

Makrofaunagemeenschappen in droogvallende watergangen

H.A.M. Ketelaars



Studentenverslag

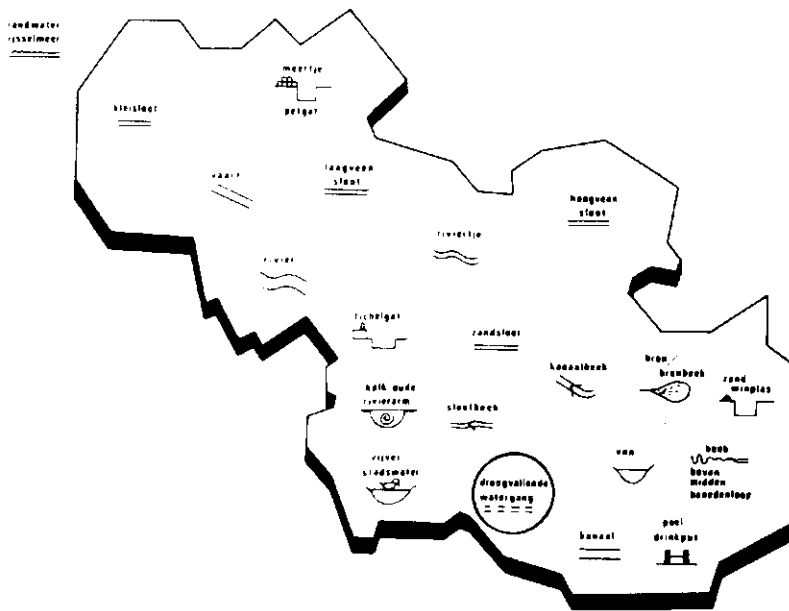
Rijksinstituut voor Natuurbeheer
Arnhem, Leersum en Texel

Basisrapport Project EKKO nr. 18
Provinciale Waterstaat Overijssel, Zwolle

MAKROFAUNAGEMEENSCHAPPEN IN DROOGVALLENDE WATERGANGEN

H.A.M. Ketelaars

Makrofaunagemeenschappen in droogvallende watergangen



Studentenverslag
Rijksinstituut voor Natuurbeheer
Arnhem, Leersum en Texel

Basisrapport Project EKKO nr.18
Provinciale Waterstaat Overijssel, Zwolle

1986

Universiteit van Amsterdam,
Vakgroep Aquatische Oecologie

" Verify your references", M.J. Routh (1847).

" In the physical development of Earth freshwater temporary pools probably came into existence at least as early as permanent bodies of water, thus proceeding the origin of life", Wiggins, Mackay en Smith (1980).

Overname van de gegevens alleen na toestemming
van de projekteider

Voorwoord

In 1981 is bij de Provinciale Waterstaat van Overijssel het projekt 'Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel' (EK00) gestart. Sinds 1984 wordt het projekt op het Rijksinstituut voor Natuurbeheer (RIN) te Leersum voortgezet. Als deel van het hoofdvak Aquatische Oecologie aan de Universiteit van Amsterdam heb ik een van de laatste EK00-deelprojekten uitgevoerd. Dit doktoraal-onderwerp is in de periode november 1985 tot en met oktober 1986, met enkele onderbrekingen in verband met een kandidaats-assistentenschap, op het RIN uitgevoerd onder begeleiding van Piet Verdonshot.

Inhoud

Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Het EK00-projekt	11
1.1.1 Doel van het EK00-projekt	12
1.1.2 Opzet van het EK00-projekt	12
1.2 Het projekt 'Makrofaunagemeenschappen in droogvallende watergangen'	12
1.2.1 Het tijdelijke aquatische milieu	12
1.2.2 Levensgemeenschappen van droogvallende milieus	15
1.3 Droogvallende watergangen in Overijssel	19
1.4 Doelstellingen	20
2 Methode	21
2.1 Keuze van de monsterpunten	21
2.2 Bemonstering en verwerking van de monsters	21
2.2.1 Makrofauna	21
2.2.2 Fysische en chemische parameters	23
2.3 Komputerverwerking van de basisgegevens	23
2.3.1 Inleiding	23
2.3.2 Voorbewerking van de gegevens	24
2.3.2.1 Makrofauna	24
2.3.2.2 Fysische en chemische variabelen	25
2.3.3 De gebruikte komputerprogramma's	26
2.3.3.1 FLEXCLUS	26
2.3.3.2 DECORANA	27
2.3.3.3 ORDIFLEX	28
2.3.3.4 CANOCO	28
3 Resultaten	31
3.1 FLEXCLUS-resultaten	31
3.2 Autekologische gegevens	32
3.2.1 Karakterisering van de taxa-groepen	32
3.2.2 Bespreking van de klusters	33
3.3 DCA-resultaten	36
3.4 PCA-resultaten	40
3.5 DCCA-resultaten	45
3.6 Overzicht van de resultaten	48
4 Diskussie	49
4.1 Karakterisering van de klusters	49
4.2 Het droogvallende milieu	52
4.3 Beheer	53
5 Konklusies	55
Literatuur	57
Dankwoord	70
Tabellen	
1. Fysische en chemische variabelen	71
2. Klustertabel	79
3. Eigenwaarde en gradiëntlengte	83
Bijlagen	
1 Het EK00-projekt	85
1 Aanleiding van het EK00-projekt	85

2	Theoretische achtergrond	87
3	Praktische invulling	88
2	Monsterpunten	89
3	Alfabetische taxalijst	90
4	Bemonsteringsmethode	94
5	Multivariate technieken	95
1	Klassifikatie	95
2	Ordinatie	95
3	Canonische ordinatie	96
6	Autekologische gegevens per taxagroep	97
7	Kodes	109
8	Verklaring van termen	111

Samenvatting

Het in 1981 gestarte projekt 'Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel' heeft als doel het ontwikkelen van een globaal ekologisch referentiekader dat als basis moet dienen voor het opstellen van een ekologische waterbeoordelingsmethode en normstelling.

In het EK00-deelprojekt 'Makrofaunagemeenschappen in droogvallende watergangen' zijn 25 droogvallende watergangen eenmaal bemonsterd. De makrofaunasamenstelling en 47 fysische en chemische variabelen zijn bepaald.

Met een delingsgewijze klassifikatie techniek (FLEXCLUS) zijn de monsterpunten, op basis van de makrofaunasamenstelling, geklassificeerd.

Met behulp van detrended correspondence analysis (DCA) zijn, op basis van aanwezige makrofauna, ordinatie-diagrammen van de monsterpunten gemaakt.

Beide bewerkingen geven een overeenkomstige indeling van de monsterpunten in klusters te zien, die bovendien ondersteund wordt door autekologische gegevens van de soorten.

De fysische en chemische variabelen zijn geordineerd met behulp van principale componenten analyse (PCA). Ook de monsterpunten zijn, op basis van de fysische en chemische variabelen geordineerd met deze techniek.

Verschillende relaties, aangegeven door de autekologische gegevens, zijn door PCA bevestigd, enkele andere zijn ontdekt.

Om relaties aan te tonen tussen de monsterpunten en de milieuvariabelen is canonische correspondentie analyse (DCCA) gebruikt. Voor deze kleine gegevens-set gaf deze techniek geen aanvullende informatie.

Resultaat van de bewerkingen is een voorlopig referentiekader voor droogvallende watergangen in Overijssel. De gevolgen voor de makrofaunasamenstelling van hoge gehalten aan organische stof en verzuring zijn aangegeven.

Er zijn enkele opmerkingen gemaakt over de makrofaunasamenstelling in droogvallende milieus.

1 Inleiding

Het projekt 'Makrofaunagemeenschappen in droogvallende watergangen' vormt een deel van het projekt 'Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel' (EK00). Het EK00-projekt is in 1981 gestart bij de Provinciale Waterstaat van Overijssel. De gevolgde werkwijze is in grote mate bepaald door dit projekt. Het doel en de opzet van het EK00-projekt wordt hierna besproken. Voor de aanleiding, theoretische achtergrond en praktische invulling van het projekt wordt naar bijlage 1 verwezen.

1.1 Het EK00-projekt

1.1.1 Doel van het EK00-projekt

De doelstellingen van het EK00-projekt zijn (Verdonschot, 1983):

1. Het opstellen van een natuurlijke referentietoestand voor verschillende watertypen. De 'van nature' aanwezige ecosystemen in de verschillende watertypen worden gekarakteriseerd door het beschrijven van de ruimtelijke verdeling van soorten(groepen), hun abundanties en fysische en chemische variabelen.
2. Het karakteriseren van de beïnvloedingen op ecosystemen per watertype door verschuivingen in soortensamenstelling en aantallen te registreren en deze vervolgens te relateren aan de 'natuurlijke' situatie. Het resultaat hiervan zal een reeks zijn van niet beïnvloede, natuurlijke situaties naar sterk beïnvloede situaties (= 'ekosysteemontwikkeling' (zie bijlage 1) met een bij elke situatie behorende serie kenmerken van het ecosysteem.
3. Het aangeven van beheersrichtlijnen voor het bereiken dan wel behouden van de vastgestelde referentienivo's van mate van 'ekosysteemontwikkeling'.

Uit praktische overwegingen worden voornamelijk effecten van saprobiëring, eutrofiëring en normalisatie in het projekt betrokken.

1.1.2 Opzet van het EK00-project

De Overijsselse oppervlaktewateren zijn op grond van fysische en geografische kenmerken verdeeld in twintig watertypen. Deze watertypen vormen het uitgangspunt voor de deelprojecten. In elk type wordt gekombineerd makrofyten- en makrofaunaonderzoek gedaan. Voor een uitgebreid overzicht wordt verwezen naar de projektbeschrijving (Provinciale Waterstaat Overijssel, 1982).

Door middel van ordinatie-technieken en klassifikatie-technieken (zie bijlage 5) worden de gegevens verwerkt. Het is beschrijvend-korrelatief onderzoek. Voor deze opzet is gekozen vanwege het praktische aspekt van het onderzoek: het dient de basis te vormen voor waterkwaliteitsbeoordeling op ekologische grondslag, die binnen afzienbare tijd door de waterkwaliteitsbeheerder gebruikt kan gaan worden.

Een tweede aspekt van de gevolgde opzet is het hypothese-generende karakter. Uit de resultaten zal kunnen blijken welke factoren een grote invloed op de processen in het ecosysteem hebben. Experimenteel onderzoek zal dan in de toekomst uit kunnen wijzen in welke mate en hoe deze factoren de processen beïnvloeden.

1.2 Het projekt 'Makrofaunagemeenschappen in droogvallende watergangen'

Dit EK00-deelprojekt is in de periode maart 1985 tot en met oktober 1986. Voor de bespreking van het eigenlijke onderzoek zullen enkele aspekten van het tijdelijke aquatische milieu besproken worden.

1.2.1 Het tijdelijke aquatische milieu

Driver (1977) definieert een permanent water als een water dat minstens 25 jaar water houdt en een semipermanent water als een water dat 2 tot 25 jaar bevat. De wateren die elk jaar droog vallen worden 'temporary' genoemd. In Nederland wordt deze laatste kategorie temporair genoemd (Moller Pillot, 1981; Cuppen en Visser, 1983). In dit rapport worden de termen tijdelijk, temporair en droogvallend milieu synoniem gebruikt.

In figuur 1 en 2 staan de factoren die de waterhuishouding van een (stromende) watergang bepalen.

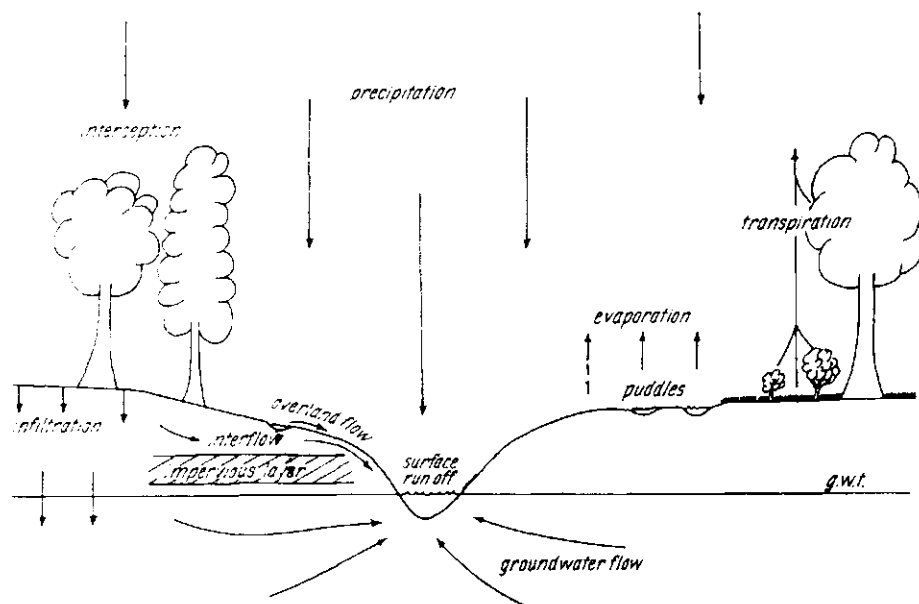


Fig. 1 De kringloop van het water (uit: Williams en Hynes, 1977)

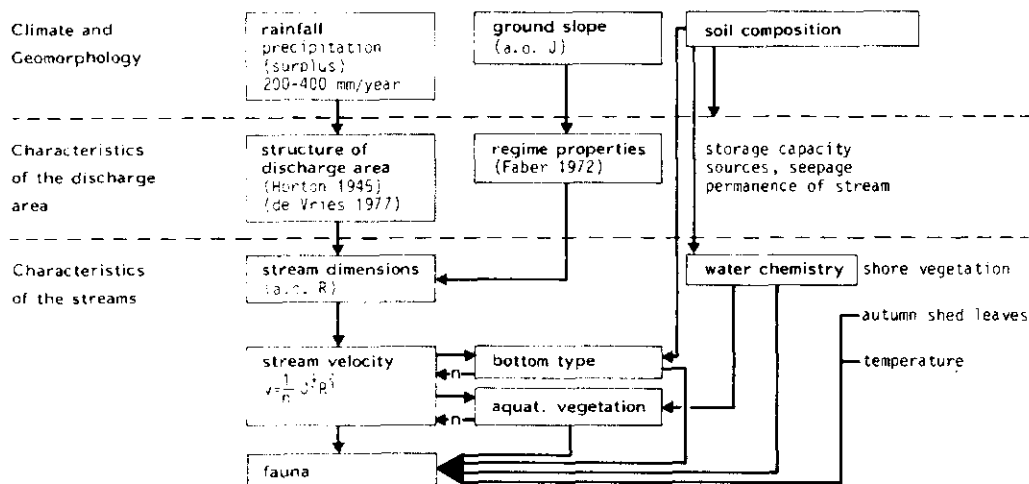


Fig. 2 Schema van de factoren die de voorwaarden scheppen voor het voorkomen van de aquatische fauna in het stromend water (uit: Higler en Mol, 1984)

In Nederland wordt het jaarlijkse neerslagpatroon gekenmerkt door weinig neerslag in de lentemaanden, met als gevolg een verlaging van de grondwaterstand vanaf de lente. Dit heeft belangrijke gevolgen voor de watergangen.

De watergangen, die afhankelijk van regenwater zijn, zullen in een gebied waar door de bodem weinig grondwater vastgehouden kan worden, droogvallen. De duur van de droogvallende periode wordt in natuurlijke omstandigheden geschat op 4-5 maanden.

Van de 500.000 kilometer watergang die ons land rijk is (Zonderwijk, 1976) worden de droogvallende watergangen in het algemeen op de hogere gronden in het oosten en zuidoosten aangetroffen, waar het aantal in sommige jaren in sommige waterschappen kan oplopen tot de helft van de bij het waterschap in beheer zijnde watergangen (van de Leur et al., 1977). Dit aantal zal in de komende jaren toenemen vanwege de permanente daling van de gemiddelde grondwaterstand (IMP Milieubeheer 1986-1990). Ten dele is deze grondwaterstanddaling bewust nagestreefd (fig. 3). Hierbij is geprobeerd om met het oog op de produktie in de landbouw al te grote fluktuaties in grondwaterstanden alsmede inundaties van gronden te voorkomen. Ten dele is de grondwaterstanddaling opgetreden als een indirect effect van activiteiten die de vochthuishouding in het milieu beïnvloeden. Voorbeelden hiervan zijn grondwaterwinning ten behoeve van de drink- en industriewatervoorziening, waterstaatkundige werken en verharding van de bodem als gevolg van verstedelijking.

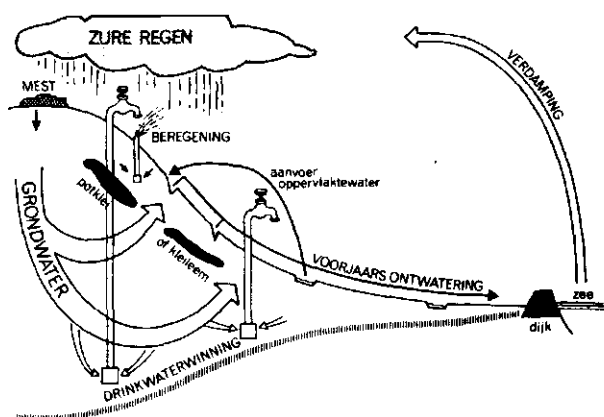


Fig. 3 Menselijke beïnvloeding van de waterkringloop (uit van Diggelen et al., 1986)

De gevolgen van de verdroging zijn een verlenging van de droogteperiode, een toename van mineralisatieprocessen en, ter bestijding van de verdroging, inlaat van gebiedsvreemd water, wat een bron van vermistende en andere voor het milieu schadelijke stoffen kan zijn.

1.2.2 Levensgemeenschappen van droogvallende milieus

De droogvallende wateren als plaats voor (karakteristieke) levensgemeenschappen is in Nederland onder andere onderzocht en/of besproken door: Gardeniers (1977), Cuppen en Dirkse (1978), Cuppen (1979, 1980a, 1980b, 1983), Moller Pillot en Krebs (1981), Cuppen en Visser (1983), Oekologisch adviesbureau Moller Pillot (1985), Latour (1985) en ten Cate en Schmidt (1986). Van de Leur et al. (1977) onderzochten de terrestrische levensgemeenschap van droogvallende sloten.

Autekologische informatie over taxa uit droogvallende milieus is onder andere te vinden in den Hartog en de Wolf (1962), Janssen en de Vogel (1965), Over (1967), Moller Pillot (1978/1979, 1984) en Higler en Repko (1982).

In het buitenland zijn droogvallende poelen onder andere onderzocht door Harnisch (1922), Kreuzer (1940), Kramer (1964), Stout (1964), Hartland-Rowe (1966), Ruttner-Kolisko (1966), Fernando en Galbraith (1973), Bishop (1974), Daborn (1974), Wiggins et al. (1980), Williams (1983), Schleuter (1986) en Nilsson (1986). Tijdelijke stromende wateren zijn onder andere onderzocht door Stehr en Branson (1938), Hynes (1958), Kamler en Riedel (1960), Legier en Talin (1973), Williams en Hynes (1976a, 1977), Williams en Coad (1979), Berrie en Wright (1984), Wright et al. (1984) en Kownachi (1985).

Het effect van een eenmalige droogte is onder meer onderzocht door Moth-Iversen et al. (1978), Ladle en Bass (1981), Extence (1981), Cowx et al. (1984) en Canton et al. (1984).

Algemene karakteristieken van droogvallende milieus zijn te vinden bij Wesenberg Lund (1939, 1943), Rzóska (1961), Hynes (1970), Williams en Hynes (1976a, 1977), Macan (1977) en Wiggins et al. (1980).

Het tijdelijke aquatische milieu wordt gekenmerkt door wisselingen in fysische en chemische variabelen die veel groter zijn dan in permanent water (onder andere Hartland-Rowe, 1966). Dit milieu stelt zulke strenge eisen aan de bewoners dat slechts een klein aantal soorten van elk phylum aan deze habitat aangepast zijn. Fysiologisch gezien zijn de taxa die het interne milieu kunnen reguleren ten opzichte van het sterk schommelende externe milieu in het voordeel ten opzichte van de taxa die het interne milieu slechts kunnen aanpassen (Klekowski, 1966). Het klein aantal soorten uit het tijdelijke milieu heeft zich zowel uit permanente water bewoners geevolueerd (Wiggins et al., 1980) als uit terrestrische organismen. Het ontbreken van vispredatie, bijvoorbeeld van belang bij dieren die zonder bescherming hun voedsel uit het open water halen, zoals Branchiopoda en Culicidae (Macan, 1977), en de toegang tot onder geëxploiteerde hulpbronnen (Bärlocher et al., 1978) zijn selektievoordelen geweest voor de dieren die het tijdelijke water gingen bewonen.

Het tijdelijk milieu is een sterk fluktuuerend, maar ook een voorspelbaar milieu. Omdat de droogvallende periode elk jaar terug komt is aanpassing mogelijk. Organismen kunnen hun levenscyclus aanpassen door onder andere migratie en ruststadia (Thierry, 1982). Droogvallende milieus kunnen dan ook stabiele

levensgemeenschappen herbergen. Nilsson (1986) die zeven jaar een tijdelijke poel op Dytiscidae onderzocht vond een relatief stabiele levensgemeenschapsamenstelling. Ook Williams en Hynes (1977) vonden in een instabiele habitat een soortensamenstelling die met betrekking tot de meest talrijk voorkomende soorten erg konstant was. Als redenen noemen ze naast het exacte karakter van het milieu de geringe kolonisatie vanuit het permanente water.

De fauna in het tijdelijke milieu kan in twee groepen verdeeld worden:

1. Taxa niet aangepast aan het droogvallen.

Enerzijds zijn dit taxa die het droogvallende gedeelte vanuit het permanente gedeelte koloniseren, zodra het water bevat. Dit vindt zowel door drift als door stroomopwaartse migratie plaats (Williams en Hynes, 1976c). McLachlan (1974) vond bijvoorbeeld actief migrerende larven van Procladius choreus. In het algemeen zullen deze taxa een droogte periode niet overleven. Er zijn echter taxa die niet aangepast zijn aan het leven in tijdelijke wateren, maar die, omdat ze een grote tolerantie hebben, korte droogte periodes kunnen overleven (Williams en Hynes, 1976a).

Doordat de watergangen geleidelijk droogvallen en de intensiteit van droogvallen binnen een watergang verschilt zullen er microhabitats overblijven met een zodanig vochtgehalte dat de tolerante taxa hier kunnen overleven.

Anderzijds zijn dit taxa die het droogvallend milieu koloniseren als het water bevat vanuit in de omgeving gelegen permanent water. Het zijn voornamelijk vliegende insecten zoals Coleoptera (Berrie en Wright, 1984; Legier en Talin, 1973) en Corixidae (Kramer, 1964), maar ook niet vliegende dieren zoals Hirudinea en Gastropoda kunnen over het land water koloniseren (Williams en Hynes, 1976b). De beschikbaarheid en aard van het voedsel bepalen grotendeels welke dieren een water koloniseren (Williams en Hynes, 1976b; Kaster en Jacobi, 1978). In het tijdelijk milieu is in het algemeen veel en eiwitrijk, plantaardig voedsel voorradig (Bärlocher et al., 1978).

De opportunistische kolonisten migreren weer als het water opdroogt. Dit geldt niet altijd voor Coleoptera met goed ontwikkelde vliegspieren. De stimulus om te gaan vliegen kan van fysiologische aard zijn, bijvoorbeeld honger, of bepaald worden door atmosferische omstandigheden (Jackson, 1953).

2. Taxa aangepast aan het droogvallende milieu.

De groep organismen die aangepast is aan het droogvallende milieu bestaat slechts voor een deel uit echte specialisten. Veel dieren zijn ekologische generalisten, taxa met een brede ekologische amplitude voorkomend in

permanente poelen en moerassen. Vele taxa uit het droogvallende milieu zijn bijvoorbeeld euryhalien (Hartland-Rowe, 1966). De aanpassing van de generalisten bestaat uit de combinatie snelle ontwikkeling, efficiënt verspreidingsmechanisme en een vroege rijping en/of een grote tolerantie.

De volgende strategieën zijn te onderscheiden:

1. Bezit van een aangepaste levenscyclus.

a. Een bepaalde fase van de levenscyclus is droogte-resistent.

Voorbeelden hiervan zijn:

- Het bezit van droogte-resistente eieren. Dit is bekend van de geslachten Mesostoma en Dalyellia (Wesenberg Lund, 1939), Aedes (Culicidae) (Mohrig, 1969), Chirocephalus diaphanus (Hall, 1961) Mochlonyx (Chaoboridae) en Rhantus (Coleoptera) (Wesenberg Lund, 1943).
- Vorming van droogte-resistente cysten. Bijvoorbeeld Athyella nordenskioldii (Copepoda) (fig. 4). De stimulus om een cyste te maken is niet het opdrogen, maar een hoge watertemperatuur (Williams en Hynes, 1976a).

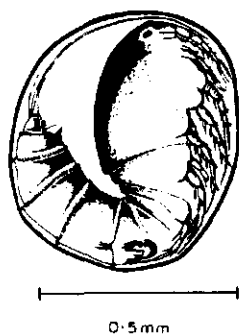


Fig. 4
Droogte-resistente cyste van
Athyella nordenskioldii
(uit: Williams en Hynes, 1977)

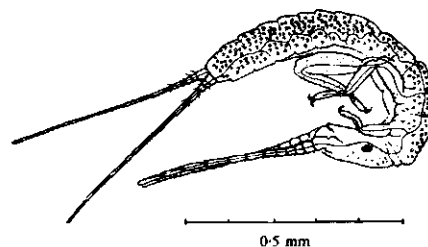


Fig. 5 Nimf van Capnia bifrons in diapauze
(uit: Hynes, 1970)

- Hydrobaenus pilipes maakt een obligate diapauze door in een droogte-resistente kokon (Grodhaus, 1980). Ook andere Chironomidae kunnen speciale kokons bouwen om te overwinteren (Oliver, 1971). Het eerste larvestadium van vele Limnephilidae (Trichoptera) gaat in rust in het droogte-resistente eiomhulsel (Hiley, 1978).
- De nimf van de steenvlieg Capnia bifrons (fig. 5) overleeft de warme periode door in diapauze te gaan, waarschijnlijk kruipt C. bifrons diep in het substraat waar ze veilig is voor predatoren (Hynes, 1970).

b. Een bepaalde fase van de levenscyclus ontwikkelt de droogte.

Voorbeelden hiervan zijn:

- Enkele Coleoptera genera hebben een terrestrische larve, bijvoorbeeld Anacaena, Helophorus, Hydraena en Limnebius (Landin, 1976).

- Agabus affinis heeft waarschijnlijk een overzomerend terrestrisch popstadium (Cuppen en Visser, 1983).
- Vele insekten hebben een terrestrisch imago. Het is voor deze insekten van belang dat ze verpoppen voor dat het water opdroogt.
- De imago's van verschillende Limnephilidae hebben een ovariële diapauze: de gonaden zijn bij het uit de pop komen, in het voorjaar, niet volgroeid. Pas als de dagen korter worden rijpen ze (Hiley, 1978). Ook Lestes sponsa heeft twee diapauzes. De eieren maken een diapauze in de winter door, het adult in de zomer (Masaki, 1980).

De lengte van de droogvallende periode is voor de organismen met deze aanpassing van groot belang. De organismen moeten het deel van hun levenscyclus dat zich in het water afspeelt, op tijd voltooiën. Een verlenging van de droogvallende periode of een droogvallende periode op een ander tijdstip kan ernstige gevolgen hebben voor de fauna. Als een droogvallende beek een jaar niet droogvalt zal echter ook een deel van de fauna verdwijnen (Williams en Hynes, 1977). Vele Euphyllipoda hebben een droogte-periode nodig en komen niet in wateren voor die niet opdrogen (Rzóska, 1961).

2. Bezit van eieren die verschillen in intensiteit van de stimuli om uit te komen.

Voorbeelden zijn:

- Aedes sp. vergroot de kans dat tenminste enkele nakomelingen overleven door een range in de intensiteit van de stimuli om uit het ei te komen (Gillett, 1955a). Deze range wordt bepaald door genetisch vastgelegde informatie. De variatie is in het legsel aanwezig, vooral in de gebieden met een sterk wisselende hoeveelheid water. In gebieden met permanente poelen is de variatie veel minder (Gillett, 1955b).
- Bij Limnadia voitesii (Conchostraca) verschillen de, op het droge gelegde, eieren zodanig dat niet alle eieren tegelijk uitkomen als de poel voor de eerste keer water bevat (Botnariuc, 1947).
- Bij Triops cancriformis zijn er eieren die zich pas na enkele achtereenvolgende uitdrogingen ontwikkelen (Hempel-Zawitkowska, 1966).

3. Regulatie van de ontwikkelingssnelheid.

Voorbeelden zijn:

- Imago's van Chironomus imicola, een soort die vaak in regenplassen gevonden wordt, komen eerder uit bij hoge dichtheden van dieren (uitdroging is dan nabij). De vrouwtjes zijn dan groter. Bij lage dichtheden zijn de vrouwtjes die vroeg uitkomen (een veilige strategie) klein (McLachlan, 1983).
- De ontwikkeling van een Aedes communis populatie vindt in een kleiner water sneller plaats dan de ontwikkeling van een analoge populatie in een groter watervolume. Het opdrogen van de poel heeft een versnellende invloed op de

ontwikkeling, evenals herhaalde kunstmatige verhoging van de populatiedichtheid (Chodorowski, 1958).

4. Bezit van een tijdsafhankelijke verhoogde weerstand tegen uitdroging.
 - Polypedilum vanderplanki kan vocht aan het lichaam onttrekken. Het dehydratie-stadium kan jaren duren. Bovendien worden temperaturen van -270 C tot +102 C overleefd. Deze aanpassing maakt het leven in rots-poeltjes, die onderhevig zijn aan grote temperatuurschommelingen mogelijk.
 - Anisus leucostomus kan de schelp met een kalkplaatje afsluiten (Cuppen en Dirkse, 1978). Aplexa hypnorum sluit het huisje met een slijmprop af (Wiggins et al., 1980).
 - Exemplaren van Planorbis planorbis, die in hogere dichtheden gehouden zijn, vertoonden een verhoogde weerstand tegen uitdroging (Klekowski, 1961).
 - Planorbarius corneus kan als reactie op een droge omgeving actief de waterafgifte verminderen. Planorbarius corneus kan tegen osmotische schommelingen in het interne milieu (Klekowski, 1961)
5. Gedragsaanpassingen.

Verschillende taxa kruipen in de bodem of verschuilen zich onder vochtige stenen en dergelijke.

 - Cambarus fodiens (Decapoda) graaft zich naar het grondwaternivo en maakt zo niet alleen een refugium voor zichzelf, maar ook voor andere soorten die de droogte anders niet zouden overleven (Williams en Hynes, 1977).
 - Verschillende soorten kruipen weg onder stenen of bladeren, bijvoorbeeld Hydroporus-soorten en Hirudinea. Hydroporus palustris kan een droogte periode van tenminste zes weken overleven (Jackson, 1952).
 - Ingraven in de bodem gebeurt door bijvoorbeeld Oligochaeta, Gastropoda (Wiggins et al., 1980) en Chironomidae (Kaster en Jacobi, 1978). De vorm van een organisme bepaalt of het geschikt is om zich in te graven (Williams en Hynes, 1974).

1.3 Droogvallende watergangen in Overijssel

In Overijssel worden de droogvallende watergangen voornamelijk in Salland en Twente, aan de randen van de hoger gelegen delen, aangetroffen. De daar gelegen hogere gebieden zijn stuwwallen uit de voorlaatste ijstijd (Saalien, ongeveer 200.000 jaar geleden) gevormd door het landijs (fig. 6). Op deze stuwwallen is tijdens de laatste ijstijd (70.000 jaar geleden) een laag dekzand afgezet.



Fig. 6 Vergletsering in Nederland tijdens het Saalien.
 1-5: achtereenvolgende fasen
 6 : stuwwallen en eindmorenes
 R : Rijn; V : Vecht; H : Hunze
 (uit: Pannekoek, 1973)

1.4 Doelstellingen

Ten behoeve van het onderhavig projekt zijn de volgende doelstellingen geformuleerd:

1. Het opstellen van een referentie.
 De samenstelling van de makrofauna, de abundanties van de taxa en de fysische en chemische variabelen van de meest onbeïnvloede droogvallende watergangen worden beschreven.
2. Het karakteriseren van de beïnvloedingen.
 De als gevolg van beïnvloedingen ontstane veranderingen in soortensamenstelling en aantallen worden beschreven en vervolgens gerelateerd aan de referentie.

2 Methode

2.1 Keuze van de monsterpunten

In het deelproject 'Makrofaunagemeenschappen in droogvallende watergangen' zijn vijftientig monsterpunten bemonsterd: DW 1-DW 25 (DW = Droogvallende Watergang). Figuur 7 (op de volgende pagina) geeft een overzicht van de ligging van de monsterpunten; bijlage 2 geeft de lijst met monsterpunten.

Bij de keuze van de monsterpunten hebben de volgende overwegingen een rol gespeeld:

1. De monsterpunten dienen te verschillen in de mate van beïnvloeding. Om een redelijk inzicht in de soorten-samenstelling en abundanties van de verschillende soorten te verkrijgen zijn van de sterk beïnvloede wateren minder monsters nodig dan van de 'natuurlijke' wateren omdat sterk beïnvloede wateren in het algemeen weinig, maar talrijk aanwezige, soorten bevatten.
2. De monsterpunten dienen te verschillen in tijdsduur van droogvallen.
3. De te bemonsteren punten dienen, voor zover mogelijk, verspreid over de provincie liggen.

