ECOLOGISCHE DOELSTELLINGEN EN BEOORDELINGSMETHODE VOOR STROMENDE WATEREN IN DRENTHE

BIDOC PROVINCIEHUIS N-BR.
3 2500 00046 5527

Zuiveringsschap Drenthe
1990

R. Torenbeek
M.E.A. van Gijsen

DANKWOORD

Vanaf de eerste bemonsteringen voor het onderzoek waarover in dit rapport verslag wordt gedaan tot het uiteindelijk gereed komen van het rapport, bijna tien jaar later, heeft een groot aantal mensen meegewerkt aan diverse onderdelen.
De gegevens uit het begin van de jaren '80 zijn verzameld door de afdeling ecologie van de Provinciaal Planologische Dienst Drenthe.
Behulpzaam bij de bemonsteringen in 1984 en 1985 en de determinaties van die monsters waren Onneke Driessen, Martin Jansen, Marion Rademaker, Bram Schrijver en Dwight de Vries. Determinaties werden in een aantal gevallen door specialisten uitgevoerd of gecontroleerd: J.G.M. Cuppen (Coleoptera), J.J.P. Gardeniers (Simuliidae), L.W.G. Higler (Trichoptera), A.W.M. Mol (Ephemeroptera), H.K.M. Moller Pillot (Chironomidae en Heteroptera) en P.F.M. Verdonschot (Ologichaeta).
Advies over de bewerking van de gegevens met numerieke methoden leverde Cajo J.F. ter Braak. Bewerking van de gegevens over waterplanten werd verzorgd door B. Hoentjen.
Verschillende mensen hebben commentaar op het conceptrapport geleverd of hebben inspirerende gesprekken met ons over het onderzoek gevoerd: Jean Gardeniers, Henk Moller Pillot, Edwin Peeters, Harry Tolkamp en Piet Verdonschot.
Een gedeelte van de tekst werd geleverd door D.M. Komen (paragrafen 1.3.2 en 1.3.3). Veel tekeningen en aanwijzingen voor lay-out werden geleverd door Jan Folkerts. Een gedeelte van de tekst werd uitgetypt door Anke H. Dirker.
Iedereen die heeft meegewerkt aan de totstandkoming van dit rapport willen wij hartelijk danken voor hun bijdrage.

Reinder Torenbeek
Miep van Gijsen

INHOUD

		p.
SAMENVATTING		1
1	INLEIDING	5
	1.1 Kader en probleemstelling	5
	1.2 Uitwerking probleemstelling	5
	1.2.1 Typologische benadering	5
	1.2.2 Beïnvloeding	6
	1.2.3 Normstelling en beoordeling	7
	1.3 Beken en beeksystemen in Drenthe	7
	1.3.1 Begripsomschrijving	7
	1.3.2 geohydrologische en hydrologische aspecten	8
	1.3.3 Oorspronkelijke en huidige situatie drentse beken	10
	1.3.4 Verontreinigingsbronnen	12
	1.4 Opzet van het rapport	14
2	DOELSTELLING, AANPAK EN METHODE VAN ONDERZOEK	15
	2.1 Doelstelling van het onderzoek	15
	2.2 Aanpak van het onderzoek	15
	2.3 Verzameling van oude gegevens	15
	2.4 Verzameling van recente gegevens	17
	2.4.1 Keuze van bemonsteringspunten	17
	2.4.2 Bemonsterde variabelen, organismen en frequenties	19
	2.4.3 Bemonsteringstechnieken, analyse en determinatie	21
	2.5 Verwerking gegevens en gebruikte programmatuur	22
3	RESULTATEN EN INTERPRETATIE	23
	3.1 Overzicht abiotische gegevens; algemene bespreking	23
	3.2 Overzicht macrofytengegevens	27
	3.3 Overzicht macrofaunagegevens; vergelijkbaarheid bemonsteringen	27
	3.3.1 Inleiding	27
	3.3.2 Verschillen tussen de twee bemonsteringsperioden	28
	3.3.3 Verschillen tussen voor- en najaarsbemonsteringen	30
	3.4 Ecologische indeling van aquatische beekecosystemen	32
	3.4.1 Selectie van bemonsteringspunten t.b.v. de opstelling van een typologie	32
	3.4.2 Bewerkingen	33
	3.4.3 Beschrijving typen	41
	3.4.4 Toetsing van de vooraf opgestelde indeling	47
	3.4.5 Bestaande typologische indelingen	48
	3.5 Analyse beïnvloedingsreeksen	53
	3.5.1 Inleiding	53
	3.5.2 Beïnvloedingsreeks natuurlijke bovenlopen	53
	3.5.3 Beïnvloedingsreeks natuurlijke middenlopen	56
	3.5.4 Beïnvloedingsreeks slootbeken	58
	3.5.5 Beïnvloedingsreeks benedenlopen	60
	3.5.6 Gradiënt Rolderdiep	61
	3.5.7 Gradiënt Hunze	62

4 ECOLOGISCHE DOELSTELLINGEN 63
4.1 Uitgangspunten en keuze variabelen 63
4.2 Onderscheiden niveaus en begrenzingen 64
4.3 Ecologische doelstellingen per type 65
4.3.1 Ecologische doelstellingen natuurlijke bovenlopen 65
4.3.2 Ecologische doelstellingen natuurlijke middenlopen 67
4.3.3 Ecologische doelstellingen slootbeken 68
4.3.4 Ecologische doelstellingen benedenlopen 69

5 ROUTINEMATIG TOEPASBARE BEOORDELINGSMETHODE 71
5.1 Inleiding 71
5.2 Beoordelingsmethode 71
5.3 Vergelijking oude en nieuwe beoordelingsmethode 76
5.4 Gebruik van de bemonsteringsmethode in het waterbeheer 78

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN 80

LITERATUUR 82

BIJLAGEN

SAMENVATTING

Zoals aangegeven in het Waterkwaliteitsplan (Provincie Drenthe 1988) en het daaruit voortvloeiende Waterkwaliteitsbeheersplan van het Zuiveringsschap zal er door de waterkwaliteitsbeheerder een stelsel van ecologische normen voor oppervlaktewateren in Drenthe worden ontwikkeld, onderverdeeld voor een bescherming op hoog, midden en laag niveau en gedifferentieerd naar watertype. Het voorliggend rapport bevat de uitwerking voor ecologische doelstellingen en daaruit afgeleide normen voor stromende wateren in Drenthe. Wegens de aanwezige diversiteit binnen de stromende wateren is eerst een typologie van de drentse beken gemaakt. Bij de formulering van doelstellingen en normen voor de onderscheiden typen vindt een opsplitsing plaats in bescherming op hoog, midden en laag niveau. Aan de normen wordt tenslotte een routinematig toepasbare beoordelingsmethode verbonden met een aanduiding van de daarvoor noodzakelijke bemonsteringsfrequentie.

