

Methodiek voor waterbeoordeling.
met fytoplanktonwaarnemingen verkregen
evaluatiecriteria voor natuurgebieden.

door

N.B.M.Brantjes

-.-

Doctoraal onderwerp voor Biologie-examen
voor de Afdeling Geobotanie van de
Katholieke Universiteit te Nijmegen 1970-1971.

Rapport: Afd.Geobotanie
Kath.Universiteit Nijmegen.

1972

onder leiding van:
Prof.Dr.V.Westhoff,
Dr.E.v.d.Maarel.

Intern rapport,
Rijksinstituut voor Natuurbeheer
Afdeling Hydrobiologie,
Projectleider: Drs.P.Schroevers.

Overnamen van gegevens alleen na overleg met bovengenoemde projectleider.

INHOUD

1	inleiding	3
2	doel van dit onderzoek	5
3	trofie	6
4	saprobie	9
5	storing	12
6	samenhangen tussen trofie en saprobie	14
7	waarom diversiteit	15
8	diversiteitsbepalingen	18
9	methoden	22
10	keuze en beschrijving der monsterpunten	25
11	steekproefgrootte	34
12	seizoenseffekt	35
13	variantieanalyse	36
14	vereiste aantal monsters	38
15	de zandgrondplassen	40
16	de veenwaterplassen	43
17	de eutrofe wateren	47
18	alle wateren	50
19	diskussie	55
20	samenvatting	60
	literatuurlijst	
	bijlagen	

Hoofdstuk 1 : INLEIDING

Natuurgebieden hebben naast hun esthetische waarde nog vele andere waarden voor de mens. De betekenissen van natuurgebieden voor de zuivere wetenschappen, de toegepaste wetenschappen en de economie worden door Westhoff (1952) als volgt geformuleerd: Voor de fysiologie, de taxonomie en de genetica, de palynologie, de geobotanie en de ecologie en de ethologie is het voorkomen van de te onderzoeken organismen in hun natuurlijke omgeving onontbeerlijk. De natuurgebieden zijn belangrijk voor de toegepaste wetenschap voor de opleiding van natuuronderzoekers, als reservoir van economisch bruikbare soorten, als ongestoord onderzoeksgebied, voor zover dit voor de praktijk van belang is. Van direct economisch belang zijn natuurgebieden wat betreft enkele produkten als vruchten en geneeskruiden, niet minder belangrijk is ook de jacht en het toerisme dat zich sterk op de natuur richt. Natuurgebieden zijn een toevluchtsoord voor nuttige dieren en planten die daarbuiten door de mens bedreigd worden. Zo behoeden natuurgebieden als bufferzones de omringende kultuurgebieden voor het optreden van plagen.

Doordat de mens voor het bevredigen van zijn directe behoeften steeds meer in het natuurlijk gebeuren ingrijpt, worden veel natuurlijke gebieden bedreigd. Het is daarom nodig deze zoveel mogelijk actief te gaan beschermen en verstandig te beheren. Om een verantwoorde keuze te maken uit natuurgebieden die voor bescherming in aanmerking komen is het nodig een beoordeling van hun waarde te geven. Van der Maarel (1971) definieert evalueren als opsporen, beschrijven en waarderen van de verschillende functies. Voor natuurgebieden worden algemeen de biologische functies, zoals door Westhoff genoemd, als de belangrijkste beschouwd. De criteria die bij de evaluatie gehanteerd worden, zullen voor natuurgebieden daarom voornamelijk biologisch zijn. Ook om het beheer van natuurgebieden op succes te toetsen, is het nodig over criteria te beschikken.

Enige veel gebruikte biologische evaluatiecriteria worden hier genoemd.

De gevarieerdheid van een natuurgebied wordt ook wel diversiteit genoemd. Diversiteit wordt onderscheiden in a-diversiteit en b-diversiteit. Met a-diversiteit wordt bedoeld de verscheidenheid die er binnen levensgemeenschappen bestaat. De b-diversiteit is de variatie aan levensgemeenschappen die er in een bepaald gebied aanwezig is. De biologische betekenis en de bruikbaarheid van diversiteit als criterium worden in hoofdstuk 7 uiteengezet.

Biologische zeldzaamheid wordt algemeen als een belangrijke karakteristiek beschouwd, omdat het een uitdrukking is van milieuzeldzaamheid. Er zijn diverse wijzen waarop zeldzaamheid wordt bepaald. De zeldzaamheid van de samenstellende organismen kan een maat voor de zeldzaamheid van de levensgemeenschap zijn. Ook de zeldzaamheid van de combinatie der organismen kan men hanteren. In het algemeen zijn hoog diverse situaties zeldzaam. Het omgekeerde, dat zeldzame situaties divers zouden zijn, is niet noodzakelijk het geval. Zeldzaamheden hebben bescherming nodig. Dit is inzichtelijk omdat bij verdwijnen van het zeldzame natuurgebiedtype er vele potenties voorgoed verloren zijn. Een representant van een minder zeldzaam type kan als het niet tevens andere functies vervult met minder gevaar voor ernstig verlies verloren gaan.

De onvervangbaarheid van een gebied hangt nauw samen met de zeldzaamheid. Daarnaast wordt de onvervangbaarheid bepaald door de tijd en de kosten die het opbouwen van een gelijke set levensgemeenschappen zou kosten. Onvervangbaarheid kan absoluut zijn als er geen ruimte meer bestaat die de kwaliteiten bezit die nodig zijn voor de opbouw van een dergelijk natuurgebied. Denk bijvoorbeeld aan de Waddenzee.

Bij natuurlijkheid van een natuurgebied wordt gedacht aan de mate waarin de mens een faktor is voor het gebeuren in een natuurlijk systeem. Het ingrijpen van de mens wordt hierbij niet louter als negatief gezien. Vele zeer waardevolle landschappen, de zogenaamde halfnatuurlijke landschappen, zijn dankzij de activiteiten van de mens ontstaan en zijn nog voortdurend afhankelijk daarvan.

Bij wateren worden tevens als evaluatiecriteria gebruikt de trofie en de saprobie. Daarbij wordt saprobie vaak als storing geïnterpreteerd. Deze begrippen en hun betekenis als evaluatiecriterium worden in de hoofdstukken 3 t/m 6 besproken.

HOOFDSTUK 2 : DOEL VAN DIT ONDERZOEK

Het voor U liggende verslag betreft een onderzoek naar de bruikbaarheid van de diversiteit als criterium voor biologische waardebeoordeling.

De waarde van diversiteit wordt bepaald door de interpretatie die ermee mogelijk is ten aanzien van het biologisch gebeuren. Bij deze interpretatie is uitgegaan van een stelsel hypothesen die door Schroevers gevormd zijn. Deze ideeën zijn nog nergens gepubliceerd. Getracht wordt deze uit mondelinge mededelingen afkomstige beschouwingen in dit verslag weer te geven en kritiek te bespreken. Voor interpretatie van diversiteit dient een vergelijking met andere criteria gemaakt te worden. Omdat dit onderzoek hydrobiologisch is, zijn als voornaamste referentiekriteria de saprobie en de trofie gebruikt. Nodig is dat deze referenties zelf duidelijk omschreven zijn. Hoofdstukken 3 t/m 6 bevatten een uitvoerige bespreking van deze begrippen waarbij hun waarde en onwaarde wordt aangegeven. De in de literatuur besproken interpretatie van diversiteit wordt in hoofdstuk 7 weergegeven.

Het tweede aspect van de bruikbaarheid van de diversiteit als waarde criterium is de methode waarmee diversiteit wordt bepaald. Hieraan is hoofdstuk 8 gewijd. De bruikbaarheid van diversiteit is getoetst door onderzoek van enige Nederlandse wateren. Deze wateren zijn door P. Leentvaar en P.J. Schroevers geselecteerd (zie hoofdstuk 10). Als biologisch object is het fytoplankton genomen, omdat daarvan gemakkelijk grote aantallen te verkrijgen zijn. De monsters zijn in 1970 genomen en bewerkt.

Het onderzoek is gedaan onder dagelijkse leiding van Drs. P.J. Schroevers en Dr. E. van der Paarel. Het R.I.N. maakte door een onkostenvergoeding en het beschikbaarstellen van materiaal dit onderzoek mogelijk. Speciaal wordt de heer Hoekstra dank gebracht voor de hulp bij het halen en verwerken van de monsters. Mijn dank gaat ook uit naar H. Snelders voor de hulp bij het schrijven van dit verslag.

Een lijst van alle gevonden soorten, hun voorkomen en hun indicatorwaarde is bij het archiefexemplaar van het Geobotanisch Laboratorium in Nijmegen.

Een lijst van alle gevonden soorten, hun voorkomen in de verschillende monsters en hun indicatorwaarde is bij het archiefverslag gevoegd. Dit archiefverslag ligt op het Geobotanisch Laboratorium van de Universiteit van Nijmegen.

HOOFDSTUK 3 : TROFIE

Thienemann (1921) ontwikkelde het begrip aan de hand van de fauna van diepe meren. Zijn definities voor trofie zijn gebaseerd op de situatie van het hypolimnion en dus voor de ondiepe Nederlandse meren onbruikbaar. Met trofie, ook voedselrijkdom genoemd, wordt in wezen de grootte van de energiestroom door het biosysteem bedoeld. De in de literatuur bestaande verschillen in opvatting van het trofiebegrip, komen voort uit verschillen in bepalingswijze.

Naumann (1921) ging uit van de milieufactoren die de produktiviteit bepalen. Hij beschouwt voornamelijk P en N als bepalend. Onderscheiden worden twee watertypen, namelijk eutroof en oligotroof respectievelijk als voedselrijk en voedselarm. In 1932 beschouwde Naumann de produktiekapaciteit in het water, als hoeveelheid aanwezig fytoplankton als maatgevend voor de voedselrijkdom. De aanwezigheid van veel fytoplankton, zodat het water groen gekleurd wordt, werd door hem als karakter van eutrofie beschouwd. De wateren van het oligotrofe type worden onderverdeeld naar de chemische oorzaak van de fytoplankton armoede. Variaties op deze trofiebepaling zijn de chlorophylbepaling als maat voor de produktiekapaciteit.

Tegenwoordig wordt de produktiviteit bepaald aan de hand van de werkelijke primaire produktie in het water (Rohde 1958). Deze produktie wordt bepaald via zuurstofmetingen of bepalingen van de inbouw van toegevoegd C^{14} door het fytoplankton.

Ieder der drie benaderingswijzen van de energiestroom heeft onder andere als nadeel dat de resultaten op verschillende momenten sterk kunnen verschillen. Om een trofiebeoordeling van het water te geven zal men over lange tijd vele malen de bepaling moeten herhalen. Dit was in het door mij gedane onderzoek niet mogelijk. Daarnaast leiden de drie bepalingsmethoden tot verschillende resultaten. Daarom zijn wateren slechts grof naar trofie in te delen. Men onderscheidt dan de volgende vier klassen:

- oligotroof, voedselarm
- b-mesotroof, matig voedselrijk
- a-mesotroof, matig voedselrijk
- eutroof , voedselrijk

Daarbij worden door verschillende auteurs verschillende criteria voor de toewijzing van de wateren aan de klassen gehanteerd.

De bepaling van de trofie is ook mogelijk met behulp van indikatorsoorten. Het systeem van Thienemann (1921) gaat hiervoor uit van muggelarven, die specifiek op de zuurstofhuishouding van het hypolimnion reageren. De sterke kant van dit systeem is dat de oorzaken van het al of niet voorkomen der indikatorsoorten bekend zijn. Muggelarven zijn echter niet in mijn onderzoek betrokken. Zoals eerder vermeld is, is het systeem van Thienemann voor diepe wateren ontworpen en daarom voor dit onderzoek onbruikbaar. Voor de toekomst houdt dit systeem goede mogelijkheden in voor onderzoek van de door zandwinning ontstane diepe wateren. Uit de literatuur is geen bruikbaar indikatorensysteem dat werkt met fytoplankton bekend. Schroevers heeft een ontwerp voor een dergelijk systeem gemaakt. Dit ontwerp, dat bij dit onderzoek bekeken is, is als bijlage toegevoegd.

Het systeem van Schroevers is gebaseerd op zijn ervaring en nog onvoldoende op betrouwbaarheid betoetst. Daarom werd het niet verantwoord geacht, dit systeem te gebruiken als referentie bij de interpretatie van de diversiteit aan de hand van trofie. De met indicatoren verkregen waarde voor trofie wordt vergeleken met de op andere wijze verkregen trofie.

Het voorkomen van bepaalde taxonomische groepen in het fytoplankton wordt ook als indelingskriterium gebruikt door diverse auteurs. Deze methoden zijn gebaseerd op de hypothese dat bepaalde taxonomische groepen in hun geheel een duidelijke voorkeur voor bepaalde voedselrijkdom bezitten. Thunmark (1945) gebruikte de verhouding tussen het aantal soorten Chlorococcales en het aantal soorten Desmidiaceae. Thunmark vond een korrelatie hiervan met de zichtdiepte in het water, een maat dus voor de hoeveelheid fytoplankton. Men gebruikt deze verhouding daarom als index voor de trofie. Er zijn echter veel uitzonderingen bij vele groepen van het fytoplankton bekend. Lokale omstandigheden zoals waterdiepte en aanwezigheid van vaste substraten zijn meer bepalend voor het voorkomen van Desmidiaceae dan de trofie dat is. Daarom moet de bruikbaarheid van de index betwijfeld worden. Wegens het bijna overal ontbreken van Desmidiaceae in dit onderzoek kan de index niet berekend worden.

In het onderzoek is getracht de voedselrijkdom van het water te bepalen. Hiervoor zijn zuurstofmetingen verricht (zie methoden), waarmee tevens een maat voor de produktiviteit is verkregen. Het is echter niet verantwoord uit deze eenmalige metingen konklusies te trekken. Zoals eerder vermeld is, is ook de Thunmarkindex-methode onbruikbaar gebleken. Trofie bepaling met indicatoren is met de huidige stand van de hydrobiologie ook niet mogelijk. Om toch een maat voor de trofie te hebben die als referentie voor de interpretatie van de diversiteit kan dienen, is de elektrische geleidbaarheid genomen, als maat voor de mineraalrijkdom van het water.

Het gebruik van de trofie als referentie voor andere biologische waardecriteria, hier diversiteit, zou men kunnen bekritisieren. Trofie, als grootte van de energiestroom in het biologische systeem, is het resultaat van zeer veel factoren die in het water en erbuiten werkzaam zijn. Van een groot aantal factoren is de werking reeds door onderzoek bekend geworden, b.v. mineraalrijkdom. Vanuit deze factoren valt veel over de energiestroom te voorspellen. Echter het omgekeerde is niet verantwoord. Vanuit de trofie is slechts zeer weinig over de factoren afzonderlijk te zeggen. In plaats van de resultante van een groot aantal factoren als referentiebasis voor een bepaald criterium te gebruiken, kan men beter trachten de factoren afzonderlijk in relatie met het te onderzoeken criterium te brengen.

HOOFDSTUK 4 : SAPROBIE

Het saprobiebegrip is door Marsson en Kolkwitz (1908) op een empirische basis ontwikkeld. In stromend water zijn zij de invloed van effluent nagegaan. Daarbij bleek er stroomafwaarts van het lozingspunt een graduele verandering van de samenstelling van de biocoenose te bestaan. Deze graduele verandering van samenstelling van de levensgemeenschap is de basis van het saprobiënsysteem. Door de biocoenosen te beschrijven en veel verschillende situaties te vergelijken is men tot een systeem van indikatorsoorten gekomen die de mate van saprobie in ieder punt van het trajekt stroomafwaarts van het lozingspunt kan aangeven. Saprobie is als vervuilingsmaat interpreteerbaar gebleken. Als saprobiteitsklassen worden gebruikt:

polysaproob	meest vervuild
a-mesosaproob	
b-mesosaproob	
oligosaproob	
xenosaproob	minst vervuild

De oorzaken van de verandering in de biocoenosesamenstelling zijn door onderzoek voor het grootste deel bekend. Als voornaamste faktor is te beschouwen de grote verandering in de stofhuishouding die door het effluent teweeg wordt gebracht.

Veel onderzoekers trachten de indikatorenlijsten, zoals die in stromend water ontwikkeld zijn (Kolkwitz 1950, Liebmann 1960 en Sladeczek 1963), toe te passen in stilstaand water. De gedachte erachter is dat een lozing in stilstaand water en de in de tijd optredende graduele verandering van de levensgemeenschap vergelijkbaar is met de ruimtelijke variatie die in het stromende water achter het lozingspunt optreedt. In grote lijnen zal deze parallel er wel zijn. In de konkrete situatie zal een graduele verandering van de samenstelling der levensgemeenschap in de tijd met andere factoren te maken hebben dan de verandering in de loop van de stroom. Men kan onder andere denken aan de faktor van de migratie en vestiging die bij de verandering der levensgemeenschap in de tijd moet optreden. Daarnaast zijn er nog verschillen in milieukarakteristieken tussen stromend water en stilstaand water die van invloed zijn op de samenstelling van de levensgemeenschappen en het reageren op invloeden die er op inwerken.

