

stora

89 - 06

Waterkwaliteitsbeoordeling van
boezem- en polderwateren
(Voorstudie)

9010101



postbus 80200, 2508 GE den haag
johan van oldenbarneveltlaan 5

 070-512710

stichting toegepast onderzoek reiniging afvalwater

1989

Waterkwaliteitsbeoordeling van
boezem- en polderwateren
(voorstudie)

Inhoud

	Ten geleide	3
1	SAMENVATTING	5
2	INLEIDING	9
2.1	Ontwikkeling in het waterkwaliteitsbeleid	9
2.2	Probleembeschrijving	9
2.3	Doelstelling van het onderzoek	11
3	METHODEN	12
3.1	Inventarisatie en selectie van ecologische parameters	12
3.2	Selectie van ecologische parameters en locaties	12
3.2.1	- inleiding	12
3.2.2	- procedure	12
3.3	Clustering	14
3.3.1	- methodiek	14
3.3.2	- gegevensstandaardisatie	14
3.3.3	- gegevenstransformatie	15
3.3.4	- rekenmethode	15
4	RESULTATEN	16
4.1	Inventarisatie en selectie van ecologische parameters	16
4.2	Selectie en transformatie van ecologische parameters en locaties	17
4.2.1	- geraadpleegde bronnen	17
4.2.2	- geselecteerde parameters	17
4.2.3	- geselecteerde locaties	17
4.2.4	- gegevenstransformatie	17
4.3	Clustering	19
4.3.1	- parametersets	19
4.3.2	- analyse	19
	Set 1	19
	Set 2	20
	Set 3	20
	Set 4	21
	Set 5	23
	Set 6	25
	Set 7	25
5	DISCUSSIE EN CONCLUSIES	27
5.1	Inventarisatie en selectie van ecologische parameters	27
5.2	Selectie van ecologische parameters en locaties voor de ecologische typologie	28
5.3	Clusteranalyse	29
5.4	Opzet van een ecologische typologie	30
6	LITERATUUR	33

Ten geleide

Dit rapport is het verslag van een onderzoek naar de mogelijkheid om voor het kwaliteitsbeheer van de niet-Rijkswateren in het lage deel van Nederland een ecologisch beoordelingssysteem te ontwikkelen.

Hoewel uit deze voorstudie bleek dat dit doel tot de mogelijkheden behoorde, vond de follow up plaats in groter kader: het STORA-project 2.1.4 "Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewateren", dat vijf CUWVO-watertypen en heel Nederland bestrijkt¹.

Deze voorstudie ontleent haar waarde daarom voornamelijk aan de uitgebreide bespreking en evaluatie van de verschillende parameters (bijlage 1), de bundeling van basisgegevens (bijlage 2 tot en met 4) en, niet in de laatste plaats, de filosofie die aan de benadering van het probleem ten grondslag ligt.

Dit haalbaarheidsonderzoek werd door het algemeen bestuur van de STORA op voorstel van de Onderzoekadviescommissie² opgedragen aan het Limnologisch Instituut te Nieuwersluis, namens de STORA begeleid door dr. T.H.L. Claassen, dr. I.R.M. Hovenkamp-Obbema, ir. R. Karper, dr. S.P. Klapwijk en ir. J.E.F. Landman.

Dr. S. Parma verzorgde de eindredactie van de onderzoekresultaten en schreef de tekst van dit rapport.

Dank is de STORA verschuldigd aan haar deelnemers en aan personen en instellingen, buiten de directe kring der waterkwaliteitbeheerders, die medewerking aan deze voorstudie verleenden door het beschikbaar stellen van hun gegevens.

Den Haag, oktober 1989

De directeur van de STORA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

¹ Draaiboek bij het STORA-secretariaat verkrijgbaar.

² De Onderzoekadviescommissie, die tot dit project adviseerde, bestond uit: prof. ir. A.C.J. Koot (voorzitter), drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff (secretaris), dr. ir. H.J. Eggink, ir. R. Karper, ir. A.A. van der Koppel, ir. C.H. Kuggeleijn, ir. H.A. Meijer, ir. J. Van Selm, drs. A.A. Wismeijer (leden), prof. dr. P.G. Fohr, dr. E.J.M. Kobus, ir. J.S. Kuyper, wijlen ir. H.M.J. Scheltinga, dr. ir. D.W. Scholte Ubing (adviserende leden).

In het eerste Indicatief Meerjarenprogramma (IMP 1975 - 1979) lag de nadruk in het waterkwaliteitsbeleid vooral op sanering.

In het tweede IMP (1980 - 1984) is de aandacht verbreed van een emissie- naar een waterkwaliteits-aanpak. Centraal staat daarbij de gedachte dat wateren ecosystemen zijn, dat wil zeggen, stelsels waarin levende organismen een rol spelen. Een hierop gebaseerd beleidsdoel is het behouden of herkrijgen van een zo natuurlijk mogelijke verscheidenheid aan soorten en ecosystemen. Deze ecologische benadering is verder uitgewerkt in het derde IMP (1985 - 1989) en ook in andere overheidsdocumenten.

In het tweede IMP is als enig referentie-type voor de toestand van al het oppervlaktewater de zogenaamde basiskwaliteit omschreven, met voornamelijk fysische en chemische parameters.

Gezien de (h)erkende differentiatie binnen de oppervlaktewateren in Nederland is één referentie-type echter niet voldoende voor de beoordeling van al deze wateren.

De ontwikkeling van de ecologische benadering in het waterkwaliteitsbeheer maakt het noodzakelijk, de aquatische ecosystemen uitgebreider dan alleen met fysische en chemische variabelen te beschrijven. Daardoor wordt het ook mogelijk de (h)erkende differentiatie in gedifferentieerde typologieën weer te geven. Een ecologisch gedifferentieerde typologie is ook nodig door de beperkte bruikbaarheid van de met saprobie samenhangende zuurstofbeoordelingssystemen.

Door de sanering van de lozingen van zuurstofbindende stoffen zijn andere verontreinigingen op dit moment belangrijker geworden. Daardoor is er meer nadruk op andere ecologische parameters, als doorzicht, secundaire (algen)BZV, blauwalgenbloei en verbraseming komen te liggen.

Parallel aan de opstelling van ecologische typologieën loopt de kwaliteitsbepaling in termen van goed, matig of slecht. Of een typologie als referentiekader bruikbaar is, hangt immers af van de kwantitatieve waarden van de ecologische parameters waarop zij (als resultaat van een clustering) is gebaseerd.

Toepassing op datasets uit 1980 resulteert in een typologie die de situatie van dat moment reflecteert en bruikbaar is om, bijvoorbeeld, in 1990 te kunnen oordelen over verandering in de ecosysteemdiversiteit.

De in het waterbeleid geschetste ontwikkeling roept dus tal van problemen op. Te noemen zijn: een juiste parameterkeuze, een differentiatie in normstelling en de bruikbaarheid van de huidige wetgeving.

Aandacht moet worden besteed aan indeling in conditie- en responsvariabelen (om bij problemen met verontreiniging en ecologie oorzaken en gevolgen duidelijk zichtbaar te kunnen maken) en aan toepassing van procesparameters. Deze laatste geven informatie over het functioneren van wateren en maken het mogelijk hun respons te voorspellen of te beheersen.

Bij de inventarisatie c.q. bij de voorselectie van de ecologische parameters is het aquatisch ecosysteem opgevat als het totaal van het vrije water, waterbodem en oeverzone, alle bijbehorende fysische, chemische en biologische structuur- en procesparameters inbegrepen. Hierbij is een pragmatische aanpak gevolgd: via uitgebreide literatuurrecherche en interviews met deskundigen werden de ecologische parameters geselecteerd die vaak in het praktische kwaliteitsbeheer worden toegepast en/of in wateronderzoek worden geanalyseerd.

De literatuurrecherche werd beperkt tot publicaties die handelen over (semi)stagnante "grote binnenwateren" uit de gematigde luchtstreken.

Parameters en locaties voor de clusteranalyse werden via iteratie in globaal vijf stappen geselecteerd. Tijdens het selectieproces werden (nieuwe) criteria benoemd of bijgesteld. Zo werden de "grote wateren" achtereenvolgens gedefinieerd als kanalen - inclusief weteringen en (ring)vaarten - als meren en plassen, als zand-, grind- en kleigaten en als wielen.

Het lage deel van Nederland is synoniem geacht met Friesland, Noord- en Zuid-Holland en Utrecht.

Op basis van eigen ervaring en adviezen van de leveranciers van de gegevens, werden in een vroeg stadium 27 van de 58 parameters, waarvan zeer weinig of geen gegevens voorhanden waren, geschrapt.

Ook de periode waaruit de gegevens dateren werd beperkt van, aanvankelijk, *post* 1970 tot , uiteindelijk, 1977 - 1983.

Verder zijn er alleen gegevens opgenomen uit het zomerhalfjaar (in dat groeiseizoen zijn temperatuur en licht immers gunstig voor een snel verloop van de diverse opbouw- en afbraakprocessen) en is een water alleen opgenomen als er minimaal voor vijf van de zes zomermaanden gegevens voorhanden waren.

Bij dit alles is er naar gestreefd enerzijds een lijst met ecologische parameters over te houden die een voldoende abiotische en biotische waterbeschrijving geeft en, anderzijds, voldoende wateren te selecteren voor zinvolle clusteranalyse. Hieruit resulteerde een matrix van 81 wateren en 22 parameters; geclusterd is met 67 wateren, verschillende parametersets en maximaal zestien parameters.

Bij de clustering is gekozen voor een agglomeratieve methodiek waarbij kleine groepen van objecten tot grotere worden samengevoegd, zodat een hiërarchie van groepen ontstaat, voor te stellen als een dendro (=boom)diagram.

Om robuuste clusters te krijgen zijn getransformeerde zomerhalfjaargemiddelden gebruikt, met als maat voor de (dis)similariteit de "squared Euclidian distance" volgens de methode van Ward.

Omdat slechts een deel van de 81 wateren in dezelfde jaren is onderzocht, zijn de matrices van de hele periode 1977 - 1983 tot één gegeneraliseerde matrix gecombineerd die voor alle clusterings is gebruikt.

Voor de transformatie werden alle parameters in tien klassen onderverdeeld, waarbij de klassegrenzen voornamelijk zijn gebaseerd op literatuur, beleidsdocumenten en de frequentieverdelingen voor de onderzochte wateren.

Er zijn verschillende clusterings uitgevoerd, zowel met de totale set, als met (nagenoeg) alleen de conditionerende parameters en alleen de responsparameters.

Als resultaat van de voorselectie ontstond uit de honderden parameters een lijst van 58 parameters (bijlage 1). Deze lijst is verdeeld in twee hoofdgroepen: a) conditionerende en b) responsparameters.

De hoofdgroep conditionerende parameters is verder ingedeeld in morfologische, fysische en chemische grootheden. De hoofdgroep responsparameters bestaat, op twee na, geheel uit biologische parameters en is, voor zover mogelijk, gegroepeerd naar primaire producenten, hogere trofische niveaus en destruenten. Om reden van overzichtelijkheid is nog onderverdeeld in twee subgroepen, waarbij wel en geen taxonomische kennis een rol speelt. Tenslotte is er een subgroep "afgeleide" parameters onderscheiden. Per parameter is ingegaan op de bruikbaarheid aan de hand van een aantal criteria, zoals de stuurbaarheid, de ecologische aard en waarde van de grootheid en de uitvoerbaarheid.

Bij het inventariseren van de parameters is vooral aandacht geschonken aan de structuur en het functioneren van de fytoplanktongemeenschap, omdat deze de basis vormt voor het functioneren van (natuurlijke) grote binnenwateren. Als belangrijkste producent van autochtoon gevormd organisch materiaal reflecteert zij op geïntegreerde wijze een groot aantal biotische en abiotische systeemeigenschappen. Een bijkomend voordeel van fytoplankton, in vergelijking met macrofauna en deels ook microfauna, is het cosmopolitisch karakter en het aldus eenduidig bruikbaar zijn in een groot areaal. Bovendien zijn de met fytoplankton in verband staande parameters veelal direct gekoppeld aan relevante (vervuilings)problemen, zoals doorzicht, stank, drinkwatersmaak en secundaire (=algen) BZV, e.d. Verder is aangetoond dat determinatie tot op genusniveau of hoger vaak voldoende is om de toestand van wateren te beschrijven, waardoor afdaling tot het veel bewerkelijker soortsniveau met de problematiek van soortidentificatie niet nodig is.

Omdat het vaststellen van de trofiegraad in de praktijk van het waterbeheer een belangrijke karakterisering is, maar nogal eens verwarring veroorzaakt doordat de parameters verschillen, is in dit rapport de aandacht gevestigd op de Trophic State Index. Bij deze index staat de algenbiomassa centraal en wordt er gedifferentieerd naar doorzicht, totaal-P en chlorofyl-a.

Naast sterk heterogene bemonsteringstechnieken- en frequenties, verwerkingsmethodieken en taxonaandacht bij het regionale (hydrobiologische) waterkwaliteitsbeheer, blijkt uit deze studie dat de procesparameters relatief geringe aandacht krijgen. Verder is ook de beschikbaarheid van parameters uit de subsystemen bodem en oever nog marginaal. Van de 58 parameters en de circa 130 wateren bleven uiteindelijk maar 67 wateren (tabel 2) over die slechts ten aanzien van 16 parameters (tabel 1) voldoende gegevens bezitten om in de clusteranalyse gebruikt te worden.

Van de 67 geselecteerde wateren valt volgens de CUWVO-typenindeling uit het Derde IMP 49% in het type meren en plassen, 33% in het type kanalen, vaarten en wetingen, 13% in het type zand- klei- en grindgaten en 4% in het type wielen. Enkele locaties vormen twijfelgevallen tussen meren en plassen enerzijds en kanalen, vaarten en wetingen anderzijds.

De 16 parameters die voor de clusteranalyse werden geselecteerd zijn de conditionerende parameters oppervlakte, gemiddelde diepte, temperatuur, chloride en geleidingsvermogen; de responsparameters totaal N/totaal P, TSI-totaal P, TSI-doorzicht, TSI-chlorofyl-a, Palmer genusindex en pigmentsamenstelling (=percentage blauwwieren in de fytoplanktontelling), alsmede een aantal parameters die een intermediaire positie tussen conditionerende en responsparameters innemen, te weten pH, ammonium, BZV, opgelost anorg. N/opgelost anorg. P en zuurstofverzadigingspercentage (zie ook tabel 3).

Er zijn clusteranalyses uitgevoerd met zeven verschillende sets uit de groep van zestien parameters (tabel 4). Sets met conditionerende parameters en een wisselend aantal intermediaire parameters resulteerden in drie hoofdclusters van achtereenvolgens kanalen, vaarten en wetingen, diepe putten (i.c. zandgaten en wielen) en meren en plassen (figuren 1 en 2). Oppervlakte en diepte zijn hiervoor bepalend. Op subclusterniveau zijn chloridegehalte en geleidingsvermogen sterk discriminerend.

Een set van enkele conditionerende variabelen (maar zonder de sterk discriminerende parameters "oppervlakte" en "diepte") met een aantal intermediaire en responsvariabelen (maar zonder de "echte" biologische parameters (tabel 4), resulteerde in een dendrogram waarin enkele hoofdclusters de CUWVO-typologie volgen, maar waar ook een combinatie van de drie CUWVO-typen werd aangetroffen (figuur 3). De distincte verdeling in de conditionerende dendrogrammen is sterk vervaagd en de discriminerende werking van chloridegehalte/geleidingsvermogen sterk afgenomen.

Enkele sets met weinig of geen conditionerende variabelen en in ieder geval alle responsparameters leverden steeds distincte clusters van diepe putten, meren/plassen en kanalen op, maar ook van combinaties van meren en kanalen (figuren 4, 5 en 6). De subclusters zijn daarbij verschillend in vooral de variabelen percentage blauwwieren, N/P verhoudingen, BZV en Palmer genusindex. Diepe putten zijn globaal gekarakteriseerd door een betere waterkwaliteit, een groep kanalen wordt gekenmerkt door lage zuurstofverzadigingspercentages.

Tenslotte is geclusterd met alle zestien parameters met als resultaat een dendrogram dat sterke gelijkenis vertoont met het conditionerende dendrogram (fig. 7).

Bij vergelijking van de zeven dendrogrammen valt op dat verscheidene combinaties van locaties een grote coherentie vertonen ongeacht de onderliggende parameterset. Een aantal diepe putten met o.a. laag BZV, lage totaal-P en hoge quotiënten van opgelost anorg. N/opgelost anorg. P staat altijd bij elkaar. Een groep meren, getypeerd door een zwak oligohalien karakter en een hoog percentage blauwwieren is in alle dendrogrammen te herkennen. Groepen met kanalen die lage resp. hoge BZV-waarden en ammonium bezitten zijn sterk gekoppeld. Enkele combinaties van hydrologisch nauw gekoppelde locaties (bv. de Friese meren) zijn zeer consistent.

In het algemeen betekent de invoering van de parameters "oppervlakte" en "diepte" het ontstaan van dendrogrammen die in hoge mate overeenkomen met de CUWVO-typen meren, kanalen en zandgaten (incl. wielen). Wanneer de genoemde twee morfometrische parameters uit de sets worden weggelaten zijn er weliswaar hoofd- en/of subclusters te onderscheiden die zich voegen in de CUWVO-typologie, maar er is ook van een menging van CUWVO-typen sprake. Enkele responsvariabelen blijken sterk gebonden te zijn aan een CUWVO-type. Een lage Palmer genusindex is kenmerkend voor diepe putten. Kanalen enerzijds en meren anderzijds verschillen duidelijk in zuurstofverzadigingswaarden, percentage blauwwieren en pH. De discriminerende werking van het chloridegehalte in het oligohaliene traject van 100-700 mg/l is matig; trofieparameters lijken hier belangrijker. De enige mesohaliene locatie is echter steeds geïsoleerd in de diverse dendrogrammen terug te vinden.

De ontwikkelde typologieprocedure biedt mogelijkheden om verontreinigingsaspecten en/of ecologisch bijzondere wateren te traceren. Voorts biedt de indeling in conditionerende en responsvariabelen mogelijkheden om inzicht te krijgen in voorspelbare en/of beheersbare responsmogelijkheden van aquatische ecosystemen. Met de in dit rapport gebruikte responsparameters zijn tevens de eutrofiëringsaspecten gedekt.

De studie laat zien dat, ondanks de nivellering in kwaliteit gedurende de laatste decaden er in het holocene deel van Nederland nog steeds biologische verschillen tussen de diverse morfometrische typen bestaan.

Het grote gebrek aan adequate, (biotisch) uniforme systemen is een belangrijke belemmering bij alle inspanningen om tot een tentatieve ecologische typologie van "grote wateren" te komen. Ook vanuit de visie dat wateren aquatische ecosystemen zijn en vanuit het oogpunt van integraal waterbeheer, waren er onvoldoende hydrologische, sediments-, litorale en biologische procesgegevens beschikbaar. Deze parameters worden dan ook in de lijst van 58 ecologische parameters sterk aanbevolen. Eveneens wordt aanbevolen de hier toegepaste methode te herhalen met een doelgericht verzameld gegevensbestand.

2 INLEIDING

2.1 Ontwikkeling in het waterkwaliteitsbeleid

De uitgangspunten van het Nederlandse waterkwaliteitsbeleid zijn sinds het inwerkingtreden van de Wet verontreiniging oppervlaktewateren (Wvo, 1969) duidelijk geëvolueerd.

In het Eerste Indicatief Meerjarenprogramma Water 1975-1979 was de aandacht vooral gericht op een sanering van de ergste knelpunten zoals de stopzetting van zeer schadelijke lozingen. De keuze van waterkwaliteitscriteria werd vooral geïnspireerd door aspecten van volksgezondheid en richtte zich vooral op de fysische en chemische toestand van het water.

In het Tweede IMP-Water 1980-1984 is de aandacht verbreed van een emissie-aanpak naar een waterkwaliteitsaanpak. De wens om de oppervlaktewateren ook daadwerkelijk te beheren ten bate van diverse doelstellingen staat daarbij centraal. Twee aspecten spelen in deze benaderingswijze een essentiële rol nl.:

- oppervlaktewateren zijn ecosystemen, d.w.z. stelsels waarin levende organismen een rol spelen (Tweede IMP, 1981).
- bij het beheer dient men uit te gaan van de wijze waarop de ecosystemen zijn opgebouwd en dient men aan te sluiten bij de natuurlijke processen die in die ecosystemen plaatsvinden. De beheerder behoort zijn handelen ecologisch inpasbaar te maken.

Naast aspecten van volksgezondheid gaat in het waterkwaliteitsbeleid uit het tweede IMP "het behouden of herkrijgen van een zo natuurlijk mogelijke verscheidenheid aan soorten en ecosystemen" een belangrijke rol spelen. Bij de karakterisering van ecosystemen worden essentiële biologische componenten in de beschouwing betrokken zoals de anorganische materie, de producenten (fytoplankton en waterplanten), de consumenten (watervlooien, macrofauna en vissen), de dode organische stof en de afbrekers, vooral de bacteriën. Getracht wordt het kwaliteitsbeleid ecologisch te funderen (zie o.a. Hovenkamp-Obbema e.a., 1982). Dit betekent dat er meer aandacht komt voor effectgerichte criteria. Vanwege de meer ecologisch gerichte doelstelling en de ecosysteembenadering groeit de behoefte aan grootheden die zowel de samenstelling van, als de processen in het ecosysteem beschrijven.

De ecologische benadering wordt in recente overheidsdocumenten verder uitgewerkt (Derde IMP, 1985; Rijkswaterkwaliteitsplan, ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1986; IMP-s-Milieubeheer, e.a.). Daarbij is er aandacht voor twee belangrijke consequenties.

Allereerst wordt benadrukt dat een goed beheer alleen mogelijk is als de milieucompartimenten water, bodem en lucht meer geïntegreerd worden beschouwd. Immers de invloeden vanuit de andere milieucompartimenten zijn er mede de oorzaak van dat de waterkwaliteitsbeheerder in het kader van de Wvo geen mogelijkheden heeft om de gewenste waterkwaliteit te bereiken of te behouden. Een belangrijke stap in de richting van deze geïntegreerde benadering is de erkenning dat aquatische ecosystemen meer omvatten dan alleen het vrije water, maar dat ook de waterbodem en de oevers tot het aquatisch ecosysteem moeten worden gerekend. Recent is deze integrale systeembenadering nog verder doorgetrokken door wateren te zien als het geheel van oppervlaktewater, grondwater, waterbodems, oevers en technische infrastructuur, met inbegrip van alle bijbehorende fysische, chemische en biologische kenmerken en processen (Rijkswaterstaat, 1985). De fysieke grenzen van het aquatisch ecosysteem worden dus verlegd met ingrijpende consequenties voor de waterbeheerder op het gebied van meting, normstelling en beheer. Het zal immers nodig zijn voortaan ook kenmerken van bodem en oevers in de meting en normstelling te betrekken.

Naast de integrale milieubenadering krijgt in het recent ontwikkelde overheidsbeleid de noodzaak tot verdere differentiatie in beheer grote nadruk. Immers de ecologische benadering, met de daaraan gekoppelde formulering van ecologische doelstellingen, houdt in dat er een groot aantal ecosysteemtipes onderscheiden kunnen worden. Ieder type vraagt daarbij een op zijn mogelijkheden toegesneden beheer. Dit betekent dat er een behoefte bestaat aan adequate parameters voor de beschrijving van ieder ecosysteemtype. Het betekent ook dat de waterbeheerder een consistente indeling in ecosysteemtipes zal moeten gaan hanteren. Een eerste stap daartoe is gezet in het Derde IMP-Water, waar voorlopig vijftien tipes zijn onderscheiden.

2.2 Probleembeschrijving

In het Tweede IMP (1981) is als referentiekader voor de toestand van oppervlaktewater de "Basiskwaliteit" omschreven. Deze uniform geldende kwaliteit voldoet echter onvoldoende, gezien de (h)erkende natuurlijke differentiatie binnen onze oppervlaktewateren. Ook zijn thans, ondanks of dankzij de saneringsinspanningen van de laatste tien jaar vooral ten aanzien van de saprobiëring, andere verontreinigingsproblemen belangrijk(er) geworden. Te noemen zijn blauwwierbloei, zouthuishouding, secundaire (=algen) BZV, doorzicht e.d. De met saprobiëring samenhangende zuurstofbeoordelingssystemen voldoen daarom nog slechts in beperkte mate.

Uit de hiervoor geschetste ontwikkeling in het waterkwaliteitsbeleid blijkt dat de aandacht zich heeft verbreed van een bestrijding van verontreinigingen naar het doelmatig beheeren van aquatische ecosystemen. Het volgen van deze beleidslijn brengt echter enkele problemen met zich mee, waarvan als belangrijkste te noemen zijn de parameterkeuze, het opstellen van een ecologische typologie als referentiekader, de kwaliteitsvaststelling, de normstelling en de wetgeving.

De geschetste ecologische benadering heeft als consequentie dat men de aquatische ecosystemen zo volledig mogelijk dient te beschrijven. De daarbij gebruikte ecologische grootheden d.w.z. kwantificeerbare eigenschappen waarmee een ecosysteem geheel of gedeeltelijk beschreven kan worden (Gezondheidsraad, 1984), zijn zeer pluriform van aard en vormen beschrijvingen van zowel de biotische als de abiotische onderdelen van het ecosysteem. Ecologische grootheden kunnen fysische en chemische eigenschappen zijn zoals stroomsnelheid, temperatuur en chloridegehalte, maar ook geomorfologische eigenschappen als diepte en oeverlengte. Ecologische grootheden van biotische aard kunnen de structuur van het ecosysteem beschrijven, zoals soortenaantallen of pigmentverdeling, maar ook processen zoals primaire productie, planktongraas en microbiële afbraak. In deze zin zijn alle grootheden uit de Basiskwaliteit (Tweede IMP, 1981) ecologisch van aard, hoewel deze combinatie niet ontstaan is vanuit de wens een zo volledig mogelijke beschrijving van het ecosysteem te geven. Zij is eerder bepaald door de nadruk op de hoofddoelstelling "volksgezondheid" en door meer praktische redenen als technische uitvoerbaarheid van de meting, beschikbare kennis bij de beheersinstanties en de stand van de wetenschap. Dit wordt geïllustreerd door het domineren van fysische en chemische parameters, het in de groep van biotische parameters vrijwel ontbreken van proceskenmerken en het geheel ontbreken van parameters die een bijdrage zijn aan de beschrijving van waterbodem en oever. Dientengevolge is een bezinning op zijn plaats of meting van de thans gangbare reeks van parameters een doelmatig waterbeheer mogelijk maakt en of er niet grootheden voorhanden zijn of ontwikkeld dienen te worden, die beter aansluiten bij de thans ontwikkelde beleidslijnen. Hierbij dient aandacht te worden besteed aan indelingen in zg. conditie- resp. responsvariabelen om oplossingen inzake de oorzaken en gevolgen van ecologische- en verontreinigingsproblemen duidelijker zichtbaar te maken. In dat verband is ook extra aandacht op zijn plaats voor procesparameters. Deze geven immers informatie over het functioneren van aquatische ecosystemen en zijn onmisbaar in het kader van voorspelbare en/of beheersbare responsmogelijkheden van die systemen.

Door de thans gestarte differentiatie in waterbeheer is het nog meer dan voorheen noodzakelijk te komen tot ecologische typologieën. Zoals reeds hiervoor vermeld bevat het Derde IMP-Water een voorlopige indeling in vijftien typen (CUWVO, 1984). Deze keuze is gemaakt op grond van vooral geomorfologische kenmerken, waarbij tevens chloridegehalte, de stroomsnelheid en de al of niet anthropogene ontstaanswijze een rol speelden. Ook al eerder zijn typologieën opgesteld, die zich baseerden op abiotische eigenschappen van het water en het effect van deze eigenschappen op de samenstelling van het ecosysteem. Bekende voorbeelden zijn indelingen naar chloridegehalte (Den Hartog, 1974), naar trofiegraad en naar saprobiegraad (Ringelberg, 1976; Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, 1977). Het moet echter ook mogelijk zijn een typologie op te stellen, waarbij uitgegaan wordt van die ecologische kenmerken die voor de systeembeschrijving zijn geselecteerd. De kwantitatieve waarden van combinaties van deze kenmerken zijn te groeperen via z.g. clustertechnieken, waardoor mogelijk typen ontstaan die gekarakteriseerd worden door waarden van bepaalde ecologische grootheden. Of een dergelijke ecologische typologie geheel of gedeeltelijk samenvalt met de thans in het derde IMP-Water opgenomen typologie dient te worden onderzocht.

Een probleem dat parallel loopt aan de opstelling van de ecologische typologie is de kwaliteitsvaststelling van de typen in termen van goed, matig of slecht. Deze hangt immers samen met de vraag welke kwantitatieve waarden van de geselecteerde ecologische parameters bij de constructie van de uiteindelijke typologie zullen worden gebruikt. De toepassing van kwantitatieve waarden uit 1970 zal een typologie opleveren, die slechts de vervuilde situatie van dat moment reflecteert. Toepassing van alleen datasets uit 1980 van "onvervuilde" wateren kan een vooropgezette keuze en een sterke beperking in gegevens inhouden. De soms geopperde wens tot gebruik van gegevens uit de periode vóór de tweede (of zelfs eerste) wereldoorlog, stuit zeker op een gebrek aan of ontbreken van adequate databestanden.

Voorts dient de problematiek van de normstelling te worden aangeduid. Een ecologische benadering van het waterbeheer dient zich te baseren op ecologische normen d.w.z. algemene regels voor ecologische grootheden met een bepaalde mate van bindendheid, al dan niet mede in kwantitatieve termen uitgedrukt (Gezondheidsraad, 1984). Vanwege het streven het milieubeleid meer geïntegreerd te benaderen zal ook de normstelling gebruik dienen te maken van ecologische grootheden uit andere compartimenten van het (aquatisch) ecosysteem dan alleen het vrije water. Te noemen zijn de waterbodem, de oever en wellicht het grondwater. Ook zal, vanwege de verbreding van de emissie-aanpak naar de waterkwaliteitsaanpak de behoefte groeien de reeks van brongerichte normen aan te vullen met effectgerichte normen. Dit perspectief is echter nog ver verwijderd vanwege het grote gebrek aan inzicht in doses-effect-relaties, vooral voor toxische stoffen.

2.3 Doelstelling van het onderzoek

Vanwege de ingewikkeldheid en zelfs onoverzichtelijkheid van de problemen, die de geïntegreerde ecologische waterkwaliteitsbenadering oproept, is in dit project gekozen voor een zeer voorzichtige start. Dit onderzoek heeft het karakter van een "pilot study" (vooronderzoek) en zal dus geen panklare oplossingen kunnen leveren.

Van de vijf in par. 2.2 beschreven probleemvelden zijn in deze pilot studie de eerste twee nader bekeken, nl. parameterkeuze en de opstelling van een ecologische typologie. De formele opdracht voor het onderzoek richtte zich op:

- het selecteren van structuur- en procesparameters, die op adequate wijze de West- en Noordnederlandse boezem- en polderwateren beschrijven;
- het toetsen van deze parameters op bruikbaarheid voor de waterkwaliteitsbeheerder;
- het toepassen van de geselecteerde, bruikbare parameters op bestaande gepubliceerde en ongepubliceerde Nederlandse gegevensbestanden, waarbij een eerste aanzet wordt gegeven voor een ecologische typenindeling;
- het vergelijken van deze typenindeling met de thans gebruikte indelingen van Nederlandse stilstaande wateren;
- het aangeven van toekomstig onderzoek, dat zou moeten leiden tot een bruikbare ecologische typenindeling, waarmee wateren kunnen worden getypeerd mede in relatie tot hun verontreiniging c.q. belasting. Bij het omschrijven van dit onderzoek moeten de leemten in de huidige kennis worden aangegeven. Tevens dient een prognose te worden opgenomen omtrent de kans van slagen.

3 METHODEN

3.1 Inventarisatie en selectie van ecologische parameters

Bij de inventarisatie en selectie van ecologische parameters is het ecosysteem opgevat als het totaal van vrij water, waterbodem en oeverzone met inbegrip van alle bijbehorende fysische, chemische en biologische kenmerken en processen (Derde IMP, 1985), zodat dus parameters van alle drie genoemde subsystemen zijn genoteerd.

Vanwege de definiëring van het begrip ecologische grootheid (d.i. een kwantificeerbare eigenschap, waarmee een ecosysteem geheel of gedeeltelijk beschreven kan worden) is het aantal variabelen zeer talrijk. Immers, behalve fysische en chemische karakteristieken is ieder in het betreffende ecosysteem voorkomend organismetaxon (genus, soort, ondersoort) als een bijdrage tot de beschrijving van dat ecosysteem op te vatten. Sommige taxa zijn zelfs zo kenmerkend dat zij informatie geven over andere eigenschappen of objecten van het betreffende ecosysteem en dus indicatieve waarde hebben (indicatorsoort).

Vanuit theoretisch oogpunt dient men zich bij de inventarisatie van ecologische grootheden alleen te laten leiden door de vraag of de grootheid een bijdrage tot de beschrijving van het ecosysteem levert. Bij een nadere selectie vindt een toetsing aan criteria plaats, waarbij de aard van de selectiecriteria ondermeer afhangt van de doelstellingen die men nastreeft (controle, signalering, voorspellen; Udo de Haes, 1985), maar ook van praktische randvoorwaarden zoals reproduceerbaarheid, technische uitvoerbaarheid en betaalbaarheid.

De hiervoor beschreven werkwijze is zeer tijdrovend en zal op de korte termijn geen toepasbare resultaten opleveren. Derhalve is in deze studie bij de inventarisatie van ecologische grootheden een meer pragmatische weg gevolgd via de volgende werkwijze:

- via een literatuurrecherche van ca. 500 publicaties en via interviews met deskundigen zijn zoveel mogelijk ecologische grootheden genoteerd, die vooral in het praktische waterkwaliteitsbeheer zijn toegepast of in het onderzoek zijn geanalyseerd;
- de recherche werd beperkt tot literatuur die handelt over stagnante binnenwateren uit de gematigde luchtstreken;
- de notering betrof alleen parameters die relevant zijn voor de beschrijving van zg. "grote wateren" conform de typenindeling uit het Derde IMP-Water (1985) i.c. kanalen (incl. weteringen en (ring)vaarten), wielen, zand-, grind- en kleigaten, meren en plassen.

3.2 Selectie van ecologische parameters en locaties (procedure)

3.2.1 Inleiding

Het ideale uitgangspunt voor de opstelling van een ecologische typologie is het beschikken over onderling vergelijkbare gegevensbestanden van een zo groot mogelijk aantal locaties en van de uit theoretisch oogpunt optimale set van ecologische parameters.

Het is duidelijk dat deze ideale situatie niet voorhanden zal zijn. Allereerst is in par. 3.1 al aangegeven dat er om pragmatische redenen concessies zijn gedaan aan de optimale parameterset. Voorts zal blijken dat van vele parameters uit de geselecteerde suboptimale set (vrijwel) geen gegevens voorhanden zijn. Tenslotte is het welhaast zeker dat er veel zal mankeren aan de onderlinge vergelijkbaarheid van gegevensbestanden, vooral als die afkomstig zijn van verschillende instanties.

Om voor de opstelling van een ecologische typologie toch te kunnen beschikken over enerzijds een kwantitatief en kwalitatief acceptabele parameterset en anderzijds voldoende locaties, is bij de selectie van parameters en locaties een iteratieve werkwijze gevolgd. In de volgende paragraaf zal de selectieprocedure worden beschreven.

3.2.2 Selectieprocedure

In de iteratieve selectieprocedure zijn enkele fasen te herkennen die van elkaar te onderscheiden zijn door duidelijke keuzemomenten.

De eerste selectie geschiedde deels voor de aanvang van de inventarisatie en wel:

- a. Voor de ecologische parameters is uitgegaan van de lijst zoals opgesteld volgens de methode beschreven in par. 3.1 (zie ook par. 4.1 en tabel 1);
- b. Bij de inventarisatie van gegevensbestanden zijn twee beperkingen aangebracht nl.:
 - de gegevens dienen afkomstig te zijn van polder- en boezemwateren gelegen in het Westelijke en Noordelijke, zoete tot zwak brakke holocene gebied en wel in concreto in de provincies Friesland, Noord-Holland, Zuid-Holland en Utrecht;
 - er zijn alleen gegevens verzameld van locaties die gelegen zijn in z.g. "grote wateren" (par. 3.1).

Na deze keuze is gestart met de inventarisatie van gegevensbestanden die welwillend ter beschikking zijn gesteld door de waterbeheerders en (universitaire) instituten of die afkomstig zijn uit rapporten en publicaties.

Al in de beginfase van deze inventarisatie bleek dat de gegevensbestanden uit de diverse bronnen zeer ongelijksoortig van aard zijn, zowel wat betreft het aantal bruikbare parameters als de onderlinge vergelijkbaarheid van de bemonsteringen:

- sommige meren tellen verscheidene monsterpunten (tot vijftien), andere meren kennen maar één monsterlocatie. Verschillen in aantal monsterlocaties kunnen samenhangen met de motivering voor het onderzoek b.v. soms controlerend door de waterbeheerder, soms fundamenteel-wetenschappelijk door een (universitair) instituut;
- de ecologische grootheden binnen één meer zijn (lang) niet altijd synchroon bepaald of zijn (lang) niet altijd afkomstig van één locatie binnen het meer. Dit blijkt samen te hangen met de organisatiestructuur van een beherende instantie en/of met de doelstelling die bij de bemonstering een rol speelt. Zo kan het voorkomen dat een chemische en een (hydro)biologische afdeling binnen dezelfde dienst hun abiotische en/of biotische gegevens niet op dezelfde locatie en/of niet synchroon verzamelen. Bacteriologische gegevens (bv. coli-getal) worden praktisch altijd langs de oever verzameld, vanwege de controle op zwemwaternormen, terwijl hydrobiologische monsters (bv. voor de bepaling van de fytoplanktonsamenstelling) bij voorkeur van ver uit de oever van het meer afkomstig zijn. Tenslotte worden in gestratificeerde meren vaak gegevens langs de verticaal verzameld;
- zoals verwacht kon worden, is het aantal (hydro)biologische gegevens, vooral van wat langere tijd geleden, zeer beperkt in vergelijking met fysische en chemische gegevens. Daardoor is het vrijwel onmogelijk om over complete synchrone datasets van een groot aantal locaties te beschikken.

De tweede selectiefase betrof wederom zowel de parameters als de gegevensbestanden.

Gebaseerd op eigen inzicht en geadviseerd door leveranciers van gegevensbestanden werden 27 parameters geschrapt, waarvan geen of zeer weinig gegevens voorhanden zijn.

Voorts werd er om pragmatische redenen toe overgegaan alleen gegevens te inventariseren uit de periode ná 1970 op grond van de volgende argumenten:

- door de inwerkingtreding van de Wvo nam de saneringsinspanning in het begin van de zeventiger jaren sterk toe met als gevolg een grotere hoeveelheid en diversiteit in meetgegevens vanaf het eind van de zeventiger jaren. Dit is van voordeel voor een meer gedifferentieerde typologie;
- vóór de inwerkingtreding van de Wvo stond het regionale, biotische waterkwaliteitsonderzoek nog in de kinderschoenen, zodat bruikbare gegevens schaars zijn.

In een derde selectiefase werd het totale gegevensbestand verder ingeperkt, tot:

a. de periode 1977-1983

Er zijn alleen gegevens uit de periode 1977-1983 gebruikt. Uit de periode vóór 1977 bleek de inconsistentie van het totale gegevensbestand tot het wegselecteren van veel locaties te leiden. Ook bij een kortere periode nam het aantal oppervlaktewateren met geschikte gegevens te sterk af (3.3.2.e);

b. gegevens uit het zomerhalfjaar;

In het zomerhalfjaar zijn temperatuur en licht gunstig voor een snel verloop van de diverse biologische opbouw- en afbraakprocessen. De eisen uit de Basiskwaliteit (Derde IMP, 1985) zijn dan ook vooral gericht op de toestand in het groeiseizoen. Voorts blijkt het aantal gegevens uit deze periode veelal groter dan uit het winterseizoen. Derhalve is gekozen voor gebruik van alleen zomerhalfjaargegevens uit de periode april tot en met september;

c. locaties waarvoor een zeker minimum aantal zomermaanden-gegevens beschikbaar was.

Bij de karakterisering van een aquatisch ecosysteem zal men zich in de praktijk baseren op gemiddelde waarden van ecologische grootheden die in een bepaalde periode verzameld zijn, in dit geval dus de periode april tot en met september. De gemiddelden dienen berekend te worden uit een redelijk aantal waarnemingen die regelmatig verspreid over de zomerperiode zijn verzameld. Er is de (arbitraire) keuze gemaakt alleen die locaties in de beschouwing te betrekken, waarvan minimaal vijf maandcijfers uit de zomerperiode voorhanden zijn.

Het resultaat van deze selectieprocedure in de tweede en derde fase was:

- 1 de lijst met 31 parameters, zoals ontstaan in de tweede selectiefase, en
- 2 een lijst met 81 locaties in de derde fase.

Deze twee lijsten werden in een matrixvorm geplaatst, waarna geconcludeerd moest worden dat ook nu nog in teveel locaties het gegevensbestand incompleet was.

Derhalve was een vierde selectiefase noodzakelijk. Deze leidde tot een verdere inkrimping van de lijst van parameters en van gegevensbestanden. Er is naar gestreefd enerzijds een lijst met ecologische parameters (22) over te houden die nog een voldoende beschrijving van het aquatisch ecosysteem geeft,

anderzijds een voldoende aantal locaties (81) te selecteren, zodat een clusteranalyse zinvol blijft. Deze locaties en parameters zijn vermeld in de bijlagen 3 en 4. Met deze parameters en locaties zou een clustering zijn uit te voeren, maar dan wel, om capaciteitsredenen, of met alle parameters en een deel van de locaties, of met een deel van de parameters en alle locaties.

Dit leidde tenslotte tot de vijfde en laatste selectiestap waarbij uiteindelijk is geclusterd met 16 parameters en 67 locaties. De parameters en locaties zijn aangeduid in de tabellen 1, 2 en 4.

3.3. Clustering

3.3.1 Clustermethodiek

Een veel gebruikte methode om (ecologische) objecten in klassen te rangschikken of te verdelen (=klassificeren) is clustering. Met deze clustering kunnen de karakteristieke typen worden onderscheiden en benoemd d.w.z. getypeerd, waardoor een typologie ontstaat.

Er zijn diverse typen van clustering die globaal kunnen worden verdeeld in de divisieve en de agglomeratieve methode. De divisieve methode gaat uit van de gehele verzameling van objecten en deelt deze zo ver mogelijk op in subgroepen. De conceptie achter deze clustermethode is dat grote verschillen overheersend zijn ten opzichte van kleine verschillen en de globale structuur van de hoofdgroep bepalend is voor de rangschikking van de subgroepen. De agglomeratieve methode daarentegen begint met kleine groepen en combineert die, op grond van overeenkomsten tussen de objecten (=similariteiten), in grotere groepen. Hierbij gaat men ervan uit dat de similariteit op "lokaal" niveau overheersend is ten opzichte van de grotere verschillen tussen grotere groepen. Voor een theoretische verhandeling over de vóór- en nadelen van beide benaderingswijzen wordt verwezen naar b.v. Dunn & Everitt (1982) en Van Tongeren (1987).

Agglomeratieve clustermethoden voegen (kleine groepen van) objecten (monsters) samen tot grotere groepen, zodat een hiërarchie van groepen ontstaat. De visualisering van deze rekentechniek is een z.g. dendrogram (=boomdiagram), waarbij ieder monster het eindpunt van één van de takken van het dendrogram vormt.

Er zijn zowel diverse methoden van agglomeratieve clustering als ook verschillende methoden om de (dis)similariteit tussen de monsters uit te drukken. In deze studie is het de opdracht om een eerste aanzet te geven tot een ecologische typologie, waarbij dus van duidelijk herkenbare en liefst coherente typen sprake is. Dit vereist een clustermethode die sterk homogene (z.g. "robuuste") clusters oplevert. In robuuste clusters vertonen de clusteronderdelen (b.v. de monsterlocaties) een sterk onderlinge coherentie en wordt de variantie binnen de clusters zo klein mogelijk gehouden. Bij een geringe wijziging in de samenstelling van de monsterlocatie zal deze dus niet gemakkelijk in een ander cluster terechtkomen.

Empirisch is nu gebleken dat de clustermethode volgens Ward (1963) optimaal aan de gestelde voorwaarde voldoet en als de beste optie voor een agglomeratieve hiërarchische methode wordt beschouwd (Hogeweg, 1976; Sneath & Sokal, 1973). Er is derhalve gekozen voor de Ward's methode met als maat voor de (dis)similariteit de z.g. "squared euclidean distance".

3.3.2 Gegevensstandaardisatie

De in paragraaf 3.2 geschetste inconsistentie in de gegevenssets maakt het noodzakelijk om uniformiteit in de gegevensverwerking aan te brengen alvorens tot clustering over te gaan.

- a. Als er in een geselecteerd waterbekken verscheidene monsterpunten zijn gelegen, dan is gekozen voor het station dat zich ver mogelijk van de oever bevindt, bij voorkeur in het midden van de plas. De waterbeheerder spreekt wel van het "hydrobiologisch kernpunt".
- b. Zijn om organisatorische redenen de fysische/chemische monsters niet synchroon en/of niet op dezelfde plaats genomen als de biologische monsters, dan werden de in tijd en ruimte zo dicht mogelijk bij elkaar liggende stations als één monsterpunt beschouwd en representatief geacht voor de betreffende maand.
- c. Er is alleen gebruik gemaakt van z.g. oppervlaktemonsters. In gestratificeerde meren hebben gegevens dus betrekking op het epilimnion.
- d. Per bemonsteringsplaats is de gemiddelde waarde van iedere parameter berekend uit een gelijk aantal synchrone waarnemingen (minimaal vijf).
- e. Er is (zie par. 3.2.2) besloten alleen de gegevensbestanden uit de periode 1977-1983 te gebruiken. Toch zijn er ook binnen deze periode grote verschillen in de beschikbaarheid van gegevens. Derhalve zijn de gegevens uit de gehele periode 1977-1983 als een "eenjarige" dataset beschouwd. De parametersets van verschillende monsterplaatsen kunnen dus uit verschillende jaren afkomstig zijn, maar dan wel binnen de periode 1977-1983. Een mogelijk verloop in de algemene toestand in die periode is derhalve verwaarloosd.

3.3.3 Gegevenstransformatie

Een groot deel van de ecologische parameters kon rechtstreeks uit de rapporten, verslagen en publicaties worden overgenomen, b.v. chlorideconcentratie, zuurstofverzadigingspercentage, BZV. Een ander deel, vooral van biotische aard, moest worden berekend uit de oorspronkelijke gegevens, zoals de diverse Trophic State Indices, de Palmer Genus Index, het percentage blauwalgen in fytoplanktontellingen.

De afzonderlijke parameters werden vervolgens in klassen ingedeeld. Voor alle parameters zijn 10 klassen geformeerd, maar de verdeling van de verschillende waarden over de 10 klassen is per parameter verschillend. Bij deze verdeling is richtinggevend geweest de in de literatuur en beleidsdocumenten algemeen gehanteerde klassegrenzen zoals voor chloride, trofie, BZV, e.a. Voorts zijn de gevonden frequentieverdelingen van de gemiddelde waarden over minimaal vijf zomermaandwaarnemingen, zoals gemeten op 70-80 locaties, in de beslissing omtrent de klassering betrokken.

3.3.4 Rekenmethode

Als clusterprogramma is toegepast het pakket CLUSTAN, zoals ontwikkeld in 1969 door de "University of St. Andrews" en gemodificeerd in 1978 door de "University of Edinburgh". De Wardmethode is in dit pakket opgenomen. De adequate onderdelen uit het pakket zijn geconverteerd door dr. A.J. van Noordwijk (Limnologisch Instituut) voor gebruik op een microcomputer Tulip System I (896K-RAM). Het geconverteerde programma is, behoudens toestemming van de Program Library Unit, Edingburgh University 18 Buccleuch Place, Edinburgh EH8 9LN Schotland en het Limnologisch Instituut, beschikbaar voor derden.

4 RESULTATEN

4.1 Inventarisatie en selectie van ecologische parameters

De inventarisatie van publicaties en de interviews met deskundigen leverden een lijst op met enige honderden parameters. Deze lijst is verder gecomprimeerd tot een groep van 58 parameters (tabel 1 en bijlage 1). Daarbij hebben de volgende overwegingen een rol gespeeld.

a de mate van gebruik

Grootheden die in de geraadpleegde literatuur slechts één keer zijn genoemd of zeer incidenteel zijn toegepast, werden buiten nadere beschouwing gelaten.

b organismentaxa

Afzonderlijke organismentaxa zijn buiten beschouwing gelaten, alhoewel ieder taxon conform de definitie (3.1) als ecologische parameter is op te vatten. Het gebruik van afzonderlijke taxa in normdoelstellingen voor waterbeheer is daarmee niet geheel verworpen, maar alleen als sleutelsoort (bijlage 1, nr. 21).

c conditionerende resp. responsparameters

Ecologische parameters zijn te rangschikken in twee groepen:

- grootheden die in hoge mate bepalen hoe de relaties binnen het ecosysteem zijn georganiseerd en hoe de processen verlopen: conditionerende parameters, en
- grootheden die in hun aard en kwantiteit door de conditionerende grootheden worden bepaald: responsparameters.

Voorbeelden van conditionerende en responsparameters zijn diepte en temperatuur resp. soortensamenstelling en graasactiviteit (zie ook par. 5.1).

Er is naar gestreefd in ieder geval de belangrijkste conditionerende factoren en responsvariabelen te selecteren.

d structuur- resp. procesvariabelen

Een structuurparameter beschrijft een relatie binnen het ecosysteem en kent geen tijdsdimensie. Een proces beschrijft veranderingen binnen het ecosysteem en is dus wel tijdsafhankelijk. Beide typen van variabelen zijn nodig om het ecosysteem te karakteriseren en dienen als complementair te worden gezien. Er is naar gestreefd om zowel structuur- als procesvariabelen op te nemen, waarbij speciaal is gelet op de tot nu toe sterk verwaarloosde proceskenmerken.

De lijst van parameters is binnen de hoofdgroep conditionerende variabelen verder ingedeeld in morfometrische, fysische en chemische grootheden. Er zijn in deze hoofdgroep maar twee procesparameters, terwijl het aantal biologische parameters minimaal is. De hoofdgroep responsvariabelen daarentegen bestaat, met uitzondering van twee fysische structuurparameters geheel uit biologische kenmerken. In de subgroep "biologische procesvariabelen" is gegroepeerd naar het aandeel van primaire producenten (36-39), hogere trofische niveaus (40-41) en destruenten (42-46). Om reden van overzichtelijkheid is de verzameling van structuurkenmerken nog onderverdeeld in twee subgroepen waarbij wel dan wel géén taxonomische kennis een rol speelt, d.w.z. waarbij een microscoop plus determinatieliteratuur dan wel een chemisch laboratorium plus analyseapparatuur nodig is. Tenslotte is een subgroep van "afgeleide parameters" onderscheiden. Het betreft meestal quotiënten van biologische kenmerken.

De bruikbaarheid van iedere parameter uit Tabel 1 en Bijlage 1 is getoetst aan de volgende criteria:

a. de aard van de grootheid

De waardering hangt samen met de mate waarin:

- het ecosysteem wordt gekarakteriseerd. Parameters die relatiepatronen beschrijven of die processen met een geïntegreerd karakter weergeven worden hoger gewaardeerd dan enkelvoudige karakteristieken;
- inzicht wordt gegeven in het functioneren van ecosystemen;
- de grootheid ruimtelijk en tijdelijk varieert. De grootheid die in allerlei locaties dezelfde waarde vertoont, heeft geen discriminerend vermogen en zal voor bijvoorbeeld een ecologische typologie minder waarde hebben.

b. de stuurbaarheid van de grootheid.

Een ecosysteem zal functioneren en zich ontwikkelen vanwege een aantal primaire, conditionerende voorwaarden, veelal van abiotische aard. Die voorwaarden kunnen worden gemodificeerd door externe omstandigheden, zoals beheersmaatregelen. Vanwege de ecologische benadering van het beheer zal men de waterkwaliteit vooral beoordelen naar de respons van het ecosysteem op de (modificatie in) primaire voorwaarden. Om nu de gewenste kwaliteit te bereiken of te handhaven zal men de respons moeten kunnen sturen. Uiteraard is daarbij inzicht nodig in de relatie tussen voorwaarde c.q. ingreep en effect. Hieruit is te concluderen dat er behoefte is aan ecologische

grootheden die niet alleen geschikt zijn als kwaliteitsparameters, maar ook door de beheerder direct of indirect gestuurd kunnen worden.

c. de uitvoerbaarheid van de grootheid

Belangrijke aspecten hierbij zijn : de (te verwachten) meetkosten in termen van materiaal en personeel. Voorts speelt een rol de mate waarin momenteel parameters worden gemeten. Continuïteit in de meetreeksen is immers voor de beheerder van belang. Grootheden uit de Basiskwaliteit zijn in dit opzicht belangrijk.

De toetsing aan de genoemde drie criteria is in bijlage 1 bij iedere parameter expliciet verwoord en heeft geleid tot een kwalificatie A of B (zie ook tabel 1). Kwalificatie A betekent dat het toepassen van de parameter voor de karakterisering van "grote wateren" wordt aanbevolen. Kwalificatie B houdt in dat er (voorlopig) nog teveel bezwaren zijn om de parameter in gebruik te nemen, maar dat het de moeite waard kan zijn hem operationeel te maken.

Het verdient aparte vermelding dat er niet is getoetst aan de bruikbaarheid van de parameter voor normstelling.

4.2 Selectie en transformatie van ecologische parameters en locaties

4.2.1 Geraadpleegde bronnen

In bijlage 2 zijn de referenties opgenomen van de bronnen die zijn geraadpleegd voor het verzamelen van gegevens. Zoals beschreven in par. 3.2.2 is voor de clusteranalyse gebruik gemaakt van bestanden uit de periode 1977-1983, de betreffende bronnen zijn in de bijlage 2 gemerkt met een asterisk.

4.2.2 Geselecteerde parameters

Zoals beschreven in par. 3.2.2 is bij de iteratieve selectieprocedure het aantal parameters ingekrompen van 58 tot uiteindelijk 16, die zijn gebruikt in de clusteranalyse. In tabel 1 is vermeld van welke parameters geen of onvoldoende gegevens beschikbaar bleken. Opvallend is de sterke reductie in het aantal biologische procesparameters en de afgeleide parameters. Gegevens daarover zijn, vooral bij de beheerders, vrijwel geheel afwezig.

4.2.3 Geselecteerde locaties

Bij het raadplegen van de beschikbare bestanden bleken er over de periode 1977-1983 circa 130 locaties te bestaan met een redelijke hoeveelheid biotische en abiotische gegevens. Een flink aantal van deze locaties vertoonde een grote heterogeniteit ten aanzien van bemonsteringsfrequentie en bemonsteringsmaanden. Zo heeft de ene locatie gegevens van april en augustus, de andere vijf bemonsteringen in augustus, terwijl er ook locaties zijn waarvan de gegevens iedere maand gedurende de zomerperiode zijn verzameld. Het verloop van de zomerwaarden van de diverse parameters vertoont een zeer heterogeen beeld met grote verschillen zowel tussen als binnen de variabelen. Eén of het gemiddelde van enkele (willekeurige) maandcijfers is geen bruikbaar zomergemiddelde voor de clusteranalyse. Derhalve is, zoals reeds vermeld in par. 3.2.2 de arbitraire keuze gemaakt om voor de clustering alleen die locaties te gebruiken die minimaal vijf maandcijfers hebben. Mede daardoor zakte het aantal in principe bruikbare locaties van 130 tot 81 (tabel 2, en bijlage 3 en 4).

Van de 67 uiteindelijk geclusterde locaties is 49% afkomstig uit meren en plassen en 33% uit kanalen, vaarten en wetingen. Er is een aantal twijfelgevallen; de locaties Mooie Nel (18), Plas Schermer (26), Zaan (38), Nieuwe Zwemmer (41) en Binnenbedijkte Maas (46) zouden afhankelijk van de vorm of de positie in het hydrologische systeem als plas of als kanaal kunnen worden benoemd. Tenslotte bestaat 13% van de locaties uit zand-, grind- en kleigaten en 4% uit wielen; deze CUWVO-typen zijn duidelijk ondervertegenwoordigd.

4.2.4 Gegevenstransformatie

De indeling van iedere parameter in tien klassen is weergegeven in bijlage 5. De klassegrenzen per parameter zijn vastgesteld op grond van de frequentieverdeling van de maandwaarden en gemiddelde zomerwaarden van ca. 80 locaties (zie het histogrammenoverzicht in bijlage 6). Ook reeds in gebruik zijnde grenswaarden (voor Cl⁻, BZV e.d.) zijn in de vaststelling van de klassegrenzen betrokken (zie ook par. 3.3.3).

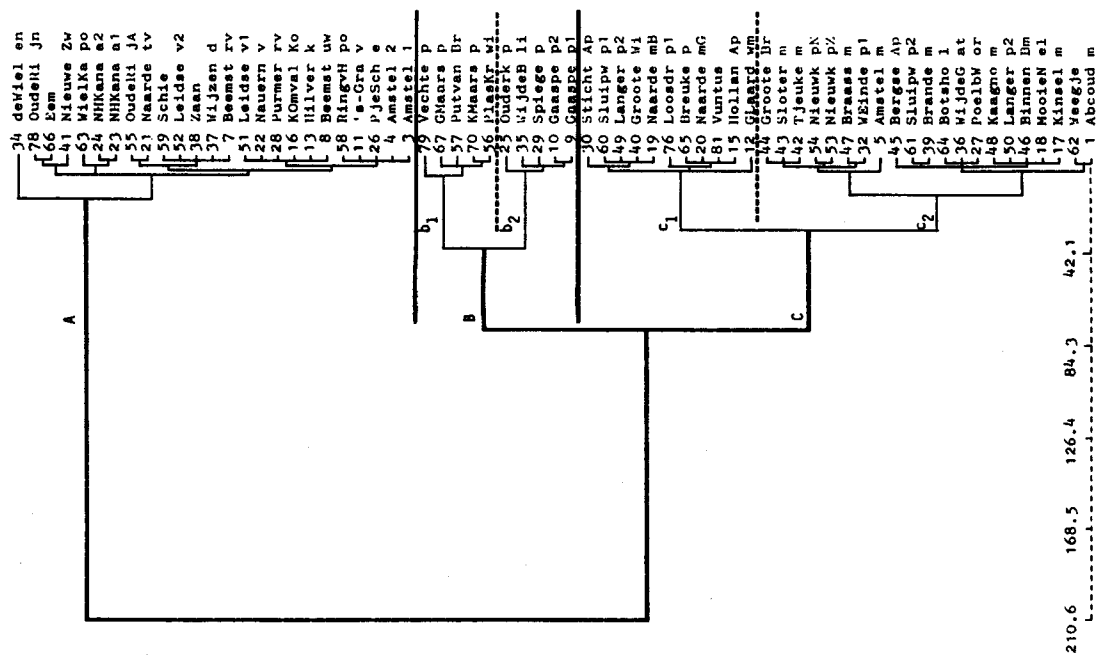


Fig. 1.: Dendrogram van de clustering met parameterset 1 (Tabel 4).
Op de horizontale as kan de afstand tussen de groepen in kwa dra-
tische Euclidische afstand worden afgelezen.

