

1994-02_ecologische-kanalen-macrofyten-
verantwoording

stowa

Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater

Wetenschappelijke verantwoording
van het beoordelingssysteem
voor kanalen

94-2

Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater



Wetenschappelijke verantwoording
van het beoordelingssysteem
voor kanalen

INHOUD

TEN GELEIDE	i
SAMENVATTING	ii
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	9
4.1 Methode	9
4.2 Resultaten	10
5 TYPOLOGISCHE HOOFDSTRUCTUUR KANALEN	21
5.1 Hoofdfactoren ten aanzien van het typologische raamwerk	21
5.2 De voorlopige typologische varianten	21
5.3 Weging van de voorlopige typologische varianten	22
5.3 Beschrijving van de varianten in de ideale situatie	25
6 OPSTELLEN VAN BEÏNVLOEDINGSREEKSEN	26
6.1 Methode	26
6.2 Resultaten	26
6.3 Conclusies	35
7 CONSTRUCTIE VAN DE MAATLAT	36
7.1 Uitgangspunten	36
7.2 Methode	37
7.3 Beïnvloedingsfactoren, karakteristieken en maatstaven	37
7.3.1 Eutrofiëring	38
7.3.2 Saprobiëring	42
7.3.3 Verzilting en verzoeting	45
7.3.4 Waterkwantiteitsbeheer	45
7.3.5 Inrichting	46
7.3.6 Typologisch aspect	48
7.4 De maatlat	49
8 INVULLING VAN DE ECOLOGISCHE KLASSEN EN KWALITEITSNIVEAUS	51
8.1 Methode	51
8.2 De ecologische klassen voor de maatstaven	53
8.2.1 Eutrofiëring	53
8.2.2 Saprobiëring	56
8.2.3 Verzilting en verzoeting	56
8.2.4 Waterkwantiteitsbeheer	57
8.2.5 Inrichting	59
8.2.6 Typologisch aspect	61

8.3	Toetsingskaarten	61
8.4	De ecologische kwaliteitsniveaus van de karakteristieken	67
8.5	Het ecologisch profiel	68
9	EVALUATIE VAN BEOORDELINGSRESULTATEN	70
9.1	Vergelijking van de maatstafscores uit het voor- en najaar	70
9.2	Invloed van het aantal betrokken maatstaven op de beoordeling	70
9.3	Toepasbaarheid van het systeem	72
10	HET BEOORDELINGSSYSTEEM	73
11	NABESCHOUWING EN ANBEVELINGEN	74
	LITERATUUR	75
	BIJLAGEN	80

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-1 in globale termen een aantal fysische, chemische, hydrologische en biologische kwaliteitseisen geformuleerd.

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

Eind 1985 werd in opdracht van het algemeen bestuur van de STORA, thans STOWA, op voorstel van de Onderzoeks-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 kanalen op basis van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën, fytoplankton en abiotische criteria, waarbij als belangrijke beïnvloedingsfactoren voor kanalen *eutrofiëring*, *saprobiëring*, *verzilting* en *verzoeting*, *waterkwantiteitsbeheer*, *inrichting* en *typologisch aspect* 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 1990 door de STORA opgedragen aan de Vakgroep Natuurbeheer (thans Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie) van de Landbouwuniversiteit te Wageningen en is uitgevoerd door 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 verzameld door Witteveen + Bos Raadgevende Ingenieurs (drs. C. Roos, drs. J.L. Hylkema en ir. R.A.E. Knobben). Het project werd begeleid door een commissie bestaande uit drs. B. van der Wal (voorzitter), mw. dr. R. Hovenkamp, drs. J.E. Haarlem, ir. G. Schmidt, ing. C.H. van Dam, ir. R.C. Gerritsen en mw. drs. C.M. Visser.

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

Utrecht, juni 1994

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

* De onderzoeksadviescommissie, 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).

SAMENVATTING

Door de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA voorheen STORA) is in het midden van de jaren tachtig het initiatief genomen de ecologische normdoelstellingen, zoals geformuleerd in de verschillende IMP's Water, nader uit te werken voor de vijf belangrijkste CUWVO watertypen. De opzet van het STOWA initiatief is te komen tot in de praktijk hanteerbare beoordelingssystemen waarmee het ecologisch niveau van een water kan worden bepaald. In dit rapport wordt de tot stand koming van het ecologisch beoordelingssysteem voor het CUWVO-watertype kanalen beschreven.

Het basismateriaal is afkomstig van 20 regionale waterbeheerders en 110 locaties: het betreft 133 macrofyten-, 251 macrofauna-, 200 epifytische diatomeeën en 513 fytoplanktonmonsters. Naast de biotische gegevens zijn diverse fysische en chemische gegevens gebruikt, alsmede gegevens over het gevoerde beheer.

Met behulp van multivariate analysetechnieken zijn aanwezige (latente) structuren in het materiaal opgespoord. De ordinaties zijn uitgevoerd met het software programma CANOCO. Het bleek dat de typologische verschillen tussen de kanalen in hoofdzaak verklaard kunnen worden door een tweetal factoren, te weten chloriniteit en de aard van de geologische ondergrond. Op basis van deze twee hoofdfactoren is een typologisch raamwerk geconstrueerd, bestaande uit de volgende varianten: sterk brak, brak, zoet-zand, zoet-klei en zoet-veen.

Per typologische variant zijn beïnvloedingsreeksen opgesteld voor de volgende beïnvloedingsfactoren: eutrofiëring, saprobiëring, verzilting/verzoeting, waterbeheer, inrichting en typologisch aspect. Voor elke beïnvloedingsfactor is een karakteristiek geformuleerd die het effect van zo'n factor op het aquatisch ecosysteem beschrijft. De volgende karakteristieken zijn onderscheiden: trofie, saprobie, brakarakter, waterchemie, habitatdiversiteit en variant eigen karakter.

Voor het kwantificeren van de karakteristieken worden maatstaven gebruikt, die biotisch dan wel abiotisch van aard kunnen zijn. Met behulp van de gegevens uit het STOWA-materiaal is onderzocht of met de voorgestelde maatstaven het effect van de beïnvloedingsfactor daadwerkelijk wordt beschreven.

Om te komen tot een meetinstrument worden alle maatstaven tezamen grafisch weergegeven in de zogenoemde 'maatlat'.

Aan de scores op de maatlat worden waarden toegekend door het bereik van de maatstaven steeds in drie ecologische kwaliteitsklassen te verdelen die parallel lopen aan opeenvolgende stadia van aantasting. Het vaststellen van de grenzen voor deze klassen is uitgevoerd per kanaalvariant en per maatstaf. Het resultaat wordt per typologische variant grafisch gepresenteerd op de zogenoemde toetsingskaart.

De maatlat en de toetsingskaarten leveren uitspraken op het schaalniveau van maatstaven op. Het kwaliteitsniveau voor een karakteristiek wordt gesynthetiseerd uit de deelbeoordelingen van de erbij behorende maatstaven. Voor de karakteristieken worden vijf ecologische kwaliteitsniveaus gehanteerd, te weten hoogste (V), bijna hoogste (IV), middelste (III), laagste (II) en beneden laagste kwaliteitsniveau (I).

De belangrijkste te beoordelen beïnvloedingsfactoren worden samengevat gepresenteerd in het ecologisch profiel.

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 waterbodembodem, 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 hoofddaccent 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 afgestemde 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 Verdonschot (1990a, 1990b) voor Overijssel, door Smit (1990) voor Zuid-Holland en door Van der Hammen (1992) voor Noord-Holland gedaan. Door STOWA (1992a, 1992b, 1993a, 1993b) zijn de ecologische doelstellingen voor respectievelijk stromende wateren, sloten en meren en plassen uitgewerkt in een landelijk toepasbaar beoordelingssysteem.

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 streefbeeld. 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".

De mogelijkheden voor de ontwikkeling van natuur in kanalen worden in de derde Nota als volgt beschreven. 'De functie natuur wordt over het algemeen bij kanalen sterk ondergewaardeerd. Door hier meer aandacht aan te geven is het mogelijk om natuur te bevorderen, ondanks de scheepvaartfunctie, die veel kanalen hebben. De eerste voorwaarde voor natuurontwikkeling is een redelijke of goede waterkwaliteit. Langs de oevers kunnen zich vegetatiezones ontwikkelen, indien er voldoende oppervlak beschikbaar is. Bij een geringe scheepvaartinvoer kunnen ook waterplanten zich goed ontwikkelen. Door de aanleg van vooroeververdediging, waarachter zich nog een natte, ondiepe zone bevindt, worden zowel waterplanten als vissen bevoordeeld. Indien er

voldoende mogelijkheden bestaan voor in- en doortrek kunnen vispopulaties zich in het water ontwikkelen. Het slechten van barrières op de oever verbetert de mogelijkheid voor het langstrekken van allerlei soorten.'

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. Systemvreemde 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 migratiemogelijkheden 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 de term kwaliteitsdoelstelling 2000 uit de derde Nota waterhuishouding vervangen door de term 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 die tijdens het ontwikkelingsproces gezet moeten worden. Het denkkader is in figuur 1 weergegeven. In de figuur is tevens aangegeven in welke hoofdstukken van dit rapport de verschillende stappen besproken 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.

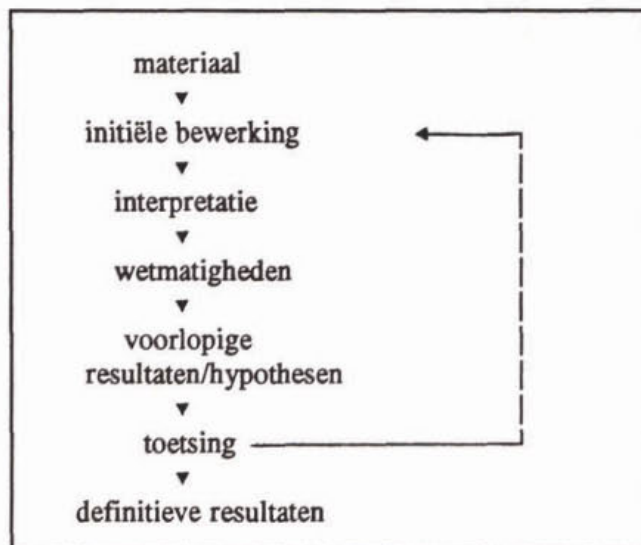
In het schema staan eerst de onderdelen die leiden tot een typologisch inzicht (stap 1 tot en met stap 4) en vervolgens de werkzaamheden die leiden tot een beoordelingssysteem (stap 5 tot en met 9).

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 inventarisatie van basisgegevens van Nederlandse kanalen 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 kanalen en vaarten onderzoek verricht volgens gestandaardiseerde methoden in 1989 en/of 1990. De locaties zijn geselecteerd in overleg met de waterkwaliteitsbeheerders (STORA, 1989). Door het ingenieursbureau Witteveen en Bos zijn de gegevens bij de waterbeheerders opgevraagd en in een database opgeslagen. Het basismateriaal is afkomstig van 20 regionale waterbeheerders. In figuur 3 wordt de geografische ligging weergegeven van alle locaties. 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 macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën en fytoplankton. In tabel 1 wordt een overzicht gegeven van de bij het onderzoek betrokken aantallen monsters en lokaties van de biotische gegevens, uitgesplitst naar regionale waterbeheerder.

Het aantal gegevens is het grootst voor het fytoplankton en het kleinst voor de macrofyten. Het aantal gegevens van de macrofauna en de epifytische diatomeeën ligt hier tussen. Op de meeste locaties zijn alle biotische componenten bepaald.

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.	macrofyten		macrofauna		diatomeeën		fytoplankton	
		locat.	monst.	locat.	monst.	locat.	monst.	locat.	monst.
ZS Amstel en Gooiland	6	5	5	6	12	5	9	6	24
HH Delfland	7	7	7	7	14	7	14	7	59
H Fleverwaard	2	2	2	2	4	2	4	2	6
ZS Drenthe	9			7	18	9	18	14	86
HH Uitwaterende Sluizen	7	7	7	6	14	6	6	7	31
Pr. Friesland	10	10	10	10	20	10	20	10	50
ZS Oostelijk Gelderland	3	3	3	3	6				
HH West-Brabant	3	3	6	3	6	3	6	3	9
ZS Rivierenland	8	8	15	8	16	8	16	8	34
Pr. Groningen	4	4	4	3	8	4	8	4	16
ZS Limburg	4	4	8	4	13	4	9	4	19
ZS Holl. Eil. en Waarden	6	6	6	6	12	6	12	4	24
GTD Oost-Brabant	2	2	2	2	4	2	4	2	22
HH Rijnland	5	5	5	5	10	5	10	5	23
HH Schieland	3	3	3	3	6	3	6	3	14
WS Regge en Dinkel	7	7	7	7	14	7	12	7	27
Pr. Utrecht	3	3	10	3	6	3	4	3	12
ZS Veluwe	3	3	4	3	7	3	6	3	12
ZS West-Overijssel	7	7	7			7	14	7	15
GTD Zeeuwse Waterschappen	11			10	21	11	22	11	30
Totaal	110	89	110	103	211	105	200	110	513

Naast biotische gegevens zijn ook diverse fysische en chemische gegevens bepaald, evenals gegevens over de omgeving en het gevoerde beheer. In het onderzoek zijn 45 fysische en chemische variabelen betrokken en 83 omgevingsvariabelen. Slechts een beperkt aantal variabelen is redelijk frequent in alle regio's bepaald. Vier omgevingsvariabelen en elf fysische en chemische variabelen zijn op alle locaties 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 was, is 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 maken van een opname van macrofyten door de beheerders zijn twee verschillende technieken gebruikt: Tansley en Braun-Blanquet. De schattingen voor de bedekking volgens Tansley en Braun-Blanquet kunnen bij ordinatietechnieken als gelijkwaardig beschouwd worden (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 consequent gevangen worden. Per monster zijn doorgaans 150 à 200 diatomeeënschaaltjes geteld. Daarna is het monster nog onderzocht op het voorkomen van andere soorten. Deze soorten zijn niet kwantitatief uitgezocht en daarom bij de bewerkingen buiten beschouwing gelaten. Het bleek dat, afhankelijk van de beheerder, het aantal getelde schaaltes vaak veel groter was dan 150 à 200 (tot 400). Voor een goede vergelijking van het materiaal is er voor gekozen te werken met de relatieve abundanties.

Evenals bij de diatomeeën varieerde het aantal getelde individuen fytoplankton sterk (afhankelijk van de beheerder). Daarom is er ook bij deze biotische component voor gekozen te werken met relatieve abundanties. Het fytoplanktonbestand bevatte veel epifytische diatomeeën. Het procentuele aandeel epifytische diatomeeën varieerde sterk (van 0 tot 95 procent). Aangezien met de gebruikte methode de epifytische diatomeeën niet consequent gevangen worden en deze in een apart STOWA-bestand zijn opgenomen, zijn de epifytische diatomeeën in het fytoplanktonbestand buiten beschouwing gelaten.

Het afstemmen van de gegevens heeft geleid tot de soortenlijsten zoals die zijn weergegeven in bijlagen 1 (macrofyten), 2 (macrofauna), 3 (epifytische diatomeeën) en 4 (fytoplankton).

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 bij elkaar opgeteld.

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 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 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, waarbij in sommige gevallen de directe methode ter illustratie is toegepast.

De in dit onderzoek veelvuldig gehanteerde multivariate analysetechniek is daarom gebaseerd op een modificatie van en aanvulling op de indirecte methode. De biotische gegevens zijn onderworpen aan een ordinatie en het resultaat daarvan wordt grafisch uitgezet in een zogenaamd ordinatiediagram. De resultaten van de ordinatie zijn daarna met een grafische presentatiemethode gerelateerd aan diverse, mogelijke 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 is het dus 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 beperkte 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.

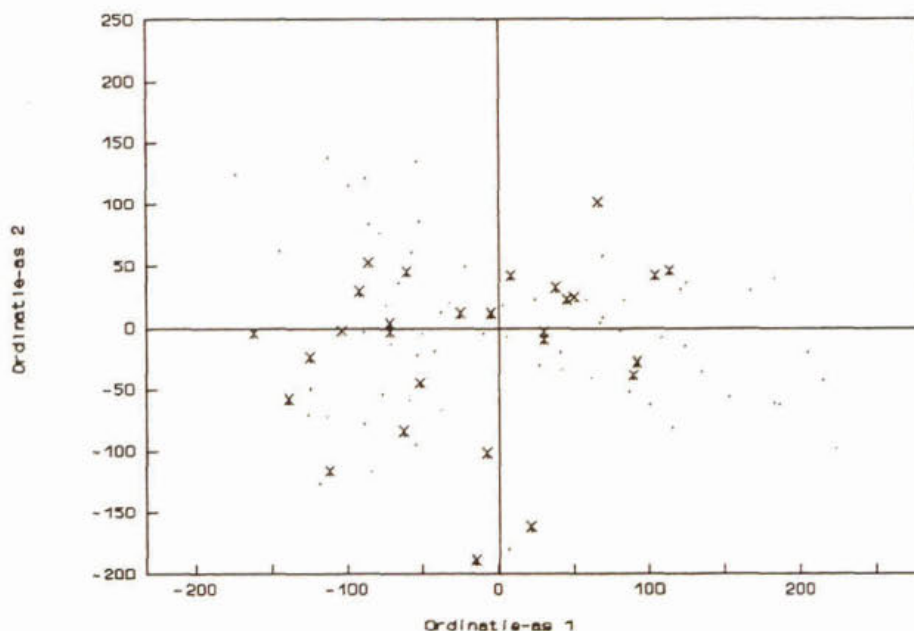
Soorten die sporadisch in het gegevensbestand voorkomen kunnen het ordinatieresultaat vertekenen. Door aan deze soorten in de berekeningen minder gewicht toe te kennen, kan dit voorkomen worden. In het programma wordt dit bereikt door gebruik te maken van de optie "downweighting of rare species".

4.2 Resultaten

Macrofyten

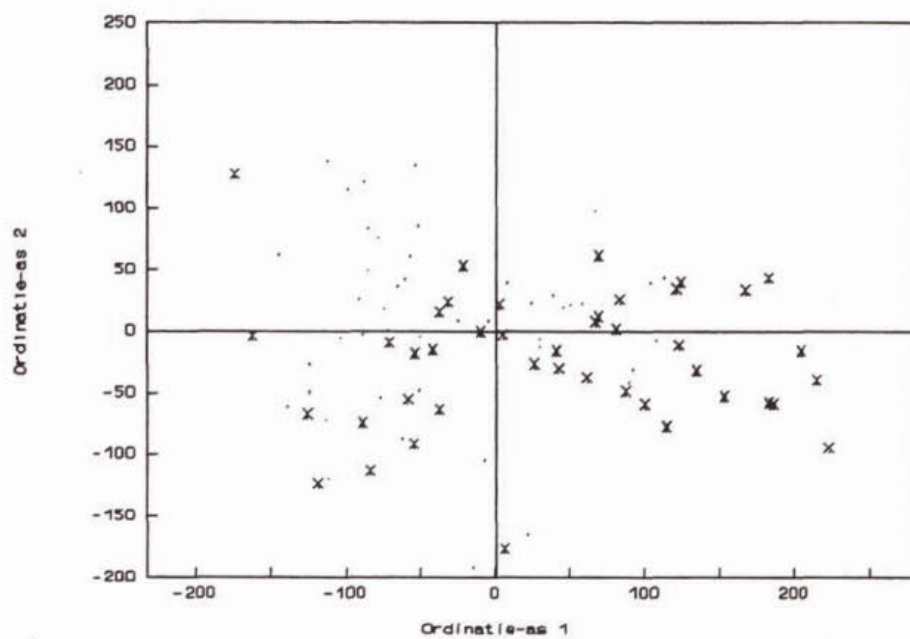
Voor de macrofyten wordt in figuur 4a, 4b en 4c een voorbeeld van een ordinatiediagram gegeven. De posities van de macrofytenmonsters zijn gemerkt met de milieuvariabelen zand (4a), klei (4b) en veen als aard van de geologische ondergrond (4c). Uit deze figuren komt naar voren dat kanalen met zand als geologische ondergrond in het middendeel van het diagram worden aangetroffen, kanalen met klei in het rechter deel en kanalen met veen in het linkerboven deel van het diagram.

Op vergelijkbare wijze zijn ook andere factoren in de diagrammen uitgezet. Het patroon dat verschijnt bij de bewerking van de macrofyten wordt echter in hoofdzaak verklaard door verschillen in aard van de geologische ondergrond.



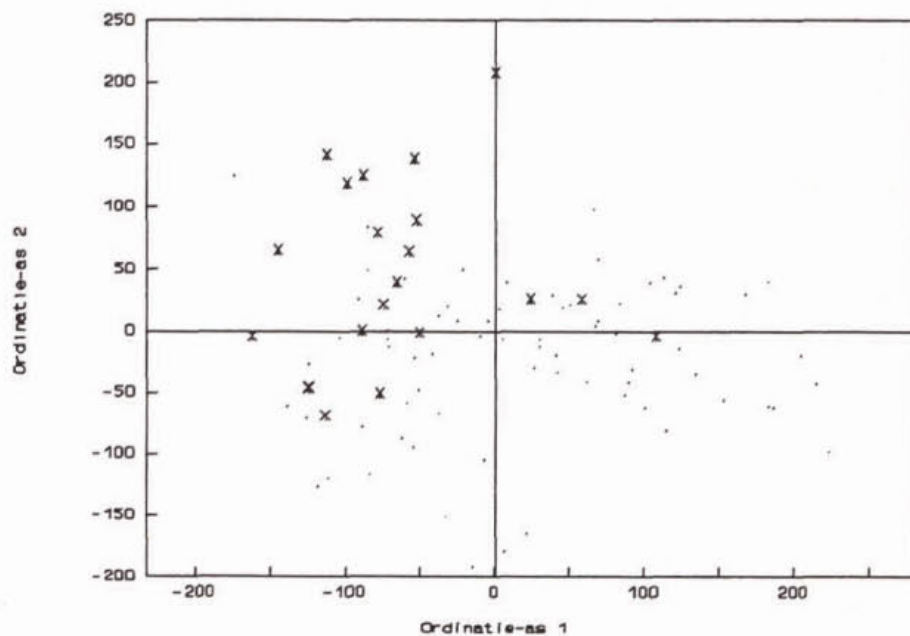
Figuur 4a: Ordinatiediagram van de macrofytenmonsters.

- X = monsters met zand als aard van de geologische ondergrond
- . = de overige monsters



Figuur 4b: Ordinatie-diagram van de macrofytenmonsters.

X = monsters met klei als aard van de geologische ondergrond
 . = de overige monsters

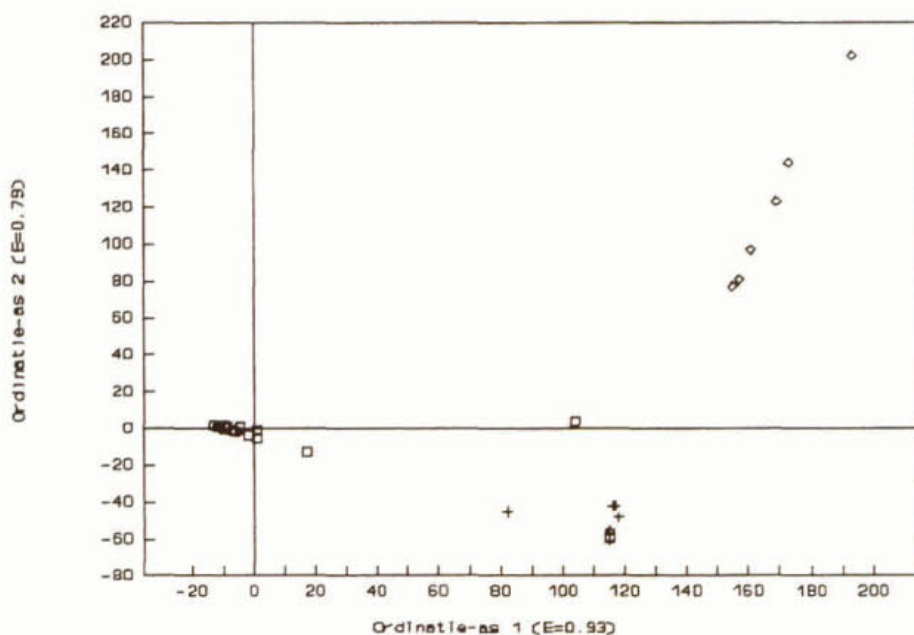


Figuur 4c: Ordinatie-diagram van de macrofytenmonsters.

X = monsters met veen als aard van de geologische ondergrond
 . = de overige monsters

Macrofauna

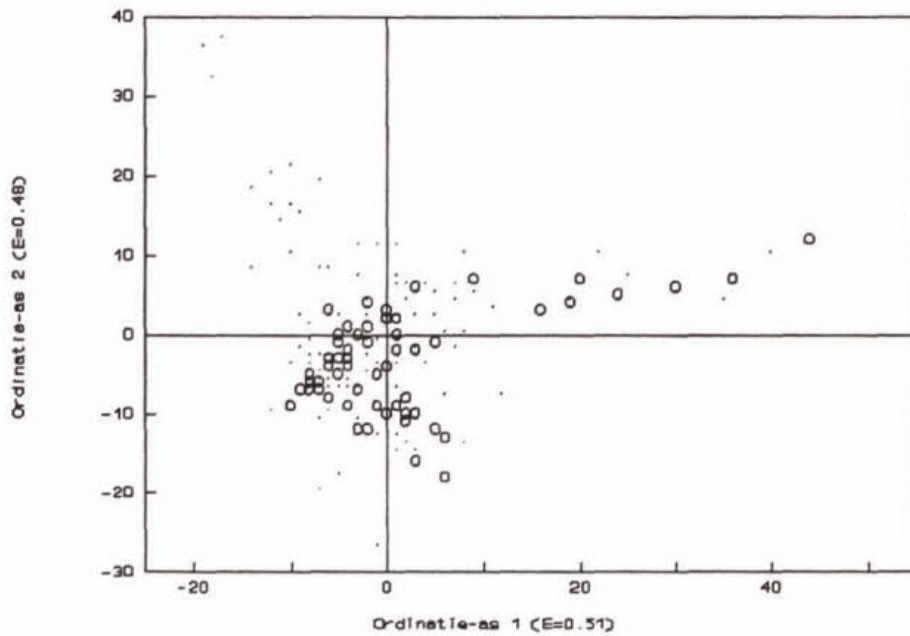
Voor de macrofauna wordt als voorbeeld in figuur 5 het ordinatiediagram weergegeven waarbij de posities van de monsters gemerkt zijn met het chloridegehalte. Hogere waarden voor het chloridegehalte worden aangetroffen in het rechter deel van het ordinatiediagram.



Figuur 5: Ordinatie-diagram van de macrofaunamonsters.

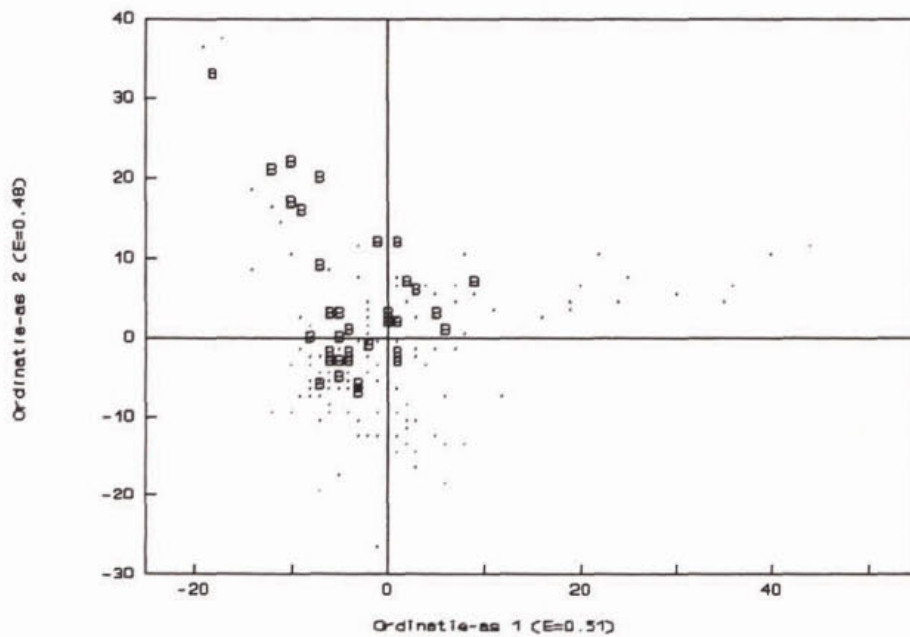
- \diamond = chloridegehalte groter dan 4000 mg/l
- $+$ = chloridegehalte tussen 1000 - 4000 mg/l
- \square = chloridegehalte tussen 0 - 1000 mg/l

In een volgende ordinatie zijn de monsters die rechts in het diagram liggen (hoog chloridegehalte) niet meegenomen, zodat patronen in het linkerdeel van de figuur zichtbaar worden. De patronen die dan verschijnen kunnen in hoofdzaak gerelateerd worden aan verschillen in aard van het bemonsterde habitat (bodem of oever). In principe bestaat de voorgeschreven bemonstering op elke locatie uit 10 meter oevermonster met het standaardnet en vijf happen met een bodemhapper. Er zijn echter slechts enkele gegevens bekend van monsters genomen met een bodemhapper. Daarom zijn alleen de monsters genomen met een net bewerkt. Van een aantal netmonsters is bekend waar het monster genomen is: oever of bodem. Van een groot deel van de netmonsters is dit niet bekend. In figuur 6 wordt als voorbeeld het ordinatiediagram weergegeven waarbij de posities van de monsters gemerkt zijn met de het type netmonster 'oever' (6a), 'bodem' (6b) en 'onbekende herkomst' (6c). Hieruit blijkt dat de monsters genomen op de bodem zich onderscheiden van de monsters genomen aan de oever. Het effect van het verschil in het monstertype kan uitgeschakeld worden door in volgende bewerkingen het type monster (oever- of bodemnetmonster) als covariabele op te nemen in de analyse.



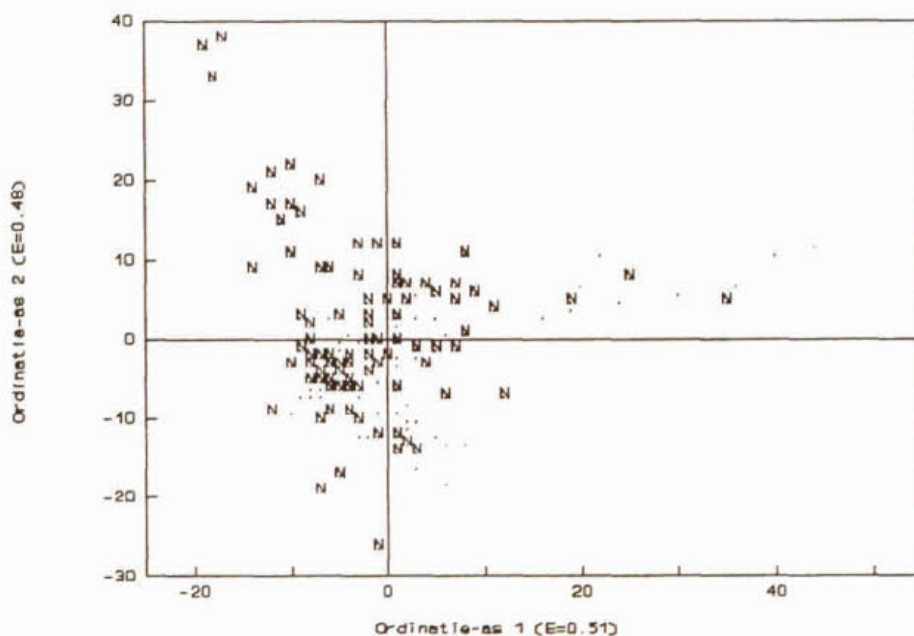
Figuur 6a: Ordinatie-diagram van de macrofaunamonsters.

- O = netmonster genomen aan de oever
- . = de overige monsters



Figuur 6b: Ordinatie-diagram van de macrofaunamonsters.

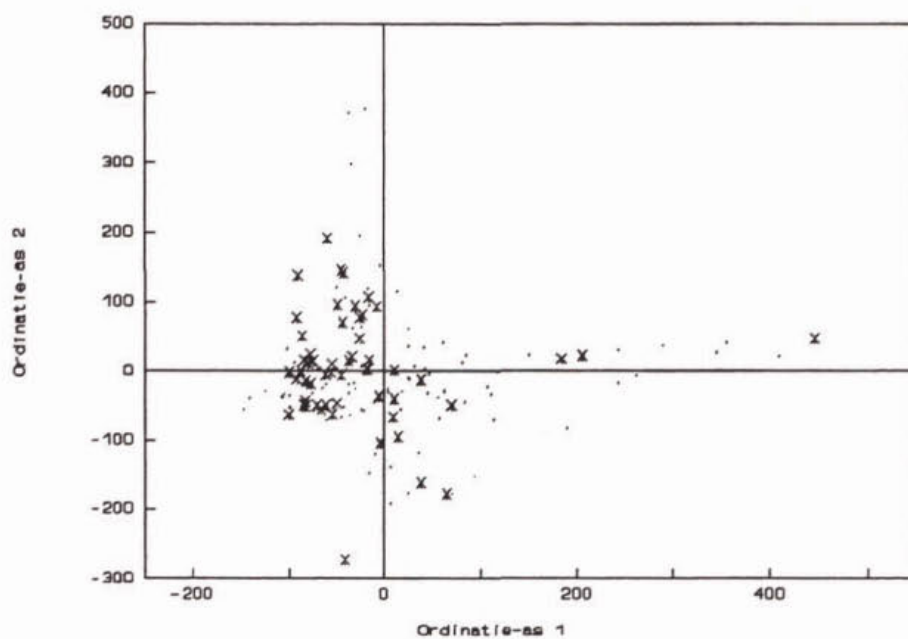
- B = netmonsters genomen op de bodem
- . = de overige monsters



Figuur 6c: Ordinatiediagram van de macrofaunamonsters.

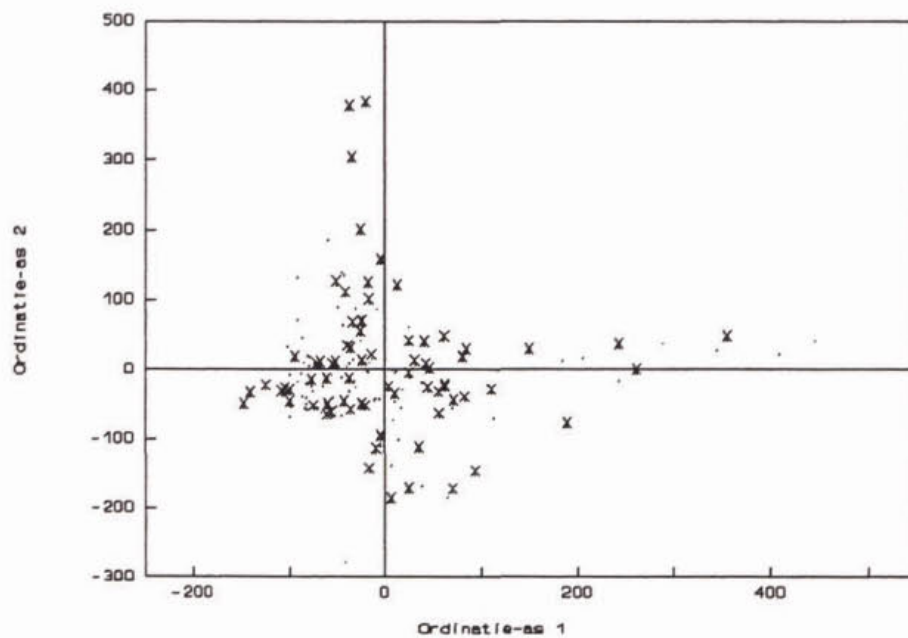
- N = monsters waarvan de herkomst onbekend is
- . = de overige monsters

Uit de laatste analyses, waarin de covariabelen zijn meegenomen, komt naar voren dat het resulterende patroon van de monsters gerelateerd kan worden aan de aard van de geologische ondergrond, diepte en de aard van de oever. Ter illustratie zijn in figuur 7a, b en c de monsters gemerkt voor de aard van de geologische ondergrond zand, klei en veen.



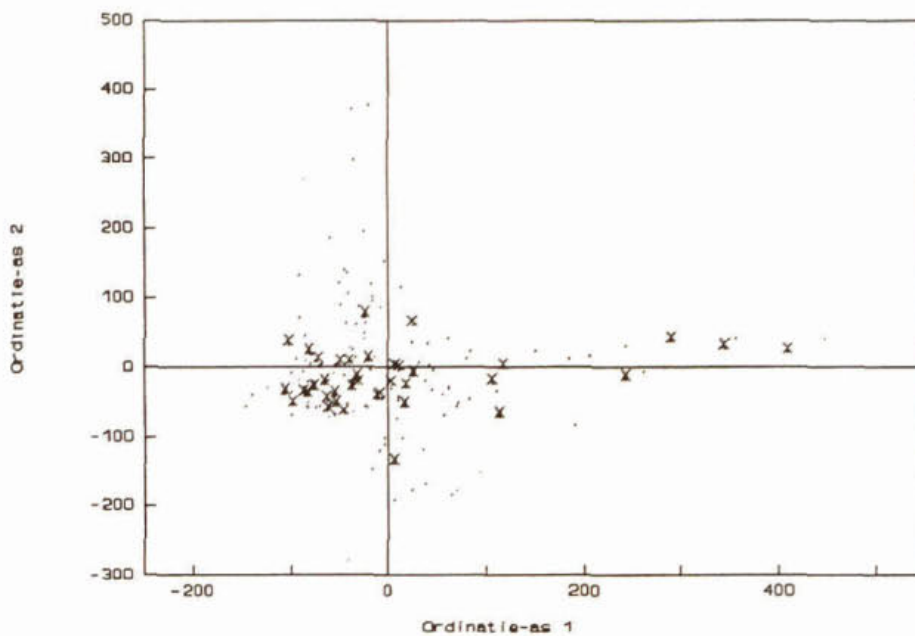
Figuur 7a: Ordinatie-diagram van de macrofaunamonsters.