De invloed van effluent op de levensgemeenschap in het water is een invloed op de stofhuishouding. De stofhuishouding in stromend water is open, dat wil zeggen stoffen worden met het water aangevoerd en afgevoerd. In stilstaand water is de stofhuishouding gesloten. Effluent is daarbij wel aanvoer, maar afvoer van produkten vindt slechts bij uitzondering plaats. De invloed van toegevoerde stoffen op de levensgemeenschap zal daarom in beide gevallen verschillend zijn.

Het tegenwoordig het meest toegepaste systeem van indicatoren voor saprobie is het systeem van Sladeczek (1963). Een methodisch bezwaar hiertegen is volgens Schroevers dat de indicatoren die in meerdere saprobieklassen voorkomen voor die klassen geen gewicht krijgen toegekend. Een tweede bezwaar is dat de kwantitatieve verhoudingen bij de indikatorsoorten niet meespelen. Een derde bezwaar is volgens Schroevers dat het systeem van Sladeczek op Oosteuropese wateren gebaseerd is. Omdat, volgens de ervaring van Schroevers, storingen zoals saprobie een nivellerende werking op de soortensamenstelling van levensgemeenschappen hebben, zullen de gestoorde situaties hier en in Oosteuropa grote overeenkomst hebben. De schone wateren zullen hier echter verschillen in soortensamenstelling vertonen met de schone wateren in Oosteuropa. Hierdoor zullen indicatoren van vuil water hier grotere kans hebben op de lijst van Sladeczek voor te komen dan de karakteristieke soorten van de schone wateren die hier zijn. Het gevolg is dat met indicatoren van Sladeczek in Nederland systematisch te hoge saprobiewaarden gevonden zullen worden.

Uit al deze bezwaren kan gekonkludeerd worden dat de saprobie-bepaling met indikatorsoorten nog niet mogelijk is. Er zal een systeem van indikatorsoorten voor stilstaand water moeten worden gevormd.

Caspers en Karbe (1966) hebben een model van de stofhuishouding in een water gevormd waarin de trofie en de saprobie met elkaar in verband worden gebracht. In dit model worden de betrekkingen geformuleerd tussen de primaire produktie, sekundaire produktie en afbraak als resultaat van de autochtone stofkringloop en de verbindingen met de allochtone componenten. De saprobie wordt daarbij gedefinieerd door de mate van de mineralisatie van de organische stoffen. Is de mineralisatie volledig en worden de vrijkomende voedingszouten in de stofhuishouding opgenomen dan spreekt men van oligosaproob. Een water is mesosaproob als de mineralisatie onvolledig is en slechts een deel der voedingszouten teruggevoerd wordt in de stofkringloop. Als helemaal geen mineralisatie meer plaats vindt en dus geen mineralen meer teruggevoerd worden, heeft men met polysaprobie te doen. Dit model is helemaal onafhankelijk van

de soortensamenstelling. De saprobie is nu exakt te bepalen door de stofhuishouding in het water te bestuderen. De begeleidende verschijnselen, voornamelijk zuurstofhuishouding zijn ook als saprobiematen te gebruiken.

Bij het opstellen van saprobieindikatorsystemen kan men de saprobie zoals die in het model van Caspers en Karbe is gegeven, als referentie goed gebruiken. Omdat de saprobie een synthese is van veel factoren in het water en men de meeste daarvan kent en kan bepalen, is het beter de organismen direkt in relatie met deze factoren te bestuderen. Ook als referentie voor andere criteria zoals diversiteit kan men deze factoren beter direkt gebruiken.

HOOFDSTUK 5 : STORING

Storing is volgens Schroevers een plotselinge beïnvloeding die een waarneembare weerslag in de structuur van een biocoenose heeft. Op deze wijze gedefinieerd is storing een empirisch begrip. De invloed die storend op de biocoenose werkt, hoeft daarbij niet bekend te zijn. Door vergelijking van gegevens van een levensgemeenschap die afkomstig zijn uit verschillende tijden kan men uitmaken of er storing heeft plaatsgevonden. Omdat vaak onvoldoende gegevens uit het verleden bekend zijn, kan men volgens Schroevers ook twee gelijke biocoenosen vergelijken en aan de hand van verschillen storingen ontdekken.

Effluent kan zo voor een levensgemeenschap en het water een storing betekenen, doordat het de structuur van de stofhuishouding verandert.

Het definiëren van storing via het effect dat het teweeg brengt, heeft het bezwaar dat de storing zelf daarmee niet kwantificeerbaar is en dus onmeetbaar. Het waarnemingsvermogen voor de verandering bepaalt of men storing zal ontdekken. Waarbij men meestal een onvolledig beeld heeft van de situatie zoals die eerder was. En waarbij onderzoek meestal tot slechts enkele aspecten van de levensgemeenschap beperkt blijft. Een tweede groot bezwaar is dat vele veranderingen in een levensgemeenschap plaatsvinden die een natuurlijke oorzaak hebben. Het effect van natuurlijke factoren is niet te onderscheiden van het effect van storingen. Sommige natuurlijke factoren voor verandering kunnen mogelijk bekend zijn zoals: seizoensinvloed, klimaatschommelingen, suksessie en populatiedynamische factoren. De grootte van hun effect is niet altijd bepaalbaar. Toch zullen in iedere levensgemeenschap een aantal onbekende natuurlijke factoren zijn die zichtbare veranderingen teweeg brengen en die niet als storing te beschouwen zijn.

In biocoenosen waar een storing werkzaam is, zal een deel van de verandering volgens Schroevers bestaan uit het nieuw optreden of het uitbreiden van een aantal konstante soorten, die daarmee karakteristiek zijn voor storingssituaties. Voor het optreden van deze soorten zou de aard van de storing ondergeschikt zijn. Door de soortensamenstelling van vele gestoorde situaties te vergelijken kan men deze steeds optredende soorten vinden en als storingsindikatoren beschouwen.

Met deze indicatoren zullen dan levensgemeenschappen waar geen gegevens over het verleden van bestaan toch op hun gestoord zijn onderzocht kunnen worden door na te gaan of de indicatoren al of niet aanwezig zijn.

Zoals hierboven vermeld is, kan lozing van stoffen in een water de betekenis van een storing hebben. Deze soort storing wordt door hydrobiologen saprobie genoemd. Van saprobé situaties zijn de karakteristieke soorten voor water bekend (zie hoofdstuk 4). Zodoende meent Schroevers dat de saprobieindicatoren tevens gebruikt zullen kunnen worden als storingsindicatoren. Ook andere storingen zullen volgens hem optreden van saprobieindicatoren veroorzaken, omdat deze niet specifiek voor iedere storingssoort zijn, en zijn zo indirect aanwijsbaar.

Saprobe situaties zijn niet altijd gestoorde situaties. Als de saprobe situatie stabiel is, is er geen sprake meer van een verandering in structuur der levensgemeenschap en dus is er geen storing waarneembaar. Saprobie heeft zo dus twee aspecten gekregen: namelijk het aspect van de mineralisatie volgens het model van Caspers en Karbe en het aspect van verstoring van de levensgemeenschap door plotselinge toevoer van materiaal. Dit is saprobiëring. De vraag is of de karakteristieke soorten van saprobie ook naar deze twee aspecten te scheiden zijn. Wil men deze soorten tevens als storingsindicatoren kunnen gebruiken, dan moet men de karakteristieke soorten van stabiele saprobe situaties kunnen herkennen en van de indikatorlijst verwijderen. Het wordt betwijfeld of dit mogelijk is.

HOOFDSTUK 6 SAMENHANG TUSSEN TROFIE EN SAPROBIE

Toevoer van materiaal in het water veroorzaakt verhoogde afbraak en de daarmee optredende saprobieverschijnselen. Deze invloed van toegevoerd materiaal is ook storing te noemen. De afbraakprodukten van de toegevoerde materialen geven meestal trofieverhoging. Vervuiling van wateren uit zich sekundair vaak in eutrofiëring. In het model van Caspers en Karbe is saprobie bepaald door de grootte en volledigheid van de mineralisatie. Als de produktiviteit in een water toeneemt, zal de mineralisatie ook moeten toenemen, zodat er grotere kans is op saprobie. Eutrofikatie leidt meestal ook tot saprobieverhoging. Omdat het een verandering in de structuur van de biocoenose is, is eutrofiëring tevens een storing. Op deze wijze zijn storing en saprobie nauw met elkaar verbonden en treden veel parallel op.

Een andere relatie tussen trofie en saprobie wordt door Schroevers (1963) gehypothetiseerd. Daarbij wordt saprobie tengevolge van een ingebrachte belasting meer als storing opgevat, als verandering der levensgemeenschap. De grootte van de verandering die een bepaalde belasting teweeg brengt is dan afhankelijk van de trofie van autochtone oorsprong van het water. Dit model suggereert een kwantitatieve relatie tussen storing en veroorzaakte saprobie in afhankelijkheid van trofie. Omdat, zoals eerder betoogd is, is een kwantitatieve relatie er tussen niet hanteerbaar. Schroevers zelf noemt dit model kwalitatief.

In de bespreking van trofie, saprobie en storing is duidelijk gemaakt dat deze begrippen moeilijk hanteerbaar zijn. Voor een deel zijn de factoren die de trofie en de saprobie bepalen uit onderzoek bekend. Bij de evaluatie van wateren kan men daarom beter met deze hanteerbare factoren zelf werken, dan met grootheden waarin deze bekende naast onbekende factoren een grote onzekerheid van de interpretatie veroorzaken.

In dit onderzoek zijn met indicatoren wel trofie- en saprobiewaarden bepaald. Deze waarden zijn niet als referenties in het verdere onderzoek gebruikt. Een grove indeling van wateren naar trofie is gemaakt met geomorfologische gegevens. Een rangorde naar trofie is opgesteld aan de hand van de mineraalrijkdom gemeten als geleidbaarheid. Storing, als menselijke invloed die het biosysteem verandert, is gekwantificeerd met een begeleidend verschijnsel, namelijk het chloridegehalte is als maat voor de in het verleden opgetreden menselijke invloed bruikbaar.

HOOFDSTUK 7 : DIVERSITEIT ALS WAARDEKRITERIUM

Het waarom van het gebruik van de diversiteit als waarde criterium bij evaluatie van natuurgebieden hangt nauw samen met de interpretatie van de diversiteit. Algemeen kan men verder aan ieder criterium als eis stellen, dat hij bepaalbaar moet zijn. Daarbij wordt veel waarde gehecht aan de reproduceerbaarheid onder gelijke kondities en aan eenvoudige berekenbaarheid.

Andrewartha en Birch (1954) geven enkele karakteristieke verschillen tussen levensgemeenschappen die bestaan uit kleine organismen (b.v. plankton) en levensgemeenschappen bestaande uit grote organismen. Kleine organismen bezitten een hoge "biotische potentiaal", d.w.z. dat zij onder gunstige omstandigheden in korte tijd veel nakomelingen kunnen verwekken. De aantallen van iedere soort worden in de gemeenschap voornamelijk bepaald door de tijd dat de groeisnelheid onbeperkt is. Deze tijd is louter afhankelijk van dichtheidsonafhankelijke factoren. De zelfregulerende krachten in de gemeenschap zijn voor de aantallen der soorten van secundair belang. Zodoende ontbreekt stabiliteit bij iedere soort ook al is het ecosysteem als totaal stabiel. In het water zijn deze elkaar afwisselende exponentiële toenames van fytoplankton bekend onder de naam "Algbloeien". Grote organismen hebben een lage biotische potentiaal en een lange levenscyclus. Daardoor zijn voor de aantalsregulatie voornamelijk dichtheidsafhankelijke factoren belangrijk. Speciaal competitie tussen individuen van gelijke of van verschillende soort is belangrijk. Deze snelle terugkoppeling bij lange levensduur der individuen verzekert een hoge stabiliteit der levensgemeenschap zelfs al is het milieu aan fluktuaties onderhevig.

Door de snelle aantalsveranderingen der fytoplanktonsoorten is een beoordeling op basis van de soortensamenstelling onbetrouwbaar. Met diversiteit hoopt men een criterium te hebben dat minder veranderlijk is dan de soortensamenstelling op een bepaald moment. Een praktisch voordeel van diversiteit is dat het te berekenen is uit een relatieve telling. Daarbij is het niet belangrijk of een soort een naam of een nummer krijgt. Fytoplankton is vaak moeilijk te determineren, terwijl voor veel groepen ervan geen duidelijke soortskriteria bestaan.

Het gebruik van diversiteit omzeilt zo de taxonomische problematiek en kan een grote werkbeparing betekenen.

Gause (1934) formuleert het principe dat in één niche altijd maar één soort kan voorkomen. Odum (1959) geeft een uitbreiding door te stellen dat competitie optreedt overal waar niches overlappen, zelfs als dit slechts gedeeltelijk is. Het gevolg van interspecifieke concurrentie is dat de soorten zich beperken tot een smaller gebied dan het fysiologische areaal. Whittaker (1965) neemt waar dat plantensoorten streven naar ontwikkeling die tot habitatdifferentiatie leidt en streven naar spreiding van hun centra van maximale populatiedichtheid in relatie tot milieugradiënten, zodat in hun populatiecentra weinig soorten met elkaar concurreren. Zowel niche- als habitatdifferentiatie maken het veel soorten mogelijk samen in gemeenschappen voor te komen als gedeeltelijke concurrenten, met verspreidingen die elkaar gedeeltelijk overlappen. Van hieruit is diversiteit interpreteerbaar als maat voor de rijpheid van een ecosysteem. In een onrijp stadium zullen er weinig niches zijn die door soorten met brede niche behoefte, de **generalisten**, worden bezet, zodat er weinig verschillende soorten zullen zijn. Het ecosysteem ontwikkelt ^{zich} dan door concurrentie tussen soorten met gedeeltelijke overlappende niches. Doordat de soorten in een smaller areaal voorkomen dan zij potentieel zouden kunnen, ontwikkelt het ecosysteem zich naar een systeem met meer niches en dus meer soorten, de **specialisten**. Deze rijping van de levensgemeenschap is dan af te lezen aan het soortenaantal, de diversiteit binnen de gemeenschap, ook α -diversiteit genoemd. Daarnaast zal door deze ontwikkelende habitatdifferentiatie een grotere verscheidenheid tussen verschillende gemeenschappen kunnen ontstaan. Dit is de β -diversiteit (Whittaker 1965). Volgens Odum (1959) zal iedere sterk limiterende faktor, ongeacht of deze biotisch is of α -biotisch, de diversiteit reduceren.

Diversiteit kan ook al verband houden met de stabiliteit van een levensgemeenschap. Ten eerste is diversiteit een gevolg van stabiliteit, omdat de differentiatie van de levensgemeenschap slechts onder stabiele omstandigheden kan optreden. Ten tweede zou diversiteit de stabiliteit kunnen bevorderen.

Wegens de grotere genetische variabiliteit van hoog diverse gemeenschappen is er volgens Margalef (1958) een grotere aanpassingsmogelijkheid bij zich wijzigende omstandigheden. Dit is echter te betwijfelen. Men kan ook het volgende stellen. Rijpe gemeenschappen zijn optimaal aan de bestaande omstandigheden aangepast. Een wijziging in de omstandigheden zal een nieuwe aanpassing vereisen zodat een tijdelijke terugval naar een onrijpe situatie plaatsvindt. Slechts als de verandering van omstandigheden zeer geleidelijk plaatsvindt, kan het systeem zich aanpassen en op niveau blijven. Dan is er echter geen sprake van stabiliseren van de invloed van buiten het systeem. Bij suboptimale aanpassing van een onrijp systeem zal wijziging in het milieu slechts de richting van de ontwikkeling veranderen.

Een rijpe gemeenschap zou ook naar buiten stabiliserend kunnen werken. De door Westhoff (1952) vermelde functie van natuurgebieden, die als toevluchtsoord voor planten en dieren dienen, is een stabiliserende invloed op het omringende land. Met een hoge diversiteit wordt deze bufferfunctie uiteraard gediend. De demping van invloeden van buiten het systeem lijkt mij echter weinig afhankelijk van de diversiteit zijn. Andere factoren, zoals morfologische en fysiologische eigenschappen van de vegetatie zijn hiervoor van meer belang. Speciaal in fytoplanktongezelschappen zal diversiteit meer een gevolg dan een oorzaak van stabiliteit zijn.

HOOFDSTUK 8 : DIVERSITEITSBEPALINGEN

De bepalingswijze van diversiteit is afhankelijk van het type levensgemeenschap dat bestudeerd wordt. Pielou (1966) onderscheidde beperkte levensgemeenschappen waarin alle individuen geteld kunnen worden (A) van uitgebreide levensgemeenschappen die door middel van steekproeven moeten worden onderzocht. Deze laatste worden onderscheiden in vier groepen. Gemeenschappen waaruit een "random" steekproef is te trekken zijn:

- (B) Gemeenschappen waarvan het soortental bekend is.
- (C) Gemeenschappen met onbekend aantal soorten maar een regelmatige soorten-abundantie curve.
- (D) Gemeenschappen met een andere soorten-abundantie curve.