Uit literatuuronderzoek en informatie van waterbeherende instanties is de benodigde basisinformatie verkregen. Aanvullend veldonderzoek bepaalde de uiteindelijke keuze.

2.2 Bemonstering en verwerking van de monsters

2.2.1 Makrofauna (tabel 2, bijlage 3)

De vijftientig monsterpunten zijn in de periode 11 maart 1985 tot en met 9 april 1985 bemonsterd. De monsters zijn met het standaard makrofaunanet (frame afmeting 30 x 20 cm; maaswijdte 0.5 mm) genomen.

De bemonstering gebeurde zoals beschreven in de Handleiding voor hydrobiologische milieuinventarisatie (van der Hammen et al., 1984). Een samenvatting hiervan is te vinden in bijlage 4.

Determinatie van de makrofauna vond plaats met behulp van een binoculair mikroskoop (vergroting tot 60 X) en een mikroskoop. Alle diergroepen zijn gedetermineerd tot op een zo laag mogelijke taxonomische eenheid. De gebruikte determinatieliteratuur is in de literatuurlijst aangegeven met een sterretje (*).

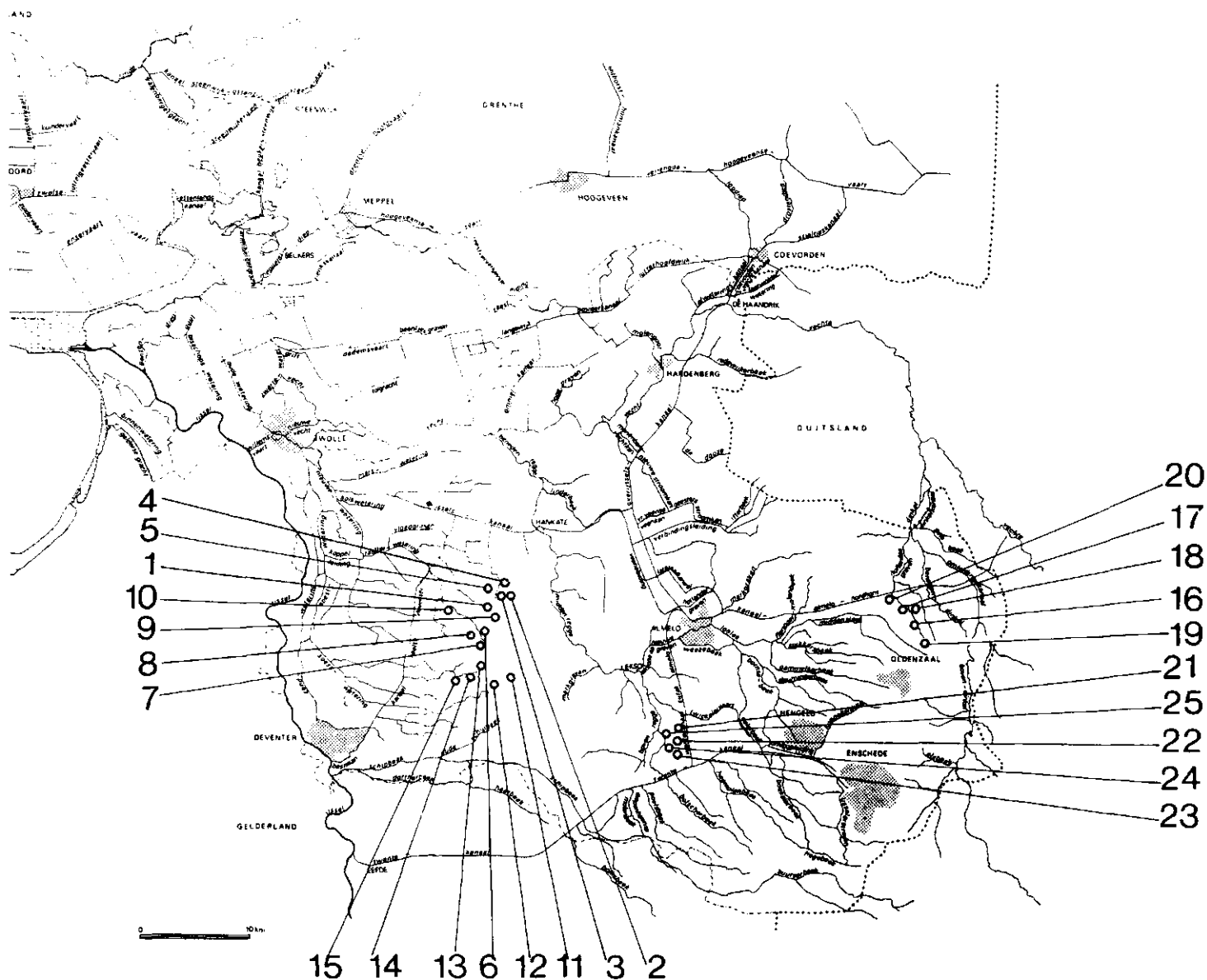


Fig. 7 Overzichtsk kaart van de watergangen in Overijssel met de 25 monsterpunten in droogvallende watergangen

2.2.2 Fysische en chemische variabelen (tabel 1)

Naast de makrofaunamonsternamen zijn in het veld een aantal fysische en chemische variabelen bepaald. Beschadwing, meandering en dergelijke zijn genoteerd. Stroomsnelheid, temperatuur, zuurstofgehalte, geleidbaarheid en pH zijn in het veld bepaald. Andere variabelen zoals korrelgrootteverdeling van het substraat, hoeveelheid detritus en bedekking door waterplanten zijn geschat. Met behulp van een steekbuis is een bodemprofiel gestoken om de dikte van de verschillende bodemlagen te meten.

Voor de chemische bepalingen zijn watermonsters van 1 liter genomen. Hieraan is 5 ml kwikoplossing (40-70 mg HgCl₂/l) toegevoegd om mikrobiële activiteit te stoppen. De flessen zijn dezelfde dag ingevroren om eventuele chemische reacties te stoppen.

De lengte van de droogte periode is bepaald uit gegevens van de afgelopen jaren van de Landinrichtingsdienst, het Waterloopkundig Laboratorium, het Waterschap Salland en het Waterschap Regge en Dinkel.

Er zijn vier klassen gemaakt:

1. De watergang staat zes maanden of langer droog.
2. De watergang staat drie tot zes maanden droog.
3. De watergang valt pas op het einde van de zomer enkele maanden droog.
4. De watergang valt niet droog.

De fysische en chemische variabelen zijn ten behoeve van te verwerking in drie groepen verdeeld (zie bijlage 7):

1. Kwantitatief gemeten variabelen. Bijvoorbeeld breedte, chloorgehalte en zuurstofverzadigingspercentage.
2. Ordinale of geklassificeerde variabelen. Bijvoorbeeld intensiteit geur, helderheid kleur.
3. Nomiale of 'dummy' variabelen. Een dummy variabele neemt de waarde 1 aan indien aanwezig en 0 indien afwezig. Dit wordt gedaan bij variabelen die niet in een toe- of afnemende reeks zijn te klassificeren. Bijvoorbeeld substraat, verontreinigingsindicatie.

2.3 Komputerverwerking van de basisgegevens

2.3.1 Inleiding

Om naar verbanden te zoeken tussen makrofauna-voorkomen en een set milieuparameters kunnen zogenaamde 'multivariate technieken' gebruikt worden. Dit zijn analyses voor problemen betreffende meer dan een object met meer dan een eigenschap.

Er staan verschillende technieken ter beschikking. Deze kunnen onderscheiden worden in twee groepen: directe gradiënt analyse en indirecte gradiënt analyse (Gauch, 1982) (fig. 8).

Bij direkte gradiënt analyse wordt gezocht naar verbanden tussen het voorkomen van soorten en een van te voren bekende milieu gradiënt. Hierbij zijn de monsters zo gekozen, dat zij gerangschikt zijn volgens een van te voren gedefinieerde milieu gradiënt, bijvoorbeeld vochtgehalte, pH (Torenbeek, 1985).

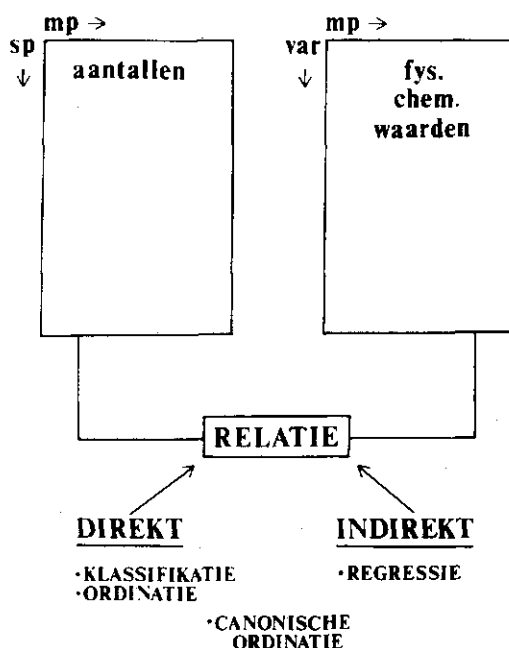


Fig. 8 Schema van de multivariate technieken
 mp : monsterpunten
 sp : soorten
 var: fysische en/of chemische variabele

Bij 'indirekte gradiënt analyse' worden de monsterpunten aan de hand van in de biotische parameters aanwezige variatie gerangschikt door middel van ordinatie en/of klassifikatie. Vervolgens wordt nagegaan welke fysische en chemische variabelen aan welke monsterpunten gekorreleerd zijn. In bijlage 5 worden de verschillende technieken nader besproken.

2.3.2 Voorbewerking van de gegevens.

Voor dat de gehele gegevens-set met de verschillende technieken bewerkt kan worden zijn een aantal voorbereidingen nodig.

2.3.2.1 Makrofauna

De volgende twee bewerkingen zijn uitgevoerd.

- * De abundanties van de taxa zijn getransformeerd omdat (Verdonschot, in press):
 - de monstermethode semi-kwantitatief is,
 - de mathematische achtergrond van de komputergegevens dat vereist en

- het verschil tussen 1 en 5 exemplaren veel belangrijker is dan het verschil tussen 101 en 105 exemplaren.

Preston (1962) heeft aangetoond dat de individuen-aantallen van de soorten in een evenwichtig opgebouwde levensgemeenschap logaritmisch verdeeld zijn. Op grond hiervan is de logaritmische transformatie van de abundanties toegepast.

Deze is als volgt:

1→1; 3→2; 7→3; 15→4; 31→5; 63→6;
127→7; 255→8; 511→9; 1023→10;
2047→11; 4095→12; 8191→13.

- * Het gewicht dat laag frekwente taxa in de schaal leggen is bij DCA en DCCA (zie 2.3.3.2 en 2.3.3.4) onderdrukt door de optie 'downweighting of rare species' toe te passen. De abundanties van de taxa die een frekwentie hebben die 20% of minder bedraagt van de frekwentie van de meest algemene taxa wordt vervangen door:

$$A_{ij} \times F_i / (F_{\max} / 5) , \text{ waarin}$$

A_{ij} = abundantie van soort i in monster j,
 F_i = frekwentie van soort i en
 $F_{\max}$ = frekwentie van de meest algemene soort.

2.3.2.2 Fysische en chemische variabelen

- * De kwantitatieve en ordinale variabelen vertonen binnen de dataset vaak een scheve verdeling. Het effect hiervan is vergelijkbaar met het effect van hoog abundante soorten. Door middel van logaritmisieren wordt een normale verdeling verkregen. Alleen de pH die al logaritmisch verdeeld is, en de dummy variabelen worden niet gelogaritmiseerd.

- * Standaardisatie is nodig om verschillen in de schaal van de variabelen, bijvoorbeeld decimeter en microSiemens, gelijk te schakelen, zonder de onderlinge verschillen aan te tasten. Er is gestandaardiseerd naar het gemiddelde gedeeld door de standaardafwijking:

$$\frac{X - \bar{X}}{SD}$$

X = gemeten waarde

$\bar{X}$ = gemiddelde waarde

SD= standaardafwijking

- * Bij het gebruik van DCCA (zie 2.3.3.4) worden onderling hoog gekorreleerde milieuvariabelen weggelaten omdat deze variabelen dezelfde werking op het soortenbestand hebben en zodoende de canonische coëfficiënten beïnvloeden (Ter Braak, 1985; Verdonschot, in press).

2.3.3 De gebruikte komputerprogramma's (fig. 9)

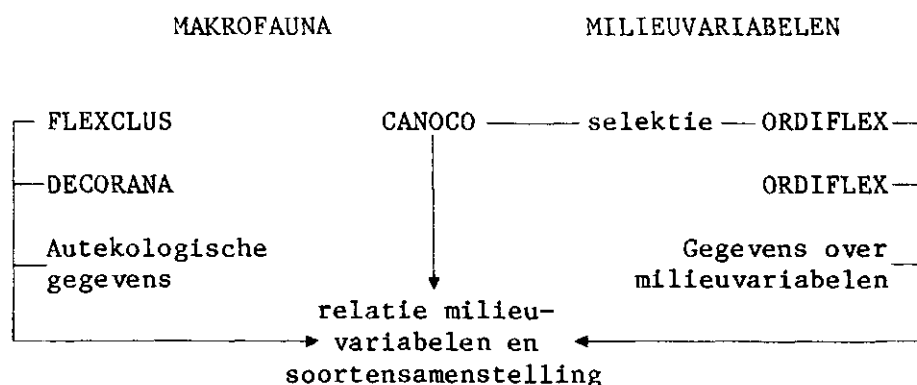


Fig. 9 Schema van de gegevensverwerking

2.3.3.1 FLEXCLUS (van Tongeren, 1986)

Met behulp van een delingsgewijze klassifikatietechniek (zie bijlage 5) worden monsterpunten afgebakend die op basis van hun faunistische samenstelling verwantschap vertonen. In het FLEXCLUS-programma kan tussen twee similariteitsmaten gekozen worden, de similariteitsratio en de euclidische afstand. Er is gekozen voor de similariteitsratio omdat bij de euclidische afstand van relatieve abundantiescores wordt uitgegaan, waardoor hoog abundante taxa een belangrijkere rol spelen dan laag abundante (Vanhemelrijk, 1985). Het flexibele klusterprogramma FLEXCLUS kenmerkt zich door de vele keuzes die op verschillende plaatsen in het programma gemaakt kunnen worden. Zo kan fusie of verplaatsing van monsterpunten plaats vinden door de drempelwaarde van de similariteit te verhogen of te verlagen en kan de grens bepaald worden wanneer een soort hoog frekwent of zeldzaam is.

Het resultaat van de klustering wordt gepresenteerd in een tabel. De kleinere clusters (een of twee monsterpunten) worden op het eind van de tabel geplaatst. De grotere clusters worden gerangschikt met behulp van een ordinatie-techniek. Ook de monsterpunten binnen het cluster worden met behulp van ordinatie gerangschikt.

De rangschikking van de taxa vindt als volgt plaats:

1. algemene soorten
2. soorten frekwent (gekozen is voor 50-80% aanwezigheid in het cluster) of hoog frekwent (meer als 80% aanwezigheid) in het eerste cluster
3. hetzelfde voor het eerste en tweede cluster samen
4. frekwente of hoog frekwente soorten alleen voor het tweede cluster
5. en zo verder tot het laatste cluster.

Hierdoor wordt de structuur van de eerste diagonaal in de tabel bepaald. Vervolgens worden de hoog frekwente taxa getabelleerd, die minder duidelijk aanwezig zijn in een of twee clusters. Tenslotte worden de zeldzame taxa (gekozen is voor minder als 20% aanwezigheid) aan het eind van de tabel geplaatst.

2.3.3.2 DECORANA (Hill, 1979)

Dit ordinatie-programma maakt gebruik van de DCA-techniek (zie bijlage 5.2). De monsterpunten met een overeenkomende fauna worden gegroepeerd. DCA berekent via een andere techniek hetzelfde als het cluster-programma FLEXCLUS. Een overeenkomend resultaat ondersteunt de clusterindeling. Afwijkingen maken een heroverweging van de interpretatie noodzakelijk. Het programma geeft monster-scores en soort-scores op de eerste vier ordinatie-assen, de gradiëntlengten en de eigenwaarde van de eerste vier assen (zie 2.3.3.4). Het percentage verklaarde variatie kan verkregen worden door DCCA te draaien zonder milieu-assen (zie 2.3.3.4). In feite worden dan de milieuparameters op het ordinatie-diagram gelegd en uitgerekend hoe veel variatie door die milieuvariabelen verklaard wordt.

DCA is relatief gevoelig voor zogenaamde 'outliers', dat wil zeggen totaal afwijkende monsters of soorten. Deze afwijkingen kunnen reëel zijn of het gevolg zijn van gebruikte technieken, zoals bemonstering, of toeval zijn.

Door van de eerste drie assen een driedimensionale voorstelling te maken, zoals in figuur 10 gedemonstreerd wordt, is de onderlinge verhouding van de clusters op die drie assen in een oogopslag te zien. Uit figuur 10 blijkt ook dat twee punten die in het platte vlak dicht bij elkaar liggen, in de driedimensionale ruimte ver uiteen kunnen liggen. Bij de bestudering van de diagrammen dient hier altijd op gelet te worden.

De vierde as mag echter ook niet vergeten worden bij de interpretatie, omdat ook daar variatie aanwezig kan zijn, zoals bij de bespreking van de resultaten zal blijken (3.3)

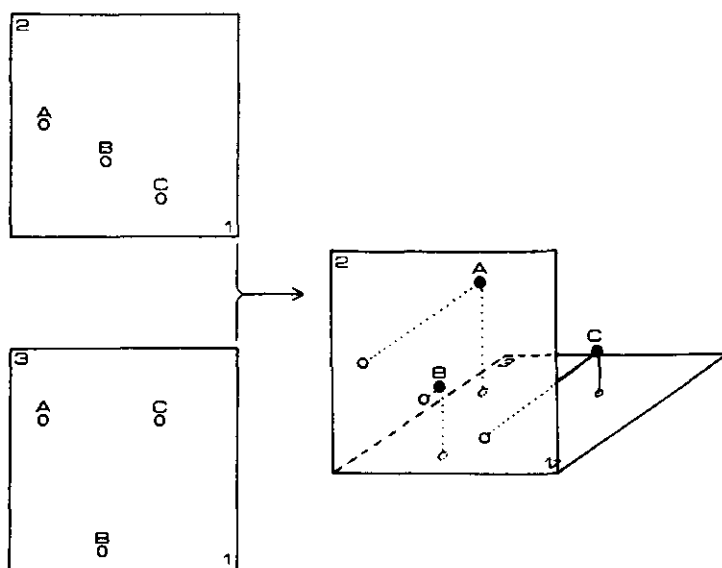


Fig. 10 Driedimensionale voorstelling van een DCA-oplossing

2.3.3.3 ORDIFLEX (Gauch, 1977)

Het programma ORDIFLEX is een flexibel programma voor vier ordinatie technieken. Alleen de principale componenten analyse (PCA) techniek is gebruikt (zie bijlage 5.2).

2.3.3.4 CANOCO (ter Braak, 1985).

Het programma CANOCO (= canonische correspondentie analyse) kan naast monster of soort gegevens een set van milieuvariabelen als invoer gebruiken. De basisstructuur is die van DCA, maar met regressie in de vorm van een direkte gradient analyse techniek worden de assen mede in het licht van de milieuvariabelen gekozen. De techniek heet 'detrended canonical correspondence analysis' (DCCA). Met behulp van DCCA kan het belangrijkste patroon in de relaties tussen monsterpunten en milieuvariabelen ontdekt worden (Ter Braak, 1986). Het oorspronkelijke DCA ordinatie-diagram wordt als gevolg van verschillen of overeenkomsten in milieuvariabelen aangepast. DCCA is een robuuste techniek, weinig gevoelig voor 'outliers' (afwijkende monsterpunten): bij een overeenkomende fauna en verschillende milieuparameters wordt het meeste gewicht toegekend aan de makrofauna en is het verschil in fysische en chemische milieu niet of nauwelijks terug te vinden (kluster 5 in fig. 20 en 21).

Naast de monsterpunt-scores en soort-scores geeft het programma informatie over de korrelatie tussen soorten (monsterpunt)-assen en milieu-assen, de standaarddeviatie van de soorten (monsterpunt)-assen en milieu-assen en een korrelatiematrix van alle milieuvariabelen en soorten (monsterpunten). De resultaten van DCCA bevatten een aantal belangrijke kenmerken, die als maten beschouwd kunnen voor het belang van de assen binnen deze analyse:

- * Percentage verklaarde variatie. Er wordt aangegeven hoeveel van de aanwezige variatie op de eerste vier assen door de milieuvariabelen verklaard wordt.
- * De eigenwaarde (fig. 11). De eigenwaarde kan beschouwd worden als een maat voor de beta-diversiteit, dit is de diversiteit tussen de monsters onderling. Een geheel homogene tabel heeft een eigenwaarde die nul nadert; een tabel met twee homogene, van elkaar gescheiden, delen geeft een eigenwaarde 1. Een lage eigenwaarde betekent een geringe variatie in de dataset en een korte milieugradiënt. De eigenwaarde van de afzonderlijke assen kan ook beschouwd worden als een maat voor hun relatieve belang binnen de analyse (Verdonschot, in press).
- * De gradiëntlengte (fig. 11). De gradiëntlengte is een maat voor de 'species turnover'. Een volledige 'species turnover' betekent een totale verandering van de soortensamenstelling. In dat geval heeft de gradiëntlengte de waarde vier. Een homogene tabel heeft de waarde kleiner dan één.

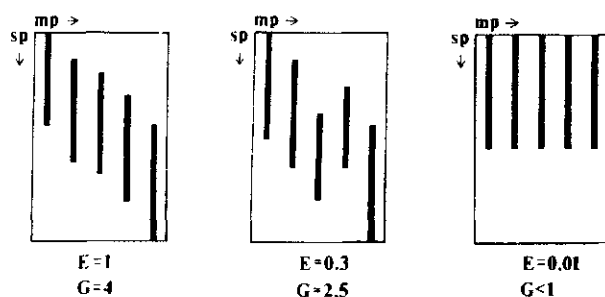
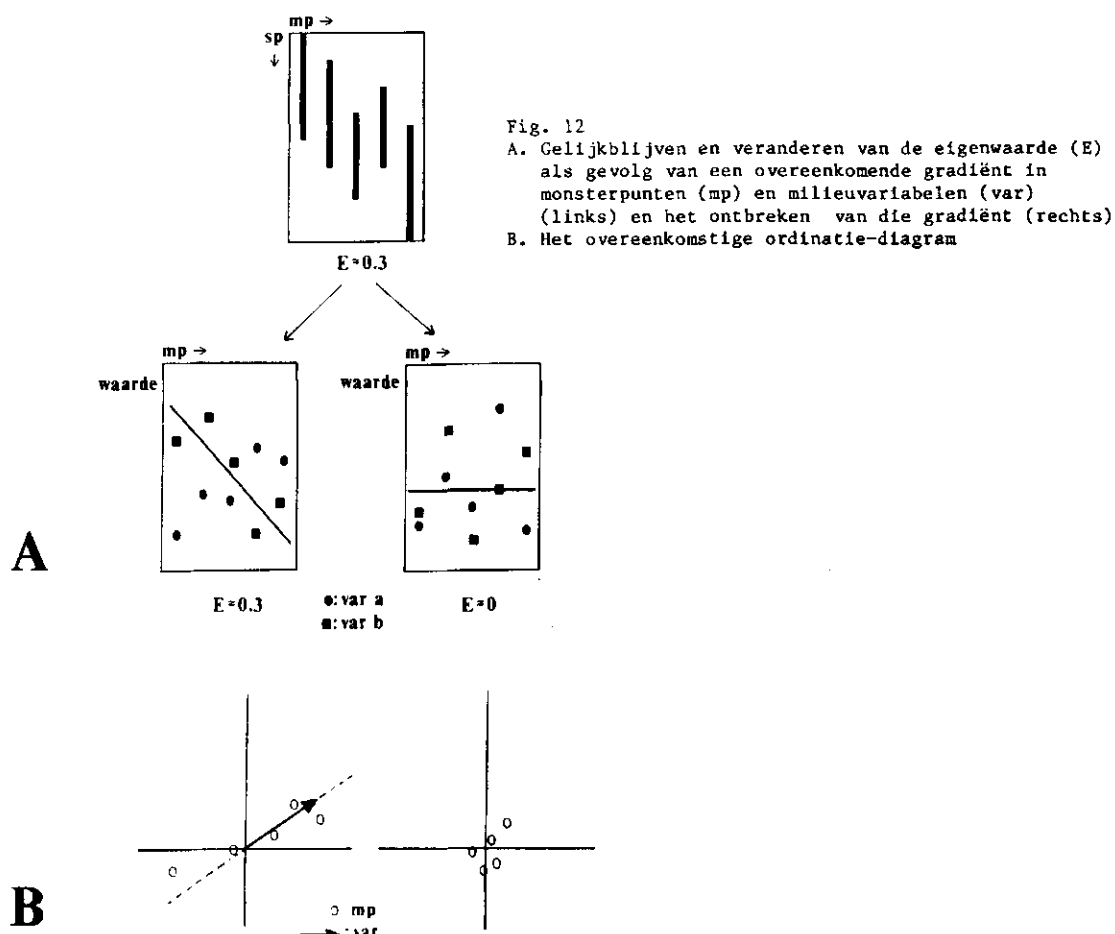


Fig. 11

Eigenwaarde (E) en
gradiëntlengte (G)
mp : monsterpunten
sp : soorten

* Korrelatie tussen soorten en milieuvariabelen. Een hoge korrelatie (hoger dan 0.8) betekent dat de milieuvariabele de belangrijkste variatie in de soortsverdeling op de hoofdas verklaart.

In het ordinatie-diagram (fig. 12b) worden monsterpunten en de geselecteerde milieuvariabelen samen weergegeven. De milieuvariabele wordt door een vektor voorgesteld. De vektor wijst in de richting van de grootste toename in gewogen gemiddelden van het monsterpunt voor die variabele. De lengte van de pijl geeft de snelheid van waardeverandering van die parameter in die richting aan. Is er geen met de monsterpunten overeenkomende milieugradient te vinden dan wordt de eigenwaarde nul en worden de monsterpunten in het ordinatie-diagram in het centrum gezet (fig. 12b).



De relatie van een monsterpunt met die variabele is te bepalen door het monsterpunt loodrecht te projekteren op die vektor (fig. 13). De verhouding van de monsterpunten ten opzichte van die vektor is relatief.

Een goed inzicht in de richting van de vektoren en de plaats van de monsterpunten op de eerste drie (belangrijkste) assen wordt door een driedimensionale voorstelling verkregen. Figuur 14 laat dit zien voor twee vektoren en een monsterpunt. Uit deze figuur blijkt dat een monsterpunt dat in het platte vlak dicht bij een vektor ligt en zodoende een hoge relatie suggereert in het driedimensionale diagram ver van deze vektor kan liggen.

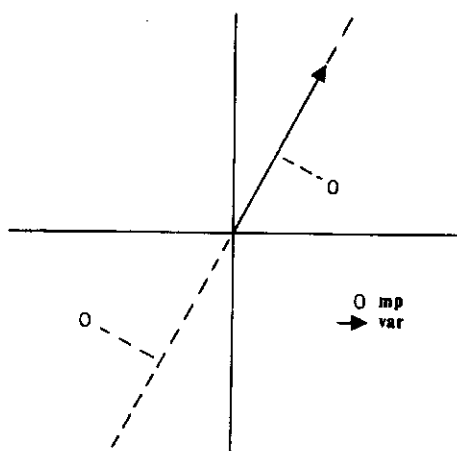


Fig. 13 Plaatsbepaling van een monsterpunt (mp) op de gradiënt van een milieuvariabele (var)

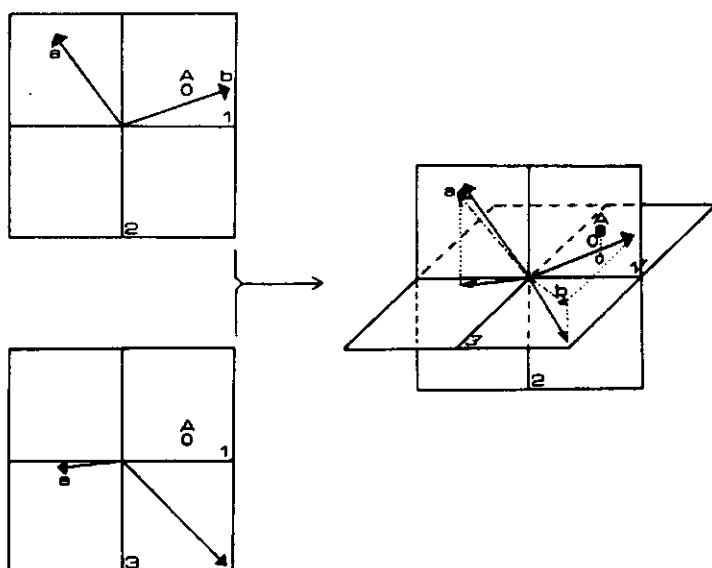


Fig. 14 Driedimensionale voorstelling van een DCCA-oplossing

3 Resultaten

De voor de milieuparameters gebruikte kwalifikaties 'hoog' en 'laag' zijn relatief. De kwalifikaties zijn gerelateerd aan binnen deze set gemeten milieuv variabelen.

3.1 FLEXCLUS-resultaten

Het programma FLEXCLUS deelt de monsterpunten in acht klusters in. Drie ervan bestaan slechts uit één monsterpunt en zijn derhalve geen echte klusters. Gemakshalve zullen ze wel zo genoemd worden. Elk kluster onderscheidt zich van de andere door het meer frekwent of talrijk voorkomen van een bepaald aantal taxa en door het ontbreken van taxa (die in andere klusters wel voorkomen).

De FLEXCLUS-output heeft de volgende aanpassingen ondergaan (tabel 2):

- * Per onderscheiden kluster is gekeken of de volgens het programma typerende taxa dat logischerwijs, dat wil zeggen beredenerend met kennis van die taxa, ook zijn. Bijvoorbeeld: het taxon *Diptera* is door het programma tussen de kensoorten van kluster twee gezet. Omdat een taxon dat zoveel soorten omvat geen indikatorische waarde kan hebben is dit taxon onderaan de lijst gezet.
- * In een kluster met weinig monsterpunten zijn taxa eerder frekwent dan in een groot kluster. Een taxon kan als kenmerkend taxon van een klein kluster opgevoerd worden, terwijl het in een groot kluster ook vaak voorkomt. Zulke taxa zijn ook onder in de tabel gezet. Bijvoorbeeld het taxon Agabus/Ilybius larven.
- * Taxa die slechts in een kluster voorkomen maar daar volgens het programma niet frekwent genoeg voor zijn komen onder in de lijst. Enkele van deze taxa zijn toch bovenaan in de lijst gezet omdat ze bijdragen aan het karakteriseren van het kluster. Voorbeelden hiervan zijn Agabus bipustulatus en Valvata piscinalis.

In de uiteindelijk geklusterde taxalijst (tabel 2) is de makrofaunasamenstelling van de monsterpunten in absolute aantallen gegeven. De klusters zijn zo gerangschikt dat de klusters met gemeenschappelijke taxa naast elkaar staan.

De taxa zijn vertikaal zo gerangschikt dat taxa die in dezelfde klusters voorkomen bijeen staan. De ontstane taxagroepen zijn aan de hand van autekologische gegevens gekarakteriseerd. De verantwoording hiervan is in bijlage 6 gegeven.

3.2 Autekologische gegevens

Autekologische gegevens zijn van belang om de interpretatiemogelijkheden te vergroten. Naast een bepaald fysisch en/of chemisch milieu is het biotisch milieu van belang voor de fauna-samenstelling (Thierry, 1982).

De interpretatiemogelijkheden zijn onder andere beperkt door de (nog) geringe kennis over de autekologie der soorten, de onmogelijkheid om alle literatuurbronnen te bestuderen en de onvolledige taxonomische kennis zodat een volledig beeld van de milieu-eisen en milieu-voorkeuren moeilijk te krijgen is.

3.2.1 Karakterisering van de taxagroepen (bijlage 6):

De taxa uit taxagroepen A en B kunnen een lage pH verdragen en droogte-periodes overleven. De taxa uit groep B hebben waarschijnlijk een voorkeur voor iets voedselrijkere milieus.

De enige soort uit groep C is vooral bekend uit droogvallende milieus.

Taxagroep D wordt gekenmerkt door taxa die aangepast zijn aan droogvallende milieus. De taxa lijken geen strenge eisen te stellen aan het milieu, ze zijn vrij tolerant voor min of meer hoge gehalten aan organische stof.

De taxa uit groep E zijn algemene taxa van stilstaand en stromend water. Ze zijn niet kenmerkend voor plaatsen met een hoog organisch stofgehalte of droogvallende milieus. Enkele taxa zijn kenmerkend voor planterijke wateren.

De taxa uit groep F zijn, voor zover bekend, bestand tegen hoge gehalten aan organische stof. Van enkele taxa uit deze groep is bekend dat ze aangepast zijn aan het leven in tijdelijke wateren.

Taxagroep G bestaat hoofdzakelijk uit taxa van detritusrijke milieus. De meeste zijn aangepast aan het leven in droogvallende milieus.