X = monsters met zand als aard van de geologische ondergrond
 . = de overige monsters



Figuur 7b: Ordinatie-diagram van de macrofaunamonsters.

X = monsters met klei als aard van de geologische ondergrond
 . = de overige monsters

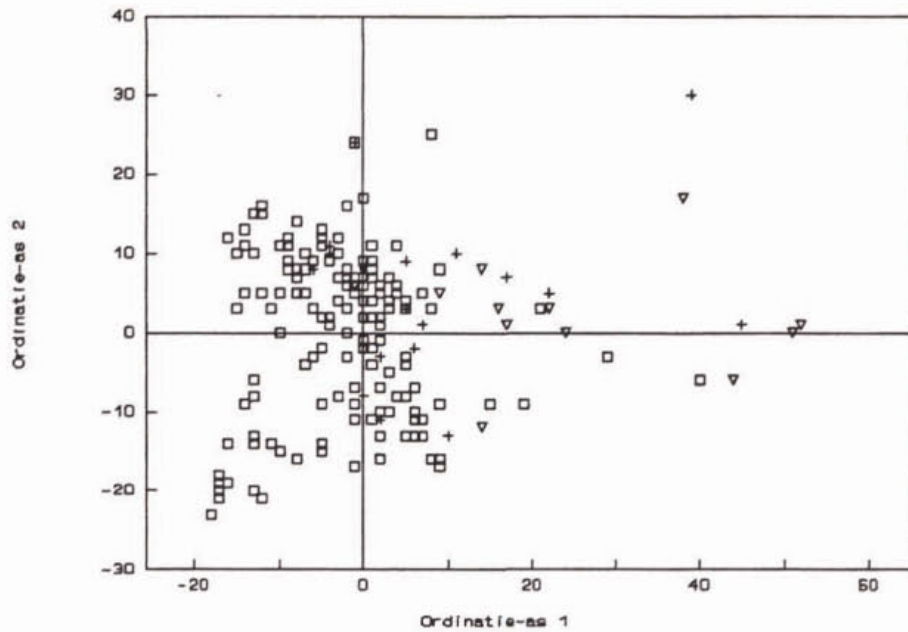


Figuur 7c: Ordinatiediagram van de macrofaunamonsters.

- X = monsters met veen als aard van de geologische ondergrond
- . = de overige monsters

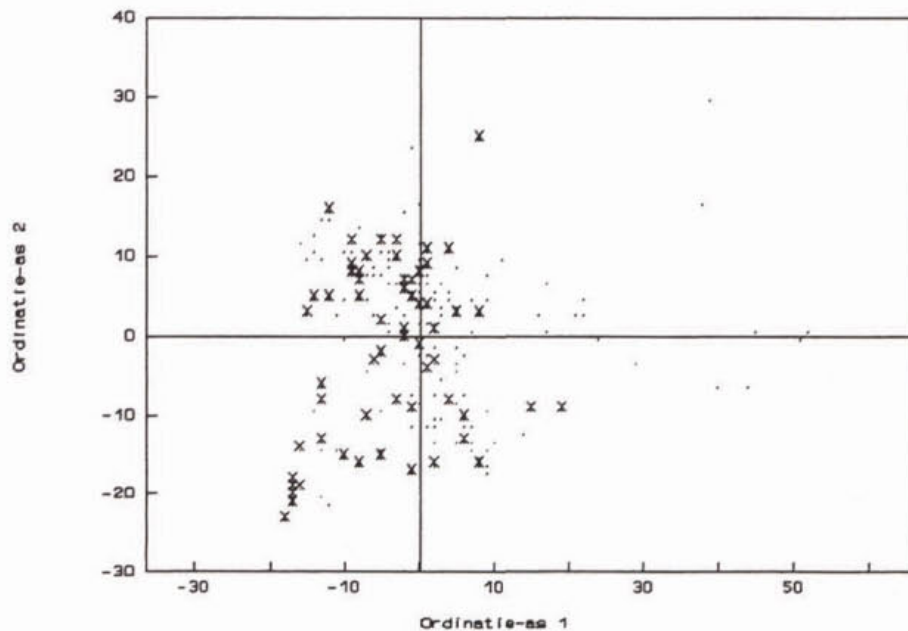
Epifytische diatomeeën

Voor de epifytische diatomeeën wordt als voorbeeld in figuur 8 het ordinatiediagram weergegeven waarbij de posities van de monsters gemerkt zijn met het chloridegehalte. In het rechterdeel van de figuur zijn de chloridegehalten hoog, in het linkerdeel laag. De patronen worden in hoofdzaak verklaard door verschillen in chloriniteit en aan verschillen in aard van de geologische ondergrond. In de figuren 9a, b en c zijn de monsters gemerkt met de aard van de geologische ondergrond.



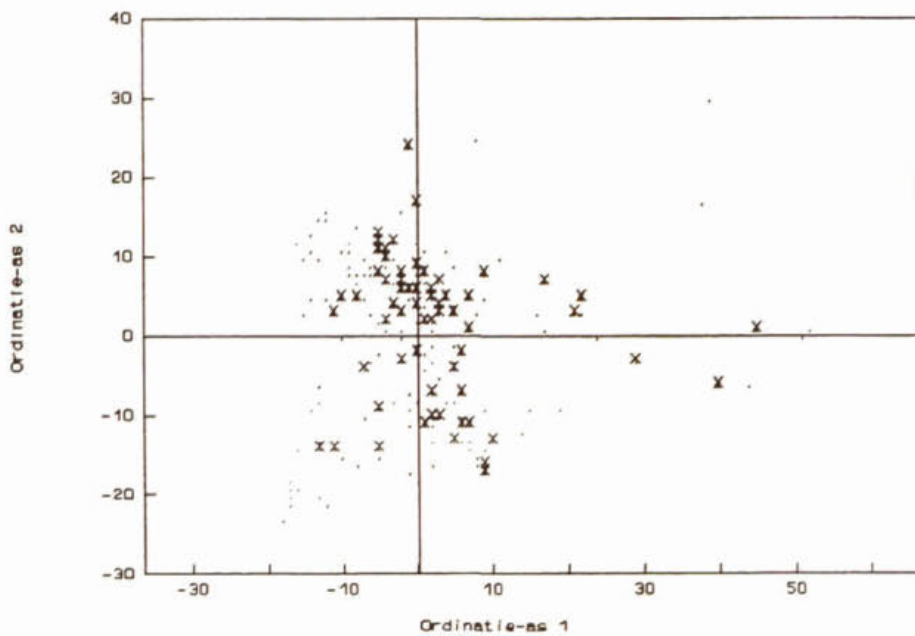
Figuur 8: Ordinatiediagram van de epifytische diatomeeënmonsters.

- ▽ = chloridegehalte groter dan 2000 mg/l
- + = chloridegehalte tussen 300 - 2000 mg/l
- = chloridegehalte tussen 0 - 300 mg/l.



Figuur 9a: Ordinatiediagram van de epifytische diatomeeënmonsters.

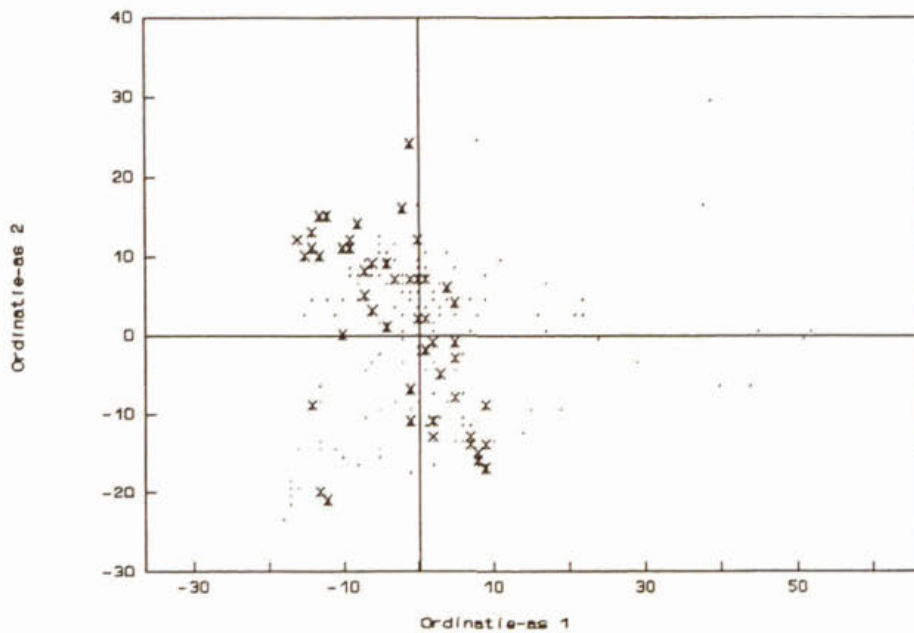
- X = monsters met zand als aard van de geologische ondergrond
- . = de overige monsters



Figuur 9b: Ordinatiediagram van de epifytische diatomeeën.

X = monsters met klei als aard van de geologische ondergrond

. = de overige monsters



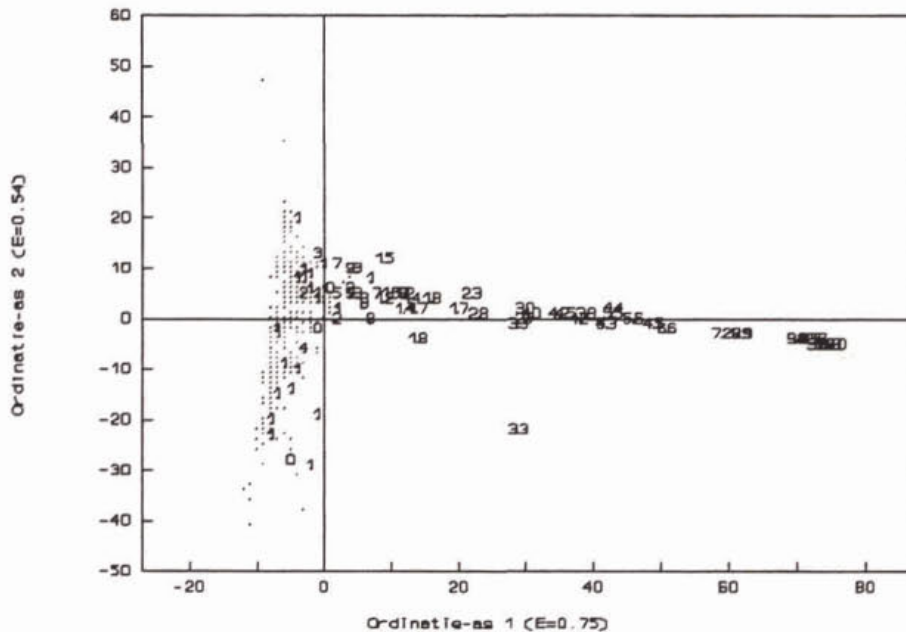
Figuur 9c: Ordinatiediagram van de epifytische diatomeeënmonsters.

X = monsters met veen als aard van de geologische ondergrond

. = de overige monsters

Fytoplankton

Voor het fytoplankton wordt als voorbeeld in figuur 10 het ordinatiediagram weergegeven waarbij de posities van de monsters gemerkt zijn met de relatieve abundantie van *Oscillatoria agardhii*. Uit deze figuur blijkt dat de abundanties van deze soort hoog zijn in het rechterdeel van het diagram en veel lager in het linker deel. Het patroon wordt in hoofdzaak bepaald door de aanwezigheid van de soort *Oscillatoria agardhii*. Uit nadere bestudering van het voorkomen van *Oscillatoria agardhii* in het STOWA-bestand blijkt dat deze niet wordt aangetroffen in de wintermaanden. Er blijkt dus een relatie met de factor tijd (seizoen) te zijn. Relaties met andere factoren zijn niet gevonden.



Figuur 10: Ordinatiediagram van de fytoplanktonmonsters.

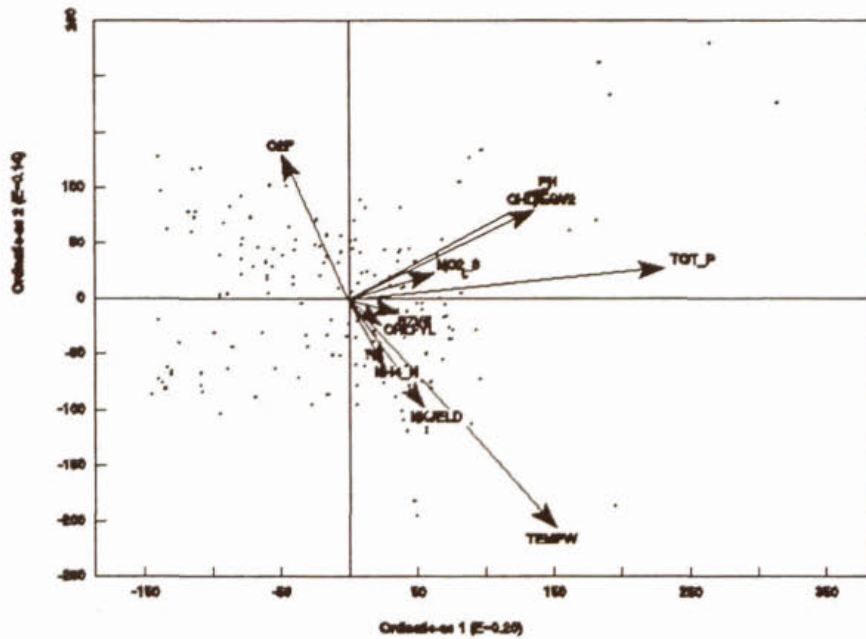
- 'getal' = relatieve abundanties van de soort *Oscillatoria agardhii*
- . = monsters waarin deze soort niet is aangetroffen

Directe ordinaties

Er zijn directe ordinaties uitgevoerd met de gegevens van macrofyten, macrofauna en epifytische diatomeeën. Slechts elf variabelen zijn rond het bemonsteringstijdstip van de biota gemeten. Deze variabelen zijn gebruikt bij de directe analyses: BZV₅, chlorofyl-*a*, chloride, EGV, ammoniumstikstof, Kjeldahl-stikstof, de som van nitraat en nitriet, zuurstofpercentage, pH, totaal-fosfaat en de watertemperatuur.

Uit de eerste directe ordinaties blijken chloride en EGV het ordinatieresultaat in hoge mate te verklaren. Dit komt overeen met de resultaten van de indirecte analyses. In vervolg analyses zijn de monsters met een hoog chloridegehalte niet meegenomen. In figuur 11 wordt als voorbeeld het resultaat gegeven van de ordinatie van de diatomeeënmonsters zonder de brakke monsters.

In de figuur geeft de lengte van de pijl de mate van de invloed van de desbetreffende variabele weer; hoe groter de pijl, hoe groter de invloed. De richting van de pijl loopt parallel met de gradiënt van de beïnvloedingsfactor. Voor zowel de macrofyten, macrofauna als diatomeeën blijkt na weglating van de brakke monsters, dat de watertemperatuur voor een groot deel de ordinaties verklaart. Dit betekent dat er sprake is van een seizoensinvloed. In het STOWA-materiaal wordt gezocht naar stuurbare factoren die het kanaal beïnvloeden. Aangezien de factor tijd geen stuurbare factor is, wordt in verdere bewerkingen de seizoensinvloed uitgeschakeld door de tijd (weeknummer) als covariabele in de ordinatie analyses mee te nemen.



Figuur 11: Resultaat van de directe ordinatie analyse van de epifytische diatomeeënmonsters zonder de monsters met een hoog chloridegehalte.

. = de monsters

'pijl' = de milieuvariabelen

5 TYPOLOGISCHE HOOFDSTRUCTUUR KANALEN

5.1 Hoofdfactoren voor typologisch raamwerk

Onderzocht is of er rekening gehouden moet worden met de aanwezigheid van verschillende typen kanalen in Nederland. De in het beoordelingssysteem gehanteerde typologische indeling is tot stand gekomen op basis van de samenstelling van de in kanalen aangetroffen levensgemeenschappen. Uit het vorige hoofdstuk is gebleken dat de verschillen tussen de kanalen in hoofdzaak verklaard kunnen worden door een tweetal factoren, te weten chloridegehalte en aard van de geologische ondergrond. Met de aard van de geologische ondergrond hangen andere factoren samen, zoals voedselrijkdom en de dikte van de sapropeliumlaag. De factor chloriniteit heeft betrekking op de beweegbare component van het ecosysteem (water), terwijl de aard van de geologische ondergrond betrekking heeft op de vaste component (waterbodem). De vaste component is een relatief stabiel kenmerk van het ecosysteem. De beweegbare component is echter minder stabiel en kan als gevolg van beheersmaatregelen van aard veranderen.

Een hoge chloriniteit is dominant over de aard van de geologische ondergrond (zoals bijvoorbeeld duidelijk blijkt de macrofaunasamenstelling). Dit betekent dat de effecten van de aard van de geologische ondergrond niet tot uiting komen indien het chloridegehalte hoog is.

In tabel 2 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 (zie ook hoofdstuk 4).

Tabel 2: Overzicht van de hoofdfactoren voor het typologisch raamwerk.

hoofdfactoren	biotische componenten
chloriniteit	macrofauna, diatomeeën
aard van de geologische ondergrond	macrofyten, macrofauna, diatomeeën

5.2 De voorlopige typologische varianten

Op basis van de uitkomsten van hoofdstuk 4 en § 5.1 wordt de variabele aard van de geologische ondergrond (in het STOWA-bestand vermeld als 'bodem omgeving meest voorkomend') als voorlopig criterium gehanteerd voor de verdere toedeling voor de zoete kanalen.

De grens tussen brak en zoet wordt voorlopig op 300 mg/l gesteld uitgaande van literatuur (CUWVO, 1988; Verdonschot, 1990a; STOWA, 1993a) en de resultaten van het STOWA-materiaal.

Op grond van de bovengenoemde criteria zijn de kanalen toegedeeld aan de voorlopige typologische varianten. Een overzicht van de aantallen locaties per voorlopige variant is weergegeven in tabel 3. Uit de tabel blijkt dat de locaties uit de brakke variant voornamelijk liggen in de streken langs de kust. Het aantal locaties dat tot deze variant behoort is beduidend kleiner dan het aantal locaties behorend tot de andere varianten.

Tabel 3: Aantal monsters per voorlopige typologische variant uitgesplitst naar beheerder en biotische component.

	macrofyten				macrofauna				diatomoën				fytoplankton			
	b	k	v	z	b	k	v	z	b	k	v	z	b	k	v	z
A	1	1	3		2	2	7		1	2	6		3	4	11	
B		3	1	2		5	1	5		6	2	6		23	5	29
C	1	1			2	2			2	2			3	3		
D							5	7			8	10			42	44
E	1	4	2		2	5	4		1	3	2		5	16	10	
F		2	6	2		4	11	4		4	12	4		10	29	10
G		3				6										
H		2		2		1		3		2		4		3		6
I		15				16				16				33		
J		2		2		1		3		4		4		7		8
L		4		4		6		7		5		4		9		9
M		3	2			8	4			8	4			12	12	
O				2				2				4				21
R		2		2		4	2	4		4	2	4		9	4	10
S		3				6				6				14		
T				5				13				12				26
U			3	2			4	2			2	2			8	4
V				4				6				6				12
W		1	4	2						2	8	4		3	8	4
Z					14	3			16	4		2	19	6		4

A: ZS Amstel & Gooiland
 B: HH Delfland
 C: H Fleverwaard
 D: ZS Drenthe
 E: HH Uitwaterende Sluizen

F: Pr. Friesland
 G: ZS Oost-Gelderland
 H: HH West-Brabant
 I: ZS Rivierenland
 J: Pr. Groningen

L: W Limburg
 M: ZS Holl. Eil. & Waarden
 O: GTD Oost-Brabant
 R: HH Rijnland
 S: HH Schieland

T: WS Regge en Dinkel
 U: Pr. Utrecht
 V: ZS Veluwe
 W: ZS West-Overijssel
 Z: GTD Zeeuwse Waterschappen

b: brakke variant

k: klei variant

v: veenvariant

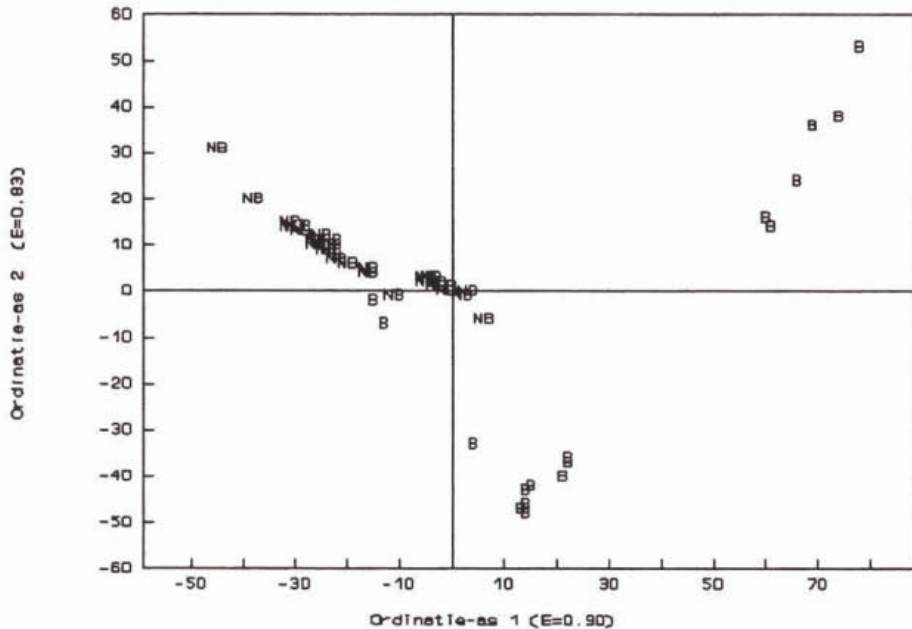
z: zandvariant

5.3 Weging van de voorlopige typologische varianten

Onderzocht is of de grens tussen brak en zoet van 300 mg/l chloride bruikbaar is voor de indeling van kanalen. Daartoe is een ordinatie uitgevoerd met de brakke en net niet brakke monsters, oftewel die monsters waarvan het minimum chloridegehalte gedurende het gehele jaar hoger is dan 200 mg/l.

Het resultaat van de ordinatie met macrofaunamonsters is weergegeven in figuur 12. In de figuur zijn de monsters gemerkt zijn met 'NB' (niet-brakke monsters) indien het minimum chloridegehalte tussen de 200 en 300 mg/l ligt, en met 'B' (brakke monsters) indien het minimum chloridegehalte hoger is dan 300 mg/l. De niet-brakke monsters liggen links in de figuur, de brakke rechts. Uit verdere interpretatie blijkt dat rechtsonder het chloridegehalte middenhoog (950 - 4940 mg/l) en rechtsboven hoog (5630 - 17900 mg/l) is. De scheiding tussen de monsters met een laag

chloridegehalte en een middenhoog gehalte blijft ook zichtbaar na weglating van de sterk brakke monsters uit de ordinatie. De grens van 300 mg/l chloride lijkt hiermee bevestigd. Uit de resultaten blijkt dat het wellicht nodig is om een brakke en een sterk brakke variant te onderscheiden. De grens tussen deze twee varianten wordt gelegd bij 4000 mg/l.

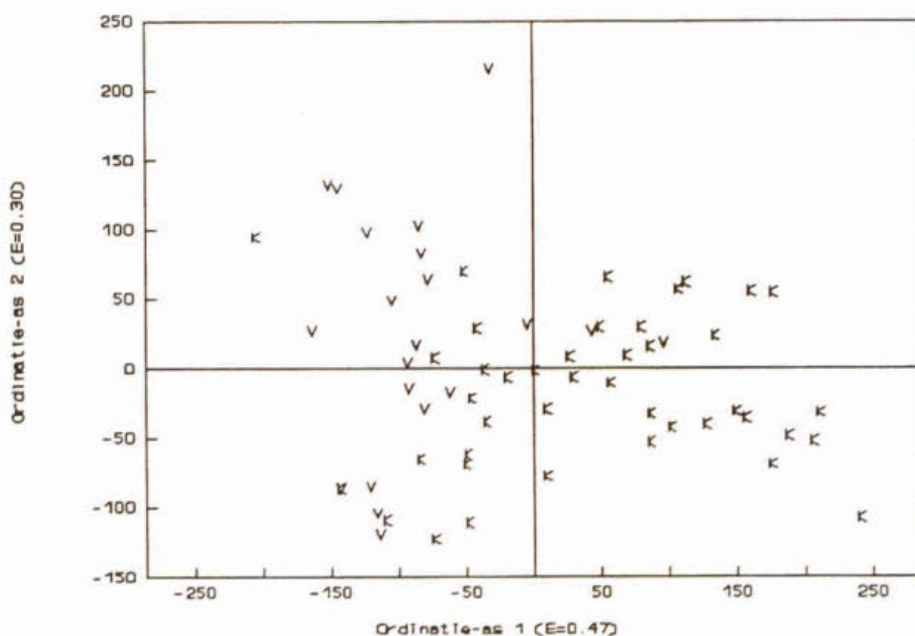


Figuur 12: Ordinatie diagram van de macrofaunamonsters met een chloridegehalte > 200 mg/l.
 NB = chloridegehalte tussen 200 - 300 mg/l
 B = chloridegehalte > 300 mg/l

Om een indruk te krijgen van de sterkte van de scheiding tussen de zoete varianten worden ordinaties uitgevoerd waarbij telkens de monsters van twee typologische varianten betrokken zijn. Als voorbeeld wordt in figuur 13 het resultaat van de ordinatie van de macrofytenmonsters van de klei- en veenkanalen gepresenteerd.

De figuur geeft aanleiding te veronderstellen dat de veenmonsters op een anderen plaats liggen in het diagram dan de kleimonsters. Met de toets van Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf, 1981) kan deze veronderstelling nader getoetst worden. Als nulhypothese wordt gesteld dat er geen verschil is tussen de plaats van de monsters van de veen- en die van de kleikanalen op de eerste ordinatie-as. Deze hypothese wordt verworpen bij $p < 0,05$. De toetsing wordt uitgevoerd met de ordinatie-scores zoals het programma CANOCO die levert.

De toetsing van de macrofytenmonsters voor zand met klei, zand met veen en klei met veen levert steeds een p kleiner dan 0,05 op. De nulhypothese wordt verworpen en het verschil tussen de varianten is significant. Toetsing op basis van respectievelijk de macrofauna, epifytische diatomeeën en fytoplankton levert geen significante verschillen op.



Figuur 13: Ordinatie-diagram van de macrofytenmonsters toegeedeeld aan de klei- of veenvariant.

K = behorend tot de kleivariant
 V = behorend tot de veenvariant

Op basis van bovenstaande resultaten wordt het definitieve typologische raamwerk vastgesteld. Het voorlopige typologische raamwerk wordt daartoe uitgebreid met een sterk brakke variant. In tabel 4 wordt het definitieve raamwerk weergegeven.

Tabel 4: De onderscheiden kanaalvarianten in het beoordelingssysteem met de indelingscriteria en hun naamgeving.

variant	indelingscriterium		verdere aanduiding
	aard geologische ondergrond	minimale chloride (mg/l) in een jaar	
brak	n.v.t.	> 4000	sterk brakke kanalen
brak	n.v.t.	300 - 4000	brakke kanalen
zoet-klei	klei	< 300	kleikanalen
zoet-veen	veen	< 300	veenkanalen
zoet-zand	zand	< 300	zandkanalen

5.4 Beschrijving van de typologische varianten in de ideale situatie

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

- In de 'ideale' situatie wordt het fysische kanaalmilieu gekenmerkt door een bepaalde mate van variabiliteit. Zo zijn er verschillende substraten aanwezig, voornamelijk aan de oeverzijde. Ook het oeverprofiel van het kanaal is gevarieerd; flauwere taluds worden afgewisseld met steilere. Door deze variabiliteit in de vaste component is het aantal microhabitats groot, wat leidt tot een gevarieerde samenstelling van de (aquatische) levensgemeenschap.
- De chemische samenstelling van het water in kanalen wordt in de 'ideale' situatie gekenmerkt door het goedeels ontbreken van exogene verrijking met organisch materiaal en nutriënten.
- In de 'ideale' situatie is er weinig tot geen scheepvaart (met name beroepsscheepvaart) in het kanaal.
- In de 'ideale' situatie is het waterkwantiteitsbeheer gericht op het zolang mogelijk conserveren van het gebiedseigen water. Door gericht beheer wordt inlaat van gebiedsvreemd water tot een minimum beperkt.

Naast deze algemene uitgangspunten wordt voor de constructie van de 'ideale' situatie voor een aantal varianten gebruik gemaakt van de geografische gebondenheid.

Voor de constructie van de 'ideale' situatie is gebruik gemaakt van de literatuur zoals weergegeven in bijlage 5.

De uiteindelijke beschrijving van de typologische varianten staat in STOWA, 1994.

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 zijn de monsters uit het STOWA-bestand toegedeeld naar de varianten op basis van de in tabel 4 genoemde criteria. Per typologische variant zijn indirecte ordinaties uitgevoerd met de afzonderlijke monsters voor zowel de macrofyten, de macrofauna, de diatomeeën als het fytoplankton. De resultaten van de ordinaties zijn geïnterpreteerd op de wijze zoals beschreven in § 4.1. Gezocht is naar die milieuvariabelen die de patronen in het biotische materiaal het beste verklaren, waarna vervolgens de gevonden relaties geschematiseerd worden tot afzonderlijke beïnvloedingsreeksen.

6.2 Resultaten

In tabel 5 worden de aantallen monsters per typologische variant weergegeven. Uit de tabel blijkt dat het aantal monsters van de sterk brakke variant en de brakke variant (zeer) klein is. Het aantal sterk brakke monsters is zo klein dat bij bewerking van deze variant geen patronen kunnen ontstaan. Daarom is voor de beschrijving van de sterk brakke variant zo nodig gebruik gemaakt van de brakke variant.

Tabel 5: Aantallen monsters per typologische variant na toedeling.

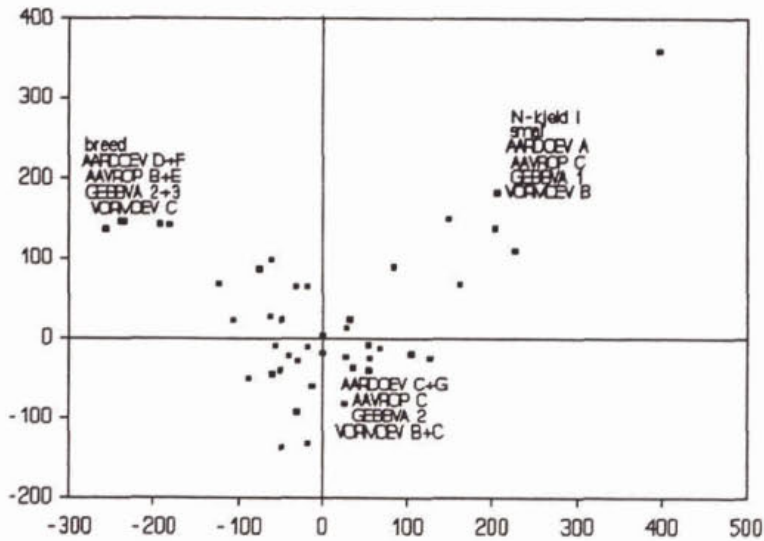
biotische component	typologische variant				
	sterk brak	brak	klei	veen	zand
macrofyten	0	3	46	23	27
macrofauna	4	16	69	38	56
diatomeeën	4	16	68	46	66
fytoplankton	5	25	152	129	187

Door het samennemen van de twee brakke varianten blijven er 4 typologische varianten over voor de ordinaties per typologische variant. In totaal zijn er vijftien ordinaties uitgevoerd (4 typologische varianten * 4 biotische componenten - 1 brakke variant voor de macrofyten omdat hiervoor de macrofytengegevens ontbreken).

De belangrijkste resultaten van deze bewerkingen zijn schematisch weergegeven in de figuren 14 tot en met 28. 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.

Macrofyten

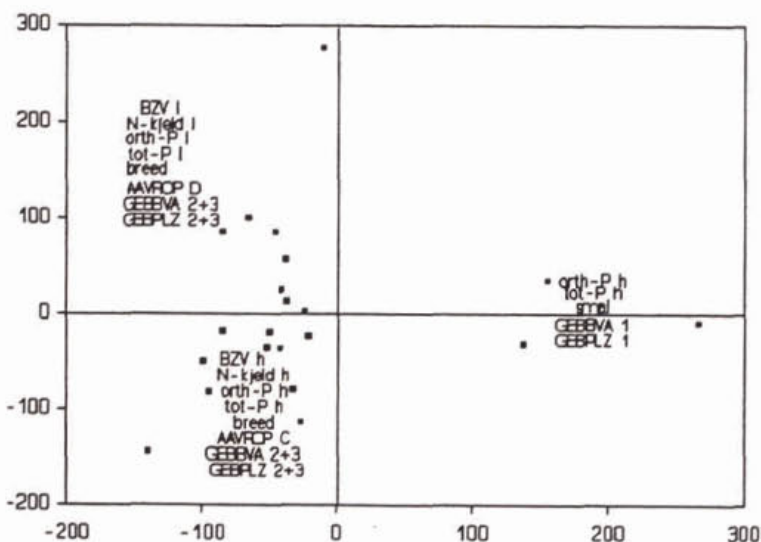
In figuur 14, 15 en 16 worden de resultaten weergegeven van respectievelijk de klei-, de veen- en de zandkanalen. Rechts van de figuren staan de omschrijvingen van in de figuur gebruikte afkortingen.



- AARDCEV = aard van de oever
 " A = kruiden en gras
 " C = onbegroeid
 " D = hardhout
 " F = losse stenen
 " G = beton/tegels
 AAVROP = aard vreemd oppervl. water
 " B = thermisch verontr.
 " C = afwijkende ionensamenstelling
 " E = organisch verontr.
 GEBBVA 1 = gebruik beroeps-scheepvaart weinig
 " 2 = redelijk
 " 3 = veel
 VORMCEV = vorm van de oever
 " B = schuin
 " C = beschoeiing
 N-kjeld 1 = laag Kjeldahl-stikstofgehalte

Figuur 14: Ordinatie diagram van de macrofyten in de kleikanalen.

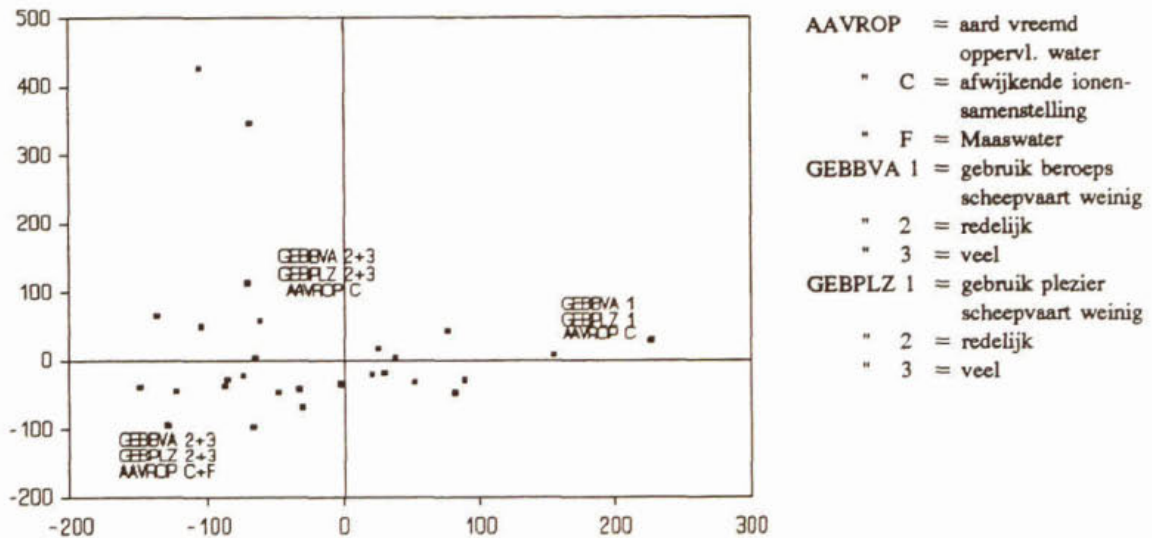
Rechtsboven in figuur 14 liggen kanalen met een relatief laag Kjeldahl-stikstofgehalte, een schuine begroeide oever en weinig scheepvaart. Deze kanalen zijn relatief smal. Linksboven liggen de kanalen met veel scheepvaart, beschoeide oevers van hardhout of losse stenen. Deze kanalen zijn thermisch of organisch verontreinigd. Dit zijn brede kanalen. De kanalen in het midden liggen ook qua milieu-omstandigheden tussen de twee uitersten in.



- AAVROP = aard vreemd oppervl. water
 " C = afwijkende ionensamenstelling
 " D = hoog chloride
 GEBBVA 1 = gebruik beroeps-scheepvaart weinig
 " 2 = redelijk
 " 3 = veel
 GEBPLZ 1 = gebruik plezier-scheepvaart weinig
 " 2 = redelijk
 " 3 = veel
 BZV 1 = laag BZV₅
 " h = hoog BZV₅
 N-kjeld 1 = laag Kjeldahl-stikstofgehalte
 " h = hoog "
 orth-P 1 = laag ortho-fosfaat gehalte
 " h = hoog "
 tot-P 1 = laag totaal-fosfaat gehalte
 " h = hoog "

Figuur 15: Ordinatie diagram van de macrofyten in de veenkanalen.