De drentse beken behoren vrijwel allemaal tot het laaglandbeek-type. Daarnaast komt in verzwakte vorm het veenbeektype voor. De beken stromen globaal vanaf het hoge midden van de provincie naar de lage rand. Door ontginningen vindt de toevoer naar de beken grotendeels plaats via een stelsel van sloten. Een zeer groot deel van de beken heeft thans een genormeerd profiel waarbij peil en afvoer via stuwen regelbaar is. Beheer en onderhoud zijn andere belangrijke beïnvloedende variabelen.
Directe of indirecte lozing van effluenten van rioolzuiveringsinstallaties op beken komt thans nagenoeg niet meer voor. Bij hevige regenval kan wel overtollig ongezuiverd, verdund rioolwater via overstorten direct of indirect op de beken worden geloosd. Een diffuse bron van verontreiniging vormt daarnaast de uit- en afspoeling van meststoffen en bestrijdingsmiddelen van landbouwgronden. Tenslotte is waterinlaat vanuit het primaire kanalensysteem plaatselijk een vorm van beïnvloeding.

Voor het onderzoek zijn gegevens van de hydrobiologische inventarisatie van de Provinciaal Planologische Dienst uit 1980/81 gebruikt en de speciaal voor dit onderzoek uitgevoerde bemonstering door het Zuiveringsschap in 1984/85. Het eerste onderzoek richtte zich voornamelijk op relatief weinig beïnvloede situaties. In het tweede onderzoek werd daarnaast ook aandacht besteed aan effecten van diverse beïnvloedingen. De gegevens betreffen allereerst bemonsteringen van de macrofaunagemeenschappen in de beken. Daarnaast zijn bepalingen gedaan van fysische en chemisch variabelen, waaronder in 1981 ook de macro-ionen. In 1980/81 zijn bovendien opnamen van macrofyten gemaakt. Tenslotte zijn oudere gegevens uit rapporten als aanvullende informatie verzameld.
Voor zover mogelijk zijn de gegevens eerst met behulp van numerieke methoden bewerkt. Met name ordinatie heeft een belangrijke rol gespeeld, waarbij zowel direct als indirect met milieuvariabelen is gewerkt. Er is afzonderlijk aandacht besteed aan de gegevens van 1980/81 en 1984/85 en aan voorjaars- en najaarsbemonsteringen.

Voor het opstellen van een typologie van de drentse beken is een selectie van relatief weinig beïnvloede monsterpunten gemaakt, omdat naar verwachting de typologische verschillen bij die punten het beste naar voren komen.

In een aantal bewerkingsstappen worden de verschillen c.q. overeenkomsten tussen de monsterpunten steeds helderder aangegeven, zodat uiteindelijk tot de volgende typologie gekomen is:
1. bronnen;
2. natuurlijke bovenlopen;
3. natuurlijke middenlopen;
4. slootbeken (genormaliseerde boven- en middenlopen);
5. benedenlopen (al of niet genormaliseerd);
6. veenbeken.

Voor het opstellen van de beïnvloedingsreeksen zijn alle monsters eerst opgedeeld in de boven gedefinieerde beektypen. Per beektype is geanalyseerd in welke richting de macrofaunagemeenschap verschuift, in samenhang met abiotische variabelen, gaande van weinig naar sterk beïnvloed. Hierbij zijn naast de recent verzamelde gegevens ook historische gegevens betrokken.

Bronnen zijn kwelplekken van waaruit beken (mede) gevoed worden, met meestal een zeer specifieke macrofaunagemeenschap. Een beïnvloedingsreeks voor de bronnen kon niet worden opgesteld, omdat vrijwel alle bronnen weinig beïnvloed zijn.

Natuurlijke bovenlopen zijn niet-genormaliseerde, kleine stroompjes met een vrij hoge stroomsnelheid. In de meest natuurlijke vorm is er beschaduwing door houtige gewassen, terwijl de vegetatie in het water zelf zeer spaarzaam ontwikkeld is. De macrofaunagemeenschap is soortenarm, maar bevat specifieke soorten van schoon, stromend water.
Door lichte beïnvloeding in natuurlijke bovenlopen verdwijnt heel snel een groot aantal kenmerkende soorten. Slechts enkele kenmerkende soorten kunnen zich bij sterkere mate van beïnvloeding handhaven. In de plaats van deze soorten verschijnen soorten die behalve in stromend water ook, of met name, in stilstaand water voorkomen. Bij zeer sterke beïnvloeding verdwijnt het grootste gedeelte van de soorten en komen enkele soorten van modderbodems in grote hoeveelheden voor. Deze beïnvloedingsreeks hangt samen met het verdwijnen van de beschaduwing door houtige gewassen, een afname in de stroomsnelheid en een toename in cultuurtechnische ingrepen. In chemisch opzicht komt de beïnvloedingsreeks tot uitdrukking in een toename van het ammonium- en fosfaatgehalte en een verslechtering van de zuurstofhuishouding. Door natuurlijke omstandigheden (kwel van zuurstofarm water) kan het zuurstofgehalte echter plaatselijk laag zijn, ook bij weinig beïnvloeding.

Natuurlijke middenlopen zijn niet-genormaliseerde middelgrote beken, met meestal een hoge stroomsnelheid. De macrofyten zijn aanwezig, maar niet weelderig ontwikkeld. De macrofaunagemeenschap is soortenrijk, en bevat kenmerkende soorten voor stromend water, deels dezelfde als in bovenlopen, vaak echter andere soorten.
Net als bij natuurlijke bovenlopen leidt een lichte mate van beïnvloeding bij natuurlijke middenlopen tot het verdwijnen van een groot aantal kenmerkende soorten. Er zijn echter meer soorten die zich bij een sterkere mate van beïnvloeding kunnen handhaven. Bij zeer sterke beïnvloeding neemt een aantal soorten in abundantie sterk toe, terwijl het grootste gedeelte van de overige soorten verdwijnt. De beïnvloeding hangt samen met een afname in de stroomsnelheid, een toename in cultuurtechnische ingrepen, een toename in ammonium- en fosfaatgehalte en een afname in het zuurstof-gehalte. De vegetatiebedekking neemt door beïnvloeding eerst toe, bij zeer sterke beïnvloeding weer af.

Slootbeken zijn beken in boven- en middenstroomse beekdalen, met een genormeerd profiel, onbeschaduwd en met stuwen regelbaar. Hierdoor is de stroomsnelheid meestal erg laag tot soms zelfs afwezig. De vegetatie is weelderig ontwikkeld. De macrofaunagemeenschap is soortenrijk, waarbij de soorten vooral op de aanwezigheid van waterplanten duiden. Indicatoren voor stromend water zijn nauwelijks aanwezig.
Voor het opstellen van een beïnvloedingsreeks van slootbeken is gebruik gemaakt van de index voor de beoordeling van genormaliseerde beken, ontwikkeld door de Landbouwuniversiteit in opdracht van de STORA (1988). Behalve deze index, die met het programma Binorma geautomatiseerd bepaald kan worden, is een aantal extra indicatorsoorten gebruikt. Voor deze indicatoren is de lijst van stromingsindicatoren van genoemd STORA-onderzoek gebruikt, aangevuld met de eigen gevonden kenmerkende soorten voor natuurlijk boven- en middenlopen. De beïnvloedingsreeks hangt samen met een verdere afname in de stroomsnelheid en een toename van de nutriëntengehalten en de vegetatiebedekking. Bij zeer sterke beïnvloeding kan de stroomsnelheid soms weer wat hoger zijn. Bij sterke beïnvloeding maken de macrofyten soms plaats voor algen.