De twee soorten van groep H zijn algemeen voorkomend en bestand tegen hoge gehalten aan organische stof.

De taxa uit groep I kunnen in droogvallende wateren leven en zijn goed bestand tegen hoge gehalten aan organische stof.

Taxagroep J bevat voor het grootste gedeelte zeer algemene taxa. De meeste kunnen in uitdrogende milieus leven en zijn bestand tegen tenminste middelmatige gehalten aan organische stof.

3.2.2 Bespreking van de klusters (volgorde zoals in tabel 2)

Kluster 1

Kluster 1 kenmerkt zich door de taxagroepen A en B. Beide zijn groepen met taxa die een lage pH kunnen verdragen en in droogvallende milieus voor kunnen komen. Dit geldt ook voor de enige abundante soort van dit kluster Lumbriculus variegatus. Opvallend is het ontbreken van Gastropoda en Crustacea, op een exemplaar van Planorbis planorbis na. De lage pH lijkt hier een aannemelijke verklaring voor. In water met een pH lager dan zes komen geen slakken meer voor vanwege calcium-gebrek voor de schelpopbouw (Boycott, 1936). De pH van het oppervlaktewater kan laag worden door een gering bufferend vermogen, doordat het water weinig calcium ionen of bicarbonaat bevat (de Lange en de Ruiter, 1978). Bij een pH van 5.5 en minder krijgen veel aquatische organismen moeilijkheden met hun calciumregulatie (Pinder, 1986). Bij een pH van 5.0 en kleiner krijgen ze problemen met hun natriumregulatie. Bij vissen blijkt dat door verzuring van het water het huidoppervlak zodanig aangetast wordt dat de permeabiliteit voor water en ionen sterk toeneemt (Wendelaar Bonga en Dederen, 1986). De doorlaatbaarheid van de huid wordt ondermeer bepaald door de mate waarin tweewaardige ionen, in het bijzonder calcium, zijn gebonden aan het oppervlak. Verzuring van het water heeft tot gevolg dat de binding van calciumionen vermindert waardoor de huid lekt raakt. Dit leidt tot verhoogde osmotische wateropname en een toename van het ionenverlies door diffusie. Om de toegenomen wateropname te compenseren is verhoogde uitscheiding van urine nodig wat leidt tot ionenverlies. Calcium is in deze gevallen niet limiterend, omdat het niet aanwezig is, maar omdat het niet vastgehouden kan worden.

Mogelijk treedt een soortgelijk effect op bij lagere dieren. Behalve dit fysiologische gevolg van een lage pH heeft een lage zuurgraad ook tot gevolg dat de kalkdelen van slakken en kreeftachtigen langzaam oplossen.

Kluster 3

Tot dit kluster behoren de taxagroepen B, C, D en G. Er zijn geen taxa die alleen in dit kluster voorkomen. Veel taxa zijn aangepast aan het leven in droogvallende milieus. Opvallend is het nagenoeg ontbreken van Tubificidae. Dit zou een gevolg kunnen zijn van het ontbreken van organisch materiaal, het voedsel voor deze wormen, in het voorjaar, als de watergang nog maar net water bevat en er weinig detritus aanwezig is. Dit strookt niet met gegevens over het voorkomen van Xenopelopia sp., Zavreliomyia sp., Macropelopia sp. en Natarsia sp.

Mogelijk dat een lange droogte- of vorstperiode het aantal wormen gedecimeerd heeft of dat de gegevens over de genoemde Tanypodinae onvolledig zijn. Ook Asellus aquaticus, in de verwante klusters twee en vier wel aanwezig, ontbreekt. Proasellus meridianus is op twee monsterpunten wel aanwezig. Radix peregra is talrijk aanwezig, evenals Anisus leucostomus en Polycelis tenuis, alle zijn soorten uit plantenrijke milieus.

Het kluster kan gekarakteriseerd worden als een plantenrijk, een laag gehalte aan organisch stof bevattend, droogvallend milieu.

Kluster 6

Kluster 6 past wat betreft fauna tussen kluster 2 en 3. In tegenstelling tot kluster 3 zijn Tubificidae aanwezig, hetgeen een groter gehalte aan organische stof of een kortere droogte periode kan betekenen.

Kluster 2

Het kluster bestaat uit de taxagroepen D,E,G,I en J. Taxagroep E is kenmerkend voor dit kluster. Naast deze, niet voor droogvallende milieus kenmerkende taxagroep bevat het kluster wel taxa die karakteristiek zijn voor droogvallen (taxagroep D). Er zijn meer taxa aanwezig in dit kluster dan in kluster 3, een groter gedeelte is niet kenmerkend voor droogvallende milieus.

Het kluster karakteriseert zich door een planten- en detritusrijk milieu.

Kluster 4

Kluster 4 onderscheidt zich van de andere klusters door taxagroep F, een groep die bestand is tegen hoge gehalten aan organische stof. De aanwezigheid van Chironomus sp. duidt hier ook op. Iets minder dan de helft van het aantal soorten is bekend uit droogvallende milieus.

Het kluster kenmerkt zich door een grotere permanentie en een hoger gehalte aan organische stof.

Kluster 7

Dit monsterpunt neemt een positie in tussen kluster 4 en 5. Het monsterpunt bevat veel dezelfde taxa als kluster 4, echter minder. Vergeleken met kluster 5 bevat DW 16 meer taxa.

Kluster 8

DW 19 bevat weinig taxa. Bijna alle taxa zijn min of meer kenmerkend voor droogvallende milieus. Er zijn geen kevers gevonden en bijna geen Chironomidae. Misschien dat de watergang pas een korte tijd water voerde en er amper kolonisatie plaats heeft kunnen vinden.

Kluster 5

Kluster 5 onderscheidt zich van andere klusters door het geringe aantal taxa, alle ook in andere klusters voorkomend. De meeste zijn tolerant voor hoge gehalten aan organische stof.

In DW 9 ontbreekt Lumbriculus variegatus, een soort die geen hoge gehalten aan organische stof verdraagt. Chironomus sp. is hier daarentegen talrijk. Het geslacht Chironomus is niet bekend van droogvallende milieus. Van het totaal aantal aanwezige taxa in dit monsterpunt is maar een klein gedeelte bekend uit droogvallende milieus.

DW 14 daarentegen bevat vele taxa die min of meer kenmerkend zijn voor droogvallende milieus. Opvallend is hier het ontbreken van Limnodrilus hoffmeisteri, een zeer algemene soort, met een brede ekologische amplitude, bestand tegen hoge gehalten aan organische stof. L. hoffmeisteri kan, in tegenstelling tot Tubifex tubifex, waarschijnlijk niet tegen uitdroging van het milieu (Verdonschot, pers. med.).

De verschillende mate van droogvalling kan een verklaring zijn voor het verschil in fauna tussen deze twee monsterpunten. Beide monsterpunten kenmerken zich door een hoog gehalte aan organische stof.

3.3 DCA-resultaten

De resultaten staan in figuur 15, 16, 17 en tabel 3. De door FLEXCLUS geleverde klusters (tabel 3) zijn in de ordinarie-diagrammen ingetekend (fig. 15b, 16b, 17b).

Door de eerste vier assen wordt 34% van de, in de totale set aanwezige, variatie verklaard door de milieuparameters. De eigenwaarde is hoog, hetgeen een hoge beta-diversiteit betekent. De gradiëntlengte op de eerste vier assen ligt tussen 2 en 3, hetgeen een 'species turnover' van 75-80% betekent (Verdonshot, in press).

De verklaarde variatie is laag bij DCA. De oorzaak hiervoor is waarschijnlijk te vinden in, de wat fauna betreft, afwijkende monsterpunten DW 6, DW 11 en DW 12. Dit afwijken is niet goed terug te vinden in de milieuparameters. Bij het fitten van de milieuparameters op de makrofauna-set wordt diensgevolge geen verklaring gevonden voor de afwijking. Worden de drie monsterpunten weggelaten (DCA* in tabel 3) dan neemt de verklaarde variatie toe. De eigenwaarde blijft ongeveer gelijk omdat in de resterende monsterpunten nog grote verschillen in makrofauna samenstelling aanwezig is. Ook de gradiëntlengte blijft lang.

Op de eerste as, waar per definitie de grootste variatie weergegeven wordt, ligt kluster 1 duidelijk van de overige klusters gescheiden. Kluster 2 en 3 liggen op de eerste as bij elkaar, van de overige klusters gescheiden. Kluster 5,6,7 en 8 vertonen onderling enige variatie. Deze variatie is net zo groot als de variatie binnen kluster 4. Kluster 6 ligt, evenals in het FLEXCLUS-resultaat dicht bij kluster 3, 2 en 4.

Op de tweede as worden de klusters 2 en 3 van elkaar gescheiden. Beide vertonen enige overlap met kluster 1 en de overige klusters. Kluster 6 ligt hier duidelijk in kluster 3.

Op de derde as onderscheidt kluster 8 zich duidelijk van de overige klusters. Kluster 7 onderscheidt zich enigszins van de overige klusters. De variatie op de vierde as wordt veroorzaakt door het onderscheid van kluster 5 ten opzichte van de overige klusters.

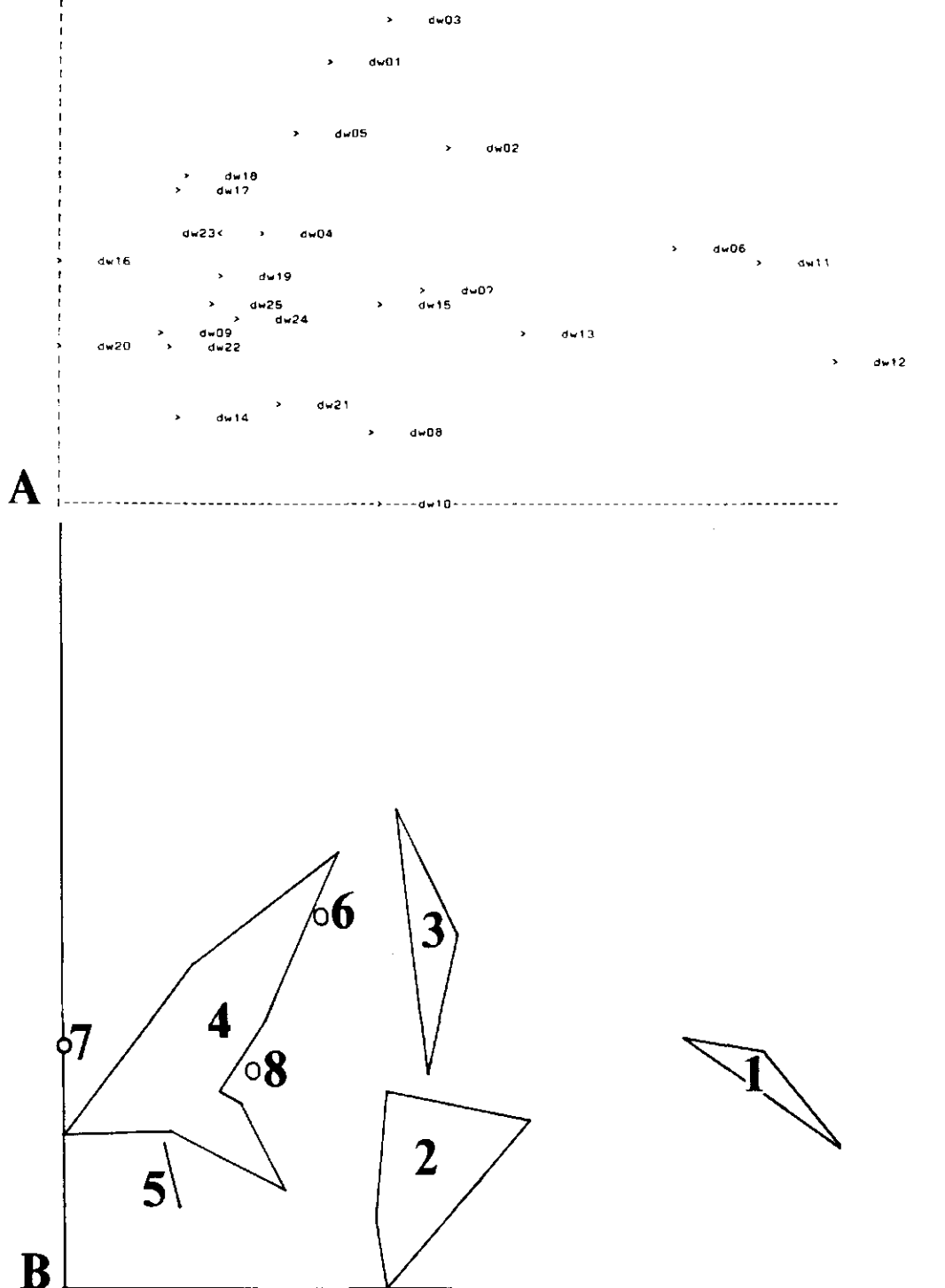


Fig. 15 DCA-ordinatie-diagram van de monsterpunten op basis van de makrofauna samenstelling
 Horizontaal: as 1; Vertikaal: as 2.
 A. Monsterpunten B. Idem met de klusters ingetekend

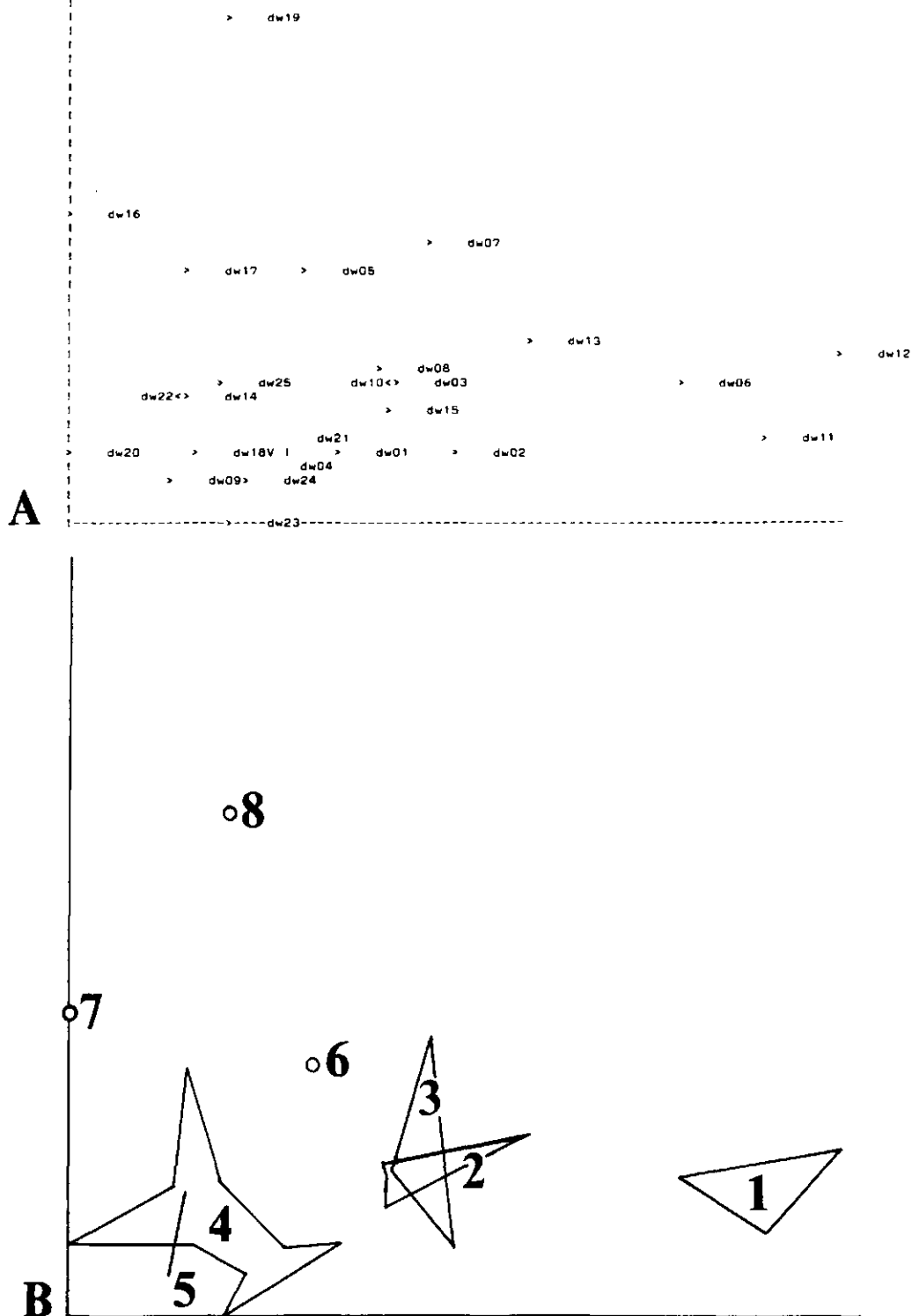


Fig. 16 DCA-ordinatie-diagram van de monsterpunten op basis van de makrofauna samenstelling
 Horizontaal: as 1; Vertikaal: as 3
 A. Monsterpunten B. Idem met de klusters ingetekend

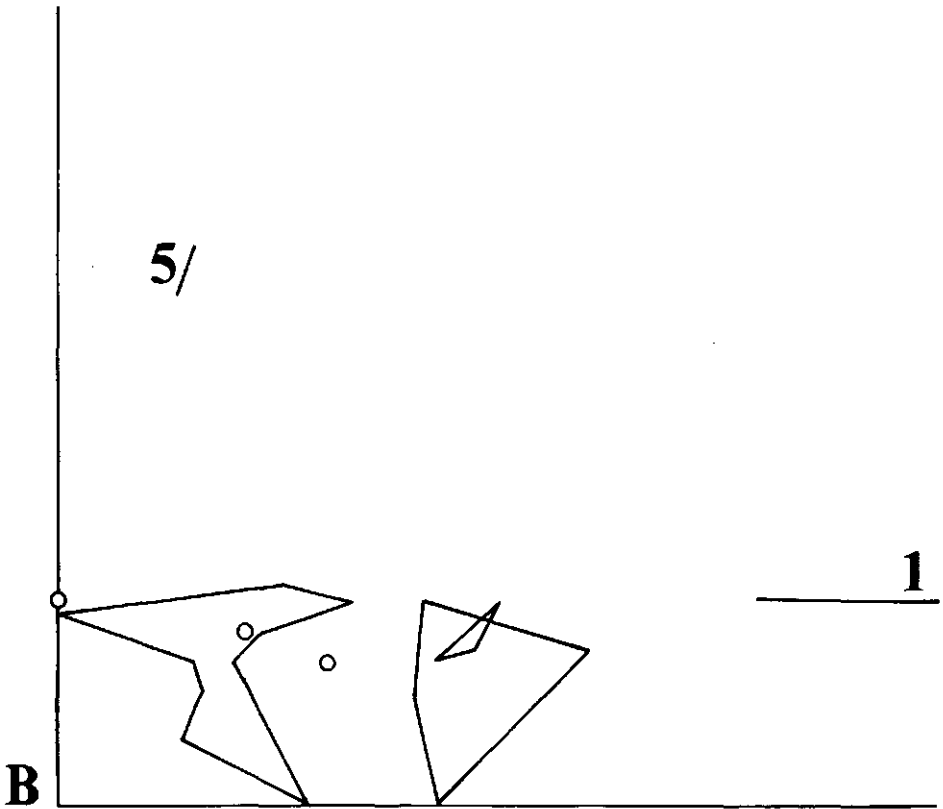
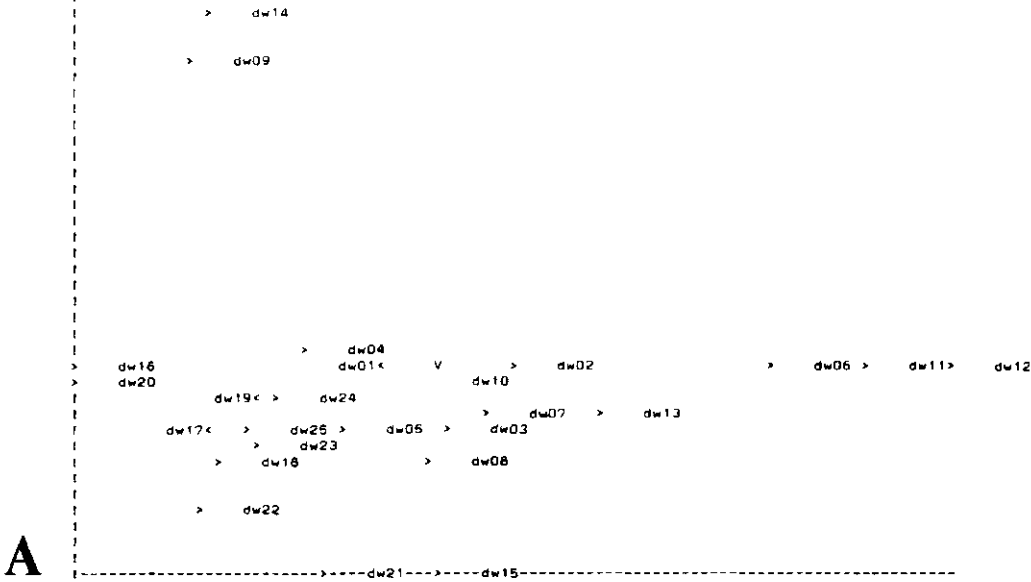


Fig. 17 DCA-ordinatie-diagram van de monsterpunten op basis van de makrofauna samenstelling
Horizontaal: as 1; Vertikaal: as 4
A. Monsterpunten B. Idem met de klusters ingetekend

3.4 PCA-resultaten

PCA is gebruikt om de gekorreleerde milieuv variabelen te groeperen (fig. 18a en 19a). Bovendien is PCA gebruikt om de monsterpunten met overeenkomstige milieuparameters bijeen te plaatsen (fig. 18b en 19b).

Op de eerste as staan aan de rechterzijde hoge ionengehalten, aan de linkerzijde zijn hoog zuurstofverzadigingspercentage, hoog nitraatgehalte en hoog percentage totale waterplanten bedekking te vinden als meest belangrijke parameters. Op de tweede as is een gradient van hoog totaal-fosfaat- en ortho-fosfaatgehalte, hoog ammoniumgehalte en hoge geurintensiteit te vinden.

Door in het parameterdiagram het ordinatiediagram van de monsterpunten te projekteren wordt duidelijk welke milieuparameters in welke monsters overheersen. Ook hier is het van groot belang om alle assen in de interpretatie te betrekken. Een driedimensionaal voorstelling (fig. 10) werkt ook hier verduidelijkend.

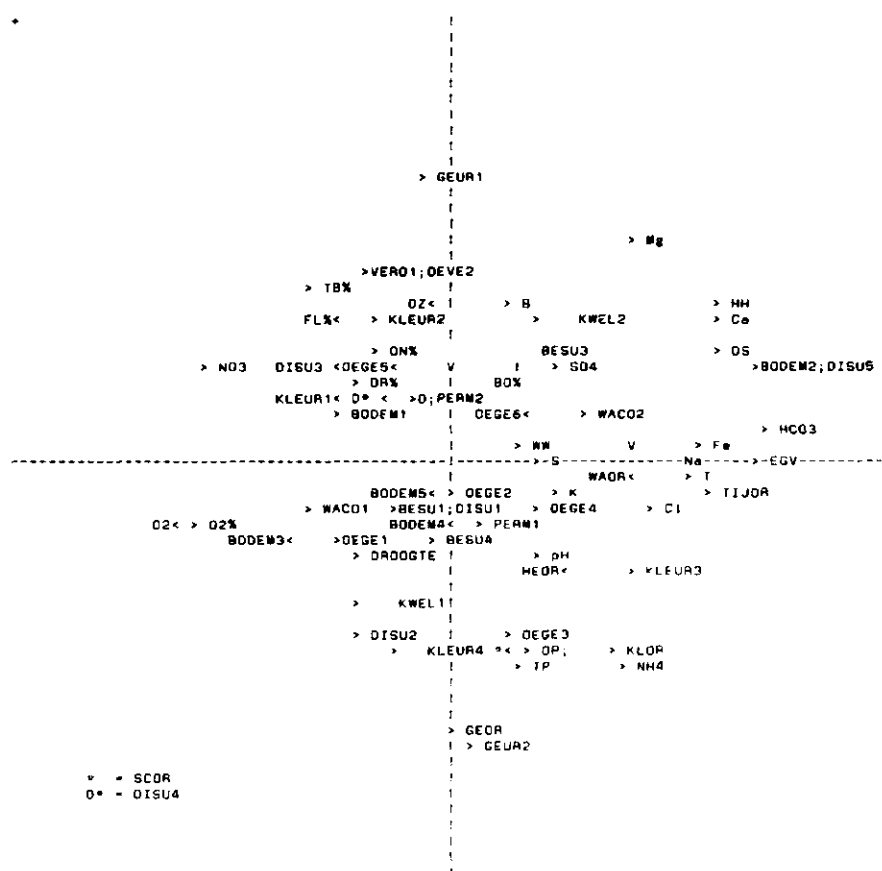


Fig. 18 a PCA-ordinatie-diagram van de milieuv variabelen op basis van de milieuparameters
 Horizontaal: as 1; Vertikaal: as 2
 (zie bijlage 7 voor de betekenis van de codes)

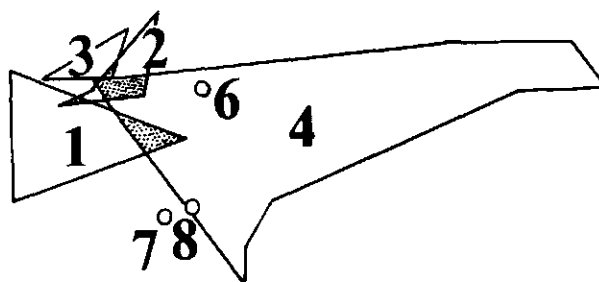
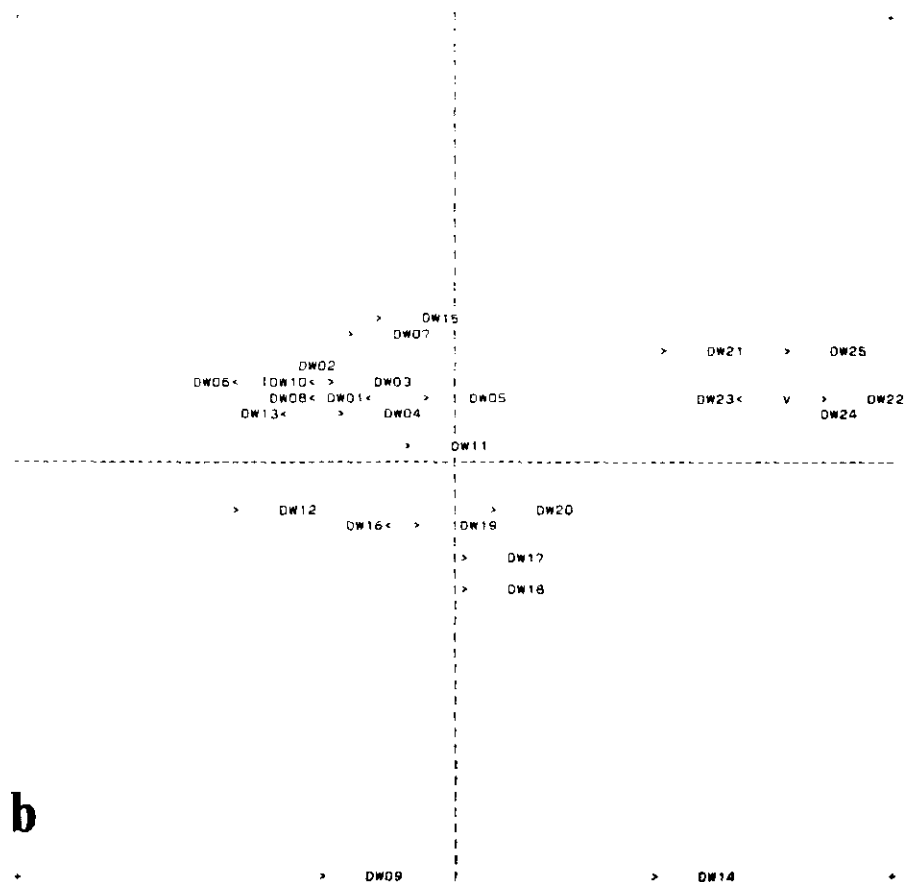


Fig. 18 b PCA-ordinatie-diagram van de monsterpunten op basis
van de milieuparameters
Horizontaal: as 1; Vertikaal: as 2
c Idem met de klusters ingetekend

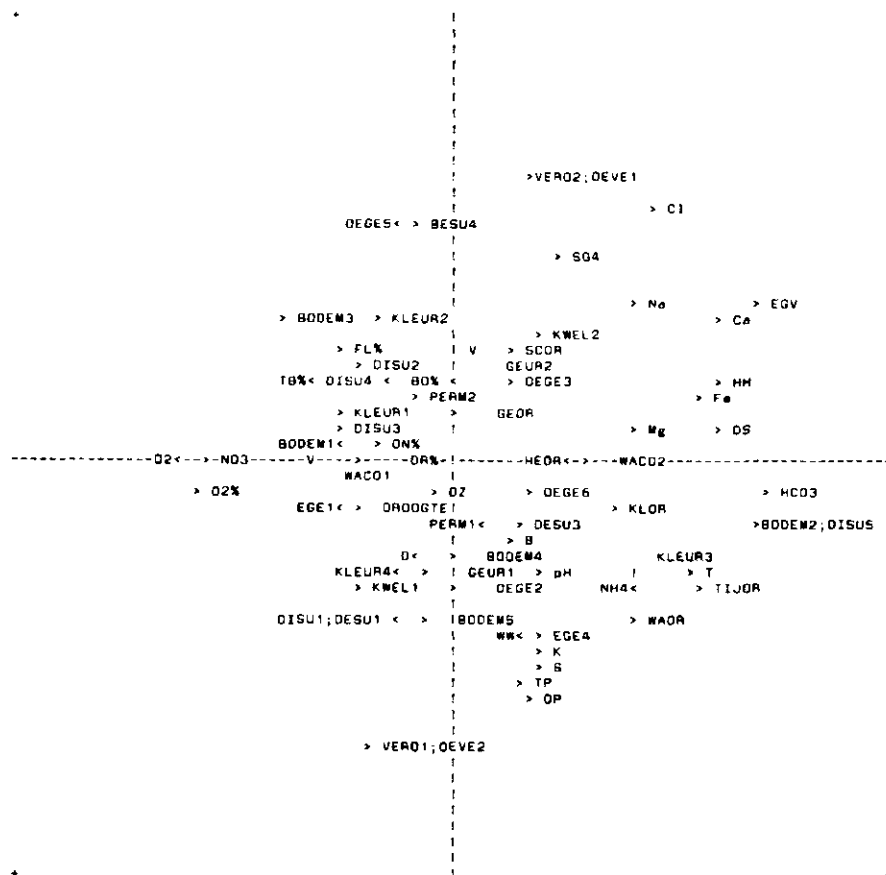
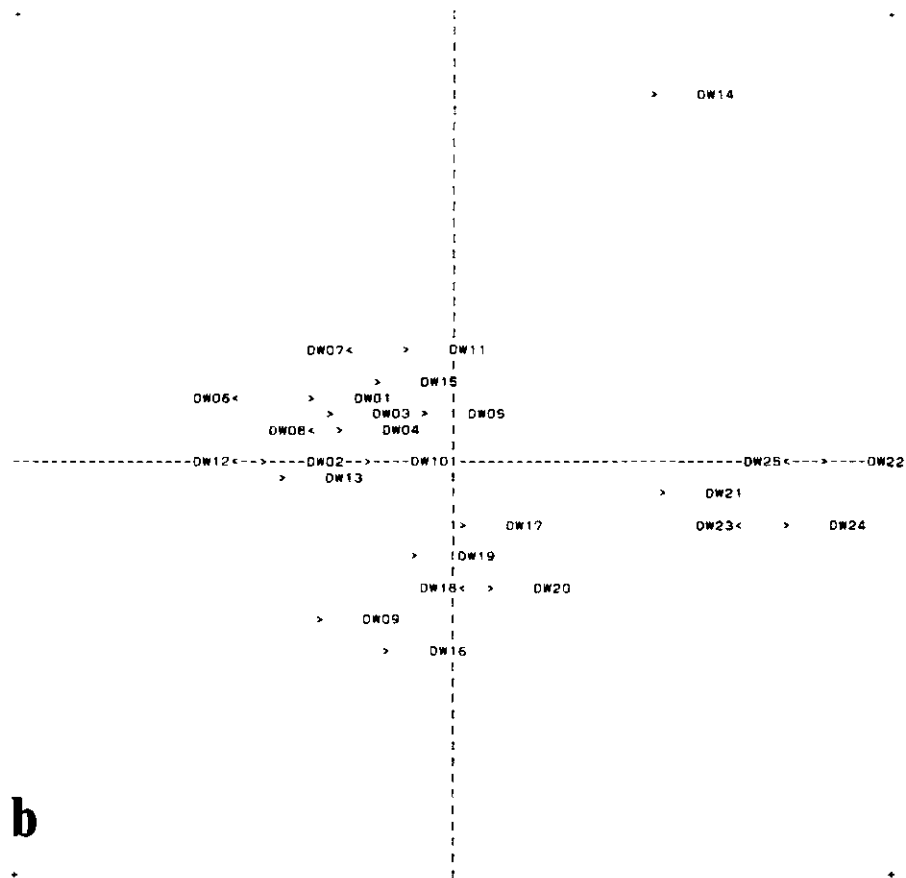
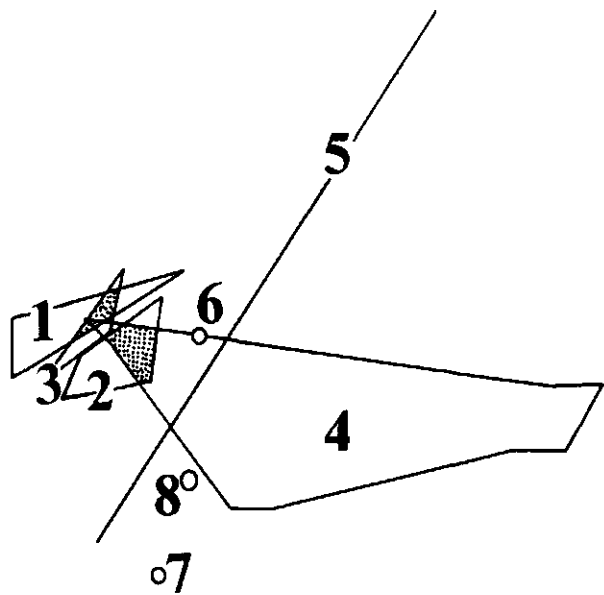


Fig. 19 a PCA-ordinatie-diagram van de milieuvariabelen op basis van de milieuparameters
 Horizontaal: as 1; Vertikaal: as 3
 (zie bijlage 7 voor de betekenis van de codes)



b



c

Fig. 19 b PCA-ordinatie-diagram van de monsterpunten op basis van de milieuparameters
Horizontaal: as 1; Vertikaal: as 3
c Idem met de clusters ingetekend

De monsterpunten DW 21 tot en met DW 25 zijn gerelateerd aan een hoog ijzergehalte, dikke sapropeliumlaag, hoog calcium-ammonium- en carbonaatgehalte, hoog EGV, een substraat van fijn zand en in iets mindere mate aan een hoog natriumgehalte.