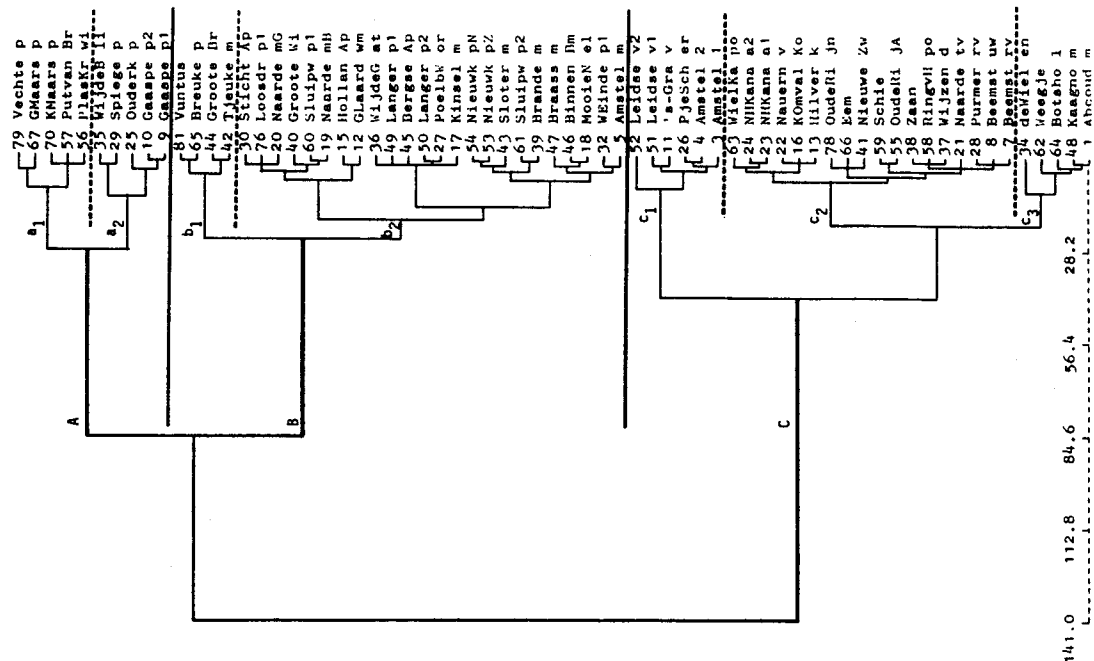


Fig. 2.: Dendrogram van de clustering met parameterset 2 (Tabel 4).
Op de horizontale as kan de afstand tussen de groepen in kwa dra-
tische Euclidische afstand worden afgelezen.

4.3 Clustering

4.3.1 parametersets

De clustering is uitgevoerd met een aantal geselecteerde groepen van parameters. Bij die selectie is uitgegaan van de ecosysteemconceptie en van de aanname dat er binnen een (aquatisch) ecosysteem conditionerende en responsvariabelen zijn te (onder)scheiden. Het is makkelijk in te zien dat een strikte scheiding niet mogelijk is (zie ook par. 5.1) en om het arbitraire karakter van een tweedeling te illustreren is in Tabel 3 getracht de plaats van een parameter aan te geven op een fictieve lineaire overgang van conditie naar respons.

De parametersets ten behoeve van de clustering zijn nu dusdanig samengesteld dat er een reeks is ontstaan van een vooral conditionerende set (nr. 1) via sets waarin ook parameters met een "tussenpositie" (nrs. 2 t/m 5) tot een echte responsset (nr. 6). Tenslotte is een clustering uitgevoerd met alle zestien parameters (nr. 7) (tabel 4).

4.3.2 Analyse

De resultaten van de clusteringen met de, in par. 4.3.1 aangegeven parametersets zijn weergegeven in de fig. 1 t/m 7. Hierna zullen de 7 dendrogrammen worden toegelicht, waarbij moet worden opgemerkt dat de doorgevoerde verdeling in hoofd- en subclusters per dendrogram op het oog is vastgesteld. Er wordt getracht globaal aan te geven door welke parameterkarakteristieken de onderscheiden locatiegroepen worden gekenmerkt. Voorts zijn de clusters vergeleken met 3 à 4 typen uit de CUWVO-typologie (IMP-1985):

- 1 zand-, klei-, en grindgaten, vaak aangeduid als "diepe putten"; de aparte CUWVO-groep "Wielen" is vanwege de diepte in dit type inbegrepen;
- 2 meren en plassen, en
- 3 kanalen, waarin begrepen (ring)vaarten en weteringen.

Set 1 (tabel 4)

Deze set bevat naast enkele fysische en chemische factoren de sterk discriminerende morfometrische parameters oppervlakte en diepte en geeft drie duidelijke hoofdclusters (fig. 1).

Hoofdcluster A

Dit bevat alle kanalen, vaarten en weteringen. Bovendien zijn er twee diepe putten opgenomen nl. Wielen-34 en de Wiel in de Kattendijkse Polder-63 en voorts het plasje Schermer-26. De Wielen-34 neemt binnen hoofdcluster A een geïsoleerde positie in.

Hoofdcluster B

Dit bevat alleen diepe putten. Er zijn twee duidelijke subclusters aanwezig, b1 en b2. Zoals reeds opgemerkt zijn twee wielen in hoofdcluster A terecht gekomen.

Hoofdcluster C

Bezit alleen meren en plassen. Er zijn twee duidelijke subclusters aanwezig, c1 en c2.

De duidelijke herkenbaarheid van drie CUWVO-typen in dit dendrogram is vooral terug te voeren op de werking van de parameters oppervlakte en diepte. Daarbij speelt een belangrijke rol dat voor alle kanaallocaties een uniforme oppervlakte is aangehouden van 0.49 ha (bijlage 4). De hiervoor genoemde twee wielen en het plasje in cluster A zijn < 6 ha en daarmee kleiner dan alle meren, plassen en diepe putten uit de hoofdclusters A en C, die variëren van 6-2000 ha. De diepe putten uit hoofdcluster B hebben een gemiddelde diepte van 6 tot 30 m, terwijl met uitzondering van de reeds vermelde diepe putten uit hoofdcluster A, alle locaties gemiddeld ondieper zijn dan 4, 5 m en in 85% van de gevallen (n=55) zelfs gemiddeld ondieper dan 3.0 m.

Ook het chloridegehalte blijkt, althans op subclusterniveau, te discrimineren. Subcluster b1 bevat alleen diepe putten met een gemiddelde chlorideconcentratie < 80 mg/l, terwijl in subcluster b2 deze waarde varieert tussen 135 en 1228 mgl. Ook subcluster c1 is met een gemiddelde van 87 (variatie 42-126, n=11) zoeter dan subcluster c2 (gemiddeld 239, variatie 110-654, n=21). Zelfs binnen subcluster c1 is op grond van chlorideconcentratie een verdeling aanwezig: de Stichts Ankeveense Plas-30, Sluipwijkse Plas-60, Langeraarase Plas-49, Groote Wielen-40 en Naardermeer (Bovenste Blik-19) hebben 103-126 mg Cl-/l, de Loosdrechtse Plassen-76, Breukeleveense Plas-65, Naardermeer (Grote Meer-20), Vuntus-81, Hollands Ankeveense Plas-15 en het Groot Laarder Wasmeer-12 daarentegen 42-92 mg Cl-/l en zijn dus lichtelijk maar significant zoeter.

Set 2 (tabel 4)

In deze set is de groep factoren uit set 1 uitgebreid met ammonium, BZV en opgelost anorg. N/opgelost anorg. P. Ook thans zijn drie duidelijke hoofdclusters te onderscheiden (fig. 2).

Hoofdcluster A

Dit bestaat geheel uit diepe putten en is, ook in de samenstelling van de subclusters, identiek aan cluster B uit set 1.

Hoofdcluster B

Dit bevat alleen meren en plassen. Dezelfde locaties komen ook voor in hoofdcluster C van set 1. De samenstelling van de subclusters heeft zich gewijzigd. Subcluster b1 bestaat uit de dicht bij elkaar gelegen locaties Vuntus-81 en Breukeleveense Plas-65 en de met elkaar in verbinding staande Groote Brekken-44 en Tjeukemeer-42. Beide paren kwamen in set 1 in verschillende subclusters terecht.

Hoofdcluster C

Bestaat voor het overgrote deel uit kanalen, vaarten en wetingen met ook hier (set 1) Plasje Schermer-26, de Wiel in de Kattendijkse Polder-63 en de Wielen-34. Van hoofdcluster veranderd zijn vier locaties in subcluster c3 nl. Weegje-62, Botshol-64, Kaag-Norremeer-48 en Abcoudermeer-1. Voorts zijn nog twee andere subclusters aanwezig.

De drie CUWVO-typen zijn ook nu weer duidelijk herkenbaar en de invloed van oppervlakte, diepte en chloridegehalte is dominant. Op het niveau van de subclusters werken de parameters ammonium, BZV en het quotiënt opgelost anorg. N/opgelost anorg. P wel door. Binnen hoofdcluster C is c1 gekenmerkt door een aantal relatief hoge gemiddelde ammoniumwaarden van > 1.5 mg/l. Uitzonderlijk daarbij is locatie Leidsche vaart 2-52, waar in de zomerperiode een constante concentratie van > 8 mg/l (gemiddeld 10.6) werd gemeten, hetgeen duidt op een lokale lozing. Deze veronderstelling wordt versterkt door de uitzonderlijk lage gemiddelde zuurstofverzadigingswaarde van 12%. Subcluster c2 kent een ammoniumvariatie van 0.0-2.0 mg/l, maar het merendeel van de locaties is gemiddeld < 0.5 mg/l. Subcluster c3 is laag nl. gemiddeld 0.1-0.3 mg/l.

Wat betreft BZV zijn er geen opvallende verschillen tussen subcluster b1 en b2. De gemiddelde waarde voor het gehele cluster B is 8.4 mg O₂/l (variatie 2.2-16.0). Maar binnen subcluster b1 is een klein samenhangend groepje van locaties met relatief hoge BZV-waarden van 9.3-16.0 (gemiddeld 13.0 mg O₂/l); het betreft de locaties Wijde Gat-36, Langerse Plassen 1-49, Bergse Achterplas-45, Langerse Plassen 2-50, de Poel bij Wormerveer-27 en het Kinselmeer-17. In hoofdcluster C springt subcluster c1 eruit door relatief hoge BZV's nl. een variatie in gemiddelde zomerwaarden van 11.7-16.4 mg O₂/l.

Het quotiënt opgelost anorg. N/opgelost anorg. P tenslotte is sterk variërend (4-224) in hoofdcluster A, maar gesplitst in twee subclusters met lage resp. hoge waarden. De lage quotiënten (< 15) betreffen de als eutroof bekend staande plassen als Kleine Maarsseveense Plas-70, Plas Kruithof Wiel-56, Wijde Blik-35 en Spiegelplas-29. De andere, als schoon bekend staande, plassen hebben (veel) hogere quotiënten, tot 224 in de Gaasperplas.

De meren en plassen in hoofdcluster B hebben een sterk variabele anorganische opgeloste N/P verhouding van 0-74. Subcluster b1 met de twee Utrechtse en twee Friese ondiepe veenplassen hebben relatief hoge waarden van 24-37; de locaties in subcluster b2 zijn, op een enkele uitzondering na, < 10 . De kanalen en vaarten (en de paar plassen) van hoofdcluster C hebben verhoudingen < 10 met uitzondering van de Beemster Uitwatering-8 en Wijzend-37 die er uitspringen met quotiënten van ruim 30. Deze hoge waarden blijken geen invloed te hebben op de plaats in het subcluster c2.

Er konden geen duidelijke kenmerken gevonden worden die verantwoordelijk zijn voor de verdeling in de subclusters c1, c2 en c3.

Set 3 (tabel 4)

Deze set is een combinatie van meer conditionerende variabelen zonder de sterk discriminerende parameters "oppervlakte" en "diepte" met een aantal meer responderende variabelen zonder de "echte" biologische parameters. De groep is te karakteriseren als een chemische (basis)kwaliteitset. Deze sterke wijziging in de samenstelling in vergelijking met de meer conditionerende sets 1 en 2 heeft ingrijpende consequenties voor de opbouw van het dendrogram (fig. 3).

In een "orgelpijp" vorm is een viertal hoofdclusters te onderscheiden met daaronder een aantal subclusters.

Hoofdcluster A

Dit splitst op relatief hoog niveau af en bestaat uit zes diepe putten. Een aantal diepe putten, dat in de dendrogrammen van set 1 en 2 in deze groep was opgenomen, is nu verhuisd naar andere (sub)clusters. Er lijkt een splitsing te zijn opgetreden in meer mesotrofe diepe wateren in dit cluster en de meer eutrofe diepe putten in andere clusters. Subclusters a1 en a2 zijn gesplitst op grond van een laag (50 mg/l) en een hoger (135-1200 mg/l) chloridegehalte.

Hoofdcluster B

Dit bezit vooral meren en plassen in subcluster b1 en kanalen en vaarten in subcluster b2.

Hoofdcluster C

Bevat alleen meren en diepe putten. Alle Friese locaties, met uitzondering van het kanaal Nieuwe Zwemmer-41 zijn in deze groep opgenomen. In subcluster c1 is de mesohaliene Wielen - 34 wederom geïsoleerd geplaatst. In subcluster c2 zijn de diepe Kleine Maarsseveense Plas-70 en de plas Kruithof-56 aanwezig.

Hoofdcluster D

Dit is met 27 locaties vrij groot en bestaat uit 18 kanalen en vaarten, 7 meren en plassen en 2 diepe putten. De verschillende CUWVO-typen worden niet geordend in subclusters.

Door het weglaten van de factoren "diepte" en "oppervlakte" uit de clusterset is de distincte verdeling in de conditionerende dendrogrammen 1 en 2 verloren gegaan. Alleen een hoofdcluster diepe putten is nog aanwezig, maar hierbij lijkt eerder de waterkwaliteit dan de morfometrie het bindende criterium. Dit komt tot uiting in de zeer lage gemiddelde BZV-waarden (1.0-1.8 mg O₂/l) in het zomerseizoen, en de hoge gemiddelde waarden voor de quotiënten opgelost anorg. N/opgelost anorg. P en totaal N/totaal P nl. veelal > 50 resp. > 25.

Het BZV van hoofdcluster B is duidelijk zeer hoog (11.7-16.2 mg O₂/l) in vergelijking met de hoofdclusters C (1.0-9.7 mg O₂/l), D (2.2-9.3 mg O₂/l) en A (1.0-1.8 mg O₂/l). De subclusters b1 en b2 verschillen sterk in ammoniumgehalte nl. 0.1-0.8, resp. 1.7-10.6 mg/l.

Hoofdcluster C is zeer heterogeen in de gemiddelde zomerwaarden van diverse paramters. BZV varieert van 1.0-9.7 mg O₂/l en de quotiënten opgelost anorg.N/opgelost anorg.P en totaal N/totaal P variëren van 2-74 resp. 1-40. Het laatste quotiënt is tevens oorzaak van de indeling in de subclusters: de waarden in subcluster c1 variëren tussen 12 en 40 (n=11) en in c2 tussen 1 en 16 (n=11).

Hoofdcluster D tenslotte is eveneens zeer variabel en valt op door het hoge aantal lage quotiënten totaal N/totaal P; 22 van de 27 locaties hebben een gemiddelde waarde <10.

Tenslotte kan worden geconstateerd dat het chloridegehalte geen sterke discriminerende werking meer heeft vergeleken met de werking in de conditionerende sets 1 en 2.

Set 4

Vergeleken met de voorgaande, bevat deze set dezelfde, meer conditionerende factoren (behalve de factor temperatuur) en alle responsvariabelen (tabel 4).

Het dendrogram blijkt op hoog niveau een tweedeling te vertonen.

Het ene cluster bevat, behalve het kanaal de Nieuwe Zwemmer alleen plassen en diepe putten (fig. 4 nrs. 44 t/m 9), het andere (nrs. 50 t/m 1, fig. 4 bestaat uit 40 locaties en bevat (op één na) alle kanalen (21), en voorts meren (16) en diepe putten (3).

In beide clusters is de variatie in de gemiddelde parameterwaarden erg groot, maar toch is er, globaal gesproken een verschil in de N/P-verhoudingen van zowel de opgeloste als de totale fracties. In het eerste cluster zijn wat betreft totaal N/totaal P 18% van de waarden < 10 (n=27), in het tweede cluster echter 82% (n=40). Voor wat betreft het quotiënt opgelost anorg. N/opgelost anorg. P zijn deze waarden 48% resp. 85%. In het eerste cluster komen daarbij hoge extremen voor: 37% van de waarden is > 35. Dergelijke hoge quotiënten komen in het tweede cluster niet voor.

Op een wat lager niveau splitst het dendrogram zich in 5 hoofdclusters.

Hoofdcluster A

Bevat, naast het kanaal de Nieuwe Zwemmer-41 alleen ondiepe plassen. Alle 6 de Friese locaties zijn vertegenwoordigd.

Hoofdcluster B

Dit is opgebouwd uit subcluster b1, met drie mesotrofe diepe putten en een subcluster b2 met vijf eutrofe plassen uit dezelfde regio en twee diepe putten.

Hoofdcluster C

Dit bestaat uit alleen diepe putten, waarbij de mesohaliene plas de Wielen-34, wederom een aparte plaats bezet.

Hoofdcluster D

Kent twee subclusters. De groep d1 bevat alleen ondiepe plassen, d2 heeft behalve het Plasje Schermer-26 alleen kanalen.

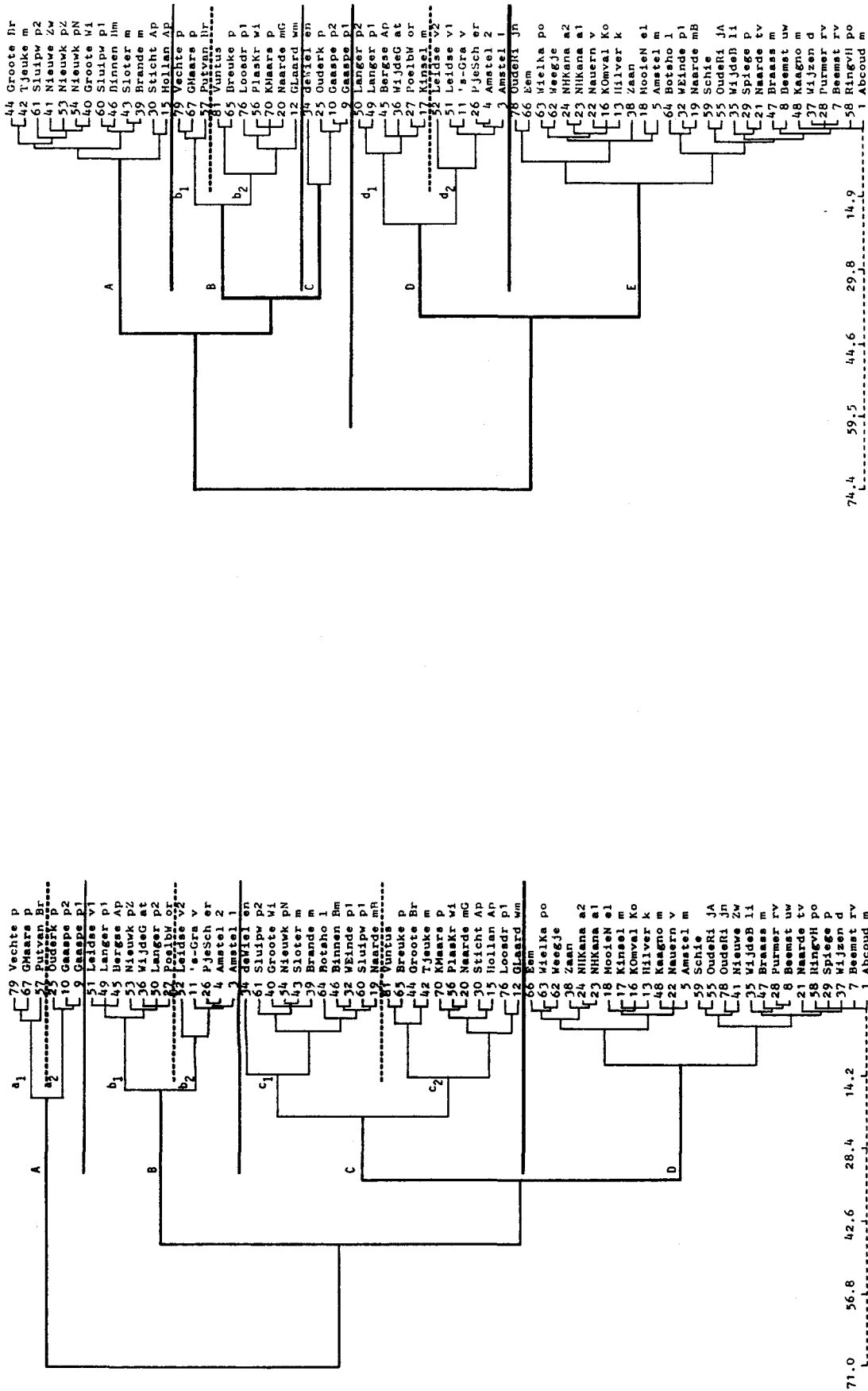


Fig. 3: Dendrogram van de clustering met parameterset 3 (Tabel 4).
Op de horizontale as kan de afstand tussen de groepen in kwa dra-
tische Euclidische afstand worden afgelezen.

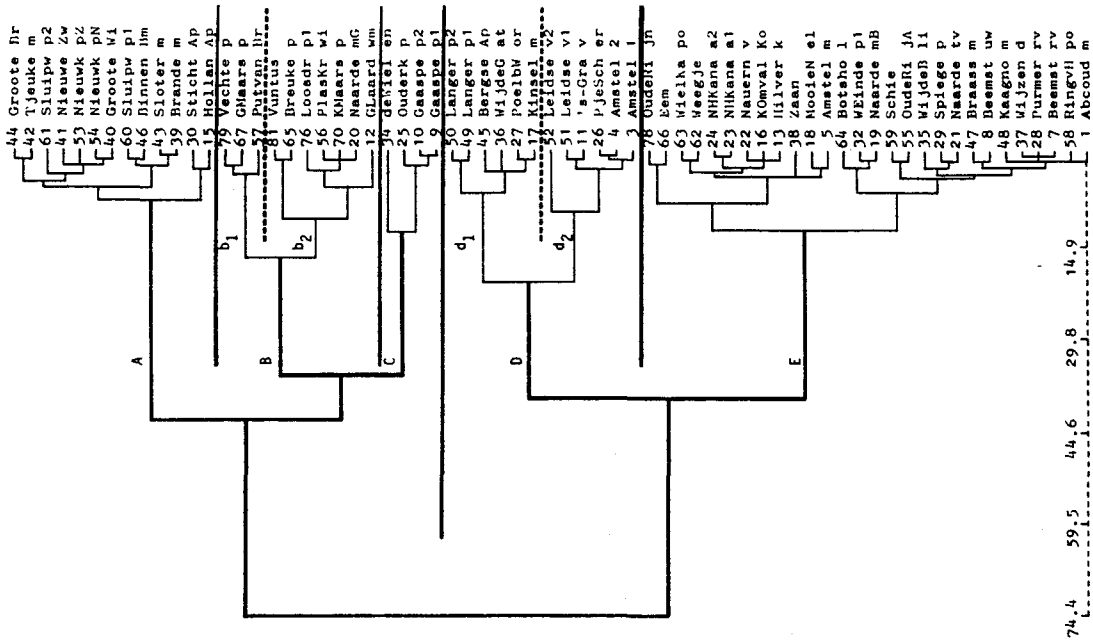


Fig. 4: Dendrogram van de clustering met parameterset 4 (Tabel 4).
Op de horizontale as kan de afstand tussen de groepen in kwa dra-
tische Euclidische afstand worden afgelezen.

Hoofddcluster E

Bezit naast - vooral - kanalen, vaarten en weteringen, een aantal ondiepe meren en de twee eutrofe diepe plassen Wijde Blik-35 en Spiegelpolder-29.

De diverse hoofd- en subclusters worden gekenmerkt door bepaalde (combinaties van) parameterwaarden. Allereerst zijn, zoals te verwachten is, de diepe puttenclusters b1 en C gekarakteriseerd door een zeer laag BZV ($< 2 \text{ mg O}_2/\text{l}$), relatief lage chlorofylwaarden ($< 10 \text{ mg/m}^3$), hoge totaal N/totaal P-verhoudingen (> 15), lage percentages blauwwieren (< 25) en lage Palmer genusindices (< 6).

Het merencluster A is zwak oligohalien ($100\text{-}200 \text{ mg Cl}^-/\text{l}$) en sterk eutroof (percentage blauwwieren > 50 , chlorofylgehalte $50\text{-}150 \text{ mg/m}^3$). De Palmer genusindex varieert van 6 tot 17 met in 85% van de locaties > 10 .

Een opvallende karakteristiek van hoofddcluster B is het lage chloridegehalte, met waarden van $28\text{-}94 \text{ mg/l}$. Er is hier sprake van een zoet cluster. De subclusters b1 en b2 zijn verschillend inzake o.a. Palmer genusindex ($0\text{-}2$ resp. $6\text{-}14$), en BZV ($1.0\text{-}1.7$ resp. $2.8\text{-}8.5 \text{ mg O}_2/\text{l}$).

Hoofddcluster D kent ter onderscheiding van de andere hoofddclusters een consistent hoge Palmer genusindex ($10\text{-}18$). Het merensubcluster d1 onderscheidt zich van het kanaalsubcluster d2 door een hoog percentage blauwalgen (gemiddeld 50, variatie $18\text{-}90$, resp. gemiddeld 6, variatie $0\text{-}19$), een hoger zuurstofverzadigingspercentage ($84\text{-}139\%$ resp. $12\text{-}96\%$) en lage opgeloste anorg. N/opgelost anorg. P-verhoudingen ($1\text{-}5$ resp. $4\text{-}9$).

Het hoofddcluster E tenslotte heeft een grote spreiding in de gemiddelde waarden van een reeks parameters, maar kenmerkt zich vooral door relatief lage gemiddelde zuurstofverzadigingspercentages van de kanalen. De verhoudingen van opgelost anorg. N/opgelost anorg. P en totaal N/totaal P zijn voor het grootste deel (80% resp. 75% , $n=28$) < 10 . De gemiddelde BZV's variëren van $2.0\text{-}8.7 \text{ mg O}_2/\text{l}$, waarvan $70\% < 5$.

Set 5

Hierin is de complete responsgroep opgenomen, maar in vergelijking met set 4 is de tussengroep ingekrompen tot de parameters BZV en opgelost anorg. N/opgelost anorg. P (tabel 4). De set is vrijwel het spiegelbeeld van set 1.

Het dendrogram van deze set vertoont wat betreft locatiecombinaties enige gelijkenis met die van de voorgaande set al zijn er thans geen vijf maar vier hoofddclusters te onderscheiden (fig. 5).

Hoofddcluster A is, met uitzondering van het kanaal Nieuwe Zwemmer-41, een groep met ondiepe meren. Alle Friese locaties zijn vertegenwoordigd. De groep is bijna gelijk aan die van hoofddcluster A uit set 4.

In hoofddcluster B vormt subcluster b1 een groep van 6 kanalen en 4 meren die bijna alle ook in hoofddcluster E van set 4 bij elkaar staan. Subcluster b2 is een mengsel van 6 ondiepe meren en 6 kanalen die bijna alle in dezelfde groepering zijn verzameld in hoofddcluster D van set 4.

Hoofddcluster C

Bevat diepe putten en verenigt subcluster b1 en hoofddcluster C uit set 4 met uitzondering van de mesohaliene Wielen-34.

Hoofddcluster D

Dit is ook een mengsel en wel van 8 kanalen, 11 ondiepe plassen en 5 diepe putten. Subcluster d1 is als combinatie niet in set 4 terug te vinden en vormt dus een nieuwe groep. Subcluster d2 bestaat uit locaties, waarvan diverse combinaties ook voorkomen in subcluster b2 en hoofddcluster E van set 4.

Voor de verschillen in parameterwaarden van de hoofddclusters A en C wordt verwezen naar de opmerkingen bij set 4, hoofddcluster A, C en b1. Wat betreft hoofddcluster B onderscheidt subcluster b1 zich met een gemiddelde BZV van 5.6 (variatie $3.4\text{-}8.5$, $n=10$) zeer duidelijk van subcluster b2 met een gemiddelde BZV van 13.0 (variatie $8.7\text{-}16.4$, $n=12$). De subclusters d1 en d2 kenmerken zich door een relatief lagere resp. hogere verhouding van opgelost anorg. N/opgelost anorg. P. Bij d1 heeft 85% van de locaties ($n=7$) een verhouding < 5 , bij d2 is 95% van de locaties ($n=17$) > 5 .

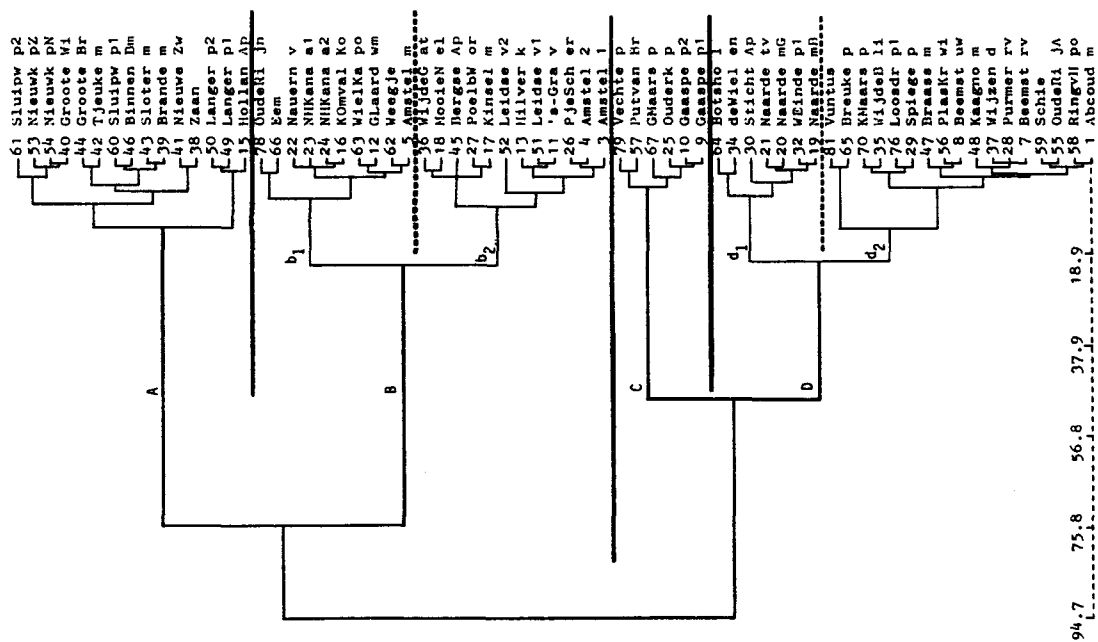


Fig. 5: Dendrogram van de clustering met parameterset 5 (Tabel 4).
Op de horizontale as kan de afstand tussen de groepen in kwa dra-
tische Euclidische afstand worden afgelezen.

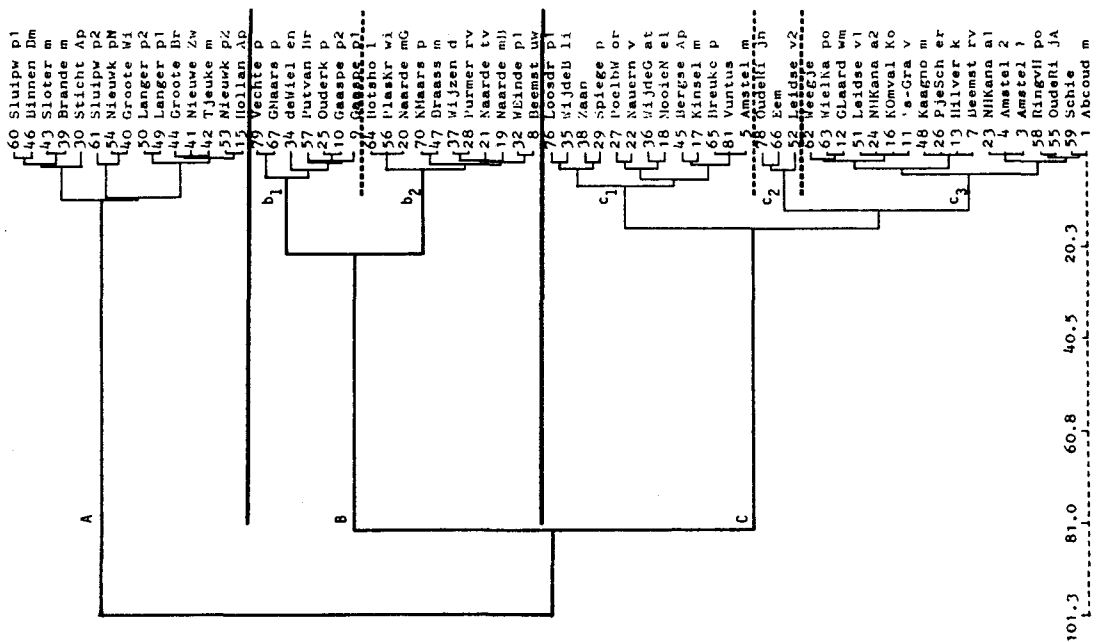


Fig. 6: Dendrogram van de clustering met parameterset 6 (Tabel 4).
Op de horizontale as kan de afstand tussen de groepen in kwa dra-
tische Euclidische afstand worden afgelezen.

Set 6 (tabel 3 en 4)

Dit is een pure responsset en ook hier valt de overeenkomst in de combinaties van locaties in vergelijking met de dendrogrammen van set 4 en 5 op. Die overeenkomst is zeer opvallend in hoofdcluster A (fig. 6) dat vrijwel gelijk is aan hoofdcluster A van set 5. Het is een merencluster waar ook hier weer alle zes Friese locaties bijeen zijn geplaatst.

Hoofdcluster B

Dit is gesplitst in twee duidelijke subclusters: b1 met alle diepe putten die ook in hoofdcluster C van set 5 voorkomen, en b2 dat een mengsel is van meren en plassen (Botshol-64, Naardermeer-20, 21, Westeinder-32, e.d.), diepere wateren (Plas Kruithof Wiel-56, Kleine Maarsseveense Plas-70) en kanalen en vaarten (Beemsteruitwatering-8, Naardertrekvaart-21, e.d.).

Hoofdcluster C

Bevat de helft van alle locaties en is in drie subclusters te verdelen. Subcluster c1 bevat vooral plassen waaronder de diepe Wijde Blick-35 en Spiegelplas-29 en een paar vaarten en kanalen (Zaan-38 en Nauernasche Vaart-22). Subcluster c2 is klein en bevat alleen wateren uit de categorie kanalen en vaarten. Subcluster c3 is wederom een mengsel van vaarten, kanalen, meren en plassen, maar de diepe gaten, zoals voorkomend in de gemengde subclusters b2 en c1 ontbreken.

Naar analogie met de overeenkomstige hoofdclusters A in de sets 4 en 5 is ook dit hoofdcluster A gekarakteriseerd door de hoge gemiddelde blauwwierpercentages. Het gemiddelde van de vijftien locaties in dit cluster is 67% met een variatie tussen 36-90%. In hoofdcluster B en C komt het percentage blauwwieren per locatie niet boven de 50 en is er een sterke differentiatie tussen de subclusters.

Een evident onderscheid tussen de subclusters b1 en b2 is de TSI-Tot-P. De gemiddelde zomerwaarden varieerden binnen deze subclusters van 47-64 resp. 60-90. De diepe putten hebben over het algemeen een betere waterkwaliteit.

Karakteristiek voor hoofdcluster C zijn de lage quotiënten voor totaal-N/totaal-P, (bijna) allemaal < 10. Het gemiddelde van 34 locaties is 5.7 met een spreiding tussen 1-11. De overeenkomstige waarden van hoofdcluster A + B zijn 22.3 (variatie 6-99, n=33). Binnen hoofdcluster C heeft subcluster c1 een relatief hoog gemiddeld blauwwierpercentage (18-53%), ten opzichte van c2 + c3 (0-25%, waarvan 85% van de waarnemingen < 10%). Het chlorofylgehalte werkt niet discriminerend binnen dit hoofdcluster, maar subcluster c2 heeft een duidelijk hogere Palmer genusindex (18-22) dan c1 en c3 (1-16).

Set 7

Bevat alle parameters (tabel 4) en kent drie duidelijke hoofdclusters met in iedere hoofdcluster twee subclusters (fig. 7).

Hoofdcluster A

Dit is een bijna exclusief kanalencluster. Van de 25 locaties zijn er 22 kanalen, vaarten en weteringen, de locaties Weegje-62 en Plasje Schermer-26 behoren tot de groep van meren en plassen en het Wiel in de Kattendijkse Polder-63 is met een gemiddelde diepte van 7 m een diepe put.

Hoofdcluster B

Bestaat uit negen diepe plassen, maar enkele diepe locaties zijn in de clusters A en C terecht gekomen.

Hoofdcluster C

Bezit de helft van alle locaties en bestaat, naast de diepe plassen Wijde Blick-35 en Spiegelplas -29, uit alleen maar meren en plassen. In subcluster c1 zijn, behalve het kanaal Nieuwe Zwemmer-41, alle Friese locaties aanwezig.

Het dendrogram vertoont een zeer grote overeenkomst met de conditieset-1. Ook hier clusteren de drie CUWVO-typen kanalen, diepe putten en meren er zeer duidelijk uit, hetgeen betekent dat in ieder geval diepte en oppervlakte op een hoog similariteitsniveau discriminerend werken. Op een lager niveau is het verschil in chloridegehalte van de subclusters b1 en b2 kenmerkend: b1 is een zoet cluster met gemiddelde gehalten van 27-79 mg Cl-/l, terwijl b2 een zeer sterke variatie vertoont (136-5138 mg Cl-/l) vanwege de mesohaliene Wielen-34, maar ook zonder deze locatie een wat brakker karakter vertoont dan b1.

De tweedeling van de kanalen in hoofdcluster A is zeer evident gekoppeld aan een verschil in BZV. Subcluster a1 varieert van 2.5-8.7 mg O₂/l (gemiddelde 5.0, n=19) en subcluster b1 is met 11.7-16.2 mg O₂/l (gemiddeld 14.5, n=6) veel zwaarder belast.

Subcluster c1 tenslotte is met een quotiënt totaal N/totaal P van gemiddeld 17.6 (variatie 6-40, n=14) duidelijk verschillend van subcluster c2 met een gemiddelde van 7.9 (variatie 1-24, n=19), maar zeker ook inzake blauwwierpercentages.

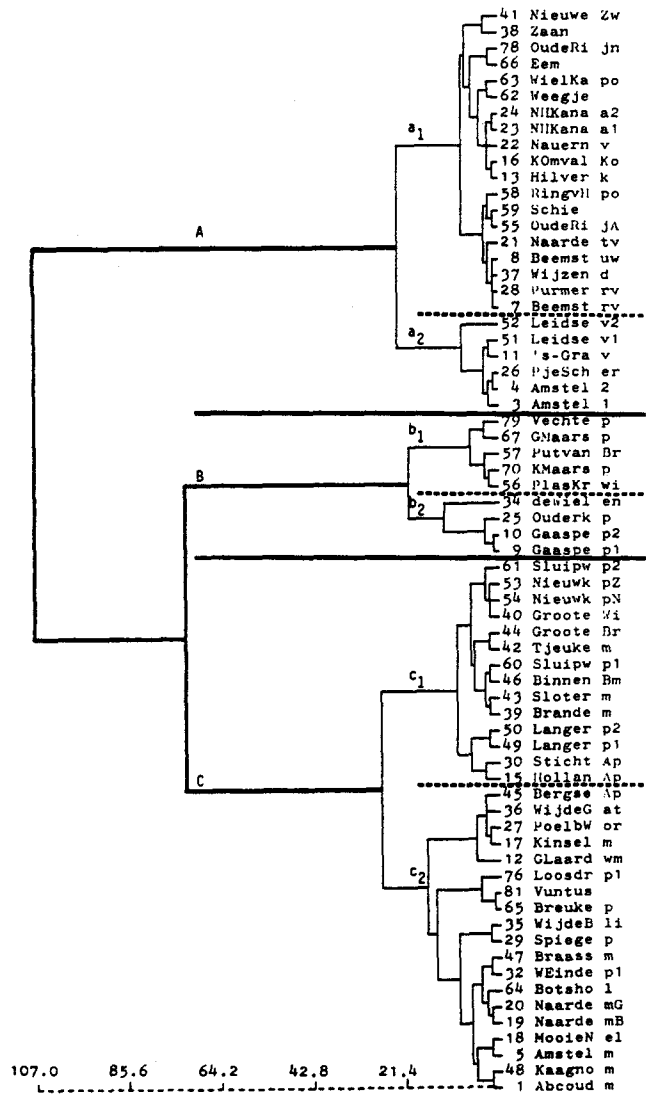


Fig. 7: Dendrogram van de clustering met parameterset 7 (Tabel 4).
Op de horizontale as kan de afstand tussen de groepen in kwa dra-
tische Euclidische afstand worden afgelezen.

5 DISCUSSIE EN CONCLUSIES

5.1 Inventarisatie en selectie van ecologische parameters

In de lijst van 58 ecologische parameters (tabel 1) zijn alle belangrijke biotische en abiotische componenten van de groep "grote wateren" vertegenwoordigd.

Er is bij de inventarisatie van de biotische parameters vooral aandacht geschonken aan de structuur en het functioneren van de fytoplanktongemeenschap. Deze groep is veelal de belangrijkste producent van autochtoon gevormd organisch materiaal en vormt derhalve de basis voor het biotisch functioneren van vooral grote stagnante wateren. Hij reflecteert op geïntegreerde wijze een groot aantal biotische en abiotische systeemeigenschappen. De korte generatietijd van microfyten wordt, vanwege de noodzakelijk hoge bemonsteringsfrequentie (minimaal eens per maand), soms als een nadeel aangemerkt. Anderzijds biedt vanuit het oogpunt van signalering van veranderingen in het systeem een korte generatietijd juist voordelen. Een bijkomend voordeel van fytoplankton, in vergelijking met macrofyten, macrofauna en deels ook microfauna, is dat zeer veel soorten cosmopolitisch zijn en dus bruikbaar in een zeer groot aereaal. Desondanks is bij de selectie van structurele fytoplanktonkenmerken de voorkeur gegeven aan het gebruik van het genusniveau boven het veel bewerkelijker soortniveau (zie bv. parameters 25 en 26 uit tabel 1). De praktijk heeft geleerd dat determinatie tot op het genusniveau vaak voldoende is om de toestand van wateren te beschrijven.

Het vaststellen van de trofiegraad is in de praktijk van het kwaliteitsbeheer een belangrijke karakterisering. Toch is er nogal eens verwarring omdat de gebruikte parameter wisselt nl. nutriëntenconcentratie (met name P en N), autotrofe productie (vooral fytoplankton) en flora- en/of faunasamenstelling. Er wordt nu in dit rapport de aandacht gevestigd op de zg. Trophic State Index (nr. 48), waarbij de algenbiomassa centraal staat en gekoppeld is met enkele eenvoudig te bepalen parameters. De inventarisatie, selectie en indeling van de lijst van 58 ecologische parameters was een subjectieve handeling die dus open hoort te staan voor discussie en kan leiden tot bijstelling van de lijst.

Belangrijke aandachtspunten zijn, onder meer:

De inventarisatie

Hoewel relatief veel tijd in de literatuurrecherche is gestoken, kunnen belangrijke referenties gemist zijn: gezien de opzet van het onderzoek, een pilotstudie, leek uitputtend onderzoek niet verantwoord.

Zoals opgemerkt in par. 3.1 is er geselecteerd op toepasbaarheid in "grote wateren". In andere typen van aquatische ecosystemen zullen ook andere, vooral conditionerende, parameters noodzakelijk zijn. Een voor de hand liggend voorbeeld is stroomsnelheid in rivieren en beken.

In de nu voorliggende lijst zijn er enkele parameters die binnen de groep van "grote wateren" beperkt toepasbaar zijn, zoals nr. 3 (quotiënt hypolimnion-/epilimnionvolume).

De indeling in conditionerende resp. responsvariabelen

De indeling in tabel 3 is arbitrair. Zo is de pH (nr. 9) enerzijds sterk bepalend voor de relaties binnen het systeem en het verloop van de processen, anderzijds soms zeer sterk afhankelijk van bv. de fotosynthese-activiteit. Ook voor andere variabelen kan de plaats op de lineaire schaal van tabel 3 naar links of naar rechts verschuiven.

Of een variabele meer conditionerend dan wel responderend van karakter wordt geacht, kan samenhangen met de gekozen systeemafbakening. Zo zal het chloridegehalte in het ene geval puur conditionerend zijn en in het andere geval een respons op hydrologische condities.

Ook de tijdsperiode, waarover het ecosysteem wordt beschouwd, is van belang. Zo wordt diepte in het algemeen als een conditionerende factor bij uitstek aangemerkt; over een lange periode wordt de diepte echter door de responsvariabelen primaire productie en sedimentatie bepaald.

Bij samengestelde variabelen kunnen de componenten van verschillende aard zijn. Bij kleur (nr. 20) is de dode organische component, zoals humusgehalte, sterk conditionerend, terwijl het aandeel van fytoplankton een responskenmerk vormt.

Tenslotte moet worden opgemerkt dat de gesuggereerde oorzaak-effectketen die de verbinding vormt tussen conditionerende en responsvariabelen kritisch moet worden benaderd inzake de vaak veronderstelde causale relatie tussen fysisch/chemische factoren en de soortensamenstelling. Biotische factoren in de vorm van strategieën op het gebied van voedselopname, gedrag en levenscyclus zijn vaak minstens even bepalend voor de soortensamenstelling.

Toch wordt de indeling in conditionerende en responsvariabelen zinvol geacht. De kwaliteitsvaststelling van aquatische ecosystemen geschiedt immers vooral aan de hand van responsvariabelen, terwijl de beheersmaatregelen om de gewenste kwaliteit te bereiken of te handhaven zich vooral richten op de makkelijker stuurbare conditionerende factoren. Daaraan kan worden toegevoegd dat met de parameters

uit de in dit rapport toegepaste responssets de belangrijkste verontreinigingsaspecten (eutrofiëring, saprobiëring, zuurstofhuishouding, (blauw)algenbloei en doorzicht) zijn gedekt.

De aandacht voor proceskenmerken

In het waterkwaliteitsbeheer is de aandacht vooral gericht op structuurparameters (concentraties, aantallen soorten). De lijst met 39 grootheden uit de "Basiskwaliteit" (Tweede IMP 1981) telt alleen structuurparameters. In de mensgerichte normdoelstellingen is BZV5 de enige procesparameter. Ook in de beschrijving van de vijftien ecosysteemttypen, waarvoor ecologische doelstellingen worden geformuleerd (Derde IMP-Water, 1985) worden slechts in enkele gevallen proceskenmerken genoemd, terwijl een kwantificering, mede door gebrek aan gegevens geheel ontbreekt.

Om een betere karakterisering van het functioneren van aquatische ecosystemen te verkrijgen is het dus alleszins verantwoord om grotere aandacht te besteden aan procesparameters. Van de 58 parameters zijn er 13 procesvariabelen en maken er 5 uit de groep van afgeleide parameters gebruik van een proceskenmerk.

De aandacht voor specifieke oever- en bodemkenmerken

Om historische redenen en samenhangend met de werkingssfeer van de Wet verontreiniging oppervlaktewateren hebben de huidige waterkwaliteitsparameters uitsluitend betrekking op het vrije water. Er wordt ook vanwege de wijze waarop ze worden gemeten vrijwel geen rekening gehouden met de subsystemen oever en bodem. Een voorbeeld is het chlorofyl-a-gehalte dat thans uitsluitend het fytoplankton betreft en vastzittende microfyten en waterplanten buiten beschouwing laat. Het chlorofyl-a-gehalte is derhalve geen reflectie van de autotrofe productie in het gehele aquatische ecosysteem.

Vanwege de tendens tot integraal beheer van wateren en ook omdat het belang van de waterbodem en de litorale zone voor de normen uit de basiskwaliteit steeds meer wordt ingezien, zouden deze subsystemen meer moeten worden betrokken bij de keuze van ecologische parameters.

Er kan worden geconcludeerd dat in de geselecteerde groep parameters de oever- en bodemkenmerken ondervertegenwoordigd zijn. De geraadpleegde literatuur bood daartoe te weinig informatie.

5.2 Selectie van ecologische parameters en locaties voor de ecologische typologie

Het proces van selecteren van ecologische parameters en van locaties ten behoeve van de daarmee uit te voeren clusteranalyse werd volledig beheerst door een gebrek aan adequate en consistente gegevens. Deze inconsistentie wordt gekenmerkt door de volgende aspecten.

- In sommige meren is de gemiddelde parameterwaarde gebaseerd op verscheidene monsterpunten (tot vijftien), andere meren kennen maar één monsterlocatie. Verschillen in aantallen monsterlocaties kunnen samenhangen met de motivering voor het onderzoek bv. controlerend of fundamenteel-wetenschappelijk.
- De ecologische grootheden binnen één water zijn (lang) niet altijd synchroon bepaald of zijn (lang) niet altijd afkomstig van één locatie binnen het meer. Dit blijkt samen te hangen met de organisatiestructuur van een beherende instantie en/of met de doelstelling die bij de bemonstering een rol speelt. Zo kan het voorkomen dat een chemische en een (hydro)biologische afdeling binnen dezelfde dienst hun abiotische resp. biotische gegevens niet op dezelfde locatie en niet synchroon verzamelen. Bacteriologische gegevens (bv. coli-getal) worden praktisch altijd langs de oever verzameld, vanwege de controle op zwemwaternormen, terwijl hydrobiologische monsters (bv. voor de bepaling van de fytoplanktonsamenstelling) bij voorkeur van ver uit de oever van het meer afkomstig zijn. Tenslotte worden in gestratificeerde meren vaak gegevens langs de verticaal verzameld.
- Er is wat betreft de biocoenosesamenstelling veel variatie in aandacht ten aanzien van de hoofdgroepen. Sommige bestanden richten zich volledig op microfyten i.c. fytoplankton of epifyten. Ook lijsten met alleen macrofyten of micro- en macrofauna komen voor. Binnen een hoofdgroep zijn er ook verschillen in de gekozen subgroepen te constateren. Zo is er in het ene geval exclusieve aandacht voor blauwwieren, in het andere geval voor diatomeeën.
- Er is niet alleen een grote heterogeniteit in bemonsteringsfrequenties en -locaties, maar ook in bemonsteringstechnieken, verwerkingsmethoden en gegevenspresentatie. De bemonsteringsinspanning is van jaar tot jaar en per regio vaak sterk verschillend.

Eén en ander heeft er toe geleid dat op de lijst met de zestien parameters die voor de clusteranalyse zijn gebruikt zeer veel is aan te merken. Zo is het aantal van dertien procesparameters noodgedwongen ingekrompen tot één en wel BZV (parameter nr. 17) (tabel 4) die voorlopig is gekwalificeerd met een B (tabel 1). Het is wenselijk dat BZV vervangen wordt door BZC (nr. 44) omdat deze laatste parameter een meer directe weergave vormt van de heterotrofe processen in het aquatisch ecosysteem (zie ook bijlage 1). Ook zou de meting van primaire productie (nr. 36 of 37) een zinvolle aanvulling vormen op de

bepaling van de chlorofylconcentratie (nr. 48c). Tenslotte kon geen voldoende aantal sediment- of oeverkenmerken worden opgenomen.

De noodgedwongen reductie in het aantal locaties heeft ook geleid tot inconsistentie in de verdeling over de watertypen (par. 4.2.3).

5.3 Clusteranalyse

Wanneer de reeks van dendrogrammen onderling wordt vergeleken, valt op dat sommige combinaties van locaties een grote coherentie vertonen ongeacht de onderliggende parameterset. Om dit te illustreren zijn de dendrogrammen van de sets 7 (volledige set), 1 (conditieset) en 5 (responsset) met elkaar vergeleken (tabel 5). De indeling van de tabel in drie blokken is conform de hoofd- en subclusterverdeling uit het dendrogram van de volledige set 7 (kolom I). In dezelfde blokken zijn onder de kolommen II en III de (sub)clusterplaatsen vermeld uit de dendrogrammen van set 1 resp. set 5.

De diepe putten Vechten-79, Grote Maarsseveense Plas-67, Put van Broeckhoven-57, Ouderkerkerplas-25 en Gaasperplas-9, 10 staan altijd bij elkaar in een hoofdcluster. In de sets 1 en 7 zullen daarvoor de conditionerende factoren verantwoordelijk zijn; in de responsset-5 blijken deze locaties zich van de andere wateren te onderscheiden door zeer lage BZV's (1.0-1.8 mg O₂/l), hoge quotiënten van opgelost anorg. N/opgelost anorg. P (gemiddeld 110, variatie 15-224), lage chlorofylgehalten (10 mg/m³), hoge Secchiwaarden (3 m) en lage totaal-P waarden (35 mg/m³), kortom door een goede waterkwaliteit. De diepe putten met een (sterk) eutroof karakter zoals de kleine Maarsseveense Plas-70, de Wijde Blik-35, de Spiegelplas-29 en het diepe eutrofe wiel Plas Kruithof Wiel-56, clusteren in de responsset met ondiepe eutrofe plassen. In de totaalset-7 en de conditieset-1 is een splitsing binnen het diepe puttencluster gekoppeld aan verschillen in chloridegehalte.

Een meren-cluster met de ondiepe Friese meren-39, 40, 42, 43 en 44, Nieuwkoopse Plassen-53, 54, Langeraaarse Plassen-49, 50, Sluipwijkse Plassen-60, 61, Binnenbedijkte Maas-46 en de Hollands Ankeveense Plassen-15 (d.i. cluster c₁ van set 7, zie fig. 7) is in alle drie de sets uniform. Deze groep is getypeerd door een zwak oligohalien karakter zonder uitschieters (ca. 100 - 200 mg Cl-/l) en een hoog percentage blauwwieren (gemiddeld 67%, variatie 36-90).

Een deel van de ondiepe plassen en de kanalen, die in de conditieset-1 en de totaalset-7 sterk gebonden zijn aan de parameter "oppervlakte", worden in de responsset-5 gemengd. Toch zijn binnen de subclusters van de responsset-5 groepen van locaties te onderscheiden, die ook als zodanig in de andere twee sets herkenbaar zijn. Voorbeelden zijn (tabel 5):

- Oude Rijn-78, Eem-66, Wiel in de Kattendijkse Polder-63, Noordhollands kanaal-23, 24, Nauernasche Vaart-22 en Kanaal Omval Kolhorn-16. Deze locaties bezitten over het algemeen lage blauwwierpercentages van 0-6%, met 19% voor de Nauernasche vaart als uitschieter;
- Ringvaart Haarlemmermeer-58, Schie-59, Oude Rijn bij Alphen-55, Beemsteruitwatering-8, Wijzend-37, Purmerringvaart-28 en Beemsteringvaart-7. Deze groep heeft een voor kanalen vrij lage BZV (2.5-4.7 mg O₂/l), een middelmatige totaal-N/totaal-P quotiënt (7-14) en lage waarden voor het percentage blauwwieren (1-4 met de ringvaart Haarlemmermeer-58 als uitschieter i.c. 18);
- Leidse vaart-51, 52, 's Gravelandse Vaart-11, Plasje Schermer-26 en Amstel-3, 4. Karakteristiek zijn de zeer hoge BZV's van 11.7-16.2 mg O₂/l. Deze groep bezit een slechte waterkwaliteit;
- Bergse Achterplas-45, Wijde Gat-36, Poel bij Wormerveer-27 en Kinselmeer-17. Voor deze groep zijn geen karakteristieke parameterwaarden gevonden;
- enkele locaties hebben binnen subclusters vaak een geïsoleerde positie. Voorbeelden zijn de mesohaliene (5000 mg Cl-/l) locatie de Wielen-34, en de zwaar vervuilde Leidse Vaart-2, 52 (BZV: 16.2 mg O₂/l; zuurstofverzadiging 11.8%; ammonium: 10.6 mg/l);
- enkele combinaties van hydrologisch nauw gekoppelde locaties blijken zeer consistent. Het meest duidelijk is de reeds genoemde groep van Friese locaties. Gebaseerd op de hier gebruikte parameters is vermoedelijk het Friese boezemgebied en zeker het deel in ZW-Friesland één ecologisch type. Andere voorbeelden zijn de combinatie Loosdrechtse Plassen-76, Vuntus-81 en Breukeleveense Plas-65 en het koppel Amstel 1 en 2. Er zijn echter ook voorbeelden, waarbij hydrologisch nauw gekoppelde locaties toch in verschillende subclusters terecht kunnen komen zoals de Sluipwijkse Plassen 1 en 2-60, 61, Braassemermeer-47 en Westeinderplas-32.

Uit voorgaande analyse en de beschrijving van de dendrogrammen in par. 4.3.2 kan een aantal conclusies worden getrokken. Daarbij moet worden opgemerkt dat die conclusies zich baseren op het hier gebruikte inconsistente gegevensbestand en de beperkte parameterset.

Zodra er meer en vooral ook andersoortige variabelen worden gebruikt en de gegevensbestanden meer onderling vergelijkbaar zijn, zullen de navolgende conclusies moeten worden aangepast:

- de procedure inzake keuze en transformatie van parameters leidt tot enkele vaak optredende combinaties van locaties. Daarmee is de gewenste robuustheid in clusters (2.2) in bevredigende mate bereikt.
- invoering van de morfometrische parameters "oppervlakte" en "diepte" in een parameterset levert clusters die in hoge mate overeenkomen met de CUWVO-typen 1) meren en plassen, 2) kanalen, 3) zand-, grind-, en kleigaten (incl. wielen);
- wanneer de genoemde twee morfometrische parameters uit de sets worden weggelaten, zoals is geschied in set 3 t/m 6 (tabel 4), treedt een menging van de CUWVO-typen op. Hoewel weliswaar hoofd- en/of subclusters te onderscheiden zijn, die zich voegen in de CUWVO-typologie, zal dit het gevolg zijn van andere dan de morfometrische parameters. Kennelijk zijn er (kwantitatieve waarden van) responsvariabelen die, althans in het hier toegepaste gegevensbestand, een zekere affiniteit hebben met een CUWVO-type ook als de morfometrie niet in de clustering wordt meegenomen. Zo is in de responssets 5 en 6 de Palmer Genusindex (gemiddeld 1.5 resp. 2) zeker kenmerkend voor het diepe-puttentype. Verder verschillen de CUWVO-typen "kanalen en meren" in onze gegevensbestanden duidelijk in zuurstofverzadigingswaarden, percentage blauwwieren en pH. De gemiddelde zomerwaarden zijn voor de zuurstofparameter 73% (geen enkele waarde > 100) resp. 103% (55% > 100). Slechts 14% van de kanalenlocaties heeft gemiddelde blauwwierpercentages > 25%, terwijl die grens voor meren in 75% van de gevallen wordt overschreden. De gemiddelde pH-waarde voor kanalen is 8.0 met slechts 8% > 8.5 en voor meren 8.6 met 70% > 8.5

Ook in een niet in dit rapport opgenomen clusterdiagram gebaseerd op alleen de drie strikt biotische parameters (TSI-48c, Palmer Genusindex-26 en blauwwierpercentages-29) zijn de drie CUWVO-typen in essentie herkenbaar. Daarbij bevat het diepe-puttencluster een aantal ondiepe wateren met een betere waterkwaliteit.

- Set 3 die door het ontbreken van de twee morfometrische parameters en de drie strikt biotische parameters als een chemische (Basis)kwaliteitset is aan te merken, levert een wat afwijkend clusterdiagram op. De drie CUWVO-typen zijn wel herkenbaar maar de diagramvorm heeft, door de "orgelpijpvorm" minder distincte clusters (fig. 3);
- de separate clusters van diepe putten in sets zonder de parameter "diepte" berusten op overeenkomsten in (goede) waterkwaliteit. De putten hebben vaak een hydrologisch geïsoleerde ligging met weinig externe belasting. Zodra diepe putten een meer eutroof karakter krijgen, worden ze in die (sub)clusters opgenomen waartoe ook eutrofe plassen en kanalen behoren;
- in de gemengde kanalen-/merenclusters van de responsset-5 blijken vervuiliingsaspecten duidelijk herkenbaar. De parameters BZV, de quotiënten van anorganisch opgelost resp. totaal N/P, en percentage blauwwieren representeren de diverse verontreinigingsaspecten en ook de ecologisch getinte (respons)karakteristieken en werken duidelijk discriminerend;
- in de responsset-5, maar ook in de totaalset-7 is het chloridegehalte niet sterk discriminerend. Binnen het algemene gebied van 100-700 mg Cl-/l, zoals voorkomend in de kanalen en meren, lijken trofieparameters belangrijker dan het zoutgehalte.

5.4 De opzet van een ecologische typologie

In theoretisch opzicht is een ecosysteem een systeem dat bestaat uit (groepen van) organismen en abiotische elementen in een bepaalde ruimte. Een volmaakt ecosysteem kan zich door middel van materiële kringlopen en via een onafgebroken toevoer van energie onafhankelijk van de omgeving handhaven. De omgrenzing van een ecosysteem wordt bepaald door minima in de relaties met de omgeving van het systeem en de mate van deze relaties bepaalt de mate van onafhankelijkheid van de omgeving. In de ecologie spreekt men van open of gesloten systemen.

