

BIOLOGISCHE WATERBEOORDELING

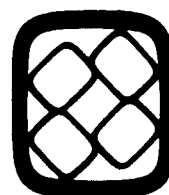
BIOLOGISCHE WATERBEOORDELING



BIOLOGISCHE WATERBEOORDELING

Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag

Werkgroep Biologische Waterbeoordeling
(eindredactie L. de Lange en M.A. de Ruiter)



Uitgave: Instituut voor Milieuhygiene en Gezondheidstechniek TNO (1977)
Bestellingen: Delft - Postbus 214 - Telefoon 015 - 56 93 30 toestel 2346

2767

Hoofdstuk 1.	Inleiding	1
Hoofdstuk 2.	Waarom biologische waterbeoordeling?	7
Hoofdstuk 3.	Beoordeling van de waterkwaliteit op basis van het mikrofytbestand	26
Hoofdstuk 4.	Beoordeling van de waterkwaliteit op basis van het makrofytbestand	90
Hoofdstuk 5.	Beoordeling van de waterkwaliteit in beken met behulp van de makro- fauna	114
Hoofdstuk 6.	Overzicht van enkele fysische en chemische bepalingsmethoden	166

Hoofdstuk 2. Waarom biologische waterbeoordeling?

INHOUD	pagina
2.1. INLEIDING	7
2.2. WATERKWALITEIT	9
2.3. MILIEUTECHNIEK	10
2.3.1. Chemische en biologische methoden naast elkaar gesteld	11
2.3.2. Saprobie	12
2.3.3. Trofie	14
2.3.4. Enkele toepassingen	16
2.4. NATUURTECHNIEK	17
2.4.1. Doel van het natuurbeheer	17
2.4.2. Criteria voor natuurwaardering	19
2.5. LITERATUUR	21

**Hoofdstuk 3. Beoordeling van de waterkwaliteit
 op basis van het mikrofytenbestand**

INHOUD	pagina
3.1. DE GESCHIKTHEID VAN MIKROFYTEN VOOR BIOLOGISCHE WATERBEOORDELING	26
3.2. METHODIEK VAN MONSTERNAME EN VERWERKING	28
3.2.1. Inleiding	28
3.2.2. Keuze der bemonsteringspunten	29
3.2.3. Bepaling van het aantal monsters per monsterpunt	29
3.2.4. Monstername	29
3.2.5. Vervoer en fixatie van het monster	31
3.2.6. Concentratie van het verkregen materiaal	32
3.2.7. Mikroskopische analyse	33
3.3. METHODEN VOOR DE BEOORDELING VAN DE STRUKTUUR VAN DE MIKROFYTENGEMEENSCHAPPEN	34
3.3.1. Inleiding	34
3.3.2. Diversiteit	36
3.3.3. Methode voor de bepaling van de trefkans (probability of encounter) (DRESSCHER, 1964)	39
3.3.4. De frekwentiemethode	40
3.3.5. Uniciteit	40
3.4. INTERPRETATIE VAN DE GEGEVENS	42
3.4.1. Inleiding	42
3.4.2. Voedselrijkdom (trofie)	43
3.4.3. Saprobie	46
3.5. SOORTSONDERSCHIEDING	53
3.5.1. Problemen bij de soortsonderscheiding	53
3.5.2. Overzicht van de determinatiewerken	54

3.6. TYPOLOGIE	57
3.6.1. Inleiding	57
3.6.2. Biologische typologie	58
3.6.3. Korrelatieve indelingen van mikrofytenkombinaties	60
3.6.4. Een kaart van Nederland	65
3.6.5. Soorten en soortengroepen	69
3.7. BIBLIOGRAFIE (NIET GEREFEREERD)	80
3.8. GEREFEREERDE LITERATUUR	85

Hoofdstuk 4. Beoordeling van de waterkwaliteit
 op basis van het makrofytenbestand

INHOUD	pagina
4.1. INLEIDING	90
4.2. BESTAANDE METHODEN	90
4.3. KWANTITATIEF WAARDERINGSGETAL	91
4.4. KWALITATIEF WAARDERINGSGETAL	97
4.4.1. Het indikatiegetal voor vervuilings- graad en voedselrijkdom (A)	98
4.4.2. De uniciteit (B)	98
4.5. SLOTBESCHOUWING	111
4.6. LITERATUUR	111

**Hoofdstuk 5. Beoordeling van de waterkwaliteit
in beken met behulp van de makro-
fauna**

INHOUD	pagina
5.1. INLEIDING	114
5.2. DE WAARDE VAN EEN BEEK ALS KARAKTERISTIEK MILIEU	115
5.3. DE INVLOED VAN HET BEEKTYPE	117
5.4. SAPROBIE-SYSTEMEN	118
5.5. DE INVLOED VAN ORGANISCHE VERONTREINIGING OP DE MAKROFAUNA	120
5.6. RICHTLIJNEN VOOR BEMONSTERING EN DETERMINATIE	122
5.6.1. Bemonstering	122
5.6.2. Plaatskeuze en tijdstip der bemonstering	123
5.6.3. Invulformulier	124
5.6.4. Het determineren der monsters	126
5.7. VERWERKING VAN DE GEGEVENS	126
5.8. VEREENVOUDIGD SCHEMA VOOR WATERKWALITEITS- BEOORDELING VAN BEKEN	128
5.9. SYSTEMATISCHE BEHANDELING VAN DE MAKROFAUNA VAN STROMEND WATER	129
5.9.1. Tricladida (platwormen)	130
5.9.2. Oligochaeta (borstelwormen)	131
5.9.3. Hirudinea (bloedzuigers)	132
5.9.4. Crustacea (kreeftachtigen)	134
5.9.5. Plecoptera (steenvliegen)	136
5.9.6. Ephemeroptera (haften, eendagsvliegen)	137
5.9.7. Odonata (libellen)	140

5.9.8.	Heteroptera (wantsen)	141
5.9.9.	Trichoptera (kokerjuffers)	142
5.9.10.	Megaloptera (slijkvliegen)	147
5.9.11.	Neuroptera (netvleugeligen)	147
5.9.12.	Coleoptera (kevers)	148
5.9.12.1.	Haliplidae (watertreders)	148
5.9.12.2.	Dytiscidae (waterroofkevers)	148
5.9.12.3.	Gyrinidae (draaitorretjes, schrijvertjes)	149
5.9.12.4.	Hydrophilidae	149
5.9.12.5.	Dryopidae s.s.	150
5.9.12.6.	Helmidae	150
5.9.12.7.	Helodidae	151
5.9.13.	Diptera (tweevleugeligen = vliegen en muggen)	151
5.9.13.1.	Tipulidae (langpootmuggen)	151
5.9.13.2.	Limnobiidae (= Limoniidae)	151
5.9.13.3.	Ptychopteridae (= Liriopeidae)	151
5.9.13.4.	Culicidae (steekmuggen)	152
5.9.13.5.	Chaoboridae (= Corethridae) (pluimmuggen)	152
5.9.13.6.	Dixidae	152
5.9.13.7.	Chironomidae (= Tendipedidae) (vedermuggen)	152
5.9.13.8.	Ceratopogonidae (knutten)	157
5.9.13.9.	Simuliidae (kriebelmugjes)	157
5.9.13.10.	Psychodidae (motmugjes)	157
5.9.13.11.	Rhagionidae: Atherix Mg.	157
5.9.13.12.	Tabanidae (dazen)	157
5.9.13.13.	Syrphidae: Eristalis Latr. en Helophilus Mg.	157
5.9.14.	Gastropoda (slakken)	158
5.9.15.	Lamellibranchia (mosselen)	159
5.9.16.	Pisces (vissen) en Cyclostomata (rondbekken)	160

5.10.LITERATUUR

Hoofdstuk 6. Overzicht van enkele fysische en chemische bepalingsmethoden

INHOUD	pagina
6.1. INLEIDING	166
6.2. ALGEMENE GEGEVENS VOOR DE BEMONSTERING	167
6.2.1. Omschrijving van monsterplaats, -tijd en omstandigheden	167
6.2.2. Algemene beschrijving van het water en zijn direkte omgeving	167
6.2.3. Bijkomende gegevens van monster- behandeling	168
6.2.4. Bijkomende analysegegevens	168
6.3. BEMONSTERING, TRANSPORT EN OPSLAG	168
6.3.1. Hoeveelheid	168
6.3.2. Monsterfles	169
6.3.3. Diepte van monstername	169
6.3.4. Plaats van monstername	170
6.3.5. Representativiteit van het monster	171
6.3.6. Filtratie, konservering, opslag	171
6.4. DOORZICHT, TROEBELING, KLEUR EN GEUR	173
6.4.1. Veldmetingen	173
6.4.1.1. Doorzicht	173
6.4.1.2. Troebeling (turbiditeit)	175
6.4.1.3. Kleur	175
6.4.1.4. Geur	175
6.4.2. Laboratoriummetingen	176
6.4.2.1. Doorzicht	176
6.4.2.2. Troebeling	176
6.4.2.3. Kleur	176
6.4.2.4. Geur	177

	pagina
6.5. TEMPERATUUR	177
6.5.1. Meetaanwijzing	177
6.6. ELEKTRISCH GELEIDINGSVERMOGEN	178
6.6.1. Meetapparatuur	179
6.7. pH	181
6.7.1. Enkele gegevens over de pH van water	182
6.7.1.1. Regenwater	182
6.7.1.2. Oppervlaktewater	183
6.7.2. Meting	184
6.8. ZUURBINDEND VERMOGEN (ALKALITEIT)	186
6.8.1. Principe	186
6.8.2. Doel	186
6.8.3. Omrekeningsfaktor van zuurbindend vermogen (meq/l) naar CO ₂ (mg/l) bij diverse temperaturen	187
6.8.4. Toepassing van de tabel bij andere zuurgraden	188
6.8.5. Bepaling	188
6.9. NITRAAT	189
6.9.1. Bepalingsmethoden	190
6.9.1.1. Salicylaatmethode	190
6.9.1.2. Brucine methode	190
6.9.1.3. Zink- of Cadmium-reduktie methoden	191
6.10. NITRIET	192
6.10.1. Methode	192

	pagina
6.11. AMMONIUM	193
6.11.2. Methode	195
6.12. KJELDAHL-STIKSTOF-METHODE	196
6.12.1. Methode	197
6.13. FOSFAAT	199
6.13.1. Methode	200
6.14. CHLORIDE	202
6.14.1. Methoden	204
6.14.1.1. Titrimetrische methoden	204
6.14.1.2. Potentiometrische en konduktometrische methoden	205
6.15. SULFAAT	207
6.15.1. Methoden	207
6.15.1.1. Methode volgens terugtitratie	207
6.15.1.2. Methode volgens direkte titratie	210
6.15.1.3. Turbidimetrische, kondukto- metrische en potentio- metrische methode	213
6.16. CALCIUM	214
6.16.1. Methoden	215
6.16.1.1. Titrimetrische bepaling	215
6.16.1.2. Kolorimetrische methode	216
6.16.1.3. Atoomabsorptie-spektro- fotometer	216
6.16.1.4. Gravimetrische methode	216

	pagina
6.17. MAGNESIUM	217
6.17.1. Methoden	217
6.17.1.1. Titrimetrisch	217
6.17.1.2. Kolorimetrisch	217
6.17.1.3. Absorptievlamfotometrisch	217
6.17.1.4. Gravimetrisch	217
6.18. NATRIUM	218
6.18.1. Methoden	219
6.18.1.1. Vlamfotometrisch	219
6.18.1.2. Gravimetrisch	219
6.19. KALIUM	220
6.19.1. Methoden	220
6.19.1.1. Vlamfotometrisch	220
6.19.1.2. Gravimetrisch	220
6.20. ZUURSTOF	221
6.20.1. Oplosbaarheid van zuurstof in water	222
6.20.2. Methoden	222
6.20.2.1. Titrimetrische zuurstof- bepaling volgens Winkler	222
6.20.2.2. Elektrische meting	224
6.21. BIOCHEMISCH EN CHEMISCH ZUURSTOFVERBRUIK	228
6.21.1. Biochemisch Zuurstofverbruik (BZV of BOD)	229
6.21.1.1. Methoden	232
6.21.2. Chemisch Zuurstofverbruik	232
6.21.2.1. Het kaliumpermanganaatgetal	233
6.21.2.2. Oxydatie door kaliumdichromaat	234

	pagina
6.22. VELDBEPALINGSMETHODEN	238
6.23. FYSISCH-CHEMISCHE KARAKTERISERING VAN ENKELE WATERTYPEN	241
6.24. LITERATUUR	244

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

Hoofdstuk 1.	Inleiding	1
Hoofdstuk 2.	Waarom biologische waterbeoordeling?	7
Hoofdstuk 3.	Beoordeling van de waterkwaliteit op basis van het mikrofytenbestand	26
Hoofdstuk 4.	Beoordeling van de waterkwaliteit op basis van het makrofytenbestand	90
Hoofdstuk 5.	Beoordeling van de waterkwaliteit in beken met behulp van de makro- fauna	114
Hoofdstuk 6.	Overzicht van enkele fysische en chemische bepalingsmethoden	166

1. INLEIDING

Op 30 juni 1967 kwamen op het toenmalige Rijks Instituut voor Veldbiologisch Onderzoek in Nederland te Zeist (nu Rijks-Instituut voor Natuurbeheer te Leersum) een groep hydro-biologen, landbouwkundig ingenieurs en anderen samen, allen werkzaam op het gebied van het onderzoek naar de kwaliteit van het oppervlaktewater in Nederland.

Het doel van de bijeenkomst was te komen tot een zekere uniformering van de biologische beoordeling van Nederlands oppervlaktewater, speciaal ten aanzien van de beïnvloeding van dit water door de mens.

Allen hadden tevens de overtuiging dat juist deze biologische waterbeoordeling, die in vergelijking met de beoordeling aan de hand van fysische en chemische bepalingen in de praktijk nogal achter is gebleven, verder ontwikkeld en gepropageerd kunnen worden. Voorzitter en stimulator van de Werkgroep was gedurende vele jaren drs. P.J. Schroevers van het RIN. Een belangrijke stimulans voor een ruimere toepassing van biologische waterbeoordeling zou daarbij een kritische vergelijking van de bestaande methoden kunnen zijn.

De groep, die zich Werkgroep Biologische Waterbeoordeling noemde, probeerde in de daarop volgende jaren te komen tot één uniform systeem, waarmee op zo eenvoudig mogelijke wijze alle typen oppervlaktewateren biologisch beoordeeld zouden kunnen worden.

Uit de discussie's en uit een aantal gezamenlijke bemonsteringen bleek echter, dat één systeem, geschikt voor alle typen wateren en voor alle situaties, niet was te vinden. Iedere beoordelingswijze, hetzij vanuit de gevonden mikrofytten (mikroskopische waterplanten), hetzij vanuit de aanwezige makrofytten (de "hogere" waterplanten), of vanuit de makro-fauna (de wat grotere waterdieren zoals kevers, enz.) bleek

zijn specifieke toepassings- en interpretatiemogelijkheden te hebben. Zo kan de kwaliteit van een wat dieper meer wél goed beoordeeld worden aan de hand van de aanwezige mikroflora maar vaak niet met behulp van de makroflora aangezien deze daar dikwijls van nature ontbreekt. Voor een smalle poldersloot, een typisch Nederlands oppervlaktewater, is juist de makroflora relatief belangrijker. Ook kan een laaglandbeek goed beoordeeld worden op basis van zijn makrofauna, maar weer minder op die van mikrofyten. Wél bleek uit de gezamenlijke bemonsteringen dat toepassing van de verschillende beoordelingsmethoden op het zelfde water geen grote verschillen in de eindbeoordeling opleverde .

De werkgroep besloot toen niet meer te streven naar één enkel beoordelingssysteem, maar de verschillende benaderingswijzen ieder voor zich naar voren te laten komen in een gezamenlijk rapport. Daartoe werden subwerkgroepen ingesteld, bestaande uit leden van de grote werkgroep, die ieder tot taak kregen voor hun benaderingswijze een zo eenvoudig mogelijk beoordelings-systeem uit te werken. Zo ontstonden de subwerkgroepen Mikrofyten, Makrofyten en Makrofauna. Bovendien werd een werkgroep Fysisch en Chemische bepalingsmethoden gevormd, met als taak het geven van een overzicht van enkele fysische en chemische bepalingsmethoden, die belangrijk aanvullende informatie kunnen geven bij het biologische wateronderzoek. Tevens werd een poging gedaan een werkgroep Mikrobiologie te vormen met als taak aan te geven hoe men aan de hand van de aanwezige bakteriën, schimmels enz. de waterkwaliteit kan beoordelen. De kennis bleek echter op dit gebied te beperkt om hier nu reeds een algemeen systeem voor te kunnen geven.

Het thans gereedgekomen rapport bestaat uit hoofdstukken, gebaseerd op de rapporten van de genoemde subwerkgroepen, aangevuld met een inleidend hoofdstuk "Waarom biologische waterbeoordeling?".

Het blijkt, dat de methoden voor beoordeling in de verschillende hoofdstukken, alsmede de geschiktheid ervan voor specifieke watertypen, uiteenlopen.

In hoofdstuk 3 wordt aan de hand van de aanwezige mikrofyten een beoordeling op basis van structuur (diversiteit en uniciteit) en van diverse quotiënten (berustende op de aanwezigheid van diverse soorten en soortengroepen) gegeven. Deze quotiënten zijn gerelateerd aan de voedselrijkdom (trofiegraad), dan wel aan de mate van belasting met organische stoffen (saprobiegraad) en lopen van lage waarden (voor de als het beste beoordeelde situatie) naar hoge waarden.

In hoofdstuk 4 worden makrofyten gebruikt als indicatoren voor de geschiktheid van het water om alle componenten van het oecosysteem hierin tot optimale ontwikkeling te kunnen brengen. De beoordeling berust enerzijds op kwantitatieve maatstaven, waarin de mate van evenwichtigheid van de begroeiing van het water door de diverse lagen van makrofyten (boven water, drijvend en onder water) tot uitdrukking wordt gebracht. Anderzijds op kwalitatieve maatstaven, die per soort de indicatie voor de waterkwaliteit en de uniciteit omvatten. Lage schaalcijfers duiden op een als slecht beschouwde kwaliteit.

In hoofdstuk 5 wordt de makrofauna gebruikt als indikator voor de kwaliteit van laaglandbeken, vooral in verband met verontreiniging door organische stoffen. De beoordeling geschiedt aan de hand van vijf groepen van indikatorsoorten, die een reeks van afnemende organische verontreiniging indiceren. Het is de bedoeling ook voor stilstaand water een dergelijk systeem te ontwikkelen.

In hoofdstuk 6 wordt een overzicht gegeven van enkele fysische en chemische bepalingsmethoden voor de belangrijkste factoren, met opgave van hun belang voor het oecosysteem. Er worden geen "drempelwaarden" voor de beoordeling per faktor gegeven, maar deze zijn wel min of meer af te leiden uit de per faktor gegeven waarden van enkele Nederlandse

oppervlaktewateren van verschillende typen en kwaliteit. Uit het opnemen van dit hoofdstuk blijkt al, dat het niet de bedoeling van de werkgroep is, de bestaande fysisch/chemische beoordelingsmethoden en -systemen te vervangen door biologische. De biologische beoordeling en de fysisch/chemische moeten elkaar gaan aanvullen; gezamenlijk komt men tot een dieper inzicht in de toestand van het water, dan bij toepassing van iedere benadering afzonderlijk.

Het wordt afgeraden de uit de verschillende hoofdstukken verkregen beoordelingscijfers en -graden te trachten te verenigen tot één cijfer. Zij vormen een beoordelingsspektrum van het betreffende water, dat méér informatie verstrekt, dan één enkel cijfer zou kunnen geven.

Dit rapport is geenszins het laatste woord op dit gebied. Verwacht mag worden dat in de toekomst een verdere verbreding en verdieping zal plaatsvinden. De auteurs staan dan ook open voor kritiek op de hier gegeven methoden, vooral wanneer zij voortkomt uit de praktijk van het wateronderzoek. Zij willen echter niet langer met deze publikatie wachten. Het is van groot belang dat het onderzoek van de waterkwaliteit, -nu nog vrijwel uitsluitend aan de hand van fysisch/chemische bepalingsmethoden verricht-, wordt aangevuld met biologisch onderzoek. Dit niet alleen om beter te kunnen beoordelen aan welke beïnvloedingen het oppervlaktewater blootstaat en die het voor verschillende functies minder geschikt maken, maar vooral ook om aan te geven hoe het staat met het leven in het water zelf. Het is verheugend dat het belang hiervan steeds meer wordt ingezien: "Water is méér dan H₂O". Hopenlijk kan dit rapport dit begrip verder bevorderen.

De eindredactie:

L. de Lange & M.A. de Ruiter

LEDEN VAN DE WERKGROEP BIOLOGISCHE WATERBEOORDELING

ing. E. Blok	Utrechtseweg 11 <u>Zeist</u>
mej. drs. G. Bolier	Technische Hogeschool Delft Lab. voor Gezondheidstechniek Stevinweg 4 <u>Delft</u>
ir. N.A.J.H.C. Brüll	Parkweg 32 <u>Maastricht</u>
drs. P.F.M. Coesel	Universiteit van Amsterdam Hugo de Vries Laboratorium Plantage Middenlaan 2A <u>Amsterdam</u>
drs. H. van Dam	Rijksinstituut voor Natuurbeheer Kasteel Broekhuizen <u>Leersum</u>
ing. N.C. van Doorn	Directie van de Visserijen Hoofdafd. Sport- en Beroepsbinnenvisserij Stadhouderslaan 57 <u>Utrecht</u>
drs. Th.G.N. Dresscher	Prinses Marijkelaan 1 <u>Wezep (Gld.)</u>
J.J. de la Fontejne	Provinciale Waterstaat Limburg Stadhuisstraat 4 <u>Maastricht</u>
drs. J.J.P. Gardeniers	Vakgroep Natuurbeheer Landbouw Hogeschool <u>Wageningen</u>
W.M. Heinen	Provinciale Waterstaat Limburg Stadhuisstraat 4 <u>Maastricht</u>
drs. L.W.G. Higler	Rijksinstituut voor Natuurbeheer Kasteel Broekhuizen <u>Leersum</u>
B.J. Hoogers	Centrum voor Agro-Biologisch Onderzoek Bornsesteeg 65 <u>Wageningen</u>
drs. S.J.P. Klapwijk	Hoogheemraadschap van Rijnland Technische Dienst Breestraat 59 <u>Leiden</u>

- drs. F.B.J. Koops N.V. K.E.M.A.
Utrechtseweg 310
Arnhem
- dr. ir. P. Kooiman Technische Hogeschool Delft
Lab. v. Alg. Techn. Biologie
Julianalaan 64
Delft
- dr. L. de Lange Universiteit van Amsterdam
Hugo de Vries Laboratorium
Sarphatistraat 221
Amsterdam
- drs. P. Leentvaar Rijksinstituut voor Natuurbeheer
Kasteel Broekhuizen
Leersum
- drs. H. van der Mark Rijksinstituut voor
Zuivering van Afvalwater
Maerlant 5
Lelystad
- dr. H.K.M. Moller Pillot Leyparkweg 37
Tilburg
- drs. E.W. Rookhuizen Centraal Bureau voor de Statistiek
Prinses Beatrixlaan 428
Voorburg
- dr. S. Pinkster Universiteit van Amsterdam
Instituut voor Taxonomische Zoölogie
Plantage Middenlaan 53
Amsterdam
- ir. M.A. de Ruiter Instituut voor Milieuhygiene en
Gezondheidstechniek TNO
Schoemakerstraat 97
Delft
- drs. P.J. Schroevers Rijksinstituut voor Natuurbeheer
Kasteel Broekhuizen
Leersum
- drs. J. Snel Lombokstraat 11
Amersfoort
- drs. J.C.J. van Zon Centrum voor Agro-Biologisch Onderzoek
Bornsesteeg 65
Wageningen

Het type- en korrektiewerk werd verzorgd door de dames
L.G.H.M. van den Berg en E.J.J. Romijn (Hugo de Vries
Laboratorium, Amsterdam); tabellen en tekeningen door
H.J. Koerts Meijer (idem).

Het offset-werk werd verricht door de reproductie-afdeling
van het Instituut voor Milieuhygiene en Gezondheidstechniek
TNO, Delft.

HOOFDSTUK 2

WAAROM BIOLOGISCHE WATERBEOORDELING?

H. van Dam

Hoofdstuk 2. Waarom biologische waterbeoordeling?

INHOUD	pagina
2.1. INLEIDING	7
2.2. WATERKWALITEIT	9
2.3. MILIEUTECHNIEK	10
2.3.1. Chemische en biologische methoden naast elkaar gesteld	11
2.3.2. Saprobie	12
2.3.3. Trofie	14
2.3.4. Enkele toepassingen	16
2.4. NATUURTECHNIEK	17
2.4.1. Doel van het natuurbeheer	17
2.4.2. Criteria voor natuurwaardering	19
2.5. LITERATUUR	21

2.1. INLEIDING

Biologische waterbeoordeling is een waardering van het water op basis van de daarin aangetroffen organismen. Het gaat hier om een tak van de aquatische oecologie: de wetenschap die de relaties tussen de waterorganismen en hun milieu en tussen de waterorganismen onderling bestudeert. Het doel van de biologische waterbeoordeling is het verzamelen van biologische informatie over het oppervlaktewater in een bepaald gebied, en een daaruit afgeleide beoordeling van het water, die b.v. kan worden gebruikt om dit water zo goed mogelijk te beheren.

Biologische waterbeoordeling kan daarom opgevat worden als een onderdeel van de techniek, dit is het kompleks van menselijke handelingen, gebaseerd op abstrakt denken en gericht op inpassing in, aanpassing aan of beïnvloeding van het milieu (VAN LEEUWEN, 1973a,b; ZONNEVELD et al., 1975). Volgens deze auteurs kan de techniek in vier takken worden verdeeld:

- a. civiele techniek (burgertechniek, urbane techniek), gericht op het bevorderen en in stand houden van de urbane sfeer.
- b. kultuurtechniek (boerentechniek, agrarische techniek), gericht op het voortbrengen van produkten ontleend aan de levende materie
- c. milieutechniek (gezondheidstechniek, milieuhygiëne), gericht op de bescherming van de mens tegen ongewenste neveneffekten van civiele en kultuurtechniek
- d. natuurtechniek gericht op het bevorderen en handhaven van natuurlijke aspecten in en van het landschap.

Al naar gelang het doel van het beheer van het oppervlaktewater in het betrokken gebied kan biologische waterbeoordeling een onderdeel van elk van deze takken van de techniek zijn, waarbij de beoordelingsnorm van de betreffende techniek afhangt. Zo zal bijvoorbeeld de beoordeling van een water binnen de vraagstelling van de kultuurtechniek niet geheel

dezelfde behoeven te zijn als van hetzelfde water t.b.v. de natuurtechniek. Hetzelfde geldt voor een beoordeling binnen het kader van de milieutechniek of de civiele techniek, alle gedefinieerd op bovenstaande wijze.

Tot voor kort stond bij het beheer van het oppervlaktewater in ons land de betekenis van het water voor de mens voorop (zie b.v. BIEMOND, 1968 en SAMSON, 1970). In de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (1969) overheerst vooral het directe belang van de waterkwaliteit voor de menselijke samenleving. Pas in hoofdstuk Verkeer en Waterstaat van de Memorie van Toelichting op de Rijksbegroting van 1975 lezen we "dat de overtuiging veld wint dat de doeleinden van de bestrijding van de waterverontreiniging niet beperkt zijn tot de directe belangen van de mens en de menselijke gemeenschap, maar evenzeer moeten zijn gericht op het belang van de instandhouding van de natuur". In het Indicatief Meerjarenprogramma voor de bestrijding van de verontreiniging van het oppervlaktewater (I.M.P., 1975) wordt dit nader uitgewerkt: "De moderne opvatting echter, gaat nog wat verder en schenkt meer en meer aandacht aan de instandhouding of het weer terug verkrijgen van een aquatische samenleving, die de situatie, welke van nature in het betreffende water thuis hoort, zoveel mogelijk benadert". In 1973 stelde de Provinciale Waterstaat van Zuid-Holland, dat het doel van de bestrijding van de waterverontreiniging het verkrijgen van biologisch gezond oppervlaktewater is, waarbij biologisch gezond oppervlaktewater werd gedefinieerd als "oppervlaktewater met een zodanige kwaliteit dat zich daarin, zonder direct menselijk ingrijpen, een bij de geografische situatie behorende evenwichtige en gevarieerde flora en fauna kan handhaven".

In het I.M.P. worden de eisen die aan de kwaliteit van het oppervlaktewater kunnen worden gesteld in twee groepen verdeeld:

- a. eisen gericht op de algemene oecologische functie van het water
- b. aanvullend te stellen eisen, afhankelijk van de gebruiks-

doeleinden.

Het voldoen aan de onder a gestelde eisen kan als een opgave van de natuurtechniek worden beschouwd, terwijl bij het realiseren van de onder b genoemde eisen vooral de milieutechniek van belang is. In het volgende wordt deze tweedeling aangehouden. Hieraan gaat een korte beschouwing over het begrip waterkwaliteit vooraf.

2.2. WATERKWALITEIT

WUHRMANN (1973) stelt, dat veel onvruchtbare diskussies in de limnologie zijn gevoerd, doordat niet duidelijk werden onderscheiden:

a. de toestand (condition, Zustand, état) van een oecosysteem, een water of een biocoenose (levensgemeenschap), gedefinieerd door kwantitatief meetbare grootheden die het systeem of zijn componenten nauwkeurig beschrijven. De toestand is slechts een verzameling feiten, waaraan geen waardeoordeel als goed of slecht gegeven kan worden. De beschrijving van de toestand brengt in beginsel geen conceptuele moeilijkheden met zich mee. Er is slechts een objektieve meting van fysische, chemische en biologische factoren voor nodig. Alleen de beschikbaarheid van methoden, mankracht en geldmiddelen beperken een volledige beschrijving van de toestand.

b. de kwaliteit (quality, Güte, qualité) van een oecosysteem, een water of een biocoenose. De kwaliteitsbeoordeling is een subjektieve uitspraak, gebaseerd op arbitraire criteria, die gekozen zijn op grond van de eisen die watergebruikers (overheid, boeren, vissers enz.) aan het water stellen.

Omdat kwaliteit een relatief begrip is, kan deze alleen worden vastgesteld door vergelijking van de reële toestand met een referentietoestand (normen). De kwaliteit van wateren, aquatische oecosystemen, biocoenosen of andere systeemonderdelen kan aldus worden vastgesteld. HUISMAN (1973) en SCHAEFFER (1975) geven overzichten van chemische en fysische normen voor verschillende functies van het oppervlaktewater.

Zeer uitgebreid is het rapport van het ADVIESBUREAU ARNHEM (1974). Als norm voor een goede biologische kwaliteit geldt de toestand zoals die ter plaatse zonder verontreiniging of andere storende invloed behoort te zijn. Hiervoor kan worden teruggegrepen op inventarisatiegegevens van vroeger of op vergelijkend (typologisch) onderzoek. Deze normen kunnen van streek tot streek aanzienlijk verschillen.

Diskussies over de kwaliteit van het water gaan meestal over de chemische toestand. Vertaling van chemische in biologische normen en omgekeerd blijkt vaak zeer moeilijk te zijn, daar onze kennis van de korrelaties tussen (gemeenschappen van) organismen en de omgeving nog betrekkelijk schaars is. Toch wordt aan de bioloog gevraagd om voorspellingen te doen over de biologische toestand, na al of niet voorgenomen veranderingen van de fysisch-chemische toestand (b.v. hoe zal het oecosysteem zich ontwikkelen als er afvalwater van een bepaalde samenstelling geloosd zal worden op een bepaalde plaats?). Het omgekeerde komt eveneens voor: kan het water dat in een bepaalde biologische toestand verkeert, gebruikt worden als b.v. zwemwater?

2.3. MILIEUTECHNIEK

In de loop van de geschiedenis van de biologische waterbeoordeling heeft sterk op de voorgrond gestaan, welke bijdrage de biologie kan leveren tot een zo goed mogelijk gebruik van het oppervlaktewater voor de menselijke samenleving, zoals drink- en industriewatervoorziening, het gebruik in land- en tuinbouw, recreatie, visserij, verversing van boezem- en polderwateren, tegengaan van verzilting, ontvangen en verwerken van afvalwater. Elk van deze gebruiksdoeleinden heeft - als gezegd - eigen normen voor de beoordeling van de waterkwaliteit (vgl. ook ZOETEMAN, 1975 en SCHROEVERS, 1970). De inbreng van de bioloog bij deze problematiek wordt ten onrechte soms alleen van belang geacht als hij sneller en goedkoper dan de chemicus uitspraken kan doen over de geschiktheid van het water voor het beoogde doel. Het leren determineren van de belangrijke organismen is bovendien niet tijdrovender dan een (algemeen

geaccepteerde) opleiding voor het leren uitvoeren van chemische bepalingen.

2.3.1. Chemische en biologische methoden naast elkaar gesteld

De aquatische organismen en levensgemeenschappen zijn natuurlijke "monitors" van de waterkwaliteit (PATRICK, 1972; WEBER, 1973). De samenstelling van de gemeenschappen is het resultaat van een ontwikkeling over een zeker tijdsverloop. De kleine organismen (mikroflora en -fauna) hebben een levenscyclus van enkele dagen tot weken, die van de grote organismen (makroflora en -fauna) duurt enkele weken tot jaren. De gemeenschappen van mikroörganismen passen zich daardoor sneller aan gewijzigde milieuomstandigheden aan dan die van makroörganismen. Een (tijdelijke) verslechtering van de waterkwaliteit veroorzaakt sterfte van de gevoeligste organismen, terwijl het relatief geringe aantal aan-vervuiling-aangepaste soorten zich sterk kan vermeerderen. Een incidentele vervuiling blijft daardoor nog enige tijd waar te nemen in de samenstelling van de levensgemeenschap, terwijl de schok met behulp van fysische en/of chemische methoden slechts geregistreerd kan worden op het moment van de vervuiling zelf. De kans dat op dit moment een incidentele bemonstering plaats heeft is gering. De chemicus zal geneigd zijn zo'n toevallige uitschieter in zijn reeks waarnemingen als een analysefout te beschouwen, terwijl deze voor de waterorganismen van doorslaggevende betekenis kan zijn (zie b.v. DICKMAN, 1973). Voor vissen is het b.v. belangrijk, dat het zuurstofgehalte van het water 's nachts niet beneden een bepaalde waarde daalt. Meestal wordt het zuurstofgehalte, dat zeer sterk kan schommelen, echter overdag bepaald! Kontinue meting is voor een aantal fysisch-chemische factoren, o.a. O_2 -gehalte, pH, temperatuur, elektrisch geleidingsvermogen, mogelijk, doch zeer kostbaar. De kontinue bepaling van ionen als NO_3^- , HN_4^+ en zware metalen staat nog in de kinderschoenen (KLEYN, 1975).

Er is een zeer groot aantal chemische verbindingen dat invloed heeft op de gebruikswaarde van het oppervlaktewater en op de

levensgemeenschappen. Het is onmogelijk om bij routinekontrole van de waterkwaliteit al deze stoffen te analyseren. Van de invloed van elk van deze stoffen afzonderlijk is vaak weinig bekend en nog minder van het effect van een mengsel van deze stoffen, dat vaak heel anders kan zijn dan het effect van de stoffen afzonderlijk.

Chemische methoden kunnen vaak zeer preciese getallen geven over de concentraties van een beperkt aantal stoffen die op een bepaald ogenblik in het water aanwezig zijn. Het is, behalve in zeer uitzonderlijke gevallen, moeilijk om iets te zeggen over de betekenis van deze getallen voor de water-organismen. Biologische methoden kunnen geen preciese cijfers geven, maar wel een indruk van de levensgemeenschap en de waterkwaliteit over langere termijn en zijn daardoor soms doeltreffender en vaak sneller. Het leren kennen van de belangrijkste groepen waterplanten en -dieren is niet tijd-rovender dan een (algemeen geaccepteerde) opleiding om chemische bepalingen uit te voeren. Met behulp van biologische methoden is het mogelijk snel een overzicht te krijgen van de waterkwaliteit in een groot gebied. Daarnaast zijn chemische methoden onontbeerlijk om de kwaliteit nader te kwantificeren en op grond van de getallen saneringsmaatregelen te treffen. Biologische en chemische methoden vullen elkaar daarom op zinvolle wijze aan, zonder dat zij elkaar kunnen vervangen. Een nadeel van biologische methoden kan zijn dat de resultaten niet makkelijk in eenvoudige getallen zijn uit te drukken en daardoor niet altijd begrijpelijk zijn voor niet-biologen. In de volgende hoofdstukken worden hiertoe wel pogingen gedaan.

2.3.2. Saprobie

Reeds in de vorige eeuw werd duidelijk dat lozing van organische, afbreekbare verbindingen (o.a. in huishoudelijk afvalwater) diepgaande veranderingen in de aquatische oecosystemen teweeg kan brengen (zie o.a. LIEBMANN, 1962). KOLKWITZ & MARSSON (1908, 1909) publiceerden als resultaat van hun langdurige onderzoeken naar de invloed van stedelijk afvalwater

op de levensgemeenschappen in beken en rivieren de eerste uitvoerige lijsten van organismen die zij in verschillende zones van vervuiling aantreffen. Dit "saprobiesysteem" (sapro=vuil) is naderhand door vele auteurs aangevuld en bekritiseerd, doch niet in essentie gewijzigd. Een recent overzicht van de ontwikkeling en de huidige stand van het saprobiesysteem geeft SLADČEK (1973), te zamen met lijsten van de gevoeligheid voor organische vervuiling van vele honderden soorten organismen. Ook voor de discussie over het begrip saprobie, die op vele congressen is gevoerd, wordt naar deze publikatie verwezen. LIEBMANN (1962) geeft fraaie kleurenplaten van de zgn. kensoorten (Leitorganismen) voor de verschillende zones van vervuiling. Een globaal overzicht van de veranderingen in milieu en biocoenose bij lozing van afbreekbaar organisch materiaal geeft het hier volgende schema. Het is van belang op te merken dat een groep van organismen die in meer dan één zone voorkomt in elk hiervan door verschillende soorten kan zijn vertegenwoordigd.

Het saprobiesysteem is in de eerste plaats ontwikkeld voor de beoordeling van organische vervuiling in de stromende wateren van Midden-Europa. Hoewel een grove typering van deze verontreiniging in de Nederlandse stilstaande wateren met dit systeem ongetwijfeld mogelijk is, zijn er bezwaren aan verbonden, die samenhangen met de fundamentele verschillen tussen stromende en stilstaande wateren en met de geografische verspreiding van de waterorganismen.

In snel stromend water wordt de ontwikkeling van plankton-organismen en sommige hogere planten belemmerd, terwijl bepaalde dieren door hun vorm zijn aangepast aan de mechanische druk, die hen van hun plaats tracht te verwijderen. In snel stromende wateren wordt organisch slib slechts in de buurt van afvalwaterlozingen afgezet, waardoor typische sliborganismen alleen daar worden aangetroffen. Deze soorten kunnen in stilstaand of zwak stromend water met veel organisch slib van natuurlijke oorsprong ook worden aangetroffen. In

stromend water is de stofhuishouding in het algemeen open: aangevoerde stoffen worden snel afgevoerd. In stilstaande wateren is dit veel minder het geval. Doordat de reaëratie in stromend water sneller verloopt dan in stilstaand water, komt een laag zuurstofgehalte in stromend water slechts voor op sterk verontreinigde plaatsen. In stilstaand water kunnen lage zuurstofgehalten reeds op plaatsen met weinig organische verontreiniging voorkomen.

De geografische verspreiding van de organismen heeft tot gevolg dat een aantal Middeneuropese soorten, vooral die uit de oligosaprobe en β -mesosaprobe zone, bij ons niet voorkomt, terwijl wij eigen soorten hebben die indikatief zijn voor geringe vervuiling. Voor soorten uit de α -mesosaprobe en polysaprobe zone is er meer overeenkomst tussen West- en Midden-Europa. Daar veel van onze "schone" soorten in het saprobiesysteem niet worden genoemd, worden er bij toepassing van dit systeem in Nederland systematisch te "slechte" waarden gevonden (SCHROEVERS, 1968a).

Alleen voor de beoordeling van de invloed van organische vervuiling in langzaam stromende beken (laaglandbeken) is het systeem aan de Nederlandse situatie aangepast (MOLLER PILLOT, 1971). De meeste stilstaande oppervlaktewateren in het westen van ons land zouden volgens dit systeem in hun natuurlijke toestand als β -mesosaproob beschouwd moeten worden. Dit wil in dit geval niet altijd zeggen, dat er van anthropogene vervuiling sprake is. Op basis van wat boven al vermeld is kan het hier organische belasting uit natuurlijke bron betreffen. Oligosaprobe wateren zijn in ons land zeldzaam (enkele niet vervuilde beken en vennen).

2.3.3. Trofie

De trofie is een maat voor de voedselrijkdom voor de autotrofe organismen (wieren, hogere waterplanten). PARMA (1967) en SCHROEVERS (1968b) bespreken de geschiedenis en de huidige

betekenis van het begrip trofie uitvoerig. De trofie kan in beginsel op drie manieren worden bepaald:

a. chemisch, door meting van de concentratie van ionen die de primaire produktie beperken (vooral PO_4^{3-} , NO_3^- , HN_4^+). Een nadeel van deze methode is dat de verschillende vormen waarin deze stoffen aanwezig zijn, in verschillende mate opneembaar zijn voor de groene planten. Bovendien is vaak het grootste deel van de nutriënten vastgelegd in de organismen en/of het detritus en daardoor niet in opgeloste vorm in het water aanwezig. Ook ontbreekt vaak inzicht in de omzettingssnelheid van deze stoffen in de diverse kringlopen (de turnover rate).

b. energie-biologisch, door bepaling van de primaire produktie.

Hierbij kunnen drie methoden worden onderscheiden: de bepaling van de O_2 -produktie in het licht (met kompensatie van het O_2 -verbruik voor de ademhaling), de bepaling van de fixatie van CO_2 door toevoeging van radioactief $^{14}\text{CO}_2$ aan het medium en de bepaling van het chlorofylgehalte.

c. informatie-biologisch, door vast te stellen welke (groepen van) soorten de primaire produktie verzorgen. Voor het fytoplankton kan daarbij gebruik worden gemaakt van verschillende planktonquotiënten, die in hoofdstuk 3 in detail zullen worden behandeld. Een biologisch systeem, dat is gebaseerd op de aan- en afwezigheid van indikatorsoorten of -groepen bestaat (nog) niet, maar is in ontwikkeling (zie hfst. 3 en 4).

De benaderingen sub a, b en c zijn vergeleken door HERDER-BROUWER, 1975). Zij konkludeerde dat parameters die zich baseren op informatie-biologische criteria, zich het best lenen voor trofiebepalingen, daar deze informatie geven over het systeem-als-geheel en niet over een bepaald deelaspect, zoals chemische en produktie-biologische parameters dat doen. Zij vergeleek o.a. chemische en biologische gegevens uit het Hol bij Kortenhoef uit 1950 en 1974. Uit de chemische gegevens kon geen verandering van de toestand worden gekonkludeerd, maar uit de informatie-biologische parameters bleek zeer duidelijk dat het water in het verloop van 24 jaar was geëutrofieerd.

2.3.4. Enkele toepassingen

Door analyse van de makrofauna kon worden aangetoond dat één van de fraaiste Veluwse beken, de Hierdense Beek, door organische stoffen werd verontreinigd (HIGLER, 1964). Toen dit werd gekonstateerd had de Provinciale Waterstaat bij de routinebemonsteringen in de voorafgaande jaren nog geen veranderingen in de chemische samenstelling van het beekwater opgemerkt. Bij nader onderzoek bleek dat de bio-industrie 's nachts en tijdens het weekend gier (drijfmest) op de beek loosde. Dergelijke voorbeelden zijn ook bekend van andere beken, waar waterplantengemeenschappen een slechte waterkwaliteit indiceerden. Een Noordlimburgse beek bleek bij de gebruikelijke controle zeer helder en schoon te zijn, totdat bij een biologisch onderzoek bleek dat de beek totaal geen levende organismen meer bevatte. Bij gedetailleerd onderzoek kwam naar voren dat de beek werd vergiftigd door zware metalen, die normaal niet geanalyseerd werden (mond.med. Prov.Waterst.Limburg).

Sterfte van vissen is voor iedereen een teken dat er iets mis is met de waterkwaliteit. De oorzaken kunnen o.a. zuurstofgebrek of vergiftiging zijn (koper, kwik, fenolen, biociden etc.). Vissen worden door waterleidingbedrijven en waterbeherende instanties als monitor voor de waterkwaliteit gebruikt (POELS & VOORBURG, 1974; VAN RHIJN, 1974). Het waterleidinglaboratorium te Nieuwegein controleert de kwaliteit van het water dat aan de Lek wordt onttrokken en naar de duininfiltratiegebieden bij Castricum en Zandvoort wordt getransporteerd. Regenboogforellen zwemmen in een bak, waardoor een deel van het uit de rivier genomen water wordt geleid. Door een elektrisch systeem wordt het controlerend personeel attent gemaakt op veranderingen in de gedragingen van de vissen, die een gevolg kunnen zijn van slechte waterkwaliteit. In eerste instantie kan de inlaat van het water dan worden gestopt en na chemische analyse kunnen verdere maatregelen worden getroffen. Een schoolvoorbeeld van de

signaalfunctie van de natuur voor de mens is de sterke achteruitgang van de grote stern in de Waddenzee aan het eind van de jaren zestig (WESTRA, 1968). Deze vogel eet voornamelijk zandspiering en staat daardoor aan het eind van een voedselketen. Bij onderzoek bleek dat het milieu vergiftigd was door gechloreerde koolwaterstoffen, die zich in de top van de voedselketen hadden opgehoopt. Met de toename van het aantal xenobiotische stoffen in het aquatisch milieu kan het zinvol zijn om stelselmatig naar deze signalen te kijken.

2.4. NATUURTECHNIEK

2.4.1. Doel van het natuurbeheer

De natuurtechniek verschaft de wetenschappelijke basis voor natuurbehoud en natuurbouw (VAN LEEUWEN, 1973b). De niet-levende natuur streeft, in overeenstemming met de tweede hoofdwet van de thermodynamica, naar toename van de entropie, dat wil zeggen naar ruimtelijke gelijkschakeling of nivellering. In de loop van de evolutie zijn op verschillende plaatsen steeds nieuwe soorten organismen ontstaan. Deze vormden samen met de niet-levende (abiotische) omgeving van plaats tot plaats verschillende oecosystemen. De levende natuur streeft naar een toename van ruimtelijke variatie (denivellering). WESTHOFF (1955) acht het behoud van de aanwezige differentiatie het belangrijkste doel van het natuurbeheer, indien we ervan overtuigd zijn dat de natuur haar functies moet kunnen (blijven) vervullen.

Deze functies worden door WESTHOFF (1971) in vier groepen ingedeeld:

- a. reservoirfunctie, het belang dat we van planten en dieren (kunnen) hebben als leveranciers van geneesmiddelen, voedingsmiddelen en genotmiddelen. De "wilde" soorten vormen een "genenreservoir" voor het kweken van nieuwe rassen etc.
- b. signaalfunctie, zie 2.3.4
- c. laboratoriumfunctie, de levende natuur is een onmisbare

"proeftuin" voor oecologisch onderzoek. Als voorbeeld: om te weten te komen of vermindering van de belasting met fosfaten de waterkwaliteit ten goede zal komen is het noodzakelijk om niet of weinig met fosfaten belaste oecosystemen als voorbeeld en referentiepunt te hebben.

d. regulatiefunctie, b.v. zelfreiniging in stromend water. Naast deze vier functies pleiten velen ook op ethische en esthetische gronden voor het behoud van de natuur (zie b.v. DE GRAAF, 1973).

Ongunstige neveneffekten van de moderne civiele en cultuurtechniek hebben een ruimtelijke nivellering veroorzaakt. LEENTVAAR (1961) noemt o.a. normalisatie van beken en rivieren, eutrofiëring van voedselarme vennen en het wegvallen van getijden, b.v. in de Biesbosch. De ruimtelijke nivellering gaat vaak gepaard met een grotere fluktuatie van milieufactoren in de tijd (temporele denivellering), zoals het onregelmatiger worden van de beekafvoer bij normalisatie en het groter worden van de schommelingen van het zuurstofgehalte bij vervuiling. Hierdoor verdwijnen tal van zeldzame soorten, die zijn aangepast aan een weinig veranderlijk milieu, ten gunste van algemene soorten, die de voorkeur geven aan een sterk veranderlijke omgeving.

Juist de bezorgdheid voor het in snel tempo verloren gaan van de diverse karakteristieke levensgemeenschappen in het Nederlandse oppervlaktewater is de voornaamste beweegreden geweest voor de activiteiten van de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling. De normen die hier worden gepresenteerd, zijn daarom vooral ook bedoeld voor de natuurtechnici, die pogen de natuurlijke aspecten in en van het landschap, te handhaven. Het water kan hierbij, zeker in ons land, niet worden weggedacht.

De basis voor de beoordeling in de hier volgende hoofdstukken is daarom in het algemeen de niet-vervuilde, natuurlijke toestand van het water. In deze natuurlijke referentie-toestand

is een bij de geografische situatie behorende evenwichtige en gevarieerde flora en fauna aanwezig, die zich daar, zonder direkt menselijk ingrijpen, kan handhaven. Daarbij wordt dus rekening gehouden met het feit dat deze natuurlijke toestand niet voor alle wateren gelijk is, maar ook afhankelijk van de geografische situaties. Zo is de flora en fauna in een van nature eutroof water in het Westen van Nederland duidelijk verschillend van die in een, van nature oligotroof water op de zandgronden. Voor beide wateren is de vergelijkingsbasis van de beoordeling dus de niet-vervulde, niet door afvalstoffen beïnvloede, toestand, die echter voor beide verschillend is. Binnen de natuurtechniek komen de geringste fluktuaties en de kwetsbaarste aspecten van het water aan de orde en juist hiervoor zijn biologische meetmethoden het meest geschikt, niet alleen omdat afwijkingen van de niet-vervulde toestand met biologische meetmethoden vaak beter zijn aan te geven dan met fysisch/chemische, maar vooral ook omdat hier het doel van de beoordeling en het objekt dat beoordeeld wordt, dezelfde zijn, namelijk de aquatische flora en fauna in het beschouwde water.

2.4.2. Kriteria voor natuurwaardering

Sinds het internationale natuurbeschermingsjaar 1970 is de natuurwaardering zo snel in opkomst, dat het bijna een discipline op zichzelf geworden is. Reeds eerder werden criteria gebruikt voor de evaluatie van natuurgebieden, b.v. bij de keuze van natuurreservaten. Eén van de voornaamste criteria hierbij was de aan- of afwezigheid van zeldzame soorten. Dit kan een zeer zinvol criterium zijn, daar het optreden van zeldzame soorten vaak een gevolg is van zeldzame milieutoestanden (zie b.v. VAN LEEUWEN, 1967).

Vanuit de planologie is sindsdien de behoefte ontstaan aan "objektieve" criteria voor natuurwaardering om bij de toekomstige ruimtelijke ontwikkeling van ons land ten minste de waardevolste gebieden in dezelfde toestand te behouden. Criteria voor zulke oecologische waarderungen zijn nog steeds

in ontwikkeling, men zie b.v. TESCH et al. (1972), KROMME RIJN PROJEKT (1974) en DE SOET et al. (1974). HARMS (1973) geeft een overzicht van de gehanteerde criteria bij de verschillende studies, die overigens tot nu toe vooral gericht zijn op de botanische en ornithologische aspecten. Maatstaven voor hydrobiologische waardering zijn ontwikkeld door SCHROEVERS (1970, 1972, 1975) en toegepast door ACHTERSTRAAT et al. (1973).

Anders dan bij milieutechnische waterbeoordeling, waar vooral energiebiologische criteria worden gehanteerd, valt bij de natuurtechnische waterbeoordeling het accent op informatie-biologische criteria. Dit berust op de ervaring dat soorten (de systeemcomponenten) vaak verschijnen of verdwijnen vòòrdat de eraan ten grondslag liggende energetische processen direkt meetbaar zijn. Informatie-biologische parameters kunnen het milieu dus nauwkeuriger indiceren dan energie-biologische parameters. In de vorige paragraaf is erop gewezen dat de aantastingen van natuur en landschap twee aspecten vertonen: de ruimtelijke variatie neemt af en de milieufactoren fluktuëren sterker in de tijd. Zowel het ruimtelijke als het temporele aspect zijn in de gebruikte criteria terug te vinden; in de ruimtelijke groep horen dan thuis: ruimtelijke variatie, soortdiversiteit, oecosysteemdiversiteit, zeldzaamheid, uniciteit, grootte en isolatie en in de temporele groep: rijping, ouderdom en vervangbaarheid. Deze begrippen komen later uitvoeriger aan de orde. Ook trofie en saprobie zijn tot deze laatste groep te rekenen, omdat met toename van de trofie- en saprobiegraad het oecosysteem minder stabiel wordt. Op de schaal van het landschap (ca. 1 : 25.000 - 1 : 100.000) blijken vooral de uniciteit en vervangbaarheid van belang te zijn.

De mate van vervangbaarheid kan worden gedefinieerd als de tijd die nodig zou zijn om het oecosysteem te herscheppen. Het is moeilijk om voor de vervangbaarheid een makkelijk hanteerbare maatstaf te vinden. In ons land, met een jaarlijks neerslag-overschot en waar dus uitloging van de bodem plaatsvindt,

tenderen de oecosystemen in het algemeen van nature naar een steeds grotere voedselarmoede (oligotrofie). De fraaiste voorbeelden van oligotrofe aquatische oecosystemen zijn de vennen en beken van de zandgronden in het oosten en zuiden. Deze worden ook het snelst aangetast door voedselverrijking, meestal als gevolg van afvalwaterlozing, recreatie, vestiging van kokmeeuwenkolonies of ontginning van de omgeving. Zij herstellen zich ook zeer moeilijk of niet van deze gevolgen. De eutrofe plassen, meren en kanalen in het westen van ons land hebben wat dit betreft een groter inkasservermogen. Binnen de eutrofe aquatische oecosystemen zijn de minst saprobe weer het minst vervangbaar.

De uniciteit van een gebied is de mate waarin een gebied verschilt van alle andere gebieden, dat wil zeggen de zeldzaamheid van de combinatie van levensgemeenschappen erin. Helaas beschikken we nog niet over een voldoende uitgewerkte typologie van de aquatische levensgemeenschappen, zodat de uniciteit voorlopig nog bepaald moet worden door de uniciteitswaarde van de aangetroffen soorten binnen het bemonsterde gebied als maatstaf te nemen. De gebruikers van dit rapport kunnen door inventariserend onderzoek het basis-materiaal voor meer gefundeerde uniciteitsindices verzamelen.

2.5. LITERATUUR

- Achterstraat, J.A., M.Burggraaf, B.J.Flach-de Geus & S.P.Klapwijk, 1973. Beoordeling van het oppervlaktewater van het Groene Hart volgens biologische maatstaven, gebaseerd op inventariserend onderzoek aan fytoplankton, 230 pp. Verkenningen van het Instituut voor Milieuvraagstukken. Ser.B, no.3. Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Adviesbureau Arnhem B.V., 1974. Waternormen, 98 pp. Bulletin Grond en Water No. 2-163. Kon.Ned.Heidemij., Arnhem.
- Biemond, C., 1968. Water, 166 pp. Wetenschappelijke Uitgeverij, Amsterdam.
- Dickman, M., 1973. Total dissolved electrolyte effects on

- periphyton. Journal Water Poll. Contr. Fed. 45: 2211-2215.
- Graaf, J. de, 1973. Ethische consequenties van de ecologische imperatief, pp. 95-107 in H.C.J. Oomen et al., Mens en ecologie, 164 pp. Samson, Alphen a/d Rijn.
- Harms, W.B., 1973. Oecologische natuurwaardering in het kader van de evaluatie van natuurfuncties, 64 pp. Verkenningen van het Instituut voor Milieuvraagstukken Ser.B, no.4, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Herder-Brouwer, S.J., 1975. Een onderzoek naar enige aspecten van trofie, 111 pp. Doctoraalverslag. Vakgroep Plantensystematiek en Oecologie van Lagere Planten, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Higler, L.W.G., 1964. De Hierdense Beek in gevaar. De Levende Natuur 67: 279-282.
- Huisman, L., 1973. Water, verontreiniging en zelfreiniging. Collegedictaat. Afd.Weg- en Waterbouw, Gezondheids-techniek, Technische Hogeschool, Delft.
- I.M.P., 1975. De bestrijding van de verontreiniging van het oppervlaktewater, indicatief meerjarenprogramma 1975-1979, 92 pp. + bijl. Ministerie van Verkeer en Waterstaat/Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Kleijn, H.F.W., 1975. Continue meting van kwaliteitsparameters van water. H₂O 8: 164-169.
- Kolkwitz, R., & M.Marsson, 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber.Deutsch.bot.Gesellsch. 26a: 505-519.
- Kolkwitz, R. & M.Marsson, 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Int.Rev.ges.Hydrobiol. 2: 126-153.
- Kromme Rijn Projekt, 1974. Het Kromme Rijn Landschap, een ecologische visie, 104 pp. Stichting Natuur en Milieu, Amsterdam.
- Leentvaar, P., 1961. De nivellering in de levensgemeenschappen van het zoete water. Natura 58: 151-155.
- Leeuwen, C.G. van, 1967. Zeldzame planten als uitdrukking van zeldzame toestanden. Jaarb. K.N.B.V. (1966): 36-39.
- 1973a. Oecologie en natuurtechniek. Natuur en Landschap 27: 57-67.
- 1973b. Ekologie. Kollegediktaat HB20A, 79 pp. Afd. Bouwkunde, Sektie Landschap, Technische Hogeschool, Delft.

- Liebmann, H., 1962. Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie, I (2e druk), 588 pp. Oldenbourg, München.
- Moller Pillot, H.K.M., 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging van laaglandbeken. 286 pp. Diss. Nijmegen.
- Parma, S., 1967. Het onderscheiden van watertypen. Vakbl. Biol. 47: 141-150.
- Patrick, R., 1972. Aquatic communities as indices of pollution, pp. 93-100 in W.A.Thomas (ed.), Indicators of environmental quality. Plenum, New York.
- Poels, C.L.M. & J.Voorburg, 1974. Continue bewaking van oppervlaktewater met behulp van vissen. H₂O 7: 38-42.
- Provinciale Waterstaat van Zuid-Holland, 1973. Nota waterkwaliteitsbeheer, 82 pp. + bijl. 's-Gravenhage.
- Rhijn, J.J.M. van, 1974. Biotestsystemen voor automatische detectie van acute toxiciteit van water. H₂O 7: 217-220.
- Samson, F.E., 1970. Ons welzijn en de watervervuiling, 56 pp. Recreatiebrochure no.9. Koninklijke Nederlandse Toeristenbond ANWB, 's-Gravenhage.
- Schaeffer, C.D., 1975. Normen van kwaliteit, hfst. 6A in Handboek voor Milieubeheer, deel I, Waterbeheer. Vermande, IJmuiden.
- Schroevers, P.J., 1975. De invloed van de Arembergergracht op het water van de Dirkswijde en de Vossenbelt. Meded. Hydrobiol. Ver.2: 66-79.
- , 1968b. Nogmaals: Typologie van wateren. Vakbl. Biol. 48: 76-81.
- , 1970. Biologische waardeoordeel, 20 pp. Rapport. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- , 1972. Evalueren van de natuur en de onvervangbaarheid-maatstaf, 19 pp. Stencil.
- . 1975. Pleidooi voor een biologische beoordeling van water naar biologische maatstaven. H₂O 8: 86-88, 98-99.
- Sládeček, V., 1973. System of water quality from the biological point of view. Arch.Hydrobiol./Beih. 7: 1-218.
- Soet, F. de et al., 1974. De waarden van de waarden, een milieukartering en -waardering van de uiterwaarden van de IJssel, Rijn, Waal en Maas. Natuur en Landschap 28: 245-282 + kaartbijl.

- Tesch, J.W. et al., 1972. De kleuren van Zuidwest Nederland, visie op milieu en ruimte. Atlas, Contactcommissie voor Natuur- en Landschapsbescherming, Amsterdam.
- Weber, C.I., 1973. Biological monitoring of the aquatic environment, pp. 46-60 in J.Cairns Jr. en K.L. Dickson (eds.), Biological methods for the assessment of water quality, 256 pp. ASTM 528, American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Westhoff, V., 1955. Hedendaagse aspecten der natuurbescherming. Wetenschap en Samenleving 5: 25-34.
- , 1971. Botanische criteria, pp. 28-42 in A.P.A.Vink (red.), Criteria voor milieubeheer, 180 pp. Oosthoek, Utrecht.
- Westra, D., 1968. De achteruitgang van de Grote Stern als broedvogel in Nederland. Waddenbulletin 3(2): 12-14.
- Wuhrmann, K., 1974. Some problems and perspectives in applied limnology. Mitt. Int. Ver. Limnol. 20: 324-402.
- Zoeteman, B.C.J., 1975. Kwalitatieve beschikbaarheid van grond- en oppervlaktewater. H₂O 8: 75-80.
- Zonneveld, I.S., S.P. Tjallingii & H.A. Meester-Broertjes, (red.), 1975. Landschapstaal, 38 pp. Extra nummer Meded. Werkgemeensch. Landschapsecol. Onderz.

Zone van organische vervuiling	Zuurstofbalans	Biochemisch zuurstofverbruik [‡] in 5 dagen (20°C)	Aantal bacteriën per ml	H ₂ S	Aard van de stikstofverbindingen	Kenmerkende levensgemeenschappen
polysaproob	geen of weinig O ₂ aanwezig	> 20 mg/l	> 10 ⁶	aanwezig in modder FeS	eiwitten, polypeptiden, aminozuren, zeer veel ammonium	bacteriën, wimperdiertjes, kleurloze zweephaardiertjes; weinig soorten, doch grote H ₂ S en NH ₃ -resistent. Facultatief of obligaat anaeroob
α-mesosaproob	sterk schommelend O ₂ -gehalte, 's nachts onderverzadiging, overdag oververzadiging	ca. 10 mg/l	> 10 ⁵	aanwezig in modder Fe(OH) ₃	aminozuren, veel ammonium, nitraat	blauwieren, wimperdiertjes, oogdiertjes, enkele kiezelwieren, meer soorten dan in vorige zone, doch nog in grote massa's; resistentie voor NH ₃ , niet voor H ₂ S; aangepast aan grote fluktuaties van pH en O ₂ -gehalte
β-mesosaproob	altijd veel O ₂ aanwezig, duidelijk dag/nachtritme	ca. 5 mg/l	< 10 ⁵	afwezig	sporen ammonium, nitraat	veel soorten kiezelwieren; groenwieren, (o.a. enkele jukwieren), rijke groei van hogere waterplanten. Geen massale groei; gevoelig voor NH ₃ , H ₂ S en schommelingen van pH en O ₂ -gehalte
oligosaproob	altijd veel O ₂ aanwezig, geen duidelijk dag/nacht ritme	ca. 2 mg/l	< 10 ²	afwezig	nitraat	helder water met weinig soorten wieren, kleine aantallen. Veel insectenlarven (o.a. voedsel voor forellen); zeer gevoelig voor NH ₃ , H ₂ S en schommelingen van pH en O ₂ -gehalte

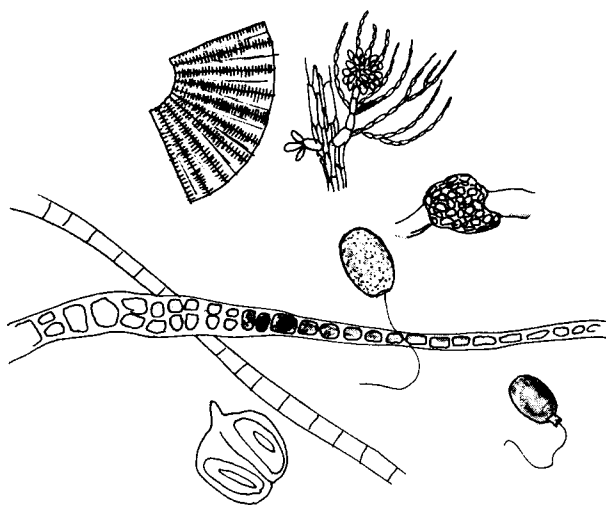
Chemische en biologische kenmerken van de saprobiezones

(uit diverse bronnen, vereenvoudigd)

[‡] Het biochemisch zuurstofverbruik (BZV of BOD) in 5 dagen bij 20°C geeft aan hoeveel zuurstof de organismen in 1 liter water bij die omstandigheden in het donker gebruiken.

HOOFDSTUK 3

BEOORDELING VAN DE WATERKWALITEIT OP BASIS VAN HET MIKROFYTENBESTAND



P.F.M. Coesel
H. van Dam
Th.G.N. Dresscher
B.J. Hoogers
S.J.P. Klapwijk
H. van der Mark
P.J. Schroevers

Eindredactie: P.J. Schroevers

Hoofdstuk 3. Beoordeling van de waterkwaliteit op basis van het mikrofytbestand

INHOUD	pagina
3.1. DE GESCHIKTHEID VAN MIKROFYTEN VOOR BIOLOGISCHE WATERBEOORDELING	26
3.2. METHODIEK VAN MONSTERNAME EN VERWERKING	28
3.2.1. Inleiding	28
3.2.2. Keuze der bemonsteringspunten	29
3.2.3. Bepaling van het aantal monsters per monsterpunt	29
3.2.4. Monstername	29
3.2.5. Vervoer en fixatie van het monster	31
3.2.6. Koncentratie van het verkregen materiaal	32
3.2.7. Mikroskopische analyse	33
3.3. METHODEN VOOR DE BEOORDELING VAN DE STRUKTUUR VAN DE MIKROFYTENGEMEENSCHAPPEN	34
3.3.1. Inleiding	34
3.3.2. Diversiteit	36
3.3.3. Methode voor de bepaling van de trefkans (probability of encounter) (DRESSCHER, 1964)	39
3.3.4. De frekwentiemethode	40
3.3.5. Uniciteit	40
3.4. INTERPRETATIE VAN DE GEGEVENS	42
3.4.1. Inleiding	42
3.4.2. Voedselrijkdom (trofie)	43
3.4.3. Saprobie	46
3.5. SOORTSONDERSCHIEDING	53
3.5.1. Problemen bij de soortsonderscheiding	53
3.5.2. Overzicht van de determinatiewerken	54

3.6. TYPOLOGIE	57
3.6.1. Inleiding	57
3.6.2. Biologische typologie	58
3.6.3. Korrelatieve indelingen van mikrofytenkombinaties	60
3.6.4. Een kaart van Nederland	65
3.6.5. Soorten en soortengroepen	69
3.7. BIBLIOGRAFIE (NIET GEREFEREERD)	80
3.8. GEREFEREERDE LITERATUUR	85

3.1. DE GESCHIKTHEID VAN MIKROFYTEN VOOR BIOLOGISCHE WATERBEOORDELING

Mikrofyten zijn de kleinste plantaardige organismen die we kennen. In het algemeen zijn ze slechts met de mikroskoop waarneembaar, hoewel ook dan massale aanwezigheid opgemerkt kan worden als een groene, blauwgroene of rode troebeling van het water ("waterbloei"). Eencellige mikrofyten kunnen solitair of in draad-, schijf- of bolvormige kolonies leven; sommige soorten kunnen als meercellige organismen opgevat worden.

De mikrofyten worden verdeeld op basis van hun plaats van voorkomen in:

plankton: zonder/of met geringe eigen beweging zwevend in het water

benthos : op vast substraat onder water. Dit wordt verdeeld in:

epipsammon: tussen zandkorrels

epipelon : in de bovenste laag van het sapropelium (rottingsslib)

epilithon : op stenen

epiphyton of periphyton: op planten, beschoeiing enz.

Het "flap" vormt een aparte mikrokosmos.

Tenslotte wordt de gehele mikrokosmos van en binnen het flap wel met metafyton aangeduid.

De primaire produktie van het benthos is in verhouding tot de totale primaire produktie in het water betrekkelijk gering, doch die van het fytoplankton is vaak groter dan die van de makrofyten.