Rechts in figuur 15 liggen de kanalen met hogere fosfaatgehalten. Deze kanalen zijn over het algemeen smal en weinig bevaren. Linksboven liggen brede kanalen die weinig verontreinigd zijn (lage BZV₅, Kjeldahl-stikstof, ortho-fosfaat en totaal-fosfaat). Linksonder liggen brede kanalen die meer verontreinigd zijn (hoog BZV₅, Kjeldahl-stikstof, ortho-fosfaat en totaal-fosfaat). De kanalen links in de figuur worden redelijk tot veel bevaren.



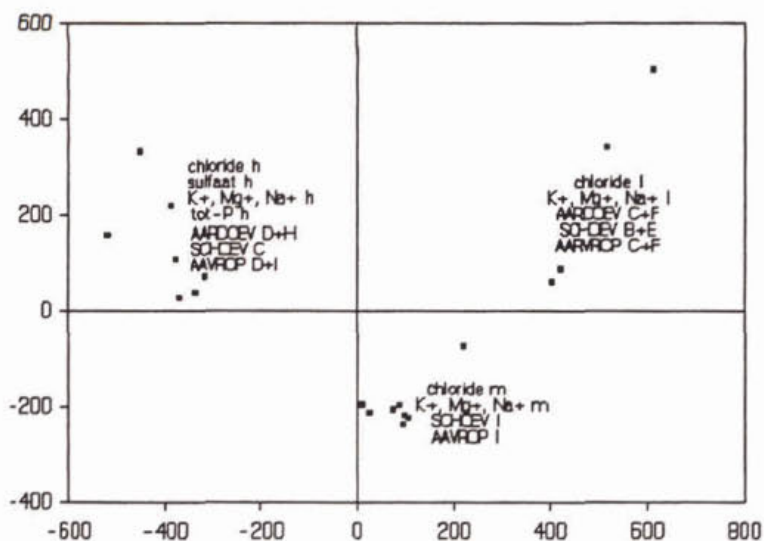
Figuur 16: Ordinatie diagram van de macrofyten in de zandkanalen.

Rechts in figuur 16 liggen weinig bevaren kanalen. De aard van het vreemd oppervlaktewater is van afwijkende ionensamenstelling. Linksboven in de figuur liggen kanalen met redelijk tot veel scheepvaart en eenzelfde aard van het vreemde oppervlaktewater als de kanalen rechts. Linksonder liggen redelijk tot veel bevaren kanalen die onder invloed van Maaswater (zink- en cadmiumrijk) staan.

Macrofauna

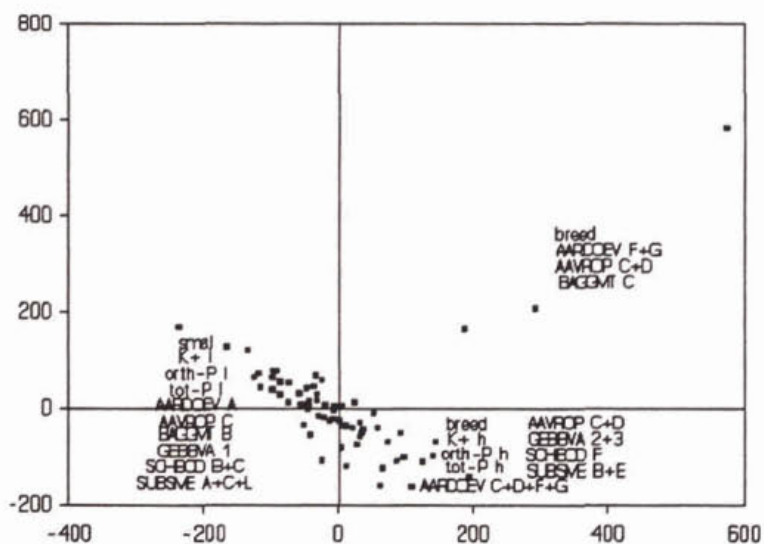
In figuur 17, 18, 19 en 20 zijn de resultaten weergegeven van respectievelijk de brakke varianten, de klei-, de veen- en de zandvarianten. Rechts van de figuren staan de omschrijvingen van de in de figuur gebruikte afkortingen.

In figuur 17 liggen rechtsboven kanalen met een lager chloridegehalte en een lager kalium-, natrium- en magnesiumgehalte. Linksboven liggen kanalen met een hoger chloridegehalte en een hoger kalium-, natrium- en magnesiumgehalte. Dit blijken sterk brakke kanalen te zijn. De kanalen middenonder liggen wat betreft deze variabelen tussen de twee uitersten in.



Figuur 17: Ordinatie diagram van de macrofauna in de brakke kanalen.

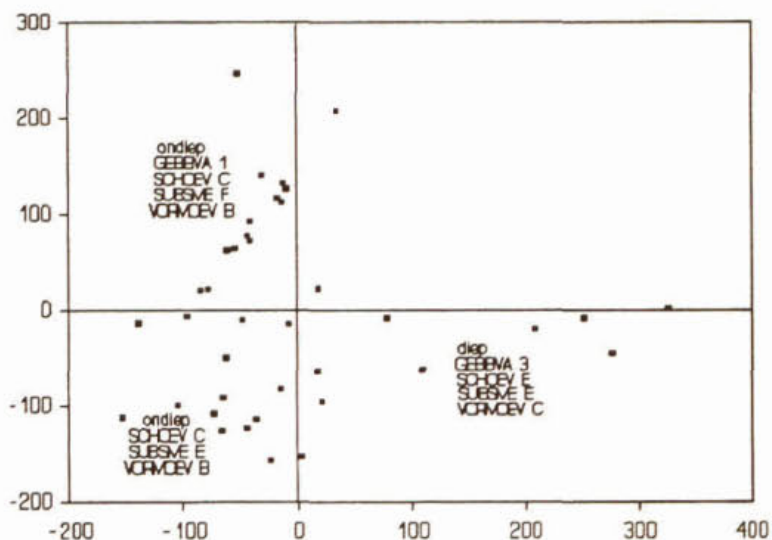
- AARDOEV = aard van de oever
- " C = onbegroeid
- " D = hardhout
- " F = losse stenen
- " H = gras
- AAVROP = aard vreemd oppervl. water
- " C = afwijkende ionensamenstelling
- " D = hoog chloride
- " F = laag chloride
- " I = niet
- SCHOEV = schoning oever
- " B = maaien en verwijderen
- " C = maaien en laten liggen
- " E = niet of onbekend
- " I = niet
- K+, Mg+, Na+ = kalium, magnesium, natrium
- tot-P = totaal-fosfaat
- " l = laag
- " h = hoog



Figuur 18: Ordinatie diagram van de macrofauna in de kleikanalen.

- AARDOEV = aard van de oever
- " A = kruiden en gras
- " C = onbegroeid
- " D = hardhout
- " F = losse stenen
- " G = beton of tegels
- AAVROP = aard vreemd oppervl. water
- " C = afwijkende ionensamenstelling
- " D = hoog chloride
- BAGGMT = baggermethode
- " B = dragline
- " C = zuiger
- GEBBVA 1 = gebruik beroepsvaart weinig
- " 2 = redelijk
- " 3 = veel
- SCHBOD = schoning bodem
- " B = maai- of veegboot
- " C = maaikorf
- " F = niet
- SUBSME = substraatsamenst.
- " A = zand
- " B = klei
- " C = veen
- " E = fijne detritus
- " L = waterplanten
- K+ l = laag kalium
- " h = hoog kalium
- orth-P l = laag ortho-fosfaat
- " h = hoog ortho-fosfaat
- tot-P l = laag totaal fosfaat
- " h = hoog totaal fosfaat

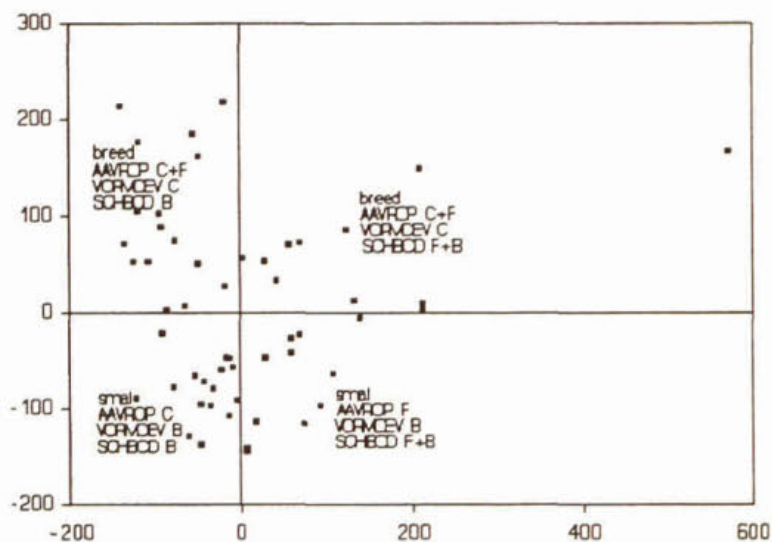
Rechts in figuur 18 liggen brede kanalen en links smalle. De kanalen links in de figuur hebben een begroeide oever, weinig scheepvaart en lage fosfaatgehalten. Het onderscheid tussen de kanalen rechtsboven en rechtsonder wordt bepaald door het verschil in aard van de oever: rechtsboven voornamelijk losse stenen en beton of tegels, rechtsonder ook begroeid of hardhout, stenen en beton of tegels, links kruiden en grassen.



- GEBBVA 1 = gebruik beroeps-scheepvaart
 " 1 = weinig
 " 3 = veel
 SCHOEV = schoning oever
 " C = maaien en laten liggen
 " E = niet of onbekend
 SUBSME = substraatsamenst.
 " E = fijne detritus
 " F = rottingslib
 VORMOEV = vorm van de oever
 " B = schuin
 " C = beschoeiing

Figuur 19: Ordinatiediagram van de macrofauna in de veenkanalen.

Links in figuur 19 liggen ondiepe, weinig bevaren kanalen met een schuine oever. Rechts liggen diepe, veel bevaren kanalen met een beschoeide oever. De kanalen linksboven verschillen van die linksonder in de samenstelling van het substraat. Linksboven bestaat het substraat voornamelijk uit rottingslib en linksonder uit fijne detritus.



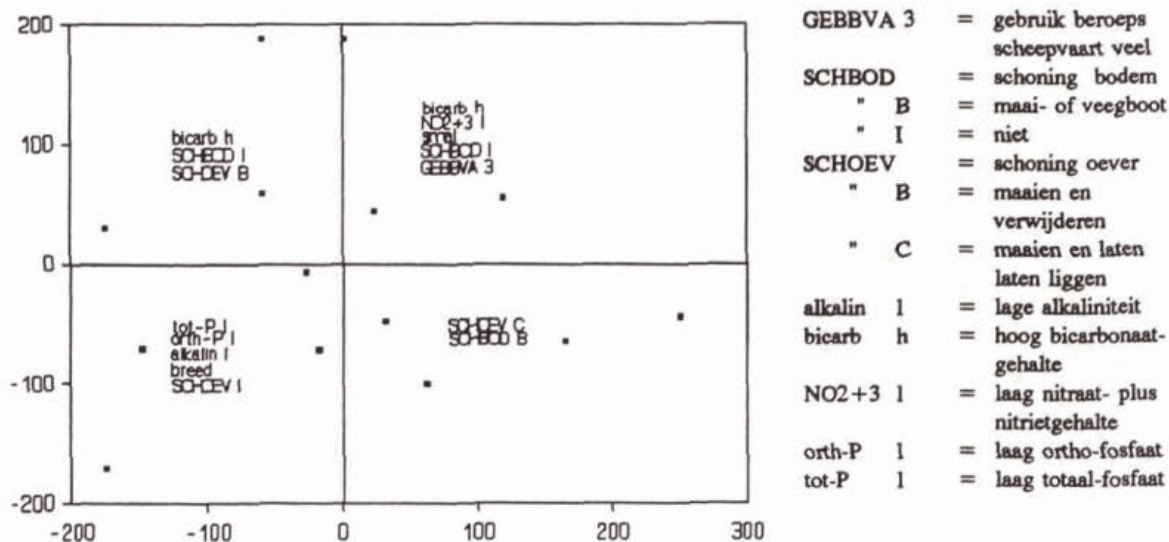
- AAVROP = aard vreemd oppervl. water
 " C = afwijkende ionensamenstelling
 " F = Maaswater
 SCHBOD = schoning bodem
 " B = maai- of veegboot
 " F = niet
 VORMOEV = vorm van de oever
 " B = schuin
 " C = beschoeiing

Figuur 20: Ordinatiediagram van de macrofauna in de zandkanalen

De kanalen onder in figuur 20 zijn smal met een schuine oever en bovenin breed met een beschoeide oever. Het onderscheid tussen de kanalen links en rechts is gebaseerd op het verschil in schoning van de bodem. Veel kanalen rechts worden niet geschoond, alle kanalen links worden wel geschoond.

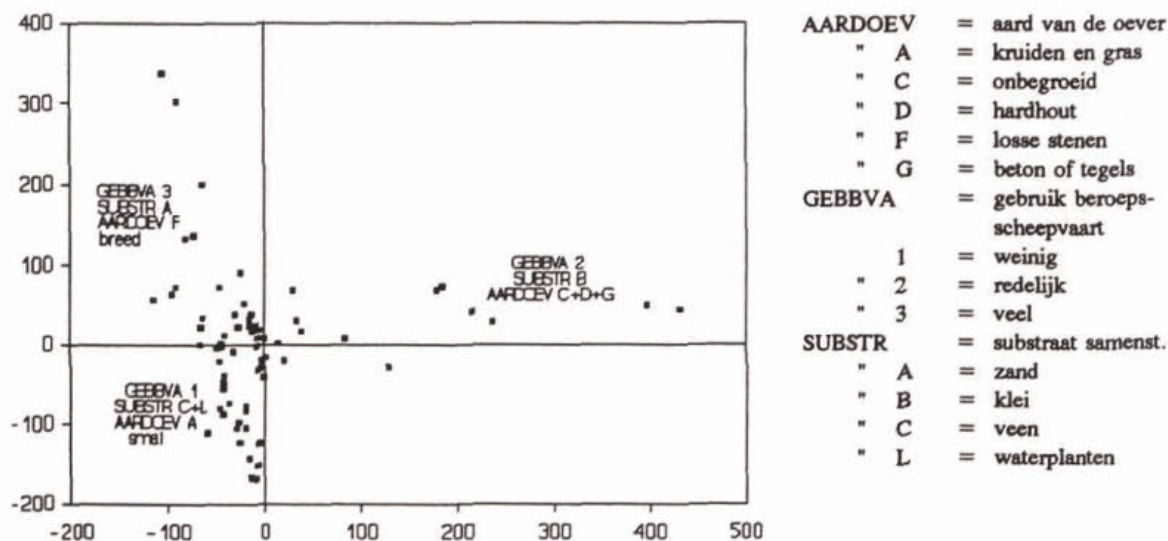
Diatomeeën

In figuur 21, 22, 23 en 24 worden de resultaten gegeven van de diatomeeëngegevens van respectievelijk de brakke kanalen en de klei-, veen- en zandkanalen. Rechts van de figuren staan de omschrijvingen van de in de figuren gebruikte afkortingen.



Figuur 21: Ordinatie diagram van de epifytische diatomeeën in de brakke kanalen.

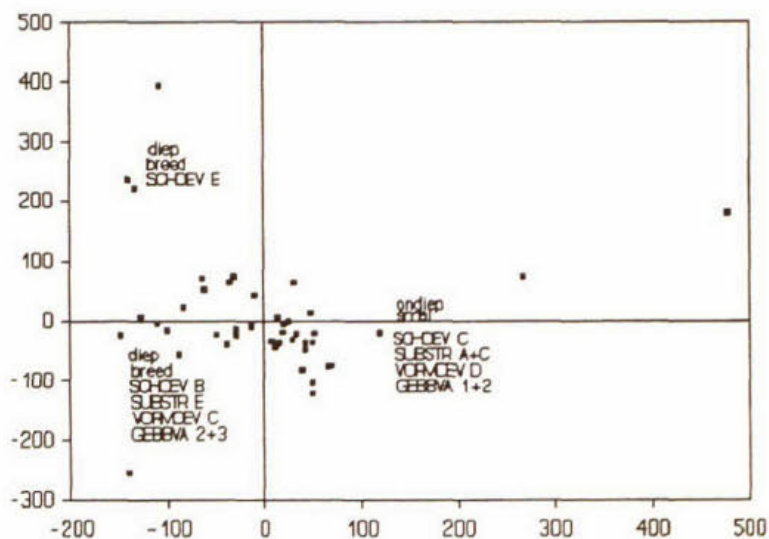
Tot de brakke varianten behoren slechts enkele monsters. Het is daarom moeilijk aan de resultaten van de ordinatie conclusies te verbinden. Globaal kan worden gesteld dat linksonder in figuur 21 kanalen met een laag bicarbonaatgehalte liggen, en bovenin kanalen met hoog bicarbonaatgehalte.



Figuur 22: Ordinatie diagram van de epifytische diatomeeën in de kleikanalen.

In figuur 22 wordt het onderscheid tussen de kanalen linksboven en linksonder bepaald door de breedte: boven liggen brede, veel bevaren kanalen met een oever van losse stenen. Linksonder

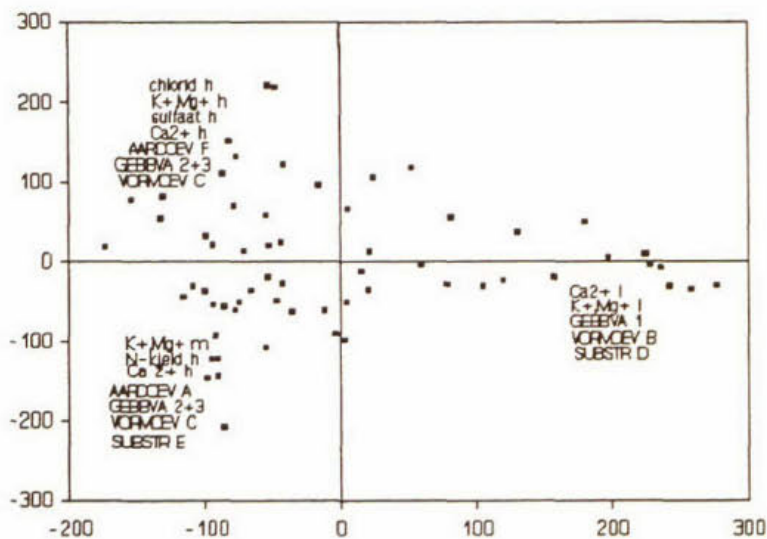
liggen smalle, weinig bevaren kanalen met een begroeide oever en waterplanten als substraat. Rechts in de figuur liggen kanalen met redelijk veel scheepvaart, onbegroeide oevers van hardhout, beton of tegels.



- GEBBVA = gebruik beroeps-scheepvaart
 " 1 = weinig
 " 2 = redelijk
 " 3 = veel
 SCHOEV = schoning oever
 " B = maaien en verwijderen
 " C = maaien en laten liggen
 " E = niet
 SUBSTR = substraatsamenst.
 " A = zand
 " C = veen
 " E = fijne detritus
 VORMCOEV = vorm van de oever
 " C = beschoeiing
 " D = onregelmatig

Figuur 23: Ordinatie diagram van de epifytische diatomeeën in de veenkanalen.

Rechts in figuur 23 liggen ondiepe, smalle kanalen waarin weinig scheepvaart is. De oever van deze kanalen is onregelmatig. Links liggen brede, diepe en druk bevaren kanalen. De oevers van deze kanalen zijn beschoeid. Van de kanalen linksonder en rechts worden de oevers geschoond, van de kanalen linksboven niet.



- AARDOEV = aard van de oever
 " A = kruiden en gras
 " F = losse stenen
 GEBBVA = gebruik beroeps-scheepvaart
 " 1 = weinig
 " 2 = redelijk
 " 3 = veel
 SUBSTR = substraatsamenst.
 " D = grove detritus
 " E = fijne detritus
 VORMCOEV = vorm van de oever
 " B = schuin
 " C = beschoeiing
 K+, Mg+ = kalium en magnesium
 " l = laag
 " m = middel
 " h = hoog
 Ca2+ l = laag calcium
 " h = hoog calcium

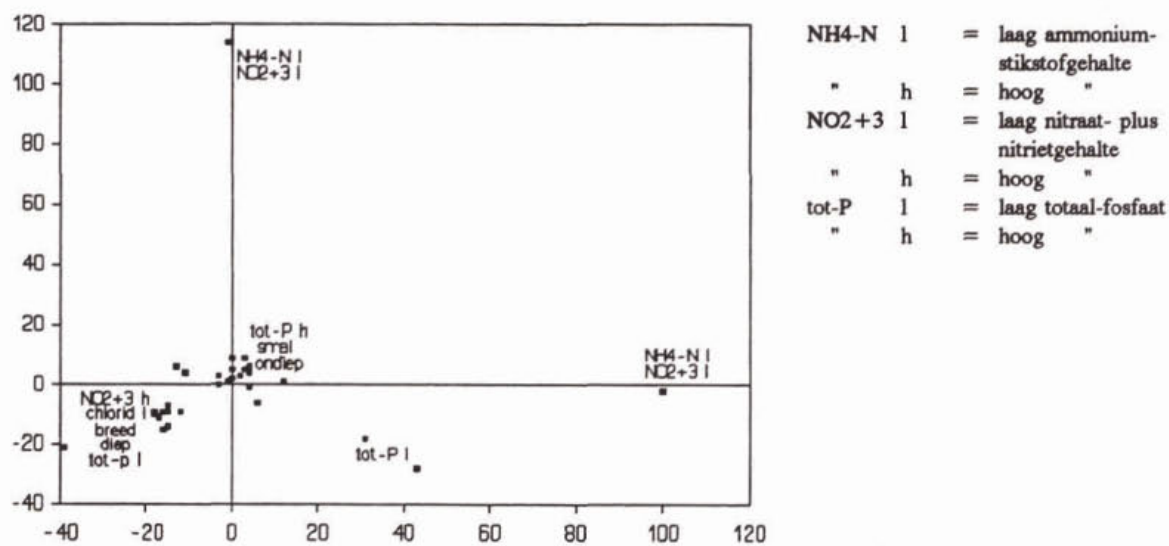
Figuur 24: Ordinatie diagram van de epifytische diatomeeën in de zandkanalen.

Rechts in figuur 24 liggen kanalen met een laag calcium-, magnesium- en kaliumgehalte. In deze kanalen is weinig scheepvaart en de oever is schuin. Links liggen de kanalen met redelijk tot veel scheepvaart. Deze kanalen zijn beschoeid. De kanalen linksboven verschillen van die linksonder in

het kalium- en magnesiumgehalte. Linksboven liggen kanalen met een hoog kalium-, magnesiumgehalte met bovendien een hoog chloride- en calciumgehalte. Linksonder liggen kanalen met een middelhoog kalium- en magnesiumgehalte.

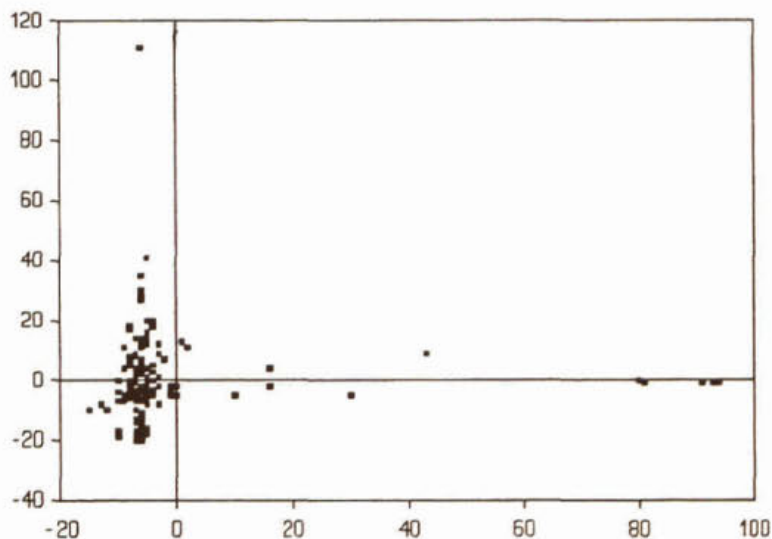
Fytoplankton

In figuur 25, 26, 27 en 28 worden de resultaten gegeven van de fytoplanktongegevens van respectievelijk de brakke kanalen en de klei-, veen- en zandkanalen. Rechts van de figuren staan de omschrijvingen van de in de figuren gebruikte afkortingen.



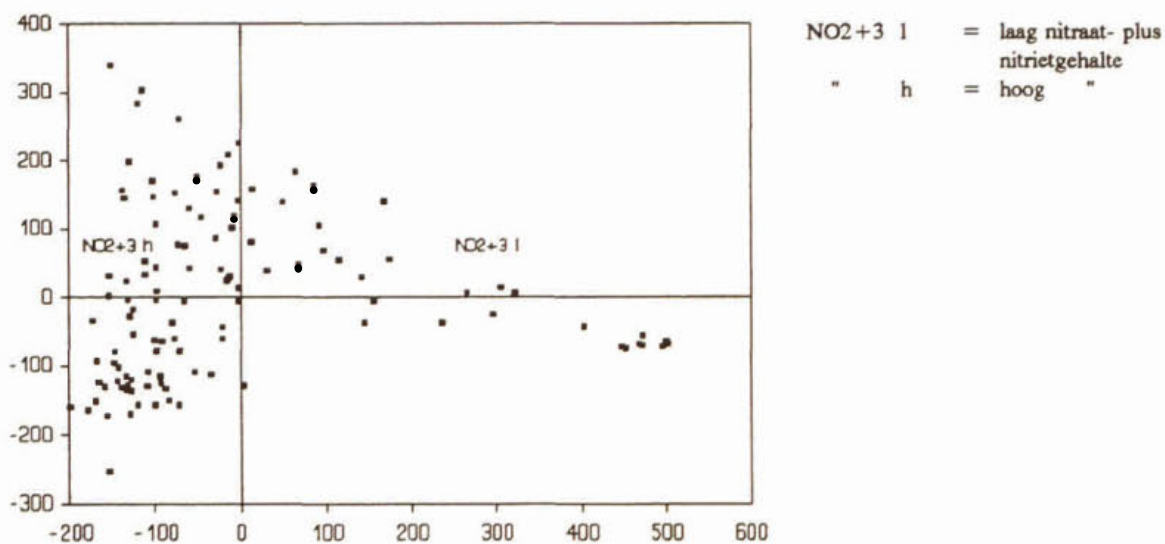
Figuur 25: Ordinatiediagram van het fytoplankton in de brakke kanalen.

In figuur 25 liggen twee kanalen apart van de overige kanalen. Deze twee kanalen die in de uitersten van de figuur 25 liggen, hebben een laag stikstofgehalte in de vorm van ammonium, nitraat en nitriet. De kanalen midden-boven en midden-onder verschillen in dimensies en totaal-fosfaatgehalte. Middenboven liggen smalle, ondiepe kanalen met een hoog totaal-fosfaatgehalte, onderin brede, diepe kanalen met een laag totaal-fosfaatgehalte. Ook het chloridegehalte is in deze kanalen relatief laag.



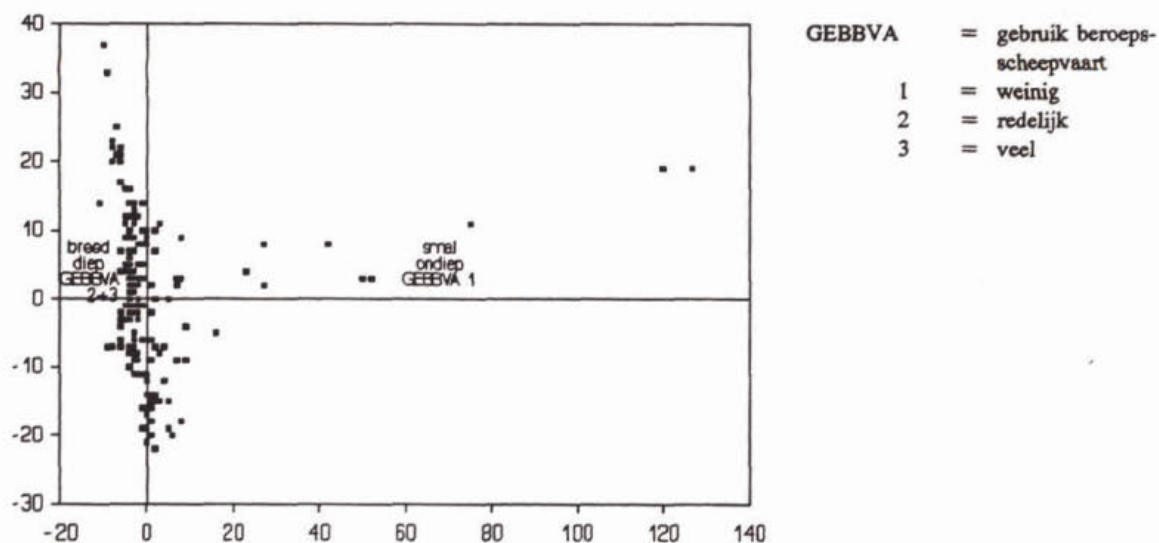
Figuur 26: Ordinatie diagram van het fytoplankton in de kleikanalen.

Het patroon in het ordinatie diagram van de fytoplanktonmonsters uit kleikanalen kan niet worden verklaard aan de hand van milieuvariabelen (figuur 26).



Figuur 27: Ordinatie diagram van het fytoplankton in de veenkanalen.

Het patroon dat zichtbaar wordt in het ordinatie diagram van de fytoplanktonmonsters uit de veenkanalen (figuur 27) kan alleen worden gerelateerd aan het nitraat- plus nitrietgehalte. Rechts in de figuur liggen kanalen met een laag nitraat- plus nitrietgehalte, links in de figuur kanalen met een hoog gehalte.



Figuur 28: Ordinatie diagram van het fytoplankton in de zandkanalen.

Rechts in figuur 28 liggen smalle en ondiepe kanalen die weinig bevaren worden. Links in de figuur brede en diepe kanalen die redelijk tot veel bevaren worden.

6.3 Conclusies

Uit de interpretaties van de figuren 14 tot en met 28 blijkt dat er duidelijke verbanden bestaan tussen de samenstelling van de biotische componenten en de variabelen chloride, sulfaat, totaal-fosfaat, Kjeldahl-stikstof, scheepvaartintensiteit, breedte en diepte en inlaat van gebiedsvreemd oppervlaktewater. Minder duidelijk, maar wel aanwezig, zijn de verbanden met kalium, natrium, magnesium en samenstelling van het substraat (= de samenstelling van de ondergrond van de waterbodems). In de literatuur worden voor kanalen dezelfde verbanden genoemd (o.a. Bloemendaal & Roelofs; 1988; Adriaanse, 1986; de Kwaadsteniet et al., 1990; RWS Noord Brabant, 1989).

De relaties tussen de diverse milieuvariabelen en de samenstelling van de levensgemeenschappen geven aanleiding tot het formuleren van een aantal beïnvloedingsreeksen. Uit de verbanden met de milieu-variabelen 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 variabele inlaat van gebiedsvreemd oppervlaktewater en daaraan gekoppeld de ionensamenstelling van het water (chloride, kalium, natrium en magnesium) hebben te maken met het beheer van de waterkwaliteit. Hieraan wordt de beïnvloedingsfactor 'waterkwantiteitsbeheer' gekoppeld.

Naast de chemische samenstelling van het kanaalwater beïnvloedt ook het gebruik voor scheepvaart en de daaraan gekoppelde dimensies het ecosysteem. Kanalen met veel scheepvaart zijn meestal breder en dieper. Bovendien is de inrichting van de oever mede afhankelijk van de scheepvaardruk. Veel scheepvaart vraagt beschoeide oevers om oevererosie tegen te gaan. De effecten van al deze samenhangende factoren (breedte, diepte, scheepvaartintensiteit en aard van de oever) worden beschreven door de beïnvloedingsfactor 'inrichting'.

7 CONSTRUCTIE VAN DE MAATLAT

7.1 Uitgangspunten

Diverse beïnvloedingsfactoren bepalen hoe het aquatische kanaalecosysteem 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, waterkwantiteitsbeheer en 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 **karakteristieken** gehanteerd. Een karakteristiek beschrijft op geabstraheerde wijze het effect van de intensiteit waarmee een bepaalde beïnvloedingsfactor inwerkt op het ecosysteem. Om een karakteristiek 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 in het systeem een **indicator** genoemd. De mate waarin een groep van indicatoren in het ecosysteem 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 betrokken worden.

Kanalen zijn geen natuurlijke wateren, maar gegraven ten behoeve van het menselijk gebruik, zoals voor scheepvaart en aan- en afvoer van water. Daardoor ontbreekt een natuurlijke referentie. Kanalen kennen levensgemeenschappen die hoofdzakelijk bestaan uit soorten met een betrekkelijk brede ecologische amplitude. Effecten van beïnvloedingsfactoren komen hierdoor soms minder specifiek tot uiting.

Voor het vaststellen van de intensiteit waarmee de beïnvloedingsfactoren inwerken, worden in het systeem de biota steeds als eerste ingang gebruikt. Waar nodig wordt aanvullend gebruik gemaakt van abiotische kenmerken.

In kanaalecosystemen speelt naast de beïnvloedingsfactoren, die als "storing" beschouwd worden, het typologisch aspect (zoals aard van de geologische ondergrond) eveneens een rol bij de vaststelling van de kwaliteit van het ecosysteem. In het beoordelingssysteem worden dan ook karakteristieken opgenomen die verwijzen naar deze typologische aspecten.

7.2 Methode

Voor elke beïnvloedingsfactor is een karakteristiek geformuleerd die naar die factor verwijst. Vervolgens is in de literatuur gezocht naar welke (beïnvloedings)factoren soorten en milieuvariabelen verwijzen. In bijlage 5 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 karakteristiek 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 waarin de indicatoren verwerkt zijn. In eerste instantie wordt aangesloten bij de berekeningswijzen die in de literatuur beschreven zijn. Voor abiotische maatstaven kan bijvoorbeeld gebruik gemaakt worden van combinaties van milieuvariabelen, waarbij iedere variabele in een aantal klassen is onderverdeeld.

Met behulp van de gegevens uit het STOWA-materiaal is onderzocht of met de voorgestelde maatstaf inderdaad het effect van de beïnvloedingsfactor wordt beschreven. 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 macrofauna 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 6 wordt een overzicht gegeven van de beïnvloedingsfactoren en de karakteristieken die daarnaar verwijzen. Tevens is in de tabel aangegeven of voor de macrofyten, de macrofauna, de diatomeeën, het fytoplankton en de abiota indicaties gevonden zijn in de literatuur. De indicaties zijn in eerste instantie allen toegepast op het STOWA-bestand. Het bleek echter dat niet alle in de

literatuur gevonden indicaties bruikbaar zijn voor het ontwikkelen van een beoordelingssysteem voor kanalen. In de tabel is tevens aangegeven welke in de literatuur gevonden indicaties wel bruikbaar zijn voor kanalen.

Tabel 6: Overzicht van de beïnvloedingsfactoren, de karakteristieken en gevonden indicaties in de literatuur.

'xx': indicaties gevonden in de literatuur die toepasbaar blijken te zijn op kanalen

'x': indicaties gevonden in de literatuur die niet toepasbaar blijken te zijn

leeg vakje: geen indicaties gevonden in de literatuur

beïnvloedingsfactor	karakteristiek	macrofyten	macrofauna	diatomeeën	fytoplankton	abiota
eutrofiëring	trofie	xx	x	x	xx	xx
saprobiëring	saprobie		xx	xx		xx
verzilt/verzotting	brakkarakter	x	xx	xx		xx
waterkwantiteitsbeheer	waterchemie	x	x	x	x	xx
inrichting	habitatdiversiteit	xx	xx			xx
typologisch aspect	variant-eigen karakter	xx	x	x		

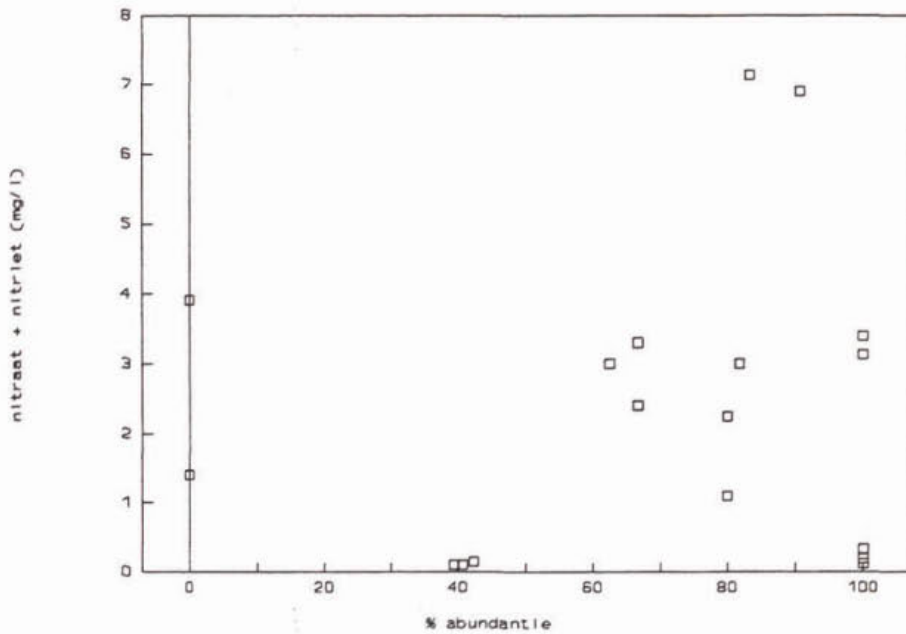
7.3.1 Eutrofiëring

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 landbouwmeststoffen of door inlaat van nutriëntenrijk water. In het beoordelingssysteem verwijst de karakteristiek *trofie* naar deze beïnvloedingsfactor.

