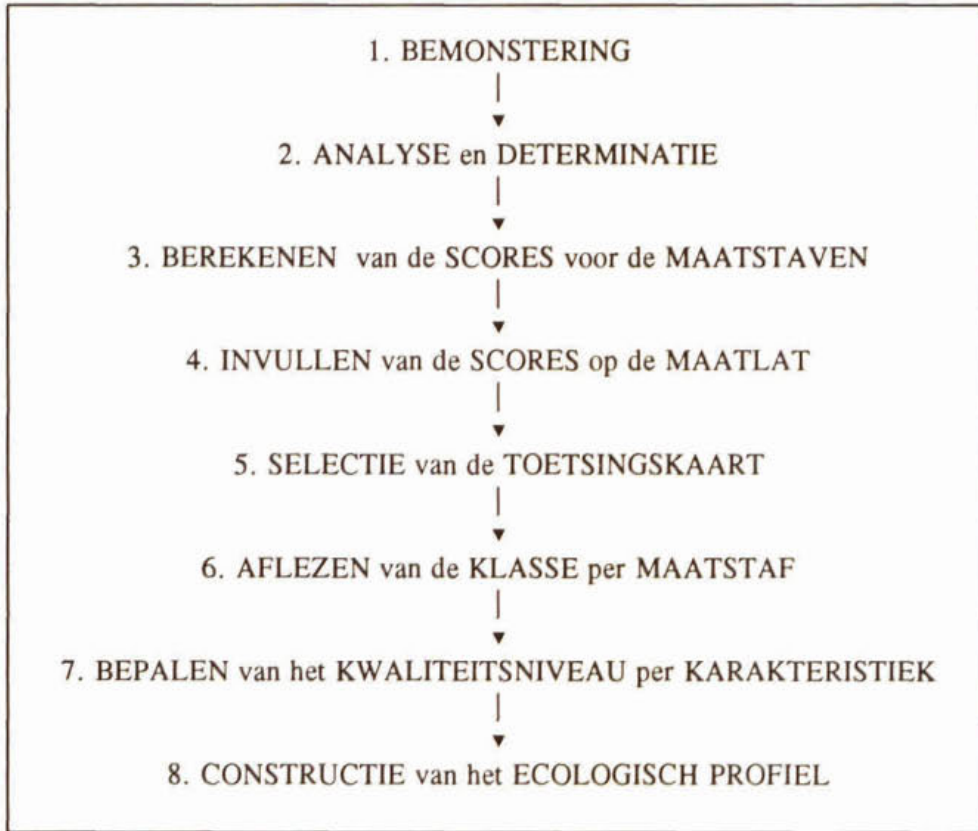
- I = beneden laagste kwaliteitsniveau
- II = laagste kwaliteitsniveau
- III = middelste kwaliteitsniveau
- IV = bijna hoogste kwaliteitsniveau
- V = hoogste kwaliteitsniveau

Uit tabel 26 blijkt dat door het niet in ogenschouw nemen van alle maatstaven de uitkomst van de beoordeling anders uit kan vallen. In sommige gevallen leidt dit niet tot een verandering in het ecologisch kwaliteitsniveau (bijvoorbeeld bij het weglaten van de fytoplanktongegevens) en in andere gevallen wel, zoals bij het weglaten van de macrofytengegevens. Het ecologisch kwaliteitsniveau voor de karakteristiek *habitatdiversiteit* verbetert door het weglaten van deze gegevens van het laagste niveau naar het middelste kwaliteitsniveau.

Ook uit de resultaten van de beoordelingen zoals weergegeven in bijlage 7 blijkt dat het niet meenemen van alle maatstaven tot andere kwaliteitsniveaus leidt. Het weglaten van bijvoorbeeld de macrofyten bij de karakteristiek *habitatdiversiteit* levert nogal verschillende resultaten op.

10 HET BEOORDELINGSSYSTEEM

Bij het uitvoeren van de beoordeling kan een achttal stappen onderscheiden worden. Deze stappen worden in figuur 41 schematisch weergegeven.



Figuur 41: Schematische weergave van het uitvoeren van de ecologische beoordeling voor diepe zand-, grind- en kleigaten.

De stappen een tot en met vier hebben betrekking op het meten van de toestand van het diepe gat. In deze stappen vindt nog geen differentiatie naar de typologische varianten plaats. De stappen vijf tot en met acht hebben betrekking op het beoordelen van het gat en pas hierbij wordt rekening gehouden met typologische verschillen. Voor een gedetailleerde beschrijving van de stappen wordt verwezen naar STOWA (1994b).

In bijlage 7 worden de resultaten van de beoordeling gegeven van de bij het onderzoek betrokken locaties. Aan de leden van de begeleidingscommissie zijn de beoordelingsresultaten van de diepe gaten die in hun beheersgebied liggen, voorgelegd. De resultaten van de beoordeling stemmen goed overeen met hun eigen ervaringen.

11 NABESCHOUWING EN AANBEVELINGEN

Een aantal aspecten is naar voren gekomen die nadere studie behoeven. Het betreft hier lacunes in de huidige kennis van ecosystemen in diepe gaten en de dagelijkse meetpraktijk van de (regionale) waterbeheerders. De geconstateerde lacunes volgen hieronder.

De alkaliniteit speelt een belangrijke rol bij de totstandkoming van levensgemeenschappen in aquatische systemen (Roelofs & Bloemendaal, 1988; Buskens & Verwijmeren, 1989; STOWA, 1993). Op basis van de aanwezige gegevens komt dit in het STOWA onderzoek in geringe mate naar voren. In het bijzonder voor het beschrijven van de typologische varianten en voor de beïnvloedingsfactoren verzuring en alkalisering zal het verzamelen en evalueren van gegevens omtrent de alkaliniteit en het bufferend vermogen kunnen leiden tot een uitbreiding van het systeem met twee typologische varianten, te weten harde en zachte wateren, en een verdere nuancering van het systeem.

Een typisch aspect van diepe gaten is het ontstaan van stratificatie in zomer en eventueel winter. De waterkolom wordt dan verdeeld in een epi-, meta- en hypolimnion. Elk van deze lagen kan zijn eigen levensgemeenschap bevatten en in elke laag vinden karakteristieke fysische en chemische processen plaats. In het huidige onderzoek zijn de verzamelde gegevens afkomstig van mengmonsters van de verschillende waterlagen. Het verzamelen en evalueren van gegevens per waterlaag zou kunnen leiden tot een uitbreiding van het systeem met bijvoorbeeld een karakteristiek stratificatie, en nuancering van het systeem.

In het STOWA-bestand zijn slechts zeer weinig gaten opgenomen die onder directe invloed staan van de grote rivieren. Uit literatuur blijkt dat deze invloed de samenstelling van de levensgemeenschappen in het diepe gat sterk kan bepalen. Het is niet duidelijk of het ontwikkelde systeem bruikbaar is voor de beoordeling van gaten die onder invloed van de grote rivieren staan. Het is daarom zinvol gegevens over deze gaten te verzamelen en te verwerken voor een eventuele uitbreiding of nuancering van het systeem.

In het STOWA-bestand is een beperkt aantal diepe zure gaten opgenomen. Deze zure gaten vormen een duidelijke eigen variant qua samenstelling van de levensgemeenschap en qua fysische en chemische samenstelling van het water. Voor deze variant is de afbakening van de grenzen voor de diverse klassen gebaseerd op een klein aantal waarnemingen. Het lijkt uiterst zinvol om in de toekomst meer gegevens te verzamelen over zulke diepe gaten voor een verdere nuancering van het systeem.

In de STOWA-gegevens over de diepe zand-, grind- en kleigaten zijn gegevens opgenomen van macrofyten-opnamen die gemaakt zijn volgens Tansley of Braun-Blanquet methode. Een onderlinge vergelijking van beide methodieken was niet mogelijk daar geen enkele keer, op het zelfde moment, opnamen gemaakt zijn volgens beide technieken. Op dit moment is het onduidelijk welke opname-techniek het beste beeld geeft van de aanwezige vegetatie in en langs de diepe gaten. Verder onderzoek zou hier wellicht meer informatie over kunnen opleveren.

LITERATUUR

- Bakker, C., M.L.M. Tackx & P. van Rijswijk: 1988
Plankton copepoden en hun voedsel in de Oosterschelde.
In: R.M.M. Roijackers (ed.): Hydrobiologisch onderzoek in Nederland, fundamentele en toepassingsgerichte aspecten, Publikatie No. 6 van de Hydrobiologische Vereniging, Amsterdam.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (eds.): 1988
Waterplanten en waterkwaliteit.
Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, No 45.
- Bots, W.P.C.M., P.C. Jansen & G.J. Noordewier: 1978
Fysisch-chemische samenstelling van oppervlakte- en grondwater in het noorden des lands.
Regionale studies (13), ICW Wageningen.
- Braak, C.J.F. ter: 1985
Correspondence analysis of incidence and abundance data: Properties in terms of a unimodal response model.
Biometrics 41: 859-873
- 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 program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1.).
ITI-TNO, Wageningen
- Brink, F.W.B. van den: 1990
Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters.
Publikaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn' no. 25.
- Buskens, R.F.M. & G.A.M. Verwijmeren: 1989
Diepe zandwinputten: typologie en hydrobiologische waarde, in het bijzonder voor de littorale fauna.
- Claassen, T.H.L.: 1987
Typologie en normstelling: een aquatisch-oecologisch onderzoek in Friesland.
Proefschrift, Krips repro, Meppel.
- Cuppen, H.P.J.J.: 1977
Een hydrobiologisch onderzoek naar de macrofauna en de hogere waterplanten van een aantal wateren in Noord-Limburg.
Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- CUWVO: 1988
Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse Oppervlaktewateren.
Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, nota nr 267, 's-Gravenhage.
- de Lange, L. & M.A. de Ruiter: 1977
Biologische waterbeoordeling; Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag.
Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO, Delft.