De verspreiding der mikrofyten kan over grote afstanden plaats vinden. Behalve door stroming worden de algen zelf, maar vooral ruststadia, ook gemakkelijk door de wind, door zoogdieren, vogels en insekten verspreid. Het areaal van de meeste soorten is dan ook veel groter dan dat van hogere

planten. Veel soorten zijn kosmopolitisch en gesteld kan worden, dat, indien de milieumomstandigheden op een bepaalde plaats maar geschikt zijn voor bepaalde mikrofyten, deze daar ook aanwezig zijn. Ze kunnen zich door celdeling zeer snel vermenigvuldigen. De efficiënte verspreidingsmogelijkheden laten een vergaande milieuspecialisatie van de soorten toe, zonder dat ze het risico lopen snel uit te sterven. De mikrofytengemeenschappen zijn daardoor ook vaak veel soortenrijker dan de andere aanwezige soortengroepen (makroflora, -fauna, enz.) en kunnen daardoor veel informatie geven. Hiermee hangt samen dat op plaatsen die, wat de overige kenmerken betreft vrijwel identiek lijken toch aanzienlijk verschillende **mikrofytengemeenschappen** kunnen voorkomen.

Belangrijke milieufactoren voor mikrofyten zijn o.a. CO_2 , HCO_3^- , osmotische druk (vaak gekorreleerd met het chloridegehalte), nutriënten als b.v. stikstof- en **fosforverbindingen**, pH, O_2 -gehalte, temperatuur, intensiteit en spektrale samenstelling van het licht. In het veld zijn deze factoren afhankelijk van de geologische gesteldheid van het terrein en de samenstelling van de bodem, de samenstelling van het van elders toegevoerde water, de troebelheid van het water (zwevende fijne kleideeltjes, detritus, organismen) en de diepte ervan.

De waterplanten (makro- en mikrofyten) nemen in het aquatische oecosysteem een zeer bijzondere plaats in, daar zij de primaire produktie verzorgen. Zonder hen is geen ander leven mogelijk, tenzij voedsel wordt aangevoerd van andere plaatsen.

De organismen geven een **totaalbeeld** van het verloop van de milieumomstandigheden tijdens hun levenscyclus. Deze levenscyclus is voor mikroörganismen in het algemeen korter (enkele uren tot weken) dan voor makroörganismen (enkele

weken tot jaren). Hierdoor zullen onnatuurlijke veranderingen in de milieuomstandigheden snel worden weerspiegeld in de soortensamenstelling van de mikrofytengemeenschappen, terwijl ook de **individuele aantallen** per soort aan sterke fluktuaties onderhevig kunnen zijn. Daar dergelijke fluktuaties echter ook het gevolg kunnen zijn van seizoensperiodiciteit vallen zij pas op, als zij deze laatste in intensiteit overtreffen of hiervan anderszins afwijken. Bij het fytoplankton, dat aan alle kanten door water is omgeven, zijn deze fluktuaties in het algemeen groter dan bij het benthos.

Mikrofytengemeenschappen komen in alle Nederlandse wateren voor. De stilstaande wateren vormen zelfs een milieu dat bij uitstek geschikt is voor de ontwikkeling van fytoplankton. Op verschillende planktontypen die zich kunnen ontwikkelen, wordt in volgende paragrafen ingegaan. Benthos kan zich zowel in stilstaand als in (snel)stromend water goed ontwikkelen, maar autochtoon fytoplankton is in snelstromend water afwezig.

Om mikrofytengemeenschappen met zekerheid te kunnen determineren moeten we vaak de beschikking hebben over veel materiaal. Dit is meestal geen bezwaar, daar de natuurlijke gezelschappen door de bemonstering niet noemenswaardig worden verstoord in tegenstelling tot die bij andere **organismen**. Toch blijven determinatieproblemen vaak een belemmering voor de studie van deze belangrijke groep van organismen.

3.2. METHODIEK VAN MONSTERNAME EN VERWERKING

3.2.1. Inleiding

De te gebruiken methode zal uiteraard sterk worden bepaald door het doel, waarop het onderzoek is gericht. Zo kan men gericht onderzoek doen naar de invloed van een versturende faktor. Men kan ook de gegevens willen plaatsen in een algemeen raamwerk van een typologie, enz. Voor ieder van

deze doelstellingen gelden eigen overwegingen. In deze paragraaf worden een aantal mogelijkheden voor keuze aangegeven. Daarnaast is het natuurlijk van belang, op welke groep men zich richt: op plankton of op benthos.

3.2.2. Keuze der bemonsteringspunten

Afhankelijk van de vraagstelling zal men kiezen uit de volgende mogelijkheden:

- a. Meer bemonsteringspunten binnen één watergebied op de volgende wijze gekozen:
 - horizontaal door het uitzetten van een transekt, b.v. bij een onderzoek naar een verontreinigingsgradiënt
 - vertikaal, b.v. voor het vaststellen van een verticale gradiënt (in het bijzonder in diepere wateren)
 - in verschillende vegetatietypen, bij verschillende diepten, geomorfologische structuur, bodemgesteldheid, enz. ter beoordeling van de diversiteit binnen het watergebied.
- b. Bemonstering van verschillende watergebieden, voor onderlinge vergelijking. In dit geval moet de vergelijkbaarheid der monsterplaatsen goed verantwoord worden.

3.2.3. Bepaling van het aantal monsters per monsterpunt

Een volledig beeld van het mikrofytbestand van een monsterplaats verkrijgt men slechts door tenminste één of twee keer per maand te monstren. Voor een ruw beeld moet als minimum viermaal per jaar worden gemonsterd, verdeeld over de jaargetijden. Een éénmalige analyse kan echter voor typologisch onderzoek, voor waardering der kwaliteit enz. of voor vaststelling van verontreiniging in veel gevallen voldoende informatie geven. Ook hier hangt de keuze weer af van de doelstelling van het onderzoek.

3.2.4. Monstername

Als stelregel dient men bij één onderzoek het nemen van de monsters steeds op dezelfde wijze uit te voeren. Ter bevordering van de vergelijkbaarheid der analyse-uitkomsten

die door verschillende onderzoekers zijn verkregen is het noemen van de gebruikte methode en die van de frekwentie der monsternamen gewenst. De volgende methoden kunnen worden gebruikt voor plankton:

- a. Op $\pm \frac{1}{2}$ m onder de waterspiegel wordt met een emmer 10 liter water geschept, waarna dit water door een planktonnet met een maaswijdte van 45μ wordt gegoten. Bij planktonarm water kan een grotere hoeveelheid worden gefiltreerd. Bij het doorgieten van het water is het gewenst het net in een emmer water te hangen waardoor te sterk doorpersen van de af te filtreren organismen kan worden voorkomen.
- b. Op $\pm \frac{1}{2}$ m onder de waterspiegel wordt een fles van 1 liter inhoud ondergedompeld. Zo mogelijk vult men de fles door middel van een ontluchttingsinrichting. Dit is een dubbel doorboorde kurk op de fles, met één lange en één korte buis. De lange steekt boven water uit, het monsterwater komt door de korte de fles binnen. Ook kan men de fles vanuit een met een emmer geschepte hoeveelheid water vullen. Hierbij dient het water vóór het vullen van de fles goed geroerd te zijn.
- c. Bij onderzoek op verschillende diepten pompt men het water uit een bepaalde diepte op. Het aangezogen water wordt via een planktonnet gefiltreerd of ongefiltreerd in flessen opgevangen. Het is ook mogelijk dit water uit bepaalde diepte te verkrijgen met behulp van een waterhapper of Ruttner-schepper.
- d. Het verkrijgen van monsters bij zeer geringe waterdiepte geschiedt door het "afromen" van het oppervlak door middel van een kleine beker, waarmee men een fles vult.
- e. Men trekt een planktonnet vanaf de bodem diagonaalsgewijs naar de oppervlakte van het water.

Voor benthos kunnen glasplaatjes (objektdragers) in een kooitje in het oppervlaktewater opgehangen worden. Zij moeten enkele weken in dit water blijven vóór de bemonstering. Ook kunnen rietstengels en stenen worden afgeschraapt of stukjes waterplant worden afgesneden; vooral bij incidentele waarnemingen kan dit voordelen bieden.

Het gebruik van de onder a.t/m d. genoemde werkwijzen heeft het voordeel, dat van een kwantitatief bekende hoeveelheid water wordt uitgegaan. Iedere bemonsteringsmethode brengt zijn eigen mogelijkheden en zijn eigen beperkingen met zich mee: men verkrijgt altijd slechts een beeld van een deel van het mikrofytbestand.

3.2.5. Vervoer en fixatie van het monster

Bij het vervoer van levend materiaal is het gebruik van een met ijs gekoeld kistje aan te bevelen. Indien het verkregen materiaal niet binnen 24 uren kan worden geanalyseerd moet fixatie worden toegepast.

Het fixeren geschiedt:

- a. Door aan het monster van 1 l water 5 à 10 ml formol 40% toe te voegen.
- b. Door aan het met een planktonnet verkregen materiaal ca. 10% formol 40% toe te voegen in een volumenverhouding 1:10
- c. Door een J.KJ-oplossing (2 g jodium, 3 g kaliumjodide in 100 ml aq.dest.). De toevoeging van deze vloeistof geschiedt tot het monster een "cognackleur" heeft aangenomen. De houdbaarheid van de met J.KJ gefixeerde monsters is geringer dan de met formol behandelde. Verder worden sommige organismen sterk bruin gekleurd. Flagellen worden echter goed zichtbaar. Na-fixatie met formol 40% geeft ontkleuring; dit is een goede methode voor verduidelijking van celstructuren.

Men zij zich bewust dat elke fixatie-methode een bepaalde selectie van het planktonmateriaal teweegbrengt, doordat elk der gebruikte middelen een bepaald effect op de organismen heeft in de vorm van het verdwijnen van bepaalde kenmerken. Ook kunnen zij de oorzaak zijn van het ontstaan van artefakten.

N.B. Bij het gebruik van glazen flessen, die aan grote temperatuurwisselingen worden blootgesteld, is aan te

bevelen de fles niet geheel te vullen en niet hermetisch te sluiten, om kapotspringen ten gevolge van uitzetting te voorkómen.

3.2.6. Koncentratie van het verkregen materiaal

Levende organismen kunnen door centrifugeren van het niet gefiltreerde monster worden gekoncentreerd; beschadiging van sommige mikroörganismen is hierbij niet te vermijden. Verder is het gebruik van een planktongaasfilter ook een middel tot het verkrijgen van een concentratie.

Gefixeerd materiaal kan ook d.m.v. planktongaas worden gekoncentreerd of worden gecentrifugeerd, maar meestal laat men het bezinken. Het bezinken geschiedt als volgt:

Het in literflessen verkregen water laat men op een stille plek 3 - 7 dagen staan. Af en toe moet de fles even om de lengte-as worden gedraaid om het aan de wand gehechte materiaal tot bezinken te brengen. Na de genoemde rusttijd wordt het water afgeheveld. Dit kan gebeuren met een dun slangetje; waarin men het water voorzichtig opzuigt, om het daarna als hevel te laten werken. Ook kan een permanente hevelopstelling of een waterstraalpomp worden gebruikt. Steeds brenge men de hevel voorzichtig in de fles om het opwervelen van het sediment te voorkomen. Mocht toch opwerveling plaatsvinden dan dient men direkt met het afhevelen op te houden en het materiaal opnieuw tot bezinking te laten komen. Als zich een drijflaag van bijvoorbeeld blauwalgen heeft gevormd gaan deze bij het afhevelen verloren; wil men deze behouden dan moet het afstromende water over planktongaas worden gefiltreerd. Het sediment wordt na het afhevelen in het resterende water opgeschud. De ontstane suspensie wordt overgebracht in Nesslerbuizen of in flesjes van 200 ml inhoud met een middellijn van ongeveer 5 cm. Na een paar dagen kan men het boven het bezinksel staande

water afhevelen. Het bezinksel kan worden overgebracht in kleine cilindervormige buisjes met een lengte van ongeveer 5 cm en een doorsnede van 1 - 1,5 cm. Het centrifugaat of bezinksel wordt voor het onderzoek tot 1 of 2 ml gekoncentreerd.

Voor de monsterindikatie verdient het aanbeveling de onderzoekaanduiding, het monsterpunt, de datum, de bemonsterings- en fixatiemethode en de naam van de onderzoeker met Oost-indische inkt of potlood op transparant papier in het buisje aan te brengen, waardoor het verlies van de gegevens betreffende het monster wordt voorkomen.

3.2.7. Mikroskopische analyse

In het navolgende valt sterk de nadruk op de kwalitatieve beoordeling. Over kwantitatief beoordelen zij hier opgemerkt, dat gebruik kan worden gemaakt van de methode van UTERMÖHL (1931 en 1932), waarbij men dient te beschikken over speciale bezinkingskuvetten en over een omkeermikroskoop. Indien geen direkte telling wordt toegepast, kan een schatting worden gemaakt volgens een vijfdelige schaal, zoals:

1 = enkele; 2 = meerdere; 3 = tamelijk veel; 4 = veel;
5 = zeer veel.

Voor tellingen kan de Sedgwick-Rafter Cell worden gebruikt in verschillende modifikaties (PEELEN, 1970).

We moeten er goed voor zorgen, dat we een representatief deel van het monster bekijken. Dit wordt bereikt door goed mengen van de gekoncentreerde suspensie. Bij het opbrengen van de suspensie op een objektdrager dient men zoveel mogelijk een druppel van dezelfde grootte aan te brengen, met een pipet van konstante wijdte.

Nadat voorzichtig een dekglas is opgebracht, wordt met

hulp van een kruistafel het gehele oppervlak van het preparaat bekeken. Men tekent aan welke vormen men vindt en geeft hiervan de mate van vóórkomen aan volgens het gekozen criterium (zie onder). Bij gefixeerd materiaal dient men hierbij alleen die vormen te noteren, waarvan men mag aannemen, dat de organismen vóór de fixatie nog in levende staat verkeerden. Voor het op naam brengen van de waargenomen organismen zie 3.5. Bij de determinatie spelen vooral kennis en ervaring een rol. Vaak is het voor determinatie noodzakelijk dat van de waargenomen vormen tekeningen worden gemaakt, voorzien van een opgave van grootte en verhoudingen en eventuele bijzonderheden.

3.3. METHODEN VOOR DE BEOORDELING VAN DE STRUKTUUR VAN DE MIKROFYTENGEMEENSCHAPPEN

3.3.1. Inleiding

Onder structuur verstaat men het geheel van onderlinge relaties tussen de componenten van het oecosysteem. Het begrip is onder meer meetbaar door middel van de diversiteit (zie 3.3.2) en de uniciteit (zie 3.3.5). Sommige auteurs beschouwen ook de veranderlijkheid in de tijd (b.v. seizoensperiodiciteit) als een facet van de structuur (zie 3.3.3).

De structuur kan als maatstaf bij het beoordelen van water een meer of minder zwaar wegende betekenis hebben, al naar het doel waarvoor en de schaal waarop beoordeeld wordt. Als de natuur tendeert naar een grote ordening, gebaseerd op het inbouwen van steeds meer wederzijdse betrekkingen, dan is een hoge structuurrijkdom in ruimtelijke zin de weerslag van een hoge rijpingsgraad, en zal dan in een oordeel hoog gewaardeerd moeten worden. In de praktijk ligt het minder eenvoudig, waarvoor verschillende oorzaken kunnen gelden:

- a. De op de hierna te bespreken wijzen te meten structuurrijkdom vormt slechts een deelaspect van de werkelijke structuur van het oecosysteem waarvan moeilijk te zeggen is hoe belangrijk dit is.
- b. Rijping van oecosystemen treedt op op verschillende schalen: vanaf een bepaald landschap, via de plas die zich daarin bevindt en de oeverzoom ervan tot een waterlelieblad met zijn hele algemikrokosmos daarop, dat zich in die plas bevindt. Grootschalige rijpingen beïnvloeden de kleinschalige, zodat een direct verband tussen rijping en diversiteit niet zomaar te geven is.
- c. Na een proces van toename der diversiteit zien we vaak een afname, die vooral kleinschalig te zien is en die vooral in voedselarmere streken opvalt.

Het verband ligt dus moeilijker. Toch blijkt uit allerlei onderzoek, dat structuurmaatstaven een wezenskenmerk voor iedere levensgemeenschap vormen. Mits met de nodige restrikties toegepast kunnen ze een bijdrage leveren aan een beoordeling van water.

Ten aanzien van de bovengenoemde maatstaven voor de structuurrijkdom kunnen nog de volgende opmerkingen worden gemaakt.

- a. De trefkans-methode van Dresscher (zie 3.3.3) geeft een over-all benadering, waarin ruimte en tijd gekoppeld zijn. Dit kan bij interpretatie moeilijkheden opleveren.
- b. Diversiteit en uniciteit zijn als pendanten te beschouwen: de eerste als inwendige structuurrijkdom, de tweede als uitwendige, n.l. aangewend hoe het oecosysteem afwijkt van dat op andere plaatsen. De uniciteit is voor grootschalige landschapsoecologische beoordelingen de zwaarst wegende, ze is echter ook het moeilijkst te beoordelen. Diversiteit is in principe alleen te gebruiken ten aanzien van kortdurende en plaatselijke processen.

3.3.2. Diversiteit

SCHROEVERS (1971) definieert de diversiteit als de mate van verscheidenheid der biocoenose. Die verscheidenheid is groot als in een gemeenschap van mikrofyten veel soorten voorkomen, alle met ongeveer even grote aantallen. De diversiteit is laag als er weinig soorten zijn, vooral als er enkele sterk in aantal domineren. Twee eigenschappen bepalen dus de diversiteit: het aantal soorten in de gemeenschap en de verdeling van het aantal individuen over de verschillende soorten. (De laatste eigenschap, de "evenness", is afzonderlijk meetbaar, maar deze wordt hier verder niet besproken). Deze twee aspecten van de diversiteit brengen met zich mee dat een soortenarme gemeenschap, waarin alle soorten met ongeveer even grote aantallen voorkomen, een zelfde diversiteit kan hebben als een andere gemeenschap, waarin veel soorten met zeer ongelijke aantallen voorkomen.

De diversiteit behelst een deel van het "informatieaspect" van het oecosysteem: het heeft te maken met de mate van ordening zoals die in de natuur heeft plaats gevonden. RAVEN (1968) geeft in enkele hoofdstukken een elementair overzicht van de informatietheorie, voorzover die voor de biologie van belang is. Een kritische bespreking is te vinden bij MAKKINK (1971).

Diversiteitsbeoordeling bij mikrofyten heeft alleen bij beoordeling van processen met betrekkelijk korte duur nut, bv. bij het bestuderen van reinigingsprocessen na een vervuilende invloed. De methode is daarentegen van weinig waarde bij een vergelijkend onderzoek tussen verschillende wateren.

De eenvoudigste methode van diversiteitsbeoordeling berust op het tellen van individuen en van het aantal soorten dat men

daarbij ontmoet. Een telling van het soortenaantal per 100 individuen geeft een grof beeld van de diversiteit. Deze methode is echter alleen toegestaan in een gebied van beperkter omvang. Betrouwbaarder wordt het, als meer dan 100 individuen worden geteld, wat dan de analyse weer tijdrovender maakt. Het hangt van de doelstelling van het onderzoek af, hoe nauwkeurig onze bepaling moet zijn: het vervolgen van het verloop van de diversiteit op één plaats -in verband met seizoensrythmiek of het optreden van belangrijke verstoringen- eist b.v. nauwkeurig onderzoek. Een incidentele waterbeoordeling heeft alleen maar zin, indien verwacht kan worden, dat de te vergelijken situaties significant van elkaar verschillen in het licht van de periodieke schommeling van de diversiteit op één plaats. In dat geval kan met een grovere beoordeling worden volstaan.

Men kan de betrouwbaarheid zelf toetsen, door de toename van het soortenaantal na te gaan bij toename van het aantal getelde individuen; men leest dan als het ware de kans af, dat men nog nieuwe soorten aantreft. Deze gang van zaken is voor MARGALEF (1970) aanleiding tot zijn index:

$$M = \frac{S - 1}{e^{\log N}}$$

waarin M de diversiteit voorstelt, S het soortenaantal en N het aantal getelde individuen. De formule is gebaseerd op het logaritmische verband tussen S en N. Door S - 1 te nemen in plaats van S wordt de minimum waarde 0. M is sterk afhankelijk van de steekproefgrootte. Deze dient niet groter te zijn dan nodig is om het merendeel der aanwezige soorten te treffen.

Een geraffineerde index, is de "Sequential Comparison Index" (S.C.I.), geïntroduceerd door CAIRNS & DICKSON (1971). De bepaling geschiedt als volgt: men vergelijkt het eerste individu uit de steekproef met het tweede. Als beide

individueen tot dezelfde soort behoren noteert men een 0; indien ze tot verschillende soorten behoren een 1. Dan wordt het derde individu vergeleken met het tweede en er wordt weer een 0 of een 1 genoteerd. Als zo achtereenvolgens $N + 1$ individuen zijn vergeleken is er een rij van N nullen en enen. De som van alle enen, gedeeld door N is de waarde van de S.C.I., die minimaal 0 en maximaal 1 bedraagt. ARCHIBALD (1972) vond een zeer significante korrelatie tussen de waarde van de S.C.I. en andere, meer geavanceerde indices als die van Margalef, van BRILLOUIN (1960) en van SIMPSON (1949). Bovendien is aangetoond, dat de bepaling door "leken" met vrijwel dezelfde nauwkeurigheid kan geschieden als door deskundigen.

Tot slot volgt hier nog de bespreking van de diversiteits-index van Simpson. Bij zulke indices is het gebruik van rekenautomaten haast noodzakelijk.

De diversiteitsindex van Simpson gaat van de volgende beschouwing uit:

veronderstel dat 2 individuen aselekt zonder teruglegging worden getrokken uit een verzameling van N individuen, die tot S soorten behoren. N_j is het aantal individuen van de j -de soort

($j=1,2,\dots,S$ en $\sum_{j=1}^S N_j = N$). Als de kans dat de beide

getrokken individuen tot dezelfde soort behoren groot is, dan is de diversiteit laag. Deze kans is

$$\sum_{j=1}^S \frac{N_j(N_j-1)}{N(N-1)} \quad \text{en daarom kunnen we} \quad D = 1 - \sum_{j=1}^S \frac{N_j(N_j-1)}{N(N-1)}$$

als diversiteitsindex gebruiken. D wordt de index van Simpson genoemd. De maximale waarde ervan is 1 en de minimale waarde 0. Deze index is weinig afhankelijk van de monstergrootte.

3.3.3. Methode voor de bepaling van de trefkans (probability of encounter) (DRESSCHER, 1964)

Deze maatstaf geeft de kans weer, waarmee van in het water zwevende organismen een soort op een bepaalde plaats kan worden aangetroffen in een zeker water, wanneer we in de loop van het jaar monsternen. Verstoringen in het milieu kunnen deze waarde doen veranderen, zodat de maatstaf kan worden gebruikt om het effect van ingrepen zoals behandeling met herbiciden enz. op één plaats te vervolgen. De monsternemingen worden elke 14 dagen verricht, zodat gedurende een jaar van één plaats circa 25 monsters worden verkregen. Hierbij wordt nagegaan hoeveel malen in de loop van het jaar een bepaalde soort voorkwam. Men kan ook nagaan in welk gedeelte van de jaarcyclus dit het geval is. Voor het verkrijgen van een waarde over de jaarcyclus per soort kan men de volgende schaal aanhouden (DRESSCHER, 1964, iets gewijzigd):

						<u>waarde</u>
Tot	20%	van het aantal waarnemingen aangetroffen				1
van 21	- 40%	"	"	"	"	2
"	41 - 60%	"	"	"	"	3
"	61 - 80%	"	"	"	"	4
"	81 -100%	"	"	"	"	5

De soorten die een waarde 4 of 5 bereiken geven een beeld van de regelmatig voorkomende planktonkombinatie op die plaats. Het hierbij betrekken van de soorten die een waarde 3 bereiken kan zijn betekenis hebben in verband met seizoensgebonden soorten. De percentages waarin de soorten op één plaats binnen een tijdsverloop van een jaar voorkomen, blijken redelijk konstant te zijn. Bij sterke veranderingen in het milieu zien we de waarden plotseling veranderen. Dit is in een aantal gevallen aangetoond (DRESSCHER, 1959, 1964, 1966). (van DORD, HOOGERS & van ZON, 1974).

De methode kan ook gebruikt worden voor karakterisering van verschillende wateren, mits toegepast op dezelfde soorten.

3.3.4. De frekwentiemethode

Ook deze methode is in het bijzonder geschikt voor onderzoek van periodiciteit en om de invloed van ingrepen (b.v. gebruik van bestrijdingsmiddelen) na te gaan.

Voor het verzamelen van het materiaal kan men te werk gaan zoals in 3.2 is beschreven. Een concentratie van 1 l tot 2,5 ml wordt als het meest praktisch ervaren. Men verdeelt -alvorens af te pipetteren- het materiaal zo homogeen mogelijk door goed maar rustig te schudden. Nu kunnen met behulp van een pipet 3 druppels van elk 0,05 ml op enige afstand van elkaar op een objectdrager worden gebracht, waarop voorzichtig een dekglas van 24 bij 60 mm wordt gelegd.

In het oculair wordt een telvierkant aangebracht, waarbinnen men het al of niet voorkomen van elke soort (dus niet het aantal exemplaren) noteert. Met behulp van een kruistafel kan men het preparaat verschuiven en aldus honderd vierkanten aan een beschouwing onderwerpen. Men zorgt hierbij voor een regelmatige verdeling over het gehele preparaat en kiest de vierkanten bij voorkeur niet te dicht aan de rand van het dekglas. Het aantal waarnemingen van een soort wordt het frekwentie-percentage genoemd. Een goede maat voor het vierkant is 6 x 6 mm bij een oculair van 10x en een objectief van 40x; een vergroting dus van 400x. In dat geval zal een percentage van 100 niet gauw bereikt worden (HOOGERS, RINKEMA & van ZON, 1972).

3.3.5. Uniciteit

De tot nu toe aangeduide **structuurmaatstaven** dienen ter bepaling van de inwendige structuur der mikrofytengemeenschap. Het is echter, vooral bij inpassing van de waterbeoordeling in het landschapsoecologische onderzoek vaak noodzakelijk om de aandacht te richten op de uitwendige structuur: in hoeverre is het complex van gegevens per monsterplaats anders dan dat van alle andere plaatsen en in hoeverre is het mogelijk, deze afwijkendheid in een maatstaf uit te drukken? De niet

zo fraaie, maar langzamerhand ingeburgerde term "uniciteit" wordt gebruikt om een maatstaf, gebaseerd op de zeldzaamheid van de organismen, aan te duiden. Uniciteit is dus de mate, waarin de soortensamenstelling van een vindplaats afwijkt van die van andere vindplaatsen.

N.B. Het gaat bij het toepassen van deze maatstaf niet zo zeer om het toekennen van een waardeoordeel aan zeldzame soorten, dan wel om de karakterisering van de structuur.

Men kan de uniciteit bepalen: 1. door de gemiddelde uniciteit der aangetroffen soorten als uitgangspunt te nemen (SCHROEVERS, 1968, 1971); of door 2. de soorten met lage zeldzaamheidswaarde buiten beschouwing laten en het totale aandeel der hogere waarden als maatstaf nemen, door deze op te tellen. Bijvoorbeeld: In een lijst van twintig soorten zijn er 18 met een waarde 1 of 2; één met waarde 3 en één met waarde 4. Men zou de uniciteitswaarde $3 + 4 = 7$ kunnen noemen. 3. Ook kan men aanbevelen om de eindbeoordeling in een niet te ver doorgevoerde schaal onder te brengen, b.v. aldus:

	waarde
als geen bijzondere soorten aanwezig zijn	1
als één of meer soorten uit de vindplaats een beperkte verspreiding hebben	2
als één of meer werkelijk zeldzame soorten gevonden worden	3
als de samenstelling afwijkend is van iedere andere plaats	4

Uniciteit is een relatieve maatstaf: ze is alleen te bepalen voor een monster of een vindplaats ten opzichte van andere monsters of vindplaatsen. Zo kan een vuilnisbelt in een veengebied soorten doen verschijnen die binnen dit gebied een hoge uniciteitswaarde hebben! Men kan de grootte van het gebied, waarop men de uniciteit betreft zelf bepalen, b.v. kan men de grenzen van Nederland als norm nemen. In dat geval

kan men beschikken over de verspreidingsgegevens van DRESSCHER (1976). Normalisatie voor een landelijk beoordelings-systeem zou wenselijk zijn, maar is voorlopig nog niet mogelijk.

3.4. INTERPRETATIE VAN DE GEGEVENS

3.4.1. Inleiding

Met de gegevens, verkregen met de analyse volgens de paragrafen 3.2 en 3.3, kan inzicht verkregen worden in structuur en samenstelling van de mikrofytengemeenschap als deel van het oecosysteem. Zij zijn als bouwsteen te gebruiken voor een typologie van wateren. Om hiertoe te komen moeten wij overgaan tot abstraktie van de waargenomen verschijnselen tot op een niveau, waarop onderlinge vergelijking van de diverse wateren mogelijk is. In principe gaat het hierbij om het vinden van die criteria, die het wezen van het oecosysteem uitmaken, de zogenaamde "unifying principles" van energie en informatie. Structuurrijkdom als het resultaat van een ontwikkeling in de tijd kan een maat zijn voor de "rijping" van een oecosysteem: in ieder geval verandert de structuur in de loop van de ontwikkeling. Ook de afbraak van de structuur: overgang van een hoog ontwikkelde in een laag ontwikkelde fase, vaak gevolg van "storing", laat zich uit de gegevens afleiden. Naast andere structuurkenmerken is ook het vóórkomen van bepaalde soorten indikatorisch, zowel voor het ontwikkelingsstadium als voor "storing". Het opstellen van soortenlijsten met hun indikatorische waarde is echter nog lang niet voltooid.

Van direkter belang in de praktijk van het waterbeheer en daarmee in de doelstelling van de biologische waterbeoordeling blijken de energetische criteria te zijn, bekend onder de woorden "trofie" en "saprobie". Trofie of voedselrijkdom kan omschreven worden als de intensiteit waarmee het oecosysteem organische stof vormt. (zie ook hoofdstuk 2). Deze is in principe een natuurlijk gegeven: er bestaan wateren met van nature een hoge trofiegraad en andere met van nature een lage.

Door invloed op de beperkende factoren (door de lozing van afvalwater met hoog fosfaatgehalte b.v.) heeft de mens dit wel veranderd (eutrofiëring). Uitwendige beïnvloeding van een oecosysteem (= 'storing', zie boven) - in het bijzonder door de mens - doet de kwantitatieve relaties in de energiehuishouding verschuiven; vooral toevoer van organische stof kan als zodanig werken. Men spreekt dan van saprobieverschijnselen. In het algemeen kan men de verontreinigingstoestand van een water tot dit fenomeen terugvoeren: een te grote consumptie ten opzichte van de produktiemogelijkheden.

Saprobieverschijnselen komen in de natuur ook voor, maar ze zijn door toedoen van de mens in steeds sterkere mate het aspekt van ons oppervlaktewater gaan bepalen. Toename van de saprobie beïnvloedt de geschiktheid van het oppervlaktewater voor diverse gebruiksdoeleinden in negatieve zin. Het waarnemen van deze verandering is dan ook van grote praktische betekenis, en de beschikking over een goede maatstaf ervoor is gewenst.

Naast de algemene maatstaven van structuur en energie is het ook mogelijk om op specifieke invloeden te letten, zoals de reacties van het oecosysteem op opwarming, op toevoer van zware metalen en zout (invloed van zeewater), op verandering in de zuurgraad, enz. Deze veranderingen spelen uiteraard mee in de overweging inzake stabiliteit en instabiliteit, maar hebben bovendien een specifiek effect. In de volgende bespreking worden in het bijzonder de voedselrijkdom en de verontreiniging nader beschouwd.

3.4.2. Voedselrijkdom (trofie)

Reeds in 2.3.3. is uiteengezet, waarom voor de bepaling van een zo kwantitatief verschijnsel toch een kwalitatieve beoordeling van belang geacht wordt. Deze beoordeling kan op drie wijzen tot stand komen: a.

a. Men kan de mikrofytensamenstellingen beschouwen als de vegetaties van makrofytensamenstellingen in de vegetatiekunde en op analoge wijze vegetatietypen ervan onderscheiden. Daarna kan men deze gemeenschapstypen in een reeks trachten

te plaatsen, verlopend van voorkeur voor voedselarm of oligotrafent naar voorkeur voor voedselrijk of eutrafent. Zo kan dan omgekeerd de aanwezigheid van een gemeenschap indikatorisch zijn voor de mate van voedselrijkdom. In feite is dit de best mogelijke methode. De gemeenschap weerspiegelt de aard van het oecosysteem op de beste manier. Het opstellen van een dergelijk systeem is echter slechts op zeer beperkte schaal geschied (o.a. COESEL, 1975). Bovendien is voor een verantwoord gebruik van dit systeem een uitgebreide soortenkennis vereist, wat dit gebruik voor incidenteel werk of voor toepassing binnen het raam van andere werkzaamheden minder geschikt maakt.

b. Men kan de indikatorische waarde voor voedselrijkdom per soort aangeven. Door de bij de monsteranalyse verkregen soortenlijsten aan een dergelijk systeem te toetsen kan men een indruk verkrijgen van de voedselrijkdom van het betreffende milieu. Incidenteel is volgens een dergelijk systeem te werken, b.v. voor Diatomeeën naar de indikaties, zoals door VAN DER WERFF & HULS (1957-1974) gegeven zijn. Behalve de vereiste soortenkennis is ook de gebrekkige beschikbare kennis van de oecologie van de soorten vaak een handicap voor het gebruik van deze methode.

c. Een simpele, handige en voor niet al te gespecialiseerd onderzoek bruikbare methode, welke van de structuur der gemeenschap uitgaat is de zg. "quotiëntmethode", voor het eerst toegepast door PEARSALL & PEARSALL, 1925, later uitgewerkt door THUNMARK (1945) en NYGAARD (1949). Deze gaat er van uit, dat zekere taxonomische algengroepen hun optimum hebben binnen zekere grenzen van voedselrijkdom, wat tot uiting komt in hun soortsaantallen. Nygaard maakt daarbij een onderscheid in oligotrofie- en eutrofie-indicerende soorten. De Desmidiales worden in het bijzonder tot de eerste categorie gerekend, terwijl voor de tweede categorie de Chlorococcales, de centrische Diatomeeën, de Euglenophyceae en de Cyanophyceae worden gerekend.

Compound Index

De formule van Nygaard luidt dus:

$$Q = \frac{M + Ch + C + E}{D}$$

waarin M het soortenaantal Cyanophyceae, Ch, C, E en D respectievelijk de soortenaantallen van Chlorococcales, Centrische Diatomeeën, Euglenophyceae en Desmidiaceeën voorstellen. In grote trekken kunnen de volgende waarden worden aangehouden (volgens Nygaard):

Q < 1	oligotroof milieu
Q 1 - 5	mesotroof milieu
Q > 5	eutroof milieu

N.B.: In zeer oligotrofe wateren kunnen ook de soortsaantallen der Desmidiales teruglopen, daar de meeste soorten van deze groep als mesotrofie-indicatoren kunnen worden aangemerkt. In deze zeer oligotrofe wateren komen echter soorten uit de in de teller vermelde groepen vrijwel niet voor, zodat dan toch het quotiënt een redelijke beoordelingsbasis oplevert.

Deze grenzen zijn uiteraard arbitrair en krijgen pas betekenis bij vergelijking met andere maatstaven (fysisch-chemische gegevens vanuit andere componenten van het oecosysteem). Een dergelijke vergelijking kan voeren tot een andere schaal dan de auteur aangaf, die mogelijk beter voldoet, t.w.:

Q < 0,3	oligotroof milieu
Q 0,3 - 3	mesotroof milieu
Q 3 - 7	matig eutroof milieu
Q > 7	sterk eutroof milieu

Door SCHROEVERS (1965) wordt een grotere spreiding van waarden bepleit, welke bovendien in mindere mate gebonden

is aan absolute soortsaantallen, dankzij een som-verschil quotiënt. Bovendien wordt hier teruggesproken op het uitgangspunt van THUNMARK (1945) door het gebruik van slechts twee groepen:

Chlorococcales en Desmidiales,
in het volgende quotiënt:

$$Q = 100 \frac{Ch - D}{Ch + D} ,$$

waarbij:

Q < -20	wijst op oligotroof milieu
Q -20 tot +20	wijst op mesotroof milieu
Q > 20	wijst op eutroof milieu.

Ook deze grenzen zijn natuurlijk arbitrair. Men kan in plaats van deze beide groepen ook andere gebruiken, ook voor het opsporen van andere maatstaven, zoals 'storing' aan de hand van de relatie Chlorococcales : Cyanophyceae, enz. De groep der Chrysophyta is met meer of minder zekerheid ook als oligotrofie-(mesotrofie-)indicerend te beschouwen (FOTT, 1971). Het gebruik van quotiënten is overigens alleen aan te bevelen voor open water, waarin weinig plantengroei is, aangezien Desmidiales vaak een voorkeur vertonen voor plantaardig substraat, en in de buurt daarvan daardoor oververtegenwoordigd kunnen zijn.

3.4.3. Saprobie

Hierover werd in 2.3.2. reeds uitvoerig gesproken. Samenvattend kan gesteld worden, dat het hier gaat om een overmatige toevoer van afbreekbare organische stoffen. (Het begrip saprobie is beperkter dan het begrip verontreiniging, waarbij men ook aan anorganische toxische

stoffen, aan niet-afbreekbare organische stoffen en zelfs ook aan verwarming door koelwater: 'thermische verontreiniging', kan denken). Saprobiëring veroorzaakt het overheersen van konsumptie (dissimilatie) over produktie (assimilatie) (vgl. CASPERS & KARBE, 1965). Evenals bij wat over trofie gezegd is geldt hier, dat een kwalitatieve beoordeling gewenst is, welke zich dan weer kan baseren op:

- a. analyse der gemeenschappen;
- b. gebruik van de indikatorische waarde van soorten en
- c. structurele kenmerken (diversiteit, overheersen van soorten, ook indikatorische waarden van taxonomische groepen en hun soortenrijkdom).

In het algemeen wordt een indeling in vijf klassen voorgestaan volgens dit schema:

Klasse 1	xenosaproob	niet verontreinigd water
" 2	oligosaproob	zwak verontreinigd water
" 3	β -mesosaproob	matig verontreinigd water
" 4	α -mesosaproob	sterk verontreinigd water
" 5	polysaproob	zeer sterk verontreinigd water

a. Beoordeling van de saprobie door de analyse der gemeenschappen

Een benadering langs de weg van gemeenschappenanalyse wordt vooral door FJERDINGSTAD (1964) bepleit. Hij heeft te kampen met dezelfde moeilijkheden als onder trofie genoemd zijn.

b. Beoordeling van de saprobie door gebruik van de indikatorische waarde van de soorten

Deze methode wordt veel gebruikt. Ze berust op empirische gegevens, waarvoor de grondslag gelegd werd door KOLKWITZ & MARSSON (1908, 1909), die het zogenaamde saprobiën-

systeem ontwierpen. Daarna droegen meer onderzoekers aan een verdere uitwerking van de methoden voor de beoordeling van de verontreinigingsgraad van oppervlaktewater bij. Vaak werden struktuureigenschappen der biocoenose mee in de beoordeling betrokken (verschillen in de kans soorten aan te treffen, kwantitatieve verhoudingen, enz.). De basis is echter altijd de indikatorische waarde der soorten. Enkele voorbeelden van uitwerking worden hier kort samenvattend besproken (resp. aangeduid met ba, bb en bc).

ba. Een zeer simpele methode is de volgende:

1. Men geeft een waarde aan de verschillende saprobieklassen overeenkomstig het rangnummer in bovenstaande klasse-indeling;
2. Men telt in de soortenlijst het aantal soorten, dat kenmerkend is voor ieder van deze klassen. Als een soort indikatief is voor meer dan één klasse, wordt hij in alle meegeteld;
3. Men vermenigvuldigt deze verkregen aantallen met de betreffende klassewaarde;
4. Men telt de uitkomsten op en deelt het resultaat door het aantal gebruikte eenheden (N.B.: dit kan dus groter zijn dan het totale soortenaantal, doordat sommige soorten meer malen zijn opgevoerd).

Soorten waarvan de indikatiewaarde niet bekend is, worden noodgedwongen buiten beschouwing gelaten. Men krijgt als uitkomst een getal dat ergens op de 5-delige klasseschaal ligt. Deze waarde geeft een indicatie voor de saprobie op het monsterpunt. De werkwijze wordt samengevat in de volgende formule:

$$S = \frac{\sum S \cdot h_j}{h},$$

waarin S de klassewaarde voorstelt, h_j = het aantal soorten in klasse 1 t/m 5 en h het totaal aantal opgevoerde eenheden. Als uitgangspunt voor een dergelijke werkwijze wordt vaak de indikator lijst van SLÁDECEK (1963) gebruikt (zie hiervoor ook: SCHROEVERS, 1971).

N.B. het gebruik van de rangordecijfers der saprobiëklassen als kwalitatieve maat wil niet zeggen, dat hun verband inderdaad als een rekenkundige reeks moet worden beschouwd. Het rekenkundige resultaat heeft dan ook niet méér pretentie dan het geven van een globale nieuwe rangorde (dus b.v. 20 is niet 2×10 , alleen hoger). Bovendien is de toekenning van klassen aan de soorten zeer globaal en wordt door het identificeren van het klasse cijfer met het waardegetal een veel te grote nauwkeurigheid gesuggereerd.

Desondanks blijkt de methode in de praktijk goed te voldoen (SCHROEVERS, 1968 en 1971; VAN DER MARK, 1971).

bb. PANTLE & BUCK, 1955, hanteren dezelfde formule, doch bij hen wordt h niet opgevat als het aantal eenheden (soorten) doch als het aantal individuen. Zij gebruiken voor een schatting van dit aantal individuen een 7-delige schaal. Dit kwantitatieve aspect kan zowel in absolute als in relatieve zin worden gebruikt: men kan het aantal individuen van iedere soort nagaan per volume water (m.b.v. een omkeermikroskoop, zie 3.2.7), maar ook ten opzichte van het totale aantal getelde individuen.

bc. Nog verder gaan ZELINKA & MARVAN (1961), die de indikatorische waarde per saprobiëklasse voor iedere soort specificeren. Zij doen dit door een tiendelige schaal zodanig te verdelen, dat de indikatorische waarde per saprobiëklasse op representatieve wijze tot uiting komt. Zo heeft bijvoorbeeld de soort *Pediastrum boryanum* de verdeling 0-2-7-1-0. Dat wil zeggen, dat de soort voornamelijk, nl. voor 70% indikatief is voor β -mesosaproob water. Voor 20% is ze het voor oligosaproob water, voor de overige 10% voor α -mesosaproob water. In de andere typen is de soort nooit aangetroffen. De gegevens per soort worden per klasse vermenigvuldigd met een getal 'g', dat de relatieve waarde der soort als indikator weergeeft volgens een vijfdelige schaal (voor *P. boryanum* de waarde 3. Dit getal drukt de mate van beperkt-zijn van de soort tot één of enkele saprobiëklassen uit. Door de uitkomst te vermenigvuldigen met het kwantitatieve aandeel der soort is de bijdrage aan de indicatie per klasse per soort aan te geven. Dit resultaat is dan weer volgens Pantle & Buck maatgevend voor de verontreinigingstoestand van het water. Een uitvoeriger beschrijving, alsmede een lijst van indikatiewaarden der soorten is te vinden in SCHROEVERS (1971).

c. Beoordeling van de saprobie op basis van structurele kenmerken

Door DRESSCHER & VAN DER MARK (1976) wordt een vereenvoudigde methode voorgesteld, welke het mogelijk maakt om ook zonder de soorten te kennen een redelijke voldoende beoordeling te geven. Deze methode berust op het bepalen van de verhouding van het aantal soorten van enkele groepen van mikro-organismen.

De volgende indikatieve groepen worden hiervoor gebruikt:

indikatief voor:

Groep A:	<u>Ciliata</u>	zware verontreiniging	(polysaproob)
"	B: <u>Euglenophyceae</u>	matig/sterke	" (α-mesosaproob)
"	C: <u>Chlorococcales</u>	matige	" (β-mesosaproob)
	<u>Diatomeae</u>		
"	D: <u>Peridinae</u>	lichte	" (oligosaproob)
	<u>Chrysophyceae</u>		
	<u>Conjugatae</u>		

Om de aantalsverhoudingen van de binnen de genoemde groepen vallende vormen te bepalen wordt van een geconcentreerd plankton-materiaal uitgegaan (3.2.6). Het vaststellen van het aantal vormen binnen de groep Ciliata laat zich het beste aan levende organismen uitvoeren, waarbij het water hoogstens 24 uren mag worden bewaard (liefst bij lage temperatuur). (Fixatie met ten hoogste 5 ml formaline per liter water laat nog enigermate de Ciliata herkennen, mits het monster voorzichtig behandeld is.) Voor het overige kan het mikroskopisch zonder bezwaar aan gefixeerd materiaal geschieden. Van elke groep wordt het aantal waargenomen vormen genoteerd. De verhouding van de gevonden aantallen is de basis voor de beoordeling, (niet het individuen aantal per vorm).

Wanneer een van de vier categorieën domineert, kan direkt een uitspraak over de saprobiegraad worden gedaan.

Daar het gewicht, dat de indikatie-groepen voor de saprobiegraad hebben niet geheel gelijk is, is ter vereenvoudiging van de beoordeling en het verwerken van de uitkomsten een formule ingevoerd, die in één getal een saprobiequotiënt oplevert.

$$\text{saprobiequotiënt} = \frac{C + 3D - B - 3A}{A + B + C + D}$$

De bij de groepen genoemde letters geven het aantal vormen aan dat voor de groepen A t/m D (zie boven) werd gevonden.

De grenzen van volgens deze formule verkregen waarden lopen van -3 (zwaar verontreinigd) tot +3 (zeer weinig verontreinigd). Het nulpunt ligt op de grens van een overgangsfase tussen α - en β -mesosaproob.

Het gebruik van de hierboven omschreven methode heeft het voordeel dat de determinatie van de soorten, die anders voor een biologische analyse noodzakelijk is, niet uitputtend behoeft te worden uitgevoerd. Wanneer men enige kijk heeft op verschil in vormen en de kenmerken der groepen, zal het tellen van de vormen per groep geen moeilijkheden opleveren. Ten einde een leidraad te hebben bij een oordeelvorming aangaande de verontreinigingsgraad waarin het water verkeert, wordt het volgende schema toegevoegd, waarmee men eventueel de uitkomsten van het saprobiequotiënt kan vergelijken:

Mate van verontreiniging	Fasen van de saprobie	Saprobie- quotiënt
zwaar	polysaproob	-3 tot -2
	poly- α -mesosaproob	-2 tot -1,5
sterk	α -mesosaproob - polysaproob	-1,5 tot -1
	α -mesosaproob	-1 tot -0,5
matig	α - β mesosaproob	-0,5 tot 0
	β - α mesosaproob	0 tot $\leq 0,5$
licht	β -mesosaproob	+0,5 tot +1
	β -meso -oligosaproob	+1 tot +1,5
zeer licht	oligo- β -mesosaproob	+1,5 tot +2
	oligosaproob	+2 tot +3

De methode kan niet worden toegepast wanneer er een sterke overheersing (van b.v. >90%) is door één soort (waterbloei), zodat de overige soorten vrijwel geheel uit de soorten-kombinatie zijn verdrongen.

De methode is toegepast op materiaal, verzameld gedurende 4 jaar in de Rijn, en blijkt in grote lijnen een beoordeling als verkregen volgens Pantle & Buck te volgen (zie DRESSCHER & VAN DER MARK, 1976).

3.5. SOORTSONDERSCHIEDING

3.5.1. Problemen bij de soortsonderscheiding

Het aantal mikrofytensoorten dat de willekeurige onderzoeker op zijn speurtochten in het Nederlandse water kan ontmoeten loopt ver in de duizenden. Het is niet gemakkelijk om daar wegwijs in te raken. Veel kenmerken waarop principiële onderscheidingen gebaseerd zijn, zijn niet in alle levensstadia te zien (b.v. voortplantingsorganen). Andere kenmerken kunnen door conserveringstechnieken zo verminkt zijn, dat ze slecht of helemaal niet te gebruiken zijn. Dit gevoegd bij het toch al arbitraire karakter van het soortskriterium bij deze lagere organismen (wanneer moeten we een afwijkende vorm eigenlijk een soort noemen?) maakt het opstellen van een soortenlijst -de basis voor al ons verdere werk- tot een hachelijke onderneming. Dit is echter geen reden om het werk maar niet te doen. Het gaat erom, dat men niet meer informatie uit de gegevens moet willen halen dan er inzit. Ieder gegeven levert informatie op en wordt daarmee zinvol. Nauwkeuriger determinaties geven genuanceerdere, maar niet betere interpretaties. Het geslacht *Scenedesmus* als geheel is kenmerkend voor eutroof water; de soort *Scenedesmus naegelii* is kenmerkend voor schoon en zoet eutroof water. Deze laatste specificatie is genuanceerder, maar als we onverhoopt *Scenedesmus* in een heideven aantreffen, dan weten we dat iets niet in orde is, óók zonder tot op de soort te determineren. Met andere woorden: iedere volbrachte determinatie heeft haar waarde, mits men maar een consistent indelingsprincipe hanteert en mits men alleen vergelijkbare gegevens van anderen gebruikt. Dit laatste is b.v. van belang als men met saprobiesystemen wil werken.

Voor de determinatie wordt in de eerste plaats verwezen naar SCHROEVERS, 1971. De in deze handleiding aanbevolen methode is een simpele: men gaat uit van een beperkt aantal kenmerken, waarvan de combinatie-mogelijkheden een raam verschaffen, die een determinatie van soorten mogelijk maakt. Men vindt hier b.v.

kenmerken als het al of niet draadvormig, solitair of kolonievormend zijn, naast de aan- of afwezigheid van een slijm laag, de vorm der cellen, de aan- of afwezigheid van uitsteeksels, enz. Het aantal vormen dat zo te onderscheiden is kan nooit groter zijn dan uit het aantal combinatie-mogelijkheden der kenmerken kan volgen. Met andere woorden: men zal door op deze wijze te werken nooit nieuwe soorten ontdekken, of nieuwe indelingen kunnen overwegen. Maar veel van de min of meer gewone soorten kunnen aan de hand van de tekeningen en de beschrijvingen in het algemeen wel op naam gebracht worden. De methode komt min of meer overeen met dat wat men in de wereld der hogere planten dikwijls doet: plaatjes kijken en kiezen aan de hand van beschrijvingen. Bij dit werk wordt er vanuitgegaan dat de soorten onveranderlijke, goed van andere onderscheidbare eenheden zijn, ook al kunnen de individuen meer of minder van het ideaal- of standaardtype afwijken. Dit standaardtype staat dan in de handleiding of in tenminste één der hieronder vermelde handboeken getekend en beschreven. Men dient te allen tijde aan te geven, welk boek bij de naamgeving gevolgd is.

3.5.2. Overzicht van de determinatiewerken

Er bestaat een groot aantal voortreffelijke, in ons land bruikbare handboeken. Een handicap voor incidentele onderzoekers is, dat de aanschaf hiervan een kostbare aangelegenheid is. Kontakt met een op limnologisch gebied werkzaam instituut is dan ook te adviseren. Het wordt aangeraden om alle gegevens die men heeft verzameld in een kaartstelsel onder te brengen, aldus een eigen "handboek" op te bouwen.

Er bestaan voor enkele hoofdgroepen ook Nederlandse determinatiewerken. Ze zijn soms voor weinig geld te verkrijgen en kunnen een nuttige functie hebben. Een overzicht hiervan volgt hier.

De in Nederland tot 1935 planktonisch aangetroffen mikrofyt vindt men opgesomd in het boekje van H.C.Redeker (1935):
Synopsis van het nederlandsche zoet- en brakwater-plankton,

publ. no. 2 der Hydrobiologische Club, Amsterdam; 104 p. Een nieuwe synopsis, bijgewerkt tot 1973, geeft DRESSCHER (1976). Met deze gegevens, gekombineerd met de hierna volgende typologie weet men ongeveer, wat men aan soorten kan verwachten. Populaire inleidingen tot kennis van de soorten Nederlandse mikrofytten met fraaie afbeeldingen vindt men bij MIDDELHOEK 1941, 1944 en 1950.

Nederlandse determinatiewerken bestaan bijna niet. In het bijzonder moet hier genoemd worden het mooie werk van VAN DER WERFF & HULS (1957-1974): Diatomeeënflora van Nederland, één van de weinige Nederlandse werken waarin naar volledigheid binnen een groep is gestreefd. Het is herdrukt door Otto Koeltz, Königstein (Taunus), Hermanstrasse 16, West-Duitsland. Het geslacht Cladophora wordt behandeld door VAN EEN HOEK (1963), het geslacht Ulothrix door LOKHORST (1974).

In de reeks Wetenschappelijke Mededelingen van de KNNV zijn tot nu toe drie deeltjes verschenen die over mikrofytten handelen. Dit zijn: VAN ESSEN (1974) over de Chlorococcales, MIDDELHOEK (1967) inzake Trachelomonas en Strombomonas in Nederland no.45, 1967 en VAN DER WERFF (1975) inzake Diatomeeën. Voor draadwieren kan verwezen worden naar HOOGERS, 1974. De waarnemingen aan mikrofytten, die geschieden in het kader van het typologische werk bij het RIN worden gebundeld in: P.J.Schroevers: Synopsis van levende objecten, waargenomen, beschreven en getekend tijdens het typologische onderzoek aan bezinkingsplankton van nederlandse binnenwateren. Dit overzicht wordt, voor zover klaar, op verzoek gratis toegestuurd.

Eenvoudige inleidende boekjes voor mikrofyttenstudie zijn er zeer weinig in tegenstelling tot die voor vissen, waterinsekten, hogere waterplanten etc. Naast de genoemde boeken van Middelhoek

is SCHROEVERS (1971) te vermelden, op verzoek gratis te verkrijgen bij het RIN. Van buitenlandse publikaties kunnen vermeld worden: NYGAARD (1945), alleen antiquarisch te krijgen en PRESCOTT (1954). Verder wordt hier de aandacht gevestigd op de serie "Einführung in die Kleinlebewelt" van KOSMOS. Deze serie bevat door specialisten bewerkte deeltjes o.m. over Groenalgen en Diatomeeën. Ook Protozoën (in het bijzonder voor de saprobiebeoordeling van belang) zijn in de serie vertegenwoordigd. Een fraai overzichtswerk is STRFBL & KRAUTER (1974). De belangrijkste seriewerken, die over de gehele wereld in gebruik zijn, zijn: PASCHER (1913-1932), HUBER PESTALOZZI (1925) en RABENHORST. Aan de totstandkoming van deze series is door vele specialisten meegewerkt. Genoemd kunnen worden: Hustedt (Diatomeeën), Geitler (Blauwalgen), Lemmermann, Brunnthaler, Fott (Groenalgen), Czurda (Zygnemales), Heering (Flagellaten) e.a. Een manuscript van PRINTZ over Chaetophorales is tijdens de oorlog verdwenen, maar later teruggevonden en gepubliceerd onder de titel Die Chaetophorales der Binnengewässer in Hydrobiologia 24, pag. 1 t/m 376. Een serie over Desmidiaceae van KRIEGER & GERLOFF, waarvan tot nu toe drie afleveringen verschenen zijn (over Cosmarium) was oorspronkelijk bedoeld als bijdrage voor de Rabenhorst-serie. Al deze boeken zijn moeilijk of niet verkrijgbaar en, voorzover voorradig zeer kostbaar. Voor gebruik is men dan ook aangewezen op de bibliotheken van instituten en laboratoria, welke hier dan ook gelukkig ruim over beschikken.

Een speciale opmerking dient nog gemaakt te worden over de zg. "Fritsch Collection". Deze opmerking geldt in het bijzonder voor hen, die zich met de taxonomische problematiek nader willen bezighouden. Het betreft een kollektie van tekeningen, overgenomen uit literatuur van de gehele wereld, welke zich met beschrijven en klassificeren van algen bezighoudt. Deze kollektie, die zich bevindt in het Instituut van de engelse Freshwater Biological Association aan het Lake Windermere, Engeland, is op mikrofiche overgebracht door het International Documentation Centre te Tumba, Zweden. Een aantal van deze kopieën bevindt zich in nederlandse instituten.

Tot slot volgt hier nog een opgave van enkele belangrijke handboeken en monografieën. Voor uitgevers e.d. zie literatuurlijst.

Bourrelly, P., 1966-1970. Les algues d'eau douce.

Desikachery, T.V., 1959. Cyanophyta.

Edmondson, W.T., 1959. Freshwater Biology. Tweede editie van het werk van 1918 onder dezelfde titel van H.B.Ward en G.C.Whipple. (Geslachten van alle in het zoete water voorkomende organismen).

Fott, B., 1971. Algenkunde. Een overzicht over de systematiek met opgave der belangrijkste geslachten.

Prescott, G.W., 1962. Algae of the Western Great Lakes Area.

Skuja, H., 1948. Taxonomie des Phytoplanktons einiger Seen in Uppland, Schweden. Een zeer fraai voorbeeld van een monografie over een gebied. In dezelfde serie zijn er meer van dezelfde hand.

Smith, G.M., 1950. The fresh-water algae of the United States. Alle hoofdgroepen der algen tot op de genera.

West, W. & G.S.West, 1904-1923 (herdruk 1971). A monograph of the british Desmidiaceae. 5 delen, deel 5 tezamen met N.Carter. Ondanks de ouderdom nog steeds het standaardwerk voor Desmidiaceeën.

3.6. TYPLOGIE

3.6.1. Inleiding (auteurs: P.J. Schroevers en Th.G.N. Dresscher)

Onder typologie van wateren wordt een indeling van wateren in groepen of typen verstaan, met hierbinnen ongeveer gelijke kenmerken. Deze typologie vormt een wezenlijk onderdeel van de methoden, waarvan biologische waterbeoordeling zich moet bedienen. In feite is een waterbeoordeling vaak niet anders dan een sterk geabstraheerde typologie: teruggebracht tot één of enkele criteria als voedselrijkdom of de mate van verstoring. Een dergelijke beperking in de criteria brengt haar gevaren met zich mee; vooral als ze dient ter ondersteuning van praktische vragen van het waterbeheer; omdat:

- a. er enkele maatstaven zijn gekozen uit zeer veel mogelijke. De relevantie daarvan kan theoretisch beargumenteerd worden, maar nooit "bewezen".
- b. de keuze van deze maatstaven en van de nulwaarde ervan terug is te voeren tot een subjektieve uitspraak over "goed" en "niet goed", terwijl ook de uitspraak "hetzelfde" en "niet hetzelfde" hierop berust. Zo wordt een subjektieve keuze verheven tot een schijnbaar objektieve norm.
- c. zo'n norm van plaats tot plaats zou moeten verschillen. Dit hangt samen met de natuurlijke verscheidenheid van de nederlandse wateren. Men zou eigenlijk moeten nagaan in hoeverre een water afwijkt van die toestand, die ergens van nature verwacht mag worden, en op deze manier het al of niet gewenst zijn van beheersrichtlijnen vaststellen. Deze paragraaf wil daartoe een bijdrage zijn, voorzover het de mikrofytten betreft.

3.6.2. Biologische typologie

Strikt genomen zou een biologische typologie moeten berusten op een vergelijking van biologische analyses die dank zij de manier, waarop ze tot stand gekomen zijn, ook met elkaar vergeleken mogen worden. Dit soort werk is in de vegetatiekunde gemeengoed, doch stuit bij het mikrofyttenonderzoek op zeer veel bezwaren, waarvan als belangrijkste te noemen zijn:

- a. de keuze der monsterpunten kan vanuit verschillende doelstelling geschieden. Wil men b.v. een moeras nog tot "water" rekenen? Of men dit al of niet doet zal van invloed zijn op het eindresultaat.
- b. zowel de schaal waarop gemonsterd wordt als de selectiemethode zijn sterk bepalend voor het eindresultaat.

Aangezien er tientallen kombinatiemethoden voor criteria bestaan, zullen ook tientallen typologieën kunnen worden opgesteld. Zo kan men verzamelen door bezinken, centrifugeren, uitzeven met een planktonnet, afschrappen van hogere planten of bodem, ophangen van glasplaatjes en deze na enige weken lichten, enz. Men kan fixeren met lugol, met formaline; men kan uitgloeien of oxyderen, behandelen met kleurstoffen, men kan indeterminabele

soorten al of niet uitkweken, etc.

c. de vegetatiekundige maakt zijn opnamen op plaatsen die hij op het oog kan selekteren op basis van ruimtelijke differentiatie. De mikrofytenspecialist moet zijn flesje maar vullen en hopen dat hij dat op de juiste plaatsen gedaan heeft, om inzicht te krijgen in de bestaande differentiatie in het mikrofytbestand.

d. de ongelooflijk grote hoeveelheid van soorten waarmee men in de praktijk geconfronteerd wordt, leidt niet alleen tot een selectie naar de methode van onderzoek, maar ook tot een selectie naar de taxonomische groepen waarmee men tot een oordeel wil komen.

e. doordat het soortsbegrip bij lagere algengroepen weinig omlijnd is, terwijl voor een verantwoorde determinatie vaak de mogelijkheden ontbreken, zijn soortenlijsten van verschillende auteurs niet zomaar met elkaar te vergelijken.

f. gezien de korte levensduur der organismen is herhaald monsteren per monsterplaats vereist voor een goede totaalindruk, bij voorkeur eens per veertien dagen. Daarmee is het verkrijgen van kennis van één monsterpunt al een tijdrovend onderzoek.

De vegetatiekunde kon tot een stramen komen voor een indeling in vegetatieéénheden, dat in de praktijk duidelijk haar nut heeft bewezen. De hedendaagse vegetatiekunde maakt in principe van twee methoden gebruik, die als "klassifikatie" en "ordinatie" kunnen worden aangeduid. De klassieke methode van Braun-Blanquet baseert zich op samenvoeging van analyses, "opnamen", in een tabel, waaruit de gebondenheid van soorten aan specifieke soortenkombinaties, de "trouw" van de soorten, kan worden afgeleid. De meest trouwe soorten worden "kensoorten" genoemd, waarmee het mogelijk blijkt, een aantal vegetatie-eenheden in een hiërarchisch systeem onder te brengen. Voor het mikroleven in het water bestaan enkele aanzetten hiertoe (o.a. MARGALEF, 1958, SYMOENS, 1951, voor Nederland DEN HARTOG, 1958). De nieuwere ordinatie-methode, mogelijk geworden dank zij de invoering van de komputer, tracht door bepaling van getalsmatige verwantschap der opnamen en onderlinge

vergelijking tot een model te komen, waarin de grenzen tussen verwante groepen van die opnamen elk een plaats hebben gekregen, en dat bovendien kan leiden tot inzicht in de belangrijkste bepalende factoren. Gekonstateerd moet worden, dat voor de mikrofytengemeenschappen een overzicht als dat van de makrofytengemeenschappen nog lang niet te geven is. Enkele voorbereidende pogingen worden ondernomen en zullen in de nabije toekomst gepubliceerd worden.

3.6.3. Korrelatieve indelingen van mikrofytenkombinaties

Er rest ons dus voorlopig geen andere weg, dan vergelijkenderwijs de analyses van verschillende herkomst te bezien en de waargenomen overeenkomsten en verschillen te korreleren met niet-biologische kenmerken. Deze kenmerken kunnen velerlei zijn, b.v.

a. de diepte van het water en daarmee samenhangend de structuur van het waterbekken. Het verschil tussen de mikroflora van moerassen, verlandende plassen en diepe meren is hiervan een uiting. Ook kunnen hierbij de verschillen genoemd worden tussen de gemeenschappen van het water aan de oppervlakte en die op grote diepte, tussen de oeverzoom en het midden van een plas, etc.

b. de aard van het mikrobiotoop, n.l. substraat van verschillende aard, open water etc. Hierbij worden dus plankton, epifyton, pedon, lasion, neuston, etc. afzonderlijk beschouwd.

c. de mate van stabiliteit en instabiliteit van het milieu.

Een water dat met rust wordt gelaten doorloopt een ontwikkeling, welke het steeds meer een eigen gezicht geeft, waarin het zich laat onderscheiden van andere wateren. Dit uit zich zowel in de soortensamenstelling als in de structuur. "Gestoorde" wateren tonen dus andere soorten, zijn ook meer aan elkaar verwant. De grens tussen "verstorende" en "niet verstorende" invloeden is overigens moeilijk te trekken; hij hangt sterk samen met de schaal van tijd en ruimte, waarop men wil beoordelen.

d. beïnvloeding door menselijke aktiviteit. Dit hangt sterk

samen met het onder c genoemde. In het algemeen wordt onder vervuiling een storing verstaan, bestaande uit toename van de hoeveelheid organische stof, hetzij primair (de vervuilende faktor brengt zelf organische stof binnen), hetzij sekundair (de vervuilende faktor brengt schade aan in het funktionieren van het oecosysteem, zodat binnen dit systeem ophoping van organische stof plaats vindt). Als deze menselijke beïnvloeding een verhoging der produktie tot gevolg heeft door invoer van mineralen, dan is er sprake van eutrofiëring, evenals bij direkte invoer van deze mineralen in hun anorganische vorm. Ook deze kenmerken zijn korreleerbaar met karakteristieke soorten en soortenkombinaties.

e. Voedselrijkdom, b.v. het fosfaatgehalte. Behalve ten gevolge van menselijke aktiviteit kan deze door natuurlijke oorzaken verschillen, b.v. afhankelijk van de ligging ten opzichte van het grondwater, de aard van de ondergrond, de invloed van zeewater.

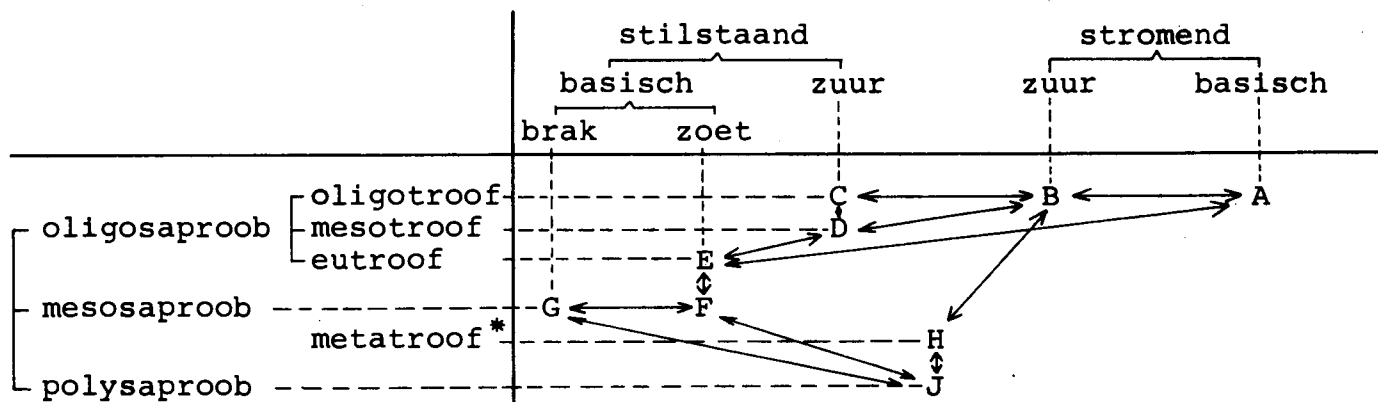
f. beweging en herkomst van het water. De beweging is als fysische faktor van betekenis. Zo is bijvoorbeeld bekend, dat blauwwierbloei optreedt, zodra ons rivierwater in rust gebracht wordt. (Het is mogelijk, dat hier van indirekte invloed sprake is: de beweging geeft nl. aanleiding tot suspensie van slib, waardoor doordringing van licht geremd wordt en zo blauwwieren niet tot ontwikkeling komen). Beweging van water kan ook oorzaak zijn van vermenging van wateren. Dit kan enerzijds onze doelstelling zeer vertroebelen (wèlk water willen wij eigenlijk beoordelen?), maar kan anderzijds aanleiding geven tot grenssituaties die zèlf als oecologische faktor werken en aldus tot specifieke soortenkombinaties leiden. Dit geldt vooral in gebieden waar de beweging van het water zeer langzaam is, bijvoorbeeld in het grensgebied van turfgaten en boezemwater of in terreinen met kwel. Vooral in gebieden waar voedselrijk oppervlaktewater in kontakt komt met ijzerrijke kwel uit pleistocene gronden kan dit grenskarakter tot grote verscheidenheid in levensgemeenschappen aanleiding geven.

g. incidentele fysische of chemische faktoren. Al genoemd is

het gehalte aan fosfaat in relatie tot de voedselrijkdom. De belangrijkste faktor is in Nederland vaak het gehalte aan chloride; dit is overigens een maatstaf voor een groot aantal andere mineralen, namelijk die welke kenmerkend zijn voor zeewater. Naar deze faktor wordt water ingedeeld in zoet, brak en zout, waarbij het brakke water wordt onderverdeeld volgens het "halobiënsysteem", dat dan ook voor een belangrijk deel juist in Nederland is ontwikkeld. Naast deze factoren kunnen plaatselijk ook andere factoren van belang zijn, zoals de zuurgraad in veengebieden, of de temperatuur, in het bijzonder bij bronnen en beken. Ook toxische stoffen komen hier in aanmerking.

h. een over-all benadering van al deze fenomenen kan min of meer gevonden worden in de landschappelijke differentiatie, waarvoor geomorfologische criteria maatgevend zijn. Als landschapseenheden kennen we bijvoorbeeld: rivieren, beken, bronnen, ontgrondingen, plassen, veen- of petgaten, sloten, kanalen, vennen, wielen of doorbraakkolken, inlagen, estuarien, killen of oude rivierarmen, kreken, vijvers, drinkpoelen en een groot aantal andere elementen, deels door de mens gemaakt, deels natuurlijk ontstaan, vaak sekundair als gevolg van menselijke beïnvloeding. Zij vormen de basis voor de "typeninventarisatie" van het RIVON in de zestigerjaren en blijken tot op zekere hoogte biologisch karakteristiek te zijn, ook in hun mikrofytbestand.

