

NN31050.88-6

**stora**

88-06

Waterkwaliteitsbeoordeling van  
genormaliseerde beken met behulp van macrofauna

BIBLIOTHEEK  
STARINGGEBOUW

**stora**

postbus 80200, 2508 GE den haag  
johan van oldenbarneveltlaan 5

☎ 070-512710

stichting toegepast onderzoek reiniging afvalwater

Waterkwaliteitsbeoordeling van  
genormaliseerde beken met behulp van macrofauna



0000 0320 3854

17 11 1999

	<b>INHOUD</b>	I - II
	Ten geleide	1
1	<b>SAMENVATTING</b>	2
2	<b>INLEIDING</b>	4
3	<b>DEFINITIES</b>	6
3.1	Beeknormalisatie	6
3.1.1	historie	6
3.1.2	karacteristiek van de genormaliseerde beek	7
3.1.3	de genormaliseerde laaglandbeek in het totale bekenbestand	10
3.2	Macrofauna	11
3.3	Waterkwaliteit	12
4	<b>DE ONDERZOEKGEBIEDEN</b>	14
4.1	Algemeen	14
4.2	Twente	14
4.3	Noord-Brabant	15
4.4	Selectie van de beken	15
4.5	Selectie van de bemonsteringsplaatsen	17
4.6	De bemonsteringsplaatsen	18
5	<b>ONDERZOEKMETHODEN</b>	19
5.1	Macrofauna	19
5.1.1	bemonsteringsmethode	19
5.1.2	bemonsteringsfrequentie	22
5.1.3	determinatie	23
5.2	Abiotische parameters	23
5.2.1	chemisch	23
5.2.2	fysisch	26
5.3	Vegetatie	26
5.4	Gegevensverwerking	26

5.4.1 methoden	26
5.4.2 abundantiecijfers	27
<b>6 GEGEVENSVERWERKING EN DISCUSSIE</b>	<b>29</b>
6.1 Onbewerkte gegevens	29
6.2 Analyse macrofaunagegevens	29
6.2.1 substraat en stroming als bepalende factoren	29
6.2.2 substraat	30
6.2.3 stroming/stroomsnelheid	32
6.3 Analyse chemische gegevens	33
6.3.1 karakterisering bemonsteringsplaatsen	34
6.3.2 relatie met de macrofauna	37
6.4 Analyse overige gegevens	39
6.5 Seizoensaspecten	40
<b>7 HET BEOORDELINGSSYSTEEM</b>	<b>43</b>
7.1 Raamwerk van het systeem	43
7.2 Invulling met soorten	45
7.3 Het systeem	46
<b>8 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN</b>	<b>52</b>
<b>9 LITERATUUR</b>	<b>54</b>
<b>BIJLAGEN 1 t/m 15</b>	

## Ten geleide

Biologische grootheden zijn de uiteindelijke toets als het erom gaat de "conditie" van oppervlaktewater te bepalen en vast te stellen in welke mate de inspanningen van de waterkwaliteitsbeheerders effect sorteren.

Doel van het voorliggende onderzoek was het ontwikkelen van zo'n toets voor het beoordelen van genormaliseerde beken, verontreinigd met organisch materiaal.

In het hier gepresenteerde systeem is de samenstelling van de macrofauna de maatlat voor het inschalen van genormaliseerde beken (of delen daarvan) naar verontreiniging, substraat en stromingskarakter, factoren die de soortensamenstelling het meest beïnvloeden.

Het onderzoek werd door het algemeen bestuur van de STORA op voorstel van de Onderzoekadviescommissie\* opgedragen aan de Vakgroep Natuurbeheer van de Landbouwniversiteit te Wageningen.

De projectleiding berustte bij drs. J.J.P. Gardeniers en drs. A.J.G.P. Peters; het onderzoek werd namens de STORA begeleid door een commissie bestaande uit dr.ir. D.W. Scholte Ubing, dr. L.W.G. Higler, drs. F.A. Kouwe, ir. J.E.F. Landman en dr. H.K.M. Moller Pillot.

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

Den Haag, oktober 1988.

De directeur van de STORA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

\*De Onderzoekadviescommissie bestond uit:

prof.ir. A.C.J. Koot (voorzitter), drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff (secretaris) en dr.ir. H.J. Eggink, prof.dr. P.G. Fohr, ir. R. Karper, ir. C.H. Kuggeleijn, ir. J.S. Kuyper, ir. Th.G. Martijn, ir. H.A. Meijer, wijlen ir. H.M.J. Scheltinga, dr.ir. D.W. Scholte Ubing, ir. J. van Selm, ir. M. Tiessens, drs. A.A. Wismeijer (leden).



## 1 SAMENVATTING

Moller Pillot legde in 1971 de basis voor een systeem om organische verontreiniging van (half)natuurlijke laaglandbeken in Noord-Brabant biologisch te beoordelen met behulp van macrofauna (21). Geleidelijk is men dit systeem, in meer of minder aangepaste vorm, ook elders gaan toepassen. Gardeniers en Tolkamp ontwikkelden bij het systeem een kwaliteitsindex (8).

Sinds de introductie van het systeem heeft de toenemende normalisatie van laaglandbeken de toepasbaarheid van het systeem in zijn oorspronkelijke vorm steeds meer beperkt. Het verschil tussen een genormaliseerde laaglandbeek en een (half)natuurlijke laaglandbeek is groot.

Het onderzoek, waarvan hier het verslag voorligt, was gericht op het ontwikkelen van een systeem om de waterkwaliteit in de Nederlandse genormaliseerde laaglandbeken, voor zover beïnvloed door organische verontreiniging, te beoordelen met behulp van macrofauna.

Tijdens een vooronderzoek van juli 1983 tot januari 1984 vonden bestudering en evaluatie plaats van bestaande gegevens, werden begrippen gedefinieerd, werd een voor het onderzoek bruikbare typologie opgesteld en vond de keuze plaats van onderzoekgebieden en onderzoeksmethoden.

Tegelijkertijd werd onderzoek verricht naar eventuele regionale verschillen in macrofauna en habitatpreferentie van taxa.

Er werden bemonsteringen uitgevoerd gedurende twee jaarcycli: in 1984 in Twente, in 1985 t/m maart 1986 in Twente en Noord-Brabant. In totaal werden 29 plaatsen bemonsterd, met verschillende frequentie. Bij het biologisch onderzoek lag de nadruk op de inventarisatie van de macrofauna. Dit leverde 261 te onderzoeken monsters op.

Bij het fysisch-chemisch onderzoek was de keuze van de parameters en de bemonsteringsfrequentie er met name op gericht de organische verontreiniging te kunnen beschrijven.

In 1984 werd tevens onderzoek verricht naar de toepassing van kunstmatig substraat. Er vond een vergelijking plaats met netbemonstering. Vooral de ondervertegenwoordiging van slibbewoners in de kunstmatig-substraatmonsters was een reden vast te houden aan bemonstering met het handnet.

De gegevens zijn verwerkt met multivariate analysetechnieken (TWINSPAN, DECORANA) en enkele andere computerprogramma's (met name CLUMSI).

De aard van het bemonsterde substraat, het stromingskarakter van de beek en de verontreinigingstoestand van de beek bleken de soortensamenstelling het meest te beïnvloeden.

Van de hiërarchie die er tussen deze factoren onderling bleek te bestaan, is gebruik gemaakt om een raamwerk op te zetten voor een systeem.

Daarin neemt de aard van het bemonsterde substraat de dominerende positie in. Om meerdere redenen wordt uitgegaan van de bodem als te bemonsteren compartiment ("bodemmonster" in de ruime, op dit onderzoek toegespitste zin).

Het stromingskarakter van de beek neemt de tweede plaats in de rangorde in. Hierbij worden stromende en minder stromende beken onder-

scheiden.

De laatste plaats in de hiërarchische opbouw wordt ingenomen door de verontreinigingstoestand van de beek. Zowel bij de stromende als de minder stromende beken wordt een verontreinigingsreeks onderscheiden: een schaal waarlangs de omstandigheden verbeteren of verslechteren. Genoemde reeksen lopen dusdanig parallel, dat ze globaal dezelfde kwaliteitsklassen doorlopen.

Op basis van het raamwerk is een biologisch waterkwaliteitsbeoordelingssysteem ontwikkeld. Het bleek mogelijk de onderscheiden stappen in het raamwerk te zetten aan de hand van macrofauna:

- De kwalificatie stromend of minder stromend wordt toegekend op grond van het aantal aanwezige stromingsindicatorsoorten (3 of meer resp. minder dan 3).
- De groepen waaruit de beide onderscheiden verontreinigingsreeksen zijn opgebouwd kennen een kenmerkende macrofaunasamenstelling. Met behulp daarvan zijn aan geselecteerde indicatorsoorten rangordecijfers toegekend. Deze zijn afgeleid van de groep waarin een soort verschijnt in één van beide genoemde reeksen en soms van de abundantie waarmee een soort vertegenwoordigd is in bepaalde groepen.

Om het hanteren van het systeem te vergemakkelijken is een kwantitatieve benadering gekozen, die eenduidig en rechtstreeks leidt naar een oordeel.

Per monster wordt vastgesteld hoeveel indicatorsoorten voorkomen en welk rangordecijfer zij scoren. Vervolgens wordt het aantal soorten met een hoog rangordecijfer gerelateerd aan het totale aantal indicatorsoorten. Al naargelang het daaruit resulterende verhoudingscijfer kan aan een bemonsteringsplaats een bepaalde kwaliteit worden toegekend.

Het onderzoeksresultaat geeft aanzetten tot een nuancering van de biologische beoordeling in de richting van een gedetailleerder en meer aspecten bestrijkende ecologische beoordeling.



### probleemstelling/doelstelling

De biologische waterkwaliteitsbeoordeling is geleidelijk een onmisbare pendant geworden van de fysisch-chemische beoordeling van de oppervlaktewaterkwaliteit. Biologische grootheden vormen de uiteindelijke toets als vastgesteld moet worden in welk stadium van "ecosysteemontwikkeling" het betreffende waterecosysteem zich bevindt, en of maatregelen leiden tot herstel van de levensgemeenschap (33). Het IMP-Water 1985-1989 zegt daarover: "De aandacht richt zich steeds meer op het functioneren van oppervlaktewater als onderdeel van het aquatisch ecosysteem: een samenhangend geheel van water, bodem en oevers en het bijbehorende planten- en dierenleven, alsmede op de beïnvloeding van andere milieucompartimenten."(36)

Nieuwe inzichten vragen om nieuwe of aangepaste beoordelingssystemen, zeker als ook de omstandigheden in het veld veranderen.

In 1971 legde Moller Pillot de basis voor een systeem ter beoordeling van organische verontreiniging van (half)natuurlijke laaglandbeken in Noord-Brabant, met behulp van macrofauna (21). De opsteller suggereerde reeds, dat het systeem in aangepaste vorm wellicht ook elders zou kunnen functioneren. In de praktijk is het daar ook van gekomen. Gardeniers en Tolkamp ontwikkelden bij het systeem een kwaliteitsindex, om een numerieke beoordeling mogelijk te maken (8).

Naarmate een steeds groter deel van de Nederlandse laaglandbeken genormaliseerd werd, is de behoefte dringender geworden aan een nieuw of op zijn minst grondig herzien beoordelingssysteem. Door de normalisatie veranderden immers de grondslagen van het systeem. De samenstelling van de macrofauna bleek zich te wijzigen. Er trad een steeds grotere discrepantie op tussen de uitkomsten van de biologische en de fysisch-chemische beoordeling.

Dit leidde tot het onderhavige onderzoek naar biologische waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken met behulp van macrofauna. Daarin kreeg niet alleen de kwaliteit van het water maar ook de hoedanigheid van andere componenten van het ecosysteem de aandacht. In het onderzoek is overigens slechts een bepaalde vorm van waterverontreiniging bestudeerd, namelijk de organische verontreiniging.

### werkwijze

Tijdens het onderzoek kwamen achtereenvolgens aan de orde:

- opstellen van een typologie van de genormaliseerde beken;
- vaststellen van de macrofaunasamenstelling in genormaliseerde beken;
- relateren van de macrofaunagegevens aan fysisch-chemische parameters;
- aangeven hoe de waterkwaliteit van genormaliseerde beken, met name voor zover beïnvloed door organische verontreiniging, biologisch gewaardeerd kan worden aan de hand van de toestand waarin de macrofaunistische component van het ecosysteem verkeert.

### indeling onderzoekperiode

Van juli 1983 tot januari 1984 werd een vooronderzoek uitgevoerd, ten behoeve van een bestudering en evaluatie van bestaande gegevens, het

definiëren van begrippen, het opstellen van een voor het onderzoek bruikbare typologie en een gefundeerde keuze van bemonsteringsplaatsen. Tegelijkertijd werd een onderzoek verricht naar eventuele regionale verschillen in macrofauna en habitatpreferentie van taxa (23). Bemonsteringen werden uitgevoerd gedurende twee jaarcycli: in 1984 in Twente, in 1985 t/m maart 1986 in Twente en Noord-Brabant. In 1984 werd een onderzoek verricht naar de toepassing van kunstmatig substraat (24).

#### **dankwoord**

Een woord van dank is hier op zijn plaats voor hen die belangeloos hun diensten verleenden bij (het controleren van) de determinatie van een aantal organismen: J.A.J. Beijer (diverse taxa), B.J.H. Brugge (Stratiomyidae), J.G.M. Cuppen (Coleoptera), R. Gijlstra (Simuliidae), L.W.G. Higler (Trichoptera), W.J. Kuijper (Mollusca), A.W.M. Mol (Ephemeroptera), H.K.M. Moller Pillot (Chironomidae), J. van Tol (Odonata en Heteroptera), P.F.M. Verdonschot (Oligochaeta).

Het Waterschap Regge en Dinkel en de GTD Oost-Brabant verleenden praktische steun tijdens het onderzoek.

### 3 DEFINITIES

#### 3.1 Beeknormalisatie

##### 3.1.1 historie

De Nederlandse laaglandbeken vormen karakteristieke landschapselementen in het hydrobiologische district dat wordt aangeduid als "de pleistocene gebieden". Het gaat hier om gebieden met een hogere ligging, armere (zand)gronden en in principe voedselarme wateren. In Nederland komen vrijwel geen natuurlijke laaglandbeken (meer) voor. Beken die men wel zo noemt, zouden doorgaans juist gekwalificeerd worden met de aanduiding "halfnatuurlijk". Men dient zich namelijk te realiseren, dat het huidige Nederlandse landschap het resultaat is van menselijk ingrijpen gedurende eeuwen. Daarbij werden de beken niet ontzien. Bovenlopen werden doorgetrokken, zandbanken verwijderd, kanten afgestoken, bochten rechtgetrokken, ingestorte oevers hersteld, omgevallen bomen en andere obstakels verwijderd, en beken en oevers van begroeiing ontdaan. Al vroeg werden beken gestuwd, ten behoeve van bevloeiing of bij watermolens.

Deze menselijke invloeden waren aanvankelijk uiteraard kleinschalig van omvang en naar huidige maatstaven gezien weinig ingrijpend van aard. De beken kregen steeds weer de kans de eigen dynamiek te heremenen.

(Voor een uitgebreide beschrijving van "de beek" wordt verwezen naar de literatuur onder 6, 7, 21, 22).

Sinds de laatste eeuwwisseling zijn de ingrepen in het landschap steeds drastischer geworden. In de jaren '30 bereikte de ontginning van "woeste gronden", waarbij de werkverschaffing een grote rol speelde, een hoogtepunt. Naderhand - vooral sinds de Tweede Wereldoorlog, en volop doorlopend tot in deze tijd - kwamen in het kader van de explosieve ontwikkeling van de landbouw de ruilverkavelingen op gang. Als gevolg van ontginningen, oppervlakteverhardingen en andere cultuurtechnische werken werd het water na regenval steeds sneller afgevoerd, terwijl de bodem bovendien over grote oppervlakten zijn waterbergend vermogen verloor. Hierdoor nam de wateroverlast in de stroomdalen toe, en kwam het regenwater minder makkelijk in contact met het grondwater.

Waterpeilbeheersing in de agrarische gebieden werd steeds belangrijker. Wateroverlast in natte perioden en watertekort in droge perioden dienden voorkomen te worden. Aan de waterhuishouding werden geleidelijk aan eisen gesteld die tegen de natuurlijke kringloop van het water ingaan, namelijk een lage winterstand en liefst een hoge zomerstand.

De toenemende mechanisatie in de landbouw, met steeds zwaardere machines en werktuigen, leidt in onze tijd tot nog meer behoefte aan het in de hand houden van de (grond)waterstand. Uitdroging van bovenlopen en de daling van het grondwaterpeil, met als gevolg wateronttrekking voor beregening, hebben er mede toe geleid, dat op sommige plaatsen rivierwater moet worden ingelaten in beeksystemen.

De cultuurtechnische mogelijkheden groeiden met de tijd mee, zodat "een modern beheer" van de watergangen daadwerkelijk en rigoureuus gestalte kreeg. Het meer zachte reguleren (voornamelijk het rechttrekken van bochten) werd tot normaliseren, of tot kanaliseren (waarbij de grotere beken dusdanig worden rechtgetrokken, verbreed en

uitgediept, dat het kanalen worden, waarin het water maar weinig meer stroomt).

### 3.1.2 karakteristiek van de genormaliseerde beek

Het begrip normaliseren staat allereerst voor het "onder profiel brengen" van een waterloop. Bij dit aanpassen van een waterloop wordt meestal uitgegaan van een maatgevende afvoer. Het profiel wordt daarbij per beek(traject) zo gedimensioneerd, dat het bij deze afvoer behorende waterpeil, en daarmee samenhangend de grondwaterstand in het naastliggende terrein, aan de gewenste norm voldoet. Naast de normprofilering zijn er echter nog meer ingrepen die inherent zijn aan normalisatie (7, 16, 19). Een genormaliseerde beek laat zich karakteriseren met behulp van (minstens een aantal van) de volgende kenmerken:

- a. Een voorgeschreven (dwars)profiel.  
Doorgaans leidt dit tot een aanzienlijk grotere natte doorsnede van de beek dan de natuurlijke situatie te zien gaf.  
Beekverbreding brengt ook de verwijdering van planten en houtopstanden langs beken met zich mee.
- b. Een (vrijwel) recht verloop, zonder de voor een (half)natuurlijke beek kenmerkende meanders.  
Hooguit zijn nog flauwe bochten aanwezig.
- c. Een concentratie van het verval op bepaalde discrete punten (om afvoer in perioden met weinig neerslag tegen te gaan), door de aanleg van kunstwerken als stuwen, sluizen, bodemdrempels, verdeelwerken. Dit in tegenstelling tot het vrije verval in natuurlijke beken.
- d. Schouw- en onderhoudspaden (werkbermen), vaak aan weerszijden van de watergang, ten behoeve van het mechanisch onderhoud en de schouw van de beken.  
De aanleg van deze paden leidt tot verwijdering van brede stroken oevervegetatie en houtopstanden, en derhalve tot de afwezigheid van de voor veel natuurlijke beken kenmerkende beschaduwing.
- e. Beschoeiing of bekleding (in allerlei vorm) van het natte profiel, om afkalving van talud en bodem tegen te gaan en het onderhoud te vergemakkelijken.
- f. Het regelmatig terugkerende onderhoud.  
Eens of meermalen per jaar worden bodem en oever, veelal mechanisch, geschoond. Al naargelang de aard van de bodem kan het noodzakelijk zijn de beek na verloop van een aantal jaren steeds opnieuw uit te baggeren en/of te herprofilieren. Deze verstoringen gaan verder dan de directe beïnvloeding van de abundantie der soorten. Het verwijderen van vegetatie en bodembestanddelen kan betekenen, dat habitats voor langere tijd verdwijnen.  
Het regelmatig terugkerende, grootschalige en ingrijpende onderhoud werkt nivellerend. De schoning van de beken moet overigens gezien worden als een wezenlijk onderdeel van het systeem der genormaliseerde beken.  
Varend onderhoud stelt op zijn beurt weer eisen aan de kunstwerken. Mechanisch onderhoud dwingt tot grotere uniformiteit in de dimensionering der waterlopen.  
Soms vindt bestrijding van waterplanten met herbiciden plaats. Er wordt geëxperimenteerd met biologisch onderhoud door middel van

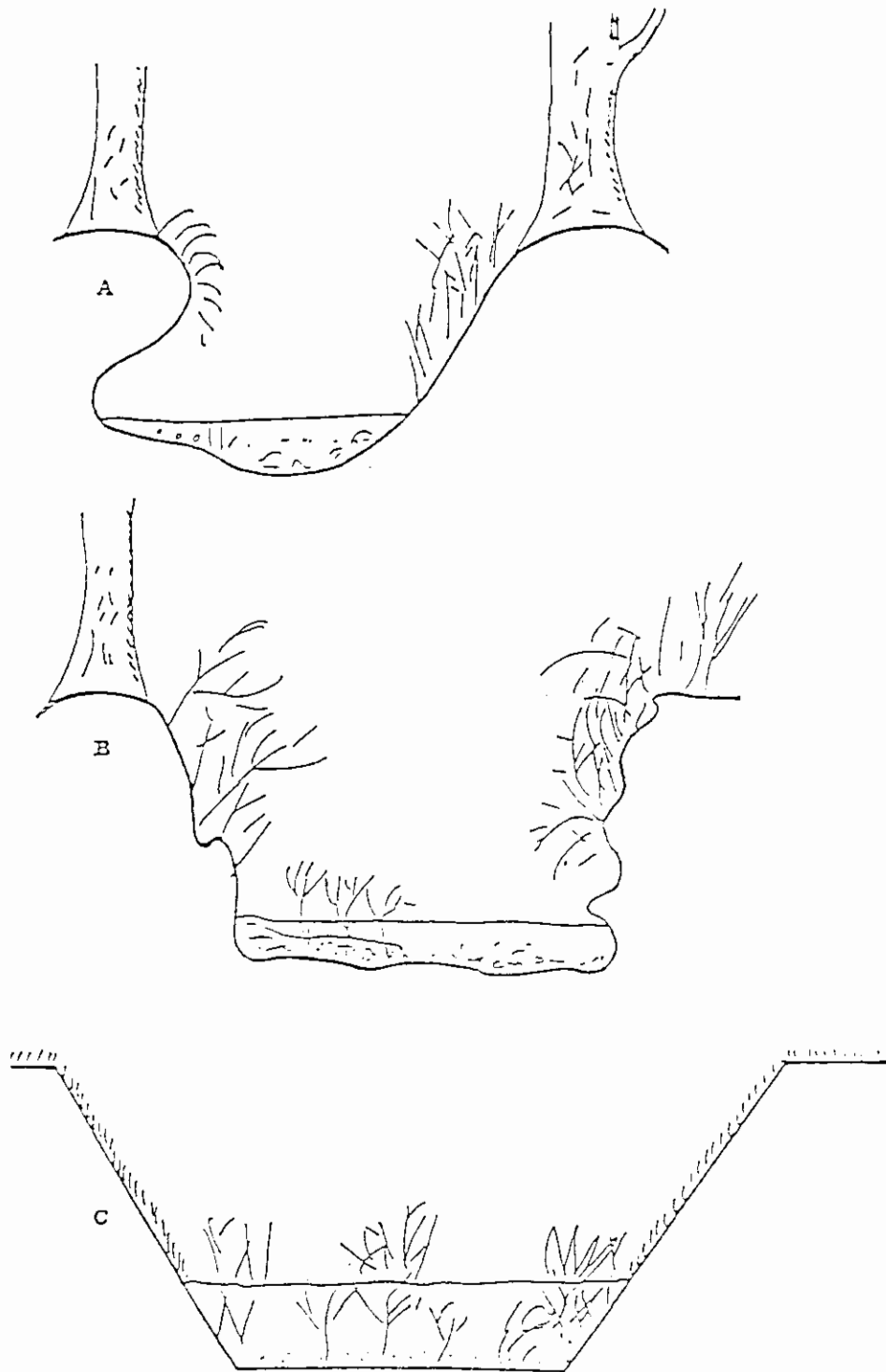


Fig. 1. Beekprofielen. A. Natuurlijke, meanderende beek.  
 B. Genormaliseerde beek ("ouderwetse" normen).  
 C. Genormaliseerde beek ("moderne" normen).  
 (Uit: Tolkamp (22))

graskarpers.

- g. Een van de meest essentiële gevolgen van enkele der genoemde ingrepen - zeker biologisch gezien - is het terugvallen van de stroomsnelheid.

Soms is, minstens een deel van het jaar, stroming geheel afwezig.

Genormaliseerd wil dus zeggen: cultuurtechnisch gezien optimaal verbeterd (zie figuur 1).

Er valt momenteel overigens een ontwikkeling te bespeuren, waarbij soms naast criteria voor optimaal agrarisch gebruik en onderhoud van beken criteria gesteld worden voor het optimaal tot ontwikkeling brengen van de natuurwaarden in en langs de beek (19, 26).

Bij een ingrijpen als hierboven beschreven, veranderen de kenmerken van de typische laaglandbeek wezenlijk.

Zowel op macroschaal (de slingering van de beek door het landschap) als op microschaal (de slingering van de stroomdraad binnen het beekprofiel) verdwijnt de meandering grotendeels. Seizoensmatige fluctuaties in stroomsnelheid en waterstand worden gereduceerd. De stroomsnelheid wordt aanzienlijk verlaagd, hetgeen vooral in droge perioden het geval is. Vaak stagneert het water minstens een deel van het jaar. Door dit alles neemt de slibafzetting toe.

Grillige bodem- en vegetatiestructuren en ruimtelijke variatie maken plaats voor een eenvormig substraat. Over het algemeen hebben genoemde ontwikkelingen een nivellerende werking: de grote en dynamische variatie aan biotopen verdwijnt (4, 31).

De stabilisering van de bodem, de betere licht- en warmtevoorziening (géén beschaduwing) en het tamelijk constante waterpeil dragen bij tot het ontstaan van een dicht vegetatiedek, dat soms over grote oppervlakten de bodem aaneengesloten bedekt. Dit remt de stroming over de volle doorsnede van de beek nog extra, en maakt een straf schoningsregime noodzakelijk.

In (half)natuurlijke beken geeft de zuurstofhuishouding een vrij stabiel beeld te zien. De fluctuatie in de loop van dag en nacht en in de loop van de seizoenen is vrij gering. Het zuurstofgehalte bevindt zich steeds dicht rond de verzadigingswaarde. Normalisatie van beken is van invloed op deze processen. De verlaging van de stroomsnelheid betekent automatisch een vermindering van de zuurstofinslag. De sterkere planten- en (zelfs) planktongroei zorgen voor een wijziging van de zuurstofritmiek (15). Het regelmatig verwijderen van waterplanten en het uitbaggeren van een beek leiden steeds opnieuw tot een plotselinge daling van het zuurstofgehalte.

Genormaliseerde beken bevriezen eerder dan (half)natuurlijke beken. Bij bedekking met ijs en sneeuw daalt het zuurstofgehalte sterk.

Behalve met effecten die direct of indirect samenhangen met normalisatie hebben beken te maken met effecten van bemesting en vervuiling. In bepaalde opzichten versterken deze processen elkaars uitwerking. Zo wordt de opbloei van hogere waterplanten, sessiele diatomeeën, plankton en draadalgen - algenbloei! - sterk bevorderd door de langere verblijftijd van het water en door de mineralen die vrijkomen bij de afbraak van organische stoffen.

### 3.1.3 de genormaliseerde laaglandbeek in het totale bekenbestand

Zeer recent genormaliseerde - vaak gedeeltelijk nieuw gegraven - laaglandbeken zijn buiten het onderzoek gelaten. Macrofaunasoorten zijn weliswaar in staat in zéér korte tijd een dergelijke beek te koloniseren, al moeten de dieren dan van elders komen. Maar het duurt wel enkele jaren vooraleer zich een min of meer stabiele levensgemeenschap heeft ontwikkeld. Bodem en oever hebben tijd nodig om een zekere evenwichtssituatie te bereiken qua substraatsamenstelling en begroeiing (19).

De Provinciale Waterstaat in Overijssel (25) heeft in het kader van het project "Ecologische Karakterisering van Oppervlaktewateren in Overijssel" (E.K.O.O.) een indeling gemaakt van de lijnvormige watergangen, waarbij eerdere (aanzetten tot) indelingen geïntegreerd lijken tot één geheel (zie figuur 2).

*Lijnvormige watergangen*

indicatie milieufactor				
stroomrichting	eenzijdig vrij-afstromend	eenzijdig vrij-afstromend	geen of stroming in beide richtingen	onafhankelijk
stroomsnelheid	> 20 cm/s	0-20 cm/s	0 (5) cm/s	onafhankelijk
substraat	zand, eventueel vermengd met stenen of slib	gemengd zand/slib	onafhankelijk	onafhankelijk
ontstaan profiel	natuurlijk	vergraven	ver- of gegraven	onafhankelijk
	type			
b. 0,5-1,5 m d. < 25 cm	bron(beek) bovenloopje			
b. 1,5-10 m d. 15-50 (100 cm)	beek <sup>1</sup>	slootbeek <sup>2</sup>	sloot <sup>2</sup>	droogvallende watergang
b. 10-30 m d. 1 (3) m	riviertje			
b. > 30 m d. > 1 m	rivier	kanaalbeek	kanaal/vaart <sup>3</sup>	

<sup>1</sup> Onder te verdelen in boven- (b. 1,5-3 m), midden- (b. 3-5 m) en benedenloop (b. 5-10 m, d. 50-100 cm)

<sup>2</sup> Onder te verdelen in klei-, zand-, laagveen-, en hoogveensloot

<sup>3</sup> Vaart wordt gebruikt voor watergangen (b. > 8 m en d. > 50 cm) in laagveengebieden.

b = Breedte-indicatie  
d = Diepte-indicatie

Fig. 2. Indeling van de lijnvormige watergangen. De stippellijn geeft de plaats aan van de genormaliseerde beek.

(Oorspr. fig. uit: Prov. Waterst. in Overijssel (25))

De genormaliseerde laaglandbeek valt niet precies samen met een van de bij deze indeling onderscheiden watertypen. Aan de ene kant is er een grote overlapping met het type slootbeek, namelijk vanaf het punt waar het een vergraven beek betreft (breedte 1,5 m). Aan de andere kant lijkt de breedte-indicatie van 10 m zeer ruim geïnterpreteerd te moeten worden. De benedenloop van een genormaliseerde laaglandbeek heeft vaak een breedte tot 15 m, hetgeen meer overeenkomt met Moller Pillot's idee over een benedenloop en met de inhoud die Tolkamp gaf aan het begrip kanaalbeek (21, 30).

In de pleistocene zandgebieden vertonen, door het daar optredende verval, geheel gegraven watergangen en genormaliseerde beken na verloop van tijd soms een grote gelijkenis. Bovendien zijn grote gedeelten van genormaliseerde beken geheel nieuw gegraven, zodat het onderscheid tussen oorspronkelijk, vergraven en gegraven zijn zin verliest.

### 3.2 Macrofauna

Bij de biologische beoordeling van waterkwaliteit kan, al naargelang de omstandigheden, gebruik gemaakt worden van de microfyten (algen), macrofyten (hogere waterplanten), zoöplankton of macrofauna. Voor de beoordeling van de (organische) verontreiniging van beken wordt reeds lang gebruik gemaakt van de indicatorische waarde van bepaalde macrofauna-organismen.

Algemeen wordt aquatische macrofauna omschreven als: de met het blote oog zichtbare aquatische Evertebrata (ongewervelde dieren). In feite is er een glijdende overgang naar de grootste zoöplanktonsoorten (13). In de praktijk bepaalt de maaswijdte van het standaard macrofaunanet vaak wat macrofauna is en wat niet. Enkele groepen organismen - met name behorend tot de kleinere Crustacea (kreeftachtigen) - vormen een uitzondering. Ze komen weliswaar in het net terecht, maar worden over het algemeen niet nader beschouwd: Cladocera (water-vlooien), Ostracoda (mosselkreeftjes), Copepoda (roespootkreeftjes).

Tot de (zoetwater)macrofauna, voorkomend in laaglandbeken, kunnen gerekend worden de in het water levende stadia van de volgende groepen:

Tricladida (platwormen)

Oligochaeta (borstelarme ringwormen)

Hirudinea (bloedzuigers)

Mollusca (weekdieren)

Hydracarina (watermijten)

Araneida (spinnen); in Nederland vertegenwoordigd door de waterspin  
Argyroneta aquatica

grotere Crustacea (kreeftachtigen), waaronder de Amphipoda (vlokkreeften) en Isopoda (pissebedden)

Insecta (insekten): Ephemeroptera (haften of eendagsvliegen)

Odonata (libellen)

Plecoptera (steenvliegen)

Heteroptera (wantsen)

Coleoptera (kevers)

Megaloptera (slijkvliegen)

Neuroptera (gaasvliegen)

Diptera (tweevleugeligen: muggen en vliegen)

Trichoptera (schietmotten of kokerjuffers)

Lepidoptera (vlinders).



Amphibia-larven (kikkers, padden) werden, zoals te doen gebruikelijk, niet meegenomen als te onderzoeken macrofauna.

Hydracarina (watermijten) zijn tijdens het onderzoek buiten beschouwing gebleven.

Pisces (vissen) worden soms wel en vaak niet tot de macrofauna gerekend. In het onderhavige onderzoek zijn de vissen (8 soorten, en de niet gedetermineerde, altijd juveniele Cyprinidae (karperachtigen)) weliswaar niet bewust bemonsterd, maar zijn de gedane vangsten wel bij de verwerkingen betrokken. De aanwezigheid van bepaalde soorten kan betekenis hebben als indicatie voor zekere milieuomstandigheden. Voor het representatief bemonsteren van Amphibia en Pisces dienen andere bemonsteringstechnieken gehanteerd te worden.

De levensgemeenschap in beken wordt van nature gekenmerkt door soorten die aan stroming zijn aangepast, d.w.z. ofwel vastzitten aan oever en bodem, ofwel in staat zijn zich actief te verplaatsen. Planktonsoorten komen niet of in beperkte mate voor. Er vindt slechts plaatselijk ophoping van dood organisch materiaal op de bodem plaats; er is zelfs sprake van een netto-export stroomafwaarts van organisch materiaal (4). Doen zich in en om een beek ontwikkelingen voor zoals die in 3.1.1. en 3.1.2. zijn geschetst, dan verandert de samenstelling van de macrofauna. De stromend-watergemeenschap kan zich niet handhaven. Soorten, typisch voor beken, maken plaats voor soorten die in stilstaande wateren algemeen zijn.

Bodembewonende diersoorten, die in stromend water een bepaalde mate van organische verontreiniging en zuurstofarmoede aanduiden, kunnen in genormaliseerde beken indicatief zijn voor een geheel andere (meestal lagere) vervuilingsgraad. In sterk verontreinigde beken hebben de organismen bij hoge stroomsnelheid niet zo snel zuurstofgebrek. In genormaliseerde beken kunnen lage zuurstofgehalten ook op plaatsen met weinig organische verontreiniging voorkomen.

### 3.3 Waterkwaliteit

Sinds de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (WVO) van kracht is (1 december 1970), is over het algemeen een duidelijke kwaliteitsverbetering opgetreden in wateren met een zeer slechte kwaliteit. De wateren met een zeer goede kwaliteit zijn echter veelal niet goed gebleven, als gevolg van de almaar verdergaande intensivering van de landbouw, de industrialisatie en de verstedelijking (5, 25). Aan de algehele nivellering wordt nog extra bijgedragen door de effluentlozingen (die over een brede linie zorgen voor een "matige" kwaliteit), de geleidelijke vermessing, de aanhoudende verontreiniging door diffuse bronnen, de verontreinigde waterbodems, en soms door het waterkwantiteitsbeheer, dat ook extremen tracht te vermijden.

Onder deze omstandigheden zijn de stadia van de grootste vervuiling aan te treffen in de beken waarop de zuiveringsinrichtingen hun effluënten lozen, en dan met name waar het zuiveringsrendement laag is, of een ongunstige verhouding effluent/afvoer bestaat, of op plaatsen dicht bij een lozingspunt. Ongezuiverde lozingen van ernstige aard worden steeds zeldzamer.

De algehele tendens tot nivellering heeft het moeilijk te karakteriseren middengebied van de waterkwaliteit centraal geplaatst.

Het begrip waterkwaliteit kan op vele wijzen geïnterpreteerd en

gedefinieerd worden. Enerzijds kan men er specifieke vervuilingsaspecten onder scharen. Anderzijds kan men er de toestand van de vele complexe relaties in een ecosysteem onder verstaan. In het onderhavige onderzoek zijn de bewerkingen erop gericht de dominante factoren in het ecosysteem te onderkennen, om daarna de factor vervuiling te kunnen beoordelen.

## 4 DE ONDERZOEKGEBIEDEN

### 4.1 Algemeen

Uit het vooronderzoek bleek dat:

- a. eventuele regionale en lokale natuurlijke verschillen in macrofauna voor genormaliseerde beken moeilijk zijn aan te tonen. Van Nes (23) toonde aan, dat de verschillen waarschijnlijk niet significant zijn of geen betekenis hebben;
- b. de te onderzoeken beken ingedeeld moeten worden op fysische gronden, zoveel mogelijk ondersteund door bruikbare gegevens betreffende bodemsamenstelling, macrofauna, enz.

Voor het onderzoek kwamen de hogere delen van Nederland in aanmerking: grofweg zijn dat de zandgronden in het zuidelijke en oostelijke deel van Nederland en de Gelderse Vallei/Oost-Veluwe. Bij de keuze van de onderzoekgebieden hebben de volgende overwegingen meegespeeld:

- de betreffende gebieden moesten goed voldoen aan de kwalificatie "pleistocene zandgebieden" (minimale aanwezigheid van klei- of veeninvloeden);
- er diende een voldoende grote verscheidenheid aan genormaliseerde beken én aan graden van verontreiniging te zijn in één overzichtelijk gebied;
- het inlaten van gebiedsvreemd water mocht geen belangrijke rol spelen;
- de soortenrijkdom was een prae voor Twente (mond. med. H.K.M. Moller Pillot);
- de aanwezigheid van bruikbare resultaten van vorig onderzoek in de betreffende gebieden was een voordeel, met name tijdens het vooronderzoek;
- uit praktisch oogpunt was het wenselijk, dat de betreffende gebieden vanuit de standplaats Wageningen goed te bestrijken waren in één-daagse ritten.

Bij vergelijking van de gebieden bleken meerdere argumenten te pleiten voor de keuze van Twente als hoofd-onderzoekgebied in 1984. Tijdens de evaluatie van het eerste meetjaar werd besloten het onderzoek in 1985 deels voort te zetten in Twente, deels in het Dommel- en Aa-gebied in Noord-Brabant, om ook beken van iets andere aard bij het onderzoek te betrekken.