Daarnaast zijn er de gemeenschappen waaruit geen "random" steekproef te trekken is (E).

Het fytoplankton is tot het type C van Pielou te rekenen. Het aantal planktonorganismen is zo groot dat met een beperkte steekproef moet worden gewerkt. Daardoor worden niet alle soorten die aanwezig zijn opgemerkt. Dit houdt in dat de meest simpele diversiteitsmaat, het aantal aanwezige soorten (S), niet bruikbaar is.

De verhouding van het aantal soorten en individuen (N) in een monster is afhankelijk van de monstergrootte (zie grafiek 1). Vergelijking van deze verhouding bij verschillende monsters geeft verschillende resultaten, afhankelijk van de gekozen monstergrootte. Er bestaat geen theoretische voorkeur voor een bepaalde monstergrootte. Daarom is de verhouding van de soorten en de individuen niet bruikbaar voor diversiteitsbepaling.

Margalef (1958) meent een logaritmisch verband te zien tussen het aantal soorten en het aantal individuen en komt tot

$$D^1 = (S-1)/\log N$$

Daarbij is de uitdrukking S-1 theoretisch bedoeld en slechts van belang voor kleine monsters. Als N kleiner dan 10 kan ook gebruikt worden

$$D = S/\log N$$

Deze formule voor diversiteit is verder gebruikt als "D". Als de monstergrootte een zekere grootte heeft (minimaal 100) is de waarde niet meer afhankelijk van de steekproefgrootte. Een nadeel is dat D sterk fluktueert door toevalseffekten (zie grafiek 1).

Voor het gebruik van een diversiteitsmaat die berekend wordt uit een steekproef is het goed een inzicht te hebben in de verdeling van de individuen over de soorten. Hiervoor zijn vergelijkingen opgesteld door Fisher (1943), Preston (1948), Margalef (1958 en Mc Arthur (1960). Het model van Fisher komt bij kleine steekproeven goed overeen met de waarnemingen. Bij zeer grote collecties is het model van Preston het meest passend met de waarneming. Een goede vergelijking van beide modellen is te vinden bij Williams (1964). Omdat het de bedoeling is de diversiteit aan kleine steekproeven te bepalen is het model van Fisher het beste uitgangspunt. Fisher formuleert de relatie:

$$S = A \log (1 + N/a)$$

Daarbij is a karakteristiek voor het monsterpunt en als diversiteit betiteld. Fisher noemt dit de "alfa-diversiteit", verder "alfa" genoemd. Deze moet niet verward worden met de in hoofdstuk 7 besproken a -diversiteit.

De formule van Fisher geeft aan dat het aantal soorten dat in een monster wordt aangetroffen na het bereiken van een minimum-grootte, evenredig toeneemt met de logaritme van de steekproefgrootte. In een grafiek van soortenaantal in afhankelijkheid van de logaritme van het aantal individuen krijgt men een j-vormige curve. Het rechtlijnig verband gaat niet altijd onbeperkt door. Veel onderzoekers nemen waar dat de curve tenslotte afbuigt, waardoor er een S-vorm ontstaat. Omdat alfa de hellingshoek is van deze curve, is alfa het grootst in het deel waar het verband rechtlijnig is. Voor de berekening van alfa is daarom gebruik gemaakt van de formule:

$$S_2 - S_1 = a (\log N_2 - \log N_1)$$

Daarbij zijn 1 en 2, twee uit gelijke populatie stammende monsters van verschillende grootte. Voor N_1 is genomen 20, 50 of 80 individuen, voor N_2 is het totale aantal waargenomen individuen genomen. De zo verkregen waarden voor a staan in tabel 1. Omdat alfa betrekking heeft op de hellingshoek van de curve in het gebied met rechtlijnig verband is voor de uiteindelijke waarde van alfa de grootste van de drie berekende waarden van a genomen.

TABEL 1 : ALFA DIVERSITEIT BIJ VERSCHILLENDE N_1

monster Nummer	$N_1 = 20$	$N_1 = 50$	$N_2 = 80$
11	5.79	9.32	2.57
12	5.68	7.32	10.09
21	3.75	2.31	
22	0.79	1.06	1.70
23	2.24	4.27	
24	6.30	5.21	2.35
25	6.35	3.75	5.50
31	6.63	6.56	6.86
32	8.75	8.75	8.36
33	7.42	8.24	12.60
34	9.58	9.90	
41	3.03	3.39	
42	2.98	2.78	4.79
43	2.63	6.32	8.21
44	9.09	14.20	6.02
45	9.61	10.99	11.34
46	1.89	2.47	2.59
47	3.47	4.30	5.05
48	6.13	6.13	6.39
51	11.40	19.25	15.15
52	9.75	15.45	
53	6.47		
61	2.09	1.06	1.56
62	4.25	5.40	3.74
63	4.01	4.09	4.01
72	2.83	2.15	2.09
73	2.64	3.66	4.04
74			
81	8.14	8.91	9.49
82	6.10	6.91	9.21
83	7.66	11.78	
91	1.56	2.29	
92	2.20	1.75	1.75
94	3.49	3.87	
101	13.08	15.02	
102	11.41	12.99	
103	4.42	2.81	3.48
104	14.54	12.56	
111	1.15		
112	5.30	5.97	5.73
113	4.93	7.14	6.61
121	8.41	7.30	
122	4.04	6.49	7.03
123	2.36	3.42	
124	10.43		
125	8.45	11.96	12.56
126	1.97	1.98	2.52
127	0.88	0.74	0.95
128	2.66	1.57	3.33
131	5.08		
132	4.36	4.49	3.47
133	2.41	5.62	
142	0.76	1.43	1.55
143	2.54	1.73	1.34
151	4.23	2.72	3.07

Selektieve informatie per eenheid (H) wordt gedefinieerd als de informatie die een nieuw toegevoegde eenheid gemiddeld toevoegt aan de aanwezige informatie. In de biologie zijn als eenheden de individuen van de soorten, die waargenomen worden, bruikbaar. De selektieve informatie is een structureel kenmerk van een levensgemeenschap. Margalef (1958) interpreteerde H als diversiteit. Brillouin (1960) berekent hiervoor de volgende formule:

$$H = \frac{1}{N} \log \frac{N!}{N_1! \cdot N_2! \cdot \dots \cdot N_i! \cdot \dots \cdot N_s!}$$

N_i = het aantal individuen van soort i.

Deze formule wordt benaderd met de formule van Shannon en Weaver (1963):

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{N_i}{N} \log \frac{N_i}{N}$$

Pielou (1966) geeft aan waar deze benadering verantwoord is. In het geval van kleine steekproeven uit een grote populatie waarbij het totale aantal individuen kleiner is dan 1000 is de benadering niet verantwoord.

Het is mogelijk in een reeks symbolen een maximum aan informatie te leggen. De grootte van dit maximum is afhankelijk van het aantal verschillende symbolen volgens:

$$H_{\max} = \log S$$

Voor de biologie betekent dit dat er een maximale informatiehoeveelheid in een monster kan zitten, waarbij de symbolen de soorten zijn. Omdat het aantal soorten in de biologie niet te becijferen groot is, is daarvoor het aantal gevonden soorten gebruikt. De verhouding tussen de maximaal mogelijke en de aktuele informatie in een monster wordt de relatieve informatie genoemd, (R)

$$R = H/H_{\max}$$

Een wierbloei wordt meestal door een bepaalde soort veroorzaakt, die dan dermate overheerst bij de telling van het plankton, dat andere soorten en hun aantallen bij de bepaling van de selektieve informatie nauwelijks een rol spelen.

Een wierbloei is meestal van korte duur, terwijl de andere soorten meer de situatie over langere termijn zouden kunnen aangeven. Daarom is getracht de overheersende plaats van de bloeiende soort uit te drukken in de selektieve informatie na schrappen van de meest abundante soort uit de tabel van het monster (Hbl genoemd). Het verschil tussen de zo verkregen selektieve informatie van het totale monster is een maat voor de sterkte van de algbloei. Terwijl de selektieve informatie na verwijdering van de bloeier als meer karakteristiek voor de algemene toestand van het water kan worden beschouwd.

Het gebruik van de selektieve informatie als diversiteitsmaat heeft diverse voordelen. H is reeds bij geringe steekproefgrootte onafhankelijk van de steekproefgrootte. De toevalsfluctuaties zijn gering (zie grafiek 1).

Een tweede voordeel is dat H niet gebaseerd is op een model van de populatiestructuur. "D" en "Alfa" zijn beide op een model gebaseerd en daarmee afhankelijk van de juistheid van het model. Het nadeel van de moeilijke berekenbaarheid van H is overwonnen door het gebruik van rekenmachines.

HOOFDSTUK 9 : METHODIEK

Elk monster bestond uit 10 liter die voorzichtig met een emmer uit het te bemonsteren water werd geschept. Hieruit werden drie zuurstofflesjes, een literfles voor planktontelling en een 100 ml fles voor Chloride en geleidbaarheidsbepaling gevuld. In de emmer werden onmiddellijk de temperatuur en de pH bepaald. De temperatuur werd bepaald met een kwikthermometer die tot op $0,2^{\circ}\text{C}$ nauwkeurig werd afgelezen. De pH is bepaald met een elektrische pH meter merk Methrohm type E 280 A, die werd afgelezen tot op 0,1 eenheid. Het geleidingsvermogen werd dezelfde dag met een elektrische meter merk Philips type pw 9501 gemeten, met een nauwkeurigheid van 0,1%. Het Chloridegehalte werd ook dezelfde dag bepaald door titratie met zilvernitraat volgens de methode zoals op het RIN gebruikelijk is (Schroevers 1968). Van de drie gevulde zuurstofflesjes werd er een ter plaatse gefixeerd. De later hierin bepaalde zuurstof vormt het actuele zuurstofgehalte. De twee andere flesjes zijn eerst 5 dagen bij 21°C bewaard. Een flesje in konstant donker en een in konstant licht. Na vijf dagen zijn de beide flesjes gefixeerd. De zuurstofbepaling geschiedde door titratie volgens de Winkler-methode (Schroevers 1968). Het verschil tussen het gehalte aan actueel zuurstof en de zuurstof in het in donkerbewaarde flesje geeft de hoeveelheid verbruikte zuurstof, verder "consumptie" genoemd. Het verschil tussen de flesjes die in donker en licht bewaard zijn, is de hoeveelheid door fotosynthese geproduceerde zuurstof, die "produktie" genoemd wordt. Uit actueel zuurstof en de in het monster gemeten temperatuur is het verzadigingspercentage berekend.

Het plankton is verzameld in een literfles en met formol gefixeerd. Door een week te laten bezinken, is het plankton gekoncentreerd. Na afhevelen van het bovenstaande water is het bezinksel nogmaals in een kleiner flesje gekoncentreerd. Het bezinksel is daarna in gesloten flesjes bewaard. Bewerking van het plankton geschiedde na omschudden van de flesjes, waarna enkele druppels op een objektglas werden gelegd. Hierbij is erop gelet dat in de steekproef de oorspronkelijke getalsverhoudingen tussen de soorten zo goed mogelijk bewaard bleven. Bij een vergroting van 400x zijn de algecellen gedetermineerd en geteld. Waar het determineren moeilijkheden opleverde, is volstaan met enkele tekeningen van het type.

Een gedeelte is later met de tekening gedetermineerd. De rest is genummerd. Dit was verantwoord daar het slechts om telling van de aantallen per soort (relatieve telling) gaat voor de diversiteitsbepaling. Tenslotte is een totale lijst van alle in de monsters voorkomende soorten gevormd. Iedere soort heeft een nummer gekregen volgens een decimale codering. Het eerste cijfer geeft de stam aan, de twee volgende cijfers het genus, het vierde en vijfde cijfer slaan op de soort en de laatste twee eventueel de variëteit. Geteld werden steeds hele beeldvelden, zodat per monster een tabel verkregen is van steeds toenemende monstergrootte. Hiermee zijn de diversiteitsberekeningen uitgevoerd.

Met de totale waarnemingen van ieder monster zijn trofie en saprobie indices berekend. In een tabel van alle soorten zijn door P. Schroevers de soorten met een indicatief karakter ten aanzien van trofie aangegeven.

Daarbij is de volgende cijfercode gebruikt:

- 1 bij oligotroof
- 2 b-mesotroof
- 3 a-mesotroof
- 4 eutroof

De trofie van een monster is berekend door het gemiddelde te nemen van de cijfers van de indikatorsoorten die in het monster waargenomen waren. Voor de saprobie is hetzelfde gedaan. Uitgegaan is van de indikatorenlijst van Sladeczek (1963). Er is een eigen cijferaanwijzing gebruikt, namelijk:

- 1 bij xenosaproob
- 2 xeno-oligosaproob
- 3 oligosaproob
- 4 oligo-b-mesosaproob
- 5 b-mesosaproob
- 6 b-a-mesosaproob
- 7 a-mesosaproob
- 8 a-meso-polysaproob
- 9 polysaproob

Het gemiddelde van de cijfers bij de in het monster waargenomen indikatoren is voor ieder monster de saprobie-index.

Om na te gaan of de diversiteit als criterium voor de waterkwaliteit in relatie staat met andere beoordelingscriteria, zijn de onderlinge korrelaties getoetst. Gebruikt is de rangkorrelatietoets van Kendall voor een steekproef kleiner dan 40. Deze toets heeft als voordelen de eenvoudige berekenbaarheid en het feit dat de toets verdelingvrij is. Als onbetrouwbaarheidsdrempel is 0.05 genomen. Voor toetsing vergelijkt men de berekende korrelatiecoëfficiënt S met de kritische waarde voor S die in een tabel is af te lezen. Is de absolute waarde van S groter dan de kritische waarde, dan is er significante korrelatie. Als S -absoluut kleiner is dan S -kritiek, dan is de kans dat de korrelatie door toeval veroorzaakt wordt, groter dan 0.05. In de tabellen van de resultaten worden de waarden van S en van S -kritiek steeds beide gegeven.

HOOFDSTUK 10 : KEUZE EN BESCHRIJVING DER MONSTERPUNTEN

Bij de keuze der monsterpunten werd gezocht naar representanten van verschillende trofie en van verschillende mate van verstoring. De trofie werd in drie klassen onderscheiden, namelijk oligotroof, mesotroof en eutroof. Voor iedere trofiekklasse zijn vijf gestoorde en vijf niet gestoorde wateren gekozen. Het resultaat geeft lijst 1. Zoals in de hoofdstukken 3 t/m 6 is uiteengezet, zijn de factoren trofie, saprobie en storing niet onafhankelijk en daarom niet bruikbaar als indelingsbasis der monsters.

Als nieuw uitgangspunt is de, vaak hypothetische, oorspronkelijke situatie van de wateren ten aanzien van trofie genomen. De basis daarvoor is de geomorfologie. Zo is de indeling ontstaan in:

- 1 Zandgrondplassen, van oorsprong oligotroof, later door mensen en dieren (vnl. meeuwen) beïnvloed.
- 2 Veenwaterplassen, van oorsprong matig voedselrijk, ook vaak door mensen beïnvloed.
- 3 Voedselrijke plassen, wateren die onderinvloed van rivieren of afvoeren van landbouw en woongebieden reeds zeer lang geëutrofieerd zijn.

Binnen iedere groep is getracht een rangschikking naar toenemende storing te maken. Deze storing kan zoals in de hoofdstukken 4,5 en 6 uiteengezet is, vaak als saprobiëring worden beschouwd. Als criterium voor de storing wordt het Chloride en geleidbaarheidsvermogen gehanteerd omdat dit twee grootheden zijn die voornamelijk door de mens verhoogd worden. Waar andere storingen bekend zijn, zijn deze bij de beschrijving van het monsterpunt vermeld, en bij de bespreking van de resultaten in de beschouwingen betrokken. Tenslotte is getracht alle monsters in één reeks te plaatsen. Omdat hierbij de groepen voornamelijk naar geleidbaarheid zijn gerangschikt, is deze reeks als een volgorde van trofie op basis van mineraalrijkheid te beschouwen.

De monsterpunten worden slechts summier beschreven. Alleen de voor dit onderzoek relevante gegevens worden vermeld. Zo er literatuur bekend is, is deze genoemd. Veel informatie is verkregen uit het archief der Nederlandse Gemeente van het R.I.N. Deze bron van gegevens is niet apart bij ieder water vermeld.