Een verschil tussen benedenlopen die wel of die niet genormaliseerd zijn, kon in dit onderzoek op basis van de macrofaunagegevens niet worden gevonden, waarschijnlijk omdat echte natuurlijke benedenlopen in Drenthe niet meer voorkomen. De stroomsnelheid van benedenlopen is meestal niet erg hoog. De vegetatie is minstens in de oeverzone goed ontwikkeld. De macrofaunagemeenschap is net als bij slootbeken sterk afhankelijk van de vegetatie, maar hier komt, anders dan bij slootbeken, een aantal indicatoren van stromend water voor, met name soorten van laaglandriviertjes.
Bij de benedenlopen is een lichte mate van beïnvloeding zichtbaar door het verdwijnen van een aantal kenmerkende soorten. Bij toenemende beïnvloeding kunnen slechts enkele kenmerkende soorten zich nog handhaven, terwijl andere soorten, met name soorten van modderbodems, in abundantie toenemen. Naast deze soorten die in frequentie en/of abundantie toe- of afnemen langs de beïnvloedingsreeks, is er een grote groep soorten die over de gehele reeks constant aanwezig is, dus zowel bij weinig als bij sterk beïnvloede benedenlopen. Dit zijn vooral 'algemene', weinig kritische soorten. De minst beïnvloede benedenlopen hebben een hogere stroomsnelheid en een lage mate van cultuurtechnische beïnvloeding. Bij de zeer sterk beïnvloede benedenlopen komen zowel (half)natuurlijke als genormaliseerde beken voor. De beïnvloeding is dan zichtbaar in een hoog nutriëntengehalte en een slechte zuurstofhuishouding.

Veenbeken kwamen van oorsprong met name in Drenthe voor. Door afvoer van water uit hoogveengebieden was het water zuur en bruin gekleurd door humusstoffen en ijzer (acidotroof, dystroof, siderotroof). Door ontginningen zijn de kenmerken van deze beken vrijwel geheel verloren gegaan. Alleen via de macrofyten zijn deze beken nog herkenbaar als apart type. Omdat de normering in dit rapport op macrofauna gebaseerd is, is dit watertype niet in de normenreeksen en de beoordelingsmethode opgenomen.

De beïnvloedingsreeksen zijn voor het opstellen van normen opgedeeld in een aantal klassen die gesteld worden te corresponderen met bescherming op hoog, midden en laag niveau. De bepaling van de grenzen van deze klassen is gedaan aan de hand van de woordelijke omschrijvingen in het Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-89 en het Waterkwaliteitsplan van de Provincie Drenthe. Aan de hand van de beïnvloedingsreeksen kunnen per beektype aan de drie genoemde niveaus biotische en abiotische kenmerken gegeven

worden, alsmede aan het niveau 'onvoldoende' (d.i. lager dan het laagste niveau). Deze kenmerken vormen de basis voor de nieuwe beoordelingsmethode.

Voor de routinematig toepasbare beoordelingsmethode is het allereerst noodzakelijk te weten tot welk type een te beoordelen beek of beektraject behoort. Daartoe is een kaart van de drentse beken gemaakt, waarop de verschillende beektypen zijn aangegeven. De functietoekenning volgens het Waterkwaliteitsplan vormt een tweede ingang voor de beoordelingsmethode. Bij de beoordeling wordt namelijk bepaald of de te beoordelen beek voldoet aan de doelstelling behorend bij de toegekende natuurfunctie.
In de beoordelingsmethode worden zowel de biologische als de fysische en chemische normen in onderlinge samenhang gehanteerd. De uitkomst van de beoordeling is één van de volgende omschrijvingen.

De te beoordelen beek:
- voldoet ruim
- voldoet
- voldoet bijna
- voldoet niet
- voldoet helemaal niet

aan de doelstelling behorend bij de toegekende natuurfunctie.

Deze nieuwe beoordelingsmethode vertoont een aantal kenmerkende verschillen vergeleken met de oude beoordelingsmethode. Bij de oude methode werd elke beek met dezelfde schaal beoordeeld. Bij de nieuwe methode hangt beoordeling op een absolute schaal mede af van de toegekende functie en deels van het beektype. Een natuurlijke middenloop die bijna voldoet aan de doelstelling van de natuurfunctie hoog niveau is in absolute zin beter dan een slootbeek die ruim voldoet aan de doelstelling van de basiskwaliteit.
Daarnaast wordt bij de nieuwe beoordelingsmethode méér dan de saprobiegraad beoordeeld (zoals bij de oude methode) en vindt de beoordeling plaats niet alleen op basis van de macrofauna (zoals bij de oude methode) maar ook op basis van fysische en chemische variabelen. De uitkomsten van de beide methoden zijn daarom niet zondermeer vergelijkbaar, maar met bovenstaande opmerkingen in gedachten wel onderling interpreteerbaar.
De nieuwe beoordelingsmethode biedt ten opzichte van de oude methode een aantal voordelen: uitdrukkelijk vindt de beoordeling plaats in relatie tot beleidsdoelen (functietoekenning). De beoordelingsmethode kan daarom beter gebruikt worden om knelpunten te signaleren. Daarnaast kan de effectiviteit van gevoerd beheer beter getoetst worden. Ook indien het beheer zich op bredere terreinen dan het saneringsbeleid begeeft is de beoordelingsmethode daarvoor adequaat.

1 INLEIDING

1.1 Kader en probleemstelling

Onderzoek naar ecologische doelstellingen, normen en beoordelingsmethoden voor stromende wateren in Drenthe heeft plaatsgevonden in het kader van het Waterkwaliteitsplan van Drenthe (WKP, Provincie Drenthe 1988) en het hieruit voortvloeiende Waterkwaliteitsbeheersplan (WKBP) van het Zuiveringsschap. Tegen de achtergronden van de formulering van ecologische waterkwaliteitsdoelstellingen in het Indicatief Meerjaren Programma Water 1980-1984 en 1985-1989 worden in het WKP aan wateren natuurfuncties toegekend.
Het WKP maakt bij wateren met een natuurfunctie onderscheid in bescherming op hoog, midden en laag niveau. De bescherming op laag niveau komt overeen met de basiskwaliteit, die geldt voor alle oppervlaktewateren. Aan wateren met een natuurfunctie hoog en midden niveau worden verdergaande eisen gesteld, maar er worden, behalve voor de vennen, nog geen concrete en dus toetsbare normenreeksen aan verbonden. Ook landelijk is nog geen praktisch hanteerbaar normenstelsel aanwezig.
De stromende wateren in Drenthe waaraan een specifieke natuurfunctie is toegekend zijn natuurlijke en genormaliseerde beken met beekdalen en sommige brongebieden. In bijlage 1 staan de stromende wateren met natuurfunctie hoog en midden niveau vermeld. Deze zijn op de kaart van bijlage 2 aangegeven.
Ecologische normen dienen volgens het WKP primair in biologische variabelen te worden uitgedrukt, aangevuld met fysische en chemische variabelen.
"In de planperiode zal door de waterkwaliteitsbeheerder moeten worden gewerkt aan het ontwikkelen van een stelsel van ecologische normen, onderverdeeld voor een bescherming op hoog, het midden en het laag niveau en gedifferentieerd naar watertype. Dit onderzoek dient nauw aan te sluiten bij landelijk onderzoek (CUWVO, STORA)", aldus WKP Drenthe.
Het voorliggende rapport bevat ecologische doelstellingen en normen voor de stromende wateren in Drenthe met daarbij een verantwoording gebaseerd op aquatisch-ecologisch onderzoek in drentse beken en bronnen. Bij de formulering van het referentiekader zijn historische gegevens betrokken. Aan de normen is een routinematig uit te voeren beoordelingsmethode verbonden.