Voor een kaartje van de betreffende gebieden zij verwezen naar de bijlagen 1 en 2.

### 4.2 Twente

Het waterkwaliteitsbeheer is in het grootste deel van Twente in handen van het Waterschap Regge en Dinkel. Het waterschapsgebied is te verdelen in twee geheel gescheiden stroomgebieden: het stroomgebied van de Regge en het stroomgebied van de Dinkel, van elkaar gescheiden door de Twentse of Lutter Heuvelrug, die van Ootmarsum via Denekamp tot oostelijk van Oldenzaal loopt.

Vrijwel alle beken in het stroomgebied van de Regge zijn genormaliseerd, deels vanwege de behoefte in agrarische kringen in Twente deels vanwege de ontginning van Duitse grensgebieden. In het Dinkel-

gebied is de normalisatie niet zo ver voortgeschreden. De Dinkel zelf heeft op veel plaatsen nog een vrij (half)natuurlijk karakter, zoals ook een groot aantal zijbeken dat nog heeft. Daarom is het onderzoeksgebied grotendeels (uitgezonderd enkele watergangen nabij Ootmarsum) beperkt tot het stroomgebied van de Regge.

De hoofdwatergangen in het waterschapsgebied (afvoer  $> 5 \text{ m}^3/\text{s}$ , of stroomgebied  $> 1000 \text{ ha}$ , maar afvoer  $< 5 \text{ m}^3/\text{s}$ ) zijn in de praktijk het belangrijkste. Daarom zijn dat ook de genormaliseerde beken bij uitstek. Ook de waterkwaliteitsbeoordeling was lange tijd nagenoeg geheel gericht op deze watergangen, mede omdat zij het meeste effluent te verwerken krijgen.

#### 4.3 Noord-Brabant

De Noordbrabantse beken, die bij het onderzoek betrokken waren, zijn gelegen in de gebieden van de waterschappen De Dommel en De Aa. Deze waterschappen en het Waterschap De Maaskant kennen een samenwerkingsverband in de Gemeenschappelijke Technologische Dienst (=GTD) Oost-Brabant.

De onderzochte beken zijn gelegen in een naar het noorden en westen aflopend landschap. De wegzijging van het water draagt er toe bij, dat in delen van het gebied Maaswater wordt ingelaten.

#### 4.4 Selectie van de beken

In de paragrafen 3.1.2 en 3.1.3 is het begrip "genormaliseerde beek" in algemene termen omschreven. De grote verscheidenheid aan genormaliseerde beken noopte in dit onderzoek tot een nadere onderverdeling.

Het is duidelijk, dat het Nederlandse landschap verschillen in zich draagt, bepaald door geologie, geomorfologie en klimaat. Maar de indelingen in hydrobiologische districten, die mede op grond daarvan gemaakt zijn en die een beeld geven van de natuurlijke verscheidenheid van de Nederlandse wateren, zijn te grofmazig (28) en/of nog te weinig met macrofauna-gegevens onderbouwd (20), om regionale - laat staan lokale - verschillen in beektype te achterhalen.

Bij het onderscheiden van meerdere districten dreigt een landelijk onderzoek bovendien al snel een onwerkbaar groot aantal referentiepunten te krijgen (10).

Er wordt al geruime tijd gewerkt aan macrofaunistisch onderbouwde typologieën van oppervlaktewateren in Nederland, óók voor stromend water (1, 3, 17, 33). Definitieve, landelijk geaccepteerde en landelijk toe te passen overzichten in dezen zijn er nog niet. In het kader van het qua tijd beperkte vooronderzoek was het niet mogelijk een onderverdeling te baseren op verschillen in macrofauna.

#### **fysische selectiecriteria**

Ten behoeve van het onderzoek werd uiteindelijk gekozen voor een indeling, waarbij fysische kenmerken een hoofdrol spelen.

In het verleden zijn meerdere manieren ontwikkeld om de graad van normalisatie of de natuurlijkeheidsgraad van een beek te bepalen. De beekarakterindex van Gardeniërs en Tolkamp (8) en de regulatieindex van De Vries en Van der Mark (37) zijn voorbeelden.

Steeds opnieuw blijkt, dat de wijze waarop één bepaalde parameter, namelijk stroming/stroomsnelheid, zich manifesteert, bepalend is voor de wijze waarop een aantal andere parameters zich manifesteert. Menige typologie is direct of indirect gebaseerd op dit verschijnsel (14). Latour (18) kwam bij zijn onderzoek aan macrofaunagemeenschappen in kanaalbeken tot een aanzet voor een typologie, waarbij de stroomsnelheid ook weer essentieel is. De nadere selectie van de te onderzoeken beken is in belangrijke mate bepaald door stromings-/stroomsnelheidsgegevens (zie figuur 3).

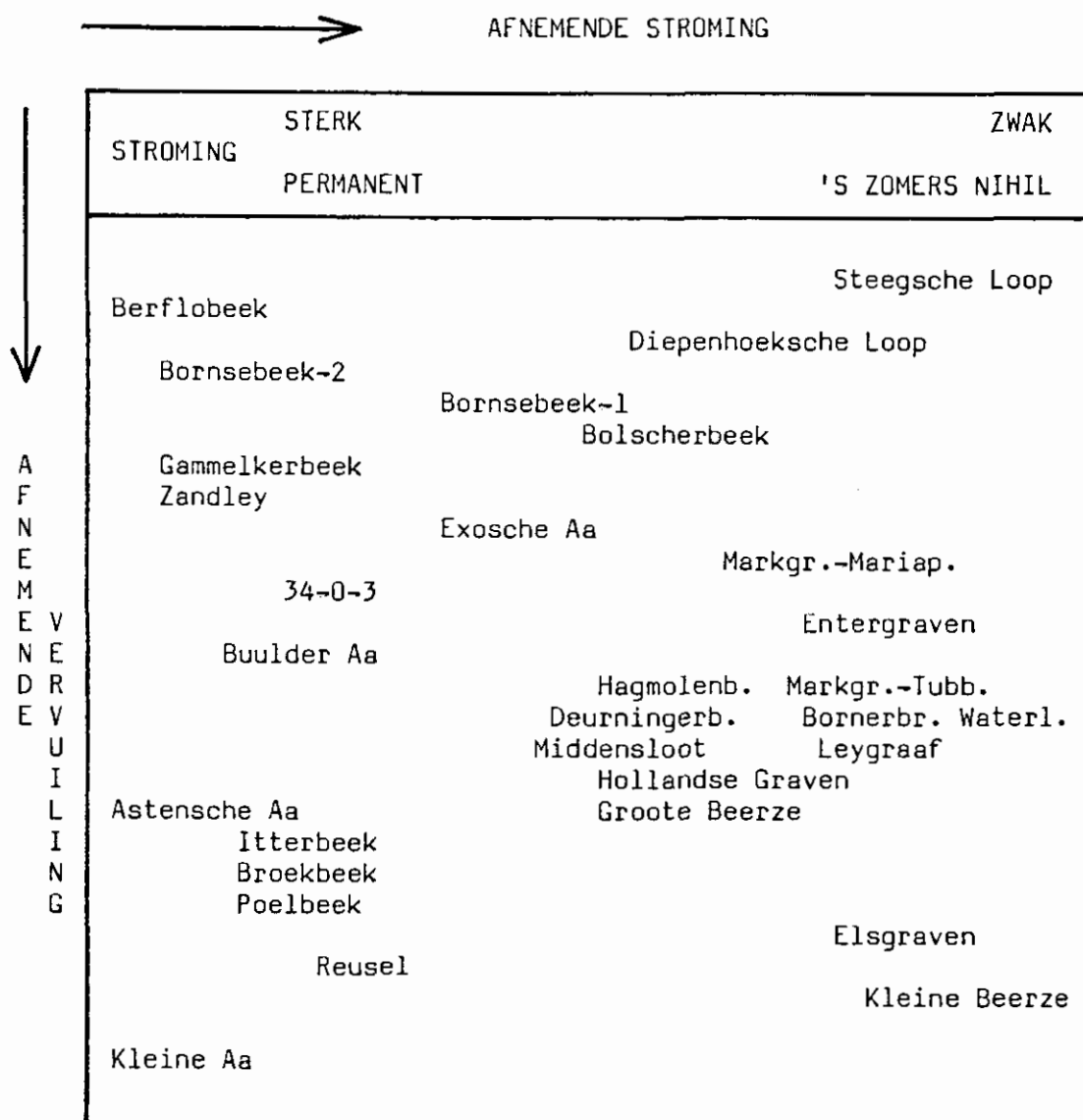


Fig. 3. Globale plaatsing van de bemonsterde beken, aan de hand van stroomsnelheids- en chemische gegevens.

## **chemische selectiecriteria**

Verschillende graden van verontreiniging dienden vertegenwoordigd te zijn in het bestand van te bemonsteren beken. Dat hield in, dat er voldoende chemische gegevens voorhanden moesten zijn over de te kiezen beken. Daarnaast is rekening gehouden met de ligging van rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's), met effluentgegevens en met de "voeding" van de beken, die kan plaatsvinden vanuit een meer natuurlijke omgeving of vanuit een veel meer beïnvloede omgeving. Overstorten en lozingen vanuit gebieden met verspreide bebouwing werden buiten beschouwing gelaten.

In de fase van de keuze van de te bemonsteren beken en bemonsteringsplaatsen kon de benadering niet al te gedetailleerd zijn. De uiteindelijke selecties in de onderzoeksgebieden bestreken een "range" van verontreinigingssituaties, zodat ten behoeve van het te ontwikkelen beoordelingssysteem de uitersten vastgesteld konden worden (zie figuur 3).

### **4.5 Selectie van de bemonsteringsplaatsen**

#### **aantal bemonsteringsplaatsen**

Het aantal bemonsteringsplaatsen is vastgesteld op basis van een aantal overwegingen:

- het aantal bemonsteringsplaatsen moet groot genoeg zijn om statistisch verantwoord uitspraken te kunnen doen;
- de tijd beschikbaar voor de werkzaamheden in het veld en op het laboratorium;
- het aantal bemonsteringsplaatsen in relatie tot de geplande bemonsteringsfrequentie;
- een redelijke balans tussen monstergrootte en monsteraantal;
- voldoende ruimte voor enkele andere noodzakelijke bezigheden.

Het verloop van het onderzoek en tussentijdse evaluaties hadden mede invloed op de keuze van aard en aantal van de daarna nog te bemonsteren plaatsen.

#### **ligging van de bemonsteringsplaatsen**

Bij de keuze van de bemonsteringslocaties in de uitgekozen beken zijn die plaatsen vermeden waar bepaalde factoren direct en plaatselijk een storende invloed op het onderzoek zouden kunnen hebben. Daarbij moet gedacht worden aan:

- de ligging van bruggen, stuwen en andere kunstwerken;
- plaatsen waar beken samenkomen of waar andere waterlopen in de te onderzoeken beek uitmonden;
- plaatsen die beschaduwd zijn;
- plaatsen waar gier, afvalwater of koelwater geloosd worden;
- plaatsen waar afvoergoten van autowegen regenwater, resten olie of pekels inspoelen;
- plaatsen waar vee gedrenkt wordt;
- plaatsen waar water wordt in- of uitgelaten;
- plaatsen waar overstorten plaatsvinden;
- plaatsen waar de gehele bedding bekleed is met stenen of ander materiaal;

- plaatsen waar duidelijk gerecreëerd of overmatig gevist wordt.

Daarnaast moest voor de locaties bij voorkeur vaststaan, dat het beheers- en onderhoudsregime tijdens het onderzoek geen grondige wijziging zou ondergaan.

Waar dat binnen de gestelde eisen mogelijk was, is getracht de plaatsen voor de biologische bemonstering te laten samenvallen met de plaatsen waar de betreffende waterkwaliteitsbeheerder chemisch bemonsterde.

#### 4.6 De bemonsteringsplaatsen

Aan de hand van de criteria genoemd in 4.4 en 4.5, van informatie afkomstig van het Waterschap Regge en Dinkel, van de Provinciale Waterstaat in Overijssel en van de eigen waarnemingen tijdens oriënterende veldverkenningen, zijn in Twente 18 bemonsteringsplaatsen gekozen in 1984 en 12 (later 11) in 1985. In 1985 vervielen in eerste instantie zes van de achttien locaties in Twente. In de loop van 1985 verviel nog een locatie, de Middensloot.

Voor het bepalen van de bemonsteringsplaatsen in Noord-Brabant is een veldverkenning uitgevoerd, waarbij de bevindingen gecombineerd werden met door de GTD Oost-Brabant verschaft informatie over de fysisch-chemische en biologische toestand der beken. Op basis daarvan en van de genoemde criteria werden 10 beken/bemonsteringsplaatsen geselecteerd. Eén daarvan, de Steegsche Loop, werd om een extra reden opgenomen. Deze beek verzorgt de afvoer van het effluent van de rwzi Schijndel. Door de overbelasting van die inrichting was de belasting van de beek enorm. In de loop van 1985 werd begonnen met werkzaamheden om deze situatie te verbeteren. Als direct gevolg van die activiteiten was de situatie enige tijd erg slecht, doordat lozing van alleen maar voorbezonden afvalwater plaatsvond. Deze situatie maakte het mogelijk om een vorm van ernstige verontreiniging te bestuderen.

Voor een korte beschrijving van de ligging en loop der beken en de ligging van de bemonsteringsplaatsen, en voor een weergave van enkele afmetingen ter hoogte van de bemonsterde plaatsen wordt verwezen naar bijlage 3. De exacte coördinaten van de locaties staan weergegeven in bijlage 4.

## 5 ONDERZOEKMETHODEN

### 5.1 Macrofauna

#### 5.1.1 bemonsteringsmethode

##### **monstername**

Veel bemonsteringsmethoden hebben de eigenschap, dat er een selectie gemaakt wordt uit de macrofauna. Dit hoeft niet altijd een bezwaar te zijn. Gezien de inventarisatieaspecten van het onderhavige onderzoek, was het echter gewenst een methode te kiezen die een redelijk volledig beeld zou opleveren van de soortensamenstelling op een bemonsteringsplaats.

De meest toegepaste bemonsteringsmethode bij dergelijk macrofauna-onderzoek in (laagland)beken is die met het standaard macrofaunanet met een netopening van 20 x 30 cm en een maaswijdte van 0,5 mm (13). In dit onderzoek waren de te bemonsteren habitats op de diverse bemonsteringsplaatsen doorgaans goed met het net bereikbaar, zodat ook hier deze methode is toegepast. Bij het verwerken van de gegevens is rekening gehouden met het semi-kwantitatieve karakter van de bemonsteringsmethode. Om de vergelijkbaarheid van de monsters onderling zo groot mogelijk te houden, is consequent aan de keuze voor het net vastgehouden. Het is bij de gekozen beken geen enkele keer volstrekt onmogelijk gebleken aldus te bemonsteren.

Exuviae (= afgestroopte insektenhuidjes) werden niet speciaal bemonsterd, maar, indien in monsters aanwezig, wel meegenomen en zo mogelijk gedetermineerd.

In genormaliseerde beken kunnen twee "hoofdhabitats" onderscheiden worden, namelijk "planten" en "bodem". Tijdens het vooronderzoek bleek, dat voor het specifieke doel van een voldoende representatieve bemonstering meestal volstaan kon worden met een bemonstering van deze habitats.

Door beide habitats zo goed mogelijk apart te bemonsteren, konden gegevens worden verzameld over de habitatvoorkeur van organismen. Ook was na te gaan, of de macrofauna in plantenhabitats anders reageert op een verontreinigingsreeks dan de macrofauna in bodemhabitats.

Soms ontbrak een duidelijke begroeiing in de beek, vanwege de tijd van het jaar, de bodemomstandigheden of het schone. In dergelijke gevallen werden de bodem en eventuele plantenresten of scheuten van nieuwe planten bemonsterd als zijnde één geheel, terwijl dan ook nadrukkelijker bemonstering van de oeverplanten of van in het water hangende of groeiende semi-aquatische vegetatie plaatsvond. Er werden dus een totaalmonster en een oevermonster genomen. Incidenteel werden stenen, hout, plastic, enz. afgeschraapt. Bij genormaliseerde beken komt het voor, dat de vegetatie dusdanig welig tiert en de gehele bodem bedekt, dat de bodem nauwelijks als een afzonderlijk habitat bemonsterd kan worden. De aanwezigheid van flap kan het bemonsteren bemoeilijken.

Uit figuur 4 blijkt, wat in de praktijk verstaan werd onder een bodem- en een plantenmonster: een plantenmonster werd genomen in de vrije plantenmassa, een bodemmonster in de bovenste laag van de bodem (zand, slib, detritus, bladpakket) en deels vaak onvermijdelijk in de



daarin wortelende of juist daarboven uitstekende plantendelen. Daarom bevat een bodemmonster vaak toch een aandeel planten.

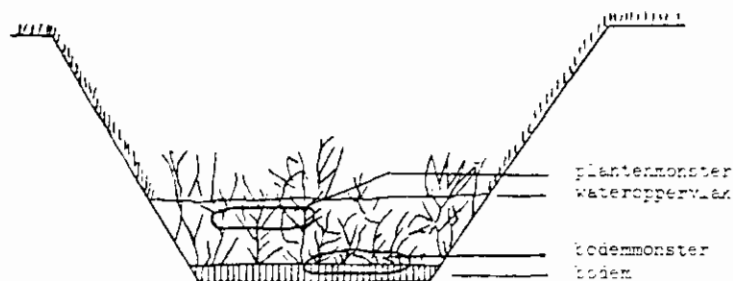


Fig. 4. Bodemmonster en plantenmonster.

Alvorens definitief te bemonsteren, werd in het veld telkens een proefbemonstering uitgevoerd. Doel hiervan was de mogelijkheid te bezien van het afzonderlijk bemonsteren van planten en bodem en het verkrijgen van een indruk van de aantallen organismen. Er dienden per monster steeds minimaal enkele honderden exemplaren gevangen te worden. Leken de aantallen bij een normale bemonstering te klein, dan werden grotere monsters genomen. Dat had vanzelf tot gevolg, dat in die gevallen meer substraat uitgezocht moest worden.

Bij het nemen van bodemmonsters werd het net schoksgewijs door de bovenlaag van de bodem voortbewogen in stroomopwaartse richting. Bij het nemen van monsters tussen water- en oeverplanten werd het net snel ingestoken en over een bepaalde afstand door de vegetatie gehaald. Het was belangrijk snel te werken, om zodoende de snelle zwemmers te vangen. Bovendien moest voorkomen worden, dat het net dichtsloeg met fijn materiaal of overladen raakte met grof plantenmateriaal.

#### **kunstmatig substraat**

Bij dit onderzoek is gekozen voor bemonstering met het net. Er is een bescheiden deel-onderzoek verricht om het resultaat van deze bemonsteringsmethode te kunnen vergelijken met dat van bemonstering met behulp van kunstmatig substraat (24). De conventionele macrofauna-bemonstering met het net kan nogal uiteenlopende resultaten opleveren, zelfs als monsters vergeleken worden die op hetzelfde tijdstip en dezelfde plaats zijn genomen. Bovendien zijn niet alle aquatische habitats op conventionele wijze even effectief te bemonsteren. Om deze en andere redenen wordt al lange tijd onderzoek gedaan naar alternatieve bemonsteringsmethoden. Doel daarbij is onder meer tot een standaardisatie te komen. Een van de onderzochte methoden is de bemonstering met behulp van kunstmatig substraat.

Ook kunstmatig substraat neemt een selectieve steekproef uit de levensgemeenschap. Die selectiviteit wordt vaak aangemerkt als het grootste nadeel van de methode. Nagegaan is in hoeverre dit bezwaar eventueel ook een rol speelt bij bemonstering in genormaliseerde beken, en of het gebruik van kunstmatig substraat bij het bemonsteren ten behoeve van biologische waterkwaliteitsbeoordeling in genormali-

seerde beken mogelijk is. Daartoe is onderzoek gedaan aan een vervuiling gradiënt in de Grootte Beerze, waarbij parallel werd bemonsterd met het handnet en met kunstmatig substraat.

Het resultaat is een onderschrijven van de reeds bekende bezwaren tegen kunstmatig substraat. Met name de ondervertegenwoordiging van slibbewoners in de kunstmatig-substraatmonsters was een reden in dit onderzoek vast te houden aan het net.

Voor een meer uitgebreide weergave van dit deel-onderzoek zij verwezen naar bijlage 5.

### **monstergrootte**

Bij bemonstering met een net is het niet mogelijk bij voorbaat een standaard monstergrootte vast te stellen.

Heeft een onderzoek tot doel te inventariseren, dan moet de macrofauna zo grondig mogelijk bemonsterd worden. Elke meter méér levert nieuwe taxa op (2, 11). Is het de opzet goed gespreid over de seizoenen te bemonsteren, dan moeten vaker monsters genomen worden. In het onderhavige onderzoek speelden beide aspecten, inventarisatie en spreiding over de seizoenen.

De "scheplengte" wordt verder bepaald door de aard van de te bemonsteren plaats, en hangt af van de bevindingen ter plaatse. In genormaliseerde beken maakt het bijvoorbeeld groot verschil, of monsters genomen moeten worden in een veld van Waterpest en/of Gedoornd hoornblad of in een veld van Witte waterlelie of Gele plomp. In het eerste geval kan een monster van 4 à 5 m veel te groot zijn, in het tweede geval soms veel te klein. Ook het seizoen speelt een rol.

Gezien de bevindingen tijdens het vooronderzoek en de lijn die vrij algemeen gevolgd wordt bij beek- en slootonderzoek, werd in de praktijk bemonsterd afhankelijk van de omstandigheden, met als richtlijn "3 à 4 m planten, 1 à 2 m bodem (in de gedefinieerde zin)".

De monstergrootte kan dus variëren. De verschillen kunnen echter door transformatie van de gegevens wegvallen.

Overigens mag uit het feit, dat het ene bodem- of plantenmonster twee tot vier keer zo groot is als het andere, niet geconcludeerd worden, dat de aantallen individuen bij alle taxa in diezelfde verhouding groter zullen zijn. Naarmate meer slib/detritus aanwezig is, kan vaak met een kleiner monster volstaan worden om toch een behoorlijk aantal individuen te verzamelen, al loopt het aantal taxa dan wel terug.

### **monsterverwerking**

De monsters werden vanuit het net in een witte foto-ontwikkelbak overgebracht. Daarna werden eerst vertegenwoordigers van kwetsbare taxa (bijv. haften, libellen) verzameld in plastic potjes met alcohol (80 %) en bij de rest van het monster bewaard. Bepaalde taxa (enkele Mollusca, Pisces) werden in het veld gedetermineerd en daarna teruggezet.

Vervolgens werden de monsters overgebracht in goed afsluitbare plastic bakken (inhoud 5 l). Wanneer de buitentemperatuur daar aanleiding toe gaf, werden de monsters in plastic zakken bewaard in een koelbox. De monsters werden na terugkeer in het laboratorium in een koelkast bewaard bij 5 °C., tot het moment van uitzoeken. Normaliter werden ze binnen drie dagen uitgezocht.

In het laboratorium werden de monsters goed gemengd. Wanneer verwacht werd, dat er zeer veel dieren in zouden zitten (vele duizenden tot tienduizenden), werden de monsters in een aantal gelijke delen gesplitst, waarvan één of enkele werden uitgezocht. Bij het berekenen van aantallen is daar rekening mee gehouden.

De (deel)monsters werden met leidingwater uitgespoeld over een set messing zeven met een hoogte van 37 mm, een diameter van 200 mm en een maaswijdte van resp. 4,00, 2,00, 0,500, 0,125, 0,053 mm. Het gezeefde materiaal werd met kleine hoeveelheden tegelijk overgebracht in witte foto-ontwikkelbakken. De fauna werd verzameld in alcohol (80 %). Oligochaeta werden apart verzameld. Sommige taxa kregen een voorbehandeling in een apart potje alcohol: bijv. een rover als de larve van Sialis lutaria (elzevlieg), die zelfs in alcohol nog minutenlang schade kan aanrichten bij kwetsbare andere taxa, of bepaalde slakken, die aanvankelijk bloed afscheiden. Plattwormen werden terstond gedetermineerd.

Wanneer taxa in grote aantallen voorkwamen, werd hiervan slechts een deel verzameld, waarna van de rest een schatting werd gemaakt.

Als alle organismen uit één bepaald monster verzameld waren, werd de alcohol ververst en weer op 80 % gebracht.

#### 5.1.2 bemonsteringsfrequentie

Bij het vaststellen van de bemonsteringsfrequentie is uitgegaan van de resultaten van eerder onderzoek. Uit diverse onderzoeken blijkt, dat het macrofaunabestand in beken aanzienlijk kan variëren door seizoensinvloeden. Zowel de levenscycli van bepaalde taxa als de ontwikkeling van de vegetatie spelen hierbij een rol. Hoewel een aantal taxa alleen in een bepaalde periode wordt gevonden, komt het seizoenseffect overigens meer kwantitatief dan kwalitatief tot uiting. Men dient zich dit wel te realiseren bij het vergelijken van kwantitatieve gegevens.

Doorgaans worden de perioden april-mei-juni en september-oktober-november genoemd als de meest belangrijke, als het gaat om het krijgen van een goede indruk van de aanwezige macrofauna.

In genormaliseerde beken lopen seizoensinvloeden en schoningsinvloeden door elkaar heen. Ook voor schoning is aangetoond, dat de invloed eerder kwantitatief dan kwalitatief van aard is (10, 11). Schoning in de herfst is minder ingrijpend dan schoning eerder in het jaar. Schonen is in dit onderzoek beschouwd als een wezenlijk onderdeel van het systeem van de genormaliseerde beken.

Onverlet het bovenstaande komt in één monster toch altijd maar een beperkt deel van de op een punt aanwezige macrofaunataxa voor; volgens Goris (11) vaak minder dan 50 %. Daarbij spelen factoren mee als de solitaire levenswijze van sommige organismen, de grote mobiliteit en de omvang van hun areaal. In het kader van het doel van het onderzoek werden organismen, die slechts incidenteel gevangen werden, belangrijk geacht.

Het toegepaste bemonsteringsschema is opgenomen in bijlage 4.

#### **bemonsteringsprogramma 1984**

In 1984 zijn alle 18 bemonsteringslocaties in Twente elk seizoen éénmaal bezocht.

## bemonsteringsprogramma 1985/86

Vier locaties in Twente werden in 1985 om de twee maanden bezocht, te beginnen in maart. De overige zeven locaties werden nog drie keer bezocht, namelijk in voorjaar, zomer en najaar.

In Noord-Brabant waren 10 locaties gesitueerd, die in principe éénmaal in elk seizoen (voorjaar, zomer en najaar van 1985, winter van 1986) bemonsterd werden. De Zandley werd één keer bemonsterd. Evenals in de Steegsche Loop is in de Kleine Aa géén voorjaarsmonster genomen.

### 5.1.3 determinatie

De macrofauna is gedetermineerd met behulp van een fasecontrast-microscop (10 x 100) en een stereomicroscop (10 x 4) met koudlichtbron.

Van alle Oligochaeta en soms van andere taxa moesten preparaten gemaakt worden.

Voor de gebruikte determinatieliteratuur wordt verwezen naar bijlage 6. In een aantal gevallen is een beroep gedaan op de kennis van specialisten.

Wat betreft de determinatieniveaus kan opgemerkt worden, dat bijna alle gevangen exemplaren in principe zijn gedetermineerd tot op soortsniveau, voor zover de huidige gangbare determinatieliteratuur dat mogelijk maakte. Uitzonderingen vormen de Hydracarina, een aantal Diptera, de Oligochaeta uit de monsters van 1984 en verder exemplaren die om allerlei redenen niet te determineren waren (juveniel, onvolkomen groei, beschadiging).

Voor een aantal taxa zijn meerdere namen in omloop. Dit wordt mede veroorzaakt door het feit, dat voor bepaalde determinaties gebruik gemaakt moet worden van vrij oude literatuur. Voor het determineren is die literatuur soms nog uitstekend, maar voor de naamgeving niet meer. Het betreft hier met name enkele Mollusca, Simuliidae, Coleoptera, Diptera (Stratiomyidae).

Behalve voor de Chironomidae is in het onderhavige onderzoek voor de definitieve naamgeving consequent de "Limnofauna Neerlandica" van A.W.M. Mol gehanteerd. Voor de naamgeving der Chironomidae zijn de recente werken van H.K.M. Moller Pillot gebruikt. Hierbij kan overigens aangetekend worden, dat Mol in zijn Chironomidae-naamgeving slechts zelden afwijkt van Moller Pillot.

Zie voor de soortenlijst bijlage 7.

Indien mogelijk en mits voorhanden worden in dit verslag ter toelichting regelmatig Nederlandse namen aan de wetenschappelijke benamingen toegevoegd.

## 5.2 Abiotische parameters

### 5.2.1 chemisch

#### **parameters**

Tijdens het onderzoek dienden steeds chemische gegevens als "meetlat"

langs het te ontwerpen systeem gelegd te worden. Maar uiteindelijk zou met het biologische systeem volstaan moeten kunnen worden om een bepaald punt te plaatsen in een bekend spectrum. De meetlatfunctie van de chemie speelde vooral een rol bij het bepalen van de respectievelijke ruimten tussen de stappen in het systeem.

Als een beoordelingssysteem ontwikkeld wordt voor het vaststellen van een bepaalde mate van organische verontreiniging, ligt het voor de hand een correlatie te verwachten tussen aan de ene kant de beoordeling volgens dit systeem en aan de andere kant de parameters die informatie verschaffen over de mate van organische belasting (BZV, zuurstofgehalte, gehalte aan NH<sub>4</sub>-N) of over de mate waarin afvalwater geloosd wordt (EGV, Cl-gehalte).

De waterkwaliteitsbeoordeling volgens de bekende IMP-index legt het zwaartepunt bij de zuurstofhuishouding. Drie waterkwaliteitseigenschappen worden hierbij gebruikt: het zuurstofverzadigingspercentage (% O<sub>2</sub>-verz.), het biochemisch zuurstofverbruik (BZV, in mg/l) en het gehalte aan ammoniumstikstof (NH<sub>4</sub>-N, in mg/l).

In het onderzoek is uitgegaan van het parameterpakket, dat de waterschappen standaard hanteren (zie tabel 1).

parameter	waterschap Regge en Dinkel	GTD Oost-Brabant
temperatuur (°C)	+	+
bezinsel/sediment	+	-
O <sub>2</sub> (mg/l)	+	+
O <sub>2</sub> (% verz.)	+	+
BZV <sub>5</sub> (mg/l) *	+	-
BZV <sub>2</sub> (mg/l) *	-	+
N Kj (mg/l)	+	-
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	+	+
NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	+	-
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	+	-
NO <sub>2</sub> /NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	+	+
NH <sub>3</sub> -N (mg/l)	+	+
o-P (mg/l)	+	-
tot-P (mg/l)	+	+
Cl (mg/l)	+	+
pH	+	+
EGV (mS/m)	+	-

\* BZV<sub>5</sub> met allylthio-ureum

BZV<sub>2</sub> oorspronkelijk

BZV<sub>2</sub> = 0,54 BZV<sub>5</sub>

Tabel 1. Chemische parameters, standaard gehanteerd door het waterschap Regge en Dinkel en de GTD Oost-Brabant.

(+ parameter bepaald - parameter niet bepaald)

Zowel het Waterschap Regge en Dinkel als de GTD Oost-Brabant stelden hun analyseresultaten beschikbaar voor het onderzoek. Waar de plaatsen voor de biologische bemonstering niet samenvielen met plaatsen waar het Waterschap of de GTD routinematig chemisch plachten te

bemonsteren, namen zij de analyse van extra watermonsters in hun programma op.

Beide instanties hanteren overigens verschillende meetfrequenties. Het Waterschap Regge en Dinkel bemonstert zijn locaties in principe het gehele jaar door (maandelijks); de GTD Oost-Brabant bemonstert een aantal beken het gehele jaar door en een aantal slechts gedurende een deel van het jaar: april t/m september (maandelijks).

Wat betreft temperatuur, zuurstofgehalte, pH en EGV waren extra gegevens voorhanden, als resultaat van metingen, die tijdens (of na) het veldwerk gemakkelijk verricht konden worden. Het zuurstofgehalte (mg O<sub>2</sub>/l en % verzadiging) en de watertemperatuur (°C) werden in het veld gemeten met een WTW Oxi 91/Set. De pH werd gemeten met een WTW pH 90/Set. Het EGV werd op het laboratorium gemeten aan meegenomen watermonsters, met een WTW LF 530. De resultaten van deze metingen werden vastgelegd op veldformulieren (zie bijlage 8).

### **bodemslibanalyse (zware metalen)**

Ter ondersteuning van de keuze van de bemonsteringsplaatsen is een bodemslibanalyse verricht in alle 18 onderzochte beken in Twente. Het is overigens niet mogelijk in slib "faunabeschikbare" gehalten aan zware metalen te bepalen. De waarde daarvan zou ook betrekkelijk zijn, omdat over toxiciteit van zware metalen, en andere als gevaarlijk voor het leven beschouwde stoffen en verbindingen, voor macrofauna nog weinig bekend is. De in ontwikkeling zijnde biotoetsen betreffen doorgaans maar één groep van dieren en dan meestal wormen. De monsters werden genomen op 27 juni 1985. Ze werden geanalyseerd door de Stichting Waterlaboratorium Oost, te Doetinchem. Voor de voorbereiding van de bodemslibmonsters en de bepaling van de gehalten, en voor de resultaten: zie bijlage 9.

In het kader van het project zijn geen bodemslibanalyses verricht in Noord-Brabant.

### **herbiciden**

Eind 1984 werd nagegaan, waar bemonsteringsplaatsen in Twente eventueel een chemische bodembehandeling ondergingen.

Op een aantal plaatsen, of direct bovenstrooms daarvan, bleek in de loop van het zomerseizoen Grammoxone ZU of Reglone te zijn gebruikt, teneinde vegetatie-ontwikkeling ongedaan te maken. Het ging hierbij om een aantal beken, alle gelegen in het noorden en noordoosten van Twente (Middensloot, Markgraven, 34-0-3, Hollandse Graven, Poelbeek, Broekbeek, Itterbeek). In de regel werden de gangbare, optimale doseringen toegepast.

Het is moeilijk te zeggen, of het "schonen" met chemische middelen invloed heeft op macrofauna. Er is betrekkelijk weinig bekend over de eventuele directe, toxische effecten van dit soort biociden op de aquatische macrofauna. Van een indirecte uitwerking op de macrofauna is in zoverre sprake, dat door het deels verdwijnen van het vegetatiedek ook veel schuilplaatsen voor de macrofauna verdwijnen. Er kunnen geen goede plantenmonsters meer genomen worden, en mogelijk worden de aantallen individuen beïnvloed.

### 5.2.2 fysisch

Op het moment, dat de macrofauna bemonsterd werd, werden naast enkele chemische metingen ook fysische metingen verricht. De resultaten werden verzameld op veldformulieren (zie bijlage 8).

De stroomsnelheid werd bepaald met behulp van een Ott-stroomsnelheidsmeter, type C1 "10.152", met "Schaufel" 1 of 3.

De zichtdiepte werd bepaald met een Secchischijf (doorsnede ruim 20 cm), waarvan het lange koord ook gebruikt werd bij de meting van de breedte en diepte van de beken.

Er werd aandacht besteed aan de eventuele aanwezigheid van kleur, geur, schuim, vervuilingsindicatie, kwelindicatie.

De samenstelling van het bodemsubstraat werd - schattenderwijs - vastgesteld. De substraattoestand (schoon/met slib/ met slijm) werd beschreven, evenals de staat van onderhoud van watergang en oever, en de weersgesteldheid.

Een steekbuis werd gehanteerd, om een beeld te krijgen van de bodemsamenstelling.

Gegevens over aard en grootte van de monsters werden genoteerd.

### 5.3 Vegetatie

De vegetatie - waterplanten en in het water staande oeverplanten - werd globaal geïnventariseerd met behulp van de Tansley-codering: zie veldformulier in bijlage 8.

De soortenlijst is voorhanden bij de LU Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer.

### 5.4 Gegevensverwerking

#### 5.4.1 methoden

Bij de interpretatie van multivariabele gegevens, zoals verkregen in dit onderzoek, speelt mee, dat de keuze van de bemonsteringsplaatsen en de bemonstering zelf het karakter van een steekproef dragen, dat er een variatie is in het te onderzoeken object, en dat het seizoen en het klimaat een rol spelen. Er zijn in de loop der jaren verschillende methoden ontwikkeld om in een dergelijke veelheid van gegevens te zoeken naar verbanden tussen de biologische gegevens en de abiotische milieugegevens. Gauch onderscheidt binnen die methoden drie categorieën: directe gradiëntanalyse, ordinatie en classificatie (9).

Bij directe gradiëntanalyse wordt gezocht naar verbanden tussen het voorkomen van monsters (soorten) en een tevoren bekende milieugradiënt. De monsters (of de soorten) worden door de onderzoeker gerangschikt volgens een gedefinieerde milieugradiënt, waarna op basis hiervan met behulp van de analysemethode de soorten (of de monsters) gerangschikt kunnen worden. Ordinatie- en classificatietechnieken bewerken de gegevens over het algemeen onafhankelijk van voorkennis van de soorten en/of monsters. Pas later worden milieugegevens gebruikt om de resultaten te interpreteren.

Ordinatietechnieken hebben meestal tot doel monsters en soorten (taxa) te ordenen langs milieugradiënten. Dit geschiedt op dusdanige wijze, dat monsters of soorten die een grote overeenkomst vertonen

dicht bij elkaar worden geplaatst en monsters of soorten die veel van elkaar verschillen ver van elkaar.

Classificatietechnieken plaatsen soorten (of monsters) die sterke overeenkomst vertonen bijeen in klassen, of clusters. De clusters kunnen eventueel gerangschikt worden in een hiërarchisch geheel, een zogeheten dendrogram.

Underscheiden worden divisieve en agglomeratieve classificatietechnieken. In het eerste geval is de beginsituatie één enkele grote groep, die vervolgens wordt opgesplitst in steeds kleinere eenheden. In het tweede geval is het andere einde de beginsituatie: elke soort of elk monster is een groep op zich. Door fusies ontstaan steeds grotere groepen.

Verder is er verschil tussen polythetische en monothetische classificatietechnieken. Monothetische technieken verdelen monsters op basis van de aan- of afwezigheid van een enkele soort. Polythetische technieken betrekken de totale soortensamenstelling van de monsters bij de delingen.

Een aantal van deze technieken is toegepast om verbanden te ontdekken in het gegevensbestand. Hierbij vroeg de omvang van dit bestand om verwerking met behulp van computerprogramma's.

Gewerkt is op de VAX 8600 (Digital) van de LU Wageningen.