Zoals reeds vermeld in hoofdstuk 2 richt het moderne milieubeleid zich op het beheer van ecosystemen. Aquatische ecosystemen zijn in deze visie waterbekkens bestaande uit het vrije water, de oevers en de bodem met inbegrip van alle bijbehorende fysische, chemische en biologische kenmerken en processen. Ook in dit rapport is bij de opstelling van de tentatieve typologie van deze visie uitgegaan. Deze benadering ontmoet echter een moeilijkheid, die hier kort bediscussieerd zal worden.

Het blijkt dat in de praktijk de aquatische ecosystemengrenzen vaak worden bepaald door de naamgeving. Soms zal het heel terecht zijn dat een ecosystemengrenzing samenvalt met de toponymische omgrenzing, zoals bv. bij de Gaasperplas, de plas Vechten, de Oudekerkerplas. Deze systemen zijn redelijk gesloten, al is er enige afhankelijkheid van de omgeving van grondwaterstromen. Het ecosysteem Tjeukemeer zal in de praktijk identiek worden geacht met het gebied dat op de topografische kaart als Tjeukemeer is benoemd. Toch is het hier al wel duidelijk dat deze omgrenzing ecologisch veel minder aanvaardbaar is, omdat er door de regionale hydrologie een vrij korte verblijftijd van het oppervlaktewater optreedt en dit systeem een hoge mate van openheid zal vertonen. Gaan we nog een

stap verder dan zullen de Fluessen en het Heegermeer, hoewel aangeduid met aparte namen, niet meer als separate ecosystemen beschouwd kunnen worden.

Op grond van deze beschouwing moet geconcludeerd worden dat de clustering met de gebruikte gegevensbestanden geen ordening is geweest van ecosystemen, maar van de zomergemiddelden van een reeks van monsterlocaties. De representativiteit van de monsterlocatie voor het betreffende, als systeem beschouwde, waterbekken (= beheersobject) zal van geval tot geval wisselen. Mede om deze reden is afgezien van een analyse van clusters in de diverse dendrogrammen op een laag similariteitsniveau. Voorts is aan te bevelen dat de beheerders bij het opstellen van een typologie een eenduidige, ecologisch gemotiveerde keuze doen bij de afgrenzing van hun beheersobjecten. Daarbij is te overwegen om, meer dan tot nu toe, deze ecosystemen te karakteriseren met mengmonsters van verscheidene locaties binnen die ecosystemen.

In deze ecosysteembeschouwing past ook de volgende opmerking. In set 7 (de "volledige set") is sprake van enige integratie van morfometrische, fysische, chemische en biologische aspecten. Vanuit het oogpunt van integraal beheer is de set echter zeer onvolledig door het ontbreken van hydrologische, sedimentologische en litorale parameters.

Naast voorgaande overwegingen zijn deze inspanningen om tot een tentatieve ecologische typologie van "grote wateren" in de holocene gebieden van Nederland te komen belemmerd door een groot gebrek aan adequate gegevens. De noodzakelijke beslissingen die in de selectieprocedure van parameters en locaties, gegevensstandaardisatie en gegevenstransformatie moesten worden genomen, zijn vaak zo ingrijpend geweest dat het uiteindelijk resultaat niet meer dan enkele algemene conclusies toelaat en slechts globale ecologische typologieën van grote wateren heeft opgeleverd. Wil de gevolgde werkwijze tot een bruikbaar resultaat leiden dat uitstijgt boven de toepasbaarheid in één bestuurlijk beheersgebied, is een standaardisatie tussen de diverse regionale waterbeheerders een eerste vereiste. Die standaardisatie dient vooral aandacht te schenken aan de biotische parameters. Een ogenschijnlijk gemakkelijk toepasbare parameter als de index volgens Dresscher en Van der Mark bleek in de gebruikte gegevensset alleen toepasbaar als nog meer concessies zouden zijn gedaan aan aantal parameters en/of locaties. De standaardisatie betreft vooral binnen de groep van biotische parameters zowel de bemonsteringsmethode, bemonsteringsfrequentie en de determinatie-, tel- en meetmethode, als ook de gegevensverwerking, -opslag en -presentatie.

Het is aan te bevelen om, mede ten behoeve van het opstellen en bijstellen van een ecologische typologie, een limnologische databank op te zetten.

In bijlage 1 en par. 4.1 is een overzicht gegeven van ecologische parameters die aan te bevelen zijn voor de beschrijving van aquatische ecosystemen. Het hangt nu van de doelstellingen af (controleren, signaleren, voorspellen - Udo de Haes, 1985) welke parameters in een meetnet moeten worden opgenomen.

Het is niet uit te sluiten dat ten behoeve van een ecologische typologie een aantal parameters uit de huidige set van 16 (tabel 4) kan worden gemist in:

- de hier relevante regio i.c. zoete tot zwak brakke holocene gebied van Friesland, N- en Z-Holland en Utrecht en
- de hier aan de orde zijnde CUWVO-typen i.c. zand-, klei- en grindgaten (incl. wielen), meren en plassen, en kanalen.

Te denken valt aan temperatuur, geleidingsvermogen, pH, ammonium en Secchidiepte. Het zij met nadruk gezegd dat deze parameters wél relevant kunnen zijn voor bv. een controle van de waterkwaliteit. Binnen een ecosysteem bestaat geen strikte onafhankelijkheid van ecologische parameters ten opzichte van elkaar. De mate van onafhankelijkheid is verschillend, maar bij de opstelling van een ecologische typologie dient, in ieder geval uit efficiëntie-overwegingen, te worden vermeden dat de onderlinge afhankelijkheid te groot is. Het verdient nadere overweging of in de wat brakkere gebieden een dubbeltoepassing van electrisch geleidingsvermogen en chloridegehalte nodig is. In zoete wateren kan het geleidingsvermogen als vervuilingsparameter bruikbaar zijn.

De set zou zeker moeten worden uitgebreid met procesparameters die zich richten op het autotrofe subsysteem i.c. fytoplankton. Dit subsysteem vormt de basis van het trofisch functioneren van deze typen van ecosystemen en voorts zijn de met fytoplankton in verband staande parameters veelal direct gekoppeld aan relevante problemen, zoals eutrofiëring, stank, doorzicht, (drinkwater)smaak, secundaire (=algen) BZV, e.d. Voor de hand ligt dus invoering van de nettoproductiesnelheid (nr. 37). Wat betreft parameters op het gebied van soortensamenstelling verdient een determinatie tot maximaal gedetailleerd op genusniveau de voorkeur. Veelal zal het discriminerend vermogen ten behoeve van een typologische indeling voldoende zijn en daarbij worden onnauwkeurigheden door determinatieproblemen vermeden. Ondanks de matig discriminerende werking van de Palmer genusindex lijkt vervanging door de index volgens Dresscher en Van der Mark (nr. 25) geen verbetering op te leveren.

Hoewel de autotrofe productie aan de basis staat van het ecologisch functioneren van aquatische ecosystemen is uiteraard ook aandacht voor het reducerend deel van de materiekringloop van belang. BZV blijkt een groot discriminerend vermogen te bezitten; de parameter is echter in ecologisch opzicht aanvechtbaar (zie bijlage 1, nr. 17). Er wordt derhalve aanbevolen om deze variabele voor de opstelling van een ecologische typologie te vervangen door organisch koolstofgehalte (CZV, nr. 33) en/of biologische zuurstofconsumptie (BZC) (nr. 44), $V_{\max}$ (nr. 42) en voor gestratificeerde meren door de "oxygen deficit rate" (nr. 45).

Een zeer belangrijke factor voor de kwantitatief gereguleerde Nederlandse waterhuishouding is de verblijftijd. Derhalve wordt de parameter "verversingsfrequentie" (nr. 8) in de aandacht aanbevolen.

Voorts dienen bodemparameters aan de set te worden toegevoegd, zoals het watergehalte sediment (nr. 7) en de bodemkwaliteitsindex (nr. 27).

Een ecologische typologie moet beschouwd worden als een dynamisch beheersinstrument. De plaats van een beheersobject in de typologie, d.w.z. in het betreffende cluster van het dendrogram, kan in de tijd veranderen, terwijl ook het similariteitsniveau dat het aantal clusters bepaalt, aan veranderende inzichten moet kunnen worden aangepast.

6 LITERATUUR

- 1 CUWVO Ecologische kwaliteitsdoelstellingen voor de Nederlandse oppervlaktewateren. Concept nr. 7 (1984) 205 pp.
- 2 Dunn, G. & Everitt, B.S., An introduction to mathematical taxonomy. Cambridge University Press, Cambridge (1982).
- 3 Gezondheidsraad Advies inzake een begrippenlijst ten behoeve van ecologische normen voor het waterbeheer. Publicatie 84/37 (1984) 55 pp, 's-Gravenhage.
- 4 Hartog, C. den Brackish-water classification, its development and problems. Hydrobiol. Bull. 8 (1974) 1/2: 15-28.
- 5 Hogeweg, P. Iterative character weighing in numerical taxonomy. Comput. Biol. Med. 6 (1976): 199-211.
- 6 Hovenkamp - Obbema, I.R.M., Klapwijk, S.P. & Landman, J.E.F., Biologische beoordeling van de waterkwaliteit in Noord-Holland en Zuid-Holland. H₂O, 15(1982) 6: 412.
- 7 Ringelberg, J., Aquatische Oecologie in het bijzonder van het zoete water. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht, 1976: 240 p.
- 8 Rijkswaterstaat Omgaan met water. Naar een integraal waterbeleid. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 's-Gravenhage, 1985: 63 pp.
- 9 Sneath, P.H.A. & Sokal, R.R., Numerical taxonomy - The principles and practice of numerical classification. W.H. Freeman and Co., San Francisco, 1973: XV + 573 pp.
- 10 Tongeren, O.F.R. van, Clusteranalysis. In: R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren, eds. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen, 1987: 299 pp.
- 11 Udo de Haes, H.A., Milieumeetnetten. Inventarisatie, analyse, perspectief. Publicatie RMNO, 14 (1985).
- 12 Verkeer & Waterstaat Indicatief Meerjarenprogramma Water 1980-1984. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage, 1981: 146 p + 7 bijlagen (A t/m G).
- 13 Verkeer & Waterstaat Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-1989. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage, 1985: 193 pp.
- 14 Verkeer & Waterstaat, & Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne Rijkswaterkwaliteitsplan. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage, 1986: 136 pp.
- 15 Ward, J.H., Hierarchical grouping to optimise an objective function. J. Americ. Stat. Ass. 58 (1963) 236-244.
- 16 Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, Biologische waterbeoordeling. Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater. Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek, TNO, Delft, 1977: 251 pp.
- 17 Westhoff, V. & Held, A.J. den, Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen, 1975: 324 pp.
- 18 WVO 1969 Wet verontreiniging oppervlaktewateren 1969 In: Nederlandse Staatswetten. Editie Schuurman & Jordens. Milieuwetgeving-I. W.E.J. Tjeenk Willink, Zwolle, 1971, 207 p.

Lijst van tabellen

Tabel 1. Lijst van ecologische parameters (zie ook bijlage 1)

Tabel 2. Lijst van oppervlaktewateren waarvan uitgebreide gegevensbestanden beschikbaar zijn

Tabel 3. Een aantal ecologische variabelen (zie bijlage 1) geplaatst op een lineaire overgang van "conditie" naar "respons"

Tabel 4. De sets van parameters gebruikt in de clustering

Tabel 5. Vergelijking van de dendrogrammen van de clustersets 7, 1 en 5 (zie fig. 9, 3 en 7)

		aanbeveling	1	2	3	4
CONDITIONERENDE VARIABELEN						
* <u>morfometrische parameters</u>						
1	oppervlakte	A			#	#
2	gemiddelde diepte	A			#	#
3	quotiënt hypolimnion vol./epilimnion vol.	A	-			
4	quotiënt littoraal opp./epilimnion vol.	A	-			
5	strijklengte	A	-			
* <u>fysische structuurparameters</u>						
6	temperatuur	A			#	#
7	watergehalte sediment	A		±		
* <u>fysische (hydrologische) procesparameter</u>						
8	verversingsfrequentie	A			+	
* <u>chemische structuurparameters</u>						
9	pH	A			#	#
10	geleidingsvermogen	A			#	#
11	chloride	A			#	#
12	hardheid	B		±		
13	bicarbonaat	A			+	
14	calcium	A			+	
15	sulfaat	B		±		
16	ammonium (NH ₄ ⁺ + NH ₃)	A			#	#
* <u>biologische procesparameter/chemische structuurparameter</u>						
17	biologisch zuurstofverbruik BZV	B			#	#
* <u>afgeleide parameter</u>						
18	quotiënt opgelost anorg. N/opgelost anorg. P	A			#	#
RESPONSVARIABELEN						
* <u>fysische structuurparameters</u>						
19	gereflecteerd licht	B	-			
20	kleur	A (B)		±		
* <u>biologische structuurparameters van taxonomische aard</u>						
21	sleutelsoort	B	-			
22	frequentieverdeling van leeftijdsklassen	B	-			
23	grafische diversiteitsparameter	B	-			
24	saprobie-index Kolkwitz & Marsson	B	-			
25	index volgens Dresscher & van der Mark	A (B)			+	
26	Palmer genusindex	A			#	#
27	bodemkwaliteitsindex	A		±		
28	functionele groepenindex	B	-			

		aanbeveling	1	2	3	4
* <u>biologische structuurparameters waarvoor geen taxonomische kennis nodig is</u>						
29	pigmentsamenstelling	A			#	#
30	adenosinetrifosfaat ATP	A	-			
31	Totaal stikstof (N-Tot)	B				
32	zuurstofconcentratie	A			#	#
33	organisch koolstofgehalte	A			+	
34	bioproductiegetal van het sediment	A	-			
35	faecalecoligetal	A			+	
* <u>biologische procesparameters</u>						
36	netto primaire productiesnelheid ¹⁴ C	A		±		
37	netto productiesnelheid O ₂	A		±		
38	algenkolonisatiesnelheid	A	-			
39	algen groeipotentie	B	-			
40	protozoënkolonisatiesnelheid	A	-			
41	graasactiviteit	A	-			
42	V _{max}	B	-			
43	CO ₂ -opnamesnelheid	A	-			
44	biologische zuurstofconsumptie BZC	A		±		
45	oxygen deficit rate	A		±		
46	warmteproductie	B	-			
* <u>afgeleide parameters</u>						
47	quotiënt Totaal-N/Totaal-P	B			#	#
48	trophic state index	A				
	a. TSI-SD (doorzicht)	A			#	#
	b. TSI-TP (totaal fosfor)	A			#	#
	c. TSI-Chla (chlorofyl-a)	A			#	#
49	autotrofie-index: asvrij dr. gew./chlor.-a	B (A)	-			
50	vitaliteitsindex: ATP/asvrij dr.gew.	B	-			
51	autotrofe assimilatie-index: prim. prod./chlor.-a	B	-			
52	functionele trofieindex: chlor.-a/ATP	B	-			
53	productie/respiratie quotiënt = P/R	A	-			
54	quotiënt zoopl./fytopl. productie	B	-			
55	autotrofe productie-index: prim.prod./bact.prod.	B	-			
56	quotiënt zooplankton/seston	A		±		
57	quotiënt anaërobe/aërobe bacteriën	B	-			
58	bacteriële assimilatie-index: bact.prod./bact.biomassa	B	-			

Tabel 1: Lijst van ecologische parameters (zie ook bijlage 1)

A: de parameter wordt aanbevolen voor karakterisering van "grote wateren", i.c. kanalen (incl. weteringen en (ring)vaarten), wielen, zand-, klei- en grindgaten, meren en plassen)

B: parameter met theoretische of praktische bezwaren voor huidige toepassing

kolom 1: parameters waarvan vrijwel geen gegevens beschikbaar zijn in onderzochte gebied (-)

kolom 2: parameters waarvan onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om een clusteranalyse mee uit te voeren (±)

kolom 3: parameter waarvan de gegevensbestanden zijn opgenomen in bijlage 4 (+)

kolom 4: parameters die in de clusteranalyse zijn gebruikt (#)

1 Abcoudermeer	p	42 Tjeukemeer	p
2 Alkmaardermeer	p	43 Slotemeer	p
3 Amstel I	k	44 Groote Brekken	p
4 Amstel II	k	45 Bergse Achterplas	p
5 Amstelmeer	p	46 Binnen (bedijkte) Maas	k/p
6 A'dam-Rijnkanaal	k	47 Braassemermeer	p
7 Beemsterringvaart	k	48 Kaag-Norremeer	p
8 Beemsteruitwatering	k	49 Langeraarse plassen I	p
9 Gaasperplas I	dp	50 Langeraarse plassen II	p
10 Gaasperplas II	dp	51 Leidse vaart I	k
11 's-Gravelandse vaart	k	52 Leidse vaart II	k
12 Groot Laarder Wasmeer	p	53 Nieuwkoopse plassen (Zuideinder)	p
13 Hilversums kanaal	k	54 Nieuwkoopse plassen (Noordeinder)	p
14 't Hol	p	55 Oude Rijn (Alphen)	k
15 Hollands Ankeveense plas	p	56 Plas Kruithof Wiel	w
16 Kanaal Omval Kolhorn	k	57 Put van Broeckhoven	dp
17 Kinselmeer	p	58 Ringvaart Haarlemmermeerpolder	k
18 Mooie Nel	k/p	59 Schie	k
19 Naardermeer (Bovenste Blik)	p	60 Sluipwijkse plassen I	p
20 Naardermeer (Grote Meer)	p	61 Sluipwijkse plassen II	p
21 Naardertrekvaart	k	62 Weegje	p
22 Nauernasche vaart	k	63 Wiel in Kattendijkse polder	w
23 Noordhollands kanaal I	k	64 Botshol	p
24 Noordhollands kanaal II	k	65 Breukeleveense plas	p
25 Ouderkerkerplas	dp	66 Eem	k
26 Plasje Schermer	k/p	67 Grote Maarsseveense plas	dp
27 Poel bij Wormerveer	p	68 Hollandse IJssel	k
28 Purmerringvaart	k	69 Inundatie kanaal	k
29 Spiegelplas	dp	70 Kleine Maarsseveense plas	dp
30 Stichts Ankeveense plas	p	71 Kromme Mijdrecht	k
31 Twiske	dp	72 Kromme Rijn	k
32 Westeinderplassen I	p	73 Langbroeker wetering I	k
33 Westeinderplassen II	p	74 Langbroeker wetering II	k
34 de Wielen	w	75 Loenderveense plas	p
35 Wijde Blik	dp	76 Loosdrechtse plassen I	p
36 Wijde Gat	p	77 Loosdrechtse plassen II	p
37 Wijzend	k	78 Oude Rijn	k
38 Zaan	p/k	79 Vechten	dp
39 Brandemeer	p	80 Vinkeveense plassen	p/dp
40 Groote Wielen	p	81 Vuntus	p
41 Nieuwe Zwemmer	p/k		

Tabel 2: Lijst van oppervlaktewateren waarvan uitgebreide biotische en abiotische gegevens beschikbaar zijn (zie bijlage 4). Zie voor situering fig. 2. De gegevensbestanden van de lichtgedrukte locaties zijn gebruikt voor de clustering.

p = meer of plas met gemiddelde diepte < 6 m; k = kanaal, (ring)vaart of wetering; dp = zand-, grind- of kleigat met een gemiddelde diepte > 6 m (gegraven of uitgediept); w = wiel (d.i. diepe plas ontstaan door dijkdoorbraak). Gelet op vorm/afmeting zijn er 6 twijfelgevallen.

nr.	parameter	conditiezijde responszijde					
1	oppervlakte	x					
2	gemiddelde diepte	x					
6	temperatuur	x					
7	watergehalte sediment		x				
8	verversingstijd	x					
9	pH			x			
10	geleidingsvermogen		x				
11	chloride	x					
13	bicarbonaat		x				
14	calcium		x				
16	ammonium				x		
17	biol. zuurstofverbruik BZV				x		
18	opgelost anorg. N/opgelost anorg. P				x		
25	Dresscher-van der Mark index						x
26	Palmer genusindex						x
27	bodemkwaliteitindex						x
29	pigmentsamenstelling						x
32	zuurstofconcentratie				x		
33	organisch koolstofgehalte						x
35	faecalecoligetal				x		
36	netto primaire productiesnelheid						x
37	netto productiesnelheid						x
38	algenkolonisatiesnelheid						x
42	Vmax						x
44	biol. zuurstofconsumptie BZC						x
45	oxygen deficit rate						x
47	totaal N/totaal P					x	
48a	TSI-doorzicht					x	
48b	TSI-totaal P						x
48c	TSI-chlorofyl a						x
56	zoöplankton/seston						x

Tabel 3: Een aantal ecologische variabelen (zie bijlage 1) geplaatst op een lineaire overgang van "conditie" naar "respons".

nr.	parameter	Nummer parameterset						
		1	2	3	4	5	6	7
1	oppervlakte	x	x					x
2	gemiddelde diepte	x	x					x
6	temperatuur	x	x	x				x
11	chloride	x	x	x	x			x
10	geleidingsvermogen	x	x	x	x			x
9	pH	x	x	x	x			x
16	ammonium		x	x	x			x
17	biol. zuurstofverbruik BZV		x	x	x	x		x
18	opgelost anorg. N/opgelost anorg. P		x	x	x	x		x
32	zuurstofverzadigingspercentage			x	x	x	x	x
47	totaal N/totaal P			x	x	x	x	x
48b	TSI-totaal P			x	x	x	x	x
48a	TSI-doorzicht			x	x	x	x	x
48c	TSI-chlorofyl-a				x	x	x	x
26	Palmer genusindex				x	x	x	x
29	pigmentsamenstelling (=perc. blauw- wieren in fytoplanktontelling)				x	x	x	x

Tabel 4: De sets van parameters gebruikt in de clustering. De volgorde van de parameters van boven naar beneden is in overeenstemming met het naar de responszijde opschuivende karakter van de parameter (zie ook tabel 3).

	I	II	III		I	II	III		I	II	III
Nieuwe Zwemmer	a1	A	A	NH kanaal 1	a1	A	b1	Schie	a1	A	d2
Zaan	a1	A	A	NH kanaal 2	a1	A	b1	Oude Rijn Alphen	a1	A	d2
Oude Rijn	a1	A	b1	Nauern. vaart	a1	A	b1	Naardertrekv.	a1	A	d1
Eem	a1	A	b1	Kanaal Omval	a1	A	b1	Beemsteruitw.	a1	A	d2
Wiel Kattend. polder	a1	A	b1	Hilversums kan.	a1	A	b2	Wijzend	a1	A	d2
Weegje	a1	c2	b1	Ringv. Haarlem.meer	a1	A	d2	Purmerringv.	a1	A	d2
								Beemsterringv.	a1	A	d2
Leidse vaart 1	a2	A	b2	's Gravel. vaart	a2	A	b2	Amstel 2	a2	A	b2
Leidse vaart 2	a2	A	b2	Plasje Schermer	a2	A	b2	Amstel 1	a2	A	b2
Vechten	b1	b1	c	Put van Broekhoven	b1	b1	c	Plas Kruithof/Wiel	b1	b1	d2
Gr. Maarsev. plas	b1	b1	c	Kl. Maarsev. plas	b1	b1	d2				
de Wielen	b2	A	d1	Ouderkerkerplas	b2	b2	c	Gaasperplas 1	b2	b2	c
								Gaasperplas 2	b2	b2	c
Sluipwijkse pl. 2	c1	c2	A	Tjeukemeer	c1	c2	A	Langeraaarse pl. 2	c1	c2	A
Nieuwkoopse pl. Zuid	c1	c2	A	Sluipwijkse pl.	c1	c1	A	Langeraaarse pl. 1	c1	c1	A
Nieuwkoopse pl. Noord	c1	c2	A	Binnenbedijkte Maas	c1	c2	A	Stichts Ankev. pl.	c1	c1	d1
Grote Wielen	c1	c1	A	Slotermeer	c1	c2	A	Holl. Ankev. pl.	c1	c1	A
Groote Brekken	c1	c2	A	Brandermeer	c1	c2	A				
Bergse Achterplas	c2	c2	b2	Vuntus	c2	c1	d2	Botshol	c2	c2	d1
Wijde Gat	c2	c2	b2	Breukelev. plas	c2	c1	d2	Naardermeer Gm	c2	c1	d1
Poel bij W. veer	c2	c2	b2	Wijde Blick	c2	b2	d2	Naardermeer Bb	c2	c1	d1
Kinselmeer	c2	c2	b2	Spiegelplas	c2	b2	d2	Mooie Nel	c2	c2	b2
Gr. Laarderwasmeer	c2	c1	b1	Braassem. meer	c2	c2	d2	Amstelmeer	c2	c2	b1
Loosdr. plassen	c2	c1	d2	Westeinder	c2	c2	d1	Kaag Norremeer	c2	c2	d2
								Abcoudermeer	c2	c2	d2

Tabel 5: Vergelijking van de dendrogrammen van de clustersets 7, 1 en 5

- I: (Sub)clusters in het dendrogram van set 7 (volledige set) (zie fig. 9).
 II: (Sub)clusters in het dendrogram van set 1 (conditieset) (zie fig. 3).
 III: (Sub)clusters in het dendrogram van set 5 (responsset) (zie fig. 7).

B I J L A G E N

Lijst van bijlagen

Bijlage 1. Lijst van ecologische parameters

Bijlage 2. Lijst van geraadpleegde bronnen voor gegevens(bestanden)

Bijlage 3. Lijst van oppervlaktewateren en monsterpunten

Bijlage 4. Overzicht van de parametergegevens per locatie

Bijlage 5. Parameterklasssegrenzen

Bijlage 6. Relatieve frequentieverdelingen van de maand- resp. gemiddelde
zomerwaarden per parameter van alle locaties

Lijst van ecologische parametersToelichting

Conform de "Begrippenlijst ten behoeve van Ecologische Normen Waterbeheer" (Gezondheidsraad, 1984) is een ecologische parameter (=grootheid=variabele) "een kwantificeerbare eigenschap waarmee een ecosysteem geheel of gedeeltelijk beschreven kan worden". De lijst bevat 58 parameters die zijn verdeeld in zg. conditionerende variabelen en responsvariabelen. Voorts is een groepering aangebracht in morfometrische, fysische, chemische en biologische parameters en in structuur- en procesparameters. Binnen de biologische variabelen is nog weer onderscheid gemaakt in groepen waarvoor bij de bepaling wel resp. geen taxonomische kennis vereist is.

Van iedere parameter is de volgende informatie gegeven

- Categorie** : de subgroep waartoe de parameter gerekend kan worden (zie ook hiernavolgend overzicht).
- Referentie** : een verwijzing naar literatuur waarin de parameter wordt besproken. Zie voor volledige literatuur-opgave de referentielijst in Deel 3 van deze Bijlage.
- Omschrijving** : een korte bespreking van de beschrijvende waarde en van de bepalingsmethode van de parameter.
- Ecologische evaluatie** : een toetsing van de parameter aan de criteria "aard van de grootheid", "tijdelijke en ruimtelijke criteria" en "stuurbaarheid" (zie par. 3.1 van dit rapport). Met ruimtelijke variatie worden, tenzij anders vermeld, de variaties tussen en niet binnen waterbekkens bedoeld.
- Technisch-economische evaluatie** : toetsing van de parameter aan het criterium "uitvoerbaarheid" (zie par. 3.1).
- Beoordeling** : Toekenning van kwalificatie A i.c. toepassing van de parameter voor de karakterisering van "grote wateren" (zie par. 2.1) aanbevolen, of B i.c. voorlopig nog bezwaren tegen toepassing maar nader onderzoek is gewenst.

Bijlage 1, Deel 1

Overzicht van de
behandelde parameters

Overzicht van de behandelde ecologische parameters

CONDITIONERENDE VARIABELEN

* morfometrische parameters

- 1 oppervlakte
- 2 gemiddelde diepte
- 3 quotiënt hypolimnion vol./epilimnion vol.
- 4 quotiënt littoraal opp./epilimnion vol.
- 5 strijklengte

* fysische structuurparameters

- 6 temperatuur
- 7 watergehalte sediment

* fysische (hydrologische) procesparameter

- 8 verversingsfrequentie

* chemische structuurparameters

- 9 pH
- 10 geleidingsvermogen
- 11 chloride
- 12 hardheid
- 13 bicarbonaat
- 14 calcium
- 15 sulfaat
- 16 ammonium ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$)

* biologische procesparameter/chemische structuurparameter

- 17 biologisch zuurstofverbruik BZV

* afgeleide parameter

- 18 quotiënt opgelost anorg. N/opgelost anorg. P

RESPONSVARIABELEN

* fysische structuurparameters

- 19 gereflecteerd licht
- 20 kleur

* biologische structuurparameters van taxonomische aard

- 21 sleutelsoort
- 22 frekventieverdeling van leeftijdsklassen
- 23 grafische diversiteitsparameter
- 24 saprobie-index Kolkwitz & Marsson
- 25 index volgens Dresscher & van der Mark
- 26 Palmer genusindex
- 27 bodemkwaliteitindex
- 28 functionele groepenindex

* biologische structuurparameters waarvoor geen taxonomische kennis nodig is

- 29 pigmentsamenstelling
- 30 adenosinetriphosfaat ATP
- 31 Totaal stikstof (N-Tot)
- 32 zuurstofconcentratie
- 33 organisch koolstofgehalte
- 34 bioproductiegetal van het sediment
- 35 faecale coli getal

* biologische procesparameters

- 36 netto primaire productiesnelheid ^{14}C
- 37 netto productiesnelheid O_2
- 38 algenkolonisationsnelheid
- 39 algengroeipotentie
- 40 protozoënkolonisationsnelheid
- 41 graasactiviteit
- 42 V_{max}
- 43 CO_2 -opnamesnelheid
- 44 biologische zuurstofconsumptie BZC (=BOC)
- 45 oxygen deficit rate
- 46 warmteproductie

* afgeleide parameters

- 47 quotiënt totaal-N/totaal-P
- 48 trophic state index
 - a. TSI-SD (doorzicht)
 - b. TSI-TP (totaal fosfor)
 - c. TSI-Chla (chlorofyl-a)
- 49 autotrofie-index: asvrij dr. gew./chlor.-a
- 50 vitaliteitsindex: ATP/asvrij dr.gew.
- 51 autotrofe assimilatie-index: prim. prod./chlor.-a
- 52 functionele trofie-index: chlor.-a/ATP
- 53 productie/respiratie quotiënt = P/R
- 54 quotiënt zoopl./fytopl. productie
- 55 autotrofe productie-index: prim.prod./bact.prod.
- 56 quotiënt zoöplankton/seston
- 57 quotiënt anaërobe/aërobe bact.
- 58 bacteriële assimilatie-index: bact.prod./bact.biomassa

Bijlage 1, Deel 2

Nadere informatie over de
ecologische parameters

PARAMETER	: OPPERVLAKTE	NR. 1
Categorie	: Morfometrische parameter	
Referentie	: Hutchinson, 1957	
Omschrijving	: De oppervlakte (A) van een waterbekken is gerelateerd aan het wateroppervlak en is dus inclusief de oeverzone.	
Ecologische evaluatie	: De oppervlakte (A) is mede bepalend voor variabelen zoals strijklengte, externe belasting etc. Bij de CUWVO-typologie (Derde IMP, 1985) zijn vorm en grootte kwalitatieve indelingscriteria.	
	Conclusie	: De factor is een belangrijk basisgegeven met een aanzienlijke ruimtelijke variatie. Oppervlakte is een vast gegeven en in de praktijk geen stuurbaar beheersinstrument.
Technisch-economische evaluatie	: De vaststelling is eenmalig en in de Nederlandse situatie zal het gegeven altijd voorhanden zijn (bijv. bij provinciale diensten).	
	Conclusie	: De bepaling is geen probleem.
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: GEMIDDELDE DIEPTE (Z)	NR. 2
Categorie	: Morfometrische parameter.	
Referentie	: Uhlmann, 1982.	
Omschrijving	: De gemiddelde diepte van een meer is het quotiënt van volume en oppervlakte.	
Ecologische evaluatie	: De gemiddelde diepte (Z) van een meer is een belangrijke term in het eutrofiëringsmodel van Vollenweider (1975) en bepaalt mede het effect van een bepaalde (nutriënten)-belasting van een meer op de (nutriënten)-concentratie in dat meer. In ondiepe, niet-gestratificeerde meren (tot ca. 3-4 m) zal afhankelijk van de diepte de fotische zone (d.i. de zone waarin het fytoplankton voldoende licht heeft om te produceren) zich over de gehele of een deel van de diepte uitstrekken. Door de totale menging zal de Z toch een belangrijk gegeven zijn bij de voorspelling van de fytoplanktonproductie. In gestratificeerde meren echter wordt de mengdiepte bepaald door de spronglaag en is dus naast de Z ook de gemiddelde mengdiepte een belangrijk gegeven (zie ook parameter 3).	
	Conclusie :	Deze morfometrische factor is een belangrijk basisgegeven. De ruimtelijke variatie is groot. De factor wordt in de praktijk alleen beïnvloed door uitdieping, maar dit is geen gebruikelijk beheersinstrument.
Technisch-economische evaluatie	: Als een dieptekaart aanwezig is, dan kan de gemiddelde diepte zeer eenvoudig worden bepaald. De bepaling van de gemiddelde mengdiepte zal, gezien de dynamiek van de stratificatie, verscheidene metingen gedurende het zomerseizoen vereisen, maar is gezien de constantheid gedurende opeenvolgende jaren eenmalig.	
	Conclusie :	Bepaling van de parameter is redelijk eenvoudig.
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: QUOTIËNT HYPOLIMNIONVOLUME/ EPI LIMNIONVOLUME (V_h/V_e)	NR. 3
Categorie	: Morfometrische parameter.	
Referentie	: Uhlmann, 1982.	
Omschrijving	: In diepe plassen ontstaat in de zomer een stratificatie, waarbij een warme bovenlaag (epilimnion) door een smalle grenszone (metalimnion) van een koele onderlaag (hypolimnion) wordt gescheiden. De volume-verhouding van hypo- en epilimnion hangt af van de diepte van de plas en de ligging van het metalimnion. Dit laatste is op zijn beurt gecorreleerd met de expositie van het waterbekken ten opzichte van de wind.	
Ecologische evaluatie	: Het V_h/V_e -quotiënt heeft invloed op de zuurstofhuishouding van het hypolimnion. Immers in een groot hypolimnion zal zuurstofloosheid vanwege mineralisatie van gesedimenteerde materiaal minder snel optreden dan in een klein hypolimnion. Voorts zal de invloed van het sediment op de interne nutriëntenbelasting samenhangen met en de hypolimnische zuurstofconcentratie en de verhouding van sedimentoppervlakte en totaal volume. Deze laatste is duidelijk gecorreleerd met V_h/V_e .	
	Conclusie : De parameter geeft in gestratificeerde meren een belangrijke informatie over de ecologische situatie en vertoont een aanzienlijke ruimtelijke variatie. Het quotiënt is te wijzigen door uitdiepen van een plas, hetgeen om redenen van waterkwaliteitsverbetering wel wordt aanbevolen.	
Technisch-economische evaluatie	: Als er een goede morfometrische kaart beschikbaar is, dan levert de bepaling van deze parameter geen problemen op.	
	Conclusie : De bepaling van de parameter is technisch en economisch geen probleem.	
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: QUOTIËNT LITTORAAL OPPERVLAKE / NR. 4 (EPILIMNION) VOLUME ($A_{litt}/V(e)$).
Categorie	: Morfometrische parameter.
Referentie	: Uhlmann, 1982.
Omschrijving	: Het quotiënt is samengesteld uit twee morfometrische parameters. Het littoraal is daarbij gedefinieerd als de zone waarin zowel emerse als submerse wortelende waterplanten voorkomen. In ondiepe meren betreft V het totale volume, in gestratificeerde meren beperkt het volume zich tot het epilimnion (V_e) i.c. dat deel van het pelagiaal waar gewoonlijk de fytoplanktonproductie plaatsvindt.
Ecologische evaluatie	: Autotrofe productie in een meer is globaal verdeeld over fytoplankton in het vrije water en macrofyten met epifytische en epipelische microfyten in het littoraal. Het quotiënt $A_{litt}/V(e)$ indiceert de verdeling van de totale autotrofe productie over de twee zones van een waterbekken. De littorale ontwikkeling heeft sterke invloed op de ontwikkeling van de hogere trofische niveaus (macrofauna) en bevordert de invang van nutriënten en de sedimentatie van autochtoon en allochtoon detritus. Diverse morfometrische eigenschappen, waaronder de "oeverontwikkeling" (=shoreline development- D_L , Hutchinson, 1957) en het onderwatertalud, kunnen het quotiënt sterk beïnvloeden.
	Conclusie : Het quotiënt geeft globale informatie over de ruimtelijke verdeling van autotrofe producenten over littoraal en pelagiaal en zal ruimtelijke variatie vertonen. Door ingrepen in de morfometrie is sturing mogelijk.
Technisch-economische evaluatie	: De bepaling van het littorale oppervlak is via luchtfotografie te bepalen. Veelal zullen opnamen beschikbaar zijn of via andere (provinciale) diensten worden verzameld. Volume metingen zijn uit morfometrische gegevens te berekenen (zie nr. 1 en 2).
	Conclusie : De parameter kent weinig technisch-economische bezwaren.
Beoordeling	: A.

PARAMETER	: STRIJKLENGTE (E)	NR. 5
Categorie	: Morfometrische parameter.	
Referentie	: Uhlmann, 1982.	
Omschrijving	: Onder de strijklengte wordt verstaan de maximale afstand over het wateroppervlak in de heersende windrichting.	
Ecologische evaluatie	: In ondiepe meren heeft E invloed op de resuspensie van sediment in de waterfase. Dit is gerelateerd aan belangrijke parameters als doorzicht (zie nr. 48a) en sestongehalte (zie nr. 33). Voorts is de interne P-belasting een functie van E/gemiddelde diepte. In diepe meren is E medebepalend voor de ligging van de spronglaag en dus het quotiënt V_h/V_e (zie nr. 3). Het metabolisme van een waterbekken zal vooral worden beïnvloed door de strijklengte in het groeiseizoen. In het West- en Noordnederlandse onderzoeksgebied is vanwege de overheersende windrichting de strijklengte meestal ZW-NO gericht.	
	Conclusie : De parameter geeft op indirecte wijze informatie over enkele belangrijke eigenschappen van aquatische ecosystemen, maar nader onderzoek in de Nederlandse situatie is noodzakelijk. Er bestaat een grote ruimtelijke variatie. Er is weinig sturing mogelijk.	
Technisch-economische evaluatie	: Bepaling van de parameter geschiedt via meting van afstanden op stafkaarten en de opnamen van windrichtingen (gegevens van het dichtsbijzijnde weerstation).	
	Conclusie : De meting van de strijklengte is relatief eenvoudig.	
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: TEMPERATUUR	NR. 6
Categorie	: Fysische structuurparameter	
Referentie	: Hutchinson, 1957; Wetzel, 1975	
Omschrijving	: De temperatuur is onderdeel van de Basis-kwaliteit uit het IMP-Water (1985).	
Ecologische evaluatie	: De temperatuur heeft een essentiële invloed op de structuur (soortensamenstelling) en het functioneren (processen) van het aquatisch ecosysteem. Het gegeven is nodig voor de vaststelling van diverse andere variabelen, bv. electrisch geleidingsvermogen (nr. 10), BZV (nr. 17), zuurstofverzadigingspercentage (nr. 32), e.a.	
	Conclusie :	De variabele geeft essentiële informatie. De tijdelijke variatie hangt samen met de seizoenscyclus. De ruimtelijke variatie tussen systemen hangt samen met diepte- en volumeverschillen, binnen systemen met de diepte (stratificatie). De stuurbaarheid is gering.
Technisch-economische evaluatie	: De bepaling is een reeds lang toegepaste routinehandeling	
	Conclusie :	Er zijn geen technisch-economische bezwaren.
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: WATERGEHALTE SEDIMENT	NR. 7
Categorie	: Fysische structuurparameter.	
Referentie	: Häkanson, 1981.	
Omschrijving	: Het watergehalte wordt bepaald als gewichtspercentage van het natte sediment en is betrokken op de bovenste cm (W_{0-1}).	
Ecologische evaluatie	: Het blijkt dat, althans in diepere Zweedse meren, diverse fysische sedimenteigenschappen zoals organischestofgehalte, korrelgrootte, sedimentdiepte, e.a., nauw gecorreleerd zijn met het watergehalte. Deze parameter blijkt ook gecorreleerd te zijn met diverse chemische sedimenteigenschappen. Er is hier sprake van een sleutelfactor. Het watergehalte zelf is gerelateerd aan algemene meerkenmerken zoals vorm, diepte, strijklengte, afstand van de oever, sedimentatie- of erosiegebieden, e.d. Häkanson (1981) bleek in staat voor zijn meersedimenten een karakteristiek watergehalte (W_k) te bepalen en de meren zelf via een meerconstante (K_1) te karakteriseren. Zijn resultaten zijn niet zonder meer toepasbaar op de Nederlandse situatie, vooral vanwege de (veel) geringere diepte.	
	Conclusie :	De parameter geeft belangrijke informatie over de toestand van het sediment, dat op zijn beurt de algemeen limnologische toestand van het gehele meer reflecteert. De ruimtelijke en tijdelijke variatie is voor de Nederlandse situatie nog onvoldoende bekend. De stuurbaarheid zal zeer gering zijn.
Technisch-economische evaluatie	: De bepaling is eenvoudig, de bemonstering eist aangepaste apparatuur die echter wel beschikbaar is.	
	Conclusie :	De bepaling is technisch-economisch acceptabel.
Beoordeling	: A, hoewel nog nader onderzoek noodzakelijk is.	

PARAMETER

: VERVERSINGSFREKWENTIE

NR. 8

Categorie

: Fysische (hydrologische) procesparameter.

Referentie

: Uhlmann, 1982.

Omschrijving

: De verversingsfrequentie van een waterbekken is het aantal keren in een periode t , dat het volume van dat bekken wordt vervangen. De reciproke waarde heet verblijfstijd. De waarde kan worden bepaald via het opstellen van de waterbalans.

Ecologische evaluatie

: De verversingsfrequentie van een meer speelt een belangrijke rol bij de totstandkoming van de concentratie van bv. chlorofyl. De parameter is een essentieel onderdeel van het door Vollenweider (1975) opgestelde eutrofiëringsmodel. De mate waarin een planktoncoenose wordt opgebouwd of verdwijnt hangt nauw samen met de verversingsfrequentie via de tijdsduur voor (her)gebruik van nutriënten. Ook hangen sedimentatieprocessen met deze factor samen.

Conclusie : De verversingsfrequentie is een belangrijke factor die aan de basis staat van het functioneren van aquatische ecosystemen. De ruimtelijke variatie is groot, de tijdelijke variatie kan afhankelijk van volume en weersomstandigheden aanzienlijk zijn. De factor is extern via kwantitatief waterbeheer (bv. vergroting afwateringsgebied) makkelijk te sturen. Ook intern door volumeverandering (bv. uitdiepen) is sturing mogelijk.

Technisch-economische evaluatie

: Vaststelling van de verversingsfrequentie is lang niet altijd een eenvoudige zaak, vooral in die gebieden waar kwel en wegzijging een belangrijke rol spelen. In het kader van een gedifferentieerde aanpak van de eutrofiëring zijn echter waterbalansen per beheerseenheid onontbeerlijk.

Conclusie : De verversingsfrequentie is niet makkelijk exact te bepalen, maar semi-kwantitatieve getallen geven veelal bruikbare informatie.

Beoordeling

: A.

De volgende parameters worden behandeld zonder uitgebreide beschrijving. Ze worden alle genoemd in de Basiskwaliteit (Tweede IMP, 1981). Het betreft chemische structuurparameters, die vaak reeds gedurende een lange periode door de waterbeheerder worden bepaald en technisch-economisch zijn geaccepteerd.

- * Parameter : pH Nr. 9
Toelichting : De zuurgraad speelt via het koolzuurevenwicht een essentiële rol bij de primaire productie. Ook bij allerlei andere biotische en abiotische processen is de factor van groot belang. De ruimtelijke en tijdelijke variatie is groot, de stuurbaarheid via procesbeïnvloeding redelijk.
Beoordeling : A.
- * Parameter : Geleidingsvermogen Nr. 10
Toelichting : De parameter is een maat voor het totale ionengehalte van een waterbekken en van grote invloed op de samenstelling van de biocoenose. De tijdelijke en ruimtelijke variatie is groot, terwijl via ondermeer kwantitatief waterbeheer is te sturen.
Beoordeling : A.
- * Parameter : Chloride (Cl^-) Nr. 11
Toelichting : In het holocene gebied van Nederland is chloride het voornaamste bestanddeel van de anionen en een zeer belangrijke structuurregulerende factor. Het bepaalt de osmotische regulatie van organismen. Variatie en stuurbaarheid zijn als die van het geleidingsvermogen (zie nr. 10).
Beoordeling : A.
- * Parameter : Hardheid Nr. 12
Toelichting : Het kwantitatieve aspect van de hardheid is deels reeds verwerkt in het elektrische geleidingsvermogen. Kwalitatieve aspecten hangen samen met pH (nr. 9), HCO_3^- (nr. 13) en Ca^{2+} (nr. 14).
Beoordeling : B.
- * Parameter : Bicarbonaat Nr. 13
Toelichting : De factor is essentieel bij de buffering van het systeem tegen verzurende invloeden. Tijdelijke en ruimtelijke variatie aanzienlijk, de sturingsmogelijkheid is matig.
Beoordeling : A.

- * Parameter : Calcium (Ca^{2+}) Nr. 14
Toelichting : Calcium is een belangrijk kwalitatief aspect van de hardheid (nr. 12). Tijdelijke en ruimtelijke variatie zijn redelijk, de sturingsmogelijkheid is gering.
Beoordeling : A.
- * Parameter : Sulfaat (SO_4^{2-}) Nr. 15
Toelichting : Het specifieke belang van variaties in deze factor voor de structuur en het functioneren van het aquatisch ecosysteem is relatief klein. Net als bij de hardheid (nr. 12) is het kwantitatieve aspect reeds verwerkt in het elektrisch geleidingsvermogen.
Beoordeling : B.
- * Parameter : Ammonium ($\text{NH}_4^+ \text{NH}_3$) Nr. 16
Toelichting : Ammonium is een belangrijk nutriënt, de ammoniakvorm is boven bepaalde concentraties toxisch. De ruimtelijke en tijdelijke variatie is groot. De stuurbaarheid is groot. Vanouds een waterkwaliteitsparameter.
Beoordeling : A.

PARAMETER	: BIOLOGISCH ZUURSTOF VERBRUIK (BZV)	NR. 17
Categorie	: Biologische procesparameter/chemische structuurparameter.	
Referentie	: APHA, 1976.	
Omschrijving	: BZV representeert de zuurstofopname in een watermonster gemeten na 5 dagen in het donker en geïncubeerd bij 20°C (BZV ^{20/5}). Het wordt een maat geacht voor de hoeveelheid afbreekbaar organisch materiaal. Voorts wordt het geacht inzicht te geven in (onderdelen van) de zuurstofhuishouding van waterbekkens. Fractionering van het monster kan extra informatie opleveren.	
Ecologische evaluatie	: BZV ^{20/5} is een van de meest gebruikte indicatoren in het Nederlandse waterkwaliteitsbeleid. Toch is er veelvuldige en fundamentele kritiek geuit op de waarde van deze parameter. Zo zal het BZV, gemeten over de arbitraire periode van 5 dagen, slechts een onbekend en wisselend deel van de biologische afbreekbare fractie weergeven. Derhalve wordt enerzijds aanbevolen sterk belaste monsters te verdunnen, anderzijds om de meetperiode te verkorten tot bv. 2 dagen (Moller Pillot, 1971). Van Stralen & Kersting (1977) maken op grond van literatuurgegevens en theoretische argumenten aannemelijk dat de BZV-test geen bruikbare informatie geeft over het gehalte aan biologisch afbreekbare organische stof en evenmin bruikbaar is om voorspellingen te doen over de zuurstofhuishouding van oppervlaktewater. In eigen onderzoek toonden zij aan dat er geen verband bestond tussen de BZV ^{20/5} waarden en de waterkwaliteit van een zevental duidelijk in kwaliteit verschillende wateren. Een ernstig nadeel van de methode is voorts dat lage BZV-waarden niet alleen kunnen samenhangen met lage organische-stofgehalten maar ook met (opzettelijke) remming door toxische agentia.	
Conclusie :	Gezien de fundamentele kritiek op deze parameter kan getwijfeld worden aan de waarde wat betreft zijn vermogen ecosystemen te karakteriseren en inzicht te verschaffen omtrent het functioneren van ecosystemen. De tijdelijke en ruimtelijke variatie kan zeer aanzienlijk zijn. De parameter kan redelijk gestuurd worden door beïnvloeding van de invoer van organisch materiaal.	

Technisch-economische
evaluatie

: BZV metingen worden standaard toegepast.
De meet- en regelindustrie produceert een
variatie aan geautomatiseerde meetappa-
ratuur.

Conclusie : BZV metingen zijn technisch en financieel
geaccepteerde methoden.

Beoordeling

: B.

PARAMETER	: QUOTIENT OPGELOSTE ANORGANISCHE STIKSTOF/FOSFOR (N/P)	NR. 18
Categorie	: Afgeleide parameter.	
Referentie	: Uhlmann, 1982.	
Omschrijving	: De parameter is samengesteld uit de chemische analysegegevens van opgeloste stikstof en fosfor. De analysetechnieken zijn algemeen bekend (zie o.a. Golterman, 1969)	
Ecologische evaluatie	: Fosfaat wordt als een sleutelfactor beschouwd voor de fytoplankton-(chlorofyl) concentratie in oppervlaktewateren. In ongestoorde zoete binnenwateren is fosfaat meestal de beperkende factor doordat allerlei adsorptieprocessen plaatsvinden, hetgeen resulteert in een relatief hoog N/P-quotiënt. Bij belasting met huishoudelijk/industriële effluent, dat een laag N/P-quotiënt bezit, zal deze verhouding in het ontvangende water dalen. Het N/P-quotiënt is dus een indicator voor het verloop van het eutrofiëringsproces. Uitgaande van gewichten zullen waarden > 11 P-beperking indiceren (oligotrofie) en waarden < 5 op N-beperking duiden (hypertrofie).	
	Conclusie : De parameter geeft geïntegreerde informatie over de trofietoestand van het oppervlaktewater. Er bestaat een aanzienlijke ruimtelijke en tijdelijke variatie. Sturing van de samenstellende factoren, vooral van het P-gehalte, wordt algemeen toegepast.	
Technisch-economische evaluatie	: De analyse van de samenstellende parameters is eenvoudig. Beide parameters worden veelal al door de beheerders gemeten.	
	Conclusie : Er zijn geen technisch-economische bezwaren.	
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: GEREFLLECTEERD LICHT	NR. 19
Categorie	: Fysische structuurparameter.	
Referentie	: Arkimaa & Raitala, 1981.	
Omschrijving	: De door wateroppervlakken gereflecteerde lichthoeveelheid en lichtsamenstelling wordt b.v. vanuit vliegtuigen met behulp van multispectrale scanning gedetecteerd.	
Ecologische evaluatie	: Het blijkt dat diverse karakteristieken van het aquatische ecosysteem, zoals bodemsamenstelling, chemische en biologische samenstelling van het vrije water, e.d. tot uiting komen in hoeveelheid en aard van het gereflecteerde licht. De techniek is in ontwikkeling. De resultaten zijn voorlopig meer kwalitatief dan kwantitatief. Nadere aandacht in het kader van remotesensingonderzoek is aan te bevelen.	
	Conclusie :	Het ziet er naar uit dat via deze techniek hoog geïntegreerde informatie over het aquatisch ecosysteem is te verkrijgen. De ruimtelijke en tijdelijke variatie van deze parameter is groot. Over de stuurbaarheid zijn nog geen uitspraken te doen.
Technisch-economische evaluatie	: De techniek is in Nederland nog niet gereed voor operationeel gebruik. Er lopen enige onderzoeksprojecten. In o.a. Canada, Zweden en Noorwegen wordt de techniek reeds als controlemiddel toegepast.	
	Conclusie :	De techniek is technisch-economisch nog niet gereed voor toepassing.
Beoordeling	: B, maar nader onderzoek is dringend gewenst.	

PARAMETER

: KLEUR

NR. 20

Categorie

: Fysische structuurparameter.

Referentie

: Hutchinson, 1957.

Omschrijving

: De kleur kan worden beschreven als die van doorvallend licht door een gefiltreerd watermonster, maar ook als die van teruggekaatst licht van de wateroppervlakte (nr. 19). De kleur wordt veelal bepaald door vergelijking met een gestandaardiseerde verdunningsreeks van (een mengsel van) chemische verbindingen, die een kleurenreeks levert.

Ecologische evaluatie

: De eigen kleur van buitenwater wordt bepaald door opgeloste bestanddelen, veelal van humeuze aard. In de Nederlandse situatie overheerst veelal de "kleur" van seston i.c. het fytoplankton. De dominante groepen, zoals cyanobacteriën, groenwieren of diatomeeën hebben een kenmerkende kleur.

Conclusie : De kleur geeft geïntegreerde informatie over chemische en biologische eigenschappen van een waterbekken. Er is aanzienlijke ruimtelijke en tijdelijke variatie aanwezig. De parameter is redelijk stuurbaar via hydrologische maatregelen en beïnvloeding van biologische processen.

Technisch-economische evaluatie

: De bepaling is eenvoudig en informatie omtrent de parameter is ook deels reeds beschikbaar bij de meting van organische stofgehalte (nr. 33).

Conclusie : De bepaling is technisch en financieel acceptabel.

Beoordeling

: A (als nr. 33 wordt gemeten dan B).

PARAMETER	: SLEUTELSOORT	NR. 21
Categorie	: Biologische structuurparameter van taxonomische aard.	
Referentie	: Paine, 1980.	
Omschrijving	: Een voedselweb representeert zowel trofische relaties als ook competitieve verbanden. In het geheel van connecties spelen vaak slechts enkele soorten, die niet speciaal een kwantitatief belangrijk deel van de biocoenose behoeven uit te maken, een sleutelrol. Die sleutelsoorten ("keystone species") controleren en sturen in belangrijke mate de infrastructuur van de levensgemeenschap en hebben derhalve een sterk indicatorische waarde voor het ecosysteemtype.	
Ecologische evaluatie	: Kennis omtrent biologische interacties is voor het begrijpen van de structuur van een levensgemeenschap van minstens zo groot belang als kennis omtrent de relaties van de levensgemeenschap met de abiotische factoren. Het identificeren van de sleutelsoorten in een levensgemeenschap geeft de mogelijkheid om die gemeenschap op relatief eenvoudige wijze te karakteriseren. Overigens is onze kennis omtrent deze soorten nog zeer beperkt, terwijl de analyse van de biocoenose niet eenvoudig is.	
	Conclusie : Sleutelsoorten zullen een geïntegreerde informatie over de structuur van het ecosysteem verschaffen. Er zal een grote ruimtelijke variatie in sleutelsoorten zijn. Sturing d.w.z. beïnvloeding van deze factoren lijkt een moeilijke zaak. De kennis nodig om sleutelsoorten te identificeren is nog onvoldoende.	
Technisch-economische evaluatie	: Analyse van het voedselweb en identificatie van sleutelsoorten is moeilijk en moeizaam. Zijn in een bepaald ecosysteemtype eenmaal de sleutelsoorten bekend dan is controle relatief eenvoudig en veelal onderdeel van een bredere biologische controle.	
	Conclusie : Er zijn vooralsnog vooral technische bezwaren. Onderzoek is van een fundamenteel karakter en hoort eerder op onderzoeksinstituten thuis, dan bij de beheerder.	
Beoordeling	: B.	

PARAMETER

: FREKWENTIEVERDELING VAN
LEEFTIJD SKLASSEN

NR. 22

Categorie

: Biologische structuurparameter van taxonomische aard.

Referentie

: Herricks & Cairns, 1982; Shapiro et al, 1975; Eifac, 1978.

Omschrijving

: De leeftijd van een organisme is uit te drukken in een tijdmaat (dagen, jaren, etc.) of in vervellingsstadium (bv. bij crustaceeën, insecten e.d.). De leeftijdsopbouw van een populatie wordt weergegeven via een frekwentieverdeling.

Ecologische evaluatie

: De frekwentieverdeling van leeftijdsklassen karakteriseert een populatie en reflecteert de invloed van zowel abiotische als biotische milieufactoren op een deel van de levensgemeenschap. Vooral vissen lenen zich goed voor dit doel omdat hun leeftijd gemakkelijk via schubben of otolithen is te bepalen, omdat door hun vaak relatief lange levensduur een brede frekwentieverdeling aanwezig is en omdat zij een hoog trofisch niveau representeren, en dus een geïntegreerde indicatie geven over de toestand van het ecosysteem. Discontinuïteiten in de leeftijdsopbouw zoals de afwezigheid van jaarklassen, geven een, veelal tijdelijke, verslechtering aan in de levensomstandigheden van de betreffende vissoort en dus in de kwaliteit van het betreffende waterbekken. Een achteruitgang in levensomstandigheden bij gelijkblijvende fysisch-chemische condities is bijvoorbeeld het afwezig zijn van macrofyten, waardoor schuil- en/of paaimogelijkheden ontbreken.

Conclusie : De parameter, vooral ontleend aan de vispopulatiebiologie, geeft geïntegreerde informatie over de structuur van het ecosysteem. Verschuiving in de leeftijdsopbouw levert inzicht in het functioneren van het ecosysteem. De tijdelijke en ruimtelijke variatie is aanzienlijk. Afhankelijk van de mate van inzicht in de oorzaak-effect-relaties is er een scala van stuurmogelijkheden.

Technisch-economische
evaluatie

: Bevissing is technisch eenvoudig, maar kan wel hoge kosten met zich meebrengen. Een combinatie met bevissing door andere instanties dan de waterkwaliteitbeheerder, bv. de directie Visserijen van het Departement van L. en V., de Organisatie tot Verbetering van de Binnenvisserij, e.d. is in sommige waterbekkens mogelijk. Ook zou met beroepsbinnenvissers kunnen worden

Biocoenosesamenstelling. Inleiding op de parameters 23-28

De structuur van een levensgemeenschap wordt behalve door fysische en chemische omstandigheden in minstens even belangrijke mate door biotische factoren bepaald, zoals bijvoorbeeld competitie, predatie, kolonisatie, uitsterven, levensgeschiedenis van de organismen, coëvolutie, voedselwebopdeling, e.d.

Een belangrijk ecosysteemkenmerk is de lijst van taxa die in dat systeem voorkomen. De aanwezige taxa zijn immers de geïntegreerde uiteindelijke reflecties van alle andere biotische en abiotische systeemeigenschappen en vormen het totale biotische netwerk.

De karakterisering van de levensgemeenschap van een aquatisch ecosysteem baseert zich gewoonlijk op één specifieke (taxonomische) groep. Voorbeelden uit de praktijk zijn: fytoplankton (of families daaruit), epifyton, macrofyten, macrofauna (of onderdelen daarvan, zoals zoöbenthos, vissen). De soortenlijst die uit de inventarisatie resulteert, beperkt zich vaak tot kenmerkende taxa (differentiërende taxa).

Van de hiervoor genoemde groepen zijn vooral de microfyten belangrijk. Zij bezitten een basisfunctie in het trofisch functioneren van grotere, stilstaande wateren (zie ook Rodhe, 1958). Ook visgemeenschappen hebben indicatieve waarde, omdat ze vaak aan het einde van de voedselketen staan (Shapiro et al., 1975; Hrbacek, 1981; Verneaux & Leynaud, 1977). Een vis-monitorprogramma is echter duur.

Het pogen tot indelen van aquatische ecosystemen op grond van hun biocoenosesamenstelling (d.w.z. het opstellen van een biologische typologie) is zo oud als de limnologie zelf en deze limnologische interesse beleefde zijn hoogtepunt in de eerste helft van deze eeuw (zie o.a. overzicht bij Brinkhurst, 1974). De aanpak vertoonde grote overeenkomst met die uit de vegetatiekunde (zie Westhoff & den Held, 1969). Voor sommige taxagroepen (bv. macrofyten) zijn bruikbare typologieën opgesteld, voor belangrijke aquatische groepen zoals het plankton is dat tot nu toe niet gelukt.

Recent heeft de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling besloten een hernieuwde poging te doen om een biologische typologie van de Nederlandse oppervlaktewateren op te stellen en om deze te correleren met typologieën gebaseerd op abiotische karakteristieken.