Eutrofiëring leidt ertoe dat de macrofytengemeenschap met overwegend soorten met een verticale groeistrategie zich ontwikkelt tot een gemeenschap met overwegend soorten met een horizontale groeistrategie (van Katwijk & Roelofs, 1988; Bloemendaal & Roelofs, 1988; de Lyon & Roelofs, 1986). Voor de soorten uit het STOWA-bestand is de groeistrategie onderzocht op basis van onder andere Segal (1965) en den Hartog & van der Velde (1988).

Voor de macrofytenmonsters uit het STOWA-bestand is per opname en per type groeistrategie het aantal soorten geteld en is de relatieve abundantie berekend ten opzichte van de abundantie van alle planten in de opname en ten opzichte van de abundantie van alleen de hydrofyten in de opname. Verschillende combinaties van groeistrategieën zijn uitgezet tegen een aantal milieuv variabelen (biochemisch zuurstofverbruik, chlorofyl-*a*, ammonium- en Kjeldahlstikstof, nitriet, nitraat en totaal-fosfaat). In het bijzonder de combinatie van de relatieve abundantie van lemniden, riccielliden, ceratophylliden en van nymphaeiden, berekend op basis van de aanwezige hydrofyten, vertoont verbanden met de milieuv variabelen. In figuur 29 wordt als voorbeeld hiervan het verband met de som van het nitraat en nitrietgehalte weergegeven in zandkanalen.

Uit de figuur komt naar voren dat hogere abundanties worden aangetroffen bij hogere nitraat plus nitrietgehalten. Ook bij een relatief lage abundantie wordt soms een hoge waarde voor nitraat plus nitriet gevonden. Dit kan mede veroorzaakt worden door het feit dat andere factoren een dominante rol spelen (bijvoorbeeld saprobiëring), waardoor het trofie-aspect niet meer tot uiting komt in de samenstelling van de macrofytengemeenschap. Twee monsters met een hoog nitraat plus nitriet gehalte maar zonder horizontale groeiers zijn monsters waar helemaal geen hydrofyten worden aangetroffen. De ontwikkelde maatstaf op basis van macrofyten met een verticale groeistrategie lijkt een goede beschrijving te geven van de karakteristiek *trofie*.



Figuur 29: Verband tussen de relatieve abundantie aan een combinatie van lemniden, riccieliden, ceratophylliden en nymphaeiden en de milieuvariabele nitraat + nitriet in zandkanalen.

Macrofauna 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 onder andere slakken. Voor de macrofaunasoorten uit het STOWA-bestand is onderzocht welke soorten als indicatoren voor trofie beschouwd kunnen worden, onder ander op basis van de gegevens van Moller Pillot (1984), Moller Pillot & Buskens (1990) en Verdonschot (1990b).

Op verschillende manieren is gerekend met de relatieve abundanties van de indicatoren. De resultaten van de berekeningen zijn steeds uitgezet tegen diverse milieuvariabelen. Steeds weer bleek echter dat er geen verbanden ontdekt konden worden. Voor kanalen lijkt de macrofauna dan ook minder geschikt om het aspect trofie in kaart te brengen.

Op basis van de gegevens van onder andere Denys (1992) en Maasdam e.a. (1992) zijn de epifytische diatomeeën ingedeeld in een drietal trofieklassen (oligo-, meso- en eutroof). Op verschillende manieren is gerekend met de relatieve abundanties van de drie trofieklassen. De resultaten van de berekeningen zijn steeds uitgezet tegen diverse milieuvariabelen. Steeds weer bleek echter dat er geen verbanden ontdekt konden worden. Voor kanalen lijken de diatomeeën dan ook minder geschikt om het aspect trofie in kaart te brengen.

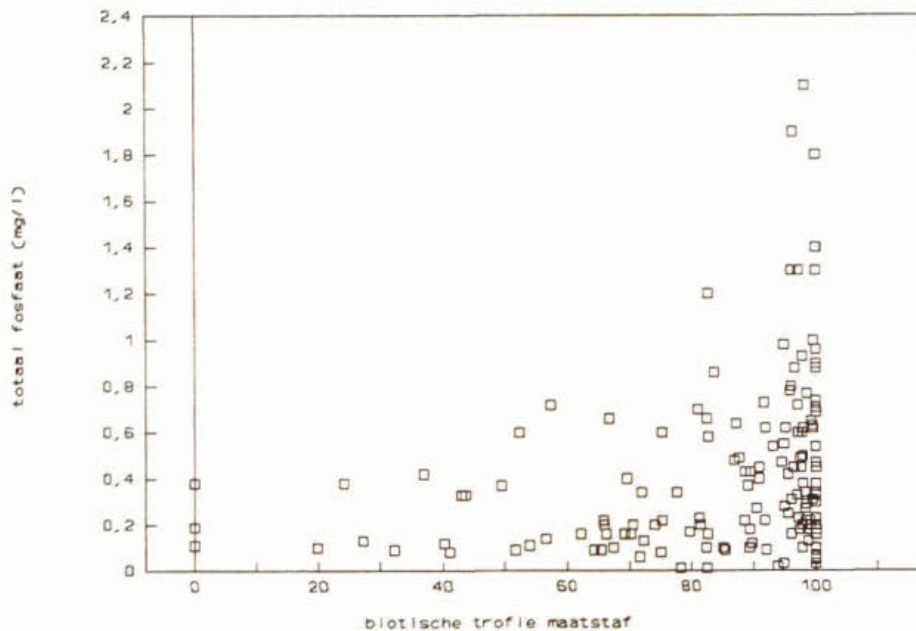
De soorten van het fytoplankton zijn ingedeeld in het hogere determinatieniveau Stam en Klasse. In eerste instantie is de relatieve abundantie van de Stammen en Klassen afzonderlijk uitgezet tegen de diverse abiotische variabelen. Hieruit bleek dat het percentage Goudalgen (*Chrysophyceae*) afneemt bij een toename van het totaal-fosfaat en verschillende stikstofgehalten. De range van uitkomsten was echter beperkt (tussen 0 en 30 % op een schaal van 0 tot 100%). Daarom is gezocht naar een betere trofie-maatstaf. Nygaard (1949) heeft een trofie-quotiënt opgezet op basis van de verhouding tussen blauwalgen, groenalgen, Diatomeeën en Euglenophyta (indicatief voor

eutrofie) en Desmidiaceeën (indicatief voor oligotrofie). Aangezien in de kanalen in het STOWA-bestand weinig tot geen Desmidiaceeën worden aangetroffen is het trofie-quotiënt van Nygaard aangepast, waarbij tevens gebruik gemaakt is van indicaties van Dresscher & van der Mark (1976). De gemodificeerde maatstaf in formulevorm is als volgt:

$$\text{score} = \left[\frac{(1*(Cr + X + Dn + Cj) + 3*(M + Ch + D + E)) * 100}{(M + Ch + D + E + Cr + X + Dn + Cj)} - 100 \right] / 2$$

waarin:	Cr = totale abundantie	Chrysophyceae (goudalgen)
	X = " "	Xanthophyceae (geelgroenalgen)
	Dn = " "	Dinophyta (dinoflagellaten)
	Cj = " "	Conjugatophyceae
	M = " "	Cyanophyta (blauwalgen)
	Ch = " "	Chlorophyta (groenalgen)
	D = " "	Diatomeeën (kiezelwieren)
	E = " "	Euglenophyta (ogenflagellaten)

Indien de scores voor deze maatstaf uitgezet worden tegen diverse abiotische variabelen ontstaat er een duidelijk positief verband tussen de maatstaf en de uitgezette variabelen. Met name voor totaal-fosfaat, nitraat plus nitriet en in zekere mate ook voor ammonium is de maatstafscore hoog bij hoge concentraties van deze chemische componenten. In figuur 30 wordt als voorbeeld het verband weergegeven tussen de maatstaf en totaal fosfaat in de kleikanalen. De ontwikkelde maatstaf lijkt een goede beschrijving te geven.



Figuur 30: Totaal-fosfaatgehalte uitgezet tegen de trofiescores voor de fytoplanktonmonsters uit de kleikanalen.

De aanwezigheid van veel chlorofyl-*a* duidt op de aanwezigheid van veel nutriënten (CUWVO, 1988, STOWA, 1993b). Het chlorofyl-*a* gehalte wordt tevens als maatstaf meegenomen.

Als abiotische maatstaf wordt de nutriëntenhuishouding gebruikt die gebaseerd is op totaal-stikstof, anorganisch stikstof, orthofosfaat, totaal-fosfaat en de zuurstofverzadiging. Uitgangspunt bij de constructie van deze maatstaf is de belastingsindex van Bots e.a. (1978) die gebaseerd is op ammonium, organisch stikstof, ortho- en totaal-fosfaat en zuurstofverzadiging. Deze belastingsindex is ontworpen op grond van een groot aantal meetgegevens. Voor het in kaart brengen van eutrofiëring in kanalen wordt het juist geacht anorganisch stikstof en totaal-stikstof op te nemen, in plaats van ammonium stikstof en organisch stikstof, omdat in kanalen het stikstof veelal in de vorm van organisch materiaal aanwezig is. Voor de berekening van de score voor de nutriëntenhuishouding worden op basis van de concentraties per variabele punten toegekend. Deze puntentoekening wordt weergegeven in tabel 7. De puntentoekening voor totaal-stikstof en anorganisch stikstof zijn gesynthetiseerd uit puntentoeeningen aan organisch stikstof volgens Bots (1978) en puntentoeeningen aan ammonium en nitraat volgens STOWA (1993a).

Het gehalte anorganisch stikstof wordt berekend door de gehalten ammonium- en nitraat- plus nitrietstikstof te sommeren. Voor de berekening van het gehalte totaal-stikstof worden de gehalten anorganisch en organisch stikstof gesommeerd.

Uit het STOWA-materiaal blijkt dat zuurstofonderverzadiging in kanalen ook wordt aangetroffen bij hoge gehalten aan nutriënten. Het is dus juist zowel zuurstofonderverzadiging als zuurstofoververzadiging in ogenschouw te nemen.

Tabel 7: Toekenning van punten aan een vijftal milieuvariabelen 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

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 saprobiesystemen worden in het waterkwaliteitsbeheer gebruikt (Tolkamp & Gardeniers, 1988). De meeste systemen zijn echter ontwikkeld voor stromende wateren en zijn niet zonder meer toepasbaar in kanalen.

Voor de macrofauna zijn in eerste instantie de soorten binair gecodeerd (wel of niet een indicator voor saprobie) op basis van gegevens van onder andere Moller Pillot (1971, 1984), Van Gijsen & Claassen (1978) en STOWA (1992a, 1992b). Op basis hiervan zijn met het STOWA-materiaal berekeningen uitgevoerd, waarbij de relatieve abundantie van de indicatoren bepaald is ten opzichte van de totale abundantie van alle soorten. De resultaten van de berekeningen zijn uitgezet tegen diverse milieuvariabelen. In figuur 31 wordt als voorbeeld de score op basis van de macrofauna uitgezet tegen het BZV₅ in de veenkanalen. Steeds weer bleek dat er geen verbanden ontdekt konden worden tussen de gehanteerde rekenmethode en de milieuvariabelen.

Een binaire codering van de macrofaunasoorten leidt dus niet tot bevredigende resultaten. Onderzocht is of met een andere codering van de soorten en een andere berekening betere resultaten verkregen konden worden. De Trichoptera-, Odonata- en Ephemeroptera-soorten worden opgevat als indicatoren voor meer oligosaprobe omstandigheden. De abundanties van deze soorten worden gesommeerd (= $A_{\text{oligosaprob}}$) en betrokken op de gesommeerde abundanties van alle bij de berekening betrokken soorten. De berekening van de score voor de maatstaf is als volgt:

$$\text{score} = 100 - \left[\frac{A_{\text{oligosaprob}} * 100}{A_{\text{oligosaprob}} + A_{\text{saprob}}} \right]$$

waarin $A_{\text{oligosaprob}}$ = de som van de abundantie van de soorten die indicatief zijn voor oligosaprobie

A_{saprob} = de som van de abundantie van de in de berekening mee te nemen soorten die niet indicatief zijn voor oligosaprobie

In figuur 32 is als voorbeeld de biotische maatstaf op basis van macrofauna uitgezet tegen het BZV₅ voor de monsters uit de zandkanalen. Uit deze figuur blijkt dat bij een hoog BZV₅ de biotische maatstaf hoog is en bij een laag BZV₅ is de maatstaf laag. Dat bij hogere scores voor de maatstaf niet altijd een hoger BZV₅ wordt aangetroffen kan velerlei oorzaken hebben.

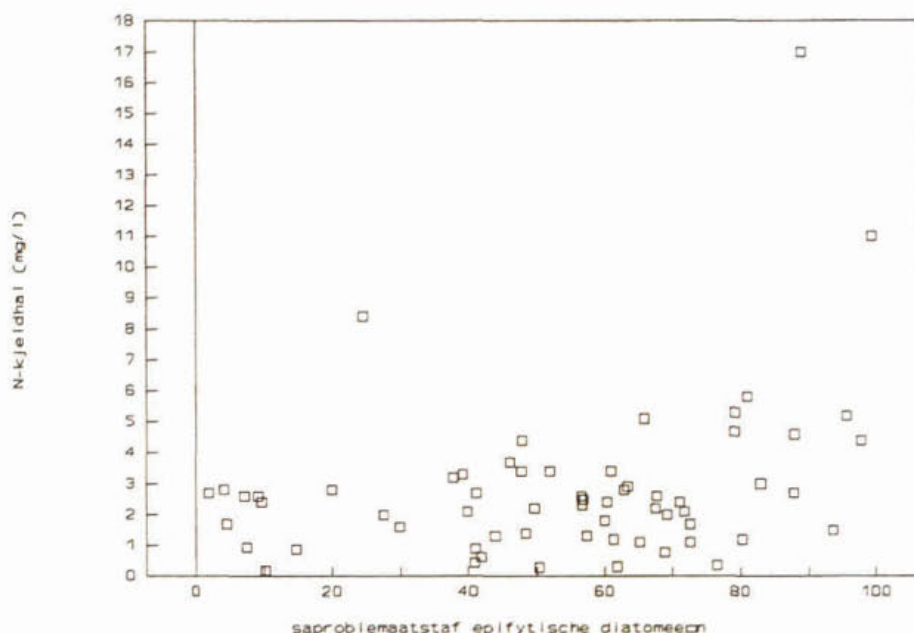
Deze relatie wordt alleen gevonden in de zoete kanalen. In de brakke kanalen worden nauwelijks tot geen Trichoptera, Odonata en Ephemeroptera aangetroffen. De ontwikkelde maatstaf lijkt een goede beschrijving te geven van de saprobie-toestand in de zoete kanalen.

Op basis van de gegevens van onder andere Denys (1992) en Maasdam e.a. (1992) zijn de diatomeeën ingedeeld in een drietal saprobielklassen (oligo-, meso- en polysaprob). Per klasse worden de abundanties gesommeerd en vermenigvuldigd met een wegingsfactor. De berekening wordt op de volgende manier uitgevoerd:

$$score = \left[\frac{(1 \cdot A_{oligosaprob} + 3 \cdot A_{mesosaprob} + 5 \cdot A_{polysaprob}) \cdot 100}{(A_{oligosaprob} + A_{mesosaprob} + A_{polysaprob})} - 100 \right] / 4$$

waarin $A_{oligosaprob}$ = som van de abundanties van de soorten die indicatief zijn voor oligosaprobie
 $A_{mesosaprob}$ = som van de abundanties van de soorten die indicatief zijn voor mesosaprobie
 $A_{polysaprob}$ = som van de abundanties van de soorten die indicatief zijn voor polysaprobie

In figuur 33 wordt als voorbeeld het verband tussen de score en het Kjeldahl-stikstofgehalte voor de zandkanalen weergegeven. Uit deze figuur blijkt dat er een zwak verband bestaat. Hogere Kjeldahl-stikstofgehalten worden alleen aangetroffen bij hogere scores voor de maatstaf en bij lagere scores worden alleen lagere gehalten aan Kjeldahl-stikstof aangetroffen. Dat bij hogere scores niet altijd hogere Kjeldahl-stikstofgehalten worden aangetroffen kan velerlei oorzaken hebben.



Figuur 33: Saprobiescores voor de epifytische diatomeeënmonsters uit de zandkanalen uitgezet tegen het Kjeldahl-stikstofgehalte.

Als abiotische maatstaf voor de karakteristiek saprobie wordt de zuurstofstofhuishouding gebruikt, die gebaseerd is op zuurstofverzadiging, biochemisch zuurstofverbruik en ammoniumstikstof. Op basis van de concentraties worden per variabele punten toegekend volgens de richtlijnen uit het tweede IMP (tabel 8).

Tabel 8: 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)	NH ₄ -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 > 130	> 15.0	> 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. Zowel de macrofauna als de diatomeeën zijn gecodeerd als zijnde wel of geen brakindicator (o.a. Mol (1984), STOWA (1993a) voor macrofauna, en Denys (1992) en Maasdam e.a. (1992) voor de diatomeeën). Voor beide biotische maatstaven wordt de relatieve abundantie van de brakindicatoren berekend. Hoe meer brakindicatoren aanwezig zijn des te sterker wordt de levensgemeenschap beïnvloed door chloride.

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

Voor de brakke kanalen bepaalt het brakkarakter tevens het typologisch aspect van deze kanalen. Daarom is er voor gekozen voor de brakke kanalen de maatstaven van de karakteristiek *brakkarakter* onder te brengen bij de beïnvloedingsfactor typologisch aspect.

7.3.4 Waterkwantiteitsbeheer

De beïnvloedingsfactor waterkwantiteitsbeheer heeft betrekking op de samenstelling van het water. Water in kanalen bevat deels gebiedseigen water en wordt deels gevuld met water dat van elders aangevoerd wordt. Dit gebiedsvreemd water verschilt veelal qua chemische samenstelling van het gebiedseigen water. De aard van de effecten van het aangevoerde water op het aquatische ecosysteem is afhankelijk van de aard van het aangevoerde water en van de typologische variant waartoe het kanaal behoort. In het beoordelingssysteem is de karakteristiek *waterchemie* gerelateerd aan de aard van het water in het kanaal.

Voor de karakteristiek *waterchemie* is gezocht naar biotische maatstaven, met name voor de macrofyten (Bloemendaal & Roelofs, 1988) en het fytoplankton (R. Roijackers, pers. med.; Denys, 1992). Geen van de biotische componenten leverde een bruikbare maatstaf op.

Een abiotische maatstaf wordt gevormd door de relatieve verhouding tussen bicarbonaat-, chloride- en sulfaationen. De concentraties (in mg/l) van deze drie anionen worden omgerekend naar meq/l. Op basis van de meq/l wordt het relatieve aandeel van ieder van deze drie anionen bepaald.

De andere abiotische maatstaf bestaat uit de verhouding tussen het elektrisch geleidingsvermogen (EGV25 in mS/m) en de ionenratio (IR). De ionenratio wordt berekend aan de hand van calcium- en chlorideconcentraties en wel als volgt (van Wirdum, 1980):

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

waarin $[Ca^{2+}]$: de concentratie Ca^{2+} (mol/m³)
 $[Cl^{-}]$: de concentratie Cl^{-} (mol/m³)
 IR : ionenratio (%)

In plaats van de calciumconcentratie kan ook de totale hardheid (HD, uitgedrukt in Duitse graden) gebruikt worden. Bij benadering geldt (van Wirdum, 1990):

$$IR = \frac{35,6 HD}{0,356 HD + [Cl^{-}]}$$

waarin HD : totale hardheid
 $[Cl^{-}]$: de concentratie Cl^{-} (mol/m³)

In het beoordelingssysteem wordt als maatstaf gehanteerd de verhouding tussen IR en EGV.

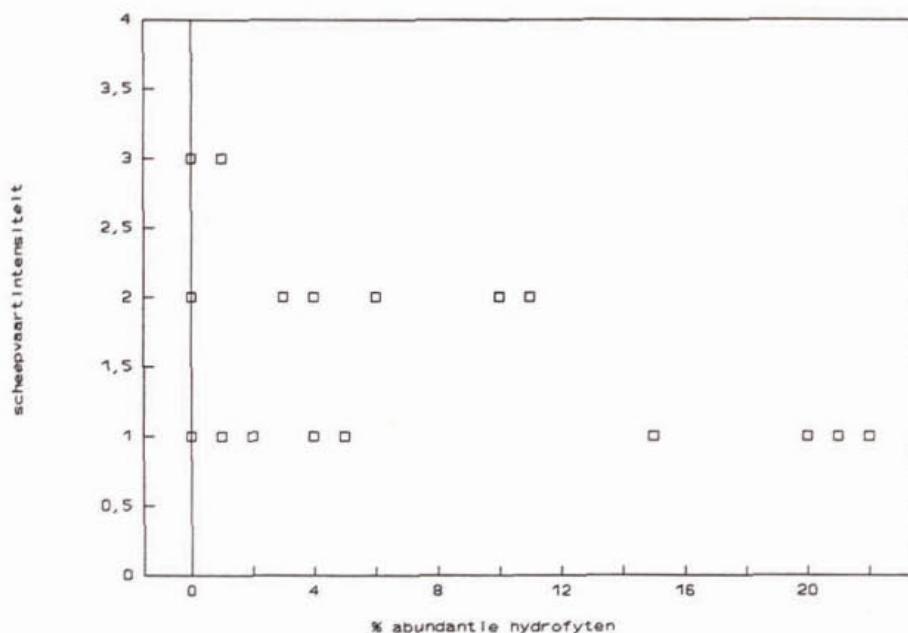
7.3.5 Inrichting

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

In kanalen bepalen de macrofyten voor een deel het fysieke milieu (o.a. RWS Noord Brabant, 1989). Dit fysieke milieu is van belang voor het voorkomen en ontwikkelen van andere organismen, met name vissen en macrofauna.

De inrichting van een kanaal kan tot uitdrukking komen in een evenwichtige opbouw van de macrofaunagemeenschap (Verdonschot, 1990). Gestreefd wordt naar een zo groot mogelijke diversiteit binnen het kanaalecosysteem. Deze diversiteit kan onder andere worden afgelezen aan de hand van macrofaunasoorten die in verschillende habitats leven.

Een macrofytenlevensgemeenschap bestaande uit een groot aantal verschillende soorten draagt meer bij aan de variatie in de ruimtelijke structuur dan een levensgemeenschap die bestaat uit slechts enkele soorten. De structuur van de macrofytengemeenschap wordt naast diverse beïnvloedingsfactoren ook sterk bepaald door de vorm en de aard van de oever. Zo biedt een beschoeide oever met verticale oevers weinig mogelijkheden voor de ontwikkeling van een rijke macrofyten-gemeenschap. Ook de scheepvaartintensiteit beïnvloedt de vegetatiestructuur negatief. Bij veel scheepvaart komen er nauwelijks hydrofyten voor in kanalen, zoals af te lezen is in figuur 34 waarin de totale Tansley-abundantie van macrofyten is uitgezet tegen de scheepvaartintensiteit.



Figuur 34: De som van de abundanties van de hydrofyten uitgezet tegen de scheepvaartintensiteit in de veenkanalen.

Een scheepvaartintensiteit van 1 is weinig en van 3 is veel.

Voor het kwantificeren van de karakteristiek *habitatdiversiteit* worden zes biotische maatstaven gehanteerd, te weten rijkdom hydrofyten, abundantie hydrofyten, rijkdom helofyten en abundantie helofyten, structuur macrofyten en de structuur macrofauna.

Voor de maatstaven rijkdom hydrofyten en rijkdom helofyten wordt het aantal soorten geteld van respectievelijk de hydrofyten en de helofyten. Voor de maatstaven abundantie hydrofyten en abundantie helofyten worden de abundanties gesommeerd van respectievelijk de hydrofyten en de helofyten.

De maatstaf structuur macrofyten bestaat uit een structuurgetal, een diversiteitsgetal en een draadalgengetal. Voor het structuurgetal worden punten toegekend aan de bedekkingspercentages van de emerse-, de drijf- en de submerse laag, voor het diversiteitsgetal worden punten toegekend aan het aantal aangetroffen soorten en voor het draadalgengetal worden punten toegekend aan het bedekkingspercentage draadalgengetal. De toekenning van de punten is weergegeven in tabel 9.

Op basis van de toegekende punten wordt de score voor de maatstaf berekend en wel als volgt:

$$\text{score} = 4 * (\text{som punten structuurgetal} + \text{punten diversiteitgetal} - \text{punten draadalgengetal})$$

Hoe hoger de score op de maatstaf hoe beter de vegetatiestructuur.

Tabel 9: Puntentoekenning voor de structuurmaatstaf op basis van macrofyten.

bedekkings %	Structuurgetal			Diversiteitsgetal		Draadalgengetal	
	emerse laag	punten drijfslaag	submerse laag	aantal soorten	punten	bedekkings %	punten
76 - 100	1	1	2	< 4	1	76 - 100	4
51 - 75	2	3	4	4 - 5	2	51 - 75	3
26 - 50	3	5	6	6 - 7	3	26 - 50	2
5 - 25	4	6	5	8 - 9	4	5 - 25	1
1 - 4	5	5	4	10 - 11	5	< 5	0
< 1	3	3	3	12 - 15	6		
afwezig	1	1	1	16 - 20	7		
				> 20	8		

Voor de maatstaf structuur macrofauna wordt gebruik gemaakt van de verhouding tussen drie groepen organismen (naar o.a. Verdonschot, 1990): substraatbewoners, sedimentbewoners en de som van kolom- en littoraalbewoners. Per groep worden de abundanties gesommeerd en gedeeld door de som van de abundanties van alle bewoners, zoals in onderstaande formule is weergegeven voor de sedimentbewoners. De uitkomst wordt vermenigvuldigd met 100. De resultaten van de berekeningen worden uitgezet in een driehoeksdiagram.

$$score_{\text{sediment}} = \frac{A_{\text{sediment}} * 100}{A_{\text{sediment}} + A_{\text{substraat}} + A_{\text{littoraal+kolom}}}$$

waarin A_{sediment} = som van de abundanties van de sedimentbewoners
 $A_{\text{substraat}}$ = som van de abundanties van de substraatbewoners
 $A_{\text{littoraal+kolom}}$ = som van de abundanties van de littoraal- plus waterkolombewoners

De vorm van het kanaalprofiel is mede van invloed op de vestiging van macrofyten. Een kanaal met een steil oeverprofiel biedt minder mogelijkheden voor de macrofyten dan een kanaal met een zwak aflopende oever. In het beoordelingssysteem wordt als abiotische maatstaf het oeverprofiel van het kanaal gebruikt. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de hellingshoek van de oever.

7.3.6 Typologisch aspect

Naast de verschillende beïnvloedingsfactoren speelt het typologisch aspect een belangrijke rol bij de beoordeling van de kwaliteit van het kanaal. Bij de beoordeling van het typologische aspect gaat het er om vast te stellen in hoeverre een kanaal voldoet aan het karakter van de variant waartoe het kanaal behoort. In het beoordelingssysteem wordt hier rekening mee gehouden doordat de karakteristiek *variant-eigen karakter* is opgenomen.

Voor de brakke en sterk brakke kanalen worden de maatstaven gehanteerd die beschreven zijn bij de beïnvloedingsfactoren verzilting en verzoeting.

Voor de zoete variant zijn de macrofyten als indicatoren gebruikt voor de geologische ondergrond die het kanaal doorsnijdt. De karakteristiek *variant-eigen karakter* wordt beschreven door drie maatstaven, te weten het relatieve aantal soorten die indicatief zijn voor respectievelijk zand, klei en veen. Voor elk kanaal worden alle drie de maatstaven berekend. Een kanaal voldoet aan zijn variant-eigen karakter indien het relatieve aantal variant-eigen indicatoren groot is en het relatieve aantal indicatoren voor de andere varianten klein is.

7.4 De maatlat

De maatlat bestaat uit alle maatstaven gegroepeerd per karakteristiek en wordt grafisch weergegeven (figuur 35). Op de maatlat zijn de biotische maatstaven zo georganiseerd dat het verloop van links naar rechts overeenkomt met het verloop van laag naar hoog, uitgezonderd voor de karakteristiek *waterchemie* en voor de karakteristiek *habitatdiversiteit* de maatstaven gebaseerd op de macrofyten. Voor de karakteristiek *waterchemie* worden de maatstaven voor de relatieve verhouding van bicarbonaat, chloride en sulfaat in een driehoeksdiagram weergegeven. Ook voor de karakteristiek *habitatdiversiteit* op basis van macrofauna worden de relatieve abundanties van de verschillende habitatgroepen uitgezet in een driehoeksdiagram.

Voor de uiteindelijke beoordeling van een kanaal 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. In tabel 10 wordt per variant een overzicht gegeven van de te bepalen maatstaven.

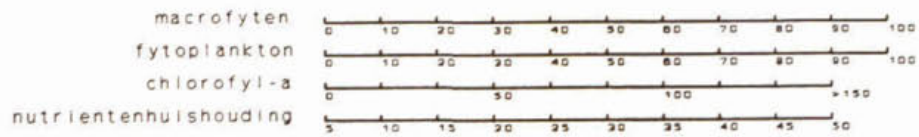
Tabel 10: Overzicht van de maatstaven die per typologische variant bepaald kunnen worden.

grijs : maatstaf wel bepalen

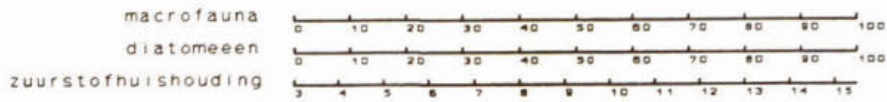
wit : maatstaf niet bepalen

karakteristiek	maatstaf	typologische variant				
		zand	klei	veen	brak	sterk-brak
<i>trofie</i>	trofie macrofyten					
	trofie fytoplankton					
	chlorofyl- <i>a</i>					
	nutriëntenhuishouding					
<i>saprobie</i>	saprobic macrofauna					
	saprobic diatomeeën					
	zuurstofhuishouding					
<i>brak</i> karakter	brak macrofauna					
	brak diatomeeën					
	chlorinitit					
<i>waterkwantiteits-beheer</i>	verhouding bicarbonaat-, chloride-, sulfaationen					
	verhouding IR-EGV					
<i>habitatdiversiteit</i>	aantal soorten hydrofyten					
	abundantie hydrofyten					
	aantal soorten helofyten					
	abundantie helofyten					
	structuur macrofyten					
	verhouding substraat-, sediment, littoraal/kolombewoners macrofauna					
	kanaalprofiel					
<i>variant-eigen karakter</i>	macrofyten zand					
	macrofyten klei					
	macrofyten veen					

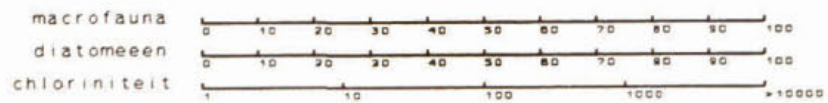
TROFIE



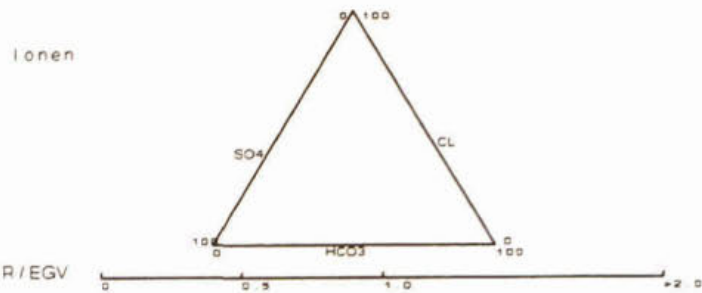
SAPROBIE



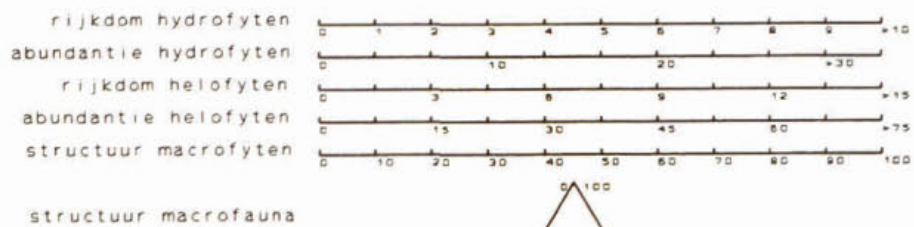
BRAKKARAKTER



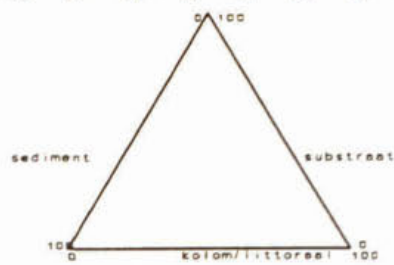
WATERCHEMIE



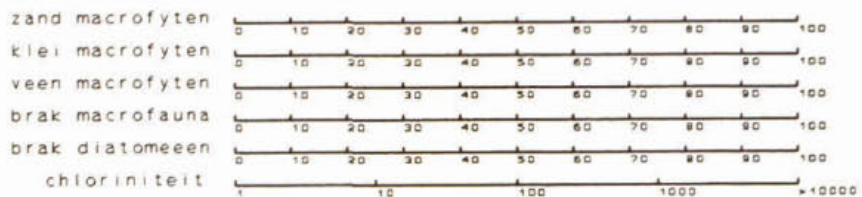
HABITATDIVERSITEIT



structuur macrofauna



VARIANT-EIGEN KARAKTER



Figuur 35: De maatlat

8 INVULLING VAN DE ECOLOGISCHE KLASSEN EN KWALITEITSNIVEAUS

8.1 Methodie

Zoals in de inleiding (§ 1.1) van dit rapport vermeld wordt, 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 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 doorlopen wordt. De veranderingen die optreden hebben betrekking op zowel verschuivingen in soortensamenstelling als op verschuivingen in de abundantie van soorten. Deze veranderingen kunnen in algemene termen als volgt omschreven worden.

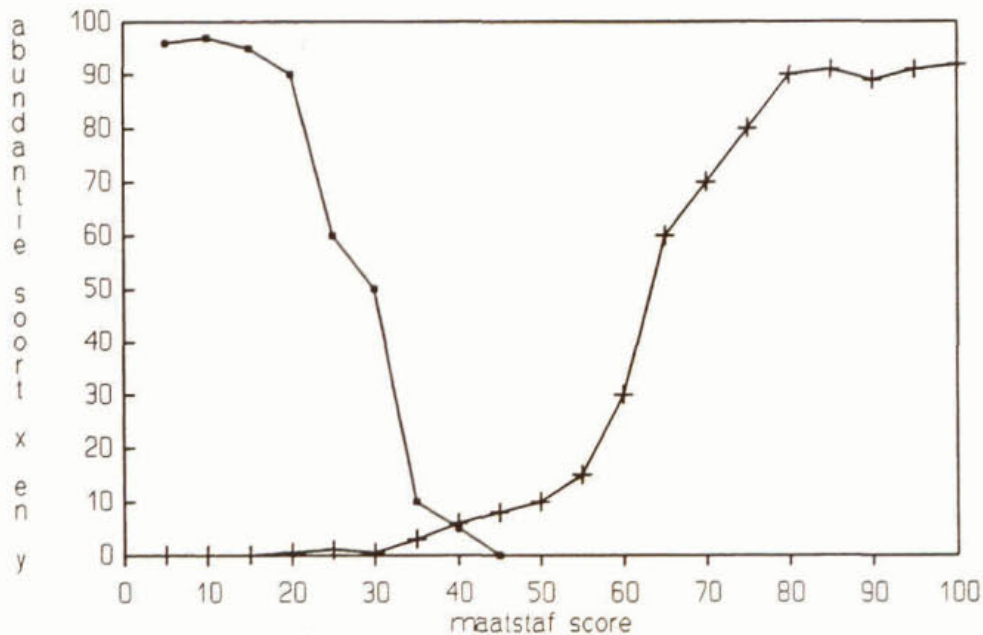
Dicht bij de 'ideale' situatie bestaat de levensgemeenschap uit bijzondere en zeldzame soorten naast de vrij algemene soorten. De tolerante soorten zijn nagenoeg verdwenen of komen slechts in kleine aantallen voor. Wat verder van de 'ideale' situatie af worden de tolerante soorten ook aangetroffen, maar de levensgemeenschap wordt nog niet door deze soorten gedomineerd. Algemene soorten maken het grootste deel uit van de levensgemeenschap. Ver van de 'ideale' situatie af 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 de tolerante soorten dominant zijn.

De wijze waarop de grenzen tussen de verschillende kwaliteitsklassen worden opgesteld, wordt geïllustreerd aan de hand van de figuur 36. In deze figuur zijn fictieve procentuele abundanties van twee soorten, x en y, uitgezet tegen de scores voor een bepaalde maatstaf. De ene soort is een bijzondere soort en de andere een tolerante soort. Alle monsters waarin deze soorten voorkomen worden weergegeven in de figuur. De bijzondere soort, 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 het optimum bij een score van 0 tot 25. De tolerante soort, soort y, wordt alleen in hoge abundanties aangetroffen bij hoge scores op de maatstaf. Het optimum van de tolerante soorten ligt bij hoge scores. In dit geval ligt het optimum bij een score van 80 tot 100.

Voor iedere maatstaf is nagegaan hoe de abundanties van de soorten verloopt over de maatstaf.

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 is daar waar, startend vanuit de 'ideale' situatie, geen zeldzame en bijzondere soorten meer worden aangetroffen en waar voor het eerst tolerante soorten worden aangetroffen met een relatieve abundantie van



Figuur 36: Abundanties van twee fictieve soorten zijn uitgezet tegen een maatstafscore.