Het programma DECURANA, gebruikt in dit onderzoek, biedt een ordinatietechniek. Het programma TWINSPAN, gebruikt in dit onderzoek, biedt een classificatietechniek om monsters op grond van voorkomen en abundantie van soorten in clusters te verdelen. Het programma WA, dat in dit onderzoek is gebruikt om aan de hand van aan monsters toegekende gewichten een soortenrangorde te creëren, neemt een "tussenpositie" in tussen de directe gradiëntanalyse en de ordinatietechnieken in strikte zin. Voor een nadere toelichting op deze programma's wordt verwezen naar bijlage 10.

Daarnaast was er een speciaal voor het onderzoek geschreven hulpprogramma, waarmee het gegevensbestand aan bepaalde voorbewerkingen kon worden onderworpen (selecties, samenvoegingen, transformaties). Voor de codering van de macrofauna (zie bijlage 7) is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de door Verdonschot en Torenbeek opgestelde lijst (34).

Naast de VAX 8600 heeft de personal computer Rainbow PC100-B3 (Digital) een rol gespeeld tijdens het onderzoek.

De abiotische gegevens - met name de chemie- en substraatgegevens - zijn onder andere verwerkt met behulp van het programma CLUMSI. Met dat programma kan de verwantschap tussen bemonsteringsplaatsen worden berekend, op basis van een vergelijking van een aantal parameters. Voor een nadere toelichting wordt verwezen naar bijlage 10.

#### 5.4.2 abundantiecijfers

Bemonstering met het net is semi-kwantitatief en persoonsgebonden, en vraagt om een verantwoord omgaan met de abundantiecijfers die er het resultaat van zijn. Gebruik makend van de mogelijkheden die computerprogramma's bieden, is bij het verwerken van de gegevens geëxerceerd met de aantallen individuen per taxon. Die aantallen variëren met de monstergrootte, en kunnen ver uiteenlopen, van 1 tot > 10.000 in één



monster.

Bij verwerkingen zou men kunnen uitgaan van de aantallen zonder meer. Dan werkt men weliswaar met de feitelijke gegevens, maar heeft men ook te maken met het overwicht van de grote aantallen. Alternatieven zijn geklassificeerde aantallen, met als nadeel het arbitraire karakter van de keuze der klassegrenzen, genormeerde aantallen, met als nadeel de sterke invloed van de zeldzame soorten, of gelogarithmiseerde aantallen. In het laatste geval wordt de invloed van de zeer grote aantallen per taxon kleiner, zonder arbitrair grenzen te hoeven trekken en zonder totaal verlies van de aantalsinformatie.

Voor TWINSPAN en DECORANA is in het onderhavige geval doorgaans uitgegaan van gelogarithmiseerde aantallen.

Om te voorkomen, dat bij aanwezigheid van één individu ( $N = 1$ ) de bewerking het getal 0 zou opleveren, is de volgende formule gebruikt voor het berekenen van de natuurlijke logaritme

$$X = \ln (N + 1)$$

waarin:

$N$  = het aantal individuen per taxon per monster vóór logaritmisieren

$X$  = de maat voor het aantal individuen per taxon per monster ná logaritmisieren

Voor de opsomming van een aantal waarden, met behulp waarvan bijvoorbeeld de gekozen niveaus bij TWINSPAN teruggelezen kunnen worden, wordt verwezen naar bijlage 10.

## 6 GEGEVENSVERWERKING EN DISCUSSIE

### 6.1 Unbewerkte gegevens

De gegevens die het onderzoek opleverde, kunnen als volgt worden ingedeeld:

- de macrofaunasamenstelling van 261 monsters
- de fysisch-chemische gegevens en vegetatie-gegevens, behorende bij de genoemde 261 monsters.

Afgezien van de variatie in monstergrootte, varieert het aantal onderscheiden taxa per monster van 11 tot 86, en het aantal exemplaren per monster van 121 tot 20.905. Beide laatste waarden zijn overigens uitzonderlijk te noemen. Normaler is, dat de hoogste waarden liggen tussen 5.000 en 10.000 (al naargelang het aantal Oligochaeta), en de laagste waarden tussen 300 en 500 (weinig of geen Oligochaeta).

In dit verslag zullen - vanwege de overzichtelijkheid en beknoptheid - niet de volledige macrofaunasoortenlijsten met abundantiecijfers van alle monsters worden opgenomen. Zij liggen voor belangstellenden ter inzage bij de LU Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer. Voor de algemene soortenlijst wordt verwezen naar bijlage 7.

Voor de vegetatie- en fysisch-chemische gegevens geldt in grote lijnen hetzelfde. Voor zover van direct belang in deze rapportage, zijn gegevens terug te vinden in tabellen en bijlagen.

### 6.2 Analyse macrofaunagegevens

#### 6.2.1 substraat en stroming als bepalende factoren

TWINSpan is onder meer toegepast op de monsters van die dagen, waarop bodem- en plantenmonsters goed gescheiden genomen konden worden. In totaal betreft dat 103 bodem- en 103 plantenmonsters. Vanwege het feit, dat niet alle Oligochaeta werden gedetermineerd, werden zij bij deze verwerking alle onder één noemer gebracht.

Voor de gekozen bewerkingen zij verwezen naar bijlage 10.

De eerste indeling van de monsters scheidt de groep plantenmonsters en de groep bodemmonsters van elkaar. Van de 103 bodemmonsters komen er 102 in de goede groep terecht, van de 103 plantenmonsters 90. Van de 13 plantenmonsters die in eerste instantie bij de "bodemgroep" ingedeeld worden, worden er 9 als twijfelgevallen gekarakteriseerd.

DECORANA is toegepast op hetzelfde gegevensbestand.

Voor de gekozen bewerkingen zij verwezen naar bijlage 10. Het resultaat is verwerkt in figuur 5.

De habitatvoorkeur van de macrofauna levert de meest significante ordening op. De eerste ordening blijkt namelijk volledig toegeschreven te kunnen worden aan het bemonsterde substraattype: aan het ene einde de groep bodemmonsters (waaronder enkele plantenmonsters), aan het andere einde de groep plantenmonsters (waaronder een enkel bodemonster).

Vergelijkbare bewerkingen zijn toegepast op (kleinere) bestanden van die monsters, waarvan wel alle Oligochaeta gedetermineerd werden. De

resultaten wijzen dan nog nadrukkelijker in deesignaleerde richting. Oligochaeta discrimineren duidelijk tussen bodem- en plantenmonsters.

De eerste ordeningen die TWINSPAN en DECORANA te zien geven, blijken niet te berusten op organische verontreiniging. Uit beide bewerkingen blijkt, dat de aard van het bemonsterde substraat een dominerende rol speelt onder de factoren die de samenstelling van de macrofaunagemeenschappen bepalen.

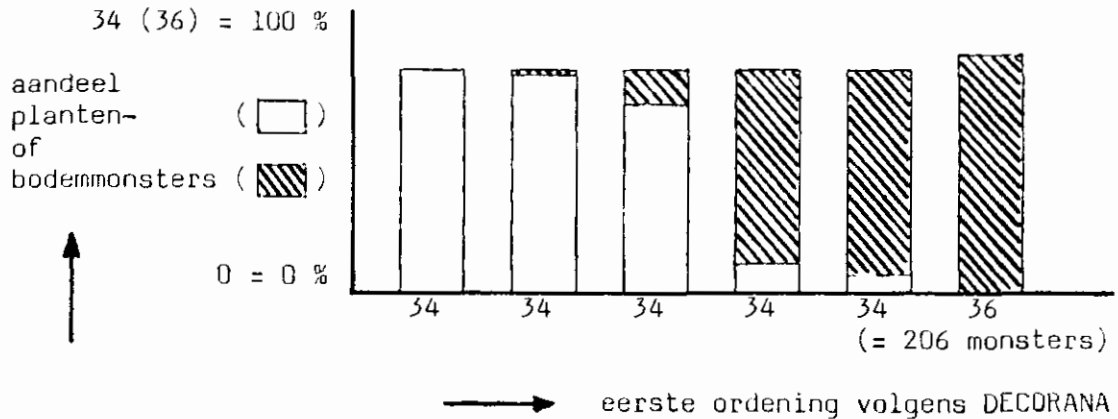


Fig. 5. De eerste ordening (as 1) volgens DECORANA (voor de bewerkingen zie bijlage 10) blijkt volledig toegeschreven te kunnen worden aan het bemonsterde substraattypen: aan het ene einde bevinden zich de plantenmonsters, aan het andere einde de bodemonsters.

In paragraaf 3.4 is reeds gewezen op het belang van de stroming in het systeem van de genormaliseerde beken. In bepaalde gevallen is deze factor nauwelijks los te koppelen van de factor kwaliteit. Met name bestanden van totaalmonsters (samenvoeging van bodem- en plantenmonsters) leveren daardoor soms moeilijk te interpreteren resultaten op.

#### 6.2.2 substraat

##### de substraattypen bodem en planten

De in 6.2.1 genoemde toepassing van TWINSPAN levert twee lijsten op met soorten die kenmerkend zijn voor planten- dan wel bodemonsters (bijlage 11). In bodemonsters kunnen overigens bijna alle soorten aangetroffen worden.

Van Nes (23) toont aan, dat, als gevolg van de verschillen in macrofauna, monsters genomen in de vegetatie gunstiger beoordeeld worden met het waterkwaliteitsbeoordelingssysteem van Moller Pillot dan monsters uit de benthische macrofauna. Wel wijst hij op de positieve correlatie tussen de ordening van de beken van "schoon" naar "verontreinigd", verkregen met de bodemonsters, en de ordening verkregen met plantenmonsters. Gradiënten komen er dus wel uit, maar op een

verschillend niveau.

Ditzelfde fenomeen treedt op bij de toepassing van andere beoordelingssystemen, en hangt logischerwijze samen met de indicatorische waarden die aan bepaalde organismen worden toegekend en de aantallen waarmee die organismen vertegenwoordigd zijn in bodem- en plantenmonsters.

Het gesignaleerde verschil in fauna tussen de beide onderscheiden hoofds substraten moet in een waterkwaliteitsbeoordelingssysteem voor de meestal plantenrijke genormaliseerde beken ingebouwd worden. Op zijn minst dienen er duidelijke richtlijnen te zijn ten aanzien van de wijze waarop de monsters genomen moeten worden.

#### de bodem: meerdere sub-typen

Op de veldformulieren werden nadere gegevens verzameld over het bodemsubstraat. Deze zijn verwerkt met behulp van CLUMSI. Daartoe zijn ze per bemonsteringsplaats en per bemonsteringsdag ingevoerd in een gegevensbestand, en is per bemonsteringsplaats het gemiddelde over het totale aantal bemonsteringsdagen berekend. Verwantschapsberekening en clusteranalyse leveren de clusters op die staan weergegeven in figuur 6. Er blijken, mede onder invloed van de stroming, meerdere sub-typen voor te komen.

#### clusternummers

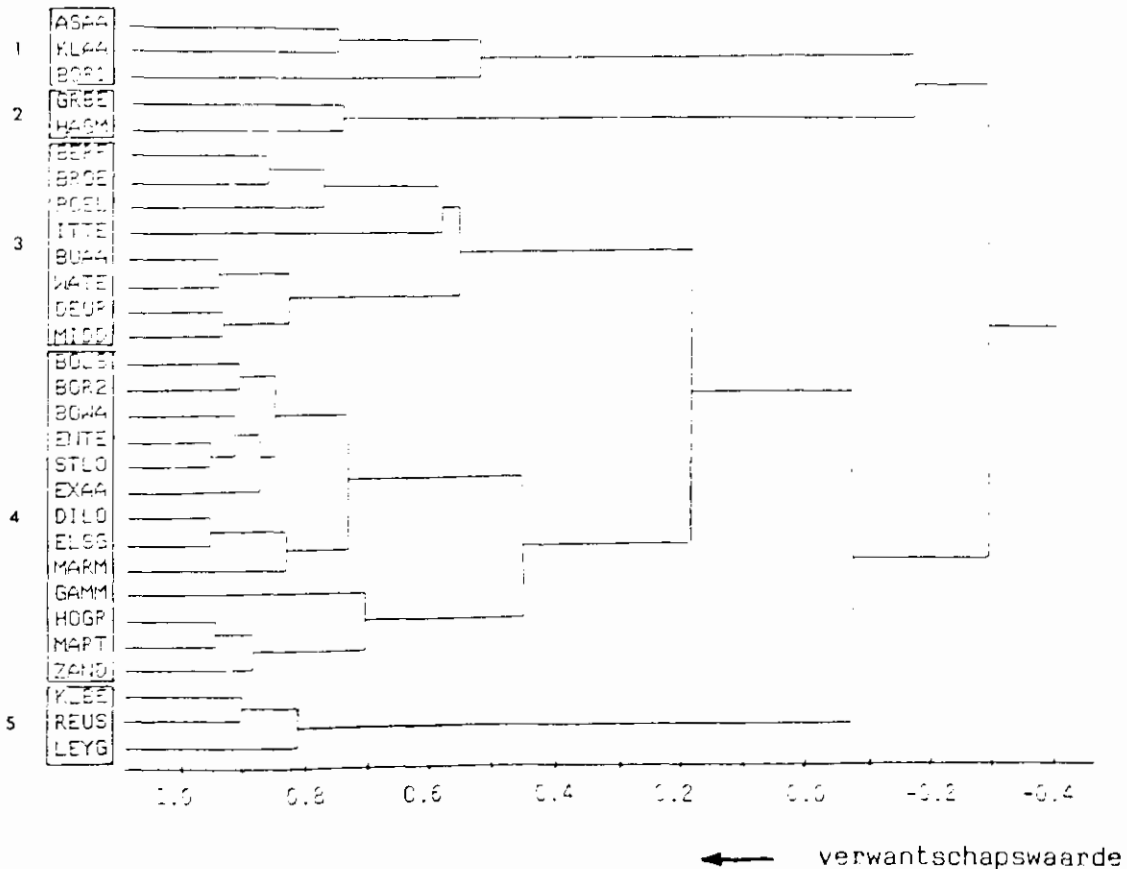


Fig. 6. CLUMSI-dendrogram op basis van de gemiddelde substraatgegevens (zie bijlage I3).

Cluster 1 (ASAA, KLAA, BOR1) scheidt zich af op basis van de aanwezigheid van stenen in de betreffende beken. Cluster 2 (GRBE, HAGM) wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van grof grind. Cluster 3 (BERF, BROE, POEL, ITTE, BUAA, WATE, DEUR, MIDD) omvat punten met zandig ogende bodems. Cluster 4 (BOLS, BOR2, BOWA, ENTE, STLO, EXAA, DILO, ELSG, MARM) verenigt de punten met zeer slibrijke bodems. Tenslotte zijn enkele "ijzeroker punten" gegroepeerd in cluster 5 (KLBE, REUS, LEYG). Een viertal beken (GAMM, HOGR, MART, ZAND) neemt als groep een onduidelijke plaats in: een tussenpositie tussen de clusters 3 en 4. Samenvoeging met cluster 4 lijkt verantwoord.

**Worden de slechts incidenteel voorkomende indicaties "stenen", "grof grind" en "ijzeroker" buiten de bewerking gelaten, dan blijkt het bekenbestand globaal uiteen te vallen in beken met bodems waarin zand een belangrijke rol speelt en beken die gekenmerkt worden door zeer slibrijke bodems.**

### 6.2.3 stroming/stroomsnelheid

In 6.2.1. is al aangegeven, dat stroming soms op moeilijk te ontwarren wijze interfereert met substraat- en kwaliteitaspecten.

Volgens Tolkamp (31) zijn substraatsamenstelling en stroming zo belangrijk en zo onlosmakelijk met elkaar verbonden, dat de combinatie van deze factoren waarschijnlijk bepalend is voor de habitatkeuze van de macrofauna. De stroming beïnvloedt de substraatsamenstelling, maar ook het zuurstofgehalte van het interstitiële water, de hoeveelheid neerddwarrelend detritus en dus het voedselaanbod, en de groei van het perifyton.

Verandering van stromingspatroon en stroomsnelheid behoort tot de meest kenmerkende gevolgen van beeknormalisatie. Stagnatie van het water bevordert de slibafzetting. Hoe groter de organische belasting en de hoeveelheid gesuspendeerde materie, hoe meer er zal bezinken. Vooral in de effluentbeken wordt slib afgezet. Het hangt van de stroming af, of de sliblagen dicht aan de oppervlakte van de bodem liggen of dat er een laagje zand overheen gespoeld is. Daarnaast zorgt afstervend plantaardig en dierlijk materiaal voor groei van de detritus-/sliblaag. In bijlage 12 is globaal weergegeven, hoe het bodemprofiel er gemiddeld genomen uitzag, vastgesteld met behulp van een steekbuis.

In bijlage 12 wordt ook een beeld gegeven van de stroomsnelheid in de beken, zoals gemeten tijdens het onderzoek.

Bepaalde taxa hebben een dusdanige relatie met stroming, dat hun aanwezigheid op een plaats zonder meer duidelijk maakt, dat op de betreffende bemonsteringsplaats permanent sprake is van stroming. Zij functioneren als stromingsindicatoren. Het is van belang, dat taxa informatie verschaffen over het stromingskarakter van een beek. Het is moeilijk om aan de hand van incidentele bezoeken in het veld daaromtrent een goed totaalbeeld te krijgen.

Gardeniers en Tolkamp (8) hebben een aantal van de meest voorkomende soorten c.q. taxa zgn. stroomsnelheidsfactoren toegekend, variërend van 1 (laag) tot 5 (hoog). Mol geeft in zijn "Limnofauna Neerlandica" voor alle soorten globale milieuindicaties, waarbij de categorieën 4 en 6 duiden op stilstaand/langzaam stromend resp. stromend water.

Een scherp onderscheid tussen soorten van stromend en van stilstaand water is niet te maken. Stromend-watersoorten hebben vaak een zekere

tolerantie voor stilstaand water, omdat dit soms ook stromend-water-aspecten vertoont. Soorten van stilstaand water accepteren vaak een zekere stroming. Daarom kunnen genoemde factoren of indicaties niet al te rigoureuus van toepassing verklaard worden. Toch kan gesteld worden, dat de aanwezigheid van macrofauna, die in dezen de hoogste waarden scoort, de betreffende bemonsteringsplaats reeds in belangrijke mate karakteriseert.

Op basis van de aanwezigheid van bepaalde stromingsindicatoren, en informatie uit figuur 6, is de groep van onderzochte beken globaal in te delen in beken, waarbij doorgaans sprake is van een stroming van minstens 10 à 15 cm/s, en beken, die steeds weer gedurende een soms niet gering deel van het jaar nauwelijks of geen stroming vertonen ( $v < 5$  cm/s).

De lijst van stromingsindicatoren, aangetroffen tijdens het onderzoek, maakt onderdeel uit van het systeem (zie tabel 6).

### 6.3. Analyse chemische gegevens

De aard van sommige parameters, met name BZV en zuurstofgehalte, vraagt om een voorzichtige interpretatie van de resultaten van routinematig verrichte metingen.

#### **biochemisch zuurstofverbruik**

Bij het gebruik van het BZV als parameter voor de bepaling van de oppervlaktewaterkwaliteit zijn kritische kanttekeningen te plaatsen. Het BZV is een klassiek te noemen parameter, die relativerend benaderd moet worden (29). Het viel evenwel buiten het bestek van dit onderzoek chemische parameters aan een nader onderzoek te onderwerpen (zie de opmerkingen in het volgende, over zuurstofmetingen). Hier wordt slechts gebruik gemaakt van het gemiddelde BZV over langere perioden, ter aanduiding van grootte-orden.

#### **zuurstofhuishouding**

Genormaliseerde beken kunnen gedurende een zekere tijd van het jaar in hun verschijningsvorm overeenkomsten vertonen met bepaalde sloten. Het feit, dat ze een groot deel van het jaar vrij ondiep zijn, draagt bij tot (onder andere) de volgende verschijnselen (15, 32):

- de bodem speelt een belangrijke rol bij uitwisselingsprocessen in het ecosysteem;
- de zichtdiepte is vaak maximaal - het licht bereikt dus de bodem;
- er is, bevorderd door het ontbreken van beschaduwing, een uitbundige groei van hogere waterplanten, die substraat vormen voor andere organismen;
- de watermassa wordt "diepgaand" beïnvloed door de dag- en nachten- en seizoensfluctuaties in temperatuur en andere klimatologisch bepaalde factoren.

In dit complexe milieu komt een grote ruimtelijke en tijdsbepaalde variatie voor in de concentratie van opgeloste zuurstof: ruimtelijke variatie in de lengte, en soms in de breedte en de diepte van de watergang; tijdsbepaalde variatie via het dag- en nachtritme en de

afwisseling der seizoenen. De fluctuaties kunnen verklaard worden uit de stofwisselings- en ademhalingsactiviteiten van dieren en planten, en uit de veranderingen in de klimatologisch bepaalde variabelen, zoals temperatuur, zonnestraling, diepte en stroomsnelheid. Zowel de biomassa van de vegetatie als de klimaatfactoren hebben een maximum of maximale betekenis in de zomer, en een minimum in de winter. De zuurstofconcentratie loopt parallel met dat patroon. Belangrijk is, dat in de zomer de maximum- en minimumtemperatuur, gezien over één etmaal, verder uit elkaar liggen dan in de winter.

De grote wisselingen in zuurstofconcentratie maken het interpreteren van analysestaten problematisch. Een vergelijking van de cijfers dient op zijn minst gekoppeld te worden aan het tijdstip van meting. Incidentele, éénmalige metingen, die op willekeurige tijdstippen plaatsvinden, geven niet de meest bruikbare informatie. Vergelijken heeft alleen zin als in de meet- of bemonsteringsprogramma's vaste volgorden en vaste patronen zitten. Wordt een bemonsteringsplaats steeds rond dezelfde tijd bezocht, dan wordt in elk geval de dagelijkse fluctuatie in zekere mate omzeild. Bij het vergelijken van de beken onderling en van de absolute waarde van de cijfers blijven de problemen toch bestaan.

### 6.3.1 karakterisering bemonsteringsplaatsen

De bemonsteringsplaatsen zijn aan de hand van de gemiddelden van de chemische parameters BZV,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , EGV en/of Cl-gehalte, en  $\text{O}_2$ -gehalte groepsgewijze in een bepaalde volgorde - van "gunstig" naar "minder gunstig" - te plaatsen. Zie daarvoor de tabellen in bijlage 13, waarin de verticale rangschikking in eerste instantie is gebaseerd op de BZV-gegevens.

Reeds zonder een nadere bewerking is te zien, dat groepen onderscheiden kunnen worden, zoals weergegeven in de tabellen 2 en 3.

De gemiddelden over de periode april t/m september wijken af van de jaargemiddelden, maar de gradiënt blijft intact.

Tussen de groepen zijn bij een dergelijke benadering geen scherpe grenzen te trekken. De beken zijn geplaatst op grond van het gezamenlijk voorkomen van de betreffende kenmerken. In de groepen 1, 2 en 3 komen slechts effluentbeken voor. Daarvan zijn de beken in groep 3 het minst verontreinigd. ENTE heeft een relatief gunstige BZV. MARM en MIDD onderscheiden zich in genoemde chemische factoren niet of nauwelijks van sommige niet door rwzi's beïnvloede beken. Hierbij speelt de relatief grote afstand tussen lozingspunt en bemonsteringsplaats een rol. Ook de beïnvloeding van WATE is betrekkelijk gering, hoewel de bemonsteringsplaats slechts enkele honderden meters stroomafwaarts gelegen is van het punt waar geloosd wordt.

Wat betreft de relatie tussen de IMP-waterkwaliteitseigenschappen kan opgemerkt worden, dat relatief hoge BZV-waarden ( $> 6 \text{ mg/l}$ ) vaak samengaan met relatief hoge ammoniumgehalten en lage zuurstofgehalten. Omgekeerd geldt dit echter niet: hoge BZV-waarden komen slechts op beperkte schaal voor, relatief lage zuurstofgehalten en hoge ammoniumgehalten kunnen vaker worden aangetroffen.

gr	bemonsteringsplaatsen	BZV (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	EGV (µS/s)	O <sub>2</sub> (% verz.)
5	ITTE, BROE, POEL, ELSG	<2.5	<0.6	<550	>95
4	HOGGR, DEUR, HAGM, BOWA MART	2 -3	0.5-1	450-600	55- 85
3	ENTE, WATE, MARM, MIDD	2.5-4	0.7-2	450-650	50- 70
2	EXAA, GAMM, BOR1, BOLS	3.5-6	3 -7	600-950	50- 65
1	BOR2, BERF	>6	>10	>1000	<65

Tabel 2. Gradatie in verontreiniging, op basis van jaargemiddelden  
(tabel A van bijlage 13). gr = groep

gr	bemonsteringsplaatsen	BZV (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Cl (mg/l)	O <sub>2</sub> (% verz.)
5	REUS, ITTE, POEL, KLAA BROE, GRBE, KLBE, ELSG	< 2	<0.5	<40	>80
4	HOGGR, HAGM, BOWA, MART BUAA, DEUR, LEYG, ASAA	2-4	0.5-1	35-55	45-95
3	ENTE, WATE, MARM, MIDD	3-4	0.5-3	45-65	45-75
2	EXAA, GAMM, BOR1, BOLS ZAND	5-7	4 -8	>65	45-65
1	BOR2, BERF, STLO	>6	>10	>65	<60

Tabel 3. Gradatie in verontreiniging, op basis van gemiddelden van  
april t/m september (tabel B van bijlage 13). gr = groep

Het O<sub>2</sub>-gemiddelde, zoals opgenomen in de tabellen 2 en 3, draagt weinig bij tot een duidelijke afbakening van de onderscheiden groepen. Veelzeggender is tabel C in bijlage 13. Daaruit blijkt, dat in de groepen 1 en 2 (de beken vanaf DIL0) zeer lage zuurstofgehalten kunnen voorkomen en dat de hoogste waarden in die groepen meestal nauwelijks boven de 90 % liggen. In groep 5 (de beken tot HOGGR) zijn meestal zowel de laagste als de hoogste waarden redelijk tot zeer goed te noemen.

In een aantal verontreinigde beken wordt het zuurstofgehalte waarschijnlijk gunstig beïnvloed door de aanwezigheid van stroming (BERF, BOR1, GAMM, WATE, BUAA, ZAND), in een aantal niet verontreinigde beken ongunstig door de afwezigheid van stroming (KLBE, ELSG, HOGGR, HAGM, BOWA).

De voorgaande benadering wordt in grote lijnen bevestigd door het resultaat van de toepassing van het programma CLUMSI op de chemiegegevens. Uitgaande van een verwantschapsberekening op basis van de parameters O<sub>2</sub>%, BZV, N Kj, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, tot-P, Cl of EGV (mits voorhanden) leidt de clusteranalyse steeds tot een tweedeling tussen beken die geen of weinig effluent voeren en effluentbeken. Binnen de groep van de niet-effluentbeken blijken in Twente POEL,



DEUR, HAGM en HOGR chemisch op elkaar te lijken, ITTE en BROE eveneens, en verder MIDD, BOWA, ELSC en MART. Binnen de groep van de effluentbeken tonen WATE en ENTE zich chemisch verwant. BERF, BOR2, BOR1, EXAA, GAMM en BOL5 vormen een cluster (zie bijlage 13).

In Noord-Brabant wijkt de effluentbeek STLO zeer af van de andere beken. Ook ZAND en DIL0 clusteren, als sterk verontreinigde beken, niet snel met de andere beken. REUS, KLBE en GRBE tonen de neiging tot clusteren, evenals KLAA en ASAA. BUAA en LEYG gedragen zich wisselvallig (zie bijlage 13).

Combinatie van de gegevens uit beide onderzoekgebieden, die alleen betrekking kan hebben op de 6 à 7 bepalingen in de periode april t/m september, laat zien, hoe de beken uit de verschillende gebieden zich verhouden ten opzichte van elkaar. STLO en ZAND scharen zich bij de verontreinigde Twentse beken, voor het overige is, al naargelang het jaar, het beeld wat wisselend. Vooral schonere beken blijken nog wel eens van cluster te wisselen (figuren 7 en 8).

Deze resultaten komen goed overeen met de interpretaties, vastgelegd in de tabellen 2 en 3, die plaatsvonden op basis van minder parameters. Zij vormen onderdeel van de basisgegevens die leiden tot het systeem.

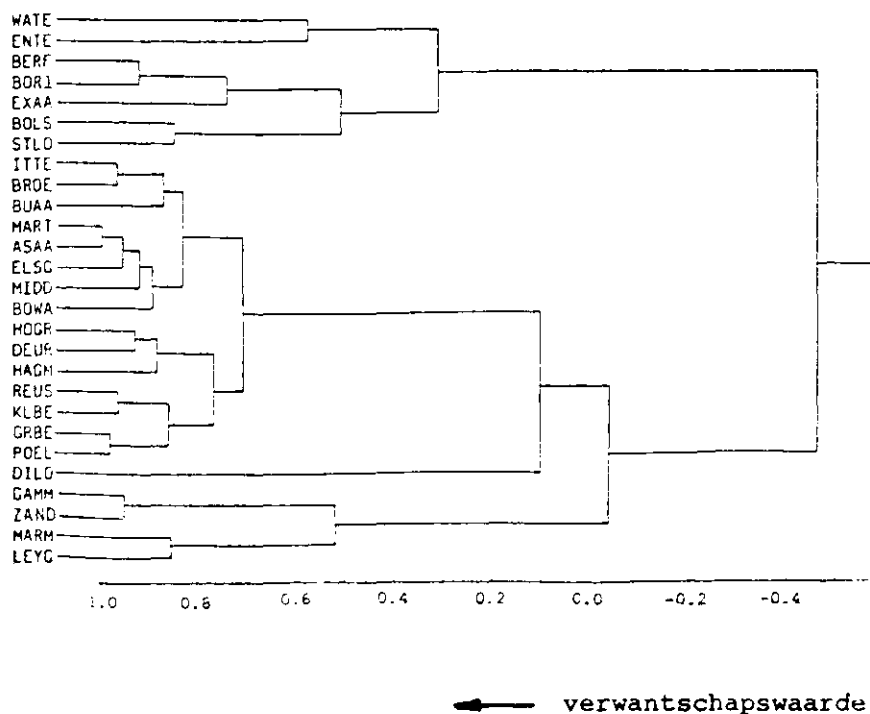


Fig. 7. CLUMSI-dendrogram chemische analyse Twentse en Noordbrabantse beken, april-september 1984.  
Verwantschapsberekening op basis van O<sub>2</sub>%, BZV, N Kj, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2/3</sub>-N, tot-P, Cl (zie bijlage 13).

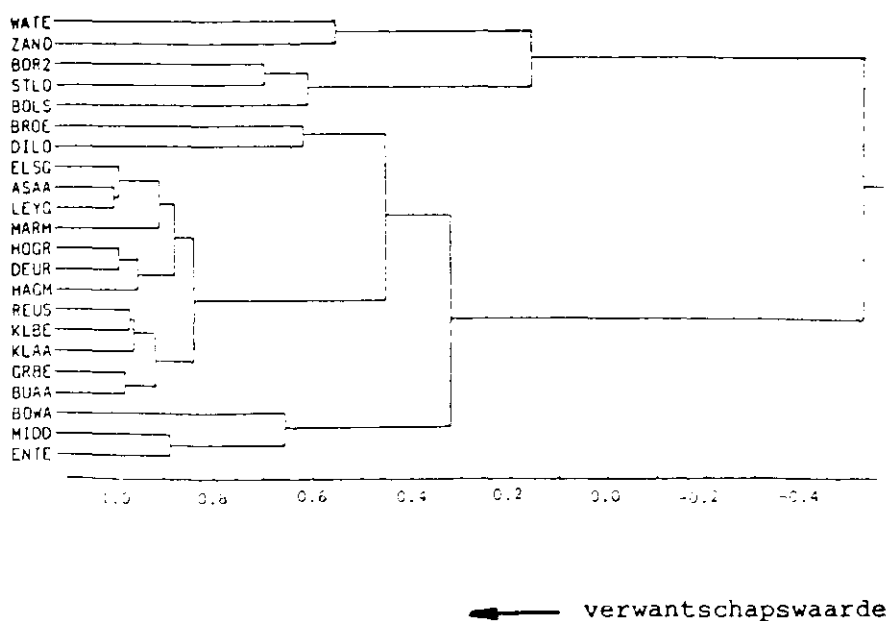


Fig. 8. CLUMSI-dendrogram chemische analyse Iwentse en Noordbrabantse beken, april-september 1985.  
 Verwantschapsberekening op basis van O<sub>2</sub>%, BZV, N Kj, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2/3</sub>-N, tot-P, Cl (zie bijlage 13).

### 6.3.2 relatie met de macrofauna

Vanwege de aanwijzing, dat bodemonsters een betere indruk lijken te geven van de gevolgen van organische verontreiniging dan plantenmonsters, is TWINSPAN toegepast op het bestand aan bodemonsters. Voor de gekozen bewerkingen zij verwezen naar bijlage 10.

Figuur 9 geeft het resultaat weer, in de vorm van een dendrogram. Ook hier valt vooral de tweedeling tussen effluent- en niet-effluentbeken op. Verder ondersteunt dit dendrogram voor een belangrijk deel de in 6.3.1 gemaakte indeling. Alleen de scheiding tussen de groepen 2 en 3 en de groepen 4 en 5 is minder scherp (zie de clusterweergave in figuur 9).

Behalve door de grootte-orde van bepaalde fysisch-chemische parameters worden de verontreinigingsgroepen gekenmerkt door (typische aantallen van) een bepaalde macrofauna. TWINSPAN en DECORANA hebben daaromtrent aanwijzingen gegeven. Daarnaast is het programma WA gebruikt om, op basis van weging der monsters, een soortenrangorde te bewerkstelligen, corresponderend met de verontreinigingsgradiënt in de aangeboden data.

Een uitvoerige neerslag van de gecombineerde bevindingen is weergegeven in bijlage 14.

clusternummers

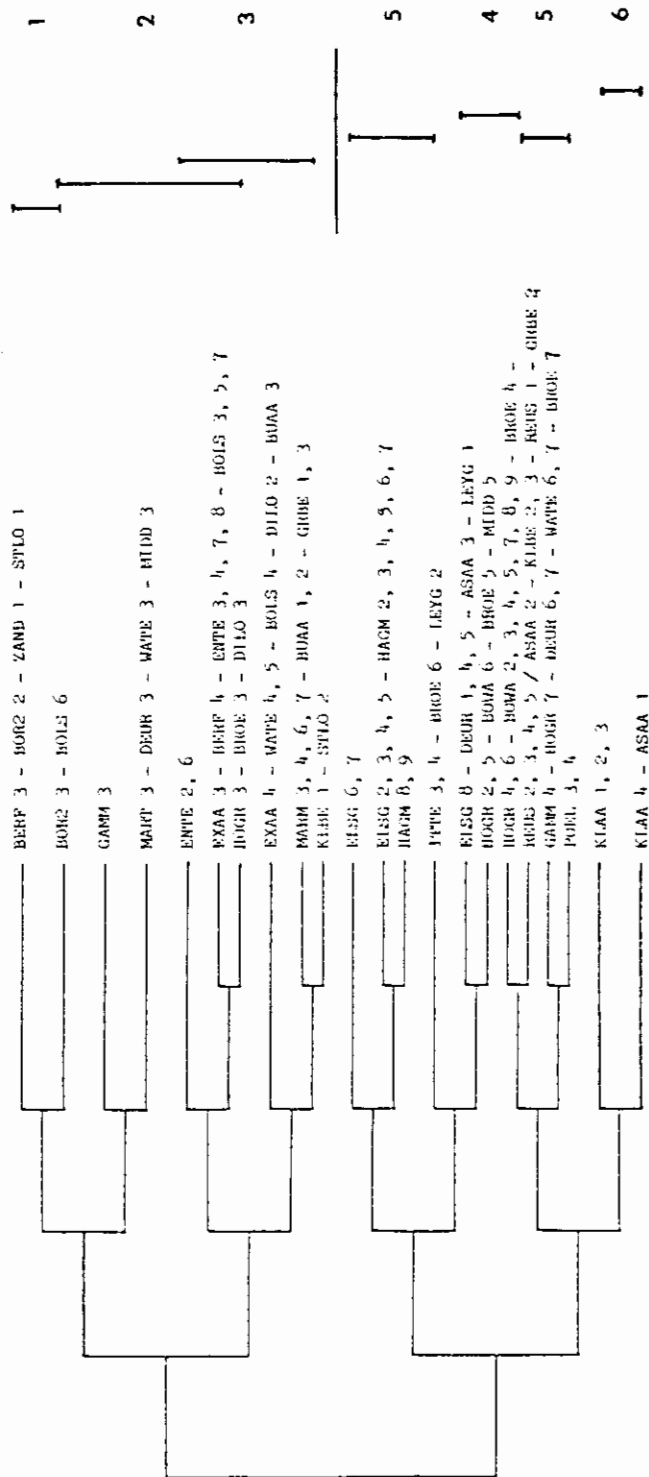


Fig. 9. IWINSpan-dendrogram van de 103 bodemonsters (opties als weergegeven in bijlage 10).

De codes voor de bemonsteringsplaatsen worden verklaard in bijlage 4; met behulp van de cijfers bij de codes zijn per bemonsteringsplaats de monsters te onderscheiden. De clusters zijn genummerd als in 6.3.1 (zie tekst).

Tabel 4 laat zien, dat een combinatie van de indeling in stromende en minder stromende beken met de indeling in verontreinigingsgroepen (chemisch en faunistisch) een nadere precizering oplevert van de positie van de onderzochte beken (zie ook figuur 3).

		stroming	
		stromend	minder stromend
v g r o e p t r e i n i g i n g s -	1	BERF, BOR2	STLO
	2	BOR1, ZAND, GAMM	BOLS, EXAA, DIL0
	3	WATE, BUAA	ENTE, MARM
	4	DEUR, MIDD, ASAA	BOWA, MART, GRBE, HAGM, LEYG, HOGR
	5	ITTE, BROE, POEL, REUS	ELSG, KLBE
	6	KLAA	

Tabel 4. Indeling van de onderzochte beken, als resultaat van het combineren van de indeling naar stroming en de indeling in verontreinigingsgroepen.

#### 6.4 Analyse overige gegevens

##### **bodemslibanalyse**

De resultaten van de bodemslibanalyse (zie bijlage 9) geven het gemiddelde gehalte, zoals dat werd aangetroffen in mengmonsters van de bovenste centimeters van de bodemlaag.