1.2 Uitwerking probleemstelling

1.2.1 Typologische benadering

Volgens de probleemstelling uit de vorige paragraaf moet een beoordelingsmethode worden opgesteld voor de stromende wateren van Drenthe. Een eerste belangrijke benadering daarbij is, dat deze gedifferentieerd wordt naar watertype (in dit geval: beektype), zoals ook aanbevolen wordt in het WKP Drenthe. Deze gedachte sluit aan bij de CUWVO-nota (1988), waarin een motivatie voor een typologische benadering wordt gegeven: De levensgemeenschappen van twee verschillende wateren zijn onderling eenvoudig niet vergelijkbaar omdat de omstandigheden waaronder levensgemeenschappen zich kunnen handhaven verschillen van plaats tot plaats. Op een andere, minder gedetailleerde schaal zijn er wel overeenkomsten tussen wateren, bijvoorbeeld doordat ze dezelfde ontstaanswijze hebben of omdat de hydrologische omstandigheden dezelfde zijn. Een van de overwegingen die de grondslag vormt voor het toekennen van ecologische doelstellingen en normen aan wateren is het streven naar behoud en ontwikkeling van de geografisch

bepaalde verscheidenheid aan aquatische ecosystemen. Een indeling in watertypen doet enerzijds recht aan de verscheidenheid die van nature aanwezig is, anderzijds biedt een type-indeling de mogelijkheid overeenkomstige wateren op een vergelijkbare wijze te beoordelen.
Een indeling in watertypen zoekt evenwicht tussen de aanwezige verschillen en de overeenkomsten.
Stromend water in Drenthe, het onderwerp van dit rapport, is al een aanzienlijke beperking ten opzichte van alle drentse wateren, of van stromende wateren in Nederland. Toch is de verscheidenheid binnen de stromende wateren in Drenthe zo groot, dat het noodzakelijk is aandacht te besteden aan de natuurlijke differentiatie in levensgemeenschappen en ecosystemen binnen de groep stromende wateren in Drenthe.

1.2.2 Beïnvloeding

Bij ieder ecosysteem speelt zich bij afwezigheid van menselijke beïnvloeding een ontwikkelingsproces of successie af waarbij de complexiteit van het systeem toeneemt, terwijl de fluctuatie in levensgemeenschap en abiotische factoren afneemt. Uiteindelijk komt het systeem in een eindstadium of climax terecht (Verdonschot 1983).
Door menselijke beïnvloeding kan een storing in het systeem gebracht worden, waardoor het ontwikkelingsproces wordt teruggebracht of afgebogen. Bij een eenmalige storing kan door herstel het systeem weer terugkomen op zijn oorspronkelijk stadium van ecosysteemontwikkeling. Bij permanente storing wordt de mate van ecosysteemontwikkeling permanent teruggebracht naar een lager niveau (Verdonschot 1983).
Aangezien een beektype beschreven kan worden aan de hand van een bepaalde climaxsituatie, die ontstaat onder invloed van een bepaald ontwikkelingsproces, kan worden aangenomen dat de reactie van het systeem op beïnvloeding binnen ieder type soortgelijk is. Dit betekent dat voor normering en beoordeling naast een typologie van beken, per beektype een reeks van beïnvloedingsstadia gedefinieerd moet worden. Deze reeks is in principe een geleidelijke overgang van de climaxsituatie tot en met 'dood water'.
Bij een dergelijke beïnvloedingsreeks zijn nog twee zaken van belang. Ten eerste speelt naast de mate van beïnvloeding ook het soort beïnvloeding een rol. Cultuurtechnische ingrepen hebben bijvoorbeeld een ander effect op het ecosysteem dan het belasten met organische stoffen of met nutriënten. Toch is zoveel mogelijk getracht per type deze in principe verschillende beïnvloedingsreeksen te integreren tot één reeks. In sommige gevallen is de reactie van het ecosysteem op verschillende beïnvloedingsvormen binnen een beektype daadwerkelijk hetzelfde, in andere gevallen is minstens een algemene tendens aan te geven.
Ten tweede moet worden opgemerkt dat het eindstadium 'dood water' voor alle typen hetzelfde is. In algemene zin geldt dat typen bij toenemende beinvloeding meer op elkaar gaan lijken. Voor de normering en beoordeling betekent dit, dat de beschrijving van de meest beïnvloede stadia voor sommige of meerdere beektypen hetzelfde kan zijn.

1.2.3 Normstelling en beoordeling

Bij beoordelen wordt bepaald waar een ecosysteem zich op de beïnvloedingsreeks bevindt. Uit praktische overweging wordt hierbij de geleidelijke overgang van de beïnvloedingsreeks in een aantal klassen onderverdeeld. Daarbij zal worden aangesloten op de drie beschermingsniveaus die in het

IMP 1985-1989 worden genoemd: laag niveau (overeenkomend met de basiskwaliteit), midden niveau en hoog niveau. Elk niveau wordt gedefinieerd aan de hand van een aantal normen. Door de actuele eigenschappen van een beek te toetsen aan die normen, kan worden bepaald welk niveau van bescherming wordt gerealiseerd, waarmee de beoordeling is vastgesteld. Uiteraard worden de normen voor de klassen gedifferentieerd naar beektype, omdat immers de beïnvloedingsreeksen per beektype verschillen. Meer achtergronden voor normering worden gegeven in paragraaf 4.1.

1.3 Beken en beeksystemen in Drenthe

1.3.1 Begripsomschrijving

In de CUWVO nota Ecologische doelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren (1988) wordt een beek op onderstaande wijze gedefinieerd:

"Een beek is een lijnvormig en - voor zover niet door menselijk handelen beïnvloed - meanderend landschapselement, dat gevoed wordt door grondwater en, door een natuurlijk hoogteverschil in het land, water afvoert van hoger gelegen gebieden naar lagere delen. De beek wordt tevens gekenmerkt door een van boven naar benedenstrooms toenemende breedte en diepte en afnemende stroomsnelheid. In samenhang daarmee treedt meestal in benedenstroomse richting een afname op van de grootte van de sedimentfracties, hetgeen van invloed is op de benthische levensgemeenschap. Beken en bronnen worden over het algemeen aangetroffen op de pleistocene gronden en in het krijtgebied. De bodem bestaat voornamelijk uit zand en/of grind en is in het krijtgebied sterk kalkhoudend. In de benedenlopen kan de bodem evenwel uit leem of klei bestaan, terwijl in sommige gevallen sprake kan zijn van een steenachtige of een veenachtige bodem."

De CUWVO onderscheidt verschillende soorten beken, die beschouwd worden als subtypen. In Drenthe komen oorspronkelijk twee van deze subtypen voor, namelijk de laaglandbeek en de veenbeek.