Eerder dan met onbewerkte soortenlijsten is getracht ecosystemen te karakteriseren via gekwantificeerde indices. Een selectie uit de overdaad aan dergelijke indices is behandeld onder nr. 23-28.

PARAMETER	: GRAFISCHE-DIVERSITEITPARAMETER NR. 23
Categorie	: Biologische structuurparameter van taxonomische aard (zie ook p. 24).
Referentie	: Van Dam, 1982; Smaal & de Vries, 1978.
Omschrijving	: De soortendiversiteit van een ecosysteem kan op twee wijzen grafisch worden weergegeven nl. als * soorten-abundantiehistogram. Het aantal soorten (y-as) wordt uitgezet tegen de logaritmie van de aantallen of biomassa per soort (x-as). * dominantie-diversiteitscurve. Op de x-as worden de soorten in afnemende dominantie afgezet. Op de y-as (log. schaal) staan de procentuele aantallen (of grammen) per soort van het totaal aantal individuen (of totale biomassa). In beide gevallen geeft de vorm van de curve informatie over "richness" en "eveness", de beide componenten van de diversiteit. Het soortenabundantiehistogram is ongeschikt bij lage individuaantallen per monster.
Ecologische evaluatie	: In de ecologie is veel aandacht besteed aan het weergeven van de soortendiversiteit van ecosystemen. De diversiteitsindices bevatten een soortsaantalcomponent ("richness") en een component die de aantallen (of biomassa) per soort ("eveness") weergeeft. De indices hebben ieder hun specifieke nadelen al blijken eenvoudige indices gebaseerd op genera vaak dezelfde uitkomsten te geven als degene waarbij gedetailleerde soortidentificatie is toegepast (Kaesler & Herricks, 1979). De grafische parameters hebben duidelijke voordelen, bv. minder informatieverlies. Bij de interpretatie is echter nog geen eenduidigheid en meer onderzoek is nodig.
	Conclusie : De parameter geeft informatie over de structuren van het ecosysteem en is als zodanig zeer belangrijk. De ruimtelijke en tijdelijke variatie is groot. De stuurbaarheid is, zoals alle parameters die zich op soortensamenstelling baseren, globaal.
Technisch-economische evaluatie	: Het vaststellen van de parameter is arbeidsintensief en eist uitgebreide soortenkennis en telwerk. De grafische verwerking kan geautomatiseerd worden. Er moeten hoge eisen worden gesteld aan standaardisering van bemonstering en verwerking.

Conclusie : Voorlopig dienen eenvoudiger indices,
waarbij bv. gedetailleerde soortenkennis
achterwege kan blijven geprefereerd te
worden.

Beoordeling

: B.

PARAMETER	: SAPROBIE-INDEX VLG. KOLKWITZ & MARSSON	NR. 24
Categorie	: Biologische structuurparameter van taxonomische aard (zie ook p. 24).	
Referentie	: Sladeczek, 1973.	
Omschrijving	: De saprobie-index baseert zich op het aandeel van (vooral plankton) organismen met een bepaalde tolerantie c.q. behoefte voor (de gevolgen van) een organische belasting in de totale (plankton) biocoenose. Het vaststellen van de index vereist soortenkennis en kennis omtrent de autecologie van de soorten.	
Ecologische evaluatie	: De ontwikkeling van saprobie-indexwaarden is gestart in Midden-europees stromende wateren (Kolkwitz & Marsson, 1908, 1909). De voor de index kenmerkende soorten blijken vaak niet bruikbaar in de Nederlandse stagnante omstandigheden. Bovendien is de informatie over de autecologie van soorten onvoldoende en lijkt geografische specificatie naar geomorfologisch/hydrologisch ecosysteemtype nodig. Om ook in Nederland een goede toepasbaarheid te krijgen is onder andere een goede analyse nodig van de correlatie tussen soortspresentie c.q. abundantie en de milieu-eisen en wel op regionale schaal. Het typologieproject van de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling (zie p. 24) past goed in dit kader. Het verdient aanbeveling bij de beoordeling van de indicatorwaarde ook te letten op de biotische invloeden, zoals predatie, competitie, e.d. naast abiotische omstandigheden. Bovendien is aanvullend autecologisch onderzoek nodig.	
	Conclusie :	De index combineert soortenkennis met kennis omtrent de autecologie en geeft derhalve een hoog geïntegreerde informatie omtrent de structuur van het ecosysteem. Doordat in de autecologische kennis ook veel informatie omtrent processen is besloten heeft de index ook waarde als procesparameter. De ruimtelijke en tijdelijke variatie is groot. Via sturing van de organische belasting is beïnvloeding van de index mogelijk. Door het ontbreken van voldoende autecologische kennis en de taxonomische problemen bij (soort)identificatie is de waarde beperkt en genieten meer eenvoudige indices (zie de nrs. 25, 26 en 27) wellicht de voorkeur.
Technisch-economische evaluatie	: Soortidentificatie is arbeidsintensief maar geschiedt bij vele beheerders routinematig.	

Conclusie : De methode is technisch-economisch acceptabel.

Beoordeling

: B.

PARAMETER	: DRESSCHER & VAN DER MARK INDEX	NR. 25
Categorie	: Biologische structuurparameter van taxonomische aard (zie ook p. 24).	
Referentie	: Dresscher & van der Mark, 1976.	
Omschrijving	: De index berust op de bepaling van de verhouding van het aantal soorten van groepen van microorganismen nl. Ciliaten en enkele fytoplanktongroepen. Het individuaantal per groep speelt geen rol. De index levert getallen op van -3 tot +3, die gecorreleerd zijn met klassen in organische verontreiniging (saprobie).	
Ecologische evaluatie	: De index is een vereenvoudiging van de saprobiebeoordeling volgens Sládeček (1973) en tevens toegesneden op de Nederlandse situatie. De methode faalt wanneer er een sterke dominantie van één soort (waterbloei) optreedt.	
	Conclusie : De index geeft, zoals alle indices die zich op soortensamenstelling baseren, hoog geïntegreerde informatie omtrent de structuur van het ecosysteem. De variatie in ruimte en tijd is vrij behoorlijk. Via beïnvloeding van de organische belasting is enige sturing mogelijk, maar deze blijft van globale aard.	
Technisch-economische evaluatie	: De methode is arbeidsintensief en relatief uitgebreid (nl. microfyten en microfauna) maar minder dan voor sommige andere saprobie indices omdat er een vormanalyse i.p.v. een gedetailleerde soortsaanduiding plaatsvindt.	
	Conclusie : In vergelijk met andere saprobie indices is de methode acceptabel.	
Beoordeling	: A (Als nr. 26 wordt gemeten dan B).	

PARAMETER	: PALMER GENUSINDEX	NR. 26
Categorie	: Biologische structuurparameter van taxonomische aard (zie ook p. 24).	
Referentie	: Palmer, 1969; Sullivan & Carpenter, 1982.	
Omschrijving	: De index baseert zich op de getalsmatig weergegeven relatie met organische belasting van fytoplanktongenera (en soorten). Deze relatie is vastgesteld middels een compilatie van 269 rapporten van 165 auteurs.	
Ecologische evaluatie	: Het fytoplankton is gewoonlijk de meest dominante groep onder de autotrofe producenten in de grotere stagnante wateren. Het karakteriseren van aquatische ecosystemen door middel van de kwalitatieve en kwantitatieve fytoplanktonsamenstelling geeft derhalve basisinformatie over hun structuur.	
	Conclusie :	De index geeft belangrijke ecologische informatie. De tijdelijke en ruimtelijke variatie is groot. De parameter is indirect stuurbaar maar, zoals alle parameters die zich op taxonsamenstelling baseren, is de sturingsmogelijkheid globaal.
Technisch-economische evaluatie	: De methode is weinig arbeidsintensief, door de eenvoudige en beperktere taxonomische verwerking (genusniveau) en gemakkelijker dan bv. die voor de saprobieindex (nr. 24).	
	Conclusie :	De methode is technisch-economisch acceptabel.
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: BODEMKWALITEITINDEX (=BOTTOM QUALITY INDEX, B.Q.I.)	NR. 27
Categorie	: Biologische structuurparameter van taxonomische aard (zie ook p. 24).	
Referentie	: Wiederholm, 1980, 1981.	
Omschrijving	: De B.Q.I. werd ontwikkeld voor Zweedse meren en is gebaseerd op soorten- en individuen aantallen van bentische organismen, speciaal oligochaeten en chironomidenlarven. De index blijkt goed gecorreleerd te zijn met trofiekarakteristieken zoals totaal-P en chlorofyl-a.	
Ecologische evaluatie	: De aard en dichtheid van de bodemfauna van een aquatisch ecosysteem is een geïntegreerde weergave van de autotrofe en heterotrofe processen in dat systeem en van verstoringen van deze processen door schadelijke stoffen. Biologische variabelen, vooral de wat langer levende bentische macrofauna elementen, reflecteren de milieucondities over een wat langere tijd en sommeren de (gecombineerde) effecten van stoffen die slechts in lage concentraties voorkomen.	
	Conclusie : De parameter geeft hoog geïntegreerde informatie omtrent zowel structuur als de processen in het ecosysteem. De kennis omtrent de ruimtelijke en tijdelijke variatie van de levensgemeenschappen van chironomidenlarven en oligochaeten is nog gering, maar aanzetten zijn aanwezig (Moller Pillot, 1971; Verdonschot, 1984). Indirecte sturing is mogelijk, maar zoals bij alle parameters die zich op soortensamenstelling baseren, blijft de sturingsmogelijkheid globaal.	
Technisch-economische evaluatie	: De methode is arbeidsintensief, maar (meer uitgebreider) macrofauna onderzoek wordt door verscheidene beheerders uitgevoerd. Het aantal bentische soorten is beperkter dan het aantal planktonsoorten. Er dient wel een strikte standaardisatie in monsternamen en verwerking te worden doorgevoerd.	
	Conclusie : De methode is technisch-economisch acceptabel.	
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: FUNCTIONELE GROEPEN INDEX	NR. 28
Categorie	: Biologische structuurparameter van taxonomische aard (zie ook p. 24).	
Referentie	: Cummins, 1974.	
Omschrijving	: De index baseert zich op de aantallen functionele groepen in een voedselweb of op de verhoudingen van aantallen soorten binnen functionele groepen bv. aantal detrituseters/aantal herbivoren.	
Ecologische evaluatie	: Soorten in een ecosysteem worden benoemd aan de hand van hun taxonomische verwantschap. De soorten die bij eenzelfde proces zijn betrokken kunnen gegroepeerd worden in functionele groepen. Een zeer globale indeling is in: autotrofen, herbivoren, carnivoren, detritivoren (detrituseters) en reducenten (detritusafbrekers). Er zijn binnen deze groepen gemakkelijk verfijningen aan te brengen bijvoorbeeld in de groottefractie van detritus, dat wordt gegeten, in de wijze waarop het voedsel wordt opgenomen (filtreerders, schrapers, e.d.), etc. Pederson et al. (1976) vergeleken het quotiënt van detrituseters en herbivoren in een groot aantal locaties in relatie tot hun trofie en vonden duidelijke verbanden.	
	Conclusie :	De index kan, afhankelijk van wijze waarop ze is samengesteld, een uitstekend inzicht geven in de structuur van ecosystemen terwijl daarbij ook informatie over processen in het ecosysteem wordt verkregen. In Nederland zijn wel globale gegevens over hoofdgroepen van ecosystemen (stromend versus stagnant, zoet-zout, e.d.) maar verfijnder onderzoek is nodig om de ruimtelijke variatie vast te stellen. De stuurbaarheid zal wel aanwezig zijn maar vereist nog (veel) onderzoek omtrent de relatie tussen de aanwezigheid van soorten en de factoren die hun aanwezigheid bepalen.
Technisch-economische evaluatie	: Het bepalen van soortenaantallen is arbeidsintensief maar gebeurt reeds bij een groot aantal beheerders (plankton, macrofauna, (sessiele) microfauna, e.d.). Er dient wel een uniforme en strikte standaardisatie in bemonstering en verwerking te worden doorgevoerd.	
	Conclusie :	De methode is nog niet voor een brede toepassing gereed, maar bij gestandaardiseerde bemonstering en verwerking zijn de vooruitzichten gunstig.
Beoordeling	: B, maar nader onderzoek dringend gewenst.	

PARAMETER	: PIGMENTSAMENSTELLING	NR. 29
Categorie	: Biologische structuurparameter waarvoor geen taxonomische kennis nodig is.	
Referentie	: Steenberg, 1982.	
Omschrijving	: De verhouding in fytoplanktongroepen kan worden bepaald door globale microscopische analyse (genusniveau). Op deze wijze levert bv. een bepaling van het procentuele aandeel van blauwwieren in het totale fytoplanktonbestand ecologisch relevante informatie op. De verhouding van fytoplanktongroepen kan ook direct worden gekarakteriseerd via verschillen in kwalitatieve en kwantitatieve pigment-samenstelling. Op deze wijze kunnen in ieder geval vier groepen goed worden onderscheiden nl. Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae en Cyanobacteriën. De pigmentanalyse geschiedt via chromatografische technieken waarbij de vloeistofchromatografie (HPLC) in volle ontwikkeling is en thans reeds een snelle en perfecte scheiding van diverse pigment-fracties oplevert.	
Ecologische evaluatie	: De fytoplanktonsamenstelling is een veel gebruikte indicator in het kwalitatieve waterbeheer. Fytoplankton is veelal de belangrijkste autotrofe groep in stagnante en semistagnante wateren en geeft een geïntegreerd beeld van het systeem. De methode geeft een globaal inzicht in de kwalitatieve en kwantitatieve samenstelling van deze component, maar verschaft (nog) geen informatie op soortsniveau. Verschuivingen in de kwalitatieve en kwantitatieve fytoplanktonsamenstelling zijn te relateren aan procesveranderingen in het aquatische ecosysteem.	
	Conclusie :	De parameter is een belangrijk hulpmiddel bij de karakterisering van het fytoplankton en kan inzicht verschaffen in het functioneren van het autotrofe subsysteem. Er bestaat een grote ruimtelijke en tijdelijke variatie, gerelateerd aan de trofie. Er is via beïnvloeding van de trofiegraad een stuurmogelijkheid.
Technisch-economische evaluatie	: De methode is goed en snel uitvoerbaar en vereist geen dure investeringen.	
	Conclusie :	De methode is technisch-economisch goed uitvoerbaar.
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: ADENOSINETRIFOSFAAT (ATP)	NR. 30
Categorie	: Biologische structuurparameter waarvoor geen taxonomische kennis nodig is.	
Referentie	: Holm-Hansen & Booth, 1966.	
Omschrijving	: ATP wordt bepaald met behulp van de zg. luciferine-luciferase methode, waarbij het uitgezonden licht evenredig is met de hoeveelheid van deze verbinding. Het is een biomassamaat.	
Ecologische evaluatie	: Alle levende organismen bevatten ATP, zodat de hoeveelheid een indicatie vormt voor de biomassa. In de limnologie is het een frekwent gebruikte maat voor de algen- en bacteriebiomassa in het vrije water. Het geeft tevens een indicatie omtrent de intensiteit van de stofwisseling omdat het maatgevend is voor de metabolisch actieve biomassa (Davies & White, 1980).	
	Conclusie : Vanwege de essentiële rol van microorganismen in het functioneren van aquatische ecosystemen is deze parameter belangrijk te achten. Het totale ATP-gehalte in (deelsystemen van) waterbekkens vertoont veel variatie en sturing is mogelijk.	
Technisch-economische evaluatie	: De bepaling eist een voorbehandeling (extractie) en een meting (via een luminometer) en kan op routinebasis geschieden (ca 100 bepalingen per dag).	
	Conclusie : De methode is technisch-economisch acceptabel.	
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: TOTAAL-STIKSTOF (N-TOT)	NR. 31
Categorie	: Biologische structuurparameter waarvoor geen taxonomische kennis nodig is.	
Referentie	: Tweede IMP, 1981; Derde IMP, 1985.	
Omschrijving	: Het gehalte aan totaal-stikstof omvat zowel de opgeloste organische en anorganische fracties, alsook het particulier materiaal.	
Ecologische evaluatie	: Totaal-stikstof geeft, vanwege het particuliere aandeel, een indicatie omtrent de biomassa. In combinatie met de bepaling van anorganische N kan tevens een indruk worden verkregen van de verdeling van totaal-stikstof in verschillende N-fracties. De maat wordt in de limnologie algemeen gebruikt en was opgenomen in de Basiskwaliteit.	
	Conclusie : De rol van N als nutriënt is essentieel in ecosystemen. Als biomassamaat is N-Tot minder adequaat dan bv. ATP (nr. 30). De ruimtelijke en tijdelijke variatie is groot en sturing is mogelijk.	
Technisch-economische evaluatie	: De bepaling wordt reeds lang door de beheerders uitgevoerd.	
	Conclusie : De methode is technisch-economisch geaccepteerd.	
Beoordeling	: B.	

PARAMETER	: ZUURSTOFCONCENTRATIE	NR. 32
Categorie	: Biologische structuurparameter waarvoor geen taxonomische kennis nodig is.	
Referentie	: Cole, 1973; Lingeman, 1980.	
Omschrijving	: De zuurstofconcentratie wordt gemeten aan de oppervlakte of op een aantal diepten. Bij continue meting kan een etmaalverloop worden verkregen. De grootte wordt vaak als zuurstofverzadigingspercentage weergegeven.	
Ecologische evaluatie	: Het etmaalverloop wordt vooral gereguleerd door biologische processen, door de chemische interactie tussen sediment en water en door uitwisselingsprocessen aan het wateroppervlak. In grotere waterbekkens met een sterke windvang speelt reaëratie een grote rol en is niet te scheiden van de interne processen van de zuurstofhuishouding. In kleine oppervlaktewateren (bv. sloten) kunnen gedurende het etmaal grote licht-donker verschillen in het O ₂ -gehalte optreden. Deze verschillen worden mede door het seizoen bepaald en zijn vooral van biologische aard. De periode waarin de meetreeks valt is derhalve van groot belang. Het O ₂ -verloop wordt enerzijds bepaald door biologische processen vooral van autotrofe aard, terwijl het anderzijds de samenstelling en aantallen van heterotrofe (dierlijke) organismen op de hogere trofische niveaus reguleert. Vooral de minimumwaarde en de duur van een minimum-niveau in een etmaalverloop zijn cruciaal.	
	Conclusie : De parameter is een zeer belangrijke geïntegreerde karakteristiek van het aquatisch ecosysteem en verschaft een inzicht in het algemeen functioneren. Er is een aanzienlijke ruimtelijke en tijdelijke variatie en via een reeks van beheersmaatregelen is een sturing mogelijk.	
Technisch-economische evaluatie	: De meting vereist automatisering. De huidige technologie verschaft gezien het marktaanbod, die mogelijkheid in ruime mate.	
	Conclusie : De methode is technisch-economisch acceptabel.	
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: ORGANISCHE KOOLSTOFGEHALTE	NR. 33
Categorie	: Biologische structuurparameter waarvoor geen taxonomische kennis nodig is.	
Referentie	: Golterman, 1969; Gulati et al, 1982; de Haan et al, 1982.	
Omschrijving	: Organische koolstof wordt algemeen bepaald door de meting van het zuurstofverbruik bij oxydatie (chemical oxygen demand = COD). Een standaardmethode is oxydatie via KMnO_4 of $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ van gefiltreerde monsters (dissolved organic carbon = DOC), van ongefiltreerde monsters (total organic carbon = TOC) of van afgefiltreerd materiaal (particulate organic carbon = POC). (Golterman, 1969, gemodificeerd door Gulati et al, 1982). Recent heeft de Haan et al (1982) aangetoond dat de lichtadsorptie bij 250 nm (E 250) in gefiltreerde monsters sterk gecorreleerd is met de DOC concentratie. Hiermee is een snelle en relatief eenvoudige bepalingmethode beschikbaar gekomen. De ratio E 250/E 365 representeert de humificatie van "gekleurde" wateren. Fractionering van monsters kan extra informatie geven over de verdeling van C over de diverse POC-fracties (zie ook nr. 56).	
Ecologische evaluatie	: De drie belangrijkste bronnen van organische koolstof in natuurlijke wateren zijn: - de allochtone invoer van organisch materiaal. - de autochtone litorale productie. - de autochtone pelagische productie. Bijna al het TOC bestaat uit DOC en dood POC. Levend POC vormt meestal een klein percentage van het totale POC. De ratio DOC/POC is veelal groter dan 1 en oplopend tot 6-10. Veel van het POC sedimenteert, terwijl een deel in de fotische zone mineraliseert. Het koolstofmetabolisme op het grensvlak sediment/water speelt een belangrijke rol. De stofwisseling van dood TOC resulteert in een complexe C-cyclus, die domineert in zowel de structuur als in de processen van een waterbekken. Het speelt een rol bij ondermeer de regeneratie van nutriënten, de chelatie, de coprecipitatie van anorganische koolstof (kleipartikels, kalk e.d.), etc.	

	Conclusie : Het gehalte aan organische koolstof, vooral in fracties uitgedrukt, geeft veel informatie omtrent opbouw en functioneren van een aquatisch ecosysteem. Vooral in combinatie met turnoversnelheden (procesparameters als primaire productie, graas, e.d.) is deze structuurparameter belangrijk. De diverse fracties van deze grootheid kunnen zowel onderling als ook in tijd en ruimte sterk variëren. De stuurbaarheid, zowel van allochtone invoer, als van autochtone productie is redelijk.
Technisch-economische evaluatie	: De beschreven oxydatie methoden zijn standaard uit te voeren. De E 250 meting is zeer eenvoudig. Conclusie : De methode kent geen technisch-economische belemmeringen.
Beoordeling	: A.

PARAMETER	: BIOPRODUCTIEGETAL VAN HET SEDIMENT NR. 34
Categorie	: Biologische structuurparameter waarvoor geen taxonomische kennis nodig is.
Referentie	: Häkanson, 1984.
Omschrijving	: De BNP ("bioproductionnumber")-waarde van een sediment is gedefinieerd als de hellingscoëfficiënt van de regressie tussen N-gehalte en gloeiverlies in de bovenste 0-1 cm.
Ecologische evaluatie	: Uit onderzoek in Zweedse meren is gebleken dat de BNP een goede correlatie kan vertonen met de trofische situatie op de schaal van oligo- tot eutroof. Als het gloeiverlies echter hoger is dan 30% dan kan de groeiverlies/stikstof verhouding alleen gebruikt worden om te differentiëren naar verschillen in dystrofie. De parameter is zeker niet zonder meer toepasbaar naar de Nederlandse situatie en nader onderzoek is gewenst.
	Conclusie : Meer onderzoek is gewenst om uitspraken over de waarde als ecologische parameter te kunnen doen. Sedimentsparameters dienen echter meer dan tot nu toe in de set ecologische parameters te worden opgenomen.
Technisch-economische evaluatie	: De analysemethoden zijn eenvoudig, de bemonstering eist aangepaste apparatuur die echter wel beschikbaar is.
	Conclusie : De bepaling is technisch-economisch acceptabel.
Beoordeling	: A, hoewel nader onderzoek dringend noodzakelijk is.

PARAMETER	: FAECALE COLI GETAL	NR. 35
Categorie	: Biologische structuurparameter waarvoor geen taxonomische kennis nodig is.	
Referentie	: NEN 6572.	
Omschrijving	: Het getal toont het aantal bacteriën per ml van de coligroep en thermotolerante bacteriën van de coligroep door kweken in een selectief vloeibaar medium.	
Ecologische evaluatie	: De parameter geeft beperkte informatie over de structuur en het functioneren van het aquatisch systeem. Hij geeft wel informatie over de faecale belasting van het systeem en wordt als zodanig vanouds bepaald om de bruikbaarheid van water voor zwemmen en voor consumptie te beoordelen.	
	Conclusie : De ecologische relevantie is beperkt. De tijdelijke en ruimtelijke variatie kan aanzienlijk zijn. De stuurbaarheid is groot.	
Technisch-economische evaluatie	: De analyse is in het standaard bepalingspakket van alle kwaliteitsbeheerders opgenomen en al zeer lang in gebruik.	
	Conclusie : De bepaling is technisch-economisch acceptabel.	
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: NETTO PRIMAIRE PRODUCTIESNELHEID NR. 36
Categorie	: Biologische procesparameter.
Referentie	: Williams et al., 1979; Colijn et al., 1983.
Omschrijving	: De netto primaire productie wordt bepaald via meting van de opnamesnelheid van ^{14}C , aangeboden als gelabeld bicarbonaat. De meting gebeurt in incubatieflessen of in het veld onder in situ licht- en temperatuurcondities of in een incubator op het laboratorium onder gesimuleerde veldcondities wat betreft licht en temperatuur. In principe kan via deze techniek de productie van iedere autotrofe component van het aquatische ecosysteem worden bepaald (fytoplankton, macrofyten, aangroei), maar in het waterkwaliteitsbeheer is er de meeste interesse in de productiesnelheid van fytoplankton. Omdat in de meting niet de respiratie van heterotrofe organismen is verdisconteerd zullen geen negatieve waarden optreden (zie ook nr. 37).
Ecologische evaluatie	: De parameter geeft informatie over een zeer essentieel proces, dat het functioneren van aquatische ecosystemen bepaalt. Wel moet gememoreerd worden dat er wetenschappelijke discussie is over de vraag in hoeverre de ^{14}C -meting accurate absolute getallen verschaft. Desalniettemin levert de methode een minstens zeer bruikbare relatieve maat voor de (autotrofe) productie.
	Conclusie : De parameter is zeer belangrijk wat betreft haar geïntegreerd karakter en het inzicht dat zij over het ecosystemefunctioneren verschaft. De netto primaire productie vertoont een sterke tijdelijke en ruimtelijke variatie. Zij is stuurbaar via beïnvloeding van nutriënten, licht en temperatuur.
Technisch-economische evaluatie	: Op wetenschappelijke laboratoria worden ^{14}C -metingen als routinebepaling uitgevoerd. Er gelden strenge veiligheidsvoorschriften, zodat een speciaal ingericht laboratorium en speciaal opgeleid personeel (C-deskundigen) vereist zijn. De investerings- en exploitatiekosten zijn redelijk. Vanwege de veiligheidsvoorschriften zal een breed opgezet in situ meetnet niet haalbaar zijn, maar incubatormetingen zijn een goed alternatief. De productie van radioactief afval ligt zowel technisch als maatschappelijk gevoelig. Via ^{13}C en massaspectrometrie (White, 1983) zijn de nadelen van het radioactief ^{14}C te pareren.

Conclusie : De methode is technisch-economisch uitvoerbaar, maar zal maatschappelijke weerstand ontmoeten. Toepassing van ^{13}C is een aantrekkelijk alternatief, maar de ervaring met de methode is nog beperkt.

Beoordeling

: A.

PARAMETER

: NETTO PRODUCTIESNELHEID

NR. 37

Categorie

: Biologische procesparameter.

Referentie

: Williams et al., 1979; Colijn et al., 1983.

Omschrijving

: De netto productiesnelheid wordt bepaald door meting van de productie van zuurstof. De meting geschiedt in incubatieflessen of in het veld onder in situ licht- en temperaturomstandigheden of in een incubator op het laboratorium onder gesimuleerde veldcondities wat betreft licht en temperatuur.

Met deze techniek wordt het nettoresultaat van het aërobe metabolisme van zowel de autotrofe als de heterotrofe component (vooral bacteriën) gemeten. Wanneer de (heterotrofe) respiratie de autotrofe assimilatie overtreft kunnen negatieve productiegetallen worden gevonden.

Onder zeer voedselarme omstandigheden is de methode niet gevoelig genoeg.

Ecologische evaluatie

: De parameter geeft informatie over één van de meest essentiële biotische processen en is onontbeerlijk bij de beoordeling van aquatische ecosystemen.

Conclusie : De parameter is zeer belangrijk wat betreft haar geïntegreerd karakter en het inzicht dat zij over het ecosysteemfunctioneren verschaft. De tijdelijke en ruimtelijke variatie is groot. Zij is stuurbaar via beïnvloeding van onder meer nutriënten, licht en temperatuur.

Technisch-economische evaluatie

: De veldmethode is eenvoudig, maar arbeidsintensief. De flesjes moeten immers enige tijd op de monsterplaats, d.i. liefst enige afstand van de oever, worden opgehangen. Incubatie onder laboratoriumomstandigheden is eenvoudiger, maar geeft minder "natuurlijke" resultaten.

Conclusie : De methode heeft wel enkele (technisch)-economische bezwaren, die evenwel niet onoverkomelijk zijn.

Beoordeling

: A.

PARAMETER

: ALGENKOLONISATIESNELHEID

NR. 38

Categorie

: Biologische procesparameter.

Referentie

: Butcher, 1940; Kevern et al, 1966; Trotter & Hendricks, 1976.

Omschrijving

: Met behulp van kunstmatige substraten wordt in de veldsituatie de toename in aantal soorten en/of biomassa van sessiele microfyten gemeten. Een modificatie van deze methodiek is het blootstellen van een reeds unialgaal gekoloniseerd substraat (bv. met een sessiele draadalg) aan de chemische en fysische omstandigheden in het veld. Deze modificatie heeft het karakter van een bioassay. Er blijkt een correlatie te bestaan tussen de toenamesnelheid aan algen en de trofiegraad van het betreffende waterbekken, zodat deze parameter als een eutrofiërings-indicator kan worden gebruikt.

Ecologische evaluatie

: Vastzittende algen vormen als groep van autotrofe producenten een belangrijk startpunt van de voedselketen. Net als bij de protozoën is de reproductiesnelheid hoog, terwijl ze door de vastzittende levenswijze een goede weergave vormen van het milieu ter plekke, inclusief incidentele verstoringen zoals belastingen met schadelijke stoffen. Naast soorten en aantallen kunnen ook aspecten zoals chlorofyl a, het quotiënt chlorofyl/organische C, e.d. een bijdrage zijn tot een beter inzicht in het functioneren en de structureren van ecosystemen.

Conclusie : Kennis omtrent de algenkolonisatiesnelheid draagt bij tot het verkrijgen van inzicht in de structuur en het functioneren van aquatische ecosystemen. De snelheid vertoont een aanzienlijke ruimtelijke en tijdelijke variatie. Door de relatie met de trofiegraad is sturing mogelijk.

Technisch-economische evaluatie

: De techniek wordt bij diverse waterbeheerders toegepast o.a. in stromende wateren. Afhankelijk van de bepalingmethode is al of geen taxonomische kennis vereist.

Conclusie : De methode kent weinig technisch-economische belemmeringen.

Beoordeling

: A.

PARAMETER

: ALGENGROEIPOTENTIE (A.G.P)

NR. 39

Categorie

: Biologische procesparameter.

Referentie

: Skulberg, 1965; STORA, 1987.

Omschrijving

: In de algengroei-potentietoets wordt de maximale groei (opbrengst) van een toetsalg bepaald onder geconditioneerde laboratoriumomstandigheden en in het te beoordelen oppervlaktewater. Hiermee wordt beoogd informatie te krijgen over de potentiële hoeveelheid algenbiomassa in het betreffende oppervlaktewater.

De AGP-toets wordt gezien als een goede parameter om in een oppervlaktewater de mate van (externe) belasting met eutrofiërende stoffen te meten en om als zodanig gebruikt te worden bij onderzoek en bestrijding van de eutrofiëring. Om die reden heeft de STORA een AGP-toets op laboratoriumschaal van oppervlakte- en afvalwater ontwikkeld.

Ecologische evaluatie

: Hoewel dit type van groeitoetsen met één algensoort steeds meer gebruikt wordt, kunnen er vraagtekens worden geplaatst met betrekking tot de overdraagbaarheid van de resultaten naar de veldsituatie. Er zijn minstens de volgende onzekerheden

- er wordt gewerkt met één toetsalg die indicatief wordt geacht voor het gehele microfytische subsysteem (fytoplankton en vastzittende algjes);
- er wordt een reactie op autecologisch niveau "vertaald" naar het ecosysteem-niveau met alle perikelen van dien;
- de nutriëntenconcentratie tijdens de actieve (zomer) periode kan zeer laag zijn en als gunstig worden beoordeeld. Dit lage gehalte is veelal niets anders dan een resultante van de nutriëntenhoeveelheid in het voorjaar vòòr de algenbloei en de opslag in biomassa in de bloeiperiode;
- de respons van de testalg wordt, wisselend, uitgedrukt in groei, opnamesnelheid van nutriënten, groeiopbrengst, e.d. hetgeen tot wisselende interpretaties kan leiden;
- zowel de definiëring van het testmedium alsook van de proefcondities is gecompliceerd.

	Conclusie :	De AGP is een zeer indirecte en zeer onzekere ecologische parameter. De waarde als beschrijving van het aquatisch ecosysteem is vooralsnog twijfelachtig. De grootte zal ongetwijfeld in ruimte en tijd aanzienlijk variëren. Via beïnvloeding van de externe belasting zullen er stuurmogelijkheden zijn.
Technisch-economische evaluatie	:	De methode wordt in de praktijk toegepast; er dient echter nog ervaring mee opgedaan te worden.
	Conclusie :	De huidige techniek is enigszins arbeidsintensief, maar verbetering lijkt mogelijk.
Beoordeling	:	B.

PARAMETER	: PROTOZOËNKOLONISATIESNELHEID	NR. 40
Categorie	: Biologische procesparameter.	
Referentie	: Henebry et al, 1981.	
Omschrijving	: Met behulp van kunstmatige substraten wordt in de veldsituatie de toename in aantallen en soorten van sessiele protozoën gemeten. Net als de algenkolonisationsnelheid (nr. 38) kan deze parameter als eutrofiëringsindicator worden gebruikt.	
Ecologische evaluatie	: De groep van protozoën neemt in het voedselweb van een aquatisch ecosysteem een centrale plaats in met relaties naar enerzijds bacteriën, algen en particulier detritus en anderzijds zoöplankton en planktivore vis. Kennis omtrent aantallen en soorten geeft inzicht in het functioneren van een systeem, in het bijzonder van TOC-rijke, O ₂ -arme wateren. De parameter meet een proces, waarbij niet zozeer de soortensamenstelling als wel het soortenaantal bepalend is. Door de hoge reproductie en dispersiesnelheden van deze diergroep wordt relatief snel een evenwichtsituatie bereikt. Vanwege de geringe afmetingen van de protozoën wordt op een klein (kunstmatig) oppervlak een beeld van de samenstelling van een gehele diergroep verkregen.	
	Conclusie :	Kennis omtrent de protozoën kolonisationsnelheid draagt bij tot het verkrijgen van inzicht in de structuur en het functioneren van aquatische ecosystemen. De snelheid vertoont een aanzienlijke ruimtelijke en tijdelijke variatie. Door de relatie met de trofiegraad is sturing mogelijk.
Technisch-economische evaluatie	: Toepassen van kunstmatige substraten is eenvoudig en goedkoop. Ondanks snelle groei van protozoën is de expositieduur enige weken. Er is enige taxonomische kennis vereist. De techniek is vergelijkbaar met plankton(soorten)onderzoek, dat algemeen gebruikt wordt bij de waterbeheerder.	
	Conclusie :	De methode kent weinig technisch-economische belemmeringen.
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: GRAASACTIVITEIT (SFR=SPECIFIC FILTERING RATE)	NR. 41
Categorie	: Biologische procesparameter	
Referentie	: Gulati, 1983, 1985.	
Omschrijving	: De snelheid waarmee aquatische herbivoren (zoöplankton, mollusken) seston opnemen en verwerken kan op diverse directe en indirecte wijzen gemeten worden. Methoden zijn bijvoorbeeld de bepaling van de afname in partikelconcentratie met behulp van een Coulter counter (deeltjesteller) of de opname door de herbivoor van met ¹⁴ C gelabeld voedsel. Een uitgebreide beschrijving van diverse methoden is opgenomen in het Hydrobiological Bulletin, Amsterdam 19, 1985.	
Ecologische evaluatie	: De meest belangrijke grazers in binnenwateren zijn zoöplanktonsoorten. In sommige Nederlandse omstandigheden kan de molluskensoort Dreissena polymorpha een niet te verwaarlozen rol spelen. De sestonopname door zoöplankton kan zeer sterk variëren en blijkt door diverse factoren beïnvloed te worden, waaronder dichtheid en samenstelling van voedsel. De efficiëntie in fytoplanktonconsumptie is in eutrofe omstandigheden lager dan in meer voedselarme omstandigheden.	
	Conclusie : De graasactiviteit kan gezien worden als de procesmatige pendant van het zoöplankton/seston-quotiënt (nr. 56). Het geeft goede informatie omtrent het functioneren van het aquatisch ecosysteem. De ruimtelijke en tijdelijke variatie is groot. De stuurbaarheid is moeilijk. Het proces wordt wel gemeten ter beoordeling van het effect van toxische stoffen.	
Technisch-economische evaluatie	: De meting van de graasactiviteit vereist geavanceerde technieken en is (nog) niet gestandaardiseerd.	
	Conclusie : De methode kent nogal wat technische en economische bezwaren.	
Beoordeling	: B.	

PARAMETER	: $V_{\max}$ (MET BETREKKING TOT GLUCOSE) NR. 42
Categorie	: Biologische procesparameter.
Referentie	: Tamminen, 1982.
Omschrijving	: De heterotrofe verwerking van organisch materiaal kan niet op één manier worden gemeten, zoals dat bij de productie wel het geval is. Een, in de limnologie, veelgebruikte maat voor de activiteit van heterotrofe bacteriën is de maximale snelheid waarmee (met ^{14}C gelabelde) glucose in specifiek materiaal wordt opgenomen. Het verschaft tevens informatie over de relatieve abundantie van deze organismengroep.
Ecologische evaluatie	: Microbiële afbraak is een hoofdcomponent van de koolstofkringloop in aquatische ecosystemen. De $V_{\max}$ geeft informatie over de potentiële snelheid van dit proces. (zie ook nr. 43). Discrepanties tussen de intensiteit van de opbouw- en afbraakprocessen, vanwege organische belasting, kunnen via kwantificering van deze parameter verduidelijkt worden.
	Conclusie : De parameter is een belangrijke ecosysteem-karakteristiek welke inzicht geeft in het functioneren van een waterbekken. Er bestaat een goede ruimtelijke en tijdelijke variatie, terwijl er via beïnvloeding van allochtone invoer en autochtone productie een sturing mogelijk is.
Technisch-economische evaluatie	: De methodiek is goed ontwikkeld, maar heeft als nadeel het gebruik van radioactief glucose waardoor een isotopenlaboratorium beschikbaar moet zijn en er tevens rekening moet worden gehouden met maatschappelijke weerstand (zie ook nr. 36).
	Conclusie : De methode is technisch-economisch uitvoerbaar, maar heeft zijn bezwaren.
Beoordeling	: A.

PARAMETER	: CO ₂ -OPNAME SNELHEID	NR. 43
Categorie	: Biologische procesparameter.	
Referentie	: Overbeck, 1981.	
Omschrijving	: Bij de meting van de $V_{\max}$ (nr. 42) wordt, via de opname-kinetiek van gelabelde glucose, de potentie tot afbraak van dit substraat door de heterotrofe microflora bepaald. De keuze van het substraat is hierbij cruciaal. Naast deze karakteristiek is het belangrijk te weten hoe deze potentiële snelheid zich verhoudt tot de actuele mineralisatiesnelheid, de zg. over-all heterotrofe activiteit. Overbeck (1981) nu meet de $^{14}\text{CO}_2$ donkerfixatie gedurende een zeer korte periode (20 minuten). De CO ₂ -opname is dan een maat voor de microbiële metabolische activiteit en blijkt indicatief voor de overall heterotrofe activiteit.	
Ecologische evaluatie	: Deze procesparameter geeft, evenals de $V_{\max}$ (glucose) (nr. 42) belangrijke informatie over een hoofdcomponent van de koolstofkringloop. Conclusie : De parameter is een belangrijk ecosysteemkarakteristiek welke inzicht geeft in het functioneren van een waterbekken. Er bestaat een goede ruimtelijke en tijdelijke variatie, terwijl er via beïnvloeding van allochtone invoer en autochtone productie sturing mogelijk is.	
Technisch-economische evaluatie	: De methodiek is goed ontwikkeld maar vereist het gebruik van radioactief materiaal en dus van een isotopenlaboratorium. Er moet rekening worden gehouden met maatschappelijke weerstanden tegen dit type van methoden (zie ook nrs. 36 en 42). Conclusie : De methode is technisch-economisch uitvoerbaar maar heeft zijn bezwaren.	
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: BIOLOGISCHE ZUURSTOF CONSUMPTIE NR. 44 (BZC)
Categorie	: Biologische procesparameter.
Referentie	: van Es & Meijer-Reil, 1982.
Omschrijving	: BZC representeert de zuurstofafname in een ongefiltreerd watermonster gemeten na een zeer korte incubatieperiode (uren) in het donker en bij de in situ temperatuur. Het monster wordt niet belucht en niet geroerd. BZC wordt een maat geacht voor de mineralisatiesnelheid. Bij lage temperaturen en/of oligotrofe omstandigheden dient het monster geconcentreerd te worden, daar anders de methode te ongevoelig is.
Ecologische evaluatie	: De methode lijkt sterk op de BZV-meting (nr. 17) maar geeft, vanwege aangepaste proefomstandigheden een betere afspiegeling van de aërobe mineralisatiesnelheid in de veldsituaties door de microbiële levensgemeenschap (incl. algen).
	Conclusie : De parameter geeft geïntegreerde informatie over een essentieel proces in het aquatische ecosysteem. De tijdelijke en ruimtelijke variatie kan aanzienlijk zijn. De stuurbaarheid is via beïnvloeding van de organische belasting redelijk.
Technisch-economische evaluatie	: BZC-metingen kunnen in principe met dezelfde apparatuur als die voor de BZV-meting uitgevoerd worden. Een zeer adaequaat maar in het waterkwaliteitsbeheer minder gebruikt apparaat is de Warburg-respirometer.
	Conclusie : BZC-metingen zijn zeer gemakkelijk in routineprogramma's op te nemen.
Beoordeling	: A.

PARAMETER	: OXYGEN DEFICIT RATE (O.D.R.)	NR. 45
Categorie	: Biologische procesparameter.	
Referentie	: Mortimer, 1941; 1942.	
Omschrijving	: De O.D.R. is de snelheid waarmee zuurstof aan het hypolimnion wordt onttrokken. De grootte wordt weergegeven als de verandering van de gemiddelde hypolimnetische zuurstofconcentratie per tijdseenheid vermenigvuldigd met de gemiddelde hypolimniondiepte over diezelfde periode.	
Ecologische evaluatie	: In gestratificeerde meren is hypolimnetische zuurstofonttrekking, naast de toename in (epilimnetische) autotrofe productie de belangrijkste indicatie voor eutrofiëring. Beide karakteristieken zijn al ca. 60 jaar geleden door Thienemann en Naumann (zie Parma, 1980) gebruikt om meren te klassificeren. Hoewel de zuurstofhuishouding in het hypolimnion afhankelijk is van de primaire productie, kunnen meren met dezelfde epilimnetische trofiegraad toch verschillen in O.D.R. (Chapra & Dobson, 1981). In gestratificeerde meren in de gematigde zone zullen immers naast primaire productie ook allochtone invoer van organisch materiaal en hypolimnionvolume van belang zijn. Onlangs is voor een representatieve groep meren aangetoond (Welch and Perkins, 1979) dat de O.D.R. is gecorreleerd met een (voor doorstroming gecorrigeerde) P-belasting. Conclusie : De parameter geeft geïntegreerde informatie over de ecologische situatie van (gestratificeerde) meren, verschaft inzicht in het functioneren van het ecosysteem en kan tijdelijke en ruimtelijke variatie vertonen. De parameter is redelijk stuurbaar door beïnvloeding van de invoer van nutriënten en organisch materiaal en via ingrepen in het hypolimnionvolume (uitdiepen).	
Technisch-economische evaluatie	: Electrochemische zuurstofmetingen zijn zeer eenvoudig uit te voeren en zonodig te automatiseren. De bepaling van de hypolimniondiepte is via, met de zuurstofmetingen synchrone temperatuurbepalingen en via eenvoudige morfometrische metingen (zie o.a. Welch, 1948) uit te voeren. Conclusie : O.D.R.-metingen zijn technisch en financieel uitvoerbaar.	
Beoordeling	: A	

PARAMETER**: WARMTEPRODUCTIE**

NR. 46

Categorie

: Biologische procesparameter.

Referentie

: Mortensen et al, 1973.

Omschrijving

: De warmte, die vrijkomt bij afbraak van organisch materiaal, kan gemeten worden via microcalorimetrie. De warmteproductie is derhalve een maat voor de snelheid van mineralisatie. Tiefenbrunner (1979) paste deze methode toe bij de beoordeling van organische belasting op oppervlaktewater en Graf et al. (1982) bij de meting van de microbiële activiteit in sedimenten en op de grenslaag van sediment en water.

Ecologische evaluatie

: Tot nu toe zijn er weinig of geen procesparameters die het subsysteem 'bodem' karakteriseren, terwijl het sediment veelal een belangrijke rol in het totale ecosysteem speelt. Men denke bv. aan de regulatie van de nutriëntenkringloop en aan de zuurstofhuishouding.

De parameter warmteproductie verschaft informatie over de totale aërobe en/of anaërobe microbiële activiteit en zou vooral toepasbaar zijn in sedimenten en op sediment/water-grenslagen.

Conclusie : Calorimetrie wordt vooral toegepast bij fysiologisch onderzoek op organismen-niveau, maar de toepassing in aquatisch ecosysteemonderzoek is nog in de beginfase met alle methodische problemen van dien. Er zijn nog weinig gegevens omtrent de ruimtelijke en tijdelijke variatie, terwijl eveneens omtrent de stuurbaarheid geen informatie beschikbaar is.

Technisch-economische evaluatie

: Apparatuur voor standaard toepassing is nog in de ontwikkelingsfase.

Conclusie : De technisch-economische haalbaarheid van de parameter is nog onduidelijk.

Beoordeling

: B.

PARAMETER	: QUOTIËNT TOTAAL-N/TOTAAL-P	NR. 47
Categorie	: Afgeleide parameter.	
Referentie	: Schmidt-van Dorp, 1978.	
Omschrijving	: De parameter is samengesteld uit de chemische analysegegevens van totaal fosfor en totaal stikstof. De analysetechnieken zijn algemeen gebruikt (zie o.a. Golterman, 1969).	
Ecologische evaluatie	: Net als bij het quotiënt opgelost anorg.N/ opgelost anorg.P (zie nr. 18) zou deze verhouding indicatieve waarde hebben wat betreft nutriëntenlimitatie. Waarden < 15 (op gewichtsbasis) zouden op N-limitatie duiden, maar er is in dit opzicht nog geen volledige duidelijkheid.	
	Conclusie : De parameter geeft geïntegreerde informatie over de trofietoestand van oppervlaktewater: de interpretatie is vooralsnog moeilijk. Er bestaat een aanzienlijke ruimtelijke en tijdelijke variatie. Sturing van de samenstellende factoren, vooral van het P-gehalte, wordt algemeen toegepast.	
Technisch-economische evaluatie	: De analyse van de samenstellende parameters is eenvoudig. Beide parameters zijn bekend uit de Basiskwaliteit.	
	Conclusie : Er zijn geen technisch-economische bezwaren.	
Beoordeling	: B.	

PARAMETER

: TROPHIC STATE INDEX (TSI) NR. 48 (a,b,c)

Categorie

: Afgeleide parameter.

Referentie

: Carlson, 1977.

Omschrijving

: Aanduidingen omtrent de trofiegraad van een waterbekken baseren zich veelal op zeer verschillende criteria, zoals nutriëntenconcentraties, nutriëntenbelasting, autotrofe productie, hypolimnische O₂-huishouding, flora- of fauna samenstelling, etc. De TSI nu tracht deze pluriformiteit op te heffen door, uitgaande van de algenbiomassa, een numerieke index voor het trofieniveau te geven. De trofieschaal loopt in principe van 0 - 100. Iedere verdubbeling van algenbiomassa geeft halvering van het doorzicht en betekent TSI verandering van 10 naar 20, 20 naar 30 etc. waarbij een nieuw trofisch niveau wordt bereikt. De waarde van de TSI wordt bepaald via Secchidiepte (SD), chlorofylgehalte van het fytoplankton (Chla) of totaal fosfaat van het oppervlaktewater (TP). Deze parameters worden hierna onder de nrs. 48a, b en c separaat behandeld. De empirisch bepaalde waarden zijn

TSI	SD	TP(mg.m ⁻³)	Chla(mg.m ⁻³)
0	64	0.75	0.04
10	32	1.5	0.12
20	16	3	0.34
30	8	6	0.94
40	4	12	2.6
50	2	24	6.4
60	1	48	20
70	0.5	96	56
80	0.25	192	154
90	0.12	384	427
100	0.062	768	1183

Men spreekt derhalve van TSI-SD, TSI-TP of TSI-Chla. De TP en Chla hebben betrekking op zomerwaarden.

De TSI's worden berekend met de volgende formules:

$$TSI(SD) = 10(6 - \ln SD / \ln 2)$$

$$TSI(Chl) = 10(6 - (2.04 - 0.68 \ln Chl)) / \ln 2$$

$$TSI(TP) = 10(6 - (\ln 48 / TP)) / \ln 2$$

Ecologische evaluatie

: De TSI lijkt een waardevolle trofiemaat al zal de toepasbaarheid voor ondiepe Nederlandse meren nog nader onderzocht moeten worden. Zo is het de vraag of in ondiepe meren dezelfde onderlinge relaties tussen SD, TP en Chla bestaan zoals uit de tabel is af te leiden. Dit zou kunnen betekenen dat de drie types TSI onderling afwijken. Voorts zal de TSI-SD in ondiepe meren (ca 2m) zich beperken tot het traject 50-100.

Conclusie : De toeleverende parameters SD, TP en Chla geven ieder voor zich belangrijke geïntegreerde informatie over het ecosysteem en vertonen een grote ruimtelijke en tijdelijke variatie. Als er duidelijke relaties zijn tussen de drie parameters dan is de stuurbaarheid redelijk goed.

Technisch-economische evaluatie : SD, Chla en TP zijn criteria uit de Basis-kwaliteit en (dus) reeds geïntegreerd in de bemonsteringsprogramma's. SD metingen zijn zeer eenvoudig; voor TP is een (gedeeltelijke) automatisering mogelijk; Chla bepalingen zijn wat arbeidsintensiever (zie NEN6520; Moed, 1981).

Conclusie : TSI bepalingen zijn technisch en financieel zeer wel mogelijk.

Beoordeling : A.

De samenstellende parameters SD, TP en Chla

Nr. 48a. SD-Secchidiepte

Secchidiepte geeft informatie over het doorzicht van water voor het menselijk oog. De bepaling geschiedt door middel van een ronde zwart-wit-geblokte plaat waarvan de maximaal zichtbare afstand onder het wateroppervlak wordt gemeten. Tijdreeksen reflecteren de variatie in trofie van een waterbekken en tussen waterbekkens. De stuurbaarheid is op indirecte wijze mogelijk.

Nr. 48b. TP-Totaal fosfor

Het gehalte aan totaal fosfor omvat zowel de opgeloste organische en anorganische fracties, alsook het particulier materiaal. De bepaling geschiedt na destructiebehandeling. De parameter geeft vaak, vanwege het particuliere aandeel, een indicatie omtrent de biomassa. Tijdelijke en ruimtelijke variatie, alsook de stuurbaarheid zijn groot.

Nr. 48c. Chla-Chlorofyl-a

Chl-a is het meest belangrijke fotosynthetisch actieve pigment in groene planten (fytoplankton, macrofyten en perifyton) en cyanobacteriën en is voor deze groepen een veel gebruikte biomassamaat.

In de structurele opbouw van een waterbekken nemen de foto-autotrofe organismen een basale plaats in. Informatie over hun aandeel in (wisselingen van) de biomassa is essentieel. Gewoonlijk is het aandeel van het fytoplankton verreweg het belangrijkste, maar in kleine waterbekkens met een belangrijke littorale zone kunnen de andere autotrofe componenten zoals macrofyten en perifyton, gaan domineren. Er zijn technieken in ontwikkeling waardoor op routinebasis verscheidene plantenpigmenten kunnen worden bepaald en dus differentiatie in groepen van organismen mogelijk wordt (zie ook nr. 29). Chl-a is een typische structuurparameter en hoogstens indicatief voor het productieproces. De parameter geeft essentiële informatie over de structuur van waterbekkens, vertoont een grote ruimtelijke en tijdelijke variatie en is op velerlei wijzen te sturen.

PARAMETER	: AUTOTROFIE-INDEX (A.I.)	NR. 49
Categorie	: Afgeleide parameter.	
Referentie	: APHA, 1976.	
Omschrijving	: De index is het quotiënt van asvrij-drooggewicht en chlorofyl-a. De bepalingsmethode van Chl-a is aangeduid in nr. 48c. Asvrij-drooggewicht betreft het gewicht van seston, gefiltreerd over 0.7 µm en verast bij 550°C.	
Ecologische evaluatie	: Door de koppeling van een autotroof kenmerk met een overall sestonkenmerk duidt een stijgende A.I.-waarde op een toename van de heterotrofe component van het systeem. Volgens Weber (1973) zou de index vooral in stilstaande wateren een grote ruimtelijke variatie bezitten met lage waarden in onvervuilde situaties en hoge waarden bij belasting met organische stof of nutriënten.	
	Conclusie : De index geeft door zijn hoge integratieniveau globale informatie over de structuur van het ecosysteem. De tijdelijke en ruimtelijke variatie is in Nederland nog onvoldoende onderzocht, maar de perspectieven voor een ruime variatie zijn gunstig. De stuurbaarheid is goed i.c. minstens gelijk aan die van de componenten.	
Technisch-economische evaluatie	: Zie voor chlorofyl-a bepaling nr. 48c. De asvrij-drooggewichtbepaling wordt veelal reeds standaard uitgevoerd.	
	Conclusie : De methode is technisch-economisch goed uitvoerbaar.	
Beoordeling	: B, maar A is te overwegen.	

PARAMETER	: VITALITEITSINDEX (V.I.)	NR. 50
Categorie	: Afgeleide parameter.	
Referentie	: Dickson et al., 1978.	
Omschrijving	: De index is het quotiënt van A.T.P. en asvrij-drooggewicht. De bepalingmethode van A.T.P. staat bij nr. 30, die van asvrij-drooggewicht bij nr. 49.	
Ecologische evaluatie	: De vitaliteits("viability")index geeft de combinatie van een maat voor de metabool-actieve biomassa met het totale seston. Er wordt daardoor inzicht verkregen in het aandeel van het detritus in het ecosysteem.	
	Conclusie : De index geeft door haar hoge integratieniveau globale informatie over de structuur van het ecosysteem. Gegevens over tijdelijke en ruimtelijke variatie in de Nederlandse situatie ontbreken nog geheel. De stuurbaarheid is goed i.c. minstens gelijk aan die van de componenten.	
Technisch-economische evaluatie	: Zie opmerkingen bij de nrs. 30 en 49.	
	Conclusie : De methode is technisch-economisch goed uitvoerbaar.	
Beoordeling	: B. Nader onderzoek is aan te bevelen.	

PARAMETER	: AUTOTROFE ASSIMILATIE-INDEX	NR. 51
Categorie	: Afgeleide parameter.	
Referentie	: Rodgers & Harvey, 1976.	
Omschrijving	: De parameter is het quotiënt van de netto primaire productiesnelheid (nr. 36) en het chlorofyl-a-gehalte (nr. 48c).	
Ecologische evaluatie	: De samengestelde parameter geeft informatie over de mate van activiteit van het chlorofyl-a en wordt gebruikt bij ecofysiologisch onderzoek aan fytoplankton. Vooral de relatie van de chlorofyl-a activiteit met de lichthoeveelheid en de daarmee samenhangende lichtadaptie vergroot het inzicht in het functioneren van de autotrofe component van het systeem.	
	Conclusie : Door de combinatie van een structuur- en een procesgrootte geeft deze parameter geïntegreerde informatie over een deel van het ecosysteem. Voor de Nederlandse situatie zijn weinig gecombineerde metingen van de beide componenten beschikbaar zodat de gegevens over ruimtelijke en tijdelijke variatie schaars zijn. De stuurbaarheid is goed i.c. van minstens gelijk niveau als de stuurbaarheid van de componenten.	
Technisch-economische evaluatie	: Zie de opmerkingen bij de nrs. 36 en 48c.	
	Conclusie : De methode is technisch-economisch uitvoerbaar, maar heeft ook bezwaren.	
Beoordeling	: B. Nader onderzoek aan te bevelen.	

PARAMETER	: FUNCTIONELE TROFIE-INDEX (F.T.I.) NR. 52
Categorie	: Afgeleide parameter.
Referentie	: Dickson et al., 1978.
Omschrijving	: De index is het quotiënt van chlorofyl-a en A.T.P. De bepalingmethoden worden vermeld in de nrs. 48c en 30.
Ecologische evaluatie	: Chl-a en A.T.P. geven als afzonderlijke factoren inzicht in de hoeveelheid autotrofe biomassa resp. de totale hoeveelheid (metabolisch actieve) biomassa. De F.T.I. koppelt beide factoren en indiceert het aandeel van de autotrofe component in de totale vitale biomassa.
	Conclusie : De index geeft door haar hoge integratieniveau globale informatie over de structuur van het ecosysteem. Door de aard van de componenten is er ook een koppeling naar biotische processen. Gegevens over ruimtelijke en tijdelijke variatie in de Nederlandse situatie ontbreken nog geheel. De stuurbaarheid is goed i.c. minstens gelijk aan die van de componenten.
Technisch-economische evaluatie	: Zie de opmerkingen bij de nrs. 48c en 30.
	Conclusie : De methode is technisch-economisch goed uitvoerbaar.
Beoordeling	: B. Nader onderzoek is aan te bevelen.

PARAMETER	: PRODUCTIE/RESPIRATIE QUOTIENT (P/R) NR. 53
Categorie	: Afgeleide parameter.
Referentie	: Maki & Johnson, 1976.
Omschrijving	: Deze samengestelde parameter kan worden berekend door de combinatie van de netto productiesnelheid (nr. 37) resp. netto primaire productiesnelheid (nr. 36) met BZC (nr. 44).
Ecologische evaluatie	: Het P/R-quotiënt geeft informatie omtrent de verhouding in bijdrage van autochtoon en allochtoon materiaal aan de energiehuishouding van een oppervlaktewater. Tevens wordt het beïnvloed door toxische stoffen.
	Conclusie : De afgeleide parameter integreert informatie met enige andere kenmerken die als belangrijk (A) zijn aangeduid. Er bestaat duidelijke variatie in ruimte en tijd, en de stuurbaarheid is, via manipulatie van allochtone invoer, aanwezig.
Technisch-economische evaluatie	: Voordelen en beperkingen worden bepaald door de parameters 44, 37 en 36. De vaststelling van de waarde van de parameter zelf is een rekenkundige handeling.
	Conclusie : De methode is technisch-economisch acceptabel.
Beoordeling	: A.

PARAMETER	: QUOTIENT PRODUCTIE ZOÖPLANKTON/ FYTOPLANKTON (P_z/P_f)	NR. 54
Categorie	: Afgeleide parameter.	
Referentie	: Pederson et al., 1976.	
Omschrijving	: De parameter is een combinatie van twee procesmetingen, waarvan de methodiek voor de bepaling van fytoplanktonproductie is beschreven bij de nrs. 36 en 37. Productiemetingen kunnen geschieden òf via de bepaling van diverse populatiedynamische parameters òf via de meting met behulp van radiotracertechnieken van voedselopname of assimilatiesnelheden (zie Edmondson & Winberg, 1971; Gulati et al., 1982).	
Ecologische evaluatie	: Het quotiënt P_z/P_f is een maat voor de efficiëntie waarmee energie van het autotrofe (fytoplankton) naar het heterotrofe (zoöplankton) niveau wordt getransporteerd en is als zodanig bruikbaar als indicator voor de trofiegraad. In het algemeen wordt het quotiënt kleiner bij toenemende trofiegraad en kennelijk neemt dus bij een toenemende fytoplanktonproductie de efficiëntie in voedselopname van het herbivore zoöplankton af. Hierbij kan, behalve de biomassatoename van het fytoplankton, ook een wijziging in soortensamenstelling een rol spelen.	
	Conclusie : De parameter geeft geïntegreerde informatie over de structuur en het functioneren van het aquatische ecosysteem en vertoont een ruimtelijke en tijdelijke variatie. Een gericht sturen is bv. via biomanipulatie mogelijk, maar in dit opzicht is nog veel informatie nodig.	
Technisch-economische evaluatie	: De primaire productietechniek is besproken bij de nrs. 36 en 37 en kent bezwaren. De bepaling van de zoöplanktonproductie vereist arbeidsintensieve metingen omtrent de populatiedynamiek. De toepassing van radiotracertechnieken heeft praktische bezwaren.	
	Conclusie : De methodiek heeft vooralsnog bezwaren.	
Beoordeling	: B.	