- = de relatieve abundantie van de bijzondere soort x
- + = de relatieve abundantie van de tolerante soort y

meer dan 1%. Uit het STOWA-materiaal blijkt dat deze twee feiten min of meer tegelijkertijd optreden. Voor het voorbeeld uit figuur 36 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 1 en 2 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 36 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 kanaalvariant en per maatstaf. Het resultaat wordt grafisch gepresenteerd op zogenaamde toetsingskaarten. Voor elk van de vijf kanaalvarianten wordt een toetsingskaart gemaakt, die qua vorm gelijk is aan de maatlat. Het bereik van de maatstaven is echter verdeeld in de 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 van de maatstaven van de overige beïnvloedingsfactoren wordt alleen in detail besproken indien de klassen op een afwijkende manier vastgesteld zijn.

8.2 De ecologische klassen voor de maatstaven

8.2.1 **Eutrofiëring**

Voor de afbakening van de klassen van de trofiemaatstaf gebaseerd op macrofyten zijn de volgende criteria gehanteerd.

In relatief ongestoorde kanalen bestaat de macrofytengemeenschap voor het overgrote deel uit soorten met een verticale groeistrategie. Wanneer deze soorten niet of nauwelijks meer aanwezig zijn, wordt de gemeenschap gewaardeerd als klasse 1.

De grens tussen klasse 3 en 2 ligt daar waar de abundantie van soorten met een horizontale groeistrategie kleiner is dan 2 of waar voor het eerst soorten met een verticale groeistrategie worden aangetroffen met een abundantie van 6 of meer.

Als grens op de maatstaf tussen de klassen 1 en 2 wordt genomen dat klasse 1 daar begint waar de soorten met een verticale groeistrategie een abundantie hebben van minder dan 2, of daar waar de soorten met een horizontale groeistrategie voor het eerst een abundantie van 7 of meer hebben, of daar waar geen hydrofyten meer worden aangetroffen en alleen helofyten.

Door het kleine aantal monsters per typologische variant zijn de grenzen gesteld met slechts enkele soorten. In tabel 11 wordt een overzicht gegeven van de scores op de biotische trofiemaatstaf waar één van de horizontale groeiers voor het eerst een abundantie van 7 of meer hebben en waar de verticale groeiers voor het eerst een abundantie van 6 of meer hebben. Voor de brakke varianten kunnen geen kwaliteitsgrenzen gesteld worden op deze wijze omdat de macrofytenmonsters uit de brakke kanalen ontbreken in het STOWA-bestand. De grenzen voor de brakke varianten wordt gebaseerd op literatuurgegevens.

Tabel 11: Overzicht van het bereik van het optimum van een aantal macrofyten op de trofiemaatstaf.

Aangegeven wordt het bereik op de maatstaf waar de betreffende soort een abundantie groter dan 7 (horizontale groeiers) of groter dan 6 (verticale groeiers) heeft.

groeistrategie	soort	typologische variant		
		zandkanalen	kleikanalen	veenkanalen
horizontaal	Nuphar alba	80 - 100		80 - 100
	Nymphaea lutea	80 - 100		80 - 100
verticaal	Elodea canadensis	0 - 40	0 - 40	

Naast de in de tabel genoemde soorten bevestigen de aanwezigheid en abundantie van helofyten in de kanalen deze grenzen. De kanalen waar alleen helofyten in hoge abundanties en geen hydrofyten voorkomen hebben allen een score van 80 of meer. De kanalen waar naast de helofyten ook veel hydrofyten worden aangetroffen hebben allen een score van 0 tot 40.

Ook het fytoplankton wordt gebruikt als maatstaf voor *trofie*. In tabel 12 is aangegeven op welk gedeelte van de maatstaf de abundantie het hoogst is. Soorten met een relatieve abundantie kleiner dan 10 zijn niet opgenomen in de tabel.

De grenzen tussen de klassen worden bepaald aan de hand van de optima van de eutrofe en oligotrofe soorten. De grens tussen klasse 1 en 2 is bij die score waar de tolerante soorten hun optimum hebben liggen. Zoals te zien is in tabel 12 ligt bijvoorbeeld het optimum van de eutrofe

Tabel 12: Overzicht van het bereik van het optimum van een aantal fytoplanktonsoorten op de trofiemaatstaf.

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

indicatie	soort	typologische variant			
		zandkanalen	kleikanalen	veenkanalen	brakke kanalen
eutrofie	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	70 - 100			
	<i>Chlamydomonas</i> sp.	75 - 100			
	<i>Coelastrum microporum</i>	90 - 100			
	<i>Cyclotella</i> sp.	70 - 100	80 - 100		
	<i>Melosira granulata</i>		75 - 100	75 - 100	
	<i>Melosira varians</i>	70 - 100		70 - 100	
	<i>Scenedesmus acuminatus</i>				85 - 100
	<i>Scenedesmus armatus</i>		75 - 100		
	<i>Scenedesmus costato-granulatus</i>		80 - 100		
	<i>Scenedesmus gutwinskii</i>	80 - 100			
	<i>Scenedesmus intermedius</i>	80 - 100		80 - 100	90 - 100
	<i>Scenedesmus longispina</i>	70 - 100			
	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	70 - 100			
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>			75 - 100	
oligotrofie	<i>Chrysococcus biporus</i>	0 - 40	0 - 45	0 - 40	
	<i>Chrysococcus minutus</i>		0 - 45		
	<i>Chrysococcus rufescens</i>	0 - 40		0 - 60	
	<i>Kephyrion moniliferum</i>		0 - 50		
	<i>Mallomonas</i> sp.	0 - 50			
	<i>Synura</i> sp.	0 - 40	0 - 50	0 - 45	

soorten in de zandkanalen bij een score van 70. Dit wordt de grens tussen klasse 1 en 2. Voor de grens tussen de klasse 2 en 3 wordt gekeken naar het optimum van de oligotrofe soorten. Dit optimum loopt tot een score van 40. Dit wordt de grens tussen klasse 2 en 3.

Voor het stellen van de kwaliteitsgrenzen voor de maatstaf chlorofyl-*a* is uitgegaan van de grenzen die gesteld zijn in het STOWA-rapport Meren en Plassen (1993b). Deze grenzen zijn getoetst aan het STOWA-materiaal voor kanalen.

Voor het stellen van kwaliteitsgrenzen voor de abiotische maatstaf nutriëntenhuishouding zijn per soort de abundanties van die soort uitgezet tegen de score voor de maatstaf. In tabel 13 wordt als voorbeeld eutrofe en oligotrofe soorten weergegeven op welk deel van de maatstaf de abundanties van de betreffende soorten het hoogst zijn (optimum). Naast deze abundantie-gegevens worden ook de aan- en afwezigheid van indicatoren gebruikt voor de afgrenzing van de kwaliteitsklassen. De grens tussen klasse 1 en 2 is bij een score waar nagenoeg geen oligotrofe soorten worden aangetroffen. Uit tabel 13 blijkt dit bij een score van 30 of meer te zijn. De grens tussen klasse 2 en 3 is bij een score waar nagenoeg geen eutrofe soorten worden aangetroffen. Volgens tabel 13 is dit bij een score van 20 of minder.

Indien voor een bepaalde typologische variant een te gering aantal gegevens beschikbaar was om kwaliteitsgrenzen te kunnen stellen, zijn literatuurgegevens gebruikt (STOWA, 1993a, 1993b) of gegevens van verwante varianten (voor een zoete variant gegevens van de andere zoete varianten, voor een brakke variant gegevens van de andere brakke variant).

Tabel 13: Overzicht van het bereik van het optimum van een aantal fytoplanktonsoorten 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			
		zandkanalen	kleikanalen	veenkanalen	brakke kanalen
eutrofie	<i>Actinastrum hantzschii</i>	25 - 50			
	<i>Cyclostephanos dubius</i>	27 - 50			
	<i>Monoraphidium komarkovae</i>			25 - 50	
	<i>Scenedesmus costato-granulatus</i>			30 - 50	
	<i>Scenedesmus gutwinski</i>		27 - 50		
	<i>Stephanodiscus astraea</i>			28 - 50	
	<i>Volvocales sp.</i>	30			
oligotrofie	<i>Chrysococcus biporus</i>	5 - 15	5 - 20		
	<i>Cryptomonas sp.</i>	5 - 18			

Een overzicht van de getalsmatige afbakening van de ecologische klassen voor de maatstaven van de karakteristiek *trofie* staan in tabel 14.

Tabel 14: 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				
	zand	klei	veen	brak	sterk brak
macrofyten					
klasse 1	80 - 100	80 - 100	80 - 100	90 - 100	90 - 100
klasse 2	40 - 80	40 - 80	40 - 80	60 - 90	60 - 90
klasse 3	0 - 40	0 - 40	0 - 40	0 - 60	0 - 60
fytoplankton					
klasse 1	70 - 100	75 - 100	70 - 100	85 - 100	85 - 100
klasse 2	40 - 70	45 - 75	40 - 70	50 - 85	50 - 85
klasse 3	0 - 40	0 - 45	0 - 40	0 - 50	0 - 50
chlorofyl- α					
klasse 1	> 50	> 50	> 50	> 50	> 50
klasse 2	25 - 50	25 - 50	25 - 50	25 - 50	25 - 50
klasse 3	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25
nutriëntenhuishouding					
klasse 1	32 - 50	34 - 50	32 - 50	34 - 50	34 - 50
klasse 2	17 - 32	20 - 34	17 - 32	20 - 34	20 - 34
klasse 3	5 - 17	5 - 20	5 - 17	5 - 20	5 - 20

8.2.2 Saprobiëring

De getalsmatige afgrenzing van de ecologische klassen voor de karakteristiek *saprobie* is op een vergelijkbare wijze uitgevoerd als bij het fytoplankton voor de karakteristiek *trofie*. De resultaten worden weergegeven in tabel 15.

Tabel 15: 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				
	zand	klei	veen	brak	sterk brak
saprobie macrofauna					
klasse 1	80 - 100	80 - 100	80 - 100	x	x
klasse 2	50 - 80	50 - 80	50 - 80	x	x
klasse 3	0 - 50	0 - 50	0 - 50	x	x
saprobie diatomeeën					
klasse 1	65 - 100	70 - 100	70 - 100	80 - 100	80 - 100
klasse 2	30 - 65	35 - 70	35 - 70	40 - 80	40 - 80
klasse 3	0 - 30	0 - 35	0 - 35	0 - 40	0 - 40
zuurstofhuishouding					
klasse 1	10 - 15	10 - 15	10 - 15	10 - 15	10 - 15
klasse 2	6 - 10	6 - 10	6 - 10	6 - 10	6 - 10
klasse 3	3 - 6	3 - 6	3 - 6	3 - 6	3 - 6

'x' = maatstaf is niet van toepassing voor de betreffende variant

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 abiotische maatstaf chloriniteit is als uitgangspunt genomen dat klasse 3 wordt bereikt indien het chloridegehalte ligt tussen de grenzen zoals die gedefinieerd zijn in het typologisch raamwerk. Dit betekent dat voor de zand-, klei- en veenvariant het chloridegehalte tussen 0 en 300 mg/l dient te liggen voor klasse 3. De grens tussen klasse 2 en 1 is gelegd bij 1000 mg/l voor de zoete varianten.

Voor de brakke variant dient het chloridegehalte te liggen tussen 300 en 4000 mg/l voor klasse 3. Voor deze variant bestaat klasse 1 uit twee trajecten. Zowel het gedeelte met waarden groter dan 6000 mg/l chloride als waarden kleiner dan 300 mg/l worden met klasse 1 aangeduid. Klasse 2 bestaat uit het traject van 4000 - 6000 mg/l.

Voor de sterk brakke variant dient het chloridegehalte te liggen boven de 4000 mg/l chloride voor klasse 3. De grens tussen klasse 2 en 1 voor deze variant is gelegd bij 1000 mg/l. Klasse 1 loopt

dan van 0 - 1000 en klasse 2 van 1000 tot 4000 mg/l chloride.

De resultaten van de getalsmatige afgrenzing van de ecologische klassen voor de karakteristiek *brak* karakter worden weergegeven in tabel 16.

Tabel 16: 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.

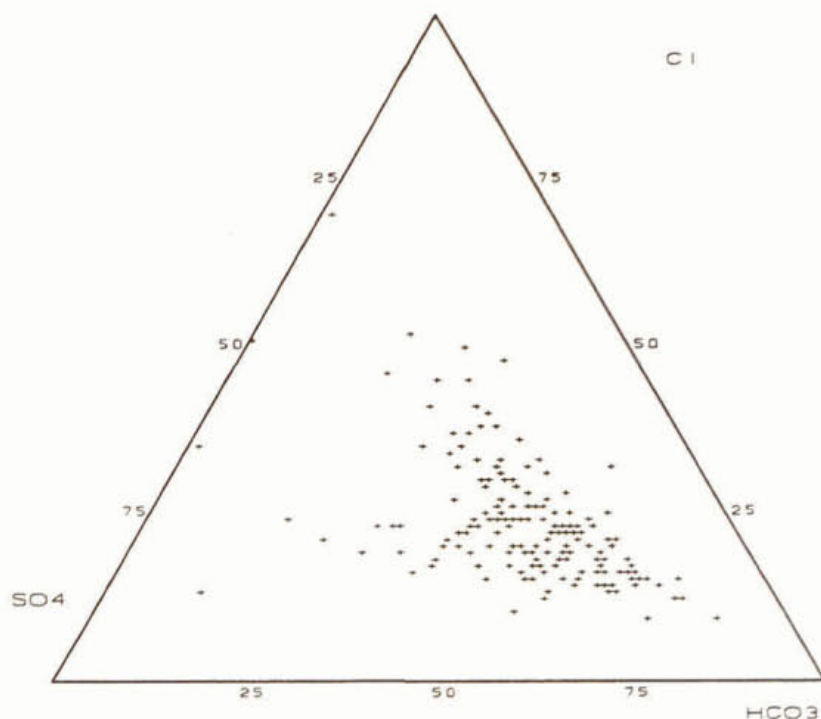
ecologische klasse	typologische variant				
	zand	klei	veen	brak	sterk brak
macrofauna					
klasse 1	> 10	> 10	> 10	0 - 70	0 - 80
klasse 2	5 - 10	5 - 10	5 - 10	70 - 90	80 - 90
klasse 3	0 - 5	0 - 5	0 - 5	90 - 100	90 - 100
diatomeeën					
klasse 1	60 - 100	60 - 100	60 - 100	0 - 40	0 - 60
klasse 2	20 - 60	20 - 60	20 - 60	40 - 70	60 - 80
klasse 3	0 - 20	0 - 20	0 - 20	70 - 100	80 - 100
chloriniteit					
klasse 1	> 1000	> 1000	> 1000	0 - 300 > 6000	0 - 1000
klasse 2	300 - 1000	300 - 1000	300 - 1000	4000 - 6000	1000 - 4000
klasse 3	0 - 300	0 - 300	0 - 300	300 - 4000	> 4000

8.2.4 Waterkwantiteitsbeheer

Voor de afbakening van de abiotische maatstaven voor de karakteristiek *waterchemie* is op een andere wijze te werk gegaan dan beschreven bij eutrofiëring. Bij het afgrenzen van de ecologische klassen worden de drie maatstaven voor de relatieve verhouding tussen de anionen tegelijkertijd in ogenschouw genomen.

In figuur 37 wordt als voorbeeld de plaats van de monsters uit de zandvariant in het driehoeksdiagram weergegeven. Uit de figuur blijkt dat de meeste monsters in de rechter benedenhoek liggen, wat duidt op bicarbonaatrijk water. Slechts een gering aantal monsters wordt in de bovenhoek of in de linker benedenhoek aangetroffen.

Zandkanalen zijn in principe bicarbonaatarme wateren. Voor de zandkanalen wordt dat gedeelte van de driehoek tot klasse 1 gerekend, waar de maatstaf voor chloriderijk water een waarde heeft tussen 50 en 100 en waar de maatstaf voor sulfaatrijk water een waarde heeft tussen 50 en 100. Het gedeelte van de driehoek waar de maatstaf voor bicarbonaatrijk water een waarde heeft tussen 50 en 100 wordt tot klasse 3 gerekend. Het overige deel van de driehoek wordt tot klasse 2 gerekend.



Figuur 37: Plaats van de monsters uit de zandkanalen in het driehoeksdiagram voor het relatieve aandeel anionen.

Voor de kleikanalen wordt de grens tussen klasse 1 en klasse 2 gelegd bij een waarde van 50 op de maatstaf voor sulfaatrijk water. De grens tussen klasse 3 en 2 voor sulfaatrijkwater ligt bij de waarde 25. De kleikanalen kunnen van nature wat meer chloride bevatten zodat de grens tussen klasse 3 en 2 voor chloride is gesteld op 60. Het bereik voor klasse 3 wat betreft bicarbonaatrijk water komt daardoor op 25 tot 70.

Voor de veenkanalen wordt dat gedeelte van de driehoek tot klasse 1 gerekend, waar de maatstaf voor chloriderijk water een waarde heeft tussen 50 en 100 en waar de maatstaf voor sulfaatrijk water een waarde heeft tussen 50 en 100. Het gedeelte van de driehoek waar de maatstaf voor bicarbonaatrijk water een waarde heeft tussen 50 en 100 wordt tot klasse 3 gerekend. Het overige deel van de driehoek wordt tot klasse 2 gerekend.

Voor het afbakenen van de abiotische maatstaf IR/EGV wordt gedeeltelijk gebruik gemaakt van de bevindingen van Van Wirdum (1990). In zoete wateren duidt een verhouding ≥ 1 op een ongestoorde situatie. Voor de zoete zand-, klei en veenkanalen wordt dit getal gehanteerd als grens voor het onderscheid tussen klasse 3 en klasse 2. Klasse 3 komt overeen met een waarde ≥ 1 . De grens tussen klasse 2 en klasse 1 wordt voor de zand-, klei- en veenkanalen gelegd bij de waarde 0.50.

Uit het STOWA-materiaal komt naar voren dat de verhouding tussen de ionenratio en het elektrisch geleidingsvermogen voor de brakke kanalen rond 0 ligt. Klasse 3 wordt gedefinieerd als het bereik tussen 0,00 en 0,01. Het bereik van klasse 2 loopt van 0,01 tot en met 0,49 en alle waarden $\geq 0,50$ worden tot klasse 1 gerekend.

Een samenvatting van de resultaten wordt weergegeven in tabel 17.

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

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

ecologische klasse	typologische variant				
	zand	klei	veen	brak	sterk brak
relatieve verhouding anionen					
klasse 1	Cl \geq 50 SO ₄ \geq 50	SO ₄ \geq 50	Cl \geq 50 SO ₄ \geq 50	Cl \leq 50	Cl \leq 70
klasse 2	overig	overig	overig	Cl 50 - 60 Cl \geq 80	Cl 70 - 80
klasse 3	HCO ₃ \geq 50	HCO ₃ 25 - 70 SO ₄ \leq 25 Cl \leq 60	HCO ₃ \geq 50	Cl 60 - 80	Cl \geq 80
IR/EGV					
klasse 1	< 0.5	< 0.5	< 0.5	\geq 0.5	\geq 0.5
klasse 2	0.5 - 1.0	0.5 - 1.0	0.5 - 1.0	0.01 - 0.5	0.01 - 0.5
klasse 3	\geq 1.0	\geq 1.0	\geq 1.0	0.00 - 0.01	0.00 - 0.01

8.2.5 Inrichting

De indeling van de ecologische klassen voor de maatstaven rijkdom hydrofyten en rijkdom helofyten zijn gesteld op basis van literatuur (de Lange & de Ruiter, 1977, 1981; Cuppen, 1977; RWS Directie Noord Brabant; 1989) en het STOWA-materiaal.

De grenzen voor de maatstaven abundantie hydrofyten en abundantie helofyten zijn zo gesteld dat de dichtheid van de helofytenvegetatie niet te groot is en de hydrofytenvegetatie zo groot mogelijk is.

Voor de afbakening van de klassen voor de maatstaf structuur macrofyten is op eenzelfde wijze te werk gegaan als beschreven is bij eutrofiëring.

De afbakening van de klassen voor de maatstaven die deel uit maken van de macrofaunastructuur is uitgegaan van gegevens uit Verdonschot (1990b). Als uitgangspunt is genomen dat voor een evenwichtige opbouw van de macrofaunagemeenschap de drie groepen organismen, te weten substraatbewoners, sedimentbewoners en kolom- plus littoraalbewoners, allen in zekere mate aanwezig moeten zijn.

Voor de abiotische maatstaf wordt gebruik gemaakt van de hellingshoek van de oever. Over het algemeen biedt een steile oever mindere mogelijkheden voor de macrofyten om zich te vestigen. Een zwak aflopende oever biedt meer mogelijkheden. In het beoordelingssysteem wordt een zwak aflopende oever dan ook als beter beoordeeld dan een steile oever. Tot klasse 3 worden oevers gerekend met hellingshoek < 45°, tot klasse 2 oevers met een helling tussen 46 en 75° en tot klasse 1 oevers met een hellingshoek tussen 76 en 90°.

In tabel 18 wordt een overzicht gegeven van de getalsmatige afbakening van de maatstaven behorend tot de karakteristiek *habitatdiversiteit*.

Tabel 18: 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, tenzij anders vermeld.

ecologische klasse	typologische variant				
	zand	klei	veen	brak	sterk brak
structuur macrofyten					
klasse 1	0 - 40	0 - 40	0 - 40	0 - 40	0 - 40
klasse 2	40 - 65	40 - 70	40 - 70	40 - 70	40 - 70
klasse 3	65 - 100	70 - 100	70 - 100	70 - 100	70 - 100
abundantie hydrofyten					
klasse 1	0 - 13	0 - 13	0 - 13	0 - 9	0 - 4
klasse 2	14 - 24	14 - 24	14 - 24	10 - 20	5 - 10
klasse 3	≥ 28	≥ 28	≥ 28	≥ 21	≥ 11
abundantie helofyten					
klasse 1	0 - 18	0 - 18	0 - 18	0 - 9	0 - 4
klasse 2	19 - 30 ≥ 54	19 - 30 ≥ 54	19 - 30 ≥ 54	10 - 20	4 - 10
klasse 3	31 - 54	31 - 54	31 - 54	≥ 21	≥ 11
rijkdom hydrofyten					
klasse 1	0 - 3	0 - 3	0 - 3	0 - 3	0 - 1
klasse 2	4 - 6	4 - 6	4 - 6	4 - 5	2 - 3
klasse 3	≥ 7	≥ 7	≥ 7	≥ 6	≥ 4
rijkdom helofyten					
klasse 1	0 - 5	0 - 5	0 - 5	0 - 3	0 - 2
klasse 2	6 - 11	6 - 11	6 - 11	4 - 9	3 - 5
klasse 3	≥ 12	≥ 12	≥ 12	≥ 10	≥ 6
structuur macrofauna					
klasse 1	substr ≤ 10 substr ≥ 75 kolom ≤ 10 kolom ≥ 75 sedim ≤ 10 sedim ≥ 75	substr ≤ 10 substr ≥ 75 kolom ≤ 10 kolom ≥ 75 sedim ≤ 10 sedim ≥ 75	substr ≤ 10 substr ≥ 75 kolom ≤ 10 kolom ≥ 75 sedim ≤ 10 sedim ≥ 75	x	x
klasse 2	substr 10 - 20 substr 55 - 75 kolom 10 - 25 kolom 50 - 75 sedim 10 - 15 sedim 45 - 75	substr 10 - 20 substr 55 - 75 kolom 10 - 25 kolom 50 - 75 sedim 10 - 15 sedim 45 - 75	substr 10 - 20 substr 55 - 75 kolom 10 - 25 kolom 50 - 75 sedim 10 - 15 sedim 45 - 75	x	x
klasse 3	substr 25 - 55 kolom 20 - 50 sedim 15 - 45	substr 25 - 55 kolom 20 - 50 sedim 15 - 45	substr 25 - 55 kolom 20 - 50 sedim 15 - 45	x	x
kanaalprofiel					
klasse 1	76 - 90°	76 - 90°	76 - 90°	76 - 90°	76 - 90°
klasse 2	46 - 75°	46 - 75°	46 - 75°	46 - 75°	46 - 75°
klasse 3	< 46°	< 46°	< 46°	< 46°	< 46°

x = maatstaf niet van toepassing voor de betreffende variant
 substr = substraatbewoners
 kolom = kolom- en littoraalbewoners
 sedim = sedimentbewoners

8.2.6 Typologisch aspect

De afbakening van de ecologische klassen van de maatstaven voor het *variant-eigen karakter* van de zand-, klei- en veenkanalen wordt op eenzelfde wijze uitgevoerd als bij eutrofiëring. Voor alle zoete kanalen worden de drie maatstaven zand, klei en veen gebruikt. In tabel 19 wordt de getalsmatige afbakening van de maatstaven voor de karakteristiek *variant-eigen karakter* weergegeven.

Tabel 19: Getalsmatige afbakening van de ecologische klassen voor de maatstaven van de karakteristiek *variant-eigen karakter*.

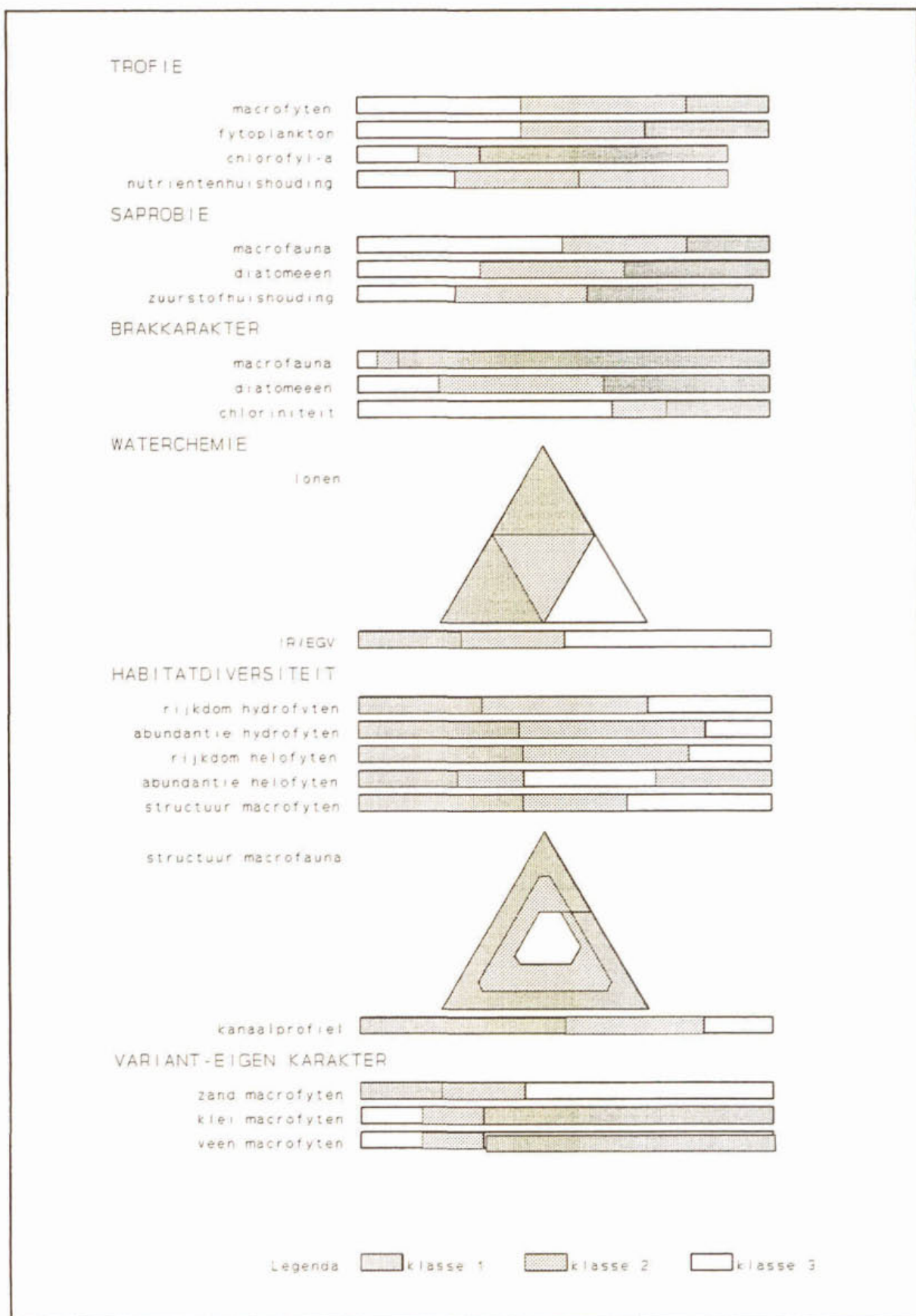
ecologische klasse	typologische variant				
	zand	klei	veen	brak	sterk brak
zand					
klasse 1	≤ 20	≥ 30	≥ 40	x	x
klasse 2	20 - 40	15 - 30	20 - 40	x	x
klasse 3	≥ 40	≤ 15	≤ 20	x	x
klei					
klasse 1	≥ 30	≤ 20	≥ 40	x	x
klasse 2	15 - 30	20 - 40	20 - 40	x	x
klasse 3	≤ 15	≥ 40	≤ 20	x	x
veen					
klasse 1	≥ 30	≥ 20	≤ 25	x	x
klasse 2	15 - 30	10 - 20	25 - 50	x	x
klasse 3	≤ 15	≤ 10	≥ 50	x	x

'x' = maatstaf niet van toepassing voor de betreffende variant

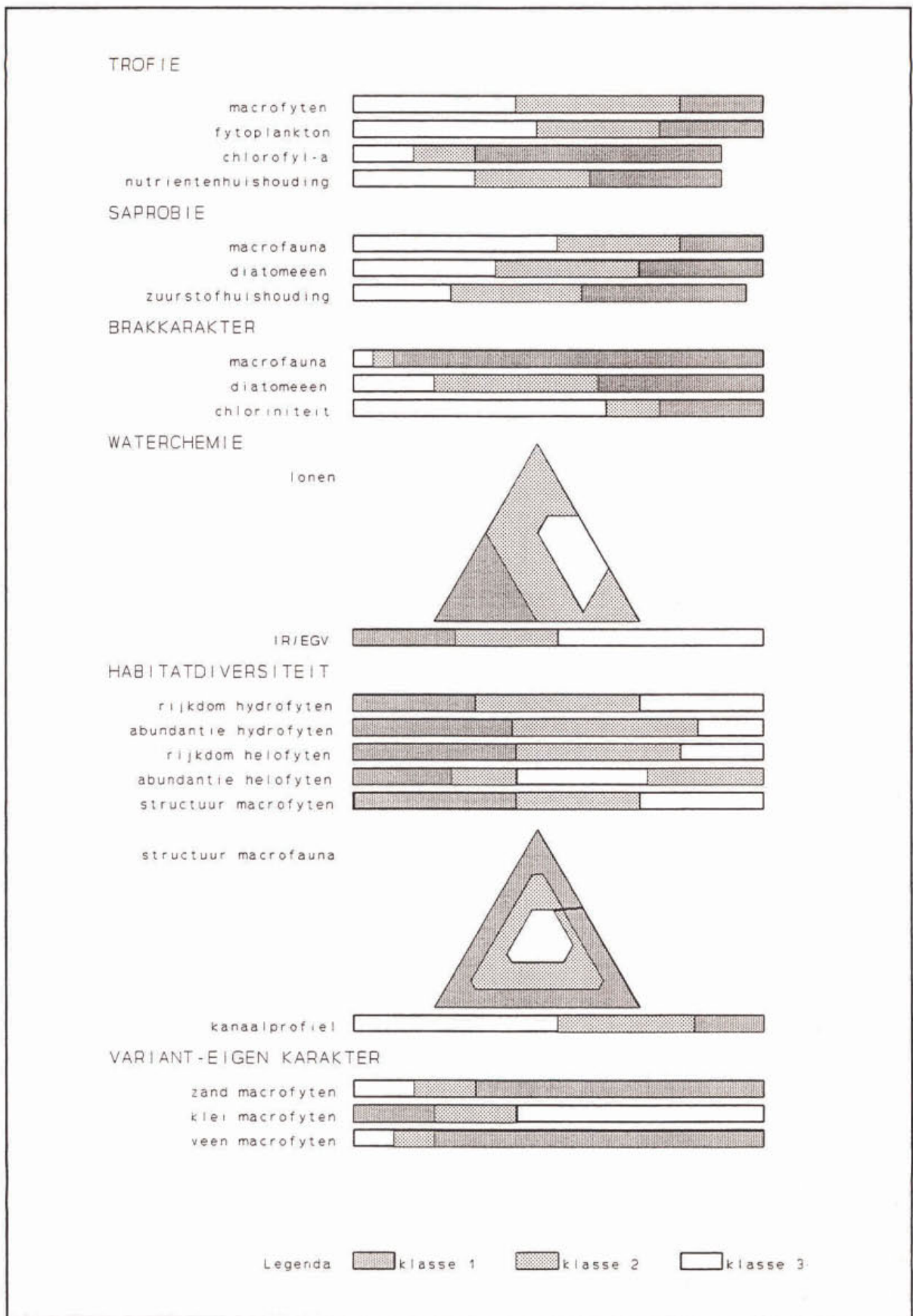
Voor de brakke varianten worden voor het *variant-eigen karakter* de maatstaven gehanteerd die behoren tot de karakteristiek *brak* karakter. Voor de afbakening van de grenzen voor het *brak* karakter wordt verwezen paragraaf 8.2.3..

8.3 Toetsingskaarten

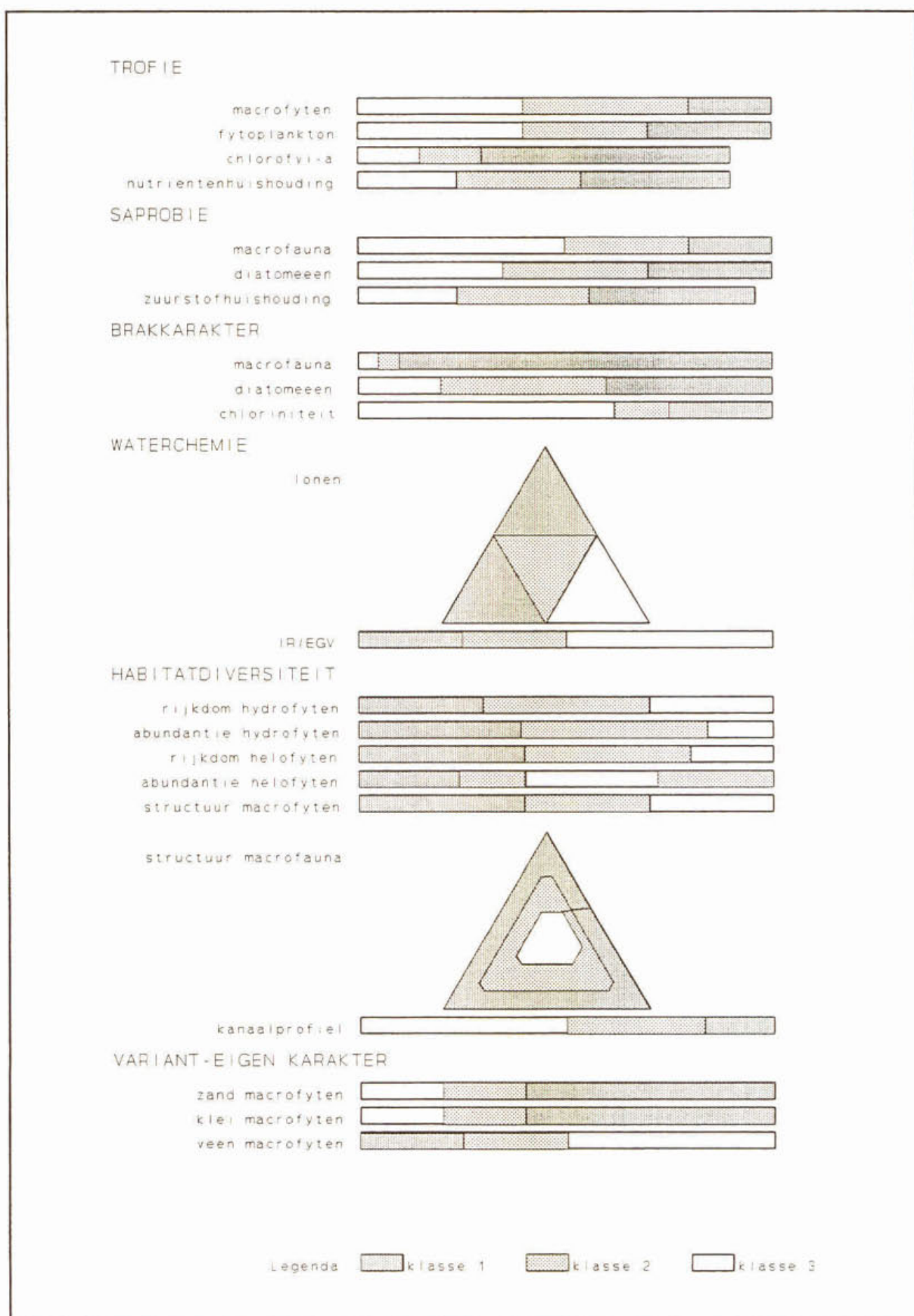
Het resultaat van de afbakening van de ecologische klassen wordt grafisch weergegeven op een zogenaamde toetsingskaart. De toetsingskaart is qua vorm gelijk aan de maatlat, maar op de toetsingskaart wordt het bereik van iedere maatstaf ingedeeld in de ecologische klassen. Voor elke van de vijf kanaalvarianten is een toetsingskaart gemaakt. Deze zijn weergegeven in de figuren 37 tot en met 41.