Bij laaglandbeken is geen sprake van een bron maar van een oorspronggebied. De watertoevoer bestaat voornamelijk uit via sloten afstromende neerslag en uittredend grondwater. Daar de stand van het grondwater mede afhankelijk is van de neerslag, is dit beektype een "regenbeek" waarvan de bovenlopen in zomers met weinig neerslag kunnen droogvallen. Zowel uit biologisch, fysisch als chemisch oogpunt is een onderscheid in boven-, midden- en benedenloop zinvol. Het verval is gering waardoor de laaglandbeek een betrekkelijk lage stroomsnelheid heeft (50 cm/sec, doorgaans tussen 20 en 40 cm/sec).
Bij sterk gereguleerde/genormaliseerde laaglandbeken wordt ook wel gesproken over sloot- of kanaalbeken, die als gevolg van stuwing 's zomers tijdelijk (vrijwel) stagnant water kunnen bevatten.
Veenbeken voeren water af uit hoogveengebieden. Omdat hoogveen als een spons werkt, is de afvoer van dit beektype veel gelijkmatiger dan van zandbeken. Het water wordt gekenmerkt door een dystroof karakter. Het beektype is grotendeels verdwenen als gevolg van het afgraven van het hoogveen. Ondermeer De Reest, de Hunze en het Schoonebeekerdiep behoorden tot dit type.

In Drenthe zijn veel beken genormaliseerd, dat wil zeggen dat de meanderende loop nagenoeg is rechtgetrokken en het onregelmatige profiel is vergraven tot een normprofiel. Meestal zijn ook stuwen geplaatst waardoor de waterafvoer kan worden geregeld. Ook deze genormaliseerde beken hebben deel uitgemaakt van het ecologisch normstellend onderzoek, waarover in dit rapport verslag wordt uitgebracht.

Bronnen zijn plaatsen waar grondwater aan de oppervlakte komt doordat, meestal permanent, grondwatertoevoer plaatsvindt. Bronnen vormen de beginpunten van een beek- of rivierstelsel. Afhankelijk van de wijze waarop het grondwater uittreedt, onderscheidt de CUWVO diverse subtypen waarvan in Drenthe puntbronnen voorkomen en helokrenen. Bij puntbronnen treedt op één punt in of aan de voet van een min of meer verticaal staand vlak water vrij krachtig uit. Bij helokrenen treedt het grondwater diffuus aan de oppervlakte door een soms dunne, soms vrij dichte zandlaag, zodat het hele kwelgebied tot een moeras wordt, waaruit het water slechts langzaam afstroomt.

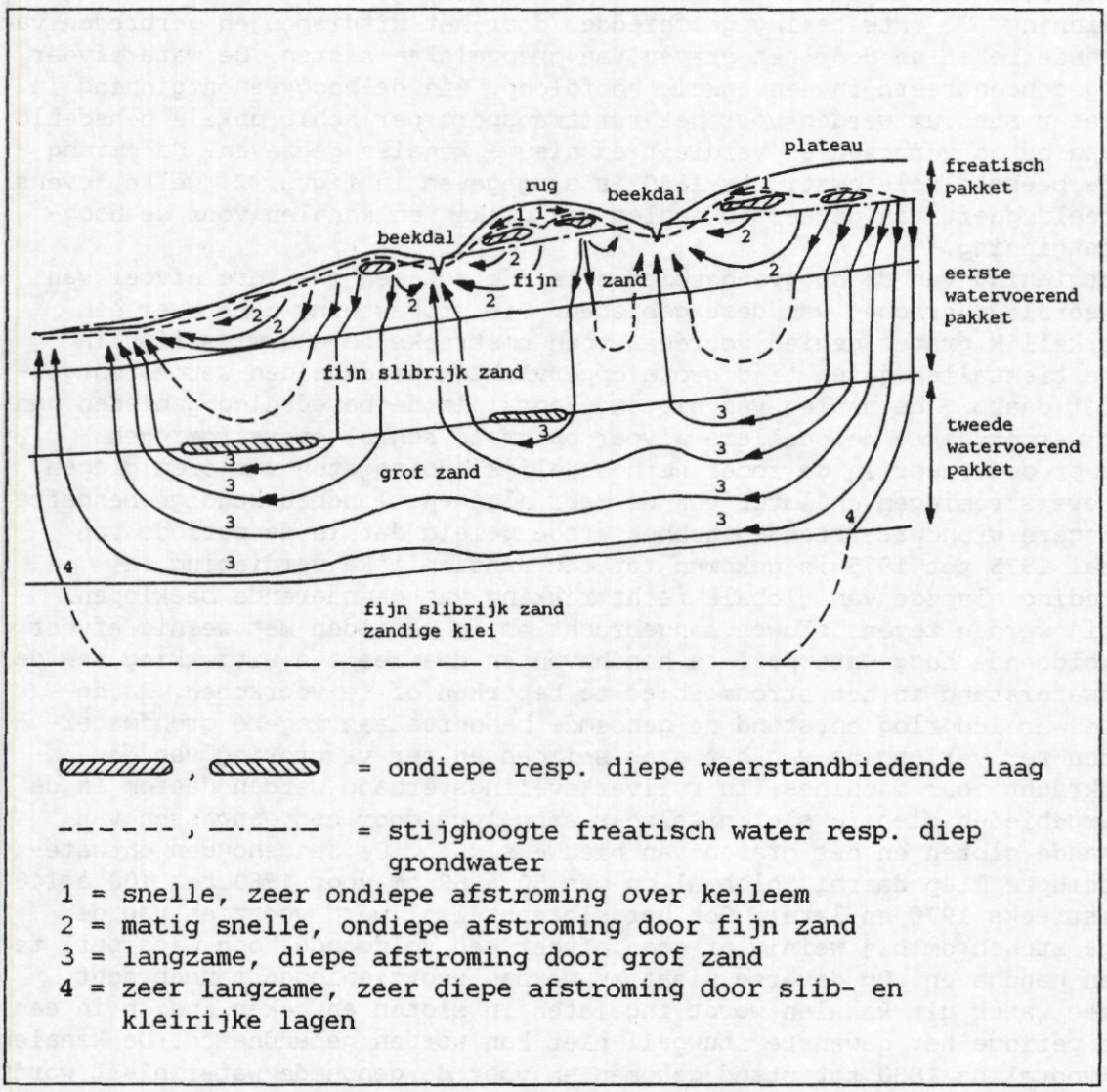
1.3.2 Geohydrologische en hydrologische aspecten

De ondergrond van Drenthe is te beschouwen als een stelsel van goed tot matig doorlatende zandlagen. Dit zandpakket wordt aan de onderzijde afgesloten door een kleiafzetting, die nagenoeg ondoorlatend is en als onderafsluiting van het grondwaterstromingssysteem is te beschouwen. Het zandpakket heeft een wisselende opbouw, doch onder de gehele provincie komt in ieder geval een grof- tot zeer grofzandig gedeelte voor dat aangeduid wordt met 'het grove watervoerende pakket' (Provincie Drenthe 1988).
Boven dit grove pakket komen fijnere zandlagen voor. In dit stelsel zandlagen komen vrij uitgestrekte kleiafzettingen voor in de zuid-oosthoek, de oostzijde, de zuid-westhoek en het noorden van de provincie. Deze kleiafzettingen zijn in die gebieden van betekenis voor de grondwaterstroming. Ondiep in het zandpakket worden in een groot deel van de provincie kei- en beekleemafzettingen aangetroffen. Deze afzettingen bepalen vaak op lokale schaal het grondwaterstromingsbeeld (Provincie Drenthe 1988). De ondergrond van Drenthe en het daarin aanwezige grondwaterstromingspatroon is globaal in figuur 1 weergegeven.
De waterkwaliteit in de beken van Drenthe wordt van nature voor een belangrijk deel bepaald door de samenstelling van het uittredende grondwater in het afwateringsgebied. In grote lijnen zijn er drie soorten grondwater die in een afwateringsgebied voorkomen. Door de Werkgroep Regionaal Geohydrologisch onderzoek in de provincie Drenthe (1978), Bakker (1983), Kleijberg (1988) en Klooker (1989) wordt globaal het volgende beeld gegeven (zie ook figuur 1).