Denys, L.: 1992

A check-list of the diatoms in the holocene deposits of the western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. I: Introduction, ecological code and complete list.
Ministerie van Economische Zaken, Belgische geologische dienst, professional paper 1991/2 no 246.

Donner, J.: 1973

Rädertiere (Rotatoren)

Einführung in die Kleinlebewelt, Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart.

Gardeniers, J.J.P.: 1976

Problematiek en waarde van de biologische beoordeling van de waterkwaliteit. In: Practische aspecten van hydrobiologie. Landbouwhogeschool vakgroep Waterzuivering, Wageningen.

Gardeniers, J.J.P. & E.T.H.M. Peeters: 1990

Ecologische beoordelingsmethoden: de bruikbaarheid van het Gezondheidsraadadvies voor de Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater. In Murk e.a. (red): Strategieën voor ecologisch waterbeheer, het spel en de knikkers.
SDU, 's-Gravenhage.

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

Gauch, H.G.: 1982

Multivariate analysis in community ecology.

Cambridge University Press, Cambridge.

Goldyn, R.: 1991

Phytoplankton of eutrophic lakes in Western Poland.
Verh. Internat. Verein. Limnol. 24:905-908

Hammen, H. van der: 1992

De macrofauna van het oppervlaktewater van Noord-Holland. Een aquatisch-oecologische studie: inventarisatie, verspreidingspatronen, tijdsreeksen, classificatie van wateren.
Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen. Provincie Noord-Holland, Dienst Ruimte & Groen, Haarlem.

Harper, D.: 1992

Eutrophication of freshwaters: Principles, problems and restoration.
Chapman & Hall, London.

IWACO: 1994

Ecologisch Beheersprogramma voor diepe plassen in Friesland
voorlopig concept, IWACO B.V. Vestiging Noord, Groningen

Jeppesen, E., M. Sondergaard, E. Kanstrup, B. Petersen, R.B. Eriksen & M. Hammershoj: 1994

Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ?

Hydrobiologia 275/276: 15-30

Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren: 1987

Data analysis in community and landscape ecology.
Pudoc, Wageningen.

Kiefer, F.: 1973

Ruderfusskrebse (Copepoden).

Einführung in die Kleinlebewelt, Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart.

Leentvaar, P.: 1978

De Nederlandse kieuwpootkreeften en watervlooien.
Wetenschappelijke Mededeling KNNV, Hoogwoud.

Lyche, A.: 1990

Cluster analysis of plankton community structure in 212 lakes along a gradient of trophic.
Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 586-591

Maasdam, R., J.H. ten Cate, R.M.M. Roijackers & E.K. van Mourik: 1992

Diatomeeëngesellschaften in Overijssel.
Landbouwwuniversiteit Wageningen, Provincie Overijssel.

Mauch, E.: 1976

Leitformen der Saprobität für die Biologische Gewässeranalyse: Teil 4 und 5.
Cour. Forsch. Inst. Senckenberg 21 (4), Frankfurt am Main.

Min. V&W: 1989

Derde Nota waterhuishouding: Water voor nu en later.
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Min. V&W: 1981

Indicatief meerjarenprogramma Water 1980-1984.
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Min. V&W: 1986

Indicatief meerjarenprogramma Water: 1985-1989.
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Min. V&W: 1985

Omgaan met water, naar een integraal waterbeleid.

Min. V&W: 1976

Indicatief meerjarenprogramma Water 1975-1979.
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Murray, D.A.: 1979

The evolution of pollution evidenced by lake sediment pseudofossils.
In: O. Ravera (ed.), Biological aspects of Freshwater Pollution, Pergamon Press, pp 77-91

Naselli Flores, L. & R. Barone: 1994

Relationship between trophic state and plankton community structure in 21 Sicilian dam reservoirs.
Hydrobiologia 275/276: 197-205

Nygaard, G.: 1949

Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. II The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms
Kopenhagen

Remane, A. & C. Schlieper: 1958

Die Biologie des Brackwassers.
Die Binnengewässer band XXII, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Revis, N.J.P. & C. Bakker: 1988

Zooplankton van het Veerse Meer in 1987.
Rapporten en Verslagen 1988-5, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.

Roelofs, J.G.M.: 1991

Vegetation under chemical stress: effects of acidification, eutrophication and alkalisation.
Proefschrift katholieke Universiteit Nijmegen.

RWS Directie Noord-Brabant: 1989

Onderzoek aan natte oeverstroken langs het Wilhelminakanaal.
Project Milieuvriendelijke oevers, Rapportnr. 8.

Smit, H.: 1990

Hydrobiologisch onderzoek van kleine wateren in Zuid-Holland.
Provincie Zuid-Holland, Dienst Ruimte en Groen, Dienst Water en Milieu, Den Haag.

Sokal, R.R. & F.J. Rohlf: 1981

Biometry: the principles and practise of statistics in biological research.
2nd edition, San Fransisco, Freeman.

STORA: 1989

Project 2.4.1 Ontwikkeling ecologische beoordelingsmethoden voor oppervlaktewateren, Beschrijving methoden voor gestandaardiseerd onderzoek zand-, grind- en kleigaten.

STOWA: 1992a

Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor stromende wateren op basis van macrofauna.
Uitgave Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, No 92-07, Utrecht.

STOWA: 1992b

Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor stromende wateren.
Uitgave Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, No 92-08, Utrecht.

STOWA: 1993a

Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewateren. Wetenschappelijke achtergronden van het beoordelingssysteem voor sloten.
Uitgave Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, No 93-15, Utrecht.

STOWA: 1993b

Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewateren. Beoordelingssysteem voor meren en plassen op basis van vegetatie en fytoplankton.
Uitgave Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, No 93-16, Utrecht.

STOWA: 1994a

Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor kanalen op basis van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën en fytoplankton.
Uitgave Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, No 94-01, Utrecht.

STOWA: 1994b

Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor zand-, grind- en kleigaten op basis van macrofyten, epifytische diatomeeën, fytoplankton en zooplankton.
Uitgave Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, No 94-18, Utrecht.

Streble, H. & D. Krauter: 1988

Das Leben im Wassertropfen: Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers; ein Bestimmungsbuch.
Kosmos, Gesellschaft der Naturfreunde, Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.

Stuyfzand, P.J.: 1988

De alkaliteit, het redoxniveau en de verontreinigingsindex als parameters en keuzemogelijkheden in een hydrochemische classificatie van watertypen.

H₂O 21(22): 640 - 643

Tevlin, M.P. & M. Burgis: 1979

Zooplankton ecology and pollution studies.

In: O. Ravera (ed.), Biological aspects of Freshwater Pollution, Pergamon Press, pp 19-38

Tolkamp, H.H. & J.J.P. Gardeniers: 1988

De ontwikkeling van de biologische waterbeoordeling in Nederland. Van weten naar meten.

In: R.M.M. Roijackers (ed.): Hydrobiologisch onderzoek in Nederland, fundamentele en toepassingsgerichte aspecten, Publikatie No. 6 van de Hydrobiologische Vereniging, Amsterdam.

Tolkamp, H.H., J.J.P. Gardeniers & E.T.H.M. Peeters: 1992

Entwicklung der ökologischen Gütebeurteilung aus der biologischen Gütebeurteilung in den Niederlanden.

Limnologie aktuell, Band 3: 79-95.

Trifonova, I.: 1988

Oligotrophic-eutrophic succession of lake phytoplankton.

In: F.E. Round (ed.) Algae and the Aquatic Environment, Biopress Ltd, Bristol.

van Acht, W. & W. Jansen: 1978

Ecologische kwaliteiten van zandwinplassen in Overijssel: vooronderzoek

doctoraalverslag, vakgroep Natuurbeheer en Cultuurtechniek, Landbouwhogeschool Wageningen.

van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam: 1994

A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms in The Netherlands.

Netherlands Journal of Aquatic Ecology, Vol 28(1): 117-133

van der Meijden, R.: 1990

Heukels' flora van Nederland.

Eenentwintigste druk. Wolters-Noordhoff, Groningen.

Verbraak, P.: 1987

Macrofaunagemeenschappen in zandwinplassen

Basisrapport Project E.K.O.O. nr. 19, Deel 2.

Verdonschot, P.F.M.: 1983

Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel.

H₂O (16), 25: 574-579

Verdonschot, P.F.M.: 1990a

Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (the Netherlands).

Province of Overijssel, Research Institute for Nature Management.

Verdonschot, P.F.M.: 1990b

Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Het netwerk van cenotypen als instrument voor ecologisch beheer, inrichting en beoordeling van oppervlaktewateren.

Provincie Overijssel, Zwolle; Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

WHH: 1986

Ecologische aspecten van het storten van bagger en zuiveringsslib in diepe plassen.

Werkgroep Hydrobiologie Holland. Provinciale Waterstaat van Noord-Holland, Overveen.

WHH: 1992

Determineren van fytoplankton en epifytische diatomeeën in Noord- en Zuid-Holland.
Werkgroep Hydrobiologie Holland.

Whittaker, R.H.: 1967

Gradient analysis of vegetation.
Biological Reviews 49: 207-264

Wirdum, G. van: 1990

Vegetation and hydrology of floating rich-fens.
Proefschrift Universiteit van Amsterdam.