LIJST 1 : KEUZE DER MONSTERPUNTEN

Oligotroof, ongestoord: Uiversnest, Leersumse plas, Ganzenpoel, Gerritsfles.
Oligotroof, gestoord : Meeuwenven, Leersumse plas, Meekelermeer,
Brunstingerplassen, Zandenplas.
Mesotroof, ongestoord : Appense kolk, van Essenven, Kliplo, Het Hol,
Malpievennen.
Mesotroof, gestoord : Mariapeel, Molenpolder, Broekhuiserbroek,
Wijde Blik, Dirkswijde.
Eutroof, ongestoord : Kleine Balterwijde, Kil Hurwenen, Wiel Haalderen,
Terkaplester poelen, Loenerveense plas.
Eutroof, gestoord : Bergse plas, Plassen Langeraar, Eenmeer Muiderberg.

ZANDGRONDPLASSEN

Leersumse plassen; gemeente Leersum

Van dit plassencomplex op zandgrond werden twee plassen geselecteerd waarbij er een ongestoord is en de andere door meeuwen bezocht wordt. Bij de monsternamen in deze plassen waren beide evenzeer door meeuwen bezocht en ook de chemische waarden verschillen niet zoveel, zodat gekonkludeerd wordt dat beide monsterpunten door meeuwen verontreinigd zijn. Bemonsterd werden de eerste plas en de tweede plas. Literatuur: Schouten (1964) en Leentvaar (1958).

Gerritsfles; gemeente Barneveld

De Gerritsfles ligt in het stuifzandcomplex bij Kootwijk. Doordat het voor publiek gesloten is, is het ongerept gebleven. De chemische samenstelling geeft ook aan dat het ongestoord is. Literatuur: Dresscher et al (1952).

Zandenplas; gemeente Ermelo

Het is een in 1962 gegraven plas. De ondergrond is wit zand en de plas is gevuld met regenwater, zodat het water zeer mineraalarm is. De plas wordt intensief voor rekretatie gebruikt, waardoor een sterke eutrofikatie optreedt. Bij de monstername van 17-4-'70 was men bezig de plas leeg te pompen, vermoedelijk om zo het water te verversen. De rekreatie en het leegpompen worden als een sterke storing aangemerkt. Literatuur: Schroevers (1967), Roest en Schroevers (1967).

Uiversnest en Meeuwenven; gemeente Overasselt

Het zijn twee op stuifzandduinen gelegen vennen, die van oorsprong oligotroof zijn. Het Meeuwenven heeft de laatste vijftig jaren onder invloed van een zich uitbreidende Meeuwenkolonie gestaan. Dit heeft tot een belangrijke verstoring van het ven geleid. Het Uiversnest is ondanks de plaatsvindende dagrecreatie chemisch het minst verstoorde ven van dit onderzoek.

Literatuur: Geelen en Bouwhuis (1969), Geelen (1969), van Heusden et al (1949)

Van Essenven; gemeente Oisterwijk

Het Van Essenven is een onderdeel van een reeks zandgrondvennen die met elkaar in verbinding staan. Ondanks een uitgevoerde schoonmaak is het chloride gehalte en de geleidbaarheid nog aan de hoge kant voor een oligotroof zandgrondven. De schoonmaak wordt als een zeer ingrijpende storing beschouwd. Het ven is aan de wegzijde bemonsterd. Literatuur: van Dijk et al (1960), van Heusden et al (1949), Heimans (1925).

Malpievennen; gemeente Valkenswaard

De Malpievennen zijn een stelsel van ondiepe vennen op zandgrond met sterke waterstandwisselingen. De vennen zijn sterk dichtgegroeid. Bemonsterd is het grootste ven. Bij de bezoeken zaten er veel watervogels. Verdere beïnvloeding was niet waarneembaar. De beek De Beerse stroomt er langs maar blijft van het vennencomplex gescheiden. Ook de chemische gegevens geven ongestoord extreem oligotroof aan.

Literatuur: Leentvaar (1956) en Van Heusden et al (1949).

Ganzenpoel; gemeente Diever

De Ganzenpoel is een niet al te grote heide plas op de Drentse zandgrond. Het ven ligt in een vochtig heideterrein dat omgeven is door bossen. Van storing uit de omgeving of door vogels is niets te merken. Ook de chemie geeft geen aanwijzingen in die richting.

Kliplo; gemeente Diever

Kliplo is op zandgrond gelegen. De ondergrond is echter sterk waterdoorlatend, want het oppervlak van het ven ligt hoger dan een veld met jeneverbessen ernaast. Het ven is omgeven door bos. Van storing is niets waarneembaar.

Literatuur: Bakema (1957).

Meekalermeer; gemeente Zweelo

Het is een weinig begroeid meer tussen heide en bouwland in. Het wordt vrij druk bezocht gotuige de stijgertjes langs de oever. Volgens Van Heusden en Meyer (1949) wordt het meer licht door het bouwland geëutrofiëerd. Ook Schroevers (1962) wijst op eutrofiëring van deze heideplas.

Brunstingerplassen; gemeente Beilen

De heideplassen liggen in geaccidenteerd terrein en zijn aan alle zijden door ontgonnen heide omgeven. Langs de oever van de bemonsterde plas zitten veel meeuwen te broeden, zodat dit oorspronkelijk oligotrofe ven sterk gestoord is.

Literatuur: Schroevers (1963).

VEENWATERPLASSEN

Mariapeel; gemeente Sevenum

Gemonsterd is in het gebied der "Driehonder Bunder" in het water achter de oude ongebruikte ophaalbrug. Het veenwater is geheel omgeven door veen en staat in open verbinding met de kanalen die door het gebied lopen om de waterstand te reguleren. Er is door Schroevers een sterke waterbeweging aangetoond. Daarbij dringt voedselrijk water vanuit het kanaal langs het bemonsterde punt dieper het veen in, afgewisseld met stroming in de omgekeerde richting waarbij voedselarm water vanuit het veen via het monsterpunt in het kanaal stroomt. Vergelijking met de chemische gegevens van Schroevers toont aan dat de monsters genomen zijn in een tijd waarin de stroming vanuit het veen langs het punt naar het kanaal plaatsvond, zodat een voedselarm moment bemonsterd is.

Literatuur: Schroevers (1966).

Broekhuizerbroek; gemeente Broekhuizen (L)

Het Broekhuizerbroek is een zeer langgerekt water geheel omgeven door broekbos. Het wordt doorstroomd door een beek die water van landbouwgronden afvoert. Daardoor is het zeer sterk gestoord. Het wordt daarom, ondanks dat de chemische gegevens dit niet aangeven, als het meest gestoorde van de oorspronkelijk mesotrofe wateren beschouwd. Ook de wierbloeien van *Symura uvella* in dit water wijzen op sterke storing. Het meest noordelijke deel is bemonsterd.

Literatuur: Leentvaar (1968).

Terkaplesterpoelen; gemeente Doniwerstal

Het monster is genomen bij de nieuwe brug over de open verbinding met "Zwarte Poel". De Terkaplester Poelen zijn gedeeltelijk omgeven door moeras, gedeeltelijk door weide. Door de open verbinding met de andere wateren van Friesland en door de omgevende landbouw is dit oorspronkelijke veenwater tamelijk voedselrijk.

Drikswijde en Kleine Belterwijde; gemeente Wanneperveen

Het zijn twee veenwateren van het NW-Overijsselse plassengebied, die van oorsprong matig eutroof zijn. De Dirkswijde ligt in een natuurreservaat en kan als betrekkelijk ongestoord worden beschouwd. De Kleine Belterwijde is groter en heeft langs de kant bewoning. Op dit water is ook veel waterrecreatie. Zodoende is er een lichte vervuiling. Het verschil in vervuiling weerspiegelt zich in de chemische gegevens. Literatuur: Schroevers (1968), Duffels (1963)

Molenpolder; gemeente Maartsendijk

De Molenpolder is onderdeel van het Maarseveense Plaasgebied. De polder bestaat uitsluitend uit legakkers met tussen gelegen petgaten die onderling met elkaar in verbinding staan. De polder ontving vroeger in droge tijden vuil water uit de Vecht. Doch momenteel zijn dergelijke vervuilende invloeden buitengesloten. Door het monsterpunt in het midden van het gebied te kiezen, is getracht een zo ongestoord mogelijke situatie te treffen. Literatuur: Zwart (1969).

Loenerveense plas; gemeente Loosdrecht

Het is een grote door veenwinning ontstane plas. De plas wordt voor de drinkwatervoorziening van Amsterdam gebruikt. Daarvoor zijn alle vervuillingsbronnen verwijderd, o.a. is de recreatie aan banden gelegd. Van eutrofikatie is daardoor geen sprake. Voor het gebruik bij de drinkwatervoorziening wordt er veel water aan onttrokken en nieuw water van elders toegevoerd. Zodoende kan er van de totstandkoming van een stabiele levensgemeenschap geen sprake zijn. We moeten konkluderen dat dit water in een continue toestand van storing verkeert. Omdat dit geen saprobiëring of eutrofikatie is, is deze storing niet in de chemische gegevens terug te vinden.

Wijde Blick; gemeente Naarden

Het Naardermeer is door de vele vogelkolonies en de afvoeren van de omgeving reeds lang sterk geëutrofeerd. Bemonsterd is de oostelijke oever van dit meest oosterlijk gelegen deel van het Naardermeer. Het dorp Naarden heeft hier via een rioolafvoer grote invloed op de Wijde Blick gehad. Hoewel deze afvoer nu is gestopt, is de invloed nog in de chemische bepalingen merkbaar.

Literatuur: Van Heusden (1944), Leentvaar (1958), van Zinderen Bakker (1942).

Het Hol; gemeente Kortenhoef

Bemonsterd is "Het diepe gat", dat zover mogelijk van de weg af ligt, en daardoor zo gering mogelijk door de bewoning daar beïnvloed is. Het diepe gat is onderdeel van een stelsel wateren dat door veenwinning in vroeger tijden is ontstaan en waar de natuur reeds lang zijn eigen weg kan gaan. Het karakter van dit veenwater is matig voedselrijk, getuige o.a. de waterplantenvegetatie.

Literatuur: Duffels (1963), de Graaf (1952 en 1957), de Wit (1955).

RIVIER WATEREN

Appense kolk; gemeente Voorst

De Appense kolken zijn zeer oude resten van de IJssel en dus als rivierwateren te beschouwen. Momenteel liggen ze geïsoleerd op de rand van bos en bouwland. Voor de monsternamen is het kleine, meest in het bos gelegen kolkgat gekozen. Het water staat diep in dit gat en is omgeven door hoge bomen die een goede windbeschutting geven. Door de beschutting en door de afwezigheid van vervuilingsbronnen is het als zeer ongestoord water te beschouwen. Vanuit de herkomst moet het water als matig voedselrijk beschouwd worden.

Wiel bij Haalderen; gemeente Bemmelen

Het Wiel bij Haalderen is een doorbraak van de Waal. Met 17 meter is het oorspronkelijk een der diepste wateren van Nederland. Leentvaar (1955) heeft op het unieke karakter van dit Wiel gewezen. Voor 1954 is er een weg door het Wiel heen aangelegd. De invloed van deze storing wordt als uitgewerkt beschouwd. Door kwel onder de dijk door staat het Wiel in verbinding met de Waal. Daardoor is het water eutroof. Storing vanuit de bewoning is niet waarneembaar. Bemonsterd is het grootste zuidelijke wiel.

Literatuur: Kokke (1958), Leentvaar (1955, 1958).

Kil Hurwenen; gemeente Rossum

Het is een buitendijkse oude rivierarm van de Waal. Bij hoge waterstand wordt de Kil door de Waal doorgespoeld. Dit is als grote storing beschouwd omdat er geen gelegenheid is voor de waterorganismen om een eigen gemeenschap te vormen. Omdat de Kil gevuld is met Waalwater is het chloridegehalte hoog en is de Kil eutroof.

Literatuur: van Heusden (1945), Leentvaar (1966).

EUTROFE WATEREN

Eemmeer; bij Muiderberg

Het Eemmeer is uit het IJsselmeer ontstaan bij de konstruktie van Zuidelijk Flevoland. Bemonsterd is het Eemmeer bij de voet van de brug naar Flevoland. Onder deze brug vindt de totale afvoer plaats van het water uit de westelijke Veluwe, Utrecht en het Gooi. Van dit water is de Eem, een stinkende zwarte stroom, het belangrijkste. Van het oorspronkelijke IJssermeerwater karakter is niets meer over. De bepalingen tonen de onrustbarende eutrofikatie van dit randmeer duidelijk aan.

Plassen bij Langeraar; gemeente Ter Aar

Bemonsterd is de Noordelijke van deze twee plassen. De plassen staan onder invloed van omringende landbouw en bewoning, zodat ze sterk geëutrofeerd zijn. De chemische gegevens wijzen daar ook op. Van oorsprong is het een door laagveenwinning ontstane plas. Wegens de grootte en de open verbindingen met de Zuidhollandse wateren is deze plas niet bij de mesotrofe veenplassen gezet maar bij de eutrofe wateren.

Bergse plas; gemeente Rotterdam

De Bergse plas ligt tussen de Rotte, waarmee het geen open verbinding heeft en Hillegersberg. De plas wordt veel voor recreatie gebruikt en door de bewoning er omheen is de plas sterk vervuild. De chemische gegevens geven aan dat het water onder verziltende invloed staat, die meer door de ligging in Zuid-Holland dan door de mens bepaald kan zijn. Een bespreking van het plankton geeft Schroevens (1968).

HOOFDSTUK 11 : STEEKPROEFGROOTTE

Voor de bepaling van de steekproefgrootte waarbij de selektieve informatie voldoende betrouwbaar te bepalen is, is een criterium ontworpen. Het blijkt dat bij het punt waarbij vergroting van het monster met 50 getelde individuen geen groter verschil der selektieve informatie geeft dan 10%, de toevalsfluktuaties van de selektieve informatie kleiner zijn dan de verschillen tussen de twee monsters van een monsterpunt onderling. Met dit criterium is gekeken naar de vereiste telminima. Onderstaande tabel geeft aan dat een redelijk kleine steekproef (100) reeds een betrouwbaar diversiteitsgetal geeft.

MINIMUM STEEKPROEFGROOTTE	AANTAL MONSTERS
50	30
100	13
150	1
250	1
onbepaalbaar wegens te weinig individueen	8

HOOFDSTUK 12 : SEIZOENSEFFEKT

Om het effect van de tijd van het jaar waarop het monster genomen is na te gaan en om reproduceerbaarheid te toetsen, is ieder monsterpunt twee maal bemonsterd. De eerste serie monsters is in de eerste helft van april 1970 genomen en de tweede serie in de eerste helft van juni 1970, dus twee maanden later.

Het seisoenseffect is getoetst met de tekentoets voor gepaarde waarnemingen. Als onbetrouwbaarheidsdrempel is 0.05 genomen. Onderstaande tabel geeft aan dat geen enkele waarde beneden de kritieke waarde komt. De nul-hypothese, dat er geen afwijkingen zijn tussen de twee series, kan dus niet worden verworpen. Er zijn dus geen systematische afwijkingen tussen de diversiteiten der twee series aantoonbaar. We mogen konkluderen dat over de onderzochte tijd geen algemene veranderingen in diversiteit optreedt.

INDEX	VRIJHEIDSGRADEN	KRITIEKE WAARDE	+	-	WAARDE
S/log N	26	7	12	14	
H	27	7	16	11	
Hb1	26	7	13	14	
Alfa	27	7	9	17	

HOOFDSTUK 13 : VARIANTE ANALYSE

De twee diversiteitswaarden van een index bij ieder monsterpunt worden verder als een paar beschouwd. Omdat er geen systematische verschillen binnen de paren aantoonbaar zijn, worden de verschillen binnen de paren als toevalsmatig beschouwd. Hierdoor is een variantie-analyse van de diversiteiten mogelijk.

Gesteld wordt dat de variantie binnen de paren bij alle monsterpunten gelijk is. Voor iedere diversiteitsindex wordt de variantie binnen de paren vergeleken met de variantie der paargemiddelden. Getoetst wordt de nul-hypothese dat de variantie der paargemiddelden louter door toeval wordt bepaald. Dus dat er geen systematische bron van variantie afkomstig van verschillen tussen de monsterpunten aanwezig is. De varianties binnen en tussen de paren zijn met een F-toets met elkaar getest. Als onbetrouwbaarheidsdrempel is 0.05 genomen. De onderstaande tabel geeft de analyse weer. Uit de variantie-analyse blijkt dat alle diversiteitsindices een significant grotere variantie der paargemiddelden hebben dan uit de variantie binnen de paren te verwachten was. Zelfs met een onbetrouwbaarheidsdrempel van 0.01 zou dit nog significant zijn. De konklusie is dat er in de diversiteit een significante bron van variantie is. Deze bron ligt in de verschillen tussen de monsterpunten.

Van de trofie en de saprobie-index zijn ook variantie-analyses gemaakt. Voor de trofie-index is de overschrijdingskans groter dan 0.01 en kleiner dan 0.05. Voor de saprobie is de overschrijdingskans groter dan 0.05. Beide op indicatoren gebaseerde indices hebben dus een geringe, of zelf niet significante, systematische variantie tussen de monsterpunten. Daaruit is te konkluderen dat deze indices weinig van de eventuele verschillen tussen de monsterpunten weergeven. En daarom voor de beoordeling van de monsterpunten ongeschikt zullen zijn.