a. Het diepe grondwater zijgt in als regenwater in hoger gelegen gebieden. Het is enkele tientallen tot honderden jaren oud eer het elders opkwelt. Tijdens het transport door de bodem is de kwaliteit van het infiltrerende regenwater veranderd in afhankelijkheid van de samenstelling van de ondergrond en de verblijftijd van het water daarin. Door reductieprocessen is het diepe grondwater zuurstofloos, sulfaatarm en ijzerrijk. Door het oplossen van kalkdeeltjes kan het gehalte aan calcium oplopen tot globaal 100 mg/l en aan bicarbonaat tot globaal 300 mg/l. De kalkoplossing ontstaat doordat het infiltrerende regenwater een hoog koolzuurgehalte krijgt door de uitscheiding van koolzuur door plantenwortels en micro-organismen. Voorts is diep grondwater vrij rijk aan minerale voedingsstoffen.

b. Het ondiepe grondwater heeft een verblijftijd in de bodem van globaal enkele jaren tot enkele tientallen jaren. In het algemeen stroomt het af via lagen met een beperkte hoeveelheid kalk en mineralen waarin reductieprocessen nog niet volledig zijn verlopen. Globaal kan de natuurlijke kwaliteit worden aangeduid met zuurstofloos, matig rijk aan sulfaat, calcium, bicarbonaat en mogelijk ook ijzer, alsmede matig rijk aan minerale voedingsstoffen. Door invloeden vanuit het zeer ondiepe grondwater kan de natuurlijke kwaliteit echter zijn aangetast.

c. Het zeer ondiepe, jonge grondwater stroomt voor een deel over de keileem af naar oppervlaktewateren. In beginsel is het zeer ondiepe grondwater licht zuurstofhoudend, sulfaatrijk, vrij zuur, alsmede arm aan calcium, bicarbonaat en minerale voedingsstoffen. Door landbouwkundige bemesting kunnen zuurgraad en gehaltes aan calcium, bicarbonaat en minerale voedingsstoffen echter meer of minder zijn verhoogd.

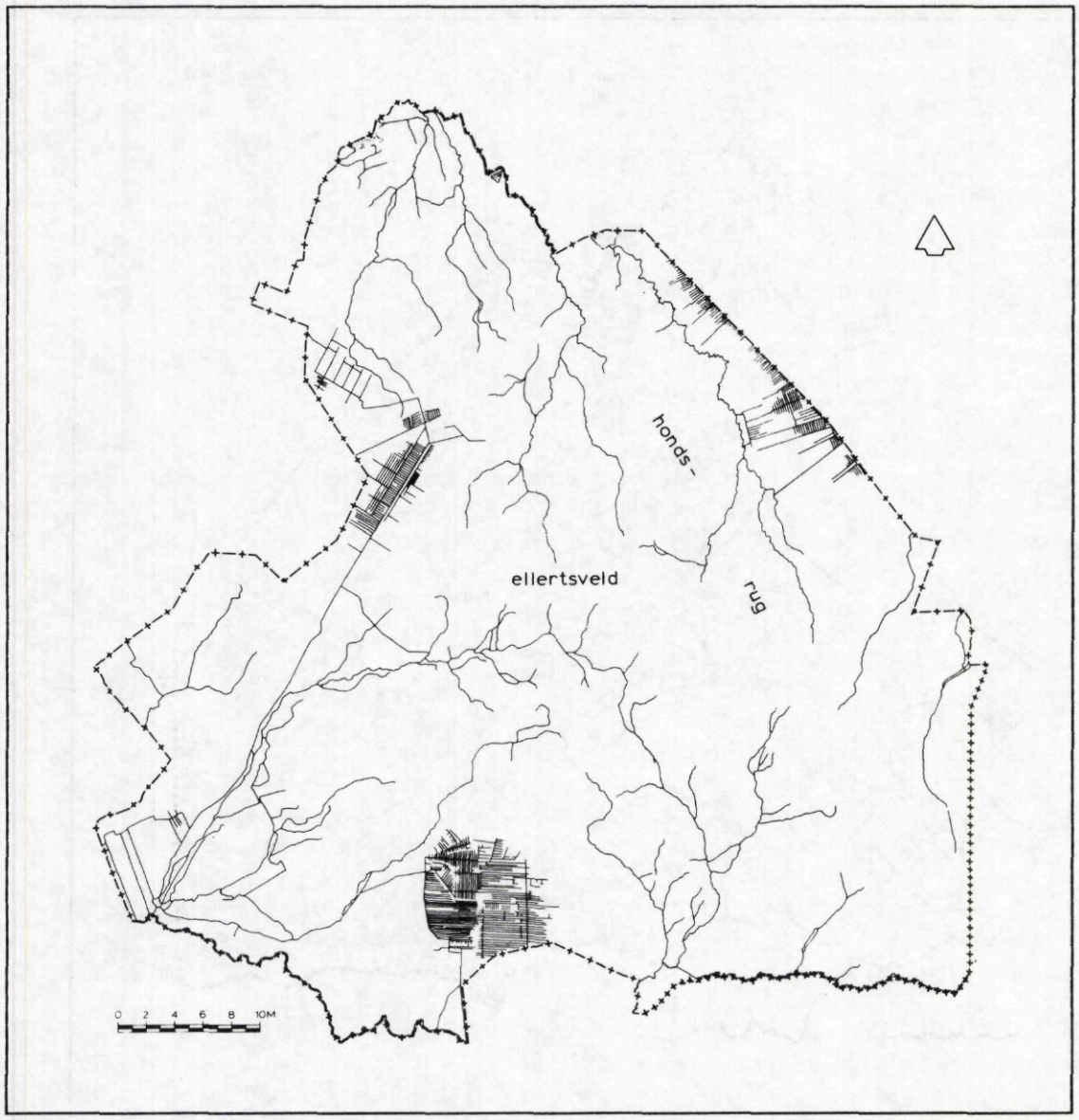


FIGUUR 1. Schematische geohydrologische opbouw van de achtergrond van het Drents Plateau (uit: Grondwaterplan Drenthe, 1985).

Binnen een beekdalsysteem varieert de invloed van deze verschillende grondwaterstromen. Globaal kunnen twee gradiënten onderscheiden worden: één in de lengterichting van het dal en één loodrecht daarop. In de bovenlopen komt vooral jong en weinig verrijkt grondwater tot afvoer. Dit water is van het boven beschreven type a. Meer benedenstrooms treedt steeds meer menging op met dieper grondwater (type b. en c.). De gradiënt loodrecht op de beek is in essentie gelijk aan de gradiënt van boven- naar benedenloop.