Omgevingsvariabelen

aard van de oever veel voorkomend
aard van de oever tevens voorkomend
aard vreemd oppervlaktewater
baggerfrequentie
baggermethode
tijdsduur vanaf baggeren
beschaduwning oever
belasting met verontreinigd slib/puin
bodemsamenstelling omgeving meest voorkomend
bodemsamenstelling omgeving veel voorkomend
bodemsamenstelling omgeving minder voorkomend
diepte bemonsteringspunt
gebruik voor beroepsvaart
gebruik voor beroepsvisserij
gebruik voor drinkwaterbereiding
gebruik voor duiksport
gebruik voor natuurfunctie
gebruik voor pleziervaart
gebruik voor veedrenking/besproeing
gebruik voor zeilen/surfen
gebruik voor zwemmen
gebruik grondgebied omgeving veel
gebruik grondgebied omgeving tevens
gemiddelde breedte
gemiddelde diepte
I.P.I. gemeentecode
harde wind afgelopen dagen
inlaat vreemd oppervlaktewater
mate van isolatie
instroom onderaardse rivieren
kwel
kwelhoeveelheid
kwelindicatie
landschapstype
maximale diepte
samenstelling onderlaag meest voorkomend
samenstelling onderlaag veel voorkomend
samenstelling onderlaag minder voorkomend
oppervlakte
organische verontreiniging effluentlozingen
organische verontreiniging industrie
organische verontreiniging overstorten
organische verontreiniging huishoudelijk
organische verontreiniging land/tuinbouw
ouderdom in huidige staat
waterpeil-fluctuaties
profiel oever veel voorkomend
profiel oever minder voorkomend
samenstelling substraat meest voorkomend
samenstelling substraat veel voorkomend
samenstelling substraat minder voorkomend
temperatuur lucht
thermisch verontreinigd afvalwater
tijdstip bemonstering
toxische verontreiniging bestrijdingsmiddelen
toxische verontreiniging industrie
verblijftijd
vorm oever veel voorkomend
vorm oever minder voorkomend
vorm oever tevens voorkomend

I.P.I. watertypecode
weertype afgelopen dagen
weertype bij bemonstering
wegzijing
verleende vergunningen WVO
geografische x-coördinaat
geografische y-coördinaat
zichtbare vervuiling

fysische en chemische variabelen

percentage chlorofyl-a
alkaliniteit m-getal
alkaliniteit p-getal
bicarbonaat
bodem pH H2O
BZV₃ met ATU
BZV₃ zonder ATU
calcium
chlorofyl-a
chloride
dikte sapropeliumlaag minimaal
dikte sapropeliumlaag maximaal
doorzicht
EGV
Fe²⁺/Fe³⁺
helderheid
kalium
kleur
magnesium
natrium
ammonium-N
kjeldhal-N
nitriet- plus nitraat-N
nitriet-N
nitraat-N
zuurstof gehalte
zuurstof verzadiging
ortho-P
phaeophytine
pH
reuk
silicium
sulfaat
temperatuur water
totaal-N
totaal-P
vrij ammoniak

ACCYNOSU	<i>Actinocyclus normanii</i> f. subsalsa	CRCIRECT	<i>Crucigeniella rectangularis</i>
ACNASTSP	<i>Actinastrum</i> sp	CRMONAEE	Cryptomonadaceae
ACTACRAS	<i>Actinotaenium crassiusculum</i>	CRUCAPIC	<i>Crucigenia apiculata</i>
AMKRANANU	<i>Amphikrikos nanus</i>	CRUCQUAD	<i>Crucigenia quadrata</i>
ANOSONSP	<i>Anisonema</i> sp	CRUCTETR	<i>Crucigenia tetrapedia</i>
ANKIBIBR	<i>Ankistrodesmus bibrainianus</i>	CSDISCSP	<i>Coscinodiscus</i> sp
ANKIFALC	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	CSMARISP	<i>Cosmarium</i> sp
ANKIGRAC	<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	CTROSSPE	<i>Chaetoceros</i> sp
ANKISPIR	<i>Ankistrodesmus spirilliformis</i>	CYPHDUBI	<i>Cyclostephanos dubius</i>
ANKYRASP	<i>Ankyra</i> sp	CYTELLSP	<i>Cyclotella</i> sp
ANNAFLOS	<i>Anabaena flos-aquae</i>	CYTHCLOS	<i>Cylindrotheca closterium</i>
ANNASPIR	<i>Anabaena spiroides</i>	DACOACIC	<i>Dactylococcopsis acicularis</i>
ANNOPSSP	<i>Anabaenopsis</i> sp	DACORHAP	<i>Dactylococcopsis raphidioides</i>
APCAPSSP	<i>Aphanocapsa</i> sp	DACOSMIT	<i>Dactylococcopsis smithii</i>
APNIFLOS	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	DIBRYOSP	<i>Dinobryon</i> sp
APTHECSP	<i>Aphanothece</i> sp	DICHLUNA	<i>Diplochlois lunata</i>
ARDESMSP	<i>Arthrodesmus</i> sp	DICYSTSP	<i>Didymocystis</i> sp
ASRIFORM	<i>Asterionella formosa</i>	DIGENESP	<i>Didymogenes</i> sp
BOOCBRAU	<i>Botryococcus braunii</i>	DINEPUEL	<i>Diploneis puella</i>
CALYPASC	<i>Calycomonas pascheri</i>	DIOBOTR	<i>Dictyosphaerium botrytella</i>
CARTERSP	<i>Carteria</i> sp	DIOEHRE	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>
CENEREIC	<i>Centronella reicheltii</i>	DIOSPULC	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>
CETIHIRU	<i>Ceratium hirundinella</i>	DIOSSUBS	<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>
CETRBELE	<i>Centritractus belenophorus</i>	EUGLENSP	<i>Euglena</i> sp
CHCSBIPO	<i>Chrysooccus biporus</i>	EUTEFOTT	<i>Eutetramorus fotti</i>
CHCSHEVE	<i>Chrysooccus heverlensis</i>	EUTETETR	<i>Eutetramorus tetrasporus</i>
CHCSKLEB	<i>Chrysooccus klebsianus</i>	FRANOVAL	<i>Franceia ovalis</i>
CHCSMINU	<i>Chrysooccus minutus</i>	GLCOCCSP	<i>Gloeococcus</i> sp
CHCSPUNC	<i>Chrysooccus punctiformis</i>	GLCYSTSP	<i>Gloeocystis</i> sp
CHCSRUFU	<i>Chrysooccus rufescens</i>	GLDINISP	<i>Gloeodinium</i> sp
CHGONISP	<i>Chlorogonium</i> sp	GLTHLINE	<i>Gloeothece linearis</i>
CHLAMYSPI	<i>Chlamydomonas</i> sp	GLTRECHI	<i>Gleocotrichia echinulata</i>
CHLOBISP	<i>Chlorolobion</i> sp	GLUMSP	<i>Glenoumium</i> sp
CHOCDISP	<i>Chroococcus dispersus</i>	GOA_RADI	<i>Golenkinia radiata</i>
CHOCGIGA	<i>Chroococcus giganteus</i>	GOCHMUTI	<i>Goniochloris mutica</i>
CHOCLIMN	<i>Chroococcus limneticus</i>	GOOPPARV	<i>Golenkiniopsis parvula</i>
CHOCMINU	<i>Chroococcus minutus</i>	GOSPAPON	<i>Gomphosphaeria aponina</i>
CHOCPLAN	<i>Chroococcus planeticus</i>	GOSPLACU	<i>Gomphosphaeria lacustris</i>
CHOCTURG	<i>Chroococcus turgidus</i>	GYDINISP	<i>Gymnodinium</i> sp
CHREVULG	<i>Chlorella vulgaris</i>	HYRACONO	<i>Hyaloraphidium contortum</i>
CHRHORSP	<i>Chlorohormidium</i> sp	KEONCUPU	<i>Kephyrion cupuliforme</i>
CHRHSPI	<i>Chroomonas/Rhodomonas</i> sp	KEONHAEM	<i>Kephyrion haemisphaericum</i>
CLOPACIC	<i>Closteriopsis acicularis</i>	KEONINCO	<i>Kephyrion inconstans</i>
CLPHRETI	<i>Cladophora reticulata</i>	KEONMAST	<i>Kephyrion mastigophorum</i>
CLUMACIC	<i>Closterium aciculare</i>	KEONMOLI	<i>Kephyrion moniliferum</i>
CLUMEHRE	<i>Closterium ehrenbergii</i>	KEONVAL	<i>Kephyrion ovale</i>
CLUMJENN	<i>Closterium jenneri</i>	KEONPARV	<i>Kephyrion parvulum</i>
CLUMLIMN	<i>Closterium limneticum</i>	KEONRUBR	<i>Kephyrion rubri-claustrii</i>
CLUMPARV	<i>Closterium parvulum</i>	KIRCAPER	<i>Kirchneriella aperta</i>
CLUMPRON	<i>Closterium pronum</i>	KIRCCONT	<i>Kirchneriella contorta</i>
CLUMPUNC	<i>Closterium punctatum</i>	KIRCIRRE	<i>Kirchneriella irregularis</i>
CLUMROST	<i>Closterium rostratum</i>	KIRCLUNA	<i>Kirchneriella lunaris</i>
COENOCSP	<i>Coenochloris</i> sp	KIRCMICR	<i>Kirchneriella microscopica</i>
COLOKUET	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	KIRCOBES	<i>Kirchneriella obesa</i>
COLONAEG	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	KORSHISP	<i>Korshikoviella</i> sp
COLOPUSI	<i>Coelosphaerium pusillum</i>	LARHBALA	<i>Lagerheimia balatonica</i>
CONOPLAN	<i>Coenocystis plancticum</i>	LARHCILI	<i>Lagerheimia ciliata</i>
COTRASTR	<i>Coelastrum astroideum</i>	LARHGENE	<i>Lagerheimia genevensis</i>
COTRINDI	<i>Coelastrum indicum</i>	LARHMINO	<i>Lagerheimia marsonii</i>
COTRMICR	<i>Coelastrum microporum</i>	LARHSUBS	<i>Lagerheimia subsalsa</i>
COTRPOLY	<i>Coelastrum polychordum</i>	LARHWRAT	<i>Lagerheimia wratislaviensis</i>
COTRPULC	<i>Coelastrum pulchrum</i>	LEPOCYMB	<i>Lepocinclis cymbiformis</i>
COTRRETI	<i>Coelastrum reticulatum</i>	LEPOOVUM	<i>Lepocinclis ovum</i>
CRCIAPIC	<i>Crucigeniella apiculata</i>	LYNGCONT	<i>Lyngbya contorta</i>