VARIANTIE ANALYSE VAN DE DIVERSITEITEN EN INDIKATORINDICES

VARIANTIEBRON	VRIJHEIDSGRADEN	VARIANTIE	OVERSCHRIJDINGSKANS P
H			
tussen paren	26	0.702	$F_{(26,27)} = 5.03$ $p \leq 0.01$
binnen paren	27	0.140	
Hbl			
tussen paren	26	0.625	$F_{(26,27)} = 4.30$ $p \leq 0.01$
binnen paren	27	0.146	
S/log N			
tussen paren	25	4.503	$F_{(25,26)} = 5.10$ $p \leq 0.01$
binnen paren	26	0.884	
Alfa			
tussen paren	25	23.342	$F_{(25,26)} = 4.58$ $p \leq 0.01$
binnen paren	26	5.102	
Trofie			
tussen paren	10	0.206	$F_{10,11} = 3.99$ $0.01 < p < 0.05$
binnen paren	11	0.052	
Saprobie			
tussen paren	11	0.185	$F_{(11,12)} = 1.39$ $0.05 < p$
binnen paren	12	0.133	

HOOFDSTUK 14 : VEREISTE AANTAL MONSTERS

Met de uit de variantie-analyse verkregen varianties binnen de paren van de diversiteitsindices is ook een aanwijzing voor het benodigde aantal replikaties te verkrijgen. Als men de wateren aan de hand van diversiteit wil indelen, is het mogelijk klassen van toenemende diversiteit te maken, analoog aan trofie- en saprobiëklassen. Voorop wordt de gewenste betrouwbaarheid van klasstoewijzing gesteld. Als betrouwbaarheidseis wordt genomen dat men met 95% zekerheid een monsterpunt binnen de variantiebreedte van een klasse moet kunnen plaatsen. We stellen dat K het aantal gewenste diversiteitsklassen is. Als D maximaal min D minimaal (= Dmax-Dmin) de grootste variantie is die voor een diversiteitsindex optreedt, dan is de breedte van een diversiteitsklasse: (Bmax - Dmin)/K. Uit de statistiek is bekend dat een waarneming met 96% zekerheid in een gebied van plus en min tweemaal de standaardafwijking (= S.d.) rond de werkelijke waarde ligt. De werkelijke waarde ligt dus met 96% zekerheid in een gebied van plus en min 2 x S.d. rond de waarneming. Bij N waarnemingen wordt het gebied waarin de werkelijke waarde met zekerheid ligt $1/\sqrt{N}$ maal 4 x S.d. x $(1/\sqrt{N})$ kleiner is dan (Dmax - Dmin)/K.

Daaruit volgt: $N \geq 16 \times K^2 \times \text{S.d.}^2 / (D_{\text{max}} - D_{\text{min}})^2$

Voor de diversiteiten is zo voor ieder gewenst aantal diversiteitsklassen het minimale aantal replikaties te berekenen. Onderstaande tabel geeft aan dat men voor een betrouwbare diversiteits- of weinig diversiteitsklassen moet nemen, of veel bepalingen moet doen.

Voor Alfa zijn de minste replikaties vereist.

VEREISTE AANTAL REPLIKATIES BIJ K DIVERSITEITSKLASSEN

D	Dmax - Dmin	S.d. ²	K = 10	5	4	3	2
H	2.22	0.140	46	12	8	4	2
Hb1	2.50	0.145	38	10	6	4	2
S/logN	7.00	0.884	29	8	5	3	2
Alfa	19.00	5.102	23	6	4	2	1

Omdat bij dit onderzoek maar twee bepalingen zijn gedaan, is de diversiteitswaarde voor ieder monsterpunt afzonderlijk dus zeer onbetrouwbaar. Voor de beoordeling van de wateren afzonderlijk kan men de verkregen diversiteitswaarden dus niet gebruiken. Door meerdere monsterpunten tegelijk te beschouwen, kan men dezelfde betrouwbaarheid verkrijgen als met meer replikaties kan worden verkregen. Voor onderzoek naar de interpretatie van de significante systematische verschillen in diversiteit tussen de monsterpunten zijn daarom alleen groepen wateren onderzocht.

HOOFDSTUK 15 : DE ZANDGROND PLASSEN

Doordat deze wateren oorspronkelijk alleen met regenwater gevoed worden, hebben deze een laag ionen-gehalte en daardoor een lage geleidbaarheid. Tevens is er door het lage ionengehalte een geringe buffering zodat er een extreem lage pH in voorkomt. Menselijke en dierlijke beïnvloeding gaat gepaard met verhoging van het ionengehalte van het water, voornamelijk chloride. Daardoor stijgt de geleidbaarheid. Daarom wordt hier voor storing de chloridetoename als maat gebruikt. Dat tevens de buffering van het water, en daarmee de pH toeneemt, is in tabel 2 te zien. Omdat deze storing gepaard is gegaan met ionentoename in het water zal er tevens sprake van eutrofikatie zijn.

Voordat nagegaan kan worden of de indicatoren deze invloed ook weerspiegelen, moet eerst de betrouwbaarheid van de trofie en de saprobie-index worden vastgesteld. Gesteld wordt dat voor de berekening van een index minimaal drie indicatoren gebruikt moeten worden. Tabel 3 geeft aan dat dan slechts 14 van de 48 indexwaarden betrouwbaar zijn. Voor een mogelijke verklaring van dit tekort aan indicatoren in oligotroof water wordt verwezen naar de bezwaren tegen de saprobie-indikatorlijst van Sladeczek die door Schroevers geformuleerd zijn en in hoofdstuk 4 zijn uiteengezet. Voor de zandgrondplassen is de trofie en de saprobie-indexmethode op deze wijze toegepast dus ongeschikt om tot de bepaling van de waterkwaliteit te komen.

Tabel 4 geeft de verschillende diversiteitsindices die van de monsters bepaald zijn. De eerste en de tweede monsterserie zijn apart behandeld om zo de reproduceerbaarheid van het resultaat te kunnen controleren. Nagegaan wordt of de rangschikking van de monsterpunten naar toenemende gestoordheid, en toenemende eutrofikatie, ook gekorreleerd is met diversiteit. Vergelijking der korrelatiecoëfficiënten met de kritieke waarden toont aan dat er slechts één van de tien waarden significant is. Deze diversiteitsindex alfa is negatief gekorreleerd met de storing. Dit resultaat is niet reproduceerbaar want in de tweede monsterserie is er een niet significante positieve korrelatie. Hieruit kan gekonkludeerd worden dat voor zandgrondplassen de diversiteit geen relatie met storing heeft.

TABEL 2 : CHEMISCHE GEGEVENS DER ZANDGRONDPLASSEN

No	monster	datum	uur	Ph chloride		geleidbaarheid
47	Uiversnest	15-4	17.00	3.2	10.0	0.065
127		12-6	16.00	3.7	10.8	0.075
43	Malpivennen	15-4	13.20	3.6	10.8	0.066
123		12-6	11.50	4.8	7.6	0.066
24	Ganzenpoel	8-4	14.30	3.2		
94		4-6	14.20	3.4	11.6	0.060
22	Kliplo	8-4	13.00	6.4		
92		4-6	12.30	6.5	13.4	0.050
63	Gerritsfles	17-4	13.20	3.2	10.8	0.071
133		17-6	15.00	3.8	12.0	0.208
21	Meekelermeer	8-4	11.30	4.3		
91		4-6	11.50	6.4	14.0	0.094
73	Leersum eerste plas	21-4	13.50	3.5	13.6	0.097
124		25-6	13.00		14.8	0.094
72	Leersum tweede plas	21-4	13.30	4.3	11.6	0.087
143		25-6	13.20		15.6	0.098
23	Brunstinger-	8-4	14.00	3.3		
93	plassen	4-6	13.50	4.3	19.6	0.093
46	Meeuwenven	15-4	17.00	3.9	16.8	0.114
126		12-6	15.50	4.6	19.6	0.146
42	Van Essenven	15-4	12.00	5.3	16.8	0.094
122		12-6	10.50	6.4	19.2	0.138
61	Zandgrondplas	17-4	10.20	4.8	35.6	0.150
131		17-6	10.30	5.8	29.1	0.148

TABEL 3 : MONSTERAANTAL MET BEPAALD AANTAL INDIKATOREN

aantal indicatoren per monster	trofie	saprobie
0	6	4
1	7	6
2	5	6
3	1	3
meer	5	5

TABEL 4 : DIVERSITEIT DER ZANDGRONDPLASSEN ; KORRELATIE MET STORING
eerste monsterserie

No	monster	S/log N	H	Hbl	R	Alfa
47	Uiversnest	1.93	0.52	1.38	0.79	4.30
43	Malpivennen	2.04	1.42	1.32	0.41	6.22
24	Ganzenpoel	2.27	1.17	1.73	0.53	5.22
22	Kliplo	0.86	0.63	0.19	0.65	1.06
63	Gerritsfles	2.60	1.57	1.47	0.42	4.09
21	Meekelermeer	2.72	1.07	1.89	0.59	3.75
73	Leersum eerste plas	1.77	1.25	0.98	0.48	3.66
72	Leersum tweede plas	1.42	0.43	1.33	0.80	2.15
23	Brunstingerplassen	1.09	1.00	0.61	0.45	4.27
46	Meeuwenven	1.01	0.40	0.82	0.79	2.47
42	Van Essenven	1.87	0.94	1.48	0.59	2.79
61	Zandenplas	1.98	1.20	1.57	0.50	2.09
	steekproefgrootte	12	12	12	12	12
	S	-10	-10	0	4	-32
	S kritiek	30	30	30	30	30

tweede monsterserie

127	Uiversnest	0.73	1.07	0.73	0.33	0.88
123	Malpivennen	2.22	1.39	1.32	0.44	3.42
94	Ganzenpoel	1.72	1.12	1.09	0.49	3.87
92	Kliplo	1.06	0.77	0.27	0.60	1.75
133	Gerritsfles	2.46	1.78	1.69	0.28	5.62
91	Meekelermeer	1.83	1.30	1.37	0.41	1.56
142	Leersum eerste plas	1.06	0.62	1.09	0.68	1.43
143	Leersum tweede plas	1.85	0.70	1.50	0.70	1.73
93	Brunstingerplassen		1.22	1.12		
126	Meeuwenven	1.31	1.10	0.99	0.47	1.98
122	Van Essenven	2.35	1.47	1.58	0.39	4.04
131	Zandenplas	2.10	1.40	1.36	0.33	5.08
	steekproefgrootte	11	12	12	11	11
	S	14	8	15	2	15
	S kritiek	27	30	30	27	27

HOOFDSTUK 16 : DE VEENWATERPLASSEN

Deze plassen zijn ontstaan door vervening dus voornamelijk door menselijke aktiviteit. Omdat de turfwinning reeds eeuwenlang plaatsvindt, mag worden aangenomen dat de invloed op de levensgemeenschap niet langer als een storing doorwerkt, omdat de levensgemeenschap zich er aan heeft kunnen aanpassen. Om toch een onderscheid naar gestoordheid te kunnen maken is een andere menselijke invloed, namelijk eutrofikatie als maat genomen. Zoals eerder uiteengezet is het chloride en geleidbaarheid als maat voor eutrofikatie te gebruiken als men gelijke uitgangssituaties heeft. Voor het Broekhuizerbroek wordt een uitzondering gemaakt. Met een laag chloridegehalte wordt dit water toch als zeer gestoord beschouwd. Dit vooral wegens de relatief grote invloed van de door landbouw belaste beek op dit kleine water. De verkregen storingsreeks op basis van chloride is dus tevens een eutrophiëringsreeks, want de invloed van de beek op het Broekhuizerbroek wordt als eutrofikatie beschouwd.

In tabel 6 is te zien dat 31 van de 32 waarden voor de trofie en de saprobie-indices met 3 of meer indicatoren berekend zijn en dus als betrouwbaar kunnen worden beschouwd. Tabel 7 geeft de waarden voor de twee monsterseries afzonderlijk met de korrelatiecoëfficiënt. Vergelijking met de kritieke waarde geeft aan dat er geen significante korrelatie is bij de veenwaterplassen tussen de storing en eutrofikatie enerzijds en de trofie en saprobie-index anderzijds.

Uit tabel 8 is ook zonder berekening duidelijk dat er geen verband is van de diversiteit met storing of eutrofikatie. Bij de bespreking van de saprobie is de relatie van de zuurstof met de stofhuishouding van het water genoemd. Bij het R.I.N. worden daarom zuurstofmetingen in de beschouwingen over de waterkwaliteit betrokken. In tabel 7 staan de gemeten zuurstofwaarden. De konsumptie vertoont in de eerste serie een significante korrelatie met de storing of eutrofikatie. In de tweede monsterserie is dit niet meer het geval. Men kan hieruit konkluderen dat eenmalige metingen van de zuurstof te weinig over de algemene toestand van het water zeggen. Voor een inzicht in de zuurstofhuishouding en daarmee in de algemene stofhuishouding van een water zal men over meer gegevens over een langer tijdsverloop moeten beschikken.

TABEL 5 : CHEMISCHE GEGEVENS DER VEENWATERPLASSEN

No	monster	datum	uur	pH	chloride	geleid.
44	Mariapeel	15-4	15.00	6.2	22.8	0.144
124		12-6	13.50	6.5	27.2	0.195
52	Het Hol	16-4	15.50	6.6	30.4	0.229
103		5-6	13.30	7.1	34.4	0.255
53	Molenpolder	16-4	17.00	7.2	44.0	0.296
113		11-6	15.00	7.0	54.8	0.432
12	Dirkswijde	1-4	12.00	8.4	48.0	0.320
82		28-5	11.30	7.8	44.8	0.350
11	Kleine Belterwijde	1-4	12.00	8.3	51.0	0.360
81		28-4	11.30	7.2	58.0	0.405
25	Terkaplesterpoelen	8-4	16.20	7.2		
83		28-6	15.00	7.6	68.8	0.434
51	Wijde Blick	16-4	15.00	7.6	72.4	0.439
102		5-6	12.00	7.7	84.0	0.490
45	Broekhuizerbroek	15-4	16.00	6.8	38.4	0.282
125		12-6	14.30	6.9	40.8	0.270

TABEL 6 : MONSTERAANTAL MET BEPAALD AANTAL INDIKATOREN

aantal indicatoren per monster	trofie	saprobie
1	0	0
2	1	0
3	1	1
4	0	1
5	1	1
meer	13	13

TABEL 7 : TROFIE SAPROBIE PRODUCTIE KONSUMPTIE EN VERZADIGINGS=
PERCENTAGES DER VEENWATERPLASSEN; KORRELATIE MET STORING

eerste monsterserie

No	monster	trofie	saprobie	prod.	kons.	verz. %
44	Mariapeel	3.50	6.67	4.16	5.08	104
52	Het Hol	2.93	5.27	1.50	4.93	97
53	Molenpolder	3.40	6.83	3.85	5.54	100
12	Dirkswijde	3.00	5.54	3.30	7.50	98
11	Kleine Belterwijde	3.00	5.57	9.26	9.40	80
25	Terkaplesterpoelen	3.20	5.33	13.1	10.3	95
51	Wijde Blik	3.44	6.00	5.8	10.4	109
45	Broekhuizerbroek	2.92	6.42	9.5	11.9	95
	steekproefgrootte	8	8	8	8	8
	S	-5	2	14	26	-7
	S kritiek	18	18	18	18	18

tweede monsterserie

124	Mariapeel	2.33	5.17	3.00	7.42	96
103	Het Hol	5.09	5.58	4.44	5.76	96
113	Molenpolder	4.00	6.25	7.71	6.69	81
82	Dirkswijde	3.50	5.50	8.30	6.50	64
81	Kleine Belterwijde	3.29	5.43	2.70	6.70	67
83	Terkaplesterpoelen	3.00	6.11	6.7	3.1	74
102	Wijde Blik	2.88	5.40	14.5	8.2	88
125	Broekhuizerbroek	3.09	5.92	6.0	4.6	145
	steekproefgrootte	8	8	8	8	8
	S	-3	2	8	-4	1
	S kritiek	18	18	18	18	18

TABEL 8 : DIVERSITEITEN DER VEENWATERPLASSEN

eerste monsterserie

No	monster	S/log N	H	Hbl	R	Alfa
44	Mariapeel	5.02	2.24	2.28	0.30	14.2
52	Het Hol	5.45	2.37	2.37	0.25	9.8
53	Molenpolder	3.83	2.03	2.02	0.28	6.4
12	Dirkswijde	4.36	1.94	2.23	0.40	7.3
11	Kleine Belterwijde	4.19	1.81	2.15	0.40	9.3
25	Terkaplesterpoelen	4.26	1.57	2.26	0.49	6.2
51	Wijde Blick	6.56	2.38	2.51	0.31	19.2
45	Broekhuizerbroek	4.89	2.34	2.41	0.30	10.9

tweede monsterserie

124	Mariapeel	5.20	2.23	2.21	0.27	10.4
103	Het Hol	4.45	2.32	2.27	0.25	4.4
113	Molenpolder	3.83	0.89	1.99	0.69	7.1
82	Dirkswijde	3.66	1.50	1.60	0.50	6.9
81	Kleine Belterwijde	3.75	1.74	1.84	0.42	8.9
83	Terkaplesterpoelen	5.26	2.48	2.47	0.23	11.8
102	Wijde Blick	4.98	2.29	2.25	0.27	11.4
125	Broekhuizerbroek	5.84	2.50	2.62	0.26	11.9

HOOFDSTUK 17 : DE EUTROFE WATEREN

Hiertoe zijn de rivierwaterplassen en de grote Hollandse wateren gerekend. Het rangschikken naar toenemende storing met behulp van chloride is bij deze wateren moeilijk omdat de uitgangssituatie verschillend is. Daarbij bestaat de invloed van de mens reeds zeer lang zodat deze niet langer als storing is te beschouwen. Een uitzondering vormen de Loenerveense plas, de Kil bij Hurwenen en het Eemmeer bij Muiderberg. De storingen die hierop inwerken zijn bij de bespreking van de wateren afzonderlijk reeds genoemd. Een rangschikking naar toenemende geleidbaarheid (tabel 9) van de eutrofe wateren komt zo neer op een rangschikking naar trofie, ongeacht of deze van natuurlijke oorsprong is of door menselijke eutrofiëring is ontstaan.