Enkele kanttekeningen bij de interpretatie van de absolute waarde van de cijfers:

- Het is de vraag, bij welke gehalten aan zware metalen het referentieniveau ligt in een genormaliseerde beek.
- De analyses hebben niet betrekking op echt slib (deeltjes  $< 16 \mu$ ), maar op deeltjes  $< 0.050$  mm. Aangezien zware metalen zich vooral hechten aan de slibdeeltjes, valt te verwachten, dat een analyse van het pure slib hogere gehalten zou hebben opgeleverd.
- De processen, die bepalen of zware metalen al dan niet door organismen worden opgenomen, zijn gecompliceerd. Dat wordt vooral veroorzaakt door het feit, dat de metalen in het milieu vaak voorkomen in diverse bindingsvormen, die waarschijnlijk verschillende uitwerkingen hebben op organismen, terwijl daarnaast organismen van hun kant invloed kunnen uitoefenen op die bindingsvor-

men (27).

Uit vergelijking van de resultaten onderling blijkt, dat de invloed van rwzi-lozingen zich nadrukkelijk doet gelden. De effluentbeken EXAA, BERF, BORN, BOLLS, GAMM en ENTE worden gekenmerkt door relatief hoge Cd-, Cr-, Cu-, Hg-, Pb- en Zn-gehalten. Voor het Ni-gehalte is het beeld minder duidelijk. Bij het As- en Al-gehalte is geen sprake van een bepaalde lijn. Gemiddeld zijn de gehalten voor IITE, BROE en ELSG over de gehele linie het laagst.

**Deze gegevens vormen een ondersteuning van de keuze van de bemonsteringsplaatsen.**

De GTD Oost-Brabant inventariseerde de zware metalen in de onderwaterbodems in haar beheersgebieden. Daarvoor wordt verwezen naar GTD Oost-Brabant (12a, 12b).

### vegetatie

Een globale uitwerking van de met behulp van de Tansley-codering verzamelde gegevens leverde weinig concreets op. Gedetailleerder verwerking van deze gegevens viel buiten het bestek van het onderzoek. Daarom volgt een korte beschrijvende weergave van de bevindingen.

Elodea nuttallii (Smalle waterpest) is in de meeste beken toonaangevend in de vegetatie. Slechts in enkele beken speelt een andere waterplant een zeker zo belangrijke rol, namelijk Nuphar lutea (Gele plomp) in Itterbeek, Broekbeek, Hagmolenbeek, Hollandse Graven en (in mindere mate) Middensloot. Maar ook daar is Elodea nuttallii doorgaans een van de abundant voorkomende nevensoorten.

Poelbeek, Deurningerbeek, Kleine Aa, Boulder Aa en Steegsche Loop waren in zoverre afwijkend, dat daarin relatief weinig vegetatie voorkwam.

Er is een groep van soorten, die bijna steeds (in wisselend gezelschap) voorkomen: Elodea nuttallii, Callitriche sp. (Sterrekroos), Lemna minor (Klein kroos), Glyceria fluitans (Mannagras), Glyceria maxima (Liesgras), Phalaris arundinacea (Rietgras), Myosotis palustris (Moerasvergeet-mij-nietje), Potamogeton crispus (Gekroesd fonteinkruid), flap. Daarnaast zijn er diverse soorten, die een enkele keer tot zeer regelmatig worden aangetroffen, maar niet in dezelfde frequentie als de genoemde of lang niet in elke beek.

Een globale beschouwing als in het onderhavige onderzoek leidt tot de vaststelling, dat de vegetatie in en langs genormaliseerde beken over het geheel genomen zeer genivelleerd lijkt te zijn. In het kader van het onderzoek is niet gezocht naar eventueel aanwezige subtiele invloeden van de waterkwaliteit op de samenstelling van de plantengemeenschap, gesteld dat die invloeden losgemaakt zouden kunnen worden uit de veelheid van standplaats beïnvloedende factoren.

Overigens is de gemeenschap op zich waarschijnlijk niet eens kenmerkend te noemen voor de genormaliseerde beek, maar komt zij in het geëutrofiëerde Nederland ook in andere typen wateren voor.

### 6.5 Seizoensaspecten

Veel macrofaunasoorten zijn zeer seizoensafhankelijk. De soorten-

samenstelling van een gemeenschap wijzigt zich doorlopend. Soorten kunnen perioden van aanwezigheid afwisselen met perioden van ogenschijnlijke afwezigheid of kunnen sterk wisselen in abundantie.

Om enig inzicht te krijgen in dit seizoensaspect heeft een bewerking met DECORANA plaatsgevonden van de bodemonsters uit die beken die twee maal een jaar rond (1984 en 1985) bemonsterd werden: HAGM, ELSG, DEUR, BROE, BOWA, HUGR, MARM, WATE, ENTE en BOLS. De eerste as toont een rangschikking naar kwaliteit. Vervolgens is nagegaan, hoe de beken c.q. bemonsteringsplaatsen op basis van de soortensamenstelling in de loop van de seizoenen heen en weer schuiven langs deze as (zie tabel 5).

beek	1984			1985		
	voorjaar	zomer	najaar	voorjaar	zomer	najaar
HAGM	+ 28	- 41	+ 8	+ 14	- 24	+ 13
ELSG	+ 34	- 42	+ 27	+ 19	- 55	+ 15
DEUR	+ 17	- 19	+ 28	- 11	- 34	+ 9
BROE	+ 23	- 20	+ 10	+ 16	- 29	+ 32
BOWA	+ 16	- 28	+ 5	+ 14	- 17	- 9
HUGR	+ 27	- 36	+ 33	+ 26	- 17	+ 1
MARM	- 11	- 23	- 1	+ 19	- 45	- 6
WATE	+ 33	- 12	- 8	+ 9	+ 34	- 11
ENTE	+ 34	- 21	+ 13	- 8	+ 13	- 10
BOLS	+ 14	- 40	+ 35	+ 18	- 28	+ 2

Tabel 5. De verschuiving van de beken c.q. bemonsteringsplaatsen, op basis van de soortensamenstelling, per seizoen ten opzichte van het voorafgaande seizoen (jaren 1984 en 1985), langs de eerste as (verwerking met DECORANA).

De cijfers geven de mate van verschuiving weer.

De wintersituatie van begin 1984 is op 0 gesteld.

(+ verbetering                      - verslechtering)

Het schommelen van de macrofaunasamenstelling is een voor alle beken geldend verschijnsel. Globaal is elk seizoen voor alle beken steeds een verschuiving in dezelfde richting (- of +) waar te nemen. Er komen enkele afwijkingen voor, met name bij WATE en ENTE. De oorzaken daarvan zijn niet direct te achterhalen. Als zich geen bijzondere omstandigheden voordoen, wordt een beweging beschreven rond een gemiddelde positie. Figuur 10 geeft die gemiddelde positie weer, en laat tevens een kwaliteitsvolgorde zien, die door de seizoenen heen steeds vrij constant blijkt te zijn.

De macrofaunasamenstelling is aan voortdurende verandering onderhevig. Vaak gaat het hierbij echter per beek om faunistische variaties bij één bepaalde graad van verontreiniging. Bij éénmalige bemonstering dient men zich deze faunistische marge te realiseren. Wordt tijdens meer seizoenen bemonsterd, dan wordt een betere indruk verkregen van de gemiddelde toestand.

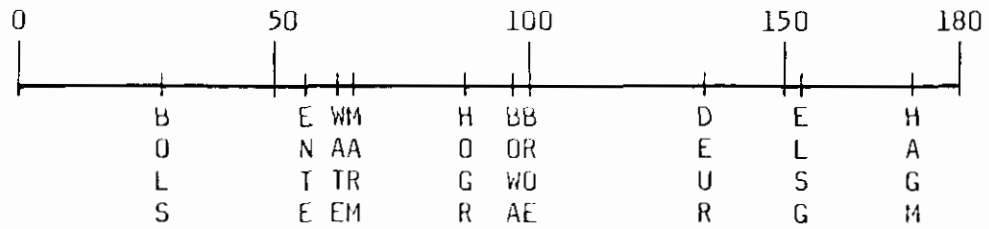


Fig. 10. De gemiddelde positie van de beken c.q. bemonsteringsplaat-  
sen langs de eerste as, aangeduid met de absolute waarden  
uit de DECORANA-verwerking.  
 Van links naar rechts neemt de kwaliteit toe.

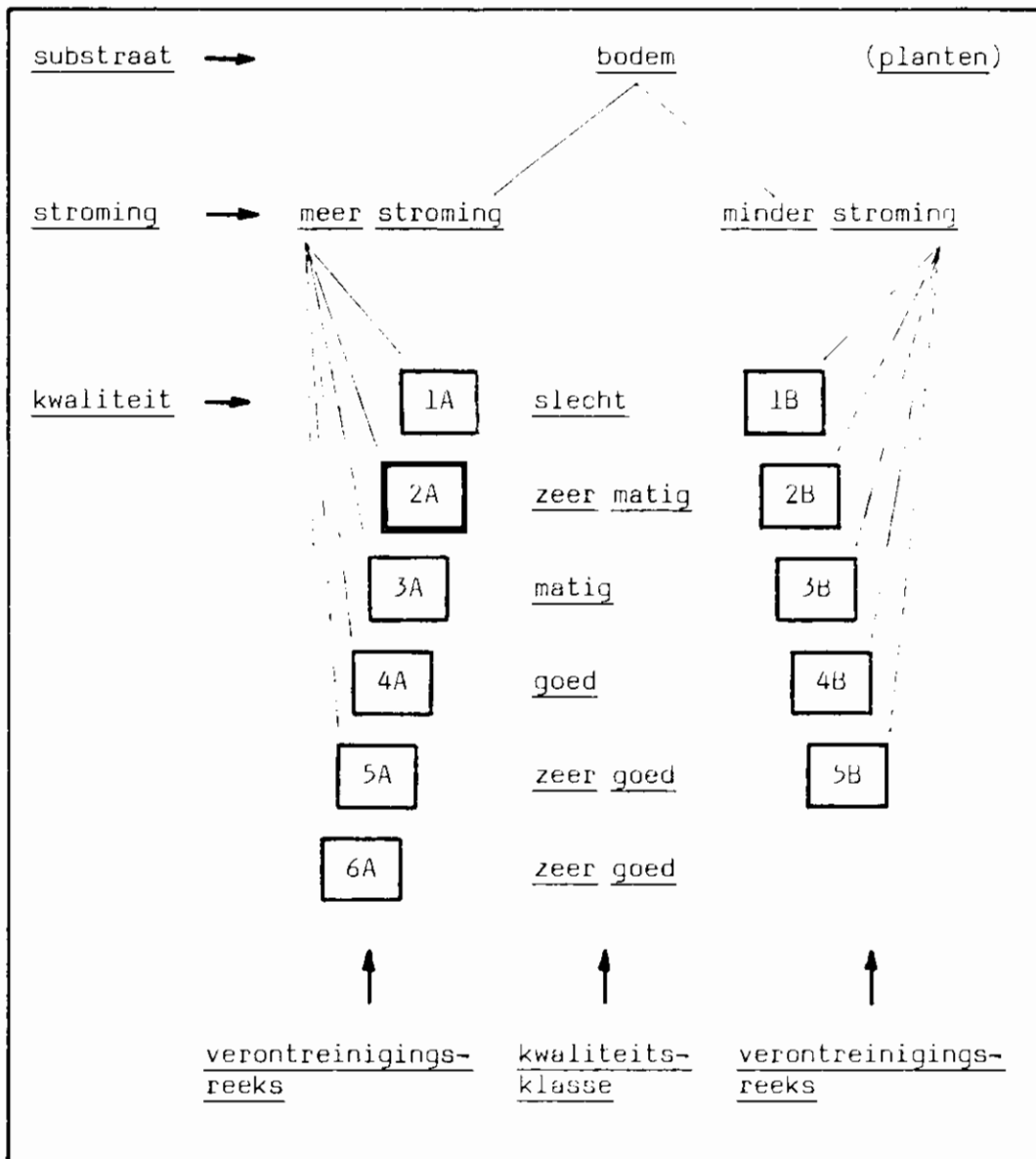
Bij de ontwikkeling van het systeem is voor het seizoenseffect gecor-  
 rigeerd, zowel door de soortenlijst vrij uitgebreid te houden als  
 door de abundantie der soorten slechts in bepaalde gevallen gewicht  
 toe te kennen.

## 7 HET BEOORDELINGSSYSTEEM

Bij het ontwerpen van het beoordelingssysteem wordt achtereenvolgens rekening gehouden met de aard van het **bemonsterde substraat**, het **stromingskarakter** van de beek en de **verontreinigingstoestand** van de beek.

### 7.1 Raamwerk van het systeem

Het raamwerk in figuur 11 geeft weer, hoe de genoemde factoren geïntegreerd zijn ondergebracht in een systeem dat overigens hiërarchisch is opgezet.



Figuur 11. Bemonsterd substraat, stroming en kwaliteit in één hiërarchisch raamwerk.



De aard van het bemonsterde substraat speelt een dominerende rol. Soorten, die plantenmonsters kenmerken, zijn vaak taxa, die minder discrimineren naar kwaliteit. Bovendien zijn planten niet altijd aanwezig. **Om redenen van vergelijkbaarheid en het scheppen van de mogelijkheid tot continue toepassing van het systeem worden afzonderlijke plantenmonsters niet bij de beoordeling betrokken.** Er dient zo goed mogelijk een bodemonster genomen te worden. In het systeem wordt er wel rekening mee gehouden, dat bodemonsters vaak onvermijdelijk een aandeel planten bevatten (zie de omschrijving van bodemonsters in 5.1.1). "Plantenfauna" speelt daarom toch een rol in het systeem.

Vervolgens is stroming een discriminerende factor. Er wordt onderscheid gemaakt tussen stromende en minder stromende beken (zie 6.2.3). **De aanwezigheid van minstens drie soorten die stroming indiceren is het criterium om een beek in te delen bij de stromende beken.** De kans bestaat, dat een stromende beek als gevolg van een te gering aantal stromingsindicatorsoorten niet goed ingedeeld wordt. Meestal is er dan sprake van een sterke verontreiniging en een gering aantal soorten. In dat geval wordt de uiteindelijke beoordeling er niet door beïnvloed.

De derde stap in de hiërarchische opbouw betreft het onderscheiden van **twee verontreinigingsreeksen, één bij de stromende beken en één bij de minder stromende beken.** Elke reeks is een glijdende schaal, waarlangs omstandigheden geleidelijk verbeteren of verslechteren. Levensgemeenschappen lopen vloeiend in elkaar over. Theoretisch kunnen ontelbaar vele klassen worden onderscheiden. Om het systeem praktisch hanteerbaar te maken moet evenwel een overzichtelijk aantal groepen, gekenmerkt door een bepaalde macrofauna, aangeduid worden. Aantal en indeling van de groepen zijn tot stand gekomen op basis van de chemische, fysische en faunistische gegevens uit hoofdstuk 6.

Genoemde reeksen lopen echter wel dusdanig parallel, dat ze globaal dezelfde kwaliteitsklassen doorlopen. Dat verklaart, waarom er zes resp. vijf verontreinigingsgroepen worden onderscheiden, en niet elf kwaliteitsklassen.

#### **filosofie achter raamwerk en systeem**

Bij het ontwikkelde systeem is de meest verontreinigde situatie de uitgangssituatie of referentie. Het andere einde van de schaal wordt min of meer open gelaten. De verbetering van de omstandigheden hoeft dus niet op te houden bij een punt waar men de meest ideale genormaliseerde beek gedefinieerd denkt te hebben (als er al een dergelijk punt is). De genormaliseerde beek is zelf al het produkt van het ingrijpen van mensen, die omstandigheden naar hun hand hebben gezet. Een praktische overweging bij deze aanpak van het systeem is de volgende. Naarmate de organische verontreiniging minder wordt, worden andere factoren dan deze verontreiniging steeds belangrijker. Uiteindelijk kunnen zelfs subtiele verschillen, die hun oorsprong vinden in de plaatselijke omstandigheden, tot uitdrukking komen via de macrofauna. Kwaliteitsverschillen gaan overheerst worden door typologische verschillen. Het is makkelijker te werken vanaf de andere kant en te trachten de geleidelijke "uitwaaiering" binnen één systeem te houden, dan te starten vanuit een onwerkbaar groot en ook moeilijk vast te stellen aantal schone varianten, die als het ware elk op zich vragen om een eigen beoordelingssysteem.

Bij een toch vrij grove indeling als de gehanteerde is vóór de groepen 1A en 1B slechts de weinig interessante en gemakkelijk herkenbare toestand van het "dood water" denkbaar (33).

In figuur 11 is gevisualiseerd, dat 1A en 1B dichter bij elkaar liggen dan 5A en 5B.

## 7.2 Invulling met soorten

Bijlage 14 levert het uitgangsmateriaal voor de invulling van het systeem met soorten. Deze bijlage mag echter niet verward worden met het ontwikkelde systeem zelf; bijlage en systeem lopen wel parallel maar zijn niet uitwisselbaar.

Uitgangsgegeven was verder, dat bij vermindering van de verontreiniging nieuwe soorten verschijnen. De levensgemeenschappen op de meeste plaatsen blijken een groep soorten gemeenschappelijk te hebben. Naarmate de omstandigheden verbeteren, komen er soorten bij en wordt de diversiteit groter. Slechts een gering aantal soorten verdwijnt volledig. Wanneer de omstandigheden verslechteren, neemt het aantal soorten af en wordt de diversiteit kleiner. Slechts enkele soorten komen er nog bij.

Bijlage 14 geeft aan, in welke groep van de beide verontreinigingsreeksen de soorten voor het eerst verschijnen. Het nummer van die groep wordt het rangordecijfer voor de soort. Een aantal soorten, met kenmerkende abundantieverschillen reagerend op verschillen in verontreiniging, kreeg cijfers voor de verschillende abundantieklassen en daarmee voor meerdere groepen. De rangordecijfers worden vermeld in tabel 6 (zie blz. 48 t/m 51).

Bij deze procedure is het aantal soorten teruggebracht tot de circa 150 soorten van tabel 6. De overige taxa zijn al te zeer overkoepelend, komen te incidenteel voor, hebben geen of te weinig indicatieve waarde of zijn soorten die typisch zijn voor een ander milieutype dan de beek (oever, land, tijdelijk droogvallend milieu).

Globaal kan gesteld worden: hoe meer soorten met hoge rangordecijfers in een monster voorkomen, hoe beter de kwaliteit van het water is.

Om de beoordeling exacter te maken en een kwantitatief karakter te geven, moet de vraag beantwoord worden hoeveel soorten met een hoog rangordecijfer aanwezig moeten zijn om de kwaliteit van een monster hoger aan te slaan dan die van een ander monster.

De invloed van de toevallige aan- of afwezigheid van een soort dient uitgeschakeld te worden. Het voorkomen of niet-voorkomen van taxa in (genormaliseerde) beken is zelden absoluut. Een soort kan altijd eens een keer afwezig zijn of niet gevangen worden, of incidenteel voorkomen waar men hem niet direct zou verwachten. Zowel dit feit als de factor monstergrootte wordt gerelativeerd door het aantal soorten met de hoogst aanwezige rangordecijfers via een percentage te relateren aan het totale aantal gevonden indicatorsoorten. Over het algemeen gaat het aantreffen van veel soorten met een hoog rangordecijfer gepaard met het aantreffen van veel indicatorsoorten, en gaat het aantreffen van minder of weinig soorten met een hoog rangordecijfer gepaard met het aantreffen van minder of weinig indicatorsoorten. Het blijkt mogelijk het aantal soorten met een hoog rangordecijfer uit te drukken als een bepaald percentage van het totaal aantal indicatorsoorten. Via de methode van trial-and-error op de monsters uit het

gegevensbestand is dit percentage vastgesteld op 11 %. Het percentage 11 % heeft als bijkomend voordeel, dat het nooit een geheel getal oplevert. Daardoor zal de grens (zie voorbeeld) nooit precies tussen twee groepen in vallen.

### Voorbeeld

In een monster komen indicatorsoorten voor met de volgende rangordecijfers:

1. ///// /////
2. ///// ///
3. ////
4. ///
5. //
- 6.

Het monster telt 27 indicatorsoorten; 11% daarvan is 2.97.

De grens, die bepaalt tot welke groep het monster gerekend moet worden, ligt bij 2.97 soorten met de hoogste rangordecijfers.

M.a.w.: de plaats, waar de 2.97ste soort met een hoog rangordecijfer zich bevindt - de telling beginnend bij het hoogste cijfer - bepaalt de indeling bij een groep.

In het voorbeeld bevindt deze soort zich in groep 4. Dus: verontreinigingsgroep 4, kwaliteitsaanduiding "goed".

### 7.3 Het systeem

Belangrijk onderdeel van het systeem is tabel 6. Deze tabel telt drie kolommen.

Kolom 1 geeft een alfabetisch gerangschikte opsomming van de soorten die in het systeem een rol spelen.

Kolom 2 geeft aan, of een soort als stromingsindicator aangemerkt moet worden (x) of niet (-).

Kolom 3 is onderverdeeld, op basis van het onderscheid tussen de beide verontreinigingsreeksen. In deze kolom worden de rangordecijfers voor de soorten weergegeven. Sommige soorten krijgen een cijfer in één reeks, andere soorten in beide reeksen. Daarnaast wordt bij sommige soorten de abundantie betrokken bij het toekennen van cijfers.

#### het beoordelen van een monster

I

Bepaal, met behulp van tabel 6, het aantal stromingsindicatorsoorten in de soortenlijst. Is dit 3 of meer, dan wordt de beek beschouwd als behorend tot de stromende beken (verontreinigingsgroepen 1A t/m 6A). Is dit minder dan 3, dan wordt de beek beschouwd als behorend tot de minder stromende beken (verontreinigingsgroepen 1B t/m 5B).

II

Stap a. Geef alle soorten uit het monster, die voorkomen in tabel 6, het bijpassende rangordecijfer uit de derde kolom van deze tabel. Bepaal, hoe vaak het monster een bepaald cijfer

scoort.

Stap b. Bepaal het totale aantal aangetroffen indicatorsoorten. Bepaal het getal X, d.i. 11 % van het totale aantal indicatorsoorten.

Stap c. Bepaal het aantal soorten met het hoogst aanwezige cijfer, vervolgens met het op één na hoogst aanwezige cijfer, daarna met het op twee na hoogst aanwezige cijfer, enz. Tel, beginnend bij de soorten met het hoogste cijfer, de soorten op, en stop zodra het bij b. gevonden getal X bereikt is. Het rangordecijfer waarbij X wordt bereikt, geeft aan bij welke kwaliteitsklasse het betreffende monster ingedeeld moet worden.

Is er maar één soort met het hoogst aanwezige cijfer, dan telt deze niet mee en begint stap c bij het volgende hoogst aanwezige cijfer, ook als het daar opnieuw om slechts één soort gaat.

De betrouwbaarheid van het systeem is optimaal bij het determineren van alle indicatorsoorten. In de praktijk zal dat misschien niet altijd kunnen, met name bij de Oligochaeta (de Limnodrilus-soorten). De marges zijn echter dusdanig, dat het niet-determineren van enkele soorten met de laagste rangordecijfers niet fataal hoeft te zijn voor de beoordeling.

Uit figuur 11 valt op te maken, hoe de verontreinigingsgroepen zich, wat betreft (water)kwaliteit, verhouden tot elkaar. De kwalificatie "zeer goed" komt minder snel voor bij de minder stromende beken, aangezien bij stilstaand water een kleine lozing of andersoortige verontreiniging al snel gevolgen heeft.

Voor de uitwerking van enkele voorbeelden van toepassing van het beoordelingssysteem wordt verwezen naar bijlage 15.

Tabel 6. Naam, stromingsindicatie en rangordecijfer(s) van de soorten in het systeem.

alfabetische lijst van indicatorsoorten	stromings- indicatie	rangordecijfer per verontreinigingsreeks *	
		stroming	minder stroming
Ablabesmyia longistyla	-	4	4
Ablabesmyia monilis	-	4	4
Ablabesmyia phatta	-		4
Acroloxus lacustris	-		4
Agraylea multipunctata	-		E=3 T=5 *
Agrypnia pagetana	-		5
Agrypnia varia	-		5
Anabolia nervosa	-	2	3
Anodonta anatina	-		4
Anodonta cygnea	-		4
Anopheles gr. maculipennis	-	2	
Apsectrotanypus trifascipennis	x	1	
Atherix ibis	x	6	
Athripsodes aterrimus	-	E=2 T=5	E=2 H=4
Athripsodes cinereus	x	E=4 T=6	4
Atrichops crassipes	x	6	
Baetis vernus	x	E=2 T=3	
Beraeodes minutus	x	5	
Bithynia leachi	-	4	3
Boopthora erythrocephala	x	1	
Brillia modesta	x	5	
Caenis horaria	-	E=1 T=2 H=4	E=2 T=3 H=4
Caenis luctuosa	-	E=2 H=4	E=2 H=4
Caenis robusta	-		5
Calopteryx splendens	x	E=5 T=6	
Centroptilum luteolum	x	E=4 H=6	4
Chironomus sp.	-	1	1
Cladopelma gr. laccophila	-		4
Cladopelma gr. lateralis	-	5	4
Cladotanytarsus sp.	-	2	E=2 T=3 H=4
Cloeon simile	-	4	4
Cobitis taenia	x	4	
Coenagrion puella	-		5
Corynoneura cf. lobata	x	5	
Corynoneura scutellata agg.	-	2	
Cottus gobio	x	6	
Cryptochironomus sp.	-	1	2
Cryptotendipes sp.	-	4	4
Culex pipiens	-		1

\* abundantie: E = enkele = minder dan 10 individuen/monster  
T = tientallen = 10 tot 100 ,,  
H = honderden = 100 tot 1000 ,,  
D = duizenden = 1000 of meer ,,

Tabel 6. Naam, stromingsindicatie en rangordecijfer(s) van de soorten in het systeem (vervolg).

alfabetische lijst van indicatorsoorten	stromings- indicatie	rangordecijfer per verontreinigingsreeks *	
		stroming	minder stroming

Culiseta annulata	-		1
Cyrnus flavidus	-	5	E=3 T=4 *
Cyrnus trimaculatus	-	4	
Demicryptochironomus vulneratus	-	2	
Dero dorsalis	-	6	
Dicrotendipes gr. lobiger	-		5
Dryopidae	-	2	
Dugesia tigrina	-	4	
Ecnomus tenellus	-		4
Elodes minuta	x	4	
Elodes minuta, larve	x	4	
Enallagma cyathigerum	-		5
Endochironomus lepidus	-		4
Endochironomus tendens	-	4	3
Ephemera vulgata	-	5	4
Erpobdella testacea	-		2
Erythronma najas	-		4
Eukiefferiella brevicar agg.	x	5	
Eukiefferiella claripennis agg.	x	1	
Eusimulium aureum	x	1	
Glyptotendipes sp.	-	1	1
Gobio gobio	-	3	
Gomphus pulchellus	-		4
Graptodytes pictus	-	3	
Guttipelopia guttipennis	-		5
Halesus radiatus/digitatus	x	5	
Haementeria costata	-	6	
Harnischia sp.	-	4	
Heptagenia flava	x	6	
Heptagenia sulphurea	x	6	
Hydropsyche angustipennis	x		2
Hydropsyche pellucidula	x	E=5 T=	6
Hydroptila sp.	-	6	
Ilyocoris cimicoides	-		4
Ilyocoris cimicoides, nymf	-		4
Ilyodrilus templetoni	-	3	2
Limnodrilus claparedeianus	-	1	1
Limnodrilus hoffmeisteri	-	1	1

- abundantie: E = enkele = minder dan 10 individuen/monster
- T = tientallen = 10 tot 100 ,,
- H = honderden = 100 tot 1000 ,,
- D = duizenden = 1000 of meer ,,

Tabel 6. Naam, stromingsindicatie en rangordecijfer(s) van de soorten in het systeem (vervolg).

alfabetische lijst van -indicatorsoorten	stromings- indicatie	rangordecijfer per verontreinigingsreeks *	
		stroming	minder stroming
Limnodrilus profundicola	-	1	1
Limnodrilus udekemianus	-	1	1
Limnophila sp.	-	3	1
Limnephilus lunatus	-	3	
Limnephilus rhombicus	-	* E=2 T=5	
Macropelopia sp.	x	E=1 T=2	
Micronecta sp., nymf	-	3	
Molanna angustata	-	4	4
Mystacides longicornis	-	2	E=3 T=4
Mystacides nigra	-	E=4 T=6	
Nais communis	-	3	
Nanocladius bicolor	-	1	
Neureclipsis bimaculata	-	3	
Nemoura cinerea	-	2	
Noemacheilus barbatulus	x	3	
Notonecta glauca	-	3	3
Odagmia ornata	x	E=2 H=5	
Odontomesa fulva	x	2	
Oecetis lacustris	-	3	
Oecetis ochracea	-	3	
Ophidonais serpentina	-	3	E=2 H=5
Orthocladius (Orthocladius)	-	2	E=3 T=4
Orthocladius thienemanni	x	4	
Oulimnius sp., larve	x	E=4 T=6	
Oulimnius rivularis	x	6	
Oulimnius tuberculatus	x	4	
Oxyethira sp.	-	5	5
Paracladius conversus agg.	-		5
Paracladopelma nigritula	x	5	
Paramerina cingulata	-		5
Paratanytarsus austriacus	-	3	4
Phryganea grandis	-	6	
Physa acuta	-	1	
Physa fontinalis	-	3	2
Piscicola geometra	-		4
Pisidium amnicum	-	4	4
Pisidium sp. (excl. P. amnicum)	-	E=2 H=3	2
Planorbarius corneus	-		T=2 E=3
Platambus maculatus	x	5	

\* abundantie: E = enkele = minder dan 10 individuen/monster  
T = tientallen = 10 tot 100 ,,  
H = honderden = 100 tot 1000 ,,  
D = duizenden = 1000 of meer ,,

Tabel 6. Naam, stromingsindicatie en rangordecijfer(s) van de soorten in het systeem (vervolg).

alfabetische lijst van indicatorsoorten	stromings-indicatie - = neen x = ja	rangordecijfer per verontreinigingsreeks *	
		stroming	minder stroming
Platambus maculatus, larve	x	5	
Platycnemis pennipes	x	6	
Plea minutissima	-		4
Plectrocnemia conspersa	x	4	
Polypedilum gr. bicrenatum	-	* E=2 T=4	4
Potamonectes depressus	x	E=2 T=5	
Potamothrix hammoniensis	-	3	3
Potthastia longimanus	x	E=2 T=3	
Proasellus meridianus	-	2	E=3 T=4
Procloeon bifidum	-	4	
Prodiamesa olivacea	x	1	2
Psammoryctides barbatus	-		4
Psectrocladius obivus agg.	-		4
Psectrocladius psilopterus	-	5	
Psectrotanypus varius	-	1	1
Pyrhosoma nymphula	-		5
Rheocricotopus fuscipes	x	3	
Rheotanytarsus sp.	x	E=1 H=6	
Sigara distincta	-	3	3
Simulium sp.	x		
Slavina appendiculata	-		3
Spercheus emarginatus	-		1
Spercheus emarginatus, larve	-		1
Stictotarsus duodecimpustulatus	x	4	
Stylodrilus heringianus	-	6	
Synorthocladus semivirens	-	5	
Tabanidae	-	2	
Tanypus kraatzi	-		1
Thienemanniella flaviforceps agg.	x	4	
Tinodes waeneri	-	4	
Triaenodes bicolor	-		4
Tubifex tubifex	-	1	1
Unio pictorum	-		4
Unio tumidus	-		4

\* abundantie: E = enkele = minder dan 10 individuen/monster  
T = tientallen = 10 tot 100 ,,  
H = honderden = 100 tot 1000 ,,  
D = duizenden = 1000 of meer ,,



**conclusies**

Voor genormaliseerde beken blijken regionale en lokale natuurlijke verschillen in macrofauna moeilijk aan te tonen. De verschillen zijn waarschijnlijk niet significant of hebben slechts betrekking op enkele weinig algemeen voorkomende soorten.

Bij genormaliseerde laaglandbeken zijn de aard van het substraat, het stromingskarakter/de stroomsnelheid van de beek en de verontreinigingstoestand van de beek de factoren die in eerste instantie van invloed zijn op de soortensamenstelling:

- planten zijn niet altijd aanwezig; bovendien zijn soorten, die pure plantenmonsters kenmerken, vaak taxa, die minder discrimineren naar kwaliteit; voor zover ze wel informeren over de kwaliteit blijkt, dat ze dit op een ander niveau doen dan de benthische macrofauna; over het algemeen leiden monsters, genomen in de vegetatie, al snel tot een gunstige beoordeling van de kwaliteit;
- met bodemonsters, zoals gedefinieerd in het onderzoek, is een genuanceerder beoordeling mogelijk, omdat daarbij zowel subtypen van de bodem als vaak toch een zeker aandeel van de planten zijn betrokken; om redenen van vergelijkbaarheid van monsters en continue toepassing van het beoordelingssysteem worden echte plantenmonsters daarom buiten beschouwing gelaten;
- stroming en substraatsamenstelling zijn nauw verbonden, en hebben in combinatie grote invloed op de habitatkeuze van de macrofauna; in genormaliseerde beken is de stroomsnelheid doorgaans aanzienlijk lager dan in natuurlijke beken; toch zijn aan de hand van de aan- of afwezigheid van bepaalde taxa uit de macrofauna (stromingsindicatorsoorten) de beken in te delen in meer of minder stromende beken;
- bij beide onderscheiden stromingsbeelden is een verontreinigingsreeks op te stellen, elk bestaande uit een aantal groepen die staan voor een bepaalde kwaliteit; deze groepen worden gekenmerkt door een typische macrofaunasamenstelling.

De bovengenoemde drie factoren zijn ondergebracht in een hiërarchisch opgebouwd raamwerk. Daarin neemt de aard van het bemonsterde substraat de dominerende positie in, het stromingskarakter van de beek de ondergeschikte tweede plaats en de verontreinigingstoestand van de beek de laatste plaats.

Uitgaande van dit raamwerk is een beoordelingssysteem ontwikkeld. Wanneer op een bemonsteringsplaats op de voorgeschreven wijze een monster wordt genomen, kan met behulp van dit systeem aan de hand van de macrofauna bepaald worden welke kwaliteitsaanduiding van toepassing is.

In het ontwikkelde systeem is de meest verontreinigde situatie het uitgangspunt, en wordt het andere einde van de schaal open gelaten. Deze opzet is gekozen deels om ruimte te laten voor verdergaande kwaliteitsverbetering binnen het bestand aan genormaliseerde beken, deels om niet te hoeven uitgaan van een groot en moeilijk vast te stellen aantal schone varianten.

Het is mogelijk gebleken een handzame vorm te vinden voor de toepassing van het systeem, door gebruik te maken van eenduidige criteria.

Netbemonstering en bemonstering met kunstmatig substraat zijn met elkaar vergeleken. De reeds bekende bezwaren tegen kunstmatig substraat worden onderschreven. Met name de ondervertegenwoordiging van slibbewoners in de kunstmatig-substraatmonsters was een reden in dit onderzoek vast te houden aan bemonstering met het handnet.

#### **aanbevelingen**

Om hierna te noemen redenen wordt er voor gepleit het systeem niet te beschouwen als een star recept. Het moet gebruikt worden met inzicht, en niet blindelings. Bij een kwaliteitsbeoordeling dient altijd alle ter beschikking staande ecologische informatie maximaal benut te worden. Ook dit onderzoek zelf geeft aanzetten tot een meer ecologische benadering.

De soortenlijst, waarop het systeem is gebaseerd, is het resultaat van het onderhavige onderzoek. Er zijn monsters genomen in Twente en delen van Noord-Brabant, op een beperkt aantal bemonsteringsplaatsen. Enkele taxa werden niet aangetroffen in Twente, andere niet in Noord-Brabant. Slechts in beperkte mate kon het systeem getoetst worden met monsters van buiten het onderzoek.

Het systeem is getest op zijn gevoeligheid. Maar de echte gevoeligheidsanalyse zal moeten plaatsvinden in de praktijk van alledag.

De eenduidigheid van het ontwikkelde systeem schept mogelijkheden een computerprogramma te ontwerpen voor de toepassing ervan.

Indien men niet alleen de aktuele kwaliteit op een bepaalde plaats wil vaststellen, maar ook wil weten of er sprake is van een tendens in gunstiger of in ongunstiger richting, zal altijd vergelijking met eerdere bemonstering moeten plaatsvinden.

Een macrofaunagemeenschap, aangetroffen op een bepaalde plaats, geeft een veelheid te zien van door elkaar heen lopende indicaties. Hoe beter men in staat is dergelijke complexe gehelen te ontrafelen, des te dichter komt men in de buurt van een totale, ecologische beoordeling. In het onderhavige onderzoek is de biologische beoordeling uit deze ecologische beoordeling gelicht.

In het verlengde van het ontworpen systeem voor biologische waterkwaliteitsbeoordeling kan een meer omvattende ecologische beoordeling liggen. Er worden aanzetten gegeven tot een nuancering in de zin van een meer ecologische benadering. Ervaring met het systeem (het verzamelen van gegevens) leidt tot meer informatie en zou kunnen leiden tot een nadere uitwerking in deze richting. Het lijkt mogelijk binnen de onderscheiden groepen volgende hiërarchische stappen te zetten. Daardoor zouden binnen de groepen varianten of onderverdelingen aangegeven kunnen worden, bijvoorbeeld op basis van kenmerkende stroomsnelheids- of substraatverschillen.