DW 14 is gerelateerd aan een hoog chloride- en sulfaatgehalte, DW 9 aan een hoog fosfaatgehalte.

DW 16 tot en met DW 20 zijn gerelateerd aan het ontbreken van substraatbedekking, het substraat zavel, een hoge stroomsnelheid en het ontbreken van kwel.

DW 1 tot en met DW 4, DW 6 tot en met DW 8, DW 13 en 15 zijn gerelateerd aan hoge totale plantenbedekking, een hoog zuurstofverzadigingspercentage, een hoog nitraatgehalte en het substraat grof zand. Deze monsterpunten zijn negatief gerelateerd met een hoog kaliumgehalte, een steile helling en een dunne laag substraat (< 5 cm.).

Worden de (makrofauna)klusters in het ordinatiediagram van de monsterpunten geprojecteerd (fig. 18c en 19c) dan blijkt dat kluster 1, 2, 3 en 6 positief gerelateerd zijn met een hoge totale bedekking, een hoog zuurstofverzadigingspercentage, een hoog nitraatgehalte en het substraat grof zand. Deze klusters zijn negatief gerelateerd met een hoog kaliumgehalte, steile helling en een dunne laag substraatbedekking.

Kluster 4 is niet eenduidig bepaald. Er zijn drie groepen in te onderscheiden, DW 21 tot en met DW 25; DW 16, DW 17, DW 18 en DW 20; DW 1 en DW 4. Het meest opvallend zijn de monsterpunten DW 21 tot en met DW 25, die in de figuur ver van de andere monsterpunten verwijderd liggen. Geografisch gezien vormen ze ook een eenheid (fig. 7), evenals in de tijd van bemonsteren; op het eind van de monsterperiode. Doordat deze monsterpunten in een gebied liggen met vrij intensieve landbouw, is het mogelijk dat het ionengehalte toegenomen is als gevolg van het strooien van kunstmest. Omdat deze monsterpunten alle in dezelfde tijd bemonsterd zijn kan een regenbui voor een grotere hoeveelheid ionen in de watergangen gezorgd hebben. Het op grond van de dataset gerechtvaardigde onderscheid is dan slechts een temporeel onderscheid. Een andere mogelijkheid is dat de watergangen minder nitraat bevatten omdat ze al langer water bevatten, met een dientengevolge grotere kans op uitspoeling. De interpretatiemogelijkheden zijn hierdoor beperkt.

Kluster 5 vertoont op de eerste as variatie, op de tweede in het geheel niet. Op de derde as wordt duidelijk dat er veel variatie in het kluster zit. De twee monsterpunten waar het kluster uit bestaat liggen op geheel verschillende plaatsen. Het blijkt geen duidelijk kluster.

Omdat kluster 7 en 8 maar uit een monsterpunt bestaan en de milieuvariabelen slechts eenmaal bepaald zijn is interpretatie moeilijk.

3.5 DCCA-resultaten

De resultaten staan in figuur 20, 21 en tabel 3. Uit tabel 3 blijkt dat op de eerste vier assen 45% van de, in de totale set aanwezige, variatie verklaard wordt door de milieuparameters. De eigenwaarde is vrij laag (vergelijk bijvoorbeeld Verdonschot, in press), hetgeen betekent dat er tussen de monsterpunten weinig variatie bestaat. Dit blijkt ook uit de lage waarden voor de gradiëntlengte.

De verklaarde variatie is bij DCCA hoger als bij DCA als gevolg van een herrangschikking van de monsterpunten in het licht van de milieuparameters.

In figuur 16b en 17b zijn in het ordinatie-diagram van de monsterpunten de klusters geprojecteerd. De volgende relaties zijn gevonden:

Kluster 1 is positief gerelateerd met een hoog totaal bedekkingspercentage, een hoog nitraatgehalte en een hoog zuurstofverzadigingspercentage. Er is een negatieve relatie met hoge EGV-waarden.

Kluster 3 is positief gerelateerd met droogte (dit betekent een korte droogvaltijd, zie bijlage 5), een hoog totaal bedekkingspercentage en een hoog zuurstofverzadigingspercentage. Er is een negatieve korrelatie met hoge EGV-waarden en een hoog magnesiumgehalte.

Kluster 2 is positief gerelateerd met een hoog sulfaatgehalte en negatief met een hoog ammoniumgehalte.

Kluster 4. Er is een positieve relatie met een hoog magnesiumgehalte en in mindere mate met hoge EGV-waarden. Het kluster is negatief gekorreleerd met een korte droogvaltijd, een hoog sulfaatgehalte, hoog totaal bedekkingspercentage, een hoog zuurstofverzadigingspercentage en een hoog nitraatgehalte.

Kluster 7 en 8 zijn negatief gerelateerd met een korte droogvaltijd en een hoog sulfaatgehalte.

Kluster 5 en 6 vertonen geen duidelijke relatie.

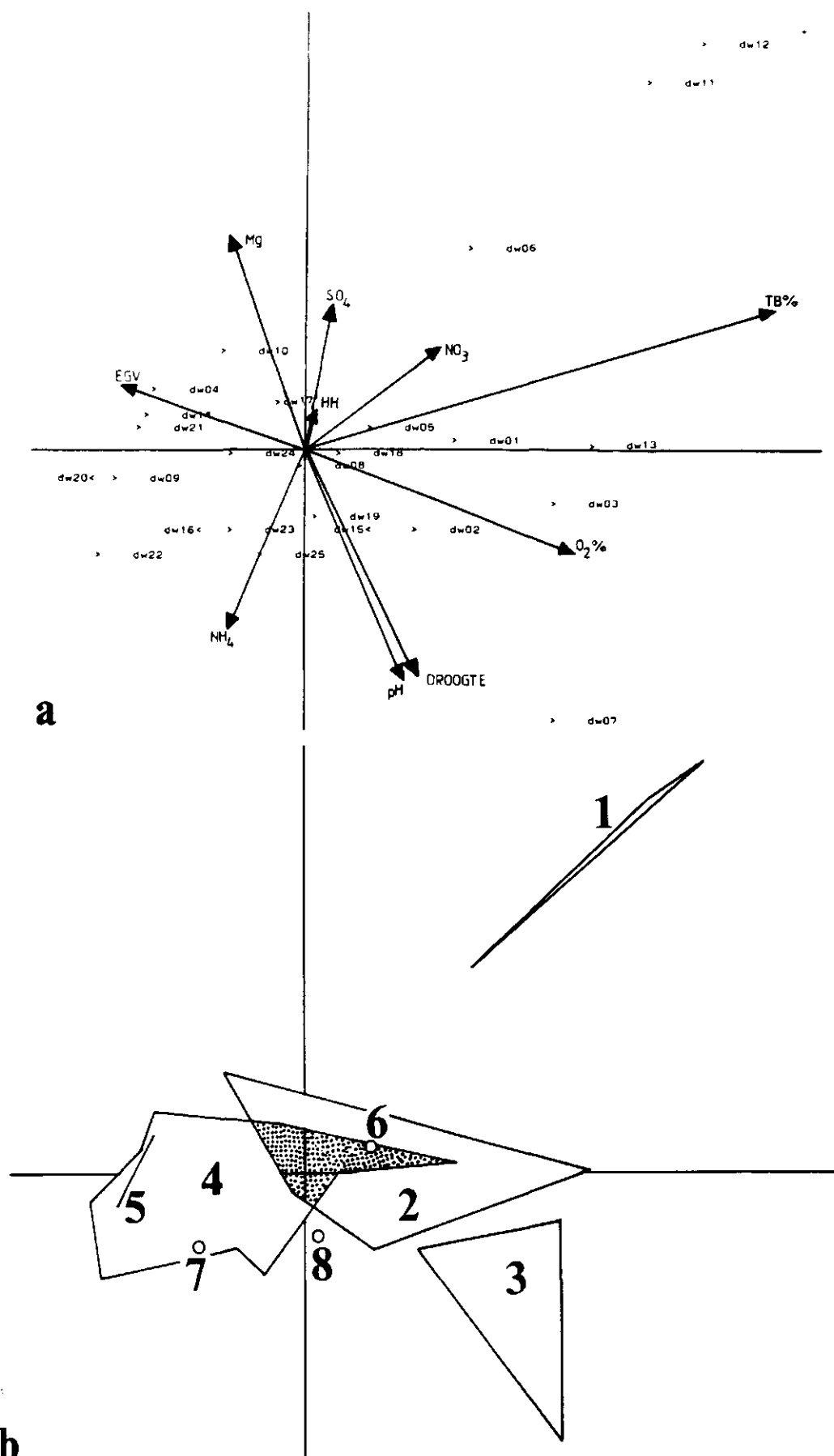


Fig. 20 a DCCA-ordinatie-diagram van de monsterpunten en milieuvariabelen
 Horizontaal: as 1; Vertikaal: as 2
 b Idem zonder milieuvariabelen en met clusters ingetekend

3.6 Overzicht van de resultaten

kluster nr. monstarpunt DW	1	3	6	2	4	7	8	5
	6, 11, 12	3, 7, 2	5	10, 8, 13, 15	22, 20, 1, 21, 18; 25, 17, 24, 4, 23	16	19	9, 14
Autekolo- gische gegevens	lege pH,	plantenrijk,	iets grotere	kort of	kort of	tussen 4	droogvallend;	hoge (orga-
	droogvallend	niet of licht	organische	minder droog-	minder droog-	tussen 4	lijkt niet	nische)
	weinig Ca	veront-	rijkdom of	vallend als	vallend als	tussen 4	erg veront-	belasting
	(beschikbaar)	reinigd;	kortere	1 en 3;	1 en 3;	tussen 4	reinigd;	
	droogvallend;	droogte- of	planten- en	planten- en	ten minste	droogvallend;	misschien pas	
	detritusrijk?	vorstperiode	detritusrijk	detritusrijk	licht veront-	droogvallend;	net water	
					reinigd			
milieu- gegevens	de laagste	hoog TB%;	hoog 02%;	hoog TB%;	dikke sapro-	geen bijzonderheden	12 totaal ver-	
	pH; hoog 02%;	hoog NO3;	lege T;	hoog 02%;	peliumlaag;		schillende	
	hoog NO3;	iets hogere		valt niet zo	hoog NH4;		imp: DW 19:	
	dunne sub-	pH; lege T		lang droog	vrij hoog OP;		hoog 02% en	
	straatbedek-				fijn zand		TP; DW 14:	
	kingslaag						hoog EGV	
PCA	positieve	korrelatie met TB, 02% en NO3;			geen homo-	geen duidelijke	geen een-	
	negatieve	korrelatie met K, helling en dunne			geen kluster	korrelatie	duidige kor-	
	substraatbedekkingslaag						relatie:	
							enerzijds	
							veel Cl,	
							anderzijds	
							hoog TP	
DCCA	positieve	korrelatie met TB%		geen duide-	lege positie-	negatieve korrelatie	positieve	
	en met NO3	en met 02%	en met NO3	lijke korre-	ve korrelatie	met S en DROOGTE (=langer	korrelatie	
		en DROOGTE		latie	met EGV en	droogvallen)	met EGV en	
		(= korter			lege negatie-		NH4	
		droogvallen			ve korrelatie			
					met TB%			

een verklaring van de codes is te vinden in bijlage 7

4 Diskussie

4.1 Karakterisering van de klusters

De door FLEXCLUS gemaakte groepering van de monsterpunten in klusters wordt door autekologische gegevens en DCA ondersteund. De volgorde van de monsterpunten en taxa is op basis van autekologische gegevens en DCA veranderd. Het resultaat hiervan (tabel 2) vormt de basis voor de bespreking.

Kluster 1

Op basis van de interpretatie van de makrofaunagegevens is dit kluster duidelijk te onderscheiden. De taxa indiceren een droogvallend milieu met een lage pH. Het kluster heeft de laagste gemiddelde pH van alle klusters; het is echter geen bijzonder lage pH (6). PCA en DCCA vinden geen relatie met pH. Het lijkt waarschijnlijk dat de watergangen slechts tijdelijk (ten tijde van de meting) een hogere pH hebben.

De monsterpunten liggen de gehele zomer droog, mogelijk ook nog een deel van de herfst. Er is slechts een maal in de herfst gekeken of de watergangen water bevatten. Op 30 november 1985, 1985 was een buitengewoon nat jaar, lagen deze drie monsterpunten droog. Waarschijnlijk bevatten de monsterpunten maar enkele maanden per jaar water.

De lange droogte periode bevordert een versnelde afbraak van plantenmateriaal (Bärlocher et al., 1978). Biologische mineralisatie van het chemisch resistente gedeelte van de planten (bijvoorbeeld cellulose) wordt gestimuleerd door een goede zuurstofvoorziening (Dowgiallo, 1966). Dit resulteert in hoge nitraatgehalten na een droge periode (Casey en Clark, 1979; Ladle en Bass, 1981). Algen maken gebruik van de tijdelijk verhoogde nutriëntengehalten met een hoog zuurstofverzadigingspercentage als gevolg. Er is een dunne laag substraatbedekking en een laag carbonaatgehalte. Deze slechte buffering maakt een lage pH mogelijk.

Enkele kenmerkende taxa uit dit soortenarme milieu zijn Limnephilus centralis, Polypedilum cf. uncinatum, Limnophyes sp., Paralimnophyes hydrophilus en Lumbriculus variegatus.

Kluster 3

Het klusterprogramma zet kluster 3 tussen kluster 2 en 4. Op grond van het voorkomen van taxagroepen B en C en het ontbreken van taxagroep I is kluster 3 naast kluster 1 gezet.

De monsterpunten vallen de gehele zomer droog. DCCA duidt op het tegendeel. Dit is waarschijnlijk een gevolg van zogenaamde 'distortie'. De pH ligt iets onder het totale gemiddelde. Het organisch stof gehalte is laag. De hoge nitraatgehalten zijn waarschijnlijk een gevolg van versnelde mineralisatie in de periode dat de watergang droog staat (Bärlocher et al., 1978). Er treedt kwel op.

Enkele kenmerkende taxa zijn Hydroporus nigrita, Nemoura cinerea en Limnephilus auricula.

Kluster 6

Kluster 6 is, omdat het uit een monsterpunt bestaat, door het klusterprogramma achteraan in de tabel geplaatst. Op basis van het voorkomen van taxagroepen B en C en het ontbreken van taxagroep E past het kluster bij kluster 3. Taxagroep I duidt op een overeenkomst met kluster 2. DCA en DCCA plaatsen kluster 6 ook in de nabijheid van kluster 2 en 3.

Het monsterpunt heeft een hoger organische stofgehalte dan kluster 3, waardoor soorten als Tubifex tubifex en Limnodrilus hoffmeisteri een kans krijgen. De soortensamenstelling lijkt veel op die van kluster 3. IJzerneerslag vormt een indicatie voor kwel.

Kluster 2

Kluster 2 bevat monsterpunten die slechts enkele maanden in de zomer droogvallen. De monsterpunten vormen geen milieu met hoge gehalten aan organisch stof, hetgeen onder andere blijkt uit de lage ammoniumgehalten. De makrofauna onderscheidt zich van de andere klusters door taxagroep E, bestaande uit taxa met een tolerantie voor milieus met matige organische stofgehalten en die niet kenmerkend zijn voor droogvallende milieus. Dit onderscheid is in DCA terug te vinden op de tweede as. DCCA laat een overlap zien van kluster 2 met kluster 4. Dit duidt op overeenkomsten, zowel in makrofauna als in milieuvariabelen.

Enkele kenmerkende taxa zijn Limnephilus affinis, Cloeon dipterum, Tanytarsus sp., Halipus sp., Planorbis planorbis, Nemoura cinerea, Hydryphantes sp., L. lunatus en in mindere mate L. vittatus, Arrenurus globator, Cricotopus trifasciatus en L. auricula.

Kluster 4

Kluster 4 bevat weinig voor droogvallende milieus kenmerkende taxa. Dit is tegenspraak met de gegevens over de droogte periode. Mogelijk dat de intensiteit van droogvallen niet groot is en dat vochtige plaatsen onder stenen of bladpakketten een mogelijkheid biedt aan allerlei euryoeke taxa om te overleven. De kenmerkende taxagroep, groep F, bestaat uit euryoeke taxa. De monsterpunten bevatten tenminste middelmatige organisch stofgehalten, hetgeen onder andere blijkt uit de lage zuurstofverzadigingspercentages, de hoge ammoniumgehalten en hoge EGV waarden. De overige milieuparameters variëren. Vanwege de makrofauna samenstelling lijkt het waarschijnlijk dat deze fluktuaties een kenmerk van het milieu zijn.

Kluster 7 en 8

Kluster 7 en 8 bestaan uit slechts één monsterpunt en komen wat makrofauna samenstelling en milieuparameters betreft, het meest overeen met kluster 4 en 5, zodat ze hier tussen zijn gezet.

Kluster 5

Kluster 5 wordt door het klusterprogramma, DCA en DCCA duidelijk van de overige klusters gescheiden. In het PCA ordinatie-diagram daarentegen is het kluster niet als zodanig terug te vinden.

Samen met de gebruikte technieken geven de autekologische gegevens een volledige beschrijving van de twee monsterpunten.

DW 9 heeft een hoog gehalte aan totaal-fosfaat en ammonium. De overmaat aan nutriënten maakt algenbloei mogelijk. Overdag zal er als gevolg van de fotosynthese een hoog zuurstof-verzadigingspercentage en een hoge pH ontstaan.'s Nachts zal er een zuurstofconsumptie zijn door de algen. Er zijn slechts weinig dieren tegen zulke schommelingen bestand. Vandaar de karakteristieke samenstelling van de fauna in dit monsterpunt.

In DW 14 is de situatie geheel anders. Hier zijn hoge gehalten aan chloride en sulfaat gemeten, een situatie die karakteristiek is voor huishoudelijk afvalwaterlozingen. Er is een overstort vlak bij het monsterpunt.

Kenmerkende taxa van kluster 5 zijn Tubifex tubifex, Limnodrilus hoffmeisteri, Psectrotanypus varius en Chironomus sp.

De gebruikte komputertechnieken beschrijven ieder een deel van de variatie in de data-set. Eén techniek alleen kan de set dan ook niet goed beschrijven. Door de combinatie van de resultaten en een daarop volgende herinterpretatie van de tabellen en diagrammen wordt een vrij compleet beeld van de droogvallende watergangen, in het kultuurland van Overijssel, in het voorjaar van 1985, gekregen.

Voor deze kleine gegevens set voegt DCCA geen nieuwe interpretatie mogelijkheden toe. Enkele aangegeven relaties zijn bovendien niet in overeenstemming te brengen met de autekologische gegevens en de resultaten van de andere technieken. Verdonschot (in press) geeft dan ook aan dat met behulp van regressie de relatie tussen soort (of monsterpunt) en milieuvariabele gecontroleerd dient te worden. In dit onderzoek is dit, gezien het geringe aantal monsterpunten, niet mogelijk en zijn relaties aannemelijk gemaakt door op verschillende manieren de data-set te bewerken.

4.2 Het droogvallende milieu

Uit de gegevens van het onderhavige onderzoek kunnen geen konklusies getrokken worden over hoe de gevonden taxa aangepast zijn aan droogvallende milieus. Op basis van literatuurgegevens is van de meest frekwent aangetroffen taxa aangegeven of ze aangepast zijn en indien dat het geval is of het een specialistische aanpassing betreft of dat het taxon een brede ekologische amplitude bezit. Verreweg het grootste gedeelte van de aangepaste taxa is euryoek. De karakteristieke taxa van het droogvallende milieu worden in slechts geringe mate gevonden onder de specialisten.

De volgende opmerkingen kunnen over het onderscheid stilstaand en stromend temporair water gemaakt worden.

In het overzicht dat Rzóška (1961) geeft van de gemaakte indelingen van tijdelijke wateren komt het criterium stroming niet voor. In de droogvallende watergangen in Overijssel wordt geen duidelijk verschil gevonden. Het lijkt waarschijnlijk dat droogte de faunasamenstelling in grotere mate bepaalt dan de stroomsnelheid. Dit is bovendien in overeenstemming met theoretische overwegingen neergelegd in het rangordemodel (Verdonschot, 1983): een komponent van het klimaat (droogte) heeft een dominerende werking over een komponent van de vorm van het water en de hoeveelheid water (stroming). Het verschil tussen tijdelijk stromende en stilstaande wateren is al kleiner omdat de tijdelijke beekjes vaak langzaam stromen en geleidelijk overgaan in poeltjes voor ze geheel opdrogen. Een situatie die veel overeenkomsten heeft met stilstaand uitdrogend water (Williams en Hynes, 1976a). Wiggins et al. (1980) noemen slechts enkele rheofiele taxa die aangepast zijn aan het uitdrogen van de beek. Cuppen en Visser (1983) noemen in hun concepttypologie vijf kensoorten uit het tijdelijke stromende water. Van Agabus guttatus en Hydroporus discretus wordt vermeld dat ze ook in permanente watervoerende bronbeken voorkomen en zijn dientengevolge geen duidelijke kensoorten. Bovendien zijn deze kevers ook uit stilstaand water bekend (Jackson, 1973). De derde kensoort Hydrobaenus pilipes is ook uit stilstaand water bekend (Grodhaus, 1980) en de vierde, Ironoquia dubia komt ook in permanent water voor (Higler, pers. med.). Van de laatste genoemde kensoort, Orthocladus? rivulorum is het onzeker of ze in Nederland voorkomt (Moller Pillot, 1984). Vele begeleidend taxa van het tijdelijke stromende water uit de concepttypologie worden ook als begeleidend taxon genoemd van het stilstaande tijdelijke water. Zo er al verschil bestaat tussen het tijdelijke stilstaande en stromende water zal nader onderzoek dat uit dienen te wijzen. Vooralsnog lijkt het voor de faunasamenstelling weinig uit te maken of het water stroomt of niet.

De vraag of droogvallende watergangen als een type onderscheiden dienen te worden, wordt voorlopig bevestigend beantwoord. De uiteindelijke evaluatie van het EKO0-projekt zal

een definitief antwoord geven. Merkwaardigerwijs worden door het (voorlopige) CUWVO-rapport (zie bijlage 1) de droogvallende watergangen niet als een type of subtype van sloten en/of beken onderscheiden.

4.3 Beheer

De meeste droogvallende watergangen van Overijssel liggen in het kultuurland. Enkele natuurlijke, droogvallende bovenlopen in Overijssel zijn door ten Cate en Schmidt (1986) onderzocht. De auteurs vonden geen taxa die alleen voor de droogvallende bovenlopen kenmerkend zijn. Ze karakteriseren deze bovenlopen door een aantal differentiërende soorten ten opzichte van de permanent watervoerende beken. Dit zijn voor een deel algemene taxa, ook uit permanent water, zodat weinig aanknopingspunten geboden worden voor het opstellen van een referentie.

Een algemene beschrijving van de meest onbeïnvloede droogvallende watergang luidt: het milieu mag niet te voedselrijk zijn, mag niet te vroeg in het voorjaar, en in totaal niet langer als vier tot vijf maanden droogvallen, mag maar matige organische stofgehalten bevatten en moet enkele, voor droogvallende milieus, kenmerkende taxa huisvesten. Dit is een minimum pakket dat door verder onderzoek uitgebreid en verfijnd dient te worden.

Kluster 3 voldoet het best aan de beschrijving en wordt daarom als referentie beschouwd. Uiteraard slechts als uitgangspunt voor verdere verfijning.

Kluster 2, 4 en 5 vormen in deze volgorde een gradiënt naar een organisch sterk verrijkt milieu.

In kluster 1 vinden we naar alle waarschijnlijkheid het effect van verzuring op het droogvallende milieu. Een situatie die ernstige vormen aan kan gaan nemen in slecht gebufferde gebieden als de hogere zandgronden van Overijssel.

Een tweede milieuvraagstuk, van belang voor de droogvallende watergangen, is de verdroging. Door de toenemende vraag naar grondwater, die voor het grootste deel van de landbouw (beregening) afkomstig is (IMP Milieubeheer 1986-1990), en een verlaging van de grondwaterstand onder andere ten behoeve van de versnelde afvoer in het voorjaar wordt de periode dat de watergang water bevat verkort. Insekten-taxa die een deel van hun levenscyclus in het voorjaar moeten voltooien zullen hiertoe niet meer in staat zijn. Het aantal taxa, vooral de karakteristieke, (Cuppen, 1980a) zullen verdwijnen. Wordt onder karakteristiek verstaan: aangepast aan periodiek droogvallen dan zullen de taxa die aangepast zijn door het bezit van niet seizoensgebonden droogte-resistentie of het bezit van een brede ekologische amplitude geen of weinig hinder ondervinden van een verlenging van de duur van de droogte periode. Een achteruitgang in intensiteit zal op de laatste groep wel invloed

hebben. Ook taxa die zich gedurende de droogte periode in de bodem terug trekken zullen als gevolg van een toename in intensiteit van droogvallen problemen ondervinden.

Verdroging leidt bovendien tot een afname in diversiteit van de watervoerende perioden met als gevolg minder refugia in extreme jaren (Oekologisch Adviesbureau Moller Pillot, 1985).

In onderhavig onderzoek is het effect van verdroging op de fauna niet rechtstreeks vast te stellen omdat slechts globale gegevens beschikbaar waren over de lengte van de droogvallende periode.

Een lange droogte periode gaat mogelijk samen met lage pH's (kluster 1). Het resultaat is een verarmde soortensamenstelling.

5 Konklusies

1. De meest onbeïnvloede droogvallende watergangen in het kultuurland van Overijssel (= de referentie) worden gekenmerkt door het voorkomen van onder andere Hydroporus nigrita, Limnophyes sp., Paralimnophyes hydrophilus, Limnephilus auricula en Nemoura cinerea. Oligochaeta, uitgezonderd Lumbriculus variegatus, ontbreken nagenoeg (Kluster 3, tabel 2).
2. Een verzuring van het water met de referentielevensgemeenschap heeft onder andere een verdwijnen van de slakken tot gevolg. De karakteristieke taxa van de referentie maken plaats voor een soorten-arme levensgemeenschap die onder andere bestaat uit Polypedilum cf. uncinatum en Limnephilus centralis (kluster 1).
3. Een matig gehalte aan organische stof, gekombineerd met een kortere droogvallende periode, heeft een grotere soortenrijkdom tot gevolg. De referentie-taxa verdwijnen grotendeels en worden vervangen door meer algemene soorten (kluster 2 en 4).
4. In droogvallende watergangen met een hoog gehalte aan organische stof of een hoog nutriëntengehalte zijn Psectrotanypus varius en Tubifex tubifex de enige abundante soorten.
5. De meeste taxa uit droogvallende watergangen zijn ekologische generalisten.

Literatuur

(*): Determinatie literatuur (in veel gevallen ook gebruikt voor ekologische gegevens)

- Angus R.B., 1973. The habitats, life histories and immature stages of Helophorus F. (Coleoptera: Hydrophilidae). Trans. R. Ent. Soc. London, 125:1-26.
- Autrum H., 1958. Hirudinea. Die Tierwelt Mitteleuropas 1. 7b. Leipzig:30pp. (*)
- Balfour-Browne F., 1953. Hydradephaga. (Coleoptera). Handbook for the identification of British insects. Vol. IV. Part 3. R. Ent. Soc. London:33pp. (*)
- Ball I.R. & T.B. Reynoldson, 1981. British Planarians. Synopses of the British fauna 19. Linnean Society of London:141pp. (*)
- Bärlocher F., Mackay R.J. & Wiggins G.B., 1978. Detritus processing in a temporary vernal pool in southern Ontario. Arch. Hydrobiol. 81:269-295.
- Beedham G.E., 1972. Identification of the British Mollusca. Hulton Group Keys:236pp. (*)
- Bennike S.A.Boisen, 1943. Contributions to the ecology and biology of the Danish freshwater leeches (Hirudinea). Folia Limmologica Scandinavia 2:109pp.
- Bentham Jutting T. van, 1933. Mollusca (I)A. Gastropoda prosobranchia et pulmonata. Fauna van Nederland VII: 386pp.
- Bentham Jutting W.S.S. van, 1959. Ecology of freshwater Mollusca in the Netherlands. Basteria 23 (suppl.): 106-127.
- Berg K., 1948. Biological studies on the river Susaa. Folia Limmologica Scandinavia 4:318pp.
- Berge-Henegouwen A.C. van, 1982. De Nederlandse soorten van het genus Laccobius, Erichson (Coleoptera, Hydrophilidae). Een systematische en faunistische studie. Zoologische bijdragen 28:59-84. (*)
- Berrie A.D. & J.F. Wright, 1984. The Winterbourne Stream. In: Whitton B.A. (ed): Ecology of European rivers. Oxford. Blackwell Scientific Publ.:179-206.
- Bertrand H., 1954. Les insectes aquatiques d'Europe. Bd 2. Encyclop. Entomol. 31. Paris:547pp.
- Besseling A.J., 1964. De Nederlandse watermijten (Hydrachnellae Latreille 1802). Mon. Ned. Ent. Ver. 1. Amsterdam:199pp. (*)
- Bishop J.A., 1974. The fauna of temporary rain pools in eastern New South Wales. Hydrobiologia 44:319-323.
- Birstein Ya.A., 1951. Freshwater Isopods (Asellota). Fauna of the USSR. Crustacea. Vol VII. No. 5. Zool. Inst. Acad. Sc. USSR. New Series 47. Israel Program for Scientific Translations. Jerusalem, 1964:148pp.

- Botnariuc N., 1947. Contributions à la connaissance des phyllopoodes conchostracées de Roumanie. Teze, Univ. Bucuresti, Fac. St.220. (uit: Klekowski, 1966)
- Boycott A.E., 1936. The habitats of freshwater Mollusca in Britain. J. Anim. Ecol. 5:116-186.
- Braak C.J.F. ter, 1983. Principal components biplots and alpha and beta diversity. Ecology 64:454-462.
- Braak C.F.J. ter, 1985. CANOCO- a FORTRAN program for canonical correspondence analysis and/or detrended correspondence analysis. IWIS-TNO, Wageningen (The Netherlands).
- Braak C.F.J. ter, 1986. Ordination. Chapter 5 in: Jongman, R.H.G., Ter Braak C.J.F. en Tongeren O. van (eds). Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc. Wageningen.
- Brancucci M. Wie unterscheiden sich Rhantus exsoletus Forst. und Rhantus latitans Sharp.? (Col., Dytiscidae). ? :104-105. (*)
- Brethouwer E.H., 1986. De ontwikkeling van Macropelopia goetghebuerti (Tanypodinae, Diptera) larven in een pH reeks in een experimenteel laboratorium onderzoek. Verslag Natuurbeheer nr. 836. LH Wageningen:55pp.
- Brindle A., 1967. The larvae and pupae of the British Cylindrotominae and Limoniidae (Diptera, Tipulidae). Trans. Soc. Brit. Ent. 17:151-216. (*)
- Brindle A., 1962. Taxonomic notes on the larvae of British Diptera. 9. The family Ptychopteridae. The Entomologist 95:212-216. (*)
- Brindle A. en Bryce D., 1960. The larvae of the British Hexatomini (Dipt., Tipulidae). Ent. Gaz. 11:207-224. (*)
- Brinkhurst R.O., 1966. The Tubificidae (Oligochaeta) of polluted water. Verh. Int. Verein Limnol. 16:854-859.
- Brinkhurst R.O., 1971. A guide for the identification of British aquatic Oligochaeta. FBA Sc. Publ. 22:52pp. (*)
- Brinkhurst R.O., 1982. British and other marine and estuarine oligochaetes. Cambridge. Synopses of the British Fauna 21:127pp.
- Brinkhurst R.O. & Kennedy C.R., 1965. Studies on the biology of Tubificidae (Annelida, Oligochaeta) in a polluted stream. J. Anim. Ecol. 34:429-443.
- Brown D.S., 1961. The food of the larvae of Chloëon dipterum L. and Baetis rhodani (Pictet)(Insecta, Ephemeroptera). J. Anim. Ecol. 30:55-75.
- Brown E.S., 1951. The relation between migration-rate and type of habitat in aquatic insects, with special reference to certain species of Corixidae. Proc. Zool. Soc. Lond. 121:539-545.
- Canton S.P., Cline L.D., Short R.A. & Ward J.V., 1984. The macroinvertebrates and fish of a Colorado stream during a period of fluctuating discharge. Freshwater Biology 14:311-316.
- Casey H. & Ladle M., 1976. Chemistry and biology of the South Winterbourne, Dorset, England. Freshwater Biology 6:1-12.