LYNGLIMN	<i>Lyngbya limnetica</i>	SCENACUM	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
LYNGPSEU	<i>Lyngbya pseudospirulina</i>	SCENARCU	<i>Scenedesmus arcuatus</i>
MANASSPE	<i>Mallomonas</i> sp	SCENARMA	<i>Scenedesmus armatus</i>
MARSELEG	<i>Marssonella elegans</i>	SCENBICA	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>
MELOAMBI	<i>Melosira ambigua</i>	SCENBRAS	<i>Scenedesmus brasiliensis</i>
MELODIST	<i>Melosira distans</i>	SCENCOTO	<i>Scenedesmus costato-granulatus</i>
MELOGRAN	<i>Melosira granulata</i>	SCENDENT	<i>Scenedesmus denticulatus</i>
MELOISLA	<i>Melosira islandica</i>	SCENDIMO	<i>Scenedesmus dimorphus</i>
MELOITAL	<i>Melosira italica</i>	SCENDISC	<i>Scenedesmus disciformis</i>
MELOVARI	<i>Melosira varians</i>	SCENECOR	<i>Scenedesmus ecomis</i>
MEPEELEG	<i>Merismopedia elegans</i>	SCENGRAN	<i>Scenedesmus granulatus</i>
MEPEGLAU	<i>Merismopedia glauca</i>	SCENGUTW	<i>Scenedesmus gutwinskii</i>
MEPEMINI	<i>Merismopedia minima</i>	SCENHELV	<i>Scenedesmus helveticus</i>
MEPEPUNC	<i>Merismopedia punctata</i>	SCENHETE	<i>Scenedesmus heteracanthus</i>
MEPETENU	<i>Merismopedia tenuissima</i>	SCENINTE	<i>Scenedesmus intermedius</i>
MICYAERU	<i>Microcystis aeruginosa</i>	SCENLEFE	<i>Scenedesmus lefevrei</i>
MICYFIRM	<i>Microcystis firma</i>	SCENLINE	<i>Scenedesmus linearis</i>
MICYFLOS	<i>Microcystis flos-aquae</i>	SCENLOSP	<i>Scenedesmus longispina</i>
MICYVIRI	<i>Microcystis viridis</i>	SCENMAGN	<i>Scenedesmus magnus</i>
MITIPUSI	<i>Micractinium pusillum</i>	SCENOBLI	<i>Scenedesmus obliquus</i>
MOA_Sp	<i>Mougeotia</i> sp	SCENOBSU	<i>Scenedesmus obtusus</i>
MORAARCU	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	SCENOPOL	<i>Scenedesmus opoliensis</i>
MORACIRC	<i>Monoraphidium circinale</i>	SCENQUAD	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
MORACONT	<i>Monoraphidium contortum</i>	SCENQUSP	<i>Scenedesmus quadrispina</i>
MORACONV	<i>Monoraphidium convolutum</i>	SCENSECR	<i>Scenedesmus semicristatus</i>
MORAFLEX	<i>Monoraphidium flexuosum</i>	SCENSEMP	<i>Scenedesmus sempervirens</i>
MORAGRIF	<i>Monoraphidium griffithii</i>	SCENSEPU	<i>Scenedesmus semipulcher</i>
MORAIRRE	<i>Monoraphidium irregulare</i>	SCENSPIN	<i>Scenedesmus spinosus</i>
MORAKOMA	<i>Monoraphidium komarkovae</i>	SCENTENU	<i>Scenedesmus tenuispina</i>
MORAMINI	<i>Monoraphidium minimum</i>	SCRISSETI	<i>Schroederia setigera</i>
MORAMINU	<i>Monoraphidium minutum</i>	SCRISPIR	<i>Schroederia spiralis</i>
MORAMIRA	<i>Monoraphidium mirabile</i>	SELENASP	<i>Selenastrum</i> sp
MORATORT	<i>Monoraphidium tortile</i>	SHCYSTSP	<i>Sphaerocystis</i> sp
MU_ALGEN	Mu-algen (<21 μ)	SICEKOLK	<i>Siderocelis kolkwitzii</i>
NECHSUBS	<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	SICEOBLO	<i>Siderocelis oblonga</i>
NEDILUNO	<i>Nephrodiella lunaris</i>	SICEORNA	<i>Siderocelis ornata</i>
NEODDANU	<i>Neodesmus danubialis</i>	SICYFUSC	<i>Siderocystopsis fusca</i>
OCMONASP	<i>Ochromonas</i> sp	SKELPOTA	<i>Skeletonema potamos</i>
OOCYSTSP	<i>Oocystis</i> sp	SNOWLITO	<i>Snowella litoralis</i>
OPHICAPI	<i>Ophioctytium capitatum</i>	SPGYRASP	<i>Spirogyra</i> sp
OSCILLSP	<i>Oscillatoria</i> sp	SPRULISP	<i>Spirulina</i> sp
PASCTETR	<i>Pascheriella tetras</i>	STTRUMSP	<i>Staurastrum</i> sp
PEASBORY	<i>Pediastrum boryanum</i>	SYCHAERU	<i>Synechococcus aeruginosus</i>
PEASDUPL	<i>Pediastrum duplex</i>	TEONANTH	<i>Tetraedron arthrodesmiforme</i>
PEASGRAC	<i>Pediastrum gracillimum</i>	TEONCAUD	<i>Tetraedron caudatum</i>
PEASKAWR	<i>Pediastrum kawraiskyi</i>	TEONMINI	<i>Tetraedron minimum</i>
PEASPEAO	<i>Pediastrum pearsonii</i>	TEONTRIA	<i>Tetraedron triangulare</i>
PEASSIMP	<i>Pediastrum simplex</i>	TEONTRIG	<i>Tetraedron trigonum</i>
PEASTETR	<i>Pediastrum tetras</i>	TEPEREIN	<i>Tetrapedia reinschiana</i>
PERIDISP	<i>Peridinium</i> sp	TEREALTE	<i>Tetrachlorella alternans</i>
PHCOLEND	<i>Phacotus lendneri</i>	TESTGLAB	<i>Tetrastrum glabrum</i>
PHCOLENT	<i>Phacotus lenticularis</i>	TESTPUNC	<i>Tetrastrum punctatum</i>
PHCUSSPE	<i>Phacus</i> sp	TESTSTAU	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>
PHORMISP	<i>Phormidium</i> sp	TESTTRAN	<i>Tetrastrum triangulare</i>
PLSPGELA	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	THRACOSP	<i>Thoracomonas</i> sp
PSDACATE	<i>Pseudanabaena catenata</i>	THSIBRAM	<i>Thalassiosira bramaputrac</i>
PSKESCHI	<i>Pseudokephyrion schilleri</i>	TREUBASP	<i>Treubaria</i> sp
PSQUADSP	<i>Pseudoquadrigula</i> sp	TRLOMOSP	<i>Trachelomonas</i> sp
PTEROMSP	<i>Pteromonas</i> sp	ULOTHRIC	<i>Ulothricales</i>
PYRAMISP	<i>Pyramimonas</i> sp	URNAVOLV	<i>Uroglena volvox</i>
QUGULASP	<i>Quadrigula</i> sp	VOLVOCAL	<i>Volvocales</i>
RACOCCSP	<i>Radioococcus</i> sp		
RBDELIN	<i>Rhabdoderma lineare</i>		
ROMELEOP	<i>Romeria leopoliensis</i>		
SCENACTU	<i>Scenedesmus acutus</i>		
SCENACUL	<i>Scenedesmus aculeolatus</i>		