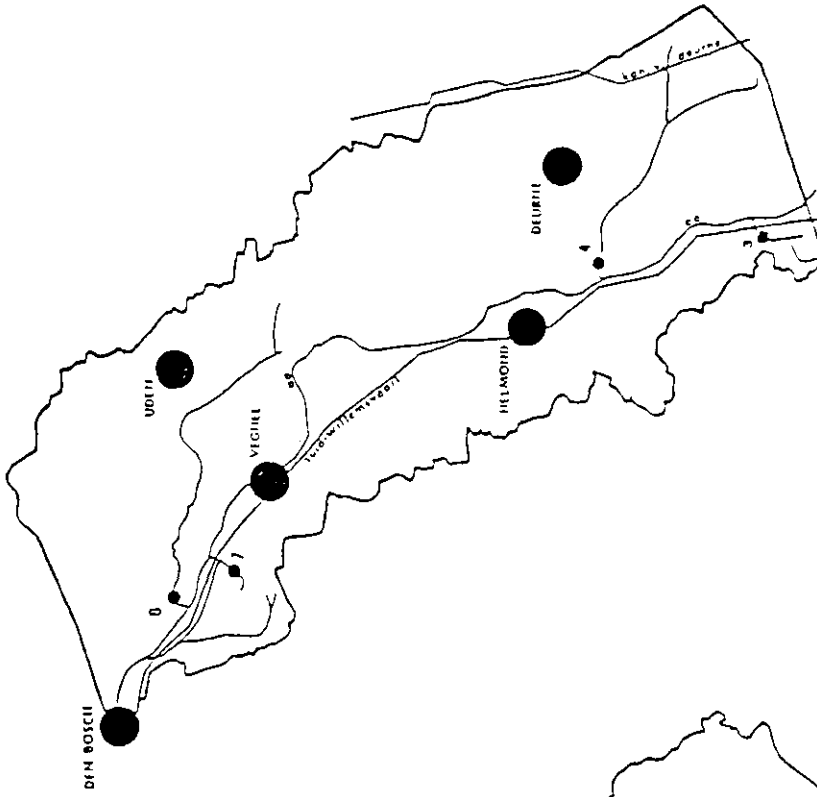
- 9 LITERATUUR (zie ook de bijlagen 5 (kunstmatig substraat), 6 (determinatieliteratuur) en 10 (computerprogramma's))
1. Beltman, B.G.H.J., 1983. Van de wal in de sloot. Een typologisch onderzoek aan makrofaunacoenosen. Dissertatie LH Wageningen.
  2. Beltman, B. & W. Rietveld, 1981. Sampling macrofauna in ditches. *Hydrobiol. Bulletin*, 15: 153-159.
  3. Claassen, T.H.L., 1987. Typologie en normstelling: een aquatisch-oecologisch onderzoek in Friesland. Dissertatie KU Nijmegen. Krips Repro, Meppel.
  4. CUWVO (Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren), 1984. Ecologische kwaliteitsdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. (Subgroep 1 van Werkgroep V van de CUWVO). Concept nr 7.
  5. Gardeniers, J.J.P., 1976. Problematiek en waarde van de biologische beoordeling van waterkwaliteit. In: LH Wageningen/Vakgroep Waterzuivering, 1976. Practische aspecten van Hydrobiologie.
  6. Gardeniers, J.J.P., 1977. Beheer van sprengen en beken. Syllabus cursus Landschapsbeheer PAO - LH Wageningen.
  7. Gardeniers, J.J.P., 1981. The impact of regulation on the natural characteristics of Dutch lowland streams. Committee for Hydrological Research INO; Water resources management on a regional scale. *Proceedings and Informations*, 27: 99-107.
  8. Gardeniers, J.J.P. & H.H. Tolkamp, 1976. Hydrobiologische kartering, waardering en schade aan de beekfauna in Achterhoekse beken. In: Nes, Th.J.van de (red.), 1976. Modelonderzoek 1971-1974, ten behoeve van de waterhuishouding in Gelderland. Interimrapport 1, deel 2. Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland.
  9. Gauch, H.G., 1982. *Multivariate analysis in community ecology.* (Cambridge studies in ecology; 1) Cambridge University Press, Cambridge (etc.).
  10. Gonggrijp, A., 1981. Biologische beoordeling van slootkwaliteit. Een literatuurstudie en een voorstel voor onderzoek in Zuid-Holland. Hoogheemraadschap van Rijnland.
  11. Goris, M., 1983. Toetsing methodiek makrofauna inventarisatie. Instituut voor Taxonomische Zoölogie, Amsterdam.
  - 12a. GTD Oost-Brabant, 1985. Inventarisatie zware metalen in onderwaterbodems in het beheersgebied van het waterschap De Aa en De Maaskant.
  - 12b. GTD Oost-Brabant, 1985. Inventarisatie zware metalen in onderwaterbodems in het beheersgebied van het waterschap De Dommel.

13. Hammen, H. van der e.a. (red.), 1984. Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisatie. Eindverslag Interprovinciale Ambtelijke Werkgroep Milieu-inventarisatie, subwerkgroep Hydrobiologie.
14. Higler, L.W.G. & A.W.M. Mol, 1984. Ecological types of running water based on stream hydraulics in the Netherlands. Hydrobiol. Bulletin, 18 (1): 51-57.
15. Iersel, P. van, 1977. Zuurstofritmiek in de Boven-Slinge bij Winterswijk. Rapport ten behoeve van de Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland. Doctoraalverslag LH Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer, nr 298.
16. Kok, F.J.M. de, 1977. De invloed van cultuurtechnische maatregelen op de natuurwetenschappelijke waarden van laaglandbeken. Doctoraalverslag LH Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer, nr 384.
17. Lange, L. de & M.A. de Rooter (red.), 1977. Biologische waterbeoordeling. Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag. Werkgroep Biologische Waterbeoordeling. Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO.
18. Latour, P., 1983. Macrofaunagemeenschappen in kanaalbeken. Basisrapport Project E.K.O.O. nr 7. Provinciale Waterstaat in Overijssel.
19. Looman, C.W.N., 1983. Natuurtechnische waterbeheersingsmaatregelen aan de Elzenbeek (Overijssel). Doctoraalverslag LH Wageningen/Vakgroepen Cultuurtechniek en Natuurbeheer, nr 672.
20. Mol, A.W.M., 1985. Hydrobiologische districten in Nederland. RIN-rapport 85/7. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
21. Moller Pillot, H.K.M., 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Dissertatie KU Nijmegen. Pillot-Standaardboekhandel, Tilburg.
22. Themanummer "Natura", maandblad van de Kon. Ned. Natuurh. Ver., 1983. Beken en beekdalen. Natura, 80 (1): 1-112.
23. Nes, E.H. van, 1984. Makrofauna in genormaliseerde laaglandbeken. Regionale verschillen en habitatsvoorkeur in relatie tot de waterkwaliteit. (Studentenverslag in het kader van het vooronderzoek van STORA-project 38e). Doctoraalverslag LH Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer, nr 779.
24. Otten, J.H., 1986. Macrofauna onderzoek aan een vervuiling gradiënt in de Grootte Beerze, met een vergelijking van kunstmatig substraat en net monsters. (Studentenverslag in het kader van het vooronderzoek van STORA-project 38e). Doctoraalverslag LU Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer, nr 899.

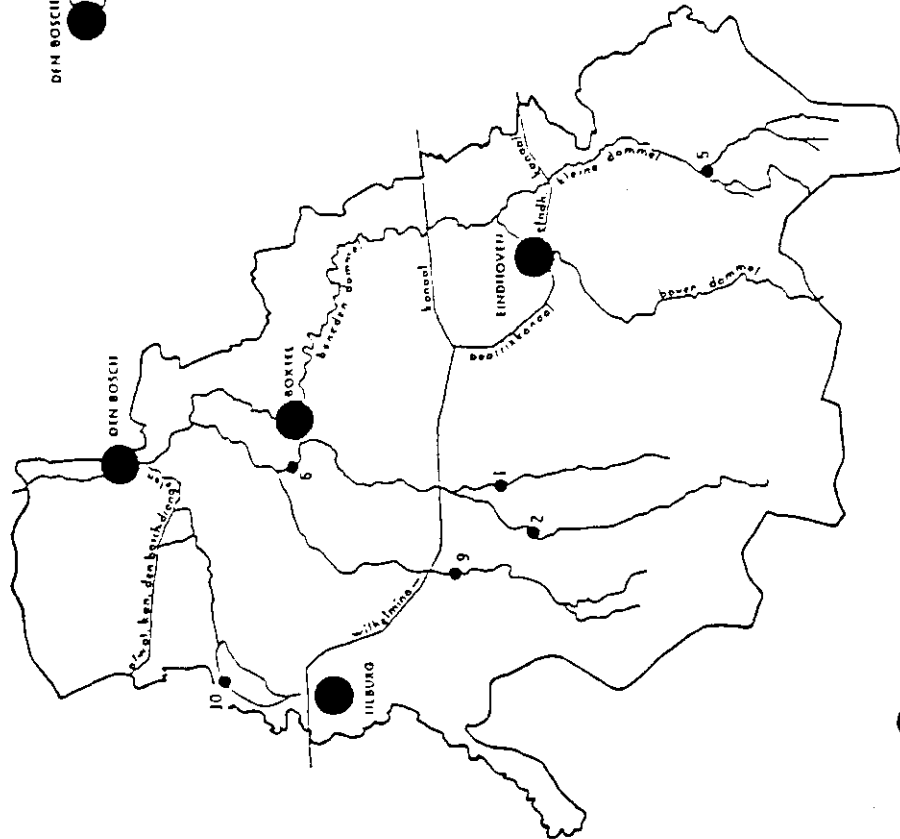
25. Provinciale Waterstaat in Overijssel, 1981. Project "Ecologie van het water". Een onderzoek ten behoeve van de ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel.
26. Provinciale Waterstaat in Overijssel, 1983 (concept). Stromend water in Overijssel. Aanbeveling voor het toepassen van natuurtechnische milieubouw bij de herinrichting van genormaliseerde beken.
27. Rijkswaterstaat (Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, en: Deltadienst), 1984. Reeks: Zware metalen in aquatische systemen. Geochemisch en biologisch onderzoek in Rijn en Maas en de daardoor gevoede bekkens. Covernota + 6 deelrapporten.
28. Schroevers, P.J. (red.), 1977. Beoordeling van de waterkwaliteit op basis van het mikrofytbestand. In: Lange, L. de & M.A. de Ruiter (red.), 1977. Zie: 17.
29. Stralen, M. van & K. Kersting, 1977. De BOD<sub>5</sub><sup>20</sup>-test, een onbruikbare maatstaf voor de bepaling van de kwaliteit van oppervlaktewater. H2O, 10 (14): 329-331.
30. Tolkamp, H.H., 1975. De hydrobiologische kwaliteitsbeoordeling van de beken in de Zuidelijke Achterhoek op basis van makrofaunaonderzoek. Rapport ten behoeve van de Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland. Doctoraalverslag LH Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer, nr 269.
31. Tolkamp, H.H., 1980. Organism-substrate relationships in lowland streams. Dissertatie LH Wageningen. PUDOC, Wageningen.
32. Veeningen, R., 1982. Temporal and spatial variations of dissolved oxygen concentrations in some Dutch polder ditches. Hydrobiologia, 95: 369-383.
33. Verdonschot, P.F.M., 1983. Ecologische karakterisering van oppervlaktewater in Overijssel. H2O, 16 (25): 574-579.
34. Verdonschot, P.F.M. & R. Torenbeek, 1988. Lettercodering van de Nederlandse aquatische macrofauna voor mathematische verwerking. RIN-rapport 88/30. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
35. Verkeer en Waterstaat, Ministerie van, 1981. Indicatief Meerjarenprogramma Water 1980-1984.
36. Verkeer en Waterstaat, Ministerie van, en Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1986. De waterkwaliteit van Nederland. Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-1989.
37. Vries, H.P. de & C.M. van der Mark, 1982. Hydrobiologisch onderzoek naar de invloed van beekregulatie. Doctoraalverslag LH Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer, nr 624.

B I J L A G E N  
= = = = =

Gebied van het Waterschap De Aa

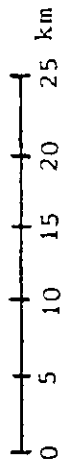


Gebied van het Waterschap De Dommel

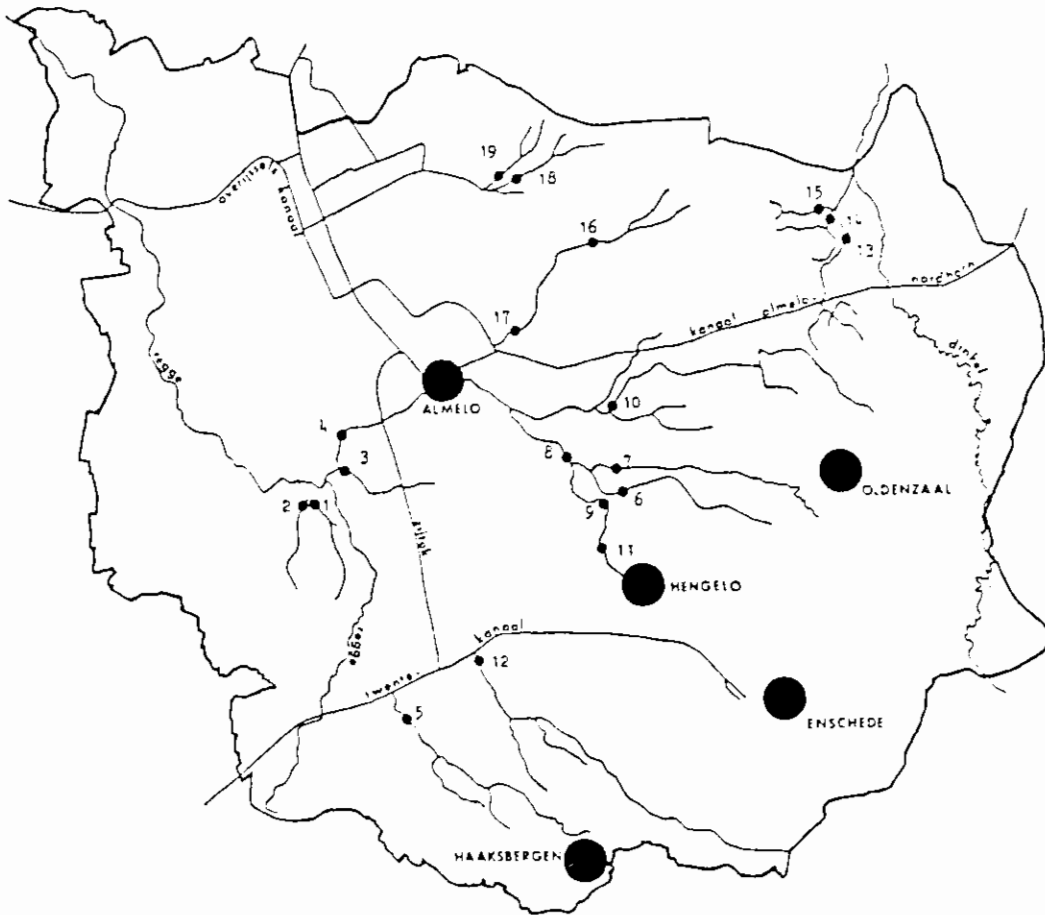


- Legenda:
- bewoond oord
  - waterloop
  - grens waterschapsgebied

● bemonsteringsplaats  
(voor de nummers: zie bijlage 4)

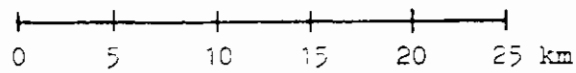


Gebied van het Waterschap Regge en Dinkel



Legenda:

- bewoond oord
- ~ waterloop
- grens waterschapsgebied
- bemonsteringsplaats  
(voor de nummers: zie bijlage 4)





**BESCHRIJVING VAN LIGGING EN LOOP VAN DE BEMONSTERDE BEKEN  
EN VAN DE LIGGING VAN DE BEMONSTERINGSPLAATSEN**

De nummering van de beken komt overeen met de nummering, zoals die ook elders in het verslag gehanteerd wordt.

TWENTE1. Entergraven

De Entergraven vindt zijn oorsprong in het gebied tussen Goor en Enter, en stroomt ten oosten van Enter noordwaarts. Noordoostelijk van Rijssen stroomt de Entergraven in de Midden-Regge.

De rwzi Enter loost effluent op de Entergraven.

De bemonsteringsplaats was gelegen aan de weg Enter-Wierden (ongeveer een kilometer stroomafwaarts van het rwzi-lozingspunt).

2. Elsgraven

De Elsgraven vindt zijn oorsprong iets westelijk van de Entergraven, in het gebied tussen Markelo en Enter. De beek stroomt westelijk langs Enter, en komt noordelijk van Enter samen met de Entergraven. Geen rwzi-lozing.

De bemonsteringsplaats was gelegen aan de Eversdijk (een paar honderd meter voor de samenvloeiing met de Entergraven).

3. Bornerbroekse Waterleiding

De Bornerbroekse Waterleiding ontstaat uit waterloopjes in de omgeving Bornerbroek-Azelo, en stroomt vanaf daar in westelijk-noordwestelijke richting, naar de Exosche Aa bij Ypelo.

Geen rwzi-lozing.

De bemonsteringsplaats was gelegen bij de school in Ypelo (een paar honderd meter voor de uitmonding in de Exosche Aa).

4. Exosche Aa

De Exosche Aa is in feite de ver weg gelegen benedenloop van de Bornsebeek. Het is het laatste traject van een flink vertakt bekenstelsel, dat veel effluent afvoert. De Exosche Aa mondt noordelijk van Enter uit in de Midden-Regge.

De bemonsteringsplaats was gelegen aan de Ypeloweg.

5. Bolscherbeek

De Bolscherbeek ontstaat bij Haaksbergen, loopt in noordwestelijke richting, langs Hengevelde, en mondt uit in het Twentekanaal, oostelijk van Goor. De vroegere benedenloop vervolgt zijn weg aan de overzijde van het kanaal, en stroomt bij Pannenberg in de Potlee.

De Bolscherbeek ontvangt effluent van de slecht werkende rwzi Haaksbergen en van de rwzi Hengevelde.

De bemonsteringsplaats was gelegen in de buurt Withag (ongeveer 1,5

km voor de uitmonding in het Twentekanaal).

#### 6. Deurningerbeek

Het water van de oorspronkelijke, ten zuiden van Oldenzaal ontspringende, bovenloop van de Deurningerbeek wordt nu via de nieuw gegraven Koppelleiding afgevoerd richting Twentekanaal. Het vervolg van de Deurningerbeek loopt naar het westen, om tenslotte, via Deurningen, noordelijk van Borne uit te monden in de Bornsebeek.

Geen rwzi-lozing.

De bemonsteringsplaats was gelegen aan de Piepersveldweg.

#### 7. Gammelkerbeek

De Gammelkerbeek ontspringt zuidelijk van Oldenzaal. Parallel aan de Deurningerbeek stroomt de Gammelkerbeek in westelijke richting. Ten zuiden van Hertme komt de beek uit in de Deurningerbeek, die 1 km verder zelf uitmondt in de Bornsebeek.

De Gammelkerbeek ontvangt het effluent van de grote rwzi Oldenzaal, heeft een relatief kleine doorsnede en voert daarom snel veel water af.

De bemonsteringsplaats was gelegen aan de Hertmerweg.

#### 8/9. Bornsebeek-1/Bornsebeek-2

De Berflobeek is de bovenloop van de Bornsebeek. In de Bornsebeek komen veel andere beken uit: de Woolder binnenbeek, de Deurningerbeek (met Hasselerbeek, Slangenbeek, Schalbeek, Gammelkerbeek), de Azelerbeek en een aantal kleinere lopen. Ten zuidoosten van Almelo (waar Bornsebeek en Loolee met elkaar verbonden zijn) wordt de Bornsebeek Weezebeek. Deze wordt met de Almeloëse Aa tot Nieuwe Graven, en vervolgens met de Wiendense Aa tot Exosche Aa.

De Bornsebeek ontvangt veel effluent, heeft een relatief kleine doorsnede en voert daarom snel veel water af.

De bemonsteringsplaats Bornsebeek-1 was gelegen aan de weg, een kilometer oostelijk van Zenderen.

De bemonsteringsplaats Bornsebeek-2 was gelegen aan de weg Hemmelhorst.

#### 10. Middensloot

De bovenlopen van de Middensloot zijn gelegen in het gebied Rossum-Weerselo. Rossumerbeek, Weerselerbeek en Stouwebeek gaan (noordelijk en westelijk van Weerselo) op in de Middensloot. Enkele kilometers noordwestelijk van Saasveld komen diverse watergangen, waaronder de Middensloot, uiteindelijk samen in de Loolee.

Zowel de rwzi Rossum als de rwzi Weerselo lozen effluent op dit bekenstelsel.

De bemonsteringsplaats was gelegen aan de Westerikweg.

#### 11. Berflobeek

De Berflobeek ontstaat uit loopjes aan de oostkant van Hengelo, en is zelf de bovenloop van de Bornsebeek. Al snel, onder Borne, verandert de naam Berflobeek in Bornsebeek.

Het grootste deel van het water is effluent van de grote rwzi Hengelo. Deze beek is dan ook een van de meest verontreinigde beken in het gehele gebied.

De bemonsteringsplaats was gelegen 600 meter stroomafwaarts van het rwzi-lozingspunt.

#### 12. Hagmolenbeek

De bovenloop van de Hagmolenbeek ontstaat nabij de Duitse grens, noordoostelijk van Buurse. Drie à vier km noordoostelijk van Haaksbergen splitst de dan nog Hegebeek geheten beek zich in Rutbeek en Hagmolenbeek. De Hagmolenbeek stroomt verder in noordwestelijke richting, langs Beckum (ter hoogte waarvan hij Binnenbeek genoemd wordt), en stroomt noordelijk van Bentelo in het Twentekanaal.

Geen rwzi-lozing.

De bemonsteringsplaats was gelegen 300 meter voor de uitmonding in het Twentekanaal.

#### 13. Hollandse Graven

De Hollandse Graven is de benedenloop van een groot bekenstelsel, waarvan de oorsprong met name te vinden is in de driehoek Ootmarsum-Rossum-Beuningen. Ook noordelijk-noordoostelijk van Ootmarsum komen nog enkele watergangen uit in de Hollandse Graven. De beek stroomt vanaf de stuwwal noordwaarts en mondt bij de Duitse grens uit in de Dinkel.

De Hollandse Graven ontvangt indirect effluent, via Watergang 34-0-3 (waarop de rwzi Ootmarsum loost).

De bemonsteringsplaats was gelegen aan de weg Ootmarsum-Tilligte.

#### 14. Watergang 34-0-3

Watergang 34-0-3 ontspringt ten zuidoosten van Ootmarsum. Vlak voor het lozingspunt van de rwzi Ootmarsum komt de Vlasbeek (bronkop; vrij natuurlijke loop) uit in deze watergang. Ter hoogte van de weg Oud-Ootmarsum-Lattrop vindt de uitmonding plaats in de Hollandse Graven. Lozing rwzi Ootmarsum.

De bemonsteringsplaats was gelegen 200 meter stroomafwaarts van de rwzi-lozing.

#### 15. Poelbeek

De bovenloop van de Poelbeek wordt gevoed door bronnen, noordelijk van Ootmarsum. De Poelbeek stroomt oostwaarts, en mondt uit in Watergang 34-0-3, die meteen daarna in de Hollandse Graven stroomt.

Geen rwzi-lozing.

De bemonsteringsplaats was gelegen aan het weggetje van Oud-Ootmarsum naar Lattrop.

#### 16/17. Markgraven-Tubbergen/Markgraven-Mariaparochie

De Markgraven ontspringt zuidelijk van Vasse, en stroomt vervolgens naar het zuidwesten, richting Almelo. In en om Almelo zijn door menselijk ingrijpen tal van nieuwe koppelingen tussen beken tot stand gekomen. Ten noordoosten van Almelo gaat de Markgraven over in de

Hollandergraven (op het punt waar sinds enkele jaren ook het nieuw gegraven Lateraalkanaal begint).

De rwzi Tubbergen loost op de Markgraven.

De bemonsteringsplaats Markgraven-Tubbergen was gelegen 250 meter stroomopwaarts van de rwzi Tubbergen.

De bemonsteringsplaats Markgraven-Mariaparochie was gelegen aan de weg Mariaparochie-Albergen.

#### 18/19. Broekbeek/Itterbeek

De Broekbeek vindt zijn oorsprong in het gebied ten noorden van Mander en Manderveen, de Itterbeek in het gebied ten noordoosten daarvan (deels over de Duitse grens). Beide beken stromen door een gebied waar intensief landbouw wordt bedreven, en monden niet ver van elkaar (enkele kilometers noordwestelijk van Geesteren) uit in het Geesters Stroomkanaal.

Het rioolwater uit de streek wordt via een persleiding afgevoerd naar de rwzi Tubbergen.

De bemonsteringsplaats in de Broekbeek was gelegen op ruim 1,5 km van de weg Tubbergen-Langeveen.

De bemonsteringsplaats in de Itterbeek was gelegen op ongeveer 2 km van de weg Tubbergen-Langeveen.

### NOORD-BRABANT

#### 1. Kleine Beerze

De Kleine Beerze ontstaat in het gebied Eersel-Bladel-Luyksgestel, en vloeit noordelijk van Middelbeers samen met de Grootte Beerze.

Geen rwzi-lozing.

De bemonsteringsplaats was gelegen nabij het sportpark in Middelbeers, in het omleidingskanaal.

#### 2. Grootte Beerze

De Grootte Beerze ontstaat even zuidelijk van Hapert, waar het Dalemstroompje en de Aa of Goorloop samenkomen. Deze beide waterlopen ontstaan door het in elkaar opgaan van een aantal kleine waterloopjes in het Belgisch-Nederlands grensgebied, west-noordwest van Luyksgestel. De Grootte Beerze mondt uiteindelijk - na het samengaan met de Kleine Beerze, tot Beerze of Smalwater - in Boxtel uit in de Dommel.

Lozing rwzi Hapert.

De bemonsteringsplaats was gelegen ten zuiden van Westelbeers (Spreeuwel).

#### 3. Diepenhoeksche Loop

De Diepenhoeksche Loop ontstaat in het gebied tussen Weert en Someren, voert water af uit de Peel en mondt onder Someren-Eind uit in de Aa. Er vindt belasting plaats via rioolwateroverstorten en door inspoeling uit de aanliggende landbouwgebieden.

De bemonsteringsplaats was niet ver voor deze uitmonding gelegen.

#### 4. Astensche Aa

De Astensche Aa ontstaat in het (Limburgse) gebied zuidoostelijk van Meijel. Tussen Asten en Helmond mondt de Astensche Aa uit in de Aa (die uiteindelijk in 's Hertogenbosch uitmondt in de Dieze).

Geen rwzi-lozing, wel lozing door een - goed zuiverende - particuliere inrichting.

De bemonsteringsplaats was vlak voor de samenvloeiing van Astensche Aa en Aa gelegen.

#### 5. Boulder Aa

De Boulder Aa ontstaat in het Belgisch-Nederlands grensgebied ten zuidwesten van Budel. De Boulder Aa stroomt tussen Soerendonk en Maarheeze door, in de richting van Leende, ten zuidoosten waarvan Boulder Aa en Strijper Aa samen de Grootte Aa vormen.

Lozing rwzi Maarheeze.

De bemonsteringsplaats was gelegen juist voor het punt waar de Grootte Aa begint.

#### 6. Kleine Aa of Dommeltje

Even ten zuidwesten van Boxtel splitst de Kleine Aa of Dommeltje zich af van de Beerze of Smalwater. Laatstgenoemde beek stroomt oostwaarts, Boxtel in, en loopt al snel over in de Dommel. De Kleine Aa of Dommeltje stroomt in noordwestelijke richting en gaat al snel, onder Esch, over in de Esschestroom, die ten westen van St. Michielsgestel uitmondt in de Dommel.

Geen rwzi-lozing.

De bemonsteringsplaats was gelegen nabij de spoorlijn Boxtel-Oisterwijk.

#### 7. Steegsche Loop

De Steegsche Loop ontstaat ten noordoosten van Schijndel. Het gedeelte vóór het lozingspunt van de rwzi Schijndel is de zeer smalle Oude Steegsche Loop. Het gedeelte na dit punt heet Steegsche Loop, en is - ter verwerking van de effluentstroom - qua dimensie aanmerkelijk forser. Bij de Zuid-Willemsvaart gekomen vertakt de Steegsche Loop zich. Een deel loopt meteen onder deze vaart door, neemt de Diezeloop op en mondt al snel uit in de Aa. Het andere deel vervolgt zijn weg als Molenheidsche Loop, parallel aan de Zuid-Willemsvaart in noordwestelijke richting, neemt de Dungensche Loop op, gaat als Dungensche Loop onder de vaart door en komt nabij Berlicum uit in de Aa.

De bemonsteringsplaats was gelegen nabij de weg Martemanshurk (vlak voor het begin van het bos aldaar).

#### 8. Leygraaf

De Leygraaf vindt zijn oorsprong in het geleidelijk samengaan van diverse lopen in de streek Uden-Boekel-Erp, stroomt vervolgens globaal in westelijke richting, en mondt uit in de Aa, ten zuidoosten van Middelrode.

Geen rwzi-lozing.

De bemonsteringsplaats was gelegen aan de weg Middelrode-Heeswijk.

#### 9. Reusel

De Reusel of Achterstestroom ontstaat uit het samenvloeien van een aantal kleine loopjes in het gebied Bladel-Reusel-Hooge Mierde, en gaat ten oosten van Oisterwijk met de Nieuwe Ley of Voorstestroom op in de Esschestroom, die tenslotte bij Halder uitmondt in de Dommel. Geen rwzi-lozing bovenstrooms van de bemonsteringsplaats. De bemonsteringsplaats was gelegen aan de Koppestraat, noordelijk van Diessen.

#### 10. Zandley

De Zandley ontstaat ten noordoosten van Tilburg, neemt ten noorden van Udenhout de Diepe Ley op, en stroomt vele kilometers verder oostwaarts uit in het Afwateringskanaal 's Hertogenbosch-Drongelen. De Zandley vervoert het effluent van de rwzi Tilburg-Noord. De bemonsteringsplaats was gelegen nabij de weg Udenhout-Loon op Zand (Schoorstraat).

beeknaam en -nr	code	coördinaten	monster aantal	monster nr	1984			1985			1986								
					voorjaar	winter	najaar	voorjaar	winter	najaar	voorjaar	winter	najaar						
					apr	mei	jun	apr	mei	jun	apr	mei	jun	apr	mei	jun	apr	mei	jun
1. Entergraven	ENTE	235.8/480.7	15	99-113	7		31			13	9	17	18						
2. Elsgraven	ELSG	235.3/480.8	16	13-28	7		31			13	9	17	18						
3. Bornerbr. W.	BORWA	237.1/482.3	17	65-81	7		31			13	9	17	18						
4. Exsche Aa	EXAA	237.1/483.7	6	7-12	7		31			13	9	17	18						
5. Bolscherbeek	BOLS	239.7/470.9	12	183-194	21		31			16	12	20	11						
6. Deurn. beek	DEUR	249.9/481.1	17	114-130	14		7			16	12	20	11						
7. Gammel. beek	GAMM	249.5/482.1	6	40-45	14		7			16	12	20	11						
8. Bornsebeek 1	BORN1	247.4/482.9	4	174-177	14		7			16	12	20	11						
9. Bornsebeek 2	BORN2	249.1/480.4	5	178-182			7			16	12	20	11						
10. Middensloot	MIDD	249.6/484.6	7	167-173	14		7			16	12	20	11						
11. Berlicbeek	BERF	249.0/478.4	6	46-51	21		8			13	9	17	18						
12. Hagmolenbeek	HAGM	243.1/473.6	17	82-98	21		15			13	9	17	18						
13. Holl. Graven	HOGRI	260.9/492.4	13	52-64	6		15			23	10	10	9						
14. 34-0-3	WATE	260.1/493.0	12	131-142	6		15			23	10	10	9						
15. Poelbeek	POEL	259.6/493.7	6	34-38	6		15			14	10	10	9						
16. Markgr. Tub.	MART	248.9/492.4	5	29-33	28		22			13	10	10	9						
17. Markgr. Mar.	MARM	245.3/488.4	11	156-166	28		22			13	10	10	9						
18. Broekbeek	BROE	245.6/495.4	13	143-155	28		22			13	10	10	9						
19. Itterbeek	ITTE	244.9/495.6	6	1-6	28		22			13	10	10	9						
N.-BRABANT:																			
1. Kl. Beerze	KLBE	146.1/386.3	7	202-208						7	27	25	25						
2. Gr. Beerze	GRBE	143.1/383.7	7	240-246						7	27	25	25						
3. Diepenh. Lo.	DIO	179.4/373.6	6	209-214						1	27	25	25						
4. Astensche Aa	ASAA	177.2/383.4	7	195-201						1	27	25	25						
5. Buulder Aa	BUAA	166.9/372.7	7	231-237						1	27	25	25						
6. Kleine Aa	KLAA	147.7/400.1	10	247-256							13/24	2	2						
7. Steegse Loo.	STLO	159.9/404.6	5	257-261							3	2	2						
8. Leygraaf	LEYG	158.1/408.1	6	225-230						1	3	2	2						
9. Reusel	REUS	140.6/389.3	10	215-224						7	13/24	2	2						
10. Zandley	ZAND	136.3/404.5	2	238-239						7	13/24	2	2						

\* Bodem- en plantenmonsters beschouwd als aparte monsters.

De beken. Code en coördinaten, aantal monsters en monsternummers per beek,  
en het bemonsteringsschema.

## KUNSTMATIG SUBSTRAAT (KS)

\* De literatuurverwijzingen in deze bijlage verwijzen naar de literatuurlijst die begint op pagina 3 van de bijlage.

### Algemeen

Onder kunstmatig substraat (KS) wordt verstaan een door de onderzoeker aan de macrofauna aan te bieden stuk substraat, dat tot op zekere hoogte een nabootsing is van het natuurlijk aanwezige substraat. Het KS wordt door de fauna gekoloniseerd, waarna substraat en fauna worden opgehaald uit het water.

Uiteraard is alle mogelijke KS denkbaar. (Voor een opsomming van ooit onderzochte mogelijkheden: zie de literatuur onder 2, 3 en 7).

De belangrijkste voor- en nadelen van KS kunnen als volgt worden samengevat:

### Voordelen:

- bemonstering met KS kan plaatsvinden onafhankelijk van bodemeigenschappen die de bemonstering met een net, een bodemhapper en dergelijke kunnen bemoeilijken;
- door zijn uniforme karakter en constante oppervlakte en/of volume biedt KS meer mogelijkheden tot standaardisatie, reproductie en vergelijking; bovendien wordt de samenstelling van KS-monsters minder beïnvloed door het uiteenlopen van de individuele bemonsteringstechnieken van verschillende onderzoekers;
- de precisie kan groter zijn dan bij andere bemonsteringsmethoden;
- de bemonstering eist minder vakkennis van de bemonsteraars, zodat ook minder ervaren personen ermee kunnen werken;
- gebruik van KS kan op onderdelen van de bemonstering tijd besparen;
- KS heeft geen of minder storende invloed op het plaatselijk milieu;
- KS kan voorzien in een vestigingsmogelijkheid voor organismen, die normaal niet voorkomen omdat hun niche ontbreekt; het kan dus een rol spelen bij de beantwoording van de vraag, of een organisme afwezig is omdat zijn substraat ontbreekt of omdat er iets anders aan de hand is;
- KS schept meer mogelijkheden voor onderzoek naar gedrag en bewegingen van macrofauna-organismen, en kan het onderzoek van bepaalde habitats vergemakkelijken.

### Nadelen:

- de kolonisatie van KS is een nog onvoldoende bekend dynamisch proces; dit leidt tot onzekerheden ten aanzien van de aard van de veronderstelde selectiviteit, de representativiteit van het monster, de benodigde kolonisatietijd, en de seizoensaspecten;
- KS geeft geen beeld van de toestand van het natuurlijk substraat en/of de invloed daarop van verontreiniging;
- KS kan altijd pas na verloop van een relatief lange (kolonisatie-) periode gegevens opleveren; dit bemoeilijkt korte-termijnonderzoek;
- het ophalen van KS uit het water kan leiden tot het wegvluchten van tal van organismen uit het monster;
- in de praktijk blijkt de kans op alle mogelijke vormen van versto-



- ring van het KS nogal groot te zijn;  
- praktische nadelen zijn denkbaar als gevolg van vorm, omvang en gewicht van het KS.

Onduidelijkheden zijn voorts gelegen in de zeer verschillende antwoorden van onderzoekers op de vraag, of bemonstering met KS uiteindelijk tijdwinst of tijdverlies oplevert, in vergelijking met andere methoden. Uiteraard hangt hiermee samen het antwoord op de vraag naar het aantal eenheden KS dat per bemonsteringspunt ingezet moet worden.

#### Onderzoek in het kader van het onderhavige project

Zoals vermeld in 5.1.1 is in het kader van het project aandacht besteed aan bemonstering met KS.

In het onderzoek, dat in de periode maart-september 1984 werd uitgevoerd door de student J.H. Otten, ging de aandacht met name uit naar de selectiviteit van het KS, vergeleken met de selectiviteit van bemonstering met een net, en naar praktische aspecten van bemonstering met KS. Doel was te komen tot een uitspraak over de geschiktheid van KS als middel tot bemonstering ten behoeve van biologische waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken.

Het onderzoek werd verricht aan een vervuilingsgradiënt in de Grote Beerze, van de rwzi Hapert tot circa 10 km stroomafwaarts daarvan. Er is bemonsterd met het net en met KS.

Als KS is gebruikt: mandjes (15x15x8,8 cm), gemaakt van geplastificeerd volièregaas met een maaswijdte van 11,5 mm, gevuld met forse kiezelstenen. De mandjes werden met geplastificeerd ijzerdraad bevestigd aan een houten paaltje (lengte: 1 m), dat ongeveer een meter uit de oever - enigszins schuin naar het beekmidden gericht - in de beekbodem werd gestoken, zodat het KS vlak boven de bodem kwam te hangen. Per bemonsteringsplaats werden drie mandjes (aan drie paaltjes) geplaatst. In navolging van Verdonschot (7) werd het KS na vier weken opgehaald, in plastic bakken verzameld en in het laboratorium verder uitgezocht. Bij het uit het water halen van de mandjes is gebruik gemaakt van een macrofaunanet, dat steeds in een snelle beweging om de mandjes werd geslagen, om te voorkomen dat organismen zouden ontsnappen. Waterplanten en flap - in enkele gevallen met de mandjes verstrengeld - werden zoveel mogelijk verwijderd.

Er werd met KS bemonsterd in april en augustus, op een reeks van bemonsteringsplaatsen langs de vervuilingsgradiënt, steeds te beginnen vóór het punt van de rwzi-lozing bij Hapert. Op dezelfde plaatsen werden in maart, april, juni en september (bodem- en planten)netmonsters genomen. Gelijktijdig werden chemische gegevens verzameld.

Voor een gedetailleerde weergave van gegevens, verwerking en resultaten wordt verwezen naar het verslag van Otten (4).

De conclusies worden hier samengevat.

Wanneer, zoals bij de Grote Beerze, het belangrijkste effect van een verontreiniging in de sliblaag moet worden gezocht, zal in de sliblaag ook de meeste informatie gevonden kunnen worden over die verontreiniging en is het zinnig juist die te bemonsteren. Zowel in de plantenmonsters als in de KS-monsters blijken macrofaunasoorten uit de sliblaag dusdanig ondervertegenwoordigd te zijn, dat de monsters weinig informatie geven over de toestand van de sliblaag. Verscheidene soorten, die met schoon water geassocieerd worden, worden vooral

in die monsters aangetroffen. Beoordeling van de meest verontreinigde punten aan de hand van plantenmonsters en KS-monsters leidt doorgaans dan ook tot een hogere waardering dan een beoordeling op basis van slibmonsters. Plantenmonsters en KS-monsters leveren resultaten op die dichter in de buurt komen van wat een fysisch-chemische analyse te zien geeft. Men vangt soorten die indicatief zijn voor een bepaalde kwaliteitsklasse van uitsluitend het water (5).