In tabel 10 is te zien dat 20 van de 28 trofie en saprobie-indexwaarden op drie of meer soorten zijn gebaseerd en dus betrouwbaar zijn. Omdat er voor ieder water twee monsters zijn en dus twee waarden per index, zou men er op kunnen afgaan. Voor korrelatieberekening heeft men echter te weinig waarden om tot uitspraken over significantie te komen. Voor deze groep wateren zijn de korrelatieberekeningen voor trofie en saprobie daarom niet uitgevoerd.

In tabel 11 staan de berekende diversiteitsindices en de korrelatiecoëfficiënt met de trofie. Er is nergens significante korrelatie. Gekonkludeerd kan dus worden dat de bruikbaarheid van de diversiteitsbepaling voor de bepaling van de trofie niet aantoonbaar is. Een oorzaak kan hierbij zijn dat er te weinig monsterpunten zijn om tot significante uitspraken te komen.

TABEL 9 : CHEMISCHE GEGEVENS DER EUTROFE WATEREN

No	monster	datum	uur	chloride	pH	geleid.
62	Appense kolk	17-4	11.30	20.0	6.8	0.174
132		17-6	11.50	23.6	7.6	0.092
34	Loenerveense plas	9-4	15.50		7.1	
104		5-6	14.60	38.8	7.8	0.282
48	Wiel Haalderen	15-4	17.50	46.4	8.0	0.472
128		12-6	17.20	49.2	8.0	0.450
41	Kil Hurwenen	15-4	10.00	52.6	7.7	0.363
121		12-6	9.50	77.2	7.4	0.508
33	Eemmeer Muiderberg	9-4	14.00		8.8	
101		5-6	10.00	137.2	8.5	0.710
32	Plas Langeraar	9-4	13.00		8.6	
111		11-6	12.30	128.0	8.4	0.910
31	Bergse plas	9-4	11.00		8.4	
112		11-6	11.00	206.8	8.4	1.270

TABEL 10 : MONSTERAANTAL MET BEPAALD AANTAL INDIKATOREN

aantal indicatoren per monster	trofie	saprobie
0	1	
1	3	1
2		3
3		
4	1	1
5	1	
meer	8	9

TABEL 11 : DIVERSITEITEN DER EUTROFE WATEREN; KORRELATIE MET TROFIE

eerste monsterserie

No	monster	S/log N	H	Hbl	R	Alfa
62	Appense kolk	2.75	1.14	2.02	0.59	5.4
34	Loenerveense plas	5.45	1.45	2.43	0.23	9.58
48	Wiel Haalderen	3.39	2.48	1.51	0.53	6.1
41	Kil Hurwenen	1.56	1.22	1.07	0.41	3.03
33	Eemmeer Muiderberg	4.30	1.58	2.21	0.49	8.24
32	Plas Langeraar	3.52	1.23	2.18	0.61	8.75
31	Bergse plas	3.97	2.04	2.12	0.37	6.56
	aantal monsters	7	7	7	7	7
	S	5	7	1	-3	5
	S kritiek	13	13	13	13	13

tweede monsterserie

132	Appense kolk	2.41	1.71	1.66	0.35	4.48
104	Loenerveense plas	7.59	2.68	2.71	0.24	14.54
128	Wiel Haalderen	2.14	1.14	1.37	0.52	2.66
121	Kil Hurwenen	6.06	2.65	2.67	0.24	7.3
101	Eemmeer Muiderberg	6.08	2.20	2.41	0.34	15.02
111	Plas Langeraar	1.01	1.17	0.96	0.35	1.15
112	Bergse Plas	3.81	2.25	2.26	0.26	5.97
	aantal monsters	7	7	7	7	7
	S	-1	1	-3	-7	1
	S kritiek	13	13	13	13	13

HOOFDSTUK 18 : ALLE WATEREN

Bij de bestudering van de groepen wateren afzonderlijk bleek dat geen der korrelaties significant was. Een mogelijke oorzaak kan ook zijn dat de groepen te klein zijn zodat de drempelwaarde voor significantie relatief hoog is. Vergroting van het aantal geeft gemakkelijker een korrelatie, zo die bestaat, die significant is. Daartoe proberen we de drie groepen monsters samen te voegen tot een groep. Omdat voor de verschillende groepen wateren de uitgangssituatie verschillend is, is het niet mogelijk de wateren te rangschikken naar toenemende storing. Tabel 12 geeft de rangschikking van de monsterpunten naar toenemende trofie waarbij de geleidbaarheid als maat dient. Van alle chemische waarden en alle indices zijn de korrelaties met de trofie berekend en op significantie getoetst (tabellen 12 t/m 15).

Doordat de geleidbaarheid voor een belangrijk deel door het chloride bepaald wordt, is een hoge korrelatie van chloride en trofie te verwachten. De pH is bij de rangschikking niet als criterium gebruikt. In beide monsterseries heeft de pH de hoogste korrelatie met de trofie. Chemisch zou dit verklaarbaar zijn als er meer chemische bepalingen gedaan waren. Ook de produktie en konsumptie zijn significant met de trofie gekorreleerd. Dit is niet meer dan de bevestiging van de gedachten over de, bij de trofie (zie hoofdstuk 3) besproken, benaderingswijzen van voedselrijkdom van een water. Voor verdere interpretatie van de gegevens van alle wateren tezamen wordt naar het volgende hoofdstuk verwezen.

C.

TABEL 12 : CHEMISCHE GEGEVENS VAN ALLE MONSTERS; KORRELATIE MET TROFIE
eerste monsterserie

No	monster	pH	chloride	geleid.	prod.	konsumptie
47	Uiversnest	3.2	10.0	0.065	0.01	3.86
43	Malpivennen	3.6	10.8	0.066	3.66	3.66
24	Ganzenpoel	3.2			-1.70	1.80
22	Kliplo	6.4			-5.60	3.40
63	Gerritsfles	3.2	10.8	0.071	3.53	4.37
21	Meekelermeer	4.3			2.35	3.80
73	Leersum eerste plas	3.5	13.6	0.097	7.11	8.20
72	Leersum tweede plas	4.3	11.6	0.087	6.57	6.64
23	Brunstingerplassen	3.3			-3.87	6.78
42	Van Essenven	5.3	16.8	0.094	4.76	10.64
46	Meeuwenven	3.9	16.8	0.114	3.13	6.95
62	Appensekolk	6.8	20.0	0.174	5.57	4.71
44	Mariapeel	6.2	22.8	0.144	4.16	5.08
61	Zandenplas	4.8	35.6	0.150	0.17	2.56
52	Het Hol	6.6	30.4	0.229	1.50	4.93
34	Loenerveenplas	7.1			2.25	5.35
45	Broekhuizerbroek	6.8	38.4	0.282	9.51	11.90
53	Molenpolder	7.2	44.0	0.296	3.85	5.54
48	Wiel Haalderen	8.0	46.4	0.472	7.70	7.36
12	Dirkswijde	8.4	48.0	0.320	3.30	7.50
11	Kleine Belterwijde	8.3	51.0	0.360	9.20	9.40
41	Kil Hurwenen	7.7	52.6	0.362	8.46	12.26
25	Terkaplesterpoelen	7.2			13.13	10.32
51	Wijde Blik	7.6	72.4	0.439	5.55	10.41
33	Eemmeer Muiderberg	8.8			20.65	17.15
32	Plas Langeraar	8.6			19.30	13.00
31	Bergse plas	8.4			37.50	19.10
	aantal	27	18	18	27	27
	S	253	141	131	196	220
	S kritiek	95	53	53	95	95

TABEL 13 : CHEMISCHE GEGEVENS VAN ALLE MONSTERS; KORRELATIE MET TROFIE
tweede monsterserie

No	monster	pH	chloride	geleid.	prod.	kons.
127	Uiversnest	3.7	10.8	0.075	3.86	3.96
123	Malpivennen	4.8	7.6	0.066	8.31	5.18
94	Ganzenpoel	3.4	11.6	0.060	3.30	3.82
92	Kliplo	6.5	13.2	0.050	6.03	6.96
133	Gerritsfles	3.8	12.0	0.208	3.48	2.90
91	Meekelermeer	6.4	14.0	0.094	5.75	3.86
142	Leersum eerste plas		14.8	0.094	9.10	10.80
143	Leersum tweede plas		15.6	0.098	7.20	10.80
93	Brunstingerplas	4.3	19.6	0.093	0.70	7.42
122	Van Essenven	6.4	19.2	0.138	38.56	8.51
126	Meeuwenven	4.6	19.6	0.146	4.74	4.83
132	Appense kolk	7.6	23.6	0.092	5.64	3.96
124	Mariapeel	6.5	27.2	0.195	3.00	7.42
131	Zandenplas	5.8	29.2	0.158	-6.60	2.10
112	Het Hol	7.1	34.4	0.255	4.44	5.76
104	Loenerveense plas	7.8	38.8	0.282	6.61	4.84
125	Broekhuizerbroek	6.9	40.8	0.270	6.02	9.64
113	Molenpolder	7.0	54.8	0.432	7.71	6.69
128	Wiel Haalderen	8.6	49.2	0.450	5.18	4.97
82	Dirkswijde	7.8	44.8	0.350	1.30	6.50
81	Kleine Belterwijde	7.2	58.0	0.405	2.70	6.70
121	Kil Hurwenen	7.4	77.2	0.508	16.97	4.71
83	Terkaplesterpoelen	7.6	68.8	0.434	6.70	3.11
102	Wijde Blik	7.7	84.0	0.490	14.48	8.18
101	Eemmeer Muiderberg	8.5	137.2	0.710	31.96	10.93
111	Plas Langeraar	8.4	128.0	0.910	20.98	15.04
112	Bergse plas	8.4	206.8	1.270	35.21	10.66
	aantal	25	27	27	27	27
	S	187	325	275	106	107
	S kritiek	86	95	95	95	95

TABEL 14 : TROFIE SAPROBIE EN DIVERSITEIT VAN ALLE MONSTERS; KORRELATIE
MET TROFIE

eerste monstersserie

No	trofie	saprobie	S/log N	H	Hbl	Alfa
47	2.25		1.93	0.52	1.39	4.30
43		4.50	2.04	1.43	1.33	6.22
24			2.27	1.17	1.73	5.22
22			0.86	0.63	0.02	1.06
63		4.40	2.60	1.57	1.48	4.09
21	2.40	5.80	2.72	1.07	1.90	3.75
73			1.77	1.25	0.98	3.66
72	3.75	7.50	1.42	0.43	1.33	2.15
23			1.09	0.99	0.61	4.27
42			1.01	0.40	0.82	2.47
46			1.87	0.94	1.48	2.79
62	2.40	4.67	2.75	1.14	2.02	5.40
44	3.50		5.02	2.24	2.28	14.20
61			1.98	1.20	1.57	2.09
52	2.93	5.27	5.45	2.37	2.37	9.75
34	2.78	5.67	5.45	2.48	2.43	9.58
45	2.92	6.42	4.90	2.35	1.41	10.99
53	3.40	6.83	3.83	2.03	2.02	6.47
48	3.38	5.38	3.39	1.45	1.51	6.13
12	3.00	5.54	4.36	1.94	2.23	7.32
11	3.00	5.57	4.19	1.82	2.15	9.32
41			1.56	1.22	1.07	3.03
25	3.20	5.33	4.26	1.57	2.26	6.25
51	3.40	6.00	6.56	2.38	2.51	19.25
33	3.14	6.00	4.30	1.58	2.21	8.24
32	3.50		3.52	1.23	2.18	8.75
31	3.78	5.86	3.97	2.04	2.12	6.56
aantal	18	16	27	27	27	27
S	57	35	141	133	159	122
S kritiek	53	46	95	95	95	95

TABEL 15 : TROFIE SAPROBIE EN DIVERSITEIT IN ALLE WATEREN; KORRELATIE
MET TROFIE

tweede monsterserie

no	trofie	saprobie	S/log N	H	Hbl	Alfa
127	2.00	4.67	0.73	1.07	0.74	0.88
123			2.22	1.40	1.32	3.42
94			1.72	1.12	1.09	3.87
92			1.06	0.77	0.27	1.75
133			2.46	1.78	1.70	5.62
91	2.20	4.80	1.83	1.30	1.37	1.56
142			1.06	0.63	1.10	1.43
143			1.85	0.70	1.50	1.73
93				1.22	1.12	
122			1.31	1.10	0.99	1.98
126			2.35	1.47	1.58	4.04
132		5.25	2.41	1.71	1.66	4.48
124		5.17	5.19	2.23	2.21	10.3
131			2.10	1.40	1.36	5.08
112	3.09	5.58	4.45	2.32	2.27	4.42
104	2.75	5.45	7.59	0.90	2.71	14.5
125	3.09	5.92	5.84	1.14	2.61	11.96
113		6.25	3.38	2.69	1.99	7.14
128			2.14	1.50	1.37	2.66
82	3.50	5.50	3.66	1.74	1.61	6.91
81	3.29	5.43	3.75	2.65	1.84	8.91
121	3.23	5.58	6.06	2.48	2.67	7.30
83	3.00	6.11	5.25	2.29	2.47	11.8
102	2.88	5.40	4.98	2.50	2.25	11.4
101	3.70	6.07	6.08	2.20	2.41	15.0
111			1.01	1.17	0.96	1.15
112	3.38	6.22	3.81	2.25	2.26	5.97
aantal	12	16	26	27	27	26
S	26	54	156	141	165	164
S kritiek	30	46	91	95	95	91

HOOFDSTUK 19 : DISCUSSIE

In hoofdstuk 3 is uiteengezet dat het door mij gebruikte referentiekriterium trofie momenteel wordt opgevat als maat voor de grootte van de energiestroom door een aquatische levensgemeenschap. Er worden fundamenteel verschillende bepalingsmethoden voor gebruikt. Voor de indeling in trofieklassen wordt ook met verschillende criteria gewerkt. Trofiebepaling met indikatororganismen is niet mogelijk wegens het ontbreken van getoetste indicatorsystemen van fytoplankton.

De variantieanalyse van trofie geeft aan dat er in de waarden via trofie-indicatoren bepaald weinig informatie omtrent de verschillen tussen de monsterpunten ligt. De korrelatie met de trofie zoals die met geleidbaarheid bepaald is, is slechts matig te noemen.

De trofie-indicatorenindex is slechts één van de twee keer significant met de trofie gekorreleerd. Dit wil zeggen dat het systeem zoals hier gebruikt niet verantwoord is om waterkwaliteiten te beoordelen. Waar de oorzaak van het falen der indikator-indexmethode ligt, kan hier niet met zekerheid worden vastgesteld. Mogelijke oorzaken zijn de keuze der indikatorsoorten, de monstergrootte, of het principe dat met fytoplankton via indicatoren iets over de algemene toestand van het water gezegd kan worden. Rawson (1956) merkt op dat bij kleine organismen de aanwezigheid en afwezigheid van een soort elkaar zo snel opvolgen dat men uit de aanwezigheid of afwezigheid weinig over het gebied van voorkomen kan zeggen. Dit geldt ook voor fytoplankton.

Als algemene konklusie wil ik daarom de onbruikbaarheid van fytoplanktonindicatoren voor de bepaling van de trofie stellen.