ACCLVENU	<i>Acanthocyclops venustus</i>	EUTEAFFI	<i>Eurytemora affinis</i>
ACLECURV	<i>Acantholeberis curvirostris</i>	EUTELACU	<i>Eurytemora lacustris</i>
ACROELON	<i>Acroperus elongatus</i>	EUTEVELO	<i>Eurytemora velox</i>
ALNAQUAD	<i>Alona quadrangularis</i>	FILOCORN	<i>Filinia cornuta</i>
ALNARECT	<i>Alona rectangula</i>	FILILONG	<i>Filinia longiseta</i>
ALNELLSP	<i>Alonella</i> sp	FILITERM	<i>Filinia terminalis</i>
ANURAESP	<i>Anuracopsis</i> sp	GAPUSSPE	<i>Gastropus</i> sp
ARCECATE	<i>Arcella catenata</i>	HYDRASPE	<i>Hydra</i> sp
ARCEDISC	<i>Arcella discoides</i>	HYSPPAPI	<i>Hyalosphenia papilia</i>
ARCEHEMI	<i>Arcella hemisphaerica</i>	KELLCISP	<i>Kellicottia</i> sp
ARCEMEGA	<i>Arcella megastoma</i>	KERACCOH	<i>Keratella cochlearis</i>
ARCEVULG	<i>Arcella vulgaris</i>	KERAPAcu	<i>Keratella paludosa</i>
ASHASPEC	<i>Ascomorpha</i> sp	KERAQUAD	<i>Keratella quadrata</i>
ASNASPEC	<i>Asplanchna</i> sp	KERASERR	<i>Keratella serrulata</i>
BOSMCORE	<i>Bosmina coregoni</i>	KERATICI	<i>Keratella ticinensis</i>
BOSMLORO	<i>Bosmina longirostris</i>	LECACLOS	<i>Lecane closterocerca</i>
BOSMLOSP	<i>Bosmina longispina</i>	LECALUNA	<i>Lecane luna</i>
BRACANGU	<i>Brachionus angularis</i>	LECALURI	<i>Lecan lunaris</i>
BRACBIBI	<i>Brachionus bidentata bidentata</i>	LECASTIC	<i>Lecane stichaea</i>
BRACCApa	<i>Brachionus calyciflorus pallas</i>	LEDOKIND	<i>Leptodora kindtii</i>
BRACCAAn	<i>Brachionus c. anuraciformis</i>	LEPADESP	<i>Lepadella</i> sp
BRACCAAdo	<i>Brachionus c. dorcas</i>	LESQSPIR	<i>Lesquereusia spiralis</i>
BRACCAsp	<i>Brachionus c. spinosa</i>	MECLLEUC	<i>Msecyclops leuckarti</i>
BRACDIVE	<i>Brachionus diversicornis</i>	MEGAVIRI	<i>Megacyclops viridis</i>
BRACLEYD	<i>Brachionus leydigi</i>	MICYCLSP	<i>Microcyclops</i> sp
BRACQUAD	<i>Brachionus quadridentatus</i>	NEBELASP	<i>Nebela</i> sp
BRACUNOG	<i>Brachionus unoglena</i>	NEMATODA	<i>Nematoda</i>
BRACURCE	<i>Brachionus urceolaris</i>	NOMATASP	<i>Notommata</i> sp
BRACVARI	<i>Brachionus variabilis</i>	NOTHACUM	<i>Notholca acuminata</i>
CANTSTAP	<i>Canthocamptus staphylinus</i>	NOTHSQUA	<i>Notholca squamula</i>
CENTACUL	<i>Centropyxis aculeata</i>	PLOESOSP	<i>Ploesoma</i> sp
CENTCONS	<i>Centropyxis constricta</i>	POARDOLI	<i>Polyarthra dolichoptera</i>
CEPHADSP	<i>Cephalodella</i> sp	POAREURY	<i>Polyarthra euryptera</i>
CERIPULC	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	POARLUMI	<i>Polyarthra luminosa</i>
CERQUAD	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	POARMAJO	<i>Polyarthra major</i>
CERIRETI	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	POARMINO	<i>Polyarthra minor</i>
CHYDSPHA	<i>Chydorus sphaericus</i>	POARREMA	<i>Polyarthra remata</i>
COLURESP	<i>Colurella</i> sp	POARVULG	<i>Polyarthra vulgaris</i>
CONOCHSP	<i>Conochilus</i> sp	PONTSPEC	<i>Pontigulasia spectabilis</i>
CRCYBICO	<i>Cryptocyclops bicolor</i>	POPHPEDI	<i>Polyphemus pediculus</i>
CYDELAEV	<i>Cyphoderia laevis</i>	POYXSPEC	<i>Pompholyx</i> sp
CYPSSPEC	<i>Cyclops</i> sp	PRLESSPE	<i>Proales</i> sp
DAPHCRIS	<i>Daphnia cristata</i>	PSDIGRAC	<i>Pseudodiffugia gracilis</i>
DAPHCUCU	<i>Daphnia cucullata</i>	PSMIPATE	<i>Pseudochlamis patella</i>
DAPHGALE	<i>Daphnia galeata</i>	PTYGURSP	<i>Ptygura</i> sp
DAPHHYAL	<i>Daphnia hyalina</i>	RHINFRON	<i>Rhinoglena frontalis</i>
DAPHLOSP	<i>Daphnia longispina</i>	SCAPMUCR	<i>Scapholeberis mucronata</i>
DAPHMAGN	<i>Daphnia manga</i>	SIDACRYS	<i>Sida crystallina</i>
DAPHPARV	<i>Daphnia parvula</i>	SIMOVETU	<i>Simocephalus vetulus</i>
DAPHPULE	<i>Daphnia pulex</i>	STENTOSP	<i>Stentor</i> sp
DIAPTOSP	<i>Diaptomus</i> sp	SYNCHASP	<i>Synchaeta</i> sp
DIDINASU	<i>Didinium nasutum</i>	TESTUDSP	<i>Testudinella</i> sp
DIFFLUSP	<i>Diffugia</i> sp	TINIFLUV	<i>Tintinnidium fluviatile</i>
DINOBRAC	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	TINOPSSP	<i>Tintinnopsis</i> sp
ELOSASPE	<i>Elosa</i> sp	TRCECAPU	<i>Trichocerca capucina</i>
EPIPHASP	<i>Epiphanes</i> sp	TRCECYLI	<i>Trichocerca cylindrica</i>
EPISTYSP	<i>Epistylis</i> sp	TRCELONG	<i>Trichocerca longiseta</i>
EUCELAME	<i>Eurycercus lamellatus</i>	TRCEMARI	<i>Trichocerca marina</i>
EUCHLASP	<i>Euchlanis</i> sp	TRCESIMI	<i>Trichocerca similis</i>
EUCLSERR	<i>Eucyclops serrulatus</i>	VORTICSP	<i>Vorticella</i> sp
EDIASPSP	<i>Eudiaptomus</i> sp	ZOOTLIMN	<i>Zoothamnium limneticum</i>