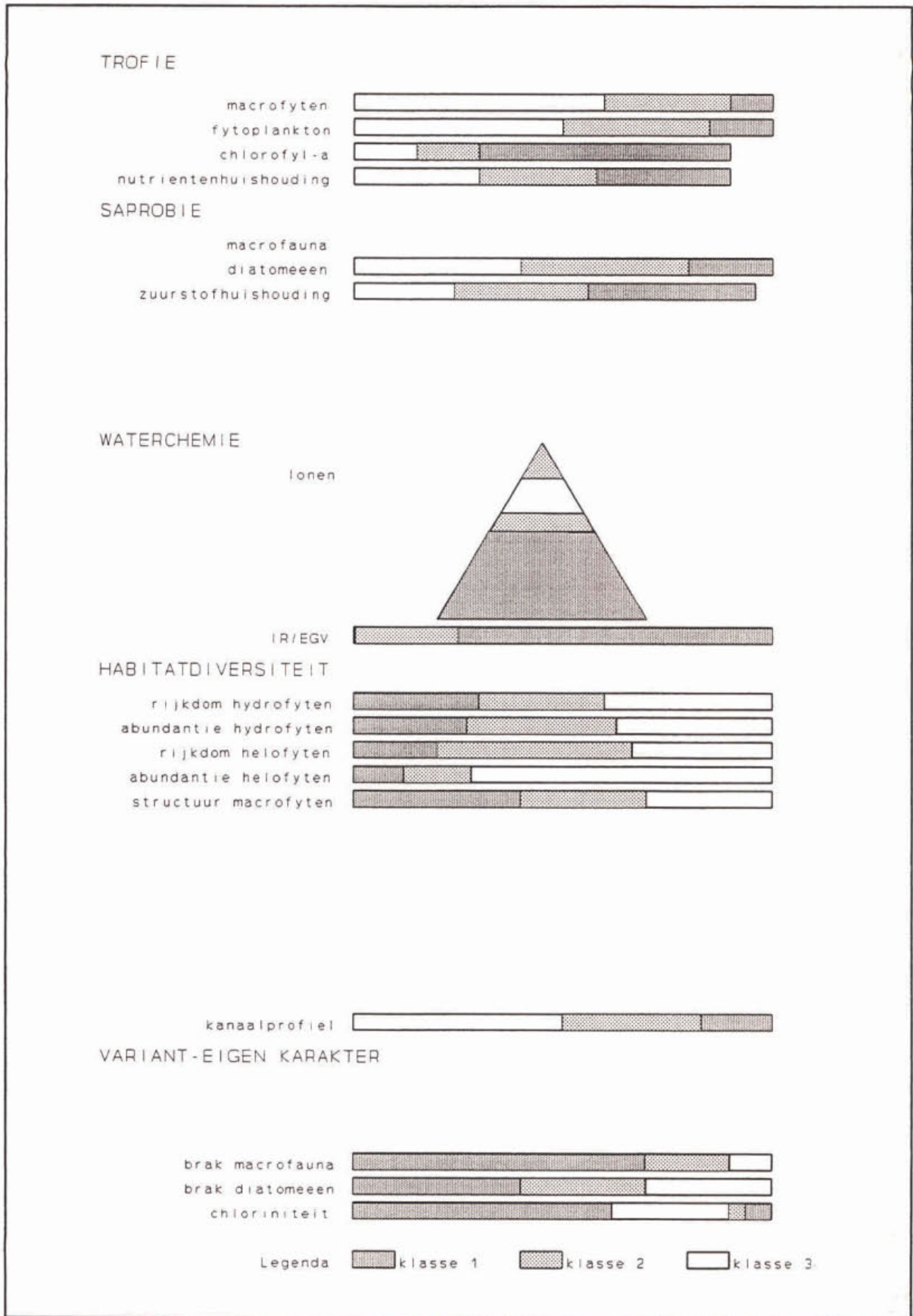
Figuur 38: Toetsingskaart voor de zandkanalen.



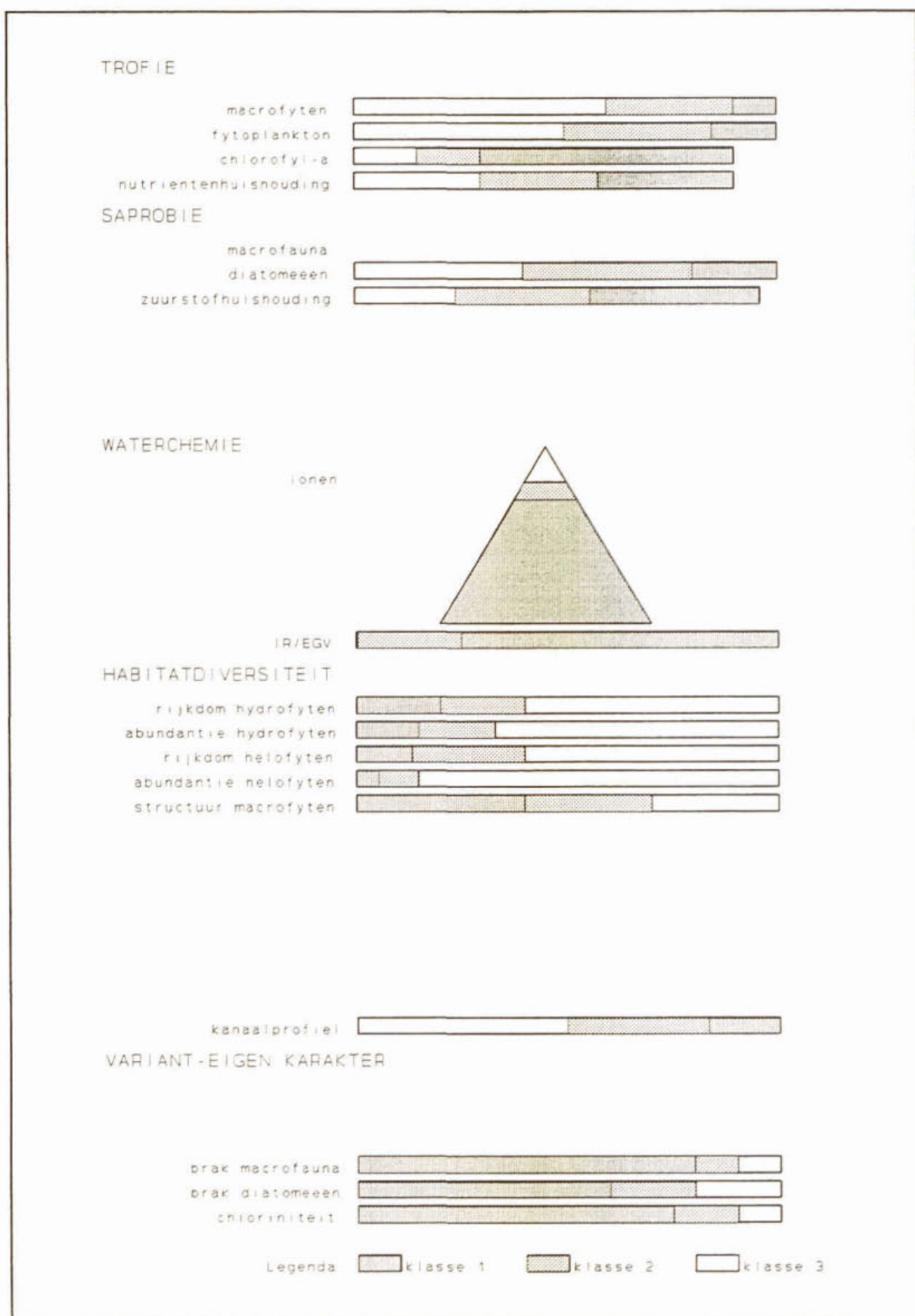
Figuur 39: Toetsingskaart voor de kleikanalen.



Figuur 40: Toetsingskaart voor de veenkanalen.



Figuur 41: Toetsingskaart voor de brakke kanalen.



Figuur 42: Toetsingskaart voor de sterk brakke kanalen.

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 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 20. Bijvoorbeeld voor de karakteristiek *trofie* worden vier maatstaven gebruikt. Indien alle vier de maatstaven vallen in klasse 2, betekent dit dat de som van punten voor de ecologische klassen 8 is. Voor het aflezen van het ecologisch kwaliteitsniveau met behulp van tabel 12 wordt gekeken in de kolom voor 4 maatstaven per karakteristiek. In deze kolom wordt het aantal punten is 8 gezocht. Dan kan rechts in de tabel het ecologisch kwaliteitsniveau afgelezen worden. Dit blijkt in dit voorbeeld het middelste niveau te zijn.

Voor de karakteristieken worden vijf ecologische kwaliteitsniveaus gehanteerd, te weten: hoogste (V), bijna hoogste (IV), middelste (III), laagste (II) en beneden laagste kwaliteitsniveau (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 20: Richtlijnen voor het bepalen van het ecologisch kwaliteitsniveau voor een karakteristiek op basis van het aantal gescoorde punten voor die karakteristiek.

	aantal maatstaven per karakteristiek							ecologisch kwaliteitsniveau karakteristiek	kleurcode
	7	6	5	4	3	2	1		
a a n t a l p u n t e n	7	6	5	4	3	2		beneden laagste I	rood
	8								
	9	7	6	5	4	3	1	laagste II	geel
	10	8	7	6	5				
	11	9	8						
	12								
	13	10	9	7	6	4	2	middelste III	groen
	14	11	10	8	7				
	15	12	11	9					
	16	13	12						
	17	14							
	18	15	13	10	8	5		bijna hoogste IV	lichtblauw
	19	16	14	11					
	20	17							
	21	18	15	12	9	6	3	hoogste V	donkerblauw

Het beoordelingssysteem is gebaseerd op de beoordeling van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën, fytoplankton en een aantal abiotische variabelen. Iedere maatstaf belicht een bepaald aspect van een beïnvloedingsfactor. Wanneer niet alle maatstaven bij de beoordeling worden betrokken, wordt de beoordeling minder genuanceerd.

8.5 Het ecologisch profiel

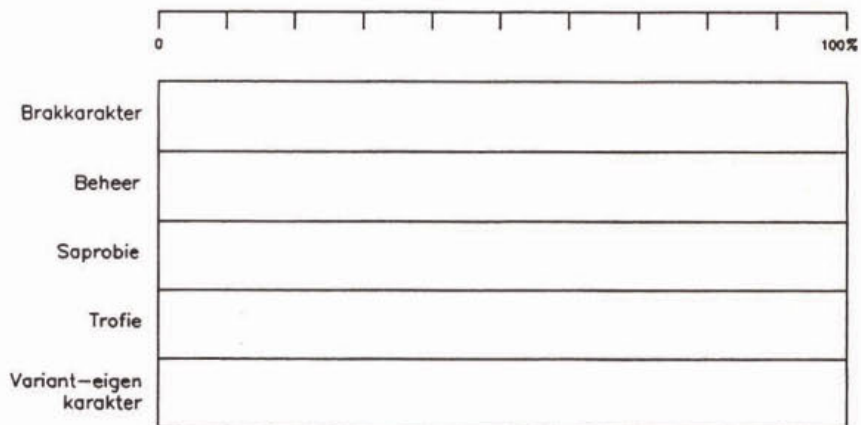
De uitkomsten voor de belangrijkste te beoordelen beïnvloedingsfactoren worden samenvattend gepresenteerd in het ecologisch profiel. Voor alle kanaalvarianten zijn in het ecologisch profiel de karakteristieken *variant-eigen karakter*, *trofie* en *saprobie* opgenomen. Voor de zoete varianten is tevens de karakteristiek *brakkarakter* opgenomen. De maatstaven die bij de karakteristiek *brakkarakter* behoren worden voor de brakke kanalen ondergebracht bij de karakteristiek *variant-eigen karakter*. De resultaten van de beoordelingen van de karakteristieken *waterchemie* en *habitatdiversiteit* worden voor alle varianten samengevat onder de noemer 'beheer'. Voor de karakteristieken *variant-eigen karakter*, *trofie* en *saprobie* wordt in het ecologisch profiel de kleur aangebracht die behoort bij het verkregen ecologische kwaliteitsniveau. Voor 'beheer' wordt in het profiel die kleur ingetekend die behoort bij het laagst verkregen ecologische kwaliteitsniveau voor de karakteristieken *waterchemie* en *habitatdiversiteit*.

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 21 wordt het maximum aantal maatstaven per karakteristiek en per typologische variant weergegeven.

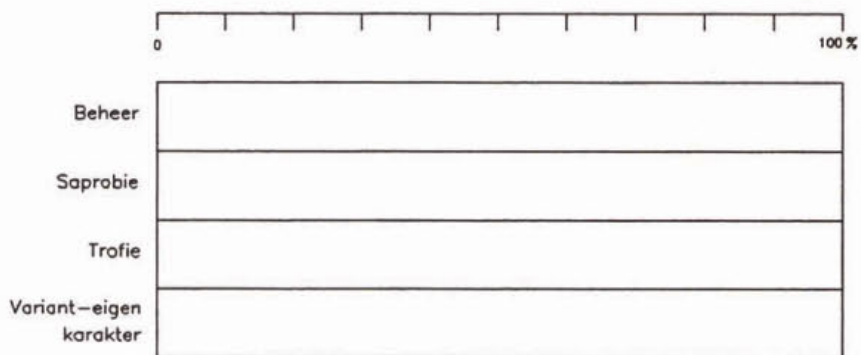
Tabel 21: Het maximum aantal maatstaven voor de beoordeling uitgesplitst naar factor en typologische variant.

	zandkanalen	kleikanalen	veenkanalen	brakke kanalen	sterk-brakke kanalen
brakkarakter	3	3	3		
beheer	9	9	9	8	8
saprobie	3	3	3	2	2
trofie	4	4	4	4	4
variant-eigen karakter	3	3	3	3	3

In figuur 42 wordt het ecologisch profiel voor de zand-, klei- en veenvarianten weergegeven en in figuur 43 het profiel voor de brakke varianten.



Figuur 43: Het ecologisch profiel voor zand-, klei- en veenkanalen.



Figuur 44: Het ecologisch profiel voor brakke en sterk brakke kanalen.

9 EVALUATIE VAN BEOORDELINGSRESULTATEN

9.1 Vergelijking van de maatstafscores uit het voor- en najaar

Als eerste is nagegaan of de resultaten van de beoordeling afhankelijk zijn van het seizoen waarin bemonsterd is. Ter illustratie zijn de scores voor de volgende maatstaven getoetst:

- fytoplankton trofiemaatstaf
- macrofauna saprobiemaatstaf
- diatomeeën saprobiemaatstaf
- maatstaf voor de nutriëntenhuishouding
- maatstaf voor de zuurstofhuishouding

De per locatie zijn de monsters genomen in het voorjaar en najaar getoetst op significante verschillen in maatstafscores. Echter niet alle locaties zijn zowel in het voorjaar als najaar bemonsterd. Het betrof 69 locaties met fytoplanktongegevens, 26 locaties met macrofaunagegevens, 48 locaties met diatomeeëngegevens, 82 locaties voor de nutriëntenhuishouding en 82 locaties voor de zuurstofhuishouding. De macrofytengegevens zijn niet getoetst omdat te weinig locaties twee maal per jaar bemonsterd zijn.

De toets die gebruikt is de toets van Kruskal-Wallis. De nulhypothese luidt dat er geen verschil is in de scores van de voor- en najaarsmonsters. De nulhypothese wordt verworpen bij een $p < 0.05$. Voor de fytoplankton, diatomeeën, nutriëntenhuishouding en zuurstofhuishouding is p groter dan 0.05 en wordt de nulhypothese niet verworpen. Dit betekent dat voor het basismateriaal de scores uit het voorjaar niet significant verschillen van de scores uit het najaar.

Voor de macrofauna is p kleiner dan 0.05, wat betekent dat de nulhypothese verworpen wordt. De scores uit het voorjaar significant verschillen van de scores uit het najaar. Het verschil in scores leidt echter niet tot een verschil in kwaliteitsklasse van de betreffende maatstaf.

Er kan dus geconcludeerd worden dat er geen structureel verschil is tussen de scores en de kwaliteitsklassen van de maatstaven voor bemonsteringen uit het voorjaar of 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 maatstaven bij de beoordeling betrokken zijn geweest. Aan de hand van een voorbeeld (Noord-Hollandskanaal, bemonsterd rond week 25 in 1990) wordt het resultaat van de kwaliteitsniveaus voor de karakteristieken gepresenteerd waarbij een groep van maatstaven (macrofauna of fytoplankton) wordt weggelaten. Voor de beschrijving van het Noord-Hollandskanaal wordt verwezen naar STOWA (1994). Van dit kanaal ontbreken gegevens over de epifytische diatomeeën.

In tabel 22 worden de ecologische klassen voor de diverse maatstaven voor het Noord-Hollandskanaal weergegeven.

Op basis van deze klassen en de richtlijnen uit tabel 20 wordt het ecologisch kwaliteitsniveau voor de karakteristieken bepaald. Dit is gedaan voor zowel de volledige beoordeling als voor de beoordeling waarbij respectievelijk de macrofauna- en de fytoplanktongegevens zijn weggelaten. Het resultaat wordt weergegeven in tabel 23.

Tabel 22: Ecologische klassen voor de maatstaven van het Noord-Hollandskanaal bemonsterd rond week 25 in 1990.

maatstaf	karakteristiek					
	trofie	saprobie	brakkarakter	waterchemie	habitat diversiteit	variant-eigen karakter
macrofyten	1					
macrofauna		1	3			
diatomeeën		-	-			
fytoplankton	1					
chlorofyl- <i>a</i> (µg/l)	1					
abiotisch	1	2	2	2		
IR/EGV				1		
aantal soorten hydrofyten					1	
abundantie hydrofyten					1	
aantal soorten helofyten					2	
abundantie helofyten					2	
structuur macrofyten					2	
structuur macrofauna					1	
kanaal profiel					3	
macrofyten zand						1
macrofyten klei						1
macrofyten veen						3

- = niet bemonsterd

Tabel 23: Bepaling van het kwaliteitsniveau van de karakteristieken van het Noord-Hollandskanaal in geval alle geanalyseerde maatstaven worden meegenomen en in geval macrofauna of fytoplanktongegevens niet worden meegenomen in de beoordeling.

karakteristiek	kwaliteitsniveau van de karakteristieken		
	totale beoordeling	beoordeling zonder macrofauna	beoordeling zonder fytoplankton
<i>brakkarakter</i>	IV	III	IV
<i>waterchemie</i>	II	II	II
<i>habitatdiversiteit</i>	II	III	II
<i>saprobie</i>	II	II	II
<i>trofie</i>	I	I	I
<i>variant-eigen karakter</i>	II	II	II

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

Uit tabel 23 blijkt dat door het niet in ogenschouw nemen van alle maatstaven de uitkomst van de beoordeling anders uit kan vallen. In sommige gevallen leidt het niet in ogenschouw nemen van alle maatstaven tot een hoger kwaliteitsniveau (bijvoorbeeld bij de karakteristiek *habitatdiversiteit*

bij weglating van de macrofaunagegevens). In andere gevallen leidt het niet in ogenschouw nemen van alle maatstaven tot een lager kwaliteitsniveau, zoals in het voorbeeld het geval is bij de karakteristiek *brakkarakter* bij weglating van de macrofaunagegevens. Het is ook mogelijk dat het resultaat van de beoordeling niet verandert, zoals in het voorbeeld het geval is bij de karakteristiek *trofie* bij weglating van de fytoplanktongegevens.

9.3 Toepasbaarheid van het systeem

Alle kanalen uit het STOWA-bestand zijn beoordeeld met het ontwikkelde beoordelingssysteem. Daar een selectie van het beoordelingsresultaat gepresenteerd wordt, is ervoor gekozen om die bemonsteringsperiode te kiezen waarin de meeste gegevens verzameld zijn. Dit is de periode augustus-september. In bijlage 6 worden de resultaten gepresenteerd.

Een aantal regionale waterbeheerders heeft het resultaat van de beoordeling vergeleken met de eigen indruk van het beoordeelde kanaal. Hieruit bleek dat over het algemeen de kanalen juist beoordeeld worden met het STOWA-systeem. Tevens bleek ook dat hoe meer (biotische) maatstaven bij de beoordeling worden betrokken hoe nauwkeuriger de beoordeling wordt.

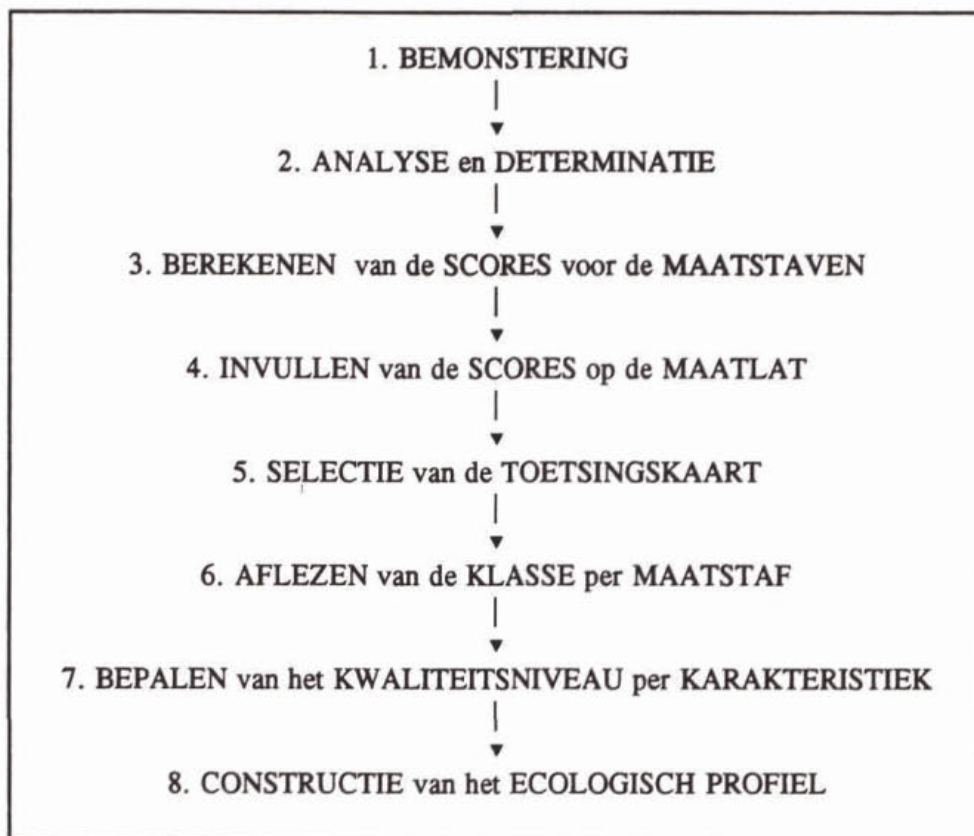
Ter illustratie van de bruikbaarheid van het systeem voor kanalen die niet zijn opgenomen in het STOWA-bestand, is het Amsterdam-Rijnkanaal beoordeeld met het systeem. Het betreft een monsterpunt stroomafwaarts van de UNA centrale bij Diemen. Niet alle biotische en abiotische gegevens waren beschikbaar voor een complete beoordeling. In tabel 24 staan de resultaten van de beoordeling van het Amsterdam-Rijnkanaal.

Tabel 24: De ecologische kwaliteitsniveaus voor de karakteristieken van het Amsterdam-Rijnkanaal

karacteristiek	aantal maatstaven	totaal aantal punten	kwaliteitsniveau	kleurcode
<i>trofie</i>	3	5	laagste	geel
<i>saprobie</i>	1	1	beneden laagste	rood
<i>brakkarakter</i>	2	6	hoogste	donkerblauw
<i>waterchemie</i>	0			
<i>habitatdiversiteit</i>	0			
<i>variant-eigen karakter</i>	0			

Deze beoordeling komt overeen met de indruk die de beheerder van het kanaal heeft.

Bij het uitvoeren van de beoordeling kan een achttal stappen onderscheiden worden. Deze stappen worden in figuur 45 schematisch weergegeven.



Figuur 45: Schematische weergave van het uitvoeren van de ecologische beoordeling voor kanalen.

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

11 NABESCHOUWING EN AANBEVELINGEN

Een aantal aspecten is naar voren gekomen die nadere studie behoeven. Het betreft aspecten die betrekking hebben op lacunes in de huidige kennis omtrent kanaalecosystemen en aspecten die verband houden met de dagelijkse meetpraktijk van de (regionale) waterbeheerders. De geconstateerde lacunes worden hieronder beschreven.

In het systeem zijn maatstaven opgenomen die de effecten van de waterchemie (waterkwantiteitsbeheer) beschrijven. In de literatuur worden slechts enkele biotische indicaties gegeven die verwijzen naar de waterchemie. Deze indicaties bleken echter niet afdoende om de waterchemie in kanalen te beschrijven doordat de genoemde biotische indicatoren niet of nauwelijks in kanaalecosystemen worden aangetroffen. Verder onderzoek, waarbij de relatie tussen de waterchemie en biotische componenten wordt bestudeerd, kan leiden tot een betere beoordeling van deze karakteristiek.

In het systeem is de variabele 'doorzicht' niet opgenomen. Doorzicht is een eenvoudig te bepalen variabele. Echter de oorzaak van een slecht doorzicht kan het gevolg zijn van meerdere beïnvloedingsfactoren (bijvoorbeeld saprobie, scheepvaart of wind). Vanwege de complexe relaties tussen doorzicht en andere factoren is doorzicht niet als maatstaf opgenomen in het beoordelingssysteem.

Voor het STOWA-kanalen project is gestandaardiseerd onderzoek verricht door de regionale waterbeheerders. Ondanks de voorgestelde uniforme onderzoeks aanpak is uit het STOWA-materiaal gebleken dat de uitvoering niet altijd conform de voorstellen heeft plaatsgevonden. Het betreft met name de macrofyten en macrofauna. Om meer inzicht en kennis te verwerven over het functioneren van kanaalecosystemen wordt aanbevolen om ook macrofytenopnamen te maken in het voorjaar om deze met de najaarsmonsters te vergelijken. Tevens wordt aanbevolen macrofauna te bemonsteren met een bodemhapper en macrofaunamonsters te nemen van vegetatie. Bodemmonsters van macrofauna kunnen wellicht extra informatie geven over het saprobie- en/of toxiciteitsaspect.

In het systeem is geen maatstaf opgenomen om de effecten van toxische stoffen op het ecosysteem te beschrijven. In het STOWA-project voor Sloten is een dergelijke maatstaf wel opgenomen. Gezien het verschil in dimensie van het waterlichaam tussen sloten en kanalen, en daarmee samenhangend de verdunning van de concentraties van toxische stoffen, is de ontwikkelde maatstaf bij sloten niet zonder meer toepasbaar op kanalen.

In het huidige onderzoek is niet aangegeven welke van de maatstaven die een karakteristiek beschrijven het meest discriminerend is. Verder onderzoek zal dit moeten uitwijzen zodat een prioriteitenvolgorde geformuleerd kan worden voor het bepalen van biotische en abiotische maatstaven.

LITERATUUR

Adriaanse, L.A.: 1986

Natuurlijke en natuurtechnische oeverbeschermingen : Een literatuurstudie naar de factoren en functies die in oeverzones een rol spelen en naar de mogelijkheden voor natuurlijke en natuurtechnische oeverbeschermingen langs de oevers van (m.n. zoete) wateren

Nota GWWS-86.408, Rijkswaterstaat Deltadienst, Hoofdafdeling Milieu en Inrichting/Dienst Getijdewateren, Middelburg.

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

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.

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.

Dresscher, Th.G.N., H. van der Mark: 1976

A simplified method for the biological assessment of the quality of fresh and slightly brackish water

Hydrobiologia 48: 199-201

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.

Gijzen M.E.A. van & T.H.L. Claassen: 1978

Integraal structuurplan Noorden des lands. Landsdelig Milieuonderzoek deelrapport 2: biologisch wateronderzoek: makrofyten en makrofauna. Rijksinstituut voor Natuurbeheer.

Hammen, H. van der: 1992

De macrofauna van het oppervlaktewater van Noord-Holland. Een aquatisch-ecologische studie: inventarisatie, verspreidingspatronen, tijdreeksen, classificatie van wateren.

Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen. Provincie Noord-Holland, Dienst Ruimte & Groen, Haarlem.

Hartog, C. den & G. van der Velde: 1988

Structural aspects of aquatic plant communities. In J.J. Symoens (ed): Vegetation of inland waters.

Handbook of vegetation science 15: 113-153.

Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

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

Data analysis in community and landscape ecology.

Pudoc, Wageningen.

Katwijk, M.M. van & J.G.M. Roelofs: 1988

Vegetaties van waterplanten in relatie tot het milieu.

Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.

Kwaadsteniet, P.I.M. de, W.F. Alleijn, I.C. van 't Hof, J.P.M. van Noorden: 1990

Natuurlijke oevers in beweging : handleiding voor inrichting en beheer van riet- en andere natuurlijke oevers

Stichting LONL Landelijk Overleg Natuur- en Landschapsbeheer, Utrecht.

Lange, L. de, M.A. de Ruiter: 1977

Biologische waterbeoordeling; Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag

Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, Instituut voor Milieuhygiene en Gezondheidstechniek TNO, Delft.

Lyon, M.J.H. de & J.G.M. Roelofs, 1986

Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 1 en deel 2.

Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit, Nijmegen.

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

Diatomeeëngesellschaften in Overijssel.

Landbouwniversiteit Wageningen, Provincie Overijssel.

Meijden, R. van der: 1990
Heukels' flora van Nederland.
Eenentwintigste druk. Wolters-Noordhoff, Groningen.

Min. VROM: 1992
De notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water" (MILBOWA).
Kamerstukken II, 1990-1991, 21 990, nr. 1.

Min. V&W: 1976
Indicatief meerjarenprogramma water 1975-1979.
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: 1985
Omgaan met water, naar een integraal waterbeleid.

Min. V&W: 1986
Indicatief meerjarenprogramma Water 1985-1989.
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Min. V&W: 1989
Derde Nota waterhuishouding: Water voor nu en later.
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Mol, A.W.M.: 1984
Limnofauna neerlandica: Een lijst van meercellige ongewervelde dieren aangetroffen in binnenwateren van Nederland
Nieuwsbrief European Invertebrate Survey - Nederland nr.15.

Moller Pillot, H.K.M.: 1971
Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken.
Pillot Standaardboekhandel, Tilburg.

Moller Pillot, H.K.M.: 1984
De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera), 1A-1B.
Ned. Faun. Med./Europ. Invertebr. Survey, Leiden.

Moller Pillot, H.K.M. & R.F.M. Buskens: 1990
De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera), 1C.
Ned. Faun. Med./Europ. Invertebr. Survey, Leiden.

Nygaard, G.: 1949
Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. II The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms
Kopenhagen

RWS Directie Noord-Brabant: 1989
Onderzoek aan natte oeverstroken langs het Wilhelminakanaal
Project Milieuvriendelijke Oevers, Rapportnr. 8

Segal, S.: 1965
Een vegetatieonderzoek van de hogere waterplanten in Nederland.
Wetensch. Meded. KNNV No 57.

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 in Kanalen.

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: 1994

Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor kanalen op basis van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën en fytoplankton.

Uitgave Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, No 94-0?, Utrecht.

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

De ontwikkeling van de biologische waterbeoordeling in Nederland. Van weten naar meten. In: Roijackers, R.M.M. (ed.): Hydrobiologisch onderzoek in Nederland, fundamentele en toepassingsgerichte aspecten.

Publikatie No. 6 van de Hydrobiologische Vereniging, Amsterdam.

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.

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.

Whittaker, R.H.: 1967

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

Wirdum, G. van: 1980

Eenvoudige beschrijving van de waterkwaliteitsverandering gedurende de hydrologische kringloop. In J.C. Hooghart (ed) Waterkwaliteit in grondwaterstromingsstelsels. CHO-TNO, rapporten en nota's 5, Den Haag, 118-143.

Wirdum, G. van: 1990

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

Lijst van macrofyten gebruikt bij de bewerkingen.

Bijlage 1

code	wetenschappelijke naam
ACORUCAL	<i>Acorus calamus</i>
AGROSSTO	<i>Agrostis stolonifera</i>
ALISMPLA	<i>Alisma plantago-aquatica</i>
APIUMNOD	<i>Apium nodiflorum</i>
AZOLLFIL	<i>Azolla filiculoides</i>
BERULERE	<i>Berula erecta</i>
BUTOMUMB	<i>Butomus umbellatus</i>
CALLAPAL	<i>Calla palustris</i>
CALLITSP	<i>Callitriche</i> sp
CAREXACU	<i>Carex acuta</i>
CAREXELA	<i>Carex elata</i>
CAREXPAC	<i>Carex paniculata</i>
CAREXPSE	<i>Carex pseudocyperus</i>
CAREXRIP	<i>Carex riparia</i>
CERATDEM	<i>Ceratophyllum demersum</i>
CICUTVIR	<i>Cicuta virosa</i>
DRAADWIE	Draadwier
ELODECAN	<i>Elodea canadensis</i>
ELODENUT	<i>Elodea nuttallii</i>
EQUISFLU	<i>Equisetum fluviatile</i>
GLYCEFLU	<i>Glyceria fluitans</i>
GLYCEMAX	<i>Glyceria maxima</i>
HOTTOPAL	<i>Hottonia palustris</i>
HYDROMOR	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>
IRIS PSE	<i>Iris pseudacorus</i>
JUNCUSUB	<i>Juncus subnodulosus</i>
LEMNAG=M	<i>Lemna gibba</i> /minor
LEMNATRI	<i>Lemna trisulca</i>
LYCOPEUR	<i>Lycopus europaeus</i>
LYTHRSAL	<i>Lythrum salicaria</i>
MENTHAQU	<i>Mentha aquatica</i>
MYRIOSPI	<i>Myriophyllum spicatum</i>
MYRIOVER	<i>Myriophyllum verticillatum</i>
NASTURSP	<i>Nasturtium</i> sp.
NUPHALUT	<i>Nuphar lutea</i>
NYMPDPEL	<i>Nymphoides peltata</i>
NYMPHALB	<i>Nymphaea 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>
POTAMCRI	<i>Potamogeton crispus</i>
POTAMDEC	<i>Potamogeton decipiens</i>
POTAMLUC	<i>Potamogeton lucens</i>
POTAMNAT	<i>Potamogeton natans</i>
POTAMPEC	<i>Potamogeton pectinatus</i>
POTAMPER	<i>Potamogeton perfoliatus</i>
POTAMPUS	<i>Potamogeton pusillus</i>
POTAMTRI	<i>Potamogeton trichoides</i>
RANUNAQU	<i>Ranunculus aquatilis</i>
RANUNCIR	<i>Ranunculus circinatus</i>
RANUNPEL	<i>Ranunculus peltatus</i>
RICCIFLU	<i>Riccia fluitans</i>
RORIPAMP	<i>Rorippa amphibia</i>
RUMEXHYD	<i>Rumex hydrolapathum</i>
SAGITSAG	<i>Sagittaria sagittifolia</i>
SCIRPLAC	<i>Scirpus lacustris</i>
SCIRPMAR	<i>Scirpus maritimus</i>
SIUM LAT	<i>Sium latifolium</i>
SOLANDUL	<i>Solanum dulcamara</i>
SPARGEME	<i>Sparganium emersum</i>
SPARGERE	<i>Sparganium erectum</i>
SPHAGSPE	<i>Sphagnum</i> sp
SPIROPOL	<i>Spirodela polyrhiza</i>
STRATALO	<i>Stratiotes aloides</i>
TYPHA*GL	<i>Typha</i> * <i>glauca</i>
TYPHAANG	<i>Typha angustifolia</i>
TYPHALAT	<i>Typha latifolia</i>
UTRICMIN	<i>Utricularia minor</i>
UTRICVUL	<i>Utricularia vulgaris</i>
VERONISP	<i>Veronica</i> sp
WOLFFARR	<i>Wolffia arrhiza</i>