- Casey H. & Clarke R.T., 1979. Statistical analysis of nitrate concentrations from the river Frome (Dorset) for the period 1965-76. *Freshwater Biology* 9:91-97.
- Cate L. ten & Schmidt G., 1986. Makrofaunagemeenschappen in beekbovenlopen. Leersum. Rijksinstituut voor Natuurbeheer: 162pp.
- Chekanovskaya O.V., 1962. Aquatic Oligochaeta of the USSR. Keys to the fauna of the USSR no. 78. New Dehli. Amerind Publ. Co. (1981):513pp.
- Chodorowski A., 1958. Influence of the drying-up of temporarily-formed pools on the rate of development of mosquito larvae of the *Aedes* genus. *Ekol. Polska* B, 4:35-39.
- Chodorowski A., 1961. Recherches sur la dynamique des espèces dominantes dans les eaux periodiques. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 14:1029- 1034.
- Claessens E.E.C.M., 1981. The stoneflies (Plecoptera) of the Netherlands. *Nieuwsbrief EIS-Nederland* 10:73-77.
- Cook D.G., 1969. Observations on the life history and ecology of some Lumbriculidae (Annelida, Oligochaeta). *Hydrobiologia* 34:561-574.
- Cooling D.A., 1981. Records of aquatic Coleoptera from rivers in southern England. *Ent. Gaz.* 32:103-113.
- Cowx I.G., Young W.O. & Hellawell J.M., 1984. The influence of drought on the fish and invertebrate populations of an upland stream in Wales. *Freshwater Biology* 14:165-177.
- Cranston P.S., 1982. A key to the larvae of the British Orthocladiinae (Chironomidae). *FBA Sc. Publ.* 45:152pp. (*)
- Cranston P.S., 1983. The larvae of Orthocladiinae. Keys and diagnoses. *Ent. scand. Suppl.* 19:149-291. (*)
- Crichton M.I., 1971. A study of caddis flies (Trichoptera) of the family Limnephilidae based on the Rothamsted Insect Survey 1964-68. *J.Zool. Lond.* 163:533-563.
- Cuppen H.P.J.J., 1979. Een onderzoek naar de macrofauna in een aantal permanente en semipermanente stilstaande wateren in de gemeente Voorst. Regionale Milieuraad Oost-Veluwe. Apeldoorn:15pp.
- Cuppen H.P.J.J., 1980a. Hydrologische en hydrobiologische kanttekeningen bij het voorontwerp van de ruilverkaveling Twello. Regionale Milieuraad Oost- Veluwe. Apeldoorn:10pp.
- Cuppen H.P.J.J., 1980b. De makrofauna in een aantal droogvallende en permanente stilstaande wateren in het ruilverkavelingsgebied Brummen-Voorst. Regionale Milieuraad Oost-Veluwe. Apeldoorn:81pp.
- Cuppen H.P.J.J., 1983. Een oecologisch onderzoek naar de macrofauna van een temporair kwelmoeras op de Oost-Veluwe. 1. De waterkevers. Regionale Milieuraad Oost-Veluwe. Apeldoorn:15pp.
- Cuppen H.P.J.J. & Dirkse G.M., 1978. Biologisch onderzoek van de watergangen in het Woold (gem. Winterswijk). Arnhem en Leersum. RIN-rapport:68pp.

- Cuppen H.P.J.J. & Visser C., 1983. Concepttypologie van de makrofauna van temporaire zoete aquatische milieus in Nederland. Werkgroep Biologische Waterbeoordeling:8pp.
- Cuppen J.G.M. & Cuppen H.P.J.J., 1982. Hydraena britteni Joy new for the Netherlands (Coleoptera: Hydraenidae). Ent. Ber., Amst. 42:45-48.
- Daborn G.R., 1974. Biological features of an aestival pond in Western Canada. Hydrobiologia 44:287-299.
- Daborn G.R. & Clifford H.F., 1974. Physical and chemical features of an aestival pond in western Canada. Hydrobiologia 44:43-59.
- Davids C., 1979. De watermijten (Hydrachnellae) van Nederland. Levenswijze en voorkomen. Wet. Meded. KNNV 132:78pp. (*)
- Davies R.W., Wrona F.J. & Linton L., 1979. A serological study of prey selection by Helobdella stagnalis (Hirudinoidea). J. Anim. Ecol. 48:181-194.
- Denis C., 1977. Larval and imaginal diapauses in Limnephilidae. In: Proc. of the 2nd Int. Symp. on Trichoptera 1977. Crichton M.A. (ed). Junk. The Hague:109-116.
- Diggelen R. van, Jansen A. & Wiersinga W., 1986. Grondwater en integraal waterbeheer in Noord-Nederland. ROM 4:13-19.
- Dowgiallo A., 1966. The occurrence and breakdown of carbohydrates in astatic waters. Verh. Internat. Verein Limnol. 16:532-538.
- Dresscher Th.G.N. & Higler L.W.G., 1982. De Nederlandse bloedzuigers. Wet. Meded. KNNV. 154:64pp. (*)
- Driver E.A., 1977. Chironomid communities in small prairie ponds: some characteristics and controls. Freshwater Biology 7:121-133.
- Drost B. & Schreyer M., 1978. Waterkevertabel. Jeugdbonds-uitgeverij:222pp. (*)
- Edington J.M. & Hildrew A.G., 1981. Caseless caddis larvae of the British Isles. FBA. Sc. Publ. 43:92pp. (*)
- Eijk R. van der, 1977. Proefuitgave van een watermijtentabel voor Nederland. Biologisch Station Wijster:136pp. (*)
- Elliott J.M., 1977. A key to the British freshwater Megaloptera and Neuroptera. FBA. Sc. Publ. 35:52pp. (*)
- Elliott J.M. & Mann K.H., 1979. A key to the British freshwater leeches. FBA. Sc. Publ. 40:72pp. (*)
- Extence C.A., 1981. The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. Hydrobiologia 83:217-224.
- Fernando C.H. & Galbraith D., 1973. Seasonality and dynamics of aquatic insects colonizing small habitats. Verh. Internat. Verein Limnol. 18:1564-1575.
- Fittkau E.J., 1962. Die Tanypodinae (Dipt. Chir.). Abhandl. z. Larvalsyst. der Insekten 6:1-453.
- Fittkau E.J. & Roback S.S., 1983. The larvae of Tanypodinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region. Keys en diagnoses. Ent scand. Suppl. 19:33-110. (*)
- Frank C., 1982. Ecology, production and anaerobic metabolism of Chironomus plumosus L. larvae in a shallow lake. I Ecology and produktion. Arch. Hydrobiol. 94:460-491.

- Frank C., 1983. Ecology, production and anaerobic metabolism of Chironomus plumosus L. larvae in a shallow lake. II Anaerobic metabolism. Arch. Hydrobiol. 96:354-362.
- Freude H., Harde K.W. & Lohse G.A., 1971. Die Käfer Mitteleuropas. Band 3. Goeche en Evers. Krefeld:365pp. (*)
- Gajl K., Über zwei faunistische Typen aus der Umgebung von Warschau auf Grund von Untersuchungen an Phyllopoda und Copepoda excl. Harpactidae. Bull. Int. Acad. Polon. Sci., B, 1/2. (uit: Klekowski, 1966).
- Galewski K., 1971. A study on morphobiotic adaption of European species of the Dytiscidae (Coleoptera). Pol. Pismo Ent. 61:487-702.
- Gardeniers J.J.P., 1966. De invloed van de water-verontreiniging op de fauna van de beken van het stroomgebied van de Dommel. Doktoraal verslag K.U. Nijmegen:119pp.
- Gardeniers J.J.P., 1977. Notes on the ecology of intermittent lowland streams. Wageningen, LH:3pp.
- Gauch Jr. H.G., 1977. ORDIFLEX-A flexible computer program for four ordination techniques. Weighted averages, polar ordinations, principal components analysis and reciprocal averaging. Release B. Ecology and Systematics. Cornell University Ithaca. New York:185pp.
- Gauch Jr. H.G., 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge studies in ecology 1. Cambridge University Press:298pp.
- Gillett J.D., 1955a. Variation in the hatching-response of Aedes eggs (Diptera: Culicidae). Bull. ent. Res. 46: 241-254.
- Gillett J.D., 1955b. The inherited basis of variation in the hatching-response of Aedes eggs (Diptera: Culicidae). Bull. ent. Res. 46:255-265.
- Gittenberger E., Backhuys W. & Ripken Th., 1984. De landslakken van Nederland. Bibliotheek van de KNNV nr. 37:184pp. (*)
- Grodhaus G., 1980. Aestivating chironomid larvae associated with vernal pools. In: D.A. Murray (ed), Chironomidae. Ecology, systematics, cytology and physiology. Oxford: 315-322.
- Hall R.E., 1961. On some dynamics of the natural occurrence of Chirocephalus diaphanus Prévost. Hydrobiologia 17:205-217.
- Hammen H. van der, Claassen T. & Verdonschot P., 1984. Handleiding voor hydrobiologische milieuinventarisatie. Haarlem:61pp.
- Harnisch O., 1922. Zur Kenntnis der Chironomidenfauna austrocknender Gewässer der schlesischen Ebene. Archiv Hydrobiol. 14:89-96.
- Hartland-Rowe R., 1966. The fauna and ecology of temporary pools in Western Canada. Verh. Internat. Verein Limnol. 16:577-584.
- Hartog C. den, 1962. De Nederlandse platwormen (Tricladida). Wet. Meded. KNNV 42:40pp. (*)

- Hartog C. den, 1963a. The distribution of the snail Aplexa hypnorum in Zuid Beveland in relation to soil and salinity. Basteria 27:8-17.
- Hartog C. den, 1963b. The Aplexa hypnorum coenosis in Zuid -Beveland. Basteria 27:49-63.
- Hartog C. den & Velde G. van der, 1973. Systematische notities over de Nederlandse platwormen (Tricladida). De Levende Natuur 76:41-45. (*)
- Hartog C. den & Wolf C. de, 1962. The life cycle of the water snail Aplexa hypnorum. Basteria 26:61-72.
- Held J.J. den, 1979. Beknopt overzicht van Nederlandse plantengemeenschappen. Wet. Meded. KNNV 134:87pp.
- Hempel-Zawitkowska J., 1966. L'influence de la dessiccation sur l'éclosion des oeufs de Triops cancriformis (Bosc.). Verh. Internat. Verein Limnol. 16:571-576.
- Hickin N.E., 1967. Caddis larvae. London. Hutchinsons:476pp. (*)
- Higler L.W.G., 1979. Voorlopige tabel ter determinatie van de Nederlandse Trichoptera-larven. Ongepubliceerd. (*)
- Higler L.W.G., 1979. De invloed van bio industriële meststoffen op de fauna in sloten en beken. H2O 12: 355-358.
- Higler L.W.G., 1983. Een hydrobiologische visie op het Indikatief Meerjaren Programma. Vakbl. Biol. 63: 169-172.
- Higler L.W.G. & Mol A.W.M., 1984. Ecological types of running water based on stream hydraulics in the Netherlands. Hydrobiol. Bull. 18:51-57.
- Higler L.W.G. & Repko F.F., 1982. Een populatie van de humus-kieuwpootkreeft (Lepidurus apus (L.)). RIN Excursie rapport:3pp.
- Higler L.W.G. & Repko F.F., in prep. Een analyse van de makrofauna in de Hierdense Beek. RIN rapport in voorbereiding.
- Hiley P.D., 1976. The identification of British limnephilid larvae (Trichoptera). Systematic Ent. 1:147-167. (*)
- Hiley P.D., 1978. Some aspects of the life histories of Limnephilidae (Trichoptera) related to the distribution of their larvae. In: Proc. of the 2nd Symp. on Trichoptera 1977. Crichton M.A. (ed). Junk. The Hague:297-301.
- Hill M.O., 1979. DECORANA- a FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Ecology and Systematics, Cornell University. Ithaca, New York, U.S.A.:52pp.
- Hinton H.E., 1960. A fly larva that tolerates dehydration and temperatures of -270° to +102° C. Nature 188:336-337.
- Hüsken F. & Welie I. van, 1975. Een onderzoek naar oecologische verschillen en overeenkomsten tussen twee soorten triclade platwormen: Dugesia polychroa en Dugesia lugubris. Doctoraalverslag no. 43. Lab. voor Aq. Oecol. K.U. Nijmegen:43pp.
- Hynes H.B.N., 1941. The taxonomy and ecology of the nymphs of British Plecoptera with notes on the adults and eggs. Trans. R. ent. Soc. London 91:459-557.

- Hynes H.B.N., 1958. The effect of drought on the fauna of a small mountain stream in Wales. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 8:826-833.
- Hynes H.B.N., 1960. Biology of polluted waters. Liverpool:202pp.
- Hynes H.B.N., 1976. Biology of Plecoptera. *Ann. Rev. Ent.* 21:135-153.
- Hynes H.B.N., 1977. A key to the adults and nymphs of British stoneflies (Plecoptera). FBA. Sc. Publ. 17:92pp. (*)
- Jackson D.J., 1952. Observations on the capacity for flight of waterbeetles. *Proc. R. ent. Soc. Lond. (A)* 27:57-70.
- Jackson D.J., 1973. The influence of flight capacity on the distribution of aquatic Coleoptera in Fife and Kinross-shire. *Ent. Gazette* 24:247-293.
- Janssen A.W. & Vogel E.F. de, 1965. Zoetwatermollusken van Nederland. Amsterdam. NJN:160pp. (*)
- Joger U., 1981. Die wassergefüllte Wagenspur: Untersuchungen an einem antropogenen Miniatur-Ökosystem. *Decheniana (Bonn)* 134:215-226.
- Jordan H.J., 1939. Het leven der dieren in het water. Utrecht. Oosthoek:226pp.
- Jutte C., 1981. Voorlopige verspreidingskaarten van de Nederlandse Planorbidae (Mollusca). *EIS-Nieuwsbrief* 10:3-8.
- Kamler E. en Riedel W., 1960. The effect of drought on the fauna Ephemeroptera, Plecoptera & Trichoptera of a mountain stream. *Polskie Archwm. Hydrobiol.* 8:87-94.
- Kaster J.L. en Jacobi G.Z., 1978. Benthic macroinvertebrates of a fluctuating reservoir. *Freshwater Biology* 8:283-290.
- Kennedy C.R., 1966. The life history of *Limnodrilus hoffmeisteri* Clap. (Oligochaeta:Tubificidae) and its adaptive significance. *Oikos* 17:158-168.
- Klausnitzer B., 1977. Bestimmungstabellen für die Gattungen der aquatischen Coleopteren-larven Mitteleuropas. *Beitr. Ent.*, Berlin 27:145-192. (*)
- Klausnitzer B., 1984. Käfer im und am Wasser. Wittenberg Lutherstadt. Die Neue Brehm Bücherei 567:148pp. (*)
- Klekowski R.Z., 1961. Die Resistenz gegen Austrocknung bei einigen Wirbellosen aus arktischen Gewässer. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 14 :1023-1028
- Klekowski R.Z., 1966. Einige physiologische Mechanismen der Adaption der Wassertiere zu dem arktischen Milieu. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 16:492-506.
- Klink A., 1983. Key to the Dutch larvae of *Paratanytarsus* Thienemann and Bause with notes on the ecology and phylogenetic relations. *Medeklinker* 3:36pp. (*)
- Klink A. & Moller Pillot H.K.M., 1982. Onderzoek aan de makro-evertbraten in de grote Nederlandse rivieren. Wageningen/Tilburg:57pp.
- Kownacki A., 1985. Effect of droughts on the invertebrate communities of high mountain streams. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 22:2069-2072.
- Kramer H., 1964. Ökologische Untersuchungen an temporären Tümpeln des Bonner Kottenforstes. *Decheniana* 117:54-132.

- Krebs B.P.M., 1984. Aquatische macrofauna van binnendijkse wateren in het Deltagebied. Deel 2: Zeeuws-Vlaanderen, Oostelijk deel. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek. Yerseke. Rapp. en Versl. 1984-2:124pp.
- Krebs B.P.M., 1985. Aquatische macrofauna van binnendijkse wateren in het Deltagebied. Deel 3: Noord-Beveland, Tholen en St. Philipsland. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek. Yerseke. Rapp. en Versl. 1985-9:58pp.
- Kreuzer R., 1940. Limnologisch-ökologische Untersuchungen an holsteinischen Kleingewässern. Arch. Hydrobiol. Suppl. 10:359-572.
- Kuiper J.G.J., 1965. Familie Pisidiidae. In: Janssen en de Vogel, 1965. Zoetwatermollusken van Nederland. N.J.N.:95-111. (*)
- Ladle M. en Bass A.B., 1981. The ecology of a small chalk stream and its response to drying during drought conditions. Arch. Hydrobiol. 90:448-466.
- Landin J., 1976. Seasonal pattern in abundance of waterbeetles belonging to the Hydrophiloidea (Coleoptera). Freshwater Biology 6:89-108.
- Lange L. de en Ruiter M.A. de (red), 1978. Biologische waterbeoordeling. Inst. voor Milieuhygiene en Gezondheidstechniek TNO. Delft:251pp.
- Langton P.H., 1984. A key to pupal exuviae of British Chironomidae. Cambridgeshire:324pp. (*)
- Latour P.J.M., 1985. Karakterisering van periodiek droogvallende beekjes in het stroomgebied van de Lunterse Beek aan de hand van de makrofauna; aanzet tot beheer. Verslag Natuurbeheer nr. 804. LH Wageningen:107pp.
- Legier P. & Talin J., 1973. Comparaison de ruisseaux permanents et temporaires de la Provence calcaire. Annls. Limnol. 9:273-292.
- Lepneva S.G., 1964. Trichoptera. Larvae and pupae of Annulipalpia. Fauna of the USSR II (1). Israel Program Sc. Transl. (1970):638pp. (*)
- Lepneva S.G., 1966. Trichoptera. Larvae and pupae of Integripalpia. Fauna of the USSR II (2). Israel Program Sc. Transl. (1971):700pp. (*)
- Leur M.L.M. van de, Vergeer W.Th.H.M. & Zweede W. van de, 1977. Biologische waarde van droogvallende en droogstaande sloten in Nederland. CABO Wageningen 455/456. Lab. Aquat. Oecol. Nijmegen verslag nr. 51:71pp.
- Lindroth C.H., 1965. Skaftafell, Iceland, a living glacial refugium. Oikos Suppl. 6:83pp.
- Looman C., 1984. Documentatie computergebruik voor de vakgroep vegetatiekunde, plantenoecologie en onkruidkunde. LH Wageningen.
- Macan T.T., 1965. A key to the British waterbugs (Hemiptera-Heteroptera) FBA. Sc. Publ. 16:78pp. (*)
- Macan T.T., 1974. Freshwater ecology. London. Longman:343pp.
- Macan T.T., 1977. A key to the British fresh- and brackishwater gastropods. FBA. Sc. Publ. 13:46pp. (*)

- Macan T.T., 1979. A key to the nymphs of British Ephemeroptera. FBA. Sc. Publ. 20:80pp. (*)
- Malzacher P., 1984. Die europäische Arten der Gattung Caenis Stephens (Insecta: Ephemeroptera). Stuttgarter Beitr. Naturkunde. A. 373:48pp. (*)
- Mann K.H., 1952. A revision of the British leeches of the family Erpobdellidae, with a description of Dina lineata (O.F. Müller, 1774), a leech new to British fauna. Proc. zool. Soc. Lond. 122:395-405. (*)
- Mann K.H., 1953. The life history of Erpobdella octoculata (Linnaeus, 1758). J. Anim. Ecol. 22:199-207.
- Mann K.H., 1955. The ecology of the British freshwater leeches. J. Anim. Ecol. 24:98-119.
- Mann K.H., 1957. The breeding, growth and age structure of a population of the leech Helobdella stagnalis (L.). J. Anim. Ecol. 26:171-177.
- Mann K.H., 1958. Seasonal variation in the respiratory acclimatization of the leech Erpobdella testacea (Sav.). J. exp. Biol. 35:314-323.
- Mann K.H., 1961. The oxygen requirements of leeches in relation to their habitats. Verh. Internat. Verein. Limnol. 14:1009-1013.
- Masaki S., 1980. Summer diapause. Ann. Rev. Ent. 25:1-15.
- McLachlan A.J., 1974. The development of chironomid communities in a new temperate impoundment. Ent. Tidskr. Suppl. 95:162-171.
- McLachlan A., 1983. Life-history tactics of rain-pool dwellers. J. Anim. Ecol. 52:545-561.
- Merritt R.W. & Cummins K.W., 1978. An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque. Kendall/Hunt Publ. Comp.:441pp.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1981. IMP Water 1980-1984. 's Gravenhage.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat en van V.R.O.M., 1986. De waterkwaliteit van Nederland. IMP Water 1985-1989. 's Gravenhage:153pp.
- Ministerie van V.R.O.M., van Landbouw en Visserij en van Verkeer en Waterstaat, 1986. IMP Milieubeheer 1986-1990. 's Gravenhage:184pp.
- Mohrig W., 1969. Die Culiciden Deutschlands. Parasitologische Schriftenreihe 18:260pp. (*)
- Mol A.W.M., 1981. Some preliminary notes on the distribution patterns of Ephemeroptera in the Netherlands. Nieuwsbrief EIS-Nederland 10:67-71.
- Mol A.W.M., 1984. Limnofauna Neerlandica. Nieuwsbrief EIS-Nederland 15:124pp.
- Moller Pillot H.K.M., 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Proefschrift. Tilburg. Pillot Standaard boekhandel:286pp.
- Moller Pillot H.K.M., 1978/79. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Ned. Faunistische Meded. 1a: 276pp. (*)

- Moller Pillot H.K.M., 1984. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera) (Orthocladiinae sensu lato). Ned. Faunistische Meded. 1b:175pp. (*)
- Moller Pillot H.K.M. en Krebs B., 1981. Concept van een overzicht van de oecologie van chironomidenlarven in Nederland. s.l.:41pp.
- Moth-Iversen T., Wiiberg-Larsen S., Birkholm Hansen S. & Hansen F.S., 1978. The effect of partial and total drought on the macroinvertebrate communities of three small Danish streams. *Hydrobiologia* 60:235-242.
- Nieser N., 1982. De Nederlandse water- en oppervlaktewantsen. Wet. Med. KNNV 155:103pp. (*)
- Nilsson A.N., 1982. A key to the identification of the known third-stage larvae of the Fennoscandian species of the genus Agabus Leach (Coleoptera: Dytiscidae). *Ent. scand.* 13: 333-338. (*)
- Nilsson A.N., 1982. A key to the larvae of the Fennoscandian Dytiscidae (Coleoptera). *Fauna Norrlandica* 2:45pp. (*)
- Nilsson A.N., 1986. Community structure in the Dytiscidae (Coleoptera) of a northern Swedish seasonal pond. *Ann. Zool. Fennici* 23:39-47.
- Novák K. & Sehnal F., 1965. Imaginaldiapause bei den in periodischen gewässern lebenden Trichopteren. *Proc. XII Int. Congr. Ent.* London:434.
- Oekologisch adviesbureau Moller Pillot, 1985. Invloed van de voorgenomen verbreding van de Zuid-Willemsvaart op de natuurgebieden in de omgeving. Wijboschbroek: kartering en relaties met milieufactoren. Tilburg:72pp.
- Oliver D.R., 1971. Life history of the Chironomidae. *Ann. Rev. Ent.* 16:211-230.
- Over H.J., 1967. Ecological biogeography of Lymnaea truncatula in the Netherlands. Proefschrift. R.U. Utrecht:140pp.
- Pannekoek A.J. (red.), 1973. Algemene geologie. Groningen. Wolters Noordhoff:533pp.
- Pennak R.W., 1953. Freshwater invertebrates of the United States. New York. Ronald Press Company:769pp.
- Pfannkuche O., 1977. Ökologische und systematische Untersuchungen an naidomorphen Oligochaeten brackiger und limnische Biotope. Diss. Univ. Hamburg:138pp.
- Pinder L.C.V., 1986. Biology of freshwater Chironomidae. *Ann. Rev. Ent.* 31:1-23.
- Pinder L.C.V. & Reiss F., 1983. The larvae of Chironomidae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region. Keys and diagnoses. *Ent. scand. Suppl.* 19:293-435. (*)
- Preston F.W., 1962. The canonical distribution of commonness and rarity: part 1. *Ecology* 43:183-215.
- Provinciale Waterstaat Overijssel, 1982. Ecologische karakterisering van oppervlaktewater in Overijssel. Zwolle: 57pp.
- Redeke H.C., 1948. Hydrobiologie van Nederland. Backhuys en Meesters. Amsterdam (reprint 1975):580pp.
- Reynoldson T.B., 1978. A key to the British species of freshwater triclads. *FBA Sc. Publ.* 23:32pp. (*)

- Richoux P., 1982. Introduction pratique a la systematique des organismes des eaux continentales françaises. 2. Coleopteres aquatiques. Bull. Soc. Linn. Lyon 51:105-128, 289-303. (*)
- Roskošný R., 1973. The Stratiomyioidea (Diptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica 1:152pp. (*)
- Rzóska J., 1961. Observations on tropical rainpools and general remarks on temporary waters. Hydrobiologia 17:265-286.
- Schleuter A., 1986. Die Chironomiden-Besiedlung stehender Kleingewässer in Abhängigkeit von Wasserführung und Fallaubeintrag. Arch. Hydrobiol. 105:471-487.
- Schoenemund E., 1930. Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. Die Tierwelt Deutschlands 19:106pp. (*)
- Seeger W., 1971. Autökologische Laboruntersuchungen an Halipliden mit zoogeographischen Anmerkungen (Haliplidae; Coleoptera). Arch. Hydrobiol. 68:528-574.
- Slooff W. en Zwart D., 1984. Bioindicatoren en chemische verontreiniging van oppervlaktewateren. In: Best E.P.H. en Haack J. (red.), Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. Wageningen. Pudoc:239pp.
- Sperber C., 1950. A guide for the determination of European Naididae. Zool. Bidrag. Uppsala 29:45-78. (*)
- Steel E.A., 1961. Some observations on the life history of Asellus aquaticus (L.) and A. meridianus Racovitza. Proc. Zool. Soc. Lond. 137:71-87.
- Stehr W.C. & Branson J.W., 1938. An ecological study of an intermittent stream. Ecology 19:294-310.
- Stout V.M., 1964. Studies on temporary ponds in Canterbury New Zealand. Verh. Internat. Verein. Limnol. 15:209-214.
- Stubbs A., 1972. A review of information on the distribution of the British species of Ptychoptera (Dipt.: Ptychopteridae). The Entomologist 105:23-38.
- Tachet H., Bournand M. & Richoux P. (eds), 1980. Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. Univ. Lyon et Ass. française de limnologie. Centre Reg. Doc. Pédagogique de l'Acad. Lyon. Lyon: 155pp. (*)
- Thienemann A., 1954. Chironomus. Leben, Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden. Die Binnengewässer XX:834pp.
- Thierry R.G., 1982. Environmental instability and community diversity. Biol. Rev. 57:671-710.
- Tolkamp H.H., 1976. Determinatie tabel voor het bepalen van familie, geslacht en soms zelfs soort van de Europese in het water levende Diptera larven. NB/LH-Wageningen:64pp. (*)
- Tolkamp H.H., 1980. Organism-substrate relationships in lowland streams. Proefschrift. LH-Wageningen:211pp.
- Tolkamp H.H., 1982. Tabel voor het onderscheiden van waterpissebedden (Asellidae) in Nederland. Waterschap Zuiveringschap Limburg:6pp. (*)
- Tongeren O. van, 1986. FLEXCLUS, an interactive program for classification and tabulation of ecological data. Acta Bot. Neerl. 35:137-142.

- Torenbeek R., 1985. Verwerking van de gegevens van twee macrofauna onderzoeken, het tijdreeks- en kunstsubstraat onderzoek, en het maken van een macrofauna soorten codelijst ten behoeve van een makrofauna-ecotheek. Doktoraal verslag LH-Wageningen:35pp.
- Ulmer G., 1909. Trichoptera. Süßwasserfauna Deutschlands 5/6:326pp. (*)
- Vanhemelrijk J.A.M., 1985. Een onderzoek naar de effecten van verzurende depositie op de macrofauna in zwak gebufferde wateren op kalkarme zandgronden. Lab. Aquat. Oecol. KUN. Verslag 186:200pp.
- Vepsäläinen K., 1974. The life cycles and wing lengths of Finnish Gerris Fabr. species (Heteroptera, Gerridae). Acta Zool. Fennica 141:1-73.
- Verdonschot P.F.M., 1979. Aquatische Oligochaeta. Introductie. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek. Yerseke. Rapporten en Verslagen 1979-11:45pp.
- Verdonschot P.F.M., 1983. Ecologische karakterisering van oppervlaktewater in Overijssel. H2O 16:573-579.
- Verdonschot P.F.M. (in press). Aquatic oligochaetes in ditches. Hydrobiologia.
- Verdonschot P.F.M. Oligochaeta. Familietabel. Stencil:10pp. (*)
- Viets K., 1936. Wassermilben oder Hydracarina (Hydrachnellae und Halacaridae). Tierwelt Deutschl. 31 en 32:574pp. (*)
- Viets K. & Viets K.O., 1960. Nachtrag zu: Wassermilben. Hydracarina. Tierwelt Mitteleuropas 3. Ergänzung 4:44pp. (*)
- Vlasblom A.G., 1971. Further investigations into the life cycle and soil dependence of the water snail Aplexa hypnorum. Basteria 35:95-108.
- Walshe B.M., 1947. Function of haemoglobin in Tanytarsus (Diptera). J. exp. Biol. 24:343-351.
- Walshe B.M., 1948. The oxygen requirements and thermal resistance of chironomid larvae from flowing and from still waters. J. exp. Biol. 25:35-44.
- Wallace I.D., 1981. A key to larvae of the family Leptoceridae (Trichoptera) in Great Britain and Ireland. Freshwater Biology 11:273-297. (*)
- Wendelaar Bonga S.E. en Dederen L.H.T., 1986. Vissen in verzuurd water. Natuur en Techniek 54:560-569.
- Wesenberg Lund C., 1939. Biologie der Süßwassertiere. Wenen. Julius Springer Verlag:817pp.
- Wesenberg Lund C., 1943. Biologie der Süßwasserinsekten. Kopenhagen:628pp.
- Wiggins G.B., Mackay R.J. & Smith I.M., 1980. Evolutionary and ecological strategies in annual temporary pools. Arch. Hydrobiol. Suppl. 58:97-206.
- Williams D.D., 1983. The natural history of a nearctic temporary pond in Ontario with remarks on continental variation in such habitats. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 68:239-253

- Williams D.D. & Hynes H.B.N., 1974. The occurrence of benthos deep in the substratum of a stream. *Freshwater Biology* 4:233-256.
- Williams D.D. & Hynes H.B.N., 1976a. The ecology of temporary streams. I. The fauna of two Canadian streams. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 61:761-787.
- Williams D.D. & Hynes H.B.N., 1976b. Stream habitat selection by aerially colonizing invertebrates. *Can. J. Zool.* 54:685-693.
- Williams D.D. & Hynes H.B.N., 1976c. The recolonizing mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27:265-272.
- Williams D.D. & Hynes H.B.N., 1977. The ecology of temporary streams. II General remarks on temporary streams. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 62:53-61.
- Williams D.D. & Coad B.W., 1979. The ecology of temporary streams. III. Temporary stream fishes in southern Ontario, Canada. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 64:501-515.
- Williams W.T., 1971. Principles of clustering. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 2:303-326.
- Wright J.F., Hiley P.D., Cooling D.A., Cameron A.D., Wigham M.E. & Berrie A.D., 1984. The invertebrate fauna of a small chalk stream in Berkshire, England, and the effect of intermittent flow. *Arch. Hydrobiol.* 99:176-199.
- Zonderwijk O., 1976. Gezond water: een kwestie van beheer. *Natuur en Landschap* 30:32-44.

Hieraan worden toegevoegd:

- Beijer J.A.J., 1980. Ecologie van steenvliegen (Plecoptera) in periodiek droogvallende beken. LH/Nb verslag 534. Wageningen:52pp.
- Notenboom J., 1982. Makrofaunagemeenschappen in bronnen. Deel II Typering. LH Wageningen. Basisrapport project EK00 nr. 4:56pp.
- Ruttner-Kolisko A., 1966. The influence of climatic and edaphic factors on small astatic waters in the East Persian salt desert. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 16:524-531.
- Timmer J., 1980. De Dazen (Diptera, Tabanidae) van de Benelux landen. *Wet. Med. KNNV* 138.