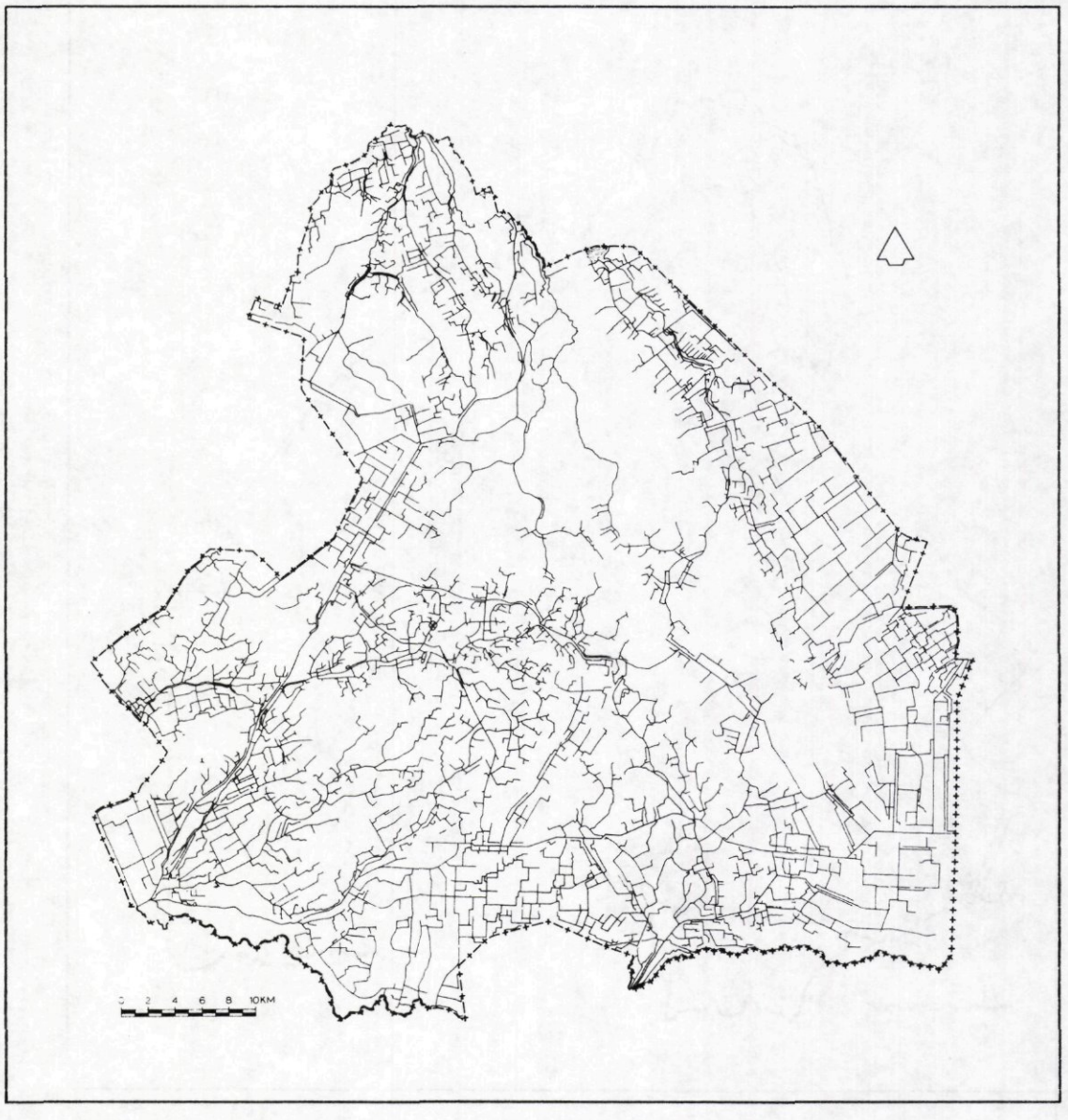
1.3.3 Oorspronkelijke en huidige situatie drentse beken

De drentse beken stromen van het hoge midden naar de lage randen van de provincie. Omtrent de oorspronkelijke en de huidige situatie worden gegevens vermeld door Smittenberg e.a. (1978) en Nijland e.a. (1982). Oorspronkelijk werd de afwatering van Drenthe verzorgd door smalle waterloopjes in de stroomdalen die bestonden uit uitgestrekte moerassen en moerasbossen. In de Middeleeuwen zijn deze gronden ondermeer door ontwatering en soms voorafgaande veenafgraving geschikt gemaakt voor beweiding en hooiwinning. De ontwatering geschiedde door het uitdiepen en verbreden van bestaande beken en door het graven van greppels en sloten. De waterafvoer werd geconcentreerd in een enkele hoofdloop. Bij de hoogveenontginning in een later stadium werden voor het turftransport per schip enkele benedenlopen van beken verbreed en verdiept en nieuwe kanalen gegraven. De omvang van de beekstelsels omstreeks 1840 is aangegeven in figuur 2, welke tevens een beeld geeft van de eerste aanleg van wijken en kanalen voor de hoogveenontginning.
De ontginning van de hoogveengebieden leidde tot een snellere afvoer van het neerslagoverschot van deze gebieden. Dit proces ging zich over een aanmerkelijk groter gebied voordoen toen omstreeks de eeuwwisseling in enkele tientallen jaren tijd grote oppervlakten heidevelden werden ontgonnen met daarbij de aanleg van sloten. Vooral in de benedenloopgebieden van beken veroorzaakte de snellere afvoer op grote schaal overstromingen waardoor ondermeer in de zomer herhaaldelijk hooioogsten verloren gingen. Deze overstromingen en later ook de meer algemene landbouwkundige behoefte aan lagere grondwaterstanden hebben ertoe geleid dat in de periode van globaal 1925 tot 1975 is gekomen tot een aanzienlijke verdieping en verbreding alsmede van globale rechttrekking van meanderende beeklopen. Daarbij werden tevens stuwen aangebracht om in perioden met weinig afvoer een voldoende hoog waterpeil te handhaven en daarmee een uitzakking van de grondwaterstand in het stroomgebied te beperken of te voorkomen. Na de tweede wereldoorlog ontstond de genoemde behoefte aan lagere grondwaterstanden ter verlenging van het groeiseizoen en ter vergroting van de draagkracht voor machines. In ruilverkavelingsverband werden daarom in de stroomgebieden diepere slotenstelsels aangelegd door het aanpassen van bestaande sloten en het graven van nieuwe sloten. De aangehouden ontwateringsdiepte liep daarbij globaal op van 50 à 60 cm voor 1960 tot 100 à 140 cm omstreeks 1970 en later. Ook het slotenstelsel werd voorzien van de nodige stuwen om bij weinig of geen afvoer een voldoende hoog waterpeil te kunnen handhaven. Op diverse plaatsen werden voorzieningen aangebracht waarmee water uit kanalen wordt ingelaten in sloten en beken indien in een droge periode het gewenste stuwpeil niet kan worden gehandhaafd. De kanalen zijn vooral na 1850 tot stand gekomen en voor de genoemde waterinlaat wordt in de kanalen water opgepompt vanuit het Meppelerdiep en het Stieltjeskanaal. Een beeld van het thans aanwezige waterstelsel wordt gegeven in figuur 3. Een deel van de afwatering die vroeger via beken plaats vond, is thans overgenomen door kanalen.