Het tweede voor referentie bedoelde waterkwaliteitskriterium is de saprobie. De saprobie is een empirisch begrip, ontwikkeld in stromend water. Als basis dient de graduele verandering der levensgemeenschappen na een lozingspunt. Deze veranderingen worden geïnterpreteerd als vervuilingseffekt. De verandering in stilstaand water door effluent wordt door veel auteurs vergelijkbaar geacht met de verandering in stromend water. De verschillen tussen stromend water en stilstaand water zijn echter van dien aard dat toepassing van indicatoren uit het ene watertype in het andere watertype als onverantwoord wordt beschouwd.

Belangrijke bezwaren tegen het indikatorensysteem van Sladeczek zijn, het ontbreken van het kwantitatieve aspekt en het gebaseerd zijn op Oosteuropese stromende wateren. Het model van Caspers en Karbe beschouwt saprobie voor alle watertypen als maat van de mineralisatie van organisch materiaal. In dit model wordt de saprobie hanteerbaar, maar krijgt een andere interpretatie. In dit onderzoek is deze saprobie niet bepaald. Voor verder onderzoek vormt dit model echter een goede basis.

De variantie-analyse van de saprobie-index geeft aan dat in de index wel enige informatie over de monsterpunten zit. Het gaat er om deze informatie te kunnen interpreteren. Bij de zandgrondplassen en bij de veenwaterplassen was er geen significante korrelatie met de storing aantoonbaar. De saprobie is zoals in hoofdstuk 5 en 6 uiteengezet is sterk gekorreleerd met de trofie. Verwacht mag worden dat de trofiereeks van de monsterpunten ook in de saprobie-indikatoren wordt teruggevonden. Zoals in tabellen 14 en 15 te zien is, is de saprobie-indexwaarde slechts een van de twee keer significant gekorreleerd met de trofie. Als mogelijke oorzaken kunnen de overwegingen hierboven bij de trofie-indikatoren gemaakt gelden.

We kunnen dus het volgende konkluderen. Saprobie kan voor stromend water een wezenlijke karakteristiek zijn, die met indikatoren bepaalbaar is, voor stilstaand water heeft saprobie een andere betekenis en is niet goed met indikatoren bepaalbaar. De korrelatie met trofie geeft aan dat de saprobie-indikatoren zoals gebruikt meer de betekenis indiceren die Caspers en Karbe aan saprobie geven, namelijk grootte van de afbraak en dus grootte van de stofkringloop. Als karakteristiek van de stofkringloop kan men deze saprobie beter direkt aan de stofhuishouding zelf bepalen. Als maat voor storing is de saprobie-index in stilstaand water dus niet te gebruiken.

Het begrip storing zoals in hoofdstuk 5 is besproken, is als waterkriterium onbruikbaar op grond van de daar besproken overwegingen. Het belangrijkste daarvan is wel dat storing alleen indirekt bepaalbaar is en dat de gevolgen van een storing niet specifiek voor de aard van de storing zouden zijn.

Bij de variantie-analyse (hoofdstuk 13) is aangetoond dat er voor de diversiteit een significante variantiebron in de monsterpunten ligt. Omdat voor enkele monsterpunten de betrouwbaarheid onvoldoende is, zoals in hoofdstuk 14 is aangegeven, moet er voor het opsporen van deze variantiebron van grotere groepen monsterpunten gebruik gemaakt worden. Slechts door alle monsters samen te beschouwen, is het mogelijk significante korrelatie met een ander waarde criterium van het water te krijgen. De groep zandgrondplassen of de groep veenwaterplassen waren blijkbaar als groep niet groot genoeg om tot interpretatie der diversiteit te komen.

Alle diversiteitsindices (tabel 14 en 15) vertonen een significante korrelatie met de trofie van het bemonsterde water. Dit geeft een zekere interpretatie aan de diversiteit. De sterkte van de korrelatie is niet zo groot als de korrelatie van bijvoorbeeld pH met de trofie. Zoals ook rechtstreeks in de tabel te zien is, bestaat er geen één-eenduidige relatie tussen trofie en diversiteit. Odum (1959) stelt dat iedere sterk limiterende faktor, ongeacht of deze biotisch of abiotisch is, de diversiteit reduceert. Onze waarneming dat de diversiteit lager is in de oligotrofe wateren geeft daarmee aan dat er in de oligotrofe wateren een limiterende faktor van groot belang aanwezig is. Deze faktor kan de lage trofie zelf zijn. Zoals in hoofdstuk 3 uiteengezet is, wordt de trofie door vele factoren bepaald. De diversiteit-verlagende oorzaak zal men daarom eerder bij de trofie-beperkende faktor moeten zoeken dan bij de trofie zelf. Als mogelijke trofie-beperkende factoren kunnen genoemd worden, de lage pH en de mineraalarmoede, zoals die uit de lage geleidbaarheid blijkt. Bij pH beneden 4 is er bijna geen koolzuur in een voor het fytoplankton opneembare vorm aanwezig, zodat fotosynthese onmogelijk wordt. Deze pH hangt via buffering ook weer af van de mineraalrijkdom van het water. Nog tal van andere produktiebeperkende factoren zijn daarnaast bekend. In dit onderzoek is het niet mogelijk de factoren die de trofie bepalen na te gaan, zodat het niet mogelijk is uit te maken of de diversiteit door de trofie of door een van haar oorzaken wordt beïnvloed.

Welke factoren naast het trofiekcomplex de diversiteit bepalen is helaas uit dit onderzoek niet te destilleren. Door mij worden als belangrijkste geacht: lokale factoren en toevalsfactoren. Bij lokale omstandigheden wordt gedacht aan de grootte van het water en aan eventuele aanvoeren van water met allochtone organismen, waardoor het monster een mengsel wordt van organismen uit verschillende levensgemeenschappen. Dergelijke mengsels bezitten een grotere diversiteit dan de levensgemeenschappen afzonderlijk, maar deze diversiteit is betekenisloos. Een toevalsfactor kan het weer zijn, waardoor bij wind het water wordt gemengd met de boven beschreven gevolgen. De tijd van het jaar is zoal in hoofdstuk 12 gezien, is niet significant als diversiteitswaardebeïnvloedende factor. Belangrijker lijken de zuivere toevalsfactoren die bijvoorbeeld liggen in het wel of niet treffen van een algbloei op het moment van bemonstering. Deze toevalsfactor kan door op meerdere tijdstippen te bemonsteren, worden geëlimineerd zoals in hoofdstuk 14 is uiteengezet. De fouten afkomstig van het feit dat met een steekproef gewerkt wordt, zijn door replicaties of steekproefvergroting te elimineren. De hier gegeven diversiteitswaarden zijn als steekproefwaarde betrouwbaar. Van de laatste twee genoemde diversiteitsbeïnvloedende factoren, de lokale omstandigheden en het toeval, is alleen de invloed van lokale omstandigheden voor het geven van een waardeoordeel over het water of voor een typologie van belang. Het effect van deze lokale factor is uit de diversiteit niet te onderscheiden van de overige factoren. Om deze lokale factoren op een biologische wijze te achterhalen, zal men onder andere op de soortensamenstelling en de gegevens der soorten moeten afgaan. Daarbij vraagt men zich af waar dan de diversiteit nog voor dient als men alle belangrijke factoren reeds langs een andere weg heeft opgespoord.

Diversiteit is dus wel bepaalbaar. Voor alle bepalingswijzen is er een tamelijk groot aantal monsters nodig. De monsters kunnen echter bij gebruik van de selektieve informatie klein blijven. De selektieve informatie heeft als groot voordeel dat er geen vooronderstellingen over de populatiestructuur bij gemaakt hoeven te worden.

Met de diversiteit hoopt men een criterium te hebben dat minder aan fluktuaties onderhevig is dan de soortensamenstelling. Dit is slechts door veel monsters te bereiken. Met veel monsters is echter ook de soortensamenstelling van een water betrouwbaar te bepalen, zodat dit motief vervalt.

Diversiteit is moeilijk met andere factoren te relateren, of als het ermee in verband te brengen is, is het eenvoudiger deze factoren rechtstreeks te bepalen. Alleen als de diversiteit een zelfstandig criterium is, dat iets wezenlijks zegt, blijft zijn waarde als evaluatiecriterium gelden. In hoofdstuk 7 wordt aan diversiteit als maat voor rijpheid gedacht. Omdat de maximale diversiteit ook in rijpe ecosystemen afhankelijk is van extreme factoren kan men nooit uitmaken of de bepaalde diversiteit als de maximaalbereikbare of als de door onrijpheid of storing verlaagde waarde beschouwd moet worden. Voor de stabiliserende functie van een natuurgebied is de diversiteit op zich zoals in hoofdstuk 7 is gesteld ook niet relevant. Voor iedere stabiliserende functie zorgen bepaalde soorten. Als die er zijn, heeft het biosysteem een stabiliserende invloed. Om deze functie te evalueren moeten dus de soortensamenstelling en de soortskarakteristieken bekend zijn. We moeten uit dit alles konkluderen dat de diversiteit geen zelfstandige betekenis als biologisch criterium heeft.

Als slotkonklusie kan daarom gesteld worden hoewel de diversiteit bepaalbaar is, de interpretatie ervan weinig oplevert, zodat het gebruik ervan bij evaluatie wordt afgeraden.

HOOFDSTUK 20 : SAMENVATTING

Uit het belang van natuurgebieden volgt de noodzaak deze te beschermen tegen negatieve beïnvloeding van de mens. Om de natuurgebieden die voor bescherming in aanmerking komen te kunnen selekteren is evaluatie nodig. Diversiteit wordt als criterium daarvoor op zijn bruikbaarheid onderzocht. De toepasbaarheid wordt onderzocht door onderzoek in 27 Nederlandse wateren, die ieder tweemaal bemonsterd zijn. In ieder monster zijn de temperatuur, de pH, de geleidbaarheid, het chloridegehalte en diverse zuurstofbepalingen gedaan.

Om de interpreteerbaarheid van diversiteit na te gaan, worden trofie en saprobie en storing als referentiegrootheden gekozen. Een analyse van deze begrippen toont hun zwakke kanten aan. Toepassing van de indikatorenmethode om trofie en saprobie te bepalen, levert geen vertrouwengevende resultaten op. Verder zijn trofie, saprobie en storing drie niet goed onderscheidbare kwaliteiten omdat zij door veel gemeenschappelijke factoren bepaald worden en dus onderling gekorreleerd zijn. Zo heeft de pH een bijna eenduidig verband met de trofie. Als referenties bij de interpretatie van de diversiteit zou het beter zijn geweest deze factoren afzonderlijk te bepalen en te gebruiken.

Wegens de fluktuaties in de soortensamenstelling van kleine organismen ook in een konstant milieu wordt gezocht naar een meer stabiel criterium. Diversiteit op basis van een relatieve telling van een steekproef wordt als veelbelovend beschouwd. Uitgegaan wordt van de gedachte dat rijpheid van een ecosysteem in de diversiteit gereflekteerd wordt. Sterk limiterende factoren verlagen de diversiteit. Stabiliteit van een ecosysteem biedt de mogelijkheid tot rijping en zo tot diversifikatie. Omgekeerd hoeft diversiteit niet tot stabiliteit te leiden. De diversiteitsbepaling is afhankelijk van het type levensgemeenschap dat onderzocht wordt. Fytoplankton kan slechts met behulp van steekproeven onderzocht worden die "ad random" te nemen zijn. Gekozen wordt voor steekproefgrootte-onafhankelijke diversiteitsindices. Mogelijk is dan de verhouding van soortental en logaritmische van individuen, die gebaseerd is op een door Margalof waargenomen logaritmisch verband. Uit een populatiemodel van Fisher is alfa als diversiteitsindex te gebruiken.

De selektieve informatie heeft als groot voordeel dat er geen model van de distributie der soorten over de individuen voor nodig is. Ook de hanteerbaarheid is goed. De monstergrootte kan bij gebruik van de selektieve informatie beperkt blijven tot 100 individuen. Het aantal monsters dat voor een betrouwbare diversiteit op verschillende momenten genomen moet worden is tamelijk groot. Van de selektieve informatie worden twee varianten afgeleid. H-bloei en de relatieve informatie. Het seizoen van monsternamen heeft geen systematische invloed op de grootte van de diversiteit. Een variantie-analyse toont aan dat er een significante betekenis in de diversiteit van een water ligt. Bij toepassing van de diversiteit in oligotrofe en mesotrofe wateren blijken er geen diversiteitindices significant te korreleren met storing. Over alle monsters genomen is er een significante korrelatie met de trofie. Deze korrelatie is niet verder te analyseren. Ook theoretisch wordt het biologische belang van diversiteit voor een natuurgebied ondergeschikt geacht aan de vele beter beschrijfbare functies die de afzonderlijke soorten bezitten. Als evaluatiekriterium wordt diversiteit daarom niet als belangrijk gezien.

LITERATUURLIJST

- | | | |
|------------------------------------|------|--|
| Bakema J. | 1957 | Dwingeloo en omgeving, hydrobiologisch
gezien. Hydra <u>2</u> (3) 38-41 |
| Brillouin L. | 1960 | Science and Information theory.
Acad. Press New York 2nd ed. |
| Caspers H. & Karbe L. | 1966 | Trofie und Saprobität als stoffwechsel-
dynamischer Komplex.
Archiv. f. Hydrobiologie <u>61</u> |
| Dresscher Th.G.N. et al. | 1952 | De Gerritsflesch bij Kootwijk.
Hydrobiologische ver. Amsterdam Publ. <u>4</u> , 1-22 |
| Duffels J.P. | 1963 | Over de desmidiaceeën van Scorpidium-
vennen en andere verlandingsvegetaties.
RIVON rapport H 197 |
| Dijk J. van et al. | 1960 | Hydrobiologie van de Oisterwijkse vennen.
Hydrobiologische ver. Amsterdam Publ. <u>5</u> |
| Fisher R.A. et al. | 1943 | The relation between the number of
individuals and the number of species
in a random sample of animal population.
J. Anim. Pop. <u>12</u> 42-58 |
| Geelen J.F.M. | 1969 | Vergelijkend planktononderzoek in twee
Hatertse vennen.
Thesis Nijmegen 111pp. |
| Geelen J.F.M. & Bouwhuis
A.M.J. | 1969 | Vergelijkend planktononderzoek in
"Uiversnest" en "Meeuwenven".
Meded. Hydr. Biol. Ver. <u>3</u> (1) p. 23-27 |
| Graaf F. de | 1952 | Hydrobiologie van het Hol bij Kortenhoef 1.
De wandelaar in weer en wind <u>2</u> |
| | 1957 | The microflora and fauna of a quaking
bog in the nature reserve "Het Hol"
near Kortenhoef.
Hydrobiologia vol IX 2-3 |
| Heimans J. | 1925 | Desmidiaceënfloora van de Oisterwijkse
vennen.
N.K. Archief 1924 |
| Heusden G.P.H. van | 1944 | Hydrobiologisch onderzoek van het
Naardermeer.
Rapp. Hydrobiol. Ver. |
| | 1945 | Waarnemingen in enige "Wielen" in de Betuwe.
Kon. Aard. Gen. <u>62</u> (2) 118-141 |

- Kokke P.A. 1958 De diatomeeënflora van een wiel bij Haalderen.
De Lev. Nat. 61
- Leentvaar P. 1955 Een diatomee, nieuw voor Nederland.
De Lev. Nat. 57 (7)
- 1958 Guanotrophie in het Naardermeer.
De Lev. Nat. 60 RIVON Meded. 32
- 1958 Observations on the plankton of some inland waters, especially "Wielen" in the Netherlands.
Beaufortia 73 (6)
- 1958 Hydrobiologische waarnemingen in de Leersumse plassen.
Excursierapport RIVON
- 1963 Verslag van het maandelijks plankton en chemisch onderzoek in het Naardermeer in 1963.
RIVON Meded.
- 1968 Resultaat van het maandelijks hydrobiologische onderzoek van het Broekhuizerbroek in 1967.
RIVON Rapport 53
- 1966 Presentie en preferentie van plankters in wielen, oude rivierlopen en meren.
Water 50 (2) 16-18 RIVON Meded. 222
- Leeuwen Chr.G. van 1966 Het botanisch beheer van natuurreservaten op structuur-oecologische grondslag.
Gorteria 3 (2) 16-28 RIVON Meded. 230
- Maarel E. v.d. 1966 Over vegetatiestructuren, -relaties en -systemen in het bijzonder in de duingraslanden van Voorne.
Thesis Utrecht
- 1971 Oecologische evaluatie en ruimtelijke ordening.
Stencil afd. Geobot. Nijmegen
- Mac Arthur R.H. 1960 On the relative abundance of species.
The American Naturalist XCIV 25-36
- Margalef R.D. 1957 Information theory in ecology.
Gen. System 3 37-71 1968