code	wetenschappelijke naam	code	wetenschappelijke naam
ABLALONG	Ablabesmyia longistyla	CLADOTSP	Cladotanytarsus sp
ABLAMONI	Ablabesmyia monilis	CLOEDIPT	Cloeon dipterum
ABLAPHAT	Ablabesmyia phatta	CLOESIMI	Cloeon simile
ACLOLACU	Acroloxus lacustris	CLPEGLAC	Cladopelma gr laccophila
ACRILUCE	Acricotopus lucens	CLTANYSP	Clinotanypus sp
ACTASPEC	Achaeta sp	COLACONF	Coelambus confluens
AESHMIXT	Aeshna mixta	COLAHGP6	Coelamb./Hygr./Grap./Por.larve
AGABUNDU	Agabus undulatus	COLOORBI	Coelostoma orbiculare
AGRAMULT	Agraylea multipunctata	COLYMA6	Colymbetidae larve
AGRYOBSO	Agrypnia obsoleta	CONAGRAE	Coenagrionidae
AGRYPAGE	Agrypnia pegetana	CONCHASP	Conchapelopia sp
ANABNERV	Anabolia nervosa	CONEURSP	Corynoneura sp
ANACBIPU	Anacaena bipustulata	CORIPANZ	Corixa panzeri
ANACGLOB	Anacaena globulus	CORIPUNC	Corixa punctata
ANACLIMB	Anacaena limbata	CORIXIA5	Corixidae nymfhe
ANACLUTE	Anacaena lutescens	COROAREN	Corophium arenarium
ANCYFLUV	Ancyclus fluviatilis	COROCURV	Corophium curivispinum
ANODANAT	Anodonta anatina	COROINSI	Corophium insidiosum
ANODCYGN	Anodonta cygnea	COROMULT	Corophium multisetum
ANSULEUC	Anisus leucostomus	COROVOLU	Corophium volutator
ANSUVOTE	Anisus vortex	CRANPSEU	Crangonyx pseudogracilis
ARGJFOLI	Argulus foliaceus	CRCHIRSP	Cryptochironomus sp
ARMICRIS	Armiger crista	CRCLGLAC	Cryptocladopelma gr laccophila
ARREALBA	Arrenurus albator	CRCLGLAT	Cryptocladopelma gr lateralis
ARREBICU	Arrenurus bicuspidator	CRICBICI	Cricotopus bicinctus
ARREBUCC	Arrenurus buccinator	CRICGCYL	Cricotopus gr cylindraceus
ARRECDI2	Arrenurus cuspidifer ?	CRICGSYL	Cricotopus gr sylvestris
ARRECRAS	Arrenurus crassicaudatus	CRICINTA	Cricotopus intersectus agg
ARREGLOB	Arrenurus globator	CRICISOC	Cricotopus sg isocladius
ARRELATU	Arrenurus latus	CRICORAG	Cricotopus ornatus agg
ARREMEDI	Arrenurus mediorotundatus	CRICTRFA	Cricotopus trifasciatus agg
ARREOCTA	Arrenurus octagonus	CUCIDAE	Culicidae
ARRESECU	Arrenurus securiformis	CYMABONS	Cymatia bondsdorffi
ARRESINU	Arrenurus sinuator	CYMACOLE	Cymatia coleoptrata
ARRETRIC	Arrenurus tricuspator	CYRNCREN	Cyrnus crenaticornis
ARRETRUN	Arrenurus truncatellus	CYRNFLAV	Cyrnus flavidus
ARROAQUA	Argyroneta aquatica	CYRNINSO	Cyrnus insolutus
ASELAQUA	Asellus aquaticus	CYRNTRIM	Cyrnus trimaculatus
ASTAATA	Astacus astacus	DEMERUFI	Demeyerea rufipes
ATHRATER	Athripsodes aterrimus	DENDLACT	Dendrocoelum lacteum
ATYADESM	Atyaephyra desmarestii	DERODIGI	Dero digitata
AUDRPLUR	Aulodrilus plurisetus	DERODORS	Dero dorsalis
BAETVERN	Baetis vernus	DITENDSP	Dicrotendipes sp
BATHCONT	Bathymphalus contortus	DOPODIAE	Dolichopodidae
BEROSUSP	Berosus sp	DORYLIAE	Doryllidae
BINILEAC	Bithynia leachi	DREIPOLY	Dreissena polymorpha
BINITENT	Bithynia tentaculata	DRYOLURI	Dryops luridus
BOOPERYT	Boopthora erythrocephala	DUGELUGU	Dugesia lugubris
BRPOVERS	Brachypoda versicolor	DUGEPOLY	Dugesia polychroa
BRURSOWE	Branchiura sowerbyi	DUGETIGR	Dugesia tigrina
CACHTENT	Camptochironomus tentans	DYTISCS6	Dytiscus sp larve
CAENHORA	Caenis horaria	ECNOTENE	Ecnomus tenellus
CAENLUCT	Caenis luctuosa	EINFGPAG	Einfeldia gr pagana
CAENROBU	Caenis robusta	EISETETR	Eiseniella tetraedra
CALLPRAE	Callicorixa praeusta	ELODMIN6	Elodes minuta larve
CALOSPLE	Calopteryx splendens	ENDOGALB	Endochironomus gr albipennis
CECLFULV	Ceraclea fulva	ENDOGDIS	Endochironomus gr dispar
CECLSENI	Ceraclea senilis	ENDOTEND	Endochironomus tendens
CENTLUTE	Centropitilum luteolum	ENEIDAE	Enchytraeidae
CEPOGOAE	Ceratopogonidae	ENOCHRS6	Enochrus sp larve
CERAGLAU	Cerastoderma glaucum	ENOCMELA	Enochrus melanocephalus
CHAOCRYC	Chaoborus crystallinus	ENOCTEST	Enochrus testaceus
CHAOFLAV	Chaoborus flavicans	EPDAFLUV	Ephydatia fluviatilis
CHAOOBSC	Chaoborus obscuripes	EPDRIDAE	Ephydriidae
CHIRANPL	Chironomus gr annular./plumos.	EPRAVULG	Ephemera vulgata
CHIRBERN	Chironomus bernensis	EPREIGNI	Ephemerella ignita
CHIRGFLU	Chironomus gr fluviatilis	ERCHSINE	Eriocheir sinensis
CHIRGHAL	Chironomus gr halophilus	ERLISSPE	Eristalis sp
CHIRGRED	Chironomus gr reductus	EROTBALT	Erotesis baltica
CHIRGSAL	Chironomus gr salinarius	ERPOCTO	Erpobdella octoculata
CHIRGSEM	Chironomus gr semireductus	ERPOTEST	Erpobdella testacea
CHIRGTHU	Chironomus gr thummi	EUKICLAA	Eukiefferiella claripennis agg
CHIRNUVE	Chironomus nudiventris	EYLAEXTE	Eylais extendens
CHIROBTU	Chironomus botusidens	EYLAHAMA	Eylais hamata
CHIRSTRI	Chironomus striatus	EYLAINFU	Eylais infundibulifera
CHTASEMI	Chaetarthria seminulum	EYLAMUTI	Eylais mutila
CHTEDIAP	Chaetogaster diaphanus	EYLAETO	Eylais setosa
CHTEDIAS	Chaetogaster diastrophus	FORECURV	Forelia curvipalpis

code	wetenschappelijke naam	code	wetenschappelijke naam
FORELILI	Forelia liliacea	HYREKRAM	Hydrochoreutes krameri
FOREVARI	Forelia variegator	HYTEFLUV	Hygrobates fluviatilis
GALBTRUN	Galba truncatula	HYTELOPA	Hygrobates longipalpis
GAMMDUEB	Gammarus duebeni	HYTELOPO	Hygrobates longiporus
GAMMFOSS	Gammarus fossarum	HYTENIGR	Hygrobates nigromaculatus
GAMMPULE	Gammarus pulex	HYTETRIG	Hygrobates trigonicus
GAMMTIGR	Gammarus tigrinus	HYTUINAE	Hygrotus inaequalis
GAMMZADD	Gammarus zaddachi	HYTUVERS	Hygrotus versicolor
GERRARGE	Gerris argentatus	HYUSFUS6	Hydrobius fuscipes larve
GERRGIB7	Gerris gibbifer juv	HYUSFUSC	Hydrobius fuscipes
GERRLACU	Gerris lacustris	HYVACUSP	Hydrovatus cuspidatus
GERRODON	Gerris odontogaster	IDOTCHEL	Idothea chelipes
GERRPALU	Gerris paludum	ILCOCIMI	Iyocoris cimicoides
GERRTHOR	Gerris thoracicus	ILDRTEMP	Ilyodrilus templetoni
GLPHPELL	Glyptotaelius pellucidus	ILYBATER	Ilybius ater
GLSICOMP	Glossiphonia complanata	ILYBFENE	Ilybius fenestratus
GLSIHETE	Glossiphonia heteroclita	ILYBFULI	Ilybius fuliginosus
GLSOCONF	Glossosoma conformis	ILYBIUS6	Ilybius sp larve
GLTOTESP	Glyptotendipes sp	LABIBIPU	Laccobius bipunctatus
GRTOPICT	Graptodytes pictus	LABIMINU	Laccobius minutus
GYRAALBU	Gyraulus albus	LABINIGR	Laccobius nigriceps
GYRIMARI	Gyrinus marinus	LABIUSS6	Laccobius sp larve
GYRINUS6	Gyrinus sp larve	LAPHHYAL	Laccophilus hyalinus
GYRIPAYK	Gyrinus paykulli	LAPHILS6	Laccophilus sp larve
GYRISUBS	Gyrinus substriatus	LAPHMINU	Laccophilus minutus
HALERADI	Halesus radiatus interpunctatus	LEBERTSP	Lebertia sp
HALIAPIC	Haliplus apicalis	LESTVIRI	Lestes viridis
HALICONF	Haliplus confinis	LETERA	Lepidoptera
HALIFLAV	Haliplus flavicollis	LIBELLAE	Libellulidae
HALIFLUV	Haliplus fluviatilis	LIBICRIN	Limnebius crinifer
HALIHEYD	Haliplus heydeni	LIBINITI	Limnebius nitidus
HALIMMA	Haliplus immaculatus	LIBITRTE	Limnebius truncatellus
HALILAMI	Haliplus laminatus	LICHAQUA	Limnochares aquatica
HALILITO	Haliplus lineatocollis	LISSPEC	Limnophyes sp
HALIOBLI	Haliplus obliquus	LIGLNATI	Lithoglyphus naticoides
HALIPLN2	Haliplus sg vrouwtje	LILUBORE	Limnophilus borealis
HALIPLS6	Haliplus sp larve	LILUDECI	Limnophilus decipiens
HALIRUFI	Haliplus ruficollis	LILUFLAV	Limnophilus flavicornis
HALIVAUS	Haliplus varius	LILULUNA	Limnophilus lunatus
HALIWEHN	Haliplus wehnkei	LILUMARM	Limnophilus marmoratus
HALOFUCI	Halocladus fucicola	LILURHOM	Limnophilus rhombicus
HAMECOST	Haementeria costata	LIMONIAE	Limoniidae
HARNISSP	Harnischia sp	LISICONN	Limnesia connata
HATAGORD	Haplotaxis gordioides	LISIFULG	Limnesia fulgida
HEBDELSP	Helobdella sp	LISIKOEN	Limnesia koenikei
HECLMARG	Hemiclepsis marginata	LISIMACU	Limnesia maculata
HEMEROSP	Hemerodromia sp	LISIPSEU	Limnesia pseudundalata (davids)
HERELIVI	Helochares lividus	LISIUNDU	Limnesia undulata
HERUAFAQ	Helophorus aequalis/aquaticus	LITOLEUC	Litodactylus leucogaster
HERUBREV	Helophorus brevipalpis	LITTLITT	Littorina littorea
HERUGMIN	Helophorus gr minutus	LUCULIAE	Lumbriculidae
HERUGRGR	Helophorus grandis grandis	LYMNAESP	Lymnaea sp
HERUGRIS	Helophorus griseus	LYPEPHAE	Lype phaeopa
HERUGRNO	Helophorus cf granularis	LYPEREDU	Lype reducta
HERUOBSC	Helophorus obscurus	MALOPISP	Macropelopia sp
HERUORS6	Helophorus sp larve	MARSSCHO	Marstoniopsis scholtzi
HESPLINN	Hesperocorixa linnei	MEOCNESP	Metricnemus sp
HESPSAHL	Hesperocorixa sahlbergi	MEVELISP	Mesovelia sp
HIPPCOMP	Hippeutis complanatus	MICHDERI	Microchironomus deribae
HIRUDIAE	Hirudinidae	MICHTENE	Microchironomus tener
HOLODUBI	Holocentropus dubius	MINEMERI	Micronecta meridionalis
HOLOPICI	Holocentropus picicornis	MINEMINU	Micronecta minutissima
HOLOSTAG	Holocentropus stagnalis	MINESCHO	Micronecta scholzi
HYBISTAG	Hydrobia stagnorum	MIOPORBI	Mideopsis orbicularis
HYCHUSS6	Hydrochus sp larve	MIPSECSP	Micropectra sp
HYDRIDAE	Hydriidae	MITECHLA	Microtendipes chloris agg
HYENRIPA	Hydraena riparia	MITEPEDA	Microtendipes pedellus agg
HYHYDRS6	Hyphydrus sp larve	MIVERETI	Microvelia reticulata
HYHYOVAT	Hyphydrus ovatus	MIVEUMBR	Microvelia umbricola
HYLUPICE	Hydrophilus piceus	MONAANGU	Molanna angustata
HYMADESP	Hydrodroma despiciens	MOPELOSP	Monopelopia sp
HYMESTAG	Hydrometra stagnorum	MYA AREN	Mya arenaria
HYNACONJ	Hydrachna conjecta	MYSTAZUR	Mystacides azurea
HYNACRUE	Hydrachna cruenta	MYSTNILO	Mystacides nigra/longicornis
HYNAGLOB	Hydrachna globosa	MYXAGLUT	Myxas glutinosa
HYNALEEG	Hydrachna leegei	NAISBARB	Nais barbata
HYPOANGU	Hydroporus angustatus	NAISCOMM	Nais communis
HYPOPALU	Hydroporus palustris	NAISELIN	Nais elinguis
HYPOPICE	Hydroporus piceus	NAISPARD	Nais pardalis
HYPOPICCT	Hydroporus pictus	NAISSIMP	Nais simplex
HYPORUS6	Hydroporus sp larve	NAISVARI	Nais variabilis

code	wetenschappelijke naam	code	wetenschappelijke naam
NANOCLSP	Nanocladus sp	POTROPSP	Polycentropus sp
NAUCMACU	Naucoris maculatus	POTTLONG	Potthastia longimanis
NECLBIMA	Neureclepsis bimaculata	PRDIUSSP	Procladius sp
NEOMINTO	Neomysis integer cf	PROACOKA	Proasellus coxalis
NEPACINE	Nepa cinerea	PROAMERI	Proasellus meridianus
NERACINE	Nemoura cinerea	PRODIASP	Prodiamesa sp
NEREDIVE	Nereis diversicolor	PSAMALB0	Psammorectides cf albicola
NEUMDELT	Neumania deltoides	PSAMBARB	Psammorectides barbatus
NEUMIMIT	Neumania imitata	PSCLADSP	Psectrocladius sp
NEUMLIMO	Neumania limosa	PSDIDAE	Psychodidae
NEUMVERN	Neumania vernalis	PSNOCOMP	Pseudanodonta complanata
NOTECLAV	Noterus clavicornis	PSTAVARI	Psectrotanytus varius
NOTECRAS	Noterus crassicornis	QUISMULT	Quistodrilus multisetosus
NOTOGLAU	Notonecta glauca	RANALINE	Ranatra linearis
NOTOMACU	Notonecta maculata	RHAGIOAE	Rhagionidae
NOTOOLBI	Notonecta obliqua	RHANTUS6	Rhantus sp larve
ODCEALBI	Odontocerum albicerne	RHANTUSP	Rhantus sp
OECEFURV	Oecetis furva	RHRCOCC	Rhyacodrilus coccineus
OECELACU	Oecetis lacustris	RHTANYSP	Rheotanytarsus sp
OECEOCHR	Oecetis ochracea	SCIOMYAE	Sciomyzidae
OPHISERP	Ophidonais serpentina	SCIRTES6	Scirtes sp larve
ORCHCAVI	Orchestia cavimana	SEGMNITI	Segmentina nitida
ORCLADSP	Orthocladus sp	SIALLUTA	Sialis lutaria
ORCOLIMO	Orconectus limosus	SIGAFDI	Sigara falleni/longipalis/distincta
OULIMNS6	Oulimnius sp larve	SIGALATE	Sigara lateralis
OULIRIVU	Oulimnius rivularis	SIGASCOT	Sigara scotti
OULITUBE	Oulimnius tuberculatus	SIGASEL1	Sigara selecta mannetje
OXYETHSP	Oxyethira sp	SIGASTAG	Sigara stagnalis
PACHGARC	Parachironomus gr arcuatus	SIGASTRI	Sigara striata
PACHGLON	Parachironomus gr longiforceps	SLAVAPPE	Slavina appendiculata
PACHGVIT	Parachironomus gr vitiosus	SLTAMEDI	Stylaria media
PACOCOCN	Paracorixa concinna	SPMAHOOK	Sphaeroma hookeri
PADICONA	Paracladius conversus agg	SPONLACU	Spongilla lacustris
PANEVARI	Palaemonetes varians	SPUMCORN	Sphaerium corneum
PARICING	Paramerina cingulata	SPUMRIVI	Sphaerium rivicola
PATANYSP	Paratanytarsus sp	SPUSEMA6	Spercheus emarginatus larve
PATEGALB	Paratendipes gr albimanus	SPUSEMAR	Spercheus emarginatus
PATRRRUF1	Paratrichocladus rufiventris	STAGGLAB	Stagnicola glabra
PELOFERO	Peloscolex ferox	STAGPALU	Stagnicola palustris
PELTCAE6	Peltodytes caesus larve	STLALACU	Stylaria lacustris
PELTCAES	Peltodytes caesus	STNELLSP	Stempellinella sp
PHAENOSP	Phaenopsectra sp	STRATIAE	Stratiomyidae
PHRYBIPU	Phryganea bipunctata	STTADUOD	Stictotarsus duodecimpustulatus
PHRYGRAN	Phryganea grandis	SUCCINAE	Succineidae
PHYSACUT	Physa acuta	SYMAFUSC	Sympecma fusca
PHYSFONT	Physa fontinalis	TABANUSP	Tabanus sp
PICEVAT2	Pionacercus vatrax vrouwtje	TAPUKRAA	Tanytus kraatzi
PINAALPI	Piona alpicola	TAPUPUNC	Tanytus punctipennis
PINACAR2	Piona carnea vrouwtje	TATARSSP	Tanytarsus sp
PINACOC	Piona coccinea	THEOFLUV	Theodoxus fluviatilis
PINACONG	Piona conglobata	THERTESS	Theromyzon tessulatum
PINAIMMI	Piona imminuta	TINOWAEN	Tinodes waeneri
PINALONG	Piona longipalpis	TIPHORNA	Tiphys ornatus
PINANEUM	Piona neumani	TIPULIAE	Tipulidae
PINANODA	Piona nodata	TRIABICO	Trienodes bicolor
PINAObTU	Piona obturbans	TRIBINTE	Tribelos intextus
PINAPAUC	Piona paucipora	TUFETUBI	Tubifex tubifex
PINAPUSI	Piona pusilla	TUFICIAZ	Tubificidae zonder haren
PINAROTU	Piona rotundooides	UNCIUNCI	Uncinaiis uncinata
PINASTJO	Piona stjoerdalensis	UNIOPICT	Unio pictorum
PINAVARI	Piona variabilis	UNNIACUL	Unionicola aculeata
PINOLUTE	Pionopsis lutescens	UNNIINTE	Unionicola intermedia
PISIDIAE	Pisididae	UNNIINUS	Unionicola inusitata
PLBACORN	Planorbarius corneus	UNNIKOCR	Unionicola kochi/crassipes
PLBICARI	Planorbis carinatus	UNNIMINO	Unionicola minor
PLBIPLAN	Planorbis planorbis	UNNITRI2	Unionicola tricuspis vrouwtje
PLEAMINU	Plea minutissima	VALVCRIS	Valvata cristata
PLNATORV	Planaria torva	VALVMACR	Valvata macrostoma
PLTAMACU	Platambus maculatus	VALVPISC	Valvata piscinalis
PLTAMBS6	Platambus sp larve	VIVICONT	Viviparus contectus
PLTRCONS	Plectrocnemia conspersa	VIVIVIVI	Viviparus viviparus
PLTYCNAE	Platycnemididae	XECHXENO	Xenochironomus xenolabis
POLISSPE	Polycelis sp	XEPELOSP	Xenopelopia sp
PONECTS6	Potamonectes sp larve		
PONEDEPR	Potamonectes depressus		
POPEGBIC	Polypedilum gr bicrenatum		
POPENUBA	Polypedilum nubeculosum agg		
POPEPEDA	Polypedilum pedestre agg		
POPYJENK	Potamopyrgus jenkinsi		
POTHHAMM	Potamotheix hammoniensi		
POTHHEUS	Potamotheix heuschleri		

Lijst van epifytische diatomeeënsoorten gebruikt bij de bewerkingen.

Bijlage 3

code	wetenschappelijke naam	code	wetenschappelijke naam
ACHNBOR	Achnanthes bioreti	FRAGVIRE	Fragilaria virescens
ACHNCOAR	Achnanthes coarctata	FRUSRHOM	Frustulia rhomboides
ACHNDEDE	Achnanthes delicatula	GOENACUT	Gomphonema acutinisculum
ACHNGRIM	Achnanthes grimmei	GONEACUM	Gomphonema acuminatum
ACHNHUNG	Achnanthes hungarica	GONEAFFI	Gomphonema affine
ACHNLANC	Achnanthes lanceolata	GONEANTA	Gomphonema angustatum
ACHNLINE	Achnanthes linearis	GONEANTU	Gomphonema angustum
ACHNLONG	Achnanthes longipes	GONEAUGU	Gomphonema augur
ACHNMARG	Achnanthes marginulata	GONECLAV	Gomphonema clavatum
ACHNMINU	Achnanthes minutissima	GONECLEV	Gomphonema clevii
AMPLPELL	Amphipleura pellucida	GONECOCA	Gomphonema constrictum
AMRAANTA	Amphora angusta	GONEEXMI	Gomphonema exiguum
AMRACOFF	Amphora coffeaeformis	GONEGRAC	Gomphonema gracile
AMRAINAR	Amphora inariensis	GONEINSI	Gomphonema insigne
AMRALYBI	Amphora lybica	GONEINTR	Gomphonema intricatum
AMRAMONT	Amphora montana	GONEOLIV	Gomphonema olivaceum
AMRAOSTR	Amphora ostrearia	GONEPARV	Gomphonema parvulum
AMRAOVAT	Amphora ovata	GONEPSEU	Gomphonema pseudoaugur
AMRAPEDI	Amphora pediculus	GONETRUN	Gomphonema truncatum
AMRAPERP	Amphora perpusilla	GYSIACUM	Gyrosigma acuminatum
AMRAVENE	Amphora veneta	GYSIATTE	Gyrosigma attenuatum
ANOMVITR	Anomoeoneis vitrea	GYSINODI	Gyrosigma nodiferum
BALAPARA	Bacillaria paradoxa	GYSISPEN	Gyrosigma spenceri
CANEAMPH	Caloneis amphibaena	HANTAMPH	Hantzschia amphioxys
CANEBACI	Caloneis bacillum	LICMCOMM	Licmophora communis
CANEVENT	Caloneis ventricosa	MAGLSMIT	Mastogloia smithii
CCNEDILU	Cocconeis disculus	MEDICIRC	Meridion circulare
CCNEHUST	Cocconeis hustedtii	NAVIANGU	Navicula angusta
CCNEPEDI	Cocconeis pediculus	NAVIARNA	Navicula arenaria
CCNEPLAC	Cocconeis placentula	NAVIBACI	Navicula bacillum
CCNEESCST	Cocconeis scutellum	NAVICARE	Navicula cancellata
CYLAFFI	Cymbella affinis	NAVICARI	Navicula cari
CYLAAMCE	Cymbella amphicephala	NAVICATA	Navicula capitata
CYLAANGU	Cymbella angustata	NAVICATO	Navicula capitatoradiata
CYLAASPE	Cymbella aspera	NAVICINC	Navicula cincta
CYLACAEB	Cymbella caespitosa	NAVICLTI	Navicula clementis
CYLACESA	Cymbella cesatii	NAVICOCC	Navicula cocconeiformis
CYLACIST	Cymbella cistula	NAVICONC	Navicula concentraria
CYLACYMB	Cymbella cymbiformis	NAVICRCE	Navicula cryptocephala
CYLAELGI	Cymbella elginensis	NAVICRCU	Navicula crucicula
CYLAHELV	Cymbella helvetica	NAVICRTE	Navicula cryptotenella
CYLALANC	Cymbella lanceolata	NAVIGAST	Navicula gastrum
CYLALEPT	Cymbella leptoceros	NAVIGIBB	Navicula gibbula
CYLAMEIS	Cymbella meisiana	NAVIGRAN	Navicula granulata
CYLAMICR	Cymbella microcephala	NAVIGREG	Navicula gregaria
CYLAMINU	Cymbella minuta	NAVIVALA	Navicula halophila
CYLAPROS	Cymbella prostrata	NAVIJAER	Navicula jaernefeltii
CYLASILE	Cymbella silesiaca	NAVIKOTS	Navicula kotschy
CYLASINU	Cymbella sinuata	NAVILAEV	Navicula laevissima
CYLATUMI	Cymbella tumida	NAVILANC	Navicula lanceolata
CYPLELLI	Cymatopleura elliptica	NAVILEPT	Navicula leptostriata
CYPLSOLE	Cymatopleura solea	NAVIMARG	Navicula margalithii
CYSIBELG	Cymatosira belgica	NAVIMENI	Navicula menisculus
DENTELEG	Denticula elegans	NAVIMILA	Navicula minuscula
DENTTENU	Denticula tenuis	NAVIMILO	Navicula minusculoides
DIATELOW	Diatoma elongatum	NAVIMOLE	Navicula molestiformis
DIATHIEM	Diatoma hiemale	NAVIPAVI	Navicula pavillardii
DIATVULG	Diatoma vulgare	NAVIPERE	Navicula peregrina
DINEDIDY	Diploneis didyma	NAVIPHYL	Navicula phyllepta
DINEINTE	Diploneis interrupta	NAVIPLTU	Navicula placentula
EPITADNA	Epithemia adnata	NAVIPUPU	Navicula pupula
EPITSORE	Epithemia sorex	NAVIPYGM	Navicula pygmaea
EPITTURG	Epithemia turgida	NAVIRADI	Navicula radiosa
EUTIEXIG	Eunotia exigua	NAVIRAMO	Navicula ramosissima
EUTIFORM	Eunotia formica	NAVIRECE	Navicula recens
EUTIINCI	Eunotia incisa	NAVIRHYN	Navicula rhychocephala
EUTILUNA	Eunotia lunaris	NAVISANA	Navicula salinarum
EUTIMONO	Eunotia monodon	NAVISANI	Navicula salinicola
EUTINAEG	Eunotia naegelii	NAVISCHO	Navicula schoenfeldii
EUITPECT	Eunotia pectinalis	NAVISELU	Navicula seminulum
EUTIRHOM	Eunotia rhomboidea	NAVISLES	Navicula slesvicensis
FRAGBREV	Fragilaria brevistriata	NAVISPIC	Navicula spicula
FRAGCAPU	Fragilaria capucina	NAVISUMI	Navicula subminuscula
FRAGCOEN	Fragilaria construens	NAVITELU	Navicula tenelloides
FRAGCROT	Fragilaria crotonensis	NAVITRIP	Navicula tripunctata
FRAGFAME	Fragilaria famelica	NAVITRIV	Navicula trivialis
FRAGINTE	Fragilaria intermedia	NAVITUSC	Navicula tuscula
FRAGPINN	Fragilaria pinnata	NAVIVENE	Navicula veneta

code	wetenschappelijke naam
NEIDAFFI	<i>Neidium affine</i>
NEIDBISU	<i>Neidium bisulcatum</i>
NITZACIC	<i>Nitzschia acicularis</i>
NITZACUL	<i>Nitzschia acula</i>
NITZAGNI	<i>Nitzschia agnita</i>
NITZAMPH	<i>Nitzschia amphibia</i>
NITZAURA	<i>Nitzschia aurariae</i>
NITZAUST	<i>Nitzschia austriaca</i>
NITZBREV	<i>Nitzschia brevissima</i>
NITZCALI	<i>Nitzschia calida</i>
NITZCAPI	<i>Nitzschia capitellata</i>
NITZCIRC	<i>Nitzschia circumscuta</i>
NITZCLAU	<i>Nitzschia clausii</i>
NITZCONI	<i>Nitzschia communis</i>
NITZCONS	<i>Nitzschia constricta</i>
NITZDENT	<i>Nitzschia denticula</i>
NITZDEDE	<i>Nitzschia denticula</i>
NITZDISS	<i>Nitzschia dissipata</i>
NITZFILI	<i>Nitzschia filiformis</i>
NITZFONT	<i>Nitzschia fonticola</i>
NITZFRUS	<i>Nitzschia frustulum</i>
NITZGAND	<i>Nitzschia gandersheimiensis</i>
NITZGRIS	<i>Nitzschia gracilis</i>
NITZHUMM	<i>Nitzschia hummii</i>
NITZHUNG	<i>Nitzschia hungarica</i>
NITZIGNO	<i>Nitzschia ignorata</i>
NITZINME	<i>Nitzschia intermedia</i>
NITZINSP	<i>Nitzschia inconspicua</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>
NITZPELL	<i>Nitzschia pellucida</i>
NITZPLAN	<i>Nitzschia plana</i>
NITZPUSI	<i>Nitzschia pusilla</i>
NITZRECT	<i>Nitzschia recta</i>
NITZROMA	<i>Nitzschia romana</i>
NITZROST	<i>Nitzschia rostellata</i>
NITZSIMA	<i>Nitzschia sigma</i>
NITZSIMO	<i>Nitzschia sigmoidea</i>
NITZSIDE	<i>Nitzschia sinuata</i>
NITZSUBA	<i>Nitzschia subacicularis</i>
NITZTRYB	<i>Nitzschia tryblionella</i>
NITZTUBI	<i>Nitzschia tubicola</i>
NITZVERM	<i>Nitzschia vermicularis</i>
PINNACOR	<i>Pinnularia acoricola</i>
PINNBICE	<i>Pinnularia interrupta</i>
PINNBORE	<i>Pinnularia borealis</i>
PINNGIBB	<i>Pinnularia gibba</i>
PINNGLOB	<i>Pinnularia globiceps</i>
PINNINTE	<i>Pinnularia intermedia</i>
PINNMAIO	<i>Pinnularia maior</i>
PINNODO	<i>Pinnularia nodosa</i>
PINNVIRI	<i>Pinnularia viridis</i>
RHAPAMPH	<i>Rhaphoneis amphiceros</i>
RHAPLIBU	<i>Rhaphoneis liburnius</i>
RHAPSURI	<i>Rhaphoneis surirella</i>
RHOIABBR	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>
RHOPBREB	<i>Rhopalodia brebissonii</i>
RHOPGIBA	<i>Rhopalodia gibba</i>
RHOPSURI	<i>Rhopalodia/surirella</i>
STNEAGRE	<i>Stauroneis agrestis</i>
STNEANCE	<i>Stauroneis anceps</i>
STNEGRAC	<i>Stauroneis gracilis</i>
STNEKRIE	<i>Stauroneis kriegeri</i>
STNEOBTU	<i>Stauroneis obtusa</i>
STNEPHOE	<i>Stauroneis phoenicenteron</i>
STNETACK	<i>Stauroneis tackei</i>
SURIAMPH	<i>Surirella amphioxys</i>
SURILINE	<i>Surirella linearis</i>
SURIMINU	<i>Surirella minuta</i>
SURIOVAL	<i>Surirella ovalis</i>
SURIOVAT	<i>Surirella ovata</i>
SYDRACTI	<i>Synedra actinastroides</i>
SYDRACUS	<i>Synedra acus</i>
SYDRBERO	<i>Synedra berolinensis</i>
SYDRCRY	<i>Synedra crystallina</i>

code	wetenschappelijke naam
SYDRPARA	<i>Synedra parasitica</i>
SYDRPULC	<i>Synedra pulchella</i>
SYDRTABU	<i>Synedra tabulata</i>
SYDRULMA	<i>Synedra ulna</i>
SYDRVAUC	<i>Synedra vaucheriae</i>
TABEFENE	<i>Tabellaria fenestrata</i>
TABEFLOC	<i>Tabellaria flocculosa</i>

code	wetenschappelijke naam	code	wetenschappelijk naam
ACCYNORM	Actinocyclus normanii	CSDILACU	Coscinodiscus lacustris
ACHROMSP	Achromatium sp	CSDIROsu	Coscinodiscus rothii v.subsalsus
ACNAHANT	Actinastrum hantzschii	CSDISUBS	Coscinodiscus subsalsus
ACPTUNDU	Actinoptychus undulatus	CSMARISP	Cosmarium sp
AMPRALAT	Amphiprora alata	CTROSSPE	Chaetoceros sp
ANKIBERN	Ankistrodesmus bernardii	CYPHDUBI	Cyclostephanos dubius
ANKIFALC	Ankistrodesmus falcatus	CYTELLSP	Cyclotella sp
ANKIFUSI	Ankistrodesmus fusiformis	DACOACIC	Dactylococcopsis acicularis
ANKYJUDA	Ankyra judayi	DACOIRRE	Dactylococcopsis irregularis
ANNACIRC	Anabaena circinalis	DACORHAP	Dactylococcopsis raphidioides
ANNAFLOS	Anabaena flos-aquae	DETRINDU	Desmাত্রactum indutum
ANNASPAE	Anabaena spaeroides	DIBRBAVA	Dinobryon bavaricum
ANNASPIR	Anabaena spiroides	DIBRCYLI	Dinobryon cylindricum
ANNOPSSP	Anabaenopsis sp	DIBRDIVE	Dinobryon divergens
APCADELI	Aphanocapsa delicatissima	DIBRSERT	Dinobryon sertularia
APCAELAC	Aphanocapsa elachista	DIBRSOCI	Dinobryon sociale
APNIFLOS	Aphanizomenon flos-aquae	DIBRSPIR	Dinobryon spirale
APTHCLAO	Aphanothece clathrata cf	DIBRSTIP	Dinobryon stipitatum
APTHNIDO	Aphanothece nidulans cf	DIBRSUEC	Dinobryon suecicum
ASRIFORM	Asterionella formosa	DICHLUNA	Diplochlois lunata
ATTHZACH	Attheya zachariasii	DICYBICE	Didymocystis bicellularis
BICOPLAN	Bicoeca planktonica	DICYFINA	Didymocystis fina
BIKOPLAN	Bikosoeca planctonica	DICYINCO	Didymocystis inconspicua
CADINOH1	Campylodiscus noricus v.hiberni.	DICYLINE	Didymocystis lineata
CALYPASC	Calycomonas pascheri	DICYPLAN	Didymocystis planctonica
CANAVIRI	Catena viridis	DIGEANOM	Didymogenes anomala
CARTERSP	Carteria sp	DIGEPALA	Didymogenes palatina
CETIUMSP	Ceratium sp	DIOSBOTR	Dictyosphaerium botrytella
CETRELLO	Centritractus cf ellipsoides	DIOSEHRE	Dictyosphaerium ehrenbergianum
CHCIACAE	Characiaceae	DIOSGRAN	Dictyosphaerium granulatum
CHCSBIPO	Chrysococcus biporus	DIOSPULC	Dictyosphaerium pulchellum
CHCSHEVE	Chrysococcus heverlensis	DIOSSUBS	Dictyosphaerium subsolitarium
CHCSKLEB	Chrysococcus klebsianus	DITOCURV	Dichotomococcus curvatus
CHCSMINU	Chrysococcus minutus	ELAKGELA	Elakatothrix gelatinosa
CHCSPUNC	Chrysococcus punctiformis	ENMOCOST	Entomoneis costata
CHCSRUFE	Chrysococcus rufescens	EUGLENSP	Euglena sp
CHGONISP	Chlorogonium sp	EUTETETR	Eutetramorus tetrasporus
CHLAMYS	Chlamydomonas sp	FRANOVAL	Franceia ovalis
CHLOBISP	Chlorolobion sp	GLCOCCSP	Gloeococcus sp
CHNASPEC	Chromulina sp	GLUMSPEC	Glenodinium sp
CHOCMINI	Chroococcus minimus	GOA SPEC	Golenkinia sp.
CHOCMINU	Chroococcus minutus	GOCHFALL	Goniochloris fallax
CHOCPLAN	Chroococcus planctonicus	GOCHMUTI	Goniochloris mutica
CHOCTURG	Chroococcus turgidus	GOCHSMIT	Goniochloris smithii
CHODCILI	Chodatella ciliata	GOOPPARV	Golenkiniopsis parvula
CHREELLI	Chlorella ellipsoidea	GOSPAPON	Gomphosphaeria aponina
CHREVULG	Chlorella vulgaris	GOSPLACU	Gomphosphaeria lacustris
CHROOCOC	Chroococcales	GOSPNAEG	Gomphosphaeria naegeliana
CHRYSOAE	Chrysocapsaceae	GOSPATA	Gomphosphaerius natans
CHUMORNI	Characium ornithocephalum	GOSPSALI	Gomphosphaeria salina
CLMONASP	Cladomonas sp	GRANCORO	Granulocystopsis coronata
CLOPACIC	Closteriopsis acicularis	GRANPSEU	Granulocystopsis pseudocoronata
CLOPLONG	Closteriopsis longissima	GYDINISP	Gymnodinium sp
CLUMACUT	Closterium acutum	HYRACONO	Hyaloraphidium contortum cf
CLUMGRAC	Closterium gracile	KEONCUPU	Kephyrion cupuliforme
CLUMJENN	Closterium jenneri	KEONCYLI	Kephyrion cylindricum
CLUMLIMN	Closterium limneticum	KEONHAEM	Kephyrion haemispæricum
CLUMMONI	Closterium moniliferum	KEONINCO	Kephyrion inconstans
CLUMPARV	Closterium parvulum	KEONMAST	Kephyrion mastigophorum
CLUMPRON	Closterium pronum	KEONMONI	Kephyrion moniliferum
CLUMPUNC	Closterium punctatum	KEONVAL	Kephyrion ovale
CLUMROST	Closterium rostratum	KEONRUBR	Kephyrion rubri-claustrii
COENOCSP	Coenochlois sp	KEONSPIR	Kephyrion spirale
COLOSPSP	Coelosphaerium sp	KEONTUBI	Kephyrion tubiforme
COTRASTR	Coelastrum astroideum	KEONVALK	Kephyrion valkanovii
COTRMICR	Coelastrum microporum	KIRCAPER	Kirchneriella aperta
COTRMORU	Coelastrum morum	KIRCCONT	Kirchneriella contorta
CRCIAPIC	Crucigeniella apiculata	KIRCELOW	Kirchneriella elongata
CRCICRUC	Crucigeniella crucifera	KIRCIRRE	Kirchneriella irregularis
CRCIRECT	Crucigeniella rectangularis	KIRCLUNA	Kirchneriella lunaris
CRMONASP	Cryptomonas sp	KIRCICO	Kirchneriella microscopica cf
CRUCAPIC	Crucigenia apiculata	KIRCOBES	Kirchneriella obesa
CRUCCRFE	Crucigenia crucifera	LAGYREDU	Lagynion reductum
CRUCFENE	Crucigenia fenestrata	LARHBALA	Lagerheimia balatonica
CRUCQUAD	Crucigenia quadrata	LARHCILI	Lagerheimia ciliata
CRUCRECT	Crucigenia rectangularis	LARHGENE	Lagerheimia genevensis
CRUCTETR	Crucigenia tetrapedia	LARHMINO	Lagerheimia marsonii
CSDIEXCE	Coscinodiscus excentricus	LARHQVAD	Lagerheimia quadriseta