De ervaring, die in de loop van vele jaren van veldonderzoek is opgedaan, is natuurlijk wel in een voorlopig concept samen te vatten. Hierbij kan worden voortgebouwd op de indeling, die REDEKE (1948) hanteerde. Hij deelde de nederlandse wateren in naar de invloed der zee (brakke en zoete binnenwateren), naar stroming (beken, rivieren en stilstaande wateren) en naar voedselrijkdom (oligotrofe en eutrofe wateren). Men zou de te gebruiken parameters kunnen indelen in twee categorieën: de energetische (trofie en saprobie) en de fysico-chemische (stroming, zuurgraad en saliniteit), die dan op de volgende wijze kunnen worden samengevat:



* Onder metatroof wordt hier verstaan de situatie van een instabiele kontaktzone van oligo- en eutroof water, met een hiervoor kenmerkende combinatie van oligo- en eutrafente soorten maar zonder mesotrafente.

Van de kombinatiemogelijkheden, die in dit schema mogelijk zijn, zijn 9 typen bekend van het Nederlandse oppervlaktewater. Voorbeelden hiervan worden in het onderstaande staatje gegeven, met een opgave van enkele kenmerkende soorten voor deze watertypen:

type	voorbeeld	"kensoorten"
A	bovenloop bergbeken in krijtdistrict	<i>Hildenbrandtia rivularis</i> , <i>Lithoderma fluviatile</i>
B	bovenloop beken oostelijke Veluwezoom	<i>Diatoma hiemale</i> , <i>Achnanthes montana</i>
C	hoogveen poeltjes op pleistoceen	<i>Synura sphagnicola</i> , <i>Tetmemorus brebissonii</i>
D	vennen op pleistoceen, trilvenen in holocene kwelgebieden	<i>Micrasterias rotata</i> , <i>Euastrum oblongum</i>
E	plassen en petgaten in holocene kwelgebieden	<i>Cosmarium insigne</i> , <i>Staurostrum gladiusum</i>
F	holocene polder- en boezemwateren	<i>Melosira granulata</i> , <i>Cosmarium laeve</i>
G	polder- en boezemwateren in N.Holland	<i>Amphiprora paludosa</i> , <i>Stephanodiscus dubius</i>
H	verontreinigde beeklopen kontaktzones tussen voedselarme vennen en kultuurgrond	<i>Scenedesmus leferrii</i> , <i>Microthamnion strictissimum</i>
I	sterk organisch vervuilde wateren van diverse aard	<i>Nitzschia palra</i> , <i>Euglena viridis</i>

Met nadruk moet wel het volgende worden vermeld:

1. de indeling naar hoofdkriteria is arbitrair. Over de meest aanvaardbare opzet valt nog van alles te zeggen.
2. in het staatje zijn slechts "voorbeelden" vermeld, die de bedoelde typen wateren min of meer representeren.
3. ook de genoemde "kensoorten" moeten als voorbeelden worden gezien. Uitbreiding van hun aantal is wenselijk.

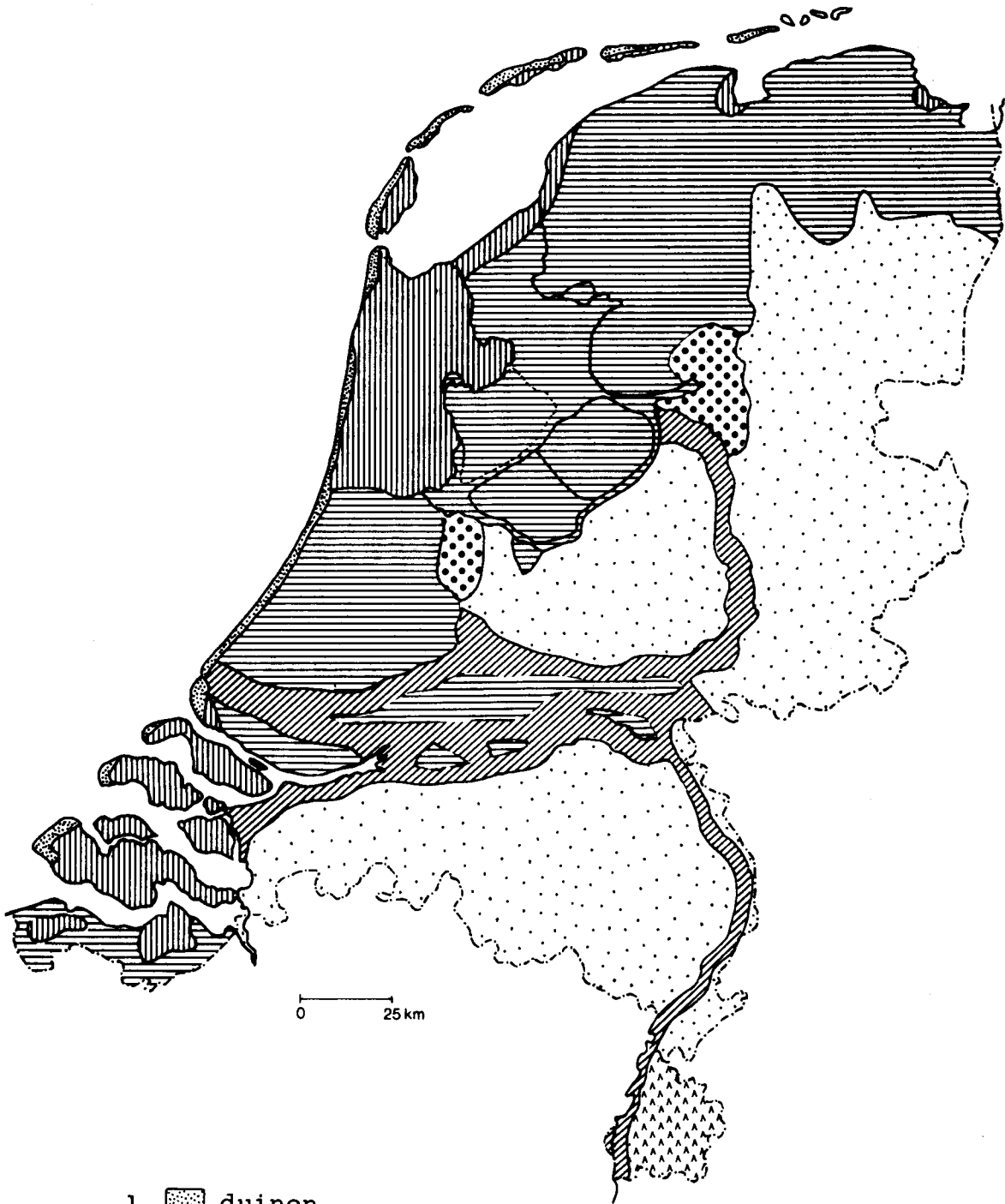
3.6.4. Een kaart van Nederland

Er bestaat dus een groot aantal criteria (zie 3.6.3.), die hetzij plaatselijk, hetzij algemeen maatgevend zijn voor de variatie aan mikrovegetaties die zich onder de mikroskoop aan ons voordoen. Nu volgt hieruit al direkt, dat er zeer veel typen zullen zijn te onderscheiden! We moeten daarvoor immers alle kombinaties van de genoemde criteria bezien. In werkelijkheid is het nog ingewikkelder, doordat diverse kombinaties aanleiding kunnen geven tot eigen typen, die in de vorige paragraaf niet ter sprake konden komen. In hoeverre is het nu toch mogelijk om al deze verschillen in één allesomvattend overzicht onder te brengen? Dit overwegende komt een kaart van Nederland in gedachten, verdeeld in een aantal hoofdgebieden, waar binnen zekere uitgangsfactoren en daarmee samenhangende mikrofytengemeenschappen kunnen worden aangetroffen. De groepen van organismen, die daarmee verkregen worden zijn niet als "gemeenschappen" op te vatten; het gaat immers om zeer heterogene categorieën van soorten, die vaak nooit in elkaars onmiddellijke nabijheid zullen worden aangetroffen. Misschien is hier in navolging van de geografie der hogere planten van "elementen" te spreken. Daarmee is tevens hun betekenis in grootschalig -dwz. europees-verband aangegeven, samenhangend met geologische, geomorfologische en klimatologische eigenschappen. Op de hiervolgende kaart is een poging gedaan om tot een indeling naar "hydrobiologische distrikten" te komen. Een bespreking van de onderscheiden eenheden volgt hier.

1. Duinen

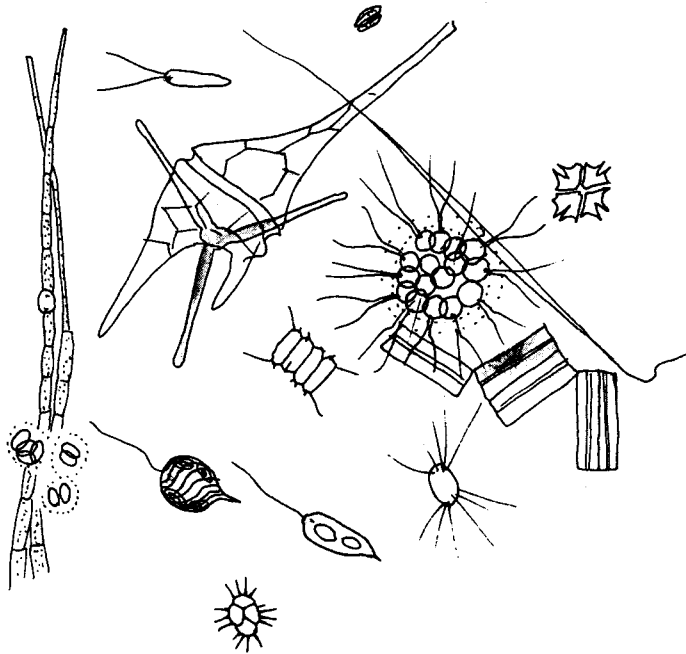
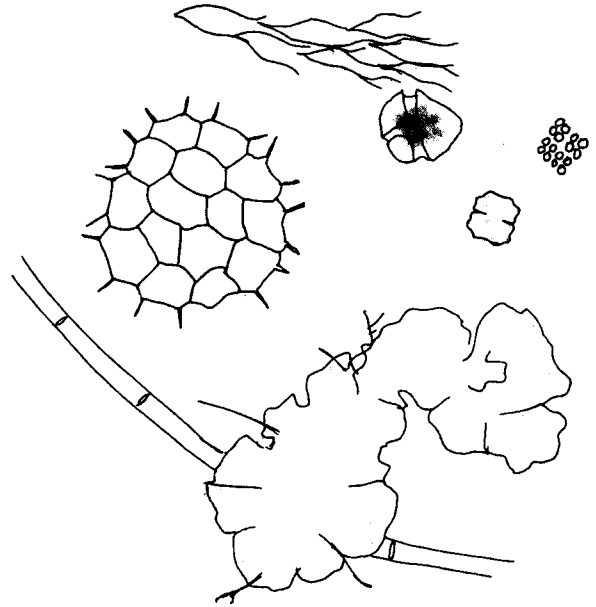
In dit gebied bevinden zich stilstaande, afgegrensde wateren, ontstaan door afsnoering van de zee, door uitstuiving in droge tijden of door graafwerkzaamheden. Tijdens hun ontwikkeling doorlopen ze een oligotrofiëringsproces, dat langzaam (bv. Quackjeswater, Voorne) of zeer snel (bv. Van Hunenplak, Terschelling) kan verlopen. In principe zijn ze alle mesotroof. Door exkrementen van vogels kunnen ze soms in een gestoorde toestand overgaan (bv. Zwanenwater, Callantsoog). Naast deze

Indeling in hydrobiologische distrikten

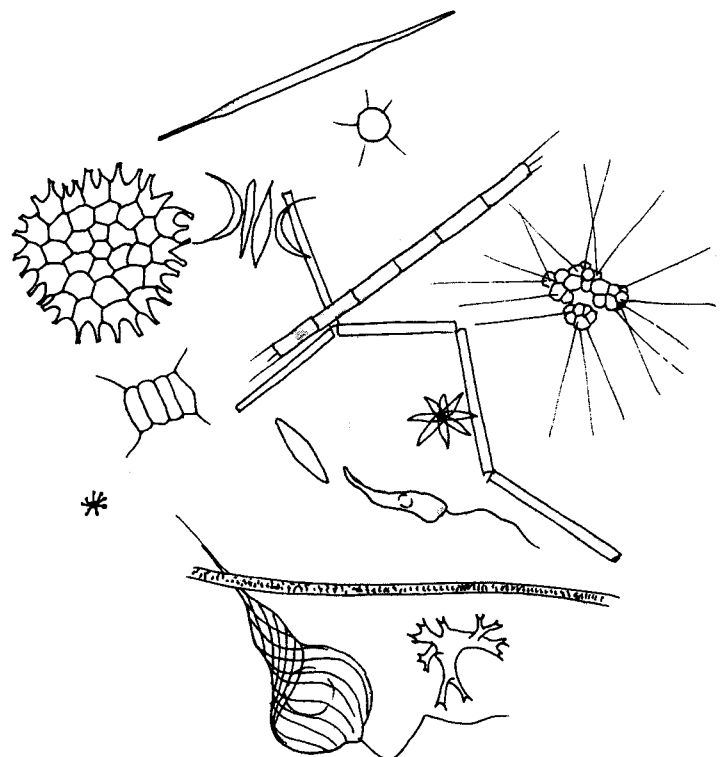


- 1  duinen
- 2  grote rivieren + omgeving
- 3  zoete boezem- + poldergebieden
- 4  brakke " " "
- 5  pleistocene gebieden
- 6  kwelgebieden
- 7  krijtgebied

1. Planktonbeeld duinplassen

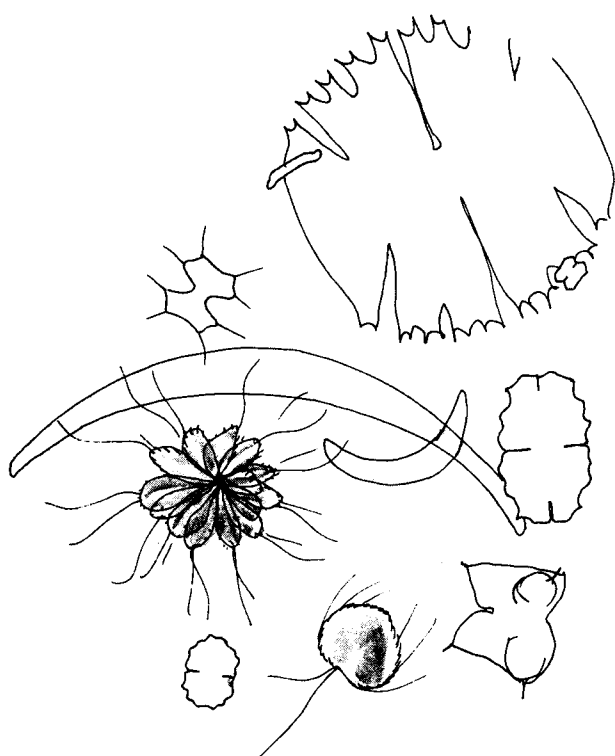
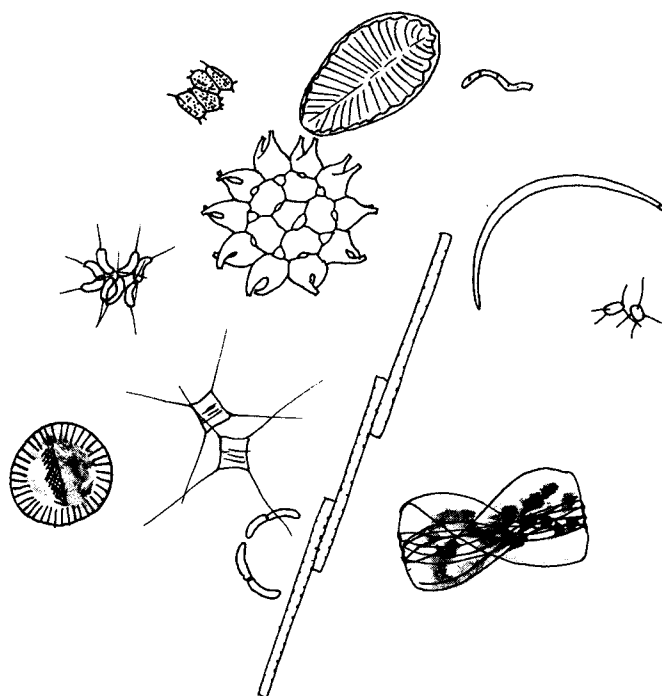


2. Planktonbeeld rivierengebied

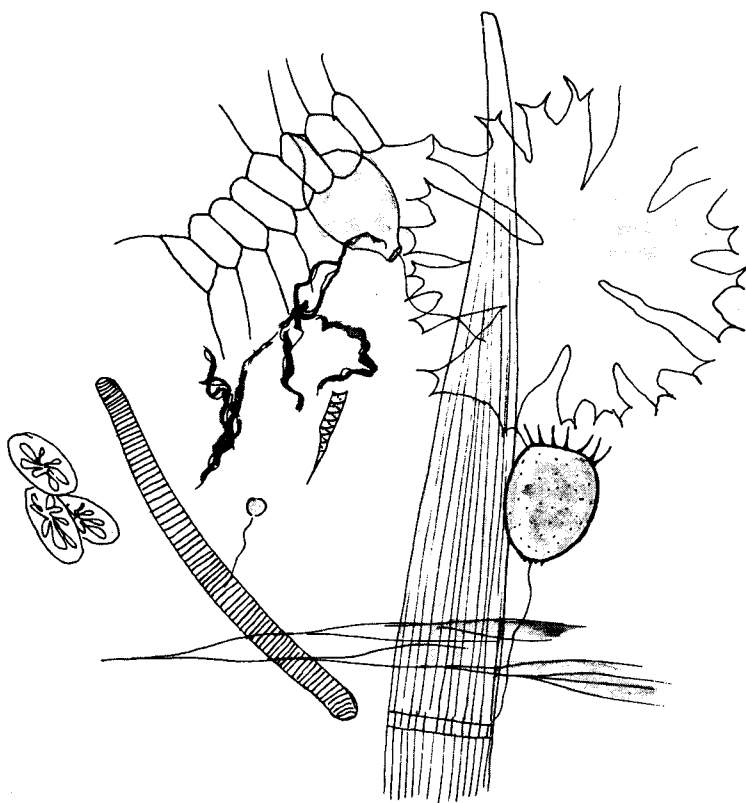


3. Planktonbeeld boezem- en poldergebieden

4. Planktonbeeld brakke
boezem- en poldergebieden



5. Planktonbeeld vennen
(pleistocene gebieden)



6. Planktonbeeld kwelgebieden
(laagveenplassen, petgaten)

Een beeld van karakteristieke vormen
uit het krijtgebied is gegeven op het
titelblad van dit hoofdstuk.

wateren kennen we de infiltratiebekkens, waarin rivierwater wordt gebracht voor het verkrijgen van drinkwater (bv. Meyendel, gem. Wassenaar).

2. De grote rivieren en hun direkte omgeving

Dit gebied bevat naast de rivier zelf ook in de uiterwaard gelegen plassen, al of niet in open verbinding met de rivier; de tichelgaten bij de steenfabrieken en diepe ontgrondingen voor de zandwinning, de killen of afgesneden rivierarmen, de wielen of doorbraakkolken, zowel binnen- als buitendijks. Op de grens van water en land vinden we moerasachtige richels, die langs de winterdijk te vinden zijn, en die hun ontstaan danken aan het onderhoud der dijken.

3. De zoete boezem- en poldergebieden

Dit gebied staat in het algemeen onder direkte of indirecte invloed van het Rijnwater, dat er dan ook zeer sterk zijn stempel op drukt. Alle wateren staan in min of meer open verbinding met elkaar: vaarten, sloten, kanalen, oude rivierlopen en de zg. "grote meren", die eigenlijk geen echte meren zijn wegens hun te geringe diepte. De wateren zijn in het algemeen sterk door de mens beïnvloed; deze invloed is in de open wateren van betrekkelijk grote afmeting kleiner, doch ook daar lukt het steeds minder goed een redelijke kwaliteit te handhaven.

4. De brakke boezem- en poldergebieden

Ook hier is invloed van het Rijnwater. Daarnaast speelt de zee een belangrijke rol, naast de vervuilingskernen der menselijke samenleving. In principe gaat het hier om dezelfde landschaps-eenheden als onder 3. vermeld. Alleen spelen hier oude kreken, haffen en andere in oorsprong zoute, maar later van de zee afgescheiden wateren een belangrijke rol, vaak met een zeer eigen flora, o.a. in hun diatomeeënpopulaties. De invloed van de zee kan velerlei zijn. Ze kan direkt zijn of indirekt (doordringing van zeewater resp. instroming van kwel- of grondwater, ook door regenwater, dat bij zijn passage door de bodem door zoute lagen wordt beïnvloed).

5. De pleistocene gebieden

Deze gebieden worden ten gevolge van hun hogere ligging niet direkt beïnvloed door de onder 2,3 en 4 genoemde wateren; zij zijn bovendien gekenmerkt door armere gronden (zand) en zullen dus in principe voedselarme wateren bevatten.

Verrijking kan hier optreden door: a. Kontakt met wateren uit holocene gebieden ten gevolge van menselijke bedrijvigheid (b.v. Peel). b. Akkumulatie, in het bijzonder waar stromend water tot rust komt in een groter water (v.b. het Beuven bij Lierop) of in stille hoeken van een meanderende beek.

c. Direkte menselijke verrijking door kunstmest, huisvuil, etc. (op de meeste plaatsen). d. In natuurlijke gradiënten in oude stroomdalen en in stuifgebieden. Karakteristieke landschapselementen zijn vooral de vennen, de hoogveenplassen en de beken. Vennen zijn plassen, die in laagten ontstaan zijn door samenvloeiing van regenwater; in het algemeen op door bodemrijping (podsolering) ontstane ondoorlaatbare lagen (oerbanken). Ze zijn van nature voedselarm, maar door hun kwetsbaarheid vaak gestoord. Het rijkst zijn de van nature mesotrofe vennen (Oisterwijk, Lheebroekerzand). Veenplassen zijn zeer soortenarm, maar na kontakt met rijker water kunnen ze zeer soortenrijk worden. In de beken vinden we vooral veel diatomeeën van voedselarm milieu en roodwieren als korsten op de stenen. De meeste beken zijn echter sterk vervuild.

6. De "kwelgebieden" langs de grens tussen pleistoceen en holocene

De overgangsgebieden tussen pleistoceen en holocene, waar door onderaardse waterbeweging pleistoceen grondwater in kontakt komt met voedselrijker oppervlaktewater behoren tot de rijkste en fraaiste gebieden op hydrobiologisch gebied. Behoudens enkele kleine plekjes (West Brabant, Veenendaal) vindt men dit element in Noord-West Overijssel en in het "Vechtplassen-gebied" op de grens van Noord-Holland en Utrecht. Dit laatste gebied is echter door menselijke beïnvloeding sterk aangetast. Sinds lange tijd is in deze gebieden sprake van veenvorming, maar door mens en natuur zijn in het oorspronkelijke veenpakket grote bressen geslagen, waardoor een zeer gedifferentieerd en waterrijk landschap is ontstaan, opgebouwd uit de

volgende elementen: grote en kleine plassen, kwelsloten, eendekooien, "schierwateren" (= bijna verlande plassen), open petgaten en verlandende petgaten met trilvenen.

N.B. Het is waarschijnlijk niet alleen het verschijnsel kwel, dat het specifieke karakter van deze gebieden veroorzaakt. De aanduiding "kwelgebieden" is hier korthedshalve gebruikt.

7. Het krijtgebied

Deze kleinste en oudste regio binnen de nederlandse grenzen heeft met het pleistocene gebied gemeen, dat het zijn water rechtstreeks aan de regen dankt. De verschillen zijn te vinden in de grotere rijkdom aan mineralen van de ondergrond, in het bijzonder aan kalk, waardoor het water chemisch van een heel ander karakter is. Daarnaast is er opslag van water in de ondergrond, waardoor koude bronnen ontstaan en een rijk vertakt bekenstelsel. Vaak wordt dit bronwater door boeren aangewend voor de konstruktie van drinkpoelen voor het vee. Deze zijn in het algemeen sterk geëutrofieerd. De beken staan sterk aan vervuiling bloot en boeten daardoor sterk in aan eigen karakter.

De indeling van Nederland in "distrikten" vertoont overeenkomsten en verschillen met de plantengeografische indeling van VAN SOEST (1975). Aan de ene kant werd bepaalde differentiatie hier minder essentieel geacht, b.v. tussen Drents en Gelders distrikt, of tussen kalkrijke en kalkarme duinen. Aan de andere kant vinden we in het "waterklimaat" verschillen, die in de kaart van Van Soest niet tot uiting komen, in het bijzonder voor de factoren "zout" en "kwel" van betekenis. Men vergelijk de kaart ook met VAN LEEUWEN's "gradiëntenkaart", gepubliceerd in de Tweede Nota op de Ruimtelijke Ordening, 1967.

Het kan overigens best zijn, dat bij nader bestudering alle verschillen tussen deze kaarten weg gaan vallen. Ook kan verdere analyse op allerlei niveaus verder onderscheid evident maken, dat tot nu toe nog niet herkend of van belang geacht werd.

3.6.5. Soorten en soortengroepen

In deze paragraaf wordt getracht een aantal soorten en soorten-kombinaties aan te geven voor de in de vorige paragraaf aan de orde gestelde geografische eenheden, voor zover het de mikrofyten betreft. Uiteraard kan zo'n opsomming nooit volledig zijn, noch naar de soorten, noch naar biotopen en combinaties van factoren die tot levensgemeenschappen van bepaalde aard aanleiding geven. Vooral wat dit laatste betreft moeten wij ons goed realiseren dat iedere combinatie van eigenschappen niet alleen leidt tot vermenging van als karakteristiek aangemerkte soortenkombinaties, maar ook tot het ontstaan van geheel nieuwe combinaties met eigen soorten. Ook de vermelding van soorten als kenmerkend voor zekere milieus is arbitrair. De meest algemene soorten zijn immers het minst exclusief. Maar men komt er ook niet als men alleen maar de goede indicatoren -en dus de meest zeldzame soorten- noemt. Algemene soorten, die wel vermeld zijn, zijn dus in het algemeen minder exclusief dan hier gesuggereerd wordt. Als men afwijkingen ten opzichte van het gegeven overzicht konstateert, dan kan dat betekenen, dat de hier gegeven indeling niet deugt, ofwel dat men een min of meer bijzondere situatie heeft aangetroffen. Maar waarschijnlijker is, dat het milieu in kwestie niet in het overzicht is opgenomen. Kontakt met specialisten is in zo'n geval altijd raadzaam. Overigens is een indeling, zich baserend op een kleine vijftig publikaties niet als een afgerond werk te beschouwen. Graag willen we over meer gegevens beschikken!

1. Duinen

Internationaal gezien moet het vóórkomen van plassen in de zeeduinen als bijzonder worden aangemerkt. De plassen in de nederlandse duinen vertonen onderling een vrij grote verwantschap. Er bestaat geen principieel verschil tussen de plassen uit de kalkrijke duinen ten zuiden van Bergen en die van de kalkarme duinen van het Waddengebied. Opvallend is het relatief hoge kalkgehalte (t.o.v. vennen van het pleistoceen) in ál deze wateren. De plassen zijn min of meer mesotroof,

met neiging tot eutrofie resp. guanotrofie (door vogels).

Kenmerkende soorten zijn:

<i>Pediastrum integrum</i>	<i>Merismopedia elegans</i>
<i>Botryococcus braunii</i>	<i>Peridinium</i> spp.
<i>Cosmarium</i> spp.	

Van deze soorten is in het bijzonder *Pediastrum integrum* zeer karakteristiek, waarschijnlijk naast zekere *Perididinium*-soorten. De overige soorten komen ook buiten de duinen voor, maar ontbreken niet vaak in redelijk ontwikkelde duinplassen, evenals trouwens een aantal algemene soorten als het goudwier *Dinobryon* spp. en de draadwieren *Spirogyra* en *Mougeotia*. Kenmerkend schijnt overigens ook het ontbreken van de soort *Asterionella formosa* te zijn.

Een geheel ander beeld geven de infiltratiebassins te zien. Zij zijn in principe helemaal niet als duinwateren te beschouwen, doch worden gekenmerkt door de vele mesosaprobionten die in van rivierwater afgeleide wateren normaliter een rol van betekenis spelen. Tijdens het zuiveringsproces verandert dit echter en begint enige gelijkenis te ontstaan met het hiervoor beschrevene, in het bijzonder door de komst van draadwieren, *Dinobryon* en enkele *Cosmarium*-soorten, in het bijzonder:

<i>Cosmarium meneghini</i>	<i>Cosmarium vexatum</i>
----------------------------	--------------------------

2. De grote rivieren en hun direkte omgeving

Kenmerkend voor de wateren die met Rijn en Maas in verbinding staan is een groot aantal soorten. Min of meer regelmatig voorkomend zijn:

<i>Oscillatoria agardhii</i>	<i>Micractinium pusillum</i>
<i>Tribonema aequale</i>	<i>Pediastrum boryanum</i>
<i>Actinastrum hantzschii</i>	<i>Pediastrum duplex</i>
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	<i>Pediastrum tetras</i>
<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Closterium acerosum</i>
<i>Crucigenia rectangularis</i>	<i>Scenedesmus acuminatus</i>

<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Navicula</i> spp.
<i>Tetraedron muticum</i>	<i>Nitzschia acicularis</i>
<i>Tetraedron minimum</i>	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>
<i>Tetrastrum staurogeneiforme</i>	<i>Synedra acus</i>
<i>Diatoma elongatum</i>	<i>Synedra ulna</i>
<i>Melosira granulata</i>	<i>Asterionella formosa</i>
<i>Melosira varians</i>	<i>Fragilaria crotonensis</i>

Het water uit de Rijn vertoont echter zijn eigen karakter doordat naast de genoemde soorten een aantal soorten hier met redelijke abundantie worden aangetroffen, nl.:

<i>Chroococcus limneticus</i>	<i>Chodatella ciliata</i>
<i>Oscillatoria limnetica</i>	<i>Lagerheimia genevensis</i>
<i>Melosira helvetica</i> (= <i>M. islandica</i> ssp. <i>helvetica</i>)	<i>Tetrastrum multisetum</i>
<i>Stephanodiscus astraea</i>	<i>Fragilaria crotonensis</i>
<i>Tabellaria fenestrata</i> (i.h.b. var. <i>asterionelloides</i>)	

Ook in het Maaswater zijn een aantal min of meer kenmerkende soorten:

<i>Scenedesmus obliquus</i>	<i>Nitzschia sigmoidea</i>
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	<i>Surirella ovata</i>
<i>Pandorina morum</i>	<i>Synedra affirmus</i>
<i>Diatoma vulgare</i>	

Het verschil tussen Rijn- en Maasplankton is slechts gering. De als kenmerkend genoemde soorten zijn dit geenszins exclusief, hoogstens kan men spreken van een grotere of kleinere kans ze aan te treffen.

In alle door de grote rivieren beïnvloede wateren zullen deze soorten meer of minder frequent teruggevonden worden. Elke waterruimte zal echter daarbij steeds een eigen karakter vertonen. Zo ook het IJsselmeer. Het IJsselmeerwater oefent een duidelijke invloed uit op de polder- en boezemwateren, vooral

van Noord-Holland en Friesland, waar het ingelaten wordt. Naast genoemde soorten vinden we hier van de IJsselmeer-biocoenose:

<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Scenedesmus costato-granulatus</i>
<i>Gomphosphaeria aponina</i>	<i>Scenedesmus intermedius</i>
<i>Merismopedia glauca</i>	<i>Tribonema minor</i>
<i>Characium limneticum</i>	<i>Coscinodiscus rothi</i>
<i>Crucigenia quadrata</i>	<i>Cymatopleura angulata</i>
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	<i>Nitzschia behrei</i>
<i>Elakatothrix viridis</i>	<i>Nitzschia tryblionella</i> var. <i>debilis</i>
<i>Pediastrum simplex</i>	<i>Surirella biseriata</i>
<i>Scenedesmus tenuispina</i>	<i>Costerium aciculare</i>
<i>Scenedesmus armatus</i>	<i>Closterium variabile</i>
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	
<i>Scenedesmus tenuispina</i>	
<i>Scenedesmus regularis</i>	

Daar waar vervuilende beïnvloeding door menselijke activiteiten sterk op de voorgrond dringt zien we vooral een sterke ontwikkeling van soorten uit de geslachten *Euglena*, *Phacus*, *Trachelomonas* en *Lepocinclis*.

Tot het rivierengebied moeten wij ook de killen en doorbraakkolken rekenen. Doorbraakkolken zijn rond, klein en relatief diep. De diepte (meestal ongeveer 8 meter; soms tot 15 meter) is waarschijnlijk een belangrijk criterium, waarvoor drie redenen aan te voeren zijn: a. De soorten hebben gedurende hun cyclus kortere of langere tijd diep water nodig (al is het alleen maar om concurrentie met andere soorten te ontlopen). b. Er is mechanische aanpassing: in dieper water blijven alleen de echte zwevende soorten over. c. Het karakter van het water verschilt met de diepte: in ondiep water is de invloed van de bodem veel groter. In hun totale soortensamenstelling vertonen oude rivierlopen en doorbraakkolken niet veel verschil; wel in de gedaante waarin de soorten zich voordoen. In dieper water zijn ze helderder en groter van afmeting. De hier te noemen soorten

zijn dan ook geen exclusieven, ze komen in beide typen voor, met voorkeur voor een van beide. Voor de doorbraakkolken zijn dit:

<i>Ceratium hirundinella</i>	<i>Asterionella gracillima</i>
<i>Staurostrum paradoxum</i>	(? -waarschijnlijk verkeerde determinatie)
<i>S.gracile</i>	<i>Centronella reichelti</i>
<i>Dinobryon sertularia</i>	

In de killen zijn het voornamelijk

<i>Diatoma elongatum</i>	<i>Melosira granulata</i>
<i>Surirella ovata</i>	<i>Eudorina elegans</i>
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Pediastrum boryanum</i>

en andere Chlorococcalen, die het aspect bepalen. Als rivierlopen zeer oud zijn, treedt vaak een eigen ontwikkeling op welke vooral in de Chrysophyceae een toename te zien geeft, met o.a. de soorten

<i>Chrysococcus rufescens</i>	<i>Kephyrion entzii</i>
<i>C.punctiformis</i>	<i>K.cupuliforme</i>
<i>Synura</i> spp.	<i>K.rubri-claustri</i>
<i>Stenokalyx</i> (<i>Kephyrion</i>) spirale	

De vermelde diatomee *Centronella reichelti* kan als een echte "fluviatiel" aangemerkt worden, welke alleen langs de grote rivieren wordt aangetroffen en welke haar hoofdverspreiding in het oosten heeft (Polen), precies zoals dat met de dijkflora het geval is. In mindere mate schijnt dit ook te gelden voor andere diatomeeënsoorten, zoals:

<i>Attheya zachariasii</i>	<i>Rhizosolenia eriensis</i>
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	

3. De zoete boezem- en poldergebieden

In onze eutrofe, niet vervuilde, zoete oppervlaktewateren komt bij eerder vermelde soorten nog een reeks zeer karakteristieke soorten, waarvan hier genoemd mogen worden:

<i>Pediastrum biradiatum</i>	<i>Trachelomonas lefevrii</i>
<i>Achnanthes minutissima</i>	<i>Opephora martyii</i>
<i>Navicula oblonga</i>	<i>Asterionella formosa</i>
<i>Tetraedron regulare</i>	<i>Eunotia formica</i>
<i>T. trigonum</i>	<i>Achnanthes exigua</i>
<i>Scenedesmus naegelii</i>	<i>Surirella capronii</i>
<i>Dicellula planctonica</i>	<i>Treubaria setigera</i>
<i>Staurostrum paradoxum</i>	

4. De brakke boezem- en poldergebieden

In het brakke gebied zijn de soorten en soortengroeperingen terug te vinden, genoemd bij 2 in verband met de invloed van het IJsselmeer op de wateren in N-Holland en Friesland. Daarnaast vinden we hier echter een groot aantal eigen soorten. Voor het licht brakke gebied kunnen genoemd worden de soorten:

<i>Amphiprora paludosa</i>	<i>Coscinodiscus lacustris</i>
<i>Bacillaria paradoxa</i>	<i>Calycomonas</i> spp.
<i>Surirella ovalis</i>	<i>Scenedesmus anomalus</i>
<i>Nitzschia sigma</i>	

Voor het sterk brakke water zijn de onderstaande soorten karakteristiek:

<i>Actinopterychus undulatus</i>	<i>Surirella gemma</i>
<i>Stephanodiscus lucens</i>	<i>Oocystis submarina</i>
<i>S. dubius</i>	<i>Ebria tripartita</i>
<i>Campylodiscus clypeus</i>	<i>Thalassiosira</i> spp.
<i>Campylodiscus noricus</i>	<i>Biddulphia</i> spp.
<i>Coscinodiscus biconicus</i>	<i>Chaetoceros</i> spp.
<i>Coscinodiscus radiatus</i>	<i>Pleurosigma</i> spp.
<i>Eupodiscus argus</i>	<i>Cyclotella striata</i>
<i>Lithodesmium undulatum</i>	

5. De pleistocene gebieden

Het pleistocene gebied is in de eerste plaats de regio van de vennen. Binnen deze categorie van wateren is weer een enorme verscheidenheid, welke door Beyerinck in principe is herleid tot een vijftal typen. Drie daarvan zijn door eigen soorten gekenmerkt; de andere meer door het ontbreken daarvan. Als kenmerkend voor het milieu (maar ten dele ook in de voedselarmere delen van het kwelmilieu voorkomend) kunnen o.a. genoemd worden:

<i>Mallomonas caudata</i>	<i>Euastrum binale</i>
<i>Synura uvella</i>	<i>Micrasterias truncata</i>
<i>Dinobryon divergens</i>	<i>Arthrodesmus incus</i>
<i>Peridinium minusculum</i>	<i>Xanthidium antilopaeum</i>
<i>Asterococcus superbus</i>	<i>Botryococcus braunii</i>
<i>Oocystis solitaria</i>	<i>Tabellaria flocculosa</i>
<i>Cylindrocystis brebissonii</i>	<i>Navicula rhomboides</i>
<i>Closterium acutum</i> var. <i>linea</i>	

In de meest voedselarme vennen worden maar weinig soorten aangetroffen. Genoemd kunnen worden:

<i>Oedogonium itzigsohnii</i>	<i>Pinnularia linearis</i>
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	

In de iets rijkere vennen komen zeer veel Desmidiaceensoorten voor. Dit type behoort tot de rijkste wateren die Nederland bezit, maar is voor het belangrijkste deel verdwenen of op zijn minst sterk bedreigd. Het type vertoont verwantschap met de moerasgemeenschappen in het kwelgebied.

Enkele soorten uit deze categorie:

<i>Cosmarium ralfsii</i>	<i>Micrasterias jenneri</i>
<i>Euastrum ampullaceum</i>	<i>M. rotata</i>
<i>E. crassum</i>	<i>M. oscitans</i> var. <i>mucronata</i>
<i>E. elegans</i>	<i>Characiopsis longipes</i>
<i>E. ansatum</i>	<i>Staurostrum elongatum</i>

*Docidium undulatum**Xanthidium armatum*

Een type, dat van nature wel aanwezig was, maar door de mens sterk is begunstigd -ten koste van de oorspronkelijke differentiatie- is het gestoorde "metatrofe" type, al of niet geëutrofiëerd. Kenmerkend in deze vennen is meestal de combinatie van een klein soortenaantal met rijkdom aan individuen; ten dele van enkele echte vennensoorten als:

*Dinobryon sertularis**Merismopedia elegans**D. divergens**Coelosphaerium naegelianum**Characiopsis subulata**Peridinium cinctum**Nitzschia scalaris*

ten dele ook met andere soorten, die als eutrofiëringsindikator kunnen worden opgevat, zoals:

*Oscillatoria agardhii**Pediastrum duplex*

Er zijn echter ook enkele "metatrafenten", waarvan genoemd kunnen worden:

*Scenedesmus lefevrii**Tribonema* spp.*Microthamnion strictissimum*

In de beken zijn het voornamelijk de vastzittende diatomeeën, die het karakter bepalen. Meestal vinden we soorten die veel te vinden zijn na eutrofiëring van een van nature voedsel-arm milieu, zoals

*Spondylomorum quaternarium**Closterium moniliferum**Closterium kutzingii**Nitzschia* spp.

Ze komen echter vaak samen voor met echte vuilindikatoren, zoals *Closterium acerosum*. In schone beken vinden we een mengsel van soorten uit het moerasveen en uit hei- en hoogveenplassen. Bizonderheden als *Surirella elegans* en *Pinnularia lata* hebben hun hoofdverspreiding in het

hooggebergte en in de skandinavische landen (boreo-alpine element). Dit geldt overigens ook voor veel van de genoemde Desmidiaceeënsoorten.

6. De "kwelgebieden" langs de grens tussen pleistoceen en holoceen

De soortengroep, die vermeld is voor de zoete boezemgebieden, alhoewel derhalve niet exclusief voor de 'kwelgebieden', speelt wel een grote rol in de grotere wateren. Helaas zijn de meeste hiervan vervuild en sterk geëutrofieerd, waardoor meer en meer de karakteristieke soorten plaats gaan maken voor algemenere vormen als

Scenedesmus quadricauda	Aphanizomenon flos-aquae
Pediastrum duplex	Lyngbia limnetica
Anabaena spiroides	

of soorten van de genoemde groep van Euglenophyceae. Ze kunnen zich voor kortere of langere tijd massaal uitbreiden. In de kleinere wateren van het 'kwelgebied', die meer afgeschermd zijn, treft men meer soorten van schoon, vaak mesotroof milieu aan, waarvan genoemd kunnen worden:

Phacus suecicus	Euadtrum verrucosum
Cosmarium depressum	Cosmarium botrytis
Staurostrum lunatum	Eunotia valida
S. tetracerum	Rhopalodia gibba

en de waarschijnlijk als kwelindikatoren te beschouwen soorten:

Gymnodinium aeruginosum	Leptothrix ochracea
Glaucocystis nostochinearum	Dinobryon suecicum

Een aantal van de hier te vinden soorten hebben een substraat nodig om zich te kunnen ontwikkelen. Dit wordt vaak gevormd door waterplantenvegetaties. In de verlandingsseries, die hier van nature ontstaan zien we dan ook een zeer grote verscheidenheid. De rijkste vorm is die van het 'Scorpidiumveen';

een verlandingsfase in de Draadzeggegemeenschap, waarin het mos *Scorpidium* een belangrijke rol speelt. Hier vinden we een "uitbarsting" van Desmidiaceeën, waarvan als meest karakteristiek vermeld kunnen worden:

<i>Closterium turgidum</i>	<i>Micrasterias papillifera</i>
<i>C. lunula</i>	<i>M. rotata</i>
<i>C. ralfsii</i> var. <i>hybridum</i>	<i>M. truncata</i>
<i>C. ehrenbergii</i>	<i>Netrium digitus</i>
<i>Cosmarium conspersum</i>	<i>Pleurotaenium truncatum</i>
<i>C. pachydermum</i>	<i>P. coronatum</i>
<i>C. quadratum</i>	

Plaatselijk worden hierin zeer zeldzame soorten in tamelijk grote aantallen aangetroffen, zoals bijvoorbeeld

<i>Closterium attenuatum</i>	<i>C. taxichondriforme</i>
<i>Cosmarium debaryi</i>	<i>Micrasterias brachyptera</i>
<i>C. turgidum</i>	

Naast Desmidiaceeën komen op deze plaatsen ook andere organismen voor zoals blauwwieren (*Chroococcus turgidus*), goudwieren (*Mallomonassoorten*), groenwieren (*Eremosphaera viridis*, *Pediastrum araneiferum*), euglenofyten (*Phacus aenigmaticus*), diatomeeën (*Rhopalodia gibba*) e.a. Deze soorten zijn echter minder karakteristiek.

7. Het Krijtgebied

Verreweg het meeste water, dat in het krijtgebied wordt aangetroffen -in de beken en daarmee verbonden wateren- is zodanig vervuild, dat van een eigen type al lang niet meer gesproken kan worden. Het meest is het gave karakter nog bewaard gebleven in de bronnen en de daaruit ontstane bovenloop van de beken. Kenmerkend voor deze wateren zijn hun kalkrijkdom, hun lage temperatuur, hun -zeker voor nederlandse begrippen- sterke stroming en het "jonge" karakter van het water, met een nog geringe ontwikkeling van de flora,

ondanks van nature gunstige voorwaarden. Het aandeel der zwevende soorten is dan ook gering. De diatomee *Meridion circulare* kan in sommige bronnen massaal voorkomen. Men kan dit zeker kenmerkend voor dit type noemen. Het zijn echter veel meer de vastzittende draadalgen, die het type uitmaken. Te noemen zijn:

<i>Batrachospermum moniliforme</i>	<i>Oscillatoria anguina</i>
<i>Hildenbrandtia rivularis</i>	<i>Dichothrix orsiniana</i>
<i>Bangia atropurpurea</i>	<i>Chlorotylum cataractanum</i>
<i>Lithoderma fluviatile</i>	<i>Ulothrix zonata</i>
<i>Ulothrix tenuissima</i>	

Hierbij bevinden zich soorten, die ook in de zee voorkomen (*Bangia*, *Oscillatoria*); andere zijn zeldzaam (*Chlorotylum*, *Dichothrix*).

De drinkpoelen in het krijtgebied wijken in het algemeen niet sterk af van kleine wateren in weilandgebieden elders; de factoren die hen beheersen zijn voornamelijk instabiliteitsfactoren. Ze zijn klein en sterk door hun directe omgeving beïnvloed. Misschien is het relatief grote aandeel van *Trachelomonas*soorten karakteristiek, zoals de volgende reeks te zien geeft:

<i>Trachelomonas guttata</i>	<i>Trachelomonas varians</i>
<i>T. stokesiana</i>	<i>T. curta</i>
<i>T. abrupta</i> var. <i>minor</i>	<i>T. superba</i>

3.7. BIBLIOGRAFIE (NIET GEREFEREERD)

- Åberg, B. & W.Rodhe, 1942. Über die Milieufaktoren in einigen Südschwedischen Seen. Symb.Bot.Ups. 5: 1-256.
- Beyerinck, W., 1927. Over verspreiding en periodiciteit van de zoetwaterwieren in drechtsche heideplassen. Verh.Kon.Ak.v.Wet. XXV: 1-211.
- Beyerinck, W., 1939. De diatomeeënflora van de drechtsche beken. Verh.Kon.Ak.v.Wet. XLII: 262-273.
- Cairns Jr., J., K.L.Dickson, R.E.Sparks & W.T.Waller, 1970. A preliminary report on rapid biological information systems for water pollution control. J.Water Poll.Contr. Fed. 42: 685-703.
- Dam, H. van, 1974. The suitability of diatoms for biological water assessment. Hydrobiol.Bull. 8: 274-284.
- Dresscher, Th.G.N., 1951. De invloed van het Amsterdamse rioolwater op het IJsselmeer vroeger, nu en in de toekomst. Rapp. T.N.O., 56 pp.
- , 1954. Iets over de flora en fauna van de oeverzoom van het IJsselmeer tussen de uitmonding van het Zwarte Water en Harderwijk. In: Veranderingen in de flora en fauna van de Zuiderzee, thans IJsselmeer na de afsluiting in 1932. Den Helder, pp. 25-32.
- , 1965. The biological and chemical effect of a central discharge of sewage into the 'Buiten Y' near Amsterdam. Hydrobiologia 25: 389.
- , 1968. De soortencombinaties van de in het water zwevende plantaardige microörganismen van enkele plaatsen in de Brabantse Biesbosch en omgeving. Meded. Hydr.Ver. 2: 154-166.
- et.al., 1952. De Gerritsflesch bij Kootwijk. Publ.Hydr. Ver. 4, 22 pp.
- & L.R.Mur, 1971. Een onderzoek naar de micro-organismen van enkele poelen in Zuid-Limburg. Med.Hydr.Ver. 5.4: 181-202.
- Duffels, J.P., 1963. Over Desmidiaceeën van Scirpidiumvenen en andere verlandingsvegetaties. Rapport H. de Vrieslab.-RIVON, 71 pp.

- Gast, M.K.H., 1967. De hydrobiologische toestand van het water van de drentse Aa. De Lev.Nat. 70: 58-60.
- Geelen, J.F.M., 1969. Vergelijkend planktononderzoek in twee Hatertse vennen. Proefschrift Nijmegen, 112 pag.
- Goor, A.C.J. van, 1925. Eenige typische verschillen in het plankton van de Maas en de Rijn in Nederland. Nuova Notarisia 36: 131-136.
- Goor, A.C.J. van, 1926. Het nannoplankton van de Saskesloot bij Koedijk. Ned.Kruidk.Arch. 35: 75-91.
- Graaf, F. de, 1955. De micro-organismen van plankton, lasion en bodem van het plassengebied Het Hol. In: W.Meyer en R.J. de Wit (ed.) Kortenhoeft, een veldbiologische studie, Amsterdam; pp. 67-90.
- , 1957. The microflora and -fauna of a qualing bog in the nature reserve "Het Hol" near Kortenhoeft in the Netherlands. Hydrobiologia 9: 210-317.
- & W.Meyer, 1955. De combinaties van microörganismen in de trilvenen van het plassengebied Het Hol. In: W.Meyer en R.J. de Wit (ed.): Kortenhoeft, een veldbiologische studie, Amsterdam, pp. 109-118.
- Hartog, C. den, 1954. Het Roodwier *Hildenbrandtia rivularis* in Zuid-Limburg. Natuurhist.Maandblad 43: 77-79.
- Hartog, C. den, 1958. Epilithische algengemeenschappen in Nederland. Hand.Hydrobiol.Ver. 10: 6-8.
- Heimans, J., 1925. De Desmidiaceeënflora van de Oisterwijsche vennen. Ned.Kruidk.Arch. 31: 245-262.
- , 1936. Zoetwaterwieren van het Oerd op Ameland. Ned.Kruidk.Arch. 46: 962.
- & W.Meyer, 1955. De Desmidiaceeën van het plassengebied Het Hol bij Kortenhoeft. In: W.Meyer en R.J. de Wit (ed.): Kortenhoeft, een veldbiologische studie, Amsterdam; pp. 105-108.
- Heusden, G.P.van, 1956. Het plankton in de rivier in 1955. Rapp. Rijncommissie Waterleidingbedrijven.
- Kokke, P.A., 1958. De diatomeeënflora van een wiel te Haalderen. De Lev.Nat. 61: 278.
- Kosmos, serie "Einführung in die Kleinlebewelt", diverse auteurs. Uitg. Franckh'sche Verlagsbuchhandl., Stuttgart.

- Koster, J.Th., 1950. Wieren van de Sint Pietersberg en omgeving. Nat.Hist.Maandbl. 39: 118-120.
- Koster, J.Th., 1957. Wieren zijn ook planten. Corr.Flor. Veg.k.Ned. no.3: 34-36.
- , 1960. Wieren uit de Roodbron bij Eis. Nat.Hist.Maandbl. 49: 12-14.
- Leentvaar, P., 1956. Voorjaarsplankton van enige Nederlandse meren. De Levende Natuur 59: 1.
- , 1963. Duinmeren I. (dune waters in the Netherlands) Acta Bot. Neerl. 12: 498-520.
- , 1966. Presentie en preferentie van plankters in wielen, oude rivierlopen en meren. Water 50: 1-3.
- , 1967. Duinmeren II. Biol.Jaarb.Dodonaea 35: 228-266.
- & M.F.Mörzer Bruyns, 1962. De verontreiniging van de Loosdrechtse plassen en haar gevolgen. De Levende Natuur 65: 42-47.
- Lint, G.M. de, 1919. Het plankton van de Lek tussen Lexmond en Streefkerk in 1916. Rapp.Centr.Drinkwatervoorz. Den Haag.
- McIntire, C.D. & W.S.Overton, 1971. Distributional patterns in assemblages of attached diatoms from Yaquina Estuary, Oregon. Ecology 52: 758-777.
- Moller Pillot, H.K.M., 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Proefschrift, Tilburg, 286 pag.
- Peelen, R., 1974. Changes in the plankton of the estuarine areas of Haringvliet, Hollands Diep and Biesbosch in the S.W.Netherlands caused by the dams through Volkerak and Haringvliet. Hydrobiol. Bull. 8-1/2: 190-200.
- Peelen, R., in press. Changes in the composition of the plankton of the rivers Rhine and Meuse in the Netherlands during the last fifty years. Verh.Int.Ver.Limnol. 19.
- Pielou, E.C., 1969. An introduction to mathematical ecology. New York, London, VIII + 286 pag.

- Schroevers, P.J., 1966. Some observations on micro-coenoses in a bog region influenced by man. *Wentia* 15: 163-190.
- , 1967. De microcoenosen binnen en buiten de krabbescheervegetaties van Venematen, Vossenbelt, Dirkswijde en Mastenbroekerkolk. *Med.Hydr.Ver.* 1.1 : 32-56.
- , 1970. De natuurlijke verscheidenheid van mikrofytengeselschappen in de Lindevallei, in het bijzonder tussen de Linde en de polders. *Med.Hydr.Ver.* 4.2: 105-126.
- , 1972. Waardering van wateren in de Ooypolder aan fytoplanktonwaarnemingen. *Med.Hydr.Ver.* 6.2 : 69-99.
- , 1972. De hydrobiologische betekenis van het plassen-gebied van Noord-West Overijssel. *Rapport Natuurmonumenten*, 6 pp.
- , 1973. Rapid biological evaluation of aquatic ecosystems. *Verh.Int.Ver.Limnol.* 18: 1736-1741.
- Sernow, S.A., 1958. *Allgemeine Hydrobiologie*. VEB Dtsch.Verlag d.Wiss. Berlin, XII + 676 pag.
- Sládečková, Alena, 1962. Limnological investigation methods for the periphyton ("Aufwuchs") community. *Bot.Rev.* 28: 286-350.
- Somers, D., 1971. Ekologisch onderzoek van de Cyanophyta en Chlorophyta in enkele vijvers rond Brugge. *Biol.Jb. Dodonaea* 39: 238-260.
- Werff, A. van der, 1954. Bacillariophyta (Diatomeeën). In: *Veranderingen in de flora en fauna van de Zuiderzee (thans IJsselmeer) na de afsluiting in 1932*. Den Helder. pp. 25-32.
- , 1955. De diatomeeën van het plassen-gebied "Het Hol" bij Kortenhoef. In: *Meyer en De Wit: Kortenhoef, een veldbiologische studie*, Amsterdam.
- , 1959. Het brakwaterplankton. Verslag van het onderzoek in de Biesbosch en het aangrenzende gebied tijdens het werkkamp van de Hydrobiologische Vereniging. *Gestencild verslag Hydr.Ver.* 1959, pp. 11-16.
- Wibaut-Isebree Moens, N.L., 1956. *Rivierenonderzoek*. Rapport i.o.v. Rijkswaterstaat.

Wibaut-Isebree Moens, N.L. 1965. Onderzoek van grindgaten langs
de Maas. Publ.Nat.Hist.Gen. 14. 44pp.

3.8. GEREFEREERDE LITERATUUR

- Archibald, R.E.M., 1972. Diversity in some South African diatom associations and its relation to water quality. *Water Research* 6: 1229-1238.
- Bourrelly, P., 1966. Les algues d'eau douce. In: N.Boubée, 1966-1970: *Algues vertes, jaunes, brunes, bleues et rouges*, Paris.
- Brillouin, L., 1960. *Science and Information theory*. Acad.Press, New York, 2nd ed.
- Cairns Jr., J. & K.L.Dickson, 1971. A simple method for the biological assessment of the effect of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *J.Water Poll. Contr. Fed.* 43: 755-772.
- Caspers, H. & L.Karbe, 1967. Vorschläge für eine saprobiologische Typisierung der Gewässer. *Int.Rev.ges. Hydrobiol.* 52: 145-162.
- Coesel, P.F.M., 1975. The relevance of Desmids in the biological typology and evaluation of fresh water. *Hydrobiol.Bull.* 9: 93-101.
- Desikachary, T.V., 1959. *Cyanophyta*, Monographs on algae, Indian Council of Agricultural Research, New Delhi, India.
- Dord, D.C. van, B.J.Hoogers & J.C.J. van Zon, 1974. Studies on the side-effects of herbicides used in the aquatic environment. *Proc. Eur. Weed Res. Council 4 Int. Symp. Aquatic weeds*, Wien, 173-179.
- Dresscher, Th.G.N., 1959. Description of a community of micro-organisms in purified sewage mixed with rain water from storm sewers. A method for the determination of micro-biocoenose. *Hydrobiologia* 14: 189-204.
- , 1964. Is het opstellen van gemeenschappen van in water gesuspendeerde microörganismen mogelijk? *Lev. Natuur* 67: 245-253.
- , 1966. Hydrobiologische gegevens betreffende een infiltratie van rivierwater in het duingebied van Meyendel. *Biol.Jb. Dodonaea* 34: 94-109.

- , 1976. Index of names and locations of Algae and some groups of micro-organisms found in the Netherlands waters. North-Holland Publishing Comp., Amsterdam and New York.
- & H. van der Mark, 1976. A simplified method for the biological assessment of the quality of fresh and slightly brackish water. *Hydrobiologia* 48: 199-201.
- Edmundson, W.T., 1959. *Freshwater Biology* Wiley & Sons, New York, London.
- Essen, A. van, 1974. De Chlorococcales, een belangrijke orde van de groenwieren. *Wet.Med.KNNV* 100, 87 p, Hoogwoud.
- Fjerdingstad, E., 1964. Pollution of streams estimated by benthal phyto-micro-organisms. I. A saprobic system based on communités of organisms and ecological factors. *Int.Rev.ges.Hydrobiol.* 49: 63-131.
- Fott, B., 1971. *Algenkunde*. G.Fischer, Jena, 581 pag.
- Hartog, C. den, 1958. Epilithische gemeenschappen van algen in onze binnenwateren. *Voordr. Hydrobiol. Ver.* samengevat in *Med. Hydrobiol. Ver.* 10: 6 - 8.
- Hoek, C. van den, 1963. Revision of the European species of *Cladophora*. Thesis, Leiden.
- Hoogers, B.J., 1974. Determinatietabel voor de meest voorkomende draadwiergeslachten in Nederland, uitg. PUDOC, Wageningen, 19 pag.
- Hoogers, B.J., H.Rinkema & J.C.J. van Zon, 1972. Methodiek ter bepaling van veranderingen in planktonbestand. IBS meded. stencil, 3 pag.
- Huber Pestalozzi, H., 1925. Das Phytoplankton des Süßwassers. In Thienemann: *Die Binnengewässer Mitteleuropas*, Band XVI, uitg. Schweizerbartsche Verlagbuchhandlung, Stuttgart.
- Kolkwitz, R. & M.Marsson, 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber.Dtsch.Bot.Ges.* 26A: 505-519.
- Kolkwitz, R. & M.Marsson, 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. *Int.Ref.Ges.Hydrobiol.* 2: 126-153.
- Krieger & Gerloff, 1962-1969. *Die Gattung Cosmarium*. Cramer, Weinheim.
- Lokhorst, G.M., 1974. Taxonomic studies on the fresh water species of *Ulothrix* in the Netherlands. Thesis Vrije Universiteit, Amsterdam.

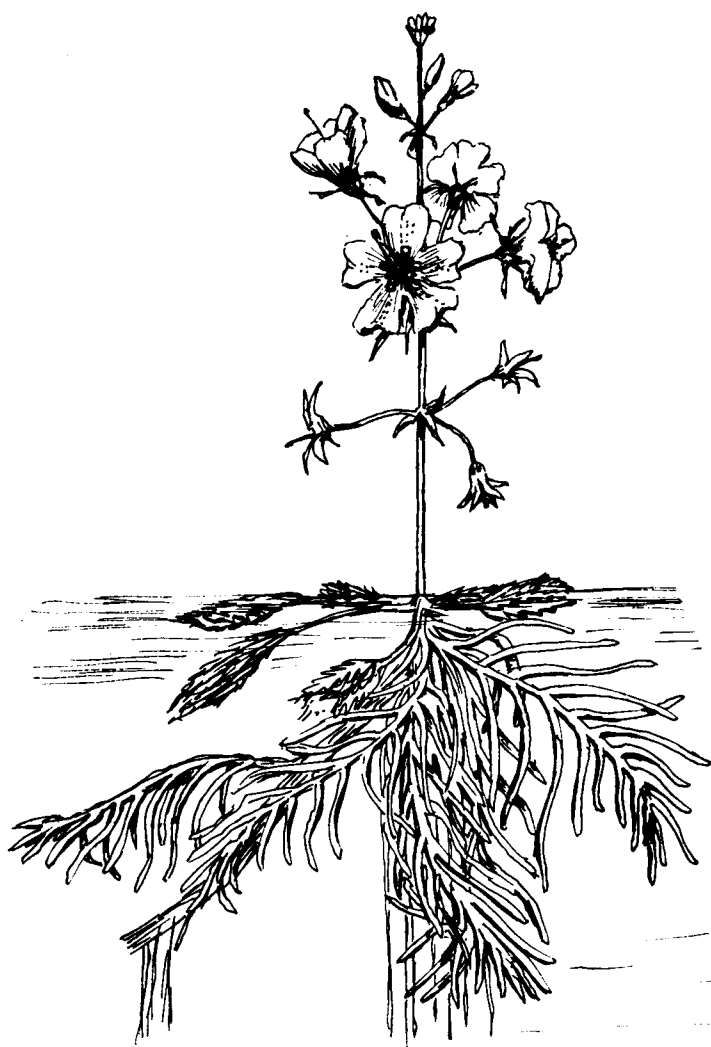
- Makkink, G.F., 1971. De theoretische bovenbouw van de ecologie. Contactbl.v.Oecol. 7: 14-36.
- Margalef, R., 1958. Materiales para el estudio de las comunidades bióticas de las aguas dulces y salobres principalmente del NE de España. Publ. Inst. Biol. Apl. 28: 5 - 47, Barcelona.
- Margalef, R., 1970. Perspectives in ecological theory. 3e dr. Chicago-London, 111 pag.
- Mark, H. van der, 1971. Hydrobiologisch onderzoek van de Maas. Riza med. no.9, 77 pag.
- Middelhoek, A., 1941. Ontdek een nieuwe wereld. Van den Broek en Adolfs, Enschede.
- , 1944. Microwereld. Thieme, Zutphen.
- , 1950. Een vijver in Nederland. Thieme, Zutphen. 208 p.
- , 1967. Overzicht van een vijftigtal soorten Trachelomonas en Strombomonas in Nederland. Wet.Med.KNNV 45, Hoogwoud.
- Nygaard, G., 1945. Danske Planteplankton. Myrdal, Kopenhagen. ^{52 p,}_{4 pl.}
- Nygaard, G., 1949. Hydrobiological studies on some danish ponds and lakes II. The quotient hypothesis and some new and little known phytoplankton organisms. Kongl. Danske Vid.Selsk.Biol.Skr. 7: 293 pag.
- Pantle, R.E. & H.Buck, 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas und Wasserfach 96: 604.
- Pascher, A., 1913-1932. Die Süßwasserflora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Fischer, Jena, in 11 delen.
- Pearsall, W.H. & W.H. Pearsall, 1925. Phytoplankton of the English lakes. Journ.Linn.Soc.Bot. 97: 55-73.
- Peelen, R., 1970. Handleiding voor het verkrijgen en verwerken van kwantitatieve planktongegevens. Rapp. en Versl. Delta Instituut, Yerseke, no. 70-4.
- Prescott, G.W., 1954. How to know the fresh water algae. Brown, Dubuque, USA.
- Prescott, G.W., 1962. Algae of the Western Great Lakes Area. Brown Comp. Dubuque, Iowa, USA.
- Printz, H., 1952. Die Chaetophorales der Binnengewässer. Hydrobiologia 24: 1-376.

- Rabenhorst, L. Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig en Johnson Reprint Corporation, New York, London.
- Raven, C.P., 1968. Ontwikkeling als informatieverwerking, een theoretisch biologische studie. Hilversum-Amsterdam, 160 pag.
- Redeke, H.C., 1935. Synopsis van het Nederlandsche zoet- en brakwaterplankton. Publ.Hydrobiol.Club no.2. 104 pp, Amsterdam.
- Redeke, H.C., 1948. Hydrobiologie van Nederland. De Zoete Wateren. Amsterdam, 580 pp.
- Schroevers, P.J., 1965. Hydrobiologische waarnemingen in Noord-West Overijssel II. Het bezinkingsplankton van het Kippenest bij Wanneperveen. Biol.Jb.Dodonaea 33: 267-342.
- Schroevers, P.J., 1968. Nogmaals: typologie van wateren. Vakbl.v.Biologen 48: 76-81.
- Schroevers, P.J., 1971. Een handleiding voor de beoordeling van water volgens biologische maatstaven, gebaseerd op onderzoek aan plantaardige mikro-organismen. Rapp. RIN, Leersum.
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. Nature 163: 688.
- Skuja, H., 1948. Taxonomie des Phytoplanktons einiger Seen in Uppland, Schweden. Symb.Bot.Upsal. 9.3. Uppsala.
- Sládeček, V., 1963. A guide to limnosaprobical organisms. Sci. Papers Inst. Chem. Technol. Prague; Technol. Water 7: 543-612.
- , 1973. System of water quality from the biological point of view. Arch.f.Hydrobiol. Beih. Ergebnisse der Limnologie 7: 1-218.
- Smith, G.M., 1950. The fresh water algae of the United States, McGraw Hill Comp., New York, Toronto, London.
- Soest, J.L. van, 1975. Plantengeografische districten van Nederland. In: Heukels & Van Ooststroom, Flora van Nederland, 18e druk, p. 8 - 10.
- Streble, H. & D.Krauter, 1974. Das Leben im Wassertropfen, Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers. Kosmos Naturführer 336 pp. + 25 pl. Stuttgart, Franckh'sche Verlagsbuchhandl. W.Keller & Co.