Dankwoord

Allereerst wil ik Piet Verdonschot bedanken voor de hulp en het enthousiasme.

Jan Cuppen, Kees Davids en Bert Higler dank ik voor de controles en herbenoeming van respektievelijk kevers, watermijten en kokerjuffers.

Joke Botterweg, Elbert Brethouwer en Wim Dieffenbach dank ik voor het kritisch doornemen van het manuscript.

De medewerkers van het RIN die het monsteren en uitzoeken van de monsters voor hun rekening namen dank ik voor het voorbereidende werk.

Ook gaat mijn dank uit naar het chemisch laboratorium van de vakgroep Natuurbeheer (o.l.v. John Beyer) van de LU Wageningen voor het uitvoeren van de chemische bepalingen.

Tabellen

Tabel 1a

Kwantitatieve variabelen

	K L U S T E R													
M P		B	D	S	W W	D S	F L %	D R %	D N %	B O %	T B %	P H	E G V	
DW11	1	.75	20.00	.	.	.50	.	.	.	.	.	6.50	440.00	
DW12		1.00	30.00	.	.	.50	.	.	.	.	.	6.40	185.00	
DW06		1.00	25.00	.	.	.50	70.00	5.00	60.00	1.00	100.00	5.10	251.00	
DW03	3	2.25	25.00	.	.	2.00	.	.	2.00	.	2.00	6.30	300.00	
DW07		1.00	20.00	3.00	.	5.00	50.00	.	20.00	20.00	90.00	6.40	341.00	
DW02		1.50	35.00	1.00	30.00	2.00	40.00	80.00	.	.	100.00	7.00	355.00	
DW05	6	1.25	20.00	5.00	.	2.00	.	.	1.00	.	1.00	6.60	460.00	
DW10	2	3.50	50.00	2.00	.	3.00	.	2.00	5.00	.	7.00	7.40	357.00	
DW08		2.50	50.00	.	.	1.00	100.00	.	5.00	.	100.00	7.70	330.00	
DW13		2.00	40.00	.	.	.	.	2.00	100.00	.	100.00	7.30	310.00	
DW15		2.50	40.00	3.00	.	3.00	90.00	1.00	1.00	.	90.00	7.80	460.00	
DW22	4	2.00	40.00	.	.	20.00	.	.	.	.	.	7.20	900.00	
DW20		3.00	65.00	20.00	20.00	4.00	.	.	.	.	.	7.10	340.00	
DW01		1.50	10.00	.	.	2.00	90.00	1.00	.	.	90.00	6.50	255.00	
DW21		2.00	40.00	2.00	.	17.00	1.00	8.00	10.00	2.00	20.00	7.20	600.00	
DW18		1.00	15.00	12.00	.	.50	.	1.00	1.00	.	1.00	6.60	305.00	
DW25		1.50	12.00	12.50	.	25.00	.50	.	.	1.00	1.00	7.10	700.00	
DW17		1.00	10.00	28.00	.	.	.	1.00	1.00	.	1.00	6.90	400.00	
DW24		3.00	30.00	20.00	20.00	15.00	.50	.	1.00	.	1.00	7.30	600.00	
DW04		2.50	40.00	.	.	5.00	.	.	1.00	.	1.00	6.60	310.00	
DW23			2.10	35.00	.	20.00	20.00	10.00	.	10.00	.	20.00	7.20	700.00
DW16	7	1.50	35.00	50.00	30.00	.	.	.	1.00	.	1.00	6.90	300.00	
DW19	8	.75	15.00	28.00	.	.	.	.	.	.	.	6.50	400.00	
DW09	5	1.00	30.00	.	.	1.00	.	.	.	.	.	8.70	225.00	
DW14		.75	15.00	.	.	2.00	.	.	.	.	.	6.90	1050.00	

B : breedte (m)
 D : diepte (cm)
 S : stroomsnelheid (cm/s)
 WW : waterstandswisseling (cm)
 DS : dikte spropeliumlaag (cm)
 FL% : percentage wieren/float bedekking
 DR% : percentage drijvende waterplanten bedekking
 DN% : percentage waterplanten bedekking onder water
 BO% : percentage waterplanten bedekking boven water
 TB% : percentage totale waterplanten bedekking
 PH : pH
 EGv : elektrisch geleidings vermogen (mS)

tabel 1a (vervolg)

Kwantitatieve variabelen

M P	K L U S T E R	D O Z				O 2 %		N H 4		N O 3		O P		T P		C L		S O 4		F E		N A	
DW11		2.00	8.00	12.00	101.40		.71	8.33		.2		.5		24.30	136.57		.99					3.30	
DW12	1	3.00	8.00	12.20	103.00		1.20	10.97		.8		.20		13.90	35.02								
DW06		2.50	4.00	17.10	130.40		.59	36.63				.5		16.20	71.90							9.70	
DW03		2.50	4.00	11.00	83.80		.68	8.67				.9		25.70	70.04		.37					9.20	
DW07	3	2.00	6.00	6.40	43.40		.26	22.17		.1		.7		19.40	56.15								
DW02		3.50	4.00	17.50	133.50		.57	15.75		.3		.11		38.80	54.29							35.30	
DW05	6	2.00	5.10	16.40	128.40		.95	6.85		.1		.18		36.40	122.67		2.96					30.00	
DW10		5.00	6.00	12.50	100.40		.20	3.76		.2		.9		18.10	65.78		.74						
DW08	2	5.00	4.00	12.80	97.60		.8	3.28		.1		.7		13.80	88.20								
DW13		4.00	8.00	11.60	97.90		.28	7.52		.3		.11		15.60	70.04							19.30	
DW15		4.00	8.50	13.80	117.70		.26	4.12		.2		.7		25.10	95.24							29.40	
DW22		4.00	9.50	4.20	36.80		7.92	1.20		.30		.40		71.70	46.70		2.72					75.70	
DW20	4	4.00	9.00	8.00	69.30		3.06	5.00		.42		.62		17.10	57.81		.49						
DW01		1.00	4.00	8.40	64.10		1.61	5.09		.3		.18		42.40	72.27								
DW21		4.00	10.00	6.40	56.70		1.02	1.99		.12		.24		24.60	72.45		.49					19.30	
DW18		1.50	8.50	8.10	69.10		3.97	5.30		1.10		1.27		15.00	68.01		.24						
DW25		1.20	10.50	6.40	57.40		5.37	1.20		.55		.76		28.00	97.10		1.11					7.90	
DW17		1.00	9.00	9.30	80.50		3.99	6.78		.55		.76		22.10	67.08		.74					21.50	
DW24		3.00	10.00	6.70	61.20		4.56	3.03		.58		.67		41.90	106.55		1.85					33.10	
DW04		4.00	4.20	10.00	76.30		1.06	3.94		.3		.33		30.60	79.86							8.80	
DW23		3.50	9.50	5.60	49.00		3.17	3.14		.41		.49		44.10	85.98		.61					50.00	
DW16	7	3.50	8.00	10.60	89.50		2.61	7.43		.40		.53		16.02	45.40							.20	
DW19	8	1.50	9.00	8.40	72.70		1.51	10.38		.5		.18		31.30	48.92							25.70	
DW09		1.00	5.00	20.00	156.60		28.56	1.64		2.94		4.24		12.30	34.84								
DW14	5	1.50	7.00	8.00	66.00		5.11	1.47		.1		.24		192.10	100.60		1.11					175.20	

DZ	: doorzicht (dm)	OP	: orthofosfaatgehalte (mg/l)
T	: temperatuur (°C)	TP	: totaal fosfaat (mg/l)
O2	: zuurstofgehalte (mg/l)	CL	: chloorconcentratie (mg/l)
O2%	: zuurstofverzadigingspercentage	SO4	: sulfaatgehalte (mg/l)
NH4	: ammoniumgehalte (mg/l)	FE	: ijzergehalte (mg/l)
NO3	: nitraatgehalte (mg/l)	NA	: natriumgehalte (mg/l)

tabel 1a (vervolg)

Kwantitatieve variabelen

M P	K L U S T E R					H C O 3	H H
		K	M G	C A			
DW11		9.10	8.30	67.90		.44	12.00
DW12	1	8.80	3.70	23.90		.20	5.00
DW06		12.60	8.30	55.30		.4	11.00
DW03		7.20	7.10	39.80		.50	7.00
DW07	3	5.50	7.50	52.00		.89	12.00
DW02		9.90	7.90	45.40		1.02	9.00
DW05	6	6.60	12.10	69.30		1.56	12.00
DW10		2.80	5.80	65.00		1.89	10.00
DW08	2	2.60	5.80	74.00		1.95	11.00
DW13		6.60	4.80	45.90		.69	8.00
DW15		5.00	6.40	68.90		2.17	10.00
DW22		9.40	11.40	119.40		6.01	22.00
DW20	4	9.40	6.60	40.30		1.48	9.00
DW01		6.10	5.08	42.60		1.11	7.00
DW21		7.70	9.50	108.20		4.87	18.00
DW18		13.20	4.13	34.20		1.36	7.00
DW25		9.90	12.80	125.50		5.68	19.00
DW17		14.50	7.80	48.70		1.56	7.00
DW24		11.00	11.20	112.40		5.00	19.00
DW04		6.60	7.60	42.60		1.01	9.00
DW23		9.60	11.30	109.60		4.93	18.00
DW16	7	10.70	7.90	30.40		1.08	7.00
DW19	8	12.10	7.90	32.30		.39	8.00
DW09		7.20	1.00	24.40		1.59	5.00
DW14	5	5.00	4.40	75.90		2.22	10.00

K : kaliumgehalte (mg/l)
 MG : magnesiumgehalte (mg/l)
 CA : calciumgehalte (mg/l)
 HCO3 : carbonaatgehalte (mg/l)
 HH : hardheid (°D)

tabel 1b

Ordinale variabelen

M P E R	K L U S T E R	K L O R						D R O O G T E
		K L O R	G E O R	H E O R	S C O R	W A O R	T I J D	
DW11		1.00	.	2.00	1.00	3.00	3.00	1.00
DW12	1	1.00	.	2.00	.	3.00	3.00	1.00
DW06		1.00	.	3.00	.	3.00	2.00	1.00
DW03		1.00	.	3.00	.	3.00	1.00	1.00
DW07	3	1.00	.	2.00	.	3.00	2.00	1.00
DW02		1.00	.	2.00	.	3.00	1.00	1.00
DW05	6	1.00	.	2.00	.	3.00	1.00	2.00
DW10		1.00	.	2.00	.	3.00	2.00	3.00
DW08	2	1.00	.	2.00	.	3.00	2.00	3.00
DW13		1.00	.	2.00	.	3.00	3.00	2.00
DW15		1.00	.	2.00	.	3.00	3.00	3.00
DW22		2.00	.	2.00	.	6.00	5.00	1.00
DW20	4	2.00	.	3.00	1.00	6.00	4.00	3.00
DW01		1.00	.	2.00	.	3.00	1.00	1.00
DW21		1.00	.	4.00	.	5.00	5.00	1.00
DW18		1.00	.	2.00	1.00	6.00	4.00	1.00
DW25		1.00	.	2.00	.	3.00	5.00	1.00
DW17		1.00	.	2.00	1.00	6.00	4.00	1.00
DW24		2.00	.	3.00	.	6.00	5.00	1.00
DW04		1.00	.	3.00	.	3.00	1.00	2.00
DW23		2.00	.	4.00	.	3.00	5.00	1.00
DW16	7	1.00	.	3.00	.	3.00	4.00	3.00
DW19	8	1.00	.	3.00	1.00	3.00	4.00	1.00
DW09		3.00	2.00	3.00	.	3.00	2.00	3.00
DW14	5	2.00	1.00	4.00	3.00	3.00	3.00	2.00

KLOR : helderheid/intensiteit kleur

INTENSITEIT	1	niet	licht	donker
HELDERHEID	1			
helder	1	1	4	7
matig troebel	1	2	5	8
troebel/zeer troebel	1	3	6	9

GEOR : intensiteit geur

0 : geen 3 : redelijk
1 : zwak 4 : veel
2 : matig

HEOR : taludhelling/het oeverprofiel

1 : zwak glooiend (30°) 4 : (bijna) loodrecht
2 : matig glooiend (30°-45°) 5 : holle oever
3 : steil glooiend (45°-75°) 6 : onregelmatig

SCOR : beschaduwning door hoge struiken, bomen e.d.

0 : geen 2 : matig tot sterk
1 : licht of matig 3 : (bijna) geheel

WAOR : watergangsconditie: normalisatie en meandering

3 : sterk genormaliseerd, niet meanderend
6 : sterk genormaliseerd, zwak meanderend

TIJOR : tijd van monstername (per week)

1 : 11-03-85 - 18-03-85
2 : 18-03-85 - 25-03-85
3 : 25-03-85 - 01-04-85
4 : 01-04-85 - 14-04-85

DROOGTE:

1 : de watergang staat 6 maanden of langer droog
2 : de watergang staat 3 tot 6 maanden droog
3 : de watergang valt op het eind van de zomer enkele maanden droog
4 : de watergang valt niet droog

tabel 1c

Nomiale variabelen

	K L U S T E R	K W E L 1	K W E L 2	K L E U R 1	K L E U R 2	K L E U R 3	K L E U R 4	G E U R 1	G E U R 2	P E R M 1	P E R M 2	V E R O 1	V E R O 2
OW11	1	1.00	1.00	.	1.00	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW12		1.00	.	.	1.00	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW06		1.00	.	.	1.00	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW03	3	.	1.00	.	1.00	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW07		.	1.00	.	1.00	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW02		1.00	.	1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW05	6	.	1.00	1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW10	2	1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW08		1.00	.	.	1.00	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW13		1.00	.	1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW15		.	1.00	.	1.00	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
OW22	4	.	1.00	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW20		1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW01		.	1.00	1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW21		1.00	.	.	1.00	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW18		1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW25		.	1.00	.	1.00	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW17		1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW24		.	1.00	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW04		1.00	.	.	1.00	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW23		1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW16	7	1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW19	8	1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.
OW09	5	1.00	.	.	.	.	1.00	.	1.00	1.00	.	1.00	.
OW14		1.00	.	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.	.	1.00
KWEL1 : geen kwelindicatie								GEUR1 : geen geur					
KWEL2 : kwelindicatie (ijzerneerslag)								GEUR2 : rioollucht					
KLEUR1 : kleurloos								PERM1 : niet permanent					
KLEUR2 : geel								PERM2 : semi-permanent					
KLEUR3 : geelbruin/bruingeel								VERO1 : geen verontreinigingsindicatie					
KLEUR4 : groen								VERO2 : overstort					

tabel 1c (vervolg)

Nomiale variabelen

M P	K L U S T E R	D I S U S	O E G E 1	O E G E 2	O E G E 3	O E G E 4	O E G E 5	O E G E 6	O E V E 1	O E V E 2	W A C O 1	W A C O 2
DW11		.	.	.	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW12	1	.	.	.	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW06		.	.	.	.	.	1.00	1.00	.	1.00	1.00	.
DW03		.	.	.	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW07	3	.	.	.	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW02		.	1.00	.	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW05	6	.	.	.	.	1.00	.	.	.	1.00	1.00	.
DW10		.	.	.	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW08	2	.	.	.	.	1.00	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW13		.	.	.	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW15		.	.	.	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW22		1.00	.	.	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW20	4	.	.	1.00	.	.	.	.	.	1.00	1.00	.
DW01		.	.	.	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW21		1.00	.	.	.	1.00	.	.	.	1.00	1.00	.
DW18		.	.	.	1.00	1.00	.	.	.	1.00	1.00	.
DW25		1.00	.	.	.	.	1.00	1.00	.	1.00	.	1.00
DW17		.	.	.	1.00	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW24		1.00	.	.	.	1.00	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW04		.	1.00	.	.	.	1.00	.	.	1.00	1.00	.
DW23		1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	1.00	.
DW16	7	.	.	.	.	1.00	.	.	.	1.00	1.00	.
DW19	8	.	.	1.00	.	.	.	1.00	.	1.00	1.00	.
DW09		.	1.00	.	.	1.00	.	.	.	1.00	1.00	.
DW14	5	.	.	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.	1.00	.

OISUS : dikte substraatbedekkings laag > 10 cm
OEGE1 : oevergebruik: stedelijk
OEGE2 : oevergebruik: weiland
OEGE3 : oevergebruik: houtwal
OEGE4 : oevergebruik: akker
OEGE5 : oevergebruik: weiland

OEGE6 : oevergebruik: ruderaal
OEVE1 : oevervegetatie: struiken en bomen
OEVE2 : oevervegetatie: lage planten
WAC01 : watergangsconditie: geen beschoeiing
WAC02 : watergangsconditie: houten beschoeiing

			KLUSTER 1			3			6		
			d	d	d	d	d	d	d	d	d
			w	w	w	w	w	w	w	w	w
			1	2	6	3	7	2	5	5	5
GRATOPIC	0	GRATOPIC	1								
AGABLABI	0	AGABUS LABIATUS		1.							
AGABSTUR	0	AGABUS STURMII									
AGABULIG	0	AGABUS ULIGINOSUS		1.							
AGABUNDU	0	AGABUS UNOULATUS						1.			
RHANEXSO	0	RHANTUS EXSOLETUS									
OYTINARG	0	OYTISCUS MARGINALIS									
OCBININI	0	OCMTHEBIUS MINIMUS					1.				
HEPHBREV	0	HELOPHORUS BREVI PALPIS				1.					
ANACGLOB	0	ANACAENA GLOBULUS	1.				3.				
HECHLIVI	0	HELOCHARES LIVIDUS									
CYPHONSP	0	CYPHON SP									
APSEMACH	0	APSECTROTANYPUS/MACROPELOPIA SP									
ACRILUCE	0	ACRICOTOPUS LUCENS						1.			
DIPLCULT	0	DIPLOCLADIUS CULTRIGER									
TRUSBREV	0	TRISSOCLADIUS BREVI PALPIS						9.		2.	
CRCHIRSP	0	CRYPTOCHIRONOMUS SP									
PATEGALB	0	PARATENDIPES GR ALBIMANUS					2.				
TABANUSP	0	TABANUS SP									
BITHTENT	0	BITHYNIA TENTACULATA									
VALVCRIS	0	VALVATA CRISTATA									
STAGPALU	0	STAGNICOLA PALUSTRIS									
GALBTRUN	0	GALBA TRUNCATULA									
PHYSFONT	0	PHYSA FONTINALIS									
BATHCONT	0	BATHYOMPHALUS CONTORTUS									
ANISVOTE	0	ANISUS VORTEX									
ZONINITI	0	ZONITOIDES NITIDUS									
PLANARIAE	0	PLANARIAE									
DUGELUPO	0	DUGESIA LUGUBRIS/POLYCHADA				19.					
ERPOBDS	0	ERPOBDELLA SP									
NAISVARI	0	NAIS VARIABILIS									
SLAVAPPE	0	SLAVINA APPENDICULATA						1.			
LIDRPROF	0	LIMNODRILUS PROFUNDICOLA									
POTHHAMM	0	POTAMOTHRIX HAMMONIENSIS									
HYNASPEC	0	HYORACHNA SP									
PATHTHOR	0	PARATHYAS THORACATA									
SPCHONSP	0	SPERCHON SP									
LEBEININ	0	LEBERTIA INAEQUALIS/INSIGNIS									
LISIFULG	0	LIMNESIA FULGIDA									
HYTELOPA	0	HYGROBATES LONGIPALPIS									
NEUMLIMO	0	NEUMANIA LIMOSA									
TIPHYSSP	0	TIPHYSP									
PINOLUTE	0	PIONOPSIS LUTESCENS									
ARRESINU	0	ARRENUBUS SINUATOR									
CALLPRAE	0	CALLICORIXA PRAEUSTA									
SIGAFALO	0	SIGARA FALLENI/LONGIPALIS									
SIGALATE	0	SIGARA LATERALIS									
SIGANIGR	0	SIGARA NIGROLINEATA									
LILIDAE	0	LIMNEPHILIDAE									
ANABNERV	0	ANABOLIA NERVOSA									
HOLOSTAG	0	Holocentropus stagnalis									
SIALLUTA	0	SIALIS LUTARIA									
HYA HERM	0	HYGROBIA HERMANNI									
HALIRUFI	0	HALIPLUS RUFICOLLIS									
HALILAMI	0	HALIPLUS LAMINATUS									
HYPORIAE	0	HYDROPORIDAE				16.					
HYTUDECO	0	HYGROTUS DECORATUS									
HYTUVERS	0	HYGROTUS VERSICOLOR									
HYPOMENA	0	HYDROPORUS MELANARIUS									
HYPOMENN	0	HYDROPORUS MEMNONIUS									
HYPODISC	0	HYDROPORUS DISCRETUS									
HYPOPLAN	0	HYDROPORUS PLANUS				4.		3.			
COLYMBAE	0	COLYMBETIDAE				5.					
ILYBQUAD	0	ILYBIUS QUADRIGUTTATUS					1.				
COLYFUSC	0	COLYMBETES FUSCUS									
HYENBRIT	0	HYDRAENA BRITTENI									
LIBIUSSP	0	LIMNEBIUS SP									
HEPHAVER	0	HELOPHORUS AVERNICUS									
HEPHFLOB	0	HELOPHORUS FLAVIPES/OBSCURUS					1.				
HEPHGRDI	0	HELOPHORUS GRANDIS									
HEPHMINU	0	HELOPHORUS MINUTUS									
HEPHGRNU	0	HELOPHORUS GRANULARIS	2.								
DRYOPESP	0	DRYOPS SP						1.			
OULIMNSP	0	OULIMNIUS SP				1.					
HEUSSPEC	0	HELIUS SP									
HEXATONI	0	HEXATOMINI								1.	
LILASPEC	0	LIMNOPHILA SP									
PHYLFERR	0	PHYLIDOREA FERRUGINEA									
PHYLIDSP	0	PHYLIDOREA SP									
ERIOPTSP	0	ERIOPTERA SP								3.	
ORMOSISP	0	ORMOSIA SP									
PSDASPEC	0	PSYCHODA SP					1.				
PTYCSCUT	0	PTYCHOPTERA SCUTELLARIS									
CULIMORS	0	CULISETA MORSITANS									
CLINNERN	0	CLINOTANYPUS NERVOSUS									
PARICING	0	PARAMERINA CINGULATA						1.			
CHCLPIGA	0	CHAETOCCLADIUS PIGER AGG									
CORYSCUA	0	CORYNEURA SCUTELLATA AGG						1.			
CRICVIER	0	CF CRICOTOPUS VIERRIENSIS									
MEOCINDA	0	METRIDOCNEMUS INOPINATUS AGG									
PSCLOBVA	0	PSECTROCLADIUS OBVIUS AGG					3.				
THEFLAV	0	THIENEMANNIELLA FLAVIFORCEPS						1.			
MITECHLA	0	MICROTENDIPES CHLORIS AGG									
MITEGCHL	0	MICROTENDIPES GR CHLORIS									
POPENUBE	0	POLYPEDILUM CF NUBECULOSUM									
CLADOTSP	0	CLADOTANYTARSUS SP									
MIPSECS	0	MICROPSECTRA SP									
ZAASPECI	0	ZAVRELIA SP									
OPLOVIRI	0	OPLODONTHA VIRIDULA									
DORODIAE	0	DOLICHOPODIDAE									
EPHYDRSP	0	EPHYDRA SP									
ELGIRUFA	0	ELGIVA RUFA									
STAGGLAB	0	STAGNICOLA CLABRA									
LYMNSTAG	0	LYMNAEA STAGNALIS									
PLIBICARI	0	PLANORBIS CARINATUS									
ARMICRIS	0	ARMIGER CRISTA									
HIPPCCOMP	0	HYPHEUTIS COMPLANATUS									
SPUMCORN	0	SPHAERIUM CORNEUM									
CONCHASP	0	CONCHAPELOPIA SP									
LILUSSPE	0	LIMNEPHILUS SP					4.	3.		1.	
AGABILYB	0	AGABUS/ILYBIUS LARVEN	1.				9.	4.		10.	
OIPTERA	0	DIPTERA	1.	3.							
			1.	1.							

tabel 3 Eigenwaarde en gradiëntlengte)

As	Eigenwaarde (X 100)					Gradiëntlengte			
	1	2	3	4	TOTAAL	1	2	3	4
DCCA	18.3 (16.7)	12.7 (29.9)	7.9 (39.1)	4.9 (44.8)	109.5	1.6	2.1	1.8	1.0
DCA	31.3 (9.6)	18.6 (19.4)	10.6 (26.4)	7.6 (34.2)	109.5	3.1	2.0	2.1	2.0
DCA*	32.0 (14.4)	22.2 (26.2)	11.4 (34.3)	6.9 (41.3)	125.9	3.4	2.1	2.1	2.1

DCA* : zonder DW 6, 11, 12

Tussen haakjes: percentage verklaarde variatie

Bi jlagen

Het EK00-project

1 Aanleiding van het EK00-project

Het waterkwaliteitsbeheer in Nederland wordt op landelijk nivo uitgevoerd door Rijkswaterstaat en op provinciaal nivo door de Provinciale Waterstaten, die zelf het beheer uitvoeren of delegeren aan regionale beheerders zoals zuiveringschappen en waterschappen.

Voor 1970 voerde elk van die instanties het beheer op eigen wijze uit. Door de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater (W.V.O.) uit 1970 wordt het beleid landelijk gestructureerd. Deze wet schrijft voor dat elke vijf jaar een Indikatief Meerjaren Plan (IMP) vastgesteld moet worden voor de bestrijding van de verontreiniging van het oppervlaktewater in Nederland (zie Higler (1983) voor een uitgebreid kommentaar). Zo'n IMP is een richtinggevend programma dat een overkoepeling voorstelt van alle provinciale en regionale activiteiten op het gebied van de waterkwaliteit. Het bevat hoofdlijnen en beginselen die van belang zijn voor het landelijk te voeren beleid.

Het eerste IMP, voor de jaren 1975-1979, was hoofdzakelijk gericht op het saneren van organische lozingen, met andere woorden korte-termijn beleid. In dit IMP wordt een systeem voor de bepaling van de vervuilingsgraad van wateren beschreven, gebaseerd op zuurstofhuishouding, biochemisch zuurstofverbruik en ammonium-stikstofgehalte. De gemeten waarden worden op een bepaalde manier bewerkt en in een van de vijf elkaar opvolgende vervuilklassen gepast, van sterk organisch verontreinigd tot weinig organisch verontreinigd water. In dit IMP zijn voorlopige grenswaarden opgesteld, de waterkwaliteitsnormen voor de korte termijn, die in de loop der tijd tot streefwaarden bijgesteld kunnen worden. Deze streefwaarden zouden een goede waterkwaliteit moeten karakteriseren.

Dit systeem is praktisch ongewijzigd overgenomen in het tweede IMP (1980-1984). Tot op heden wordt in Nederland voornamelijk waterkwaliteit gemeten volgens het IMP-systeem. De resultaten hiervan worden in vijf-kleuren kaartjes, de vijf klassen voorstellend, weergegeven. Deze manier van waterkwaliteit beoordelen resulteert wel in een gemakkelijk te interpreteren kaart voor de beleidsmaker, maar geeft geen betrouwbaar beeld van de waterkwaliteit omdat de parameters niet voldoende gevoelig, noch betrouwbaar zijn voor het meten van processen in het ecosysteem (Provinciale Waterstaat Overijssel, 1982). Biologische systemen fluktuëren immers en variabelen die slechts een momentopname geven beschrijven het systeem niet goed. Bovendien worden de invloeden van toxische en fysische beïnvloedingen over het hoofd gezien.

De opstellers van het tweede IMP realiseerden zich wel dat water meer is dan H₂O alleen en dat het ecosysteem meer is dan de som der delen. Dat het waterekosysteem funktioneert impliceert dat waterkwaliteit c.q. waterverontreiniging dient te worden gerelateerd aan de kenmerken van het waterekosysteem (Verdonschot, 1983). In het tweede IMP is dan ook een aanzet gegeven tot het formuleren van ecologische doelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren.

Er worden drie nivo's onderscheiden (IMP 1980-1984, 1981):

- * Het laagste nivo, de basiskwaliteit. Het oppervlaktewater mag geen overlast voor de omgeving veroorzaken, mag er niet vervuild uitzien en moet een aanvaardbaar milieu vormen voor een aerobe levensgemeenschap, waarin ook grote vissoorten zich kunnen handhaven en voortplanten. Al het oppervlaktewater moet minstens aan deze norm voldoen.
- * Het middelste nivo. Een bepaalde mate van beïnvloeding en verandering van het ecosysteem ten opzichte van de natuurlijke situatie wordt geaccepteerd.
- * Het hoogste nivo. Het ecosysteem moet in zijn 'natuurlijke staat' blijven of teruggebracht worden en mag in het geheel niet beïnvloed worden.

In het tweede IMP is verder een twee-sporenbeleid beschreven dat nog steeds door de huidige politiek gevolgd wordt:

- voortzetting van het saneringsbeleid
- introductie en ontwikkeling van waterkwaliteitsdoelstellingen, onderverdeeld in basiskwaliteit, mensgerichte en ecologische waterkwaliteitsdoelstellingen in relatie tot de functies van oppervlaktewateren.

De basiskwaliteit en de mensgerichte waterkwaliteitsdoelstellingen zijn slechts ingevuld met enkele chemische normen. De ecologische waterkwaliteitsdoelstellingen zijn nog niet ingevuld. De waterkwaliteitsbeheerders hebben er tot nu toe alleen naar gestreefd om de basiskwaliteit te bereiken. Het gevolg van dit beleid is dat organisch sterk verontreinigde wateren vooruit gegaan zijn in kwaliteit. Wateren die relatief weinig beïnvloed waren, met andere woorden, wateren met een meestal goede kwaliteit, verslechterden door onder andere verdergaande intensivering van de landbouw en eutrofiëring. Het gevolg van het gevoerde beleid is een nivellering van de waterkwaliteit (Verdonschot, 1983). Om te voorkomen dat alle oppervlaktewateren een gelijke minimum-kwaliteit krijgen is een algehele kwaliteitsverbetering nodig.

In 1981 is ten behoeve van het invullen van de ecologische waterkwaliteits doelstellingen het regionale project 'Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel' geformuleerd.

Vanaf 1981 is door de CUWVO (Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater) gewerkt aan het opstellen van een rapport met ecologische kwaliteitsdoelstellingen voor voorlopig een 15-tal typen Nederlandse oppervlaktewateren. In dit rapport wordt aan elk type een uitgebreid hoofdstuk gewijd met een definiëring, gegevens over subtypen, gebruiksfuncties,

hydrologische, morfologische, chemische en fysische gegevens, een beschrijving van de bij het type behorende levensgemeenschap (zowel naar systeemkenmerken als naar soortensamenstelling) en tenslotte de inhoud van de kwaliteitsdoelstellingen voor het betreffende type. Per type worden zowel een hoogste, middelste en laagste nivo aangegeven.

In het derde IMP (1985-1989) wordt een samenvatting van het (concept) rapport gegeven bestaande uit definitie en kwaliteitsdoelstellingen per type.

2 Theoretische achtergrond (naar Verdonshot, 1983)

In het algemeen speelt in elk onvolgroeid ecosysteem zich een ontwikkelingsproces af. Kenmerken van dit proces zijn afname van mate van verandering binnen het ecosysteem en tot op zekere hoogte een toename van het aantal soorten en de complexiteit van de onderlinge relaties. Dit proces wordt ekosysteemontwikkeling genoemd. Deze ekosysteemontwikkeling is uit te drukken in een maat voor de toestand waarin een ecosysteem zich op een bepaald moment bevindt, bijvoorbeeld de soortensamenstelling. De mate van de ekosysteemontwikkeling is afhankelijk van de ontwikkelingstijd enerzijds en de beïnvloeding anderzijds.

In het EK00-project wordt voorgesteld het onderscheid basiskwaliteit, mensgerichte en ekologische waterkwaliteitsdoelstellingen op te heffen en uit te gaan van de algemene ekologische functie voor alle wateren. Waterkwaliteit kan niet alleen beschreven worden door een aantal chemische variabelen. Waterkwaliteit moet beschreven worden door de integratie van de ekologische functie met de menselijke gebruiksfunctie. De toe te kennen menselijke gebruiksfuncties zullen uiteindelijk de mate van ekosysteemontwikkeling van een bepaald watertype bepalen. Oppervlaktewater met als menselijke gebruiksfunctie 'ontvangstmedium van afvalstoffen' zal blijvend een lage mate van ekosysteemontwikkeling bezitten terwijl oppervlaktewater met als menselijke gebruiksfunctie 'natuurlijk milieu voor organismen' een hoge mate van ekosysteemontwikkeling zal behalen.