ACHNAFFI	<i>Achnanthes affinis</i>	DINEMARG	<i>Diploneis marginestriata</i>
ACHNAUST	<i>Achnanthes austriaca</i>	EPITADNA	<i>Epithemia adnata</i>
ACHNDEde	<i>Achnanthes delicatula</i> ssp <i>delicatula</i>	EPITSOE	<i>Epithemia sorex</i>
ACHNEXIG	<i>Achnanthes exigua</i>	EUTIARCU	<i>Eunotia arcus</i>
ACHNHUNG	<i>Achnanthes hungarica</i>	EUTIEXIG	<i>Eunotia exigula</i>
ACHNKRYO	<i>Achnanthes kryophila</i>	EUTIFORM	<i>Eunotia formica</i>
ACHNLANC	<i>Achnanthes lanceolata</i>	EUTIINCI	<i>Eunotia incis</i>
ACHNLINE	<i>Achnanthes linearis</i>	EUTILUNA	<i>Eunotia lunaris</i>
ACHNMARG	<i>Achnanthes marginulata</i>	EUTIMONO	<i>Eunotia monodon</i>
ACHNMINU	<i>Achnanthes minutissima</i>	EUTIPECT	<i>Eunotia pecinalis</i>
ACHNPUSI	<i>Achnanthes pusilla</i>	EUTIRHOM	<i>Eunotia rhomboidea</i>
AMPLPELL	<i>Amphipleura pellicida</i>	EUTIVArh	<i>Eunotia vanheurckii</i> f <i>rhomboidea</i>
AMRACOFF	<i>Amphora coffeaeformis</i>	FRAGBREV	<i>Fragilaria brevistriata</i>
AMRALYBI	<i>Amphora lybica</i>	FRAGCAPU	<i>Fragilaria capucina</i>
AMRAMONT	<i>Amphora montana</i>	FRAGCOEN	<i>Fragilaria construens</i>
AMRAOSTR	<i>Amphora ostrearia</i>	FRAGCROT	<i>Fragilaria crotonensis</i>
AMRAOVAT	<i>Amphora ovata</i>	FRAGINli	<i>Fragilaria intermedia</i> v <i>litoralis</i>
AMRAPEDI	<i>Amphora pediculus</i>	FRAGPINN	<i>Fragilaria pinnata</i>
AMRAVENE	<i>Amphora veneta</i>	FRAGVIRE	<i>Fragilaria virescens</i>
ANOMBRAC	<i>Anomoconeis brachysira</i>	FRUSRHOM	<i>Frustulia rhomboides</i>
ANOMSERI	<i>Anomoconeis seriata</i>	GONEACUM	<i>Gomphonema acuminatum</i>
ANOMSTYR	<i>Anomoconeis styriaca</i>	GONEANTA	<i>Gomphonema angustatum</i>
ANOMVITR	<i>Anomoconeis vitrea</i>	GONEANTU	<i>Gomphonema angustum</i>
BALAPARA	<i>Bacillaria paradoxa</i>	GONEAUGU	<i>Gomphonema augur</i>
CANEAMPH	<i>Caloneis amphibia</i>	GONECLAV	<i>Gomphonema clavatum</i>
CCNEDILU	<i>Cocconeis disculus</i>	GONECLEV	<i>Gomphonema cleveii</i>
CCNEPEDI	<i>Cocconeis pediculus</i>	GONEEXIG	<i>Gomphonema exiguum</i>
CCNEPLAC	<i>Cocconeis placentula</i>	GONEGRAC	<i>Gomphonema gracile</i>
CCNEPSEU	<i>Cocconeis pseudomarginata</i>	GONEINSI	<i>Gomphonema insigne</i>
CYLAAFFI	<i>Cymbella affinis</i>	GONEMINU	<i>Gomphonema minutum</i>
CYLAAMCE	<i>Cymbella amphicephala</i>	GONEOLIV	<i>Gomphonema olivaceum</i>
CYLAANGU	<i>Cymbella angustata</i>	GONEPARV	<i>Gomphonema parvulum</i>
CYLAASPE	<i>Cymbella aspera</i>	GONEPSEU	<i>Gomphonema pseudoaugur</i>
CYLABREH	<i>Cymbella brehmii</i>	GONEPSTE	<i>Gomphonema pseudotenellum</i>
CYLACAEB	<i>Cymbella caespitosa</i>	GONETRUN	<i>Gomphonema truncatum</i>
CYLACESA	<i>Cymbella cesatii</i>	GYSIACUM	<i>Gyrosigma acuminatum</i>
CYLACIST	<i>Cymbella cistula</i>	GYSIATTE	<i>Gyrosigma attenuatum</i>
CYLACUSP	<i>Cymbella cuspidata</i>	HANTAMPH	<i>Hantzschia amphioxys</i>
CYLACYMB	<i>Cymbella cymbiformis</i>	NAVIACCO	<i>Navicula accomoda</i>
CYLADESC	<i>Cymbella descripta</i>	NAVIANGU	<i>Navicula angusta</i>
CYLAHELV	<i>Cymbella helvetica</i>	NAVIBACI	<i>Navicula bacillum</i>
CYLALANC	<i>Cymbella lanceolata</i>	NAVIBRYO	<i>Navicula bryophila</i>
CYLALEPT	<i>Cymbella leptoceros</i>	NAVICATA	<i>Navicula capitata</i>
CYLAMESI	<i>Cymbella mesiana</i>	NAVICATO	<i>Navicula capitatoradiata</i>
CYLAMICR	<i>Cymbella microcephala</i>	NAVICINC	<i>Navicula cincta</i>
CYLAMINU	<i>Cymbella minuta</i>	NAVICLTI	<i>Navicula elementis</i>
CYLANAVI	<i>Cymbella naviculiformis</i>	NAVICRCE	<i>Navicula cryptocephala</i>
CYLAPERP	<i>Cymbella perpusilla</i>	NAVICRCU	<i>Navicula crucicula</i>
CYLAPROS	<i>Cymbella prostrata</i>	NAVICRTE	<i>Navicula cryptotenella</i>
CYLAPUSI	<i>Cymbella pusilla</i>	NAVICUPI	<i>Navicula cuspidata</i>
CYLARABE	<i>Cymbella rabenhorstii</i>	NAVIDIGI	<i>Navicula digitoradiata</i>
CYLASILE	<i>Cymbella silesiaca</i>	NAVIELGI	<i>Navicula elginensis</i>
CYLATULA	<i>Cymbella tumidula</i>	NAVIEXGU	<i>Navicula exigua</i>
CYLATUMI	<i>Cymbella tumida</i>	NAVIGAST	<i>Navicula gastrum</i>
CYLAVENE	<i>Cymbella veteta</i>	NAVIGREG	<i>Navicula gregaria</i>
CYPLELLI	<i>Cymatopleura elliptica</i>	NAVIHALA	<i>Navicula halophila</i>
CYPLSOLE	<i>Cymatopleura solea</i>	NAVIKOTS	<i>Navicula kotschyi</i>
CYSIBELG	<i>Cymatosira belgica</i>	NAVILANC	<i>Navicula lanceolata</i>
DIATELON	<i>Diatoma elongatum</i>	NAVIMENI	<i>Navicula menisculus</i>
DIATHIEM	<i>Diatoma hiemale</i>	NAVIMINI	<i>Navicula microsauron</i>
DIATVULG	<i>Diatoma vulgare</i>	NAVIPERE	<i>Navicula peregrina</i>

NAVIPLTA	<i>Navicula placenta</i>	SYDRACUS	<i>Synedra acus</i>
NAVIPLTU	<i>Navicula placentula</i>	SYDRBERO	<i>Synedra berolinensis</i>
NAVIPSTU	<i>Navicula pseudotuscula</i>	SYDRPA _{su}	<i>Synedra Parasitica v. subconstricta</i>
NAVIPUPU	<i>Navicula pupula</i>	SYDRPULC	<i>Synedra pulchella</i>
NAVIRADI	<i>Navicula radiosa</i>	SYDRTABU	<i>Synedra tabulata</i>
NAVIRECE	<i>Navicula recens</i>	SYDRULNA	<i>Synedra ulna</i>
NAVIREIN	<i>Navicula reinhardtii</i>	SYDRVAUC	<i>Synedra vaucheriae</i>
NAVIRHYN	<i>Navicula rhynchocephala</i>	TABEFENE	<i>Tabellaria fenestrata</i>
NAVISANA	<i>Navicula salinarum</i>	TABEFLOC	<i>Tabellaria flocculosa</i>
NAVISANI	<i>Navicula salinicola</i>	TABEQVAD	<i>Tabellaria quadrisepata</i>
NAVISELU	<i>Navicula seminulum</i>		
NAVISLES	<i>Navicula slesvicensis</i>		
NAVISPIC	<i>Navicula spicula</i>		
NAVITRIP	<i>Navicula tripunctata</i>		
NAVITRIV	<i>Navicula trivialis</i>		
NAVITUSC	<i>Navicula tuscula</i>		
NAVIVENE	<i>Navicula veneta</i>		
NITZACIC	<i>Nitzschia acicularis</i>		
NITZAGNI	<i>Nitzschia agnita</i>		
NITZAMPH	<i>Nitzschia amphibia</i>		
NITZCAPI	<i>Nitzschia capitellata</i>		
NITZCOAR	<i>Nitzschia coarctata</i>		
NITZCONI	<i>Nitzschia communis</i>		
NITZDISS	<i>Nitzschia dissipata</i>		
NITZFONT	<i>Nitzschia fonticola</i>		
NITZFRUS	<i>Nitzschia frustulum</i>		
NITZFRUT	<i>Nitzschia fruticosa</i>		
NITZGRFO	<i>Nitzschia graciliformis</i>		
NITZGRIS	<i>Nitzschia gracilis</i>		
NITZHANT	<i>Nitzschia hantzschiana</i>		
NITZHUNG	<i>Nitzschia hungarica</i>		
NITZINME	<i>Nitzschia interedia</i>		
NITZINSP	<i>Nitzschia inconspicua</i>		
NITZLANC	<i>Nitzschia lanceolata</i>		
NITZLEVI	<i>Nitzschia levidensis</i>		
NITZLINE	<i>Nitzschia linearis</i>		
NITZMACI	<i>Nitzschia macilenta</i>		
NITZMICR	<i>Nitzschia microcephala</i>		
NITZNAVI	<i>Nitzschia navicularis</i>		
NITZOBTU	<i>Nitzschia obtusa</i>		
NITZPACE	<i>Nitzschia paleacea</i>		
NITZPAEA	<i>Nitzschia palea</i>		
NITZPALU	<i>Nitzschia palustris</i>		
NITZPERS	<i>Nitzschia perspicua</i>		
NITZROST	<i>Nitzschia rostellata</i>		
NITZSIMA	<i>Nitzschia sigma</i>		
NITZSIMO	<i>Nitzschia sigmoidea</i>		
NITZSINU	<i>Nitzschia sinuata</i>		
NITZTHER	<i>Nitzschia thermaloides</i>		
NITZTRYB	<i>Nitzschia tryblionella</i>		
PINNBOR	<i>Pinnularia borealis</i>		
PINNINTR	<i>Pinnularia interrupta</i>		
PINNMICR	<i>Pinnularia microsauron</i>		
PINNSUBC	<i>Pinnularia subcapitata</i>		
PINNVIRI	<i>Pinnularia viridis</i>		
RHAPAMPH	<i>Rhaphoneis amphiceros</i>		
RHAPSURI	<i>Rhaphoneis surella</i>		
RHOIABBR	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>		
RHOPGIBA	<i>Rhopalodia gibba</i>		
RHOPGIRU	<i>Rhopalodia gibberula</i>		
SURIBR _{pu}	<i>Surirella brebissonii v. punctata</i>		
SURILINE	<i>Surirella linearis</i>		
SURIMINU	<i>Surirella minuta</i>		
SURIOVAL	<i>Surirella ovalis</i>		

Lijst van macrofytensoorten gebruikt bij de bewerkingen.