- Symoens, J.J., 1951. Esquisse d'un système des associations algales d'eau douce. Verh.Int.Ver.Limnol. 11: 395-408 Stuttgart.
- Thunmark, S., 1945. Zur Soziologie des Süßwasserplanktons. Eine methodologische ökologische Studie. Fol.Limnol. Skand. 3.
- Utermöhl, H., 1931. Über das umgekehrte Mikroskop. Arch. Hydrobiol. 22: 643-645.
- Utermöhl, H., 1932. Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. Verh.int.Ver.Limnol. 5: 567-595.
- Werff, A. van der & H.Huls, 1957-1974. Diatomeeënflora van Nederland. Abcoude Den Hoef; 10 afl.
- Werff, A. van der, 1975. Inleiding tot de studie van de diatomeeën. Wet.Med.KNNV 109, Hoogwoud.
- West, W. & G.S.West, 1904-1923 (reprint 1971). A monograph of the british Desmidiaceae. Johnson Reprint Corporation New York, London.
- Zelinka, M. & P.Marvan, 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. Arch.Hydrobiol. 57: 389-407.

HOOFDSTUK 4

BEOORDELING VAN DE WATERKWALITEIT OP BASIS VAN HET MAKROFYTENBESTAND



✻

L. de Lange
J.C.J. van Zon

**Hoofdstuk 4. Beoordeling van de waterkwaliteit
 op basis van het makrofytenbestand**

INHOUD	pagina
4.1. INLEIDING	90
4.2. BESTAANDE METHODEN	90
4.3. KWANTITATIEF WAARDERINGSGETAL	91
4.4. KWALITATIEF WAARDERINGSGETAL	97
4.4.1. Het indikatiegetal voor vervuilings- graad en voedselrijkdom (A)	98
4.4.2. De uniciteit (B)	98
4.5. SLOTBESCHOUWING	111
4.6. LITERATUUR	111

4.1. INLEIDING

Ondanks de beperking tot geschikt biotoop en seizoen zijn makrofyten geschikt voor de beoordeling van waterkwaliteit door hun betrekkelijk gemakkelijke waarneembaarheid en determineerbaarheid, de mogelijkheid om vrij snel een representatief proefvlak te kiezen, de vergelijkbaarheid van de vegetatiestructuur in verschillend milieu (brak, stromend, met diverse substraten of afmetingen). Door hun betrekkelijk lange levensduur geven zij bovendien een afspiegeling van de milieufactoren gedurende een lange tijd. Door hun proporties en metabolisme beïnvloeden zij de waterkwaliteit rechtstreeks wat het economische en recreatieve gebruik betreft en vormen zij het materiële en ten dele ook energetische fundament van de levensgemeenschappen. Zelf zijn zij afhankelijk van de minerale samenstelling van het water in de bodem en erboven, van het voorafgaand onderhoud en beheer van het betreffende water en, op minder directe wijze, van organische belasting en O_2 -huishouding. Voorts van licht en stroming, alsmede van afmetingen en vorm van het water, enz.

De beoordeling heeft een komponent gebaseerd op de kwantitatieve (n.l. de structurele) opbouw van het plantenbestand en één gebaseerd op de kwalitatieve (soortelijke) samenstelling hiervan. Met het kwantitatieve waarderingsgetal wordt het water als biologisch systeem (de biologische rijkdom) beoordeeld, het kwalitatieve getal geeft een indikatie voor de waterkwaliteit in engere zin. Voor een volledige beoordeling moet men zich beperken tot waarnemingen in de periode half april tot half oktober.

4.2. BESTAANDE METHODES

Betrekkelijk weinig is getracht uit het makrofytenbestand de waterkwaliteit te beoordelen. Wel zijn er publikaties, waarin soorten of vegetaties gekorreleerd worden met

milieuvariabelen, meestal chemische. De opgegeven waarden van deze oecologische amplitudes zijn dikwijls sterk lokaal gebonden. Zowel de mogelijkheid van interactie (onderlinge beïnvloeding wat de uitwerking betreft) van factoren als die van intraspecifieke heterogeniteit (al of niet morfologisch te onderscheiden rassen) verminderen de overdraagbaarheid naar andere gebieden. Voor Zuid-Jutland geeft OLSEN (1950) de ranges voor een serie water- en moerasplanten in de door hem onderscheiden watertypen (zoet: acidotroof, eutroof; brak: oligo-, meso- en polyhalien). Zijn opgaven zijn in het hier gebrachte systeem verwerkt. Hetzelfde geldt -voor zover niet evident afwijkend van de bevindingen hier te lande- voor de beschikbare overige literatuurgegevens.

4.3. KWANTITATIEF WAARDERINGSGETAL

De argumentatie voor een uitwerking van dit getal is ontleend aan DE LANGE & VAN ZON (1973). Ter vaststelling ervan worden 3 vegetatielagen onderscheiden:

- a) Een laag van emergente planten, te weten in het water staande gewassen, waarvan de vegetatieve spruit en de bloeiwijzen boven het wateroppervlak uitsteken (helofyten: b.v. riet, egelskop) of planten, die in hun geheel drijven, maar waarvan de vegetatieve spruit grotendeels boven het water uitsteekt (zoals krabbescheer en waterscheerling).
- b) Een laag van drijvende planten, waarvan de vegetatieve spruit (grotendeels) op het wateroppervlak drijft (b.v. waterlelie, eendekroos).

c) Een laag van planten, waarvan de vegetatieve delen submers zijn (b.v. vederkruid, hoornblad, puntkroos). Van ieder dezer lagen wordt het bedekkingspercentage t.o.v. het totale proefvlak geschat. Onder proefvlak wordt hier verstaan: een, wat het makrofytenbestand betreft, representatief deel van het water. Hierbij neme men in aanmerking, dat watervegetaties vaak gekenmerkt zijn door een zgn. grofkorrelig patroon, d.w.z. de delen van het patroon zijn vaak grote plekken,

gedomineerd door één of enkele soorten, grenzend aan andere dergelijke plekken. Of deze patroonelementen als één homogene vegetatie worden beschouwd, hangt af van de aard van het patroon, n.l. of men met een zonering dan wel met een mozaïek patroon te maken heeft. In het eerste geval treedt een wijziging van de patroonelementen op in één richting, zonder dat herhaling van voorafgaande elementen voorkomt. Men moet dan rekening houden met een milieugradiënt en het is zaak het plantenbestand op te vatten als bestaande uit verschillende vegetaties, voor elk waarvan een apart representatief deel als proefvlak wordt gekozen. Een dergelijke milieugradiënt manifesteert zich b.v. in de concentrische oeverzonering van plassen en bij lange sloten, waarvan de waterchemie over grote afstand langzaam verandert. Een mozaïek patroon, daarentegen, wordt gekenmerkt door herhaling van de elementen ervan. Een dergelijk patroon wordt in het algemeen niet veroorzaakt door differentiatie in het milieu, maar door zaken als primariteit (het eerst aanwezig zijn) en konkurrentie. Dergelijke plantenbestanden worden als één vegetatie beschouwd en vereisen slechts de keuze van één -zowel wat floristische samenstelling als wat patroon betreft- representatief deel, als proefvlak.

N.B.

- a) Deze bedekkingspercentages betreffen uitsluitend hogere planten, mossen, varens en kranswieren. Daarnaast wordt ook de totaalbedekking der draadwieren ("flap") geschat, onafhankelijk van de laag waarin zij voorkomen.
- b) Een soort kan behoren tot méér dan één laag, b.v. gele plomp, met zowel drijvende als submerse bladen. In dat geval wordt hij betrokken in het bedekkingspercentage van elk der beide lagen; voor het soortenaantal wordt hij echter slechts éénmaal geteld, evenals voor het kwalitatief waarderingsgetal.
- c) Het totaal der bedekkingspercentages kan groter zijn dan 100, door de overlapping der verschillende lagen. Het geschatte bedekkingspercentage per laag wordt gewaardeerd volgens onderstaande tabel.

Waarderingscijfers voor het bedekkingspercentage per laag
(structuurcijfers)

trajekt van bedekkings- percentage	emergente laag	drijfhoogte	submerse laag
76 - 100	1	1	2
51 - 75 [±]	2	3	4
26 - 50 [±]	3	5	6
5 - 25	4	6	5
1 - 4	5	5	4
<1	3	3	3
afwezig	1	1	1

± Bij gebruik van een decimale schattingsschaal

(vgl. LONDO, 1975) zijn deze trajekten resp. op 56-75
en 26-55% vast te stellen.

Deze waarderingscijfers zijn gekozen vanuit de overwegingen, dat een evenwichtig opgebouwde structuur van het plantenbestand als optimaal geldt vanuit diverse aspecten van waterbeoordeling. Dominantie van één laag -zelfs als deze het gevolg is van een door natuurlijke oorzaken extreem zijnd milieu- wordt als ongunstig ervaren. Zo wordt een geringe hoeveelheid emergenten als optimaal beschouwd voor vastlegging oevers, levensmilieu voor amfibisch levende organismen, paaiplaats, gunstige beïnvloeding waterchemie e.d. (VAN ZON & ZONDERWIJK, 1973). Te veel van deze levensvorm wordt als ongunstig beschouwd in verband met lichtinterceptie en ruimtegebrek voor andere levensvormen. Voor de andere waarderingscijfers gelden dergelijke overwegingen. Bij volledig ontbreken van makrofyten en/of draadalgen wordt het systeem niet toegepast.

Per vegetatieopname worden de waarderingscijfers van de drie lagen opgeteld, waardoor het structuurgetal van de vegetatie wordt verkregen. Het mogelijke trajekt van dit getal loopt van 3 tot 17.

Bij het aldus verkregen structuurgetal wordt vervolgens per vegetatiebestand het diversiteitsgetal opgeteld, waarin het soortenaantal tot uitdrukking komt, en wel volgens onderstaande sleutel:

<u>aantal soorten</u>	<u>diversiteitsgetal</u>
<4	1
4 of 5	2
6 of 7	3
8 of 9	4
10 of 11	5
12 t/m 15	6
16 t/m 20	7
>20	8

Hiervoor worden alleen de hogere planten, de mossen, de varens en de kranswieren geteld.

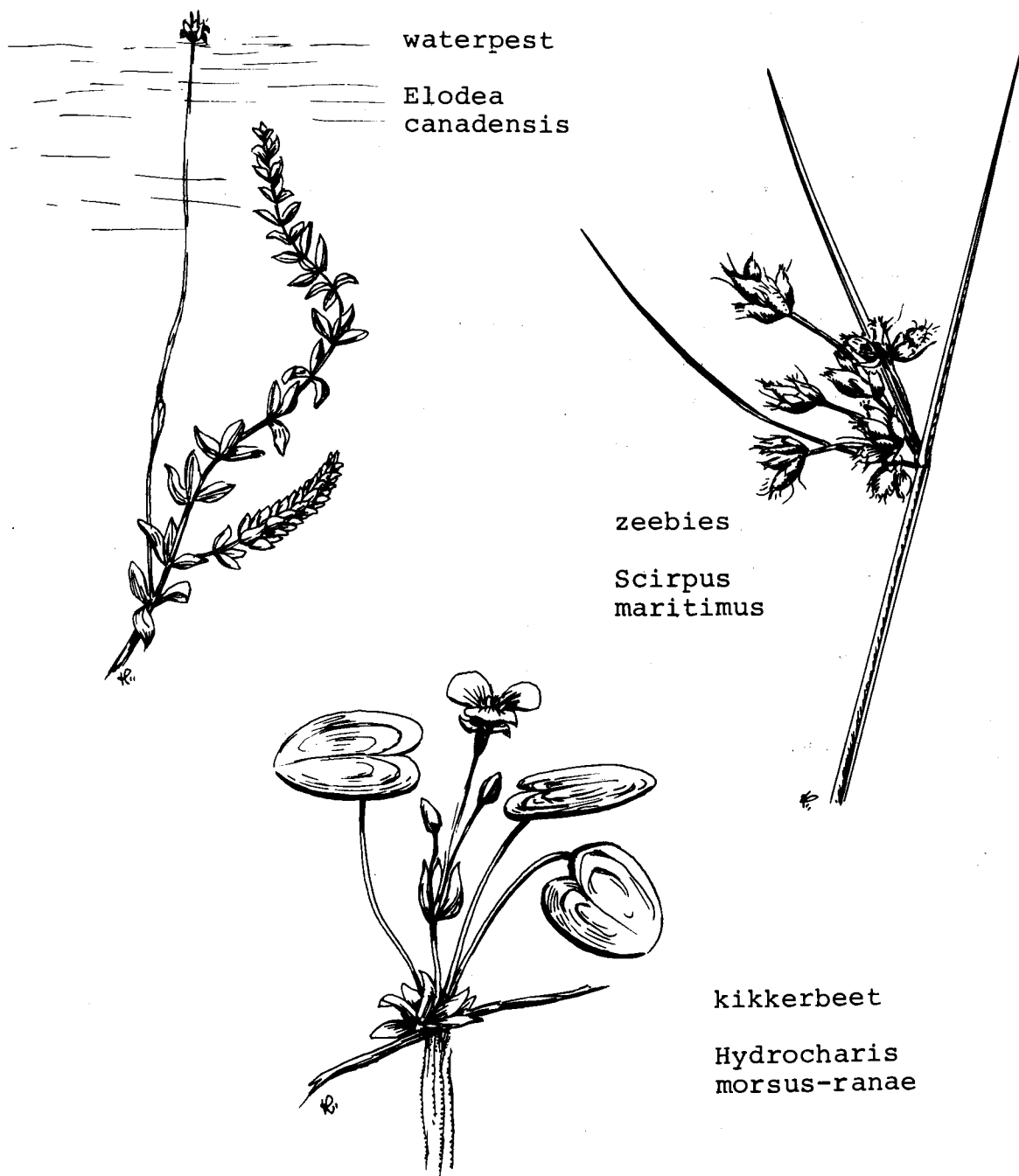
Ten aanzien van het diversiteitsgetal geldt de overweging dat een gering aantal soorten wijst op een extreem milieu, bijvoorbeeld als gevolg van vervuiling, hypertrofie, hoge saliniteit, gifstoffen enz., terwijl een betrekkelijk groot aantal soorten indicatief is voor een "fijnkorrelig" patroon (VAN LEEUWEN, 1966), een gekompliceerd netwerk van relaties tussen de soorten, een hogere graad van stabiliteit ten aanzien van storingen en een hoge biologische en veelal ook gebruikskwaliteit van het water.

Tenslotte wordt bij de som van structuurgetal en diversiteitsgetal nog opgeteld een waarderingscijfer, dat berust op de totale bedekking door draadalgen (flap), ongeacht de laag waarin zij voorkomen, volgens onderstaande tabel:

<u>trajekt van bedekkingspercentage</u>	<u>waarderingsetal voor de draadalgen</u>
76 - 100	- 4
51 - 75	- 3
26 - 50	- 2
5 - 25	- 1
< 5	0

De draadalgen worden in de beschouwing betrokken, omdat een afwezigheid of gering voorkomen hiervan in het algemeen op een laag, een grotere hoeveelheid meestal op een hoger trofieniveau duidt. Bovendien veroorzaakt een overmatige draadalgenontwikkeling een onstabiele O_2 -voorziening en is ook overigens ongunstig in verband met vissen, slootreiniging en waterafvoer.

Door deze sommatie van structuur-, diversiteits- en draadalgengetal wordt het kwantitatief waarderingsgetal van het vegetatiebestand in kwestie verkregen, waarvan het traject loopt van 0 tot 25. Voor vergelijkend onderzoek is het gewenst het verkregen getal door 2,5 te delen en af te ronden op gehele cijfers, zodat het traject dan van 0 tot 10 loopt.



struktuurgetal				diversiteitsgetal		waarderingsetal voor draadalgen	
bedekkingspercentage	laag			soorten-aantal		bedekkingspercentage	
	emers	drijvend	submers				
76 - 100	1	1	2	< 4	1	76 - 100	- 4
51 - 75	2	3	4	4 - 5	2	51 - 75	- 3
26 - 50	3	5	6	6 - 7	3	26 - 50	- 2
5 - 25	4	6	5	8 - 9	4	5 - 25	- 1
1 - 4	5	5	4	10 - 11	5	< 5	0
< 1	3	3	3	11 - 15	6		
abs.	1	1	1	16 - 20	7		
				> 20	8		

$$\begin{array}{c}
 \downarrow \quad \downarrow \quad \downarrow \\
 \cdot \quad + \quad \cdot \quad + \quad \cdot \\
 \underbrace{\hspace{1.5cm}} \\
 (\quad \cdot \quad + \quad \cdot \quad + \quad \cdot) : 2,5 =
 \end{array}$$

Overzicht voor het vaststellen van het kwantitatief waarderingsetal

4.4. KWALITATIEF WAARDERINGSGETAL

Dit getal verenigt in zich het indikatiegetal voor de kwaliteit van het water, waarin de soort normaliter voorkomt (A) en de uniciteit (zeldzaamheidswaarde) (B). Hierbij worden uitsluitend de hogere planten, de mossen, de water-varens en de kranswieren beschouwd. En alleen plantexemplaren, die in het water wortelen, zweven of drijven.

De reden, om de uniciteit in deze beschouwing over waterkwaliteit te betrekken, is, dat een zeldzame plant op een zeldzaam milieutype wijst, het begrip "zeldzaam" hier opgevat als "oecologisch" zeldzaam, vgl. BARKMAN (1968). Het verdwijnen van zo'n soort, ten gevolge van verandering in die bijzondere milieu-eigenschappen, wijst op een achteruitgang van het milieu, biologisch gezien, ook al zou in de gebruikelijke opvatting van waterkwaliteit geen wijziging zijn op te merken. En als een, overigens als minder gunstig opgevat, milieu een zeldzame soort blijkt te herbergen, dient de biologische waardering ervoor hoger te zijn, doordat blijkaar tevens zeldzame, vaak onbekende factoren het optreden van die soort mogelijk maken.

In par. 2 is reeds opgemerkt, dat deze kwalitatieve waardering sterk lokaal gebonden is. Voor de geografische komponent van het begrip zeldzaamheid is dit evident. Maar ook voor de oecologische komponent daarvan: de mate van vóórkomen van geschikt biotoop voor een bepaalde soort kan in verschillende geografische gebieden sterk verschillen. De hier gegeven kwalitatieve waarderingsgetallen zijn dan ook alleen voor Nederland en, mogelijk, direkt aangrenzende gebieden bruikbaar.

4.4.1. Het indikatiegetal voor vervuilingsgraad en voedselrijkdom (A)

De gebruikelijke gradaties van deze begrippen worden voor het doel van deze beschouwing gekombineerd op de volgende wijze:

		<u>indikatiegetal</u>
oligosaproob	en/of oligotroof	5
β -mesosaproob	" oligotroof tot mesotroof	4
β - α mesosaproob	" mesotroof tot eutroof	3
α -mesosaproob	" eutroof	2
polysaproob	" hypertroof	1

Deze getallen komen in grote lijnen overeen met de getallen voor N-indikatie vlg. ELLENBERG (1974) (zie Tabel 1 onder E en F).

4.4.2. De uniciteit (B)

Onderscheiden worden de volgende gradaties met hun waarderingsgetal:

behoud uiterst gewenst (zeer zeldzaam)	5
behoud zeer gewenst, (betrekkelijk) zeldzaam of snel afnemend	3
behoud gewenst, betrekkelijk algemeen of afnemend	2
indifferent: algemeen, zich goed handhavend of zich uitbreidend ondanks anthropogene invloeden	1
woekerend ten koste van andere soorten door anthropogene invloeden	0

Deze uniciteitwaarden komen in het algemeen overeen met die, welke gegeven worden door VAN DER MAAREL (1971) (zie Tabel 1 onder M en N). Afwijkingen kunnen echter vóórkomen, doordat: a) in de door ons gegeven kode tevens het dynamisch aspect is verwerkt, dus gekonstateerde achteruitgang of vooruitgang van een soort (waarbij o.a. gebruik is gemaakt van de beide door van der Maarel gegeven getallen -resp. voor 1900 en 1970);

- b) hier uitsluitend open water beschouwd wordt, zodat soorten, die ook veel in moerassituaties voorkomen bij ons "zeldzamer" zullen uitkomen, terwijl anderzijds exclusieve watersoorten bij Van der Maarel "zeldzamer" zullen uitkomen, doordat daar het getal betrokken wordt op alle uurhokken, dus ook op die, waarin geen water voorkomt;
- c) door ons in enkele gevallen foute determinaties worden vermoed, zoals bijvoorbeeld bij *Potamogeton trichoides* en beide soorten *Elodea*.

Per soort wordt het kwalitatief waarderingsgetal bepaald door optelling van A en B. Het mogelijke traject voor dit getal loopt van 1 tot 10. Per proefvlak worden de getallen der soorten opgeteld en de som door het soortenaantal gedeeld (afroonden op 1 decimaal), teneinde zodoende het gemiddelde waarderingsgetal voor het gehele vegetatiebestand te verkrijgen. Dit middelen van de waarderingsgetallen is noodzakelijk, omdat anders iedere toename van het soortenaantal - ook met bijvoorbeeld eutrafente soorten- tot een verhoging van dat waarderingsgetal zou leiden. Als men deze soorten echter een negatief beoordelingsgetal zou toekomen, zou in eutrofe wateren -waar hun aanwezigheid wél als positief wordt ervaren- een verlaagde skore ontstaan.

De frekwentieverdeling van deze kwalitatieve waarderingsgetallen (van 1 tot 10) over de in Tabel 1 opgenomen 181 soorten is als volgt:

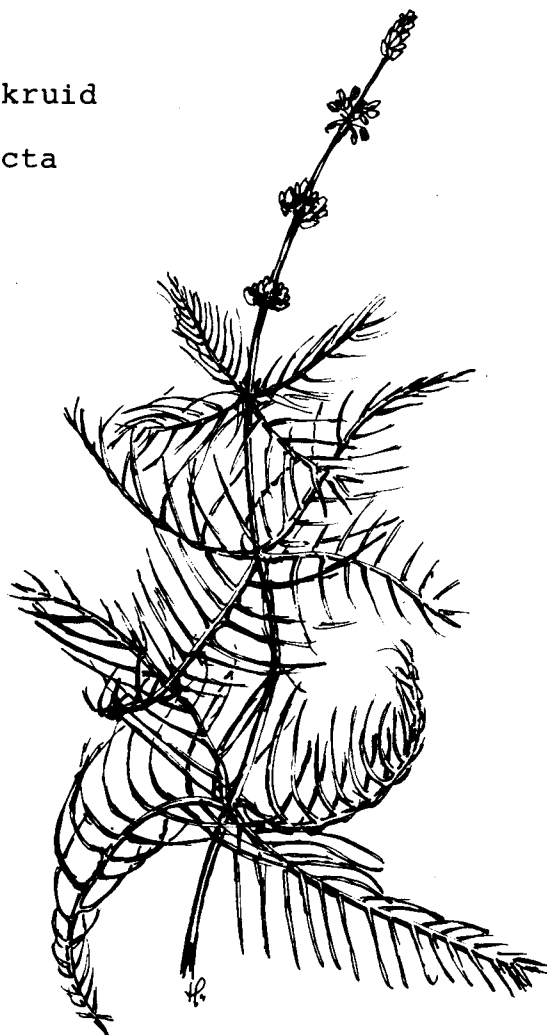
kwalitatief waarderingsgetal	aantal soorten	kwalitatief waarderingsgetal	aantal soorten
1	2	6	26
2	9	7	24
3	26	8	7
4	31	9	14
5	38	10	4

Tabel 1 geeft de waarden van A en B voor de in het algemeen aangetroffen soorten water- en moerasplanten, zo mogelijk met literatuurverwijzing. Waar deze ontbreekt is op eigen ervaring gebaseerd.



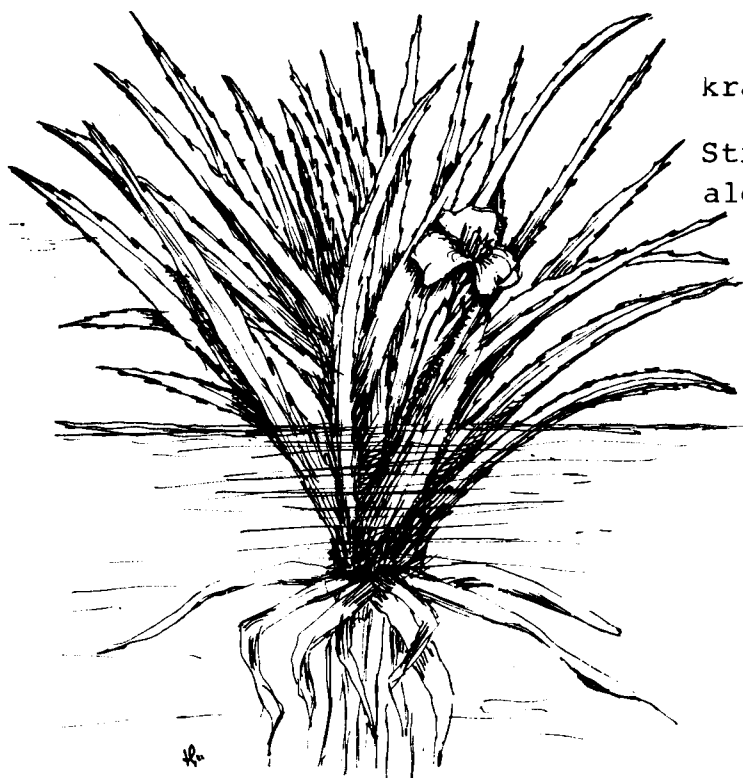
vergeten blaasjeskruid

Utricularia neglecta



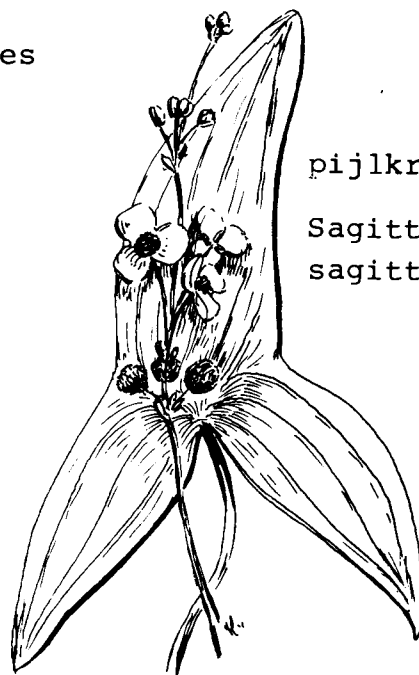
aarvederkruid

*Myriophyllum
spicatum*



krabbescheer

*Stratiotes
aloides*



pijlkruid

*Sagittaria
sagittifolia*

Legenda voor Tabel 1

o = oligotrafent	o.hal. = oligohalien	sp = spoor
m = mesotrafent	m.hal. = mesohalien	z = vrij zeldzaam
e = eutrotrafent	o.sapr. = oligosaproob	zz = zeldzaam
p = polytrafent	x = indifferent	zzz = zeer zeldzaam
	p.sapr. = polysaproob	

EGV = elektrisch geleidingsvermogen (in μS bij 25°C)

Cl^- , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- : in mg/l

A = indikatiegetal voor vervuilingsgraad en voedselrijkdom

B = waarderingsgetal voor uniciteit

A+B = waarderingsgetal per soort

E = indikatiegetal voor N-gehalte van het milieu
(vgl. ELLENBERG, 1974)

F = idem volgens de door ons gebruikte schaal,
als volgt overgebracht:

indikatiegetal voor N vlg. ELLENBERG en omschrijving		korresponderend indikatiegetal voor A
1	indikator voor N-armoede	5
2		4/5
3	preferent voor N-armoede	4
4		4
5	indikator voor matige N-rijkdom	3/4
6		3
7	preferent voor N-rijkdom	3
8	indikator voor N-rijkdom	2
9	indikator voor excessieve N-rijkdom en vervuiling	1

M = uniciteitsgetal volgens VAN DER MAAREL (1971)

N = idem, volgens de door ons gebruikte schaal,
als volgt overgebracht:

Uniciteitsschaal VAN DER MAAREL	korresponderend waarderingsgetal
1,2	5
3,4	3
5,6	2
7,8	1
9	0

De exponenten 1 t/m 15 bij de literatuurgegevens slaan op de
lijst van literatuurverwijzingen, achteraan het hoofdstuk.

Tabel 1 (legenda zie vorige pagina)

Naam	A	B	A+B	Literatuurgegevens voor A			Literatuurgegevens voor B		
					E	F		M	N
<i>Acorus calamus</i>	3	2	5	SO ₄ 4-317,6 ⁷ ; e-o, soms o.hal. ⁸ ; soms p.halofoob ⁹ ;	7	3	alg. ²	6	2
<i>Agrostis stolonifera</i>	2	0	2	NH ₄ 0,05-1,1 NO ₃ 20-28 PO ₄ 0,03-1,2 } 3; e ⁸	5	3/4	alg. ²	9	0
<i>Alisma gramineum</i>	3	3	6	e, soms o.hal. ⁹	-		alg.Veluwerandm. ⁹ , nu ± verdwenen	4	3
<i>A. lanceolatum</i>	3	2	5	m-e, soms o.hal. ⁹	-			5	2
<i>A. plantago-aquatica</i>	3	2	5	m ¹ ; SO ₄ 0,5-317,6 ⁷ ; 0-e ⁸ ; m-e, soms o.hal. ⁹	8	2	alg. ²	8	1
<i>Alopecurus geniculatus</i>	2	1	3	bij sterke oeverbemesting ² ; nitrofiel ¹⁵	7	3	alg. ²	8	1
<i>Apium inundatum</i>	4	3	7	op veen en zand ² ; EGV > 50 ¹⁰	2	4/5	vrij alg. ²	4	3
<i>A. nodiflorum</i>	3	3	6		6	3	pl.alg. ²	4	3
<i>Azolla caroliniana</i>	3	3	6	EGV 276-1080, NO ₃ 0-sp, Cl 34-70, PO ₄ 0,2-5,4, NH ₄ 0,5-13,0	-		sterk afgenomen ^{2,14}	4	3
<i>A. filiculoides</i>	2	1	3	e, o.hal.; EGV 414-1580 EGV 414-8000 NO ₃ 0-sp NH ₄ 0,4-6,0 5; PO ₄ 0,5-1,4 11 PO ₄ 0,06-1,4 NH ₄ 0,4-6,0 Cl 63-243	8	2	vrij alg. ^{2,14}	5	2
<i>Bidens cernuus</i>	1	1	2	nitrofiel ²	9	1	vrij alg. ²	7	1
<i>B. tripartitus</i>	1	1	2	nitrofiel ²	8	2	alg. ²	8	1
<i>Butomus umbellatus</i>	3	2	5	e-o, soms o.hal. ^{8,9} ; soms o.hal. ⁹	8	2	alg. ^{2,9}	7	1
<i>Calla palustris</i>	3	3	6	e-m ⁹	4	4	zz ² ; z ⁹	4	3
<i>Calliergonella cuspidata</i>	4	1	5	0-m ⁸	-				
<i>Callitriche hamulata</i>	4	2	6	op zand	-		vrij alg. ²	5	2
<i>C. hermaphroditica</i>	2	5	7		-		zz ²	2	5
<i>C. obtusangula</i>	2	2	4	e-o ^{2,5} NH ₄ 0,1-1,1 } EGV 190-1000 NO ₃ 21-28 } 3; PO ₄ 0,03-1,09 } 5 PO ₄ 0,1-1,15 } Ca 3-115	-		alg. ²	4	3
<i>C. palustris</i>	4	5	9	m ¹	7	3	zz ²	2	5
<i>C. platycarpa</i>	2	1	3		-		alg. ²	5	2
<i>C. stagnalis</i>	4	3	7	o-e ⁸ ; e-m ¹⁰	-		z ²	3	3
<i>Carex acuta</i>	2	2	4	e, soms o.hal. ¹²	-		alg. ^{2,12}	6	2
<i>C. acutiformis</i>	2	1	3	e, soms o.hal. ¹²	5	3/4	alg. ^{2,12}	6	2
<i>C. aquatilis</i>	4	5	9	m ¹²	-		zz ¹²	2	5
<i>C. lasiocarpa</i>	4	3	7	o ⁸ ; m-o, o.sapr., halofoob ¹²	3	4	z ^{2,12}	4	3
<i>C. nigra</i>	4	2	6	m-o ¹²	2	4/5	vrij alg. ¹²	6	2
<i>C. paniculata</i>	3	2	5	e, soms o.hal. ¹²	4	4	alg. ^{2,12}	6	2
<i>C. pseudocyperus</i>	3	2	5	e, soms o.hal. ¹²	5	3/4	alg. ^{2,12}	6	2

Naam	A	B	A+B	Literatuurgegevens voor A		Literatuurgegevens voor B		M	N
				E	F				
<i>Carex riparia</i>	2	2	4	e-m ¹²	4	4	alg. ^{2,12}	6	2
<i>C. rostrata</i>	3	2	5	o-e ^{8,12} ; soms zwak o.hal. ¹²	3	4	alg. ^{2,12}	5	2
<i>C. trinervis</i>	4	2	6	m-o ¹²	-		vrij alg. ¹²	4	3
<i>Catabrosa aquatica</i>	2	2	4	nitrofiel ^{2,12} ; halofoob, vaak vervuild ¹⁵	8	2	vrij alg. ^{2,15}	4	3
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	1	3	EGV 100-6200 } NH ₄ 0,1-7,1 } 5; PO ₄ 0,06-2,5 } SO ₄ 0-332 ⁷ ; o-e ⁸ ;	8	2	alg. ²	5	2
<i>C. submersum</i>	2	5	7	zoet tot brak ²	7	3	zz ²	2	5
<i>Chara aculeolata</i>	4	5	9	veengaten ⁶	-		zzz ⁶		
<i>Ch. aspera</i>	4	3	7	zoet op zand ⁶	-		zz ⁶		
<i>Ch. baltica</i>	2	5	7	brak ⁶	-		zzz ⁶		
<i>Ch. canescens</i>	2	3	5	brak op zand ⁶	-		zz ⁶		
<i>Ch. globularia</i>	2	3	5	e-m ⁶	-		alg. ⁶		
<i>Ch. hispida</i>	4	3	7	NH ₄ < 0,05 } NO ₃ > 55 } 3; zoet op zand ⁶ PO ₄ < 0,05 }	-		zz ⁶		
<i>Ch. vulgaris</i>	2	2	4	EGV 318-2030 / PO ₄ 0,06-0,34 } NH ₄ 0,2-4,0 / Ca 14-76 } 5; e-m ⁶	-		alg. ⁶		
<i>Cicuta virosa</i>	3	2	5		5	3/4	vrij alg. ²	5	2
<i>Cladium mariscus</i>	3	3	6	e-m, tot m.hal. ¹²	3	4	zz ² , z ¹²	4	3
<i>Drepanocladus fluitans</i>	4	1	5	o-m ^{4,9}	-				
<i>Echinodorus ranunculoides</i>	3	3	6	m ⁹	?		vrij alg. ^{2,9}	4	3
<i>E. repens</i>	4	5	9	m ⁹	-		zzz ^{2,9}	2	5
<i>Elatine spec.</i>	4	5	9	e-m ¹	2/3	4	zzz ²	1-2	5
<i>Eleocharis acicularis</i>	3	3	6	m-o ¹ ; SO ₄ 0-317,6 ⁷ ; o-e, soms o.hal. ⁸ ;	2	4/5	z ^{2,13} , afnemend ¹³	3	3
<i>E. multicaulis</i>	4	3	7	o ¹³	-			4	3
<i>E. palustris</i>	2	1	3	m-o ¹ ; SO ₄ 0-395,5 ⁷ ; e-o, vaak eusapr. ¹³	?		alg. ^{2,13} , toenemend ¹³	6	2
<i>Elodea canadensis</i>	3	2	5	e-m ^{1,9} ; o-e ⁸ ; EGV > 50 ¹⁰ ; NH ₄ 0,05-0,4 } EGV 129-1074 } NO ₃ 20-28 } 3; NH ₄ 0,1-1,1 } 5 PO ₄ 0,03-1,2 } PO ₄ 0,03-1,3 }	7	3	vrij alg. ² , afnemend ¹³	8	1
<i>E. nuttallii</i>	2	0	2	EGV 379-2960 } NH ₄ 0,1-7,1 } 5; e, soms o.hal., PO ₄ 0,05-1,5 } verdraagt vervuiling ⁹	-		alg. ² , toenemend ¹³	4	3
<i>Epilobium hirsutum</i>	2	1	3		9	1	alg. ²	8	1
<i>Equisetum fluviatile</i>	3	1	4	verdraagt vervuiling ¹ ; SO ₄ 0,16 ⁷ ; o-e ⁸ ; o-m ¹	6	3	alg. ^{2,14}	7	1
<i>E. palustre</i>	3	1	4		3	4	alg. ² ; z.alg. ¹⁴	8	1

Naam	A	B	A+B	Literatuurgegevens voor A	E	F	Literatuurgegevens voor B	M	N
Eriophorum angustifolium	4	2	6	m-o ¹³	3	4	vrij alg. ¹³	5	2
Fontinalis antipyretica	4	2	6	NH ₄ 0,03-0,23 NO ₃ 25-55 PO ₄ 0,05-0,25 } 3; e-m ⁴ ; o-e ⁸	2	4/5		-	
Galium palustre	3	1	4		4	4	alg. ²	8	1
Glyceria fluitans	1	0	1	m-o ¹ ; e ² ; e-o ⁸ ; nitrofiel, soms o.hal. ¹⁵	5	3/4	alg. ²	8	1
G. maxima	1	0	1	PO ₄ gem. 0,78 EGV gem. 488 } 5; e ⁸	7	3	alg. ²	8	1
G. plicata	2	2	4	nitrofiel ¹⁵	8	2		5	2
Hippuris vulgaris	3	2	5	m ¹ ; NH ₄ 0,08-0,1 NO ₃ 28 PO ₄ 0,1 } SO ₄ 0,5-199 ⁷ ; 3; 0-e, zoet- m.hal. ⁸	5	3/4	vrij alg. ²	5	2
Hottonia palustris	3	2	5	zoutmijdend ² ; EGV 118-649 NH ₄ 0,1-2,5 PO ₄ 0,05-1,4 } 5	7	3	alg. ²	6	2
Hydrocharis morsus-ranae	3	2	5	EGV 118-2960 NH ₄ 0,1-5,0 PO ₄ 0,05-1,3 } e-o,zoet-m.hal. ⁸ ; 5; e-m, tot m.hal. ⁹	7	3	alg. ^{2,9}	7	1
Hydrocotyle vulgaris	3	1	4	o-e ⁸ ;	2	4/5	alg. ²	8	1
Hypericum elodes	4	3	7		?		z ²	3	3
Iris pseudacorus	2	2	4	e-m ¹ ; e ⁹	7	3	alg. ^{2,9}	7	1
Isoëtes echinospora	5	5	10	o-m ¹ ; EGV < 100 ¹⁰	1	5	zzz ^{2,14}		
I. lacustris	4	5	9	o-m ¹ ; o-e; EGV < 220 ¹⁰	1	5	zz ¹⁴	1	5
Juncus articulatus	2	2	4	e-m ⁹	2	4/5	alg. ^{2,9}	7	1
J. bulbosus	4	3	7	o ^{1,8} ; o-m ⁹	-		alg. ² ; alg.-vr.alg. ⁹	4	3
J. effusus	2	0	2	storingsind. ⁹	3	4	alg. ^{2,9}	9	0
J. subnodulosus	4	1	5	m ⁹ ; EGV 86-330 PO ₄ < 0,001-0,91 NH ₄ < 0,01-5,1 } NO ₃ < 0,05-3,1 SO ₄ 0-68 Ca 6-64 } x	x		vrij alg.-z ^{2,9}	5	2
J. subuliflorus	2	1	3	storingsind. ⁹	x		alg. ² ; vrij alg. ⁹	8	1
Lemna gibba (bolle v.)	1	1	2	EGV 100-8950 NH ₄ 0,2-13 PO ₄ 0,06-5,4 } 5; e ^{8,9} , p.sapr. ⁹	8	2	vrij alg. ^{2,9}	6	2
L. gibba (vlak), L.minor	2	0	2	EGV 108-6600 / NH ₄ 0,4-13 NO ₃ 0-15,2 / PO ₄ 0,1-5,4 } 11 e-m ^{1,8} ; e-m, storings- en vervuilingsind. ⁹ ; EGV 100 ¹⁰ ; EGV 103-1770 / NH ₄ 0,2-13 PO ₄ 0,1-5,4 / NO ₃ 0-20 } 11	x		z.alg. ² ; alg. ⁹	9	0

* A.M.M. van Breemen (in prep.) *Juncus subnodulosus* in NW-Overijssel

Naam	A	B	A+B	Literatuurgegevens voor A	E	F	Literatuurgegevens voor B	M	N
<i>Lemna trisulca</i>	2	1	3	e-m ^{2,8,9} ; tot m.hal. ⁹ ; SO ₄ 0-332 ⁷ ; EGV > 170 ¹⁰ ; EGV 100-6200 } EGV 190-2680 NH ₄ 0,1-13 } 5; NO ₃ 0-sp PO ₄ 0,03-5,4 } PO ₄ 0,2-5,4 } ¹¹ NH ₄ 0,4-13 }	6	3	alg. ^{2,9}	8	1
<i>Leptodictyum riparium</i>	4	1	5	e ⁴	-				
<i>Limosella aquatica</i>	4	5	9		?	zzz ²		2	5
<i>Littorella uniflora</i>	5	3	8	o-m ^{1,8} , ook in brak ⁸	2	4/5	zz ²	3	3
<i>Lobelia dortmanna</i>	5	5	10	o-m ^{1,8} ; zeer gevoelig voor vervuiling ¹ ; SO ₄ 0-10,2 ⁷ ; EGV < 100 ¹⁰	1	5	zz ²	2	5
<i>Lycopus europaeus</i>	2	1	3		7	3	alg. ²	7	1
<i>Lysimachia nummularia</i>	3	1	4		x		alg. ²	7	1
<i>L. thyrsiflora</i>	3	2	5	o ¹	3	4	vrij alg. ²	5	2
<i>L. vulgaris</i>	3	1	4		x		alg. ²	7	1
<i>Lythrum salicaria</i>	3	1	4		x		z.alg. ²	7	1
<i>Ludwigia palustris</i>	5	5	10		-		zzz ²	2	5
<i>Luronium natans</i>	5	3	8		3	4	z ² , sterk afnemend ⁹	5	2
<i>Mentha aquatica</i>	4	1	5	e-o ⁸ ; NH ₄ < 0,08 / NO ₃ 20-55 / PO ₄ < 0,1 ³ ;	4	4	alg. ²	8	1
<i>Menyanthes trifoliata</i>	4	2	6	e-o, zoutmijdend ⁸	2	4/5	vrij alg. ²	5	2
<i>Myosotis scorpioides</i>	2	1	3	NH ₄ 0,05-0,12 } NO ₃ 20-28 } 3 PO ₄ 0,03-0,3 }	5	3/4	alg.	7	1
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	4	3	7	o ¹ ; o-e ^{8,10}	?		z ²	3	3
<i>M. spicatum</i>	2	2	4	e-o, ook o.hal. ⁸ ; EGV > 200 ¹⁰	5	3/4	vrij alg. ²	5	2
<i>M. verticillatum</i>	4	3	7	e-p ¹ ; NH ₄ 0,05-0,4 } o-e, ook o.hal. ⁸ ; NO ₃ 20-28 } 3; PO ₄ 0,03-0,45 }	7	3	z ²	4	3
<i>Najas marina</i>	3	5	8	SO ₄ 50-1296,6 ⁷ ; e,o.hal.-m.hal. ⁹	6	3	zz ^{2,9}	2	5
<i>Nasturtium microphyllum</i>	4	1	5	} NH ₄ 0,05-1,1 } NO ₃ 20-28 } 3; PO ₄ 0,03-1,2 }	-		alg. ²	5	2
<i>N. officinale</i>	4	2	6		7	3	z ²	7	1
<i>Nitella flexilis</i>	4	2	6	m ⁶	-		alg. ⁶		
<i>N. translucens</i>	5	3	8	acidofiel ⁶	-		zz ⁶		
<i>N. mucronata</i>	2	2	4	e-m ⁶ , ook in p.sapr. ⁶	-		alg. ⁶		
<i>N. hyalina</i>	4	5	9	m ⁶	-		zzz ⁶		
<i>Nitellopsis obtusa</i>	4	3	7	m, o.sapr. ⁶	-		zz ⁶		
<i>Nuphar lutea</i>	2	1	3	verdraagt vervuiling ¹ , m-e ¹ ; ook o.hal., e-o ⁸	x		alg. ²	7	1

Naam	A	B	A+B	Literatuurgegevens voor A			Literatuurgegevens voor B		
					E	F		M	N
<i>Nymphoides peltata</i>	2	2	4	zoutmijdend ²	7	3	vrij alg. ²	5	2
<i>Oenanthe aquatica</i>	3	1	4	zoutmijdend ^{2,8} ; e-m ⁸	5	3/4	alg. ²	8	1
<i>Oe. fistulosa</i>	2	1	3		5	3/4	alg. ²	7	1
<i>Peplis portula</i>	4	3	7	op zand ²	7		vrij alg. ²	4	3
<i>Peucedanum palustre</i>	3	1	4		4	4	alg. ²	7	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	2	1	3	NH ₄ 0,03-1,1 } SO ₄ 6,1-61,8 ⁷ ; NO ₃ 20-55 } 3; PO ₄ 0,03-0,45 } e, nitrofiel ¹⁵ ;					
<i>Phragmites australis</i>	2	0	2	m ¹ ; SO ₄ 0,5-395,5 ⁷ ; e-o ⁸	5	3/4	z.alg. ²	9	0
<i>Pilularia globulifera</i>	4	5	9	op zand ²	2	4/5	zz ²	2	5
<i>Polygonum amphibium</i>	3	1	4	m ¹ ; o-e, ook o.hal. ⁸ ; EGV > 100 ¹⁰	7	3	alg. ²	8	1
<i>P. hydropiper</i>	1	1	2	nitrofiel ²	5	3/4	alg. ²	8	1
<i>Potamogeton acutifolius</i>	3	3	6	e, o.sapr., zoet ⁹	-		zz ² ; pl.alg. ⁹	3	3
<i>P. alpinus</i>	4	3	7	o-m ¹ ; SO ₄ 0,5-4,1 ⁷ ; o-e ⁸ ; O ₂ -rijk, o.sapr. ⁹	-		zzz ² ; zz ⁹	5	2
<i>P. berchtoldii</i>	3	2	5	e-m ⁹	-		z ^{2,9}	3	3
<i>P. coloratus</i>	4	5	9	NH ₄ < 0,05 } NO ₃ > 55 } 3; o.sapr. ⁹ PO ₄ < 0,05 }	1	5	zzz ²		
<i>P. compressus</i>	3	2	5	e-m, ook o.hal. ⁹	-		vrij alg. ^{2,9}	5	2
<i>P. crispus</i>	2	1	3	NH ₄ 0,09-0,21 } SO ₄ 21,5-41 ⁷ ; NO ₃ 21-28 } 3; PO ₄ 0,1-0,3 } EGV > 150 ¹⁰ ; e, ook m.hal. ^{8,9} ; verdraagt vervuiling ⁹ ;	6	3	alg. ² ; alg.-vr.alg., toenemend ⁹ ;	7	1
<i>P. densus</i>	3	2	5	NH ₄ 0,08-0,1 } NO ₃ ~ 28 } 3; e, o.sapr., PO ₄ ~ 0,1 } halofoob ⁹	-		zz ² , pl.vr.alg. ⁹	5	2
<i>P. friesii</i>	3	2	5	SO ₄ 1,0-61,8 ⁷ ; e-m, ook o.hal. ⁹	-		vrij alg. ^{2,9}	5	2
<i>P. gramineus</i>	4	3	7	m ^{1,9} ; op zand ² ; SO ₄ 0,0-17,0 ⁷ ; o-e, ook o.hal. ⁸ ; e-m ¹⁰ ;	3	4	zz ^{2,9}	3	3
<i>P. lucens</i>	3	2	5	e-o, ook o.hal. ⁸ ; EGV 100 - > 400 ¹⁰ ; e, soms o.hal. ⁹ ;	8	2	alg. ^{2,9}	6	2
<i>P. natans</i>	2	1	3	m ¹ ; NH ₄ 0,08-0,1 } e-o ^{8,9} ; NO ₃ ~ 28 } 3 SO ₄ 0-50 ⁷ ; PO ₄ ~ 0,1 }	4	4	alg. ^{2,9}	8	1
<i>P. nodosus</i>	3	5	8	SO ₄ 5,0-199,2 ⁷ ; e ⁹	6	3	zzz ² ; zz ⁹	1	5
<i>P. obtusifolius</i>	2	2	4	e-o ⁸ ; halofoob ⁹ ; SO ₄ 0,5-2,0 ⁷ ; EGV 100-220 ¹⁰ ;	6	3	vrij alg. ^{2,9}	4	3

Naam	A	B	A+B	Literatuurgegevens voor A			Literatuurgegevens voor B		
					E	F		M	N
Potamogeton pectinatus	2	1	3	NH ₄ 0,05-0,12 } halofiel ² ; NO ₃ 20-28 } 3; EGV > 200 ¹⁰ ; PO ₄ 0,03-0,3 } SO ₄ 0,5-1296,6 ⁷ ; e-o, tot m.hal. ⁸ ; verdraagt vervuiling, e ⁹ ;	5	3/4	z.alg. ² ; alg. ⁹	7	1
P. perfoliatus	3	2	5	m, mijdt vervuiling ¹ ; NH ₄ ~ 0,1 } NO ₃ ~ 28 } 3; PO ₄ ~ 0,1 }	4	4	alg. ² ; alg.-vrij alg. ⁹ ;	6	2
P. polygonifolius	4	3	7	op zand ² ; o-m ⁹	-		zz, pl.alg. ^{2,9}	6	2
P. praelongus	2	5	7	SO ₄ 0-143,3 mg/l ⁷ ; e, o.sapr. ⁹	4	4	zzz ² ; zz ⁹	2	5
P. pusillus	2	2	4	e-m, nitrofiel, pH 6,2 ¹ ; SO ₄ 0-17 ⁷ ; e, ook brak ⁸ ; tot m.hal., verdraagt vervuiling ⁹	8	2	vrij alg. ^{2,9}	4	3
P. trichoides	3	3	6	m-e ⁹	-		zz ² ; z ⁹	2	5
P. zizii	3	5	8	m ⁹	-		zzz ^{2,9}	1	5
Potentilla palustris	2	2	4	o-e, halofoob ⁸	2	4/5	vrij alg. ²	7	1
Ranunculus aquatilis	2	2	4	EGV > 60 ¹⁰	6	3	vrij alg. ²	7	1
R. baudotii	2	3	5		-		vrij alg. ²	4	3
R. circinatus	2	1	3	NH ₄ 0,08-0,12 } e, soms m.hal. ⁸ ; NO ₃ 21-28 } 3; EGV > 100 ¹⁰ PO ₄ 0,1-0,3 }	-		alg. ²	6	2
R. flammula	3	1	4	o; o-e, halofoob ⁸	2	4/5	alg. ²	8	1
R. fluitans	3	5	8	NH ₄ 0,08-1,1 } NO ₃ 21-28 } 3 PO ₄ 0,1-1,15 }	8	2	zz ²	2	5
R. hederaceus	4	3	7	op zand ²	-		zz ²	4	3
R. lingua	4	2	6	op veen, zoutmijdend ²	7	3	vrij alg. ²	5	2
R. ololeucos	5	5	10	op zand ²	-		zz ²	2	5
R. sceleratus	2	1	3		9	1	z.alg. ²	8	1
Riccia fluitans	3	2	5	EGV 130-1045 } 5; EGV 190-552 ¹¹ ; PO ₄ 0,05-0,68 }	-				
Ricciocarpus natans	3	3	6	EGV 135-900 } EGV 155-410 } NH ₄ 0,1 } 5; NO ₃ 0 } PO ₄ 0,03-0,68 } PO ₄ sp } 11 NH ₄ 0,1 }	-				
Rorippa amphibia	2	1	3		8	2	alg. ²	8	1
Rumex hydrolapathum	2	1	3	e-o, soms o.hal. ⁸	7	3	alg. ²	8	1
Ruppia maritima } R. spiralis }	2	3	5	brak	?		z ² , vr.alg. ⁹ z ²	3 2	3 5
Sagittaria sagittifolia	3	2	5	e ^{1,2} ; e-o, soms o.hal. ⁸ ; e-m, tot zwak o.hal. ⁹	6	3	alg. ^{2,9}	7	1
Scirpus fluitans	4	3	7	op hoogveen; o-m ⁹	-		z ^{2,9}	3	3

Naam	A	B	A+B	Literatuurgegevens voor A	E	F	Literatuurgegevens voor B	M	N
<i>Scirpus lacustris</i>	3	2	5	m-o ¹ ; e ⁹ ; NH ₄ ~ 0,1 e-o, soms o.hal. ⁸ NO ₃ ~ 28 PO ₄ ~ 0,1 } 3	5	3/4	alg. ²	5	2
<i>S. maritimus</i>	2	2	4	e-o, soms m.hal. ⁸ ; m-o.hal. of e ⁹ ;	-		vrij alg. ^{2,9}	7	1
<i>Scorpidium scorpioides</i>	4	2	6	m, zoutmijdend ⁴	-				
<i>Sium erectum</i>	2	1	3	NH ₄ 0,03-0,4 NO ₃ 20-55 PO ₄ 0,03-1,2 } 3; e ⁸	7	3	alg. ²	8	1
<i>S. latifolium</i>	2	1	3	e, soms o.hal. ⁸	8	2	alg. ²	8	1
<i>Sparganium angustifolium</i>	4	5	9	o, halofoob ⁸ ; enigszins nitrofiel, m-o ⁹ ; EGV < 100 ¹⁰ ;	1	5	zz ^{2,9}	2	5
<i>S. emersum</i>	4	3	7	m ¹ ; o-e ⁸ ; e, zoet ⁹ ; NH ₄ < 0,1 NO ₃ 22-55 PO ₄ 0,05-0,1 } 3	5	3/4	vrij alg. ⁹	6	2
<i>S. erectum</i>	2	2	4	e-m ¹ ; e, zoet ⁹ ; NH ₄ < 0,1 e, soms o.hal. ⁸ ; NO ₃ 22-55 PO ₄ 0,05-0,1 } 3	5	3/4	vrij alg. ²	8	1
<i>S. minimum</i>	3	3	6	m ¹ ; m-e, soms o.hal., o.spar. ⁹ ; e ¹⁰ ;	3	4	z ²	4	3
<i>Sphagnum crassycladum</i>	4	2	6	o-m ⁴	-				
<i>S. cuspidatum</i>	5	2	7	o ⁴	-				
<i>Spirodela polyrhiza</i>	2	2	4	e ² ; EGV 129-1580 SO ₄ 1-619 ⁷ ; NO ₃ 0-20 e, tot m.hal. ⁹ ; PO ₄ 0,1-2,5 NH ₄ 0,4-7,1 } 11	7	3	alg. ^{2,9}	6	2
<i>Stachys palustris</i>	3	1	4		7	3	alg. ²	7	1
<i>Stellaria palustris</i>	4	2	6		2	4/5	alg. ²	5	2
<i>Stratiotes aloides</i>	3	2	5	e, O ₂ -arm ² ; e-o, soms o.hal. ⁸ ; e-m, soms o.hal. ⁹ ;	8	2	alg. ² ; vrij alg. ⁹	6	2
<i>Tolypella glomerata</i>	4	5	9	op zand, m-o ⁶ ;	-		zzz ⁶		
<i>T. prolifera</i>	3	3	6	op klei, m ⁶ ;	-		zz ⁶		
<i>Typha angustifolia</i>	2	1	3	e, tot m.hal. ⁹ ;	7	3	alg. ² ; vrij alg. ⁹	7	1
<i>T. latifolia</i>	2	1	3	e-m ^{1,9} ; SO ₄ 0-1296 ⁷ ; e-o, soms o.hal. ⁸ ; (tot) m.hal. ⁹ ;	8	2	alg. ² ; vrij alg. ⁹	7	1
<i>Utricularia intermedia</i>	4	5	9	m-o ¹ ; SO ₄ 0-155 ⁷ ;	1	5	zzz ²	2	5
<i>U. minor</i>	4	3	7	m-o ¹ ; o ⁸ ;	4	4	z ²	4	3
<i>U. neglecta</i>	3	3	6		-		z ²	3	3
<i>U. ochroleuca</i>	4	5	9		-		zzz ²	2	5
<i>U. vulgaris</i>	3	3	6	m-o ¹ ; e ² ; SO ₄ 0-318 ⁷ ;	6	3	z ²	4	3
<i>Valeriana officinalis</i>	3	1	4		5	3/4	alg. ²	8	1

Naam	A	B	A+B	Literatuurgegevens voor A			Literatuurgegevens voor B		
					E	F		M	N
Veronica anagallis-aquatica	3	2	5	NH_4 0,05-1,1 NO_3 20-28 PO_4 0,03-0,45	7 7	3	vrij alg. ²	6	2
V. beccabunga	3	2	5		6	3	vrij alg. ²	5	2
V. catenata	3	2	5		-		alg. ²	4	3
Wolffia arrhiza	3	2	5	nitrofiel ² ; e, zoet ⁹ ; EGV 108-2680 / PO_4 0,2-2,6 NO_3 0-sp / NH_4 0,5-6,0	-		z ² ; pl.alg. ⁹	4	3
Zannichellia palustris	2	3	5	halofiel ² ; SO_4 8,0-1296,6 ⁷ ; e, soms m.hal. ^{8,9} ; NH_4 0,08-0,22 NO_3 22-28 PO_4 0,1-0,3	6	3	vrij alg. ^{2,9}	4	3

Tabel 2 (zie volgende pagina) geeft enkele voorbeelden van vegetatie-opnamen, waarvoor zowel het kwantitatief als kwalitatief waarderingscijfer werden bepaald.

De codering voor de "referenties" is als volgt (nadere gegevens in de literatuurlijst):

- L - L. de Lange, ongepubliceerd
- Car - Carstensen, 1955
- M - Meijer & De Wit, 1955
- S & G - Segal & Groenhart, 1967
- E - Epema-Van Ommeren, 1971
- H - De Held, Den Held & Maier, 1970
- Voo - Van der Voo, 1957
- Dons - Van Donselaar & Van Donselaar-Ten Bokkel Huinink, 1957
- Bur - Burrichter, 1969

	structuurgetal						diversiteitsgetal		draadalgengetal		Waarderingsgetal		Ref.
	emers		drijvend		submers		soorten aantal	✕	bed. %	✕	kwant.	kwal.	
	bed. %	✕	bed. %	✕	bed. %	✕							
eutrofe sloten	5	4	10	6	90	2	15	6	0	0	7	3,7	L
	3	5	30	5	95	2	14	6	1	0	7	3,1	L
	5	4	70	3	30	6	9	4	0	0	7	3,1	L
	3	5	0	1	20	5	3	1	1	0	5	3,3	L
	3	5	100	1	0	1	2	1	0	0	3	2,5	L
	0	1	90	1	0	1	1	1	40	-2	1	2,0	L
mesotrofe sloten	3	5	19	6	>100	2	9	4	0	0	7	4,1	Car.'55, 32
	3	5	7	6	21	5	7	3	0	0	8	4,1	id. 36
	16	4	1	5	45	6	6	3	0	0	7	4,1	id. 37
	<1	3	3	5	82	2	6	3	0	0	5	4,8	id. 39
mesotrofe veenplassen	5	4	8	6	85	2	10	5	0	0	6	4,6	M
	72	2	15	6	10	5	14	6	0	0	8	4,5	S&G
	75	2	33	5	3	4	14	6	0	0	7	4,6	S&G
	1	5	0	1	80	2	5	2	0	0	4	4,4	E
	0	1	0	1	50	6	8	4	0	0	5	5,3	H
oligotroof ven	0	1	15	6	91	2	4	2	0	0	4	8,0	Voo'57 57108a
	0	1	0	1	101	2	2	1	0	0	2	7,5	Voo'57 57108b
	0	1	0	1	94	2	3	1	0	0	2	7,7	Voo'57 57112
	0,5	3	0	1	126	2	4	2	0	0	3	7,0	Dons'57 III 2
iets geëutrofiëerd ven	15	4	0,5	3	127	2	6	3	0	0	5	5,7	Voo'57 57136
	3	5	15	6	227	2	7	3	0	0	6	6,9	Voo'57 57137
	0,5	3	3	5	104	2	5	2	0	0	5	6,4	Dons'57 III 1
	0,5	3	0	1	95	2	12	6	0	0	5	5,6	Bur.
✕ betr. evaluatiegetal													

✖ betr. evaluatiegetal

4.5. SLOTBESCHOUWING

De hier gegeven sleutels voor beoordeling van de waterkwaliteit op basis van het makrofytenbestand, namelijk die gebaseerd op de kwantitatieve en die gebaseerd op de kwalitatieve eigenschappen van het plantenbestand, kunnen in een bepaalde situatie zowel tezamen als afzonderlijk worden toegepast, afhankelijk van het doel der beoordeling. Beide beoordelingswijzen behoeven ook beslist niet gelijkgericht te zijn. Mesotrofe sloten kunnen een hoog kwantitatief en een betrekkelijk laag kwalitatief waarderingsgetal krijgen, terwijl b.v. vennen vaak een omgekeerd beeld te zien geven (vgl. Tabel 2).

Voorts moet er de nadruk op gelegd worden, dat deze getallen alleen bruikbaar zijn, zolang nog hogere planten en/of draadalgen aanwezig zijn. Anders moet worden "overgeschakeld" op de normen gebaseerd op het planktonbestand, het bakteriënbestand en de fysisch-chemische beoordeling.

Tenslotte moet erop gewezen worden, dat bij de berekening van deze waarderingsgetallen veel belangrijke informatie geëlimineerd wordt. Diepergaande studie zal dan ook nooit met opgave hiervan kunnen volstaan, maar moet de elementen waaruit zij zijn opgebouwd -in de vorm van volledige vegetatie-opnamen- mede vermelden.

4.6. LITERATUUR

(de cijfers 1 t/m 15 slaan op de literatuurverwijzingen in Tabel 1)

Barkman, J.J., 1968. Beschouwingen over het begrip zeldzaamheid bij planten. Gorteria 4: 79-86.

Burrichter, E., 1969. Das Zwillbrocker Venn, Westmünsterland in moor- und vegetationskundlicher Sicht. Abh. Landesmus Naturk. Münster Westfalen 3L: 1-60.

- Carstensen, U., 1955. Laichkrautgesellschaften an Kleingewässern Schleswig-Holsteins. Schrift. naturw. Ver. Schleswig-Holst. 27: 144-170.
- Donselaar, J. van & W.A.E. van Donselaar-Ten Bokkel Huinink, 1957. Vennen op de Braakhuizense, Strabrechtse en Lieropse heide. Stencil.
1. Eloranta, P., 1970. Pollution and aquatic flora of waters by sulphite cellulose factory at Mänttä, Finnish Lake District. Ann.Bot.Fennici 7: 63-141.
 - Ellenberg, H., 1974. Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9. Göttingen.
 - Epema-Van Ommeren, M.A., 1971. Onderzoek naar de oecologie van *Utricularia vulgaris* L. in Nederland, in het bijzonder in Noordwest Overijssel. Gestencild rapport Hugo de Vries Laboratorium / RIN.
 - Held, A.J. den, J.J. den Held & E.X. Maier, 1970. Waterplanten en waterplantenvegetaties in de plassen van De Haak bij Slikkendam (Z.H.). Gorteria 5: 21-35.
 2. Heukels-Van Ooststroom, 1970, Flora van Nederland, 16e druk.
 3. Kohler, A., R. Wonneberger & G. Zeltner, 1973. Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher "Verschmutzungsindikatoren" im Fliessgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 72: 533-549.
 4. Landwehr, J., 1966. Atlas van de Nederlandse bladmosse.
 5. Lange, L. de, 1972. An ecological study of ditch vegetation in the Netherlands. Diss. Amsterdam.
 - Lange, L. de & J.C.J. van Zon, 1973. Proposal for a numerical description of the development of aquatic macrophytic vegetation as an aid for the assessment of water quality. Wasser und Abwasser-Forschung 6: 125-128.
 - Leeuwen, C.G. van, 1966. A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. Wentia 15: 25-46.
 - Londo, G., 1975. De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente kwadraten. Gorteria 7: 101-106.
 - Maarel, E. van der, 1971. Florastatistieken als bijdrage tot de evaluatie van natuurgebieden. Gorteria 5: 176-188 + separaat stencil.
 6. Maier, E.X., 1972. De kranswieren (Charophyta) van Nederland. Wet. Med. K.N.N.V. 93.

- Meijer, W. & R.J. de Wit, 1955. Kortenhoef, een veldbiologische studie van een Hollands verlandingsgebied.
7. Moyle, J.B., 1945. Some chemical factors influencing the distribution of aquatic plants in Minnesota. *The American Naturalist* 34: 402-420.
 8. Olsen, S., 1950. Aquatic plants and hydrospheric factors. I. Aquatic plants in S.W. Jutland, Denmark. *Svensk Bot. Tidskr.* 44: 1-34. II. The hydrospheric types id.: 332-373.
 9. Ooststroom, S.J. et al (ed.), 1964. *Flora Neerlandica* I (6) Alismataceae - Typhaceae.
 10. Seddon, B., 1972. Aquatic macrophytes as limnological indicators. *Freshw. Biol.* 2: 107-130.
 11. Segal, S., 1969. Oecologie van hogere waterplanten. *Vakblad v. Biol.* 46: 138-149.
Segal, S. & M.C. Groenhart, 1967. Het Zuideindigerwiede, een uniek verlandingsgebied. *Gorteria* 3: 165-181.
 12. Soest, J.L. van, et al (ed.), 1954. *Flora Neerlandica* I (3). Cyperaceae, Carex.
 13. Soest J.L. van, et al (ed.), 1956. *Flora Neerlandica* I (4). Cyperaceae excl. Carex.
Voo, E.E. van der, 1957. Vennen bij de Hoogerheidse Plantage, Ossendrecht (N.Br.). Stencil.
 14. Weevers, Th., et al (ed.), 1948. *Flora Neerlandica* I (1). Pteridophyta, Gymnospermae.
 15. Weevers, Th., et al (ed.), 1951. *Flora Neerlandica* I (2). Gramineae.
Zon, J.C.J. van & P. Zonderwijk, 1973. De Nederlandse waterplanten, lasten en lusten. *Vakblad v. Biol.* 53: 215-220.