PARAMETER	: AUTOTROFE PRODUCTIE-INDEX	NR. 55
Categorie	: Afgeleide parameter.	
Referentie	: Rodgers, 1977.	
Omschrijving	: Deze index is het quotiënt van de netto primaire productiesnelheid en de netto bacteriële productiesnelheid. De methoden staan beschreven bij de nrs. 36 en 58.	
Ecologische evaluatie	: De index vertoont enige overeenkomst met het P/R-quotiënt (nr. 53) en geeft informatie omtrent de verhouding in productie van belangrijke autotrofe en heterotrofe componenten van het ecosysteem. De index zal ook door toxische stoffen worden beïnvloed.	
	Conclusie : De index vergroot het inzicht in het integrale functioneren van het ecosysteem. Er zal ongetwijfeld een aanzienlijke variatie in ruimte en tijd optreden; gegevens over de Nederlandse situatie ontbreken. Mogelijkheden tot sturing zijn aanwezig.	
Technisch-economische evaluatie	: De bezwaren van de beide snelheidsbepalingen staan bij de nrs. 36 en 58.	
	Conclusie : De methode heeft technisch-economische bezwaren.	
Beoordeling	: B.	

PARAMETER	: QUOTIENT ZOÖPLANKTON/SESTON	NR. 56
Categorie	: Afgeleide parameter	
Referentie	: Gulati, 1983	
Omschrijving	: Zowel zoöplankton- als sestonhoeveelheid worden uitgedrukt in organisch koolstofgehalte (zie voor methode nr. 33). De scheiding in beide componenten geschiedt om empirische redenen bij 120 µm. In wateren rijk aan raderdieren kan dit tot onnauwkeurigheden leiden.	
Ecologische evaluatie	: Zoöplankton neemt in het voedselweb een centrale plaats in. Het consumeert alle componenten van seston i.c. fytoplankton, bacteriën en detritus en is zelf voedsel voor vis. In sommige gevallen kan zoöplankton in één etmaal 100% van de in die periode geproduceerde voedselhoeveelheid consumeren. Uit onderzoek van Gulati (1983) in een gevarieerde groep Nederlandse meren blijkt dat zowel de afzonderlijke componenten als het quotiënt een duidelijke variatie vertonen en in verband kunnen worden gebracht met de trofische situatie. Zij bezitten derhalve goede indicatorische eigenschappen.	
	Conclusie : De gehalten aan zoöplankton en seston leveren onmisbare informatie over de structuur van het aquatisch ecosysteem. Zowel de afzonderlijke componenten als ook het quotiënt vertonen een ruime variatie in ruimte en tijd. De zoöplanktonhoeveelheid is stuurbaar via biomanipulatiemaatregelen (visstandbeheer). De stuurbaarheid, zowel van allochtone sestoninvoer, als van autochtone sestonproductie is redelijk. (zie ook nr. 33).	
Technisch-economische evaluatie	: De bepalingsmethoden van C-gehalten in zoöplankton en seston zijn relatief eenvoudig uit te voeren al moet wel veel aandacht worden besteed aan een algemeen geaccepteerde standaardisatie (bemonstering, fractionering, meetmethode; zie ook nr. 33).	
	Conclusie : De methode is acceptabel, maar vereist goede afspraken ten aanzien van de standaardisatie.	
Beoordeling	: A.	

PARAMETER	: QUOTIENT ANAËROBE/AËROBE BACTERIEN resp. PROKARYOTEN/MICROEUKARYOTEN	NR. 57
Categorie	: Afgeleide parameter.	
Referentie	: White, 1983.	
Omschrijving	: Met behulp van moderne analysetechnieken (Curie point pyrolyse massaspectrometrie) is het mogelijk zeer uiteenlopende, maar ook nauw verwante taxonomische groepen aan de hand van cellulaire biochemische bestanddelen te karakteriseren ("fingerprint-techniek"). De methode is ook toepasbaar op gesedimenteerd dood materiaal, omdat bepaalde voor de groep kenmerkende biochemische bestanddelen ook na vergaande mineralisatie herkenbaar blijven. Toepassing bij palaeolimnologisch onderzoek geeft de mogelijkheid inzicht te krijgen in de structurele historie van een waterbekken.	
Ecologische evaluatie	: De kwantitatieve verhouding van belangrijke taxonomische groepen geeft inzicht in de trofische opbouw van een water. Veranderingen in deze verhoudingen verschaffen informatie over processen die daartoe oorzaak of daarvan gevolg zijn. De parameters zijn ook bruikbaar als sedimentkarakteristiek. Het onderzoek, onder andere naar een verdere specificatie van de biochemische karakterisering, is nog in ontwikkeling.	
	Conclusie : De parameters kunnen belangrijke hulpmiddelen zijn bij de karakterisering van aquatische ecosystemen, geven tevens inzicht in hun functioneren en vertonen ruimtelijke en tijdelijke variatie. Stuurbaarheid lijkt zeer wel mogelijk. De techniek is nog in ontwikkeling.	
Technisch-economische evaluatie	: De methode vereist zeer dure, geavanceerde apparatuur, terwijl ook de exploitatie relatief kostbaar is.	
	Conclusie : Voorlopig zijn er technisch-economische barrières.	
Beoordeling	: B.	

PARAMETER	: BACTERIËLE ASSIMILATIE-INDEX	NR. 58
Categorie	: Afgeleide parameter.	
Referentie	: Rodgers & Harvey, 1976.	
Omschrijving	: De parameter is het quotiënt van de netto bacteriële productiesnelheid gedeeld door de bacteriële biomassa (turnover ratio). De bacteriële productiesnelheid kan gemeten worden met selectieve methoden zoals assimilatieve sulfaatreductie i.c. de opname van ³⁵ S of de inbouw van thymidine. De bacteriële biomassa kan, na filtering van het monster, via bv. ATP-bepaling worden vastgesteld.	
Ecologische evaluatie	: De index geeft inzicht in de mate van activiteit van de bacteriebiomassa. Het vergroot het inzicht in het functioneren van de reducerende component van het systeem. De index vertoont overeenkomst met parameter nr. 51, de autotrofe assimilatieindex.	
	Conclusie : Door de combinatie van een structuur- en een procesgrootte geeft deze parameter geïntegreerde informatie over een deel van het ecosysteem. Door het ontbreken van gegevens is de tijdelijke en ruimtelijke variatie onbekend. Ook omtrent de stuurbaarheid kunnen geen concrete indicaties worden gegeven.	
Technisch-economische evaluatie	: De biomassameting is vrij eenvoudig (zie bv. nr. 30), maar de productiemeting kan (nog) niet standaard worden uitgevoerd. Bij toepassing van ³⁵ S spelen ook maatschappelijke aspecten een rol (zie ook nr. 36).	
	Conclusie : De bepaling van de index kent technisch-economische bezwaren.	
Beoordeling	: B.	

Bijlage 1, Deel 3

Lijst van referenties die
in deze Bijlage 1 zijn
genoemd.

Referenties bij de "Lijst van ecologische parameters"

APHA (1976).

Standard methods for the examination of water and wastewater, 14th edition.

American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington, DC, 1193 p.

Arkimaa, H. & Raitala, J., 1981.

Landsat example of small lake classification.

Aqua Fenn. 11: 55-60.

Brinkhurst, R.O., 1974.

The benthos of lakes.

Macmillan Press Ltd, London, Basingstoke, 190 p.

Butcher, R.W., 1940.

Studies in the ecology of rivers IV. Observations on the growth and distribution of the sessile algae of the river Mull.

J. Ecol. 28: 210-223.

Carlson, R.E., 1977.

A trophic state index for lakes.

Limnol. Oceanogr. 22: 361-369.

Chapra, S.C. & Dobson, H.F.H., 1981.

Quantification of the lake trophic typologies of Naumann surface quality and Thienemann oxygen with special reference to the great lakes.

J. Great Lakes Res. 7: 182-193.

Cole, R.A., 1973.

Stream community response to nutrient enrichment.

J. Wat. Pollut. Control Fed. 45: 1874-1888.

Colijn, F., Gieskes, W.W.C. and Zevenboom, W., 1983.

The measurement of primary production: problems and recommendations.

Hydrobiol. Bull., 17: 29-51.

Cummins, K.W., 1974.

Structure and function of stream ecosystems.

Bioscience 24: 631-641.

Dam, H. van, 1982.

On the use of measures of structure and diversity in applied diatom ecology.

Nova Hedwigia 73: 97-115.

Davis, W.M. & White, D.C., 1980.

Fluorometric determination of adenosine nucleotide derivatives as measures of the microfouling, detrital and sedimentary microbial biomass and physiological status.

Appl. Environm. Microbiol. 40: 539-48.

Derde IMP, 1985.

Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-1989.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij, 's Gravenhage. 193 p.

- Dickson, K.L., Cairns Jr., J., Clark, J.R. & Rodgers Jr., J.H., 1978.
Evaluating pollution stress on ecosystems.
In: The freshwater Potomac: Aquatic communities and environmental stresses; eds. K.C. Flynn & W.T. Mason.
Interstate Commission on the Potomac River Basin, p. 80-130.
- Dresscher, Th.G.N. and van der Mark, H., 1976.
A simplified method for the biological assessment of the quality of fresh and slightly brackish water.
Hydrobiologia, 48: 199-201.
- Edmondson, W.T. & Winberg, G.G. (eds.), 1971.
A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters.
I.B.P. Handbook 17, Blackwell, Oxford, 358 p.
- EIFAC, 1978.
The value and limitations of various approaches to the monitoring of the water quality for freshwater fish.
EIFAC Technical Paper 32. FAO, Rome, 27 p.
- Es, F.B. van & Meijer-Reil, L.A., 1982.
Biomass and metabolic activity of heterotrophic marine bacteria.
Advan. Microb. Ecol. 6: 111-158.
- Gezondheidsraad, 1984.
Advies inzake een begrippenlijst ten behoeve van ecologische normen waterbeheer.
No. 84/37. Gezondheidsraad, Den Haag, 50 p.
- Golterman, H.L., 1969.
Methods for chemical analysis of freshwater.
I.B.P. Handbook 8, Blackwell, Oxford, 172 p.
- Graf, G., Bengtsson, W., Diesner, U., Schulz, R. & Theede, H., 1982.
Benthic response to sedimentation of a spring phytoplankton bloom: process and budget.
Mar. Biol. 67: 201-208.
- Gulati, R.D., 1983.
Zooplankton and its grazing as indicators of trophic status in Dutch lakes.
Environm. Monit. Assessm. 3: 343-354.
- Gulati, R.D., 1985.
Zooplankton grazing methods using radioactive tracers: technical problems.
Hydrobiol. Bull. 19: 61-69.
- Gulati, R.D., Siewertsen, K. & Postema, G., 1982.
The zooplankton: its community structure, food and feeding, and role in the ecosystem of Lake Vechten.
Hydrobiologia 95: 127-163.

- Haan, H. de, Boer, T. de, Kramer, H.A. & Voerman, J., 1982.
 Applicability of light absorbance as a measure of organic carbon in humic lake water.
 Wat. Res. 16: 1047-1050.
- Håkanson, L., 1981.
 Determination of characteristic values for physical and chemical lake sediment parameters.
 Wat. Resour. Res. 17: 1625-1640.
- Håkanson, L., 1984.
 On the relationship between trophic level and lake sediments.
 Wat. Res. 18: 303-314.
- Henebry, M.S., Cairns Jr., J., Schwintzer, C.R. & Yongue Jr., W.H., 1981.
 A comparison of vascular vegetation and protozoa communities in some freshwater wetlands of Northern Lower Michigan.
 Hydrobiologia 83: 353-375.
- Herricks, E.E., & Cairns Jr., J., 1982.
 Biological monitoring. Part III. Receiving system methodology based on community structure.
 Wat. Res. 16: 141-153.
- Holm-Hansen, O. & Booth, C., 1966.
 The measurement of adenosine triphosphate in the ocean and its ecological significance.
 Limnol. Oceanogr. 11: 510-519.
- Hrbáček, J., 1981.
 Investigation of freshwater biota.
 In: Handbook of contemporary developments in world ecology; eds. E.J. Kormondy & J.F. McCormick. Greenwood Press, 1981, Westport, p. 136-138.
- Hutchinson, G.E., 1957.
 A treatise on limnology. I. Geography, physics and chemistry.
 Wiley, New York, 1015 p.
- Kaesler, R.L. & Herricks, E.E., 1979.
 Hierarchical diversity of communities of aquatic insects and fishes.
 Wat. Resour. Bull. 15: 1117-1125.
- Kevern, N.R., Wilhm, J.L. & van Duyne, G.M., 1966.
 Use of artificial substrata to estimate the productivity of periphyton.
 Limnol. Oceanogr. 11: 499-503.
- Kolkwitz, R. and Marsson, R., 1908.
 Ökologie der pflanzlichen Saprobien.
 Ber. Deutsch. bot. Gesellsch. 26a: 505-519.
- Kolkwitz, R. and Marsson, R., 1909.
 Ökologie der tierischen Saprobien.
 Int. Rev. ges. Hydrobiol. 2: 126-153.
- Lingeman, R., 1980.
 Signal analysis of irradiation, temperature and primary production in a small artificial pond. I. The annual signals.
 Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 65: 753-776.

- Maki, A.W. & Johnson, H.E., 1976.
Evaluation of a toxicant on the metabolism of model stream communities.
J. Fish. Res. Bd. Can. 33: 2740-2746.
- Moed, J.R. et al., 1981.
Water; spectrofotometrische bepaling van het gehalte aan chlorofyl-a.
NEN 6520. Nederlands Normalisatie Instituut, Delft, 8 p.
- Moller-Pillot, H.K.M., 1971.
Faunistische beoordeling van de verontreiniging van laaglandbeken.
Diss. Nijmegen, 286 p.
- Moller-Pillot, H.K.M., 1978-1979.
De larven der Nederlandse Chironomidae.
Nederlandse Faunistische Mededelingen 1. Centraal Bureau Nederland van de European Invertebrate Survey, Leiden, 276 p.
- Mortensen, V., Noren, B. & Wadsö, I., 1973.
Micro-calorimetry in the study of the activity of micro-organisms.
Bull. Ecol. Res. Comm. 17: 189-197.
- Mortimer, C.H., 1941.
The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes (Part I & II).
J. Ecol. 29: 280-329.
- Mortimer, C.H., 1942.
The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes (Part III, IV, summary and references).
J. Ecol. 30: 147-301.
- Overbeck, J., 1981.
A new approach for estimating the overall heterotrophic activity in aquatic ecosystems.
Verh. Internat. Verein. Limnol. 21: 1355-1358.
- Paine, R.T., 1980.
Food webs: linkage interaction strength and community infrastructure.
J. Anim. Ecol. 49: 667-685.
- Palmer, C.M., 1969.
A composite rating of algae tolerating organic pollution.
J. Phycol. 5: 78-82.
- Parma, S., 1980.
The history of the eutrophication concept and the eutrophication in the Netherlands.
Hydrobiol. Bull. 14: 5-11.
- Pederson, G.L., Welch, E.B. & Litt, A.H., 1976.
Plankton secondary productivity and biomass: their relation to lake trophic state.
Hydrobiologia 50: 129-144.
- Rodgers Jr., J.H., 1977.
Aufwuchs communities of lotic systems - nontaxonomic structure and function.
Ph.D. Dissertation, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg.

- Rodgers Jr., J.H. & Harvey, R.S., 1976.
The effect of current on periphyton productivity as determined using carbon-14.
Wat. Res. Bull. 12: 1109-1118.
- Rodhe, W., 1958.
Primärproduktion und Seetypen.
Verh. Internat. Verein. Limnol. 13: 121-141.
- Schmidt-van Dorp, A.D., 1978.
De eutrofiering van ondiepe meren in Rijnland (Holland); with summary in English.
Helmond, Wibro, 1978, 254 p. Proefschrift Rijksuniversiteit te Utrecht, 28 juni 1978.
- Shapiro, J., Lamarra, V. & Lynch, M., 1975.
Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration.
Proceedings of the Symposium on Water Quality Management through Biological Control. U.S.A. EPA and University of Florida, Jan, p. 85-96.
- Skulberg, O.M., 1965.
Algal cultures as a means to assess the fertilizing influence of pollution.
Advan. Wat. Pollut. Res. 1: 113-127.
- Sládeček, V., 1973.
System of water quality from the biological point of view.
Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 7, 218 p.
- Smaal, A. and de Vries, J., 1978.
Kwaliteitsbeoordeling van oppervlaktewater - een betoog in de breedte.
Vrije Universiteit, Amsterdam. Doctoraal scriptie, 99 p.
- Steenbergen, C.L.M., 1982.
Analyse van fotosynthetische pigmenten ter karakterisering van de structuur van fytoplanktongemeenschappen.
Nota Limnologisch Instituut 1982-6, 13 p.
- STORA, 1987.
Ontwikkeling van een algengroei-potentietoets voor oppervlaktewater en afvalwater.
- Stralen, M. van & Kersting, K., 1977.
De BOD_{5/20} -test, een onbruikbare maatstaf voor de bepaling van de kwaliteit van oppervlaktewater.
H₂O 14: 329-331.

- Sullivan, P.F. & Carpenter, S.R., 1982.
Evaluation of fourteen trophic state indices for phytoplankton of Indiana lakes and reservoirs.
Environm. Pollut. Ser. A Ecol. Biol. 27: 143-154.
- Tamminen, T., 1982.
Winter microbial activity in Lake Tuusulanjärvi.
In: Lakes and Water Management; eds. V. Ilmavirta, R.I. Jones & P.E. Persson.
Developm. Hydrobiol. 7: 109-113.
- Tiefenbrunner, F., 1979.
Estimation of microbial activities in polluted surface waters by micro-calorimetry.
Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 12: 136-145.
- Trotter, D.M. & Hendricks, A.C., 1976.
The use of Stigeoclonium subsecundum (Chlorophyceae) as a bio-assay organism.
Wat. Res. 10: 909-911.
- Tweede IMP, 1981.
Indicatief Meerjaren Programma Water 1980-1984.
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij. 's Gravenhage, 146 p + 7 bijlagen (A t/m G).
- Uhlmann, D., 1982.
Evaluation of strategies for controlling eutrophication of lakes and reservoirs.
Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 67: 821-835.
- Verdonschot, P.F.M., 1984.
The distribution of aquatic oligochaetes in the Fenland area of N.W. Overijssel (The Netherlands).
Hydrobiologia 115, 215-222.
- Verneaux, J., 1977.
Determinisme approché de la structure biotypologique.
C.R. Acad. Sci. (Paris) 284.
- Verneaux, J. & Leynaud, G., 1977.
Ecological basis for the management of water quality and fish population.
In: Biological monitoring of inland fisheries; ed. J.S. Alabaster. London (UK). 1977 p. 49-54.
- Vollenweider, R.A., 1975.
Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology.
Schweiz. Z. Hydrol. 37: 53-84.

- Weber, C.I., 1973.
Recent developments in the measurement of the response of phytoplankton and periphyton to changes in their environment.
In: Bioassay Techniques and Environmental Chemistry; ed. G.E. Glass. Ann Arbor Science, Ann Arbor, p. 119-138.
- Welch, P.S., 1948.
Limnological methods.
McGraw-Hill, London, 381 p.
- Welch, E.B. & Perkins, M.A., 1979.
Oxygen deficit phosphorus loading relation in lakes.
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 51(12) 2823-2828.
- Westhoff, V. & den Held, A.J., 1969.
Plantengemeenschappen in Nederland.
Thieme & Cie, Zutphen, 324 p.
- Wetzel, R.G., 1975.
Limnology. Saunders, Philadelphia, 740 p.
- White, D.C., 1983.
Analysis of microorganisms in terms of quantity and activity in natural environments.
In: Microbes in their natural environments; eds. J.H. Slater, R. Whittenburg and J.W.T. Wimpenny, Cambridge University Press, Cambridge, p. 37-67.
- Wiederholm, T., 1980.
Use of benthos in lake monitoring.
J. Wat. Pollut. Contr. Fed. 52: 537-547.
- Wiederholm, T., 1981.
Associations of lake-living Chironomidae; a cluster analysis of Brundin's and recent data from Swedish lakes.
Schweiz. Z. Hydrol. 43: 140-150.
- Williams, P.J., Raine, R.C.T. & Bryan, J.R., 1979.
Agreement between the ^{14}C and oxygen methods of measuring phytoplankton production: reassessment of the photosynthetic quotient. Oceanol. Acta 2: 411-416.

Lijst van geraadpleegde bronnen voor gegevens(bestanden)

Toelichting:

Voor het verzamelen van gegevens(bestanden) is de hiernavolgende lijst met referenties geraadpleegd. De lijst vertegenwoordigt globaal de periode ca. 1970-1983 en ca. 120 wateren. Tevens is gebruik gemaakt van enkele ongepubliceerde gegevensbestanden afkomstig van beheerders en instituten.

Evaluatie van deze bestanden heeft ertoe geleid dat alleen gegevens uit de periode 1977-1983 zijn geselecteerd. Ze zijn in de lijst vertegenwoordigd door de titels met 1 of 2 asterisks (* of **). Na een verdergaande evaluatie (par. 2.2.2) is het aantal wateren teruggebracht tot 81. Dit heeft geresulteerd in 6 jaarmatrices (1977-1983) met per matrix de 81 wateren.

Uit de hiervoor vermelde selectie (de 6 jaarmatrices) is tenslotte de uiteindelijke datamatrix (1977-1983; 81 wateren) opgebouwd (bijlage 4). De bronnen hiervoor zijn gemerkt met één asterisk (*).

- Achterstraat, J.A., M. Burggraaff, B.J. Flach-de Geus en S.P. Klapwijk, 1973. Beoordeling van het oppervlaktewater van het Groene Hart volgens biologische maatstaven, gebaseerd op inventariserend onderzoek aan fytoplankton. Verkenningen van het Instituut van Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam. 230 p.
- **A.N.W.B., 1984. Almanak voor watertoerisme, deel 1 & 2. Koninklijke Nederlandse Toeristenbond, Den Haag. 1046 p.**
- Beekman, A.A., 1948. De wateren van Nederland aardrijkskundig en geschiedkundig beschreven. Nijhoff, Den Haag. 283 p.
- Beltman, B.G.H.J., 1971. Hydrobiologisch onderzoek van het Laarderwasmeer complex, Pluismeer en Hilversums wasmeer. Verslag vakgroep Natuurbeheer, Landbouwhogeschool, Wageningen.
- **Bemmel, C. van en A. Kooman, 1977. Een inventarisatie van de macrofauna, zuurstofmetingen en chemische gegevens van de schone 'Grote Maarsseveense Plas' en de vervuilde 'Kleine Maarsseveense Plas'. Rapport LH/NB 76/77: 12, 13, Landbouwhogeschool, Wageningen.**
- **Beuzekom, J. van, 1981. Limnologie van de Wijde Blik. Studentenverslag (1981-12), Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.**
- Blanken, J.G. den, A.B. Leussink, L.M. van Noorle, R. Prins en A.H. Havelaar, 1978. De invloed van baders op de waterkwaliteit in de Delftse Hout. Rapport 12/78, Rijksinstituut voor de Volksgezondheid, Bilthoven.
- Blauw, T. en J. Meijer, 1974. Hydrobiologisch onderzoek van het Alkmaardermeer in 1972. Verslag 188, vakgroep Natuurbeheer, Landbouwhogeschool, Wageningen.
- Boer, D. de, 1977. De beschikbaarheid van voedsel voor zoöplankton in verschillende typen wateren in het oostelijke Vechtplassengebied, gebaseerd op de opname- en assimilatiesnelheden van *Daphnia magna* Straus. Studentenverslag (1977-1), Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- *Boesewinkel-de Bruyn, P.J., 1983. Kwantitatief fytoplanktononderzoek in de Loosdrechtse Plassen, 1981-1982. Intern verslag (1983-1), Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.**
- Bolier, G., 1980. De samenstelling van het fytoplankton in diepe plassen in West Nederland. Rapport 80-6, vakgroep Gezondheidstechniek, Technische Hogeschool, Delft.
- Bots, W.C.P.M. en M.E.A. van Gijsen, 1978. Relatie tussen het fysisch-chemisch en het biologisch wateronderzoek in het Noorden des lands. Nota 1059, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.
- Bromley, H.J., 1970. A study of the zooplankton of Tjeukemeer. Thesis, University of Liverpool. 216 p.
- Claassen, T.H.L., 1979. Biologische aspecten van de waterkwaliteit. Intern rapport, Provinciale Waterstaat Friesland, Leeuwarden.
- *Claassen, T.H.L., 1981. Biologisch Wateronderzoek (1976-1980). Intern rapport, Provinciale Waterstaat Friesland, Leeuwarden.**
- Claassen, T.H.L., 1984. De invloed van Rijnwater op het beheer van boezem- en polderwater. Intern rapport, Provinciale Watersaat Friesland, Leeuwarden.
- *Claassen, T.H.L., 1984. Waterkwaliteitsonderzoek Sloterveer (1976-1983). Intern rapport, Provinciale Waterstaat Friesland, Leeuwarden.**
- Coers, J.H., 1981. De invloed van licht, temperatuur en grond op de start van de bloei van diatomeeën en blauwieren. Intern verslag (1981-2), Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- Cronie, R., 1984. Inventarisatie macrofauna Amstelland (1979-1980). Intern rapport, afdeling Kwaliteitsbeheer, Zuiveringsschap Amstel en Gooiland, Hilversum.
- *CUWVO-werkgroep VI, 1980. Ontwikkeling van de grenswaarden voor**

- doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof. Resultaten van de tweede eutrofiëringsenquête. Rapport, Rijkinstituut Zuivering Afvalwater, Lelystad.
- *Delbecq, E.J.P., 1984. Waterkwaliteit Kinselmeer. Intern rapport, Gemeentelijk Centraal Milieulaboratorium, Amsterdam.
- *Donk, E. van, 1983. Factors influencing growth and succession in Lake Maarsseveen. Proefschrift, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- Engelberts, H.C.A., 1978. Hydrobiologisch onderzoek in de Langeraarse- en Nieuwkoopse plassen. Studentenverslag (1978-5), Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- Everards, K.L., 1978. Biologische en chemische onderzoeken in de Sloterplas (1975-1976). Intern rapport, deel 1 & 2, Gemeentelijk Centraal Milieulaboratorium, Amsterdam.
- Ferro, W., 1970. De primaire productie in de Vinkeveense Plas en haar verband met licht, temperatuur, zuurstof, fosfaat en andere factoren, mede in verband met zandwinning. Studentenverslag (1970-3), Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- Fonds, A.W. en E.H. Kampelmacher, 1973. Onderzoek van de chemische en bacteriologische gesteldheid van enige oppervlaktewateren met een recreatieve functie in Nederland, (1973). Intern rapport 27/72, Rijkinstituut voor de Volksgezondheid, Bilthoven.
- Gaber, M.A., 1975. Report of work done at the Limnological Institute. Studentenverslag 1974-6, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- **Gemeentelijk Centraal Milieulaboratorium, 1978. Eutrofiëringsonderzoek van het boezemgebied Waterland II. Rapport, Amsterdam.
- *Gemeentelijk Centraal Milieulaboratorium, 1983. Fysisch en chemisch onderzoek, WOL. Waterkwaliteitsonderzoek Loosdrechtse Plassen. Rapport 1984-4, Amsterdam.
- Greven, H.C., 1973. Vergelijkend limnologisch onderzoek in het Oostelijk Vechtplassengebied, augustus-november 1973. Studentenverslag 1973-5, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- Gulati, R.D., 1973. Progress report of work in secondary productivity. Intern rapport, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- *Gulati, R.D. and S. Parma (ed.), 1982. Studies on Lake Vechten and Tjeukemeer, The Netherlands. Hydrobiologia 95, 383 p.
- Hahne, G.H.J., 1974. Hydrobiologisch onderzoek van het Pluismeer en het Leersumse Veld, oktober 1973-mei 1974. Verslag 208, vakgroep Natuurbeheer, Landbouwhogeschool, Wageningen.
- Havelaar, A.H., A.B. Leussink, H.F.R. Reijnders, R. Prins en F. van Knapen, 1981. De invloed van baders op de waterkwaliteit in de 'de Meent' bij Beusichem. Intern rapport 147912001, Rijkinstituut voor de Volksgezondheid, Bilthoven.
- Havelaar, A.H., A.B. Leussink, L.M. van Noorle, H.F.R. Reijnders en R. Prins, 1979. De invloed van recreatie op de kwaliteit van het water in de 'Grote Siep' (Mookse Plassen). Rapport 31/79, Rijkinstituut voor de Volksgezondheid, Bilthoven.
- Haringman, J.R., 1969. Verslag van een hydrologisch onderzoek in het Tjeukemeer. Studentenverslag (1969-1), Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- Herder-Brouwer, S.J., 1975. Een onderzoek naar enige aspecten van trofie. Studentenverslag, vakgroep Plantensystematiek en Oecologie van Lagere Planten, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Hillebrand, H., 1973. Hydrochemische waarnemingen in de Botshol bij Abcoude en in het Hol bij Kortenhoef ('68-'71). Rapport, vakgroep Plantensystematiek en Oecologie van Lagere Planten, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- *Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en Westfriesland, 1979. Fysisch-chemische waterkwaliteit in 1976, 1977

- en 1978. Rapport, Edam.
- Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en Westfriesland, 1980. Onderzoek naar de kwaliteit van het oppervlaktewater in de Noordwest hoek van Noordholland. Rapport, Edam.
- Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en Westfriesland, 1980. Onderzoek van waterkwaliteit in het gebied van de Verenigde Raaksmaats en Niedorperkoggeboezem, april 1979-maart 1980. Rapport, Edam.
- *Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en Westfriesland, 1981. Algenontwikkeling. Rapport, Edam.
- *Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en Westfriesland, 1982. Cijfers en overzichten in 1982. Rapport, Edam.
- *Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en Westfriesland, 1982. Kwaliteit zwemwater 1980, 1981 en 1982. Rapport, Edam.
- **Hoogheemraadschap van Rijnland, 1978. Resultaten bacteriologisch onderzoek in 1977. Rapport, Leiden.
- *Hoogheemraadschap van Rijnland, 1979. Resultaten bacteriologisch onderzoek in 1978. Rapport, Leiden.
- **Hoogheemraadschap van Rijnland, 1980. Jaarverslag 1979. Rapport, deel I, II, III, IV en V, Leiden.
- *Hoogheemraadschap van Rijnland, 1981. Jaarverslag 1981. Rapport, deel I, II, III, IV en V, Leiden.
- *Hoogheemraadschap van Rijnland, 1982. Jaarverslag 1982. Rapport, deel I, II, III, IV en V, Leiden.
- *Hoogheemraadschap van Rijnland, 1982. Resultaten bacteriologisch onderzoek in 1981. Rapport, Leiden.
- *Hoogheemraadschap van Rijnland, 1983. Resultaten bacteriologisch onderzoek in 1982. Rapport, Leiden.
- **Hoogheemraadschap van Rijnland, 1984. Resultaten planktononderzoek 1982 in het Hoogheemraadschap van Delfland. Rapport, Leiden.
- **Hoogheemraadschap van Rijnland, 1984. Resultaten planktononderzoek 1982 in het Hoogheemraadschap van Schieland. Rapport, Leiden.
- **Hoogheemraadschap van Rijnland, 1984. Resultaten planktononderzoek 1982 in het Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden. Rapport, Leiden.
- **Hoogveld, H.L., 1980. Fytoplankton van het Tjeukemeer 1979. Intern verslag 1980-5, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- *Hoogveld, H.L., 1981. Fytoplankton van het Tjeukemeer 1980. Intern verslag 1981-11, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- **Ingenieursbureau Witteveen en Bos, 1981. Waterbeheersing Naardermeer. Rapport, bijlagen 2 en 3, Deventer.
- Kampelmacher, E.H., 1976. Oriënterend onderzoek naar darmbacteriën en wormeieren in water en slib van de 'Delftse Hout'. Rapport U 130/76, Rijksinstituut voor de Volksgezondheid, Bilthoven.
- *Klapwijk, S.P., 1982. Hydrobiologisch onderzoek naar het waterkwaliteitsklassensysteem van Casper en Karbe in Zuid-Holland. Rapport, Technische Dienst, Hoogheemraadschap van Rijnland, Leiden.
- Korthals, H.J., 1983. De ATP-bepaling in plas Vechten. Intern verslag (1983-2), Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- Kromkamp, J.C., 1983. Vergelijkend onderzoek aan epipelon in drie meren met verschillende morfometrie en trofiegraad. Studenten verslag (1983-2), Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- Kuiper, H., T. Loorij en G. Zonneveld, 1973. Bepaalde aspecten van de watervervuiling rond Mijdrecht. Verkenningen van het Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- **Leentvaar, P., 1979. De hypertrofiëring van onze binnenwateren: een

- hydrobiologisch onderzoek van de Reeuwijkse Plassen. Intern rapport, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Leeuwen, H. van, 1973. Een limnologisch onderzoek in het Kortenhoeftse Plassengebied: met name Wijde Gat en Oostelijk Indische wateren en Hilversums kanaal. Studenten verslag 1973-3, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- Leeuwen, H. van, 1974. Onderzoek naar de aard van de bodemfauna van de Loosdrechtse Plassen. Verslag 234/74-19, vakgroep Natuurbeheer, Landbouwhogeschool, Wageningen.
- Limnologisch Instituut, 1974. Hydrologisch en chemisch onderzoek in het Tjeukemeer en omgeving. Intern verslag 1981-14, Nieuwersluis.
- Limnologisch Instituut, 1975. Hydrologisch en chemisch onderzoek in het Tjeukemeer en omgeving. Intern verslag 1981-13, Nieuwersluis.
- Limnologisch Instituut, 1975. Waterkwaliteitsgegevens Tjeukemeer, Poepegat, Zwaneput. Intern rapport, Nieuwersluis.
- Limnologisch Instituut, 1975. Waterkwaliteitsgegevens Vinkeveense Plassen. Intern rapport, Nieuwersluis.
- Limnologisch Instituut, 1976. Hydrologisch en chemisch onderzoek in het Tjeukemeer en omgeving. Intern verslag 1981-9, Nieuwersluis.
- **Limnologisch Instituut, 1977. Hydrologisch en chemisch onderzoek in het Tjeukemeer en omgeving. Intern verslag 1981-8, Nieuwersluis.
- Limnologisch Instituut, 1978. Hydrologisch en chemisch onderzoek in het Tjeukemeer en omgeving. 1981-7, Nieuwersluis.
- **Limnologisch Instituut, 1979. Hydrologisch en chemisch onderzoek in het Tjeukemeer en omgeving. Intern verslag 1981-4, Nieuwersluis.
- *Limnologisch Instituut, 1980. Hydrologisch en chemisch onderzoek in het Tjeukemeer en omgeving. Intern verslag 1981-6, Nieuwersluis.
- **Limnologisch Instituut, 1981. Hydrologisch en chemisch onderzoek in het Tjeukemeer en omgeving. Intern verslag 1983-3, Nieuwersluis.
- **Limnologisch Instituut, 1982. Hydrologisch en chemisch onderzoek in het Tjeukemeer en omgeving. Intern verslag 1983-4, Nieuwersluis.
- Meijer, M.L., 1981. Beschikbaarheid van sedimentfosfaten voor algengroei. Studenten verslag, afdeling Milieubiologie, Rijksuniversiteit van Leiden.
- **Mol, A.W.M., M. Schreijer en P. Vertegaal, 1982. De macrofauna van de Maarsseveense Plassen. Rapport, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Opstelten, W., 1981. Phytoplankton production, dial pattern and methods of calculation daily rates. Studenten verslag 1981-1, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- *Parma, S., 1980. Historie en morfometrie van 'Vechten'. Intern verslag 1980-3, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- *Provinciale Waterstaat Friesland, 1982. Kwaliteit oppervlaktewater Friesland, 1979-1981. Rapport, bijlagen, Leeuwarden.
- *Provinciale Waterstaat Friesland, 1983. Kwaliteit zwemwater Friesland, 1982. Rapport, Leeuwarden.
- *Provinciale Waterstaat Noordholland, 1983. Waterkwaliteitsbeoordelingsmethodiek. Rapport, Haarlem.
- *Provinciale Waterstaat Noordholland, 1983. Waterkwaliteitsgegevens provincie Noordholland. Data, computeruitdraai, Haarlem.
- Provinciale Waterstaat Utrecht, 1975. Overzicht van de kwaliteit van het water in de Vinkeveense Plassen. Rapport, Utrecht.
- Provinciale Waterstaat Utrecht, 1976. Kwaliteit oppervlaktewater Utrecht, 1964-1975. Rapport, Utrecht.
- *Provinciale Waterstaat Utrecht, 1973. Biologische en fysisch-chemische waterkwaliteitsgegevens van de provincie Utrecht. Data, computeruitdraai, Utrecht.
- *Ringelberg, J., 1981. Limnological research in the Maarsseveen lakes,

- 1975-1980. Intern rapport, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- Rootert, D.A., 1973. Wijde Blik en Hilversums kanaal. Studenten verslag 1973-4, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- Schoenmaker, G.S. van, 1975. Verricht onderzoek aan microbiële oecosystemen in 'plasje Vechten'. Studenten verslag 1974-3, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- Siebers, H.H., 1982. Onderzoek naar de chemische samenstelling en de ruimtelijke verdeling daarvan in onderwatersedimenten in de Westeinderplassen en in Plas Elfhoeven (Reeuwijkse Plassen). Verslag 82-14, Technische Hogeschool, Delft.
- *Siewertsen, K., 1979. De planktonbiomassa in het 'plasje Vechten'. Intern verslag 1979-4, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- *Sinkeldam, J.A., 1983. Het plankton van de Maarsseveense plassen 1978. Rapport 1983-1, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Smaal, A. en I. de Vries, 1977. Grazing in de Maarsseveense Plas. Studentenverslag, vakgroep Aquatische Oecologie, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- Snel, A., 1978. De rol van bodemfosfaten bij de eutrofiëring van het friese boezemwater. Studenten verslag, Provinciale Waterstaat Friesland, Leeuwarden.
- Toussaint, C.G. en J. Pankow, 1981. Waterkwaliteitsonderzoek in enkele proefpolders in Noordholland, benoorden het Noordzeekanaal en het IJ, Nota 1279, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.
- Vijverberg, J., 1981. Populatiedynamica en productie van zoöplankton in het Tjeukemeer. Proefschrift, Rijksuniversiteit van Leiden, Leiden.
- Wanders, J.B.W., H.W. de Nie, A.F. Richter, A.G. Frank-Landman en J.S. Swart, 1980. Gevolgen van koelwaterlozing op groei en voorkomen van plankton in het Bergummermeer. Intern verslag 1980-2, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- *Werkgroep Waterkwaliteitsonderzoek Loosdrechtse Plassen. Waterkwaliteitsgegevens Loosdrechtse Plassengebied. WOL-archief, werkgroep WOL, Nieuwersluis.
- Yntema, J., 1976. Vervuiling van het Hilversums kanaal en Wijde Blik. Studentenverslag 1976-6, Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- Zuiveringsschap Amstel en Gooiland, 1978. Ontwerp waterkwaliteitsplan tot 1982. Rapport, Hilversum.
- *Zuiveringsschap Amstel en Gooiland, 1981. Waterkwaliteit diepe plassen, 1977-1980. Rapport, Hilversum.
- *Zuiveringsschap Amstel en Gooiland, 1982. Waterkwaliteit 1977, 1978 en 1979. Rapport, Hilversum.
- *Zuiveringsschap Amstel en Gooiland, 1982. Waterkwaliteit in 1981. Rapport, Hilversum.
- **Zuiveringsschap Amstel en Gooiland, 1983. Voortgangsverslag 1982. Rapport, Hilversum.
- *Zuiveringsschap Amstel en Gooiland, 1983. Waterkwaliteitsgegevens ZAG 1980-1982. Rapport, Hilversum.

Lijst van oppervlaktewateren en monsterpunten

Toelichting:

De hiernavolgende lijst bevat de namen van de oppervlaktewateren waarvan uitgebreide biotische en abiotische gegevensbestanden beschikbaar zijn (zie Bijlage 4). De nummers corresponderen met de nummers in de dendrogrammen.

De x- en y-coördinaten en de kaartbladnummers van de monsterpunten zijn overgenomen uit de protocollen van de instituten en diensten (zie Bijlage 2) die de gegevensbestanden ter beschikking hebben gesteld. Van de locaties waarvan geen coördinaten worden vermeld zijn korte omschrijvingen opgenomen.

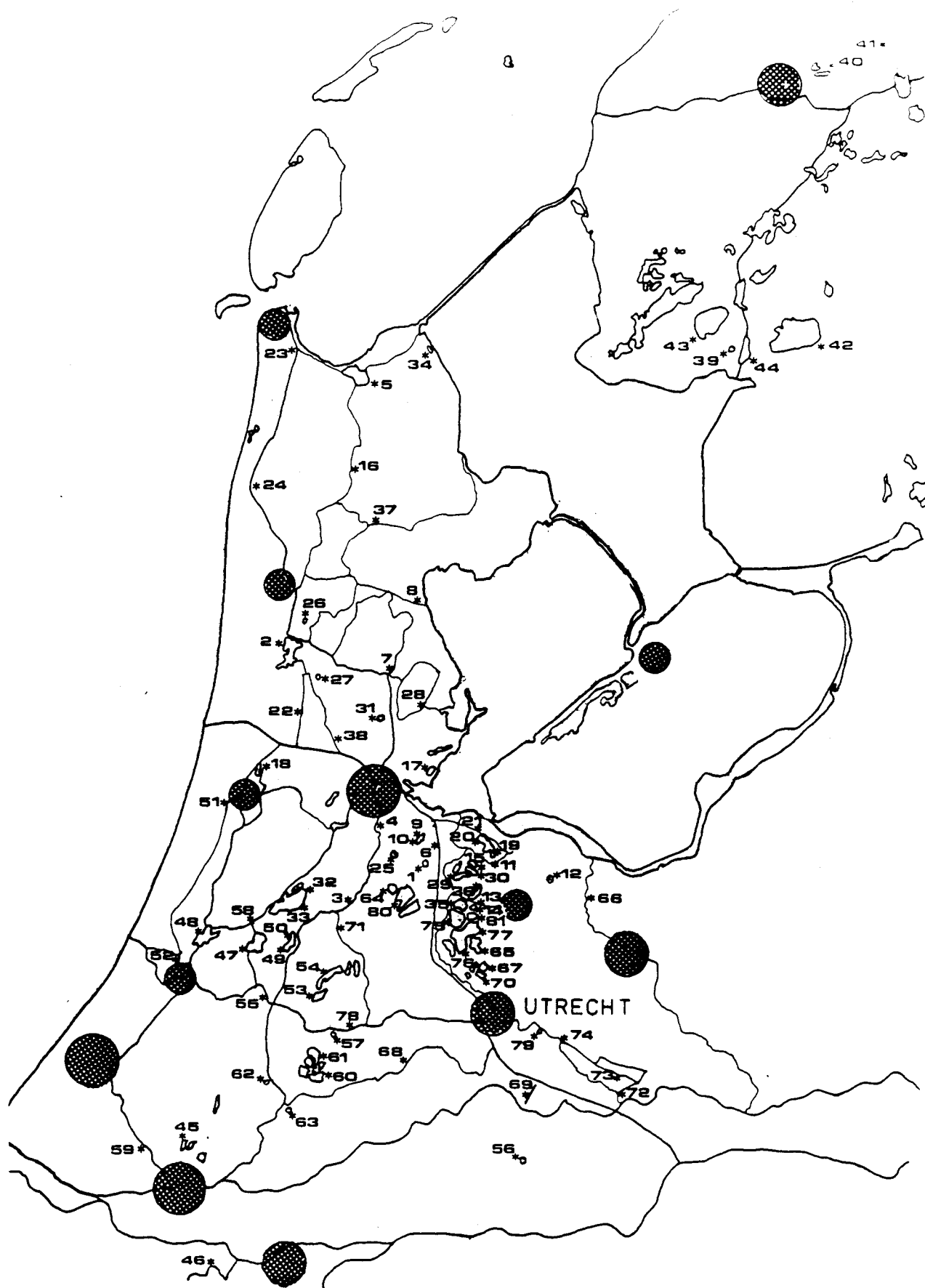
Voor de globale ligging van de locaties zie p.5 van deze Bijlage.

nr	oppervlakte water	X-koordinaten	Y-koordinaten	kaartblad
1	Abcoudermeer	12597	47635	25G
2	Alkmaardermeer	11300	50772	19D
3	Amstel I	11703	47165	31B
4	Amstel II	12169	48291	25G
5	Amstelmeer	12241	54439	14E
6	A'dam-Rijnkanaal	13004	47950	25H
7	Beemsterringvaart	12507	50283	19G
8	Beemsteruitwatering	12896	51474	19E
9	Gaasperplas I	12874	47991	25G
10	Gaasperplas II	12809	47975	25G
11	's-Gravelandse vaart	13599	47643	25H
12	Groot Laarder wasmeer	14319	47037	32A
13	Hilversums kanaal	13443	47090	31F
14	't Hol	13478	46982	31F
15	Hollands Ankeveense plas			
16	Kanaal Omval Kolhorn	12158	53151	14G
17	Kinselmeer	12951	48877	25E
18	Mooie Nel	10686	49093	25A
19	Naardermeer (Bovenste Blik)	13743	47762	25H
20	Naardermeer (Grote Meer)	13641	47930	25H
21	Naardertrekvaart			
22	Nauernasche vaart	11334	50129	19D
23	Noordhollands kanaal I	11515	54742	14B
24	Noordhollands kanaal II	10738	52984	14C
25	Ouderkerkerplas	12341	47789	25G
26	Plasje Schermer	12036	51630	19E
27	Poel bij Wormerveer	11493	50219	19D
28	Purmerringvaart			
29	Spiegelplas	13314	47656	25H
30	Stichts Ankeveense plas			
31	Twiske	12058	49623	25E
32	Westeinderplassen I	11114	47317	31B
33	Westeinderplassen II	11113	47224	31B
34	de Wielen	13382	54491	14F
35	Wijde Blik	13289	47161	31F
36	Wijde Gat	13400	47186	31F
37	Wijzend	12398	52345	19E
38	Zaan	11639	49616	25B
39	Brandemeer			
40	Groote Wielen			
41	Nieuwe Zwemmer			
42	Tjeukemeer			
43	Slotermeer			
44	Groote Brekken			
45	Bergse Achterplas	09298	44038	
46	Binnen (bedijkte) Maas	09555	42403	
47	Braassemmermeer	10500	46838	
48	Kaag-Norremeer	09703	46938	
49	Langeraarze plassen I	10869	46691	
50	Langeraarze plassen II	10960	46746	

nr	oppervlakte water	X-koördinaten	Y-koördinaten	kaartblad
51	Leidse vaart I	09915	48095	
52	Leidse vaart II	09345	46606	
53	Nieuwkoopse plassen (Zuideinder)	11265	46000	
54	Nieuwkoopse plassen (Noordeinder)	11454	46298	
55	Oude Rijn (Alphen)	10540	46029	
56	Plas Kruithof Wiel	13740	43652	
57	Put van Broeckhoven	11426	45505	
58	Ringvaart Haarlemmermeerpolder	10408	47049	
59	Schie	08800	44046	
60	Sluipwijkse plassen I	11140	44867	
61	Sluipwijkse plassen II	10993	44939	
62	Weegje	10546	44766	
63	Wiel in Kattendijkse polder	10480	44329	
64	Botshol			
65	Breukeleveense plas	13420	46620	31F
66	Eem			
67	Grote Maarsseveense plas	13413	46175	31H
68	Hollandse IJssel			
69	Inundatie kanaal			
70	Kleine Maarsseveense plas			
71	Kromme Mijdrecht	11580	46920	31B
72	Kromme Rijn			
73	Langbroeker wetering I			
74	Langbroeker wetering II			
75	Loenderveense plas	13220	46820	31F
76	Loosdrechtse plassen I	13270	46510	31F
77	Loosdrechtse plassen II	13250	46750	31F
78	Oude Rijn			
79	Vechten			
80	Vinkeveense plassen	12550	47280	31E
81	Vuntus	13380	46910	31F

Aanvullende locatie informatie

nr.	Oppervlaktewater	code/omschrijving
15	Hollands Ankeveense plas	midden in de plas
21	Naardertrekvaart	ZAG 69, rijksweg Muiderberg
28	Purmerringvaart	US 164, brug bij Monnickendammerweg ten W. van Monnickendam
30	Stichts Ankeveense plas	midden in de plas
39	Brandemeer	volg nr. 117, ten Z. van Tjerkgaast
40	Groote Wielen	volg nr. 31, Rijperkerk
41	Nieuwe Zwemmer	VP 31, brug te Zwaagwesteinde
42	Tjeukemeer	gemid. midden van het meer
43	Slotermeer	MP VI, tegenover Sloten
44	Groote Brekken	ten Z. van Spannenburg
64	Botshol	C03, bij duiker naar polder Mijdrecht
66	Eem	G05, te Eembrugge
68	Hollandse IJssel	D12, te Montfoort, brug in de provinciale weg
69	Inundatie kanaal	A20, bij het Waal
70	Kleine Maarsseveense pl.	midden van plas
72	Kromme Rijn	A06, singelbrug te Wijk bij Duurstede
73	Langbroeker wetering I	A07, te Langbroek, eerste brug bovenstrooms Cothegrift
74	Langbroeker wetering II	A10, bij kromme Rijn laatste brug voor de Kromme Rijn
78	Oude Rijn	GW04, te Nieuwerbrug/tolbrug
79	Vechten	midden van de plas



Overzicht van de parametergegevens per locatieToelichting

Het overzicht is gesplitst in drie delen. Deel 1 geeft de maandwaarden (april t/m september) per locatie van 22 parameters. In deel 2 zijn per parameter en locatie de gemiddelde waarden van (minimaal) vijf zomermaanden samengevat. In deel 3 is terug te vinden uit welk jaar in de periode 1977-1983 de gegevens van de betreffende locatie afkomstig zijn.

De volgorde van de parameters is, vanwege de computermatige gegevensverwerking, niet overeenkomstig die in bijlage 1. Derhalve volgt hier een overzicht van de parameters met de nummering:

TSI TP	- Trophic state index (totaal fosfor)	- 48b
TSI SD	- Trophic state index (doorzicht)	- 48a
TSI Chl-a	- Trophic state index (chlorofyl-a)	- 48c
BZV	- Biologisch zuurstofverbruik	- 17
CZV	- Organisch koolstofgehalte	- 33
O ₂ (verz.)	- Zuurstofconcentratie	- 32
D & M	- Index vlg. Dresscher & van der Mark	- 25
blauwwieren (pigm.)	- Pigmentsamenstelling (= perc. blauwwieren)	- 29
anorg. N/P	- Quotiënt opgelost anorg.N/opgelost anorg.P	- 18
tot N/P	- Quotiënt Totaal-N/Totaal-P	- 47
Ro	- Verversingsfrequentie	- 8
gem. diepte	- Gemiddelde diepte	- 2
opp.	- Oppervlakte	- 1
PGI	- Palmer genus-index	- 26
temp.	- Temperatuur	- 6
pH	- pH	- 9
EGV	- Geleidingsvermogen	- 10
Cl	- Chloride	- 11
NH ₄	- Ammonium (NH ₄ ⁺ + NH ₃)	- 16
HCO ₃	- Bicarbonaat	- 13
Ca	- Calcium	- 14
Faecale coli	- Faecale-coligetal	- 35

De gebruikte meeteenheden staan voor het grootste deel vermeld in de kop van de betreffende parameterkolom. Voor wat betreft de parameters TSI-TP (48b), TSI-SD (48a) en TSI-Chl-a (48c) zijn de gemeten waarden (i.c. mg/m³, meters, resp. mg/m³) via een log-transformatie omgezet in getallen op een schaal van 1-100 (zie bijlage 1, parameter 48 en Carlson, 1977). Deze schaalgetallen staan weergegeven in deze bijlage 4.

In deel 1 betekent een blancoplaats in de kolom dat er voor die locatie geen gegevens van de betreffende parameter zijn aangetroffen.

In deel 2 betekent ERR dat er geen gegevens beschikbaar waren (vergelijk met de open plaatsen in deel 1). Van de parameter Ro (Verversingsfrequentie), gemiddelde diepte, oppervlakte en Faecale-coligetal zijn de betreffende kolommen in deel 1 en 2 identiek.

Voor lijnvormige, grote wateren i.c. kanalen is aangenomen dat de maximale breedte 70 m bedraagt. Het kwadraat van deze breedte i.c. 0.49 ha is als standaardmaat voor kanalen in deel 1 en 2 ingevoerd.

In deel 3 is het jaartal in de kolom "primaire jaarkeuze" het jaar waaruit de meeste gegevens voor de locatie afkomstig zijn. Indien op dezelfde regel een ander jaartal is ingevuld dan zijn, door gebrek aan gegevens uit het "primaire jaar", de getallen uit het dan vermelde jaar gebruikt.