Bijlage 5

ACORUCAL	<i>Acorus calamus</i>	SCIRPLAC	<i>Scirpus lacustris</i>
AGROSSTO	<i>Agrostis stolonifera</i>	SCIRPL_L	<i>Scirpus lacustris</i> spp <i>lacustris</i>
ALISMLAN	<i>Alisma lanceolatum</i>	SCIRPMAR	<i>Scirpus maritimus</i>
ALISMPLA	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	SIUM_LAT	<i>Sium latifolium</i>
BERULERE	<i>Berula erecta</i>	SOLANDUL	<i>Solanum dulcamara</i>
BUTOMUMB	<i>Butomus umbellatus</i>	SPARGEME	<i>Sparganium emersum</i>
CALLITSP	<i>Callitriche</i> sp	SPARGERE	<i>Sparganium erectum</i>
CAREXSPE	<i>Carex</i> sp	SPARGE_E	<i>Sparganium erectum</i> ssp <i>erectum</i>
CERATDEM	<i>Ceratophyllum demersum</i>	SPARGMIN	<i>Sparganium minimum</i>
CHRASPEC	<i>Chara</i> sp	SPIROPOL	<i>Spirodela polyrrhiza</i>
CICUTVIR	<i>Cicuta virosa</i>	TYPHAANG	<i>Typha angustifolia</i>
DRAADWIE	Draadwier	TYPHALAT	<i>Typha latifolia</i>
ELEOCACI	<i>Eleocharis acicularis</i>	VERONISP	<i>Veronica</i> sp
ELEOCMUL	<i>Eleocharis multicaulis</i>	WOLFFARR	<i>Wolffia arrhiza</i>
ELEOPAL	<i>Eleocharis palustris</i>	ZANNIPAL	<i>Zannichellia palustris</i>
ELODECAN	<i>Elodea canadensis</i>		
ELODENUT	<i>Elodea nuttallii</i>		
ENTEROSP	<i>Enteromorpha</i> sp		
EQUISFLU	<i>Equisetum fluviatile</i>		
ERIOPANG	<i>Eriophorum angustifolium</i>		
GEENTAXA	geen soorten aangetroffen in monster		
GLYCEFLU	<i>Glyceria fluitans</i>		
GLYCEMAX	<i>Glyceria maxima</i>		
HIPPUVUL	<i>Hippuris vulgaris</i>		
HOTTOPAL	<i>Hottonia palustris</i>		
HYDROMOR	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>		
HYPERELO	<i>Hypericum elodes</i>		
IRIS_PSE	<i>Iris pseudacorus</i>		
JUNCUBUL	<i>Juncus bulbosus</i>		
LEMNAG_M	<i>Lemna gibba</i> /minor		
LEMNAMIN	<i>Lemna</i> minor		
LEMNAPLA	<i>Lemna</i> plat		
LYCOPEUR	<i>Lycopus europaeus</i>		
LYTHRSAL	<i>Lythrum salicaria</i>		
MENTHAQU	<i>Mentha aquatica</i>		
MYRIOALT	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>		
MYRIOSPI	<i>Myriophyllum spicatum</i>		
NASTUMIC	<i>Nasturtium microphyllum</i>		
NASTUOFF	<i>Nasturtium officinale</i>		
NUPHALUT	<i>Nuphar lutea</i>		
NYMPDPPEL	<i>Nymphoides peltata</i>		
NYMPHALB	<i>Nymphoides alba</i>		
OENANAQU	<i>Oenanthe aquatica</i>		
PEUCEPAL	<i>Peucedanum palustre</i>		
PHALAARU	<i>Phalaris arundinacea</i>		
PHRAGAUS	<i>Phragmites australis</i>		
POLYNAMP	<i>Polygonum amphibium</i>		
POTAMACU	<i>Potamogeton acutifolius</i>		
POTAMALP	<i>Potamogeton alpinus</i>		
POTAMCRI	<i>Potamogeton crispus</i>		
POTAMLUC	<i>Potamogeton lucens</i>		
POTAMMUC	<i>Potamogeton mucronatus</i>		
POTAMNAT	<i>Potamogeton natans</i>		
POTAMPEC	<i>Potamogeton pectinatus</i>		
POTAMPER	<i>Potamogeton perfoliatus</i>		
POTAMPUS	<i>Potamogeton pussillus</i>		
POTENPAL	<i>Potentilla palustris</i>		
RANUNAQU	<i>Ranunculus aquatilis</i>		
RANUNCIR	<i>Ranunculus circinatus</i>		
RORIPAMP	<i>Rorippa amphibia</i>		
RUMEXHYD	<i>Rumex hydrolapathum</i>		

Literatuur gebruikt bij de constructie van de ideale diepe put en het coderen van soorten. Bijlage 6

Bakker, C., M.L.M. Tackx & P. van Rijswijk: 1988
Plankton copepoden en hun voedsel in de Oosterschelde.
In: R.M.M. Roijackers (ed.): Hydrobiologisch onderzoek in Nederland, fundamentele en toepassingsgerichte aspecten, Publikatie No. 6 van de Hydrobiologische Vereniging, Amsterdam.

Buskens, R.F.M. & G.A.M. Verwijmeren: 1989
Diepe zandwinputten: typologie en hydrobiologische waarde, in het bijzonder voor de littorale fauna.

CUWVO: 1988
Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse Oppervlaktewateren.
Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, nota nr 267, 's-Gravenhage.

Denys, L.: 1992
A check-list of the diatoms in the holocene deposits of the western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. I: Introduction, ecological code and complete list.
Ministerie van Economische Zaken, Belgische geologische dienst, professional paper 1991/2 no 246.

Donner, J.: 1973
Rädertiere (Rotatoren)
Einführung in die Kleinlebewelt, Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart.

Goldyn, R.: 1991
Phytoplankton of eutrophic lakes in Western Poland.
Verh. Internat. Verein. Limnol. 24:905-908

Harper, D.: 1992
Eutrophication of freshwaters: Principles, problems and restoration.
Chapman & Hall, London.

IWACO: 1994
Ecologisch Beheersprogramma voor diepe plassen in Friesland
voorlopig concept, IWACO B.V. Vestiging Noord, Groningen.

Jeppesen, E., M. Sondergaard, E. Kanstrup, B. Petersen, R.B. Eriksen & M. Hammershoj: 1994
Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ?
Hydrobiologia 275/276: 15-30

Kiefer, F.: 1973
Ruderfusskrebse (Copepoden).
Einführung in die Kleinlebewelt, Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart.

Leentvaar, P.: 1978
De Nederlandse kieuwpootkreeften en watervlooien.
Wetenschappelijke Mededeling KNNV, Hoogwoud.

Lyche, A.: 1990
Cluster analysis of plankton community structure in 212 lakes along a gradient of trophy.
Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 586-591

Maasdam, R., J.H. ten Cate, R.M.M. Roijackers & E.K. van Mourik: 1992
Diatomeeëngesellschaften in Overijssel.
Landbouwuniversiteit Wageningen, Provincie Overijssel.

- Mauch, E.: 1976
Leitformen der Saprobität für die Biologische Gewässeranalyse: Teil 4 und 5.
Cour. Forsch. Inst. Senckenberg 21 (4), Frankfurt am Main.
- Murray, D.A.: 1979
The evolution of pollution evidenced by lake sediment pseudofossils.
In: O. Ravera (ed.), Biological aspects of Freshwater Pollution, Pergamon Press, pp 77-91
- Naselli Flores, L. & R. Barone: 1994
Relationship between trophic state and plankton community structure in 21 Sicilian dam reservoirs.
Hydrobiologia 275/276: 197-205
- Nygaard, G.: 1949
Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. II The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms
Kopenhagen
- Remane, A. & C. Schlieper: 1958
Die Biologie des Brackwassers.
Die Binnengewässer band XXII, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Revis, N.J.P. & C. Bakker: 1988
Zooplankton van het Veerse Meer in 1987.
Rapporten en Verslagen 1988-5, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- Streble, H. & D. Krauter: 1988
Das Leben im Wassertropfen: Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers; ein Bestimmungsbuch.
Kosmos, Gesellschaft der Naturfreunde, Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.
- Suykerbuyk, R.E.M.: 1988
Typologie van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren op basis van het fytoplanktonbestand.
Vakgroep Waterzuivering, sectie Hydrobiologie, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Tevlin, M.P. & M. Burgis: 1979
Zooplankton ecology and pollution studies.
In: O. Ravera (ed.), Biological aspects of Freshwater Pollution, Pergamon Press, pp 19-38
- Trifonova, I.: 1988
Oligotrophic-eutrophic succession of lake phytoplankton.
In: F.E. Round (ed.) Algae and the Aquatic Environment, Biopress Ltd, Bristol.
- van Acht, W. & W. Jansen: 1978
Ecologische kwaliteiten van zandwinplassen in Overijssel: vooronderzoek
doctoraalverslag, vakgroep Natuurbeheer en Cultuurtechniek, Landbouwhogeschool Wageningen.
- van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam: 1994
A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms in The Netherlands.
Netherlands Journal of Aquatic Ecology, Vol 28(1): 117-133
- Verbraak, P.: 1987
Macrofaunagemeenschappen in zandwinplassen
Basisrapport Project E.K.O.O. nr. 19, Deel 2.