HOOFDSTUK 5

BEOORDELING VAN DE WATERKWALITEIT IN BEKEN MET BEHULP VAN DE MAKROFAUNA

L.W.G. Higler
H.K.M. Moller Pillot
N.C. van Doorn
J.J.P. Gardeniers
S. Pinkster

**Hoofdstuk 5. Beoordeling van de waterkwaliteit
in beken met behulp van de makro-
fauna**

INHOUD	pagina
 5.1. INLEIDING	 114
5.2. DE WAARDE VAN EEN BEEK ALS KARAKTERISTIEK MILIEU	 115
5.3. DE INVLOED VAN HET BEEKTYPE	117
5.4. SAPROBIE-SYSTEMEN	118
5.5. DE INVLOED VAN ORGANISCHE VERONTREINIGING OP DE MAKROFAUNA	 120
5.6. RICHTLIJNEN VOOR BEMONSTERING EN DETERMINATIE	122
5.6.1. Bemonstering	122
5.6.2. Plaatskeuze en tijdstip der bemonstering	 123
5.6.3. Invulformulier	124
5.6.4. Het determineren der monsters	126
 5.7. VERWERKING VAN DE GEGEVENS	 126
5.8. VEREENVOUDIGD SCHEMA VOOR WATERKWALITEITS- BEOORDELING VAN BEKEN	 128
5.9. SYSTEMATISCHE BEHANDELING VAN DE MAKROFAUNA VAN STROMEND WATER	 129
5.9.1. Tricladida (platwormen)	130
5.9.2. Oligochaeta (borstelwormen)	131
5.9.3. Hirudinea (bloedzuigers)	132
5.9.4. Crustacea (kreeftachtigen)	134
5.9.5. Plecoptera (steenvliegen)	136
5.9.6. Ephemeroptera (haften, eendagsvliegen)	137
5.9.7. Odonata (libellen)	140

5.9.8.	Heteroptera (wantsen)	141
5.9.9.	Trichoptera (kokerjuffers)	142
5.9.10.	Megaloptera (slijkvliegen)	147
5.9.11.	Neuroptera (netvleugeligen)	147
5.9.12.	Coleoptera (kevers)	148
5.9.12.1.	Haliplidae (watertreders)	148
5.9.12.2.	Dytiscidae (waterroofkevers)	148
5.9.12.3.	Gyrinidae (draaitorretjes, schrijvertjes)	149
5.9.12.4.	Hydrophilidae	149
5.9.12.5.	Dryopidae s.s.	150
5.9.12.6.	Helmidae	150
5.9.12.7.	Helodidae	151
5.9.13.	Diptera (tweevleugeligen = vliegen en muggen)	151
5.9.13.1.	Tipulidae (langpootmuggen)	151
5.9.13.2.	Limnobiidae (= Limoniidae)	151
5.9.13.3.	Ptychopteridae (= Liriopeidae)	151
5.9.13.4.	Culicidae (steekmuggen)	152
5.9.13.5.	Chaoboridae (= Corethridae) (pluimmuggen)	152
5.9.13.6.	Dixidae	152
5.9.13.7.	Chironomidae (= Tendipedidae) (vedermuggen)	152
5.9.13.8.	Ceratopogonidae (knutten)	157
5.9.13.9.	Simuliidae (kriebelmuggjes)	157
5.9.13.10.	Psychodidae (motmuggjes)	157
5.9.13.11.	Rhagionidae: Atherix Mg.	157
5.9.13.12.	Tabanidae (dazen)	157
5.9.13.13.	Syrphidae: Eristalis Latr. en Helophilus Mg.	157
5.9.14.	Gastropoda (slakken)	158
5.9.15.	Lamellibranchia (mosselen)	159
5.9.16.	Pisces (vissen) en Cyclostomata (rondbekken)	160

5.1. INLEIDING

Wanneer men wil nagaan, of de menselijke activiteiten een ongunstige invloed hebben op de levensgemeenschap in een beek, is het goed zich vooraf te realiseren, wat men precies wil weten. Het kan zijn, dat men een beek waardeert om de karakteristieke kenmerken, die een beek van een sloot of vaart onderscheiden, waarbij het heldere water, de stroming en de kronkelige loop als essentieel ervaren worden. Men wil dan wellicht weten, in hoeverre de flora en fauna van een bepaalde waterloop nog als een beek-levensgemeenschap is te beschouwen. Over deze wijze van benaderen handelt speciaal 5.2. In vele gevallen is het doel van de vraag een ander. Men is dan namelijk geïnteresseerd in één aspect van de wijzigingen onder menselijke invloed, namelijk de vervuiling in engere zin. Men wil dan weten, in hoeverre door toevoer van vreemde stoffen een milieu ontstaan is, dat voor levende wezens risico's inhoudt als vergiftiging, zuurstofgebrek enz. Hoewel in enigszins "vervuild" water meer organismen een bestaan kunnen vinden dan in geheel schoon water, is het begrip vervuiling toch min of meer duidelijk, als een degeneratie door toevoer van stoffen door de mens.

In dit hoofdstuk zal voornamelijk worden gesproken over beoordeling van organische verontreiniging, waarover het meest bekend is. De voorgestelde wijze van beoordelen geschiedt met behulp van de makrofauna (globaal gesproken: de met het blote oog waarneembare waterdieren). De makrofauna van beken is relatief goed bekend. Haar samenstelling wordt beïnvloed door de waterkwaliteit, zoals die was over de periode van enige weken tot een aantal maanden vóór de bemonstering. In het wisselende beekmilieu betekent bemonstering van de makrofauna dus een nuttige aanvulling op b.v. chemische analyse, die de situatie op één moment weergeeft.

In 5.1. t/m 5.7. wordt behandeld hoe men stromende wateren het best kan bemonsteren, waar vooral op moet worden gelet, en hoe men de bij de bemonstering verkregen gegevens moet verwerken en interpreteren. Daarbij is aandacht besteed aan de diverse methoden om organische vervuiling te kunnen aflezen aan de hand van deze biologische parameters. In par. 8 wordt een vereenvoudigd systeem gegeven, waarmee het mogelijk is op grond van de aanwezigheid van de makrofauna-elementen, een grove bepaling van de verontreinigingsgraad te verrichten. In 5.9. worden de organismen, die in stromend water voor kunnen komen behandeld. In enkele woorden wordt aangegeven in wat voor biotoop de soort gevonden kan worden, in welke streken van ons land, hoe de reactie op organische verontreiniging is en in hoeverre het dier in beken thuis-hoort. Met nadruk moet nog ééns gesteld worden, dat dit hoofdstuk alleen gebruikt kan worden bij de beoordeling van stromend water. Voor stilstaand of nauwelijks stromend water is een geheel nieuw systeem in voorbereiding.

5.2. DE WAARDE VAN EEN BEEK ALS KARAKTERISTIEK MILIEU

Een beek, die weinig door de mens is beïnvloed, herbergt een levensgemeenschap die is aangepast aan de specifieke omstandigheden ter plaatse. Tot de algemene kenmerken van een beek behoren: een continue stroming, een relatief lage temperatuur, ruimtelijke variatie door het verschil tussen binnen- en buitenbochten, enz. De aan beken aangepaste levensgemeenschap wordt in ons land steeds schaarser, doordat vervuiling, verwarming, regulatie en wijzigingen in de waterafvoer de specifieke omstandigheden verstoren, zodat een levensgemeenschap, die meer aan de betreffende invloeden is aangepast, in de plaats komt van de oorspronkelijke. In de regel veroorzaken de hedendaagse menselijke ingrepen een nivellering van watertypen, doordat de voor een bepaald type water karakteristieke elementen verdwijnen en plaats maken voor een soortenkombinatie, die weinig verschilt van die in

allerlei andere typen gestoorde wateren.

Het beoordelen van de waarde van een beek als specifiek milieu gebeurt dus door na te gaan, of nog een groter of kleiner deel van de voor beken karakteristieke soorten aanwezig is.

De meest kwetsbare soorten vereisen voortdurend een plekje (binnen hun aktieradius), waar zij voldoende stroomsterkte en zuurstof en een voldoende lage temperatuur hebben, terwijl het substraat niet door slib bedekt mag zijn.

Hoewel snelstromende en langzaamstromende beken een verschillende levensgemeenschap herbergen, mag men stellen, dat een beek waardevoller is naarmate er meer typische soorten van stromend water in voorkomen, omdat deze in het algemeen gevoelig zijn voor de genoemde factoren en omdat deze juist de karakteristieke elementen vormen in de levensgemeenschap van een beek. Bij deze soorten is het voorkomen in beken in 5.9. (onder III) met ++ aangegeven.

Uiteraard kan men in een zeer snelstromende beek, bijvoorbeeld in Zuid-Limburg, ook bij een belangrijke aantasting van het milieu nog een aantal van deze soorten verwachten, terwijl in minder snelstromende beken deze soorten eerder zullen zijn verdwenen. Hoeveel van deze soorten in een monster van bepaalde grootte moeten voorkomen, is niet aan te geven. Vergelijken-derwijs kan men echter zeggen, dat in een bepaald gebied de beek met het grootste aantal van deze soorten de meest waardevolle is, zeker wanneer de beken niet al te zeer in type verschillen.

Een beek, die het natuurlijke waterregiem heeft behouden, doch meer of minder ernstig vervuild is, heeft nog een potentiële waarde. Deze is enigszins te beoordelen, door na te gaan, of in perioden van droogte de beek nog plaatselijk (of overal) een flinke stroomsterkte behoudt en of het onder water staande deel van de oevers gevariëerd is door overhangen of anderszins. Het herstel van de karakteristieke levensgemeenschap is mede afhankelijk van de nabijheid van ongestoorde beken en de wijze waarop de beek in kwestie eventueel met deze beken in contact staat. Hoewel een (voormalige)beek een hoge waarde kan hebben

wegens het voorkomen van een rijke slootfauna, wordt hieraan in dit hoofdstuk geen aandacht besteed.

5.3. DE INVLOED VAN HET BEEKTYPE

Als aan de hand van de samenstelling van de makrofauna de waterkwaliteit bepaald moet worden, is het van groot belang te weten welke soorten ter plaatse verwacht kunnen worden en hoe de reacties van die soorten zijn op verontreiniging of andere verstoringen. Soorten, die in verschillende typen beken voorkomen, reageren niet op dezelfde manier op een bepaalde storing in die verschillende beken. Hun reacties worden beïnvloed door factoren, die samenhangen met de grootte van de beek, de stroomsnelheid en de mate van regulatie. Sterfte van dieren is vrijwel nooit uitsluitend een gevolg van de concentratie van een of andere gifstof. De temperatuur en het zuurstofgehalte zijn altijd mede van belang en vaak spelen ze de hoofdrol.

In grote diepe benedenlopen wordt gewoonlijk meer slib op de bodem afgezet ten gevolge van de geringe stroomsterkte nabij de bodem. Het zuurstofgehalte nabij de bodem is in deze situatie vaak gering, terwijl de bodemfauna zich moeilijker naar de zuurstofrijkere oppervlaktelaag kan begeven. Dat wil zeggen, dat veel diersoorten geen gunstig milieu zullen vinden, ook wanneer de waterkwaliteit op zichzelf voldoende is.

Kleine beekjes, die ontspringen uit bronnen of die in bebost terrein lopen, hebben 's zomers een lagere watertemperatuur, waardoor schadelijke stoffen minder snel werken en meer zuurstof in het water oplosbaar is.

In snelstromende beken passeert veel water de huid van het dier, zodat niet zo gauw zuurstofgebrek ontstaat. Bovendien wordt er bijna geen slib met organisch materiaal afgezet, zodat er niet gauw een rottende sliblaag op de bodem aanwezig

zal zijn, hoewel het water zelf veel organische stof kan bevatten.

Na regulatie verdwijnt meestal de differentiatie in het milieu, waardoor de soorten niet meer kunnen kiezen uit velerlei "plekjes". In een minder gunstige periode kunnen ze dan niet het gewenste milieu vinden. Bovendien gaat regulatie vaak samen met vermindering der stroomsnelheid, vooral in droge perioden.

5.4. SAPROBIE-SYSTEMEN

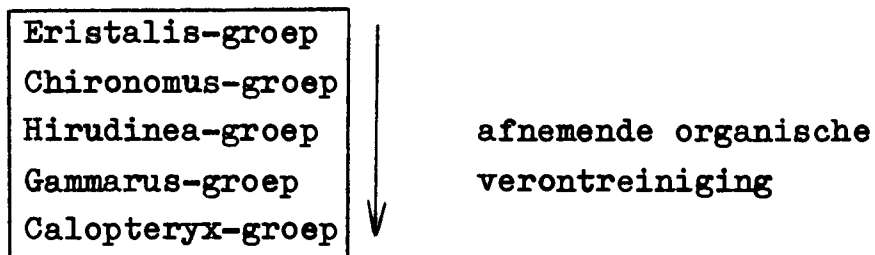
Over saprobie-systemen is in 3.2. reeds gesproken. Hiervoor hebben vele auteurs lijsten (systemen) samengesteld van indicatoren voor sterk/weinig/niet verontreinigd water. De meeste van deze systemen beogen algemeen toepasbaar te zijn, maar zijn het in feite niet, onder andere doordat vele organismen in verschillende watertypen verschillend op een gelijke organische belasting reageren. Dit hangt samen met zuurstofgehalte, stroomsnelheid, temperatuur enz. (vgl. 5.3.). KOLKWITZ (1950), LIEBMANN (1951), ZELINKA & MARVAN (1961), SLADEČEK (1973) en vele anderen gebruiken de termen polysaprob, α - en β - mesosaprob en oligosaprob voor respectievelijk sterk, matig en licht organisch-verontreinigd water. Nauwkeuriger definities van deze termen komen bij de meeste auteurs er op neer, dat water een bepaalde saprobiegraad heeft, als de daarvoor als karakteristiek beschouwde organismen er domineren. Hierdoor hebben de termen bij verschillende auteurs en in verschillende watertypen niet dezelfde betekenis.

In sommige milieus leidt het gebruik van een bepaald systeem tot minder juiste of minder bruikbare konklusies. Men kan de termen polysaprob enz. echter wel gebruiken:

1. als men globaal aan wil duiden, dat men sterk/matig/licht verontreinigd water bedoelt en wil spreken in de geest van

de genoemde auteurs, ook al zou de flora en fauna niet precies tot het gebruik van de betreffende term leiden;
2. als men er bij vermeldt, wiens systeem men gebruikt.

Een andere benadering treft men aan bij HYNES(1960). Hij noemt een bepaald traject van een rivier Chironomus- of Asellus-zone, als de betreffende indikator-organismen in dat traject domineren. MOLLER PILLOT (1971) gebruikt voor de beoordeling van laaglandbeken in Nederland groepen van soorten, die in deze beken bij een bepaalde graad van verontreiniging het meest vóórkomen. Hij onderscheidt de 5 volgende groepen van indicatoren:



Iedere groep bestaat uit een aantal soorten (de Eristalis-groep is echter zeer soortenarm), die bij ongeveer dezelfde verontreinigingsgraad dominant vóórkomen. Men zal niet al deze soorten bijeen vinden, doordat de aanwezigheid van een soort o.a. afhankelijk is van jaargetijde, stroomsnelheid en andere factoren. In vele gevallen domineren duidelijk de soorten van één groep. Het monster is dan kennelijk afkomstig uit een zone van de beek, die verontreinigd is in een dergelijke mate, dat die groep er optimale kansen heeft. In dergelijke gevallen kan men spreken van bijvoorbeeld een Hirudinea-zone of een Gammarus-zone, hetgeen echter niet betekent, dat Hirudinea, respectievelijk Gammarus moeten zijn aangetroffen.

Soms komen soorten uit verschillende groepen tezamen voor. Men vindt dan bijvoorbeeld een flink aantal dieren van de Gammarus-groep in een monster waarin de Chironomus-groep domineert (of omgekeerd). Dan heeft men meestal te maken met een sterk wisselende verontreinigingsgraad.

Voorts zijn er veel soorten, die niet duidelijk in de Hirudinea-groep, Gammarus-groep of Calopteryx-groep passen. Zij komen weinig of niet in sterk vervuild water voor, maar hebben overigens geen duidelijk optimum. Zij worden hier samengenomen als "restgroep".

In dit hoofdstuk zal uitsluitend het hier besproken systeem van MOLLER PILLOT (1971) worden gehanteerd. Het biedt de mogelijkheid meer en minder verontreinigde beektrajekten op grond van de makrofauna te karakteriseren of te rangschikken. Men mag echter niet zeggen, dat een bergbeek en een laaglandbeek een identieke organische belasting hebben, indien in beide de Chironomus-groep domineert. Wel is dan het vervuilstadium in beide beken in faunistisch opzicht vergelijkbaar, doch deze overeenkomst is, ondanks een verschil in organische belasting, bereikt door een verschillende zuurstofhuishouding, temperatuur enz. In stilstaande wateren is de hier toegepaste nomenklatuur en indeling niet bruikbaar.

Bovendien moet men er rekening mee houden, dat verontreiniging niet hetzelfde is als organische belasting. Bij voorbeeld aan de invloed van gifstoffen is in het voorgestelde systeem geen aandacht besteed. Insecticiden, metaalionen, ammoniak, zuren en andere veel voorkomende verontreinigingsbestanddelen hebben niet op alle soorten dezelfde invloed. Soorten van de Chironomus-groep kunnen b.v. gevoelig zijn voor een stof, waarvoor een deel van de Gammarus-groep weinig gevoelig is enz. Gierlozingen hebben om deze redenen al een enigszins andere invloed op de makrofauna dan huishoudelijk afvalwater.

5.5. DE INVLOED VAN ORGANISCHE VERONTREINIGING OP DE MAKROFAUNA

Al dan niet in water opgeloste organische stoffen oefenen in het algemeen op de makrofauna zowel direkte als indirecte invloed uit. Direkte effecten: hieronder valt in de eerste plaats de funktie van voedsel voor organismen, zoals die vooral in de Eristalis-groep en de Chironomus-groep te vinden zijn.

In de tweede plaats zijn fysiologisch aktieve stoffen, die bij organische verontreiniging vaak na afbraak optreden, (zoals ammoniak) van belang. In de derde plaats heeft de verlaging van het zuurstofgehalte een duidelijk effect, dat in sommige opzichten ook van indirekte aard is.

Afhankelijk van de gevoeligheid voor deze effecten, zal de samenstelling der levensgemeenschap ingrijpend gewijzigd worden. In het algemeen wordt de levengemeenschap veel armer aan soorten. Er treedt echter niet altijd een verschuiving van de ene zone naar een andere zone op.

Indirekte effecten: verhoging van de hoeveelheid door afbraak ontstane mineralen betekent voor (eventueel aanwezige) producenten als hogere waterplanten, mossen, sessiele diatomeeën en plankton, een verhoogde groeimogelijkheid. Uitbreiding van hogere planten vergroot de hoeveelheid detritus, verandert de stroming en biedt levenskansen aan diersoorten, die eerder karakteristiek voor stilstaand water zijn. Het biotoop van typische beekorganismen kan hierdoor verminderen in oppervlak. De konsekwentie is tevens, dat meer dieren en meer soorten op kunnen treden: er is meer voedsel voor de herbivoren en meer schuilmogelijkheid voor organismen uit stilstaand water. Deze redenering gaat niet op voor beektrajekten, die geheel overschaduwde zijn en/of een hoge stroomsnelheid bezitten. Meer plankton treedt vooral dáár op, waar de stroomsnelheid gering is (stille bochten). Een massale planktonontwikkeling kan ook een bron van organische verrijking vormen.

Het massaal optreden van draadvormige bakteriën, zoals Sphaerotilus natans, verhindert bijna alle beekorganismen zich te handhaven, door de overgroeiing van geschikt substraat.

Grote hoeveelheden dode bladeren, die eveneens als organische verontreiniging beschouwd zouden kunnen worden, vormen in overschaduwde beekgedeelten vaak de belangrijkste allochtone

voedselbron. De levensgemeenschap, die hiervan afhankelijk is, is echter specifiek voor beken en omvat weinig of geen soorten van op andere wijze verontreinigd water.

5.6. RICHTLIJNEN VOOR BEMONSTERING EN DETERMINATIE

5.6.1. Bemonstering

Ieder stromend water omvat verschillende habitats, die elk op een speciale manier moeten worden bemonsterd. De belangrijkste hiervan zijn:

1. de bodem,
2. de vegetatie,
3. keien, takken enz.

Deze worden op de volgende wijze bemonsterd:

- a. met een net, een bodemschoffel of een bodemhapper.

Voor een kwalitatief onderzoek kan men volstaan met enkele op het oog verschillende plaatsen te bemonsteren, b.v. midden in de beek, tussen diverse vegetaties, onder een overhangende oever enz. Bij gebruik van net en bodemschoffel dient men er op te letten, dat het bovenste laagje van de bodem meegenomen wordt.

Voor kwantitatief onderzoek wordt bijvoorbeeld een traject van 10 m bemonsterd, waarin de verschillende habitats vertegenwoordigd zijn. Organismen, die snel van hun substraat loslaten of vrij rondzwemmen, kunnen het best verzameld worden met een net. Met een bodemschoffel vangt men meer de typische bodembewoners. Dieren, die zich iets dieper in de bodem ophouden of die zich stevig aan planten en plantenwortels hechten, verzamelt men het best met een bodemhapper.

Het net dient een rechte onderzijde te hebben van minimaal 30 cm, de hoogte moet minimaal 25 cm en de diepte van de zak minimaal 40 cm bedragen.

b. met de hand.

Grote keien, takken en dergelijke worden uit het water gehaald en nauwkeurig bekeken. Dit is in de regel een kwalitatieve methode. Bij voorkeur worden grote, ruwe keien genomen, die weinig of niet in de bodem verzonken zijn.

Het materiaal wordt in het veld of in het laboratorium in witte bakken uitgezocht. Met behulp van een pincet worden de meeste dieren in buisjes alcohol (70-80%) gebracht. Indien veel dieren worden verzameld, dient de alcohol binnen enkele dagen te worden ververs.

Opmerkingen:

Platwormen moeten levend gedetermineerd worden.

Bloedzuigers kunnen het best gedood worden in 30% alcohol, waarna ze in 70% alcohol worden gekonserveerd.

Watermijten moeten in zogenaamde Koenike-vloeistof gedood en gekonserveerd worden. Deze groep wordt in dit hoofdstuk niet behandeld.

Grote roofkevers en Sialis-larven sterven sneller, als men een druppeltje azijnether aan de alcohol toevoegt.

Aan het monster wordt een papiertje met monsternummer, datum en vindplaats toegevoegd (in potlood!). Verder wordt het formulier (zie onder) ingevuld en een schets gemaakt.

5.6.2. Plaatskeuze en tijdstip der bemonstering

Bij het kiezen van de plaats van onderzoek moet men rekening houden met zijbeken en beschaduwing. Deze factoren zijn vaak de oorzaak van ongelijke fauna-samenstelling aan linker- en rechteroever van de beek. Monsters dienen niet vlak vóór of vlak ná een stuw genomen te worden, tenzij men daarvoor een bijzondere reden heeft.

Het tijdstip van bemonstering hangt af van de vraagstelling. In het algemeen is het af te raden na een regenbui te monstern (hoge waterstand, aanvoer van dieren enz.). Het

effekt van verontreiniging is meestal het grootst na een warme, droge periode. De benodigde onderzoekfrequentie is vooral afhankelijk van de vraagstelling. In vele gevallen zijn 4 monsters per jaar (op goed gekozen momenten) zeker voldoende. Bemonstering in de zomer levert uiteraard een ander resultaat op dan in de winter. In de regel is er in de winter méér water, dus een sterkere verdunning, terwijl de lage temperatuur het zuurstofverbruik door bacteriën en de werking van gifstoffen vermindert. Bovendien is zuurstof in koud water beter oplosbaar. Biologisch gezien is dus de waterkwaliteit 's winters aanzienlijk beter.

5.6.3. Invulformulier

Hieronder volgt een voorbeeld van een ingevuld formulier, behorende bij de situatieschets. De onderstreepte gedeelten zijn op ieder formulier voorgedrukt. Men dient steeds een dergelijke situatieschets aan het ingevulde formulier toe te voegen.

Monster nr.:...

Datum: 21.10.1976 tijd: 13.45 uur. Naam waterloop: LOEIENDS
NEETJE

Onderzoeker: A.VAN TILBURG

Prov.: Gelderland Gem: Ermelo Kaartblad: 15 F Stafkaart coörd.:
138, 4-776,2

Plaats: tussen de brug in de weg Ermelo-Hierden en het
kasteel Kalenburcht

Peilschaal: ontbreekt Aanwijzingen betr.waterstandsvariatie:
zandafzetting op de oever 10 cm. boven water

Bodem: (zie schets) grof zand met grint; in de binnenbocht
slibafzetting tussen de planten, onder de overh. oever slib,
takjes, blad, onder de stroomdraad grint met kleine keitjes.
Hier en daar een bakkei

Vegetatie: (zie schets) *Myosotis* sp., *Sparganium emersum* en
Myriophyllum spicatum. Plukje *Lemna minor* langsdrijvend.

Wieren: weinig draadwieren; wat bruin aanslag op stenen en
zandbodem

Bakteriën: aan een in het water liggende tak *Sphaerotilus natans*

Kleur: geelachtig

Geur: zwakke gierlucht

Helderheid: zichtdiepte tot op de bodem; een kloddertje schuim onder de oever

Stroomsnelheid: in de stroomdraad 60 cm/sec (met drijvend stokje). Onder de brug bovenstrooms van het monsterpunt 90 cm/sec.

Roest: weinig Sulfide: aan de onderkant van de bakkeien

Weer: harde westenwind (hinderlijk bij netbemonstering); half bewolkt; koud

Weer in voorgaande periode: 2 dagen geleden hoosbui, daarvoor 6 weken bloedheet en droog

Opm. betreffende beektrajekt: 400 m benedenstrooms stuw; 3 km bovenstrooms lozing melkfabriek; monsterplaats ligt aan het eind van een trajekt van 1 km loofbos, waarin samenvloeiing met Plasneetje; benedenstrooms aan beide zijden weiland
Sterk (meanderend) genormaliseerd (talud ...) / gekantrecht / gespoten / gemaaid (op de oever / in het water)

Monster kwalitatief / kwantitatief 5 m beekschoffel (type RIN)
1,5 m schepnet (door vegetatie) 3 m schepnet (onder overhangende oever)

10 keien half onder het zand

Plaats van monstername: (zie schets) aan de buitenkant van de *Myriophyllum* met inbegrip van het bovenste sliblaagje; onder de overhangende oever 3 m tot de tak; in de stroomdraad 5 m stroomopwaarts van de doorsnede A-B. 10 bakkeien onder de brug. De tak is uit het water gehaald en afgezocht.

Verdere opmerkingen:

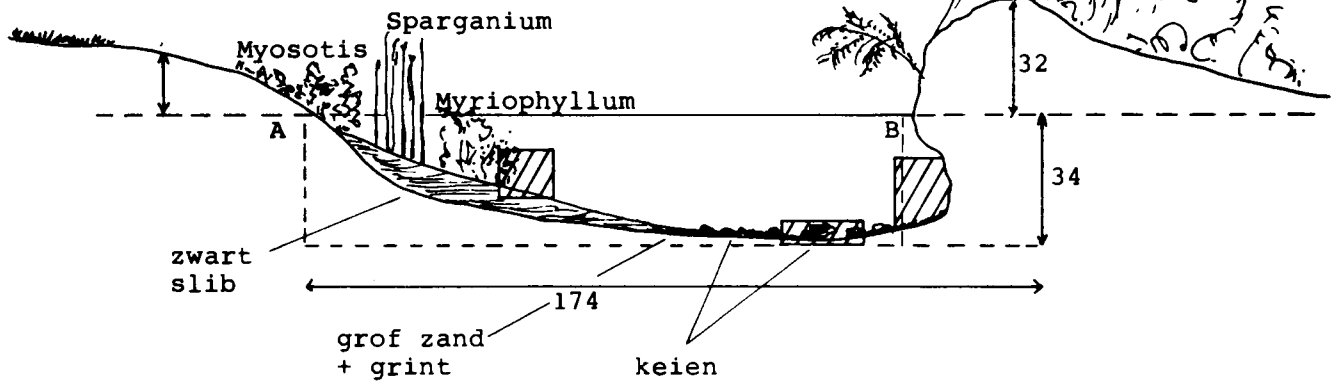
Het water wordt overal door het vee gedronken (koeienpompjes). Mededeling van oud boertje: sinds de ontginning van het Goor vaker hoog water; vorige zomer stond de loop droog i.v.m. omleiding voor reparatie aan brug; het water ziet soms grijs van kleur. Er wordt soms gevist, stroomafwaarts met weinig sukses, hoewel er indertijd vis is uitgezet.

Fauna buiten het monster: 3 imagines *Anabolia nervosa*, enkele libellen (1 *Calopteryx virgo* ♂, schooltje voorns, 1 snoek, enige tientallen *Gyrinidae*).

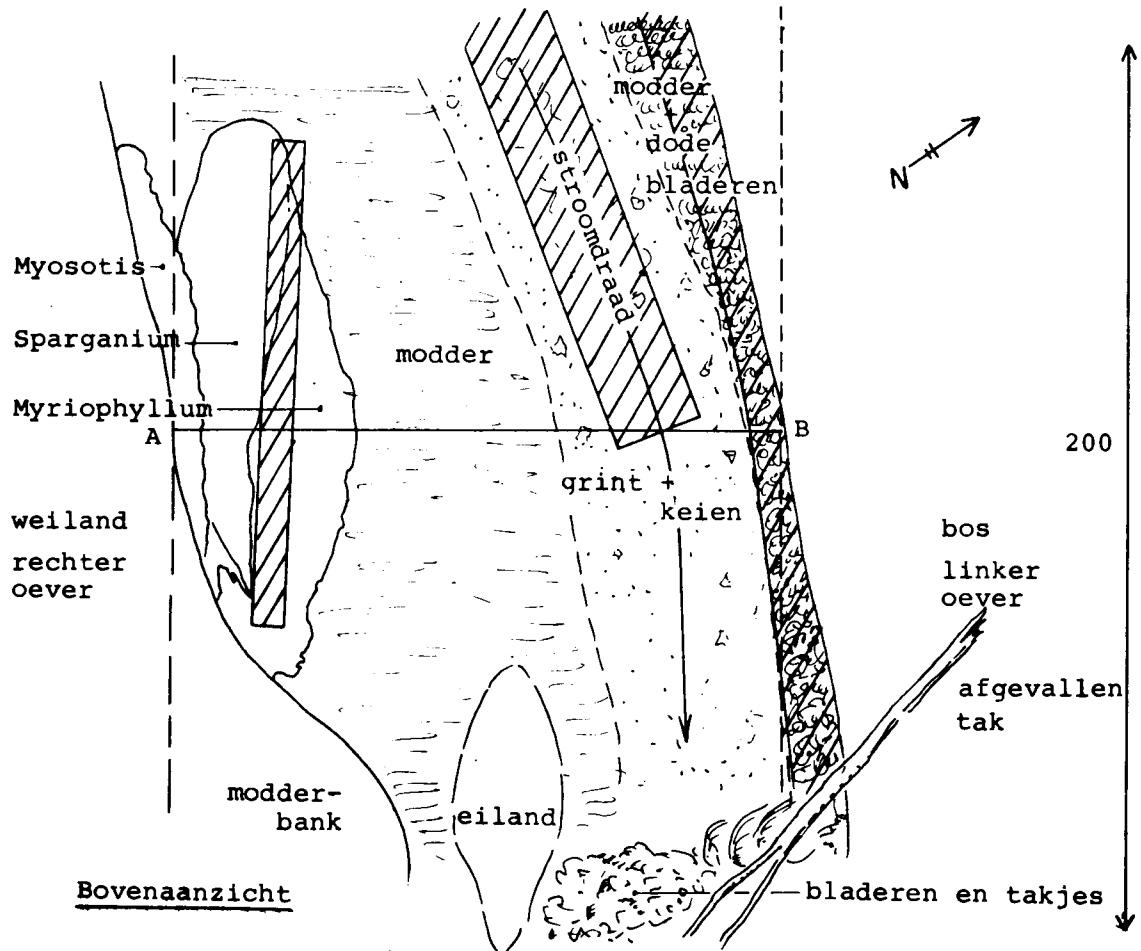
SITUATIESCHETS



monsterplaats



Dwarsprofiel



Bovenaanzicht

Niet meegenomen dieren uit het monster: 2 grondels (*Gobio gobio*), 1 driedoorn, 300 exemplaren *Gammarus pulex*, 1 *Dytiscus marginalis*, 3 *Dugesia gonocephala*.

Doel van het onderzoek: deel van de monsterserie om de invloed van de lozing van de melkfabriek na te gaan.

5.6.4. Het determineren der monsters

Bij een oppervlakkige bemonstering is het in eenvoudige gevallen soms mogelijk aan de hand van veldterminaties van goed herkenbare dieren een oordeel over de waterkwaliteit te geven (zie 5.8.). Normaal gesproken moeten de verzamelde dieren echter gedetermineerd worden met behulp van een binoculair met tenminste een 10-100 x vergroting. Van enkele groepen is de determinatie zeer moeilijk en/of is het maken van een mikroskopisch preparaat noodzakelijk. Bij de bespreking der diergroepen wordt hierop nader ingegaan.

5.7. VERWERKING VAN DE GEGEVENS

Na determinatie van de verzamelde organismen, moet de aldus ontstane soortenlijst gerangschikt worden volgens de in 5.4. voorgestelde groepsindeling. Dit is in 5.9. aangegeven achter "II". Het is aan te raden deze groepering als volgt te maken: bovenaan de soorten uit de Eristalis-groep, daarna de soorten uit de Chironomus-groep enz. Onderaan komen dan soorten, die niet specifiek zijn voor een der zones. In het algemeen zal daarbij de hoeveelheid soorten van één groep groter zijn dan de aantallen soorten van de andere groepen. In vele gevallen kan men op eenvoudige wijze een indruk krijgen van de verontreinigingstoestand in een beek, doordat men bij de eerste oogopslag ziet, dat de fauna voornamelijk uit b.v. Asellus (zoetwaterpissebed) en Hirudinea (bloedzuigers) bestaat. Men maakt geen grote fout, als men Hirudinea, Ephemeroptera, Trichoptera of Gastropoda niet verder determineert, indien alle soorten van zo'n orde of klasse tot één indikatorgroep

behoren. Dit wordt aan het begin van de behandeling van het taxon aangegeven. Indien men echter wél verder determineert, krijgt men aanzienlijk meer aanwijzingen. Anders is b.v. de Calopteryx-groep niet te onderscheiden van de Gammarus-groep. Bovendien valt het nieuw optreden of verdwijnen van een soort pas op bij determinatie en dit wijst vaak op een belangrijke verandering. Ook wijzigingen in de samenstelling van de biocoenose worden zichtbaar, b.v. het uitvallen van top-predatoren. Ook is het zodoende mogelijk te zien, of relatief veel dieren aanwezig zijn, die kort tevoren van elders kunnen zijn aangevoerd (vooral stilstaand-watersoorten als Cloëon en Psectrotanypus). Vooral in gevallen, waarin de fauna zeer arm is aan individuen, is beoordeling zonder verdere determinatie veel minder betrouwbaar.

Bij een uiteindelijke beoordeling dienen ook de andere gegevens betrokken te worden, bijvoorbeeld de aanwezigheid van zijbeken, het weer in de voorafgaande periode, specifieke vergiftigingen, bijzonder hoge stroomsnelheden, de aanwezigheid van geschikt substraat enz. Zie hiervoor o.a. de opmerkingen bij de systematische behandeling. Daar vele diersoorten zich na wijziging van de waterkwaliteit nog maandenlang handhaven, geeft de samenstelling der makrofauna een beeld van de waterkwaliteit over een vrij lange periode. In de regel is het zo, dat "schoon-watersoorten" bij vervuiling vrij snel verdwijnen, maar dat "vuil-watersoorten" zich na verbetering best een half jaar (dus bijvoorbeeld een hele winter) kunnen handhaven. Het is echter mogelijk, dat "schoon-watersoorten", die bij hoog water vanuit een zijbeek zijn aangevoerd, nog een aantal weken in leven blijven.

In vele gevallen is het feit, dat allerlei wisselingen in waterkwaliteit door de makrofauna worden geregistreerd, een groot voordeel. Het betekent, dat naast de globale informatie, die een makrofauna-monster geeft, vaak nog veel meer informatie uit een goed gedetermineerd monster is te verkrijgen door een ervaren onderzoeker.

Wellicht ten overvloede kan worden opgemerkt, dat de af- of aanwezigheid en de talrijkheid van een soort mede bepaald wordt door de levenscyclus. Dit levert geen problemen op, als men maar niet zonder meer uit de afwezigheid van een soort konklusies gaat trekken.

5.8. VEREENVOUDIGD SCHEMA VOOR WATERKWALITEITSBEOORDELING VAN BEKEN

Het zal nogal eens voorkomen, dat aan de hand van een oppervlakkige bemonstering toch reeds een oordeel gegeven moet worden over de kwaliteit van het water. Een dergelijke beoordeling zal nooit zo nauwkeurig kunnen zijn als bij de hiervoor beschreven methode. Toch zijn er wel uitspraken te doen, die voor de praktijk bruikbaar zijn. Daarvoor wordt gebruik gemaakt van het volgende schema, waarbij voor de verklaring der termen verwezen wordt naar 5.4.

Eristalis-zone	Eristalis (rattenstaartlarve) Culicidae (larven van steekmuggen) Dytiscidae (waterroofkevers) komen vaak voor, maar zijn niet karakteristiek. Weinig (vaak vrijwel geen) makrofauna-soorten. Meestal geen zuurstof; vaak stank en troebeling. konkl.: zeer ernstige verontreiniging
Chironomus-zone	Chironomus (rode muggelarve) Tubificidae ("Tubifex") Sphaerotilus natans (grijze slierten bacteriën) Weinig soorten, in grote aantallen individuen. Weinig zuurstof. Soorten uit de Eristalisgroep kunnen ook nog aanwezig zijn. konkl.: ernstige verontreiniging
Hirudinea-zone	Meestal veel Asellus (waterpissebed) en Hirudinea (bloedzuigers). Weinig haften, libellen en kokerjuffers. Soms veel slakken. Soorten uit de Chironomus-groep zijn nog vertegenwoordigd. konkl.: matige verontreiniging.

Gammarus-zone Gunstig milieu voor *Gammarus pulex* (vlokreeft) en voor veel vissoorten. Zeer weinig of geen dieren uit de Chironomus-groep. Veel dieren uit allerlei groepen, waaronder meestal ook haften, libellen en kokerjuffers.

konkl.: lichte verontreiniging.

Calopteryx-zone Vrijwel alleen soorten uit de Calopteryx-groep en de Gammarus-groep, alsmede een aantal niet-karakteristieke soorten (dus geen of weinig soorten uit de eerste drie groepen). De onderzijde van stenen is niet zwart; er zitten vaak kokerjuffers, haftelarven en kleurloze mugge-larven op.

konkl.: schoon water.

5.9. SYSTEMATISCHE BEHANDELING VAN DE MAKROFAUNA VAN STROMEND WATER

Het zal niet voor iedereen even gemakkelijk zijn, om alle gevangen organismen op naam te brengen. Als inleiding kan dan gebruik gemaakt worden van boekjes, die een algemeen overzicht geven van de verschillende diergroepen. Zeer geschikt hiervoor zijn bijvoorbeeld ENGELHARDT (1955), HIGLER (1974), POSTMA & RUTING (1958).

Bij de determinatie-literatuur wordt de benodigde vergroting aangegeven. 10-400 x betekent: sommige soorten bij vergroting 10 x, andere pas bij 400 x te determineren.

Toelichting bij de hierna volgende behandeling:

- I biotoop
- II gegevens voor beoordeling van de waterkwaliteit (vgl. 5.4.).
? = nog onvoldoende gegevens van stromend water beschikbaar
- III mate van specifiek-zijn voor beken:
 - bij uitzondering in stromend water,
 - minder voorkomend in stromend dan in stilstaand water,
 - ± weinig voorkeur wat betreft stroming,
 - + meer voorkomend in stromend dan in stilstaand water,
 - ++ vrijwel alleen in stromend water
- IV verspreiding in Nederland

5.9.1. Tricladida (platwormen)

De dieren moeten levend gedetermineerd worden. Dit kan vaak met een loupe in het veld gebeuren. Anders in een flesje water meenemen.

Determinatie:

HARTOG (1962). Nederlandse tabel; *Dugesia polychroa* ontbreekt (1-50 x)

REYNOLDSON (1967). *Polycelis hepta* wordt niet als soort onderscheiden. *Dugesia gonocephala* ontbreekt.

- I Op stenen en planten
- II Per soortengroep verschillend, niet in *Eristalis*- en *Chironomus*groep
- III De meeste soorten kunnen in beken aangetroffen worden van ++ tot --

Bdellocephala punctata (Pallas)

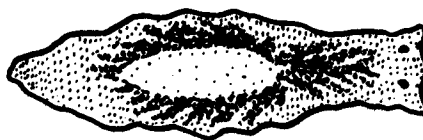
- I Op planten
- II Restgroep?
- III --
- IV Hafdistrict, elders schaars

Crenobia alpina (Dana)

- I Op de bodem, op stenen, in bronnen
- II *Calopteryx*-groep
- III ++
- IV Arnhem, Nijmegen, Zuid-Limburg

Dendrocoelum lacteum (O.F.M.)

- I Op stenen
- II *Gammarus*-groep?
- III - tot +
- IV Geheel Nederland



Dugesia lugubris (O.Schmidt) en *D. polychroa* (O.Schmidt)

- I Op stenen en planten
- II Rest-groep
- III -
- IV Geheel Nederland

Dugesia gonocephala Dugès

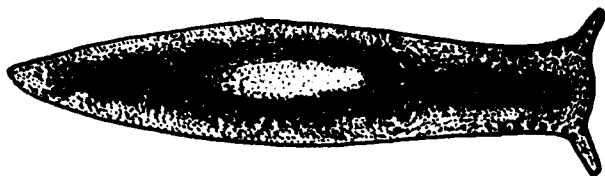
- I Op de bodem, op en onder stenen
- II Gammarusgroep
- III ++
- IV Limburg en noordelijk Twente

Planaria torva (O.F.M.)

- I Op planten
- II Rest-groep
- III --
- IV Geheel Nederland?

Polycelis felina (Dalyell)

- I Op de bodem, op stenen, in bronnen
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Oost- en Zuid Nederland

Polycelis nigra (O.F.M.)

- I Op stenen en planten
- II Restgroep?
- III -
- IV Geheel Nederland?

Polycelis tenuis IJima (en Polycelis hepta Hansen-Melander)

- I Op planten en dood blad en stenen
- II Restgroep
- III $\pm$?
- IV Geheel Nederland?

5.9.2. Oligochaeta (borstelwormen)

Er zijn tientallen soorten, die in stromend water aangetroffen kunnen worden. De determinatie is dikwijls lastig. We zullen ons beperken tot een aantal goed herkenbare soorten en groepen.
Determinatie:

BRINKHURST (1971)

(50-1000 x, enkele soorten

UDE (1929)

10-50 x)

Dero Oken

- I In en op de bodem, op planten
- II Chironomus-groep?
- III -
- IV Geheel Nederland?

Lumbriculus variegatus (Müller) en Stylodrilus heringianus
Claparède

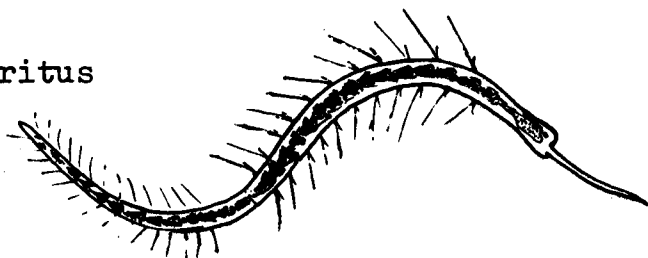
- I In en op de bodem en tussen planten
- II Hirudinea-groep?
- III ±
- IV Geheel Nederland?

Ophidonais serpentina (Müller)

- I Tussen planten en detritus
- II Restgroep? (misschien Gammarus-groep)
- III ±
- IV ? (N.-Brabant, Veluwe)

Stylaria lacustris (L).

- I Tussen planten en detritus
- II Restgroep
- III ±
- IV Geheel Nederland

Tubificidae

- I In de bodem en tussen detritus
- II Chironomus-groep (sommige soorten komen in schoner water voor)
- III ±
- IV Afhankelijk van de soort. Geheel Nederland.

5.9.3. Hirudinea (bloedzuigers)

De dieren kunnen het best worden gedood in 30% alcohol, waarna ze in 70% alcohol gekonserveerd worden.

Determinatie: DRESSCHER & ENGEL (1960) (10-40 x)

- I Bodem, stenen, planten, zelden vrij zwemmend

II Hirudinea-groep (dit geldt waarschijnlijk voor alle soorten in stromend water)

III - bij toenemende verontreiniging echter in sneller stromende gedeelten

Erpobdella lineata O.F.M.

I Bodem, stenen en planten

II Hirudinea-groep

III +

IV ?

Erpobdella octoculata (L.)

I Bodem, stenen en planten, soms vrij zwemmend

II Hirudinea-groep. Volwassen dieren kunnen in sterk verontreinigd water voorkomen en zijn dan vaak zeer fors ontwikkeld ("mestvormen")

III +

IV Geheel Nederland



Erpobdella testacea Sav.

I Bodem, stenen en planten, soms vrij zwemmend

II Hirudinea-groep

III -

IV Geheel Nederland

Glossiphonia complanata (L.)

I Vooral op vast substraat. Aanwezigheid van Mollusca (voedsel) is belangrijk

II Hirudinea-groep

III - (wel onder stenen in stroomversnellingen)

IV Geheel Nederland



Glossiphonia heteroclita (L.)

I Vooral op planten

II Hirudinea-groep

III -

IV Geheel Nederland

Haemopsis sanguisuga L.

- I Op de bodem, ook buiten het water
- II Hirudinea-groep?
- III -
- IV Geheel Nederland

Helobdella stagnalis (L.)

- I Op stenen en planten
- II Hirudinea-groep
- III - (wel onder stenen in stroomversnellingen)
- IV Geheel Nederland

Trocheta bykowskii Gedroyé

- I Bodem en stenen
- II Hirudinea-groep
- III +
- IV Geheel Nederland

5.9.4. Crustacea (kreeftachtigen)

Determinatie: Gammaridae volgens STOCK (1968); overige groepen volgens HYNES, MACAN & WILLIAMS (1960); (10-50 x).

Asellus aquaticus L.

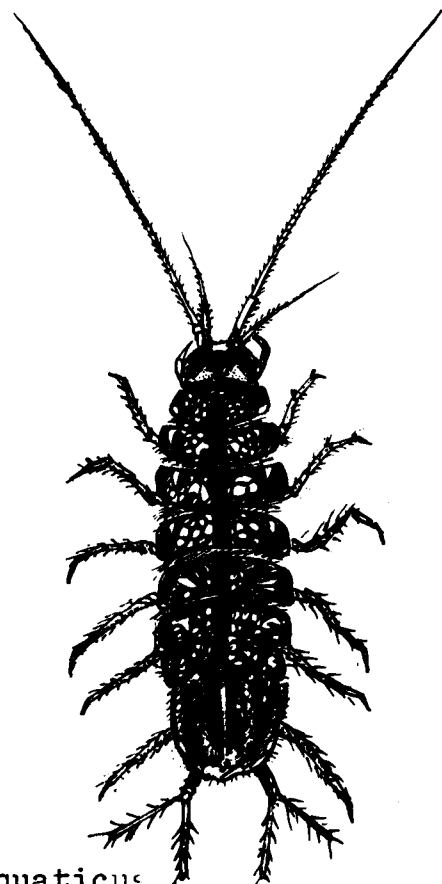
- I Op allerlei substraat
- II Hirudinea-groep
- III ±
- IV Geheel Nederland

Asellus meridianus Racovitza

- I Op allerlei substraat
- II Hirudinea-groep tot Gammarus-groep
- III ±
- IV Geheel Nederland

Astacus astacus L. (rivierkreeft)

- I Op de bodem
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Oost- en Zuid-Nederland



Asellus aquaticus

Gammarus berilloni Catta

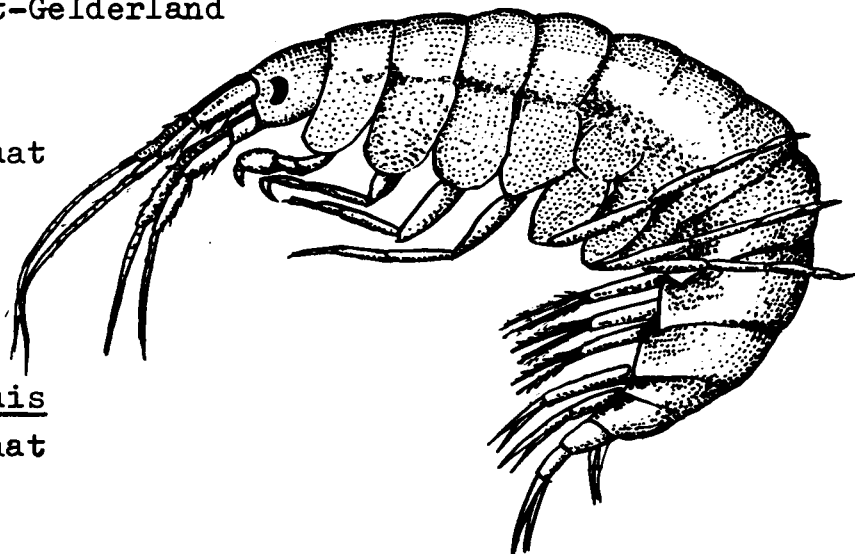
- I Op de bodem
- II Gammarus-groep of Calopteryx-groep?
- III ++
- IV Zuidoost-Nederland

Gammarus fossarum Koch

- I Op stenen en op de bodem
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Limburg en Zuidoost-Gelderland

Gammarus pulex L.

- I Op allerlei substraat
- II Gammarus-groep
- III +
- IV Geheel Nederland

Gammarus roeselii Gervais

- I Op allerlei substraat
- II Gammarus-groep
- III +
- IV Oost-Nederland

Gammarus tigrinus Sexton

- I Op de bodem
- II ?
- III -
- IV Zich verspreidend vanuit Noord- en West-Nederland

Niphargus sp.

- I Op de bodem in kwelsituaties
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Vooral in Zuid-Limburg

Orconectus limosus (Raf.)

- I Op de bodem
- II Restgroep
- III +
- IV Limburg (uitbreidend)

5.9.5. Plecoptera (steenvliegen)

Vrijwel alle soorten steenvliegen zijn gebonden aan snel stromend water. Dit heeft tot gevolg, dat in Nederland maar weinig soorten zijn te verwachten. In de Zuid-Limburgse beken kan men sommige soorten waarnemen, die in het buitenland gewoon zijn, maar door de geografische omstandigheden voor Nederland als zeldzame soort bestempeld moeten worden. Dit maakt het gebruik van de groep als geheel voor waterbeoordeling riskant.

Determinatie:

HYNES (1967)

ILLIES (1955)

Amphinemura standfussi Ris.

- I Op stenen
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Oost en Zuid Nederland op enkele plaatsen

Leuctra Steph.

- I Op de bodem en tussen planten
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Zuidoost Nederland

Nemoura avicularis Morton, Nemoura cambrica (Steph) en Nemoura erratica Claas

- I de eerste als N. cinerea, de andere op stenen
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Oost en Zuid Nederland, Veluwe (hier en daar waargenomen)

Nemoura cinerea (Retz.)

- I Op de bodem, tussen detritus, op stenen
- II Gammarus-groep

III ++ in langzaam stromend water

IV Gehele pleistocene gebied

Nemurella picteti Klap

I Op stenen en op de bodem

II Calopteryx-groep?

III ++ (volgens Illies ook dikwijls in stilstaand water, in
Nederland niet anders dan in beekjes gevonden)

IV Limburg en Oost Nederland?

Perlodes dispar Ramb.

I Op stenen

II Gammarus-groep

III ++

IV Zuid-Limburg

Taeniopteryx Pict. en Perla bipunctata Pict.

I Op stenen

II Calopteryx- of Gammarus-groep

III ++

IV Voorkomen in Nederland is twijfelachtig

5.9.6. Ephemeroptera (haften, eendagsvliegen)

Determinatie van larven:

MACAN (1961). In deze tabel ontbreken enkele Nederlandse
soorten. (10-200x).

GYSELS (1966). Determinatie binnen enkele geslachten
is niet mogelijk (10-50 x).

I In de bodem, op stenen en planten

II Gammarus- en Calopteryx-groep

III Van - tot ++

Baëtis Leach

I Op de bodem, stenen en planten

II Gammarus-groep

III ++

IV Oost- en Zuid-Nederland

Brachycercus harrisella Curtis

- I Op de bodem
- II Calopteryx-groep?
- III ++ alleen in laaglandbeken
- IV Drente, Noord-Brabant

Caenis (Steph.) Bgtss.

- I Op de bodem
- II Gammarus-groep
- III Van - tot + afhankelijk van de soort
- IV Geheel Nederland

Centroptilum (luteolum, pennulatum)

- I Op de bodem en op planten
- II Gammarus-groep
- III ++ in laaglandbeken
- IV Oost- en Zuid-Nederland?

Cloëon Leach

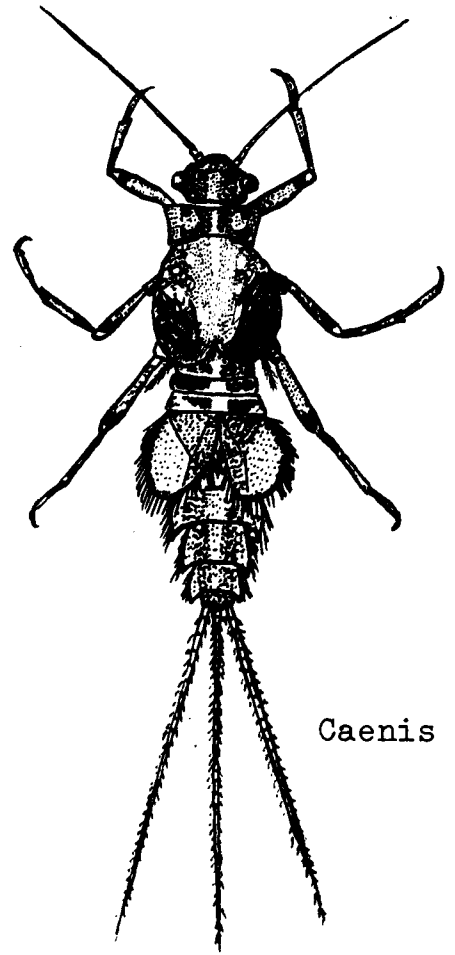
- I Vooral op planten
- II Hirudinea, Gammarus-groep, wordt na regenval vaak van elders aangevoerd
- III -
- IV Geheel Nederland

Ecdyonurus (Eaton) Schoen.

- I Onder stenen
- II Gammarus-groep?
- III ++ alleen in bergbeken
- IV Zuid-Limburg

Ephemera (vulgata, danica)

- I In de bodem
- II Gammarus-groep
- III ++, misschien vereist danica meer stroming dan vulgata
- IV Oost- en Zuid-Nederland



Ephemerella ignita (Poda)

- I Op de bodem, op stenen en planten
- II Gammarus-groep, in laaglandbeken misschien Calopteryx-groep, in bergbeken bestand tegen meer verontreiniging
- III ++ vereist matige tot snelle stroming
- IV Limburg, Zuid-Oost-Brabant

Habrophlebia fusca (Curt.)

- I Op de bodem en op planten
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Oost-Nederland

Heptagenia (Walsh) Schoen.

- I Op stenen en planten
- II Calopteryx-groep?
- III ++
- IV Oost- en Zuid-Oost-Nederland

Leptophlebia (vespertina, marginata)

- I Op de bodem en op planten
- II Gammarus-groep; vespertina vooral in zuur water
- III vespertina-, marginata + maar niet bij snelle stroming
- IV Zuid- en Oost-Nederland

Paraleptophlebia Lestage

- I ?
- II ?
- III ++
- IV Oost-Nederland

Procloëon pseudorufulum Kimmins

- I Op de bodem en op planten
- II Gammarus-groep
- III ++ in laaglandbeken
- IV Oost- en Zuid-Nederland

Rhithrogena semicolorata (Curt.)

- I Op en onder stenen
- II Gammarus-groep?
- III ++ alleen in bergbeken
- IV Zuid-Limburg

Siphonurus Eaton

- I ?
- II ?
- III + ?
- IV ?

Torleya belgica Lestage

- I Op stenen
- II Gammarus-groep?
- III ++ alleen in bergbeken
- IV Zuid-Limburg

5.9.7. Odonata (libellen)

Een aantal soorten is kenmerkend voor oligotroof of weinig verontreinigd milieu. Er bestaat echter geen overzichtelijke bewerking van de groep, waarop wij kunnen terugvallen. Daarom zullen hier alleen algemene gegevens worden vermeld.

Determinatie van larven:

VELTHUIS (1960). (10-50 x).

CONCI & NIELSEN (1956). Italiaans ! (10-50 x).

- I In de bodem, op planten enz.
- II Gammarus- en Calopteryx-groep; Ischnura elegans stelt geringere eisen dan de meeste andere soorten
- III Van -- tot ++

Calopteryx (virgo, splendens)

- I Langs en "onder" oevers, op planten
- II Calopteryx-groep, virgo is gevoeliger voor verontreiniging dan splendens
- III ++ splendens is redelijk bestand tegen tijdelijk stagneren der stroming
- IV Oost- en Zuid-Nederland

Gomphus vulgatissimus (L.), Onychogomphus forcipatus (L.),
Cordulegaster annulatus (Latreille) en eventueel andere Gomphidae

- I In en op de bodem
- II Restgroep, misschien Calopteryx groep
- III ++
- IV ?, zelden waargenomen

Platycnemis pennipes (Pallas) en Pyrrhosoma nymphula (Sulz.)

- I Op de bodem
- II Gammarus-groep
- III + in langzaam stromende wateren
- IV Oost- en Zuid-Nederland, Veluwe

5.9.8. Heteroptera (wantsen)

De meeste soorten waterwantsen kunnen in stromend water aangetroffen worden en hebben hier geen bijzondere indiktorische waarde. We zullen alleen de meest specifieke soorten beschouwen. Van de Corixidae kunnen alle larven (behalve *Sigara hellensi*) in de restgroep geplaatst worden.

Determinatie:

MACAN (1965)

NIESER (1968)

Aphelocheirus aestivalis (Fab.)

- I Op de bodem en onder stenen
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV N.-Brabant; Limburg?

Gerris najas (Degeer)

- I Op het wateroppervlak
- II Gammarus- en Calopteryx-groep
- III ++
- IV Oost-en Zuid-Nederland, Veluwe

Micronecta pueri (Dougl. & Scott)

- I Op de bodem en tussen planten
- II Calopteryx-groep?

III +

IV Hier en daar op het pleistoceen

Notonecta maculata F.

I Tussen de vegetatie en bij duikers

II Rest-groep

III +

IV Oost-en Zuid-Nederland, Veluwe

Sigara hellensi (Sahlb.)

I Op de bodem en in slik

II Gammarus-groep

III ++

IV Veluwe, midden-Limburg

Velia caprai Tam.

I Op het wateroppervlak

II Restgroep

III ++

IV Gehele pleistocene gebied en in de duinstreek

5.9.9. Trichoptera (kokerjuffers)

Determinatie van de larven van verschillende families is buitengewoon tijdrovend of tot op heden onmogelijk. We behandelen grotere groepen en determineerbare soorten.

Determinatie:

ULMER (1909). Verouderd; praktisch goed bruikbaar.

HICKIN (1967). Alleen engelse soorten. Voor deze vrij goed.

LEPNEVA (1964 en 1966). Engelse vertaling 1970. Niet steeds volledig, voor een aantal families goed.

Agapetus fuscipes Curtis

I Op stenen

II Gammarus-groep

III ++

IV Limburg, Gelderland (zuid- en oost-Veluwe)

Chimarra marginata (L. 1767)

- I Op stenen
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Zuid-Limburg

Crunoecia irrorata (Curtis, 1834) en Lepidostoma hirtum (Fab., 1775) Sericostoma personatum (Spence, 1826)

- I Op stenen en grint
- II Calopteryx-groep
- III ++ (bronbeekjes)
- IV Limburg en zuidelijke Veluwerand

Ecnonomus tenellus (Rambur, 1842)

- I Op de bodem, tussen planten en detritus
- II Gammarus-groep
- III -
- IV Overal in meren en riviertjes

Goera pilosa (Fabr., 1775) en Lithax obscurus (Hagen, 1859)

- I Op stenen
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Limburg, N.-Brabant en Achterhoek (Lithax zeer schaars)

Hydropsyche angustipennis (Curtis, 1834)

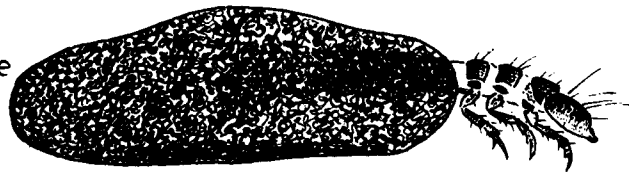
- I Op stenen
- II Restgroep
- III ++
- IV Diluvium

Hydropsyche Pictet, 1834 (overige soorten) en Cheumatopsyche Wallengren, 1891

- I Op stenen
- II Calopteryx- en Gammarus-groep
- III ++
- IV Diluvium hier en daar, vooral Limburg

Hydroptila Dalman, 1819

- I Op stenen en tussen vegetatie
- II Gammarus-groep
- III + en ++
- IV Sterk afhankelijk van de soort, ook in meren

Ithytrichia lamellaris Eaton, 1873

- I Op stenen en grint
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Zuid-Limburg

Limnephilidae Kolenati, 1848

De grootste familie met vele vertegenwoordigers in stromend water. Een van de meest algemene en goed determineerbare soorten is Anabolia nervosa (Curtis, 1834), (Gammarus-groep). Vrijwel alle soorten zijn zeer moeilijk te determineren. Er zijn enige soorten, die alleen in Zuid-Limburg voorkomen (bijv. in bronnen), verder varieert het voorkomen van geheel Nederland tot Diluvium.

De geslachten Halesus Stephens, 1836 en Potamophylax Wallengren, 1891 zijn karakteristiek voor permanent stromende beken met goede zuurstofvoorziening (Gammarus-groep) en worden geregeld aangetroffen. De larven van deze beide genera hebben losstaande kieuwdraden aan het achterlijf. Limnephilidae-soorten uit stilstaand en zwak stromend water bezitten in de regel groepjes kieuwdraden van 2-3 of veel per groepje.

Lype MacL. 1878, Tinodes Curtis 1834 en Psychomyia Latreille, 1829

- I Op stenen, beschoeiingen en stukken hout
- II Gammarus-groep
- III + en ++
- IV Diluvium in beken, alluvium in meren

Molanna angustata Curtis, 1834

- I Op de bodem
- II Restgroep
- III +
- IV Geheel Nederland in beken, rivieren en meren

Mystacides azurea (L., 1761), Athripsodes Billberg, 1820,
Leptocerus Leach, 1815

- I Op stenen en planten
- II Restgroep, sommige soorten Gammarus-groep?
- III Van - tot ++
- IV Geheel Nederland tot alleen Zuid-Limburg, afh. van de soort

Neureclipsis bimaculata (L. 1758)

- I Onder stenen
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Diluvium

Odontocerum albicorne (Scopoli, 1763), Brachycentrus subnubilus
Curtis, 1834, Oligoplectrum maculatum (Fourcroy, 1785),
Micrasemodes minimus (McL., 1876), Lasiocephala basalis
(Kolenati, 1848), Ernodes articularis (Pictet, 1834)

- I Op stenen en op grint
- II Calopteryx- en Gammarus-groep
- III ++
- IV Zuid-Limburg

Oxyethira Eaton, 1873

- I Op planten
- II Gammarus-groep
- III Van + tot + (afh. van de soort)
- IV Geheel Nederland (sommige soorten misschien beperkter)

Plectrocnemia conspersa (Curtis, 1834) en Polycentropus Curtis,
1835

- I Tussen planten

- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Diluvium, plaatselijk

Ptilocolepus granulatus Kolenati, 1848

- I Op stenen
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Noord-Limburg

Rhyacophila (Pict.) en Glossosoma conformis Neboiss,
Agapetus laniger (Pict.) en Agapetus ochripes Cur.

- I Op stenen
- II Gammarus-groep
- III +
- IV alleen in Zuid-Limburg

Sericostoma pedemontanum McL., 1876, Notidobia ciliaris
(L. 1761) Bereodes minutus (L., 1761)

- I Op de bodem
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Diluvium

Sericostoma timidum McL., 1880 en Sericostoma turbatum McL., 1876,
Beraea maurus (Curtis, 1834) en Beraea pullata (Curtis, 1834)

- I Op de bodem in bronnen en bronbeken
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Vnl. Limburg, Beraea pullata mogelijk ook in Oost-Nederland

Silo nigricornis (Pictet, 1834)

- I Op stenen
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Limburg, Veluwe, Oost-Nederland

Silo pallipes (Fab., 1781) en Silo piceus (Brauer, 1857)

- I Op stenen
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Zuid-Limburg

Wormaldia McLachlan

- I Op stenen
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Limburg, Twente, Veluwe (zuidrand)

5.9.10. Megaloptera (slijkvliegen)

Grote larven sterven slechts langzaam in alcohol. Daarom een druppeltje azijnether of ether toevoegen. Slechts één soort is in Nederlandse wateren waargenomen.

Determinatie:

KIMMINS (1962)

Sialis lutaria (L.)

- I Op de bodem tussen detritus en modder
- II Restgroep
- III +
- IV Geheel Nederland

5.9.11. Neuroptera (netvleugeligen)

Determinatie:

KIMMINS (1962)

Osmylus fulvicephalus (Scop.)

- I De larven leven op de rand van nat en droog, de imagines zitten onder bruggen, duikers etc. en zijn makkelijker waar te nemen.
- II Gammarus-groep?
- III ++
- IV Zuid- en Oost Nederland, Veluwe

Sisyrus Burm.

- I De larven leven in sponzen
- II Gammarus-groep?
- III ±
- IV Geheel Nederland

5.9.12. Coleoptera (kevers)

Doden/konserven: de kevers sterven sneller als men aan de alcohol een druppeltje ether of azijnether toevoegt.

Determinatie is vaak zeer tijdrovend en niet altijd zinvol (zie de bespreking der taxa).

LAEYENDECKER & GERRITS (1966). Larventabel. Onvolledig, ook enkele imagines zijn niet opgenomen. (10-30 x).

BERTRAND (1954), deel I. (10-60 x). Moeilijke tabellen.

EVERTS (1903, 1922). Alleen imagines. (10-40 x).

REITTER (1909). Alleen imagines. (10-40 x).

5.9.12.1. Halipilidae (watertreders)Brychius elevatus Panz.

- I ?
- II ?
- III ++
- IV Pleistoceen

Halipilus Latr.

- I Tussen planten
- II Larven waarschijnlijk rest-groep, imagines komen overal voor
- III - tot ±
- IV Geheel Nederland

5.9.12.2. Dytiscidae (waterroofkevers)

- I Vooral tussen planten
- II De meeste soorten zijn als imago niet specifiek voor een bepaalde verontreinigingstoestand. Enkele soorten worden hieronder afzonderlijk besproken. Zelfs in sterk verontreinigd water kan de soortenrijkdom groot zijn door immigratie vanuit de lucht.
- III -- tot ++

Deronectes duodecimpustulatus F. en Deronectes elegans Panz.

- I Vooral tussen de planten
- II Calopteryx-groep, maar imagines verdragen verontreiniging
- III ++
- IV Pleistoceen

Deronectes latus Steph.

- I ?
- II Gammarus-groep ?
- III ++
- IV Pleistoceen

Laccophilus Leach

- I Tussen planten
- II Gammarus-groep, maar imagines verdragen verontreiniging
- III L. hyalinus +, L. obscurus -
- IV Geheel Nederland

5.9.12.3. Gyrinidae (draaitorretjes, schrijvertjes)Gyrinus L.

- I Larven op de bodem, imagines veel op het oppervlak
- II Larven Gammarus-groep, imagines overal voorkomend
- III +
- IV Geheel Nederland

Orectochilus villosus Müll.

- I Larven op de bodem en op stenen, imagines onder overhangende oevers.
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Pleistoceen

5.9.12.4. Hydrophilidae

- I Tussen planten en aan de oever
- II Van de meeste soorten is weinig bekend of ze hebben weinig indicatorische waarde. Enkele soorten worden hieronder afzonderlijk besproken.
- III - tot ++

Hydraena Kugelann

- I ?
- II Enkele soorten behoren vermoedelijk tot de Calopteryx-groep
- III -- tot ++
- IV ?

Spercheus emarginatus Schall

- I Aan rustige oevers en tussen planten
- II Eristalis-groep
- III -
- IV Geheel Nederland

5.9.12.5. Dryopidae s.s.Dryops Oliv.

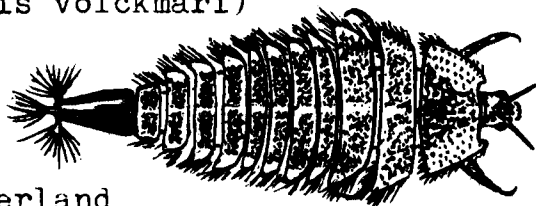
- I Aan de oevers of op planten en stenen
- II ?
- III -- tot ++
- IV Geheel Nederland

5.9.12.6. HelmidaeHelmis maugei (Bedel)

- I Op stenen
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Vooral in Oost- en Zuidoost-Nederland

Limnius volckmari (Panz.) (=Latelmis volckmari)

- I Vooral op stenen
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Vooral in Oost- en Zuidoost-Nederland

Oulimnius tuberculatus (Müll).