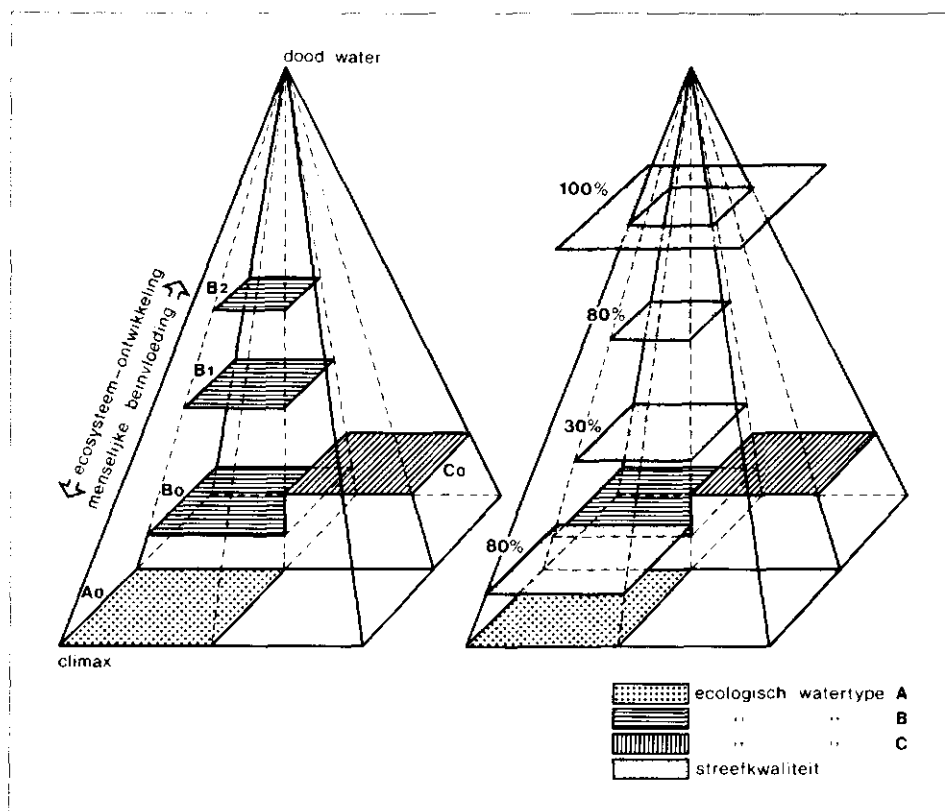


Fig. 1 Modelmatige weergave van het
ecosysteemontwikkelingsconcept
(Uit: Verdonschot, 1982)

Fig. 2 Invulling van streefkwaliteiten
(Uit: Verdonschot, 1982).

In fig. 1 wordt een en ander geïllustreerd. De top van de pyramide vertegenwoordigt dood water. Het laatste gedeelte is gestippeld omdat echt 'dood water' bijna niet bestaat. Elk basisvlak is de weergave van een watertype op het eind van de ekosysteemontwikkeling onder de heersende omstandigheden. De basis is gestippeld omdat echt natuurlijke wateren in Nederland niet bestaan. Bovendien zijn er als gevolg van menselijke activiteiten altijd invloeden op ecosystemen (bijvoorbeeld zure regen).

3 Praktische invulling

Figuur 2 laat een pyramide zien die gelijk is aan die van figuur 1 met dien verstande dat hierin nu na te streven referentienivo's staan. De grijze vlakken zijn hypothetische grenzen van na te streven waterkwaliteit. Het percentage geeft aan hoeveel (bijvoorbeeld aantal of aantal kilometers) oppervlaktewater van een bepaald watertype aan dit referentienivo dient te voldoen. Het bovenste vlak geeft een grens aan van de na te streven 'minimumkwaliteit' die om volksgezondheidsredenen voor korte termijn niet overschreden mag worden. Het blijft een politieke keus welke percentuele verdeling van waterkwaliteitsnivo's gekozen worden maar het is de verantwoordelijkheid van de ekologe om te laten zien waar en welke grenzen overschreden worden.

BIJLAGE 2

Monsterpunten

Nr	Naam	Datum	Stafkoördinaten	Opmerkingen
DW01	757	11-03-85	222.7-486.8	Haarle (Helledoorn)
DW02	758	11-03-85	223.3-487.3	Almelose weg (Helledoorn)
DW03	761	11-03-85	223.2-487.3	id.
DW04	758	11-03-85	223.2-488.0	Koersweg (Helledoorn)
DW05	757	11-03-85	222.6-487.4	Almelose weg (Helledoorn)
DW06	846	18-03-85	222.2-484.8	Westelijk Sprengenberg (Helledoorn)
DW07	847	18-03-85	221.7-484.0	Oude Deventerweg (Helledoorn)
DW08	847	18-03-85	221.6-485.3	Witte Broek (Helledoorn)
DW09	844	18-03-85	222.4-486.0	Haarle (Helledoorn)
DW10	84	18-03-85	219.5-487.0	Raamsweg/Kramersweg (Helledoorn)
DW11	937	25-03-85	222.8-481.4	Vale weg (Holten)
DW12	938	25-03-85	222.4-480.7	Vale weg/Nieuwhof (Holten)
DW13	936	25-03-85	221.5-481.6	Helhuizerweg (Holten)
DW14	zijtak 93	25-03-85	220.6-481.6	Nieuw Heeten (Holten)
DW15	93	25-03-85	219.7-481.0	Gr. Bromhaar (Raalte)
DW16	Roelinksbeek	01-04-85	261.8-486.7	Roolman (Weerselo)
DW17	zijtak Roelinksbeek	01-04-85	260.5-487.4	Volthe (Weerselo)
DW18	zijtak Roelinksbeek	01-04-85	261.0-488.7	Voltherbroek/Linderveld (Weerselo)
DW19	Roelinksbeek	01-04-85	262.5-485.0	Losser
DW20	Roelinksbeek	01-04-85	259.6-489.2	Voltherbroek (Weerselo)
DW21	zijtak Hagmolenbeek	09-04-85	240.0-476.5	De Vosjen (Ambt Delden)
DW22	Hagmolenbeek	09-04-85	240.4-475.6	't Rikkerink (Ambt Delden)
DW23	zijtak Potlee	09-04-85	240.1-474.3	Bollenweg (Ambt Delden)
DW24	Potlee	09-04-85	239.0-475.1	Pannenbergh (Ambt Delden)
DW25	zijtak Potlee	09-04-85	239.8-475.3	Diekertsweg/Bollenweg (Ambt Delden)

Alfabetische taxalijs

- Taxa die in droogvallende milieus gevonden zijn.
(Slechts de meest relevante literatuur is genoemd).

0 ACRICOTOPUS LUCENS
 ● AGABUS BIPUSTULATUS (Jackson,1952)
 0 AGABUS/ILYBIUS LARVEN
 ● AGABUS LABIATUS (Nilsson,1986)
 ● AGABUS STURMII (Galewski,1971)
 ● AGABUS ULIGINOSUS (Cuppen,1980b)
 0 AGABUS UNDULATUS
 0 AGABUS SP
 0 ANABOLIA NERVOSA
 ● ANACAENA GLOBULUS (Landin,1976)
 ● ANACAENA LIMBATA (Landin,1976)
 ● ANISUS LEUCOSTOMUS (Boycott,1936)
 ● ANISUS SPIRORBIS (Janssen en de Vogel,1965)
 0 ANISUS VORTEX
 ● APLEXA HYPNORUM (van Benthem Jutting,1933)
 0 APSECTROTANYPUS/MACROPELOPIA SP
 0 ARMIGER CRISTA
 0 ARRENURUS BUCCINATOR
 0 ARRENURUS GLOBATOR
 0 ARRENURUS SINUATOR
 ● ASELLUS AQUATICUS (Harnisch,1922)
 0 ATHRIPSOIDES ATERRIMUS
 0 AULODRILUS PLURISETA
 0 BATHYOMPHALUS CONTORTUS
 0 BITHYNIA TENTACULATA
 0 CAENIS HORARIA
 ● CALLICORIXA PRAEUSTA (Nieser,1982)
 ● CERATOPOGONIDAE (Harnisch,1922)
 0 CHAETOCLADIUS PIGER AGG
 0 CHIRONOMUS SP
 0 CLADOTANYTARSUS SP
 0 CLINOTANYPUS NERVOSUS
 ● CLOEON DIPTERUM (Kreuzer,1940)
 ● COLYMBETES FUSCUS (Galewski,1971)
 0 COLYMBETIDAE
 ● CONCHAPELOPIA SP (Cuppen en Visser,1983)
 0 CORIXA PUNCTATA
 0 CORYNEURA SCUTELLATA AGG
 0 CRYPTOCHIRONOMUS SP
 0 CRICOTOPUS TRIFASCIATUS AGG
 0 CF CRICOTOPUS VIERRIENSIS
 ● CULISETA MORSITANS (Mohrig,1969)
 ● CYPHON SP (Klausnitzer,1984)
 ● DINA LINEATA (Mann,1955)
 ● DIPLOCLADIUS CULTRIGER (Moller Pillot,1984)
 0 DIPTERA

- DOLICHOPODIDAE (Bertrand, 1954)
- DRYOPS SP (Klausnitzer, 1984)
- DUGESIA LUGUBRIS (Cuppen en Dirkse, 1978)
- 0 DUGESIA LUGUBRIS/POLYCHROA
- 0 DUGESIA POLYCHROA
- 0 DUGESIA SP
- 0 DYTISCUS MARGINALIS
- EISENIELLA TETRAEDRA (Hynes, 1958)
- 0 ELGIVA RUFA
- ENCHYTRAEIDAE (Wiggins et al., 1980)
- EPHYDRA SP (Merritt en Cummins, 1978)
- 0 ERIOPTERA SP
- 0 ERPOBDELLA SP
- ERPOBDELLA OCTOCULATA (Ladle en Bass, 1981)
- 0 ERPOBDELLA TESTACEA
- GALBA TRUNCATULA (Over, 1967)
- GERRIS THORACICUS (Vepsäläinen, 1974)
- GLOSSIPHONIA COMPLANATA (ten Cate en Schmidt, 1986)
- 0 GRAPTODYTES PICTUS
- 0 HALIPLUS FLAVICOLLIS
- 0 HALIPLUS HEYDENI
- 0 HALIPLUS IMMACULATUS
- 0 HALIPLUS LAMINATUS
- HALIPLUS LINEATOCOLLIS (Cooling, 1981)
- HALIPLUS SP (Kreuzer, 1940)
- 0 HALIPLUS RUFICOLLIS
- HAEMOPIS SANGUISUGA (Bennike, 1943)
- HELOBDELLA STAGNALIS (Wiggins et al., 1980)
- 0 HELOCHARES LIVIDUS
- HELOPHORUS AVERNICUS (Angus, 1973)
- HELOPHORUS BREVIPALPIS (Angus, 1973)
- HELOPHORUS FLAVIPES/OBSCURUS (Angus, 1973)
- HELOPHORUS GRANDIS (Angus, 1973)
- HELOPHORUS GRANULARIS (Angus, 1973)
- HELOPHORUS MINUTUS (Angus, 1973)
- 0 HESPEROCORIXA SAHLBERGI
- HELIUS SP (Brindle, 1967)
- HEXATOMINI SP (Brindle en Dyce, 1960)
- 0 HIPPEUTIS COMPLANATUS
- 0 HOLOCENTROPUS STAGNALIS
- 0 HYGROBIA HERMANNI
- HYDRAENA BRITTENI (Cuppen en Cuppen, 1982)
- 0 HYDRACHNA SP
- 0 HYDRACHNALLAE
- HYDRYPHANTES SP (Wesenberg-Lund, 1939)
- 0 HYPHYDRUS OVATUS
- HYDRYPHANTES PLANUS (Davids, 1979)
- HYDRYPHANTES RUBER (Davids, 1979)
- HYDROPORUS DISCRETUS (Jackson, 1973)
- HYDROPORUS DORSALIS (Galewski, 1971)
- HYDROPORUS ERYTHROCEPHALUS (Cooling, 1981)
- HYDROPORUS GYLLENHALII (Cuppen, 1980b)
- HYDROPORUS MEMNONIUS (Galewski, 1971)
- HYDROPORUS MELANARIUS (Galewski, 1971)
- HYDROPORUS NIGRITA (Freude et al. 1971)
- HYDROPORUS PALUSTRIS (Jackson, 1952)

- HYDROPORUS PLANUS (Cooling,1981)
- HYDROPORUS PUBESCENS (Galewski,1971)
- 0 HYDROPORIDAE
- HYDROPORUS SP (Nilsson,1986)
- 0 HYDROPORUS UMBROSUS
- 0 HYGROBATES LONGIPALPIS
- HYGROTUS DECORATUS (Cuppen,1979)
- 0 HYGROTUS INAEQUALIS
- 0 HYGROTUS VERSICOLOR
- HYDROBIUS FUSCIPES (Wiggins et al,1980)
- 0 ILYODRILUS TEMPLETONI
- 0 ILYBIUS QUADRIGUTTATUS
- 0 LACCOBIUS BIPUNCTATUS
- 0 LACCOBIUS MINUTUS
- 0 LACCOPHILUS HYALINUS
- 0 LACCOPHILUS MINUTUS
- 0 LEBERTIA INAEQUALIS
- 0 LEBERTIA INAEQUALIS/INSIGNIS
- LIMNEBIUS SP (Landin,1976)
- 0 LIMNODRILUS CLAPAREDEIANUS
- 0 LIMNODRILUS HOFFMEISTERI
- 0 LIMNODRILUS PROFUNDICOLA
- LIMNOPHYES SP (Moller Pillot en Krebs,1981)
- LIMNOPHILA SP (Brindle,1967)
- 0 LIMNEPHILIDAE
- LIMNEPHILUS AFFINIS (Hiley,1978)
- LIMNEPHILUS AURICULA (Novák en Sehnal,1965)
- LIMNEPHILUS BIPUNCTATUS (Novák en Sehnal,1965)
- LIMNEPHILUS CENTRALIS (Novák en Sehnal,1965)
- LIMNEPHILUS LUNATUS (Hiley,1978)
- LIMNEPHILUS SPARSUS (Novák en Sehnal,1965)
- LIMNEPHILUS SP (Novák en Sehnal,1965)
- LIMNEPHILUS VITTATUS (Novák en Sehnal,1965)
- 0 LIMNESIA FULGIDA
- 0 LIMNESIA KOENIKEI
- LUMBRICULUS VARIEGATUS (Wesenberg-Lund,1939)
- 0 LYMNAEA STAGNALIS
- MACROPELOPIA SP (Cuppen,1980b)
- METRIOCNEMUS INOPINATUS AGG (Moller Pillot,1984)
- 0 MICROPSECTRA SP
- 0 MICROTENDIPES CHLORIS AGG
- 0 MICROTENDIPES GR CHLORIS
- 0 NAIS VARIABILIS
- 0 NATARSIA SP
- 0 NEPA CINEREA
- NEMOURA CINEREA (Hynes,1958)
- 0 NEUMANIA LIMOSA
- 0 NOTONECTA GLAUCA
- OCHTHEBIUS MINIMUS (Cuppen,1980b)
- OPLODONTHA VIRIDULA (Rozkošný,1973)
- 0 ORMOSIA SP
- 0 OULIMNIUS SP
- PARALIMNOPHYES HYDROPHILUS (Kreuzer,1940)
- 0 PARAMERINA CINGULATA
- 0 PARATANYTARSUS SP
- 0 PARATENDIPES GR ALBIMANUS

- 0 PARATHYAS THORACATA
- PHYLIDOREA FERRUGINEA (Brindle,1967)
- PHYLIDOREA SP (Brindle,1967)
- 0 PHYSA FONTINALIS
- PILARIA DISCICOLLIS GR (Brindle,1967)
- PIONA CONGLOBATA (Pennak,1953)
- PIONOPSIS LUTESCENS (Pennak,1953)
- PISIDIUM SP (Kuiper,1965)
- 0 PLANARIDAE
- PLANORBARIUS CORNEUS (Cuppen en Visser,1983)
- 0 PLANORBIS CARINATUS
- PLANORBIS PLANORBIS (Casey en Ladle,1981)
- POLYCELIS NIGRA (Cuppen,1980b)
- 0 POLYCELIS SP
- 0 POLYCELIS TENUIS
- 0 POLYPEDILUM CF NEBECULOSUM
- POLYPEDILUM CF UNCINATUM (Moller Pillot en Krebs,1981)
- 0 POTAMOTHRIX HAMMONIENSIS
- PROCLADIUS SP (Harnisch,1922)
- PROASELLUS MERIDIANUS (Cuppen,1979)
- PROASELLUS SP (is in dit onderzoek P. meridianus)
- 0 PSECTROCLADIUS OBVIUS AGG
- 0 PSYCHODA SP
- PSECTROTANYPUS VARIUS (Harnisch,1922)
- PTYCHOPTERA SCUTELLARIS (Stubbs,1972)
- RADIX PEREGRINA (den Hartog en de Wolf,1962)
- RHANTUS EXSOLETUS (Nilsson,1986)
- RHYACODRILUS COCCINEUS (ten Cate en Schmidt,1986)
- 0 SIALIS LUTARIA
- 0 SIGARA FALLENI/LONGIPALIS
- 0 SIGARA LATERALIS
- SIGARA NIGROLINEATA (Nieser,1982)
- 0 SIGARA STRIATA
- 0 SLAVINA APPENDICULATA
- 0 SPERCHON SP
- 0 SPHAERIUM CORNEUM
- 0 STAGNICOLA GLABRA
- STAGNICOLA PALUSTRIS (van Benthem Jutting,1933)
- 0 STYLODRILUS HERINGIANUS
- TABANUS SP (Timmer,1980)
- 0 TANYTARSUS SP
- 0 THIENEMANNIELLA FLAVIFORCEPS
- TIPHYS SP (Davids,1979)
- TRISSOCLADIUS BREVIPALPIS (Moller Pillot,1984)
- TUBIFICIDAE JUV MET HAREN (Wesenberg-Lund,1939)
- 0 TUBIFICIDAE JUV ZONDER HAREN
- TUBIFEX TUBIFEX (Wesenberg-Lund,1939)
- 0 VALVATA CRISTATA
- 0 VALVATA PISCINALIS
- XENOPELOPIA SP (Moller Pillot en Krebs,1981)
- 0 ZAVRELIA SP
- 0 ZAVRELIMYIA SP
- ZONITOIDES NITIDUS (Gittenberger et al.,1984)

Bemonsteringsmethode

(naar van der Hammen et al., 1984)

Alle aanwezige substraattypen zijn verhoudingsgewijs naar oppervlakte bemonsterd. Afhankelijk van de variatie is bepaald hoeveel submonsters van een lengte van een a twee meter genomen zijn. Alle submonsters zijn samen gevoegd tot een mengmonster. De totale lengte van elke bemonstering was vijf meter. De bemonstering gebeurde door het net schoksgewijs door de bovenlaag van de bodem voort te bewegen. In het geval van stromend water is het net in stroomopwaartse richting voortbewogen. Tussen water- en oeverplanten is het net snel in het water gestoken en zo snel mogelijk over een à twee meter door de vegetatie gehaald. Deze handeling is enkele malen in tegengestelde richting herhaald. Vaste substraten zijn onderzocht op aanwezige makrofauna. De monsters zijn dezelfde dag of, indien dat niet mogelijk was, de volgende dag uitgezocht in witte plastic bakken. Platwormen zijn levend gedetermineerd. Watermijten zijn in Koenike-vloeistof bewaard, wormen in 4% formaline, de overige makrofauna in 70% alcohol. Na enige dagen is de alcohol, indien nodig, ververst. Zonodig is dit herhaald.

Multivariate technieken

1 Klassifikatie

Bij klassifikatie-technieken worden soorten en/of monsters die een bepaalde (hoge) mate van overeenkomst vertonen in klusters gegroepeerd. Verschillen in de dataset worden samengevat in verschillen tussen klusters. Er zijn vele klassifikatie technieken.

Onderscheid wordt onder andere gemaakt in delingsgewijze en samenvoegende technieken. In het eerste geval worden alle entiteiten (monsters of soorten) in een groep geplaatst en door op elkaar volgende delingen ontstaan kleinere groepen. Bij de agglomeratieve methode worden alle entiteiten in een eigen 'groep' geplaatst. Door fusies van op elkaar lijkende 'groepen' ontstaan grotere groepen (Gauch, 1982).

Voor een volledig overzicht van alle klassifikatie-technieken wordt verwezen naar Williams (1971).

2 Ordinatie

Ordinatie kan worden beschouwd als een multidimensionele 'regressie' techniek. Binnen de multidimensionele ruimte worden assen gezocht die een maximale hoeveelheid van de totale variatie verklaren. Elke volgende as staat loodrecht op alle andere assen. As 1 verklaart de grootste variatie. Ordinatie kan worden gebruikt om de resultaten van de cluster analyse te evalueren. Aan de hand van een ordinatie kan bekeken worden of de klusters een goede scheiding in het materiaal weergeven en of de klusters de voornaamste gradienten in het material volgen.

De resultaten van ordinatie kunnen in een diagram worden weergegeven. De puntenwolk in de multidimensionele ruimte wordt dan afgebeeld op het vlak dat door de twee ordinatie-assen wordt bepaald (Notenboom, 1982).

Ordinatie kan op twee verschillende manieren uitgevoerd worden:

* Detrended correspondence analysis (DCA) Deze methode is gebaseerd op 'reciprocal averaging' (RA). Het algoritme is als volgt (Gauch, 1982):

Eerst worden aan de soorten arbitraire ordinatie-scores toegekend. Dan worden monster-scores berekend door gewogen middeling van de monster-scores. Dit wordt zo herhaald totdat de scores stabiliseren: de scores stabiliseren naar de uiteindelijke oplossing. Deze oplossing is onafhankelijk van de initiele, arbitrair gekozen soort-scores. Nadat zo de eerste ordinatie-as gemaakt is, kan een tweede as gemaakt

worden door dezelfde procedure van middelingen, maar na iedere middeling worden de scores door middel van regressie zodanig veranderd, dat ze ongekorrleerd zijn met die van de tweede as, etc. Een nadelige eigenschap van RA is, dat de assen weliswaar ongekorrleerd zijn, zoals hierboven beschreven is, maar dat de tweede (en soms hogere assen) wel systematisch sterk gerelateerd zijn met de eerste as. DCA is een ordinatietechniek die genoemd nadeel verbetert. Ook een andere nadelige eigenschap van RA, namelijk dat de assen aan hun uiteinden ineen gedrukt zijn, wordt door DCA verbeterd.

- * Principale componenten analyse (PCA). PCA is een multivariate regressie analyse, die uit het totaal aan variatie in de monsters de hoofdlijnen (gradienten) samenvat in de zogenaamde principale componenten en tevens aangeeft op welke wijze de parameters daarmee samenhangen.

De methode is onder andere te gebruiken wanneer men aan een willekeurig objekt een groot aantal variabelen heeft gemeten en wat meer wil weten over de onderlinge afhankelijkheden en korrelaties daartussen. Ook kan het handig zijn wanneer men een groot aantal variabelen heeft gemeten, maar slechts met een klein aantal verder wil werken: die selektie kan door PCA worden verantwoord (Looman, 1984).

Een uitgebreide beschouwing over PCA is onder andere te vinden in ter Braak (1983).

3 Canonische ordinatie technieken.

Tussen direkte gradient analyse (regressie) en ordinatie (sensu stricto) staan de canonische ordinatie technieken. Dit zijn ordinatie technieken die in multivariate direkte gradiënt analyse technieken zijn omgezet en tegelijkertijd veel soorten en milieuparameters verwerken. Het doel van canonische ordinatie is het ontdekken van het belangrijkste patroon in de relaties tussen soorten en de waargenomen omgeving (ter Braak, 1986).

BIJLAGE 6

Autekologische gegevens per taxagroep

De volgende kodes zijn gebruikt:

- + Taxon dat met betrekking tot het overleven in droogvallende watergangen een specialistische aanpassing bezit.
- 0 Euryoek taxon: het droogvallend milieu is een van de milieus die het organisme overleeft.
- * Geen uitspraak mogelijk met betrekking tot een aanpassing aan droogvallende milieus

Taxa-groep A

- + Limnephilus centralis is een kenmerkende soort van droogvallende poelen (Berg, 1948; Hiley, 1976; 1978). Het vrouwelijk imago heeft, zoals vele andere Limnephilidae, bij het uit de pop komen in het voorjaar onrijpe geslachtsorganen. Pas bij het korten der dagen rijpen de gonaden en leggen de vrouwtjes eieren (Novák en Sehnal, 1965). De met gelei omhulde eieren worden op de droge poelbodem gelegd (Hiley, 1978). Cuppen en Visser (1983) twijfelen of L. centralis een kensoort is van temporaire stilstaande aquatische milieus. Hiley (1976) geeft een voorkeur op voor zure poelen. Hickin (1968) vond L. centralis in een sloot nabij een Sphagnumveen.
- * Hydroporus pubescens is in Nederland algemeen voorkomend (Drost en Schreijer, 1978). H. pubescens is een goed vlieger, frekwent gevonden in Sphagnumpoelen en sloten (Jackson, 1973). Het is een vroege voorjaar soort die aan de rand van het water of in het water overwintert en gevonden wordt in sloten of poeltjes met zand of klei (Galewski, 1971). Hynes (1958) vond de soort in een beekje dat normaal niet droogvalt en noemt H. pubescens 'presumably in transit'.
- * Polypedilum cf uncinatum komt in temporaire en semipermanente stilstaande wateren met een zuur milieu voor (Moller Pillot en Krebs, 1981). Cuppen en Visser (1983) noemen P. cf uncinatum een begeleidend taxon van temporaire stilstaande aquatische milieus.

Samenvattend: deze drie taxa kunnen waarschijnlijk een vrij lage pH verdragen en droge periodes overleven.

Taxagroep B

- * Paralimnophyes hydrophilus is vaak in droogvallende poelen gevonden (Kreuzer, 1940; Cuppen 1980a; 1980b; Schleuter 1986), vooral in de voedsel rijkere (Kreuzer, 1940; Moller Pillot en Krebs, 1981; Cranston et al, 1983). P. hydrophilus is vooral bekend uit zuurdere milieus (Verdonschot, pers. med.).

Volgens Cuppen en Visser (1983) is P. hydrophilus een differentiërende soort ten opzichte van meer permanente wateren.

- 0 Limnophyes sp. is een eurytoop taxon (Cranston et al., 1983; Moller Pillot en Krebs, 1981), gevonden in zeer zuur milieu (Moller Pillot, 1984), in droogvallende plaatsen van de beek Winterbourne (Berrie en Wright, 1984) en in droogvallende loofbospoelen en karresporen (Schleuter, 1986).

Samenvattend: ook deze twee taxa kunnen droogte en een lage pH verdragen. Waarschijnlijk wordt de voorkeur gegeven aan een iets voedselrijker milieu.

Taxagroep C

- * Hydroporus nigrita. Deze kever is onder andere bekend uit koude bronnen (Freude et al., 1971; Galewski, 1971) en droogvallende milieus (Hynes, 1958; Freude et al., 1971; Jackson 1973; Cuppen, 1980a; Cuppen en Visser, 1983). Lindroth (1965) heeft H. nigrita zelfs aan een gletsjerrand in IJsland gevonden. Volgens Jackson (1952; 1973) kan H. nigrita goed vliegen.

Taxagroep D

- + Nemoura cinerea is de meest talrijke steenvlieg van Nederland (Claessens, 1981). N. cinerea komt in zeer uiteenlopende biotopen voor (Beyer, 1980), maar is vooral van tal van droogvallende plaatsen bekend (Kreuzer, 1940; Hynes, 1958; Gardeniers, 1977; Cuppen en Dirkse, 1978; Cuppen 1980b; Berrie en Wright, 1984; Latour, 1985). Waarschijnlijk betreft dit eerst en tweede nimfestadia (Verdonschot, pers. med.). De eieren van N. cinerea overbruggen de droogte periode (Hynes, 1958; Beyer, 1980). N. cinerea eet plantaardig materiaal zoals blad en mos (Beyer, 1980).
- + Limnephilus auricula is aangepast aan het leven in droogvallende wateren (Novák en Sehnal, 1965; Crichton, 1971; Hiley, 1978). Hiley (1976) noemt de soort karakteristiek voor grasrijke poelen en sloten die 's zomers opdrogen.
- 0 Hydryphantes-soorten kunnen in poelen voorkomen die 's zomers uitdrogen (Wesenberg-Lund, 1939; Pennak, 1953; Williams en Hynes, 1976; Davids, 1979; Wiggins et al., 1980). Het genus in het geheel is aangepast aan verschillende andere marginale habitats nabij het water zoals moszones en kleine bronnetjes (Wiggins et al., 1980). Volgens Besseling (1964) behoren alle Hydryphantes soorten tot de vegetatiefauna.
- + Limnephilus lunatus is zowel uit poelen als stromend water bekend (Ulmer, 1909; Hickin, 1967; Lepneva, 1966; Hiley, 1976). Hiley (1978) vermoedt dat L. lunatus droogvallende milieus kan koloniseren omdat soms eieren op droge oevers gelegd worden, evenals bij andere limnephiliden. Ook Wright et al. (1984) vonden dat L. lunatus droge beddingen

koloniseerde. Een andere aanwijzing dat L. lunatus in droogvallende milieus kan voorkomen is de diapauze die het imago doormaakt (Crichton, 1971; Denis, 1978).

De gevoeligheid voor vervuiling is niet bijzonder groot, L. lunatus ontbreekt evenwel bij sterke vervuiling (Moller Pillot, 1971). L. lunatus heeft een brede ekologische amplitude en is zeer talrijk in genormaliseerde beken (Verdonschot, pers. med.).

Samenvattend: alle vier de taxa zijn aangepast aan droogvallende milieus. Ze lijken geen strenge eisen te stellen aan het milieu, ze zijn daarentegen wel gevoelig voor min of meer ernstige verontreiniging

Taxagroep E

* Limnephilus affinis is in Engeland de enige Limnephilidae die in brak water kan leven, maar ook in zoet water voorkomt (Hiley, 1976; Crichton, 1971). Ook in Nederland is L. affinis in brak water gevonden (Krebs, 1984; 1985). L. affinis is verder bekend uit poelen (Berg, 1948), het litoraal van meren kleine stroompjes met een matige stroomsnelheid (Lepneva, 1966) en droogvallende poelen (Hiley, 1978).

0 Cloeon dipterum wordt in stilstaand water (Berg, 1948; Macan, 1979; Mol, 1981), droogvallende poelen (Kreuzer, 1940; Kramer, 1964; Wright et al., 1984) en in langzaam stromend water (Moller Pillot, 1971; Macan, 1979) gevonden. Cuppen (1980b) vermeldt C. dipterum van overwegend permanent water. Het voedsel bestaat volgens Brown (1961) uit detritus, algesoorten en planteden. In zuurstofarm water wordt weinig gegeten.

* Tanytarsus is een eurytoop genus dat in alle zoetwatertypen voorkomt (Klink, 1981; Pinder en Reiss, 1983). Enkele soorten van dit genus hebben een grote zuurstofbehoefte (Walshe, 1947; 1948).

* Haliplidae komen in stilstaand en langzaam stromend water voor (Freude et al., 1971), hun optimum ligt volgens Cuppen (1980b) in meer permanent water. In Holstein zaten Haliplidae vooral in kalkrijke poeltjes (Kreuzer, 1940). Ook Seegers (1971) vond een duidelijke relatie tussen het voorkomen van Haliplidae en kalk- en voedselrijke wateren. De larven leven alleen van algen, de imago's eten echter ook dierlijk voedsel (Seegers, 1971). De imago's zijn niet gevoelig voor verontreiniging (Moller Pillot, 1971). Haliplidae kunnen vliegen (Freude et al., 1971).

0 Planorbis planorbis is de meest algemene vertegenwoordiger van de Planorbidae in Nederland (Jutte, 1981). P. planorbis is bekend van de droogvallende bovenloop van de Winterbourne (Casey en Ladle, 1976). Meestal is P. planorbis in plantenrijke wateren gevonden (Bentham Jutting, 1933; 1958; Berg, 1948; Janssen en de Vogel, 1965; Beedham, 1972). Op Terschelling is P. planorbis in een plasje met lage pH en weinig vegetatie gevonden (Bentham Jutting, 1958).

- * Erpobdella testacea is een wijd verspreide, niet talrijk voorkomende bloedzuiger van zowel stilstaand als stromend water (Bennike, 1943; Berg, 1948; Autrum, 1958; Dresscher en Higler, 1982). Volgens Mann (1958) kan E. testacea in de zomer en lente zijn metabolisme reguleren. Op plaatsen met veel organisch materiaal en een dientengevolge lage zuurstofconcentratie is E. testacea in het voordeel ten opzichte van de veel talrijker voorkomende bloedzuiger E. octoculata (Mann, 1961). Bennike (1943) noemt E. testacea euryoek en Hynes (1960) vermeldt een voorkeur voor organisch verontreinigd water. In Nederland is E. testacea echter niet méér frekwent in verontreinigd water gevonden (Dresscher en Higler, 1982).
- * Arrenurus globator is als gevolg van een zeer breed spectrum in gastheerkeuze een zeer algemene watermijt in het gehele land, zowel in stilstaand als in stromend water (Davids, 1979). Besseling (1964) noemt A. globator de meest algemene mijt in de vegetatiefauna van het stilstaande water, die ook verbreid is in het langzaam stromend water.
- + Limnephilus vittatus is aangepast aan het leven in uitdrogende wateren (Novák en Sehnal, 1965; Crichton, 1971; Hiley, 1978). L. vittatus is in allerlei watertypen gevonden: poelen (Berg, 1948; Hiley, 1976), vegetatie rijke kleine poeltjes en bronnen (Lepneva, 1966), kanalen (Hickin, 1967) en een droogvallende beek (Wright et al., 1982).
- * Cricotopus trifasciatus agg. Het aggregaat is een begeleidend taxon van de soortenkombinatie die in middelgrote wateren met veel plantaardig materiaal voorkomt (Moller Pillot en Krebs, 1981). Thiennemann (1953) vermeldt het taxon uit oligotroof, eutroof en dystroof water, op waterplanten.