Op grond van het bovenstaande wordt het wenselijk geacht macrofaunamonsters, die worden genomen ten behoeve van waterkwaliteitsbeoordeling, te standaardiseren qua aandeel slib en aandeel planten, of de slibmonsters en de plantenmonsters gescheiden te betrekken bij de kwaliteitsbeoordeling.

Bij bemonstering met KS wordt geconstateerd, dat in vier weken tijd weinig slib wordt afgezet. Daardoor zijn de aantallen van bepaalde organismen laag. De slechte zuurstofcondities, die soms in het bodemslib voorkomen, ontbreken. Dit maakt het KS tot een geschikt habitat, en wellicht een refugium, voor verscheidene organismen; in het bijzonder op de meest verontreinigde punten blijkt aantrekkingskracht uitgeoefend te worden op vervuilingstolerante soorten.

KS-monsters geven evenals plantenmonsters onvoldoende informatie over de sliblaag.

Praktische voordelen van KS bleken te zijn: de eenvoud van de bemonsteringsmethode en de grote tijdsbesparing bij het uitzoeken van de monsters.

Praktische nadelen van KS bleken te zijn: de lange kolonisatieperiode, de noodzaak voor één bemonstering tweemaal het veld in te gaan, het tijdrovende karakter van het plaatsen van de mandjes, het grote gewicht van het gebruikte KS, de moeite die het door de groei van waterplanten en de troebelheid van het water kan kosten de mandjes terug te vinden en de verstoring door nieuwsgierigen of door het schonen van de beek.

Genoemde bevindingen komen goed overeen met wat andere onderzoekers voor min of meer vergelijkbare milieus vaststelden (1, 6).

#### Literatuur:

1. Bakker, J.A., 1983. Biologische waterkwaliteitsbeoordeling van enkele Veluwe wateren aan de hand van de makrofauna bemonsterd met het standaard makrofaunanet en met kunstmatig substraat. Doctoraalverslag LH Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer, nr 718.
2. Cairns, J. (ed.), 1982. Artificial substrates. Ann Arbor Science Publishers Inc./The Butterworth Group.
3. Hellawell, J.M., 1978. Macroinvertebrate methods. In: Biological Surveillance of Rivers. A Biological monitoring handbook, 35-90. Dorset Press, Dorchester, England.
4. Otten, J. H., 1986. Macrofaunaonderzoek aan een vervuiling gradiënt in de Groote Beerze, met een vergelijking van kunstmatig substraat en net monsters. (Studentenverslag in het kader van het vooronderzoek van STORA-project 38e). Doctoraalverslag LU Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer, nr 899.

5. Rabeni, C.F. & K.E. Gibbs, 1978. Comparison of two methods used by divers for sampling benthic invertebrates in deep rivers. *J. Fish. Res. Board Can.*, 35: 332-336.
6. Simons, Th.J.J., 1983 (concept). Waterkwaliteitsbeoordeling met behulp van kunstmatig substraat; een zinvolle methode of een kunstgreep? Doctoraalverslag LH Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer.
7. Verdonschot, P.F.M., 1977. Het gebruik van kunstmatig substraat voor de bestudering van de macrofauna-levensgemeenschappen in vervuilde en onvervuilde beken in de Achterhoek. Doctoraalverslag LH Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer nr 367. Rapport ten behoeve van de Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland.

## DETERMINATIELITERATUUR

## Algemeen

- Bertrand, H., 1954. Les insectes aquatiques d' Europe, vol. I, Ency. Ent., sér. A, 30, Lechevalier éd., Paris: 556 p.
- Bertrand, H., 1954. Les insectes aquatiques d' Europe, vol. II, Ency. Ent., sér. A, 31, Lechevalier éd., Paris: 547 p.
- Engelhardt, W., 1974. Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? Kosmos Naturführer. W. Kelle & Co, Stuttgart (6. Auflage): 257 p.
- Higler, L.W.G., 1974. Inleiding tot de kennis van de ongewervelde zoetwaterdieren en hun milieu. Med. RIN 113. Wet. Med. KNNV 103: 40 p.
- Macan, T.T., 1959. A guide to freshwater invertebrate animals. Longman, London: 118 p.
- Mellanby, H., 1963. Animal life in fresh water. A guide to freshwater invertebrates. Chapman & Hall, London (6th ed.): 308 p.
- Pennak, R.W., 1978. Fresh-water invertebrates of the United States. John Wiley & Sons, New York (2nd ed.): 803 p.

## Tricladida (platwormen)

- Hartog, C. den, 1962. De Nederlandse platwormen (Tricladida). Wet. Med. KNNV 42: 40 p.
- Reynoldson, T.B., 1978. A key to the British species of freshwater Tricladids. Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 23 (2nd ed.): 32 p.
- Tolkamp, H.H. (red.), 1975. De Nederlandse in het water levende platwormen (Tricladida). Stencil LH Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer: 4 p.

## Oligochaeta (borstelarme ringwormen)

- Brinkhurst, R.O., 1971. A guide for the identification of British aquatic Oligochaeta. Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 22 (2nd ed.): 55 p.
- Brinkhurst, R.O. en B.G.M. Jamieson, 1971. Aquatic Oligochaeta of the world. Part I: Biology; part II: Systematics. Oliver & Boyd, Edinburgh: 860 p.
- Sperber, C., 1950. A guide for the determination of European Naididae. Zool. Bidrag Uppsala 29: 45-78 + 3 plates.
- Verdonschot, P.F.M., 1979. Aquatische Oligochaeta. Introductie. Rapp. en Versl. Delta Inst. Hydrobiol. Ond. nr 1979-11: 45 p.
- Verdonschot, P.F.M., 1985. Concept tabel voor het onderscheiden der Oligochaeta: 10 p.
- Verdonschot, P.F.M., 1985. Determinatiekenmerken van het genus Limnodrilus. Stencil "Cursus Oligochaeta, 17 april 1985": 2 p.
- Verdonschot P.F.M., 1985. Familietabel (excl. Aeolosomatidae en Branchiobdellidae). Stencil "Cursus Oligochaeta, 17 april 1985": 3 p.

## Hirudinea (bloedzuigers)

- Dresscher, Th.G.N. en L.W.G. Higler, 1982. De Nederlandse bloedzui-

- gers (Hirudinea). Wet. Med. KNNV 154 (2e herz. uitg.): 64 p.  
Eijk, R.H. van der, 1977. Bloedzuigertabel. Jeugdbondsuitg, 's-Graveland: 20 p.  
Tolkamp, H.H., 1976. Tabel voor het determineren van de Nederlandse bloedzuigers (Hirudinea). Stencil LH Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer: 6 p.

#### **Mollusca** (weekdieren)

- Adam, W., 1960. Mollusques terrestres et dulcicoles. Faune de Belgique, Mollusques, Tome 1. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique: 402 p. + bijl.  
Beedham, G.E., 1972. Identification of the British Mollusca. Hulton Educ. Publs. Ltd., Amersham, Bucks: 239 p.  
Janssen, A.W. en E.F. de Vogel, 1965. Zoetwatermollusken van Nederland. Jeugdbondsuitg., Amsterdam: 160 p.  
Macan, T.T., 1969. A key to the British fresh- and brackish-water Gastropods. Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 13 (3rd ed.): 45 p.

#### **Crustacea** (kreeftachtigen)

- Gledhill, T., D.W. Sutcliffe en W.D. Williams, 1976. A revised key to the British species of Crustacea: Malacostraca, occurring in fresh water, with notes on their ecology and distribution. Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 32: 72 p.  
Holthuis, L.B. en G.R. Heerebout, 1986. De Nederlandse Decapoda (garnalen, kreeften en krabben). Wet. Med. KNNV 179 (herzien door J.P.H.M. Adema): 66 p.  
Pinkster, S. en D. Platvoet, 1986. De vlokreeften van het Nederlandse oppervlaktewater. Wet. Med. KNNV 172: 44 p.  
Tolkamp, H.H. (red.), 1975. Tabel voor de determinatie van de Nederlandse zoet- en brakwater Gammariden. Stencil LH Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer: 7 p.  
Tolkamp, H.H. (red.), 1982. Tabel voor het onderscheiden van waterpissebedden (Asellidae) in Nederland. Stencil WZL, Roermond: 6 p.

#### **Ephemeroptera** (haften of eendagsvliegen)

- Macan, T.T., 1979. A key to the nymphs of British species of Ephemeroptera. Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 20 (3rd ed.): 79 p.  
Mol, A.W.M., 1983. *Caenis lactea* (Burmeister) in the Netherlands (Ephemeroptera: Caenidae). Ent. Ber. 43: 119-223.  
Mol, A.W.M., 1985. *Baetis tracheatus* Keffermüller & Machel en *Caenis pseudorivulorum* Keffermüller, twee nieuwe Nederlandse haften (Ephemeroptera). Ent. Ber. 45: 78-81.  
Mol, A.W.M., 1985. Een overzicht van de Nederlandse haften (Ephemeroptera). 1. Siphonuridae, Baetidae en Heptageniidae. 2. Overige families. Ent. Ber. 45: 105-111 resp. 128-135.  
Schoenemund, E., 1930. Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise, Teil 19. Gustaf Fischer Verlag, Jena: 106 p.

### **Odonata** (libellen)

- Carchini, G., 1983. A key to the Italian Odonata larvae. Soc. Internat. Odonat. Rapid Commun. 1: 101 p.
- Dutmer, G. en F. Duijm, 1974. Libellen. Tabellen voor de Nederlandse imago's en larven. Jeugdbondsuitg., 's-Graveland: 56 p.
- Gardner, A.E., 1977. A key to larvae. In: C.O. Hammond. The Dragonflies of Great Britain and Ireland. Curwen Books, The Curwen Press, London: 72-89.
- Geijskes, D.C. en J. van Tol, 1983. De libellen van Nederland (Odonata). Med. EIS-Nederland nr 21. Bibl. KNNV nr 31: 368 p.

### **Plecoptera** (steenvliegen)

- Hynes, H.B.N., 1977. A key to the adults and nymphs of the British Stoneflies (Plecoptera). Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 17 (3rd ed.): 92 p.

### **Heteroptera** (wantsen)

- Macan, T.T., 1976. A revised key to the British water bugs (Hemiptera - Heteroptera). Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 16 (2nd ed.): 77 p.
- Nieser, N., 1982. De Nederlandse water- en oppervlaktewantsen. (Heteroptera: Nepomorpha en Gerrhormorpha). Wet. Med. KNNV 155: 78 p. + bijl.

### **Coleoptera** (kevers)

- Drost, B. en M. Schreijer, 1978. Waterkevertabel (2e herz. druk). Jeugdbondsuitg., Amsterdam: 222 p.
- Holland, D.G., 1972. A key to the larvae, pupae and adults of the British species of Elmithidae. Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 26: 58 p.
- Klausnitzer, B., 1977. Bestimmungstabellen für die Gattungen aquatischer Coleopteren-larven Mitteleuropas. Beitr. Ent. Berlin 27: 145-192.

### **Megaloptera en Neuroptera** (slijkvliegen en gaasvliegen)

- Elliott, J.M., 1977. A key to the larvae and adults of British freshwater Megaloptera and Neuroptera, with notes on their life cycles and ecology. Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 35: 52 p.
- Elliott, J.M., J.P. O'Connor & M.A. O'Connor, 1979. A key to the larvae of Sialidae (Insecta: Megaloptera) occurring in the British Isles. Freshwater Biology 9: 511-514.

### **Diptera** (tweevleugeligen; algemeen)

- Hennig, W., 1968. Die Larvenformen der Dipteren. Teil 1, 2, 3. Akademie Verlag Berlin: resp. 185, 458 en 628 p.
- Johannsen, O.A., 1934-1937. Aquatic Diptera. Part I, II, III, IV; V by L.C. Thomsen. Origin. publ. in four parts, in 1934, 1935, 1937 and 1937, unchanged reprint in 1969 (1st) by Entomol. Reprint Specialists, Los Angeles: resp. 95, 74, 102, 56 en 98 p.

Tolkamp, H.H., 1976. Determinatietabel voor het bepalen van familie, geslacht en soms zelfs soort der Europese, in het water levende Diptera-larven. Stencil LH Wageningen / Vakgroep Natuurbeheer: 64 p.

**Dixidae** (langpootmuggen)

Disney, R.H.L., 1975. A key to British Dixidae. Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 31: 78 p.

**Culicidae** (steekmuggen)

Mohrig, W., 1969. Die Culiciden Deutschlands. Untersuchungen zur Taxonomie, Biologie und Ökologie der einheimischen Stechmücken. Parasitolog. Schr Reihe 18: 260 p.

Wesenberg-Lund, C., 1920. Contributions to the biology of the Danish Culicidae. D. Kgl. Danske Vidensk. Selsk. Skrifter, Naturv. og Mathematisk Afd. 8 Række VII, 1: 231 p.

**Chironomidae** (veder- of dansmuggen)

Cranston, P.S., 1982. A Key to the larvae of the British Orthocladinae (Chironomidae). Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 45: 152 p.

Hirvenoja, M., 1973. Revision der Gattung Cricotopus van der Wulp und ihrer Verwandten (Diptera, Chironomidae). Ann. Zool. Fennici 10: 1-363.

Klink, A.G., 1981. Determinatie-Tabel voor de poppen en larven der Nederlandse Tanytarsini. Deel 1. Tabellen tot geslacht. LH Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer: 25 p. + 22 fig.

Klink, A.G., 1982. Het genus Micropsectra Kieffer. Een taxonomische en ekologische studie. Medeklinker no. 2: 58 p. + 22 fig.

Klink, A.G., 1983. Key to the Dutch larvae of Paratanytarsus. Thiennemann & Bause, with a note on the ecology and the phylogenetic relations. Medeklinker no. 3: 36 p.

Langton, P.H., 1984. A key to pupal exuviae of British Chironomidae. P.H. Langton: 324 p. + Corrections (25 p.).

Moller Pillot, H.K.M., 1984. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Deel 1A: Inleiding, Tanytarsinae & Chironomini. Nederl. Faun. Med. 1A (3de druk): 277 p.

Moller Pillot, H.K.M. 1984. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Deel 1B: Orthocladinae sensu lato. Nederl. Faun. Med. 1B: 175 p.

Moller Pillot, H.K.M., 1986. Opmerkingen over nomenclatuur en determinatie van Chironomidae. Nieuwsbr. Eur. Inv. Surv. Ned. 17: 33-35.

Wiederholm, T. (ed.), 1983. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Part 1. Larvae. Ent. Scand. Suppl. 19: 457 p.

Wilson, R.S. en J.D. McGill, 1982. A practical key to the genera of pupal exuviae of the British Chironomidae. Dept. Zoology, Univ. Bristol: 62 p.

**Simuliidae** (kriebelmuggen)

Davies, L., 1968. A key to the British species of Simuliidae (Diptera) in the larval, pupal and adult stages. Sc. Publ. Freshwat.

Biol. Ass. 24: 126 p.

Ruigrok, I., 1982. De morfologie en oecologie van de Simulium-ornatumgroep. LI Wageningen/Vakgroep Natuurbeheer nr P54: 34 p. + bijl.

#### **Rhagionidae** (snavelvliegen)

Neff, S.E., 1965. On the pupae of *Atherix variegata* Walker (Diptera, Rhagionidae). Entom. News. 76: 163-167.

Thomas, A.G.B., 1974. Diptères torrenticoles peu connus: I. Les Athericidae (larves et imagos, du Sud de la France [Brachycera, Orthorrhapha]. Anns Limnol. 10 (1): 55-84.

Thomas, A.G.B., 1976. Diptères torrenticoles peu connus: IV. Les Athericidae (écologie et biologie, du Sud de la France [Brachycera, Orthorrhapha]. Anns Limnol. 12 (2): 175-211.

#### **Stratiomyidae** (wapenvliegen)

Rozkosný, R., 1975. The Stratiomyioidae (Diptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Ent. Scand. 1: 150 p.

#### **Trichoptera** (schietmotten of kokerjuffers)

Bray, R.P., 1967. The taxonomy of the larvae and pupae of the British Phryganeidae (Trichoptera). J. Zool. Lond. 153: 223-244.

Edington, J.M., 1964. The taxonomy of British Polycentropodid larvae (Trichoptera). Proc. Zool. Soc. London 143: 281-300.

Edington, J.M. & R. Alderson, 1975. The taxonomy of British Psychomyiidae larvae (Trichoptera). Freshwater Biology 3: 463-478.

Edington, J.M. & A.G. Hildrew, 1981. A key to the caseless caddis larvae of the British Isles, with notes on their ecology. Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 43: 92 p.

Hickin, N.E., 1967. Caddis larvae. Larvae of the British Trichoptera. Hutchinson & Co Ltd.: 476 p.

Higler, L.W.G., 1970. The larvae of *Cyrnus crenaticornis* (Kolenati, 1859), (Trichoptera, Polycentropodidae). Med. RIVON 325. Ent. Ber. 30: 58-60.

Higler, L.W.G., 1981. Determinatie-tabel voor het bepalen van familie, geslacht en soms zelfs de soort der Europese, in het water levende Trichoptera-larven. Concept tabel. RIN, Leersum.

Hiley, P.D., 1976. The identification of British limnephilid larvae (Trichoptera). Systematic Entomology 1: 147-167.

Lepneva, S.G., 1970. Fauna of the USSR, Trichoptera, II, 1. Larvae and pupae of Annulipalpia. Zool. Inst. Acad. Sc. USSR, New Series 88, Israel Progr. Sc. Translat., Jerusalem (origin. 1964): 638 p.

Lepneva, S.G., 1971. Fauna of the USSR, Trichoptera, II, 2. Larvae and pupae of Integripalpia. Zool. Inst. Acad. Sc. USSR, New Series 95, Israel Progr. Sc. Translat., Jerusalem (origin. 1966): 700 p.

Ulmer, G., 1909. Trichoptera. Süßwasserfauna Deutschlands, Heft 5/6. In: A. Brauer (ed.). Süßwasserfauna Deutschlands. Fischer Verlag, Jena: 326 p.

Wallace, I.D., 1981. A key to larvae of the family Leptoceridae (Trichoptera) in Great Britain and Ireland. Freshwater Biology 11: 273-297.



### **Pisces (vissen)**

- Maitland, P.S., 1972. A key to British freshwater fishes. Sc. Publ. Freshwat. Biol. Ass. 27: 139 p.
- Nijssen, H. en S.J. de Groot, 1975. Zoetwatervissen. Wet. Med. KNNV 108: 44 p.

### **Vegetatie**

- Heukels, H. en R. van der Meijden, 1983. Flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen: 583 p.
- Hoogers, B.J. en H. van Oeveren, 1983. Herkenning van de voornaamste water- en oeverplanten in vegetatieve toestand. Pudoc, Wageningen: 76 p.
- Kruijne, A.A. en D.M. de Vries, 1978. Vegetatieve herkenning van onze graslandplanten. Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO), Wageningen. H. Veenman & Zonen B.V., Wageningen (7e druk): 112 p.

### **Overige werken**

- Fittkau, E.J., F. Reiss & O. Hoffrichter, 1976. A bibliography of the Chironomidae. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Gunneria 26: 1-177.
- Illies, J. (Herausg.), 1978. Limnofauna Europaea (2. Auflage). Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York: 532 p.
- Mol, A.W.M., 1984. Limnofauna Neerlandica. Een lijst van meercellige ongewervelde dieren aangetroffen in binnenwateren van Nederland. Nieuwsbr. Eur. Inv. Surv. Ned. 15: 124 p.
- Tolkamp, H.H., 1984. Een bibliografie van publicaties voor de determinatie van aquatische organismen. WZL: 24 p.

















## BODEMSLIBANALYSE

## voorbewerking en bepaling

Voorbewerking slibmonsters volgens NEN 6465 (m.u.v. Kwik).  
Bepaling middels atomaire adsorptie spectrofotometrie.

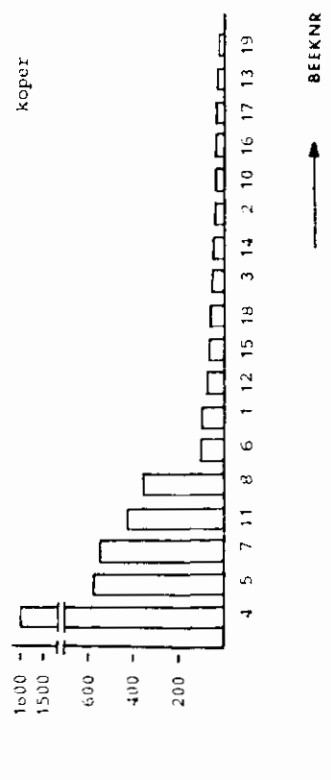
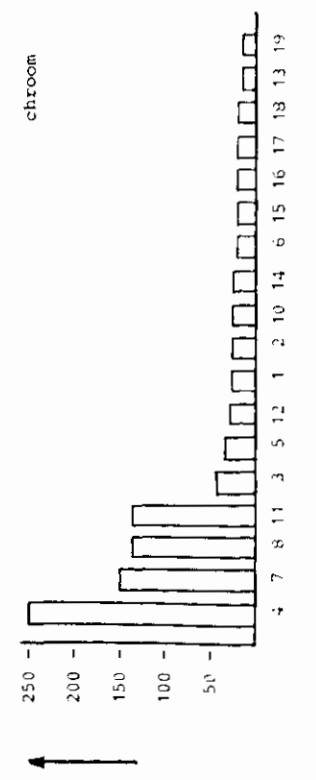
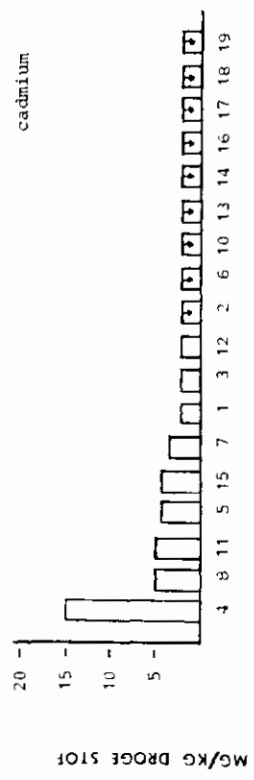
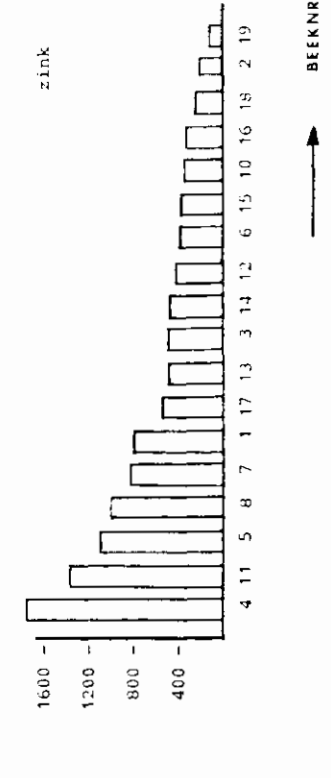
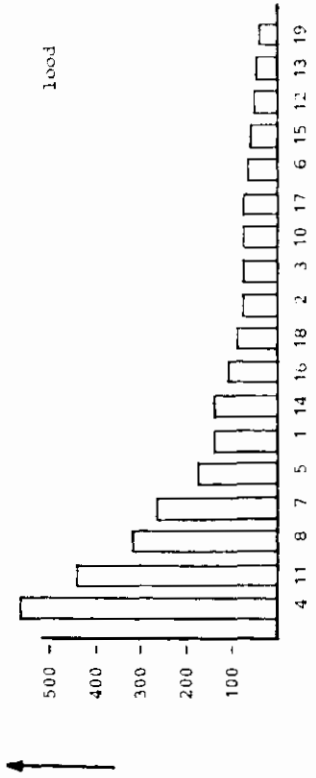
Aluminium	vlamtechniek	NEN 6437
Arseen	grafietoventechniek	NEN 6457
Cadmium	vlamtechniek	NEN 6452
Chroom	vlamtechniek	NEN 6448
Koper	vlamtechniek	NEN 6451
Kwik *	koude-dampmethode	NEN 6449
	slibontsluiting met kalium- permanganaat en kaliumpersulfaat	
Lood	vlamtechniek	NEN 6453
Nikkel	vlamtechniek	NEN 6456
Zink	vlamtechniek	NEN 6443

\* bij de bepaling van Kwik werd standaard additie toegepast

## gehalten aan zware metalen (mg/kg droge stof)

beek		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As	Al
nr	naam									
1	ENTE	2	25	105	<2	15	140	800	15	11.600
2	ELSG	<2	25	45	<2	20	75	200	25	11.200
3	BOWA	2	45	60	<2	50	75	490	65	18.000
4	EXAA	15	250	1600	120	50	560	1750	20	15.600
5	BOLS	4	35	580	2	30	170	1100	30	12.800
6	DEUR	<2	20	110	<2	20	65	390	15	12.800
7	GAMM	3	150	550	4	25	260	840	20	17.600
8	BOR1	5	140	360	37	40	320	1000	15	14.800
10	MIDD	<2	25	40	<2	30	75	370	25	16.000
11	BERF	5	140	420	10	35	440	1400	10	13.600
12	HAGM	2	30	85	<2	40	55	420	20	20.000
13	HOGR	<2	15	30	<2	15	50	500	20	14.800
14	WATE	<2	25	55	<2	25	140	480	20	16.000
15	POEL	4	20	65	<2	80	60	390	50	14.800
16	MART	<2	20	40	<2	20	110	350	15	18.400
17	MARM	<2	20	40	<2	20	75	540	15	18.000
18	BROE	<2	20	65	<2	15	90	250	30	15.600
19	ITTE	<2	15	25	<2	30	45	130	30	17.200

Gehalten aan enkele zware metalen



BEKKNR →

→ BEKKNR

## COMPUTERPROGRAMMA'S en BEWERKINGEN MET TWINSPAN EN DECORANA

\* De literatuurverwijzingen in deze bijlage verwijzen naar de literatuurlijst die begint op pagina 5 van de bijlage.

## COMPUTERPROGRAMMA'S

1. DECORANA en TWINSPAN

DECORANA en TWINSPAN zijn computerprogramma's uit de "Cornell Ecology Program series". Ze werden ontwikkeld door Hill, en gepubliceerd in 1979.

Deze programma's zijn met name bestemd voor hen, die gegevens verzameld hebben over het voorkomen van soorten in een groep van monsters of opnamen ("multivariate data"). Deze gegevens dienen te zijn vastgelegd in een data matrix met de monsters op de ene as en de soorten op de andere as.

1A. DECORANA

DECORANA ("DEtrended CORrespondence ANalysis") biedt een ordinatietechniek, en maakt rangschikkingen via de methode van "detrended correspondence analysis" (= DCA). Deze methode geldt als een verbetering van een eenvoudiger methode van rangschikken, nl. "reciprocal averaging" (= RA), of "correspondence analysis" (synoniemen). RA is overigens beschikbaar binnen DECORANA.

RA is het herhaald toepassen van de methode van gewogen middelen. Torenbeek (5) geeft dit als volgt weer: "Eerst worden aan de soorten arbitraire ordinatiescores toegekend, dan worden monsterscores berekend door gewogen middeling van de soortscores, daarna worden nieuwe soortscores berekend door gewogen middeling van de monsterscores. Dit wordt zo herhaald totdat de scores stabiliseren: de scores convergeren naar een uiteidelijke oplossing. Deze oplossing is onafhankelijk van de initiële, arbitrair gekozen soortscores".

De datamatrix, die na RA ontstaat, wordt grafisch uitgezet in een multidimensionale ruimte. De soort- of monsterscores, berekend met RA, zijn de punten in deze ruimte. Door alle monsters of soorten in deze ruimte weer te geven ontstaat een puntenwolk. Door het dichtste gedeelte van de wolk wordt een lijn getrokken.

Nadat zo de eerste ordinatie-as gemaakt is, kan een tweede as gemaakt worden door dezelfde procedure van middelingen. Na elke berekening wordt de score echter gecorrigeerd met de regressie op de eerste as. Er worden monster- en soortscores gegeven op de eerste vier ordinatie-assen. Elke as staat voor een ordening van de monsters of soorten langs een milieugradiënt. Niet alle soorten reageren even sterk op een bepaalde milieufactor. De techniek rangschikt achtereenvolgens langs steeds andere gradiënten. Omdat eerst de gradiënt wordt opgespoord, waar de meeste soorten op reageren, is een hiërarchie aan te geven van de meest relevante naar de minst relevante gradiënt (afnemende "eigenwaarden").

DECORANA is een wezenlijke vooruitgang vergeleken bij RA, omdat een oplossing is gevonden voor twee grote problemen die RA kenmerken. Bij

RA is de tweede as vaak niet onafhankelijk van de eerste; er is een kwadratisch verband. Doordat bij DECORANA de eerste as echter wordt verkregen via RA, en de volgende assen worden verkregen middels DCA, wordt voorkomen dat er enig systematisch verband ontstaat tussen de eerste en volgende assen. Bovendien wordt in DECORANA tegengegaan, dat de scores van de punten aan de uiteinden van de as veelal dichter bij elkaar liggen dan in het midden van deze as.

DECORANA voorziet in de mogelijkheid af te wijken van de standaard analyse en bepaalde parameters te variëren. Men kan bijvoorbeeld de aantallen transformeren, of een relatief lager gewicht toekennen aan zeldzame soorten dan aan meer algemene soorten.

Voor details wordt verwezen naar Hill (2).

#### 1B. TWINSpan

TWINSpan ("Two-way Indicator Species Analysis") biedt een klassifikatietechniek, en is ontwikkeld uit de oorspronkelijke en al langer bestaande "indicator species analysis". De grootste verbetering is het eerst klassificeren van de monsters, en vervolgens deze klassifikatie gebruiken om een klassifikatie van de soorten te bewerkstelligen die overeenstemt met hun ecologische voorkeur. Beide klassifikaties worden tenslotte gezamenlijk gebruikt om een geordende "two-way" tabel te verkrijgen, die op de meest bondige wijze de synoecologische relaties van de soorten tot uitdrukking brengt. Deze tabel vertoont veel gelijkenis met de "oecologische tabel" van Braun-Blanquet.

TWINSpan geeft een hiërarchische clustering, en is een polythetische divisieve methode van klassificeren.

In grote lijnen geschiedt het volgende:

1. De monsters worden verdeeld in groepen, door middel van herhaald in tweeën splitsen. Eerst ontstaan 2 groepen, vervolgens 4 groepen, bij de derde splitsing 8 groepen, enz.
2. De klassifikatie van de monsters wordt omgezet in een bepaalde ordening.
3. Op basis van de verkregen groepen van monsters worden kenmerken vastgesteld voor de soorten (in de geest van "een voorkeur tonend voor de linkerzijde van de eerste (tweede, derde) verdeling").
4. De soorten worden op dezelfde wijze geklassificeerd als de monsters, met dien verstande dat, terwijl de soorten worden behandeld als kenmerken van de monsters, de soorten kenmerken hebben als hierboven (in 3) aangeduid.
5. Ook de klassifikatie van de soorten wordt omgezet in een bepaalde ordening.
6. De "two-way" tabel, waarin beide ordeningen verwerkt zijn, is het eindresultaat.

TWINSpan maakt de splitsingen als volgt:

1. Door middel van RA worden de monsters via een eerste ordinatie gerangschikt op basis van een gradiënt.
2. De rangschikking wordt doormidden gedeeld, om de monsters ruwweg in twee groepen te verdelen.
3. Vastgesteld wordt welke soorten differentiërend zijn, doordat ze kenmerkender zijn voor de ene dan voor de andere van de bij 2 ontstane groepen.
4. Er wordt een verfijnder rangschikking gemaakt, op basis van de

- differentiërende soorten.
5. Deze verfijnde rangschikking wordt op het geschikte punt gesplitst, om zodoende de gewenste dichotomie te verkrijgen.
  6. Er wordt een vereenvoudigde rangschikking gemaakt, op basis van enkele van de meest differentiërende soorten. Gekeken wordt, of de dichotomie op basis van de verfijnde rangschikking te reproduceren is door een verdeling van de indicatorrangschikking. Zo ja, dan is voorzien in een mogelijkheid om de ontstane groepen (clusters) snel te karakteriseren.

TWINSpan biedt de mogelijkheid af te wijken van de standaardanalyse, en bepaalde parameters te variëren. Men kan bijvoorbeeld het splitsen laten stoppen wanneer een groep te klein wordt, of wanneer een bepaald aantal splitsingen bereikt is.

Ook is er de belangrijke mogelijkheid verschillend gewicht toe te kennen aan verschillende abundantie-klassen der soorten. In principe werkt TWINSpan bij het opsporen van differentiërende soorten alleen met kwalitatieve gegevens. Om toch kwantitatieve waarden bij de berekeningen te kunnen betrekken wordt gewerkt met "pseudosoorten". Het idee daarachter is, dat de kwantitatieve informatie grotendeels behouden blijft door die uit te zetten op een relatief grove schaalverdeling. De zelf te bepalen abundantieniveaus om deze schaal in te delen worden "pseudospecies cut levels" genoemd. Een en ander schept de mogelijkheid kwantitatieve waarden te gebruiken als differentiërende "species" en als "indicators".

Voor details wordt verwezen naar Hill (3).

## 2. WA

WA ("Weighted Averages"), in 1986 ten behoeve van dit onderzoek ontwikkeld door E.H. van Nes (op basis van Gauch (1)), werkt met gewogen gemiddelden, en biedt in feite de meest eenvoudige ordinatietechniek die er is.

$$WA_i = \frac{\sum s_j * n_{ij}}{\sum n_{ij}}$$

waarin: (S = som)

$WA_i$  = Weighted Averages score van soort i

$n_{ij}$  = aantal individuen van soort i in monster j

$s_j$  = gewicht, toegekend aan monster j

De invoer voor het programma bestaat uit twee delen: dezelfde data-matrix als die voor DECORANA en TWINSpan, en gegevens over de gewichten die aan de monsters toegekend worden. Als uitvoer resulteert een soortenrangorde met scores en gecomprimeerde soortenlijst.

### 3. CLUMSI

Het programma CLUMSI werd in 1986 ontwikkeld aan de LU Wageningen (Vakgroep Natuurbeheer), door J.Ph. Witte. De volgende toelichting is van zijn hand.

Met het programma CLUMSI ("CLustering met UPGMA van een Matrix met berekende SImilariteiten") kunnen verwantschappen tussen rijen van een  $m \times n$ -matrix worden berekend op basis van kolomwaarden. In geval van een matrix met chemische analyseresultaten zijn de monsters de rijen, en de kolommen de chemische parameters. Afhankelijk van de te onderzoeken eigenschap (bijv. mate van vervuiling) kan men niet-relevante kolommen in de berekening uitschakelen. De toegepaste formule voor de verwantschapswaarde is die voor de correlatiecoëfficiënt:

$$r_{i,j} = \frac{SM_i M_j - (SM_i SM_j / N)}{[(SM_i^2 - (SM_i)^2 / N) * (SM_j^2 - (SM_j)^2 / N)]}$$

waarin:

$r_{i,j}$  = verwantschap tussen  $M_i$  en  $M_j$  ( $-1 < r < 1$ )

$M_i$  = rij  $i$  van matrix  $M$                        $M_j$  = rij  $j$  van matrix  $M$

$SM_i$  = som kolomwaarden  $M_i$                        $SM_j$  = som kolomwaarden  $M_j$

$SM_i M_j$  = som kolomwaarden  $M_i$  en  $M_j$

$N$  = aantal kolommen in matrix  $M$

Omdat bepaalde kolommen systematisch hogere waarden kunnen bevatten dan andere (bijv.  $[Ca^{++}] > [K^+]$ ), biedt CLUMSI de mogelijkheid waarden te "wegen". Elk matrixelement wordt dan gedeeld door het kolomgemiddelde, zodat relatieve kolomwaarden ontstaan. Iedere kolom telt dan even zwaar mee in de verwantschapsberekening (procentuele variaties in  $[Ca^{++}]$  worden even belangrijk als die in  $[K^+]$ ), en het onderscheid tussen de rijen wordt vergroot (de verwantschapswaarden komen verder uit elkaar te liggen). Nadeel van een dergelijke weging is, dat de resultaten alleen betrekking hebben op de onderzochte matrix; vergelijking met de resultaten van een andere matrix is na weging dus niet meer mogelijk.

Het resultaat van een verwantschapsberekening is een  $m \times m$ -matrix met verwantschapswaarden. CLUMSI biedt de mogelijkheid om op deze matrix een clustering toe te passen volgens de "Unweighted Pair Group Method using Arithmetic Averages", kortweg aangeduid met "UPGMA" (4). Bij een clustering worden de kolommen uit de  $m \times m$ -matrix net zo lang samengevoegd, totdat alle kolommen zijn samengevoegd. In geval van clustering met UPGMA worden de nieuwe verwantschappen uit de samengestelde kolom gevormd door de gemiddelde verwantschappen van de

oorspronkelijke, afzonderlijke kolommen.

Het clusterresultaat kan grafisch in een dendrogram worden weergegeven. CLUMSI geeft advies voor de manier, waarop dit dendrogram getekend kan worden.

#### BEWERKINGEN MET TWINSPAN EN DECORANA

Tenzij anders vermeld is bij TWINSPAN en DECORANA gekozen voor de volgende bewerkingsmogelijkheden:

TWINSpan: input:  $\ln(n + 1)$ , = natuurlijke logaritme van het aantal individuen per taxon (+ 1) per monster  
pseudospecies cut levels: 0.00-1.00-2.00-4.00-6.00  
minimum group size for division: 5  
maximum number of indicators per division: 7  
maximum level of divisions: 6  
weights for levels of pseudospecies: all values 1  
indicator potentials for cut levels: all pseudospecies available as indicators

DECORANA: input:  $\ln(n + 1)$ , = natuurlijke logaritme van het aantal individuen per taxon (+ 1) per monster  
(transformatie in DECORANA niet meer nodig)  
downweighting of rare species  
rescaling of axes: by default  
detrended correspondence analysis  
number of segments: 0 (default value)  
rescaling threshold: 0.00 (default)

Voor het berekenen van de natuurlijke logaritme is gebruik gemaakt van de formule  $X = \ln(N + 1)$  (zie 5.4.2).

Enkele waarden, met behulp waarvan bijv. de gekozen cut levels bij TWINSpan teruggelezen kunnen worden:

voor N = 1	X = 0,69	voor X = 3,00	N = circa 20
voor N = 2	X = 1,10	voor X = 4,00	N = circa 54
voor N = 3	X = 1,39	voor X = 5,00	N = circa 148
voor N = 4	X = 1,61	voor X = 6,00	N = circa 403
voor N = 5	X = 1,79	voor X = 7,00	N = circa 1096
voor N = 6	X = 1,95	voor X = 8,00	N = circa 2980
voor N = 7	X = 2,08		

#### Literatuur:

1. Gauch, H.G., 1982. Multivariate analysis in community ecology. (Cambridge studies in ecology; 1). Cambridge University Press, Cambridge (etc.).
2. Hill, M.O., 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York.