- I Op stenen en planten
- II Calopteryx-groep (niet zeer specifiek)
- III ++
- IV Pleistoceen

5.9.12.7. HelodidaeHelodes minuta L.

- I Larven op de bodem en op stenen, imagines buiten het water
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Geheel Nederland

5.9.13. Diptera (Tweevleugeligen = vliegen en muggen)

Determinatie van larven en poppen:

BETRAND (1954). Determinatie binnen de familie niet geheel betrouwbaar en binnen het genus niet mogelijk. (10-50 x). De subfamilie Tanypodinae van de Chironomidae kan worden gedetermineerd met: FITTKAU (1962). (30-100 x). Andere subfamilies met MOLLER PILLOT (1974), getypte tabel (30-100 x). Vele soorten kunnen alleen aan de hand van mikroskopische preparaten worden gedetermineerd. Volledige tabellen hiervoor ontbreken nog.

5.9.13.1. Tipulidae (langpootmuggen)

- I Aan oevers en op de bodem
- II De familie als geheel heeft geen indikatorische waarde. Afzonderlijke soorten waarschijnlijk wel.
- III -
- IV Geheel Nederland

5.9.13.2. Limnobiidae (=Limoniidae)

Alleen van het geslacht Dicranota is een en ander bekend.

Dicranota Zett.

- I Op de bodem
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Geheel Nederland

5.9.13.3. Ptychopteridae (=Liriopeidae)

- I Op de bodem
- II ? enkele soorten misschien kenmerkend voor zuiver water

III - tot +

IV Geheel Nederland

5.9.13.4. Culicidae (steekmuggen)

I Aan het oppervlak

II Eristalis-groep (wél in stilstaand min of meer zuiver water)

III -

IV Geheel Nederland

5.9.13.5. Chaoboridae (=Corethridae) (pluimmuggen)

I Vrij zwemmend

II ? (soms in zeer vuil water)

III --

IV Geheel Nederland

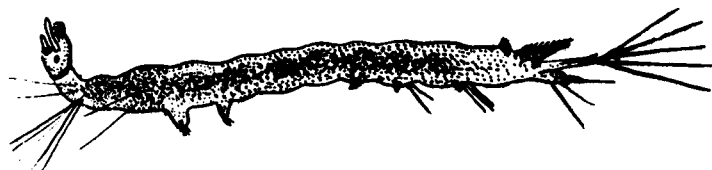
5.9.13.6. Dixidae

I Aan het oppervlak langs de oevers

II Restgroep

III --

IV Geheel Nederland



5.9.13.7. Chironomidae (=Tendipedidae) (vedermuggen)

Ablabesmyia monilis (L.)

I Op de bodem en op planten

II Hirudinea-groep?

III +

IV Geheel Nederland

Apsectrotanypus trifascipennis (Zett.)

I Op de bodem

II Rest-Hirudinea-groep

III +

IV Geheel Nederland

Brillia modesta Mg.

I Op de bodem

II Gammarus-groep

III ++

IV Pleistoceen

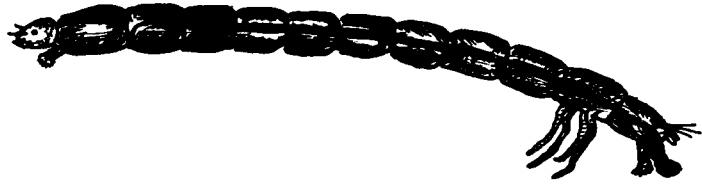
Chironomus Mg.

I In slibbodems

II Chironomus-groep

III +

IV Geheel Nederland



Clinotanypus Kieff.

I Op de bodem

II ?

III +

IV Geheel Nederland

Cricotopus gr. silvestris

I Vooral op planten

II Rest-groep; in klein aantal in sterker vervuild water

III -

IV Geheel Nederland

Cricotopus s.s.

I Vooral op planten

II Rest-groep

III - tot +

IV Geheel Nederland

Cryptochironomus (gr. defectus)

I Op de bodem

II Gammarus-groep

III +

IV Geheel Nederland

Conchapelopia melanops (Wied.)

I Op planten en stenen

II Hirudinea-groep, bij zeer langzame stroming Gammarus-groep

III +

IV Geheel Nederland

Corynoneura Winn.

- I Vooral op planten
- II Rest-groep
- III -
- IV Geheel Nederland

Eukiefferiella Thien.

- I Op stenen en planten
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Geheel Nederland

Glyptotendipes Kieff.

- I In slibbodems
- II Hirudinea-groep (?)
- III -
- IV Geheel Nederland

Macropelopia goetghebueri Kieff.

- I Op de bodem
- II Rest-groep?
- III +
- IV Pleistoceen ?

Macropelopia nebulosa Mg.

- I Op de bodem
- II in middenlopen Hirudinea-groep, in bovenlopen rest-groep
- III +
- IV Geheel Nederland

Microcricotopus bicolor Zett

- I Op de bodem, op stenen en planten
- II Rest-groep
- III -
- IV ?

Microcricotopus rectinervis Kieff.

- I ?
- II Gammarus-groep?

III ++

IV ?

Odontomesa fulva Kieff.

I Op de bodem

II Gammarus-groep

III ++

IV Pleistoceen

Parachironomus Lenz

I Op planten en op de bodem

II Rest-groep (of Hirudinea-groep)

III -

IV Geheel Nederland

Paratendipes gr. albimanus

I Op de bodem

II Hirudinea-groep?

III +

IV Geheel Nederland

Polypedilum Kieff.

I Op de bodem

II Rest-groep

III +

IV Geheel Nederland

Potthastia longimana Kieff. (= P.campestris Edw.)

I Op de bodem

II Rest-groep

III +

IV ?

Procladius Skuse

I Op de bodem

II Weinig indikatorische waarde

III +

IV Geheel Nederland

5.9.14. Gastropoda (slakken)

Konservieren in alcohol, niet in formaline i.v.m. oplossen van de schelp. Determinatie:

JANSSEN & DE VOGEL, 1965 (10-40x)

- I Bodem, stenen, planten
- II Restgroep
- III Van -- tot ++
- IV Geheel Nederland

Acroloxus lacustris (L., 1758)

- I Op de bodem en op stenen
- II Restgroep
- III - tot +
- IV Geheel Nederland

Ancylus fluviatilis (Müller 1774)

- I Op stenen
- II Gammarus-groep
- III ++ tot +
- IV Diluvium en grote plassen

Bithynia tentaculata (L., 1758)

- I Op stenen en planten
- II Restgroep
- III +
- IV Geheel Nederland

Bythinella dunkeri (Frauenf., 1856)

- I In bronnen
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Zuid-Limburg

Lymnaea peregra (Müller, 1774)

- I Op stenen en op de bodem
- II Restgroep
- III +
- IV Geheel Nederland



Planorbarius corneus (L., 1758), Anisus vortex (L., 1758)

Bathyomphalus contortus (L., 1758), Gyraulus albus (Müller, 1774)

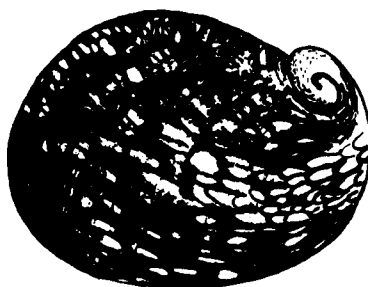
- I Op de bodem
- II Restgroep
- III -
- IV Geheel Nederland

Planorbis planorbis (L., 1758)

- I Tussen planten en op de bodem
- II Restgroep
- III - tot $\pm$
- IV Geheel Nederland

Theodoxus fluviatilis (L., 1758)

- I Stenen en beschoeiingen
- II Gammarus-groep
- III +
- IV Geheel Nederland?



5.9.15. Lamellibranchia (mosselen)

Konserven en determinatie als Gastropoda.

Dreissena polymorpha (Pallas, 1771), Unio, Anodonta, Pseudanodonta

- I Op stenen en op de bodem
- II Restgroep
- III Van ++ tot $\pm$ (meest in rivieren)
- IV Geheel Nederland

Pisidium Pf

Zeer moeilijk te determineren. Voor stromend water is vooral P. amnicum (Müller, 1774) van belang (+).

- I Op de bodem
- II Restgroep
- III van + tot -
- IV Geheel Nederland

Sphaerium Scop.

Van de vier Nederlandse soorten komt S. rivicola (Lamarck, 1818) alleen in stromend water voor (zelden; rievierpjes) en wordt S. corneum (L., 1758) dikwijls in beken gevonden.

- I Op de bodem
- II Restgroep
- III ++ of $\pm$
- IV Geheel Nederland (S. rivicola op enkele plaatsen)

5.9.16. Pisces (vissen) en Cyclostomata (rondbekken)

De mogelijkheid zich snel en over grote afstanden te verplaatsen, maakt vissen minder geschikt voor het beoordelen van de waterkwaliteit.

Determinatie: { REDEKE, 1941
MUUS en DAHLSTRØM, 1967

Acerina cernua (L.) (pos)

- I Op de bodem
- II Rest-groep
- III -
- IV Geheel Nederland

Alburnus alburnus (L.) (alver)

- I Vrij zwemmend
- II Rest-groep
- III -
- IV Geheel Nederland

Cobitis taenia L. (kleine modderkruiper)

- I Op en in de bodem
- II Gammarus-groep
- III ±
- IV Geheel Nederland

Cottus gobio L. (rivierdonderpad)

- I Op de bodem en onder stenen
- II Calopteryx-groep?
In stilstaand water schijnt de soort meer vervuiling te kunnen verdragen.
- III ±
- IV Geheel Nederland

Esox lucius (L.) (snoek)

- I Vrij zwemmend, in plantenrijk water
- II Rest-groep (larven Gammarus-groep)
- III ±
- IV Geheel Nederland

Gobio gobio (L.) (riviergrondel)

- I Vrij zwemmend en bij de bodem
- II Gammarus-groep
- III ±
- IV Geheel Nederland

Lampetra planeri (Bloch) (beekprik)

- I Larve in zandbodem
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Veluwe, Achterhoek, Noord-Brabant en Limburg

Leuciscus cephalus (L.) (kopvoorn of meun)

- I Vrij zwemmend
- II Gammarus-groep
- III +
- IV Vooral in de Maas

Leuciscus idus (L.) (winde)

- I Vrij zwemmend
- II Rest-groep
- III +
- IV Geheel Nederland

Leuciscus leuciscus (L.) (serpeling)

- I Vrij zwemmend
- II Rest-groep
- III +
- IV Grote rivieren en daarmee in verbinding staande wateren

Lota Lota (L.) (kwabaal)

- I Onder oevers
- II Rest-groep?
- III +
- IV Geheel Nederland

Misgurnus fossilis (L.) (grote modderkruiper)

- I Op en in de bodem
- II Rest-groep
- III -
- IV Geheel Nederland

Nemacheilus barbatulus (L.) (bermpje)

- I Op de bodem en onder stenen
- II Gammarus-groep
- III +
- IV Diluvium

Perca fluviatilis (L.) (baars)

- I Vrij zwemmend
- II Rest-groep
- III -
- IV Geheel Nederland

Phoxinus phoxinus (L.) (elrits)

- I Op zand en grintbodem
- II Gammarus-groep
- III ++
- IV Zeldzaam, Zuid-Limburg, Veluwe

Salmo trutta fario (L.) (beekforel)

- I Zand- en steenbodem
- II Calopteryx-groep
- III ++
- IV Zeldzaam. Geul? en uitzettingen

Umbra pygmaea (de Kay) (hondsvis)

- I Vrij zwemmend en bij de bodem
- II geen indikatorische waarde
- III ±
- IV Oost-Brabant en Limburg

5.10. LITERATUUR

- Bertrand, H., 1954. Les insectes aquatiques d'Europe. I & II. Encycl. Entom. XXX, XXXI. Paris. 556 + 547 pp.
- Brinkhurst, R.O. & B.G.N. Jamieson, 1971. Aquatic oligochaeta of the world. Edinburgh. 860 pp.
- Conci, C. & C. Nielsen, 1956. Odonata. (ser.Fauna d'Italia). Calderini, Bologna. 298 pp.
- Dresscher, Th.G.N. & H.Engel, 1960. De Nederlandse bloedzuigers (Hirudinea). Wet.Med.KNNV 39. 60 pp.
- Engelhardt, W., 1955. Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? Kosmos Bücher, Stuttgart.
- Everts, E., 1903. De schildvleugelige insecten (Coleoptera). I. 's Gravenhage. 676 pp.
- Everts, E., 1922. Coleoptera neerlandica (De schildvleugelige insecten). III. 's Gravenhage. 667 pp.
- Fittkau, E.J., 1962. Die Tanypodinae (Dipt.: Chironomidae). Berlin. 453 pp.
- Gijssels, R., 1966. Haftenlarventabel. Uitg. Belg.Jeugdb. Natuurst. 31 pp.
- Hartog, C. den, 1962. De nederlandse platwormen - Tricladida. Wet.Med.KNNV 42. 40 pp.
- Hickin, N.E., 1967. Caddis larvae. London.
- Higler, L.W.G., 1974. Inleiding tot de kennis van de ongewervelde zoetwaterdieren en hun milieu. Wetenschappelijke Mededelingen K.N.N.V. nr. 103.
- Hynes, H.B.N., 1960. The biology of polluted waters. Liverpool. 202 pp.
- Hynes, H.B.N., 1967. A key to the adults and nymphs of the British stoneflies. Second revised edition. Freshw.Biol. Ass.Sc.Publ. no.17.
- Hynes, H.B.N., Macan, T.T. & W.D.Williams, 1960. A key to the British species of Crustacea: Malacostraca occurring in fresh water. Freshw.Biol.Ass.Sc.Publ. no.19.
- Illies, J., 1955. Plecoptera. Tierwelt Deutschl. 43. 150 pp.
- Janssen, A.W. & E.F. de Vogel, 1965. Zoetwatermollusken van Nederland. Uitg. NJN, Amsterdam. 160 pp.

- Kimmins, D.E., 1962. Keys to the British species of aquatic Megaloptera and Neuroptera. Freshw.Biol.Ass.Sc.Publ. no.8.
- Kolkwitz, R., 1950. Oekologie der Saprobien. Schr.Reihe Ver. Wasserhyg. 4. 64 pp.
- Laeyendecker, G. & N. Gerrits, 1966. Waterkevertabel. Uitg. NJN. 48 pp.
- Lepneva, S.G., 1971. Trichoptera. Fauna of the USSR. 2 vols. 638 + 700 pp. Haifa.
- Liebmann, H., 1951. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. I. München.
- Macan, T.T., 1961, 1970. A key to the nymphs of the British species of Ephemeroptera. Freshw. Biol.Ass.Sc.Publ. no.20.
- Macan, T.T., 1965. A revised key to the British waterbugs. Freshw.Biol.Ass.Sc.Publ. no. 16.
- Moller Pillot, H.K.M., 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Tilburg (Pillot-Standaard boekh.). 286 pp.
- Moller Pillot, H.K.M., 1974. Tabel voor het determineren van Chironomidaelarven voor gebruik in laaglandbeken. Stencil, 14 pp.
- Muus, B.J. & P. Dahlstrøm, 1968. Zoetwatervissengids. Elsevier. Amsterdam/Brussel.
- Nieser, N., 1968. De Nederlandse water- en oppervlaktewantsen. Wet.Med.KNNV 77. 56 pp.
- Postma, W. & J.Ruting, 1958. Sloot en plas in kleuren. Meulenhof, Amsterdam. (uitverkocht).
- Redeke, H.C., 1941. De vissen van Nederland. Fauna van Nederland X, Leiden.
- Redeke, H.C., 1948. Hydrobiologie van Nederland. Amsterdam. 580 pp.
- Reitter, E., 1909. Coleoptera. Die Süßwasserfauna Deutschlands 3 u. 4. 235 pp.
- Reynoldson, T.B., 1967. A key to the British species of freshwater triclad. Freshw.Biol.Ass.Sc.Publ. no. 23.
- Sládeček, V., 1973. System of waterquality from the biological point of View. Archiv für Hydrobiologie, Beiheft 7.
- Stock, J., 1968. Gammarus-Tabel. 2e druk. Uitgave Zoölogisch Museum der Universiteit van Amsterdam.

- Ulmer, G., 1909. Trichoptera. Die Süßwasserfauna Deutschlands 5 u. 6. 326 pp.
- Ude, H., 1929. Würmer oder Vermes, I: Oligochaeta. Tierwelt Deutschl. 15. 132 pp.
- Velthuis, H., 1960. Libellenlarventabel. Uitg. NJN.
- Zelinka, M. & P. Marvan, 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch.Hydrobiol. 57 (3): 389-407.

HOOFDSTUK 6

OVERZICHT VAN ENKELE FYSISCH EN CHEMISCHE BEPALINGSMETHODEN

N.C. van Doorn

F.B.J. Koops

L. de Lange

M.A. de Ruiter

J. Snel

Eindredactie: L. de Lange & M.A. de Ruiter

Hoofdstuk 6. Overzicht van enkele fysische en chemische bepalingmethoden

INHOUD	pagina
6.1. INLEIDING	166
6.2. ALGEMENE GEGEVENS VOOR DE BEMONSTERING	167
6.2.1. Omschrijving van monsterplaats, -tijd en omstandigheden	167
6.2.2. Algemene beschrijving van het water en zijn directe omgeving	167
6.2.3. Bijkomende gegevens van monster- behandeling	168
6.2.4. Bijkomende analysegegevens	168
6.3. BEMONSTERING, TRANSPORT EN OPSLAG	168
6.3.1. Hoeveelheid	168
6.3.2. Monsterfles	169
6.3.3. Diepte van monstername	169
6.3.4. Plaats van monstername	170
6.3.5. Representativiteit van het monster	171
6.3.6. Filtratie, konservering, opslag	171
6.4. DOORZICHT, TROEBELING, KLEUR EN GEUR	173
6.4.1. Veldmetingen	173
6.4.1.1. Doorzicht	173
6.4.1.2. Troebeling (turbiditeit)	175
6.4.1.3. Kleur	175
6.4.1.4. Geur	175
6.4.2. Laboratoriummetingen	176
6.4.2.1. Doorzicht	176
6.4.2.2. Troebeling	176
6.4.2.3. Kleur	176
6.4.2.4. Geur	177

	pagina
6.5. TEMPERATUUR	177
6.5.1. Meetaanwijzing	177
6.6. ELEKTRISCH GELEIDINGSVERMOGEN	178
6.6.1. Meetapparatuur	179
6.7. pH	181
6.7.1. Enkele gegevens over de pH van water	182
6.7.1.1. Regenwater	182
6.7.1.2. Oppervlaktewater	183
6.7.2. Meting	184
6.8. ZUURBINDEND VERMOGEN (ALKALITEIT)	186
6.8.1. Principe	186
6.8.2. Doel	186
6.8.3. Omrekeningsfaktor van zuurbindend vermogen (meq/l) naar CO ₂ (mg/l) bij diverse temperaturen	187
6.8.4. Toepassing van de tabel bij andere zuurgraden	188
6.8.5. Bepaling	188
6.9. NITRAAT	189
6.9.1. Bepalingsmethoden	190
6.9.1.1. Salicylaatmethode	190
6.9.1.2. Brucine methode	190
6.9.1.3. Zink- of Cadmium-reduktie methoden	191
6.10. NITRIET	192
6.10.1. Methode	192

	pagina
6.11. AMMONIUM	193
6.11.2. Methode	195
6.12. KJELDAHL-STIKSTOF-METHODE	196
6.12.1. Methode	197
6.13. FOSFAAT	199
6.13.1. Methode	200
6.14. CHLORIDE	202
6.14.1. Methoden	204
6.14.1.1. Titrimetrische methoden	204
6.14.1.2. Potentiometrische en konduktometrische methoden	205
6.15. SULFAAT	207
6.15.1. Methoden	207
6.15.1.1. Methode volgens terugtitratie	207
6.15.1.2. Methode volgens direkte titratie	210
6.15.1.3. Turbidimetrische, kondukto- metrische en potentio- metrische methode	213
6.16. CALCIUM	214
6.16.1. Methoden	215
6.16.1.1. Titrimetrische bepaling	215
6.16.1.2. Kolorimetrische methode	216
6.16.1.3. Atoomabsorptie-spektro- fotometer	216
6.16.1.4. Gravimetrische methode	216

6.17. MAGNESIUM	217
6.17.1. Methoden	217
6.17.1.1. Titrimetrisch	217
6.17.1.2. Kolorimetrisch	217
6.17.1.3. Absorptievlamfotometrisch	217
6.17.1.4. Gravimetrisch	217
6.18. NATRIUM	218
6.18.1. Methoden	219
6.18.1.1. Vlamfotometrisch	219
6.18.1.2. Gravimetrisch	219
6.19. KALIUM	220
6.19.1. Methoden	220
6.19.1.1. Vlamfotometrisch	220
6.19.1.2. Gravimetrisch	220
6.20. ZUURSTOF	221
6.20.1. Oplosbaarheid van zuurstof in water	222
6.20.2. Methoden	222
6.20.2.1. Titrimetrische zuurstof- bepaling volgens Winkler	222
6.20.2.2. Elektrische meting	224
6.21. BIOCHEMISCH EN CHEMISCH ZUURSTOFVERBRUIK	228
6.21.1. Biochemisch Zuurstofverbruik (BZV of BOD)	229
6.21.1.1. Methoden	232
6.21.2. Chemisch Zuurstofverbruik	232
6.21.2.1. Het kaliumpermanganaatgetal	233
6.21.2.2. Oxydatie door kaliumdichromaat	234

	pagina
6.22. VELDBEPALINGSMETHODEN	238
6.23. FYSISCH-CHEMISCHE KARAKTERISERING VAN ENKELE WATERTYPEN	241
6.24. LITERATUUR	244

6.1. INLEIDING

Bij het oecologisch wateronderzoek worden, naast het eigenlijke onderzoek van flora en fauna, meestal ook enkele fysische en chemische bepalingen verricht. In het hierna volgende is van de meest bepaalde factoren een kort overzicht van de bepalingsmethoden gegeven. Daarbij is tevens aangegeven:

- a. het belang van de betreffende faktor voor diverse onderdelen van het oecosysteem en enkele waarden die in Nederlandse oppervlaktewateren zijn te verwachten.
- b. op welke principes diverse bepalingsmethoden berusten en wat hun voor- en nadelen zijn.

In dit overzicht is niet naar volledigheid gestreefd. Slechts de meest gebruikelijke methoden zijn behandeld, terwijl voor de uitvoering van de bepalingen naar voorschriften en andere gespecialiseerde literatuur wordt verwezen. Ook is niet gestreefd naar het dwingend voorschrijven van bepalingen en methoden.

Volledig automatische apparatuur ("auto-analyser") verdient de voorkeur, wanneer een groot aantal monsters op een gering aantal factoren, elk met geringe variatiebreedte, moet worden bepaald, en er geen sprake is van (onbekende) storende factoren. Wanneer aan deze voorwaarden niet is voldaan verdienen "semi-automatische" methoden de voorkeur. Hierbij wordt de voorbereiding van de monsters -rekening houdende met de te verwachten waarden en interferenties- met de hand verricht, de meting echter geautomatiseerd.

Ten aanzien van de presentatie der analyse-resultaten kan gesteld worden, dat de voorkeur wordt gegeven aan opgave in milli-equivalenten per liter, in verband met een snelle controle van de uitkomsten via de ionenbalans. Omdat velen gewend zijn aan een opgave in mg/l, is deze bij de voorbeelden

tevens vermeld. Bovendien is voor sommige factoren (o.a. P,N,BOD,COD) een opgave in meq/l niet juist, omdat deze als zodanig niet als ionen aanwezig zijn. Deze worden dus alleen in mg/l opgegeven. Uitbreiding van het hier opgenomen analyseprogramma kan in bepaalde gevallen vereist zijn. Men denke b.v. aan de analyse van diverse zware metaalionen, silicium, detergenten, herbiciden e.d.

6.2. ALGEMENE GEGEVENS VOOR DE BEMONSTERING

Ieder bemonsteringsrapport behoort, om vergelijking met andere onderzoeken mogelijk te maken, -behalve naam en adres van de onderzoekers en de eigenlijke analyseresultaten- tenminste de volgende gegevens verstrekken:

6.2.1. Omschrijving van monsterplaats, -tijd en -omstandigheden

- a) Gemeente en verder lokaal-geografische aanduiding.
- b) Plaats van het monsterpunt op een bijgevoegde kaart, of door opgave van coördinaten. Men gebruike bij voorkeur kaarten van de Topografische Dienst te Delft, schaal 1:25000.
- c) Situatie van het monsterpunt op een schets in bovenaanzicht en in profiel.
- d) Datum en uur van de monstername.
- e) Weersgesteldheid op het moment van monstername en van de voorafgaande periode.

6.2.2. Algemene beschrijving van het water en zijn direkte omgeving

- a) dimensies (breedte, diepte tot aan de modderlaag en tot aan de vaste ondergrond)
- b) stroming (kontinu of periodiek)
- c) beschaduwing
- d) talud (hoogte, hellingshoek, begroeiing)

- e) oeevergebruik
- f) inkomend water, zo mogelijk met analyse-gegevens hiervan uit literatuur e.d.
 - open waterverbinding
 - kwel
 - drainagewater, effluent van riolering, poldergemalen enz.
 - oppervlakkige afvloeiing
 - regenwater (kwantitatief te verkrijgen bij het KNMI, kwalitatief o.m. bij IG-TNO te Delft)
- g) waterbeheer (schoning, herbicidengebruik, afwateringspatroon, peilbeheersing enz.). Aanvullende gegevens hieromtrent te verkrijgen door informatie bij beheersinstanties en door kaarten (b.v. Waterschapskaarten en kaarten van de Afd. Waterstaatskartografie van de Directie Waterhuishouding en Waterbeweging van de Rijkswaterstaat, te bestellen bij de Staatsuitgeverij te 's Gravenhage). Beheersinstanties als Provinciale Waterstaten, Waterschappen, Zuiveringsschappen, RIZA e.d. beschikken bovendien vaak over analyserapporten van diverse oppervlaktewateren.
- h) grondsoort. Naast rechtstreekse beoordeling kan gebruik gemaakt worden van de kaarten van de Stiboka te Wageningen, liefst de uitgave 1:50.000.

6.2.3. Bijkomende gegevens van monsterbehandeling

- a) eventuele filtratie en konserveringsmethode
- b) wijze van vervoer en opslag

6.2.4. Bijkomende analysegegevens

- a) datum en plaats van de analyses
- b) gebruikte analysemethoden

6.3. BEMONSTERING, TRANSPORT EN OPSLAG

6.3.1. Hoeveelheid

Voor de in dit programma besproken bepalingen is een hoeveelheid water van 1/2 à 1 l voldoende (afhankelijk van de gebruikte methodes, b.v. titratie of fotometrisch).

6.3.2. Monsterfles.

Voor alle factoren, behalve voor ortho-fosfaat en P-totaal, zijn polyetheen flessen bruikbaar. Zij zijn licht en onbreekbaar. Als nadeel geldt een moeilijker reinigen. Vooral als het water er enige tijd in moet verblijven, treedt slecht te verwijderen verkleuring op. Reinigen bij hoge temperatuur is bovendien onmogelijk en het waarnemen of de fles goed schoon is, is moeilijk. Om al deze redenen is glas te verkiezen. Bovendien is voor ortho-fosfaat en P-totaal bemonstering in plastic af te raden. Volgens MURPHY & RILEY (1956) vindt sterke afname van het P-gehalte plaats door adsorptie. Volgens HERON (1962) is niet adsorptie maar bacteriewerking door een moeilijk verwijderbare bacteriefilm vanaf de wand de oorzaak hiervan, en zou voorbehandeling van de fles met J.KJ deze voorkomen (15% oplossing in 8% KJ oplossing, 1 week laten inwerken: SCHWOERBEL, 1966). Ook in verband met het bovenstaande lijkt monstername in glas de beste weg. Bij gebruik van "goedkope" glassoorten verdient het aanbeveling nieuwe flessen enige dagen met aqua dest. te laten staan in verband met eventuele uitwisseling van ionen vanuit het glas. Het beste is dan ook dergelijke flessen gevuld met aqua dest. te bewaren. Sluiting b.v. door plastic schroefdoppen of door geparaffineerde kurken.

6.3.3. Diepte van monstername

Voor routine.bemonstering wordt de fles op 2 à 3 dm diepte geheel gevuld en onder water gesloten zonder insluiting van een luchtbel. Instroming van slakken, kroos e.a. grotere deeltjes moet worden voorkomen (indien nodig met behulp van een steeds te vernieuwen stukje gaasdoek of een appelmoeszeef), evenals sterke waterbeweging of opwerveling van bodemmateriaal. De fles 2x voorspoelen met het monsterwater. Voor bemonstering van diepere waterlagen zijn diverse systemen ontworpen, waarbij òf flessen op diepte gebracht van bovenaf zijn te openen en/of te sluiten, òf eenvoudige (hand)pompen het water uit de gewenste laag oppompen. Een aantal van de apparaten vindt men b.v. vermeld bij HÖLL (1968 p.14 e.v.), GOLTERMAN (1971, p.11 e.v.) en SCHWOERBEL (1966, p.21 e.v.) Aparte vermelding verdienen de horizontale monsterapparaten, b.v. volgens JAAG, AMBÜHL & ZIMMERMANN (1956) en volgens KLAPPER (1967). In het algemeen

zal in onze ondiepe wateren de verticale gradiënt in chemische samenstelling niet zò sterk zijn, dat deze diepere bemonstering veel extra informatie geeft. HUTCHINSON (1957, p.736) geeft b.v. voor $\text{PO}_4\text{-P}$ voor de bovenste meters in meren nauwelijks een gradiënt. Voor waterbeoordeling is trouwens de vergelijkbaarheid van uniform genomen monsters belangrijker dan het constateren van deze gradiënt. Hierop zijn twee uitzonderingen. Voor het O_2 -gehalte kan de gradiënt veel steiler zijn, en bovendien een kritische grens passeren. Behalve de bovengenoemde apparaten voor dieptebemonstering kan dan elektrische apparatuur met een, aan een snoer afzinkbare, elektrode uitkomst geven. Ten tweede kan het interessant zijn het interstitiële bodemwater te bemonsteren, dat weliswaar meer of minder met het bovenstaande water is gecorreleerd, maar dat toch door sterkere bodeminvloed (zowel afgifte als adsorptie) en sterkere isolatie in belangrijke mate kan afwijken. Het is van belang voor bodemfauna, als wortelmilieu van macrofyten en als beïnvloedend agens van de chemie van het bovenstaande water. In ondiep water is bemonstering geen probleem (uit laten lekken van bodemonsters). Men zie voorts ERIKSEN (1963).

6.3.4. Plaats van monstername

Op grotere schaal (in de grootte-orde van enkele honderden meters) kan ook in groter open water een opmerkelijke horizontale gradiënt bestaan, indien plaatselijke beïnvloeding van de waterchemie (zijdelingse influx, gerichte afwatering van elders komend boezemwater e.d. plaatsvindt. Synchrone bemonstering brengt een dergelijke gradiënt aan het licht. De plaats van de monstername is dan uiteraard van invloed. Zo werd b.v. in waterlopen in het Waterschap de Alm te Sleeuwijk een $\text{PC}_4\text{-P}$ -gradiënt van 0,002-1 mg/km gekonstateerd, in de Kalenbergergracht bij Ossenzijl een van 0,05 mg/km (Hugo de Vries Lab., Amsterdam, ongepubl.). Bij dichte begroeiing kunnen b.v. tussen de oeverzone en het midden van een water wellicht nog sterkere gradiënten optreden. Anderzijds vond men bij de bemonstering van de Veluwerandmeren (tussen Nijkerk en

Roggebotsluis), dat zelfs ± 12 km tussen de monsterplaatsen geen interpreteerbare verschillen met zich meebrachten (Ir.C.BERGER, R.Y.P., mond.med.).

6.3.5. Representativiteit van het monster

Behalve de bovenbeschreven problemen van ruimtelijke aard vallen onder dit begrip tevens de volgende problemen:

- a) Het niet-homogeen verdeeld zijn van grovere deeltjes, waarmee men te maken krijgt bij die bepalingen, die tevens in het ongefiltreerde monster worden verricht, t.w. COD, P-totaal en N-totaal. Vooral in zeer ondiep water met zacht sediment of in het geval van neerslagen van b.v. $\text{Fe}(\text{OH})_3$.
- b) De veranderingen in de tijd, zowel door exogene als door endogene oorzaken. Periodieke bemonstering (of continue met registrerende apparatuur) brengt deze aan het licht, terwijl men voor vergelijkend onderzoek synchroon moet bemonsteren (zowel wat het uur van de dag als wat het seizoen betreft). Voor het open water van het CRM-reservaat "De Weerribben" werd in opeenvolgende 2-maandelijkse bemonstering op dezelfde monsterpunten een maximaal verschil in elektrisch geleidingsvermogen van $30.10 \mu\text{S}$ (bij 25°C) (gemiddeld van $9.10 \mu\text{S}$) gevonden. Voor $\text{PO}_4\text{-P}$ waren deze cijfers resp. 0,217 en 0,030 mg/l en voor $\text{NO}_3\text{-N}$ 2,7 en 0,8 mg/l (Hugo de Vries Lab., Amsterdam, ongepubl.). Het betreft hier hoofdzakelijk exogene oorzaken. Van de endogene oorzaken kunnen worden genoemd: de assimilatiesnelheid (pH overdag hoger door HCO_3^- opname), de ionopname, vooral in het groeiseizoen (vgl. b.v. HUTCHINSON, 1957 p.740 e.v. voor de periodiciteit in het $\text{PO}_4\text{-P}$ gehalte) en de mineralisatiesnelheid (lager in de winter). Behalve door al of niet periodieke wijzigingen in de waterchemie zijn deze verschillen ook mogelijk door de wisselende invloed van neerslag en verdamping. Al naar gelang de grootte van het watervolume en de mate van geïsoleerd zijn zal men deze gegevens over de voorafgaande periode in de beschouwing moeten betrekken.

6.3.6. Filtratie, conservering, opslag

Tijdens transport en opslag kunnen veranderingen optreden in de waterchemie, die niet geheel zijn te vermijden. Dit is één

van de argumenten die pleiten voor veldbepalingen (zie 6.22). Deze veranderingen kunnen bestaan uit: 1) neerslagvorming (b.v. van CaCO_3). Bij sterke assimilatie kan ten gevolge van snelle CO_2 -onttrekking een labiele situatie ontstaan, waarbij het evenwichts- CO_2 , nodig voor het in oplossing houden van het Ca^{2+} ten dele is verbruikt. Of b.v. van ferri-verbindingen als gevolg van aërerings tijdens de monsterneming en pH-verlaging door beëindiging assimilatie en voortgaande ademhaling. Aan deze neerslagen kan dan weer fosfaat geadsorbeerd worden. Toevoeging van enkele druppels HCL voorkomt deze bezwaren, maar stoort uiteraard de pH en Cl^- -bepaling, terwijl de erdoor veroorzaakte afsterving van microorganismen, gevolgd door autolyse, tot wijzigingen in de P en N-componenten kan voeren). 2) gasontwikking (b.v. van NH_3 en H_2S). Sluiting van de fles onder water zonder luchtbel kan deze tegengaan. 3) pH verandering, vooral tengevolge van ademhaling en assimilatie. Verkleind door donker en zo koud mogelijk bewaren. 4) opname van voedingsstoffen door fytoplankton 5) afgifte van organische en ten dele anorganische verbindingen ten gevolge van autolyse (b.v. door het enzym fosfatase) na afsterven 6) veranderingen door bacteriële werking (b.v. (de)nitrificatie, mineralisatie en chemosynthese). De punten 3), 4) en 6) worden door fixeren tegengegaan, maar 5) wordt versterkt. Als fixatiemiddel wordt formaline (0,4 ml/l), chloroform (7 ml/l), H_2SO_4 96% (0,8 ml/l), tolueen en 1.2 dichlooretheen gebruikt. DE BRUIN & DE LANGE (1970) hebben de invloed van fixatie op het PO_4 -P-gehalte nagegaan en vonden grotere veranderingen met, dan zonder fixatie. De beste methode was membraanfiltratie (Sartorius MF 50, poriënwijdte 0,45 μ), zo mogelijk in het veld (met behulp van fietspomp en terugslagventiel; een voorgevoegd glasvezelfilter voorkomt het snel "dichtslaan" van het membraanfilter), en bewaren in de koelkast. Als opslag van > 2 dagen onvermijdelijk is verdient fixatie met H_2SO_4 , maar dan ná de membraanfiltratie, aanbeveling. Voor de meeste gevallen is kwantificering van de fouten, die ontstaan door veranderingen in het monster tussen het moment van monsterneming en de analyse, niet te geven, daar deze sterk afhangt van variabelen als temperatuur, licht, plankton- en bacteriënbestand,

concentraties der bestanddelen etc. In het algemeen geldt: zo kort, koud en donker mogelijk bewaren vóór de analyse.

6.4. DOORZICHT, TROEBELING, KLEUR EN GEUR

Het op het wateroppervlak vallend licht wordt voor een deel gereflekkeerd en dringt voor het overblijvende deel in het water door. Dit in het water doordringende deel wordt weer gedeeltelijk gereflekkeerd door in het water aanwezige deeltjes, door voorwerpen onder water of door de bodem. Het is dit laatst genoemde gereflekkeerde licht dat ons in staat stelt voorwerpen onder water te zien en een indruk te verkrijgen van de helderheid. Van belang o.a. voor fotosynthetiserende organismen is de lichtintensiteit per golflengte op diverse diepten.

Van invloed is de intensiteit, golflengte en invalshoek van het opvallende licht alsmede de (golflengte- selectieve) absorptie, reflexie en strooiing door het water, de erin opgeloste stoffen (al of niet colloïdaal) en de disperse zwevende bestanddelen (seston, plankton). Als q de extinctie per lengte-eenheid is, dan geldt voor de lichtintensiteit I_n op diepte n :

$I_n = I_0 - I_0 \cdot q^n$ waarbij I_0 de intensiteit van het opvallende licht is.

6.4.1. Veldmetingen

6.4.1.1. Doorzicht (zichtdiepte, helderheid, lichtdoorlatendheid)

- Fotoëlektrisch. De lichtmeter kan sferisch zijn of vlak (in dit geval is het mogelijk door filters de lichtsterkte per golflengtegebied te bepalen) en al of niet integrerend.

Synchrone meting van het opvallende licht is noodzakelijk.

Fabricage: Stichting Technische en Fysische Dienst voor de Landbouw (TFDL), te Wageningen.

Ook is meting van de lichtdoorlaatbaarheid op iedere diepte mogelijk volgens RUTTNER & SAUBERER met lamp + fotoëlement op 1m onderlinge afstand (horizontaal) in het donker (in: GESSNER, 1955).

- Bepaling van het doorzicht of de zichtdiepte met de Secchischijf door deze in het water te laten zakken en het gemiddelde te bepalen van de diepte waarop hij net niet meer zichtbaar is en de diepte waar hij bij ophalen weer zichtbaar wordt. De Secchi-schijf is in diverse grootten, vierkant of rond, geheel wit of in wit-zwarte sectoren uitgevoerd. Voor kleinere wateren voldoet een schijf van 10 cm doorsnede met wit/zwarte kwadranten met aanschroefbare gecalibreerde staven. De schijf is zodoende door eventuele vegetatie heen te drukken, en kan tevens dienen voor de meting van waterdiepte en sapropeliumdikte. Meting kan het beste verricht worden midden op de dag bij heldere hemel, in de schaduw en bij weinig wind in verband met golfslag (of de waarneming verrichten met behulp van een emmer met doorzichtige bodem). De zichtbaarheidsgrens ligt bij $\sim 15\%$ van de opvallende lichtsterkte (BEETON, 1958). DE KLOET (1971) vond als gemiddelde voor het IJsselmeer 22% met een variatie van 10 tot 28%, RODHE (1966) vermeldt voor 12 buitenlandse meren een variatie van 2 tot 30%. Troebeling is van méér invloed dan kleur (GESSNER, 1955). Meetdiepten in ons land van enkele cm (sterk troebel) tot enkele meters. De zichtdiepte wordt sterk beïnvloed door opwoeling van bodemmateriaal ten gevolge van wind (ook op voorgaande dagen), scheepvaart enz.

Enkele gemeten waarden

	zichtdiepte (m)	literatuur
Maarsseveense plas ('70)	1,8	PROV. WATERSTAAT, Utrecht, 1973
Loosdrechtse plassen ('48)	1,5 - 2,5	TNO, 1948 (?)
Loosdrechtse plassen ('71)	gemiddeld 0,6	FONDS & KAMPFEL-MACHER, 1971
Veerse meer ('71)	1-6	BAKKER, 1972
IJsselmeer ('69)	0,7	DE KLOET, 1971
Eemmeer ('66-'70)	0,1-0,5	BERGER, 1970

Bij algenbloei is op 1 meter minder dan 20% van de opvallende lichtsterkte aanwezig (SCULTHORPE, 1967); bij ~ 10% lichtsterkte is de fotosynthese nog ~ 50%, het compensatiepunt (fotosynthese en ademhaling gelijk van intensiteit) is bij enkele procenten van de lichtsterkte bereikt (DUSSART, 1966), terwijl bij ~ 1% van de lichtsterkte (2,2 x de zichtdiepte met de Secchischijf) de fotosynthese ophoudt (DE KLOET, 1969).

Er is een relatie tussen max. primaire produktie per m^3 en zichtdiepte (MATHIESEN, 1972). Deze geldt echter niet voor wateren met een hoog gehalte aan humusstoffen, slib of ditritus door stroming, golfslag enz.

6.4.1.2. Troebeling (turbiditeit)

Schatting van de troebeling in glazen fles na omschudden (DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN, no.B4) -men onderscheidt: helder, bijna helder, zwak opalescent, zwak en sterk ondoorzichtig- of lezen van gestandaardiseerd schrift door de planparallele bodem van cylinders (KLUT-OLSEWSKI, p.40). Exactere meting is mogelijk met een nephelometer op het laboratorium, waarbij de intensiteit van het zijdelings verstrooide licht wordt gemeten.

6.4.1.3. Kleur

Kleurschatting is mogelijk tegen de ondergrond van de secchischijf, of bij het uitgeschepte monster in glas (in 10-15 cm dikke laag, witte ondergrond, diffuus licht). Men onderscheidt groen en bruin/geel in de gradaties zeer zwak, zwak en sterk.

6.4.1.4. Geur

Voor al H_2S -geur is belangrijk, als indicatie voor een reducerend (anaeroob) milieu. Het H_2S gehalte is afhankelijk van de monsterdiepte. De geur van het uitgeschepte, niet te koude watermonster wordt in het veld bepaald na krachtig schudden. H_2S is ook aan te tonen met een filtreerpapiertje gedrenkt in loodacetaat, doch de neus is een gevoeliger instrument. Opgave: zonder, zwak, sterk. De geurindruk is echter sterk afhankelijk van de waarnemer. Ook bepaalde algen kunnen het

water een karakteristieke geur verlenen (LIEBMANN, 1960), terwijl ook ammoniak- (bij gierlozing b.v.) en fenolgeur soms kan worden waargenomen.

6.4.2. Laboratoriummetingen

6.4.2.1. Doorzicht

Spectrofotometrisch bij 420 nm vóór en ná filtratie (maat voor de troebeling: FREIER, 1964), bij 340 nm (GRÖTERUD, 1972), bij 420 nm (ZIMMERMANN, 1961) of bij 460 nm (HÖLL, 1968): "Farbwert".

6.4.2.2. Troebeling

Met een troebelings- of turbiditeitsmeter d.m.v. een standaardkaart waarbij de lichtdoordringingsafstand wordt gemeten en uitgedrukt wordt in turbiditeitseenheden (STANDARD METHODS, 1971, p.49; WELCH, 1948, p.130 e.v.).

6.4.2.3. Kleur

Strikt genomen wordt onder kleur van het "water" alleen de door opgeloste bestanddelen veroorzaakte selectieve strooiing verstaan, welke na filtratie of centrifugeren moet worden bepaald. Dit kan in een colorimeter gebeuren door vergelijking met normkleuren, of, voor geel/bruine kleuren, b.v. met de vergelijkingsoptlossingen volgens de "Pt-schaal" (1 eenheid = 1 mg Pt = 1° Hazen = 1 ml van een oplossing van 2,49 g K_2PtCl_6 + 2,02 g. $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ in 200 ml HCl 38% aangevuld tot 1 liter: DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN, No. Cl: HÖLL, 1968; WELCH, 1948), die ook in (b.v. Hellige-) comparatoren als basis voor een kleurschrift zijn verwerkt. Voor humeuze wateren geeft OLSEN (1950) de schaal: oligo-(<15° Hazen), β -meso-(15-40° Hazen), α -meso-(40-200° Hazen) en polyhumid (> 200° Hazen). Deze schaal is niet evenredig met het humus-gehalte.

Naast opgave in silica-eenheden is ook opgave in formazine-eenheden mogelijk (kleur stabiel) (STANDARD METHODS).

6.4.2.4. Geur

Op het Rijks Instituut voor Drinkwatervoorziening te Den Haag wordt een "reukgetal" bepaald. Dit is de verdunning met leidingwater, waarbij de helft van een groep van 10 à 12 mensen nog een verschil met leidingwater kan waarnemen. Voor enkele monsterpunten in Rijkswateren zijn de gevonden waarden opgegeven in RIJKSWATERSTAAT, 1974. De grootte-orde is tussen 20-35 voor de grote rivieren, tot 125 voor het IJ.

6.5. TEMPERATUUR

De snelheid van alle chemische en fysiologische processen, zoals mineralisatie, ademhaling, fotosynthese, voortplanting en groei, is sterk van de temperatuur afhankelijk, evenals de ligging van de in het water bestaande chemische evenwichten. Incidentele meting is hiervoor van betrekkelijk weinig waarde, maar is wel nodig in verband met de meting van O_2 , pH- en geleidingsvermogen. Verschillen in watertemperatuur kunnen een indicatie zijn voor kwel, instroming of stratificatie. Globaal volgen lucht-en watertemperatuur een zelfde jaarkurve, de oppervlakte-watertemperatuur is in ons land gemiddeld over het jaar $\sim 10^{\circ}C$, in de zomer tot $20^{\circ}C$, met kortdurende maxima tot $30^{\circ}C$ op zeer warme dagen. De temperatuur van het grondwater (belangrijk i.v.m. kwel) is op 20 meter diepte konstant $11^{\circ}C$, per 100 meter diepte stijgt die konstante waarde met $2,5$ à $3^{\circ}C$. In de bovenste 20 meter volgt de grondwatertemperatuur vertraagd de luchttemperatuur met maxima tot $14^{\circ}C$ en minima tot $8^{\circ}C$. Overigens kan de grondwatertemperatuur ook beïnvloed worden door die van eventueel bovenstaand oppervlaktewater (via indringing).

6.5.1. Meetaanwijzing

Op 3 dm diepte, maar tenminste 1 dm van de bodem. Liefst met een minimum-maximum (Six) thermometer in situ, of meting in het gemonsterde water direkt na monsternamen.

Zeer gemakkelijk is ook elektrische meting. Deze maakt ook registratie met recorders mogelijk.

Opgave: in $1/2^{\circ}C$.

6.6. ELEKTRISCH GELEIDINGSVERMOGEN

Het doel van de meting van het elektrisch geleidingsvermogen (EGV, niet specifieke "geleidendheid", of "geleidbaarheid"!) van het water is het bepalen van de som van het geleidend vermogen van alle opgeloste ionen. Dit zijn in hoofdzaak Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ en Cl^- , SO_4^{2-} en HCO_3^- bij de meettemperatuur (per $^{\circ}\text{C}$ stijging stijgt het elektrisch geleidingsvermogen met $\sim 2\%$).

Opgave in $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($1 \mu \text{ Siemens}/\text{cm} = \frac{10^6}{\mu \text{ ohm} \cdot \text{cm}} = 1 \mu \text{ mho}/\text{cm}$) bij

18,20,23 of 25°C (soms ook als K_{18} enz. aangegeven in S/cm).

De temperatuur 25°C wordt steeds meer gebruikt. Een omrekenings-tabel voor de temperatuur is o.a. te vinden in GOLTERMAN (1971).

De dupliciteerbaarheid is bij veldmeters vaak niet beter dan 10%, bij laboratoriummeters 5%. Bij gebruik van meetbereiktoetsen moet de vermenigvuldiging niet uitgevoerd worden, dus b.v. 140.10 opgeven, i.p.v. 1400.

Bij $\text{pH} < 5,8$ is compensatie nodig voor de geleiding door H_3O^+ (MALMER, 1963; SJÖRS, 1950), daar de iongeleiding per meq/l van H_3O^+ zeer hoog is: $350 \mu\text{S}/\text{cm}$ bij 25°C , bij $\text{pH} > 9$ i.v.m. OH^- (iongeleiding $199 \mu\text{S}/\text{cm}$ bij 25°C). Deze compensatie is in de grootte-orde van 3 (bij $\text{pH} 5$), 33 (bij $\text{pH} 4$) en 325 μS (bij $\text{pH} 3$). Meting van het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) is een snelle methode om een indruk van de waterchemie op een monster-plaats op een bepaald tijdstip te verkrijgen, vooral bij vergelijking binnen één gebied, als de algemene ionenverhouding ongeveer konstant is (voor $\text{Cl}^- < 100 \text{ mg}/\text{l}$ geldt globaal een korrelatie met de hardheid, voor $\text{Cl}^- > 100 \text{ mg}/\text{l}$ een korrelatie met Cl^-). Het aandeel van de individuele ionen varieert vrij sterk (uitersten: HCO_3^- 43,6, Cl^- 75,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$, bij 25°C , per meq/l) (STANDARD METHODS, 1971). Ionen met grote oecologische betekenis maar optredend in relatief geringe concentraties (bijv. PO_4^{3-} en NO_3^-), hebben weinig direkte invloed op het EGV; wel vertoont bijvoorbeeld PO_4^{3-} statistisch gezien in poldersloten positieve korrelatie met het EGV (DE LANGE, 1972, p.46). De korrelatie met de (oecologisch belangrijker) faktor osmotische waarde is eveneens positief. De meting kan voorts gebruikt worden als een aanwijzing voor de herkomst van het water (DE BLOK et al.,

1970) en als een controle op de wateranalyse. Het produkt K.EGV geeft een indruk van de som van de opgeloste elektrolieten in mg/l, waarbij voor K wordt opgegeven: 0,7 - 0,8 (RICHARD & VAN CU, 1961), 0,55 - 0,7 (STANDARD METHODS, 1971), bij hoge saliniteit ligt K tussen 0,50 - 1,00 (meestal 0,55 - 0,75) (WILLIAMS, 1966). Voorts is de som van de opgeloste kationen (en van de anionen) in meq/l $\sim$ 0,01.EGV ($\mu\text{S}/\text{cm}$, 25°C) (GOLTERMAN, 1971) (N.B.: de opgave in MACKERETH, 1963, fig. 3, moet ook op de som van de kationen en anionen slaan en niet op totale ionenkoncentraties).

6.6.1. Meetapparatuur

In de handel zijn veldmeters op batterijen, die goed voldoen. Zij hebben een temperatuurvoeler, die tot de meetdiepte kan worden neergelaten, een temperatuurkompensatieknop en een geleidingsvermogen-elektrode. Kosten $\pm$ f 1.300. De volgende tabel geeft een indruk.

Geleidingsvermogenmeters (draagbaar)

Type	Leverancier (o.a.)	Meetbereik ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en rel. fout	Richtprijzen (1974)
Delta Scientific 1014	Van Oortmerssen, Den Haag	0-50.000 $\pm$ 1%	meter inkl. meetcel f 1.150
idem 1114	idem	0,3-10.000 $\pm$ 1%	idem f 1.400
YSI 33	Tamson, Zoetermeer	0-50.000 $\pm$ 2,5%	meter f 700; elektrode f 150; draagkoffer f 125.
Barnstead PM-1	idem	1-5.000	meter inkl. meetcel f 750
Electronic Switchgear	Borg & Burg, Breukelen	0,1-100.000	
idem MC 3	idem		
idem MC 1 MkV	idem	0,01-1.000.000	
Philips P W 9504	Philips, Eindhoven		

Ook registrerende apparatuur is mogelijk. Als niet gemeten wordt moet de elektrode in aq.dest. worden bewaard. IJking op KCl-oplossingen volgens de tabellen voor geleidingsvermogen hiervan voor diverse concentraties o.a. in GOLTERMAN, 1971.

Indeling van wateren op basis van geleidingsvermogen (OLSEN, 1950)

	$\mu\text{S/cm}$ bij 20°C
oligo - ionisch water	< 200
β meso - ionisch water	200 - 500
α meso - ionisch water	500 - 1000
poly - ionisch water	> 1000

Enkele gemeten waarden

	geleidingsvermogen ($\mu\text{S/cm}$ bij 20°C)	literatuur
aqua bidestillata	~ 0,05	DE LANGE, 1972
kraanwater Nijmegen	~ 265	idem
" Amsterdam	~ 700	idem
oppervlaktewater Noordwest-Overijssel	250-650	DE BLOK et al., 1970
Maas bij Heusden (1973)	~ 600	DUINWATERLEIDING, 1974
Lek bij Bergambacht (1973)	~ 1000	idem
Naardermeer	~ 650	VAN DAM, 1973
De Haak (veenplas Z.-H.)	91.10-169.10	DEN HELD et al., 1970
Ilperveld (brak veen- gebied N.-H.)	2500-2800	DEN HELD, ongepubl.
brakke sloten in het Hafdistrikt	1400-10000	DE LANGE, 1972
Waddenzee	~ 25000	idem
Noordzee	~ 40000	idem

6.7. pH

De pH (pondus Hydrogenii of waterstofpotentialiaal) is door Sørensen gedefinieerd als de negatieve logaritme van de waterstofionen-koncentratie:

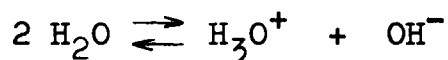
$$\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$$

Aangenomen wordt overigens, dat H^+ -ionen niet als zodanig in het water voorkomen. De in werkelijkheid vrij in het water voorkomende ionen zijn vooral H_3O^+ , OH^- en mogelijk een te verwaarlozen aantal H_4O^{2+} en O^{2-} ionen (zie o.a. HUTCHINSON, 1957).

De huidige definitie van de zuurgraad is daarom:

$$\text{pH} = -\log [\text{H}_3\text{O}^+]$$

De dissociatie-vergelijking is:



De evenwichtskonstante van het dissociatie-evenwicht is:

$$K = \frac{[\text{H}_3\text{O}^+] \cdot [\text{OH}^-]}{[\text{H}_2\text{O}]^2}$$

Aangezien slechts een zeer klein gedeelte van het water is gedissocieerd kan de noemer vrijwel konstant worden geacht en wordt geschreven:

$$K \cdot [\text{H}_2\text{O}]^2 = K_w = [\text{H}_3\text{O}^+] \cdot [\text{OH}^-]$$

Voor zuiver water is $[\text{H}_3\text{O}^+] = [\text{OH}^-]$, immers beide ionen zijn alleen door dissociatie van H_2O ontstaan. De pH van zuiver water is dus:

$$-\log [\text{H}_3\text{O}^+] = -\log [\text{OH}^-] = -\log \sqrt{K_w}$$

De dissociatie van water is een endotherme reactie, waardoor de dissociatiekonstante K_w (en dus de pH) afhankelijk is van de temperatuur (zie tabel).

Invloed van de temperatuur op de pH van zuiver water
(DORSEY, 1940, uit: HUTCHINSON, 1957)

°C	Kw	pH	°C	Kw	pH
0	$0,113 \times 10^{-14}$	7,47	15	$0,450 \times 10^{-14}$	7,17
5	$0,185 \times 10^{-14}$	7,37	20	$0,681 \times 10^{-14}$	7,08
10	$0,292 \times 10^{-14}$	7,27	25	$1,008 \times 10^{-14}$	7,00

Men noemt water met een pH van 7,00 neutraal, met een pH hoger dan 7 alkalisch of basisch, en lager dan 7 zuur.

In de natuur komt volkomen zuiver water niet voor. Ieder water, hetzij grondwater, oppervlaktewater of regenwater, bevat in meer of mindere mate anorganische en organische stoffen, die veranderingen in de $[H_3O^+]$ en $[OH^-]$ veroorzaken en daardoor de pH beïnvloeden. Het produkt Kw van $[H_3O^+]$ en $[OH^-]$ blijft echter konstant in de normale, in oppervlaktewater voorkomende concentraties bij konstante temperatuur. Een stof die de $[OH^-]$ doet stijgen, doet dus de $[H_3O^+]$ evenredig dalen en daarmee de pH stijgen. Omgekeerd zullen meer H_3O^+ -ionen de pH doen dalen.

De werkelijk optredende pH is altijd het resultaat van een groot aantal, in natuurlijk water aanwezige, pH beïnvloedende stoffen, die ook elkaar (o.a. via deze pH) beïnvloeden.

6.7.1. Enkele gegevens over de pH van water

6.7.1.1. Regenwater

Voor regenwater blijkt uit talrijke waarnemingen over de hele wereld dat de pH gewoonlijk tussen 4 en 6 ligt, maar dat lagere waarden tot 3, vooral in industriegebieden, en hogere tot 8 voorkomen (JUNGE, 1963).

De belangrijkste stoffen die de pH van regenwater bepalen zijn HCO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ , NO_3^- en in mindere mate Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ en K^+ (o.a. JUNGE, 1963). Door uit CO_2 gevormde HCO_3^- wordt de pH verlaagd tot 5,61 (bij 0,033% CO_2 in de atmosfeer en 760 mm druk).

De pH van het regenwater in Nederland varieert voornamelijk tussen 4 en 6,5 (SCHMIDT, 1970 en TNO, 1972).

Het SO_2 -gehalte in de atmosfeer wordt langs natuurlijke weg veroorzaakt door omzetting van H_2S (vooral geproduceerd door anaerobe processen in de biosfeer), door waterdruppeltjes uit zee (vooral uit de branding) en door vulkanische activiteit (JUNGE, 1963). In dichtbevolkte geïndustrialiseerde gebieden wordt het verhoogd door verbranding van zwavelhoudende fossiele brandstoffen (HALL, 1972). In en om deze gebieden kan de pH van het regenwater hierdoor dalen tot beneden 4 en de pH van weinig gebufferd oppervlaktewater kan daardoor belangrijk worden verlaagd (ALMER et al., 1974; OTTAR, 1972).

6.7.1.2. Oppervlaktewater

De pH van oligotroof water vertoont overeenkomsten met die van regenwater. In ons land vinden we oligotroof water, dat zuur reageert, hoofdzakelijk op pleistocene gronden (REDEKE, 1948). Veenmos (Sphagnum) is in staat de pH verder te verlagen tot 3, door kationen zoals Ca^{2+} uit het water weg te nemen en te vervangen door H_3O^+ -ionen (ANSCHUTZ, 1954). Ook afgestorven veenmos is tot deze ionen-uitwisseling in staat. Bevat het water echter veel Ca^{2+} en HCO_3^- , doordat het gevoed wordt met grondwater dat b.v. door een kalkrijke bodem is geperkoleerd, dan kan veenmos zich niet handhaven. Het meeste oppervlaktewater in Nederland, vooral wanneer het beïnvloed wordt door Rijnwater en Maaswater, is betrekkelijk rijk aan Ca^{2+} en HCO_3^- . De pH ligt dan gewoonlijk tussen 7,5 en 8 en is zeer stabiel door de bufferende werking van dit calcium-bicarbonaat (RUTTNER, 1962). LEENTVAAR, (1963) vond een pH van ongeveer 8 voor 59 Nederlandse plassen. De pH van huishoudelijk afvalwater ligt gewoonlijk tussen 7 en 7,5 (LIEBMANN, 1962). Sterke fotosynthese van algen of van submerse hogere waterplanten verhoogt de pH door onttrekking aan het water van CO_2 en vooral HCO_3^- (RUTTNER, 1962). In een algenbloei zijn pH-waarden tot 11 gemeten. In het algemeen ontstaat door deze fotosynthese een dag-nacht ritme, dat in eutroof water wel enige pH-eenheden kan bedragen.

Het bufferend vermogen van het water -dat in diverse typen water sterk kan verschillen- is mede bepalend voor de grootte van deze pH-fluctuatie. Doordat veel organismen gebonden zijn aan een bepaald, vaak nauw, pH-traject kan deze fluctuatie een vermindering van het aantal soorten veroorzaken.

Enkele gemeten waarden

	pH	literatuur
Uiversnest (ven bij Nijmegen) '59	3,3 - 4,4	GEELEN, 1969
Gerritsflesch (ven Veluwe) '30	6,5	REDEKE, 1948
Gerritsflesch " '50	4,0	
Van Hunenplak (duinmeer Terschelling) '63	4 - 7	LEENTVAAR, 1967
Lek te Bergambacht ('70)	7,3 - 7,8	DUINWATERLEIDING 's GRAVENHAGE, '70
Maas te Heusden ('70)	7,5 - 8,0	idem
IJsselmeer ('68 - '69)	7,5 - 9,0	DE KLOET, 1971

6.7.2. Meting

De pH kan zowel kolorimetrisch (met indikatorvloeistoffen of indikator-papiertjes) als elektrisch worden bepaald.

Kolorimetrisch met bijvoorbeeld de Hellige Comparator, aanschaffkosten ± f 100,--, nauwkeurigheid ± 0,2 pH.

Metingen met pH-papiertjes zijn weinig betrouwbaar door beïnvloeding van de pH door de geïmpregneerde indikator-kleurstof zelf of door veroudering van de papiertjes. Ook de kolorimetrische bepaling kan op den duur minder betrouwbaar worden door kleur-verandering in de kleurschijven. Elektrische pH-meting is sneller en nauwkeuriger dan kolorimetrische.

(In feite meet men de activiteit van het H_3O^+ -ion en niet zijn concentratie. Deze is niet geheel evenredig hiermee, als gevolg van de beïnvloeding door andere ionen. De afwijking is echter zeer gering.) Voor de uitvoering van de meting, zowel kolorimetrisch als elektrisch zie o.a. STANDARD METHODS (1971) en GOLTERMAN (1971).

Een overzicht van veldmeters (onvolledig) geeft de volgende tabel.

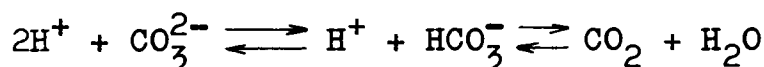
pH / mV meters (draagbaar)

Type	Leverancier	Meetbereik en nauwkeurigheid			Richtprijzen (1974) (guldens)
Chemtrix 40	Tamson, Zoetermeer	0-14	$\pm 0,05$ ± 700	pH mV	425 (incl.elektr.) idem met geëxpandeerde schaal 525
Orion 401	idem	0-14	$\pm 0,015$ ± 700	pH mV	1630 (recorderuitgang); kombinatie- electrode 200
Electrofact 36100	Dijkstra-Ver. Amsterdam Boom, Meppel	0-14	$\pm 0,05$ ± 1400	pH mV	1050 (incl. kombinatie-elektr. etc.) geschikt voor net- en batterijvoeding
Chem-Mate TM	Beckman Instruments, Mijdrecht	0-14	$\pm 0,05$ ± 700	pH mV	725 (incl.elektr.)
Philips 293	Philips, Eindhoven	0-14	$\pm 0,05$ ± 700	pH mV	900 (incl. tas)
Pye Unicam 293	idem	0-14	$\pm 0,05$ ± 700	pH mV	idem
Delta Scientific 1012	Van Oortmerssen, Den Haag	0-14	$\pm 0,01$	pH	700 (incl.elektr.)
E.I.L. 30C	Technisch Bureau v/h W.A. Brinck & Zn.	0-14	$\pm 0,1$	pH	1250 (incl. elektr.etc.)
WTW pH 56	Dijkstra-Ver. ^{Amersfoort} Amsterdam	0-14	$\pm 0,05$ ± 1400	pH mV	737 (excl.elektr.) elektr. 156
WTW pH Digi 540	idem	0-14	$\pm 0,01$ ± 1999	pH mV	2175 (excl.elektr.) elektr. 156 (digital-aflezing)

6.8. ZUURBINDEND VERMOGEN (ALKALITEIT)

6.8.1. Principe

Het zuurbindend vermogen van water (ook wel genoemd zuurverbruik, totale of methylooranje alkaliteit of alkaliniteit) is de hoeveelheid sterk zuur, meestal HCl of H₂SO₄, die vereist is om de pH van het water tot een bepaalde waarde te verlagen. Meestal is de hoeveelheid zuur, hiervoor benodigd, aanmerkelijk hoger dan theoretisch verwacht zou worden bij toevoeging van een sterk zuur aan zuiver water. De oorzaak van dit verschil is dan meestal de aanwezigheid van zwakke zuren, of de zouten hiervan. Veelal gaat het hierbij voornamelijk om de aanwezigheid van het HCO₃⁻ - en het CO₃²⁻ - ion, waarbij door zuurtoevoeging de evenwichten



naar rechts verschuiven. Het effect van de zuurtoevoeging op de pH wordt hierdoor sterk gekompenseerd.

6.8.2. Doel

De bepaling is een maat voor de in het water aanwezige zuurrestionen van zwakke zuren, zoals HCO₃⁻, CO₃²⁻ (bij pH < 8,2 in HCO₃⁻ omgezet) HS⁻, H₃SiO₄⁻, H₂BO₃⁻, HPO₄²⁻ (bij de bepaling omgezet tot H₂PO₄⁻), humuszuurresten enz., alsmede eventuele overmaat aan OH⁻ -ionen. Hij geeft vooral inzicht in de Ca²⁺- en CO₂-huishouding. Daar van de genoemde zuurresten HCO₃⁻ normaliter veruit de grootste hoeveelheid uitmaakt, geeft de bepaling ongeveer de beschikbare hoeveelheid van dit ion, dat belangrijk is als assimilatiegrondstof voor veel submerse waterplanten, terwijl deze kennis tevens noodzakelijk is voor het opstellen van een ionenbalans. Aangezien het hier niet uitsluitend het HCO₃⁻ - ion betreft, is opgave in meq/l verbruikt zuur beter dan opgave in mg/l HCO₃⁻. Uit het zuurbindend vermogen is tevens de bicarbonaathardheid of tijdelijke hardheid te berekenen (zuurbindend vermogen in meq/l x 2,8 = bicarbonaathardheid in Duitse hardheidsgraden; 1°D = 10 mg/l CaO).

(De uitdrukking "tijdelijke hardheid" wijst op het neerslaan van het bicarbonaat als carbonaat bij koken). Voor de totale hardheid zie onder Calcium (6.16).

Tevens is uit het zuurbindendvermogen, de pH, het geleidingsvermogen en de temperatuur bij benadering het vrije en het totale CO_2 af te leiden met behulp van tabellen of nomogrammen (o.a. STANDARD METHODS, 1971 blz. 91; GOLTERMAN, 1971, tabel 3.3 en 3.4 en fig. 9.3). Van Dr. F. Berger, Hydrobiol. Station, Lunz am See (Oostenrijk) stamt de volgende tabel (voor zover bekend ongepubliceerd) ter aflezing van de factoren, die bij benadering het vrije CO_2 in mg/l oplevert na vermenigvuldiging met het zuurbindend vermogen in meq/l. Er moet echter op gewezen worden, dat deze waarden mede afhankelijk zijn van de ionensterkte van het betreffende water (de ionensterkte is gedefinieerd als $1/2 \sum C_i \cdot Z_i^2$, waarin C_i de concentratie van het ion i is, en Z_i de lading hiervan).

6.8.3. Omrekeningsfaktor van zuurbindend vermogen (meq/l) naar CO_2 (mg/l) bij diverse temperaturen

pH	5°C	10°C	15°C	18°C
7,0	14,7	13,1	11,8	11,2
7,1	11,7	10,4	9,4	8,9
7,2	9,30	8,28	7,46	7,05
7,3	7,39	6,58	5,93	5,60
7,4	5,87	5,22	2,71	4,45
7,5	4,66	4,15	3,74	3,54
7,6	3,71	3,30	2,97	2,81
7,7	2,94	2,62	2,36	2,23
7,8	2,34	2,08	1,87	1,77
7,9	1,86	1,65	1,49	1,41

Voorbeeld: een gevonden zuurbindend vermogen van 2,0 meq/l bij een bepalingstemperatuur van 18°C en een pH van 7,5 wijst op een CO_2 - gehalte van $3,54 \cdot 2,0 \text{ mg/l} = \sim 7 \text{ mg/l}$.