Taxagroep E bestaat uit soorten tolerant voor matige verontreiniging van stilstaand en stromend water. Er is geen vervuillingsindicatie. De taxa zijn niet kenmerkend voor droogvallende wateren. Enkele zijn kenmerkend voor plantenrijke wateren.

Taxagroep F

- * Tubificidae zonder haren zullen in bijna alle gevallen behoren tot het geslacht Limnodrilus. Deze zijn alleen te onderscheiden in geslachtsrijpe toestand. In tegenstelling tot wat vaak verondersteld wordt zijn Tubificidae in het algemeen niet aangepast aan het leven in organisch verontreinigde beken. De meerderheid is aangepast aan het leven in organisch sediment waar tijdelijk zuurstoftekort kan optreden (Brinkhurst, 1966). De abundantie neemt toe bij organische vervuiling. Dit is een gevolg van een grotere tolerantie van Tubificidae voor lagere zuurstofgehalten, maar vooral een groter voedselaanbod (Verdonschot, 1979; pers. med.). In sterk verontreinigde wateren overleven slechts enkele soorten (Brinkhurst, 1966; Brinkhurst en Kennedy, 1965). Tubificidae zijn relatief gevoelig voor toxische

stoffen (Slooff en de Zwart, 1984).

Stehr en Branson (1938) vonden Limnodrilus soorten alleen in de bovenloop van een droogvallende beek met een altijd natte bodem, aan sterke temperatuurschommelingen onderhevige en vaak met uitwerpselen verontreinigde bodem. Kaster en Jacobi (1978) vonden Limnodrilus net nadat er water aanwezig was. Limnodrilus moet in de bodem gezeten hebben of naar het water toe gekropen zijn. Het eerste lijkt het geval omdat Limnodrilus waarschijnlijk niet tegen droogte kan (Verdonschot, pers. med.). Verdonschot (in press) vindt een positieve korrelatie tussen het voorkomen van Limnodrilus-soorten en hoge ammoniumgehalten.

De Tubificidae zonder haren betreffen in dit onderzoek voornamelijk Limnodrilus claparedeianus en Limnodrilus hoffmeisteri, omdat alleen deze twee Limnodrilus soorten vaak gevonden zijn.

- * Limnodrilus claparedeianus is een karakteristieke laaglandbeekbewoner (Redeke, 1948). Chekanovskaya (1962) noemt de soort van rivieren, meren en poelen, in modderig en zavelsubstraat. Volgens Pfannkuche (1977) is L. claparedeianus met Tubifex tubifex, L. hoffmeisteri en L. udekemianus karakteristiek voor hypertofe wateren met veel organische modder. Verdonschot (in press) vond L. claparedeianus in sloten met een gemiddelde nitraatgehalte van 0.9 mg/l en weinig of geen ondergedoken of drijvende waterplanten. Er was een positieve korrelatie met totaal fosfaat, pH en ijzer en een negatieve met oevervegetatie.

+0 Aplexa hypnorum is vaak in uitdrogende wateren gevonden (van Benthem Jutting, 1933; den Hartog en de Wolf, 1962; Janssen en de Vogel, 1965; Gardeniers, 1977; Cuppen, 1979; 1980a; Wiggins et al., 1980; ten Cate en Schmidt, 1986). Volgens Boycott (1936) kan A. hypnorum extreme omstandigheden tolereren, A. hypnorum is echter talrijker in minder extreme habitats, samen met veel andere slakkesoorten. Den Hartog (1963b) bestrijdt deze visie van Boycott. Omdat A. hypnorum te vinden is op plaatsen waar de milieuomstandigheden minder extreem zijn en waar de concurrentie gering is zoals in droogvallende slootjes heeft A. hypnorum een zekere voorkeur voor droogvallende slootjes. De levenscyclus is bovendien goed aangepast aan de milieuomstandigheden. De eipakketten vertonen speciale lamellaire structuren die als een aanpassing aan een langdurige droogteperiode kunnen worden opgevat.

A. hypnorum sluit haar opening af met een slijmprop als bescherming tegen droogte (Wiggins et al., 1980). Volgens Vlasblom (1971) kunnen de eieren en jonge slakken de droogte overleven door onder bladeren op de bodem te kruipen. Ook Den Hartog en de Wolf (1962) vonden dat jonge dieren het minst gevoelig zijn voor extreme milieuomstandigheden. Organische vervuiling wordt verdragen (Den Hartog, 1963a; Janssen en de Vogel, 1965).

- * Valvata piscinalis is in Nederland algemeen in stilstaand en langzaam stromend, vaak rijkbegroeid water (van Benthem Jutting, 1933; Janssen en de Vogel, 1965). In Engeland is V. piscinalis vooral in stromend water gevonden (Boycott, 1936; Beedham, 1972; Macan, 1977). Berg (1948) vond V. cristata het meest bij een afwisseling van stenen en submerse vegetatie in het stromende water.
- * Laccobius minutus is in allerlei watertypen algemeen: zuur, oligohalien en langzaam stromend water (van Berge Henegouwen, 1982). Volgens Freude et al. (1971) prefereert L. minutus zure wateren. Cuppen (1980b) vond L. minutus overwegend in permanent water.
- O Agabus bipustulatus is een zeer algemene soort in Europa (Balfour Browne, 1953; Freude et al., 1971; Galewski, 1973; Drost en Schreijer, 1978). A. bipustulatus kan goed vliegen en koloniseert nieuw ontstane wateren (Jackson, 1952; 1973). Kramer (1964) en Jackson (1952) vonden in drooggevallen poelbodems ingegraven exemplaren A. bipustulatus.
Cuppen en Dirkse (1978) vonden A. bipustulatus vaak als begeleidende soort in droogvallende beekjes. Cuppen en Visser (1983) noemen op grond hiervan en op grond van onderzoek in het Wijboschbroek door Visser (Oekologisch Adviesbureau Moller Pillot, 1985) A. bipustulatus een begeleidende soort van temporaire stromende en stilstaande wateren. Cooling (1981), die veertien beekjes (98 monsterpunten) in Zuid Engeland inventariseerde, vond A. bipustulatus alleen op de zeven droogvallende plaatsen van de Winterbourne. Moller Pillot (1971) trof de soort in sterk verontreinigd water aan. A. bipustulatus is er echter niet typisch voor en zat er waarschijnlijk alleen vanwege het voedselaanbod.
- O Planorbarius corneus is algemeen voorkomende in voornamelijk stilstaand rijk begroeid water (van Benthem Jutting, 1933; Janssen en de Vogel, 1965; Beedham, 1972). P. corneus is tegen een aanzienlijke verontreiniging bestand (Moller Pillot, 1971). Uit proeven van Jordan (1939) blijkt dat P. corneus pas aan het wateroppervlak komt als de long nog maar 4.1% zuurstof bevat, in tegenstelling tot soorten van het geslacht Lymnaea die reeds naar boven komt als in de long nog ongeveer 13.7% zuurstof aanwezig is. P. corneus gebruikt haar luchtvoorraad veel doelmatiger. Dit houdt mogelijk verband met de aanwezigheid van haemoglobine in het bloed. Beedham (1972) en Berg (1948) vermelden P. corneus uit stilstaand en stromend water.
Volgens Cuppen (1980b) komt P. corneus overwegend in permanent water voor. Cuppen en Visser (1983) noemen P. corneus een begeleidende soort van temporaire, stilstaande aquatische milieus.
- O Pisidium sp. leeft in de oppervlakkige sliblaag van alle soorten water, mits deze niet te sterk verontreinigd zijn met chemische afvalstoffen (Kuiper, 1965; Moller Pillot, 1971). Ten Cate en Schmidt (1986) vonden ingegraven exemplaren van Pisidium in een drooggevallen beekbovenloop in Twente.

0 Haemopsis sanguisuga wordt in en nabij kleine en grote stilstaand en langzaam stromende wateren gevonden (Bennike, 1943; Elliott en Mann, 1979; Dresscher en Higler, 1982). Berg (1948) vond H. sanguisuga ook in vuil water. Den Hartog (1963b) vond H. sanguisuga in een droogvallende sloot op Zuid Beveland. Cuppen en Visser (1983) noemen H. sanguisuga en begeleidend soort van temporaire, stilstaande aquatische milieus.

+0 Anisus spirorbis. Volgens Jutte (1981) is het onzeker of A. spirorbis ooit in ons land is aangetroffen. A. spirorbis wordt wel in de Limnofauna Neerlandica (Mol, 1984) genoemd. Volgens Beedham (1972) en Macan (1977) is A. spirorbis gelijk is aan A. leucostomus. Het is nog niet zeker of er in Nederland sprake is van een aparte soort. Het milieu van beide is gelijk (Janssen en de Vogel, 1965), zodat ze wat dat betreft tesamen besproken kunnen worden (zie A. leucostomus).

Voor zover bekend zijn de vertegenwoordigers van deze groep bestand tegen organische vervuiling. De groep is heterogeen met betrekking tot aanpassingen aan droogvallende milieus.

Taxagroep G

0 Procladius sp. is uit verschillende milieus bekend: Harnisch (1922) vond grote aantallen in zeer kortstondige poeltjes, evenals in andere droogvallende poelen. Berg (1948) vond Procladius sp. op modderige plaatsen in de rivierbedding, bij en tussen de oeervervegetatie. Schleuter (1986) vond P. choreus in droogvallende en permanente poelen en een enkele keer in karresporen. Moller Pillot (1971) noemt het taxon euryaproob, dezelfde auteur (1978) vermeldt Procladius sp. van alle typen stilstaand en langzaam stromend water.

0 Hydryphantes ruber kan in langzaam stromend water voorkomen (Besseling, 1964; Davids, 1979), en komt ook in uitdrogende poelen voor (Davids, 1979; Wiggins, 1980).

0 Xenopelopia sp. is in Nederland algemeen in poelen en sloten, vooral wanneer de bodem bedekt is met rottend bladmateriaal (Moller Pillot, 1978; Cuppen, 1980b). Xenopelopia komt voornamelijk in semipermanente wateren voor (Moller Pillot en Krebs, 1981). Cuppen en Visser (1983) noemen Xenopelopia sp. een begeleidend taxon van temporaire, stilstaande aquatische milieus.

* Zavrelimyia sp. Z. nubila is samen met Natarsia punctata en Chaetocladius piger een kenmerkende soort van bronmoerassen en kwel sloten (Moller Pillot en Krebs, 1981). Fittkau (1962) noemt als habitat detritusrijke, stilstaande wateren met een zand- of modderbodem. Higler en Repko (in prep.) vermelden Zavrelimyia uit de gehele Hierdense beek, in het algemeen in de detritusrijke substraten. Ook Tolkamp (1980) vond een voorkeur voor detritus en detritus gekombineerd met zand.

- * Macropelopia sp. komt vooral voor in bovenlopen (Moller Pillot en Krebs, 1981) bij een niet te sterke organische verontreiniging (Moller Pillot, 1971). Higler en Repko (in prep.) vonden Macropelopia nebulosa vooral op plaatsen in de Hierdense beek met een opeenhoping van detritus. Tolkamp (1980) vond een voorkeur voor detritus met zand of grind. Macropelopia is in twee periodiek droogvallende beekjes op de Veluwe gevonden (Cuppen, 1980b). M. goetghebueri larven ontwikkelen zich in een pH range van 3.5-7.5. Het optimum ligt in het pH-traject 5-7. Mogelijk vanwege een verminderde aanwezigheid van konkurrenten wordt M. goetghebueri in grote aantallen in bovenloopjes van laaglandbeken met een pH tussen 3.5 en 5.0 aangetroffen (Brethouwer, 1986).

- * Natarsia sp. wordt voornamelijk in bronnen en beken gevonden, plaatselijk echter ook in poelen met rottend plantenmateriaal (Moller Pillot, 1978). Moller Pillot en Krebs (1981) noemen Natarsia sp. een kenmerkend taxon van bronmoerassen en kwel sloten.

- * Dugesia lugubris is een specifieke soort van kleine eutrofe wateren, zoals ondiepe slootjes en plasjes (den Hartog en van de Velde, 1973). In de buurt van Nijmegen is D. lugubris voornamelijk in sloten gevonden (Hüsken en van Welie, 1975). Cuppen (1979; 1980a; 1980b) en Cuppen en Dirkse (1978) vonden D. lugubris in droogvallende milieus. Ball en Reynoldson (1981) geven als karakteristiek milieu de warmere poelen en meren.

- 0 Hydroporus palustris is een ubiquist (Balfour Browne, 1953; Galewski, 1971; Drost en Schreijer, 1978), van voornamelijk permanent water (Galewski, 1971; Cuppen, 1980b). H. palustris kan droogte overleven tussen mos en gras (Jackson, 1952). Het vliegvermogen is bij sommige exemplaren goed, bij andere slecht of helemaal niet ontwikkeld. Het lijkt erop dat vooral jonge exemplaren goede vliegspieren hebben (Jackson, 1952).

- +0 Anacaena limbata is zeer algemeen in allerlei stilstaande en langzaam stromende wateren (Cuppen, 1983). Cuppen en Visser noemen A. limbata een begeleidend taxon van temporaire stromende en stilstaande wateren. De larve is terrestrisch (Landin, 1976). Het imago, dat goede vliegspieren heeft, en kan vliegen (Jackson, 1952; 1973) en graaft zich soms in (Williams en Hynes, 1976a). In een beekbodem die vijf maanden droog stond vonden Williams en Hynes (1976a) bijna het gehele jaar exemplaren van A. limbata ingegraven in de beekbodem. Uit bodemonsters van Wiggins et al. (1980), die in het laboratorium onder water zijn gezet, kwamen actieve A. limbata imago's. In dit onderzoek zijn ze ook in de drooggevalle poel gevangen. A. limbata heeft (tenminste een fakultatieve parthenogenese (Fernando en Galbraith, 1973).

Taxagroep G bestaat hoofdzakelijk uit taxa van detritusrijke milieus. Vele taxa zijn aangepast aan het leven in droogvallende milieus.

Taxagroep H

0 Tubifex tubifex is op veel plaatsen algemeen en talrijk, vaak met Limnodrilus hoffmeisteri, vooral in organisch vervuilde wateren, waar ze in grote aantallen kunnen voorkomen in afwezigheid van bloedzuigers (Brinkhurst, 1971). Brinkhurst (1982) vermeldt T. tubifex ook van marginale habitats die niet door andere soorten worden ingenomen. Wesenberg-Lund (1939) vond T. tubifex in uitdrogende poelen. Ook ten Cate en Schmidt (1986) vonden T. tubifex in een drooggevallen bodem van een beekbovenloop in Twente. Verdonschot (in press) vindt een relatie tussen toenemende ammoniumconcentraties en het voorkomen van T. tubifex. Ook was er een positieve korrelatie met calcium, ijzer en weinig emerse vegetatie. T. tubifex schijnt sloten te ontwijken met veel submerse en drijvende vegetatie (Verdonschot, in press). In helokrenen bronnen in Overijssel is het bijna de enige soort (Verdonschot, pers. med.).

* Limnodrilus hoffmeisteri is volgens Brinkhurst (1982) de meest algemene aquatische oligochaet. Kennedy (1966) noemt L. hoffmeisteri een van de meest verspreide en talrijkste Tubificidae vanwege zijn vermogen om zijn levenscyclus aan te passen aan de plaatselijke omstandigheden en vanwege zijn vermogen om meer eieren te produceren door op jongere leeftijd geslachtsrijp te worden. L. hoffmeisteri is niet alleen in verontreinigd water te vinden, maar is overal een algemene soort (Brinkhurst, 1966). Pfannkuche (1977) noemt deze soort met Tubifex tubifex, L. claparedianus en L. udekemianus karakteristiek voor hypertrofe milieus met veel organische modder. Bij toenemende vervuiling blijven alleen L. hoffmeisteri en T. tubifex over. Verdonschot (in press) vindt een positieve korrelatie tussen het voorkomen van L. hoffmeisteri met pH en bicarbonaat en een significant optimum voor calcium en nitraat.

Deze twee soorten zijn algemeen voorkomend en bestand tegen organische vervuiling.

Taxagroep I

0 Juveniele Tubificidae met haren zijn waarschijnlijk hoofdzakelijk jonge Tubifex tubifex omdat van de niet op soort te brengen jonge Tubificidae, zoals Potamothenis hammoniensis, geen volwassen exemplaren gevonden zijn (die redelijkerwijs wel wel gevonden hadden kunnen worden in het voorjaar) (Verdonschot pers. med.). Alleen in DW 21 zijn ook exemplaren van P. hammoniensis gevonden. Voor de interpretatie is dit niet van belang.

- 0 Psectrotanypus varius is vaak in uitdrogende wateren gevonden (Harnisch, 1922; Kreuzer, 1940; Thienemann, 1953; Joger, 1981; Berrie en Wright, 1984; Schleuter, 1986). P. varius kan goed tegen organische verontreiniging (Kreuzer, 1940; Moller Pillot, 1971; Higler, 1979). In snelstromende wateren is ze in Nederland niet gevonden (Moller Pillot, 1978). In de Maas is P. varius wel gevonden (Klink en Moller Pillot, 1982).

Deze twee taxa kunnen beide tegen uitdroging en zijn goed bestand tegen organische verontreiniging.

Taxagroep J

- 0 Asellus aquaticus is een euryoek organisme: het tolereert aanzienlijke temperatuurfluctuaties en is euryhalien vanwege actieve osmotische regulatie (Birstein, 1951). Wright et al. (1984) vonden A. aquaticus alleen in de permanente gedeelten van de Winterbourne. Volgens Ladle en Bass (1971) overleeft A. aquaticus droge periodes slecht. Na een droogte kan A. aquaticus echter weer uitbundig terug komen omdat de jongen na een tot twee maanden geslachtsrijp zijn (Steel, 1961).

A. aquaticus is door veel onderzoekers in droogvallende milieus gevonden: Harnisch (1922), Kreuzer (1940), den Hartog (1963b), Legier en Talin (1973), Moth-Iversen et al. (1978), Cuppen (1979) en (1980b). Met betrekking tot verontreiniging is volgens Moller Pillot (1971) een matig verontreinigd water het optimale milieu voor A. aquaticus. Extence (1981) nam sterk toegenomen aantallen waar na een droogte die een opeenhoping van organisch materiaal tot gevolg had. A. aquaticus eet plantaardig materiaal zoals diatomeen en dode bladeren (Birstein, 1951).

- * Van de Hydrachnellae als groep is niets bijzonders te melden omdat weinig wateren zonder watermijten zijn; deze dieren hebben in de loop der evolutie nauwelijks een waterig milieu overgeslagen. Hydrachnellae komen voor in grondwater, 's zomers opdrogende plassen, tot in warmtebronnen van 50°C toe.
- 0 Dina lineata is pas sinds 1966 uit ons land bekend (Gardeniers, 1966). De tot nu toe vrij schaarse Nederlandse vindplaatsen zijn uit verontreinigde beken (Dresscher en Higler, 1982).

Tijdelijke poelen zijn het karakteristieke habitat (Mann, 1955; 1959; Autrum, 1958). D. lineata kan zich ook vestigen in grotere wateren, met name in de Iris-vegetatie aan de rand als het waterpeil bij droog weer daalt (Mann, 1959) (N.B. Iris groeit vaak op plaatsen waar geen water meer op de modder staat). Ook Gardeniers (1977) en Moth-Iversen vermelden D. lineata uit droogvallende milieus. In Overijssel is D. lineata in helekrene bronnen gevonden (Notenboom, 1982). Bennike (1943) noemt D. lineata stenotoop voor stromend water. Zoals uit de literatuurgegevens, maar ook uit dit onderzoek blijkt, lijkt dit niet waarschijnlijk.

- 0 Ceratopogonidae zijn van veel droogvallende plaatsen bekend (Harnisch, 1922; Kreuzer, 1940; Kramer, 1960; Bishop, 1974; Moth-Iversen et al., 1978; Wiggins et al., 1980). Cuppen en Dirkse (1978) vonden Ceratopogonidae alleen in beken zolang deze water voerden. Volgens Legier en Talin (1973) overzomerden de larven door middel van een ruststadium in de

bodem, als de korrelgrootte van het substraat het toestaat. Kreuzer (1940) vond de larven niet in permanente en droogvallende bospoeltjes, wel in onbeschaduwde. Beschaduwing schijnt een belangrijke faktor te zijn in de verspreiding.

Berg (1948) lijkt het waarschijnlijk dat de larven resistent zijn tegen een daling in het zuurstofgehalte. De larven ontbreken in sterk verontreinigde beken en hebben een zekere top in matig verontreinigd water (Moller Pillot, 1971).

- 0 Haliphus lineatocollis komt in Nederland algemeen voor (Drost en Schreijer, 1978). Ook in het stilstaande water van Groot Brittanie is H. lineatocollis algemeen (Balfour-Brown, 1953). Jackson (1973) vond de soort in beekjes, sloten en poelen van Scotland. Uit haar onderzoek bleek dat de soort kan vliegen. Cooling (1981) vond de soort in permanente en droogvallende beken in Zuid Engeland.
- 0 Hydrobius fuscipes komt algemeen voor in sloten (Drost en Schreijer, 1978). Jackson (1973) noemt het een algemene en wijd verspreide soort uit sloten en kleine poelen, die uitstekend kan vliegen. Wiggins et al. (1980) en ten Cate en Schmidt (1986) haalden de soort uit de drooggevalle bodem van respectievelijk een poel en een beekbedding. Cooling (1981) vond H. fuscipes in droogvallende en permanente beekjes. Cuppen en Visser (1983) noemen H. fuscipes een begeleidende soort van temporaire stromende en stilstaande wateren.
- * Agabus sp. duidt op Agabus larven. Bijna alle Agabus-larven kunnen niet zwemmen en leven voornamelijk op de bodem. Agabus larven eten hoofdzakelijk benthische organismen zoals Oligochaeta en Chironomidae. De volgroeide larven ademen atmosferische lucht. De jongere larven kunnen lang onder water blijven omdat ze door de huid ademen.
- * Sigara striata is in Nederland zeer algemeen in eutrofe wateren (Nieser, 1982). S. striata is een algemene soort van permanente wateren (Brown, 1951).
- 0 Radix peregra wordt in bijna alle habitats gevonden (van Benthem Jutting, 1933; 1959; Boycott, 1936; Lindroth, 1965; Janssen en de Vogel, 1965; Beedham, 1972). In Nederland is R. peregra het meest in rijk begroeide, stilstaande wateren gevonden (Janssen en de Vogel, 1965). Uit droogvallende milieus wordt R. peregra vermeld door den Hartog en Wolf (1962), den Hartog (1963b), Wiggins et al. (1980) en ten Cate en Schmidt (1986). Cuppen en Visser (1983) noemen R. peregra een begeleidende soort van temporaire, stilstaande en stromende wateren. Het voedsel bestaat uit algen op planten, stenen en dergelijke; ze kunnen ook karnivoor zijn (Boycott, 1936).
- +0 Anisus leucostomus komt voor in uitdrogende poelen, moerassen en andere zogenaamde 'bad places', omdat ze uit betere habitats weggekonkurreerd wordt (Boycott, 1936). Ook den Hartog (1963b) noemt A. leucostomus karakteristiek voor droogvallende sloten en onstabiele milieus. Verder wordt de soort genoemd uit droogvallende milieus door Beedham (1972), Casey en Laddle (1976), Gardeniers (1977), Cuppen (1979), (1980a) en Cuppen en Visser (1983). Volgens Cuppen en Dirkse (1978) kan A. leucostomus het huysje afsluiten met een kalkplaatje. De soort komt meestal in plantenrijke wateren voor (van Benthem Jutting, 1933; Janssen de Vogel, 1965).

- O Lumbriculus variegatus is algemeen in de meeste typen habitats (Brinkhurst, 1971). L. variegatus kan in droogvallende milieus leven (Wesenberg Lund, 1939; Hynes, 1958; Wiggins et al., 1980; Cuppen, 1980b; Verdonschot, in press) vanwege de mogelijkheid om droogte resistente cysten te vormen (Cook, 1969; Brinkhurst, 1971). Ten Cate en Schmidt (1986) bemonsterden levende exemplaren van L. variegatus uit een drooggevalle beekbovenloop in Twente. L. variegatus kan matige verontreiniging verdragen (Berg, 1948; Moller Pillot, 1971). Verdonschot (in press) vond L. variegatus in hoge abundanties in venig substraat met een hoge sulfaatconcentratie en een lage pH. Wesenberg-Lund (1939) vond de soort in bospoelen met rottende bladeren.
- O Polycelis tenuis komt voor onder oeverstenen van plassen en meren, maar ook in dichte waterplantenbegroeiingen (den Hartog, 1962). In aantal is P. tenuis dominant in voedselrijke meren (Reynoldson, 1978). Cuppen en Visser (1983) noemen P. tenuis een begeleidende soort van temporaire stromende en stilstaande wateren. P. tenuis heeft een optimum bij matige verontreiniging Moller Pillot (1971).
- * Chironomus is een in Nederland algemeen verspreid en in vrijwel alle watertypen voorkomend geslacht (Moller Pillot, 1979). "In volledig anaerobe bodem ontbreken de larven, tenzij het water direct daarboven wel zuurstof bevat. In beken met zeer zuiver water is Chironomus eveneens afwezig. Diverse soorten van het geslacht zijn weinig gevoelig voor lage zuurstofgehaltenes en kunnen organisch verontreinigd water bijzonder talrijk zijn. Het domineren van Chironomus-larven in sloten en poelen wijst op een relatief sterke afbraak van organisch materiaal. De meeste Chironomus-soorten vermijden sterke stroming. Waar slib afgezet wordt kunnen de larven zeer talrijk zijn. Ook in bronnen (helokrenen) met veel organisch materiaal is Chironomus algemeen" (Moller Pillot, 1979). Chironomus is algemeen in verontreinigd water (Hynes, 1960). Een eutroof meer wordt een Chironomusmeer genoemd (Thienemann, 1954). In het sterk geeutrofiëerde meer Keldersee maakt Chironomus plumosus 91% uit van de totale secundaire produktie (Frank, 1982). C. plumosus is aangepast aan anaerobe omstandigheden door de mogelijkheid van anaeroob metabolisme (Frank, 1983).
- * Helobdella stagnalis is een euryoeke soort (Bennike, 1943; Berg, 1948; Autrum, 1958; Dresscher en Higler, 1982). H. stagnalis is vaak talrijk in matig tot sterk verontreinigde beken (Bennike, 1943; Berg, 1948; Moller Pillot, 1971) vanwege de grote hoeveelheden voedsel (Chironomidae, Asellus sp.) (Bennike, 1943; Mann, 1957; Davies et al., 1979), vanwege de mogelijkheid om een lange tijd in zuurstofarm water te leven (Moller Pillot, 1971) en door een konstante zuurstofopname snelheid (Mann, 1961). H. stagnalis is aangepast aan een kort seizoen door geslachtsrijpte worden bij een kleine afmeting en door minder eieren te produceren (Mann, 1957). Wiggins et al. (1980) bemonsterden H. stagnalis in droogvalende poelen. Mogelijk werd ze in de poel geïntroduceerd door vogels.

Kodes

BIJLAGE 7

Kodes fysische en chemische variabelen

Kwantitatieve gegevens

B : breedte (m)
 D : diepte (cm)
 S : stroomsnelheid (cm/s)
 WW : waterstandswisseling (cm)
 DS : dikte sapropeliumlaag (cm)
 FL% : percentage wierden/flab bedekking
 DR% : percentage drijvende waterplanten bedekking
 ON% : percentage waterplanten bedekking onder water
 BO% : percentage waterplanten bedekking boven water
 TB% : percentage totale waterplanten bedekking
 PH : pH
 EGv : elektrisch geleidings vermogen (mS)
 DZ : doorzicht (dm)
 T : temperatuur (°C)
 O2 : zuurstofgehalte (mg/l)
 O2% : zuurstofverzadigingspercentage
 NH4 : ammoniumgehalte (mg/l)
 NO3 : nitraatgehalte (mg/l)
 OP : orthofosfaatgehalte (mg/l)
 TP : totaal fosfaat (mg/l)
 CL : chloorconcentratie (mg/l)
 SO4 : sulfaatgehalte (mg/l)
 FE : ijzergehalte (mg/l)
 NA : natriumgehalte (mg/l)
 K : kaliumgehalte (mg/l)
 MG : magnesiumgehalte (mg/l)
 CA : calciumgehalte (mg/l)
 HCO3 : carbonaatgehalte (mg/l)
 HH : hardheid (°D)

Ordinale gegevens

KLOR : helderheid/intensiteit kleur

INTENSITEIT	1	niet	licht	donker
HELDERHEID	1			
helder	1	1	4	7
matig troebel	1	2	5	8
troebel/zeer troebel	1	3	6	9

GEOR : intensiteit geur

0 : geen 3 : redelijk
 1 : zwak 4 : veel
 2 : matig

HEOR : taludhelling/het oeverprofiel

1 : zwak glooiend (30) 4 : (bijna) loodrecht
 2 : matig glooiend (30 -45) 5 : holle oever
 3 : steil glooiend (45 -75) 6 : onregelmatig

SCOR : beschaduwning door hoge struiken, bomen e.d.

0 : geen 2 : matig tot sterk
 1 : licht of matig 3 : (bijna) geheel

WAOR : watergangsconditie: normalisatie en meandering

3 : sterk genormaliseerd, niet meanderend
 6 : sterk genormaliseerd, zwak meanderend

TIJD : tijd van monstername (per week)

1 : 11-03-85 - 18-03-85
 2 : 18-03-85 - 25-03-85
 3 : 25-03-85 - 01-04-85
 4 : 01-04-85 - 14-04-85

DROOGTE:

1 : de watergang staat 6 maanden of langer droog
 2 : de watergang staat 3 tot 6 maanden droog
 3 : de watergang valt op het eind van de zomer enkele maanden droog
 4 : de watergang valt niet droog

Kodes fysische en chemische variabelen (vervolg)

Nominale gegevens

KWEL1 : geen kwelindicatie
 KWEL2 : kwelindicatie (ijzerneerslag)
 KLEUR1 : kleurloos
 KLEUR2 : geel
 KLEUR3 : geelbruin/bruingeel
 KLEUR4 : groen
 GEUR1 : geen geur
 GEUR2 : rioollucht
 PERM1 : niet permanent
 PERM2 : semi-permanent
 VERO1 : geen verontreinigingsindicatie
 VERO2 : overstort
 BODEM1 : grof zand
 BODEM2 : fijn zand
 BODEM3 : grof en fijn zand
 BODEM4 : zavel
 BODEM5 : zand en klei
 BESU1 : geen bedekkingslaag op het substraat
 BESU3 : bedekkingslaag van het substraat bestaat uit slib
 BESU4 : bedekkingslaag van het substraat bestaat uit grove detritus en slib
 DISU1 : dikte van de substraatbedekkingslaag 0 cm
 DISU2 : id < 2 cm
 DISU3 : id < 5 cm ,gemengd met de ondergrond
 DISU4 : dikte van de substraatbedekkingslaag 2 - 5 cm
 DISU5 : dikte substraatbedekkings laag > 10 cm
 OEGE1 : oevergebruik: stedelijk
 OEGE2 : oevergebruik: weiland
 OEGE3 : oevergebruik: houtwal
 OEGE4 : oevergebruik: akker
 OEGE5 : oevergebruik: weiland
 OEGE6 : oevergebruik: ruderaal
 OEVE1 : oevervegetatie: struiken en bomen
 OEVE2 : oevervegetatie: lege planten
 WAC01 : watergangsconditie: geen beschoeiing
 WAC02 : watergangsconditie: houten beschoeiing

PLAATSBEPALING

< : links
 > : rechts
 ! : boven
 V : beneden

BIJLAGE 8

Verklaring van termen

Astatisch water: Water waarin aanzienlijke schommelingen (zowel biotische als abiotische) plaats vinden (Gajl, 1924).

Begeleidend taxon: Taxon dat in een bepaalde makrofauna gemeenschap voorkomt maar er niet kenmerkend voor is, omdat het ook veel in allerlei andere makrofaunagemeenschappen aangetroffen wordt (den Held, 1979).

Differentiërend taxon: Taxon dat in een makrofaunagemeenschap vaker (of even vaak, maar dan in grotere hoeveelheid) voorkomt dan in bepaalde (maar niet alle) andere gemeenschappen (den Held, 1979).

Droogvallend milieu: Water dat vrijwel ieder jaar droogvalt.

Efemeer water: Water dat slechts korte tijd, tot maximaal twee en een halve maand, water bevat (Chodorowski, 1961).

Euryhalien taxon: Taxon dat in wateren met verschillende zoutgehalten kan leven.

Euryoek taxon: Taxon dat een brede ekologische amplitude bezit.

Eurytoop taxon: Taxon dat in veel verschillende biotopen kan leven.

Helokrene bron: Bron waarbij het water over een groot oppervlak uittreedt, waardoor een moerassig of drassig gebied ontstaat waaruit het water slechts langzaam afstroomt (Redeke, 1948).

Kentaxon: Taxon dat in een bepaalde makrofaunagemeenschap vaker of even vaak, maar dan in grotere hoeveelheden, voorkomt dan in andere gemeenschappen en dat daardoor kenmerkend is voor die gemeenschap (den Held, 1979).

Permanent water: Water dat tenminste 25 jaar aaneen water bevat (Driver, 1977).

Semi-permanent water: Water dat 2 tot 25 jaar water bevat (Driver, 1977).

Stenotoop taxon: Taxon dat in het voorkomen beperkt is tot een bepaald biotoop.

Temporair water: Zie droogvallend milieu.

Tijdelijk water: Zie droogvallend milieu.