- Meyer W. et al. 1955 Kortenhoef een veldbiologische studie van een Hollands verlandingsgebied. Uitg. stichting "Cie voor de Vecht en oostelijk en westelijk plassengebied".
- Naumann E. von 1921 Einige Grundlinien der regionalen Limnologie Lunds Universit ts Arsskrift NF 2 17 (8)
- 1932 Grundz ge der regionalen Limnologie. Die Binnengew sser 11
E. Schweizerbartsche Verl. Bh. Stuttgart
- Pielou E.C. 1966 The measurement of diversity in different types of biological collections. J. Theor. Biol. 13 133-144
- Pielou E.C. 1966 Shannons formula as a measurement of specific diversity: its use and misuse. The Amer. Naturalist 100 463-465
- Preston F.W. 1948 The commonness, and rarity of species. Ecology 29 254-283
- Rawson D.S. 1956 Algal indicators of trophic lake types. Limnol. and Oceanogr. 18-25
- Roest A.C.F. et al. 1967 Invloed van de recreatie op de hydro-biologische gesteldheid van enige in zandgrond gegraven plassen. Stencil RIVON H219
- Rohde W. 1958 Prim rproduction und Seetypen. Verh. Int. Ver. Limnol. 13 121
- Schimmel H.J.W. 1966 Het staatsnatuurreservaat Kil van Hurwenen bij Zaltbommel. Natuur en Landschap 20 3-4 269-282
- Schroevers P.J. 1962 Eutrophi ring in een Drentse heideplas. Het Meekelermeer. De Lev. Nat. 65 (10) 221-228
- 1966 Some observations on micro-coenoses in a bog region influenced by man. Wentia 15 163-190
- 1968 De invloed van de Arembergergracht op het water van de Dirkswijde en de Vossenbelt. Med. Hydr. Ver. 2 66-79
- 1968 Bezinkingsplankton in een waterbloei van Euglena pisciformis Klebs. Meded. Hydrobiol. Ver. 2 20-34

- Schroevers P.J. 1968 Handleiding voor chemische technieken.
Stencil RIVON
- 1968 Typologie van wateren.
Vakblad voor Biologen 48 (5) 76-81
- 1970 De natuurlijke verscheidenheid van
microphytengesellschaften in de Lindevaallei,
in het bijzonder in de overgangen tussen
de Linde en de Polders.
Meded. Hydrobiol. Ver. 4 (2) 105-126
- Schouten J. 1964 Draadwieren van het Leersumseveld met
betrekking tot de guantotrofie.
Rapport RIVON H30
- Shannon C.E. & Weaver W. 1963 The mathematical theory of communication.
Univ. of Illinois Press, Urbana
- Sládeček V. 1964 A guide to Limnosaprobial organisms.
Vys. Škol. Technol. Vody VII (2) 543-612
- Soest J.L. van 1962 Informatie en communicatietheorie.
uitg. Electrotechnische Ver. Delft
- Thiemann A. 1921 Biologische Seetypen und die Gründung
einer hydrobiologischen Anstalt am Bodensee.
Arch. Hydrobiol. 13 347 p.
- Westhoff V. 1952 De betekenis van natuurgebieden voor
wetenschap en praktijk.
Contactcie. voor Natuur en Landschapsbesch.
- Williams C.B. 1964 Patterns in the balance of nature.
Acad. Press London, New York
- Zwart K.W.R. 1969 Het voorkomen van Desmidiaceae in de
Molenpolder. In: De Zuidelijke Vechtplassen.
Ed. P. Leentvaar Uitgave "Stichting voor
de Vecht en het oostelijk en westelijk
plassengebied".

DATAAL TABEL

monster

[illegible]

[illegible]

6010201.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6010202.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6010301.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
6010302.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6010400.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6010600.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6010701.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6010800.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6010901.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6011001.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
6011100.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6011200.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6011301.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
6011302.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	3	0	0	0	0	0	0	4
6011401.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
6011402.	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
6011501.	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
6011601.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6011700.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6011802.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6020100.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6030102.	0	0	0	0	0	0	0	141	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6030103.	3	0	0	0	0	0	3	8	0	0	2	0	0	1	1	0	0	3	1	1	2	0	0	1	0	0
6030104.	0	2	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	2	0	0	2	0	0	1	0						

6260100.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	
6290100.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
6300100.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0		
6310100.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0		
7010101.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7010102.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7010200.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7010300.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7010400.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7020100.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7020200.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7030100.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7030300.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7040100.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	36	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	7	1	0	0	
7040200.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0		
7040300.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7040400.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7060100.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	31	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0		
7060200.	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7060300.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0		
7060400.	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
7060501.	0	0	0	240	1	35	1	0	0	0	2	2	11	57	7	3	0	260	0	0	3	2	3	0	70	0	249	112	0	0

WAARNEMINGEN PHYTOPLANKTON 1970 VOLLEDIG MONSTER

TOTAAL TABEL

[illegible]

[illegible]

6010201.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
6010202.	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6010301.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6010302.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6010400.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6010600.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6010701.	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6010800.	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6010901.	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	
6011001.	0	0	0	0	0	0	0	12	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6011100.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6011200.	0	10	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6011301.	0	0	42	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	6	3	0	0	0	0	0	0	0	
6011302.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	
6011401.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6011402.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6011501.	1	1	0	0	0	0	1	0	3	0	0	47	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
6011601.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6011700.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6011802.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6020100.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	68	0	0	0	
6030102.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6030103.	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
6030104.	3	4	18	0	1	1	1	0	3	1	0	1	2	8	1	1	1	0	1	1	2	4	
6030200.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	
6030300.	1	3	0	0	0	0	0	5	0	8	0	0	2	8	0	0	0	9	0	0	0	29	
6040101.	0	1	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
6040102.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0											

[illegible]

Soortenlijst Braamtjes 1970

niet in waarnemingen der 54 maanden

1	1	1	OSCILLATORIA 1
1	1	2	OSCILLATORIA 2
1	1	4	OSCILLATORIA LIMNETICUS
1	1	5	OSCILLATORIA REDEKII
1	2	1	LYNGBIA VACUOLIFERA
1	2	2	LYNGBIA LIMNETICA 1
1	2	2	LYNGBIA LIMNETICA 2
1	3	1	PHORMIDIUM SP
1	4	1	APHANIZOMENON FLOS AQUAE
1	5	1	ANABAENA CIRCINALIS
1	5	2	ANABAENA 1
1	5	3	ANABAENA 2
1	5	4	ANABAENA LAXISSIMA
1	6	1	SPIRULINA
1	7	1	MICROCYSTIS AERUGINOSA
1	7	2	MICROCYSTIS FLOS AQUAE
1	8	1	CHROOCOCCUS LIMNETICUS
1	12	1	GOMPHOSPHAERIA LACUSTRIS
1	14	1	CYANOPHYCEAE
1	10	1	MERISMOPEDIA TENUISSIMA
1	10	2	MERISMOPEDIA PUNCTATA
1	12	2	GOMPHOSPHAERIA APOINIA
1	12	3	GOMPHOSPHAERIA NAEGELIANA
1	13	1	SPHAEROCYSTIS SCHROEDERTII
1	15	1	RAPHIDIOPSIS MEDITERRANEA
1	16	2	DACTYLOCOCCOPSYIS IRREGULARIS
1	16	3	DACTYLOCOCCOPSYIS CF RAPHIODES
2	1	1	DINOBYRON PEDIFORME
2	1	2	DINOBYRON BAVARICUM
2	1	3	DINOBYRON SOCIALE
2	1	3	DINOBYRON SOCIALE VAR AMERIKANA
2	1	4	DINOBYRON SERTULARIA
2	1	5	DINOBYRON DIVERGENS
2	1	5	DINOBYRON DIVERGENS VAR SCHAUNSLANDTI
2	1	6	DINOBYRON SPIRALE
2	1	7	DINOBYRON UTRICULUS
2	2	1	KEPHYRION SPIRALE
2	2	2	KEPHYRION RUBRI CLAUSTRII
2	2	3	KEPHYRION OVALE
2	3	1	PSEUDOKEPHYRION POCULUM
2	3	2	PSEUDOKEPHYRION UNDULATISSIMUM
2	3	3	PSEUDOKEPHYRION PILITIDUM
2	4	1	CHRYSOCCUS BIPORUS
2	4	2	CHRYSOCCUS RUFESCENS
2	4	3	CHRYSOCCUS MINUTUS) PUNCTIFORMIS *
2	4	4	CHRYSOCCUS ORNATUS
2	4	5	CHRYSOCCUS SP
2	5	1	MALLOMONAS AKROKOMOS
2	5	2	MALLOMONAS SALINA
2	5	3	MALLOMONAS ACARTIODES
2	5	4	MALLOMONAS SP 1

- 520 1 TETRASTRUM SP.
- 621 1 ACTINASTRUM HANTSCHII
- 622 1 COELASTRUM SP.
- 623 1 KIRCHNERIELLA LUNARIS
- 624 1 INDETERMINABILIA
- 625 1 GEMINELLA CF MINOR
- 626 1 MICROSPORA SP.
- 627 1 OEDOGONIUM SP.
- 628 1 ULOTRIX SP.
- 629 1 RHIZOCLONIUM SP.
- 630 1 RAPHDIONEMA LONGISETA
- 631 1 PROTOCOCCUS SPEC.
- 7 1 1 1 TRACHELOMONAS HISPIDA
- 7 1 1 2 TRACHELOMONAS HISPIDA VAR. CORRONATA
- 7 1 1 3 TRACHELOMONAS HISPIDA VAR.
- 7 1 2 TRACHELOMONAS VOLVOCINA
- 7 1 3 TRACHELOMONAS VERRUCOSA
- 7 1 4 TRACHELOMONAS BERNARDII
- 7 2 1 PHACUS SUECICUS
- 7 2 2 PHACUS SP 1
- 7 3 1 LEPOCINCLIS ACICULARIS
- 7 3 2 LEPOCINCLIS SALINA
- 7 3 3 LEPOCYNCLIS OVUM
- 7 4 1 EUGLENA VIRIDIS
- 7 4 2 EUGLENA PISCIFORMIS
- 7 4 3 EUGLENA ACUS
- 7 4 4 EUGLENA SP.
- 7 5 1 PTEROMONAS ANGULOSA
- 7 6 1 CHLAMIDOMONAS SP 1
- 7 6 2 CHLAMIDOMONAS SP 2
- 7 6 3 CHLAMIDOMONAS SP 3
- 7 6 4 CHLAMIDOMONAS SP 4
- 7 6 5 CHLAMIDOMONAS SP 5
- 7 6 6 CHLAMIDOMONAS SP 6
- 7 7 1 GONIUM SP.
- 7 8 1 CRYPTOMONAS SP 1
- 7 8 2 CRYPTOMONAS SP 2
- 7 8 3 CRYPTOMONAS SP 3
- 7 9 1 KLEURLOZE FLAGELLAAT
- 710 1 GEKLEURDE FLAGELLAAT
- 710 2 GEKLEURDE FLAGELLAAT 2
- 711 1 CARTERIA SP.

6 113 2 SCENEDESMUS GRANULATUS F. VERRUCO-COSTATUS
6 114 1 SCENEDESMUS ECORNIS
6 114 2 SCENEDESMUS ECORNIS VAR. DISCIFORMIS
6 115 SCENEDESMUS ACUMINATUS
6 116 SCENEDESMUS DIMORPHUS
6 117/18 SCENEDESMUS DENTICULATUS *s. maculosus*
6 2 1 ANKYRA ANKORA
6 3 1 1 ANKISTRODESMUS FALCATUS
6 3 1 2 ANKISTRODESMUS FALCATUS VAR. MIRABILIS F.
6 3 1 3 ANKISTRODESMUS FALCATUS VAR. SETIFORMIS
6 3 1 4 ANKISTRODESMUS FALCATUS F. SPIRALE
6 3 2 ANKISTRODESMUS ARMATUS
6 3 3 ANKISTRODESMUS CONVOLUTUS
6 4 1 1 PEDIASTRUM BORYANUM
6 4 1 2 PEDIASTRUM BORYANUM VAR. GRANULATUS
6 4 2 PEDIASTRUM DUPLEX
6 4 3 PEDIASTRUM TETRAS
6 5 1 MICRACTINIUM PUSILLUM
6 6 1 GOLENKINIA RADIATA
6 7 1 POLYEDROPSIS QUADRISPINA
- 6 8 1 GLOEOCYSTIS SP 1
6 8 2 1 GLOEOCYSTIS SP 2 *idem bis.*
6 8 3 GLOEOCYSTIS SP 3
6 9 1 SPHAEROCYSTIS SP 1
6 9 2 SPHAEROCYSTIS SP 2
6 9 3 SPHAEROCYSTIS SCHROETERI
- 6 10 1 BOTRYOXOCCUS BRAUNII
- 6 11 1 DICTYOSPHAERIUM PULCHELLUM
- 6 11 2 DICTYOSPHAERIUM EHRENBERGIANUM
6 12 1 CHLORELLA
6 13 1 SIDEROCELIS SP.
6 14 1 LAGERHEIMIA GENEVENSIS
6 14 2 LAGERHEIMIA CF. MINOR
6 15 1 CHODATELLA CILIATA
6 16 1 OOCYSTIS ELLIPTICA
6 16 2 OOCYSTIS RAYSIELLA
6 16 3 OOCYSTIS SP 1
6 16 4 OOCYSTIS CF DISCOPHORA
- 6 16 5 OOCYSTIS BORGEI
- 6 16 6 OOCYSTIS LACUSTRIS
6 17 1 TETRAEDRON MINIMUM
6 17 2 1 TETRAEDRON CAUDATUM VAR. INCISUM
- 6 17 3 1 TETRAEDRON REGULARE
6 17 3 2 TETRAEDRON REGULARE VAR. GRANULATUS
- 6 17 3 3 TETRAEDRON REGULARE VAR.
6 17 4 TETRAEDRON TRIGONUM
6 18 1 ELAKATOTHRIX GELATINOSA
6 19 1 CRUCIGENIA QUADRATA
6 19 2 CRUCIGENIA TETRAPEDIA
6 19 4 CRUCIGENIA RECTANGULARIS
- 6 19 5 CRUCIGENIA FENESTRATA

- 323 1 NITSCHIA LINEARIS
- 323 2 NITSCHIA ACICULARIS
- 323 3 NITSCHIA CF PALEA
- 323 4 NITSCHIA CF ACTINASTERIOIDES
- 323 5 NITSCHIA SP.
- 323 6 NITSCHIA LORENZIANUM
- 324 1 CYMATOPLEURA SCLEA
- 325 1 SURIRELLA TENUIS
- 325 2 SURIRELLA OVATA
- 326 1 RHOICOSPHAERIA CURVATA
- 327 1 INDETERMINABILIA
- 328 1 NEIDIUM TRIDIS
- 329 1 MICROCEPHALA SPEC.
- 4 1 1 PERIDINIUM INCONSPICUUM
- 4 1 2 PERIDINIUM WILLEI
- 4 1 3 PERIDINIUM SP 1
- 4 1 4 PERIDINIUM SP 2
- 4 1 5 PERIDINIUM SP 3
- 4 2 1 CERATIUM FUSUS
- 5 1 1 STAUSTRUM TETRACERUM
- 5 1 2 STAUSTRUM CONNATUM
- 5 1 4 STAUSTRUM GRACILE
- 5 2 1 EUASTRUM BINALE
- 5 3 1 COSMARUM SP.
- 5 4 1 CLOSTERIUM LIMNETICUS
- 5 4 2 CLOSTERIUM SP 1
- 5 4 3 CLOSTERIUM ACUTUM VAR. VARIABILE
- 5 4 4 CLOSTERIUM ACEROSUM
- 5 5 1 GYMNOZIGA MONILIFORMIS
- 5 6 1 PLEUROGENIUM SP.
- 5 7 1 MOUGEOTIA SP.
- 5 8 1 SPIROGYRA SP.
- 5 9 1 ARTHRODESMUS INCUS
- 5 10 1 SPONDYLOSTOM PULCHELLUM
- 6 1 1 1 SCENEDESMUS QUADRICAUDA
- 6 1 1 2 SCENEDESMUS QUADRICAUDA VAR. MAXIMUS
- 6 1 2 1 SCENEDESMUS INTERMEDIUS
- 6 1 2 2 SCENEDESMUS INTERMEDIUS VAR. BALATONICUS
- 6 1 3 1 SCENEDESMUS OPOLIENSIS
- 6 1 3 2 SCENEDESMUS OPOLIENSIS VAR. EXALTATUS
- 6 1 4 1 SCENEDESMUS NANUS
- 6 1 5 SCENEDESMUS BICAUDATUS
- 6 1 6 SCENEDESMUS COALITES
- 6 1 7 SCENEDESMUS PROTUBERANS F. DANUBIANUS
- 6 1 8 SCENEDESMUS ARMATUS
- 6 1 9 1 SCENEDESMUS LEFEVRII
- 6 1 9 2 SCENEDESMUS LEFEVRII VAR. SEMISERRATUS
- 6 1 10 SCENEDESMUS SOOI
- 6 1 11 SCENEDESMUS GUTWINSKII
- 6 1 12 SCENEDESMUS TENUISPINA
- 6 1 13 1 SCENEDESMUS GRANULATUS