Bijlage 4, Deel 1

Maandwaarden (april t/m september)
van 18 parameters en absolute
waarden voor 4 parameters

water	nr	TSI TP						TSI SD					
		apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep
Abcoudermeer	W 11	84.9	80.6	98.7	95.4	101.1	94.6	67.4	64.2	68.6	65.1	65.1	61.5
Alkmaardermeer	W 21	94.4	92.6	93.2	93.2	91.6	89.1	51.5	58.0	51.1	51.1	63.2	53.7
Amstel I	W 31	107.6	107.6	111.5	108.7	107.6	109.7	77.4	73.2	71.5	77.4	77.4	70.0
Amstel II	W 41	107.6	114.5	115.8	107.6	107.6	107.6	73.2	77.4	75.1	77.4	77.4	71.5
Amstelaer	W 51	91.8	83.8	85.5	90.0	92.1	91.8	73.2	76.2	71.6	70.0	68.0	62.4
A'dam-Rijnkanaal	W 61	96.2	97.4	97.4	95.2	93.8	98.0	73.2	73.2	70.0	70.0	71.5	71.5
Beeasteringvaart	W 71	88.7	86.4	87.4	86.4	80.6	82.6	80.0	77.4	80.0	70.0	71.5	65.1
Beeasteruitwatering	W 81	82.0	72.0	70.6	70.6	67.4	65.4	77.4	64.2	67.4	63.2	53.7	50.0
Gaasperplas I	W 91	53.2	60.6	67.4	65.4	70.6	72.0		56.8	60.0	56.8	51.9	70.0
Gaasperplas II	W 101		57.4	75.4	60.6	57.4	57.4		53.2	41.9	50.0	50.0	54.2
's-Gravelandse vaart	W 111	106.4	110.6	101.6	103.8	106.4	103.8	77.4	77.4	73.2	68.6	73.19	73.19
Groot Laarder wasmeer	W 121	119.7	112.3	137.7	123.1	122.3	115.2	70.0	83.2	63.19	77.4	77.4	77.4
Hilversums kanaal	W 131	86.4	87.4	95.4	87.4	89.8	83.2	75.1	77.4	77.4	73.2	80.0	71.5
't Hol	W 141	65.4	96.2	112.3	103.1	108.7	90.6	83.19	73.2	77.4	77.4	77.4	77.4
Hollands Ankeveense plas	W 151	78.2	76.4	83.8	81.3	79.8	74.4	75.1		71.5	77.4	80.0	73.2
Kanaal Oeal Kolhorn	W 161	99.3	106.4	102.3	96.9	94.4	91.3	73.2	75.1	68.6	70.0	73.2	66.2
Kinselaer	W 171	89.1	90.6	101.3	98.7	106.4	100.6			83.2			
Mooie Nel	W 181	114.5	116.4	112.3	117.0	115.2	115.8	73.2	75.1	75.1	70.0	75.1	77.4
Naardermeer (Bovenste Blik)	W 191	74.4	67.4	75.4	70.6	87.8	80.6	69.99	67.39	71.5	71.5	83.2	73.2
Naardermeer (Grote Meer)	W 201	63.2	69.1	73.2	65.4	69.1	67.4	65.1	64.2	68.6	65.1	59.99	57.39
Naardertrekvaart	W 211	79.8	80.6	81.3	84.4	77.4	74.4	73.2	70.0	73.2	70.0	70.0	60.0
Nauernasche vaart	W 221		96.9			89.1			67.1			74.3	
Noordhollands kanaal I	W 231	106.4	107.6	106.4	109.7	103.8	106.4	73.2	77.4	75.1	73.2	77.4	80.0
Noordhollands kanaal II	W 241	106.4	105.2	102.3	108.7	101.5	102.3	73.2	75.1	70.0	73.2	73.2	75.1
Ouderkerkerplas	W 251	63.2	65.4	60.6	57.4	65.4	57.4		51.9	49.3	52.8	46.8	45.1
Plasje Schermer	W 261	98.5	97.6	102.4	105.2	103.8	103.8	83.2	80.0	93.2	93.2	73.19	73.19
Poel bij Wormerveer	W 271	98.5	97.6	102.4	105.2	103.8	105.2	83.2	87.4	80.0	80.0	93.2	93.2
Purmeringvaart	W 281	83.2	82.0	78.2	79.1	72.0	75.4	77.4	73.2	67.4	73.2	70.0	71.5
Spiegelplas	W 291	89.5	103.1	82.6	93.8	80.6	77.4	65.09	65.1	70.0	63.19	65.09	65.09
Stichts Ankeveense plas	W 301	67.4	63.2	74.4	65.4	63.2	63.2	67.4		67.4	65.1	67.4	55.1
Twiske	W 311			57.4						58.6			
Westeinderplassen I	W 321	70.6	80.6	79.1	79.1	83.2	79.1	64.2	61.5	67.4	67.4	67.4	64.2
Westeinderplassen II	W 331	94.9	82.0	97.1	95.2	92.3	94.9	67.4	67.4	60.0	71.5	71.5	70.0
de Wielen	W 341			47.4				73.19	71.5	69.99	67.4	70.0	69.99
Wijde Blik	W 351	78.2		77.4	78.2	79.1	76.4	46.8		49.3	54.2	50.0	56.8
Wijde Gat	W 361	86.9	91.6	95.9	93.2	92.0	90.9	77.4	77.4	75.1	80.0	77.4	77.4
Wijzend	W 371	94.6	83.2	86.9	82.0	82.0	73.2	75.1	70.0	68.6	65.1	67.4	65.1
Zaan	W 381	97.4	94.9	95.2	95.4	95.9	93.8	73.2	73.2	63.2	70.0	70.0	68.6
Brandmeer	W 391	75.6	70.6	82.0	78.2	77.4	76.4	74.2	70.0	77.4	73.2	73.2	73.2
Groote Wielen	W 401	84.9	85.9	85.4	82.6	82.6	79.1	87.4	87.4	75.1	80.0	83.2	75.1
Nieuwe Zwaamer	W 411	92.9	87.8	92.0	92.3	91.6	91.6	80.0	70.0	67.4	80.0	80.0	77.4
Tjeukemeer	W 421	81.3	83.2	85.4	86.9	87.4	82.0	73.2	75.1	75.1	77.4	80.0	77.4
Slotermeer	W 431	75.4	69.1	77.4	84.9	75.4	78.2	75.1	67.4	75.1	75.1	77.4	73.2
Groote Brekken	W 441	84.4	83.2	85.9	79.8	84.4	82.6	71.5	80.0	80.0	73.2	73.2	73.2

water	nr	TSI TP						TSI SD					
		apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep
Eergse Achterplas	W45	116.4	113.1	113.8	115.8	113.8	115.2	83.2	83.2	77.4	80.0	87.4	87.4
Binnen (bedijkte) Maas	W46	73.2	86.4	77.4	80.6	86.4	83.2	73.2	75.1	75.1	73.2	73.2	77.2
Braassemermeer	W47	85.4	88.2	89.1	89.1	91.3	93.8	53.2	51.5	50.0	58.6	57.4	65.1
Kaag-Norremeer	W48	91.3	90.6	91.3	95.4	96.4	97.8	67.4	67.4	70.0	70.0	70.0	77.4
Langeraarze plassen I	W49	86.4	92.0	94.9	105.2	103.8	102.0	77.4	77.4	71.5	80.0	83.2	83.2
Langeraarze plassen II	W50	86.4	87.4	94.9	100.2	100.9	97.4	75.1	73.2	77.4	80.0	83.2	83.2
Leidse vaart I	W51	101.3	111.5	115.2	115.2	117.6	119.7	83.2	80.0	80.0	77.4	77.4	75.1
Leidse vaart II	W52	124.2	118.1	117.0	124.5	124.9	130.4	75.1	75.1	71.5	71.5	70.0	80.0
Nieuwkoopse plassen (Zuideinder)	W53	79.1	83.2	86.4	85.4	87.4	85.4	70.8	70.0	75.1	77.4	75.1	73.2
Nieuwkoopse plassen (Noordeinder)	W54	73.2	73.2	70.6	63.2	73.2	75.4	73.2	71.5	68.6	73.2	71.5	71.5
Oude Rijn (Alphen)	W55	92.0	99.8	98.7	102.9	92.6	100.2	67.4	70.0	66.2	68.6	61.5	67.4
Plas Kruithof Wiel	W56	63.2	67.4	67.4	63.2	67.4	70.6	54.2	53.2	54.2	53.2	53.2	55.1
Put van Broeckhoven	W57	57.4	63.2	57.4	57.4	47.4	47.4	34.2	37.4	44.4	53.2	40.4	40.9
Ringvaart Haarlemmermeerpolder	W58	92.0	93.8	97.8	97.4	97.8	97.4	61.5	63.2	57.4	70.0	70.0	70.0
Schie	W59	95.9	85.4	93.8	92.0	87.4	89.8	71.5	63.2	60.0	60.7	68.6	73.2
Sluipwijkse plassen I	W60	73.2	75.4	83.2	82.0	80.6	79.1	70.5	71.5	77.4	83.2	73.2	77.4
Sluipwijkse plassen II	W61	73.2	67.4	63.2	57.4	57.4	67.4	70.0	73.2	64.2	70.0	70.0	71.5
Weegje	W62	107.6	107.6	108.7	108.7	108.7	107.6	71.5	73.2	71.5	70.0	73.2	71.5
Wiel in Kattendijkse polder	W63	103.8	107.6	110.6	110.6	110.6	111.5	63.2	63.2		61.5	62.3	66.2
Botshol	W64	57.4	63.2	65.4	57.4	57.4		77.39	80.0	83.19		77.39	
Breukeleveense plas	W65	83.8	76.4	83.2	84.4	77.4	72.0	83.2	83.2	83.2	83.2	83.2	77.4
Eem	W66	110.6	112.3		115.8	123.1	121.9	73.2	75.1	71.5		68.6	77.4
Grote Maarsseveense plas	W67	76.4	57.4	47.4		57.4	37.4	34.4	32.3	30.6	40.4	37.7	34.2
Hollandse IJssel	W68	100.2	94.4		98.0	93.8	95.9	83.2	73.2	77.4		80.0	
Inundatie kanaal	W69	79.1	75.4		80.6	85.4	88.2	71.5	73.2	77.4		77.4	
Kleine Maarsseveense plas	W70	84.4	90.6	90.6	84.9	84.4	57.4			55.1			
Kromme Mijdsrecht	W71	97.4	107.6	102.6	95.7	103.8		73.2	80.0		77.4	80.0	
Kromme Rijn	W72	90.6	92.3	93.2	94.6	90.6		67.4	67.4	77.4	77.4	77.4	
Langbroeker wetering I	W73	65.4	113.1	90.2	98.2	121.5		77.39	63.2	73.2	77.4		
Langbroeker wetering II	W74	117.0	79.8	137.0	135.8	94.4							
Loenderveense plas	W75	60.6	63.2	75.4	69.1	70.6	57.4	63.2	61.5	60.0	61.5	60.0	58.6
Loosdrechtse plassen I	W76	73.2	79.1	79.8	84.4	90.9	89.1	64.2	67.4	60.0	73.2	73.2	70.0
Loosdrechtse plassen II	W77	74.4	67.4	77.4	77.4	77.4	72.0	70.0	67.4	70.0	73.2	73.2	70.0
Oude Rijn	W78	102.4	109.7	107.6		96.2	106.4	70.0	71.5	73.2	70.0	73.2	
Vechten	W79	53.2	53.2	53.2	47.4	47.4	53.2	50.0	38.3	43.7	47.4	44.6	44.6
Vinkeveense plassen	W80	57.4		63.2	78.2	63.2	69.1						
Vuntus	W81	73.2	73.2	75.4	74.4	72.0	70.6	73.2	67.4	77.4	77.4	73.2	77.4

nr	TGI Chl-a						B Z V						C Z V						02 verzadiging						
							ag 02 / 1						ag 02 / 1						%						
	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	
W 1:	66.3	61.3	48.1	58.4	53.2	44.2	5	3	4	3	3	1	102	88	76	76	67	63	109	81	43	107	48	58	
W 2:	57.8	64.3	48.1	44.2	57.8	51.0	2	3	1	2	1	2							93	100	74	82	88	88	
W 3:	72.0	76.7	70.4	71.4	85.9	70.2	5	19	22	16	20		76	83	88	87	76	71	59	86	18	80	51	16	
W 4:	65.2	75.7	74.7	74.3	77.0	75.2	7	19	16	22	10	13	74	76	62	88	73	64	49	50	27	61	158	37	
W 5:			76.2				8	6	4	2	2	4							107	175	94	96	87	80	
W 6:	66.8	65.4	61.7	61.3	56.5	54.9	5	2	2	2	2	1	47	25	24	20	27	22	84	81	70	72	74	76	
W 7:	78.8	63.9	68.9	68.5	60.0	60.0	6	3	2	2	2	2	54	46	48	42	32	28	118	71	86	79	74	82	
W 8:	70.1	56.5	64.9	57.8	53.2	51.0	4	2	2	3	2	2	39	34	54	35	24	25	102	92	111	86	90	93	
W 9:	49.7	44.2	44.2	51.0	48.1	48.1	2	2	1	1	3	1		40	27	40	40	52	111	99	95	94	78	84	
W10:		46.4	30.6	54.1	46.4	52.1	2		2	2	1	0								98	106	103	94	104	
W11:	80.0	79.5	71.2	70.7	68.9	63.9	19	27	7	8	6	3	43	39	44	56	39	35	145	116	84	107	70	51	
W12:	76.3	85.8	54.1	79.3	76.0	83.4	9	14	4	4	12	8	33	36	53	84	38	27	124	190	42	116	58	163	
W13:	79.5	80.1	74.5	75.2	78.5	77.2	11	12	7	9	7	6	54	50	52	49	54	36	131	95	66	113	76	99	
W14:	66.0	76.9	78.1	73.6	75.1	66.5	6	12	14	8	8	4							109	106	61	64	96	56	
W15:	68.1	76.1	71.4	75.3		61.3	8	8	11	9	12	9	36	38	39	84	75	57	112	146	74	103	93	100	
W16:	81.0	84.4	71.1	73.3	77.7	72.1	13	11	6	4	5	4	67	80	62	46	39	34	122	105	66	82	106	87	
W17:	77.5	66.8	79.0	85.8	88.8	86.5	12	4	12	4	14	10	110	100	110	90	120	95	108	76	88	84	100	92	
W18:	83.6	78.5	77.2	70.2	80.1	83.6	15	8	8	4	10	10							171	158	174	145	110	110	
W19:	63.3	57.8	68.5	54.9	81.9		3	4	6	5	15	7							96	77	123	134	155	87	
W20:	54.9	59.5	64.6	54.1	52.1	48.1	2	4	7	4	4	2			43				98	76	125	115	144	102	
W21:	67.5	66.0	65.7	58.4	57.8	54.9			3				41	29	35	30	23	22	80	59	89	77	73	68	
W22:		73.6		76.3					6				121	90	89	111	88	52			96				
W23:	74.3	67.6	62.5	76.8	73.1	74.6	9	4	2	5	5	4	68	54	45	58	50	50	73	42	45	55	50	57	
W24:	77.5	65.2	74.6	74.8	71.7	71.1	9	4	3	4	4	4	67	44	43	48	40	44	74	71	76	60	72	48	
W25:	56.5	52.1	49.7	58.4	53.2	57.8	3	2	1	2	2	1							115	117	104	124	100	114	
W26:	86.0	82.8	87.6	89.7	44.2	48.1	22	13	26	18	4	3							102	92	170	80	19	17	
W27:	84.0	83.2	79.8	82.3	92.9	89.6	10	12	15	12	14	10	112	160	104	115	143	148	130	128	119	130	107	66	
W28:	69.7	62.9	60.0	68.7	58.9	61.7	4	2	2	2	2	3	38	35	36	36	28	30	100	87	108	96	92	98	
W29:	70.2	70.6	54.9	68.3	60.4	60.4	5	6	2	6	2	2	22	89	30	26	30	33	110	86	75	51	95	81	
W30:	54.1	60.9	61.7	55.7	60.5	49.7	4	3	3	3	3	9	29	28	51	35	43	31	102	115	94	89	93	90	
W31:			53.2						1											98	130	103	89	86	
W32:	67.2	57.8	69.3	68.1	57.8	66.0	4	4	4	5	3	5	52	50	57	61	51	50	103	110	101	115	91	95	
W33:	71.7	68.9	64.6	70.6	73.1	67.9	5	4	2	4	5	3							127	116	105	84	90	98	
W34:			53.2						1											95	120	92	85	79	81
W35:	56.4		56.4	61.7	57.8	62.1	3		4	4	3	1							116		132	128	119	105	
W36:		74.6	83.1	84.1	86.3	68.7	15	13	11	17	17	12	63	66	64	68	57	70	128	126	147	149	165	120	
W37:	86.7	68.5	66.8	62.5	61.7	60.0	16	3	2	2	2	2	84	32	52	34	30	30	160	74	74	70	61	71	
W38:	68.7	66.8	64.6	74.0	70.4	68.3	9	6	10	6	6	6	74	54	50	56	42	43	42	40	56	47	34	40	
W39:	74.5	80.7	76.7	74.4	73.8	73.3	8	9	11	12	7	7							101	142	96	104	91	92	
W40:	75.7	76.7	75.1	69.1	74.6	74.7	7	13	11	10	9	8							85	95	138	105	79	92	
W41:	73.1	78.8	72.0	60.9	73.2	73.2	11	10	7	4	8	6							81	85	70	59	75	82	
W42:	78.4	83.7	82.0	79.6	81.5	78.9			7				68	80	82	84	97	78			83				
W43:	76.5	77.9	78.2	73.2	66.3	75.7	8	8	8	13	6	7							96	120	92	126	99	92	
W44:	76.1	77.9	79.0	80.5	77.9	78.3	6	7	7	4	7	5							108	131	149	112	102	106	

	TSI Chl-a						B Z V						C Z V						02 verzadiging					
							ag 02 / 1						ag 02 / 1						%					
	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep
W45	84.7	84.9	77.1	79.9	79.5	84.7	19	19	10	14	15	19	84	89	85	85	95	109	133	80	75	75	68	74
W46	74.9	75.9	55.7	69.9	75.6	66.0	10	8	5	6	8	6	54	48	47	43	60	51	110	92	137	79	92	82
W47	54.1	52.1	46.4	54.1	63.6	63.9	2	3	2	2	1	3	43	39	29	30	36	39	89	87	86	108	98	84
W48	68.9	57.8	68.3	69.3	63.3	59.5	5	4	4	4	2	3	61	52	51	52	50	58	134	98	100	117	96	83
W49	76.7	71.8	72.7	72.9	83.7	83.7	13	10	9	13	15	15	85	83	75	95	101	102	106	89	148	102	114	90
W50	74.6	68.5	77.5	80.0	82.3	81.7	12	11	13	13	17	16	80	75	98	109	119	98	108	87	138	138	113	71
W51	89.6	89.9	86.3	83.6	82.0	78.3	25	19	12	12	12	4	99	110	83	70	84	53	62	113	122	125	64	70
W52	56.5	58.4	70.4	53.2	46.4	30.6	21	11	11	13	11	30	96	65	50	70	58	100	22	2	31	11	5	0
W53	69.4	71.7	79.7	84.4	86.5	85.6	9	10	15	17	16	17	58	59	66	70	71	72	103	83	96	101	107	94
W54	70.9	73.9	70.7	76.3	75.7	76.9	10	9	10	12	8	9	69	74	75	76	76	77	108	79	97	106	88	94
W55	64.3	64.9	57.8	61.7	61.3	66.8	9	10	4	4	2	4	61	53	31	40	18	25	65	54	56	47	35	53
W56	60.0	30.6	51.0	53.2	37.4	54.9	4	2	2	2	4	3	22	27	39	26	26	20	113	107	81	117	99	67
W57	41.3	46.4	54.1	46.4	53.2	37.4	2	1	2	2	2	1	21	22	25	20	24	18	99	94	100	114	83	92
W58	62.9	67.9	48.1	74.6	71.8	75.1	5	4	3	6	4	6	59	51	37	53	43	48	82	91	44	75	68	79
W59	66.5	57.1	55.7	61.7	58.9	56.5	6	2	2	3	2	2	77	56	34	44	33	49	73	63	54	73	61	71
W60	69.9	69.1	68.3	78.5	75.6	77.5	5	5	7	5	6	6	49	48	63	55	51	47	93	138	70	99	89	88
W61	68.5	66.5	68.1	70.1	69.1	70.6	8	9	6	7	8	7	65	71	66	75	78	70	89	105	86	94	81	83
W62	74.3	69.5	71.2	67.5	73.8	73.8	4	7	5	6	5	8	80	83	75	83	78	78	94	126	80	99	102	90
W63	78.2	49.7	61.3	60.4	60.9	68.7	7	3	5	3	5	6	70	59	67	63	67	70	115	92	92	68	70	70
W64		63.3	53.2	51.0	30.6				2										103	66	105	83	98	
W65	76.7	78.3	84.8	86.9	86.6	84.5	10	12		6	9	9							96	127	91	110	96	102
W66	49.7	72.0		44.2	37.4		4	5		4	2	2							105	110		98	35	83
W67	30.6	63.9	53.2	49.7			1	1	1	1	1								112	97	100		111	94
W68							1	3	2	1	1								68	82	59	64	64	
W69							5	4	3	5	3								100	119	65	73	81	
W70			58.9				5	1	3	7	4	1							133	90	182		189	76
W71							7		6	5	4								51	84	104	111	56	
W72							1	1	2	4	2								60	81	60	105	92	
W73							1	3	1	2	2								78	85	71	63	69	
W74							4	1	7	10	1								63	75	54	75	46	
W75	53.2	49.7	57.1	54.9	56.5	54.9	4	5	3	5	2	2							92	100	92	100	83	83
W76	60.4	57.8	48.1	49.7	77.4	56.5	3	4	7	6	6	4							66	97	139	118	98	84
W77	63.3	60.9	65.2	68.7	69.3	71.8	3	4	5	3	6	4							89	99	92	92	88	96
W78	49.7	72.9	87.8		46.4		7	14	3	7	2	3							77	92	32		84	56
W79	63.9	56.5	66.3	64.9	66.3	66.3			1						16				141	92	112	119	98	101
W80	58.9		91.5	37.4	44.2	84.7	2		2	3	5	3							101		84	105	104	96
W81	72.2	73.7	75.7	76.7	77.5	79.2	8	9	6	3	8	6							97	130	89	71	89	98

nr	Dresscher & v.d.Mark Index						Blauwwieren %						opgelost anorg. (N/P) (by weight)						totaal (N/P) (by weight)					
	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep
W 1:							0	0	0	0	0	0	11	16	2	2	1	4	14	6	5	6	2	5
W 2:							1	3	0	2	6	2	5	2	2	2	1	2	8	4	4	4	3	5
W 3:	0.29		0.87	0.49	0.35	0.27	0	31	0	0	0	3	14	8	5	5	8	6	12	9	6	6	8	6
W 4:							0	3	0	0	1	1	14	7	1	8	6	6	14	8	2	7	6	8
W 5:							2	10	62	66	62	38	6	6	0	0	0	0			5			
W 6:	0.58		0.77	0.94	0.63	0.81	4	12	2	0	5	5		10	11	7	41	8	14	8	10	8	21	7
W 7:							1	1	5	3	3	2	29	27	9	2	2	2	12	13	6	6	6	6
W 8:							0	0	3	6	6	10	49	115	14	0	0	0	15	22	15	9	11	12
W 9:	0.90		1.44	0.50	0.95	1.00	1		15	18	0	0	180	120	160	120	145	110	117	53	43	42	36	18
W10:							3	2	1	0	1	4		160	270	290	200	200		70	28	80	92	225
W11:							2	13	2	0	2	0	5	4	4	3	3	3	6	5	5	3	4	4
W12:	0.58		1.12	1.50	0.71	0.70	0		0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	2	1	1	1	2
W13:							0	30	2	12	8	0	2	5	2	8	3	11	9	8	4	8	6	9
W14:	-0.15		-0.10	0.29	0.41	-0.18	33	0	16	0	1	0	15	1	4	2	1	2	40	8	6	8	7	7
W15:							74	74	85	82	84	77	3	6	0	0	0	0	13	15	12	11	19	18
W16:							2	4	2	1	1	2	10	2	2	2	1	2	11	4	4	5	4	4
W17:	0.58	0.60	0.67	0.66	0.64	0.70	22	26	44	44	56	44	6	1	0	1	1	1	8	11	3	7	5	3
W18:	0.09		0.67	1.07	0.70	0.31	0		0	0	60	70	6	2	6	2	5	2	7	3	4	2	6	3
W19:							1	32	9	1	2	1	4	2	0	0	0	20	9	15	14	17	9	12
W20:							26	28	20	61	37	4	8	1	0	0	0	30	17	14	12	21	16	14
W21:							39	45	0	13	4	1			4					7				
W22:	0.12		0.91	0.59	0.35	0.81	0		42	0	22	29	17	8	0	0	1	1		6			6	
W23:							3	3	3	8	1	6	6	4	3	2	2	2	7	4	4	4	3	4
W24:							4	2	2	6	4	5	5	4	3	2	3	4	6	4	4	3	4	4
W25:	0.10		0.65	1.00	-0.64	0.65	1		23	23	10	29	70	50	35	15	220	30	37	29	42	51	51	66
W26:	0.38		-0.84	0.71	0.35	0.58	0		0	0	2	0	0	9	2	2	13	12	6	7	6	7	9	12
W27:	0.64		1.14	0.83	0.71	0.13	7		6	1	41	34	0	0	2	1	5	1	9	7	9	8	10	9
W28:							4	6	4	4	2	4	24	19	6	1	1	4	12	10	9	6	9	10
W29:							7		5	84	4	70	14	5	7	2	6	5	9	4	10	5	6	10
W30:							11	50	81	91	74	7	1	8	0	0	0	0	15	18	11	14	23	17
W31:							12	0	3	26	24	31			1					18				
W32:	-0.26	0.64	-0.04	0.06	-0.45	-0.20	7	37	16	13	26	9	88	3	4	2	1	4	24	7	9	10	8	11
W33:	0.44		0.26	1.25	-0.10	0.72	0		4	100	72	32	0	1	1	0	1	0	4	8	7	4	5	4
W34:							0	1		0	22	8			2					32				
W35:							6		24	69	23	20	15		4	2	3	10	6		8	6	11	6
W36:							49	39	49	39	20	42	5	2	2	0	0	20	10	8	5	8	8	7
W37:							1	2	4	6	2	4	168	13	2	2	0	2	23	10	6	6	5	12
W38:							36	37	62	39	52	72	10	6	1	2	1	2	10	7	5	5	4	5
W39:	0.7		0.5		0.3		40	67	52	51	10	42	222	134	87	1	0	1	44	44	20	14	12	14
W40:							29	67	94	90	95	97	12	18	3	2	6	2	22	18	36	17	20	26
W41:	0.9		0.8		0.4		29	48	88	54	80	97	17	25	4	3	2	2	18	18	10	6	8	9
W42:							40	88	84	83	87	87	70	30	16	5	7	13	26	15	12	14	11	12
W43:	0.9		0.9		1.2		53	68	61	55	13	47	170	120	1	1	1	1	31	33	21	15	12	15
W44:							32	65		37	73	74	66	96	10	28	4	11	18	14	12	15	14	7

nr	Dresscher & y.d.Mark Index						Blauwwieren %						opgelost anorg. (N/P)						totaal (N/P) (by weight)					
	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep
W45	-0.82	-0.33	0.57	0.43	0.47	-1.00	20	46	35	7	44	97	3	3	2	2	1	1	4	4	3	3	3	3
W46	0.05	1.00	-0.58	0.10	-0.50	1.11	54	27	61	34	59	55	34	6	4	5	2	2	27	10	12	11	9	8
W47	0.50	0.33	0.68	1.14	-0.11	-0.50	3	1	11	3	62	19	17	13	8	7	5	3	20	15	10	9	7	5
W48	-0.25	-0.21	-0.11	-0.44	-0.67	-0.23	12	0	0	0	24	3	12	8	7	4	2	2	12	10	7	6	4	4
W49							64	41	90	96	82	74	2	1	0	0	0	0	11	7	5	4	4	5
W50	-0.40	-0.39	-3.00	-3.00	-3.00	-2.43	67	79	100	100	100	95	2	1	1	1	1	1	11	11	9	6	6	8
W51	0.08		0.81	0.77	0.51	0.14	0		0	0	36	3	2	43	1	0	3	2	8	6	2	3	5	10
W52	0.04	0.08	-0.39	-0.05	-0.26	-0.74	18	7	0	3	11	73	4	5	5	4	3	3	4	5	5	4	3	3
W53	-1.09	0.24	-0.90	-1.33	-0.89	-1.73	60	53	80	91	80	79	4	5	6	3	6	12	14	10	11	14	12	15
W54	-0.23	-1.00	-0.87		-1.71	-1.00	42	96	88	95	94	93	1	1	4	15	12	12	18	22	16	36	24	36
W55	-1.25	-0.79	0.42	0.11	0.45	0.19	1	7	1	1	0	1	13	14	16	5	9	7	14	10	8	5	9	6
W56	0.88	-0.08		0.90	-0.76	-0.33	0	1	0	2	21	36	25	5	4	12	4	8	22	11	13	16	13	10
W57	1.57	1.36	0.67	-0.08	1.67	-0.09	0	50	61	25	0	3	8	23	2	3	7	47	26	14	22	34	42	58
W58							1	4	1	6	29	65	14	9	4	5	3	2	13	9	6	6	5	5
W59	-0.67	0.42	0.36	0.76	0.53	-0.06	0	1	0	0	0	3	14	14	9	8	6	9	13	16	10	8	9	9
W60							38	58	2	15	58	45	13	6	4	4	2	6	16	13	10	11	11	11
W61	-0.60	-0.71	-0.18	-1.40	-1.14	-1.44	85	95	81	95	94	91	4	15	25	4	12	24	20	28	36	63	61	29
W62	-0.18	0.56	0.71	0.43	-0.50	-0.78	12	8	0	11	66	54	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	3
W63	-0.79	0.89	0.55	0.37		-0.18	1	0	0	2	6	28	0	0	0	0	0	0	3	2	2	1	2	2
W64	0.80	0.91	0.89	1.00	0.95		0	0	32	24	43		2	3	6	1	2		37	21	20	17	23	
W65	0.8	0.9	0.8	0.9	1.2	0.9	7	8	83	67	15	24	15	16	65	6	50	69	3	2	3	2	6	9
W66	1.00	0.64	1.00	1.05	0.96		0	0	0	0	0		6	4		2	2	2	6	4		3	2	2
W67	2.05	2.14	1.27	1.00	1.47	1.53	4	0	6	9	21	15	70	200	150		80	80	21	18	17	14	12	
W68	0.94	0.86	1.08	1.00	0.95		0	0	0	0	0		10	12	8	10	8		7	9	8	7	6	
W69							0	0	0	0	0		22	4	9	4	2		15	8	7	5	4	
W70	1.08	1.29	1.16	0.89	1.07	1.00	4	3	13	11	9	4	6	5	6	1	1	2	10	8	8	8	6	10
W71	0.68	0.94	1.08	0.74	0.95		0	29	0	0	0		56	13	8	10	10		12	10	8	9	7	
W72	0.86	0.79	0.95	0.97	0.90		0	0	0	0	0		17	18	12	12	11		14	11	10	6	9	
W73	0.64	0.70	0.77	0.93		0.63	0	0	0	0	0		60	3	5	2	2		47	4	5	3	2	
W74							0	0	0	0	0		3	20	2	1	3		3	14	2	1	4	
W75	0.8	0.6	0.8	0.9	1.1	0.9	64	52	25	48	47	51	13	12	3	7	100	38	9	3	2	3	4	17
W76	0.8	0.8	0.9	1.0	1.0	1.1	11		19	47	26	29	7	5	2	10	10	6	4	3	2	1	3	2
W77			1.3	0.9	0.9	1.2	50	60	49	66	46	74	2	50	14	3	5	37	4	2	3	2	3	4
W78	0.68	0.94	0.73	0.79	0.76		0	0	0	0	0		8	6	5		7	3	8	6	6		6	4
W79							0	0	0	0	2	2	113	450	50	1	10	12	26	21	18	41	34	16
W80	1.09	0.79	0.85	1.00	0.48		4	0	60	29	52		14		8	1	2	2	36		31	8	26	17
W81	0.6	1.0	0.9	1.0	0.8	0.9	22	9	85	41	39	43	20	17	28	20	30	74	7	2	4	3	4	9

nr	Ro jaar	gem. diepte m	opp. ha	Palmer Genus Index						temperatuur °C						pH					
				apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep
W 11		2.0	25	10	8	4	5	9	5	11.0	12.0	16.0	22.0	21.0	16.0	7.8	8.0	7.7	8.4	7.6	7.7
W 21	10.0	2.5	600	11	9	13	12	12	9	9.0	15.5	19.5	18.5	20.0	17.0	8.4	8.4	7.9	8.0	7.8	8.0
W 31	26.0	2.5	0.49	6	18	7	12	10	17	9.0	9.0	24.0	19.0	22.0	16.0	7.7	8.1	7.6	7.9	7.7	7.6
W 41	26.0	2.5	0.49	11	15	11	9	10	16	9.0	9.0	24.0	19.0	24.0	17.0	7.4	7.7	7.5	7.6	8.2	7.4
W 51	2.5	4.5	800	4	11	12	9	12	15	10.0	16.0	19.0	19.0	20.0	16.5	8.7	9.0	8.8	8.6	8.5	8.4
W 61		4.0	0.49	20	13	10	6	10	14	12.0	14.5	20.0	21.0	21.5	18.0	8.0	8.0	7.8	8.2	7.8	7.8
W 71	1E+04	2.5	0.49	12	8	9	12	9	12	9.0	13.5	20.0	16.0	19.0	15.0	8.6	7.9	8.4	8.0	7.8	8.0
W 81	1E+03	2.0	0.49	13	6	8	9	4	6	8.0	13.0	19.0	16.0	18.5	14.5	8.7	8.6	8.8	8.6	8.6	7.9
W 91	0.1	15.0	50	0		5	9	0	0	9.0	13.0	19.0	19.0	20.5	17.0	8.3	8.4	8.4	8.4	8.4	8.1
W101	0.1	15.0	50	2	0	1	6	5	1		10.0	17.5	16.0	18.0	16.0		8.1	8.1	8.1	8.2	8.0
W111	18.0	1.5	0.49	19	16	18	9	14	9	13.0	16.0	21.5	23.0	21.5	18.0	8.2	8.0	7.7	8.7	7.5	7.4
W121	2.0	1.5	20	9		9	4	4	5	12.0	16.0	18.0	18.0	16.0	19.0	9.2	10.4	7.5	9.3	9.1	9.6
W131		2.5	0.49	5	15	14	20	14	10	12.0	16.0	18.0	20.0	17.0	20.0	8.9	8.4	7.7	8.6	8.2	8.3
W141	0.5	1.0	25	21	0	19	0	4	0	13.0	16.0	22.0	21.0	21.0	15.5	6.8	7.2	7.0	7.4	7.0	6.9
W151		1.8	100	16	13	10	12	17	12	10.0	17.0	17.0	20.0	17.5	18.0	8.2	8.7	7.9	8.6	8.7	8.4
W161	60.0	2.8	0.49	14	11	9	15	10	10	9.0	14.0	20.0	16.5	19.5	15.0	8.7	8.7	8.9	8.2	8.3	8.0
W171		2.5	110	16	17	16	16	16	16	10.0	16.0	19.0	17.0	18.5	18.5	8.8	8.6	8.8	8.6	8.9	8.7
W181	5.0	3.9	150	15		15	7	15	22	11.0	14.5	21.5	21.0	21.0	17.0	8.7	8.8	8.8	8.6	8.8	8.8
W191	0.1	1.0	35	14	15	9	15	21	4	6.0	14.0	20.5	20.5	25.0	16.0	8.0	8.1	8.4	8.8	8.9	8.4
W201	0.1	1.0	200	9	13	9	4	6	6	6.0	14.0	22.0	19.0	24.0	16.5	8.0	8.2	8.3	8.7	8.4	8.4
W211	18.0	1.3	0.49	19	19	8	9	4	4	5.0	13.0	15.0	15.0	20.0	14.0			8.0			
W221	9.0	2.0	0.49	15		13	11	19	19		12.5			16.0		8.7	8.7	8.6	8.2	8.2	8.1
W231	36.5	4.8	0.49	18	8	14	18	9	14	9.0	14.0	19.0	17.0	19.0	15.5	8.2	7.6	7.6	7.8	7.6	7.6
W241	36.5	5.2	0.49	16	17	6	8	8	12	9.0	13.5	20.0	17.0	19.0	15.5	8.2	7.7	8.0	7.8	7.8	7.7
W251	0.1	30.0	50	0		0	0	0	0	9.0	13.0	20.0	20.5	21.0	17.0	8.3	8.6	9.1	8.8	8.6	8.6
W261	0.99	0.7	1	12		9	6	15	13	11.0	14.5	20.5	20.0	20.0	18.0	8.6	8.3	8.6	8.2	7.8	7.9
W271	3.0	0.7	80	20		12	10	25	14	12.0	15.0	21.0	21.0	20.0	18.0	9.1	9.0	9.1	8.9	9.2	8.8
W281	250.0	1.8	0.49	13	7	9	12	10	10	8.0	13.5	20.0	17.0	19.0	15.0	8.5	8.2	8.6	8.4	8.2	8.2
W291	0.1	25.0	230	13		10	11	11	9	9.0	16.0	13.0	20.0	18.0	16.0	8.5	8.1	7.6	8.4	7.6	8.0
W301		1.8	100	6	7	4	2	9	8	10.0	17.0	17.0	20.0	18.0	18.0	7.9	7.6	7.5	7.9	7.7	8.0
W311	0.1	6.0	22	17	3	6	12	22	18		14.0	19.0	20.0	19.0	17.0			8.4			
W321	2.0	2.7	930	12	8	10	6	5	4	11.0	17.5	14.5	19.0	16.5	14.0	8.5	9.0	8.8	8.6	8.7	8.5
W331	2.0	2.7	930	15		9	9	17	8	11.0	14.0	20.5	21.0	22.0	16.0	8.9	8.8	8.7	8.8	8.8	8.8
W341	0.1	10.0	6	3	8		6	6	6	9.0	14.0	17.0	17.0	18.0	17.0	8.0	8.3	8.2	8.2	8.0	8.0
W351	0.1	15.0	300	6		0	0	0	0	8.5		16.0	18.0	19.0	18.0	8.3		8.5	9.0	8.9	9.0
W361	0.5	1.2	40	16	16	11	11	16	11	7.0	18.0	15.5	23.5	20.5	18.0	9.2	9.0	9.4	9.8	9.3	9.1
W371	175.0	1.1	0.49	8	8	10	13	14	11	9.0	13.0	20.0	16.0	19.0	14.5	8.6	8.1	7.3	8.0	8.0	7.8
W381	100.0	3.0	0.49	14	10	10	13	9	14	9.0	14.0	20.5	17.0	19.5	16.0	8.0	7.7	8.0	7.8	7.5	7.7
W391	5.0	1.9	50	12	11	10	12	13	10	7.0	12.5	14.5	16.0	20.0	14.0	9.0	9.0	9.2	8.8	8.8	8.4
W401	5.0	1.4	64	17	14	13	9	6	5	7.5	15.0	19.0	18.0	18.0	16.5	7.8	8.5	8.3	8.1	7.9	8.0
W411		4.0	0.49	10	14	10	12	10	12	10.0	16.5	22.0	21.5	21.0	22.0	7.8	8.5	7.9	7.7	8.0	7.9
W421	5.0	1.8	2000	19	17	14	16	17	17	8.5	13.0	17.0	17.0	19.0	16.0	9.2	10.1	10.1	9.8	8.8	9.1
W431	5.0	1.6	1110	19	11	12	9	4	12	7.0	12.0	14.0	16.5	21.0	14.0	8.9	8.9	8.8	8.8	8.8	8.3
W441	5.0	1.8	297	16	9		9	5	9	8.0	15.5	16.0	18.0	16.5	12.0	8.5	8.6	9.5	8.2	9.2	8.6

nr	Ro /jaar	gem. diepte m	opp. ha	Palmer Genus Index						temperatuur °C						pH					
				apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep
W45:		1.0	45	13	13	16	16	12	9	10.5	15.0	23.0	15.0	22.0	15.5	8.7	8.6	8.5	8.6	8.4	8.8
W46:	0.5	4.0	160	17	12	14	18	18	16	8.5	12.5	18.5	16.5	18.0	14.5	8.4	8.2	8.6	8.0	8.7	8.1
W47:	4.0	3.0	450	5	4	5	0	8	9	8.0	14.5	17.0	17.0	18.0	17.5	8.1	8.1	8.0	8.4	8.2	9.4
W48:	10.0	3.7	40	14	7	4	12	6	8	9.0	15.0	17.0	18.5	18.0	18.0	8.6	8.2	8.0	8.4	8.2	8.3
W49:	0.5	2.0	80	14	12	12	5	11	18	12.0	19.0	21.0	18.5	19.0	16.0	8.6	8.6	8.6	8.9	9.0	8.7
W50:	0.5	2.0	80	14	14	5	5	5	15	9.0	16.0	16.5	16.5	18.0	15.0	8.8	8.6	9.2	9.3	9.2	8.4
W51:	100.0	1.7	0.49	11		4	5	20	15	12.0	15.0	21.0	21.0	20.0	16.0	8.8	9.0	8.7	9.0	8.4	8.0
W52:	100.0	1.7	0.49	18	25	15	21	16	15	6.0	16.0	18.0	18.0	19.0	17.0	7.7	7.5	7.6	7.6	7.5	7.5
W53:	0.1	1.5	150	13	14	11	11	9	10	9.5	12.0	16.5	18.0	15.0	15.0	8.6	8.6	8.3	9.0	9.2	8.6
W54:	0.1	1.5	150	16	8	13	7	6	4	11.0	12.0	17.0	18.5	15.0	14.5	8.7	8.6	8.4	8.8	8.8	8.4
W55:	365.0	2.2	0.49	15	21	15	10	8	9	9.0	13.0	21.0	15.0	22.0	15.5	7.0	7.6	7.5	7.6	7.4	7.6
W56:	0.1	7.0	12	12	5	11	9	8	12	10.0	15.0	17.5	19.0	19.0	16.0	8.5	8.5	8.1	8.6	8.4	8.0
W57:	0.1	16.0	10	0	0	0	0	0	1	10.0	12.5	13.5	19.0	15.5	14.5	8.1	8.2	8.4	8.6	8.3	8.1
W58:		2.5	0.49	8	17	7	13	11	12	10.0	12.5	17.5	22.5	22.0	18.0	7.9	8.0	7.5	7.7	8.2	8.4
W59:	30.0	3.2	0.49	9	4	5	10	9	5	8.5	13.5	17.0	17.5	18.0	15.5	7.8	7.8	7.8	7.9	7.7	7.8
W60:	0.99	1.9	120	17	14	9	12	15	21	11.0	18.5	17.0	19.0	17.0	15.5	8.4	8.4	8.0	8.5	8.6	8.6
W61:	0.99	1.9	55	16	11	11	4	6	11	11.5	17.0	14.5	18.5	18.5	12.0	8.4	8.8	8.5	8.7	8.3	8.3
W62:		2.7	12	9	7	6	11	14	14	12.0	18.5	15.0	21.0	17.5	15.5	8.8	9.0	8.4	8.4	8.4	8.4
W63:	0.5	7.0	2	12	6	11	7	8	17	7.5	13.0	17.0	18.0	19.0	14.5	8.5	8.4	8.2	8.0	8.0	7.5
W64:		1.4	80	10	15	12	21	9		13.5	10.0	22.0	20.0	23.0		8.4	8.1	8.2	8.2	8.4	
W65:	1.0	1.5	180	12	14	8	8	12	15	8.0	20.0	15.0	19.0	18.0	19.0	8.7	9.0	8.9	9.4	9.2	9.1
W66:		2.5	0.49	24	16	22	15	17		13.0	14.5		22.0	21.0	18.0	7.8	7.8		7.6	7.5	7.8
W67:	0.1	14.0	62	0	2	2	2	1	2	9.0	14.0	18.0		22.0	17.0	8.3	8.2	8.3		8.4	8.1
W68:		4.0	0.49	22	15	17	9	16		9.0	11.5	14.0		23.0	18.0	7.7	7.9	7.7	7.6	7.7	
W69:		2.1	0.49	11	16	11	17	23		8.0	10.0	17.5	23.0	18.0		8.2	8.1	8.0	7.5	7.6	
W70:	0.99	11.0	20	4	6	8	8	13	5	14.0	16.0	24.0		22.0	20.0	8.2	7.8	8.7		9.1	7.9
W71:		1.5	0.49	13	25	13	13	12		12.5	10.0	22.0	21.0	23.0		7.7	8.2	8.1	8.2	7.7	
W72:		1.5	0.49	14	21	20	14	16		7.0	9.5	17.0	23.0	20.5		7.7	7.6	7.8	8.3	7.9	
W73:		1.6	0.49	21	13	26	19	16		8.0	9.0	17.5	23.0	18.0		7.8	7.6	7.8	7.6	7.5	
W74:		1.6	0.49	17	10	22	9	11		8.0	8.0	17.5	23.0	17.5		7.6	7.6	7.6	7.1	7.5	
W75:	1.0	2.4	220	8	8	11	6	1	3	8.0	19.0	16.5	20.0	17.5	19.0	8.1	8.0	8.1	8.3	8.1	7.9
W76:	1.0	1.9	980	8	14	4	5	7	4	9.5	17.0	21.5	19.0	18.0	15.0	7.9	8.0	8.6	8.3	8.2	8.0
W77:	1.0	1.8	980	12	12	5	1	7	5	8.0	18.5	15.0	18.5	18.5	19.0	8.3	8.4	8.5	8.4	8.5	8.5
W78:		1.8	0.49	17	23	22	27	22		11.5	14.5	24.0		24.0	19.5	7.8	8.0	7.8		7.8	8.0
W79:	0.5	6.0	5	2	2	0	2	2	0	9.0	12.5	19.0	19.5	19.0	17.0	8.1	8.1	8.1	8.0	8.0	7.9
W80:	0.5	4.8	1000	12	16	10	15	9		10.5		16.0	24.0	22.5	17.5	8.6	8.3	8.2	8.7	8.8	8.9
W81:	1.0	1.4	88	12	15	12	15	15	12	9.0	19.5	15.5	19.0	18.5	19.5	8.5	8.9	8.7	8.4	8.9	9.0

nr	E.G.V.						Chloride						NH4					
	uS / cm 51, 25 °C						mg / l						mg N / l					
	apr	mai	jun	jul	aug	sep	apr	mai	jun	jul	aug	sep	apr	mai	jun	jul	aug	sep
W 1:	1750	3630	2640	2915	2110	1385	525	912	682	523	433	330	0.2	0.3	0.5	0.0	0.4	0.5
W 2:							290	253	240	231	216	226	0.1	0.2	0.4	0.3	0.1	0.2
W 3:	1220	2475	4125	1925	3685	2750	184	754	900	600	800	770	1.8	3.2	2.3	0.7	2.1	0.3
W 4:	2350	2310	2750	2310	2090	2805	509	654	566	523	472	733	6.1	9.5	1.6	2.3	0.6	0.8
W 5:							575	585	578	632	715	838	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
W 6:							169	162	147	147	130	134	0.0	0.1	0.4	0.2	0.0	0.1
W 7:	1450	1440	1365	1650	1265	1255	290	261	256	290	238	236	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2
W 8:	1430	1310	1350	1210	1240	1200	253	230	250	235	228	228	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
W 9:	935	990	1135	1035	1010	1200	142	144	120	141	140	128	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0
W10:		1165	1035	1080	900	925	126	134	137	137	143			0.09	0.1	0.09	0.09	0.09
W11:	1170	1170	1080	1240	1120	1040	199	191	197	197	201	213	2.9	3.4	3.4	0.8	1.8	2.4
W12:	325	505	540	480	580	595	50	64	65	72	77	86	0.1	0.2	1.0	0.1	0.3	0.3
W13:	835	1010	925	1175	1245	1165	169	175	172	227	261	276			0.1			
W14:							38	36	34	40	82	116	0.8	0.1	0.1	0.4	0.1	0.2
W15:	390	485	500	550	530	550	64	68	67	72	72	74	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
W16:	1600	1440	1520	1390	1320	1250	188	230	260	234	250	240	0.1	0.2	0.3	0.2	0.0	0.1
W17:	1700	1700	1600	1500	1500	1500	290	300	305	310	310	300	0.1	0.1	0.1	0.4	0.4	0.2
W18:							260	290	280	360	350	320	0.2	0.1	0.3	0.2	0.0	0.2
W19:	671	814	737	715	814	693	92	103	120	114	114	153	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.2
W20:	585	860	680	605	625	570	80	91	96	93	99	102	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.2
W21:		1100							194						0.1			
W22:	4600	3770	4080	3785	3730	4260		683			580			0.2			0.0	
W23:	1910	1760	1600	2550	1510	1440	323	317	302	462	285	402	1.2	1.6	1.4	1.6	0.6	0.4
W24:	1990	1700	1550	1620	1440	1700	304	314	282	306	272	316	1.2	1.2	0.6	1.2	1.1	1.0
W25:	4380	4070	4900	4620	4730	4070	1290	1340	1150	1280	1210	1100	0.0	0.3	0.1	0.0	0.0	0.1
W26:							670	915	350	635	670	520	0.0	0.7	0.1	0.3	7.8	9.0
W27:							202	196	218	232	225	242	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
W28:	1540	1463	1375	1287	1265	1265	279	270	260	244	241	238	0.0	0.2	0.2	0.0	0.1	0.1
W29:	1020	1120	810	1010	970	970	181	175	192	187	195	192	0.2	1.4	0.1	0.0	0.1	0.3
W30:	450	550	570	615	605	615	95	101	99	102	112	109	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
W31:									450						0.09			
W32:	1170	1140	1190	1120	1200	1110	161	153	163	159	166	169	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1
W33:							135	132	130	151	170	169	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0
W34:							4650	5075	5190	6375	4860	4675	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
W35:	815		935	925	1120	1100	192		192	213	205	203	0.1		0.1	0.1	0.0	0.2
W36:	430	970	1100	1130	1100	1000	133	185	253	232	273	256	0.0	0.2	0.1	0.0	0.0	0.2
W37:	1640	1340	1410	1290	1310	1240	176	233	252	237	233	228	0.0	0.1	0.2	0.1	0.0	0.1
W38:	1980	1740	1650	1680	1470	1500	362	320	310	325	282	298	0.6	0.2	0.1	0.3	0.1	0.1
W39:	720	957	670	825	924		121	179	142	150	189	188	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
W40:	792	748	770	776	825	573	89	100	91	91	110	137	0.9	0.2	0.3	0.2	0.2	0.1
W41:	555	594	632	742	782	835	68	68	64	90	120	140	2.2	0.2	0.5	0.6	0.2	0.1
W42:			715				62	96	133	125	115	126	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1
W43:	776	935	726	847	902		97	96	106	143	159	122	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
W44:	710	675	855	960	930	820	72	114	222	186	197	184	0.3	0.1	0.3	0.1	0.4	1.0

nr	E.G.V.						Chloride						NH4					
	uS / cm bij 25 °C						mg / l						mg N / l					
	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep
W45	1310	1220	1230	1100	1030	1060	116	121	124	115	118	114	0.8	1.2	0.8	0.7	0.5	0.6
W46	1290	1190	1190	1150	1130	1110	144	139	143	149	149	146	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1
W47	1360	1280	1070	1050	1020	1020	150	160	144	145	145	149	0.3	0.3	0.3	0.2	0.1	0.1
W48	1550	1390	1300	1250	1200	1220	187	166	167	181	185	201	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2
W49	800	880	850	850	880	920	102	105	108	111	113	120	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
W50	1080	1120	1110	1060	1110	1110	140	151	165	147	156	161	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1
W51							180	205	184	210	223	169	0.3	0.6	0.4	0.0	0.0	0.3
W52	1590	1470	1200	1400	1290	1230	144	185	206	201	210	207	12.0	9.2	8.4	11.0	9.8	13.0
W53	940	940	890	810	820	800	152	148	151	148	142	140	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1
W54	960	990	1000	930	980	980	167	168	176	172	178	176	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1
W55	1040	1360	700	920	810	900	103	173	85	126	121	154	1.1	1.3	0.3	0.6	0.5	0.7
W56	600	560	590	570	560	610	62	67	67	69	69	66	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2
W57	590	560	540	550	560	550	66	64	64	71	59	69	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
W58	1110	1190	1130	1160	930	1080	123	147	169	175	162	183	0.7	0.1	0.9	0.4	0.3	0.4
W59	1590	1480	1220	1140	1120	1120	166	161	180	144	161	149	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1
W60	730	770	780	820	800	800	104	120	123	135	133	138	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1
W61	940	920	940	890	910	920	141	145	152	152	159	154	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2
W62	1160	1170	1240	1190	1240	1270	132	132	140	138	143	148	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2
W63	1020	1000	1030	990	1010	1000	116	113	116	121	124	125	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1
W64	1920	1720	2040	1410	2510		405	1560	540	270	660	625	0.1	0.1	0.3	0.0	0.1	
W65		585					37	36	43	43	46	48	0.7	0.2	0.6	0.6	0.8	0.6
W66	840	950		920	1090	980	69	82		88	120	115	2.8	1.9		0.9	1.1	1.1
W67	420	420	410		410	420	36	36	36		37	36	0.3	2.0	0.2		0.3	0.2
W68	1040	920	1050	840	780		128	135	170	140	110		0.6	0.2	0.4	0.4	0.3	
W69	840	850	810	840	880		85	115	125	125	130		0.0	0.0	0.3	0.1	0.1	
W70	570	650	680		640	640	60	75	84		89	89	0.3	0.1	0.7		0.2	0.8
W71	1360	1810	3500	1940	3630		100	305	810	350	935	195	1.1	2.7	0.8	0.0	0.8	
W72	935	870	950	850	780		140	140	170	145	115		1.1	0.7	0.4	0.3	0.1	
W73	510	480	390	570	840		36	36	22	76	130		0.2	2.5	0.7	0.3	0.7	
W74	540	440	700	600	800		44	24	93	75	125		5.1	0.3	5.7	7.1	0.7	
W75							58	59	59	60	65	64	0.3	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3
W76	550	540	580		705	625	70	64	62	66	69	76	0.3	0.1	0.8	0.3	0.4	0.4
W77							57	54	58	62	66	68	0.3	0.2	0.4	0.2	0.4	0.3
W78	800	960	1020		860	870	97	140	155		145	130	1.8	2.8	4.2		0.1	1.3
W79	350	350	350	350	350	350			28				0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
W80	1550		1530	1240	1300	1500		205	200	205	235	230	0.1		0.1	0.0	0.1	0.1
W81		635					51	49	53	52	57	59	0.6	0.2	0.5	0.4	0.4	0.5

nr	Bicarbonaat						Calcium						Faecale	
	meq / l						mg / l						coli	MPN/100ml
	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	mediaan	
W 1:	4.0	5.9	5.9	4.0	4.0	3.3	109	146	124	98	92	77	200	
W 2:													49.9	
W 3:	4.7	6.2	6.5	5.3	5.9	7.3	160	156	150	132	147	139	1100	
W 4:	5.6	6.1	5.3	4.8	4.3	5.9	165	145	123	124	120	138	20000	
W 5:													0	
W 6:							88	88	81	72	74	76	500	
W 7:	2.2	2.3	2.1	3.7	1.9	2.0	95	94	84	80	73	73	5000	
W 8:	2.2	2.0	1.6	1.4	1.7	1.9	91	84	80	66	72	71	165	
W 9:	5.3	5.3	5.3	5.1	4.9	5.1	145	127	127	124	123	113	100	
W10:		5.1					145	127	127	124	123	113	100	
W11:	2.9	2.9	2.8	1.9	2.4	2.2	83	80	73	73	70	72	9200	
W12:							36	28	30	34	24	32	100	
W13:		2.8							76				110	
W14:							20	20	19	20	23	28	0	
W15:	2.2	3.1	2.4	2.3	2.5	2.7	42	59	44	46	47	51	99.9	
W16:	6.3	3.9	4.1	3.1	2.4	2.2	191	134	113	96	81	76	165	
W17:													50	
W18:							128	129	119	115	110	104	90	
W19:	2.7	2.8	2.4	1.9	1.2	2.2	74	74	63	58	57	64	100	
W20:	2.4	2.7	3.1	2.0	1.5	1.7	67	72	66	46	38	49	99.9	
W21:	2.7	2.8	2.2	1.9	2.0	1.9	83	78	76	74	68	70	100	
W22:	3.1	3.1	3.1	3.3	3.3	2.6	145	131	122	120	116	113	165	
W23:	6.0	3.8	3.1	2.8	2.6	2.4	158	107	91	97	82	76	5000.9	
W24:	5.9	3.2	2.7	3.0	2.6	2.9	151	100	92	90	80	84	1650	
W25:	4.5		4.1	4.0	4.2	4.2	109	108	107	106	104	111	99.9	
W26:							90	105	93	104	119	120		
W27:							76	72	82	78	67	65	40	
W28:	2.4	2.3	2.2	1.8	1.8	2.0	91	90	84	72	73	74	500	
W29:	2.2		1.4	1.9	1.9	1.6	71		69	67	67	69	300	
W30:	1.0	1.1	1.2	1.2	1.6	1.3	32	35	33	36	39	37	99.9	
W31:													20	
W32:	2.8	2.7	3.4	3.5	3.4	3.2	70	83	87	61	69	56	19.9	
W33:							94	95	98	97	94	92	10	
W34:														
W35:	2.6		2.4	1.8	2.0	2.0	65		68	68	68	68		
W36:		1.6					61	59	69	57	63	60	100	
W37:	5.8	2.2	2.4	2.3	2.3	2.1	179	86	89	85	81	72	500	
W38:	4.6	3.5	3.0	2.8	2.4	2.4	124	108	100	89	80	79	1650	
W39:	2.2	2.1	1.9	2.0	2.2	2.6								
W40:	2.4	2.5	2.8	2.8	2.7	2.9								
W41:	2.0	2.0	3.0	2.0	2.0	3.0								
W42:	1.5	1.5	1.5	1.8	1.8	2.0							200	
W43:	2.1	1.9	1.7	2.0	2.3	2.4							650	
W44:	2.3	1.4	1.9	2.2	2.1	2.7							230	

nr	Bicarbonaat					Calcium					Faecale				
	meq / l					mg / l					coli				
	apr	mei	jun	jul	aug	sep	apr	mei	jun	jul	aug	sep	MPN/100ml		
													mediaan		
W45:													660		
W46:													80		
W47:	3.4	3.4	3.6	3.7	3.3	3.4	98	42	108	70	44	56	19.9		
W48:	3.5	3.3	3.9	3.9	3.4	3.4	89	71	88	64	46	61	340		
W49:	2.9	2.8	2.9	3.1	2.6	2.8	91	83	62	56	55	34	25		
W50:	2.7	2.7	2.8	3.0	2.5	2.7	84	75	58	52	54	31	100		
W51:							116	109	101	112	99	100			
W52:	4.3	3.7	3.5	4.1	3.7	2.7	99	106	94	75	92	75			
W53:	2.3	2.3	2.2	2.5	2.2	2.3	56	70	44	58	50	28	50		
W54:	2.0	2.2	2.4	2.5	2.5	2.5	49	57	43	57	49	31	90		
W55:	3.3	3.1	3.3	3.2	2.9	3.0	96	107	93	70	78	83			
W56:													19.9		
W57:															
W58:	3.8	3.7	3.9	4.2	3.4	3.7	106	104	101	73	84	92			
W59:															
W60:	2.5	2.1	2.6	3.0	2.6	2.4	97	86	60	65	82	37	17		
W61:	2.1	2.0	2.5	2.4	2.4	2.3	71	76	52	47	79	28	14		
W62:													100		
W63:															
W64:													50		
W65:															
W66:															
W67:	3.0	3.0	2.8		2.7	2.8	63	61	59		58	60	99.9		
W68:															
W69:															
W70:	2.9	3.0	2.7		2.1	2.9	76	75	77		72	71	49.9		
W71:															
W72:															
W73:															
W74:															
W75:															
W76:													470		
W77:															
W78:													5000		
W79:	3.1	3.0	2.9	2.7	2.6	2.7	50	52	49	47	48	48			
W80:													49.9		
W81:															