Zand-, grind- of kleiगत		P		Ecologische beoordeling																									
				Trofice				Saprobie				Brakarakter				Zuurkarakter				Habitatdiversiteit									
		fyto	diat	chla	nuth	N	zoop	diat	zuhh	N	zoop	diat	chlo	N	zoop	diat	zgra	N	shyd	shyd	shel	ahel	tabu	dzech	N				
GTD Oost-Brabant																													
Edriestrand		90 I	Z	99 1 13	2 2	3				III	73	1 3	3																
		90 II	Z	99 1	2	3				III	100	1																	
Oostappen		90 I	Z	39 3 6	2 3	3				IV	51	2 3	3																
		90 II	Z	21 3	3	3				V	54	2																	
HH Rijnland																													
't Joppe		90 I		89 1 65	1 32	1	I			II	51	2 72	1 5	2	II	20	3 11	2 151	3										
		90 II		99 1 87	1 65	1 32	1	I		II	64	2 72	1 5	2	II	32	3 0	3 193	3										
Haarlemmermeersche bos		90 I		99 1 65	2 37	2 21	1	II		III	52	2 52	2 5	2	III	28	3 23	2 283	3										
		90 II		100 1 97	1 37	2 21	1	II		II		78	1 5	2	II	6	3 286	3											
Nieuwe meer		90 I		61 2 38	2 31	1	II			IV	58	2 26	3 4	3	IV	23	3 36	2 221	3										
		90 II		98 1 94	1 38	2 31	1	II		III	66	2 71	1 4	3	III	20	3 7	3 232	3										
Oosterduinmeer		90 I		99 1 67	2 65	1 31	1	II		III	53	2 44	2 5	2	III	26	3 39	2 97	3										
		90 II		99 1 94	1 65	1 31	1	I		II		62	1 5	2	II	21	2 117	3											
Zoetermeersche Plas		90 I	B	56 2 95	1 10	3 23	2	III		III	44	3 82	1 4	3	III	41	2 30	2 357	3										
		90 II	B	94 1 40	3 10	3 23	2	III		V		4	3 4	3	V	0	1 374	3											
HH Schieland																													
Plas van Post		90 I		97 1 49	3 66	1 30	1	II		II	78	1 5	3 10	1	II	50	2 0	3 130	3										
		90 II		80 1 94	1 66	1 30	1	I		I	70	1 87	1 10	1	I	56	2 2	3 136	3										
Zevenhuizerplas		90 I		91 2	8	3 11	2	III		III	42	3	4	3	V	80	1	178	3										
		90 II		32 3 95	1 8	3 11	2	III		III	54	2 34	2 4	3	III	50	2 0	3 181	3										
WS Regge en Dinkel																													
Plas Christinalust		89 I		76 2 89	1 23	2 18	1	II		III	43	2 6	3 6	2	III	49	2 1	3 54	3										
		89 II		77 2 73	1 23	2 18	1	II		IV		4	3 6	2	IV		0	3 55	3										
Plas Enterveen 6.3		89 I		45 2 70	1 17	2 13	2	III		III	49	3 68	1		III	32	3 0	3 31	3										
		89 II		32 3 52	2 17	2 13	2	III		V		6	3		V		0	3 31	3										
Plas Enterveen 8.0		89 I		68 2 81	1 16	2 13	2	III		II	58	2 65	1		II	22	3 0	3 32	3										
		89 II		19 3 62	2 16	2 13	2	III		V	47	3 12	3		V	34	3 0	3 32	3										
PR Utrecht																													
Grote Maarssevensche Plas		90 I		7 3 69	2 43	1		III		IV	45	3 45	2		IV	20	3 13	2 95	3										
		90 II		42 2 17	3 43	1		III		V	49	3 13	3		V	20	3 0	3 100	3										
Kleine Maarssevensche Plas		90 I		23 3 64	2 2	3 10	2	IV		III	59	2 66	1 3	3	III	28	3 6	3 40	3										
		90 II		95 1 72	1 2	3 10	2	III		III	67	2 50	2 3	3	III	23	3 3	3 38	3										

Zand-, grind- of kleigat		P		V		Ecologische beoordeling																																									
						Trofie					Saprobie					Brakarakter					Zuurkarakter					Habitatdiversiteit																					
						fyto	diat	chla	nuth	N	zoop	diat	zubb	N	zoop	diat	chlo	N	zoop	diat	zgra	N	shyd	shel	shel	tabu	dzch	N																			
Plasje Vechten	90 I		69	2	68	2	5	3	10	2	III	61	2	36	2	5	2	III	15	3	2	3	34	3	V	0	3	0	3	9.1	1	III					2.0	2	III								
	90 II		46	2	53	3	5	3	10	2	IV			7	3	5	2	IV	0	3	37	3	V			0	3	8.5	2	IV	0	1	0	1	0	1			4.1	2	II						
Plasje den Oudsten	90 I		82	1	4	3					III	36	3	41	2	4	3	IV	47	2	1	3	44	3	IV	0	3	0	3	8.7	2	IV					4.8	2	III								
	90 II		20	3	57	2	4	3			IV	59	2	76	1	4	3	III	33	3	4	3	47	3	V	1	3	0	3	8.1	3	V	0	1	0	1	0	1			2.4	2	II				
Zandgat Rhenen	90 I		75	2	51	3	3	3	8	2	IV	60	2	28	3	3	IV	27	3	6	3	33	3	V			15	3	0	3	9.1	1	III					1.8	1	II							
	90 II		76	2	21	3	3	3	8	2	IV			16	3	3	3	V	0	3	34	3	V															1.7	1	I							
ZS Veluwe																																															
Heerderstrand I	90 I	Z	20	3	3	3	12	2	9	2	IV			11	1	3	3	III	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5.0	3	II					
	90 II	Z	49	1	0	3	12	2	9	2	III	25	3	0	3	3	3	V	-	-	-	-	-	-	-	-	8	1	91	3	5.4	2	III					1.3	1	II							
Kievitsveld Oost	90 I		11	3	52	3	19	2	11	2	IV	52	2	15	3	5	2	III	8	3	6	3	20	3	V	0	3	0	3	8.9	2	IV	0	1	0	1	5	1	18	1			2.0	2	II		
Kroondomein	90 I		26	3	7	3	43	1	12	2	III	41	3	7	3		V	36	2	0	3	11	3	IV	15	3	44	1	7.2	3	III	2	1	12	2	7	2	26	2			0.9	1	II			
ZS West-Overijssel																																															
Agnietenplas	89 I		72	2	86	1	12	3	15	1	III	47	3	40	2	4	3	IV	13	3	2	3	35	3	V	12	3	0	3	8.3	3	V	0	1	0	1	12	3	47	3	15	3	2.8	2	III		
	89 II		6	3	80	1	12	3	15	1	III	60	2	21	3	4	3	IV	29	3	0	3	38	3	V	0	3	0	3	8.3	3	V									15	3	2.4	2	IV		
Bijkersweg	89 I		25	3	67	2	38	2	16	1	III	59	2	36	2	5	2	III	8	3	6	3	37	3	V	0	3	0	3	8.2	3	V									85	1	0.7	1	I		
	89 II		73	2	69	2	38	2	16	1	III	56	2	16	3	5	2	III	50	2	0	3	62	3	IV	1	3	0	3	8.6	2	IV									85	1	1.0	1	I		
Casteleynplas	89 I		53	2	87	1	1	3	11	2	III	53	2	8	3	4	3	IV	13	3	2	3	94	3	V	4	3	0	3	7.9	3	V	6	3	13	2	5	1	8	1	85	1	3.0	2	III		
	89 II		33	3	67	2	1	3	11	2	IV	64	2	16	3	4	3	IV	8	3	2	3	110	3	V	1	3	0	3	8.2	3	V									85	1	6.3	3	III		
De Wijde Aa	89 I		77	2	80	1	12	3	15	1	III	33	3	12	3	4	3	V	26	3	16	2	115	3	IV	3	3	0	3	7.8	3	V	4	2	13	2	14	3	39	3	85	1	1.0	1	III		
	89 II		98	1	48	3	12	3	15	1	III	61	2	5	3	4	3	IV	21	3	0	3	98	3	V	0	3	0	3	8.2	3	V									85	1	3.5	2	II		
Lichtmis	89 I		80	2	89	1	4	3	13	2	III	48	3	26	3	4	3	V	29	3	0	3	45	3	V	1	3	0	3	8.6	2	IV									85	1	2.5	2	II		
	89 II		14	3	52	3	4	3	13	2	IV	32	3	9	3	4	3	V	14	3	2	3	44	3	V	0	3	0	3	8.7	2	IV									85	1	4.0	2	II		
Zeeuwse Waterschappen																																															
Kleiput Karelpolder	90 I	B	48	2	69	3	9	3	15	2	IV			11	3	5	2	IV									-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	2	III	
	90 II	B	69	2	94	2	9	3	15	2	III	69	2	57	2	5	2	III	40	2	21	2	10903	III			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.7	1	II
Zandwinput 's Gravenpolder	90 I	B	82	2	72	2	31	2	18	2	III			42	3	5	2	IV									-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.6	1	II	
	90 II	B	100	1	94	1	31	2	18	2	II	67	2	5	3	5	2	III	94	3	44	3	13403	V			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5	1	II

Toelichting:

P = periode van bemonstering
89 = 1989
90 = 1990
I = april-juni
II = augustus-oktober

V = typologische variant

B = brak

Z = zuur

leeg = zoet

fyto = fytoplankton

zoop = zoöplankton

diat = diatomeeën

chla = chlorofyl-*a*

nuth = nutriëntenhuishouding

zuhh = zuurstofhuishouding

chlo = chloriniteit

zgra = zuurgraad (pH)

shyd = soortenrijkdom hydrofyten

ahyd = abundantie hydrofyten

shel = soortenrijkdom helofyten

ahel = abundantie helofyten

talud = onderwatertalud

dzch = doorzicht

3 = kwaliteitsklasse 3 (hoog)

2 = kwaliteitsklasse 2 (midden)

1 = kwaliteitsklasse 1 (laag)

N = ecologisch kwaliteitsniveau

V = hoogste kwaliteitsniveau

IV = bijna hoogste kwaliteitsniveau

III = middelste kwaliteitsniveau

II = laagste kwaliteitsniveau

I = laagste kwaliteitsniveau