6.8.4. Toepassing van de tabel bij andere zuurgraden

Voor pH-waarden van 8,0 - 8,9 worden de factoren door 10 gedeeld, waarbij de aflezing in bovenstaande tabel plaatsvindt bij de korresponderende eerste decimaal (dus 8,2 bij 7,2 enz.). Bij pH > 8,9 is praktisch geen vrij CO₂ te verwachten (HUTCHINSON, 1957). Bij pH-waarden van 6,0 - 6,9 moeten de factoren met 10, bij pH waarden van 5,0 - 5,9 met 100 worden vermenigvuldigd. Bij pH < 5 is praktisch alleen nog CO₂ aanwezig, waarvan de oplosbaarheid -bij evenwicht met de atmosferische CO₂- ongeveer 200 x die van zuurstof is bij overeenkomende temperatuur (HUTCHINSON, 1957).

6.8.5. Bepaling

Titratie met 0,1 n HCl tot het omslagpunt van methyloranje is de "klassieke" methode. Dit is ook mogelijk in het veld met behulp van een meetpipet in plaats van een buret. Als men 0,02 n HCl en 20 ml monster neemt komt 1 ml verbruikt zuur overeen met 1 meq/l. Daar kleur en troebeling van het monster de omslag onduidelijk kunnen maken (toevoeging van methyleenblauw aan de indikator of gebruiken van broomkresolgroen - methylrood 5:1 geeft een duidelijker omslag) en daar de juiste eindpunts-pH afhankelijk is van de hoeveelheid HCO₃⁻, is het beter de titratie uit te voeren met een pH-meter. Bij een zuurbindend vermogen van ~ 0,6 meq/l titreert men tot pH 5,1 bij ~ 3 meq/l tot pH 4,8 en bij ~ 10 meq/l tot pH 4,5. Uitmijven van het gevormde CO₂ door verhitting, door CO₂-vrije lucht of door N₂ (als het einde van de titratie bijna bereikt is) geeft nauwkeuriger waarden. Na dit uitmijven titreert men op methylrood. (Voor uitveeriger pH-waarden der eindpunten wordt verwezen naar GOLTERMAN, 1971, tabel 3.5).

Indeling overeenkomstig SØRENSEN (1948) en van OLSEN (1950)

laag	<0,5	meq/l
laag tot gemiddeld	0,5 - 2,0	"
gemiddeld tot hoog	2,0 - 4,5	"
hoog	>4,5	"

MOYLE (1945) neemt als grens tussen "hard" en "zacht" water, welke grens bij zijn onderzoek tevens een oecologische grens blijkt, 0,8 meq/l. SCULTHORPE (1967) gebruikt in Schotse meren de hardheid als maat voor de voedselrijkdom en geeft de volgende grenzen aan:

<0,3	meq/l	voedselarm
0,3 - 1,2	"	middelmatig voedselrijk
>1,2	"	voedselrijk

In het algemeen kan gesteld worden, dat kwel, rottende stoffen en wasmiddelen het zuurbindend vermogen verhogen. Bij waarden van 2,6 - 4,0 in ons oppervlaktewater is organische of chemische verontreiniging waarschijnlijk.

Enkele gemeten waarden

	zuurbindend vermogen (meq/l)	literatuur
Naardermeer	0,7(zomer) - 2,8 (winter)	VAN DAM, 1973
idem op kwelplaatsen	1,1(") - 3,4 (")	idem
Noordwest-Overijssel (petgaten en sloten)	2,5 - 4,5	HACK, 1973
De Haak (veenplas Z.-H.)	2,6 - 4,0	DEN HELD et al., 1970

6.9. NITRAAT

Nitraat is een belangrijke stikstofbron voor autotrofe organismen die het na reductie tot ammonium (NH_4), via aminozuren en stikstofbasen in eiwitten en nucleïnezuren kunnen omzetten. Nitraat wordt in het water gevormd door mineralisatie van organische stof, waarbij het gevormde ammonium bij voldoende zuurstof door nitrificerende bacteriën via nitriet tot nitraat wordt geoxydeerd. Omgekeerd kan nitraat bij een laag zuurstofgehalte ($< 1 \text{ mg O}_2/\text{l}$) door verschillende groepen bacteriën gereduceerd worden, uiteindelijk tot N_2 . Naast mineralisatie als bron van nitraat zijn ook uitspoeling van kunstmest en effluënten van rioolwaterzuiveringsinstallaties (vaak meer dan 10 mg/l N bevattend) belangrijke bronnen van nitraat (KOLENBRANDER, 1971). Toevoer van nitraat aan het

oppervlaktewater vindt ook plaats via regenwater (tot 30 kg N/ha . jaar) (MINDERMAN & LEEFLANG, 1968).

Nitraat kan in zo geringe mate voorkomen dat het beperkend kan zijn voor de primaire produktie. De gemakkelijke reductie van NO_3^- in een zuurstofarm milieu maakt vooral in voedselrijk milieu konservering van het monster noodzakelijk, indien het niet binnen enkele uren na monsternamen geanalyseerd kan worden. Deze konservering kan geschieden door zwavelzuur of chloroform.

6.9.1. Bepalingsmethoden

Er bestaan verschillende methoden die vrij algemeen worden toegepast en qua bewerking ongeveer equivalent zijn. Zij zijn echter alle gevoelig voor bepaalde storingen waardoor vooral bij sterk verontreinigd water de keuze van de juiste methode afhankelijk is van het soort water (STANDARD METHODS, 1971). Geen van de bestaande methoden is ideaal.

6.9.1.1. Salicylaatmethode

Het principe berust op de nitrering van salicylaat in zuur milieu. Meting van de geel gekleurde oplossing geschiedt kolorimetrisch, of spectrofotometrisch bij een golflengte van 420 nm. De laagst meetbare concentratie is ca. 0,1 mg/l N. Nauwkeurigheid: ca 0,1mg/l N. Er is storing door Cl^- , organische stof, zware metalen en NO_2^- - ionen. Voor opheffing van deze storingen wordt o.m. verwezen naar DEUTSCHE EINHEITS-VERFAHREN. In het algemeen wordt deze methode voor oppervlaktewater niet aanbevolen. Voor afvalwater, drinkwater en ketelwater is de salicylaatmethode genormaliseerd onder resp. NEN 3235, 6.4, NEN 1056, IV 3 en NEN 3130, NO_3^- , 1. Noodzakelijk volume van het monster voor de salicylaatmethode voor een bepaling in enkelvoud is 20 ml.

6.9.1.2. Brucine methode

Nitraat vormt met brucine (sterk toxisch) in zuur milieu een geel gekleurde oplossing. Te meten bij golflengte: 410 nm. De laagste meetbare concentratie 0,01 mg/N. Relatieve fout (STANDARD METHODS, 1971):

bij 0,05 mg/l N 67%

0,50 mg/l N 14%

1,00 mg/l N >6%

Interferentie door sterk oxyderende of reducerende stoffen waaronder organische stoffen in hoge concentratie. Vooral echter bij hoog zoutgehalte verdient deze methode de voorkeur, ook al is de nauwkeurigheid dan geringer.

6.9.1.3. Zink- of Cadmium-reduktie methoden

Het nitraat wordt gereduceerd door fijn verdeeld zink of cadmium tot nitriet. Nitriet vormt vervolgens een diazo-kleur (paars) na toevoeging van sulfanilzuur en α -naphthylamine (zie nitrietbepaling). De gevoeligheid is tot 0,02 mg/l N, de relatieve fout (STANDARD METHODS, 1971):

bij 0,05 mg/l N : 96%

0,50 mg/l N : 26%

Interferentie door zware metalen; bovendien kunnen olieachtige stoffen het reductieproces onnauwkeurig doen verlopen. De methode wordt niet aanbevolen.

Enkele gemeten nitraat-gehalten

	<u>nitraat (mg/l N)</u>			<u>Literatuur</u>
	min.	max.	gem.	
Lek te Bergambacht ('70)	1,8	3,4	2,3	DUINWATERLEIDING 'sGRAVENHAGE, 1971
Maas te Heusden ('70)	2,1	3,7	2,7	idem
Vecht te Utrecht ('69-'70)	0	2,0	1,0	PROVINCIALE WATER- STAAT UTRECHT '71
Loosdrechtse plassen ('69-'70)	0	0,29	0,090	idem
Gerritsflesch (ven Veluwe) ('50)			0,023	DRESSCHER et al. '52
Uiversnest (ven bij Nijmegen) ('59-'61)	0	0,075	0,007	GEELEN, 1969

6.10. NITRIET

Nitriet komt in "schoon" oppervlaktewater in het algemeen in niet of nauwelijks meetbare concentraties voor. Wanneer nitriet wel duidelijk aantoonbaar is, kan dit duiden op een lozing van al of niet gezuiverd afvalwater of op een remming van het nitrificatieproces in het oppervlaktewater, en in het algemeen op een reducerend milieu.

Hoewel nitriet in geringere mate door zowel blauwalgen als sommige groenalgen kan worden opgenomen, is deze stikstofverbinding, ondermeer wegens zijn mutagene werking, giftig voor vele organismen (voor vissen ligt de lethale grens bij (3-6) mg/l N: AMLACHER, 1961).

6.10.1. Methode

Een veel toegepaste methode berust op de diazotering van sulfanilzuur door nitriet, waarna met α -naphthylamine in zuur milieu een rood/paarse kleur ontstaat. De meting vindt plaats bij een golflengte van 520 nm (STANDARD METHODS, 1971). Voor drinkwater en afvalwater is de methode genormaliseerd, waarbij p-aminobenzeensulfonzuur door nitriet gediazoteerd wordt, waarna met α -naphthylamine eveneens een roodpaarse kleur ontstaat (gemeten bij 525 nm) (NEN 1056 en NEN 3235). De laagst meetbare waarde is 0,001 mg/l N (STANDARD METHODS, 1971); de relatieve fout bedraagt ca. 20% bij een monster, waarin zich 0,250 mg/l N bevindt. Interferentie door zware metalen en oxyderende stoffen. De minimum benodigde hoeveelheid monster voor een bepaling in enkelvoud is 50 ml.

Ook voor nitriet geldt dat de analyse bij voorkeur direkt na monsternamen moet worden verricht in verband met bacteriële omzetting tot ammonium of nitraat. Wanneer dit niet mogelijk is kan het monster worden diepgevroren (-20°C) of bij 4°C worden bewaard na toevoeging van HgCl_2 (STANDARD METHODS, 1971). Ook toevoeging van chloroform wordt aangeraden (DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN).

Enkele gemeten waarden

	<u>nitriet (mg/l N)</u>			<u>Literatuur</u>
	min.	max.	gem.	
Lek te Bergambacht ('70)	0,021	0,15	0,064	DUINWATERLEIDING 's GRAVENHAGE, 1971
Maas te Heusden ('70)	0,015	0,30	0,12	idem
Uiversnest (ven bij Nijmegen ('59-'61)	0	0,015	0,003	GEELEN, 1969

6.11. AMMONIUM

Het gehalte aan ammonium (NH_4^+) van een weinig gestoord oppervlaktewater is in het algemeen nauwelijks meetbaar. Indien aanwezig kan het afkomstig zijn van lozing van al of niet gezuiverd afvalwater, van ammoniumrijk grondwater, van drainwater en afspoelingswater van omliggende gronden of van directe lozing van gier door de bio-industrie, e.d.

Als stikstofbron wordt ammonium door vele fotosynthetiserende organismen sneller geassimileerd dan nitraat. Doordat bepaalde plantaardige organismen echter een voorkeur vertonen voor nitraat als voedingszout kan de aanwezigheid van ammonium selektief werken op de aanwezige populatie.

In het water heerst het evenwicht:



Dit evenwicht is sterk van de pH afhankelijk. Onderstaande tabel geeft aan hoe het gehalte aan vrije ammoniak berekend kan worden, uitgaande van het gemeten ammoniumgehalte, de temperatuur en de pH (ontleend aan BATES & PINCHING, 1949).

Faktor f als funktie van pH en temperatuur van het te bemonsteren water

pH	temperatuur in °C					
	0	5	10	15	20	25
6,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,1	0,2
6,6	< 0,1	< 0,1	0,1	0,1	0,2	0,2
6,7	< 0,1	< 0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
6,8	< 0,1	< 0,1	0,1	0,2	0,3	0,4
6,9	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,5
7,0	0,1	0,1	0,2	0,3	0,4	0,6
7,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,5	0,7
7,2	0,1	0,2	0,3	0,4	0,6	0,9
7,3	0,2	0,3	0,4	0,5	0,8	1,1
7,4	0,2	0,3	0,5	0,7	1,0	1,4
7,5	0,3	0,4	0,6	0,9	1,2	1,8
7,6	0,3	0,5	0,7	1,1	1,6	2,2
7,7	0,4	0,6	0,9	1,4	2,0	2,8
7,8	0,5	0,8	1,2	1,7	2,5	3,5
7,9	0,7	1,0	1,5	2,1	3,1	4,3
8,0	0,8	1,2	1,8	2,7	3,8	5,4
8,1	1,0	1,6	2,3	3,3	4,8	6,7
8,2	1,3	1,9	2,9	4,2	5,9	8,3
8,3	1,6	2,4	3,6	5,2	7,4	10,2
8,4	2,0	3,1	4,5	6,4	9,1	12,5
8,5	2,6	3,8	5,6	7,9	11,2	15,3
8,6	3,2	4,7	6,9	9,8	13,7	18,5
8,7	4,0	5,9	8,5	12,0	16,6	22,2
8,8	5,0	7,3	10,5	14,7	20,1	26,4
8,9	6,2	9,0	12,9	17,8	24,0	31,1
9,0	7,7	11,1	15,7	21,5	28,5	36,3
9,1	10,3	13,6	19,0	25,6	33,4	41,8
9,2	11,6	16,5	22,8	30,2	38,6	47,4
9,3	14,2	20,0	27,1	35,3	44,3	53,2
9,4	17,2	23,8	31,9	40,7	50,0	58,8
9,5	20,8	28,3	37,1	46,4	55,7	64,6

De berekening van het vrije ammoniak is gebaseerd op de veronderstelling dat in het te onderzoeken monster water het gehalte aan aanwezige zouten zo gering is dat geen interferentie met de hydrolyse van ammonium plaats vindt. De invloed van de ionensterkte op deze f-waarden is dan tevens gering.

Berekening: $C_1 = f \times C_0 \times 10^{-2}$ waarbij:
 C_1 = concentratie aan vrije ammoniak in mg/l N
 C_0 = concentratie aan ammonium in mg/l N
 f = faktor volgens bovenstaande tabel

Ammoniak (NH_3) is toxisch voor veel organismen; bij sommige vissoorten kunnen concentraties < 1 mg/l reeds lethale effecten teweeg brengen (LIEBMANN, 1960). Volgens AMLACHER (1961) ligt de lethale grens voor vissen tussen 0,2 - 0,5 mg/l N. De nitrifikatie van ammonium tot nitraat vraagt veel zuurstof (4,57 mg O_2 voor 1 mg NH_4^+); meting van het ammoniumgehalte is daarom ook nuttig in verband met de zuurstofhuishouding van het water. Omdat de nitrifikatie bij lage temperaturen veel langzamer plaats vindt, zijn de ammoniumgehalten in het oppervlaktewater in de winter meestal hoger.

6.11.2. Methode

De meest toegepaste en eenvoudigste methode is de fotometrische bepaling volgens Nessler (STANDARD METHODS, 1971; GOLTERMAN, 1971). Het principe van deze methode is, dat ammonium met een alkalische oplossing van dikalium_kwik (II)-tetrajodide een geelbruine verbinding van ammonium-kwik (II) oxide-jodide vormt. De meting van de gekleurde oplossing wordt uitgevoerd bij een golflengte van 440 nm. Storingen kunnen grotendeels worden voorkomen door overdestillatie van ammoniak na alkalisering van het monster. De laagst meetbare concentratie is onder optimale analyse-omstandigheden tot enkele $\mu\text{g/l}$ N. In het algemeen zal de grens echter liggen bij ca. 20 $\mu\text{g/l}$. De nauwkeurigheid is dan ongeveer 10 $\mu\text{g N/l}$. De fotometrische bepaling volgens Nessler werd genormaliseerd voor water en afvalwater onder NEN 3235, 6.1.1. en voor drinkwater onder NEN 1056, III.5.

Gevoeliger dan de Nessler-methode en zonder gebruik van het zeer giftige Nessler-reagens, is de fenaatmethode (STANDARD METHODS, 1971, p.232 en NEN 3130). Hierbij wordt door hypochloriet en fenol met een mangaanzout als katalysator het ammonium bepaald (vorming van het blauwe indofenol). De minimum benodigde hoeveelheid monster voor een bepaling in enkelvoud bedraagt 50 ml. De laatste tijd zijn ook ionspecifieke elektroden voor NH_4^+ ontwikkeld, die in slechts zeer weinig monster nauwkeurige meting mogelijk maken. Tijdens de meting moet de temperatuur nauwkeurig konstant gehouden worden, (geen elektrische maar een door water aangedreven roerder gebruiken) en de meting moet met een nauwkeurige pH-mV-meter worden verricht. Sommige in vervuild water voorkomende stoffen kunnen het membraan van de elektrode aantasten.

Enkele gemeten waarden

	NH_4^+ (mg/l N)			literatuur
	min.	max.	gem.	
Lek te Bergambacht ('70)	0,3	4,0	1,2	DUINWATERLEIDING 's GRAVENHAGE 1971
Maas te Heusden ('70)	0,4	3,3	1,7	idem
Vecht te Utrecht ('69-'70)	1,3	7,1	4,6	PROVINCIALE WATERSTAAT, UTRECHT 1971
Loosdrechtse plassen ('69-'70)	0,2	0,3	0,3	idem
Eemmeer ('67)			1,8	BERGER, 1970
IJsselmeer ('67)			0,4	idem
Uiversnest (ven bij Nijmegen) ('59-'61)	0	1,0	0,2	GEELLEN, 1969

6.12. KJELDAHL-STIKSTOF-METHODE

Deze omvat de organisch gebonden stikstof en de ammonium-stikstof, maar niet de nitriet- en nitraat-stikstof (indien deze wel meegerekend worden krijgt men het gehalte aan totaal N).

Organische stikstof komt in het oppervlaktewater voor in opgeloste colloïdale vorm en in levende en afgestorven organismen en hun uitscheidingsprodukten. De opgeloste vorm bestaat vooral uit eiwitten, aminozuren en ureum. In het algemeen zal echter in het oppervlaktewater het gehalte aan opgeloste en kolloïdale organische stikstof gering zijn (enkele mg/l N), tenzij het belast is met allochtoon organisch materiaal, zoals afvalwater of afstromingswater, of door recreatie, vogels e.d. Bepaalde soorten bacteriën en blauwalgen zijn in staat atmosferische stikstof in hun lichaamseiwit vast te leggen.

16.12.1. Methode

De analyse berust op de destructie van organisch stof in sterk zuur milieu met behulp van een katalysatormengsel (Kjeldahl-principe). De stikstof uit de organische verbindingen komt daarbij vrij in de ammoniumvorm. Na alkalisering van het reaktiemengsel wordt het gevormde en het reeds aanwezige ammoniak overgedestilleerd en opgevangen in een boorzuur-indikatoroplossing. Titratie met zwavelzuur vindt nu plaats tot een kleuromslag van groen naar paarsviolet. Deze laatste bewerking kan ook vervangen worden door het ammoniak volgens de Nessler-methode te bepalen. Ook is het mogelijk het NH_4^+ te bepalen met behulp van een ionselektieve elektrode.

Ter bepaling van het organisch stikstofgehalte dient van de verkregen analysewaarde het ammoniumgehalte van het niet-gedestruëerde monster te worden afgetrokken. Men moet zich echter realiseren dat tijdens transport en opslag een deel van het organisch ammonium kan zijn gemineraliseerd, zodat opgave van het Kjeldahl stikstof wellicht zinvoller is.

Opgemerkt zij, dat aromatische en heterocyclische N-verbindingen slechts gedeeltelijk worden gedestruëerd. Door de aanwezigheid van partikels in het oppervlaktewater kunnen grote verschillen in de uitkomst van de analyse voorkomen. Ondervanging van dit bezwaar is mogelijk door een frekwente bemonstering of door bepaling van het organisch stikstofgehalte na filtratie van

van het monster door een membraanfilter met een poriëngrootte van 0,5 μm (GOLTERMAN, 1971).

De minimum aantoonbare hoeveelheid is ca. 0,2 mg/l N. De relatieve fout is bij 0,2 mg/l N bijna 100%. Bij een concentratie van 1 mg/l N kan deze nog altijd ruim 40% bedragen.

Na een goede destructie en overdestillatie zal nauwelijks sprake zijn van storing door andere stoffen.

Voor water en afvalwater is de bepaling van organisch gebonden stikstof genormaliseerd onder NEN 3235. 6.5. De minimaal benodigde hoeveelheid monsterwater bedraagt voor een bepaling in enkelvoud ongeveer 100 ml. Bij gebruik van een mikro-Kjeldahldestillatie-apparaat (zie GOLTERMAN, 1971) ongeveer 30 ml. De bepaling van de organisch gebonden stikstof volgens Kjeldahl moet niet verward worden met de bepaling van het albuminoid-ammonium, ook wel -verwarrend- het organisch ammonium genoemd, waarbij uit organische stikstofverbindingen ammonium wordt gevormd door koken met kaliumpermangaat in alkalisch milieu (NEN 1056, III.5). Bij deze bepaling, die vooral bij drinkwaterleidinglaboratoria wordt gebruikt, is de ontsluiting van de organisch gebonden stikstof veel minder goed dan met de Kjeldahlmethode.

Enkele gemeten waarden

	Kjeldahl stikstof (mg/l N)			
	min.	max.	gem.	literatuur
Lek te Vreeswijk '73	0,1	7,8	3,5	RIZA, 1974 (?)
Maas te Lith '73	1,4	5,0	3,1	idem

	albuminoid ammonium (mg/l N)			literatuur
	min.	max.	gem.	
Van Hunenplak (duin-meer Terschelling ('63-'64)	0	0,4	0,2	LEENTVAAR, 1967
Lek te Bergambacht ('71)	<0,04	1,0	0,15	DUINWATERLEIDING 's GRAVENHAGE
Molenpolder (veenplas, Utrecht) ('72)	<0,04	2,0		LEENTVAAR (ed.) 1969

Het Kjeldahl stikstofgehalte wordt in oppervlaktewater nog weinig bepaald.

Het albuminoid ammonium wordt eveneens slechts sporadisch bepaald.

6.13. FOSFAAT

Het element fosfor komt in de natuur vrijwel uitsluitend voor in geoxydeerde vorm. Zowel in het oppervlaktewater en in de bodem als in levende en dode organismen vinden we fosfor als fosfaat of fosfaatkomples terug.

Fosfaten zijn belangrijke voedingstoffen voor organismen; verbonden met het organische molecuul adenosine tot adenosine-monofosfaat (AMP), adenosine-difosfaat (ADP) of adenosine trifosfaat (ATP) spelen ze bijvoorbeeld een onvervangbare rol bij de energiestofwisseling in het organisme. Ook maken ze onder meer deel uit van celmembranen (fosfo-lecithinen) en kunnen ze bij hogere organismen vastgelegd worden in de beenderen in de vorm van nauwelijks oplosbare verbindingen.

In ongestoorde wateren kan de fosfaatkonzentratie zo laag zijn dat de primaire produktie erdoor wordt geremd.

Volgens VOLLENWEIDER (1968) bestaat gevaar voor eutrofiëring wanneer in het voorjaar de konzentratie aan totaal-fosfaat meer is dan 0,01 mg/l P en/of wanneer de fosfaatbelasting meer dan 0,2 tot 0,5 g P/m².jaar bedraagt. LEENTVAAR (1970), merkt daarentegen op dat voor ons oppervlaktewater, van nature reeds grotendeels eutroof, een gehalte van 0,1 mg/l orthofosfaat aanvaardbaar kan zijn.

Fosfaten komen in het oppervlaktewater voor als:

- orthofosfaten, ook wel de aktuele fosfaatbron genoemd, daar de planten het fosfaat vooral in deze vorm direkt kunnen opnemen.
- polyfosfaten (rechte ketens van 2 of meer fosfaatgroepen)
- fosfaat bevattende organische verbindingen
- kolloïdaal fosfaat, in of geadsorbeerd aan allerlei anorganische en organische kolloïden.

In de bodem komen de fosfaten vooral voor als apatietachtige verbindingen. In streken waar ijzerhoudend grondwater het oppervlaktewater voedt, wordt veel fosfaat als ijzer (III) fosfaten of ijzer(III) hydroxyfosfaten neergeslagen. Ook calcium kan fosfaatverarmend werken door neerslag van hydroxyapatiet. Omgekeerd kan fosfaat, speciaal onder anaerobe omstandigheden in de bodem, weer in oplossing gaan.

Fosfaat-toevoer naar het oppervlaktewater vindt plaats door lozing van afvalwater, erosie, uitspoeling en afspoeling van bemeste en onbemeste gronden, neerslag, kwel, recreatie, vogelkolonies enz. In huishoudelijk afvalwater bedraagt het totaal fosfaat-gehalte ongeveer 30 mg/l P. Door biologische zuivering wordt dit met 30-50% verminderd. Door een aanvullende defosfatering kan dit gehalte tot op enkele procenten van het oorspronkelijk aanwezige fosfaat worden gereduceerd.

6.13.1. Methode

Vrijwel alle bepalingsmethoden van fosfaat berusten op de eigenschap van orthofosfaationen om in sterk zure oplossing met molybdaationen een geelgekleurd complex te vormen. Na reductie van dit complex, bijv. met tin, tinchloride of ascorbinezuur, ontstaat een blauw gekleurd complex, dat een maximale lichtabsorptie vertoont bij een golflengte van ca. 700 nm. (Mede in verband met storingen (o.a. van Si) wordt meting bij langere golflengte (800-880 nm) aanbevolen.) Soms wordt extractie van het blauwe complex in een organisch oplosmiddel aangeraden in verband met storing door de eigen kleur van het water, hydrolyse van organische verbindingen, die anders ten onrechte als orthofosfaat worden meebepaald en concentratie van het complex, zodat de gevoeligheid wordt vergroot (GOLTERMAN & WURTZ, 1961).

Bij de meting van lagere concentraties dient men veel aandacht te geven aan speciaal gereinigd glaswerk.

De gevoeligheid van de bepaling berustend op de vorming van het blauwgekleurde molybdeencomplex is 0,001 mg/l P. De nauwkeurigheid is dan eveneens ca. 0,001 mg/l P. Bij 0,1 mg/l P vermeldt STANDARD METHODS een relatieve fout van 10%,

indien ascorbinezuur als reductor wordt gebruikt en een relatieve fout van 25% bij gebruik van SnCl_2 als reducerend agens (in beide gevallen zonder extraktie). Storingen van de fosfaatbepaling treden op als gevolg van de aanwezigheid van silikaten ($>10 \text{ mg/l}$) of arsenaten, die eveneens een blauwgekleurd kompleks kunnen vormen onder de gegeven omstandigheden. Cl^- , Fe , NO_2^- en NO_3^- storen niet.

De bepaling van fosfaat is voor afvalwater genormaliseerd onder NEN 3235,8.2.

De minimum benodigde hoeveelheid monsterwater voor een bepaling in enkelvoud is ca. 50 ml. De bepaling van het totaal fosfaat onderscheidt zich van de bepaling van het opgelost ortho-fosfaat, doordat voor totaalfosfaat vooraf een zure oxydatieve destruktie van de eventueel aanwezige organische fosfaatverbindingen en polyfosfaten plaats vindt. Toevallige of niet homogeen verspreide partikeltjes of organismen kunnen aanleiding zijn tot niet reproduceerbare uitkomsten. Daarom wordt vaak overgegaan tot filtratie van het monster door een membraanfilter met een poriëngrootte van $0,5 \mu$. Men bepaalt dan het totaal opgelost fosfaat. Indien een nauwkeurige fosfaatbalans van het oppervlaktewater opgesteld dient te worden, is filtreren uiteraard af te raden, doch dan is een uitgebreide en frekwente bemonstering noodzaak.

Enkele gemeten waarden

	totaal fosfaat (mg/l P) (ongefiltreerd)			literatuur
	min.	max.	gem.	
IJsselmeer (midden) ('67-'69)	0,09	0,24	0,12	DE KLOET, 1971
Rijn te Lobith ('74)	0,1	1,7	0,76	RIJKSWATERSTAAT '74
Maas te Grave ('74)	0,1	1,8	0,84	idem
Eemmeer (bij boei ij 129) ('74)	0,37	4,00	0,90	idem
IJsselmeer (bij boei ij 107) ('74)	0,11	0,40	0,26	idem

	opgelost orthofosfaat (mg/l P)			literatuur
	min.	max.	gem.	
Veerse meer ('61-'71)	0,1	0,9	0,4	BAKKER, 1972
Hollandsche IJssel ('68-'69)	0,5	1,4	0,9	PROVINCIALE WATER- STAAT, UTRECHT, 1971
Loosdrechtse plassen ('68-'69)	0,01	0,03	0,03	idem
Vinkeveense plassen (midden) ('68-'69)	0,07	0,20	0,13	idem
Lek te Bergambacht ('71)	0,07	0,30	0,16	DUINWATERLEIDING 's GRAVENHAGE, 1972
Maas te Heusden ('71)	0,07	0,43	0,24	idem
Uiversnest (ven bij Nijmegen), ('60-'61)	0	0,07	0,02	GEELLEN, 1969
Van Hunenplak (duinmeer Terschelling) ('70-'71)	0,01	0,136	0,04	VISSER, 1973

6.14. CHLORIDE

Het chloride-ion Cl^- , in zeewater het kwantitatief belangrijkste anion ($\pm 19000 \text{ mg/l Cl}^-$), behoort ook in het zoete water, na HCO_3^- , en met SO_4^{2-} tot de belangrijkste anionen. De grens tussen zoet water en oligohalieu water werd door REDEKE (1948) op ca. 100 mg/l Cl^- gesteld. Bij deze waarde ligt een duidelijke tolerantiegrens voor zoetwaterassociaties van Diatomeeën (VAN DER WERFF & HULS, 1957-'74). Later werd door andere onderzoekers 300 mg/l Cl^- als meer relevante grens tussen zoet en oligohalieu water genoemd. Bij deze waarde ligt ongeveer de menselijke smaakgrens en beginnen moeilijkheden bij het gebruik als gietwater in de glas-tuinbouw. Deze grens komt ongeveer overeen met de internationaal aanvaarde bovengrens voor zoet water van $0,5 \text{ ‰}$ saliniteit (ANONYMUS, 1959). Voorts onderscheidt men oligohalieu ($100\text{--}1000 \text{ mg/l Cl}^-$), mesohalieu ($1000\text{--}10000 \text{ mg/l Cl}^-$) en polyhalieu ($10000\text{--}15000 \text{ mg/l Cl}^-$) water. MUR (1971) wees erop, dat vooral de variatie in het chloride-gehalte, werkend via de osmotische waarde van het milieu, bepalend is voor de organismen.

Chloride wordt oa. in het oppervlaktewater gebracht met regenwater. Het chloridegehalte van regenwater is sterk afhankelijk van de afstand tot de zee, direkt aan de kust tot 20 mg/l Cl^- en meer (vooral na een storm) en dalend tot ongeveer 3 mg/l Cl^- op 80 km afstand van de kust (LEEFLANG, 1938). Het chloridegehalte van het grondwater is sterk afhankelijk van de geologische geschiedenis van de bodem, vooral of deze bij zijn vorming en later door zeewater is beïnvloed. Daarnaast is vooral de aanwezigheid van zoute kwel van belang. Hierdoor is het chloridegehalte van het oppervlaktewater, dat niet rechtstreeks door zeewater wordt beïnvloed, in het westen en een deel van het noorden van ons land toch nog vele honderden tot in enkele gevallen (Noord-Holland) duizenden mg/l Cl^- . Het chloridegehalte van huishoudelijk afvalwater, al of niet gezuiverd, komt overeen met dat van het plaatselijke drinkwater, vermeerderd met ≈ 70 mg/l Cl^- . Industrieën die voor hun koelwatervoorziening zout of brak grondwater oppompen (Nortonwater) en dit na gebruik op het oppervlaktewater lozen, kunnen een aanzienlijke verhoging van het chloridegehalte veroorzaken. Ook particuliere moerasgas-winning (vooral in Noord-Holland) geeft plaatselijk sterke chloride-verhoging. Mede om het zoutgehalte in het oppervlaktewater te verminderen wordt in grote gebieden met Rijnwater doorgespoeld, dat echter zelf ook een chloridegehalte tot 300 mg/l Cl^- en meer kan vertonen. In wateren met een zeer laag chloridegehalte is ook beïnvloeding door rekreatief gebruik, zoals zwemmen, mogelijk, doordat ook zweet en urine een hoog chloridegehalte vertonen.

Het chloridegehalte is een van de belangrijkste factoren voor de bepaling van de herkomst en de beïnvloedingen van een water, doordat het gehalte biogeen vrijwel niet wordt beïnvloed, chlorideverbindingen over het algemeen niet neerslaan en de verschillen in chloridegehalten zeer aanzienlijk kunnen zijn, van 3 mg/l Cl^- voor regenwater tot ± 19.000 mg/l Cl^- voor zeewater.

6.14.1. Methoden

6.14.1.1. Titrimetrische methoden

- a) De bepaling volgens Mohr berust op een titratie met zilver-nitraat op een kaliumchromaat-oplossing als indikator.

De methode kan worden toegepast op water dat meer dan 10 mg/l Cl^- bevat.

De nauwkeurigheid is tot 0,1 mg/l Cl^- .

Storingen zullen bij normaal oppervlaktewater weinig voorkomen; in de meeste gevallen kunnen ze bovendien opgeheven worden. In sterk gekleurd water is de methode minder bruikbaar wegens de maskering van het omslagpunt. De bepaling is genormaliseerd onder NEN 1056 IV, 1 voor drinkwater en onder NEN 3130 Cl^- .1 voor ketelwater.

Minimum benodigde hoeveelheid monster voor een bepaling in enkelvoud is 100 ml.

- b) De bepaling, waarbij het chloride getitreerd wordt met kwik (II)-nitraat is gevoeliger dan de voorgaande methode. Door titratie met kwik (II)-nitraat wordt het zeer weinig geïoniseerde kwikchloride gevormd. De overmaat aan kwik-ionen vormt bij het eindpunt der titratie met di-phenyl-carbazon een paarse kleur. Deze bepaling is genormaliseerd onder NEN 3130 Cl^- .2 voor ketelwater. Minimum benodigde hoeveelheid monster voor een bepaling in enkelvoud is 100 ml.

- c) De methode van Volhard, vooral gebruikt bij hogere Cl^- concentraties dan 1000 mg/l (HÖLL, 1968, p.259), berust op de terugtitratie van de overmaat aan zilverionen na neerslag van het chloride door toevoeging van een zure AgNO_3 -oplossing. Terugtitratie vindt plaats met kaliumrhodanide (KCNS) in de aanwezigheid van een ijzer(III)aluin-oplossing en nitrobenzeen. Het eindpunt van de titratie is de kleuromslag naar rood. De methode kan worden toegepast in water dat meer dan 1 mg/l Cl^- bevat; de nauwkeurigheid is tot ongeveer 0,1 mg/l Cl^- .

Literatuur: GOLTERMAN, 1971.

Minimum benodigde hoeveelheid monster voor een bepaling in enkelvoud is 100 ml.

6.14.1.2. Potentiometrische en konduktometrische methoden

a. Potentiometrische methode.

Hierbij wordt gebruik gemaakt van een Ag-elektrode en een Ag/AgCl of calomel referentie elektrode. Het principe van deze methode is de verandering in potentiaal tussen de twee elektrodes door de verandering in de Ag^+ -concentratie van de oplossing. Titratie met AgNO_3 tot het eindpunt vindt plaats, waarbij het eindpunt de grootste potentiaalsprong is die na toevoeging van een bepaalde hoeveelheid zilvernitraat (in het kritische gebied bijv. een klein druppeltje) optreedt. De nauwkeurigheid van deze methode is tot ruim 0,1 mg/l Cl^- bij aanwezigheid van 5 mg/l Cl^- .

Interferentie wordt veroorzaakt door bromide en fluoride. De potentiometrische methode is uitstekend geschikt voor water, dat sterk gekleurd of troebel is.

Literatuur: GOLTERMAN, 1971; STANDARD METHODS, 1971.

b. Konduktometrische methode.

De konduktometrische methode berust op een vermindering van het geleidingsvermogen van het monster na titratie met AgNO_3 . Deze methode is ongeveer even gevoelig en nauwkeurig als de potentiometrische methode. De aanwezige bromiden en jodiden worden meebepaald, doch deze storing is voor zoet oppervlaktewater in het algemeen van ondergeschikt belang. De minimum hoeveelheid monster voor een bepaling in enkelvoud is 100 ml.

Literatuur: GOLTERMAN, 1971.

Enkele gemeten waarden

	chloride (mg/l)			Literatuur
	min.	max.	gem.	
Veerse meer ('62-'71)	6500	13000	±10000	BAKKER, 1972
Medemblikker Vaart ('70)	400	2500	1250	PROVINCIALE WATER-STAAT N.H., 1971
IJsselmeer ('71)			100-200	DIENST ZUIDERZEE-WERKEN, 1971 (?)
Lek bij Bergambacht ('70)	128	308	244	DUINWATERLEIDING, 's-GRAVENHAGE, 1972
Kaagerplassen ('60-'71)	115	325	210	PROVINCIALE WATER-STAAT Z.H., 1972
Brasemermeer('60-'71)	50	250	140	idem
Van Hunenplak (duinmeer Terschelling) ('63-'64)	20	90	50	LEENTVAAR, 1967
Gerritsflesch (ven Veluwe) ('50)			13	DRESSCHER, et al., 1952
Uiversnest (ven bij Nijmegen ('59-'61)	8	15	10	GEELEN, 1969
Geul te Valkenburg ('70)	17	44	25	PROVINCIALE WATER-STAAT LIMBURG, 1971 (?)

6.15. SULFAAT

Zwavel wordt in de vorm van sulfaat door de plant opgenomen, onder meer als grondstof voor de eiwitsynthese. Ook voor de algemene typologie van het water is kennis van het sulfaatgehalte gewenst. Sulfaat behoort, tezamen met bicarbonaat en chloride, tot de kwantitatief belangrijkste anionen in het oppervlaktewater. Het element komt, behalve als sulfaat, voor in elementaire vorm, als sulfide, in zwavelwaterstof en in organische verbindingen. Uit deze laatste kan door chemische of, meestal biologische (bakteriële) oxydatie S^{2-} , S of SO_4^{2-} worden gevormd. In anaeroob milieu blijft S^{2-} , meestal in de vorm van FeS of H_2S (giftig!), aanwezig, of wordt door reductie van SO_4^{2-} nieuw gevormd, b.v. in diepe plassen onder de spronglaag.

Sulfaat kan in het oppervlaktewater aanwezig zijn door de toevoer van sulfaathoudend grondwater, afvalwater, regenwater (het gehalte hierin wordt verhoogd door verbranding van fossiele brandstoffen -via SO_2 - en door invloed van zeewater) en door bovengenoemde mineralisatieprocessen. Doordat het oppervlaktewater meestal een vrij hoog gehalte aan sulfaat vertoont (meest enkele tientallen mg/l) is het meestal niet limiterend voor de groei. Doordat de oplosbaarheidsprodukten van de voornaamste kationen in het oppervlaktewater vrij groot zijn (behalve dat van $CaSO_4$), slaat sulfaat in het algemeen niet neer. Hierdoor is het sulfaatgehalte, evenals het chloride-gehalte, een vrij konstant gegeven -tenzij anaërobie optreedt-, dat gebruikt kan worden voor de bepaling van de herkomst van het water. Helaas is de bepaling van het sulfaatgehalte minder eenvoudig dan die van het chloridegehalte.

6.15.1. Methoden

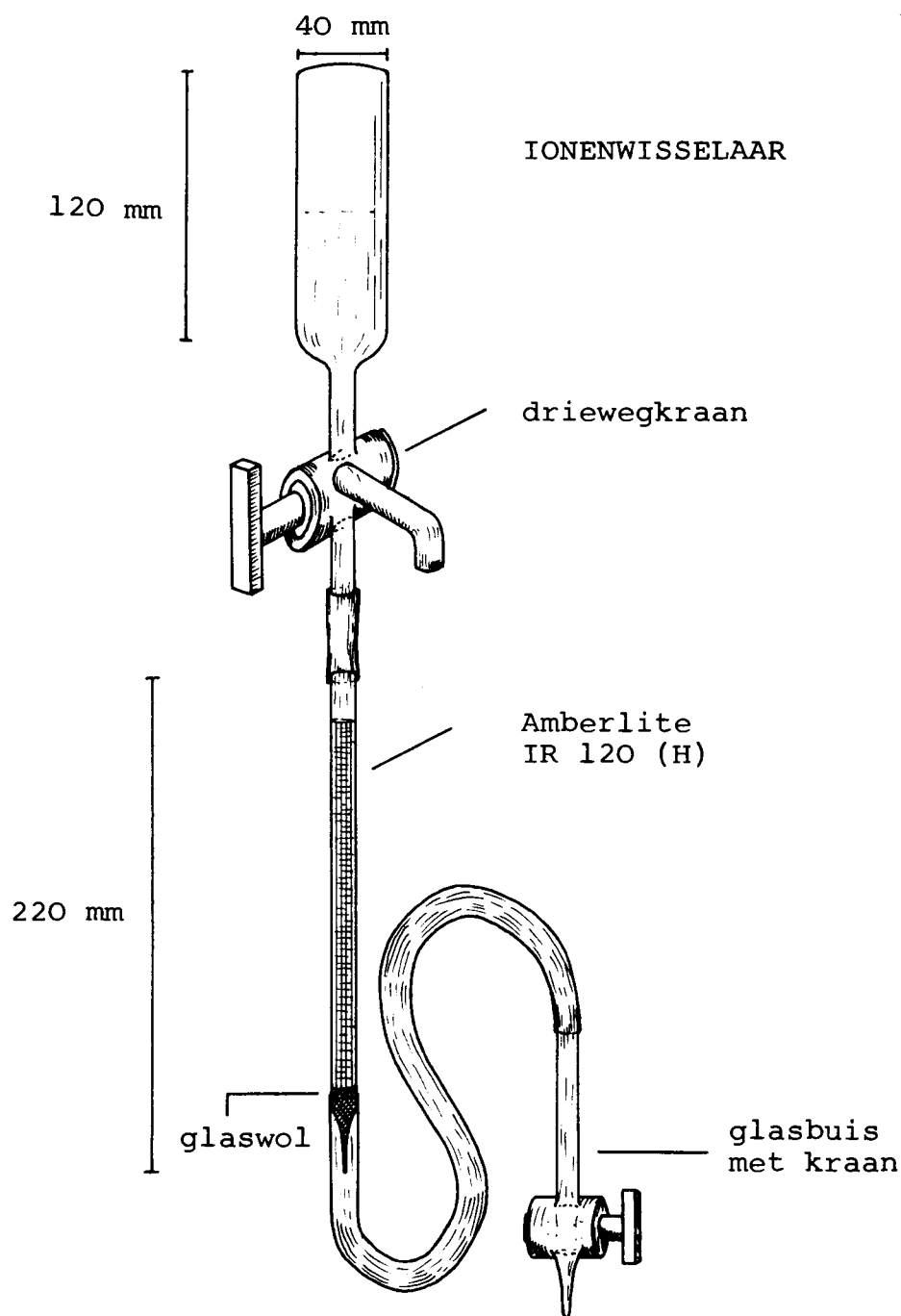
6.15.1.1. Methode volgens terugtitratie

Het hiervolgende voorschrift is (iets gewijzigd) ontleend aan DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN (1971), alsmede aan de op het RIZA gevolgde procedure. (Deze methode, en die van 6.15.1.2., is hier

vrij uitvoerig beschreven, omdat niet naar literatuur kan worden verwezen. In GOLTERMAN 1971 p.48 wordt een zeer verwante bepalingsswijze als "tentative" beschreven).

Principe: De kationen worden in een ionenwisselaar door H^+ vervangen, overeenkomstig MACKERETH, 1963. Daarna wordt overmaat $BaCl_2$ toegevoegd en teruggetitreerd.

Toepasbaarheidsgrens: 5 mg/l SO_4^{2-} . Bij lagere waarden indampen.



Ionenwisselaar: Deze bestaat uit een kelkvormige trechter, aan de onderkant voorzien van een glazen driewegkraan, waarvan één opening dient voor reiniging en doorspoeling van de trechter, en de andere door middel van een doorzichtige plastic slang verbonden is met een glazen buis (220 mm lang, $\varnothing$ inwendig 6 mm), van onderen vernauwd; in de vernauwing een plukje glaswol; de buis erboven gevuld met Amberlite IR 120 (H). Ondereinde buis met doorzichtige plastic slang verbonden met glazen buisje met kraan.

De Amberlite wordt met HCl 2-3 n bij een doorstroomsnelheid van 3 à 4 druppels per seconde met H^+ geladen en nagespoeld met aq. dest. tot het effluent neutraal en Cl^- -vrij is. De kolom moet kontinu met vloeistof gevuld blijven, zonder luchtbellens; na gebruik vullen met aq. dest. Na maximaal 20 monsters (afhankelijk van het kationengehalte hiervan) moet de kolom worden geregeneerd. Als 50 ml van een monster, dat door de ionenwisselaar is gevoerd, met 5 ml buffer en 2 druppels eriochroomzwart-T-indikator een rode kleur geeft, moet de kolom worden geregeneerd. Het best voldoet een "batterij" van 10 van de beschreven kolommen met de ionenwisselaar.

BaCl₂: 1,16 BaCl₂ · 2H₂O p.a. op 1 l aq. dest.

Eriochroomzwart: 200 mg eriochroomzwart-T + 4,5 hydroxylammonium-chloride opgelost in 100 ml alcohol 96%. De oplossing is ± 2 weken houdbaar.

Bufferoplossing pH 10,0: in 500 ml aq. dest 54 g NH₄Cl en 5 g Mg-komplexon. Toevoegen 350 ml NH₄OH 25%. Aanvullen tot 1 liter. pH kontroleren en eventueel op 10,0 brengen met NH₄OH of HCl. Controleer de oplossing op de juiste verhouding komplexon/Mg²⁺ en korrigeer zo nodig met komplexon of met een oplossing van Mg²⁺. Breng hiertoe 5 ml van de bufferoplossing in een erlenmeyer van 300 ml, voeg toe ± 50 ml aq. dest. en 2 druppels eriochroomzwart. Heeft deze oplossing een rode kleur, voeg dan 1 druppel komplexon III toe; heeft zij een blauwe kleur dan 1 druppel MgSO₄ 0,02 mol toevoegen. De kleur moet door deze toevoeging omslaan. Is dit niet het geval, korrigeer dan de oplossing door toevoeging van de vereiste hoeveelheid komplexon

resp. magnesiumsulfaatoplossing.

komplexon III: 3,90 komplexon oplossen en aanvullen met aq.dest. tot 1 liter.

Stellen van de komplexon III oplossing: los 1,7923 g CaCO_3 p.a. op in HCl 37%; aanvullen tot 1 liter. 10 ml van deze oplossing titreren met de komplexon-oplossing op eriochroomzwart. Stel hiervoor is nodig a ml, dan komt 1 ml komplexon overeen met $\frac{17,6}{a}$ mg SO_4^{2-} .

Uitvoering: monster indien nodig filtreren. Dan met snelheid van 1 à 2 druppels per seconde door ionenwisselaar. Eerste 10 ml weggooien. Vervolgens een hoeveelheid monster afpipetteren, die niet méér dan 10 mg SO_4^{2-} bevat, in erlenmeyer van 300 ml, aanvullen tot + 100 ml met aq.dest., toevoegen 1 ml HCl 2n, 1/2 ml H_2O_2 30% en 25,0 ml BaCl_2 -oplossing. Koken gedurende enkele minuten, dan 15 minuten op spaarvlam heet houden en gedurende een nacht laten overstaan. Blanco (aq.dest.) op zelfde wijze behandelen. 5 ml buffer en 6 druppels indikator toevoegen. Titreren met komplexon III tot blauw.

N.B. Het H_2O_2 veroorzaakt (door oxydatie van organische stof) een betere indikatoromslag (Dr.Ir.P.K.Baay, RIZA, mond.med.). Het is echter mogelijk dat een deel van eventueel aanwezig sulfide erdoor tot SO_4^{2-} wordt geoxydeerd en mee wordt bepaald.

Berekening: het sulfaatgehalte bedraagt

$$\frac{1000}{V} \times (A-B) \times \frac{17,6}{3a} = \text{mg/l S.}$$

A = ml komplexon III voor blanco

B = ml " " " monster

a = ml " " " 1,7923 g CaCO_3 oplossing (zie "stellen komplexon")

V = ml bewerkt monster

6.15.1.2. Methode volgens direkte titratie

Het hier gegeven voorschrift is een gewijzigde versie van de procedure volgens FRITZ & YAMAMURA, 1955 en van die volgens de Analysemethoden AMSTERDAMSE WATERLEIDINGEN AAW 1-1.

Principe

De sulfaationen worden in 80 vol. % ethanol neergeslagen met $\text{Ba}(\text{ClO}_4)_2$. Het gevormde BaSO_4 is in dit milieu een geleijachtig neerslag. Nadat alle SO_4^{2-} - ionen zijn verbruikt reageert de

overmaat Ba^{2+} met thorin = 1-(2-arsenophneylazo)-2-hydroxy-naphthalin disulfonzuur - (3,6) - Na - zout (kleurverandering van geel naar rose, ook te meten als potentiaalsprong).

Storingsen

De meeste kationen, alsmede chloride, fosfaat, nitraat en fluoride storen. De storing door kationen wordt voorkomen door middel van een met H^+ geladen kationwisselaar (zie 6.15.1.1.), waardoor tevens de pH binnen het vereiste traject van 2,5-4,0 gebracht wordt. Fosfaat, nitraat en fluoride zijn in oppervlaktewater in te geringe hoeveelheid aanwezig om te storen. Storing door Cl^- wordt voorkomen door verdunning van het monster tot onder een Cl^- -gehalte van $\pm 200 \text{ mg/l}$.

Reagentia

Bariumperchloraat: 0,005 M $\text{Ba}(\text{ClO}_4)_2$ in propanol-2/ H_2O (b.v. Merck, art.nr. 9086). 1 liter hiervan zeer goed mengen met 3040 ml propanol-2 en 760 ml H_2O . De ontstane oplossing is 0,01 n en 1 ml ervan komt overeen met 0,1 mg SO_4^{2-} . De titer $\frac{0,8}{4}$ ervan wordt gesteld met behulp van 0,01 n H_2SO_4 . 1 ml hiervan met aq.dest. verdunnen tot 20 ml, 80 ml ethanol toevoegen, zeer goed roeren en titreren met $\text{Ba}(\text{ClO}_4)_2$ op de hieronder beschreven wijze.

Thorin: 200 mg thorin oplossen in 100 ml H_2O .

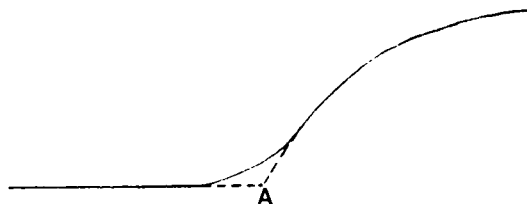
Ethanol 96%

Procedure

Giet $\pm 60 \text{ ml}$ monster in de ionenwisselaar. Laat het monster door de ionenwisselaar lopen met een snelheid van 1 druppel per seconde (niet sneller, daar anders "kuilwerking" in de ionenwisselaar optreedt, waardoor alleen de kern hiervan funktioneert en daardoor snel uitgeput wordt). De eerste $3 \times 10 \text{ ml}$ uitlopende vloeistof dient voor spoeling van de ionenwisselaar en het opvangvat. De hoeveelheid daarna op te vangen vloeistof hangt af van het Cl^- gehalte, aldus:

Cl ⁻ - gehalte (mg/l)	hoeveelheid te titreren monster (ml)
< 200	20,0
200 - 400	10,0
400 - 800	5,0
800 - 2000	2,00
2000 - 4000	1,00

Men vangt ruim de benodigde hoeveelheid op (i.v.m. voorspoelen van de pipet) en pipetteert de aangegeven hoeveelheid in het titreervat. Het monster wordt zonodig met aqua dest. aangevuld tot 20 ml, 80 ml ethanol 96% wordt toegevoegd alsmede 2 druppels thorinoplossing. Gedurende tenminste 5 minuten de aldus verkregen 100 ml vloeistof roeren met een magnetische roerder, dan titreren tot de allergeeringste afwijking van de oorspronkelijke gele kleur. Het equivalentiepunt is tevens te bepalen met behulp van een potentiograaf. Deze methode is uitgewerkt door P. Berkman, Hugo de Vries Lab., Amsterdam. De volgende apparatuur kan gebruikt worden: Potentiograaf, merk Metrohm E 536, met gekombineerde Pt-elektrode EA 217 en titreervat EA 875-50 (totaalprijs ± f 1400 exkl. Applikon, Schiedam). Men stelt de betreffende knop van het apparaat in op 100 mV schaalbreedte. De schrijver moet na dit instellen in rust blijven, anders is de menging nog onvoldoende. Tijdens het titreren voortdurend sterk roeren; bij onderbreking van de toevoeging (ter controle) moet bij kontinuering van het roeren de schrijver stationair blijven. De titreersnelheid mag niet hoger ingesteld worden dan 2 op de betreffende knop. Het eindpunt wordt gemeten als een potentiaalsprong, bepaald als aangegeven in de figuur.



Het is ook mogelijk het omslagpunt spektrofotometrisch (b.v. met Metrohm E 1009, prijs ± f 3.000,- exkl.) te bepalen (bij 525 nm); aan te sluiten op de potentiograaf E 536, bij schaalbreedte 250 mV.

Berekening

Het sulfaatgehalte bedraagt:

$$\frac{1}{3} \times \frac{b \times 1000}{a} \times \frac{0,01}{4,8} \times 48 \times \frac{t}{0,0021} \text{ mg/l S} =$$

$$\frac{b \times 100}{3a} \times \frac{t}{0,0021} \text{ mg/l S}$$

waarin a = hoeveelheid gebruikt water

b = ml gebruikt $\text{Ba}(\text{ClO}_4)_2$

t = titer $\text{Ba}(\text{ClO}_4)_2$

6.15.1.3. Turbidimetrische, konduktometrische, en potentio- metrische methoden

Hiervoor wordt verwezen naar GOLTERMAN (1971). Voor de turbidimetrische methode geldt als bezwaar, dat de eigen kleur van het water stoort, terwijl bovendien de troebeling afhankelijk is van de kristalgrootte, die op zijn beurt afhankelijk is van o.m. wachttijd, temperatuur enz.

Enige te verwachten waarden

In "schoon" oppervlaktewater wordt 3-10, in verontreinigd water tot 80 en meer mg/l aangetroffen. Ingespoelde gier heeft sterke invloed. In gebieden met brak-waterinvloed kan, ook zonder verontreiniging, het gehalte veel hoger zijn (vgl. zeewater: 853 mg/l S: HEM, 1970). Als grens voor veedrenken geldt ca. 167 mg/l S, voor de mens ca. 83 mg/l S (HÖLL, 1968, p.85)

Enkele gemeten waarden

	sulfaat (mg/l S)	literatuur
Noordwest-Overijssel	2-21	HACK, 1973
Naardermeer	7-29	VAN DAM, 1973
sloten Spaarnwoude ('72)	28-107	BELTERMAN, KORF & DE LANGE, 1975
Lek te Bergambacht ('71)	23-45	DUINWATERLEIDING 's GRAVENHAGE, 1972
Maas te Heusden ('71)	14-34	idem

6.16. CALCIUM (Ca^{2+})

Naast Na^+ is Ca^{2+} kwantitatief meestal het belangrijkste kation. Zowel voor de beoordeling van de herkomst en de hoedanigheid van het water van belang. Het heeft een directe oeco-fysiologische werking (b.v. verlaging van de doorlaatbaarheid van de celmembranen voor andere ionen, speciaal voor zware metalen, invloed op de lengtegroei enz.) en een indirecte (via de pH). Als bestanddeel van de vegetatieve delen van waterplanten komt het ion voor in de grootte-orde van 0,5 - 9% van het drooggewicht (BOYD, 1968).

Onder totale hardheid (= tijdelijke of bicarbonaat hardheid + blijvende hardheid) wordt verstaan het totale gehalte aan Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} en Ba^{2+} ionen. Voor de tijdelijke hardheid zie Alkaliteit (6.8). De blijvende hardheid wordt veroorzaakt door de niet-(bi)carbonaationen van de genoemde metalen (chloriden, sulfaten enz.). Deze totale hardheid kan berekend worden uit de Ca^{2+} + Mg^{2+} waarden, vermenigvuldigd met 2,8 (voor opgave in Duitse hardheidsgraden: $^{\circ}\text{D}$). (Hierbij is dus het aandeel van Sr^{2+} en Ba^{2+} verwaarloosd). Als de totale hardheid hoger uitkomt dan de tijdelijke hardheid stelt men deze beide op de laagste waarde en beschouwt het verschil als alkalicarbonaat.

OLSEN (1950) geeft de volgende klassifikatie:

zeer zacht water	< 1	°D
zacht "	1 - 7	°D
middelhard "	8 - 15	°D
hard "	16 - 24	°D
zeer hard "	> 24	°D

Enkele gevonden waarden

	totale hardheid °D	tijdelijke hardheid °D	literatuur
sloten bij Maartensdijk	2,9	1,0	DE LANGE, 1967
" " Naarden	10,7	10,7	idem
" " Abcoude	17,4	14,9	idem
" " Amstelveen	25,4	14,3	idem
" " Ouderamstel	36,0	15,5	idem
Waal bij Ochten ('72)	13 - 21	6 - 10	RIJNCOMMISSIE WATERLEIDING- BEDRIJVEN, 1973
Maas bij Maastricht ('72)	9 - 13	6 - 8	
Van Hunenplak Terschelling ('70-'71)	3 - 8	3 - 8	VISSER, 1971
Gerritsfles (Veluwe)	1,1	0,3	REDEKE, 1948
Uiversnest (bij Nijmegen)	0,5 - 1	0 - 0,6	GEELLEN, 1969

6.16.1. Methoden

- titrimetrisch
- kolorimetrisch
- absorptievlamfotometrisch
- gravimetrisch

6.16.1.1. De titrimetrische bepaling berust op de complexvorming met Na_2EDTA , waardoor de kleur van de Ca-verbinding met de indikator verdwijnt.

Een goede titratiemethode is als volgt (zie b.v. GOLTERMAN, 1971; MACKERETH, 1963, hier iets gewijzigd) : 25 ml monster + aq.dest. tot 100 ml. Toevoegen indikator (murexide of calcon carbonzuur) na toevoeging van 1 ml KOH 2n (waardoor pH 11 à 12; eventueel Fe-neerslag affiltreren). Titreren met Complexon III n/40 (natriumversenaat = Na-EDTA -ethyleen-diamintetra-azijnzuur) tot violet. Bij de pH 11 à 12 reageert alleen het

Ca: het verbruikte aantal ml is het aantal meq. Ca^{2+}/l .
De methode is voor drinkwater genormaliseerd onder NEN 1056 III,8, en voor ketelwater onder NEN 3130 Ca.I. Zie ook DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN (1971) en STANDARD METHODS (1971).

6.16.1.2. GOLTERMAN (1971), en MACKERETH (1963) beschrijven de kolorimetrische methode volgens KERR (1960), die berust op de vorming van een gekleurd complex tussen Ca^{2+} en glyoxalbis-(2-hydroxyanil) opgelost in methanol, bij pH 12,6. Meting bij 520 mμ.

6.16.1.3. Bij de methode met de atoomabsorptie-spektrofotometer wordt het Ca in een vlam in atomaire toestand gebracht en de absorptie van licht (van een voor Ca specifieke spektrale samenstelling) gemeten. De bepaling is snel en vereist zeer weinig monster, maar het apparaat is kostbaar (rond f 20.000). In tegenstelling tot de methoden 6.16.1.1. en 6.16.1.2. is hierbij geen storing van eigen kleur of troebeling te verwachten. Bij relatief hoge sulfaatgehalten is verlaging van de gemeten Ca-waarde gekonstateerd (BENTLEY & LEE, 1967; BERKMAN & DE LANGE, in prep.).

6.16.1.4. Voor de gravimetrische methode, waarbij ammonium oxalaat het Ca kwantitatief neerslaat, wordt verwezen naar STANDARD METHODS (1971). De methode is echter bewerkelijk en storing door diverse metaalionen, fosfaat en zwevende stof treedt op.

<u>Enkele gemeten waarden</u>	Calcium (mg/l)	Literatuur
Plassen De Haak (Z.H.)	50 - 93	DEN HELD et al., 1970
Noordwest-Overijssel (vaarten, petgaten)	25 - 86	HACK, 1973
Naardermeer	50 - 90	VAN DAM, 1973
Terschelling (oligotroof duinmeer)	1 - 26	VISSER, 1971
Uiversnest (ven bij Nijmegen)	2 - 4	GEELEN, 1969
Veerse Meer	~285	RIJKSWATERSTAAT, 1974
Zeewater	~400	HEM, 1970

6.17. MAGNESIUM (Mg^{2+})

Daar het element een belangrijke fysiologische werking heeft (o.a. bestanddeel van het chlorofyl) is kennis van het gehalte in het water gewenst. Bovendien is het belangrijk als indicatie voor de herkomst van het water, vooral bij invloed van zeewater. Het gehalte in waterplanten is 0,1 - 1% van het drooggewicht (BOYD, 1968).

6.17.1. Methoden

Als bij Ca^{2+} zijn er 4 hoofdprincipes:

6.17.1.1. Titrimetrisch

Na de bepaling beschreven in 6.16.1.1. vervolgt men met hetzelfde monster, als waarin de Ca^{2+} bepaald is: toevoegen resp. 1 ml. azijnzuur 2n, 1 à 2 druppels broomwater en 2-3 ml verzadigde boraxoplossing. Bij de aldus bereikte pH van ± 9 wordt verder getitreerd met Complexon III n/40 in warme oplossing, op Eriochroom-zwart T als indikator tot groenblauw. Het nu nog gebruikte aantal ml titrant komt overeen met het aantal meq $\text{Mg}^{2+}/1$ (o.m. GOLTERMAN, 1971).

6.17.1.2. Kolorimetrisch

GOLTERMAN, 1971 en MACKERETH, 1963 beschrijven de fotometrische methode van TARRAS 1948. Deze berust op de vorming van een gekleurd complex tussen Mg^{2+} en de kleurstof Brilliant Yellow.

6.17.1.3. Absorptievlamfotometrisch

Deze is ook hier de gemakkelijkste methode. Meting geschiedt bij 4598 m μ .

6.17.1.4. Gravimetrisch

Deze berust op neerslag van magnesiumammonium-fosfaat. De methode is voor oppervlaktewater niet aan te bevelen vanwege tijdrovendheid en storingen.

Enkele gemeten waarden

	magnesium (mg/l)	literatuur
Plassen De Haak (Z.H.)	18 - 35	DEN HELD et al., 1970
Noordwest Overijssel	4,2 - 11,3	HACK, 1973
Naardermeer	6 - 19	VAN DAM, 1973
Terschelling (oligotroof duinmeer)	2 - 18	VISSER, 1971
Uiversnest (ven bij Nijmegen)	0,5 - 3,5	GEELLEN, 1969
Veerse Meer	~ 900	RIJKSWATERSTAAT 1974
Zeewater	~1270	HEM, 1970

6.18. NATRIUM

In veel oppervlaktewater is dit kwantitatief het belangrijkste kation naast Ca^{2+} en voor karakterisering en herkomstbepaling van het water van belang. Het directe belang voor de levende organismen is gering. Het ion wordt dan ook door de planten nauwelijks opgenomen. Dit blijkt b.v. uit de verhouding Na : K in zeegras: 0,87 tegen 25 in het omringende zeewater. In diverse waterplanten in zoet water vormt het ion Na 0,10-2,4% van de droge stof, tegen K 1,8-6,8% (BOYD, 1968). In het algemeen is de noodzaak voor groene waterplanten niet aangetoond. Wel voor enkele blauwwieren (o.a. ALLEN & ARNON, 1955).

Door zijn beïnvloeding van de osmotische waarde is het ion toch van belang, evenals door zijn invloed op de -fysiologisch belangrijke- verhouding tussen één- en tweewaardige kationen. Zo kan door overmaat Na^+ een fysiologisch Mg^{2+} tekort ontstaan. Het bepalen van dit kation is bovendien onontbeerlijk, als men via een ionenbalans de juistheid der analyse wil kontroleren: de som van kationen en van anionen -uitgedrukt als mili-equivalenten- mag onderling niet méér dan 5% verschil opleveren (o.m. door de aanwezigheid van, niet bepaalde, organische zuurresten kunnen afwijkingen ontstaan).

N.B. Voor Na^+ en K^+ verdient het aanbeveling in plastic flessen te monstern.

6.18.1. Methoden

6.18.1.1. Vlamfotometrisch

De methode berust op de meting van de hoeveelheid door Na in een vlam uitgezonden straling van 589 mμ. De methode is voor oppervlaktewater praktisch de enig bruikbare, maar eist een emissievlamfotometer ($\pm$ f 5000,-). Er is weinig monster nodig en betrekkelijk weinig storing bij buitenwater van "normale" samenstelling (waarin b.v. de gewichtshoeveelheden K : Na < 5, Ca : Na < 10 en Mg : Na < 100). STANDARD METHODS (1971), FREIER (1964), GOLTERMAN (1971) en DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN beschrijven methoden in algemene lijnen, maar gedetailleerde voorschriften zijn afhankelijk van het ter beschikking staande apparaat. Bij waarden hoger dan het schaalbereik wordt verdund. De methode is genormaliseerd onder NEN 1056 III 10.

N.B. Bepaling met de atoomabsorptie-vlamfotometer is hier niet aan te bevelen, daar natrium te gemakkelijk ioniseert. Hetzelfde geldt voor kalium.

6.18.1.2. Gravimetrisch

Voor de gravimetrische methoden wordt verwezen naar NEN 1056 III, STANDARD METHODS en naar DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN (voor $\text{Na}^+ + \text{K}^+$). (GOLTERMAN vermeldt deze methoden -o.i. terechtniet). De methoden zijn zeer bewerkelijk, doordat enerzijds de Na-neerslagen betrekkelijk gemakkelijk oplosbaar zijn - hetgeen grote overmaat reagens en speciale uitwasprocedures vereist -, anderzijds allerlei ionen storen hetgeen herhaald neerslaan, affiltreren en droogdampen met zich meebrengt.

Enkele gemeten waarden

	Natrium (mg/l)	Literatuur
Noordwest-Overijssel (petgaten en kanalen)	16 - 54	HACK, 1973
De Haak (veenplas Z.H.)	140 - 282	DEN HELD et al. 1970
Griltjeplak (duinmeer Terschelling)	24 - 55	VISSER, 1971
Maas bij Heusden (1973)	~ 50	DUINWATER- LEIDING 1974
Lek bij Bergambacht (1973)	~ 100	id.
Zeewater	10560	HEM, 1970

6.19. KALIUM

In tegenstelling tot Na^+ is dit ion een zgn. makronutriënt voor de planten. Het vormt enige procenten van het drooggewicht van de plant -zeer veel voor een uitsluitend katalytisch werkend ion- en wordt dus selektief opgenomen (zie ook bij Na^+). Een verhoogd gehalte van K^+ en Na^+ in het water wijst veelal op verontreiniging of zeewaterinvloed. Faecale verontreiniging verhoogt speciaal het K^+ gehalte.

6.19.1. Methoden

6.19.1.1. Vlamfotometrisch

Hiervoor wordt verwezen naar natrium (6.18). Gemeten wordt bij 769 mμ.