code	wetenschappelijke naam	code	wetenschappelijke naam
LARHSUBS	Lagerheimia subsalsa	ROMELEOP	Romeria leopoliensis
LARHWRAT	Lagerheimia wratislaviensis	RZSOLESP	Rhizosolenia sp
LEPOCYMB	Lepocinclis cymbiformis	SCENACTU	Scenedesmus acutus
LEPOOVUM	Lepocinclis ovum	SCENACUM	Scenedesmus acuminatus
LETHECHI	Leptothrix echinata	SCENAPIC	Scenedesmus apiculatus
LIMNREDE	Limnatrix redekei	SCENARCU	Scenedesmus arcuatus
LYNGCONT	Lyngbya contorta	SCENARMA	Scenedesmus armatus
LYNGLIMN	Lyngbya limnetica	SCENBICA	Scenedesmus bicaudatus
MANASSPE	Mallomonas sp	SCENBICE	Scenedesmus bicellularis
MELOAMBI	Melosira ambigua	SCENBIJU	Scenedesmus bijugatus
MELODIST	Melosira distans	SCENBRAS	Scenedesmus brasiliensis
MELOGRAM	Melosira granulata	SCENCAUD	Scenedesmus caudato-aculeatus
MELOITAL	Melosira italica	SCENCIRC	Scenedesmus circumfusus
MELOJUER	Melosira juergensii	SCENCOTO	Scenedesmus costato-granulatus
MELOSULC	Melosira sulcata	SCENDENT	Scenedesmus denticulatus
MELOVARI	Melosira varians	SCENDIMO	Scenedesmus dimorphus
MEPEGLAU	Merismopedia glauca	SCENDISC	Scenedesmus disciformis
MEPEMINI	Merismopedia minima	SCENECOR	Scenedesmus ecornis
MEPEPUNC	Merismopedia punctata	SCENELSO	Scenedesmus ellipsoideus
MEPETENU	Merismopedia tenuissima	SCENELTI	Scenedesmus ellipticus
MICYSTSP	Microcystis sp	SCENFALC	Scenedesmus falcatus
MIGLENSP	Microglena sp	SCENGRAN	Scenedesmus granulatus
MITICRAS	Micractinium crassisetum	SCENGUTW	Scenedesmus gutwinskii
MITIPUSI	Micractinium pusillum	SCENHELV	Scenedesmus helveticus
MOA SPEC	Mougeotia sp.	SCENHETE	Scenedesmus heteracanthus
MORAARCU	Monoraphidium arcuatum	SCENINSI	Scenedesmus insignis
MORACARI	Monoraphidium caribeum	SCENINTE	Scenedesmus intermedius
MORACIRC	Monoraphidium circinale	SCENLEFE	Scenedesmus lefevrei
MORACONT	Monoraphidium contortum	SCENLINE	Scenedesmus linearis
MORAGRIF	Monoraphidium griffithii	SCENLOCA	Scenedesmus longicauda
MORAIRRE	Monoraphidium irregulare	SCENLOSP	Scenedesmus longispina
MORAKOMA	Monoraphidium komarkovae	SCENMAGN	Scenedesmus magnus
MORAMINU	Monoraphidium minutum	SCENNANU	Scenedesmus nanus
MORAPUSI	Monoraphidium pusillum	SCENOBLI	Scenedesmus obliquus
MORASKUJ	Monoraphidium skujae	SCENOBUSJ	Scenedesmus obtusus
MORATORT	Monoraphidium tortile	SCENOPOL	Scenedesmus opoliensis
NECHSUBS	Nephrochlamys subsolitaria	SCENPECS	Scenedesmus peccensis
NEDEANGU	Nephroselmis angulata	SCENPODE	Scenedesmus polydenticulatus
NEDILUNO	Nephrوديella lunaris cf	SCENPRAE	Scenedesmus praetervisus
NEODDANU	Neodesmus danubialis	SCENPROT	Scenedesmus protuberans
OCMONASP	Ochromonas sp	SCENPSAR	Scenedesmus pseudoarmatus
OEDOGOSP	Oedogonium sp	SCENPSHE	Scenedesmus pseudohelveticus
OOCYSTSP	Oocystis sp	SCENQUAD	Scenedesmus quadricauda
OPHICAPI	Ophiocytium capitatum	SCENQUSP	Scenedesmus quadrispina
OPHICOCH	Ophiocytium cochleare	SCENSEMP	Scenedesmus sempervirens
OSCIAGAR	Oscillatoria agardhii	SCENSEPU	Scenedesmus semipulcher
OSCIAMBI	Oscillatoria amphibia	SCENSERA	Scenedesmus serratus
OSCILIMN	Oscillatoria limnetica	SCENSMIT	Scenedesmus smithii
OSCIPLAN	Oscillatoria planctonica	SCENSOOI	Scenedesmus sooi
OSCIREDE	Oscillatoria redekei	SCENSPIN	Scenedesmus spinosus
OSCITENU	Oscillatoria tenuis	SCENSUBS	Scenedesmus subspicatus
PASCTETR	Pascheriella tetras	SCENTENU	Scenedesmus tenuispina
PEASANGU	Pediastrum angulosum	SCENUHER	Scenedesmus uherkovichii
PEASBORY	Pediastrum boryanum	SCENVELI	Scenedesmus velitaris
PEASDUPL	Pediastrum duplex	SCENVERR	Scenedesmus verrucosa
PEASKAWR	Pediastrum kawraiskyi	SCHECORN	Scherffelia cornuta
PEASSIMP	Pediastrum simplex	SCRANTI	Schroederia antillarum
PEASTETR	Pediastrum tetras	SCRISPIR	Schroederia setigera
PENIUMSP	Penium sp	SELENASP	Selenastrum sp
PERIDISP	Peridinium sp	SHCYSTSP	Sphaerocystis sp
PHCOTUSP	Phacotus sp	SICEKOLK	Siderocelis kolkwitzii
PHCJSSPE	Phacus sp	SICEORNA	Siderocelis ornata
PHORMUCI	Phormidium mucicola	SKELPOTA	Skeletonema potamos
PLCAPSSP	Pleurocapsa sp	SNOWLACU	Snowella lacustris
PLMYBEKE	Planctomyces bekefii	SNOWLITO	Snowella litoralis
PLNELAUT	Planctonema lauterbornii	SPEREXUL	Spermatozopsis exultans
PLSPGELA	Planktosphaeria gelatinosa	SPGYRASP	Spirogyra sp
POEDQUAD	Polyedriopsis quadrispina	SPRULAXA	Spirulina laxa
POEDSPIN	Polyedriopsis spinulosa	SPRULAXI	Spirulina laxissima
PSDANASP	Pseudanabaena sp	STBOMOSP	Strombomonas sp
PSKEPHSP	Pseudokephyrion sp	STCALYSP	Stenocalyx sp
PSQUADSP	Pseudoquadrigula sp	STDIATR	Stephanodiscus astraea
PSSTHAST	Pseudostaurastrum hastatum	STDIIBND	Stephanodiscus binderanus
PTERACUL	Pteromonas aculeata	STDIIDUBI	Stephanodiscus dubius
PTERAEQU	Pteromonas aequiciliata	STDIHANT	Stephanodiscus hantzschii
PTERANGU	Pteromonas angulosa	STDISUBT	Stephanodiscus subtilis
QUOCOELLI	Quadricoccus ellipticus	STDISUSA	Stephanodiscus subsalsus
QUGULASP	Quadrigula sp	STDITENU	Stephanodiscus tenuis
RBDELIN	Rhabdoderma lineare	STTRUMSP	Staurastrum sp
ROMELEG	Romeria elegans	TEDIINTE	Tetradinium intermedium
ROMEGRAC	Romeria gracilis		

code	wetenschappelijke naam
TEELREGU	<i>Tetraedriella regularis</i>
TEONANTH	<i>Tetraedron arthrodesmiforme</i>
TEONCAUD	<i>Tetraedron caudatum</i>
TEONINCU	<i>Tetraedron incus</i>
TEONMINI	<i>Tetraedron minimum</i>
TEONMINU	<i>Tetraedron minutissimum</i>
TEONMUTI	<i>Tetraedron muticum</i>
TEONREGU	<i>Tetraedron regulare</i>
TEONTRIA	<i>Tetraedron triangulare</i>
TEONTRIG	<i>Tetraedron trigonum</i>
TEREALTE	<i>Tetrachlorella alternans</i>
TESTELEG	<i>Tetrastrum elegans</i>
TESTGLAB	<i>Tetrastrum glabrum</i>
TESTHETE	<i>Tetrastrum heteracanthum</i>
TESTHORT	<i>Tetrastrum hortobagyi</i>
TESTPETE	<i>Tetrastrum peterfii</i>
TESTPUNC	<i>Tetrastrum punctatum</i>
TESTSTAU	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>
TESTTRAC	<i>Tetrastrum triacanthum</i>
TESTTRAN	<i>Tetrastrum triangulare</i>
THSIBRAM	<i>Thalassiosira bramaputrae</i>
THSIDECI	<i>Thalassiosira decipiens</i>
TREUPLAN	<i>Treubaria planctonica</i>
TREUSCHM	<i>Treubaria schmidlei</i>
TREUTRIA	<i>Treubaria triappendiculata</i>
TRIBAEQU	<i>Tribonema aequale</i>
TRLOARMA	<i>Trachelomonas armata</i>
TRLOCYLI	<i>Trachelomonas cylindrica</i>
TRLODUBI	<i>Trachelomonas dubia</i>
TRLOGLbo	<i>Trachelomonas globularis v. boye.</i>
TRLOHISP	<i>Trachelomonas hispida</i>
TRLOINTE	<i>Trachelomonas intermedia</i>
TRLOMIaf	<i>Trachelomonas mirabilis v. affinis</i>
TRLOOBLO	<i>Trachelomonas oblonga</i>
TRLOOVAT	<i>Trachelomonas ovata</i>
TRLOPLAN	<i>Trachelomonas planctonica</i>
TRLOPOLO	<i>Trachelomonas polonica</i>
TRLOPULC	<i>Trachelomonas pulcherrima</i>
TRLORUGU	<i>Trachelomonas rugulosa</i>
TRLOSCAB	<i>Trachelomonas scabra</i>
TRLOSTAN	<i>Trachelomonas stokesiana</i>
TRLOVARI	<i>Trachelomonas varians</i>
TRLOVERR	<i>Trachelomonas verrucosa</i>
TRLOVONA	<i>Trachelomonas volvocina</i>
URNAVOLV	<i>Uroglena volvox</i>
VOLVOCAL	<i>Volvocales</i>
WESTBOTR	<i>Westella botryoides</i>
WOROBOTR	<i>Woronichinia botrys</i>

Adriaanse, L.A.: 1986

Natuurlijke en natuurtechnische oeverbeschermingen : Een literatuurstudie naar de factoren en functies die in oeverzones een rol spelen en naar de mogelijkheden voor natuurlijke en natuurtechnische oeverbeschermingen langs de oevers van (m.n. zoete) wateren

Nota GWWS-86.408, Rijkswaterstaat Deltadienst, Hoofdafdeling Milieu en Inrichting/Dienst Getijdewateren, Middelburg, 202 p.

Beekmans, C., P.J.J. Verbraak: 1992

Tussen wal en schip : Onderzoek voor de inrichting van de IJsseloevers op natuurvriendelijke basis

Nijmeegse Milieukundige Studies nr. 10, Katholieke Universiteit Nijmegen, Vakgroep Milieukunde Faculteit der Natuurwetenschappen/Vakgroep Milieu, Natuur en Landschap Faculteit der Beleidswetenschappen, 91 p.

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, rapportnr. 53, 90 p.

Davids, C.: 1979

De watermijten (Hydrachnellae) van Nederland. Levenswijze en voorkomen

Wetenschappelijke mededelingen Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud NH., 78 p.

Dresscher, Th.G.N., L.W.G. Higler: 1982

De Nederlandse bloedzuigers Hirudinea

Wetenschappelijke mededelingen Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud NH., 64 p.

Drost, M.B.P., H.P.J.J. Cuppen, E.J. van Nieukerken, M. Schreijer (red): 1992

De Waterkevers van Nederland Uitgeverij K.N.N.V., 280 p.

Elliot, J.M., U.H. Humpesch: 1983

A key to the adults of the British Ephemeroptera

Freshwater Biological Association, Scientific Publication no. 47, The Ferry House, Ambleside Cumbria LA22 0LP, 101p.

Geijskes, D.C., J. van Tol: 1983

De libellen van Nederland (Odonata)

Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud(N.H), 368 p.

Glendhill, T., D.W. Sutcliffe, W.D. Williams: 1976

Key to British freshwater Crustacea: Malacostraca

Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 32, The Ferry House , Ambleside, Cumbria LA22 0LP, 71p.

Held, J.J. den: 1979

Beknopt overzicht van nederlandse plantengemeenschappen

Wetenschappelijke mededelingen Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud NH., 86 p.

Janse, J., D. Monnikendam: 1981

Macrofyten- en macrofaunagemeenschappen in vaarten

Basisrapport Project E.K.O.O. nr. 2, Landbouw Hogeschool Wageningen, 74 p.

Jansen, A.W., E.F. de Vogel: 1965

Zoetwatermollusken van Nederland

Nederlandse Jeugdbond voor Natuurstudie, Amsterdam, 160 p.

- Kwaadsteniet, P.I.M. de, W.F. Alleijn, I.C. van 't Hof, J.P.M. van Noorden: 1990
 Natuurlijke oevers in beweging : handleiding voor inrichting en beheer van riet- en andere natuurlijke oevers
 Stichting LONL Landelijk Overleg Natuur- en Landschapsbeheer, Utrecht, 96 p.
- Lange, L. de, M.A. de Ruiter: 1977
 Biologische waterbeoordeling; Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag
 Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, Instituut voor Milieuhygiene en Gezondheidstechniek TNO, Delft, 251 p.
- Latour, P.: 1983
 Macrofaunagemeenschappen in kanaalbekken
 Basisrapport Project E.K.O.O. nr. 7, Landbouw Hogeschool Wageningen, 32 p.
- Lyon, M.J.H. de, J.G.M. Roelofs: 1986
 Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 1
 Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, 106 p.
- Lyon, M.J.H. de, J.G.M. Roelofs: 1986
 Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 2: Tabellen
 Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, 126 p.
- Mol, A.W.M.: 1984
 Limnofauna neerlandica: Een lijst van meercellige ongewervelde dieren aangetroffen in binnenwateren van Nederland
 Nieuwsbrief European Invertebrate Survey - Nederland nr.15, 124 p.
- Moller Pillot, H., B. Krebs: 1981
 Concept van een overzicht van de oekologie van chironomidelarven in Nederland
- Moller Pillot, H.K.M.: 1984
 1A: De larven der nederlandse chironomidae (Diptera) (Inleiding, Tanypodinae & Chironomini)
 Stichting European Invertebrate Survey - Nederland, Rijksmuseum van Natuurlijke Historie, Leiden, Nederland, 277 p.
- Moller Pillot, H.K.M.: 1984
 1B: De larven der nederlandse chironomidae (Diptera) (Orthoclaadiinae sensu lato)
 Stichting European Invertebrate Survey - Nederland, Rijksmuseum van Natuurlijke Historie, Leiden, Nederland, 175 p.
- Moller Pillot, H.K.M., R.F.M. Buskens: 1990
 De larven der nederlandse chironomidae (Diptera). Deel C: Autoekologie en verspreiding
 Stichting European Invertebrate Survey-Nederland, Nationaal Natuurhistorisch Museum, Leiden, Nederland, 87 p.
- Nieser, N.: 1982
 De Nederlandse water- en oppervlakte wantsen (Heteroptera: Nepomorpha en Gerromorpha)
 Wetenschappelijke mededelingen Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud NH., 103 p.
- Pauw, N. de, R. Vannevel: 1991
 Macro-invertebraten en waterkwaliteit
 Stichting Leefmilieu vzw., Kipdorp 11, Antwerpen, 316 p.
- Peters, J.S., M.H.C. van den Hark, C. Bakker: 1991
 Ecologische advisering natuurvriendelijke oevers : een methodische leidraad
 Nota 91.086/Rijkswaterstaat, RIZA, 95 p.

Pinkster, S., D. Platvoet: 1986

De vlokreeften van het nederlandse oppervlaktewater

Wetenschappelijke mededelingen Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud NH., 44 p.

RWS Directie Noord-Brabant: 1989

Onderzoek aan natte oeverstroken langs het Wilhelminakanaal

Project Milieuvriendelijke Oevers, Rapportnr. 8

Soest, R.W.M. van: 1976

De nederlandse marine en zoetwatersponzen - porifera

Wetenschappelijke mededelingen Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud NH., 36 p.

Verdonschot, F.M.: 1990

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, 301 p.

Vrede, H.C. van: 1984

Waterplanten: een kwestie van beheer

Doktoraalverslag Vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde, Landbouw Hogeschool Wageningen, 147 p.

Wiggins, G.B.: 1977

Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera)

University of Toronto press, Toronto and Buffalo, 401 p.

Wolff, W.J.: 1989

De internationale betekenis van de Nederlandse natuur : Een verkenning Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij

Rijksinstituut voor Natuurbeheer, SDU uitgeverij, 's-Gravenhage, 137 p.

Omschrijving der locaties:

A_AMSD	Amstel-Drechtkanaal	J_BODI	Boterdiep
A_GRAV	's-Gravelandse vaart	J_BOEL	BoeloTijdenskanaal
A_HILV	Hilversumkanaal	J_STAR	van Starckenborgkanaal
A_MUID	Muidertrekvaart	J_WINS	Winschoterdiep
A_NAAR	Naardertrekvaart	L_DEUR	Kanaal van Deurne
A_WEES	Weespertrekvaart	L_NOBE	Noordervaart Beringe
B_LAAK	Laakkanaal/Laakhaven	L_NOBU	Noordervaart Budschop eind
B_NIVA	Nieuwe vaart	L_NORO	Noordervaart Roggelschedijk
B_NIWA	Nieuwe Water	M_GRAA	Graafstroom Alblas
B_ROVA	Rodenrijse Vaart/Noordeindsevaart	M_STEE	Kanaal van Steenhoek/Merwedekanaal
B_SCHI	Schi/Rijn-Schie kanaal	M_VOED	Voedingskanaal Brielse Meer
B_VLAA	Vlaardingervaart	M_VORW	Kanaal door Voorne RWZI
B_ZWET	Zweth	M_VOSC	Kanaal door Voorne Schutsluis
C_HODW	Hoge Dwarsvaart	M_VOWE	Kanaal door Voorne Wellebrug
C_LARS	Larservaart	O_EIND	Eindhovenskanaal
D_BARG	Bargermeerkanaal	O_ZUWI	Zuid-Willemsvaart
D_COEV	Kanaal Coevorden-Alte Picardie	R_HALF	Verbindingskanaal Halfweg
D_KOWE	Kolderveense Westergriif	R_LETR	Leidse Trekvaart
D_LINT	Linthorst Homankanaal	R_NIVR	Nieuwe Vaart
D_MEPP	Mepperlerdiep	R_OUR1	Oude Rijn (Bodegraven)
D_OOST	Hoofdleiding Oostermoersevaart	R_OUR2	Oude Rijn
D_ORAN	Oranjekanaal	S_RINA	Ringvaart Zuidplaspolder Abr.Kroes
D_STAD	Stadscompascuumkanaal	S_RING	Ringvaart Zuidplaspolder Groeneweg
D_VALT	Kanaal Valthermond	S_RINZ	Ringvaart Zuidplaspolder Zevenhuizen
E_BEEM	Beemsteruitwatering	T_ALNA	Kanaal Almelo-Nordhorn Albergen
E_LANG	Langereis	T_ALND	Kanaal Almelo-Nordhorn Denekamp
E_NAUE	Nauernasche vaart	T_LATE	Lateraal kanaal (Markgraven) Almelo
E_NOHO	Hoord-Hollandskanaal	T_OMLE	Omleidingskanaal-N Deurningen
E_SCHK	Kanaal Stolpen Kolhorn	T_OVER	Overijsselskanaal Marle Hellendoorn
E_ZESM	Zesstedenvaart-midden	T_TWEE	Twenthekanaal Enschede Lonkerbrug
E_ZESN	Zesstedenvaart-noord	T_TWEG	Twnthekanaal Goor-Diepenheim
F_AKKE	Akkerwoodstervaart	U_GREC	Grecht
F_HARL	Harlingervaart	U_GRHE	Grote Heicop
F_HOOI	Hooi-damsloot	U_VALL	Valleikanaal
F_LIND	De Linde	V_APDH	Apeldoorns kanaal thv Heerde
F_MARG	Prinses Magrietkanaal	V_APDL	Apeldoorns kanaal thv Loenen
F_NIJE	Nijegaastervaart	V_ARKE	Arkervaart
F_OUVA	Oude Vaart	W_ANER	Afwateringskanaal Anerweerdweg
F_POLD	Polderhoofdskanaal	W_BEUK	Kanaal Beukers-Steenwijk
F_SNEE	Sneeker trekvaart	W_KOST	Kostverlorenstreng
F_TJON	Tjongerkanaal-Prikkedam	W_OMME	Ommerkanaal
G_DILE	Didamse Leigraaf	W_ROOM	Roomsloot
G_DIWE	Didamse Wetering	W_URKV	Urkervaart
G_ZWAL	Zsalm	W_VOLL	Vollenhoverkanaal
H_MARK	Markkanaal	Z_GOES	Goes-Goese sas
H_MAVL	Mark-Vlietkanaal	Z_HULS	Zijkanaal Hulst
H_WILH	Wilhelminakanaal	Z_ISAB	Isabellakanaal
I_BW10	A-watergang	Z_MOPU	Moerpuise Watergang
I_CAPR	Capreton	Z_MOSC	De Moerschans
I_GRWE	Grote Wetering	Z_PAAL	Watergang naar Paal
I_LEUV	Leuvensche Achtervliet	Z_PHIL	Philippinekanaal
I_MAAL	Maaltocht	Z_PRIE	Watergang Prierhoeksedijk
I_MEER	Het Meer	Z_UITW	Uitwateringskanaal
I_NIFT	Niftrikse/Balgoyse wetering	Z_WLHE	Watergang Wlherzeeweg
I_NIWE	Nieuwe Wetering	Z_ZUID	Zuidersluiswatergang

Verklaring der afkortingen:

- locat. = locatie
 T = Typologische variant
 B = brak
 S = sterk brak
 Z = zand
 K = klei
 V = veen
 my = macrofyten-maatstaf
 fy = fytoplankton-maatstaf
 cf-a = chlorofyl-a-maatstaf
 nutr = maatstaf nutriëntenhuishouding
 ma = macrofauna-maatstaf
 di = diatomeeën-maatstaf
 o2hh = maatstaf zuurstofhuishouding
 cl = maatstaf chloriniteit
 HC = percentage bicarbonaat
 Cl = percentage chloride
 SO4 = percentage sulfaat
- iregv = verhouding van de ionenratio en het electrisch geleidingsvermogen
 #hy = soortentrijkdom hydrofyten
 abhy = abundantie hydrofyten
 #he = soortentrijkdom helofyten
 abhe = abundantie helofyten
 stmy = structuurmaatstaf macrofyten
 kl = percentage kolombewoners
 sb = percentage substraatbewoners
 sd = percentage sedimentbewoners
 prof = kanaalprofiel
 zmy = macrofyten-maatstaf voor zand
 kmy = macrofyten-maatstaf voor klei
 vmy = macrofyten-maatstaf voor veen
 bk = brakarakter
 b = beheer
 s = saprobie
 t = trofie
 vk = variant-eigen karakter
- I = beneden laagste niveau
 II = laagste niveau
 III = middelste niveau
 IV = bijna hoogste niveau
 V = hoogste niveau

In elke kolom geeft het eerste getal de score voor de maatstaf aan en het tweede getal de kwaliteitsklasse voor de betreffende maatstaf

locat.	TROFIE		SAPROBIE			BRAKKARAKTER		WATERCHEMIE			HABITATDIVERSITEIT			VARIANT-EIGEN KARAKTER			ECOLOGISCH PROFIEL																									
	T	my	fy	cf-a	nutr	ma	di	o2hh	ma	di	cl	HC	Cl	SO4	iregv	#hy	abhy	#he	abhe	stmy	kl	sb	sd	prof	zmy	kmy	vmy	brak	ma	di	bk	b	s	t	vk							
A_AMSD	B	100	93	65	45	1	66	2	13	1	855	3	73	8	18	1	0	1	1	1	32	1	2	1	90	1	100	3	0	3	0	3	0	3	0	3						
A_GRAV	V	100	97	39	2	17	2	84	1	47	2	5	3	210	3	42	3	55	1	0	3	1	10	41	49	1	49	1	49	1	49	1	49	1	49	1	49					
A_HILL	V	100	100	68	1	26	2	98	1	58	2	5	3	272	3	73	4	24	3	0	2	1	33	43	24	3	33	43	24	3	33	43	24	3	33	43	24	3				
A_MUID	K	100	100	26	2	18	3	79	2	54	2	4	3	183	3	42	3	55	1	0	3	1	13	61	26	2	13	61	26	2	13	61	26	2	13	61	26	2				
A_NAAR	V	100	100	23	3	22	2	85	1	54	2	6	2	169	3	42	3	55	1	0	4	1	23	60	17	2	23	60	17	2	23	60	17	2	23	60	17	2				
A_WEES	V	100	100	52	1	35	1	100	1	7	2	0	3	713	2	61	9	30	3	0	1	1	75	5	20	1	75	5	20	1	75	5	20	1	75	5	20	1				
B_LAAK	Z	100	100	41	2	38	1	100	1	42	2	4	3	143	3	59	2	39	3	0	6	2	0	1	97	1	100	3	0	3	0	3	0	3	0	3	0	3				
B_NIVA	Z	89	1	37	2	39	1	63	2	41	2	5	3	137	3	56	2	42	3	0	5	2	5	1	72	3	60	2	0	1	38	1	25	2	0	1	38	1	25	2		
B_NIVA	Z	57	2	28	3	36	1	62	2	4	3	0	3	145	3	59	3	38	3	0	6	2	8	3	21	2	60	2	8	1	38	1	15	3	0	1	38	1	15	3		
B_ROVA	K	86	1	77	1	41	1	82	1	55	2	8	2	135	3	56	1	42	2	0	5	2	3	1	60	2	11	3	22	2	22	2	22	2	22	2	22	2	22	2		
B_SCHI	K	100	100	81	1	42	3	100	1	21	3	6	3	164	3	62	2	36	2	0	5	1	7	1	44	2	33	1	33	2	0	3	0	3	0	3	0	3	0	3		
B_VLAA	V	100	100	72	1	40	1	48	2	5	3	0	3	152	3	60	2	38	3	0	5	2	3	1	35	3	60	2	31	2	0	3	15	1	11	1	11	1	11	1		
B_ZMET	K	67	2	95	1	21	2	95	1	32	3	5	3	142	3	58	2	39	2	0	6	2	3	1	76	3	20	2	10	1	40	1	11	1	11	1	11	1	11	1		
C_HOOD	K	29	3	67	1	21	2	95	1	74	1	7	2	216	3	62	4	34	2	0	4	1	7	3	24	2	20	2	10	1	40	1	11	1	11	1	11	1	11	1		
C_LARS	B	100	100	252	1	25	2	66	2	7	2	0	3	1385	3	29	11	60	1	1	0	1	1	1	32	1	11	3	22	2	0	3	22	2	0	3	22	2	0	3		
D_BARG	Z	100	100	13	3	48	1	99	1	13	1	13	1	77	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1		
D_COEV	V	63	2	23	3	29	2	60	2	39	2	6	3	358	2	0	0	0	0	0	0	0	23	25	52	2	30	3	30	3	30	3	30	3	30	3	30	3	30	3		
D_KONE	V	89	1	20	3	24	2	40	2	6	3	0	3	54	3	0	0	0	0	0	0	9	21	70	1	90	1	90	1	90	1	90	1	90	1	90	1	90	1	90	1	
D_LINT	Z	94	1	106	1	36	1	92	1	72	1	7	2	145	3	0	0	0	0	0	0	1	68	31	1	30	3	1	30	3	1	30	3	1	30	3	1	30	3	1	30	3
D_MEPP	V	96	1	52	1	30	2	91	1	75	1	6	3	60	3	0	0	0	0	0	0	1	68	31	1	30	3	1	30	3	1	30	3	1	30	3	1	30	3	1	30	3

locat.	T	TROFIE				SAPROBIE			BRAKKARAKTER			WATERCHEMIE				HABITATDIVERSITEIT						VARIANT-EIGEN KARAKTER					ECOLOGISCH PROFIEL				
		my	fy	cf-a	nutr	ma	di	o2hh	ma	di	cl	HC	Cl	SO4	iregv	macrofyten	macrofyten	macrofyten	macrofyten	macrofyten	macrofyten	macrofauna	prof	zoet	klei	veen	brak	di	bk	b	s
D_OOST	Z		61 2	34 2	22 2	82 1	57 2	5 3	0 3	5 3	24 3										11 62 27 2	90 1					V	II	III	III	III
D_ORAN	Z		99 1	63 1	27 2		84 1	6 2		0 3	63 3											90 1					V	II	II	II	II
D_STAD	V		91 1	83 1	36 1			82 1	9 2		4 3	147 3										90 1					V	II	II	I	
D_VALT	Z		86 1	28 2	18 2	47 3	30 3	4 3	0 3	0 3	85 3											17 49 34 2	90 1				V	II	IV	II	
E_BEEM	K		100 1	14 3	18 3			4 3			215 3	41	3 56 1	0,3 1								60 2					V	I	V	III	
E_LANG	K		100 1	30 2	22 2			4 3			235 3	41	3 56 2	0,3 1								30 3					V	I	V	II	
E_NAUE	B		95 1	91 1	29 2			6 3			1010 3	35	9 56 1	0,0 2								60 2					V	II	III	II	V
E_NOHO	K		96 1	53 1	42 1			8 2			315 2	48	4 48 2	0,2 1								90 1					V	II	III	I	
E_SCHK	K		96 1	71 1	23 2			5 3			345 2	50	3 47 2	0,2 1								90 1					III	II	V	II	
E_ZESM	V		99 1	22 3	27 2			6 2			235 3	34	4 62 1	0,3 1								90 1					V	I	III	III	
E_ZESN	V		83 1	64 1	27 2			6 2			280 3	43	4 53 1	0,2 1								90 1					V	I	III	II	
F_AKKE	Z		76 1	65 1	28 2	99 1	79 1	6 2	0 3	3 3	218 3											30 3					V	IV	II	II	
F_HARL	K			100 1	34 1	98 1	57 2	5 3	0 3	16 3	245 3											14 63 23 2	90 1				V	II	III	I	
F_HOOI	V		100 1	114 1	23 2	99 1	65 2	5 3	0 3	5 3	148 3											67 28 5 1	60 2				V	II	III	II	
F_LIND	V		98 1	34 2	22 2	83 1	73 1	6 2	0 3	6 3	40 3											9 34 57 1	90 1				V	I	II	II	
F_MARG	V		100 1	115 1	26 2	100 1	61 2	6 2	0 3	8 3	146 3	63	3 34 3	0,5 2								46 27 28 3	90 1				V	V	II	II	
F_NIJE	V			59 1	31 2	93 1	39 2	8 2	0 3	11 3	146 3	71	3 26 3	0,5 2								23 37 40 3	90 1				V	III	II	II	
F_OUVA	V		99 1	51 1	21 2	98 1	57 2	6 2	0 3	2 3	134 3											16 67 17 2	90 1				V	II	III	II	
F_POLD	V		95 1	84 1	30 2		74 1	5 3		6 3	105 3															V	II	II	II		
F_SNEE	K		98 1	108 1	28 2	95 1	57 2	6 2	2 3	0 3	158 3											23 63 14 2	60 2				V	III	II	II	
F_TJON	Z		100 1	59 1	23 2	99 1	39 2	7 3	0 3	0 3	86 3											43 26 31 3	90 1				V	III	II	II	
G_DILE	K	56 2		5 3	29 2			5 3			40 3			0,9 2	4 2	18 2	2 1	10 1	48 2			60 2	0 3	33 2	17 2		V	II	V	III	IV
G_DIWE	K	18 3		38 2	21 2			4 3			35 3			0,9 2	5 2	22 2	4 1	12 1	36 1			60 2	0 3	44 3	11 3		V	II	V	III	V
G_ZWAL	K	32 2		11 3	14 3			4 3			28 3			1,4 3	8 3	38 3	11 2	35 3	44 2			60 2	5 3	37 2	16 3		V	IV	V	V	IV
H_MARK	Z	100 1		83 1	27 2	88 1	57 2	5 3	2 3	11 3	44 3	52	1 47 3	1,1 3	0 1	0 1	0 1	0 1	0 1	62	13 26 2	90 1	0 1	0 3	0 3		V	II	III	II	III
H_MAVL	K	100 1	100 1	77 1	34 1		23 3	6 2		0 3	121 3	76	2 22 2	0,5 2	0 1	0 1	1 1	6 1	28 1			30 3	0 3	0 1	0 3		V	II	IV	I	III
H_WILH	Z	100 1	100 1	61 1	29 2	61 2	82 1	5 3	0 3	0 3	51 3	64	1 35 3	1,3 3	0 1	0 1	1 1	2 1	32 1	24 47 29 3	90 1	0 1	0 3	0 3		V	II	III	II	III	
I_BW10	K	67 2		78 1	50 2		69 2	6 2	0 3		57 3			1,0 3	6 2	15 2	2 1	10 1	40 1	5 50 45 1		0 3	13 1	38 2		V	II	III	II	III	
I_CAPR	K	55 2		82 1	17 3		72 2	4 3	0 3		76 3			0,9 2	7 3	22 2	4 1	13 1	52 2	17 57 26 2		0 3	18 1	27 2		V	III	IV	III	III	
I_GRWE	K	79 2		98 1	17 3		92 1	5 3	0 3		83 3			0,8 2	4 2	14 2	2 1	12 1	48 2	29 50 21 3		0 3	33 2	17 3		V	III	III	III	IV	
I_LEUV	K	83 1		96 1	35 2		94 1	6 2	0 3		90 3			0,8 2	8 3	12 1	1 1	4 1	64 2	10 57 32 1		0 3	11 1	11 3		V	II	II	II	III	
I_MAAL	K	91 1		67 2	22 3		100 1	5 3	0 3		105 3			0,7 2	7 3	11 1	0 1	0 1	56 2	29 47 24 3		0 3	14 1	14 3		V	III	III	III	III	
I_MEER	K	100 1	99 1	133 1		90 1	39 2	7 2	0 3	29 2	37 3			1,8 3	0 1	0 1	2 1	2 1	32 1	5 59 36 1		0 3	0 1	50 1		IV	I	II	I	II	
I_NIFT	K	57 2		91 1	14 3		82 1	6 2	0 3		34 3			1,8 3	5 2	7 1	2 1	8 1	52 2	19 60 21 2		0 3	29 2	14 3		V	II	II	III	IV	
I_NIWE	K	60 2		66 2	25 2		87 1	5 3	0 3		93 3			0,7 2	7 3	25 2	2 1	8 1	32 1	22 69 9 1		11 3	22 2	33 2		V	II	II	III	III	
J_BODI	K	100 1	84 1	68 1	34 1		81 1	5 3		49 2	175 3	70	3 27 2	0,4 1	0 1	0 1	1 1	9 1	20 1		60 2	0 3	0 1	0 3		IV	II	III	I	III	
J_BOEL	Z	100 1	80 1	55 1	33 1		57 2	10 1		9 3	120 3	69	3 28 3	0,6 2	0 1	0 1	1 1	9 1	20 1		90 1	0 1	0 3	0 3		V	I	II	I	III	
J_STAR	Z	100 1	100 1	110 1	26 2	100 1	54 2	5 3	0 3	42 2	155 3	62	3 35 3	0,5 2	0 1	0 1	1 1	9 1	20 1	36 11 53 2	90 1	0 1	0 3	0 3		IV	I	III	II	III	
J_WINS	K	100 1	100 1	114 1	26 2	99 1	91 1	5 3	0 3	40 2	158 3	61	3 36 2	0,4 1	0 1	0 1	1 1	9 1	20 1	19 36 45 2	90 1	0 3	0 1	0 3		IV	I	II	II	III	
L_DEUR	Z	100 1		51 1	38 1	77 2	45 2	6 2	0 3	0 3	120 3	68	2 29 3	0,7 2								12 30 58 2					V	III	III	I	
L_NOBE	Z			156 1	25 2	85 1		7 2	0 3		79 3	51	2 48 3	0,9 2								3 46 51 1					V	II	II	II	
L_NOBU	K	100 1		36 2	39 1	83 1		7 2	0 3		101 3	66	2 32 2	0,8 2								15 34 52 2					V	III	II	II	
L_NORO	K	100 1		46 2	37 1	95 1		6 2	0 3		116 3	39	43 17 3	0,7 2								14 29 57 2					V	III	II	II	
M_GRAA	V	100 1	41 2	24 3	27 2	85 1		8 2	0 3		153 3	78	3 19 3	0,6 2	0 1	0 1	1 1	3 1	32 1	56 24 20 2	30 3	0 3	0 3	0 1		V	II	II	III	III	
M_STEE	V	100 1	82 1	19 3	23 2	84 1		5 3	0 3		127 3	67	2 31 3	0,7 2	1 1	6 1	5 1	16 1	60 2	48 42 10 1	30 3	0 3	0 3	50 3		V	II	III	III	V	
M_VOED	K	0 3	97 1	24 3	28 2	100 1		4 3	0 3		163 3	61	3 36 2	0,5 2	5 2	7 1	0 1	0 1	32 1	17 24 59 2	30 3	0 3	100 3	0 3		V	II	III	III	V	
M_VORW	K	100 1		99 1	36 1	100 1		6 2	0 3		222 3				3 1	6 1	1 1	5 1	48 2	0 50 50 1	60 2	0 3	25 2	0 3		V	II	II	I	IV	
M_VOSC	K	100 1		31 2	38 1	100 1		6 2	4 3		226 3				0 1	0 1	0 1	0 1	16 1	32 9 59 1	90 1	0 3	0 1	0 3		V	I	II	II	III	