Bijlage 4, Deel 2

Gemiddelde waarden van de
(minimaal) 5 zomerwaarden van 18
parameters en absolute getallen
van 4 parameters

water	nr	TGI TP	TGI SD	TGI Chla	BZV	CZV	Q2	D&M	blauw
					mgO2/l	mgO2/l	verz.		wieren
		gem	gem	gem	gem	gem	gem	gem	gem
Abcoudermeer	W 1	92.6	65.3	55.3	3.2	78.7	74.7	ERR	0
Alkmaardermeer	W 2	92.4	54.8	53.9	1.8	ERR	87.5	ERR	2
Amstel I	W 3	108.8	74.5	74.4	16.4	80.2	51.7	0.45	6
Amstel II	W 4	110.1	75.3	73.7	14.5	72.8	63.7	ERR	1
Amstelmeer	W 5	89.2	70.2	76.2	4.3	ERR	106.5	ERR	40
A'dam-Rijnkanaal	W 6	96.3	71.6	61.1	2.3	27.5	76.2	0.75	5
Beemsteringvaart	W 7	85.4	74.0	66.7	2.8	41.7	85.0	ERR	3
Beemsteruitwatering	W 8	71.3	62.7	58.9	2.5	35.2	95.7	ERR	4
Gaasperplas I	W 9	64.9	59.1	47.6	1.7	39.8	93.5	0.96	7
Gaasperplas II	W10	61.6	49.9	45.9	1.4	ERR	101.0	ERR	2
's-Gravelandse vaart	W11	105.4	73.8	72.4	11.7	42.7	95.5	ERR	3
Groot Laarder wasmeer	W12	121.7	74.8	75.8	8.5	45.2	115.5	0.92	0
Hilversums kanaal	W13	88.3	75.8	77.5	8.7	49.2	96.7	ERR	9
't Hol	W14	96.1	77.7	72.7	8.7	ERR	82.0	0.05	8
Hollands Ankeveense plas	W15	79.0	75.4	70.4	9.5	54.8	104.7	ERR	79
Kanaal Ovaal Kolhorn	W16	98.4	71.1	76.6	7.2	54.7	94.7	ERR	2
Kinselmeer	W17	97.8	83.2	80.7	9.3	104.2	91.3	0.64	39
Mooie Nel	W18	115.2	74.3	78.9	9.2	ERR	144.7	0.57	26
Naardermeer (Bovenste Blik)	W19	76.0	72.8	65.3	6.7	ERR	112.0	ERR	8
Naardermeer (Grote Meer)	W20	67.9	63.4	55.6	3.8	43.0	110.0	ERR	29
Naardertrekvaart	W21	79.7	69.4	61.7	3.0	30.0	74.3	ERR	17
Nauernasche vaart	W22	93.0	70.7	75.0	6.0	91.8	96.0	0.56	19
Noordhollands kanaal I	W23	106.7	76.1	71.5	4.8	54.2	53.7	ERR	4
Noordhollands kanaal II	W24	104.4	73.3	72.5	4.7	47.7	66.8	ERR	4
Ouderkerkerplas	W25	61.6	49.2	54.6	1.8	ERR	112.3	0.35	17
Plasje Schermer	W26	101.9	82.7	73.1	14.3	ERR	80.0	0.24	0
Poel bij Wormerveer	W27	102.1	86.2	85.3	12.2	130.3	113.3	0.69	18
Purmeringvaart	W28	78.3	72.1	63.7	2.5	33.8	96.8	ERR	4
Spiegelplas	W29	87.8	65.6	64.1	3.8	38.3	83.0	ERR	34
Stichts Ankeveense plas	W30	66.1	64.5	57.1	4.2	36.2	97.2	ERR	52
Twiske	W31	57.4	58.6	53.2	1.0	ERR	101.2	ERR	16
Westeinderplassen I	W32	78.6	65.4	64.4	4.2	53.5	102.5	-0.04	18
Westeinderplassen II	W33	92.7	68.0	69.5	3.8	ERR	103.3	0.51	42
de Wielen	W34	47.4	70.3	53.2	1.0	ERR	92.0	ERR	6
Wijde Blik	W35	77.9	51.4	58.9	3.0	ERR	120.0	ERR	28
Wijde Gat	W36	91.8	77.5	79.4	14.2	64.7	139.2	ERR	40
Wijzend	W37	83.7	68.6	67.7	4.5	43.7	85.0	ERR	3
Zaan	W38	95.4	69.7	68.8	7.2	53.2	43.2	ERR	50
Brandemeer	W39	76.7	73.5	75.6	9.0	ERR	104.3	0.5	44
Groote Wielen	W40	83.4	81.4	74.3	9.7	ERR	99.0	ERR	79
Nieuwe Zwaamer	W41	91.4	75.8	71.9	7.7	ERR	75.3	0.7	66
Tjeukemeer	W42	84.4	76.4	80.7	7.0	81.5	83.0	ERR	78
Slotermeer	W43	76.7	73.9	74.6	8.3	0.0	104.2	1.0	50
Groote Brekken	W44	83.4	75.2	78.3	6.0	0.0	118.0	ERR	56

water	nr	TSI TP	TSI SD	TSI Chla	BZV	CZV	02	D&M	blauw
					mgO2/l	mgO2/l	verz.		wieren
		gem	gem	gem	gem	gem	%	gem	%
Bergse Achterplas	W45	114.7	83.1	81.8	16.0	91.2	84.2	-0.11	42
Binnen (bedijkte) Maas	W46	81.2	73.8	69.7	7.2	50.5	98.7	0.20	48
Braassenermeer	W47	89.5	56.0	55.7	2.2	36.0	92.0	0.34	17
Kaag-Norremeer	W48	93.8	70.4	64.5	3.7	54.0	104.7	-0.32	7
Langeraarse plassen I	W49	97.4	78.8	76.9	12.5	90.2	108.2	ERR	75
Langeraarse plassen II	W50	94.5	78.7	77.4	13.7	96.5	109.2	-2.04	90
Leidse vaart I	W51	113.4	78.9	85.0	14.0	83.2	92.7	0.46	8
Leidse vaart II	W52	123.2	73.9	52.6	16.2	73.2	11.8	-0.22	19
Nieuwkoopse plassen (Zuideinder)	W53	84.5	73.6	79.6	14.0	66.0	97.3	-0.95	74
Nieuwkoopse plassen (Noordeinder)	W54	71.5	71.6	74.1	9.7	74.5	95.3	-0.96	85
Oude Rijn (Alphen)	W55	97.7	66.9	62.8	5.5	38.0	51.7	-0.15	2
Plas Kruithof Wiel	W56	66.5	53.9	47.9	2.8	26.7	97.3	0.12	10
Put van Broeckhoven	W57	55.0	41.8	46.5	1.7	21.7	97.0	0.85	23
Ringvaart Haarlemmermeerpolder	W58	96.0	65.4	66.7	4.7	48.5	73.2	ERR	18
Schie	W59	90.7	66.2	59.4	2.8	48.8	65.8	0.22	1
Sluipwijkse plassen I	W60	78.9	75.5	73.2	5.7	52.2	96.2	ERR	36
Sluipwijkse plassen II	W61	64.3	69.8	68.8	7.5	70.8	89.7	-0.91	90
Weegje	W62	108.2	71.8	71.7	5.8	79.5	98.5	0.04	25
Wiel in Kattendijkse polder	W63	109.1	63.3	63.2	4.8	66.0	84.5	0.17	6
Rotshol	W64	60.2	79.5	49.5	2.0	ERR	91.0	0.91	20
Breukeleveense plas	W65	79.5	82.2	83.0	9.2	ERR	103.7	0.9	34
Eem	W66	116.7	73.2	50.8	3.4	ERR	86.2	0.93	0
Grote Maarsseveense plas	W67	55.2	34.9	49.4	1.0	ERR	102.8	1.58	9
Hollandse IJssel	W68	96.5	78.5	ERR	1.6	ERR	67.4	0.97	0
Inundatie kanaal	W69	81.7	74.9	ERR	4.0	ERR	87.6	ERR	0
Kleine Maarsseveense plas	W70	82.1	55.1	58.9	3.5	ERR	134.0	1.08	7
Kromme Mijdrecht	W71	101.4	77.7	ERR	5.5	ERR	81.2	0.88	6
Kromme Rijn	W72	92.3	73.4	ERR	2.0	ERR	79.6	0.89	0
Langbroeker metering I	W73	97.7	72.8	ERR	1.8	ERR	73.2	0.73	0
Langbroeker metering II	W74	112.8	ERR	ERR	4.6	ERR	62.6	ERR	0
Loenderveense plas	W75	66.1	60.8	54.4	3.5	ERR	91.7	0.9	48
Loosdrechtse plassen I	W76	82.8	68.0	58.3	5.0	ERR	100.3	0.9	26
Loosdrechtse plassen II	W77	74.3	70.6	66.5	4.2	ERR	92.7	1.1	58
Oude Rijn	W78	104.5	71.6	64.2	6.0	ERR	68.2	0.78	0
Vechten	W79	51.3	44.8	64.0	1.0	16.0	110.5	ERR	1
Vinkeveense plassen	W80	66.2	ERR	63.3	3.0	ERR	81.7	0.84	29
Vuntus	W81	73.1	74.3	75.8	6.7	ERR	95.7	0.9	40

water	nr	anorg N/P (weight) gem	tot N/P (weight) gem	Ro /jaar gem	gem. diepte a	opp. ha gem	PSI gem	temp °C gem
Abcoudermeer	W 1	6	6		2.0	25	7	16.3
Alkmaardermeer	W 2	2	5	10.0	2.5	600	11	16.6
Amstel I	W 3	8	8	26.0	2.5	0.49	12	16.5
Amstel II	W 4	7	8	26.0	2.5	0.49	12	17.0
Amstelmeer	W 5	2	5	2.5	4.5	800	11	16.8
A'dam-Rijnkanaal	W 6	15	11		4.0	0.49	12	17.8
Beemsterringvaart	W 7	12	8	1E+04	2.5	0.49	10	15.4
Beemsteruitwatering	W 8	30	14	1E+03	2.0	0.49	8	14.8
Gaasperplas I	W 9	139	52	0.1	15.0	50	3	16.3
Gaasperplas II	W10	224	99	0.1	15.0	50	3	15.5
's-Gravelandse vaart	W11	4	5	18.0	1.5	0.49	14	18.8
Groot Laarder wasmeer	W12	0	1	2.0	1.5	20	6	16.5
Hilversums kanaal	W13	5	7		2.5	0.49	13	17.2
't Hol	W14	4	13	0.5	1.0	25	7	18.1
Hollands Ankeveense plas	W15	2	15		1.8	100	13	16.6
Kanaal Oaval Kolhorn	W16	3	5	60.0	2.8	0.49	12	15.7
Kinselmeer	W17	2	6		2.5	110	16	16.5
Mooie Nel	W18	4	4	5.0	3.9	150	15	17.7
Naardermeer (Bovenste Blik)	W19	4	13	0.1	1.0	35	13	17.0
Naardermeer (Grote Meer)	W20	7	16	0.1	1.0	200	8	16.9
Naardertrekvaart	W21	4	7	18.0	1.3	0.49	11	13.7
Nauernasche vaart	W22	4	6	9.0	2.0	0.49	15	14.3
Noordhollands kanaal I	W23	3	4	36.5	4.8	0.49	14	15.6
Noordhollands kanaal II	W24	4	4	36.5	5.2	0.49	11	15.7
Ouderkerkerplas	W25	70	46	0.1	30.0	50	0	16.8
Plasje Schermer	W26	6	8	0.99	0.7	1	11	17.3
Poel bij Wormerveer	W27	1	9	3.0	0.7	80	16	17.8
Purmeringvaart	W28	9	9	250.0	1.8	0.49	10	15.4
Spiegelplas	W29	7	7	0.1	25.0	230	11	15.3
Stichts Ankeveense plas	W30	2	16		1.8	100	6	16.7
Twiske	W31	1	18	0.1	6.0	22	13	17.8
Westeinderplassen I	W32	17	12	2.0	2.7	930	8	15.4
Westeinderplassen II	W33	0	5	2.0	2.7	930	12	17.4
de Wielen	W34	2	32	0.1	10.0	6	6	15.3
Wijde Blik	W35	7	7	0.1	15.0	300	1	15.9
Wijde Gat	W36	5	8	0.5	1.2	40	14	17.1
Wijzend	W37	31	10	175.0	1.1	0.49	11	15.3
Zaan	W38	4	6	100.0	3.0	0.49	12	16.0
Brandemeer	W39	74	25	5.0	1.9	50	11	14.0
Groote Wielen	W40	7	23	5.0	1.4	64	11	15.7
Nieuwe Zwenner	W41	9	12		4.0	0.49	11	18.8
Tjeukemeer	W42	24	15	5.0	1.8	2000	17	15.1
Slotermeer	W43	49	21	5.0	1.6	1110	11	14.1
Groote Brekken	W44	36	13	5.0	1.8	297	10	14.3

water	nr	anorg N/P (weight) gem	tot N/P (weight) gem	Ro /jaar gem	gem. diepte m	opp. ha gem	PMI gem	temp °C gem
Bergse Achterplas	W45	2	3		1.0	45	13	16.8
Binnen (bedijkte) Maas	W46	9	13	0.5	4.0	160	16	14.8
Braassemermeer	W47	9	11	4.0	3.0	450	5	15.3
Kaag-Norremeer	W48	6	7	10.0	3.7	40	9	15.9
Langeraarze plassen I	W49	1	6	0.5	2.0	80	12	17.6
Langeraarze plassen II	W50	1	9	0.5	2.0	80	10	15.2
Leidse vaart I	W51	9	6	100.0	1.7	0.49	11	17.5
Leidse vaart II	W52	4	4	100.0	1.7	0.49	18	15.7
Nieuwkoopse plassen (Zuideinder)	W53	6	13	0.1	1.5	150	11	14.3
Nieuwkoopse plassen (Noordeinder)	W54	8	25	0.1	1.5	150	9	14.7
Oude Rijn (Alphen)	W55	11	9	365.0	2.2	0.49	13	15.9
Plas Kruithof Wiel	W56	10	14	0.1	7.0	12	10	16.1
Put van Broeckhoven	W57	15	33	0.1	16.0	10	0	14.2
Ringvaart Haarlemmermeerpolder	W58	6	7		2.5	0.49	11	17.1
Schie	W59	10	11	30.0	3.2	0.49	7	15.0
Sluipwijkse plassen I	W60	6	12	0.99	1.9	120	15	16.3
Sluipwijkse plassen II	W61	14	40	0.99	1.9	55	10	15.3
Weegje	W62	0	2		2.7	12	10	16.6
Wiel in Kattendijkse polder	W63	0	2	0.5	7.0	2	10	14.8
Botshol	W64	3	24		1.4	80	13	17.7
Breukeleveense plas	W65	37	4	1.0	1.5	180	12	16.5
Eem	W66	3	3		2.5	0.49	19	17.7
Grote Maarsseveense plas	W67	116	16	0.1	14.0	62	2	16.0
Hollandse IJssel	W68	10	7		4.0	0.49	16	15.1
Inundatie kanaal	W69	8	8		2.1	0.49	16	15.3
Kleine Maarsseveense plas	W70	4	8	0.99	11.0	20	7	19.2
Kromme Mijdrecht	W71	19	9		1.5	0.49	15	17.7
Kromme Rijn	W72	14	10		1.5	0.49	17	15.4
Langbroeker wetering I	W73	14	12		1.6	0.49	19	15.1
Langbroeker wetering II	W74	6	5		1.6	0.49	14	14.8
Loenderveense plas	W75	29	6	1.0	2.4	220	6	16.7
Loosdrechtse plassen I	W76	7	3	1.0	1.9	980	7	16.7
Loosdrechtse plassen II	W77	19	3	1.0	1.8	980	7	16.3
Oude Rijn	W78	6	6		1.8	0.49	22	18.7
Vechten	W79	106	26	0.5	6.0	5	1	16.0
Vinkeveense plassen	W80	5	24	0.5	4.8	1000	12	18.1
Vuntus	W81	32	5	1.0	1.4	88	14	16.8

water	nr	pH	EEV	Cl	NH4	HCO3	Ca	Faecale coli MPN/100ml mediaan
		'gem'	uS/cm gem	mg/l gem	mg/l gem	meq/l gem	mg/l gem	
Abcoudermeer	W 1	7.9	2405	568	0.3	4.5	108	200
Alkmaardermeer	W 2	8.1	ERR	243	0.2	ERR	ERR	49.9
Amstel I	W 3	7.8	2697	668	1.7	6.0	147	1100
Amstel II	W 4	7.6	2436	576	3.5	5.3	136	20000
Amstelmeer	W 5	8.7	ERR	654	.0	ERR	ERR	0
A'dam-Rijnkanaal	W 6	7.9	ERR	148	0.1	ERR	80	500
Beensterringvaart	W 7	8.1	1404	262	0.2	2.4	83	5000
Beensteruitwatering	W 8	8.5	1290	237	0.0	1.8	77	165
Gaasperplas I	W 9	8.3	1051	136	.0	5.2	127	100
Gaasperplas II	W10	8.1	1021	135	0.1	5.1	127	100
's-Gravelandse vaart	W11	7.9	1137	200	2.5	2.5	75	9200
Groot Laarder wasmeer	W12	9.2	504	69	0.3	ERR	31	100
Hilversums kanaal	W13	8.4	1059	213	0.1	2.8	76	110
't Hol	W14	7.1	ERR	58	0.3	ERR	22	0
Hollands Ankeveense plas	W15	8.4	501	70	0.1	2.5	48	99.9
Kanaal Ooal Kolhorn	W16	8.5	1420	234	0.2	3.7	115	165
Kinselmeer	W17	8.7	1583	303	0.2	ERR	ERR	50
Mooie Nel	W18	8.8	ERR	310	0.2	ERR	118	90
Naardermeer (Bovenste Blik)	W19	8.4	741	116	0.1	2.2	65	100
Naardermeer (Grote Meer)	W20	8.3	654	94	0.1	2.2	56	99.9
Naardertrekvaart	W21	8.0	1100	194	0.1	2.3	75	100
Nauernasche vaart	W22	8.4	4038	632	0.1	3.1	125	165
Noordhollands kanaal I	W23	7.7	1795	349	1.1	3.5	102	5000.9
Noordhollands kanaal II	W24	7.9	1667	299	1.1	3.4	100	1650
Ouderkerkerplas	W25	8.7	4462	1228	0.1	4.2	108	99.9
Plasje Schermer	W26	8.2	ERR	627	3.0	ERR	105	
Poel bij Wormerveer	W27	9.0	ERR	219	0.1	ERR	73	40
Purmeringvaart	W28	8.4	1366	255	0.1	2.1	81	500
Spiegelplas	W29	8.0	983	187	0.4	1.8	69	300
Stichts Ankeveense plas	W30	7.8	568	103	0.1	1.2	35	99.9
Twiske	W31	8.4	ERR	450	0.1	ERR	ERR	20
Westeinderplassen I	W32	8.7	1155	162	0.1	3.2	71	19.9
Westeinderplassen II	W33	8.8	ERR	148	0.1	ERR	95	10
de Wielen	W34	8.1	ERR	5138	0.1	ERR	ERR	
Wijde Blik	W35	8.7	979	201	0.1	2.2	67	
Wijde Gat	W36	9.3	955	222	0.1	1.6	62	100
Wijzend	W37	8.0	1372	227	0.1	2.9	99	500
Zaan	W38	7.8	1670	316	0.2	3.1	97	1650
Brandemeer	W39	8.9	819	162	.0	2.2	ERR	
Groote Wielen	W40	8.1	747	103	0.3	2.7	ERR	
Nieuwe Zwaamer	W41	8.0	690	92	0.6	2.3	ERR	
Tjeukemeer	W42	9.5	715	110	0.1	1.7	ERR	200
Slotermeer	W43	8.8	837	121	0.0	2.1	ERR	650
Groote Brekken	W44	8.8	825	163	0.4	2.1	ERR	230

water	nr	pH	ESV	Cl	NH4	HCO3	Ca	Faecale coli
			uS/cm	mg/l	mg/l	meq/l	mg/l	MPN/100ml
		'gem'	gem	gem	gem	gem	gem	mediaan
Bergse Achterplas	W45	8.6	1158	118	0.8	ERR	ERR	650
Binnen (bedijkte) Maas	W46	8.3	1177	145	0.1	ERR	ERR	80
Braassemermeer	W47	8.2	1123	149	0.2	3.5	70	19.9
Kaag-Norremeer	W48	8.3	1318	181	0.1	3.6	70	340
Langeraarse plassen I	W49	8.7	863	110	0.1	2.9	64	25
Langeraarse plassen II	W50	8.9	1098	153	0.2	2.7	59	100
Leidse vaart I	W51	8.7	ERR	195	0.3	ERR	106	
Leidse vaart II	W52	7.6	1363	192	10.6	3.7	90	
Nieuwkoopse plassen (Zuideinder)	W53	8.7	867	147	0.1	2.3	51	50
Nieuwkoopse plassen (Noordeinder)	W54	8.6	973	173	0.1	2.4	48	90
Oude Rijn (Alphen)	W55	7.5	955	127	0.8	3.1	88	
Plas Kruithof Wiel	W56	8.4	582	67	0.1	ERR	ERR	19.9
Put van Broeckhoven	W57	8.3	558	66	0.1	ERR	ERR	
Ringvaart Haarlemmermeerpolder	W58	8.0	1100	160	0.5	3.8	93	
Schie	W59	7.8	1278	160	0.2	ERR	ERR	
Sluipwijkse plassen I	W60	8.4	783	126	0.1	2.5	71	17
Sluipwijkse plassen II	W61	8.5	920	151	0.2	2.3	59	14
Weegje	W62	8.6	1212	139	0.2	ERR	ERR	100
Wiel in Kattendijkse polder	W63	8.1	1008	119	0.1	ERR	ERR	
Botshol	W64	8.3	1920	677	0.1	ERR	ERR	50
Breukeleveense plas	W65	9.1	585	42	0.6	ERR	ERR	
Eem	W66	7.7	956	95	1.6	ERR	ERR	
Grote Maarsseveense plas	W67	8.3	416	36	0.6	2.9	60	99.9
Hollandse IJssel	W68	7.7	926	137	0.4	ERR	ERR	
Inundatie kanaal	W69	7.9	844	116	0.1	ERR	ERR	
Kleine Maarsseveense plas	W70	8.3	636	79	0.4	2.7	74	49.9
Kromme Mijdrecht	W71	8.0	2448	449	1.1	ERR	ERR	
Kromme Rijn	W72	7.9	877	142	0.5	ERR	ERR	
Langbroeker wetering I	W73	7.7	558	60	0.9	ERR	ERR	
Langbroeker wetering II	W74	7.5	616	72	3.8	ERR	ERR	
Loenderveense plas	W75	8.1	ERR	61	0.3	ERR	ERR	
Loosdrechtse plassen I	W76	8.2	600	68	0.4	ERR	ERR	470
Loosdrechtse plassen II	W77	8.4	ERR	61	0.3	ERR	ERR	
Oude Rijn	W78	7.9	902	133	2.0	ERR	ERR	5000
Vechten	W79	8.0	350	28	0.0	2.8	49	
Vinkeveense plassen	W80	8.6	1424	215	0.1	ERR	ERR	49.9
Vuntus	W81	8.7	635	54	0.4	ERR	ERR	

Bijlage 4, Deel 3

Het kalenderjaar uit de periode
1977-1983 waaruit de gegevens
afkomstig zijn

water	nr	primaire jaar keuze	TSITP	TSISD	TSICHL	BZV	CZV	02	D&M	Piga	anorg N/P	tot N/P
Abcoudermeer	W 1	1982					1979					
Alkmaardermeer	W 2	1978	1982	1982	1982	1982		1982			1982	1982
Aastel I	W 3	1982					1978					
Aastel II	W 4	1982					1978					
Aastelmeer	W 5	1978	1982	1982		1982		1982			1982	
A'dam-Rijnkanaal	W 6	1982					1978					
Beemsterringvaart	W 7	1978										
Beemsteruitwatering	W 8	1978										
Gaasperplas I	W 9	1982		1978			1978					
Gaasperplas II	W10	1980				1982						
's-Gravelandse vaart	W11	1982					1978					
Groot Laarder wasmeer	W12	1982					1978					
Hilversum kanaal	W13	1982					1979					
't Hol	W14	1982										
Hollands Ankeveense plas	W15	1982					1979					
Kanaal Oud Kolhorn	W16	1978										
Kinselmeer	W17	1980										
Mooie Mel	W18	1982										
Naardermeer (Bovenste Blik)	W19	1982										
Naardermeer (Grote Meer)	W20	1982					1978					
Naardertrekvaart	W21	1982					1978					
Nauernasche vaart	W22	1982					1978				1978	
Noordhollands kanaal I	W23	1978										
Noordhollands kanaal II	W24	1978										
Ouderkerkerplas	W25	1982										
Plasje Schermer	W26	1982										
Poel bij Wormerveer	W27	1982				1981	1981					
Puraerringvaart	W28	1978										
Spiegelplas	W29	1981					1978					
Stichts Ankeveense plas	W30	1982					1979					
Twiske	W31	1978						1981				
Westeinderplassen I	W32	1978										
Westeinderplassen II	W33	1982										
de Wielen	W34	1978		1980				1980				1977
Wijde Blik	W35	1981										1979
Wijde Gat	W36	1982					1979					
Wijzend	W37	1978										
Zaan	W38	1978										
Brandmeer	W39	1978							1979			
Groote Wielen	W40	1979		1982								
Nieuwe Zwanmeer	W41	1979		1981								
Tjeukemeer	W42	1980				1982		1982				
Slotermeer	W43	1978							1979			
Groote Brekken	W44	1981										

water	nr	primaire jaar keuze	TSITP	TSISD	TSICH1	BZV	CZV	02	D&M	Pig	anorg N/P	tot N/P
Bergse Achterplas	W45	1978										
Binnen (bedijkte) Maas	W46	1978										
Braassemeer	W47	1978										
Kaag-Norremeer	W48	1978										
Langeraarse plassen I	W49	1981										
Langeraarse plassen II	W50	1978										
Leidse vaart I	W51	1982					1977					
Leidse vaart II	W52	1978										
Nieuwkoopse plassen (Zuideinder)	W53	1978										
Nieuwkoopse plassen (Noordeinder)	W54	1978										
Oude Rijn (Alphen)	W55	1978										
Plas Kruithof Wiel	W56	1978										
Put van Broeckhoven	W57	1978										
Ringvaart Haarlemmermeerpolder	W58	1982										
Schie	W59	1978										
Sluipwijkse plassen I	W60	1982										
Sluipwijkse plassen II	W61	1978										
Weegje	W62	1978										
Wiel in Kattendijkse polder	W63	1978										
Botshol	W64	1982							1981			
Breukeleveense plas	W65	1981							1979			
Eem	W66	1982		1981					1981			
Grote Maarsseveense plas	W67	1978		1979	1982	1982						1982
Hollandse IJssel	W68	1981	1982	1982				1982			1982	1982
Inundatie kanaal	W69	1982										
Kleine Maarsseveense plas	W70	1978	1982	1979		1982					1982	1982
Kromme Mijdsrecht	W71	1982							1981			
Kromme Rijn	W72	1982							1981			
Langbroeker wetering I	W73	1982							1981			
Langbroeker wetering II	W74	1982										
Loenderveense plas	W75	1981							1979			
Loosdrechtse plassen I	W76	1979										
Loosdrechtse plassen II	W77	1981							1979			
Oude Rijn	W78	1982		1981		1981			1981			
Vechten	W79	1979		1978	1978		1978	1982			1977	
Vinkeveense plassen	W80	1982							1981			
Vuntus	W81	1981							1979			

water	nr	Ro /jaar	gem. diepte	opp.	P6I	teap	pH	EGV	Cl	NH4	HCO3	Ca	Faecale coli MPN/100ml
Abcoudermeer	W 1												
Alkmaardermeer	W 2					1982	1982		1982	1982			1982
Amsel I	W 3												
Amsel II	W 4												
Amselmeer	W 5					1982	1982		1982	1982			1982
A'dam-Rijnkanaal	W 6												
Beemsterringvaart	W 7												1982
Beemsteruitwatering	W 8												1982
Gaasperplas I	W 9							1981			1981	1981	1982
Gaasperplas II	W10										1982	1982	1982
's-Gravelandse vaart	W11												
Groot Laarder wasmeer	W12												1981
Hilversums kanaal	W13												
't Hol	W14												1981
Hollands Ankeveense plas	W15												
Kanaal Oval Kolhorn	W16												1982
Kinselmeer	W17												
Mooie Nel	W18												
Naardermeer (Bovenste Blik)	W19												
Naardermeer (Grote Meer)	W20												
Naardertrekvaart	W21					1978							
Nauernasche vaart	W22						1978	1978			1978	1978	
Noordhollands kanaal I	W23												1982
Noordhollands kanaal II	W24												1982
Ouderkerkerplas	W25												
Plasje Schermer	W26												
Poel bij Wormerveer	W27												1981
Puraerringvaart	W28												1982
Spiegelplas	W29												
Stichts Ankeveense plas	W30												
Twiske	W31					1981	1977			1977			1982
Westeinderplassen I	W32										1982	1982	
Westeinderplassen II	W33												
de Wielen	W34					1980	1980		1980	1980			
Wijde Blik	W35												
Wijde Gat	W36												
Wijzend	W37												1982
Zaan	W38												1982
Brandmeer	W39										1982		
Groote Wielen	W40							1982			1982		
Nieuwe Zwaamer	W41							1982			1982		
Tjeukemeer	W42							1982			1982		1982
Slotermeer	W43								1979		1982		1982
Groote Brekken	W44												

water	nr	primaire jaar keuze	TSITP	TSISD	TSICH1	BZV	CZV	02	D&M	Pig	anorg N/P	tot N/P
Bergse Achterplas	W45	1978										
Binnen (bedijkte) Maas	W46	1978										
Braassemermeer	W47	1978										
Kaag-Norremeer	W48	1978										
Langeraarze plassen I	W49	1981										
Langeraarze plassen II	W50	1978										
Leidse vaart I	W51	1982					1977					
Leidse vaart II	W52	1978										
Nieuwkoopse plassen (Zuideinder)	W53	1978										
Nieuwkoopse plassen (Noordeinder)	W54	1978										
Oude Rijn (Alphen)	W55	1978										
Plas Kruithof Wiel	W56	1978										
Put van Broeckhoven	W57	1978										
Ringvaart Haarlemmermeerpolder	W58	1982										
Schie	W59	1978										
Sluipwijkse plassen I	W60	1982										
Sluipwijkse plassen II	W61	1978										
Weegje	W62	1978										
Wiel in Kattendijkse polder	W63	1978										
Botshol	W64	1982							1981			
Breukeleveense plas	W65	1981							1979			
Een	W66	1982		1981					1981			
Grote Maarsseveense plas	W67	1978		1979	1982	1982						1982
Hollandse IJssel	W68	1981	1982	1982				1982			1982	1982
Inundatie kanaal	W69	1982										
Kleine Maarsseveense plas	W70	1978	1982	1979		1982					1982	1982
Kromme Mijdrecht	W71	1982							1981			
Kromme Rijn	W72	1982							1981			
Langbroeker wetering I	W73	1982							1981			
Langbroeker wetering II	W74	1982										
Loenderveense plas	W75	1981							1979			
Loosdrechtse plassen I	W76	1979										
Loosdrechtse plassen II	W77	1981							1979			
Oude Rijn	W78	1982		1981		1981			1981			
Vechten	W79	1979		1978	1978		1978	1982			1977	
Vinreveense plassen	W80	1982							1981			
Vuntus	W81	1981							1979			

Parameterklassegrenzen

Toelichting

Deze lijst bevat van de 22 parameters, waarvan in Bijlage 4 de kwantitatieve gegevens zijn weergegevens, de klasse-indeling zoals beschreven in par. 2.3.3.

Van iedere parameter is vermeld:

- * de gemeten grootheid, zoals toegepast in de clustering
- * zonodig een toelichtende opmerking
- * de klassegrenzen. De bovenste rij is een lineaire verdeling in 10 klassen. De onderste rij vermeldt de grenzen, waarbij het vermelde cijfer nog behoort bij de voorafgaande klasse. Bv. in parameter 1 is de reeks 0 tot en met 0.30 = klasse 1, 0.31 tot en met 0.60 = klasse 2, - 2.71 tot en met 3.00 = klasse 10.

De klassegrenzen zijn vastgesteld op grond van de frekwentieverdeling van de parameters in de groep van 81 locaties. Daarbij is gebruik gemaakt van zowel de frekwentieverdeling van alle geselecteerde maandwaarden van alle locaties, als van de frekwentieverdeling van de seizoensgemiddelden van alle locaties. De histogrammen staan in bijlage 6, de numerieke waarden waarop de histogrammen zijn gebaseerd in bijlage 4.

Ook reeds in gebruik zijnde grenswaarden zijn, daar waar mogelijk, in de vaststelling van de klassegrenzen betrokken.

Parameter : Oppervlakte Nr. 1
 Gemeten grootheid: hectare
 Opmerkingen : De gegevens zijn $10 \log$ getransformeerd

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Klassegrenzen :	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
	0	0.3	0.6	0.9	1.2	1.5	1.8	2.1	2.4	2.7 3.0
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I

Parameter : Gemiddelde diepte (Z) Nr. 2
 Gemeten grootheid: meter
 Opmerkingen : Een belangrijke grenswaarde in verband met stratificatie-aspecten is 6 m.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Klassegrenzen :	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
	0	1.5	3	4.5	6	10	14	18	22	26 30
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I

Parameter : Temperatuur Nr. 6
 Gemeten grootheid: graden Celsius
 Opmerkingen : Geen

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Klassegrenzen :	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24 26
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I

Parameter : Verversingsfrequentie Nr. 8
 Gemeten grootheid: vervanging per jaar
 Opmerkingen : In de afvalwatertechnologie wordt de grens van 36 (d.i. vervanging per 10 dagen) als de grens tussen "steady" en "non-steady state" beschouwd.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Klassegrenzen :	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
	360	72	36	28	20	12	6	4	2	1 0.04
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I

Parameter : pH Nr. 9
 Gemeten grootheid: pH eenheden
 Opmerkingen : Gekozen is voor een opdeling in 10 klassen met pH=7 in het midden en afnemende klassegrootten naar beide zijden.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Klassegrenzen :	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
	4.3	4.6	5.0	5.3	6.0	7.0	8.0	8.3	9.0	9.1 9.3
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I

Parameter : Geleidingsvermogen (k25) Nr. 10
 Gemeten grootheid: μ Siemens/cm
 Opmerkingen : Geen

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
Klassegrenzen :	300	350	400	450	500	600	700	800	900	1100 1300
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I

Parameter : Chloride Nr. 11
 Gemeten grootheid: mg/l
 Opmerkingen : Relevante grenswaarden, parallel aan het systeem van Redeke, zijn 100 (grens zoet-oligohalien), 1000 (grens oligo-mesohalien) en 5000 mg/l.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
Klassegrenzen :	23	80	140	200	400	800	2000	2500	3000	4500 6000
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I

Parameter : Bicarbonaat Nr. 13
 Gemeten grootheid: meq/l
 Opmerkingen : Geen

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
Klassegrenzen :	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	5.0	5.5 6.0
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I

Parameter : Calcium Nr. 14
 Gemeten grootheid: mg/l
 Opmerkingen : Geen

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
Klassegrenzen :	10	30	50	70	90	110	130	150	170	190 210
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I

Parameter : Ammonium ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) Nr. 16
 Gemeten grootheid: mg N/l
 Opmerkingen : Geen

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
Klassegrenzen :	0	0.7	1.4	2.1	2.8	3.5	4.2	4.9	5.6	6.3 7.0
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I

Parameter : Biologisch zuurstofverbruik (BZV) Nr. 17
 Gemeten grootheid: mg O₂/l
 Opmerkingen : Geen

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Klassegrenzen	:	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	
	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	

Parameter : Opgelost anorg. N/opgelost anorg. P Nr. 18
 Gemeten grootheid: Quotiënt van de gewichtseenheden in mg/l
 Opmerkingen : Ecologisch relevant zijn de grenswaarden 5 en 11. Waarden < 5 duiden op N-beperking (hypertrofie), en > 11 op P-beperking (oligotrofie).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Klassegrenzen	:	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	
	450	22	17	14	11	9	7	5	3	1	0
		I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I

Parameter : Dresscher & van der Mark index Nr. 25
 Gemeten grootheid: index-waarde lopend van -3 - +3
 Opmerkingen : De index is reeds in 10 klassen verdeeld.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Klassegrenzen	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	
:	3.0	2.0	1.5	1.0	0.5	0	-0.5	-1.0	-1.5	-2.0	-3.0
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	

Parameter : Palmer genusindex Nr. 26
 Gemeten grootheid: indexwaarden
 Opmerkingen : Volgens de opsteller van de index (Palmer, 1969, J. Phycol. 5: 78-82) zijn 15 en 20 relevante grenswaarden.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Klassegrenzen	:	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	
	0	7.5	15	16.5	18	19.5	21	22.5	24	25.5	27
		I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	

Parameter : Pigmentsamenstelling Nr. 29
 Gemeten grootheid: percentage blauwwieren in totale fytoplankton
 Opmerkingen : Geen

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Klassegrenzen	:	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	
	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	

Parameter : Zuurstofverzadigingspercentage
 Gemeten grootheid: percentage
 Opmerkingen : Geen

Nr. 32

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I		
Klassegrenzen	:	200	180	160	140	120	100	80	60	40	20	0
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	

Parameter : Organisch koolstofgehalte
 Gemeten grootheid: mg/l
 Opmerkingen : Geen

Nr. 33

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
		I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	
Klassegrenzen	:	15	25	35	45	55	65	75	85	95	105	115
		I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	

Parameter : Faecale coligetal
 Gemeten grootheid: MPN/100 ml, mediaan
 Opmerkingen : Een belangrijke wettelijke grenswaarde in verband met kwaliteitseisen voor zwemwater is 2000.

Nr. 35

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I		
Klassegrenzen	:	0	1000	2000	3000	4000	6000	8000	12000	16000	25000	35000
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	

Parameter : Totaal N/Totaal P
 Gemeten grootheid: Quotient van de gewichtseenheden in mg/l
 Opmerkingen : Er wordt aangenomen dat bij waarden < 9 à 15 stikstof en > 15 fosfor beperkend is voor algengroei.

Nr. 47

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I		
Klassegrenzen	:	117	30	27	23	19	15	9	7	5	3	0
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	

Parameter : Trophic state index (doorzicht)
 Gemeten grootheid: meters als Secchidiepte. De waarden zijn via een log transformatie omgezet in getallen op een schaal van 1-100 (zie bijlage 1, parameter 48).
 Opmerkingen : De schaal is reeds verdeeld van 1-100. Tevens zijn de klassegrenzen in meters vermeld.

Nr. 48a

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I		
Klassegrenzen	:	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
	64	32	16	8	4	2	1	0.5	0.25	0.12	0.062	

Parameter : Trophic state index (totaal P) Nr. 48b
 Gemeten grootte: mg/l. De waarden zijn via een log transformatie omgezet in
 getallen op een schaal van 1-100 (zie bijlage 1, parameter 48)
 Opmerkingen : De schaal is reeds verdeeld van 1-100. Tevens zijn de grenzen
 in mg/m³ vermeld.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I		
Klassegrenzen	:	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
		I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
		0.75	1.5	3	6	12	24	48	96	192	384	768

Parameter : Trophic state index (chlorofyl-a) Nr. 48c
 Gemeten grootte: mg/l. De waarden zijn via een log transformatie omgezet in
 getallen op een schaal van 1-100 (zie bijlage 1, parameter 48).
 Opmerkingen : De schaal is reeds verdeeld van 1-100. Tevens zijn de grenzen
 in mg/m³ vermeld.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I		
Klassegrenzen	:	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
		I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I	I-----I
		0.04	0.12	0.34	0.94	2.6	6.4	20	56	154	427	1183

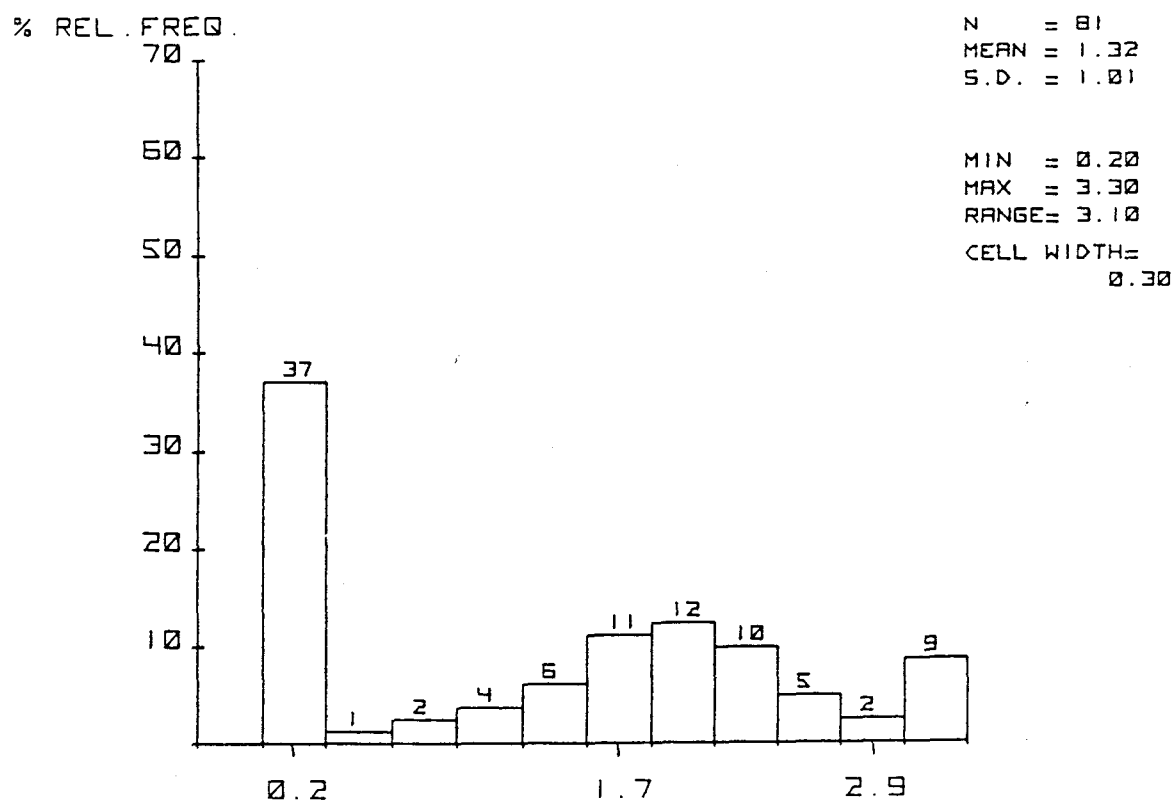
Relatieve frekwentieverdelingen van de maand- en gemiddelde zomerwaarden per parameter van alle locaties

Toelichting

De bovenste histogrammen geven de relatieve frekwenties weer van alle maandwaarden van een parameter en zijn dus gebaseerd op de getallen zoals per parameter weergegeven in bijlage 4, deel 1. Maximale aantal maandwaarden is 6 zomerwaarden x 81 locaties = 486 gegevens.

De onderste histogrammen geven de relatieve frekwenties weer van alle gemiddelde zomerwaarden van een parameter en zijn dus gebaseerd op de getallen zoals per parameter weergegeven in bijlage 4, deel 2. Maximale aantal gemiddelde zomerwaarden is 81. Van de nrs. 1 (oppervlakte), 2 (gemiddelde diepte), verversingsfrequentie (nr. 8) en Faecale coligetal (nr. 35) is slechts sprake van één type histogram.

De gebruikte eenheden per parameter zijn vermeld in bijlage 5.



% REL. FREQ.

70

60

50

40

30

20

10

0

0.8

15.8

29.3

N = 74

MEAN = 3.93

S.D. = 5.18

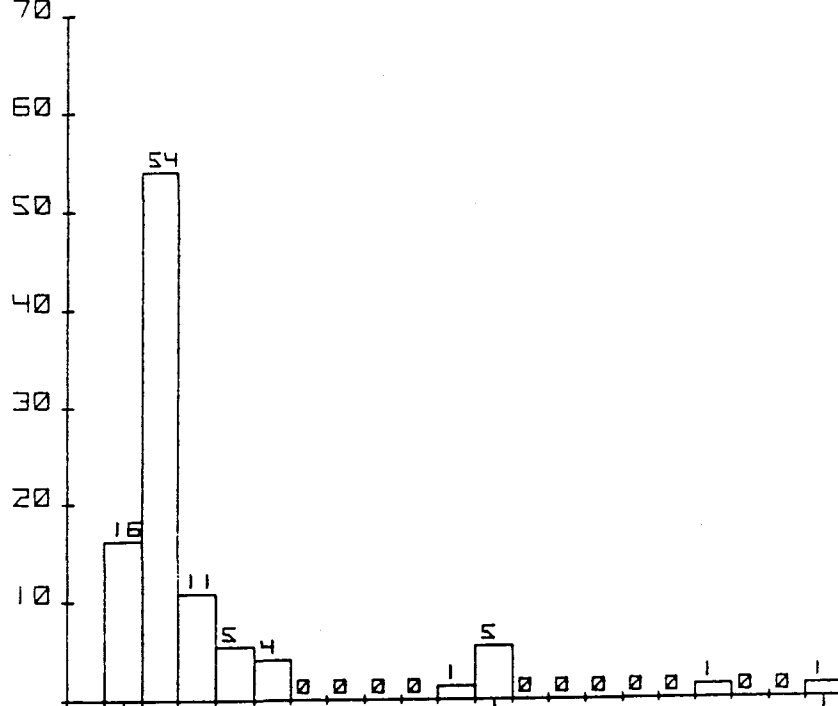
MIN = 0.70

MAX = 30.00

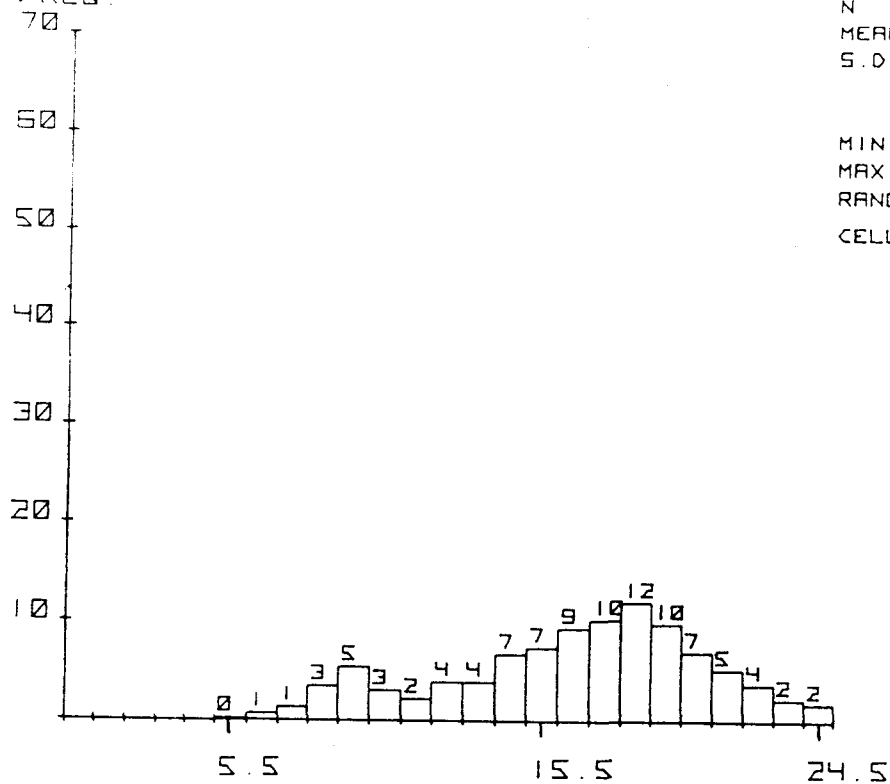
RANGE = 29.30

CELL WIDTH =

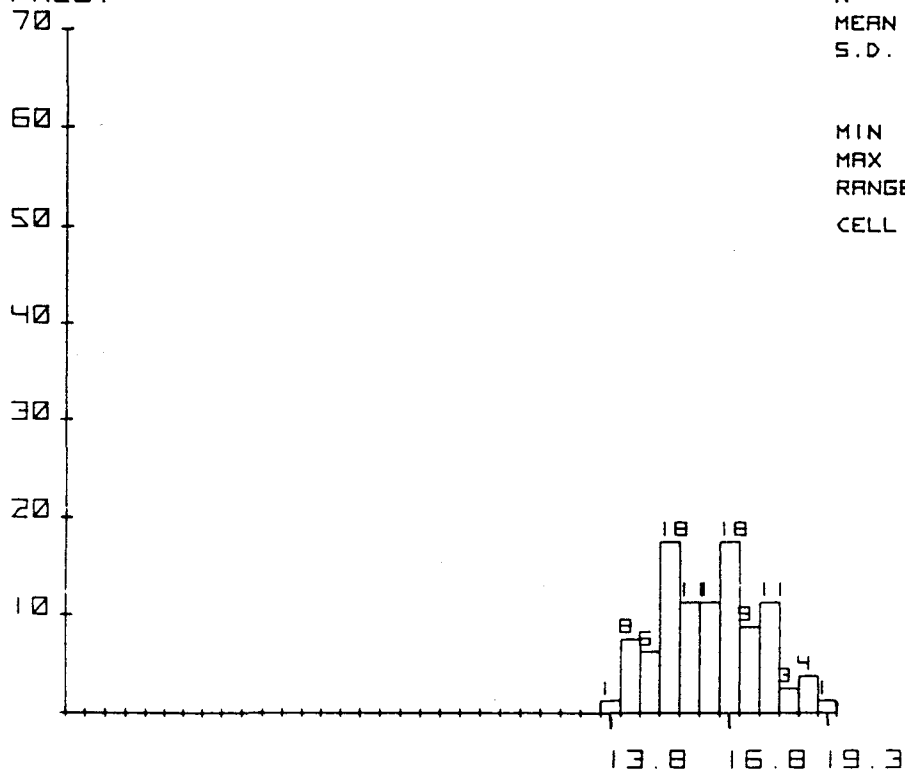
1.50



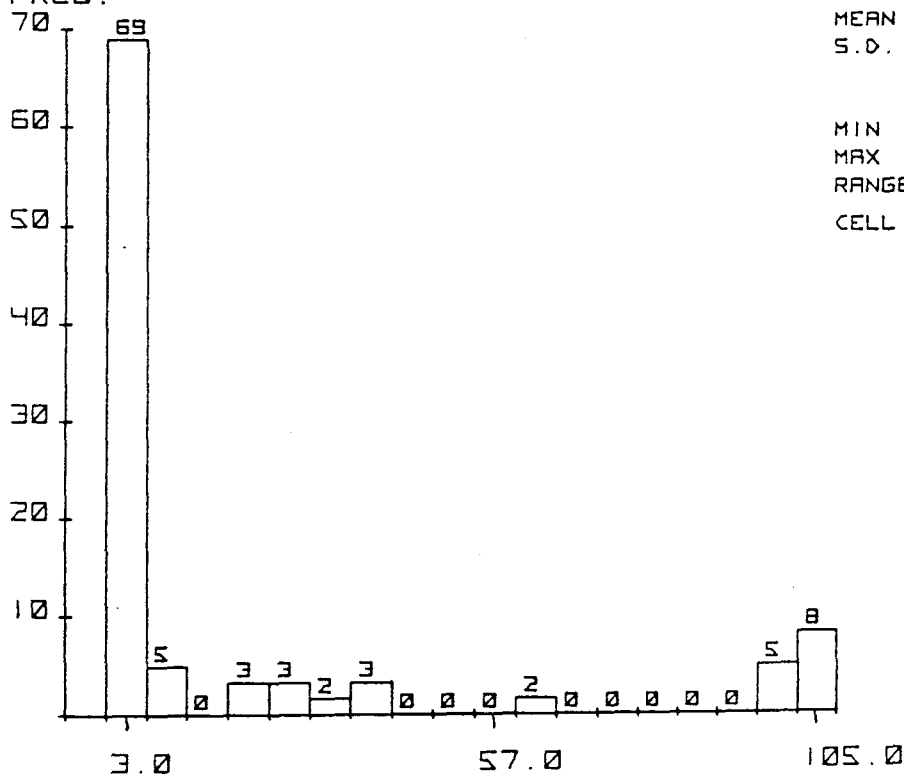
% REL FREQ.



% REL FREQ.



% REL. FREQ.



N = 51
 MEAN = 19.03
 S.D. = 34.80

MIN = 0.10
 MAX = 105.00
 RANGE = 104.90
 CELL WIDTH = 6.00

pH

Nr. 9

% REL FREQ.

70

60

50

40

30

20

10

6.8 8.6 10.1

N = 432
 MEAN = 8.29
 S.D. = 0.53

MIN = 6.80
 MAX = 10.40
 RANGE = 3.60
 CELL WIDTH =
 0.30

% REL FREQ.

70

60

50

40

30

20

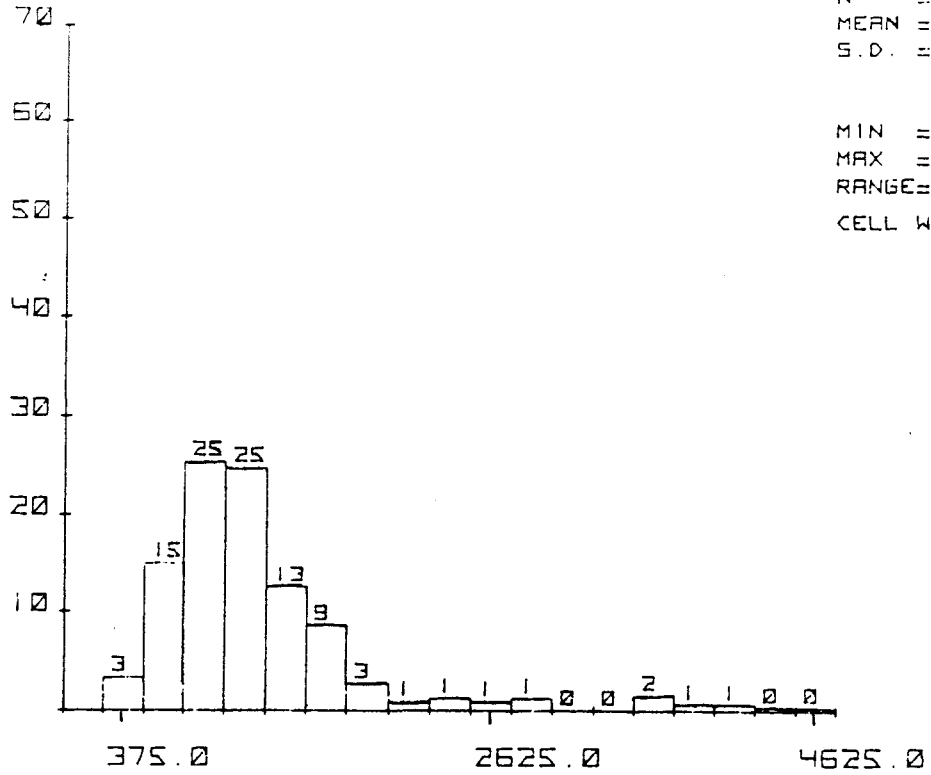
10

7.1 8.3 9.2

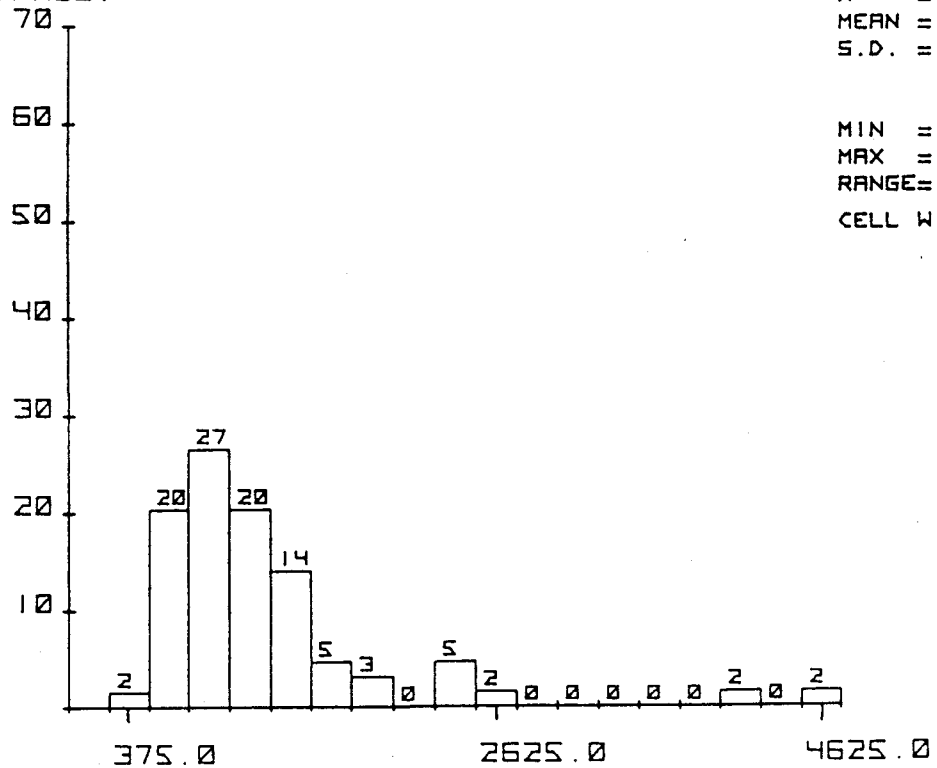
N = 80
 MEAN = 8.28
 S.D. = 0.46

MIN = 7.00
 MAX = 9.50
 RANGE = 2.50
 CELL WIDTH =
 0.30

% REL. FREQ.



% REL. FREQ.



Chloridgehalte

Nr. 11

% REL. FREQ.

70

60

50

40

30

20

10

80.0

880.0

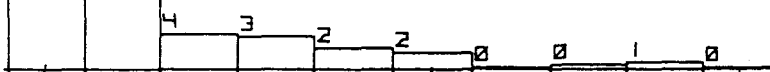
1520.0

CHLORIDE [MG/L]

N = 419
MEAN = 212
S.D. = 212

MIN = 22.0
MAX = 1560
RANGE = 1538

CELL WIDTH = 160



% REL. FREQ.

70

60

50

40

30

20

10

80.0

720.0

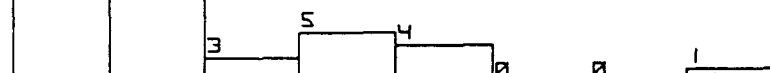
1200.0

CHLORIDE [MG/L]

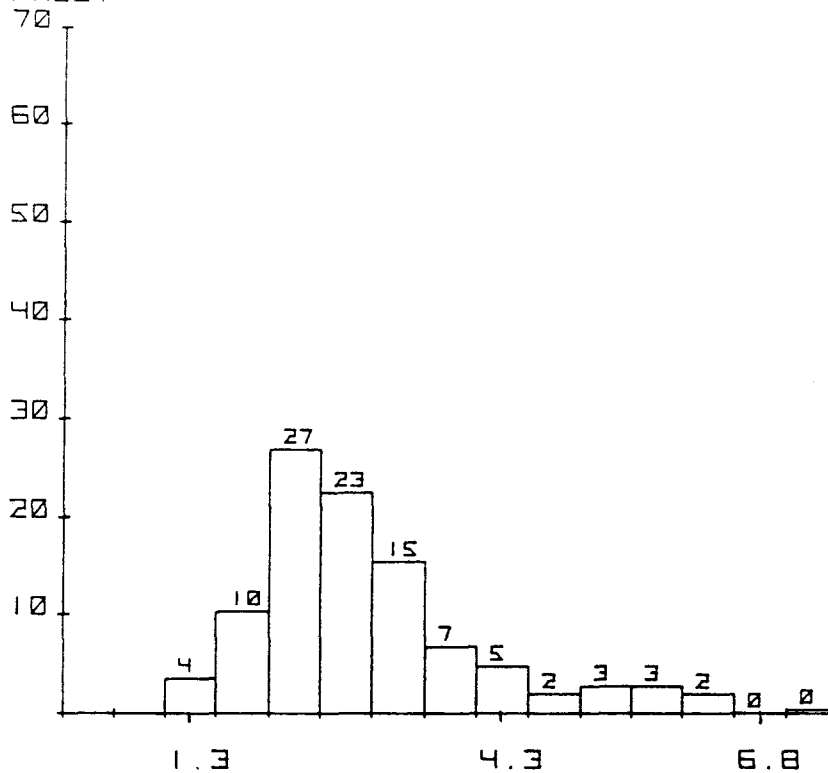
N = 77
MEAN = 212
S.D. = 196

MIN = 36.0
MAX = 1228
RANGE = 1192

CELL WIDTH = 160



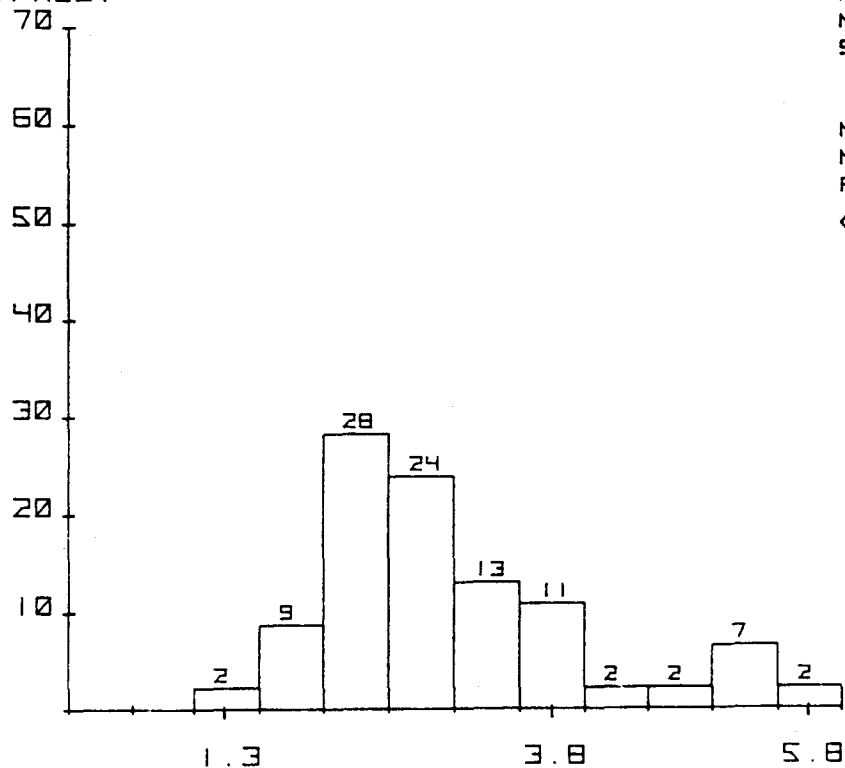
% REL. FREQ.



N = 253
MEAN = 2.91
S.D. = 1.13

MIN = 1.00
MAX = 7.30
RANGE = 6.30
CELL WIDTH = 0.50

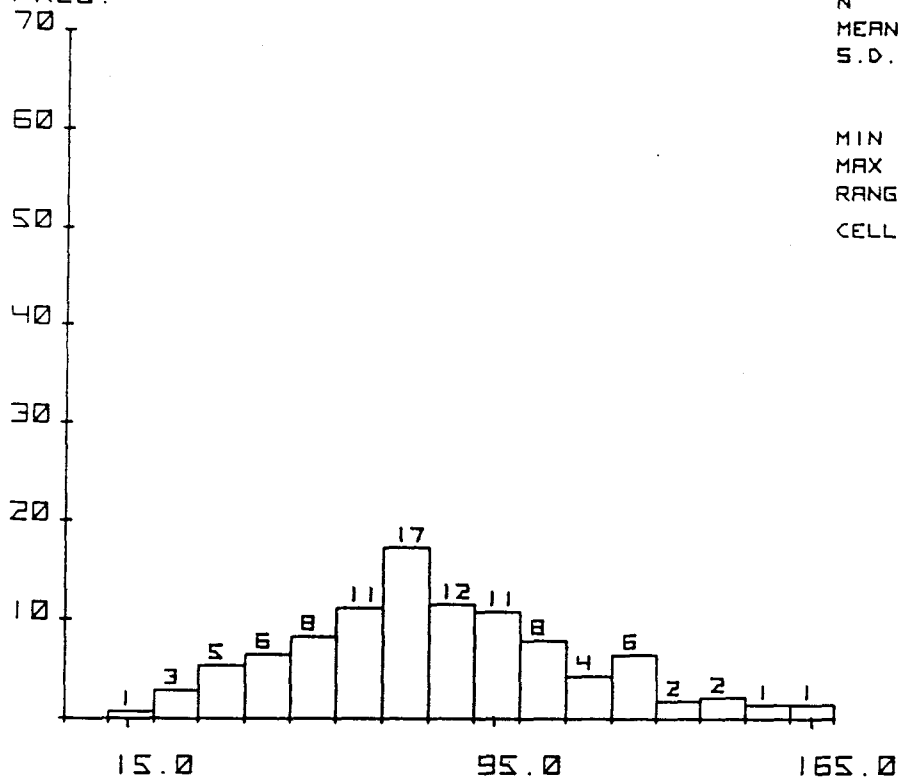
% REL. FREQ.



N = 46
MEAN = 2.93
S.D. = 1.03

MIN = 1.20
MAX = 6.00
RANGE = 4.80
CELL WIDTH = 0.50

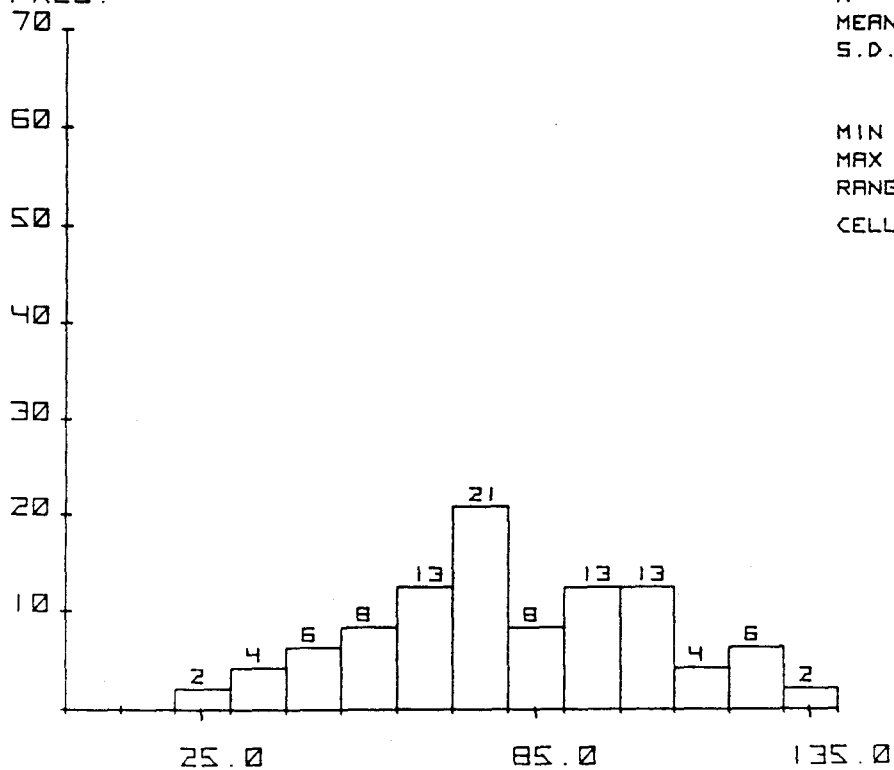
% REL. FREQ.