3. Hill, M.O., 1979. TWINSPAN - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York.
4. Sneath, P.H.A. & R.R. Sokal, 1973. Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification. W.H. Freeman, San Francisco.
5. Torenbeek, R., 1985. Verwerking van de gegevens van twee macrofauna-onderzoeken, het tijdreeks- en kunstsubstraat-onderzoek, en het maken van een macrofaunasoorten-codelijst ten behoeve van een macrofauna-ecotheek. Stageverslag LH Wageningen - RIN Leersum (basisrapport project E.K.O.O., nr 15).



## HABITATVOORKEUR MACROFAUNA

Toepassing van TWINSPAN op de monsters van die dagen, waarop bodem- en plantenmonsters goed gescheiden genomen konden worden (103 bodem- en 103 plantenmonsters) levert onder andere twee lijsten op met soorten die kenmerkend zijn voor planten- dan wel bodemmonsters.

De getallen achter de soortnamen duiden pseudosoorten aan. Elke pseudosoort vertegenwoordigt een bepaalde abundantie-klasse van de eigenlijke soort. Sommige soorten zijn slechts in bepaalde abundantie-klassen kenmerkend voor één van beide habitats.

(Voor de gekozen bewerking en nadere toelichting wordt verwezen naar 6.2.1 en bijlage 10)

N.B. Van de afzonderlijke Oligochaeta-taxa is de habitatvoorkeur op basis van deelbewerkingen vastgesteld.

indicatorsoorten (kenmerkend voor één van beide groepen)	
bodemmonsters	plantenmonsters
Cryptochironomus sp. 1 Oligochaeta 5 Pisidium sp. 2	Cloeon dipterum 2 Radix peregra 1 Sigara falleni 1 Sigara striata 1
soorten met preferentie voor één van beide groepen	
bodemmonsters	plantenmonsters
Ceratopogonidae 3 Chironomus sp. 3-4 Cladotanytarsus sp. 1-2-3 Clinotanytarsus nervosus 1-2-3 Cryptochironomus sp. 1-2-3 Nematoda 1-2 Oligochaeta 4-5 Pisium sp. 2-3-4 Polypedilum gr. bicrenatum 1-2-3 Polypedilum gr. nubeculosum 3-4 Procladius sp. 3-4 Prodiamesa olivacea 1 Sialis lutaria 1 Tabanidae 1 Tanytarsus sp. 3	Acricotopus lucens 1 Anisus vortex 1-2-3 Asellus aquaticus 4 Bathyomphalus contortus 2 Boophthora erythrocephala 1-2 Callicorixa praeusta 1 Cloeon dipterum 1-2-3-4 Cloeon simile 1-2 Coenagrionidae 1 Corynoneura scutellata agg. 1 Cricotopus bicinctus 2 Cricotopus sylvestris 3-4 Diptera 1 Dugesia lugubris 1 Erpobdella sp. 1-2 Graptodytes pictus 1 Gyraulus albus 3 Haliphus fluviatilis 1-2
	zie vervolg

soorten met preferentie voor één van beide groepen	
bodemmonsters	plantenmonsters
	Haliphus laminatus 1
	Haliphus lineatocollis 1
	Haliphus sp. larve 3
	Ischnura sp. 1-2-3
	Laccophilus hyalinus 1
	Laccophilus sp. larve 1-2-3
	Lymnaea stagnalis 1
	Micropsectra atrofasciata 1
	Parachironomus gr. arcuatus 1-2
	Paratanytarsus gr. confusus 3
	Paratanytarsus lauterborni 1
	Paratanytarsus sp. 1
	Physa fontinalis 2-3
	Planorbarius corneus 1
	Planorbis carinatus 1-2
	Planorbis planorbis 1-2
	Polycelis tenuis 1-2-3
	Pungitius pungitius 1
	Radix peregra 1-2-3
	Sigara distincta 1
	Sigara falleni 1-2-3
	Sigara sp. nymf 1-2-3
	Sigara striata 1-2-3
	Theromyzon tessulatum 1
	Xenopelopia sp. 1

## EEN AANTAL FYSISCH GEGEVENS

## A. ENKELE AFMETINGEN VAN DE BEMONSTERDE BEKEN

beek	gemiddelde breedte (m) (ter hoogte van het wateroppervlak), met hoogste en laagste gemeten waarde	gemiddelde diepte (m) (in het midden van de beek), met hoogste en laagste gemeten waarde
Entergraven	6,4 ( 5,3 - 7,3)	0,50 (0,20 - 0,80)
Elsgraven	7,1 ( 5,8 - 8,3)	0,75 (0,30 - 1,00)
Bornerbr. Waterl.	8,0 ( 7,0 - 10,0)	0,70 (0,30 - 1,50)
Exosche Aa	12,0 (10,0 - 15,0)	>0,80 (0,50 - >1,35)
Bolscherbeek	6,1 ( 6,0 - 6,5)	0,65 (0,50 - 0,80)
Deurningerbeek	5,4 ( 4,5 - 6,0)	0,45 (0,30 - 0,90)
Gammelkerbeek	2,8 ( 2,0 - 4,0)	0,45 (0,35 - 0,65)
Bornsebeek-1	7,3 ( 6,0 - 8,0)	1,40 (0,90 - 2,00)
Bornsebeek-2	6,5 ( 6,0 - 7,0)	0,75 (0,60 - 0,85)
Middensloot	4,9 ( 4,5 - 5,0)	0,40 (0,20 - 0,60)
Berflobeek	3,8 ( 3,0 - 4,0)	0,60 (0,50 - 0,65)
Hagmolenbeek	9,4 ( 8,5 - 10,0)	1,05 (0,80 - 1,75)
Hollandse Graven	6,8 ( 6,5 - 7,0)	0,55 (0,20 - 0,80)
Watergang 34-0-3	3,0 ( 2,5 - 4,0)	0,25 (0,15 - 0,40)
Poelbeek	2,0 ( 1,5 - 2,5)	0,25 (0,15 - 0,30)
Markgraven-Tubb.	2,5 ( 2,0 - 3,0)	0,45 (0,30 - 0,60)
Markgraven-Mariap.	7,4 ( 6,5 - 8,0)	0,80 (0,40 - >1,50)
Broekbeek	7,3 ( 6,5 - 8,0)	0,45 (0,20 - 0,70)
Itterbeek	6,3 ( 5,5 - 7,0)	0,50 (0,30 - 0,75)
Kleine Beerze	5,8 ( 5,5 - 6,0)	0,85 (0,65 - 1,00)
Groote Beerze	9,2 ( 8,8 - 10,0)	0,85 (0,65 - >1,00)
Diepenhoeksche Loop	4,1 ( 4,0 - 4,5)	0,25 (0,10 - 0,30)
Astensche Aa	5,4 ( 5,0 - 5,8)	0,40 (0,30 - 0,60)
Bulder Aa	5,3 ( 4,5 - 6,0)	0,40 (0,20 - 0,50)
Kleine Aa/Dommeltje	6,5 ( 6,0 - 7,0)	1,00 (0,60 - 1,25)
Steegsche Loop	5,3 ( 5,0 - 6,0)	0,50 (0,30 - 0,65)
Leygraaf	9,4 ( 8,5 - 10,5)	1,05 (0,40 - 2,00)
Reusel	7,9 ( 6,5 - 8,5)	0,60 (0,50 - 0,75)
Zandley	6,5	0,35

B. BODEMPROFIEL (dikte van de lagen in cm)

beek	→ toenemende diepte			
	zand bruin rood grijs	zand/slib/detritus grijs tot zwart	zand grijs tot wit	klei
KLAA	7-10 bruin zand + det. *		+	
ASAA	10-15 bruin zand + det.		+	
REUS	5-10 rood/bruin zand + det.		+	
BROE	schoon zand			
HAGM	3- 5 bruin	0- 2 slib	1-5	+
POEL	7-15 bruin	7-15 slib	+	
ITTE	2- 5 bruin	10 zand	+	
KLBE	0-10 rood/bruin	5-25 slib	+	
BOWA	2-20 bruin	3-30 slib	+	
ELSG	3-15 bruin	5-20 slib/det.	+	
DEUR	5-10 bruin/grijs	5-15 slib/zand	+	
GRBE	3-10 rood/bruin + det.	7-10 slib/zand	+	
STLO		>25 slib/zand/det.		+
BERF	4-15 grijs/bruin	dikke laag slib		
ZAND		dikke laag grijs tot zwart zand		
BOR2	3-25 grijs/bruin	2- 5 slib	+	
GAMM	6-17 grijs/bruin	>15 slib/zand	+	
ENTE	-	10-30 slib	+	
DILO	-	-	5-12	+ **
BOLS	5-25 bruin	5-20 slib	+	
WATE	4-11 bruin	5-10 zand	+	
BUAA	4-18 bruin	15-20 slib/zand/det.	+	
MARM	0- 5 bruin	5-20 slib	+	
MART	3- 7 bruin	3-15 slib	+	
LEYG	4-10 bruin	4-15 slib/zand/det.		
EXAA	5-15 bruin	2- 8 zand	+	
MIDD	4-15 bruin	10-15		
HOGR	2-15 grijs/bruin	1- 5	+	

N.B. Bovenop bevindt zich steeds een zeer los gestructureerd laagje fijn slib/detritus: bezinksel, dat per beek en per bemonsteringsbezoek varieert in dikte (enkele millimeters tot enkele centimeters).

\* det. = detritus  
\*\* klei op veen

+ = aanwezigheid aangetoond  
- = afwezig

C. STROOMSNELHEID (in cm/s, gemeten aan het wateroppervlak)

beek	1984				1985			
	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst
ENTE	28,4	0-5	0-5	20,7	10,7	10,1	11,8	18,9
EURO	20,6	0-5	0-5	22,1	10,7	0-5	11,1	14,7
BOUW	25,1	0-5	0-5	20,0	0-5	10,0	9,8	11,0
KLAA	28,7	10,0	10,0	17,8				
BOLB	15,0	0-5	0-5	17,8		27,5	11,4	18,8
OEER	20,1	10,1	0-5	18,4		11,7	18,2	20,6
GHAN	20,1	10,0	10,0	11,0				
BOL1	40,1	10,0	0-5	12,8				
BOL2						7,0	30,0	35,1
MIDD	40,8	10,7	0-5	19,4		20,7		
BEER	20,5	10,0	10,0	18,0				
LEGG		0-5	0-5	7,6	9,8	11,7	8,7	11,8
ROER	20,8	10,0	0-5	20,0		24,0	11,1	26,1
WITB	20,1	10,0	11,4	17,8		24,0	21,2	33,0
ROEL	12,1	10,0	10,0	12,0				
WITP	0-5	10,0	0-5	0-5				
WARM		10,0	0-5	0-5		7,8	0-5	8,6
BRUC	15,4	10,0	10,0	18,0		9,8	9,8	18,0
WITB	10,7	10,7	10,0	11,8				
beek	1985			1986				
	lente	zomer	herfst	winter				
KLSE	2,7	4,9	0-5	0-5				
GFEE	28,2	14,3	12,0	20,9				
DILD	18,2	7,8	2,0	13,9				
AGAA	43,9	16,6	40,5	41,0				
BUAR	37,9	20,0	28,5	30,3				
KLAA		14,0/17,5	60,0	48,2				
STLD		0-5	24,5	0-5				
LEYG	7,0	0-5	0-5	25,3				
REUS	26,3	12,3/17,9	26,4	27,5				
ZAND	41,0							

D. GEMIDDELDE SUBSTRAATGEGEVENS PER BEMONSTERINGSPLAATS

beek	ste	ggr	fgr	gza	fza	kle	mod	fde	gde	bla	tak	wat	dra	ijz
ENTE	0.0	0.0	0.1	0.8	2.6	0.0	4.4	2.5	2.1	1.0	0.4	1.8	1.1	0.0
ELSG	0.0	0.0	0.4	2.0	3.1	0.4	3.3	2.9	2.4	0.5	0.3	2.8	0.8	0.0
BOWA	0.0	0.0	0.0	1.1	2.3	0.0	3.9	3.4	2.6	1.4	0.4	3.1	1.8	0.3
EXAA	0.0	0.0	0.0	1.3	3.0	0.0	2.7	3.0	2.3	0.7	0.3	0.7	0.0	0.0
BOLS	0.0	0.0	0.2	1.0	2.7	0.0	3.7	3.0	2.3	1.7	0.3	2.0	1.2	0.0
DEUR	0.0	0.0	0.5	2.3	4.5	0.0	0.0	2.2	2.0	1.2	0.7	1.0	1.0	0.0
GAMM	0.0	0.0	0.0	2.3	3.5	0.0	0.0	3.0	3.3	1.8	0.5	0.5	0.5	0.0
BOR1	0.3	0.0	0.0	1.0	2.3	0.0	2.3	3.7	3.3	0.7	0.3	0.0	0.0	0.0
BOR2	0.0	0.0	0.3	1.7	4.0	0.0	4.3	2.0	1.7	1.3	0.3	1.7	2.7	0.0
MIDD	0.0	0.0	0.5	1.5	4.3	0.0	0.0	2.3	2.8	1.5	0.5	0.5	0.3	0.0
BERF	0.0	0.0	1.0	1.7	4.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
HAGM	0.0	0.2	1.0	3.7	4.1	0.2	0.3	1.9	2.1	1.3	0.3	1.9	0.1	0.0
HOGR	0.0	0.0	0.1	1.4	2.9	0.1	1.3	3.1	3.4	3.0	0.1	2.7	0.3	0.0
WATE	0.0	0.0	0.3	2.4	4.1	0.0	0.6	2.9	1.9	0.6	0.1	2.1	0.9	0.0
POEL	0.0	0.0	1.0	3.5	4.3	0.0	0.3	2.3	1.0	0.8	0.5	0.5	0.0	1.0
MART	0.0	0.0	0.3	1.5	2.8	0.0	2.0	2.0	3.0	2.8	1.0	2.5	0.0	0.0
MARM	0.0	0.0	0.3	2.0	3.7	0.0	1.9	1.7	2.3	0.6	0.4	2.1	1.9	0.0
BROE	0.0	0.0	1.5	2.5	4.5	0.0	0.8	2.3	2.0	1.3	0.2	2.8	0.0	0.5
ITTE	0.0	0.0	0.5	2.3	3.5	0.0	1.5	3.8	2.5	1.0	0.0	2.5	0.5	0.8
KLBE	0.0	0.0	0.0	0.5	1.8	0.0	3.5	3.3	3.0	1.0	0.0	4.3	0.0	4.3
GRBE	0.3	0.3	0.8	1.8	3.0	0.0	2.0	3.3	2.5	0.5	0.0	3.3	1.0	3.0
DILO	0.0	0.0	0.3	1.3	3.3	0.3	3.5	3.3	2.0	0.3	0.0	2.0	0.8	0.0
ASAA	0.8	0.0	0.5	2.8	4.3	0.0	0.3	2.3	2.0	0.5	0.5	1.3	0.3	0.0
BUAA	0.0	0.0	0.5	2.8	4.5	0.0	0.3	2.5	2.8	0.5	0.5	1.8	1.3	0.0
KLAA	2.8	0.3	0.5	2.5	3.8	0.0	0.8	2.8	3.0	1.0	2.0	2.0	0.0	0.0
STLO	0.0	0.0	0.0	0.7	1.3	0.7	5.0	3.3	2.7	0.7	0.3	0.7	0.0	0.0
LEYG	0.0	0.0	0.0	0.8	3.0	1.0	2.3	3.3	2.8	0.8	0.8	0.8	0.0	1.3
REUS	0.0	0.0	1.0	2.2	3.8	0.0	1.4	3.0	2.8	0.6	0.4	4.0	0.6	3.8
ZAND	0.0	0.0	0.0	0.0	4.0	0.0	4.0	3.0	4.0	4.0	3.0	0.0	0.0	0.0

0 = geen  
 1 = incidenteel  
 2 = weinig  
 3 = matig  
 4 = veel  
 5 = dominant

ste = stenen  
 ggr = grof grind  
 fgr = fijn grind  
 gza = grof zand  
 fza = fijn zand  
 kle = klei  
 mod = modder

fde = fijne detritus  
 gde = grove detritus  
 bla = blad  
 tak = takken  
 wat = waterplanten  
 dra = draadwieren  
 ijz = ijzeroker

## EEN AANTAL CHEMISCHE GEGEVENS

beek	BZV (mg/l)		NH <sub>4</sub> -N (mg/l)		EGV (µS/s)		O <sub>2</sub> (% verz.)	
	1984	1985	1984	1985	1984	1985	1984	1985
ITTE	1.5	-	0.4	-	278	-	100	-
BROE	1.6	2.7	0.5	0.6	301	281	95	96
POEL	1.7	-	0.5	-	353	-	97	-
ELSG	2.2	1.8	0.3	0.4	563	543	67	58
HUGR	2.2	2.4	0.9	0.8	486	511	55	64
HAGM	2.5	2.2	0.8	0.8	467	490	82	85
DEUR	2.5	2.7	0.7	0.8	491	482	71	73
BOWA	2.6	2.9	0.8	1.5	613	613	61	48
MART	2.8	-	0.8	-	397	-	78	-
ENTE	2.8	2.1	1.1	1.0	663	655	40	40
WATE	2.5	3.2	1.8	1.0	545	530	72	72
MARM	2.8	3.9	0.9	1.1	479	465	63	72
MIDD	3.5	3.0	0.7	0.7	536	1024	74	66
EXAA	3.5	-	4.7	-	805	-	59	-
GAMM	4.0	-	3.5	-	614	-	68	-
BOR1	5.0	-	6.9	-	941	-	55	-
BOLS	6.1	5.1	5.5	5.4	674	660	56	52
BOR2	-	6.6	-	15.9	-	1253	-	51
BERF	8.1	-	15.8	-	1493	-	63	-

Tabel A. Jaargemiddelden van een aantal chemische parameters voor de Twentse beken (hoogste en laagste waarde in de analysereeksen zijn buiten beschouwing gelaten).

beek	BZV (mg/l)		NH4-N (mg/l)		Cl (mg/l)		O2 (% verz.)	
	1984	1985	1984	1985	1984	1985	1984	1985
REUS	1.6	1.0	1.3	0.3	41	34	102	115
ITTE	1.7	-	0.3	-	33	-	104	-
POEL	1.7	-	0.3	-	33	-	102	-
KLAA	-	1.9	-	0.4	-	31	-	81
BROE	1.9	2.5	0.3	0.6	32	33	100	96
GRBE	2.0	1.6	0.7	0.4	35	33	99	110
KLBE	2.2	1.1	0.7	0.4	43	38	94	82
ELSG	2.3	1.9	0.2	0.3	41	35	80	62
HOGR	2.9	2.2	0.8	0.6	35	39	46	69
HAGM	2.9	2.4	0.8	0.4	65	44	72	83
BOWA	2.7	2.6	0.3	1.4	56	51	84	44
MART	3.3	-	0.6	-	37	-	80	-
BUAA	3.3	1.9	0.6	1.0	41	32	111	92
DEUR	3.5	2.6	0.7	0.5	37	41	67	70
LEYG	3.7	3.0	1.0	0.3	53	49	90	95
ASAA	3.7	3.1	0.8	0.5	50	47	89	88
ENTE	3.1	1.8	2.0	0.9	59	47	48	41
WATE	2.7	3.4	2.7	2.0	47	48	67	74
MARM	3.7	3.2	0.7	0.7	62	57	73	77
MIDD	3.8	6.5	0.7	0.6	61	193	73	60
EXAA	3.2	-	4.3	-	147	-	57	-
GAMM	5.7	-	4.6	-	75	-	62	-
BOR1	6.2	-	7.7	-	146	-	46	-
BOLS	6.3	4.4	7.7	4.6	68	57	45	42
ZAND	6.6	4.2	3.5	7.9	97	92	73	63
BOR2	-	6.5	-	15.0	-	232	-	37
BERF	7.1	-	13.0	-	241	-	58	-
DILO	7.2	7.1	3.0	2.2	-	26	79	112
STLO	4.5	9.4	30.2	29.2	65	67	19	21

Tabel B. Gemiddelden van een aantal chemische parameters, voor alle bemonsteringsplaatsen (april t/m september).



beek	jaar	zuurstof- verz. %		beek	jaar	zuurstof- verz. %	
		laagst	hoogst			laagst	hoogst
REUS	1985	75	140	ENTL	1984	11	145
ITTE	1984	90	125		1985	19	90
POEL	1984	82	120	WATE	1984	26	129
KLAA	1985/86	68	94		1985	60	116
BROE	1984	86	125	MARM	1984	53	140
	1985	77	111		1985	44	99
GRBE	1985	69	146	MIDD	1984	59	130
KLBE	1985	22	116		1985	51	103
ELSG	1984	45	111	DILO	1985	12	167
	1985	44	92	EXAA	1984	20	173
HOGR	1984	14	78	GAMM	1984	42	100
	1985	42	118	BOR1	1984	29	91
HAGM	1984	33	107	BOLS	1984	29	92
	1985	69	105		1985	14	76
BOWA	1984	29	192	ZAND	1985	8	76
	1985	22	88	BOR2	1985	15	75
MART	1984	52	110	BERF	1984	41	79
BUAA	1985	62	132	STLU	1985	0	70
DEUR	1984	47	112				
	1985	48	116				
LEYG	1985	63	128				
ASAA	1985	78	135				

Tabel C. De laagste en hoogste gemeten O<sub>2</sub>-gehalten (% verz.).

beek	fr	O2	O2%	BZV	kj.N	NH4-N	NO2/3-N	o-P	tot-P	Cl	pH	EGV
		mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		µS/cm
WATE	6	7.5	67	2.7	4.68	2.7	2.45	1.91	1.95	47	7.6	517
ITTE	6	11.6	104	1.7	1.60	0.3	0.94	0.11	0.19	33	6.7	273
BROE	6	10.9	100	1.9	1.78	0.3	2.33	0.15	0.21	32	6.8	290
BERF	6	6.1	58	7.1	16.32	13.0	4.76	5.82	6.08	241	7.6	1365
MART	6	8.9	80	3.3	2.37	0.6	2.73	0.13	0.25	37	7.2	380
ELSG	6	8.2	80	2.3	1.70	0.2	2.14	0.11	0.22	41	7.8	563
BOR1	7	5.0	46	6.2	11.06	7.7	6.07	4.56	4.79	146	7.6	959
BOWA	6	8.7	84	2.7	1.68	0.3	1.22	0.10	0.20	56	7.6	612
HQGR	6	4.8	46	2.9	2.72	0.8	3.85	0.23	0.32	35	7.4	443
EXAA	12	5.8	57	3.2	6.60	4.3	4.37	2.98	3.24	147	7.6	918
GAMM	7	6.8	62	5.7	6.96	4.6	9.28	5.12	5.34	75	7.5	669
MAHM	7	8.0	73	3.7	2.74	0.7	4.99	2.03	2.39	62	7.2	487
MIDD	7	8.0	73	3.8	2.36	0.7	3.22	0.42	0.53	61	7.5	520
DEUR	7	7.5	67	3.5	2.20	0.7	4.03	0.24	0.33	37	7.6	447
ENTE	6	5.1	48	3.1	3.47	2.0	0.59	1.76	2.02	59	7.8	680
HAGM	6	7.5	72	2.9	2.68	0.8	5.59	0.12	0.18	65	7.7	553
BOLS	6	4.8	45	6.3	10.12	7.7	4.88	3.15	3.37	68	7.6	758
REUS	6	10.8	102	1.6	-1	1.3	4.50		0.11	41	6.9	
GRBE	6	10.5	99	2.0	-1	0.7	6.28		0.59	35	6.5	
KLBE	6	9.9	94	2.2	-1	0.7	3.68		0.15	43	6.7	
BUAA	6	11.4	111	3.3	-1	0.6	4.42		1.08	41	7.4	
DIL0	6	8.0	79	7.2	-1	3.0	2.81		1.96		7.1	
ASAA	6	9.0	89	3.7	-1	0.8	3.52		0.43	50	7.2	
ZAND	6	7.5	73	6.6	-1	3.5	13.00		6.97	97	7.6	
LEYG	6	9.1	90	3.7	-1	1.0	4.25		3.13	53	7.7	
STLO	6	2.0	19	4.5	-1	30.2	0.63		9.58	65	7.8	
POEL	6	11.5	102	1.7	1.72	0.3	8.35	0.13	0.18	33	7.1	350

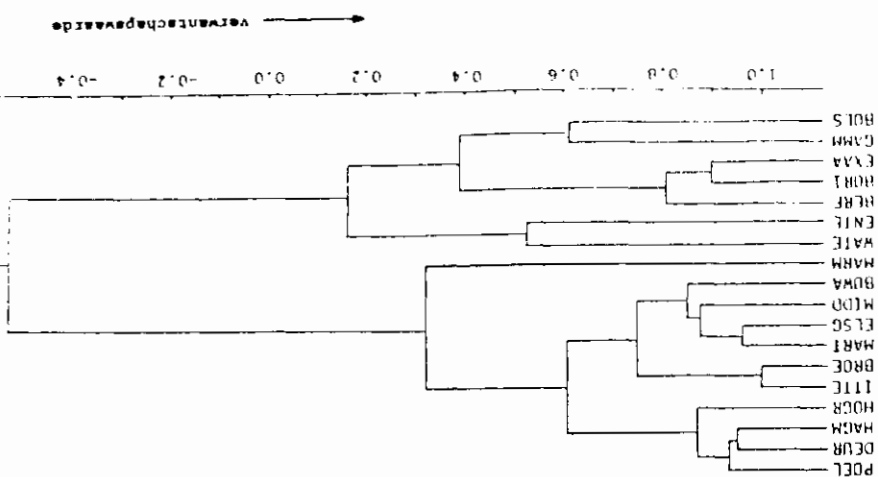
Gemiddelden chemische analyses Twentse en Noordbrabantse beken,  
apr.-sept. 1984.  
(fr = bemonsteringsfrequentie, O2% = % verz. O2)

beek	fr	temp	O2	O2%	BZV	kj.N	NH4-N	NO2/3-N	o-P	tot-P	Cl	pH	EGV
		°C	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		µS/cm
WATE	6	13.5	8.0	74	3.4	4.27	2.0	4.28	2.37	2.63	49	7.5	503
BROE	6	13.4	10.4	96	2.5	2.60	0.6	1.05	0.13	0.20	33	6.9	282
ELSG	6	13.1	6.6	62	1.9	1.48	0.3	2.76	0.08	0.20	35	7.6	533
BOR2	6	14.6	4.0	37	6.5	17.55	15.0	3.77	3.68	4.35	232	7.6	1252
BOWA	6	12.7	4.7	44	2.6	2.97	1.4	2.88	0.08	0.29	51	7.3	560
HQGR	7	14.6	7.1	69	2.2	2.13	0.6	4.28	0.10	0.23	39	7.4	471
MARM	6	15.3	7.9	77	3.2	2.57	0.7	4.06	0.47	0.99	57	7.1	458
MIDD	6	12.4	6.7	60	6.5	2.65	0.6	1.97	0.11	0.30	193	7.6	1183
DEUR	6	14.3	7.3	70	2.6	2.08	0.5	4.84	0.10	0.18	41	7.7	468
ENTE	6	12.6	4.4	41	1.8	1.98	0.9	1.45	0.35	0.61	47	7.5	633
HAGM	7	14.4	8.6	83	2.4	2.37	0.4	7.58	0.10	0.18	44	7.6	484
BOLS	7	14.1	4.4	42	4.4	4.43	4.6	4.38	1.23	1.66	57	7.4	631
REUS	6	15.0	11.6	115	1.0		0.3	4.82		0.16	34	7.0	
GRBE	6	14.8	11.2	110	1.6		0.4	5.35		0.83	33	7.1	
KLBE	6	15.2	8.5	82	1.1		0.4	4.72		0.20	38	7.0	
BUAA	6	15.3	9.2	92	1.9		1.0	3.86		1.00	32	7.2	
DIL0	6	17.5	10.9	112	7.1		2.2	3.58		1.25	26	6.8	
ASAA	6	15.3	8.9	88	3.1		0.5	4.20		0.43	47	7.7	
ZAND	6	15.0	6.4	63	4.2		7.9	11.27		5.77	92	7.7	
LEYG	6	15.9	9.5	95	3.0		0.3	4.47		0.41	49	7.9	
STLO	6	14.1	2.4	21	9.4		29.2	0.29		12.17	67	7.9	
KLAA	6		9.0	81	1.9		0.4	4.13		0.30	31	7.1	

Gemiddelden chemische analyses Twentse en Noordbrabantse beken,  
apr.-sept. 1985 (KLAA: juli t/m dec. 1985).  
(fr = bemonsteringsfrequentie, O2% = % verz. O2)

Beek nr	O2	O2%	BZV	Kj-N	NH4-N	NO2-N	NO3-N	O-P	tot-P	Cl	pH	ECV
POEL 12	12.0	98	1.8	1.83	0.5	0.09	8.41	0.16	0.20	33	7.0	355
WATE 12	8.6	71	2.6	4.10	2.2	0.14	3.69	1.83	2.05	51	7.5	557
ITTE 12	12.3	101	1.5	1.62	0.4	0.02	1.40	0.12	0.18	34	6.6	277
ROOE 12	11.5	95	1.7	1.77	0.5	0.03	1.95	0.17	0.22	33	6.8	304
BEHF 12	9.7	63	3.2	19.50	16.1	0.35	4.02	5.69	6.00	262	7.6	1476
ELSG 13	7.7	68	2.2	1.73	0.4	0.07	3.02	0.12	0.23	39	7.7	562
BOR1 13	6.3	54	5.3	10.13	7.1	0.36	5.38	3.37	3.61	128	7.5	930
MART 12	9.6	78	3.2	2.41	0.8	0.10	4.35	0.17	0.22	40	7.1	397
BEHF 12	7.2	63	3.2	19.50	16.1	0.35	4.02	5.69	6.00	262	7.6	1476
ROOE 12	6.5	54	2.5	2.93	1.0	0.16	4.90	0.19	0.28	39	7.4	474
EXAA 25	6.6	58	4.6	7.54	4.9	0.33	4.00	2.11	2.72	124	7.5	816
GAMM 12	7.8	67	4.6	6.08	3.9	0.43	7.73	3.60	3.80	64	7.5	618
MARM 12	8.2	66	3.5	2.99	0.9	0.13	5.93	1.42	1.87	57	7.1	482
MIDD 12	8.7	74	4.4	2.56	0.8	0.10	4.17	0.39	0.55	59	7.5	517
DEUR 12	8.4	71	3.0	2.31	0.7	0.12	5.38	0.25	0.35	37	7.6	475
ENTE 13	4.9	42	3.0	2.93	1.4	0.07	1.05	1.23	1.58	53	7.6	661
HAGM 12	9.1	78	2.8	3.10	0.9	0.16	7.55	0.18	0.31	59	7.5	483
BOLS 12	6.5	56	6.3	8.35	5.7	0.44	5.33	2.01	2.50	59	7.5	675

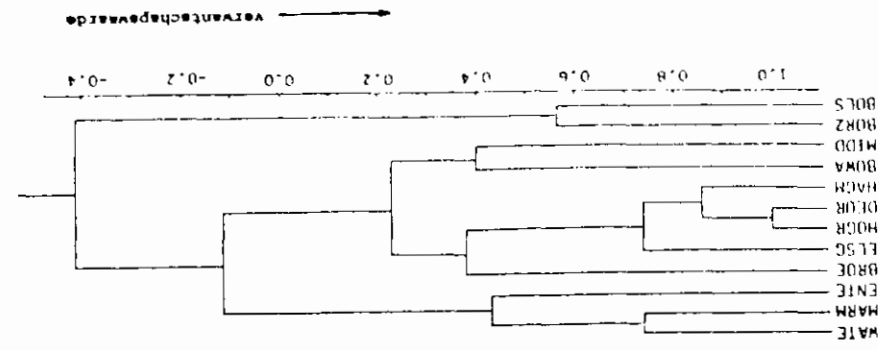
Jaargangdelen chemische analyses Twentse beken, 1984(-1985).  
 POEL, WATE, ITTE, BROE, BEHF, MART werden mrt. 1984 - feb. 1985  
 maandelijks bemonsterd. ELSG, BOWA, ENTE, BORI, GAMM, HARM, MIDD,  
 DEUR, HAOM, BOLS en HOGR werden jan.-dec. 1984 maandelijks en EXAA  
 twee keer per maand bemonsterd.  
 (fr = bemonsteringsfrequentie, O2% = % verz. O2)



CLUMSI-dendrogram chemische analyse Twentse beken, 1984(-1985).  
 Verwantschapsberekening op basis van O2%, BZV, Kj-N, NH4-N, NO2-N,  
 NO3-N, tot-P, Cl.  
 → verwantschapswaarde

Beek nr	O2	O2%	BZV	Kj-N	NH4-N	NO2-N	NO3-N	O-P	tot-P	Cl	pH	ECV
WATE 12	8.4	72	3.4	4.02	1.9	0.04	3.97	2.67	3.04	54	7.4	555
ROOE 12	11.4	94	2.5	2.13	0.6	0.03	0.96	0.15	0.23	32	6.8	291
ELSG 13	7.0	58	3.4	2.02	0.8	0.08	2.97	0.12	0.24	35	7.6	542
BOR2 12	6.0	50	5.0	19.21	16.0	0.27	3.82	3.80	4.41	226	7.6	1268
BOWA 13	5.7	47	5.3	3.53	1.8	0.13	2.64	0.15	0.37	51	7.3	603
HOGR 11	7.4	67	2.6	2.42	0.8	0.16	4.54	0.10	0.22	39	7.3	520
MARM 13	8.2	71	4.2	3.22	1.1	0.15	4.70	1.05	1.70	57	7.0	472
MIDD 7	7.4	64	5.8	2.56	0.6	0.11	2.23	0.13	0.29	176	7.5	1093
DEUR 13	8.5	73	2.7	2.48	0.8	0.17	5.02	0.13	0.21	40	7.5	482
ENTE 13	4.8	40	2.7	2.48	1.1	0.08	1.28	0.34	0.83	47	7.5	649
HAGM 13	9.8	85	2.2	2.78	0.8	0.11	8.03	0.14	0.22	45	7.5	488
BOLS 13	6.1	51	5.1	7.42	5.5	0.29	4.72	1.17	1.67	59	7.4	657

Jaargangdelen chemische analyses Twentse beken, 1985.  
 BOLS, MARM, HOGR, HAOM, ENTE, BOWA, ELSG, DEUR, WATE en BROE werden  
 in 1985 maandelijks bemonsterd. BOR2 en MIDD werden mrt. 1985 - feb.  
 1986 resp. mrt.-sept. 1985 maandelijks bemonsterd.  
 (fr = bemonsteringsfrequentie, O2% = % verz. O2)



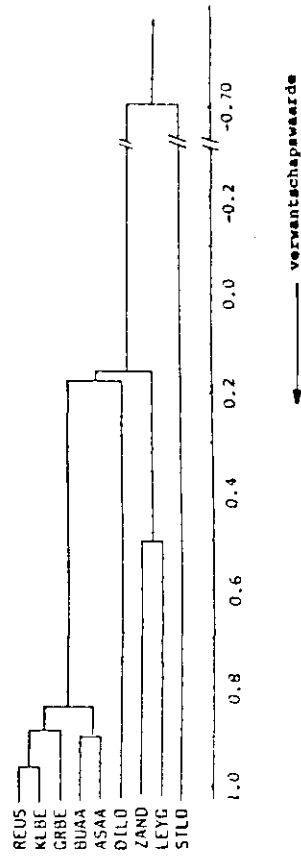
CLUMSI-dendrogram chemische analyse Twentse beken, 1985.  
 Verwantschapsberekening op basis van O2%, BZV, Kj-N, NH4-N, NO2-N,  
 NO3-N, tot-P, Cl.  
 → verwantschapswaarde

beek nr	temp °C	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> %	BZV2 NH <sub>4</sub> -N mg/l	NO <sub>2</sub> /3-N mg/l	tot-P mg/l	CL mg/l	pH		
REUS	6	13.2	10.8	102	0.9	1.3	4.50	0.11	41	6.9
GRBE	6	13.2	10.5	99	1.1	0.7	6.28	0.59	35	6.5
KLBE	6	13.5	9.9	94	1.2	0.7	3.68	0.15	43	6.7
BUAA	6	13.9	11.4	111	1.8	0.6	4.42	1.08	41	7.4
DILO	6	15.7	8.0	79	3.9	3.0	2.81	1.96	7.1	7.1
ASAA	6	15.7	9.0	89	2.0	0.8	3.52	0.43	50	7.2
ZAND	6	14.8	7.5	73	3.6	3.5	13.00	6.97	97	7.6
LEYG	6	15.8	9.1	90	2.0	1.0	4.25	3.13	53	7.7
STLO	6	15.4	2.0	19	2.4	30.2	0.63	9.58	65	7.8

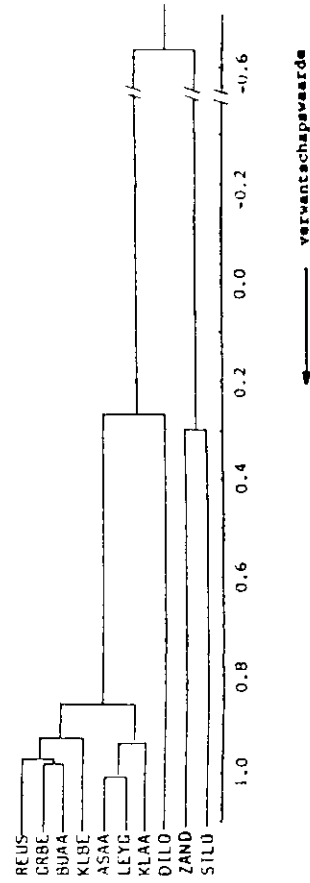
Gemiddelden chemische analyses Noordbrabantse beken, apr.-sept. 1984.  
 REUS, GRBE, KLBE, BUAA, DILO en STLO werden apr.-sept. maandelijks bemonsterd. Ook voor ASAA, ZAND en LEYG, die het gehele jaar door maandelijks bemonsterd werden, zijn in de tabel slechts de gemiddelden over apr.-sept. opgenomen.  
 (fr = bemonsteringsfrequentie, O<sub>2</sub>% = % verz. O<sub>2</sub>)

beek nr	temp °C	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> %	BZV2 NH <sub>4</sub> -N mg/l	NO <sub>2</sub> /3-N mg/l	tot-P mg/l	CL mg/l	pH		
REUS	6	15.0	11.6	115	0.5	0.3	4.82	0.16	34	7.0
GRBE	6	14.8	11.2	110	0.9	0.4	5.35	0.83	33	7.1
KLBE	6	15.2	8.5	82	0.6	0.4	4.72	0.20	38	7.0
BUAA	6	15.3	9.2	92	1.0	1.0	3.86	1.00	32	7.2
DILO	6	17.5	10.9	112	3.9	2.2	3.58	1.25	26	6.8
ASAA	6	15.3	8.9	88	1.7	0.5	4.20	0.43	47	7.7
ZAND	6	15.0	6.4	63	2.3	7.9	11.27	5.77	92	7.7
LEYG	6	15.9	9.5	95	1.6	0.3	4.47	0.41	49	7.9
STLO	6	14.1	2.4	21	5.1	29.2	0.29	12.17	67	7.9
KLAA	6	11.5	9.0	81	1.1	0.4	4.13	0.30	31	7.1

Gemiddelden chemische analyses Noordbrabantse beken, apr.-sept. 1985.  
 REUS, GRBE, KLBE, BUAA, DILO en STLO werden apr.-sept. maandelijks bemonsterd. Ook voor ASAA, ZAND en LEYG, die febr.-dec. maandelijks bemonsterd werden, zijn in de tabel slechts de gemiddelden over apr.-sept. opgenomen. KLAA werd juli-dec. 1985 maandelijks bemonsterd.  
 (fr = bemonsteringsfrequentie, O<sub>2</sub>% = % verz. O<sub>2</sub>)



CLUMSI-dendrogram chemische analyse Noordbrabantse beken, apr.-sept. 1984.  
 Verwantschapsberekening op basis van O<sub>2</sub>%, BZV2, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>/3-N, tot-P, Cl.