6.9.1.2. Gravimetrisch

Dezelfde opmerkingen als bij natrium zijn relevant: de methoden zijn bewerkelijk en niet aan te bevelen. Hetzelfde geldt mut.mut. voor de door STANDARD METHODS beschreven kolorimetrische methode en de door DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN beschreven titrimetrische.

Enkele gemeten waarden

	Kalium (mg/l)	literatuur
Noordwest-Overijssel (petgaten en kanalen)	1 - 11	HACK, 1973
De Haak (veenplas Z.H.)	7 - 13	DEN HELD, 1970
Griltjeplak (duinmeer Terschelling)	2 - 4	VISSER, 1971
Maas bij Heusden (1973)	6	DUINWATER-LEIDING, 1974
Lek bij Bergambacht (1973)	8	idem
Zeewater	380	HEM, 1970

6.20. ZUURSTOF

Het zuurstofgehalte in oppervlaktewater geeft een belangrijke informatie over de toestand van het betreffende water.

Een voldoende zuurstofgehalte is één van de belangrijkste levensvoorwaarden voor de meeste in water voorkomende organismen. De gevoeligheid van veel organismen voor waterverontreiniging berust in veel gevallen op de invloed van deze verontreiniging op het zuurstofgehalte. Zo treedt vissterfte op bij zuurstofgehalten beneden bepaalde grenzen (in de grootte-orde van enkele mg/l), die afhankelijk zijn van de soort vis, de levensfase en de overige milieufactoren (zie o.a. LIEBMANN, 1960). Het zuurstofgehalte bepaalt ook de aard van de mineralisatieprocessen en de daarbij ontstane produkten.

In het water treedt zuurstofproduktie op door fotosynthetiserende organismen. De aktiviteit van deze organismen is afhankelijk van diverse milieufactoren, zoals temperatuur, licht, de C-bron en eventueel aanwezige toxische stoffen. Vooral tengevolge van de fotosynthese vertoont het zuurstofgehalte een dag-nacht periodiciteit, vooral bij eutroof, stilstaand water.

In water treedt zuurstofkonsumptie op ten gevolge van dissimilatie van organische stof door bakteriën, fotosynthetiserende en hogere organismen. Ook kan zuurstofkonsumptie optreden door chemische of bakteriële oxydatie van anorganische stoffen. Dit zuurstofverbruik is afhankelijk van diverse milieufactoren, zoals temperatuur en hoeveelheid oxydeerbare organische en anorganische stof. Vanuit de lucht kan bij onderverzadiging zuurstof in het water diffunderen. Deze diffusie is bij 20°C in de grootte orde van 0,01-0,5 g O₂ per m² per 24 uur per % onderverzadiging (IMHOFF, 1972).

De diffusie is afhankelijk van:

- a) de temperatuur van het water. De reaëratiesnelheid neemt per graad temperatuur-stijging met 1-2% toe;
- b) vergroting van het oppervlak en verversing van het zich aan dit oppervlak bevindende water door golfslag en stroming;
- c) de mate van onderverzadiging;

- d) bedekking van het wateroppervlak door bijvoorbeeld plantendek, olie of detergenten die het reaëratieoppervlak verkleinen en/of diffusie belemmeren.

6.20.1. Oplosbaarheid van zuurstof in water

Zuurstof is in water relatief matig oplosbaar. De oplosbaarheid neemt -niet lineair- af bij stijgende temperatuur van het water. Door verschillende onderzoekers is deze oplosbaarheid in relatie tot de temperatuur bepaald. Aanbevolen worden de tabellen van MONTGOMERY, THOM & COCKBURN (1964), o.a. weergegeven in GOLTERMAN (1971, tabel 8.1), en die van FOX, WHIPPLE & WHIPPLE (1911) afgedrukt in STANDARD METHODS (1971, tabel 218) en in NEN 3235. In deze laatste tabel is ook de invloed van het zoutgehalte op de oplosbaarheid van zuurstof aangegeven.

Als veel zuurstofproducerende organismen in het water aanwezig zijn (b.v. tijdens een planktonbloei) kan bij voldoende lichtintensiteit de zuurstofproduktie zo groot zijn, dat oververzadiging optreedt.

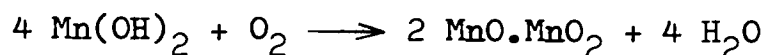
6.20.2. Methoden

In verband met de vaak sterke verticale O_2 -gradiënt moet speciaal voor deze faktor de in 6.3. aanbevolen standaard meet- en bemonsteringsdiepte van 2 à 3 dm aangehouden worden.

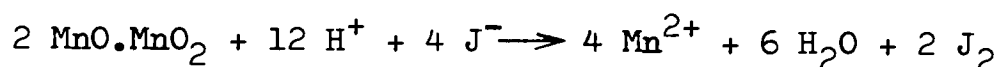
6.20.2.1. Titrimetrische zuurstofbepaling volgens Winkler

Deze in 1888 door Winkler ontwikkelde methode voor de bepaling van zuurstof in water is nog steeds de meest gebruikte.

De bepaling berust op de oxydatie van $Mn(OH)_2$ tot $MnO.MnO_2$:



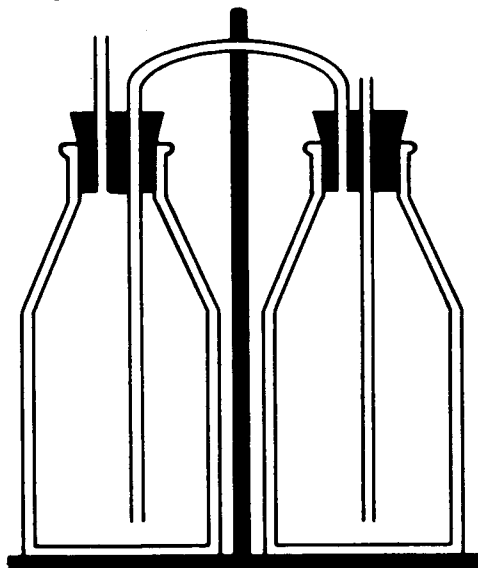
Het gevormde manganomanganiet ($MnO.MnO_2$) oxydeert in zuur milieu jodide tot jodium:



De hoeveelheid gevormde J_2 kan bepaald worden door titratie met natriumthiosulfaat en is equivalent aan de hoeveelheid gebonden O_2 . Voor de uitvoering van de bepaling zie o.a. GOLTERMAN (1971), LIEBMANN (1962), STANDARD METHODS (1971) en NEN 1056 en NEN 3235.

Bij het vullen van de Winkler-flessen moet voorkomen worden dat er zuurstof uit de lucht in het water oplost.

Vooraf bij een sterke onderverzadiging van het water is dit gevaar niet denkbeeldig. Daarom is het aan te bevelen bij het vullen twee flessen te gebruiken, voorzien van een dubbeldoorboorde kurk met buisjes erdoor volgens onderstaande figuur.



De flessen zijn door één van de buisjes verbonden en wel zo, dat eerst één fles volloopt met water, terwijl de tweede alleen via de eerste kan vollopen, waarbij de eerste fles volledig doorgespoeld wordt. Voor de zuurstofbepaling wordt dan deze geheel doorgespoelde fles genomen. In STANDARD METHODS en in NEN 3235 wordt een toestel beschreven waarin twee zuurstofflesjes geplaatst kunnen worden die dan beide op een gekozen diepte gevuld en twee tot drie maal doorgespoeld worden. Dit geeft een nog grotere nauwkeurigheid. Het water dat voor het doorspoelen gebruikt is, kan voor andere bepalingen gebruikt worden.

Volgens CARPENTER (1965) bedraagt de nauwkeurigheid van deze methode $\pm 3-5\%$ van de gemeten waarde. Carpenter beschrijft een nauwkeuriger methode met een afwijking van $\pm 0,1\%$. Deze meer

bewerkelijke methode is echter voor metingen in oppervlakte-water niet aanbevelenswaardig, daar de grotere nauwkeurigheid, gezien de fluctuaties in het O_2 -gehalte in ruimte en tijd, niet nodig is. Een nauwkeurigheid van 0,5 mg/l is daarom voldoende. De methode kan gestoord worden door reducerende stoffen, b.v. nitriet ($>0,05$ mg/l N), metaalionen, b.v. Fe(II) (> 1 mg/l) en organische stof, alsmede door Fe(III) (>10 mg/l). De titratie kan gemodificeerd worden, teneinde deze storingen op te heffen. Voor de verschillende modifikaties zie o.a. STANDARD METHODS (1971), GOLTERMAN (1971) en NEN 3235 en 1056.

6.20.2.2. Elektrische meting

Voordelen: deze methode maakt eenvoudige bepaling ter plaatse, op diverse diepten en met continue registratie mogelijk.

Principe: bij spanning op twee elektroden van verschillende metalen b.v. platina-cadmium, goud-zink of goud-zilver, in een elektroliet, b.v. KCl, ontstaat een stroom, die afhankelijk is van o.m. de hoeveelheid opgeloste zuurstof. De elektroden worden omgeven door een kunststof membraan, dat wél opgeloste gassen, maar geen vloeistoffen doorlaat. Omdat de zuurstofdiffusie door het membraan afhankelijk is van de temperatuur, is meestal een temperatuurkompensatie in de apparatuur aangebracht. De nauwkeurigheid van deze methode bedraagt $\pm 0,5$ ppm. De elektrische O_2 -meters zijn verkrijgbaar voor prijzen vanaf f 1000,-. De volgende opgave geeft een indruk.

<u>Zuurstofmeters (draagbaar)</u>		Meetbereik (mg/l) en rel.fout	Richtprijzen (1974) guldens
Type	Leverancier o.a.		
YSI-51A	Tamson, Zoetermeer	0-15 $\pm$ 0,2%	1100 (temp. afleesbaar), 1400 (temp.gekomp., recorderuitg.); elektrode 500 dompelroerder 550
Delta Scientific 1010	van Oortmers- sen, Den Haag	0-15 $\pm$ 1%	1500 (temp.gekomp.) dompelroerder 650
Electrofact 36500	Boom, Meppel	0-20 $\pm$ 2%	1450 (inkl.elektr. etc.)
Beckman	Beckman Instruments, Mijdrecht	0-25 $\pm$ 0,5%	recorderuitgang
EIL 1520	Techn.Bur.v/h W.A.Brinck & Zn. Amersfoort	0-200 $\pm$ 1%	1975 (inkl.elektr. etc.)
idem 15A	idem		3300(inkl.elektr., recorderuitgang)

Bezwaren van de elektrische meting

- Het membraan van de elektrode kan vervuilen, waardoor een te laag zuurstofgehalte wordt aangegeven. Vooral bij vervuiling van het wateroppervlak met olie zijn de resultaten niet betrouwbaar. Voor controle zullen regelmatige zuurstofbepalingen volgens Winkler moeten worden gedaan. Reinigen van het membraan met alcohol in geval van olieverontreiniging is mogelijk, maar bij in het water steken van de meetsonde kan het membraan opnieuw verontreinigd worden. Er bestaan membraanloze zuurstofmeters, echter geen draagbare.
- Bij het doen van incidentele zuurstofbepalingen kost het kalibreren van de zuurstofmeter relatief veel tijd,
- In de meetcel is het zuurstofverbruik vrij hoog, zodat voor een voortdurende stroom vers water langs het membraan gezorgd moet worden door de sonde in het water te bewegen. Een te trage beweging leidt onmiddellijk tot foutieve aflezing.

Dit kan ondervangen worden door een elektrode te voorzien van een roerinstallatie, door water langs de elektrode te pompen of deze in het water te bewegen.

- De responsietijd kan verkort worden door elektroden met een klein membraanoppervlak te gebruiken. Deze zijn echter gevoeliger voor vervuiling.

Ondanks deze bezwaren vindt de elektrische meting meer en meer toepassing.

In Nederlandse oppervlaktewateren, die voor het merendeel (te) voedselrijk zijn, waardoor veel plankton aanwezig en algenbloei vaak mogelijk is, kan door fotosynthese het zuurstofgehalte binnen een etmaal sterk veranderen. Het laagste gehalte wordt kort voor zonsopgang gevonden. Ook in de loop van het jaar kunnen grote verschillen optreden. De waarde van incidentele monsternamen, zoals deze door vele instanties wordt verricht, is daarom betrekkelijk.

Voor beoordeling van waterkwaliteit in het algemeen is opgave in verzadigingspercentage aan te bevelen. Voor specifieke vraagstellingen als b.v. vissterfte is opgave in mg/l van belang. Opgaven van de temperatuur is in alle gevallen noodzakelijk.

Enkele gemeten waarden

Plaats	Zuurstofverzadiging(%)					idem (mg/l)					literatuur
	min.	t°	max.	t°	gem.	min.	t°	max.	t°	gem.	
Vecht bij Maarssen ('69-'70)	0		40		15						PROVINCIALE WATER-STAAT UTRECHT 1971
Loosdrechtse Plasssen ('69-'70)	97		122		99						idem
Eemskanaal Groningen (jan. '43)	40		70		60						NED. VER. TEGEN WATER-, BODEM EN LUCHTVERONTREINIGING, 1949
Naardermeer (Groote Meer)	80	15	125	22	100						VAN DAM, 1973
Lek te Bergambacht ('73)	47		96		71	4		12		8	DUINWATERLEIDING 's-GRAVENHAGE, 1974
Maas te Heusden ('73)	41		108		71	4		14		9	idem
Westerschelde, Nederlands-Belgische grens (3e kwartaal '73)	8		17		12	1		2		1	RIJKSWATERSTAAT (ed) 1974

6.21. BIOCHEMISCH EN CHEMISCH ZUURSTOFVERBRUIK

Oppervlaktewater bevat naast anorganische stoffen tevens altijd organische verbindingen in opgeloste, kolloïdale of gesuspendeerde vorm, dan wel vastgelegd in organismen. Alle in het water levende organismen scheiden voortdurend vele organische stoffen uit, en na hun afsterven worden -door bakteriële werking en autolyse- in eerste instantie eveneens organische verbindingen in het water gebracht (samen zijn dit de autochtone organische stoffen). Het gaat hier om eenvoudige koolstofverbindingen als suikers, en om meer complexe verbindingen zoals polysacchariden, eiwitten, vitaminen en humusachtige stoffen.

Aparte vermelding verdienen wateren, waarvan de bodem uit veen bestaat of die gevoed worden met water dat door een veengebied stroomt. Dit water kan een vrij hoog chemisch zuurstofverbruik (zie onder 6.21.2.) vertonen als gevolg van de aanwezigheid van opgeloste of kolloïdale lignine/eiwit complexen. Deze zijn op biochemische wijze (zie onder 6.21.1.) moeilijk afbreekbare, gekleurde, verbindingen. Daarnaast kan het oppervlaktewater gevoed worden met organische stof van allochtone aard, zoals organische stoffen in het al of niet gezuiverd afvalwater, overstortwater uit rioleringen, neerslag, afstromingswater, drainage-water, kwel, enz.

Een oppervlaktewater, dat niet van buitenaf belast wordt met organische en/of eutrofiërende stoffen zal in het algemeen weinig organische stof bevatten. Maar ook in het "schoonste" oppervlaktewater is de hoeveelheid levenloze organische stof altijd een veelvoud van de levende (RUTTNER, 1962). Het onderzoek naar organische stoffen in oppervlaktewater is echter nog niet ver genoeg gevorderd, om van de samenstelling hiervan een duidelijk beeld op te kunnen leveren. Een overzicht geeft o.a. HUTCHINSON (1957). Er bestaat geen universele methode voor de bepaling van organische stof die bevredigend is, door de veelheid van verbindingen met uiteenlopende eigenschappen. In het hiernavolgende worden het biochemisch-en het chemisch zuurstofverbruik besproken, als zijnde de meest gebruikte methoden. Voor andere methoden zie o.a. GOLTERMAN (1971).

6.21.1. Biochemisch Zuurstofverbruik (BZV of BOD)

Het biochemisch zuurstofverbruik (Biochemical Oxygen Demand) is het zuurstofverbruik door in het monster aanwezige of eraan toegevoegde bacteriën en andere mikroörganismen. De bepaling geeft een indruk van het zuurstofverbruik dat in het oppervlaktewater op kan treden bij mineralisatie van organische stof. Zij heeft haar eerste en belangrijkste toepassing gevonden bij de bepaling van het zuurstofverbruik in het oppervlaktewater bij lozing van stedelijk en ander afvalwater (SPITTA, 1900). Bij de bepaling wordt in principe nagebootst wat in het oppervlaktewater gebeurt. In zijn eenvoudigste vorm bestaat een bepaling uit een meting van het zuurstofgehalte van het monster direkt na monsternamen en na enige tijd bewaren. Het verschil in zuurstofgehalte, omgerekend per liter monster, is het biochemisch zuurstofverbruik. Een volledige mineralisatie van alle afbreekbare organische stof vereist meestal enkele tientallen dagen. Omdat dit te tijdrovend wordt geacht, is de tijd waarover het monster moet worden bewaard arbitrair gesteld op meestal 5 dagen. Omdat de temperatuur van het monster een belangrijke invloed heeft op de snelheid van de mikrobiologische activiteiten en daardoor op het zuurstof-verbruik, is deze, eveneens arbitrair, gesteld op 20°C. Men schrijft dan BOD_5^{20} . Omdat zuurstofproduktie door algen de bepaling stoort, moet het monster in het donker worden bewaard. Wanneer het zuurstofgehalte in het monster na 5 dagen minder is dan 1 à 2 mg/l kunnen anaerobe processen optreden en geeft de bepaling geen goede indicatie meer voor het te verwachten zuurstofverbruik onder aerobe omstandigheden. Doordat bij 20°C zuurstofverzadiging optreedt bij 8,8 mg O_2 /l, moet bij een te verwachten BOD_5^{20} groter dan 7 à 8 mg/l het monster zeker verdund worden met speciaal bereid en gestandaardiseerd met O_2 verzadigd verdunningswater (zie NEN 3235). De verdunningsfaktor is daarbij afhankelijk van het, uit de bepaling van het chemisch zuurstofverbruik, te verwachten biochemisch zuurstofverbruik. Soms is aëratie, zonder toevoeging van verdunningswater, voldoende. Enerzijds moet na 5 dagen nog 1 à 2 mg/l O_2 aanwezig

zijn, anderzijds moet tenminste 2 mg/l O_2 verbruikt zijn om betrouwbare resultaten te verkrijgen. De bepaling kan worden gestoord door chemische oxydatie van in het water aanwezige stoffen als ferro-verbindingen, sulfiet, sulfide en aldehyde ("spontaan zuurstofverbruik"). Aangeraden wordt deze stoffen eerst te oxyderen, door bijvoorbeeld gedurende een uur lucht in te blazen of te schudden alvorens de bepaling in te zetten. De biochemische oxydatie van afvalwater geschiedt in achtereenvolgende trappen. Eerst worden de stikstofvrije organische stoffen geoxydeerd, alsmede de stikstofhoudende tot het niveau van ammonium. Deze trap duurt ongeveer 5 dagen. Gedurende die tijd is het O_2 -verbruik ongeveer evenredig met de nog niet geoxydeerde organische stof, en bedraagt globaal 30% hiervan per dag (STREETER & PHELPS, 1925). Na deze 5 dagen begint ook de oxydatie van de gevormde (of vanaf de aanvang aanwezige) anorganische stikstofverbindingen van belang te worden (nitrifikatie). In oppervlaktewater en in het effluent van een rioolwaterzuiveringsinstallatie waar zowel ammonium als nitrificerende bacteriën in verhoogde concentraties aanwezig kunnen zijn, kan nitrifikatie al direkt van invloed zijn op het biochemisch zuurstofverbruik. Om de reproduceerbaarheid te vergroten wordt daarom wel allylthio-ureum toegevoegd dat remmend op de nitrifikatie werkt (NEN 3235).

De bepaling van het biochemisch zuurstofverbruik is een van de oudste maar ook een van de meest bekritiseerde bepalingen ter beoordeling van oppervlaktewater. In het algemeen gesteld zijn de resultaten, met deze bepaling bereikt, niet goed reproduceerbaar en bovendien moeilijk vergelijkbaar. Enkele verklaringen daarvoor zijn hieronder vermeld.

- De bepaling is afhankelijk van de aktiviteiten van mikro-organismen die zowel in samenstelling als hoeveelheid sterk kunnen verschillen. In extreme situaties (aanwezigheid van toxische stoffen, industrieel afvalwater enz.) wordt wel geënt met mikroörganismen, doch ook dan treden grote afwijkingen op.

- De bepaling is afhankelijk van de mate van aantastbaarheid van de beschikbare organische stof door de aanwezige mikroörganismen. Zo is er een groot verschil tussen de snelle biochemische oxydatie van glucose en de veel langzamere van in het water aanwezige en gedurende de bepaling afstervende algen, die juist in stilstaand geëutrofieerd oppervlaktewater een belangrijk aandeel kunnen vormen in de totaal aanwezige hoeveelheid organische stof. Veel opgeloste organische stoffen zijn niet of slecht biochemisch afbreekbaar (zie hiervoor tabel aan het einde van deze paragraaf).
- Bij het gebruik van verdunningswater wordt het milieu in het monsterwater in fysisch en chemisch opzicht voor de mikroörganismen gewijzigd. Ook dit is een bron van afwijkingen. Om het gebruik van verdunningswater te vermijden wordt, vooral bij te verwachten lagere BOD-waarden, wel het biochemisch zuurstofverbruik na één of twee dagen bepaald. Vergelijking met die na 5 dagen is echter moeilijk. Bij zeer snel afbreekbare stoffen is de verhouding $BOD_5 : BOD_2 = 1$, en bij zeer langzaam afbreekbare $2^{1/2}$. In de praktijk ligt de verhoudingswaarde hier tussen in, vaak ongeveer bij 1,85 (VON TUMPLIN & VENTZ, 1971).
- Bij aanwezigheid van bezinkbare deeltjes in het monster zullen deze, indien zij niet van te voren door filtratie of bezinking worden verwijderd, op de bodem van de monsterfles bezinken en daar slechts gedeeltelijk biochemisch worden afgebroken. Door mechanisch schudden van de monsterfles gedurende de gehele bepalingperiode kan de BOD worden verhoogd tot reproduceerbare waarden.
- Bij aanwezigheid van toxische stoffen in het water wordt een te lage uitkomst gevonden. Een toenemend biochemisch zuurstofverbruik bij toenemende verdunningen kan hiervoor een aanwijzing zijn. De bepaling is daardoor ook geschikt om de aanwezigheid van toxische stoffen aan te tonen.
- De bepalingstemperatuur van 20°C wijkt meestal af van die van de monsterplaats. Deze verandering kan gevolgen hebben voor de aktiviteit van de aanwezige mikroörganismen ("temperatuurschok").

Bovengenoemde en andere factoren maken dat aan de uitkomst van de bepaling van het biochemisch zuurstofverbruik slechts een betrekkelijke waarde kan worden toegekend.

6.21.1.1. Methoden

De bepaling is genormaliseerd voor afvalwater onder NEN 3235. Zie ook DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN en STANDARD METHODS, 1971.

Enkele gemeten waarden

	BOD ₅ ²⁰ (mg/l O ₂)			literatuur
	min.	max.	gem.	
Naardermeer (Groote Meer)	1	5	2	VAN DAM, 1973
Loosdrechtse plassen ('70-'72)	2	6	4	PROVINCIALE WATERSTAAT UTRECHT 1973
Vecht bij Maarssen ('71-'72)	7	34	21	idem
Lek te Vreeswijk (3e kwartaal '74)	4	11	7	RIJKSWATERSTAAT, 1974
gemiddelde van 59 plassen in Nederland			5	LEENTVAAR, 1963
huishoudelijk afvalwater	~100	~500		U.S.DEPARTMENT OF HEALTH etc, 1965
industriëel afvalwater	~500	~5000		

6.21.2. Chemisch Zuurstofverbruik

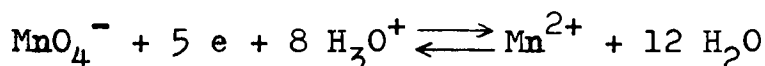
Naast het biochemisch zuurstofverbruik worden bepalingen verricht, waarbij de aanwezige organische stof chemisch wordt geoxydeerd, teneinde een indicatie te krijgen over de potentiële zuurstofbehoefte van het water. De twee bekendste methoden zijn de oxydatie met kaliumpermanganaat en die met kaliumdichromaat. Beide bepalingen kunnen zowel op gefiltreerd als op ongefiltreerd water worden toegepast, afhankelijk van de vraagstelling. Het voordeel van een filtratie over b.v. een 0,5µ membraanfilter is de betere dupliceerbaarheid, in verband met de inhomogene verspreiding van de niet opgeloste componenten. Het nadeel is de verwijdering van een deel van het organische materiaal, dat wel een potentiële zuurstofverbruiker is.

Bij gemakkelijk afbreekbare verbindingen (b.v. suiker) is het chemisch zuurstofverbruik ongeveer gelijk aan het biochemisch zuurstofverbruik. Bij moeilijk afbreekbare verbindingen (b.v. lignine) bereikt het chemisch zuurstofverbruik met kaliumdichromaat veel hogere waarden dan het biochemische, daar de chemische oxydatie veel krachtiger is, althans bekeken op de (korte) analyseperiode. Anderzijds kunnen bepaalde stoffen (o.a. fenolen in niet te hoge concentratie) door bacteriën wel worden afgebroken en niet door kaliumdichromaat (KLEIJN, 1968). Zie voor de vergelijking tussen BOD en Chemisch Zuurstofverbruik de tabel aan het einde van dit hoofdstuk.

6.21.2.1. Het kaliumpermanganaatgetal

(Het gebruik van de afkorting COD -chemical oxygen demand- wordt voor deze bepaling ontraden. Zie onder 6.21.2.2.).

De methode berust op de oxydatie van de aanwezige organische stof door koken met kaliumpermanganaat (KMnO_4) in zuur of alkalisch milieu, waarbij in zuur milieu de oxydatie plaatsvindt doordat het Mn^{8+} wordt gereduceerd tot Mn^{2+} volgens:



en in alkalisch milieu tot Mn^{4+} . De overmaat KMnO_4 wordt gebonden door overmaat oxaalzuur, $(\text{COOH})_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$, waarvan de overmaat daarvan weer door titratie met KMnO_4 wordt bepaald. De bepaling is voor drinkwater genormaliseerd in NEN 1056, en voor ketelwater in de identieke norm NEN 3140 als "oxydeerbaarheid". Hij wordt gestoord door zuurstofverbruik van reducerende anorganische stoffen zoals sulfiden, sulfieten, nitrieten, en ferro-ionen. De bepaling in zuur milieu wordt bovendien gestoord door het chloride-ion. Boven 300 mg/l Cl^- wordt de bepaling daarom altijd in alkalisch milieu verricht. Als resultaat van de analyse wordt opgegeven het aantal mg KMnO_4 dat door de in één liter monster aanwezige hoeveelheid oxydeerbare organische stof is verbruikt. (Dit in tegenstelling met de hierna te vermelden oxydatie met kaliumdichromaat ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), waarbij het resultaat wordt opgegeven in verbruikte mg zuurstof). Bij de KMnO_4 -bepaling in zuur milieu komt 1 mg KMnO_4 overeen met $\frac{1}{4}$ mg zuurstof,

bij de bepaling in basisch milieu met $\frac{3}{2}$ mg zuurstof. Men moet dus altijd opgeven, of in zuur dan wel in basisch milieu werd gewerkt.

De bepaling van het kaliumpermanganaatgetal is een methode, die vooral door drinkwaterlaboratoria reeds lang wordt toegepast. Hij is echter vaak slecht reproduceerbaar en de oxydatie van de in het water aanwezige organische stof is meestal zeer onvolledig en afhankelijk van de samenstelling hiervan. In hoofdzaak worden alleen koolhydraat-achtige stoffen geoxydeerd. De methode wordt hierdoor geleidelijk verdrongen door andere. Gebruik van de kaliumpermanganaatmethode is echter nog wel verdedigbaar, indien de analyse-resultaten vergeleken moeten worden met die van vroegere bepalingen in hetzelfde of gelijksoortig water.

Enkele gemeten waarden

	KMnO ₄ getal (mg/l KMnO ₄)			literatuur
	min.	max.	gem.	
Lek te Bergambacht (gefiltr.) ('71)	19	34	24	DUINWATERLEIDING 's GRAVENHAGE, 1972
Maas te Heusden (gefiltr.) ('71)	9	22	15	idem
Noorder Buiten-Spaarne, Haarlem (bezonken) ('70)	32	43	37	PROVINCIALE WATER- STAAT NOORD-HOLLAND, 1971
Van Hunenplak (duin- meer) Terschelling (ongefiltr.) ('63-'69)	10	60	40	LEENTVAAR, 1967
Van Hunenplak (gefiltr.) ('63-'69)	5	20	10	idem
Uiversnest (ven bij Nijmegen (ongefiltr.) ('59-'61)	2	30	14	GEELEN, 1969

6.21.2.2. Oxydatie door kaliumdichromaat

(Meestal wordt de afkorting COD speciaal op deze methode betrokken. Ook wordt de afkorting CZV -chemisch zuurstof verbruik- gebruikt).

De methode berust op een oxydatie van organische verbindingen door middel van een sterk zure dichromaatoplossing ($K_2Cr_2O_7$) en met zilversulfaat (Ag_2SO_4) als katalysator. De in overmaat toegevoegde kaliumdichromaat-oplossing (0,25 n) wordt teruggetitreerd met ijzer (II)-ammoniumsulfaat-oplossing tot de kleur omslaat van blauw-groen naar roodbruin.

De bepaling heeft als nadeel, dat bepaalde stoffen niet of slechts ten dele geoxydeerd worden. Zie hiervoor de vergelijking tussen BOD en de beide COD-methoden aan het einde van dit hoofdstuk. Het voordeel ten opzichte van het biochemisch zuurstofverbruik is, dat de analysetijd zeer veel korter is. Indien men slechts een indicatie nodig heeft, dan is een oxydatietijd van 15 minuten (in plaats van de voorgeschreven twee uur) voldoende; men krijgt dan in het algemeen 90% tot 95% van de uiteindelijke waarde. Storingen als gevolg van de aanwezigheid van chloride (oxydatie tot chloor) kunnen worden opgeheven door toevoeging van kwik (II)-sulfaat. Bij een verbruik van $< 50 \text{ mg/l } O_2$ moet men sterker verdunde dichromaatoplossing (0,05 n) gebruiken (STANDARD METHODS, 1971). Bij een verbruik van $< 10 \text{ mg } O_2/\text{l}$ is de nauwkeurigheid gering, ten gevolge van de dan relatief hoge fout door de oxyderende werking van de uit de verbindingen vrijkomende O, de reductie door de vrijkomende H, en de storing door de aanwezige anorganische stoffen met oxyderende of reducerende werking. De bepaling van het chemisch zuurstofverbruik is voor afvalwater genormaliseerd onder NEN 3235. De benodigde hoeveelheid monster voor een bepaling in enkelvoud is 20 ml.

De verhouding tussen BOD_5^{20} en COD is voor huishoudelijk afvalwater 1 : 2, voor gezuiverd afvalwater 1 : 10, voor oppervlaktewater tot 1 : 25 (U.S.DEPARTMENT OF HEALTH, 1965) (BERGER, 1970 geeft voor deze laatste verhouding 1 : 4 voor zeer verontreinigd oppervlaktewater, en 1 : 9 voor normaal oppervlaktewater).

N.B. De laatste jaren wordt ook het totaal organisch koolstof (TOC) bepaald. De methode berust op de oxydatie van de koolstof in een speciale verbrandingsoven in een stroom O_2 , waarna de gevormde CO_2 met een infra-rood-analysator wordt bepaald. Het benodigde apparaat is vrij kostbaar ($\pm$ f 20.000). De methode is voor oppervlaktewater nauwkeuriger dan de beschreven bepalingsmethoden.

Enkele gemeten waarden

	K ₂ Cr ₂ O ₇ verbruik (mg/l O ₂)			literatuur
	min.	max.	gem.	
Lek te Bergambacht ('71)	13	24	18	DUINWATERLEIDIND 's GRAVENHAGE, 1972
IJsselmeer bij Flevo-centrale (ongefiltr.) ('69)			21	BERGER, 1970
Veluwemeer (gefiltr.) ('68)			± 40	idem
Eemmeer (gefiltr.) ('68)	41	136	65	idem
Buiten-Spaarne Haarlem (bezonken) ('70)	51	95	71	PROVINCIALE WATER-STAAT NOORD-HOLLAND, 1971
Naardermeer (Grote Meer) (gefiltr.)	29	38	34	VAN DAM, 1973

Mate van oxydeerbaarheid der organische stoffen bij diverse methoden (in % van de totaal aanwezige hoeveelheid)

verbinding	BOD-5	KM _n O ₄	K ₂ Cr ₂ O ₇		literatuur
			zonder Ag ₂ SO ₄	met Ag ₂ SO ₄	
dextrose	80		95	95	U.S.DEPARTMENT OF HEALTH, 1965
fenol	2-88 [‡]	~100	80	90-99	idem
cellulose	40		95	95	idem
azijnzuur	80		gering	95	idem
benzeen	30		10	40	idem
melkzuur	51	24			IMHOFF, 1966
druivensuiker	60-68	61		100	idem
melksuiker	54	37			idem
dextrine	44	18			idem
zetmeel	57	10			idem
verzadigde alif. kwst.	gering	gering	gering	gering	MEISSNER, 1966
cyclische kwst. met 1 ring (behalve benzeen)	gering	gering			idem
verzadigde zuren (behalve oxaalzuur)	~27	gering		~99	idem
oxaalzuur	79	~100		~100	idem
humine-zuren	gering	18-81			idem
urinezuur		~100			idem
indol		~100			idem
onverzadigde zuren		~ 80			idem
fenolen (behalve fenol)	gering	43-87			idem
cyclische aminen		30-88			idem
eiwitten		3-12			idem

[‡] afhankelijk van de concentratie

6.22. VELDBEPALINGSMETHODEN

De tot nu toe behandelde methoden zijn sterk gericht op analyse in het laboratorium. In de meeste gevallen verdienen deze de voorkeur boven bepalingen in het veld. In ons land zijn de afstanden in het algemeen zo klein en goede laboratoria zo talrijk, dat monsters meestal binnen enkele uren daarheen gebracht kunnen worden. Daar kunnen de bepalingen met betere apparatuur en onder gunstigere werkomstandigheden worden verricht door ervaren analisten. Het resultaat is dan meestal betrouwbaarder en nauwkeuriger en er kunnen meer monsters behandeld worden. Ook is de gevoeligheid veel groter, wat vooral voor de fosfaatbepaling van belang is. Bovendien zijn de aldaar gebruikte methoden genormaliseerd en laten daardoor vergelijking van de resultaten toe. Er zijn echter bepalingen die men juist beter in het veld kan verrichten. Dit geldt speciaal voor de volgende factoren.

- factoren, die tijdens vervoer en opslag van het al of niet gekonserveerde monster sterke veranderingen kunnen ondergaan (o.a. pH, doorzicht, temperatuur, zuurstof, N- en P-factoren, zuurbindend vermogen, vergelijk 6.3).
- factoren, die op snelle wijze informatie geven en gemakkelijk zijn te bepalen, b.v. met behulp van elektrische meetapparatuur (o.a. pH, zuurstof, elektrisch geleidingsvermogen, temperatuur, doorzicht).

Men kan onderscheiden:

- 1) meting door met batterijen gevoede elektrische meetapparatuur zonder toevoeging van reagentia (behandeld bij de afzonderlijke factoren, zoals elektrisch geleidingsvermogen, pH en O_2)
- 2) meting, waarbij reagentia aan het monster worden toegevoegd en de gevormde kleur wordt vergeleken met kleurschijven in een zogenaamde komparator. Men draait de kleurschijf, totdat voor de waarnemer de eigen kleur van het niet behandelde monster samen met de kleurschijf gelijk is aan die van het behandelde monster. De reagentia worden

voor het gemak veelal in vaste concentraties verpakt, waarbij de in het monster aanwezige concentratie van de te bepalen faktor dikwijls rechtstreeks afgelezen kan worden. De nauwkeurigheid van deze komparatoren is gering ($\pm 10\%$), de prijs is relatief laag.

- 3) meting, waarbij de na toevoeging van reagentia ontstane kleur met een door batterijen gevoede veldkolorimeter wordt bepaald, met kompensatie voor de eigen kleur van het monster.
- 4) titratiemethoden, b.v. met meetpipetten in plaats van buretten.

De "testkits" bevatten vaak diverse hulpstukken (titratie-opzetten, verwarmings- en destillatieapparatuur e.d.) en worden zo tot ware veldlaboratoria.

In de volgende tabel worden enkele in de handel verkrijgbare "testkits" opgesomd, met opgave van de factoren, die in dit hoofdstuk opgenomen zijn.

Voorts vindt onderzoek plaats naar het gebruik van ion-specifieke elektroden. De meeste zijn echter voor bepalingen in oppervlaktewater vooralsnog ongeschikt, onder meer in verband met interferentie door andere ionen. Waarschijnlijk voldoet tot op heden alleen de ammoniak-elektrode, tenzij detergenten aanwezig zijn. Misschien ook een chloride-elektrode (VAN OORT et al., 1974).

merk	Lovibond	Hellige	Delta Scientific			Hach	
vertegenwoordiger (o.a.)	Wilten, Etten-Leur	Boom, Meppel Dépex, De Bilt	Van Oortmerssen, Den Haag			Aqua pur, Vlaardingen Dijkstra Ver., A'dam	
model	komparator	komparator	22	kolorimeter 50	2260	DR-EL kolorimeter	komparator
troebelings		+	+	+	+	+	
kleur	+		+	+	+	+	+
elektr.gel.verm.						+	
pH	+	+	+	+	+	+	+
zuurbindend vermogen (alkaliteit)	+			+	+	+	+
nitraat	+	+	+	+	+	+	+
nitriet	+	+	+	+	+	+	+
ammonium	+	+	+	+	+		+
fosfaat	+	+	+	+	+	+	+
chloride	+		+	+	+	+	+
sulfaat	+	+	+	+	+	+	+
calcium	+				+	+	+
magnesium	+					+	+
totale hardheid	+	+		+		+	+
natrium	+						
kalium	+						
zuurstof	+	+			+	+	+
richtprijs (guldens)	300 - 800 [⌘]	300-800 [⌘]	600	1300	2800	2200	50-300 [⌘]

⌘ = afhankelijk van het aantal factoren

6.23. FYSISCH-CHEMISCHE KARAKTERISERING VAN ENKELE WATERTYPEN

Men kan bij het bemonsteringsprogramma twee methoden onderscheiden: periodieke bemonstering op één plaats en synchrone bemonstering op diverse plaatsen. De eerstgenoemde is vooral van belang voor beheersinstanties van bepaalde wateren. Eventuele veranderingen in de gehalten der factoren kunnen zeer goed afzonderlijk van elkaar bestudeerd worden en tot konklusies over oorzaken, gevolgen en gewenste beheersmaatregelen leiden. De tweede methode is vooral van belang voor het verkrijgen van een overzicht van watertypen die aanwezig zijn in een bepaald gebied, zowel als voor de bestudering van de mogelijkheden voor afzonderlijke organismen of specifiek gebruik. Het is juist voor deze typifikatie van het water dat de behoefte bestaat aan het samenvoegen van de analysegegevens van de afzonderlijke watermonsters op een overzichtelijke wijze. Een tabel, zoals de hiervolgende, met de gehalten aan de voornaamste ionen in verschillende oppervlaktewateren, is echter moeilijk interpreteerbaar.

Nu heeft men op allerlei wijzen getracht deze watertypifikatie te geven via adjektieven als oligo-, meso-, eu- en hypertroof, resp. xeno-, oligo-, β -meso-, α -meso- en polysaproob, gebaseerd op het vóórkomen van organismen. In termen van fysisch-chemische variabelen zijn deze begrippen echter moeilijk kwantificeerbaar, ook al geeft b.v. OLSEN (1950) preciese grenzen aan voor zijn rubrieken acidotroof, oligotroof en eutroof. Het blijven indelingen op basis van één of enkele factoren, ook uiteraard die op basis van het Cl^- -gehalte (zie 6.14). Dergelijke indelingen bestaan ook op basis van de pH, O_2 , hardheid enz. Een poging tot het verkrijgen van een samenvattend beeld van één water doen DE MOOR & DE BREUCK (1969), die door middel van een systeem van 3 letters de mineralisatiegraad, de kationverhouding en de anionverhouding aangeven, alsmede indicaties voor de verhouding van specifieke ionenparen en het geleidingsvermogen.

Er bestaan diverse andere systemen, b.v. een grafisch weergeven

van de afzonderlijke ionen als functie van het geleidingsvermogen, waardoor een "clustering" per watertype ontstaat, dubbelblokken voor kationen en anionen in diverse arcering, of diverse sektorendiagrammen. Een overzicht geeft HEM (1970). Voor de, in de hier volgende tabel, met nr.1 tot en met 8 aangegeven wateren is hier een zgn. Piper-diagram uitgewerkt (PIPER, 1944; HUTCHINSON, 1957 p.566 e.v.). Hierbij wordt voor de voornaamste kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} en $\text{Na}^+ + \text{K}^+$) het percentage van het in meq. uitgedrukte aandeel uitgezet langs de betreffende hoogtelijn (vanaf het voetpunt hiervan). Vanuit de gevonden 3 punten worden lijnen getrokken loodrecht op de korresponderende hoogtelijnen. Deze moeten elkaar, in één punt snijden. Als voorbeeld is de analyse van Rijnwater (nr.6) in de figuur op deze wijze aangegeven. Op dezelfde wijze wordt met de voornaamste anionen (HCO_3^- , SO_4^{2-} en Cl^-) gehandeld. Vanuit de verkregen kation- en anionpunten worden lijnen getrokken evenwijdig aan de opstaande zijden van de beide gelijkzijdige driehoeken; hun snijpunt heeft in de ruit hierboven een voor het watertype karakteristieke plaats. Het is duidelijk te zien, hoe b.v. het Veluwe-water enigszins op regenwater "lijkt", en het Ilperveldwater op zeewater. Het is mogelijk cirkeltjes te tekenen om de punten met een straalverhouding overeenkomstig de wortel van het gemiddelde van Σ kationen en Σ anionen, zodat ook het totale ionengehalte tot uitdrukking komt.

Tabel van de voornaamste ionen (in meq/l) voor enkele "typische" oppervlaktewateren

	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ kat.	Σ an.
1. Regenwater	0,084	0,090	0,0	0,0	0,042	0,141	0,096	0,174	0,279
Andromeda-ven (Veluwe)	0,04	0,02	0,24	0,01	0,098	0,281	0,146	0,31	0,525
2. Reeënberg (Veluwe)	0,12	0,04	0,13	0,02	0,0	0,16	0,29	0,41	0,45
Bron Ugchelen (Veluwe)	0,15	0,083	0,304	0,026	0,20	0,33	0,15	0,563	0,680
Brunssum (Rode Beek)	0,76	0,24	0,78	0,07	0,35	0,51	0,92	1,85	1,78
5. Weerribben (zoete veenplas)	1,90	0,66	1,39	0,05	3,0	1,8	1,15	4,00	5,95
3. Maas te Roermond	2,4	0,25	0,95	0,15	2,2	1,46	0,77	3,75	4,43
Maas bij Heusden	3,60	0,76	2,52	0,18	2,70	2,31	1,75	7,06	6,76
6. Rijn bij Lobith	4,66	0,82	6,13	0,26	2,84	6,70	2,17	11,87	11,71
4. Alm (kleisloot in rivieren- gebied)	2,74	0,76	0,69	0,07	4,1	0,73	0,69	4,17	5,52
Nieuwkoop (oligohal.veenplas)	2,2	1,5	5,0	0,26	2,5	6,16	1,25	8,96	9,91
Botshol (mesohal.veenplas)	2,70	2,17	9,74	0,23	3,0	13,29	0,0	14,84	16,29
7. Ilperveld (oligohal.veensloot)	2,85	4,5	17,39	6,92	3,7	22,73	3,89	31,66	30,32
IJsselmeer bij Andijk	3,56	1,40	6,43	0,31	1,15	7,74	2,31	11,70	11,20
8. Zeewater	19,96	104,65	459,33	9,72	2,33	535,36	53,30	593,66	590,99

⌘ De cijfers 1 tot en met 8 verwijzen naar het hier volgende "Piper-diagram"

Rekenvoorbeeld voor monster 6 (Rijn bij Lobith)

kationen

Ca²⁺ 39,2%

Mg²⁺ 6,9%

Na⁺ + K⁺ 53,8%

anionen

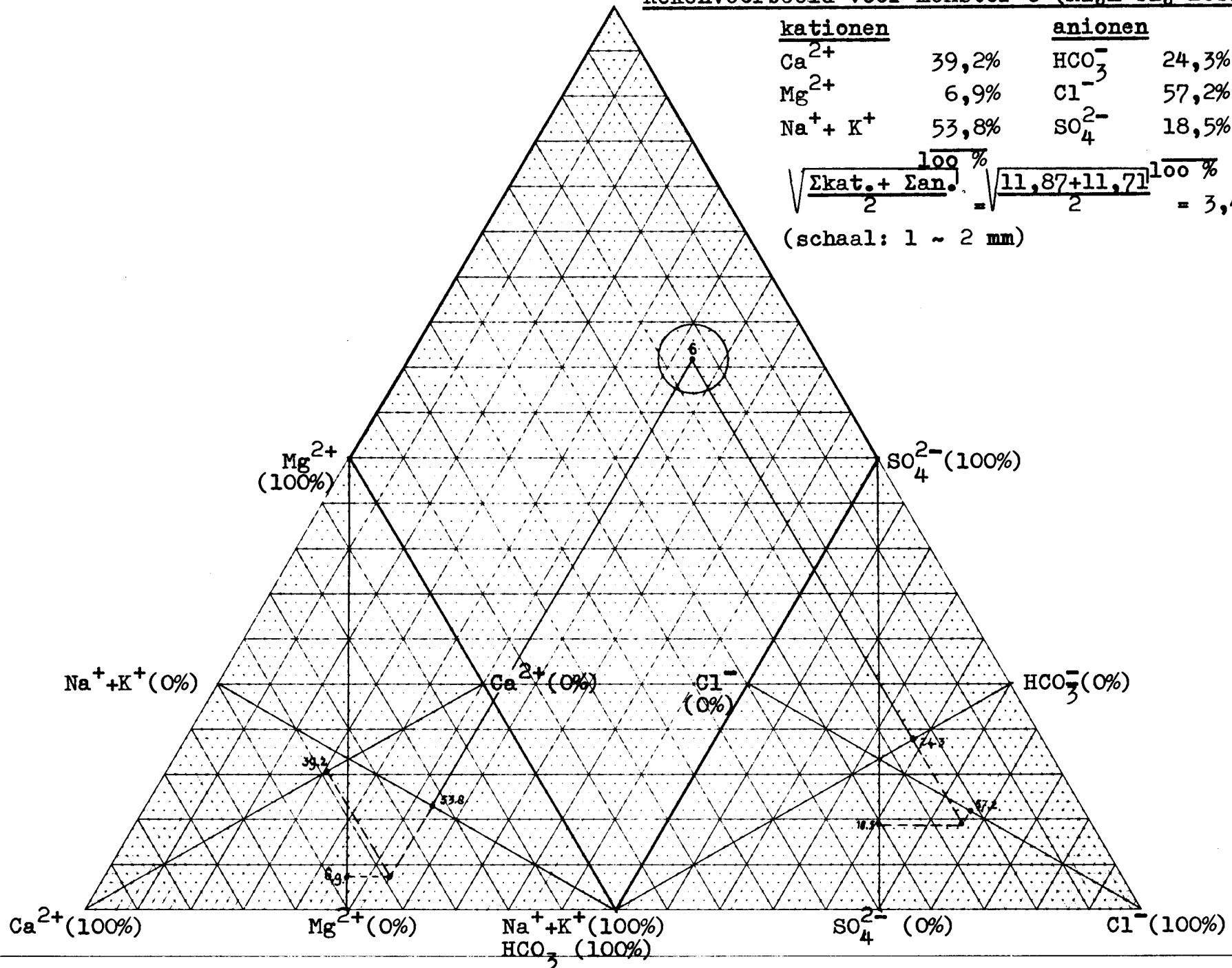
HCO₃⁻ 24,3%

Cl⁻ 57,2%

SO₄²⁻ 18,5%

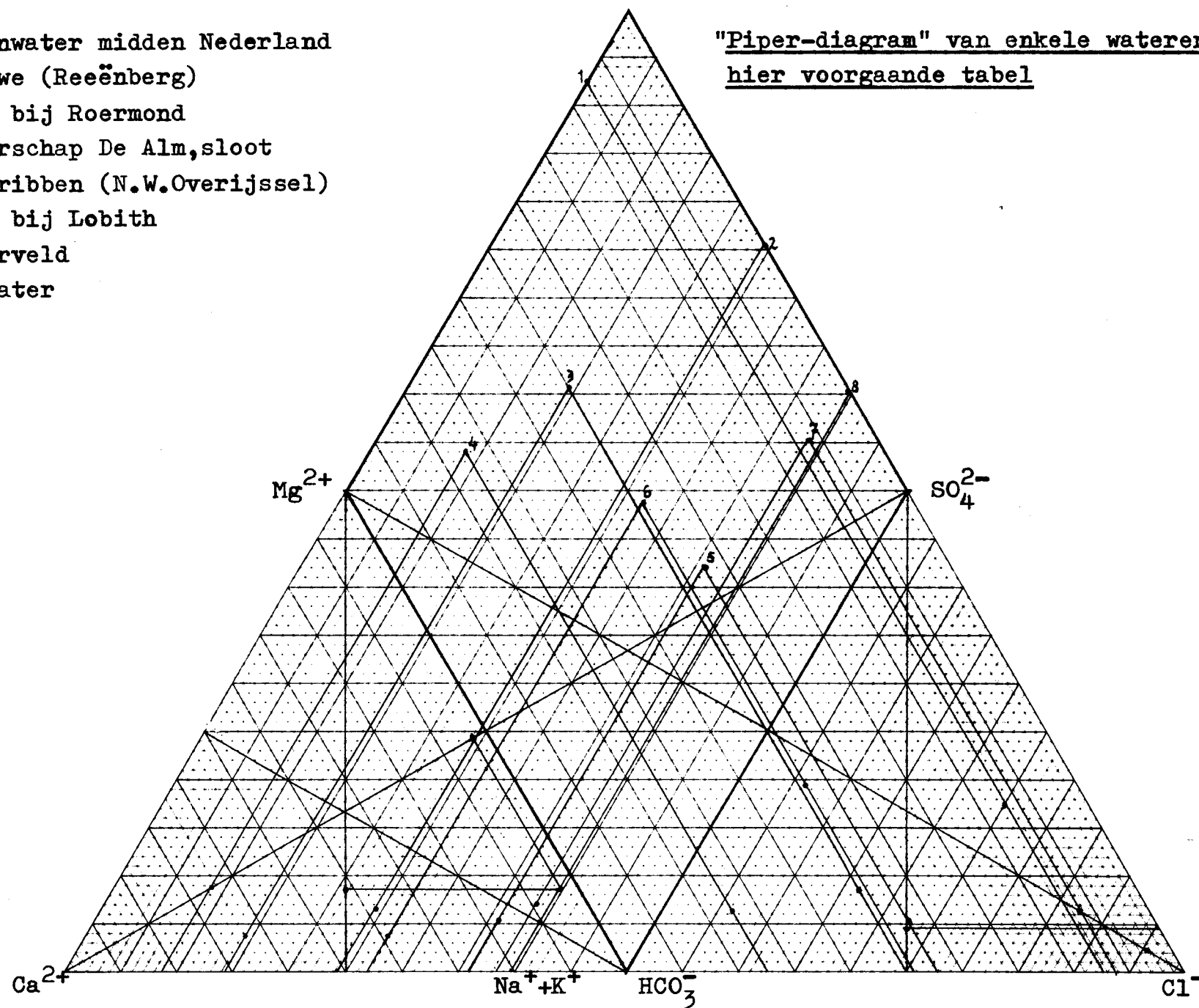
$$\sqrt{\frac{\Sigma \text{kat.} + \Sigma \text{an.}}{2}} = \sqrt{\frac{11,87 + 11,71}{2}} = 3,4$$

(schaal: 1 ~ 2 mm)



1. Regenwater midden Nederland
2. Veluwe (Reeënberg)
3. Maas bij Roermond
4. Waterschap De Alm, sloot
5. Weerribben (N.W. Overijssel)
6. Rijn bij Lobith
7. Ilperveld
8. Zeewater

"Piper-diagram" van enkele wateren uit de
hier voorgaande tabel



LITERATUUR

- Allen, M.B. & D.I. Arnon, 1955. Studies on nitrogen-fixing blue green algae. II. Sodium requirements of *Anabaena cylindrica*. *Physiol. Plantarum* 8: 653-660.
- Almer, B. et al., 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* 3: 30-36.
- Amlacher, E., 1961. Taschenbuch der Fischkrankheiten. VEB, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Amsterdamse Waterleidingen. Titrimetrische bepaling van sulfaationen in water. Gestencild voorschrift AAW 1-1.
- Anonymus, 1959. The Venice system for the classification of marine waters according to salinity. *Arch. Océan. Limnol.* 11(suppl.): 243-245.
- Anschütz, J. & F. Gessner, 1954. Der Ionenaustausch bei Torfmoosen (*Sphagnum*) *Flora* 141.
- Bakker, C., 1972. Milieu en plankton van het Veerse Meer, een tien jaar oud brakwatermeer in Zuidwest-Nederland. *Meded. Hydrobiol. Ver.* 6(1): 15-38.
- Bates, R.C. & G.D. Pinching, 1949. *Journ. Res. Nat. B. Standards* 42: 419-430.
- Beeton, A.M., 1958. Relationship between secchi-disk readings and light penetration in Lake Huron. *Trans. Am. Fish. Soc.* 87: 73-79.
- Belterman, Th., B. Korf & L. de Lange (ed.), 1975. Een landschapsreservaat binnen het recreatiegebied Spaarnwoude. Subfac. der Biologie, Universiteit van Amsterdam.
- Bentley, E.M. & G.F. Lee, 1967. Determination of calcium in natural water by atomic absorption spectrophotometry. *Environmental Science and Technology* 1: 721-724.
- Berger, C., 1970. Over de hoedanigheid van het water in de meren rondom Flevoland van 1960 tot 1970. *Flevober.* 75. Rijksdienst v.d. IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Blok, J.W. de et al., 1970. Hydrochemische waarnemingen in de Linde vallei. *Med. Hydrobiol. Ver.* 4(2): 58-69.
- Boyd, C.E., 1968. Some aspects of aquatic plant ecology. *Fish. Res. Symp. Athens, Georgia* 1967: 114-129.

- Bruin, J.G. de & L. de Lange, 1970. Some remarks concerning the determination of the phosphate content of freshwater samples for ecological studies of aquatic vegetation. *Zeitschr.f. Wasser- u. Abwasser-Forschung* 70: 21-26.
- Carpenter, J.H., 1965. The accuracy of the Winkler method for dissolved oxygen. *Limn.Oceanogr.*, 10: 135-140.
- Dam, H. van, 1973. Oecologisch onderzoek aan epifytische diatomeeëngemeenschappen in het Naardermeer, speciaal in relatie tot watervervuiling. Gestencild rapp. Hugo de Vries Lab./RIN.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker, 3. Auflage, 6. Lieferung, Verlag Chemie, Weinheim/Bergstrasse.
- Dienst Zuiderzeewerken, 1971 (?). Driemaandelijkse Berichten.
- Dorsey, N.E., 1940. Properties of Ordinary Water-Substance in All Its Places. Water-Vapor, Water and the Ices. *Am.Chem.Soc.Monogr.Ser.*, New York, Reinhold Publ.Corp.
- Dresscher, Th.G.N. et al., 1952. De Gerritsflesch bij Kootwijk. *Hydrobiol.Ver. Amsterdam, Publ.* 4.
- Duinwaterleiding 's Gravenhage, 1971. Jaarverslag 1970.
- Duinwaterleiding 's Gravenhage, 1972. Jaarverslag 1971.
- Duinwaterleiding 's Gravenhage, 1974. Jaarverslag 1973.
- Dussart, B., 1966. *Limnologie*. Paris.
- Eriksen, C.H., 1963. A method for obtaining interstitial water from shallow aquatic substrates and determining the oxygen concentration. *Ecology* 44: 191-193.
- Fonds, A.W. & E.H. Kampelmacher, 1971. Onderzoek van de chemische en bakteriologische gesteldheid van enige oppervlaktewateren met een recreatieve functie in Nederland. RIV-rapp. 27/73 BWL, Bilthoven.
- Freier, R.K., 1964. *Wasseranalyse*. De Gruyter & Co., Berlin.
- Fritz, J.S. & S.S. Yamamura, 1955. Rapid microtitration of sulfate. *Anal.Chem.* 27: 1461-1464.
- Geelen, J.F.M., 1969. Vergelijkend planktononderzoek in twee Hatertse vennen. *Diss.Nijmegen*.
- Gessner, F., 1955. *Hydrobotanik*, Bd. I, 517 p.

- Golterman, H.L., 1971. Methods for Chemical Analysis of Freshwaters, I.B.P.-handbook no.8, Blackwell Scientific Publ., Oxford, 3e druk.
- Golterman, H.L. & I.M. Wurtz, 1961. A sensitive, rapid determination of inorganic phosphate in presence of labile phosphate esters. *Anal.Chem.Acta* 25: 295-297.
- Gröterud, O., 1972. Hydrographical data from two soft water lakes. *Arch.f.Hydrobiol.* 70(3): 277-324.
- Hack, J., 1973. Kartering en oecologie van een aantal water- en oeverplanten in de Weerribben te Oldemarkt. Gestencild rapp. Hugo de Vries Lab./RIN.
- Hall, S.K., 1972. Sulfur Compounds in the Atmosphere. *Chemistry*, vol. 45, no.3, p.16-19.
- Held, A.J. den, J.J. den Held & E.X.Maier, 1970. Waterplanten en waterplantvegetaties in de plassen van De Haak bij Slikkendam (Z.H.). *Gorteria* 5: 21-35.
- Hem, J.D., 1970. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters. U.S. Geol.Surv. Water Supply Paper 1473, Washington.
- Heron, J., 1962. Determination of phosphate in water after storage in polyethylene. *Limnology and Oceanography* 7: 316-321.
- Höll, K., 1968. Wasser. Walter de Gruyter & Co., Berlin, 4. Auflage, 393 p.
- Hutchinson, G.E., 1957. A treatise on Limnology, deel 1. John Wiley, New York.
- Imhoff, K., 1972. Taschenbuch der Stadtentwässerung. 23. Auflage, Oldenbourg, München.
- Jaag, O., H. Ambühl & P.Zimmermann, 1956. Über die Entnahme von Wasserproben in fliessenden Gewässern. Schweiz. *Z.Hydrol.* 18: 156-160.
- Junge, C.E., 1963. Air Chemistry and Radioactivity. Int. Geophysics Series. Academic Press, New York.
- Kerr, J.R.W., 1960. The spectrophotometric determination of microgram amounts of calcium. *Analyst*, 85:867-870.
- Klapper, H., 1967. Ein neuer Horizontalwasserschöpfer. *Fortschr. der Wasserchemie und ihrer Grenzgebiete* 5: 330-331.

- Kleijn, H.F.W., 1968. De beoordeling van industrieel afvalwater. De Ingenieur 80.
- Kloet, W.A. de, 1969. Fosphaat eutrofiëring van het IJsselmeer. Contactbl.v. oecologen 5(3): 45-49.
- Kloet, W.A. de, 1971. Het eutrofiëringsproces van het IJsselmeergebied. Med.Hydrobiol.Ver. 5,1: 23-39.
- Klut-Olszewski, z.j., Untersuchung des Wassers an Ort und Stelle. 9. Auflage.
- Kolenbrander, G.J., 1971. De eutrofiëring van oppervlaktewater door de landbouw en de stedelijke bevolking. Stikstof 6(69): 384-395.
- Lange, L. de, 1967. Verslag van een vegetatie-onderzoek van sloten in de omgeving van Amsterdam. Stencil. RIVON.
- Lange, L. de, 1972. An ecological study of ditch vegetation in the Netherlands, Amsterdam (thesis).
- Leefflang, K.W.H., 1938. De chemische samenstelling van de neerslag in Nederland. Hand.Hydrobiol.Club 1: 2-5 en Chem.Weekbl. 35: 658-664.
- Leentvaar, P., 1963. Resultaten van het hydrobiologisch onderzoek van oppervlaktewateren in 1960. Water 47(16): 203-213.
- Leentvaar, P., 1967. Duinmeren II. Biologisch Jaarboek. Dodonaea Gent, 35: 228-266.
- Leentvaar, P. (ed.), 1969. De Zuidelijke Vechtplassen. RIVON verh. nr. 7. Stichting voor de Vecht en het Oostelijke en Westelijk Plassengebied, van Doorn, Vlaardingen.
- Leentvaar, P., 1970. Het probleem van de eutrofiëring. H₂O 3(5): 100-102.
- Liebmann, H., 1960. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie, Bd. II. R. Oldenbourg, München.
- Liebmann, H., 1962. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Bd. I. R. Oldenbourg, München.
- Mackereth, F.J.H., 1963. Some methods of water analysis for limnologists. Freshwater Biol.Ass.Sc.publ. no.21, Gr.Brit.

- Malmer, H., 1963. On the relation between specific conductivity and concentration of ions in mire water. *Botaniska Notiser* 116.
- Mathiesen, H., 1972. Changes in Lake Environment and Biological Effect in Relation to Lake Restoration. Conf. in connection with the Internat. Water Conservancy Exhibition at Jönköping, Zweden. (2 sept. 1972).
- Meissner, B., 1966. Kohlenstoff, chemischer und biochemischer Sauerstoffbedarf. *Limnologist* 4(2): 419-426.
- Minderman, G. & K.W.F. Leeftang, 1968. The amounts of drainage water and solutes from lysimeters. *Pl. Soil.* 28: 61-80.
- Montgomery, H.A.C., N.S. Thom & A. Cockburn, 1964. Determination of dissolved oxygen by the Winkler method and the solubility of oxygen in pure and seawater. *J. appl. Chem.*, 14: 280-296.
- Moor, G. de & W. de Breuck, 1969. De freatische waters in het Oostelijk Kustgebied en in de Vlaamse vallei. *Natuurwetensch. tijdschr.* 51: 3-68.
- Moyle, J.B., 1945. Some chemical factors influencing the distribution of aquatic plants in Minnesota. *The Am. Nat.* 34(2): 402-420.
- Mur, L.R., 1971. *Scenedesmus* in brak water. Diss. Universiteit Amsterdam. De Nieuwe Schouw, Zeist.
- Murphy, J. & J.P. Riley, 1956. The storage of sea-water samples for the determination of dissolved inorganic phosphate. *Anal. Chem. Acta* 14: 318-319.
- Ned. Vereniging tegen Water-, Bodem- en Luchtverontreiniging, 1949. Onderzoek naar de mate van verontreiniging van de oppervlaktewateren in Nederland.
- NEN 1056. Methoden voor het fysisch en chemisch onderzoek van drinkwater. Nederlands Normalisatie Instituut, Rijswijk.
- NEN 3130. Methoden voor de analyse van water in het Ketelbedrijf. Nederlands Normalisatie Instituut, Rijswijk.
- NEN 3235. Onderzoekingsmethoden voor afvalwater. Nederlands Normalisatie Instituut, Rijswijk.

- Olsen, S., 1950. Aquatic plants and hydrospheric factors. Svensk Bot.Tidskr. 44: 1-34 en 332-373.
- Oort, W.J. van et al. 1974. A simple and low-cost field method for chloride measurement in water. Z.Anal.Chem. 270: 200-203.
- Ottar, B., 1972. Saure Niederschläge in Skandinavien, Umschau 72: 290-292.
- Piper, A.M., 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. A.Geophys.Union Trans. 25: 914-923.
- Provinciale Waterstaat Limburg, 1971 (?). Toestand oppervlaktewater in Limburg 1967-1970.
- Provinciale Waterstaat Noord-Holland, 1971. Onderzoek Verontreiniging Oppervlaktewater 1970.
- Provinciale Waterstaat Utrecht, 1971. Kwaliteit oppervlaktewater en verwerking afvalwater 1968-1970.
- Provinciale Waterstaat Utrecht, 1973. Kwaliteit oppervlaktewater en verwerking afvalwater in Utrecht, 1970-1972.
- Provinciale Waterstaat Zuid-Holland, 1972. Kwaliteit oppervlaktewater 1971.
- Redeke, H.C., 1948. Hydrobiologie van Nederland. C.V. Uitgeverij v/h C. de Boer jr., Amsterdam (herdruk, Backhuys & Meesters, Amsterdam, 1975).
- Richard, C. & N. van Cu., 1961. Relation entre la résistivité d'une eau et son taux de minéralisation. L'eau 48(1): 22-24.
- Rijkswaterstaat (ed.), 1974. Kwaliteitsonderzoek in de rijkswateren. Verslag van resultaten over het 3e kwartaal 1974.
- Rijncommissie Waterleidingbedrijven RIWA, 1973. De samenstelling van het Rijn- en Maaswater in 1972.
- R.I.Z.A., Voorburg. Gestencild voorschrift voor de sulfaatbepaling.
- R.I.Z.A., 1973. Jaarboek der waterkwaliteit van de Rijkswateren 1970. Rijntakken en Maas. Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, Staatsuitgeverij, 's Gravenhage.
- R.I.Z.A., 1974 (?). Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren. Verslag van de resultaten over 1973.

- Rodhe, W., 1966. Pelagic photosynthesis and light. Primary Productivity in Aquatic Environments. Un. of Calif. Press, 1966. Proc. of the I.B.P.F. symposium, Palanza Italy, editor: C.R. Goldman.
- Ruttner, F., 1962. Grundriss der Limnologie. Walter de Gruyter, Berlin.
- Schmidt, F.H., 1970. De invloed van de mens op de atmosfeer. Symp. Biosfeer en Mens. Pudoc, Wageningen.
- Schwoerbel, J., 1966. Methoden der Hydrobiologie. Kosmos, Stuttgart.
- Sculthorpe, C.D., 1967. The biology of aquatic vascular plants. London, Colchester.
- Sjörs, H., 1950. On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters. Oikos 2(2): 241-258.
- Sørensen, H., 1948. Studies on the ecology of Danish water and log-mosses. Danish Bot. Ark. 12, no. 10.
- Spitta, O., 1900. Untersuchungen über Verunreinigung und Selbstreinigung der Flüsse. Archiv für Hygiene 38: 257.
- Standard Methods for the examination of water and waste water 1971. Am.Publ.Health.Ass. Inc., New York, 13e dr.
- Streeter, H.W. & F.B. Phelps, 1925. Public Health Bulletin 46 (United States Public Health Service).
- Tarras, M., 1948. Photometric determination of magnesium in water with Brilliant Yellow. Analyst.Chem., 20; 1156-1158.
- TNO, 1948 (?). Archief Comm.Zwembaden TNO, Delft.
- TNO, 1972. Het pH-verloop van de neerslag. Werkrapport G 497, IG-TNO.
- Tümping, W. von & D.Ventz 1971. Über die Relation zwischen BSB₅ und BSB₂ im Oberflächengewässern. Fortschritte der Wasserchemie 13: 137-146.
- U.S. Department of Health, Education and Welfare, 1965. Organic industrial wastes characterization. Cincinnati, Ohio.
- Visser, G., 1971. Chemische samenstelling, flora en fauna van binnendijks water op Terschelling, speciaal met betrekking tot duinplassen. Gestencild rapp., RIN.

- Vollenweider, R.A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD-rapport.
- Welch, P.S., 1948. Limnological methods. Mc.Graw Hill, New York, Toronto, London.
- Werff, A. van der & H.Huls, 1957-1974. Diatomeeëenflora van Nederland. A. van der Werff, De Hoef.
- Williams, W.D., 1966. Conductivity and the concentration of total dissolved solids in Australian lakes. Austr.Journ. of Marine and Freshwater Res. 17: 169-176.
- Zimmermann, M., 1961. Photometrische Metall- und Wasseranalysen mit Filterphotometern und mit Spektralphotometern. Stuttgart, Wiss.Verlagsges., 2. Auflage.