N = 278
MEAN = 81.47
S.D. = 31.25

MIN = 18.00
MAX = 191.00
RANGE = 173.00
CELL WIDTH = 10.00

% REL. FREQ.

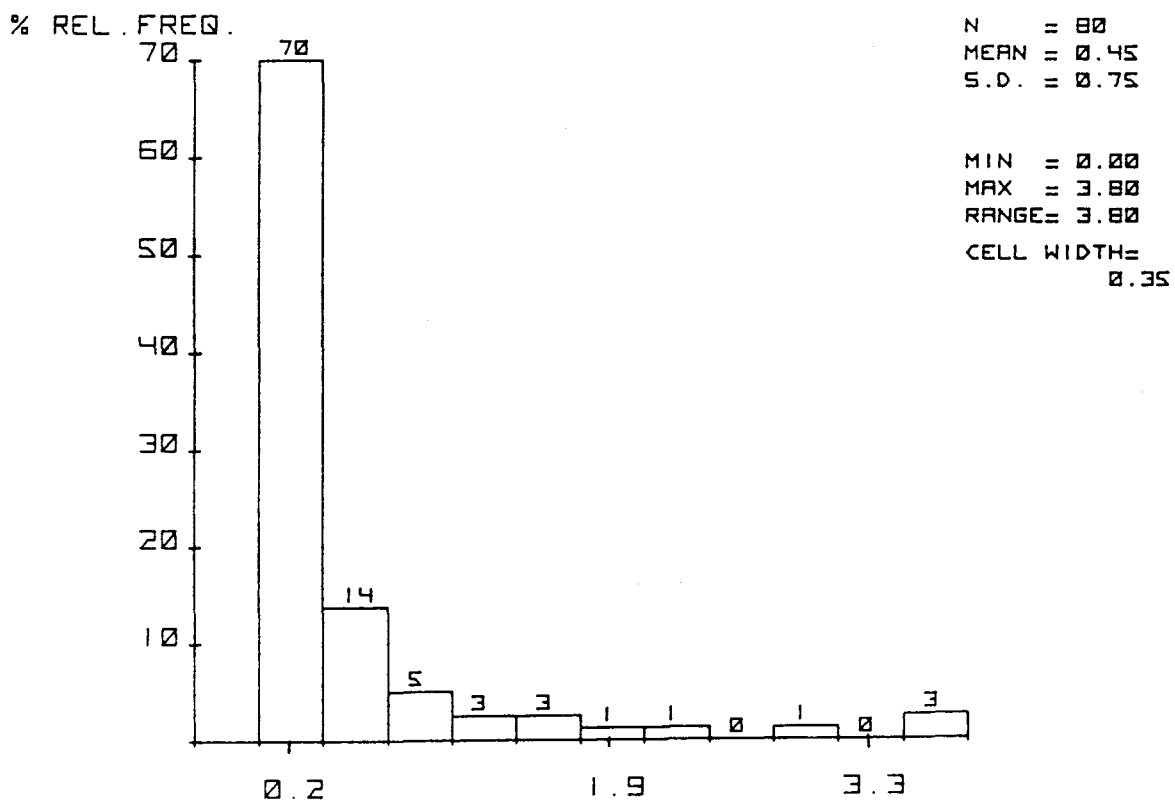
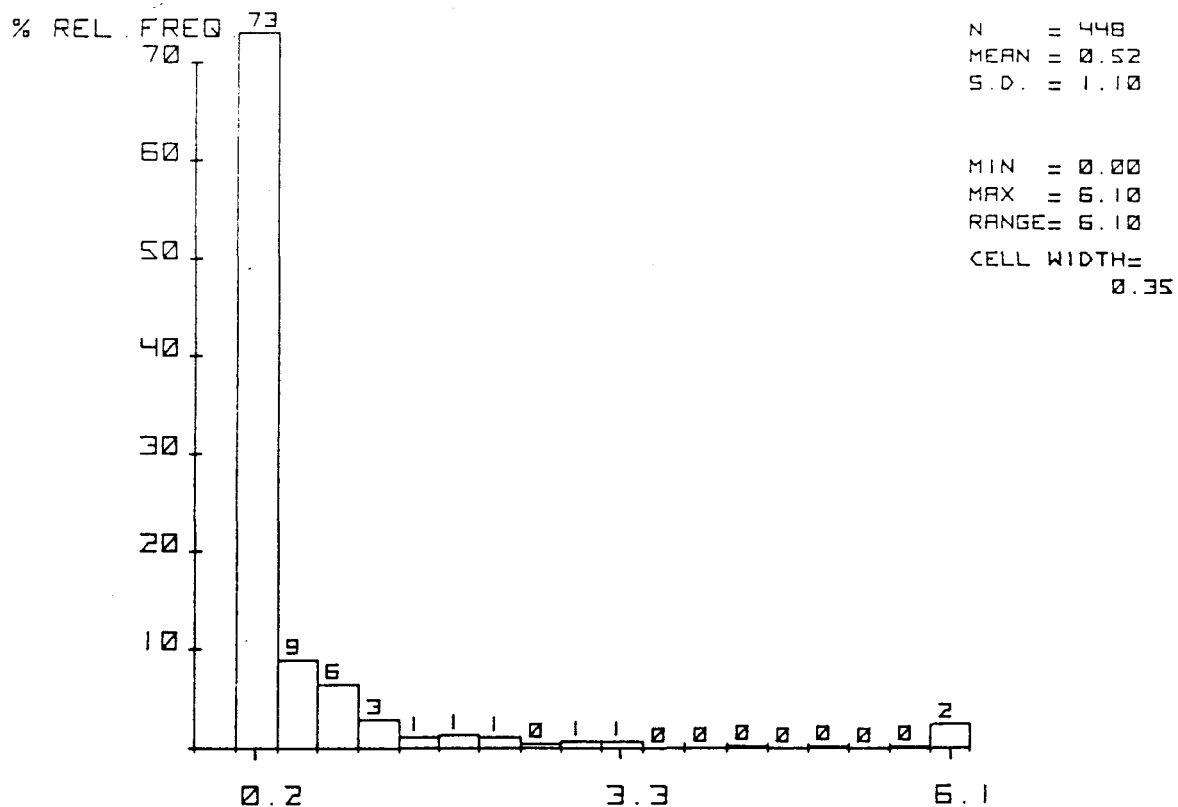


N = 48
MEAN = 80.25
S.D. = 26.21

MIN = 22.00
MAX = 136.00
RANGE = 114.00
CELL WIDTH = 10.00

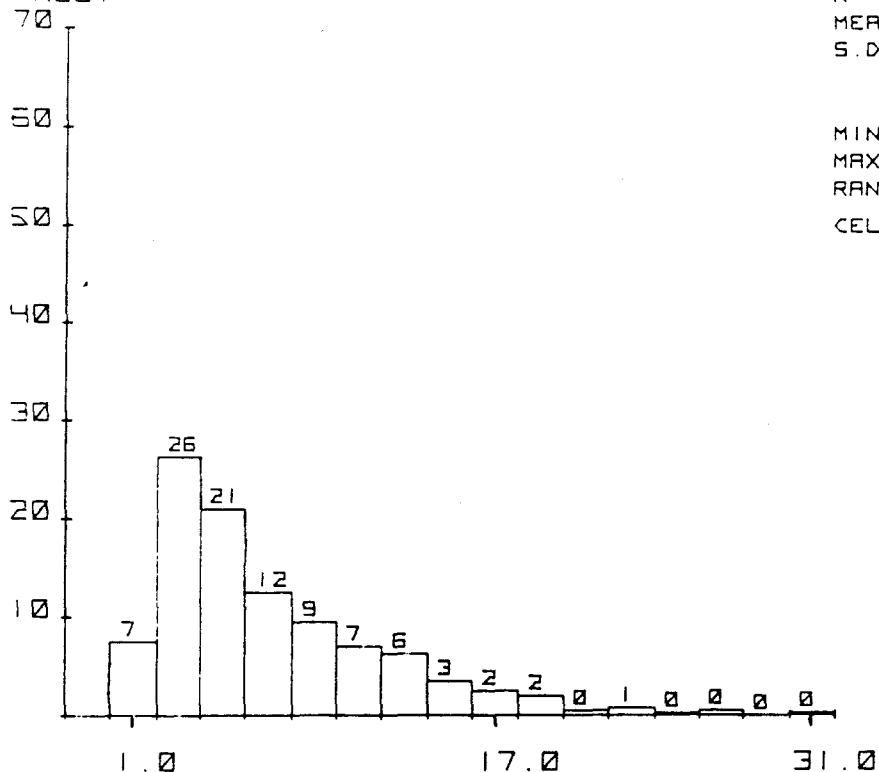
Ammonium ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$)

Nr. 16



Biologisch zuurstofverbruik (BZV) Nr. 17

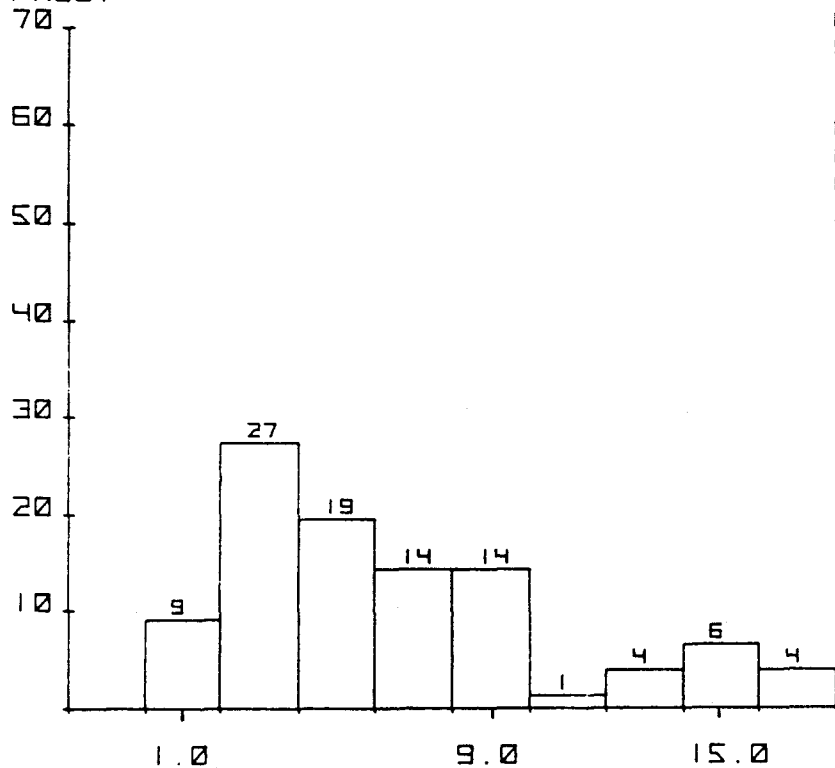
% REL. FREQ.



N = 401
MEAN = 6.53
S.D. = 5.14

MIN = 0.00
MAX = 30.00
RANGE = 30.00
CELL WIDTH = 2.00

% REL. FREQ.

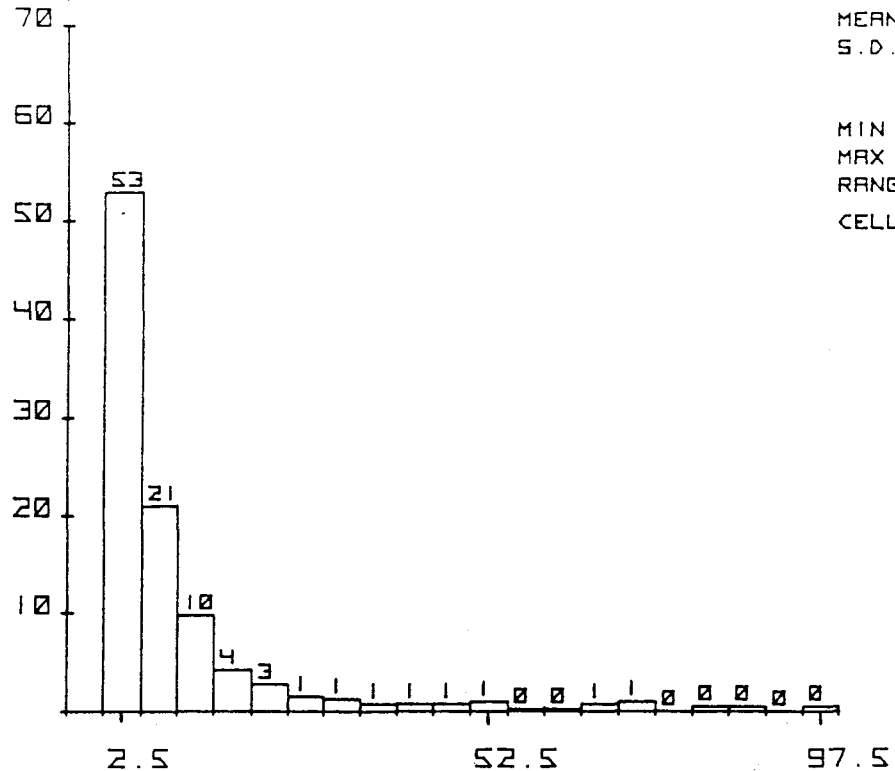


N = 77
MEAN = 6.37
S.D. = 4.14

MIN = 1.00
MAX = 16.40
RANGE = 15.40
CELL WIDTH = 2.00

Opgelost anorg.N/opgelost anorg.P Nr. 18

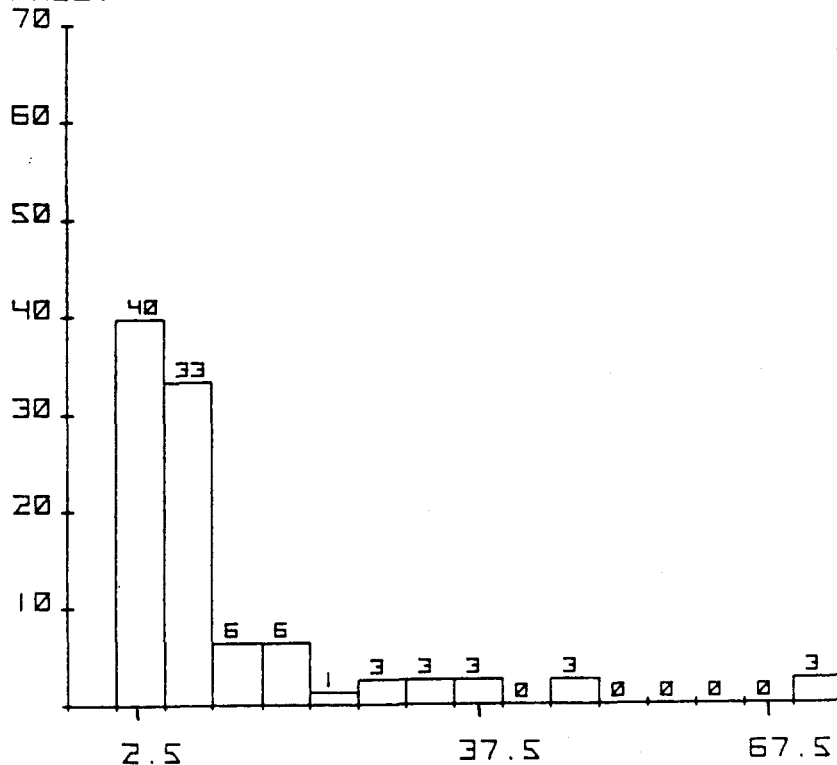
% REL. FREQ.



N = 410
MEAN = 9.69
S.D. = 16.02

MIN = 0.00
MAX = 99.00
RANGE = 99.00
CELL WIDTH = 5.00

% REL. FREQ.

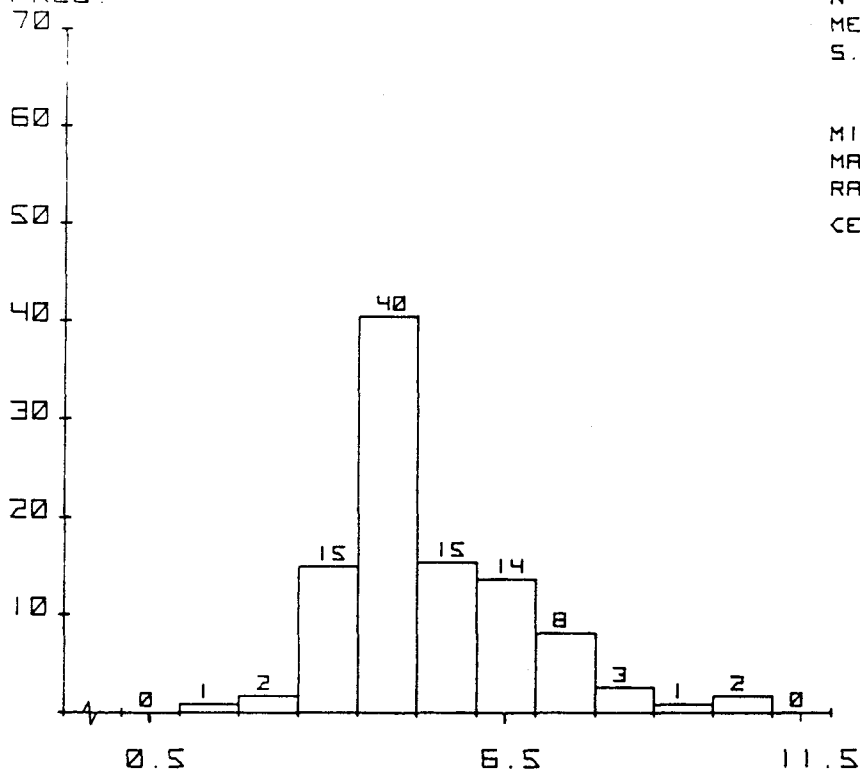


N = 78
MEAN = 11.23
S.D. = 14.46

MIN = 0.20
MAX = 74.20
RANGE = 74.00
CELL WIDTH = 5.00

Dresscher & van der Mark index Nr. 25

% REL. FREQ.

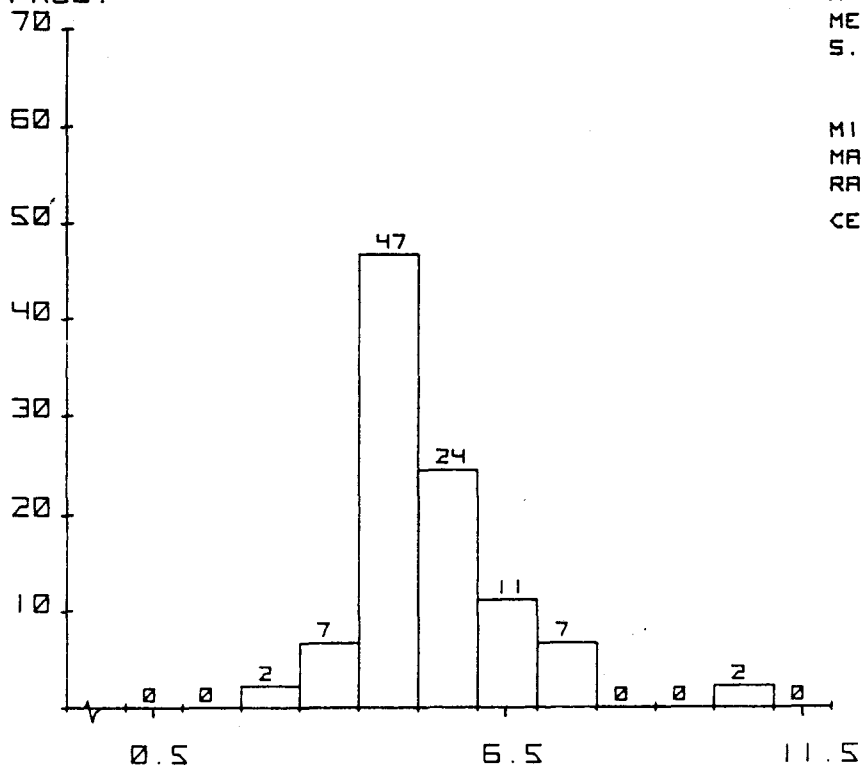


N = 235
MEAN = 4.71
S.D. = 1.57

MIN = 1.00
MAX = 10.00
RANGE = 9.00
CELL WIDTH = 1.00

' DRESSCHER / V.D. MARK '

% REL. FREQ.



N = 45
MEAN = 4.69
S.D. = 1.35

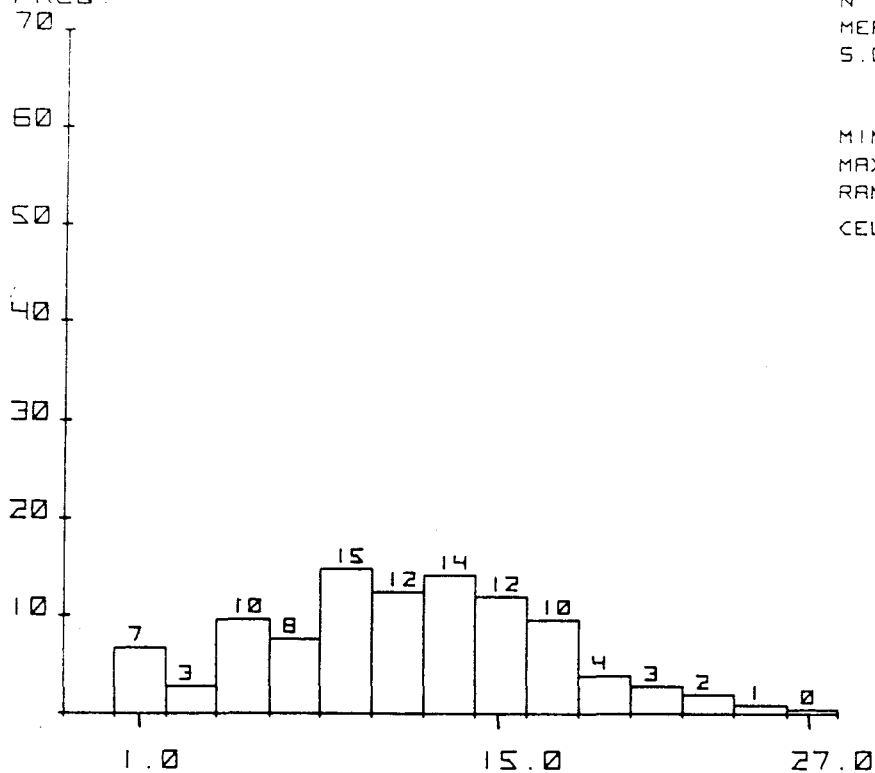
MIN = 2.00
MAX = 10.00
RANGE = 8.00
CELL WIDTH = 1.00

' DRESSCHER / V.D. MARK '

Palmer genus index

Nr. 26

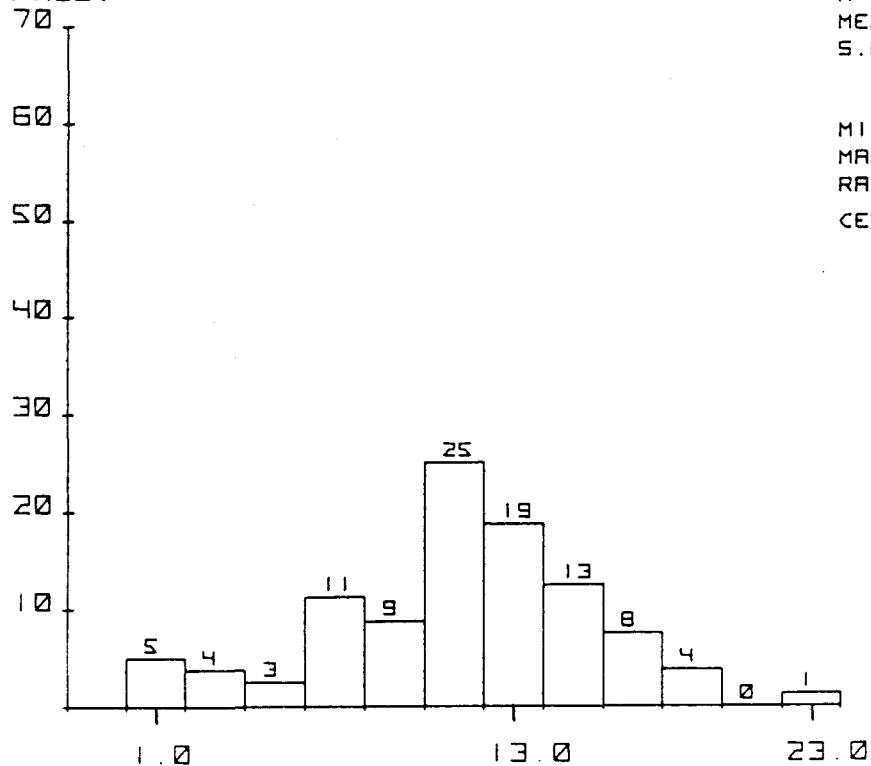
% REL FREQ.



N = 458
MEAN = 10.73
S.D. = 5.61

MIN = 0.00
MAX = 27.00
RANGE = 27.00
CELL WIDTH = 2.00

% REL FREQ.

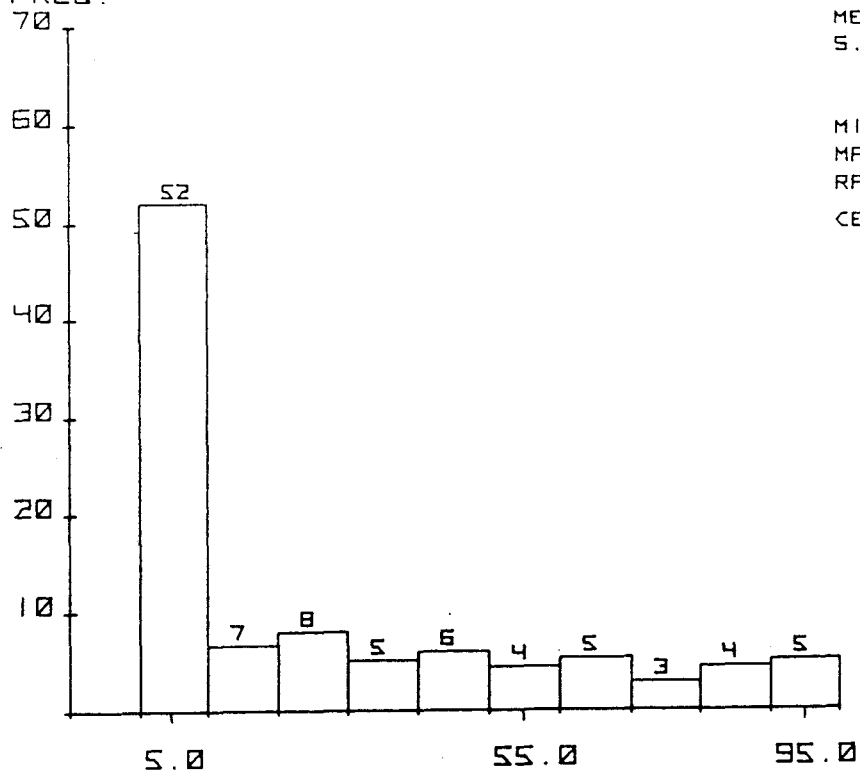


N = 80
MEAN = 10.70
S.D. = 4.50

MIN = 0.00
MAX = 22.00
RANGE = 22.00
CELL WIDTH = 2.00

Pigmentsamenstelling (i.c. perc. blauwwieren) Nr. 29

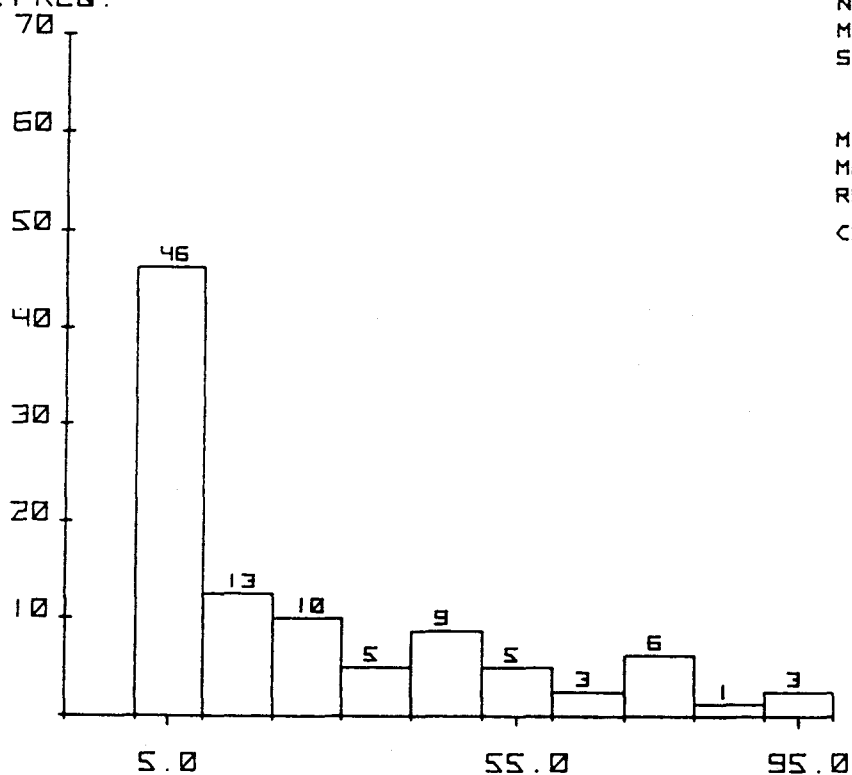
% REL. FREQ.



N = 451
MEAN = 24.77
S.D. = 30.19

MIN = 0.00
MAX = 99.00
RANGE = 99.00
CELL WIDTH = 10.00

% REL. FREQ.

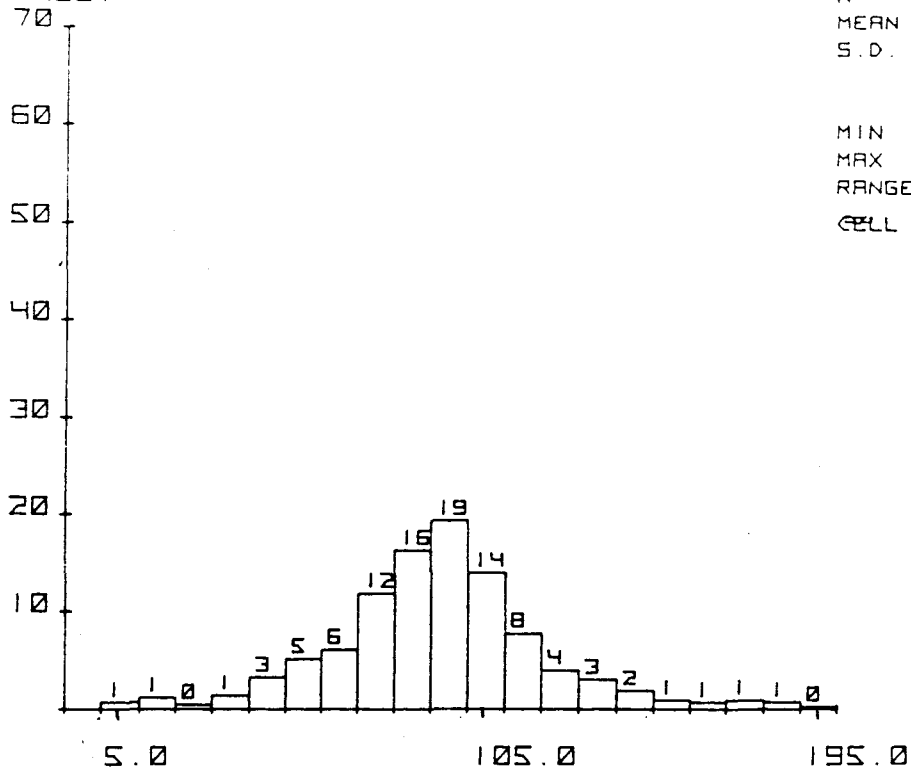


N = 80
MEAN = 24.11
S.D. = 25.93

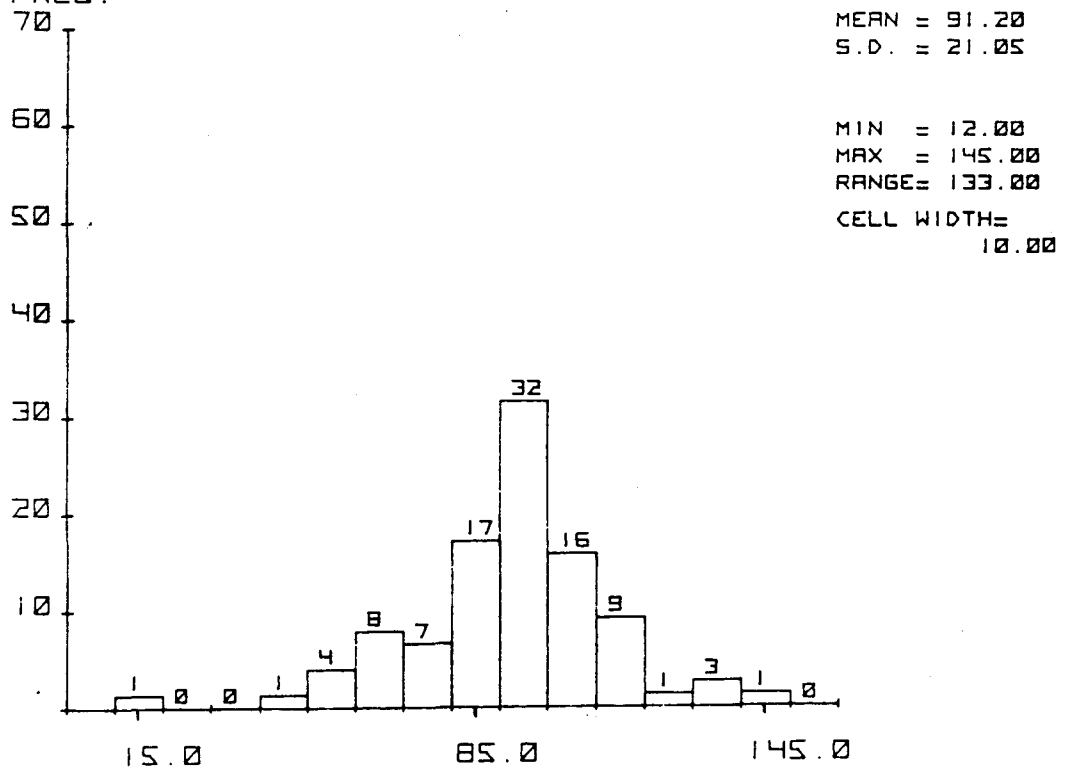
MIN = 0.00
MAX = 90.00
RANGE = 90.00
CELL WIDTH = 10.00

Zuurstofverzadigingspercentage Nr. 32

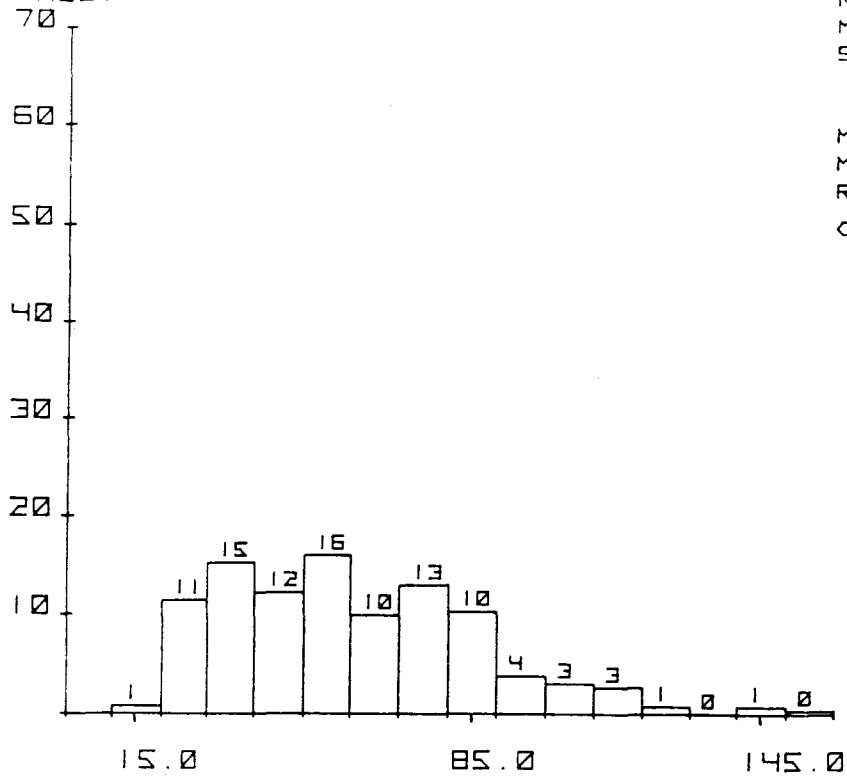
% REL. FREQ.



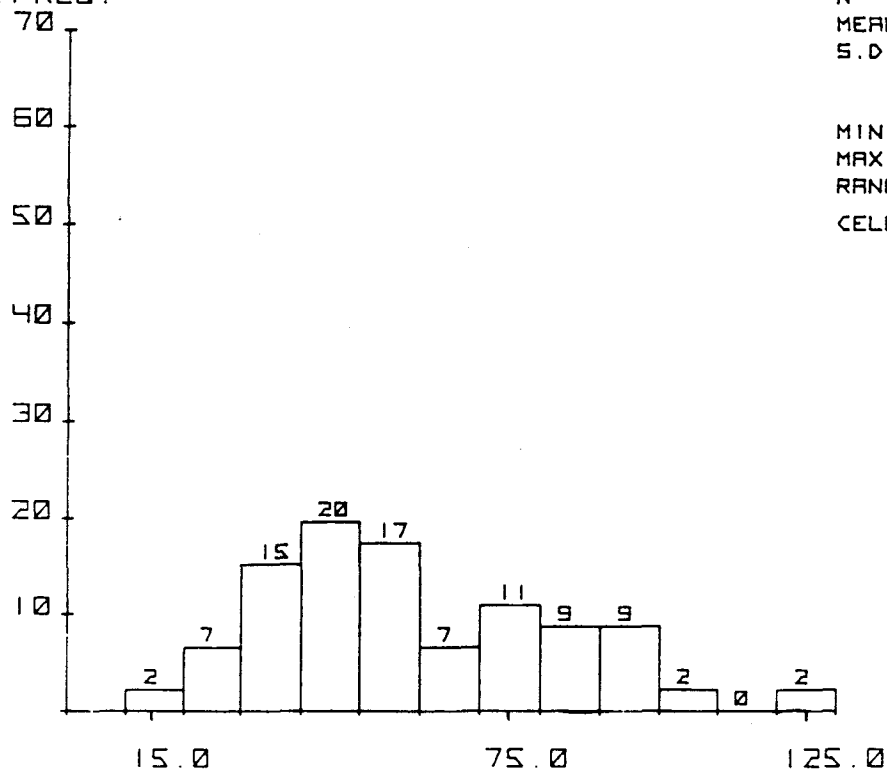
% REL. FREQ.

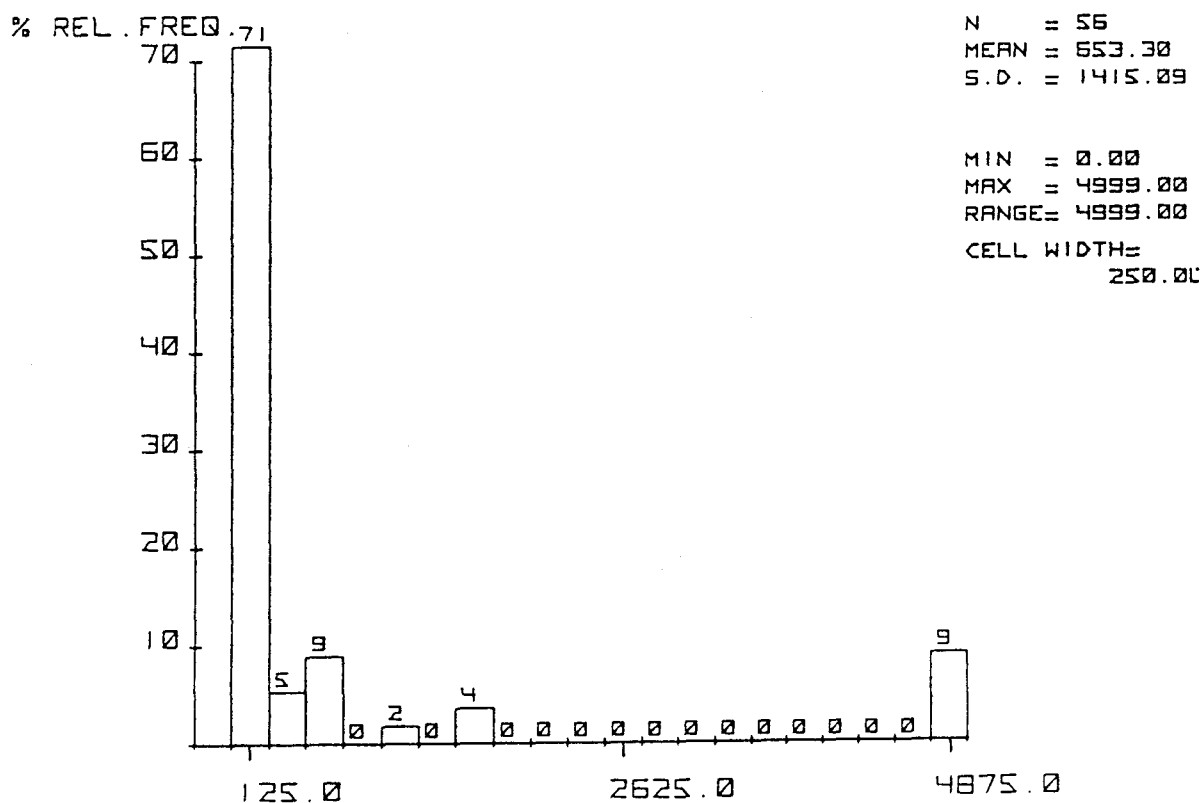


% REL. FREQ.



% REL. FREQ.

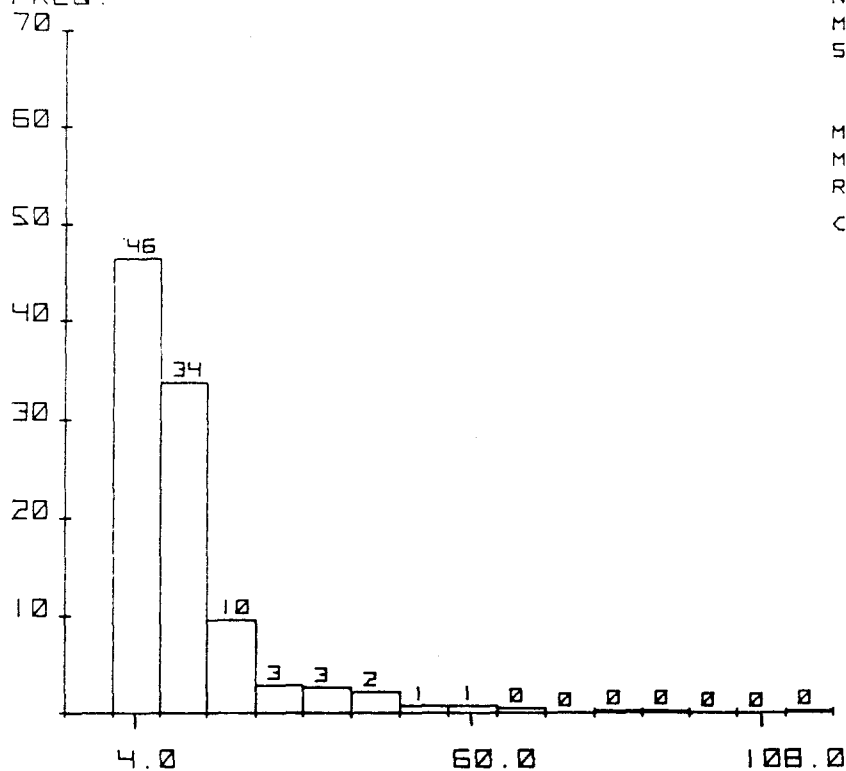




Totaal N/Totaal P

Nr. 47

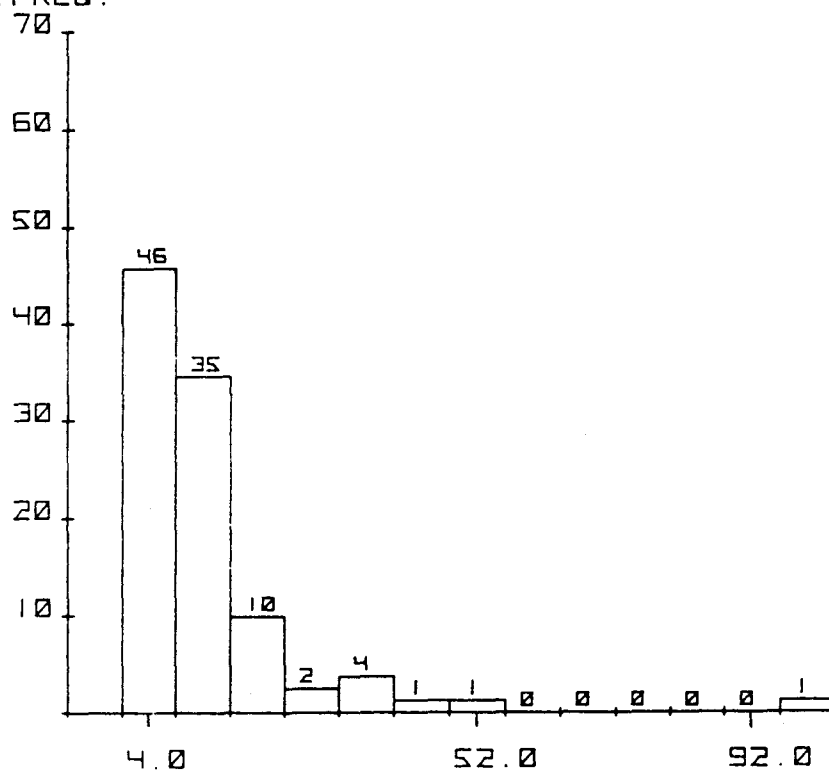
% REL. FREQ.



N = 418
MEAN = 12.12
S.D. = 13.23

MIN = 0.40
MAX = 117.00
RANGE = 116.60
CELL WIDTH = 8.00

% REL. FREQ.

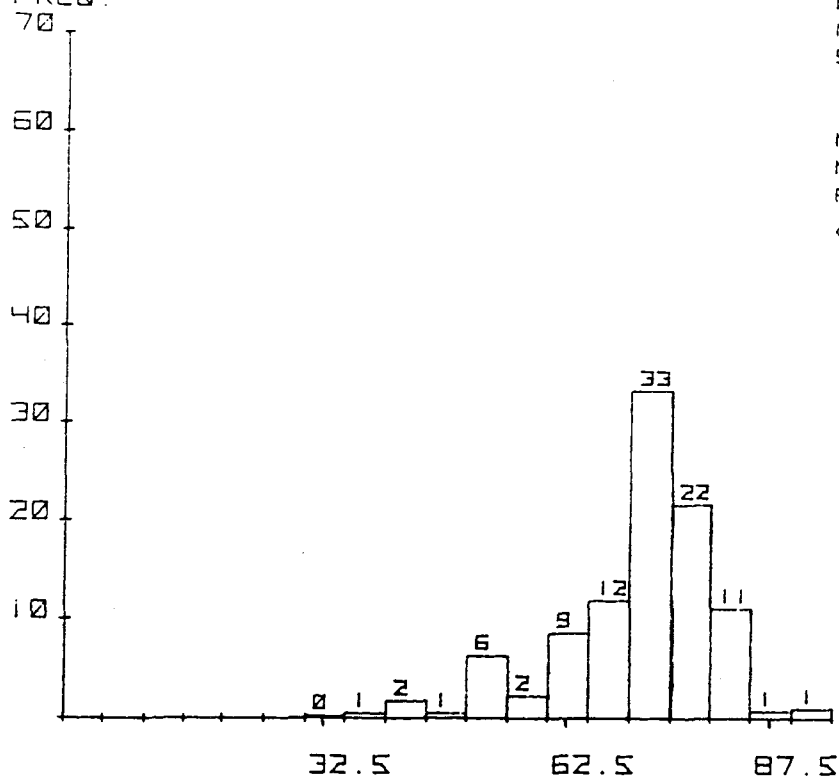


N = 81
MEAN = 12.68
S.D. = 13.59

MIN = 1.60
MAX = 99.00
RANGE = 97.40
CELL WIDTH = 8.00

Trophic state index (doorzicht) Nr. 48a

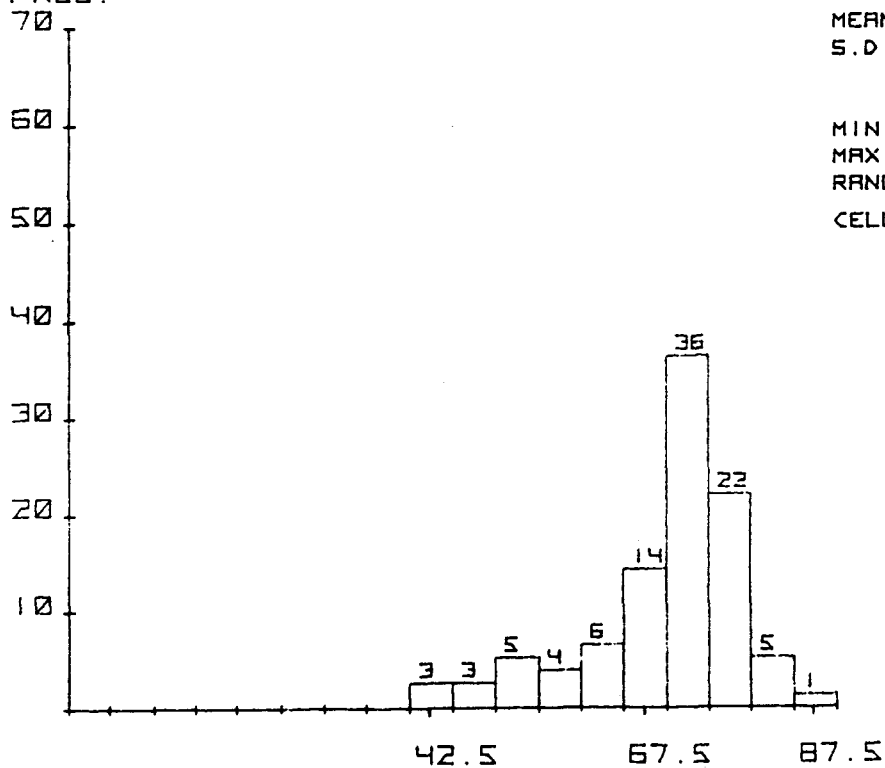
% REL. FREQ.



N = 396
MEAN = 70.42
S.D. = 9.46

MIN = 34.20
MAX = 93.20
RANGE = 59.00
CELL WIDTH = 5.00

% REL. FREQ.

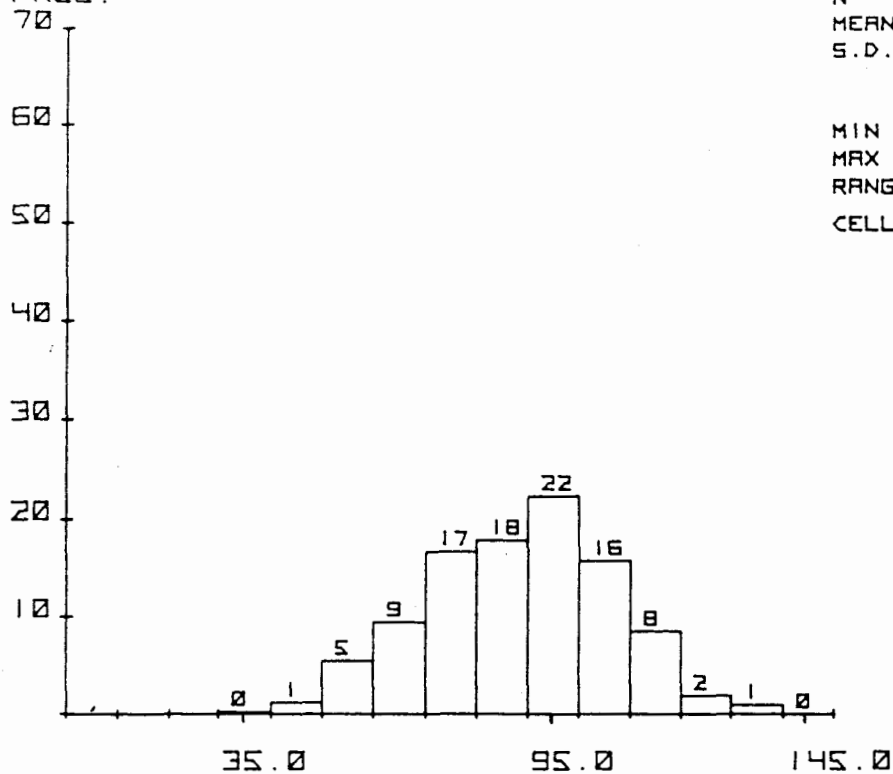


N = 77
MEAN = 69.98
S.D. = 9.19

MIN = 41.80
MAX = 86.20
RANGE = 44.40
CELL WIDTH = 5.00

Trophic state index (totaal fosfor) Nr. 48b

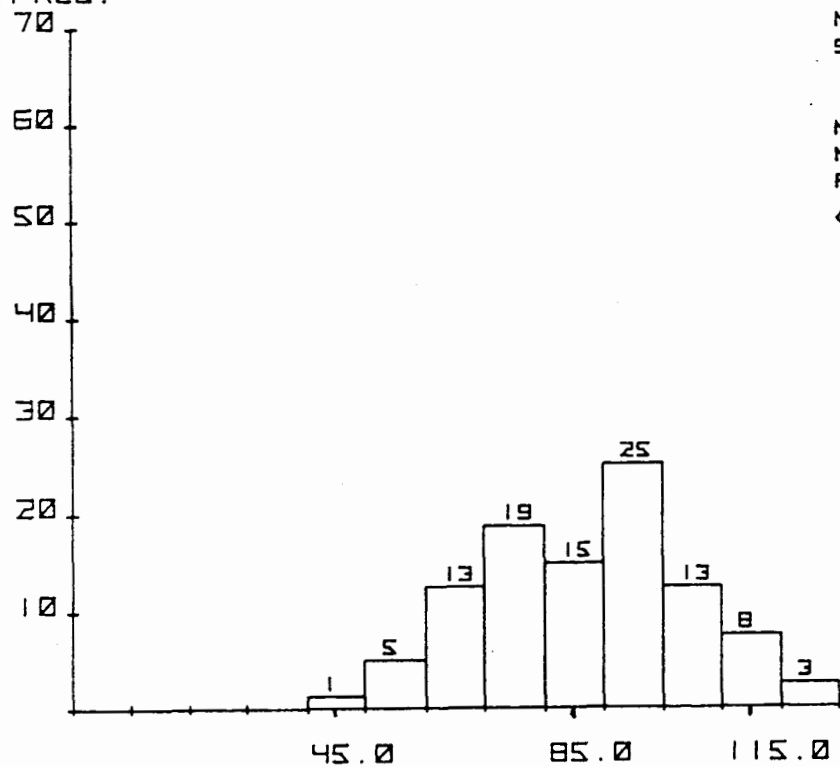
% REL. FREQ.



N = 426
MEAN = 88.27
S.D. = 17.97

MIN = 37.40
MAX = 137.70
RANGE = 100.30
CELL WIDTH = 10.00

% REL. FREQ.

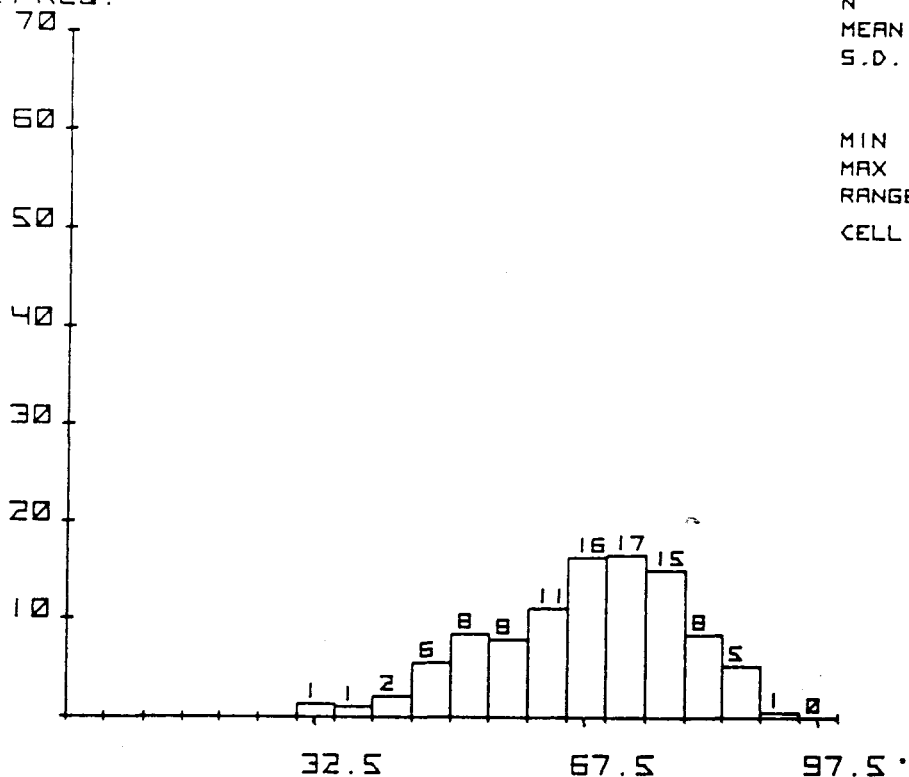


N = 80
MEAN = 86.83
S.D. = 17.54

MIN = 47.40
MAX = 123.20
RANGE = 75.80
CELL WIDTH = 10.00

Trophic state index (chlorofyl-a) Nr. 48c

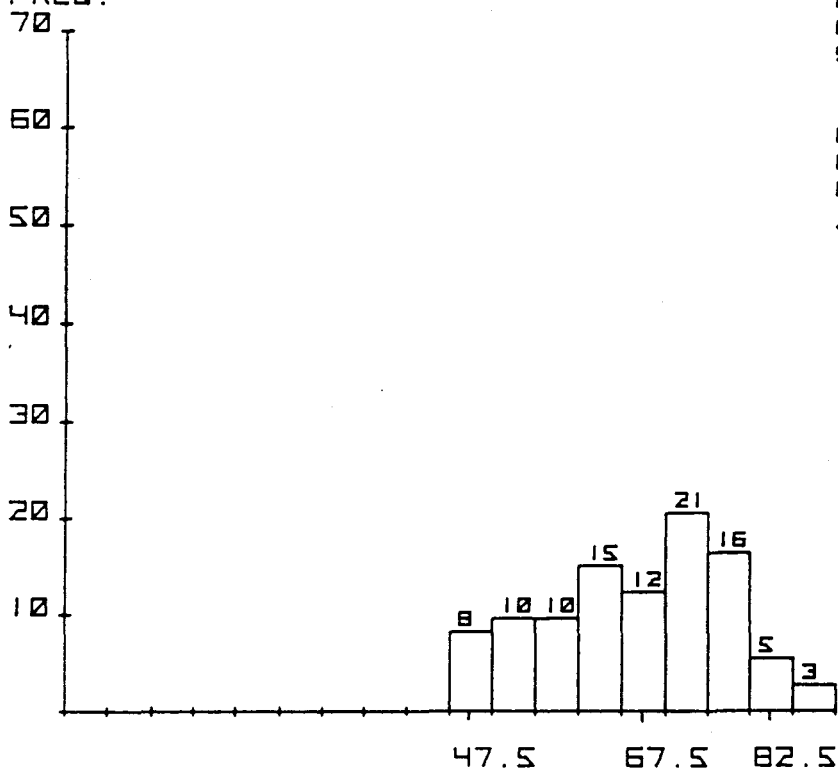
% REL. FREQ.



N = 378
MEAN = 67.43
S.D. = 12.40

MIN = 30.60
MAX = 92.60
RANGE = 62.00
CELL WIDTH = 5.00

% REL. FREQ.



N = 73
MEAN = 66.92
S.D. = 10.35

MIN = 45.90
MAX = 85.20
RANGE = 39.30
CELL WIDTH = 5.00