CLUMSI-dendrogram chemische analyse Noordbrabantse beken, apr.-sept. 1985.  
 Verwantschapsberekening op basis van O<sub>2</sub>%, BZV2, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>/3-N, tot-P, Cl.

RANGSCHIKKING VAN DE GEVONDEN MACROFAUNA IN DE GROEPEN VAN HET RAAM-  
WERK (figuur 11)

Het uitgangsmateriaal voor de invulling van het systeem

## Toelichting

Met nadruk zij erop gewezen, dat in de onderhavige bijlage niet het systeem wordt weergegeven, doch slechts het uitgangsmateriaal. Bijlage en systeem lopen wel parallel, maar zijn niet uitwisselbaar. De bijlage geeft de combinatie te zien van de resultaten van de bewerkingen van chemie-, substraat- en macrofaunagegevens, zoals weergegeven in hoofdstuk 6.

Bij de hieronder onderscheiden groepen komen meerdere soortenlijsten voor, met een aanduiding van de abundantie van de soorten in bodem- en plantenmonsters. De tabel moet gelezen worden "in de richting van de beter wordende toestand", dus van groep 1A naar groep 6A, en van groep 1B naar groep 5B. Steeds wordt aangegeven, waar soorten voor het eerst verschijnen. Soms spelen de veranderingen van de abundantiecijfers zulk een belangrijke rol, dat de betreffende soorten in diverse groepen genoemd worden. Als het evident is, dat een soort op een bepaald moment verdwijnt, wordt dat vermeld.

1	minder dan 10	individuen/monster *
2	10 tot 100	„
3	100 tot 1.000	„
4	1.000 tot 10.000	„
5	10.000 of meer	„

\* voor de monstergrootte zie 5.1.1

- ( ) incidenteel voorkomend (d.w.z. in minder dan de helft van de monsters)  
 - normaliter niet voorkomend in het betreffende habitat  
 0 in deze groep niet aangetroffen in het betreffende habitat

	<u>bodem</u>	<u>planten</u>
--	--------------	----------------

## STROMENDE BEKEN

## GROEP 1A

Stromingsindicatorsoorten:

<i>Boophthora erythrocephala</i>	(1-2)	(1-3)
<i>Prodiamesa olivacea</i>	(1-2)	-
<i>Eukiefferiella claripennis</i> agg.	0	(1)
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	(1)	-
<i>Macropelopia</i> sp.	(1)	-
<i>Eusimulium aureum</i>	(1)	(1)

Taxa, voorkomend met kenmerkend hoge aantallen individuen:

Chironomus sp.	2-5	2-3
Tubifex tubifex	3-4	(1-4)
Limnodrilus hoffmeisteri	3-4	1-3
Limnodrilus profundicola	1-3	-
Limnodrilus claparedeianus	1-3	(1-2)
Limnodrilus udekemianus	1-3	(1-2)
Glyptotendipes sp.	2-3	1
Psectrotanypus varius	2-3	(1-2)
Physa acuta	1-2	1-3
Asellus aquaticus	1-4	3-4
Micropsectra atrofasciata	(1-3)	(1-2)
Dicrotendipes gr. notatus	(1-2)	(1-2)
Nanocladius bicolor	-	2
Cryptochironomus sp.	1-2(-3)	-
Clinotanypus nervosus	(1)	-
Parachironomus gr. arcuatus	(1)	(1-2)

Taxa, voorkomend met kenmerkend lage aantallen individuen:

Conchapelopia sp.	(1)	(1-2)
Dicrotendipes gr. nervosus	(1-2)	(1)
Radix peregra	(1)	1
Paratanytarsus gr. confusus	(1)	0
Glossiphonia complanata	(1)	(1)
Caenis horaria	1	0

Van de volgende taxa kunnen regelmatig - en soms talrijk - individuen worden aangetroffen:

Cricotopus gr. sylvestris, Cricotopus bicinctus, Procladius sp., Polypedilum gr. nubeculosum, Phaenopsectra sp., Helobdella stagnalis, Erpobdella octoculata, Lumbriculus variegatus, Ceratopogonidae, Haliphus sp. larve.

In plantenmonsters kunnen diverse Coleoptera(larven), Heteroptera(larven) en Mollusca voorkomen, die hier niet genoemd worden; verder komen incidenteel Hydracarina, Pungitius pungitius, Gastrostoeus aculeatus, Ischnura sp., Cloeon dipterum, Psychoda sp., Stylaria lacustris, Eiseniella tetraedra en Nais elinguis voor in plantenmonsters.

Tenslotte zijn er enkele soorten (voornamelijk Chironomidae), die een enkele keer voorkomen.

**GROEP 2A**

Nieuwe stromingsindicatorsoorten:

Odontomesa fulva	(1-3)	-
Hydropsyche angustipennis	(1)	(1)
Potthastia longimanus	1	(1)
Odagmia ornata	-	(1) *
Baetis vernus	-	(1)
Potamonectes depressus	(1)	

\* de planten geven betere aanhechtingsplaatsen

Stromingsindicatorsoorten, waarvan de aantallen zich wijzigen ten opzichte van die in groep 1A:

Macropelopia sp.	(1-2)	-
Eukiefferiella claripennis agg.	(1)	0

Overige nieuwe taxa:

Dryopidae	(1)	(1)	**
Microtendipes chloris agg.	(1)	0	
Cladotanytarsus sp.	1-2(-3)	-	
Proasellus meridianus	1-2	1-2	
Caenis luctuosa	1	(1-2)	
Aulodrilus plurisetia	(1)	0	
Anabolia nervosa	(1)	0	
Limnephilus rhombicus	0	(1)	
Nemoura cinerea	(1)	(1)	
Demicryptochironomus vulneratus	(1)	-	
Athripsodes aterrimus	(1)	0	
Mystacides longicornis	(1)	(1)	
Polypedilum gr. bicrenatum	1	-	
Dicranota bimaculata	(1-2)	0	***
Valvata piscinalis	(1)	0	
Polycelis tenuis	-	(1)	
Pisidium sp.	1(-2)	0	

\*\* larven meer in bodemmonsters

\*\*\* incidenteel aangetroffen soort, kenmerkend voor bovenlopen

Van de volgende nieuwe taxa kunnen regelmatig individuen worden aangetroffen:

Tanytarsus sp., Chaetocladius piger agg., Orthocladius (Orthocladius), Paratanytarsus tenuis agg., Corynoneura scutellata agg., Anopheles gr. maculipennis, Tabanidae, Planorbis planorbis, Sphaerium sp., Sialis lutaria, Dugesia lugubris, Theromyzon tessulatum

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen toe:

Conchapelopia sp.	1-2	1-2
Radix peregra	1(-2)	1(-2)
Dicrotendipes gr. nervosus	1(-2)	(1)
Glossiphonia complanata	1	(1)
Paratanytarsus gr. confusus	(1)	(1-2)
Caenis horaria	1(-2)	(1)
Sigara falleni	(1)	(1)

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen af:

Chironomus sp.	1-3	(1)
Tubifex tubifex	2-3	(1-2)
Asellus aquaticus	2-3	2-3
Micropsectra atrofasciata	1(-2)	(1-2)
Glyptotendipes sp.	1-2	1(-2)
Limnodrilus profundicola	1-2	-

GROEP 3A

Nieuwe stromingsindicatorsoorten:

Rheotanytarsus sp.	(1)	(1-2)
Rheocricotopus fuscipes		(1)
Noemacheilus barbatulus		(1)

Stromingsindicatorsoorten, waarvan de aantallen zich wijzigen ten opzichte van die in groep 2A:

Potthastia longimanus	1-2(-3)	1(-2)
Baetis vernus	-	(1-2)
Boopthora erythrocephala	(1)	(1-3)

Overige nieuwe taxa:

Limnophila sp.	(1-2)	-
Bithynia tentaculata	1	1
Anisus vortex	(1)	1-2
Ilyodrilus templetoni	(1-2)	(1)
Uphidonais serpentina	0	(1)
Limnophilus lunatus	(1)	(1)
Notonecta glauca	-	(1)
Gobio gobio		(1)
Oecetis ochracea	(1)	-
Oecetis lacustris	(1)	-
Graptodytes pictus	-	(1)
Sigara distincta	-	(1)
Nais communis	-	(1)
Neureclipsis bimaculata	(1)	0

Van de volgende nieuwe taxa kunnen regelmatig individuen worden aangetroffen:

Paratanytarsus austriacus, Acricotopus lucens, Micronecta sp. larve, Physa fontinalis, Potamothrix hammoniensis

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen toe:

Cladotanytarsus sp.	1-3(-4)	-
Dicrotendipes gr. nervosus	1-2(-3)	1-2(-3)
Aulodrilus plurisetia	1-3	1(-2)
Valvata piscinalis	1-3(-4)	1-3
Microtendipes chloris agg.	1-2(-3)	1-2
Paratanytarsus gr. confusus	1-3	1-3
Polycelis tenuis	-	1-2
Athripsodes aterrimus	(1)	(1)
Pisidium sp.	1-3	1-2

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen af:

Dicrotendipes gr. notatus	(1)	(1)
Psectrotanypus varius	1-2	(1)
Limnodrilus udekemianus	1-2	(1-2)
Asellus aquaticus	1-3	1-3(-4)



Van *Physa acuta* komt nog slechts incidenteel een exemplaar voor.

**GROEP 4A**

Nieuwe stromingsindicatorsoorten:

<i>Centroptilum luteolum</i>	-	(1-2)
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	(1)	(1)
<i>Cobitis taenia</i>	(1)	-
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	(1)	(1)
<i>Orthocladius thienemanni</i>	-	(1)
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	(1)	(1-2)
<i>Elodes minuta</i> (+ larve)	(1)	(1)
<i>Thienemanniella flaviforceps</i> agg.	-	(1)
<i>Athripsodes cinereus</i>	(1)	(1)
<i>Oulimnius</i> sp. larve	(1)	(1)

Stromingsindicatorsoorten, waarvan de aantallen zich wijzigen ten opzichte van die in groep 3A:

<i>Boopthora erythrocephala</i>	(1)	(1)
---------------------------------	-----	-----

Overige nieuwe taxa:

<i>Ablabesmyia longistyla</i>	(1)	(1)
<i>Cryptotendipes</i> sp.	(1-2)	-
<i>Bithynia leachi</i>	(1-2)	(1-3)
<i>Cloeon simile</i>	-	1-2
<i>Procloeon bifidum</i>	(1)	(1-2)
<i>Tinodes waeneri</i>	(1)	(1)
<i>Molanna angustata</i>	1(-2)	-
<i>Pisidium amnicum</i>	1-2	-
<i>Cyrcus trimaculatus</i>	(1-2)	*
<i>Harnischia</i> sp.	(1)	-
<i>Ablabesmyia manilis</i>	(1)	0
<i>Mystacides nigra</i>	(1)	0
<i>Endochironomus tendens</i>	(1)	(1)
<i>Dugesia tigrina</i>	-	(1-2)

\* met name gehecht aan stenen en vergelijkbaar substraat

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen toe:

<i>Athripsodes aterrimus</i>	1(-2)	1
<i>Clinotanypus nervosus</i>	1-2	-
<i>Caenis horaria</i>	1-3	1-3
<i>Caenis luctuosa</i>	1-3	1-3
<i>Polypedilum</i> gr. <i>bicrenatum</i>	1-3	-
<i>Ophidonais serpentina</i>	(1)	(1)
<i>Anabolia nervosa</i>	(1-2)	(1-2)
<i>Sigara falleni</i>	(1)	1-2
<i>Bithynia tentaculata</i>	1-2	1

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen af:

Asellus aquaticus	1-2(-3)	1-2(-3)
Chironomus sp.	1-2(-3)	(1)
Limnodrilus hoffmeisteri	1-3(-4)	(1-2)
Radix peregra	(1-2)	1(-2)
Polycelis tenuis	-	(1)

Nog slechts incidenteel Limnodrilus udekemianus.

#### GROEP 5A

Nieuwe stromingsindicatorsoorten:

Paracladopelma nigritula	(1)	
Eukiefferiella brevicar agg.	(1)	
Malesus radiatus/digitatus	(1)	-
Beraeodes minutus	(1)	- *
Corynoneura cf. lobata	-	(1) *
Hydropsyche pellucidula	(1)	(1)
Calopteryx splendens		(1)
Brillia modesta		(1)
Platambus maculatus (+ larve)	(1)	(1)

\* kenmerkend voor situaties, waarin bronbeken een rol spelen

Stromingsindicatorsoorten, waarvan de aantallen zich wijzigen ten opzichte van die in groep 4A:

Odagmia ornata	-	(1-3)
Potamonectes depressus	1(-2)	
Prodiamesa olivacea	(1)	-
Potthastia longimanus	1(-2)	(1)

Geen Odontomesa fulva meer

Overige nieuwe taxa:

Cladopelma gr. lateralis	(1)	-
Ephemera vulgata	1	-
Cyrnus flavidus		(1-2)
Psectrocladius psilopterus	-	(1)
Oxyethira sp.	-	(1)
Synorthocladius semivirens		(1-2)

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen toe:

Athripsodes aterrimus	1-2	1-2
Limnophilus rhombicus	(1)	(1-2)
Neureclipsis bimaculata	(1)	(1)

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen af:

Tubifex tubifex	(1-2)	(1)
Bithynia leachi	(1)	(1)

Parachironomus gr. arcuatus	0	(1)
Cryptochironomus sp.	1-2	-
Glyptotendipes sp.	1	(1)
Bithynia tentaculata	1	(1)
Valvata piscinalis	1-3	(1)
Limnodrilus profundicola	(1-2)	-
Proasellus meridianus	1	(1-2)

#### GROEP 6A

##### Nieuwe stromingsindicatorsoorten:

Cottus gobio	(1)	-	*
Atherix ibis	(1)	-	*
Atrichops crassipes	1	-	
Heptagenia sulphurea	(1)	-	*
Heptagenia flava	(1)	(1)	*
Oulimnius rivularis		(1)	
Platynemis pennipes		(1)	

\* de aanwezigheid van stenen speelt een rol

##### Stromingsindicatorsoorten, waarvan de aantallen zich wijzigen ten opzichte van die in groep 5A:

Rheotanytarsus sp.	(1-3)	(1-4)
Boopthora erythrocephala	1-3	1-3
Athripsodes cinereus	2	(1-3)
Centroptilum luteolum	1-2	1-3
Oulimnius sp. larve	1-2	1-3
Eukiefferiella claripennis agg.	1	0
Hydropsyche angustipennis	1-2	1-2(-3)
Calopteryx splendens	1	1-2
Hydropsyche pellucidula	1	1-2
Oulimnius tuberculatus	1	1

##### Overige nieuwe taxa:

Phryganea grandis	(1)	(1)
Hydroptila sp.	(1)	(1)
Haementeria costata		(1)
Dero dorsalis		(1)
Stylodrilus heringianus	(1)	-

##### Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen toe:

Cyrnus trimaculatus	1-2	1
Mystacides nigra	1(-2)	1
Neureclipsis bimaculata	1	1

##### Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen af:

Polypedilum gr. bicrenatum	1-2	-
Limnodrilus claparedeianus	1-2	(1)
Psectrotanypus varius	(1)	(1)

Clinotanypus nervosus	1	-
Anabolia nervosa	(1)	0
Asellus aquaticus	1(-2)	1(-2)
Microtendipes chloris agg.	1	(1)
Limnodrilus hoffmeisteri	1-2(-3)	(1-2)
Cladotanytarsus sp.	1-2	-
Micropsectra atrofasciata	(1-2)	(1)

Chironomidae nooit met een "3".

Coleoptera(larven) (uitgezonderd Oulimnius sp. larven), Heteroptera-(larven), Hirudinea en Mollusca in kleine aantallen.

Geen of slechts een enkele Chironomus sp. of Glyptotendipes sp.

#### MINDER STROMENDE BEKEN

##### GROEP 1B

##### Kenmerkende taxa:

Culex pipiens	-	(1-3)
Tanypus kraatzi	1-2	-
Culiseta annulata	-	(1)
Spercheus emarginatus	-	(1)

##### Taxa, voorkomend met kenmerkende aantallen individuen:

Chironomus sp.	1-3(-4)	1-3
Tubifex tubifex	2-4	(1-2)
Limnodrilus claparedeianus	2-3	0
Psectrotanypus varius	1-3	1-3
Limnodrilus hoffmeisteri	2	(1)
Limnodrilus profundicola	1-2	-
Glyptotendipes sp.	1-2	1-2
Dicrotendipes gr. nervosus	0	(1)
Chaetocladius piger agg.	-	(1)
Helobdella stagnalis	-	(1)
Ischnura sp.	-	(1)
Sigara falleni	-	(1)

##### Van de volgende taxa kunnen regelmatig individuen worden aangetroffen:

Limnodrilus udekemianus, Odagmia ornata, Cloeon dipterum, Limnophila sp., Psychoda sp., Ceratopogonidae, Paratanytarsus lauterborni, Dicrotendipes gr. notatus, Phaenopsectra sp., Cricotopus gr. sylvestris, Procladius sp., Erpobdella octoculata

Geen Asellus aquaticus. Geen Trichoptera.

In de bodemonsters slechts 10 & 15 soorten, voornamelijk Oligochaeta en Chironomidae.

In de plantenmonsters: diverse Coleoptera(larven), incidenteel Heteroptera(larven) en Dipteralarven, slechts bij uitzondering Mollusca, Hirudinea, Tricladida, Hydracarina.

GROEP 2B

Nieuwe taxa:

Ilyodrilus templetoni	(1-3)	(1)
Aulodrilus pluriseta	(1-3)	(1)
Ophidonais serpentina	(1-2)	(1-2)
Valvata piscinalis	1-3	1-3
Asellus aquaticus	1-3	1-3
Athripsodes aterrimus	(1)	(1-2)
Radix peregra	(1-2)	1-2
Prodiamesa olivacea	(1)	-
Cryptochironomus sp.	1-2(-3)	-
Planorbarius corneus	1(-2)	1(-2)
Clinotanypus nervosus	(1)	-
Bithynia tentaculata	(1)	(1)
Planorbis planorbis	(1)	(1)
Lymnaea stagnalis	(1)	(1)
Paratanytarsus gr. confusus	0	(1)
Caenis horaria	1	0
Caenis luctuosa	0	(1)
Cladotanytarsus sp.	(1)	-
Micropsectra atrofasciata		(1)
Polycelis tenuis	-	(1)

Van de volgende nieuwe taxa kunnen regelmatig - en soms talrijk - individuen worden aangetroffen:

Polypedilum gr. nubeculosum, Acricotopus lucens, Conchapelopia sp., Cricotopus bicinctus, Microtendipes chloris agg., Parachironomus gr. arcuatus, Tanytarsus sp., Paratendipes gr. albimanus, Lumbriculus variegatus, Stylaria lacustris, Sialis lutaria, Pseudisium sp., Sphaerium sp., Anisus vortex, Physa fontinalis, Planorbis carinatus, Gyraulus albus, Anisus leucostomus, Bathyomphalus contortus, Erpobdella testacea, Glossiphonia complanata, Glossiphonia heteroclita, Theromyzon tessulatum, Dugesia lugubris, Halipplus sp. larve, Laccophilus sp. larve, Gasterosteus aculeatus, Pungitius pungitius

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen toe:

Limnodrilus hoffmeisteri	3-4	(1-3)
Limnodrilus claparedeianus	1-3(-4)	(1-3)
Limnodrilus profundicola	1-3	-
Helobdella stagnalis		1-2
Erpobdella octoculata	1	1
Ischnura sp.	(1)	1-2
Sigara falleni	(1)	(1)
Chaetocladus piger agg.	(1)	(1)

Chironomus sp. neemt in aantal af: 1-3(-4) 1-2  
 Psectrotanypus varius krijgt een andere  
 aantalsverhouding: 1-3(-4) 1-2

Nog slechts zelden Culex pipiens.

Geen Culiseta annulata.

GROEP 3B

Nieuwe taxa:

Potamothenix hammoniensis	1-3	-
Bithynia leachi	(1)	(1-2)
Proasellus meridianus	(1)	(1)
Endochironomus tendens	(1)	(1)
Slavina appendiculata	-	(1)
Eiseniella tetraedra		
Sigara distincta	(1)	(1)
Notonecta glauca	-	(1)
Mystacides longicornis	(1)	(1)
Agraylea multipunctata	(1)	(1)
Orthocladius (Orthocladius)	0	(1)
Cyrnus flavidus		(1)
Anabolia nervosa	(1)	(1)

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen toe:

Erpobdella octoculata	1-2	1-2
Sigara falleni	(1)	1-2(-3)
Clinotanypus nervosus	1-2	-
Caenis horaria	1-2	1-2
Cladotanytarsus sp.	(1-2)	-
Bithynia tentaculata	1-2	1-2
Dicrotendipes gr. nervosus	(1)	(1)
Paratanytarsus gr. confusus	(1)	(1)

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen af:

Limnodrilus claparedeianus	1-3	(1)
Ilyodrilus templetoni	(1-2)	(1)
Radix peregra	(1)	1-2
Planorbarius corneus	(1)	(1)

Geen Spercheus emarginatus meer.

GROEP 4B

Nieuwe taxa:

Polypedilum gr. bicrenatum	1-3	-
Psectrocladius obvius agg.	(1-2)	(1-2)
Cloeon simile	-	(1-3)
Piscicola geometra	(1)	(1)
Ilyocoris cimicoides + larve	-	(1)
Ablabesmyia phatta	-	(1)
Ablabesmyia monilis		(1)
Ablabesmyia longistyla	(1)	(1-3)
Molanna angustata	(1)	-
Paratanytarsus austriacus	(1)	(1)
Plea minutissima	-	(1)
Triaenodes bicolor	-	(1)
Centroptilum luteolum	-	(1)

Athripsodes cinereus	(1-2)	(1,	
Acroloxus lacustris	-	(1-3)	**
Cryptotendipes sp.	(1-3;	-	
Pisidium amnicum	(1-2)	-	*
Psammoryctides barbatus	(1-3)	-	
Erythromma najas	-	(1)	
Cladopelma gr. lateralis	(1-3)	-	
Cladopelma gr. laccophila	(1-2)	-	
Endochironomus lepidus	(1)	(1-2,	*
Gomphus pulchellus	(1)	-	*
Ecnomus tenellus	(1)	(1,	*
Ephemera vulgata	(1)	-	*
Anodonta anatina	(1)	-	*
Anodonta cygnea	(1)	-	*
Unio pictorum	1(-2,	-	*
Unio tumidus	(1)	-	*

- \* schone, zandige bodems; de Unionidae (Unio, Anadonta) worden wel "riviersuorten" genoemd  
 \*\* vooral op Nymphaeaceae

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen toe:

Caenis luctuosa	1-3	1-2(-3)
Caenis horaria	1-2(-3)	1-2(-3)
Mystacides longicornis	1(-2)	1-2
Cyrrus flavidus	1-2	
Polycelis tenuis	-	1-2
Athripsodes aterrimus	1-2	1-3
Proasellus meridianus	1-2	1-2
Paratanytarsus gr. confusus	(1)	(1-2,
Orthocladius (Orthocladius)	1-2	1-3
Cladotanytarsus sp.	1-3(-4)	-

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen af:

Chironomus sp.	1-2(-3)	(1-2)
Psectrotanytus varius	1-2	(1)
Aulodrilus plurisetus	1-2	(1)
Asellus aquaticus	1-2(-3)	1-2(-3)
Glyptotendipes sp.	1(-2,	1(-2)
Limnodrilus hoffmeisteri	1-4	(1-2)
Limnodrilus profundicola	(1-2)	-
Tubifex tubifex	(1-3)	(1-2)

Geen Tanytus kraatzi (een slibeisende soort) meer.  
 Dicrotendipes gr. notatus nog slechts incidenteel.  
 Geen Planorbarius corneus meer.

**GROEP 5B**

Nieuwe taxa:

Guttipelopia guttipennis	(1)	(1)
Agrypnia pagetana		(1)

Agrypnia varia		(1)
Pyrrhosoma nymphula		(1)
Enallagma cyathigerum		(1-2)
Coenagrion puella		(1)
Oxyethira sp.	-	(1)
Paracladius conversus agg.	(1-2)	-
Caenis robusta	-	(1-2)
Dicrotendipes gr. lobiger	-	(1-2)
Paramerina cingulata	-	(1-2)

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen toe:

Agraylea multipunctata	(1)	1-3
Planorbis planorbis	(1)	1
Ophidonais serpentina	1-3	1-3
Dicrotendipes gr. nervosus	1-2	1-3

Van de volgende taxa nemen de aantallen individuen af:

Limnodrilus claparedeianus	1-2	0
Aulodrilus plurisetia	1-2	-
Polycelis tenuis	-	(1)
Erpobdella octoculata	(1)	(1)
Ilyodrilus templetoni	(1)	(1)
Chironomus sp.	1	(1)
Radix peregra	(1)	(1)

Nauwelijks nog Tubifex tubifex.



## VOORBEELDEN VAN TOEPASSING VAN HET BEDOORDELINGSSYSTEEM

## Voorbeeld 1

Watergang 34-0-3, bodemonster van 9 december 1985  
(naam resp. aantal van de gevonden taxa)

SPUMSPEC	9	PLBACORN	1	PLBIPLAN	3	PHYSFONT	4	VALUPISC	305
BITHENT	2	VALUPULC	3	ERPOTEST	1	ERPOOCTO	71	HEBDSTAG	33
GLSIHETE	7	GLSICOMP	1	DITABIMA	2	TIPULASP	1	BATHCONT	1
GYRAALBU	2	PISIDISP	435	ANISLEUC	1	AELAQUA	23	PROAMERI	11
HYP SANGU	4	HALIPLSL	9	HYCARINA	6	BOOPERYT	1	LILASPEC	1
CAENHORA	5	CHIRONSP	537	MITEPEDA	2	PRODOLIV	40	MITECHLA	15
POPEGNUB	19	MITEDIFF	19	CERATOAE	19	POTTLONG	6	CONCHASP	19
CRCHIRSP	50	CLADOTSP	1904	PHAENOSP	2	CRICBICI	18	TATARSSP	55
MIPSATRO	55	PATAAUST	19	PATANYSP	2	CRICGSYL	18	DITEGNER	2
PATAGCON	218	DIPLCULT	2	PATALAUT	18	MEOCHIRA	2	PSORCURA	2
EISETETR	16	AUDRPLUR	171	LIDRCLAP	854	TUBIAEMH	223	TUBIAEZH	1479
LIDRHOF	1025	LUCUVARI	740	POTHHAMM	57	LIDRUDEK	57		

I. Stromingsindicatorsoorten: HYP SANGU - BOOPERYT - PRODOLIV - POTTLONG.

Dus: stromend.

II. De score van het monster, bepaald met behulp van tabel 6:

1	///// ///
2	////
3	/////
4	
5	
6	

N.B. TUBIAEMH in dit geval waarschijnlijk AUDRPLUR, POTHHAMM  
TUBIAEZH in dit geval waarschijnlijk LIMNODRILUS-soorten

Totale aantal indicatorsoorten: 17  $\rightarrow$   $X = 1.87$ .

Het aantal soorten met het hoogst aanwezige cijfer (= cijfer 3) bedraagt 5: getal  $X$  valt daarbinnen.

Derhalve behoort het monster tot verontreinigingsgroep 3A, en staat het voor de waterkwaliteitsklasse "matig".

Voorbeeld 2

Astensche Aa, totaalmonster van 10 maart 1986  
(naam resp. aantal van de gevonden taxa)

GOBIGOBI	1	PISIAMNI	1	GAMMPULE	1	HYPSSANGU	8	BITHTENT	3
RADIPERE	1	CALOSPLE	1	ERPOOCTO	2	HEBDSTAG	1	PISIDISP	3
GYRAALBU	1	PRODOLIV	7	POTTLONG	2	CERATOAE	2	CONCHASP	11
BOOPERYT	1	ASELAQUA	16	NERACINE	1	LEPHVESP	1	CAENLUCT	14
CAENHORA	15	DITEGNER	12	CHIRONSP	3	PHAENDSP	1	CRCHIRSP	6
POPEGNUB	2	DIPLCULT	4	CHCLPIGA	5	POPEGBIC	1	EUKICLAA	1
MIPSATRO	9	CRICGSYL	1	CLADOTSP	3	TATARSSP	1	PATAGCON	10
PSSMITSP	1	LIDRHOFF	164	TUBIAEZH	58	LIDRCLAP	26	ILDRTEMP	18
TUBIAEMH	8	TUBITUBI	3	AUDRPLUR	5				

I. Stromingsindicatorsoorten: BOOPERYT - CALOSPLE - PRODOLIV -  
POTTLONG - HYPSSANGU - EUKICLAA.

Dus: stromend.

II. De score van het monster, bepaald met behulp van tabel 6:

1	////// ///
2	////// ///
3	///
4	/
5	/
6	

N.B. TUBIAEMH in dit geval waarschijnlijk AUDRPLUR, TUBITUBI,  
ILDRTEMP  
TUBIAEZH in dit geval waarschijnlijk LIMNODRILUS-soorten

Totale aantal indicatorsoorten: 20  $\longrightarrow$   $X = 2 \cdot 20$ .

Het aantal soorten met het hoogst aanwezige cijfer (= cijfer 5) bedraagt 1. Deze soort telt verder niet mee.

Het aantal soorten met het op één na hoogst aanwezige cijfer (= cijfer 4) bedraagt 1: te weinig om het getal X te bereiken.

Het aantal soorten met het op één na of op twee na hoogst aanwezige cijfer (= cijfer 4 en 3) bedraagt 3: getal X valt daarbinnen.

Derhalve behoort het monster tot verontreinigingsgroep 3A en staat het voor de waterkwaliteitsklasse "matig".

Voorbeeld 3

Reusel, bodemonster van 7 mei 1985  
(naam resp. aantal van de gevonden taxa)

SPUMSPEC	129	PISIDIISP	278	BATHOONT	1	RADIFERE	2	ANISVOTE	3
ANISLEUC	2	BITHENT	1	GYPAALBU	11	ERPOOCTO	42	HEBDSTAG	21
GLSICOMP	1	ATHFATER	10	HALIPLSL	1	CERATGAE	3	GAMMPULE	1
TABANIAE	1	NEMATODA	12	HYCARINA	4	POTTLONG	2	CRCHIRSP	1
PHAENOSP	1	CLINNERV	1	CONCHASP	2	FATAGCON	2	CRICBICI	2
CHCLPIGA	2	POPEBBIC	1	NERACINE	1	CRICOTSP	1	CAENHORA	27
CAENLUCT	1	ASELAGUA	128	PROAMERI	16	OPHISERP	178	PELOFERO	20
LUCUVARI	613	LIDRHOF	99	TUBIAEZH	1263	ILDRTEMP	20	POTHHAMM	20
TUBIAEMH	59	AUDRPLUR	40						

I. Stromingsindicatorsoorten: POTTLONG.

Dus: minder stromend.

II. De score van het monster, bepaald met behulp van tabel 6:

1 /  
2 /////  
3 //  
4 //  
5 /

N.B. TUBIAEZH in dit geval waarschijnlijk AUDRPLUR, ILDRTEMP,  
PELOFERO, POTHHAMM  
TUBIAEZH in dit geval waarschijnlijk LIMNODRILUS-soorten

Totale aantal indicatorsoorten: 11  $\rightarrow$   $X = 1.21$ .  
Het aantal soorten met het hoogst aanwezige cijfer (= cijfer 5)  
bedraagt 1. Deze soort telt verder niet mee.  
Het aantal soorten met het op één na hoogst aanwezige cijfer (= cijfer 4)  
bedraagt 2: getal X valt daarbinnen.  
Derhalve behoort het monster tot verontreinigingsgroep 4B, en staat  
het voor de waterkwaliteitsklasse "goed".

Voorbeeld 4

Broekbeek, bodemonster van 10 september 1985  
(naam resp. aantal van de gevonden taxa)

SIALLUTA	1	EPRAVULG	2	MOLAANGU	17	ATHRATER	2	OECEOCHR	1
HALIPLSL	19	PROAMERI	1	HYPORIAL	3	PISIDISP	11	HEBDSTAG	10
GLSICOMP	1	ERPOBDSP	1	CAENHORA	5	HYCARINA	5	NEMATODA	1
CERATGAE	8	GLTOTESP	4	CONCHASP	13	ABLAMONI	4	PROIUSSP	278
PSTAVARI	273	DEMIUULN	2	CRCHIRSP	32	CLINNERV	2	MALOPISP	2
CHIRONSP	304	CORYSCUA	2	POPEGNUB	243	MITECHLA	5	CRICGSYL	7
PSCLGSOR	4	CRICBICI	2	PACHIRSP	1	TATARSSP	141	POPEGBIC	2
AUDRPLUR	184	TUBIAEZH	2151	LIDRHOFF	353	LUCUVARI	31	OPHISERP	31
LIDRPROF	15								

I. Stromingsindicatorsoorten: MALOPISP.

Dus: minder stromend.

II. De score van het monster, bepaald met behulp van tabel 6:

1	////
2	////
3	/
4	////
5	

N.B. TUBIAEZH in dit geval waarschijnlijk LIMNODRILUS-soorten

Totale aantal indicatorsoorten: 15  $\rightarrow$   $X = 1.65$ .

Het aantal soorten met het hoogst aanwezige cijfer (= cijfer 4) bedraagt 4: getal X valt daarbinnen.

Derhalve behoort het monster tot verontreinigingsgroep 4B, en staat het voor de waterkwaliteitsklasse "goed".

Voorbeeld 5

Steegsche Loop, totaalmonster van 18 maart 1986  
(naam resp. aantal van de gevonden taxa)

SIGASTRI	1	LISSPEC	1	PSTAVARI	1	TRUSSPEC	2	TAPUKRAA	1
DITEGNOT	1	CHCLPIGA	2	MEOCNESP	3	PRDIUSEP	1	PSSMITEP	2
ERPOOCTO	1	TIPULIAE	1	LILASPEC	2	HYPOPLAN	1	TUBITUBI	162
TUBIAEMH	58	TUBIAEZH	58	LIDRCLAP	40	LIDRHOF	58	LIDRPROF	4
HYUSFUSC	5	ANACLIME	4	HYFORALU	2	ANACGLOS	1	LAEMINU	1

I. Stromingsindicatorsoorten: geen.

Dus: minder stromend.

II. De score van het monster, bepaald met behulp van tabel 6:

1   ///// //  
2  
3  
4  
5

N.B. TUBIAEMH in dit geval waarschijnlijk TUBITUBI  
TUBIAEZH in dit geval waarschijnlijk LIMNODRILUS-soorten

Totale aantal indicatorsoorten: 7  $\rightarrow$   $X = 0.77$ .

Het aantal soorten met het hoogst aanwezige cijfer (= cijfer 1)  
bedraagt 7: getal X valt daarbinnen.

Derhalve behoort het monster tot verontreinigingsgroep 1B, en staat  
het voor de waterkwaliteitsklasse "slecht".

Voorbeeld 6

Elsgraven, bodemonster van 9 juli 1985  
(naam resp. aantal van de gevonden taxa)

RADIPERE	1	BITHTENT	5	VALUPISC	32	PISIDISP	136	PLBIPLAN	1
PLBICARI	13	GYRAALBU	9	ANISVOTE	3	ISCHNUSP	1	SIGAFALL	3
SIGASTRI	2	SIGARASL	4	MINECTSP	8	MINECTSL	2	HALIPLSL	41
CERATOAE	39	ATHRCINE	7	HEBDSTAG	5	HECLMARG	1	NEMATODA	11
CAENHORA	28	CAENLUCT	6	AGRAMULT	6	HYPORIAL	26	LAPHILSL	2
GAMMPULE	3	LABIUSSL	1	HYCARINA	7	CRCHIRSP	90	ACRILUCE	416
CHIRONSP	5	POPEGNUE	47	XEPELOSP	5	CONCHASP	9	ENDOALBI	5
PROIUSSP	14	CLINNERV	9	PSCLOBVA	37	PSCLGSOR	9	ORCLORTH	14
CRICGSYL	71	DITEGNER	5	MITECHLA	5	PACHGARC	5	TATARSSP	19
CLADOTSP	445	LUCUVARI	504	PSAMBARB	151	POTHHAMM	378	TUBIAEZH	718
TUBIAEMH	201	LIDRHOFF	277	LIDRPROF	13	OPHISERP	50		

I. Stromingsindicatorsoorten: ATHRCINE.

Dus: minder stromend.

II. De score van het monster, bepaald met behulp van tabel 6:

1 ///  
2 ////  
3 ///  
4 /////

N.B. TUBIAEMH in dit geval waarschijnlijk PSAMBARB, POTHHAMM  
TUBIAEZH in dit geval waarschijnlijk LIDRHOFF, LIDRPROF

Totale aantal indicatorsoorten: 15  $\rightarrow$   $X = 1.65$ .

Het aantal soorten met het hoogst aanwezige cijfer (= cijfer 4) bedraagt 5: getal X valt daarbinnen.

Derhalve behoort het monster tot verontreinigingsgroep 4B, en staat het voor de waterkwaliteitsklasse "goed".