FIGUUR 2. Het afwateringspatroon in 1840. Bron: Nijland e.a., 1982.

De ontwikkelingen hebben ertoe geleid dat de meeste drentse beken zijn genormaliseerd en in droge perioden nagenoeg of volledig stilstaand water bevatten onder invloed van het toegepaste peilbeheer van grondwater en oppervlaktewater. Meanderende en vrij afstromende beektrajecten komen nog slechts voor bij grote delen van de Drentse Aa, De Reest en enkele delen van het Peizerdiep. In figuur 4 is weergegeven welke veranderingen het beekprofiel ondergaat bij normalisatie en wat de gevolgen daarvan zijn voor stroomsnelheid, substraat en stofwisselingsprocessen in een beek.
De beschaduwing door boomgroei langs de beek die in de figuur wordt aangegeven, kwam voor de normalisaties meer of minder intensief voor bij bovenlopen en middenlopen. Waar normalisaties achterwege zijn gebleven is dit vaak nog het geval. Boomgroei bij de benedenlopen werd vrijwel onmogelijk bij het optreden van de genoemde overstromingen door ontginningen welke soms gepaard gingen met kruiend ijs.



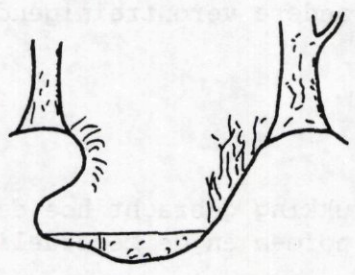
FIGUUR 3. Het afwateringspatroon in 1975. Bron: Nijland e.a., 1982.

1.3.4 Verontreinigingsbronnen

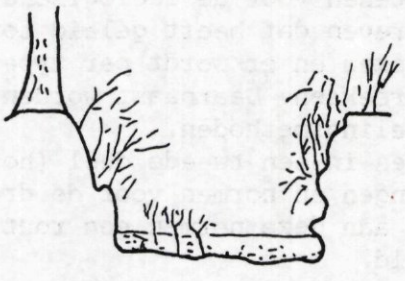
De belangrijkste bronnen van verontreiniging die de waterkwaliteit van de beken bepalen zijn

1. rioolwateroverstorten,
2. enkele effluenten van zuiveringsinstallaties,
3. de landbouw,
4. inlaat van gebiedsvreemd water.

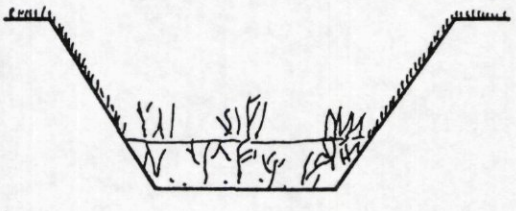
Bij hevige regenval kan overtollig ongezuiverd, verdund rioolwater in oppervlaktewater worden geloosd via rioolwateroverstorten. Op vrijwel alle beken van Drenthe komen deze incidentele lozingen voor. Hiermee worden vooral zuurstofbindende stoffen en slib in de beken gebracht.
Effluenten van rioolwaterzuiveringsinstallaties lozen in Drenthe nagenoeg allemaal op de kanalen. Vrijwel alle kernen met een vervuilingswaarde van 100 i.e. en groter (ca. 30 huishoudens) zijn aangesloten op de riolering,



A
natuurlijk profiel
meanderend
stromend
beschaduwd
substraatmozaïeken
afwisseling in stroming
afwisseling in diepte
heterotroof



B
intermediair profiel =
verwaarloosd normprofiel
zwak meanderend
stromend
zwak beschaduwd
substraatmozaïeken
afwisseling in stroming
afwisseling in diepte
hetero-/autotroof



C
normprofiel
niet meanderend, recht
stilstaand
niet beschaduwd
uniform substraat
uniforme diepte
autotroof

A: natuurlijke, meanderende beek
B: genormaliseerde beek, 'ouderwetse normen'
C: genormaliseerde beek, 'moderne normen'

FIGUUR 4. Beekprofielen (naar Tolkamp, 1983).

zodat directe lozing van afvalwater op de beken van relatief geringe betekenis is.
Door de afvoer uit landbouwgebieden wordt een deel van de opgebrachte stoffen meegevoerd naar het oppervlaktewaterstelsel. Veelal zijn hier de voedingsstoffen nitraat en fosfaat in het geding. Daarnaast is er een toenemende beïnvloeding met gewasbeschermingsmiddelen te constateren. Tenslotte is er de beïnvloeding via wateraanvoer. Bij langdurige droogte wordt water uit de Vecht of het IJsselmeer aangevoerd. Dit water is in principe Rijnwater en van een geheel ander type en is bovendien sterk vervuild. Bij minder lang aanhoudende droogte wordt echter alleen water uit

het primaire systeem (de hoofdkanalen) aangevoerd. Hoewel dit in principe 'gebiedseigen' is (het komt uit Drenthe) kan het van een ander karakter zijn vergeleken met het gebiedseigen water in bepaalde inlaatgebieden. Belangrijker is dat bij het verblijf in het primaire stelsel een menging met effluenten van waterzuiveringsinstallaties plaatsvindt. Hierdoor worden zuurstofbindende stoffen, nutriënten en andere verontreinigende stoffen aangevoerd (Werkgroep tus-10-plan 1988).

1.4 Opzet van het rapport

In de opzet van het rapport is tot uitdrukking gebracht hoe de formulering van doelstellingen, de ontwikkeling van normen en de beoordelingsmethoden tot stand zijn gekomen.
Naast een algemeen, inleidend hoofdstuk 1 zijn drie onderdelen te onderscheiden die ieder afzonderlijke stappen vormen die leiden tot het resultaat dat wordt gepresenteerd.
De hoofdstukken 2 en 3 vormen de bouwstenen voor de ecologische normstelling. Hierin wordt het onderzoek beschreven dat heeft geleid tot een ecologische typologie van de drentse beken en er wordt per type een beschrijving gegeven van beïnvloedingsreeksen. Daarnaast worden historische gegevens besproken en bestaande beoordelingsmethoden.
De resultaten van dit eerste deel worden in een tweede deel (hoofdstuk 4) "vertaald" naar ecologische doelstellingen en normen voor de drentse beken. In de laatste stap (hoofdstuk 5) wordt aan deze normen een routinematig toepasbare beoordelingsmethode gekoppeld.

2 DOELSTELLING, AANPAK EN METHODE VAN ONDERZOEK

2.1 Doelstelling van het onderzoek

De algemene doelstelling van het onderzoek dat in dit rapport wordt beschreven is de formulering van ecologische normen en een beoordelingsmethoden voor stromende wateren in Drenthe.
Binnen het onderzoek dat de noodzakelijke onderbouwing vormt van deze formulering gelden een aantal afzonderlijke subdoelstellingen:

1. De indeling van de aquatische ecosystemen van de drentse beken in typen.
2. Het per watertype beschrijven van een ecologisch referentieniveau op basis van recente gegevens van weinig beïnvloede situaties, aangevuld met historische gegevens.
3. Het per watertype beschrijven van aquatische ecosystemen in een reeks van weinig tot veel menselijke beïnvloeding, waarbij voor zover mogelijk onderscheid wordt gemaakt naar de aard van de diverse vormen van beïnvloeding.

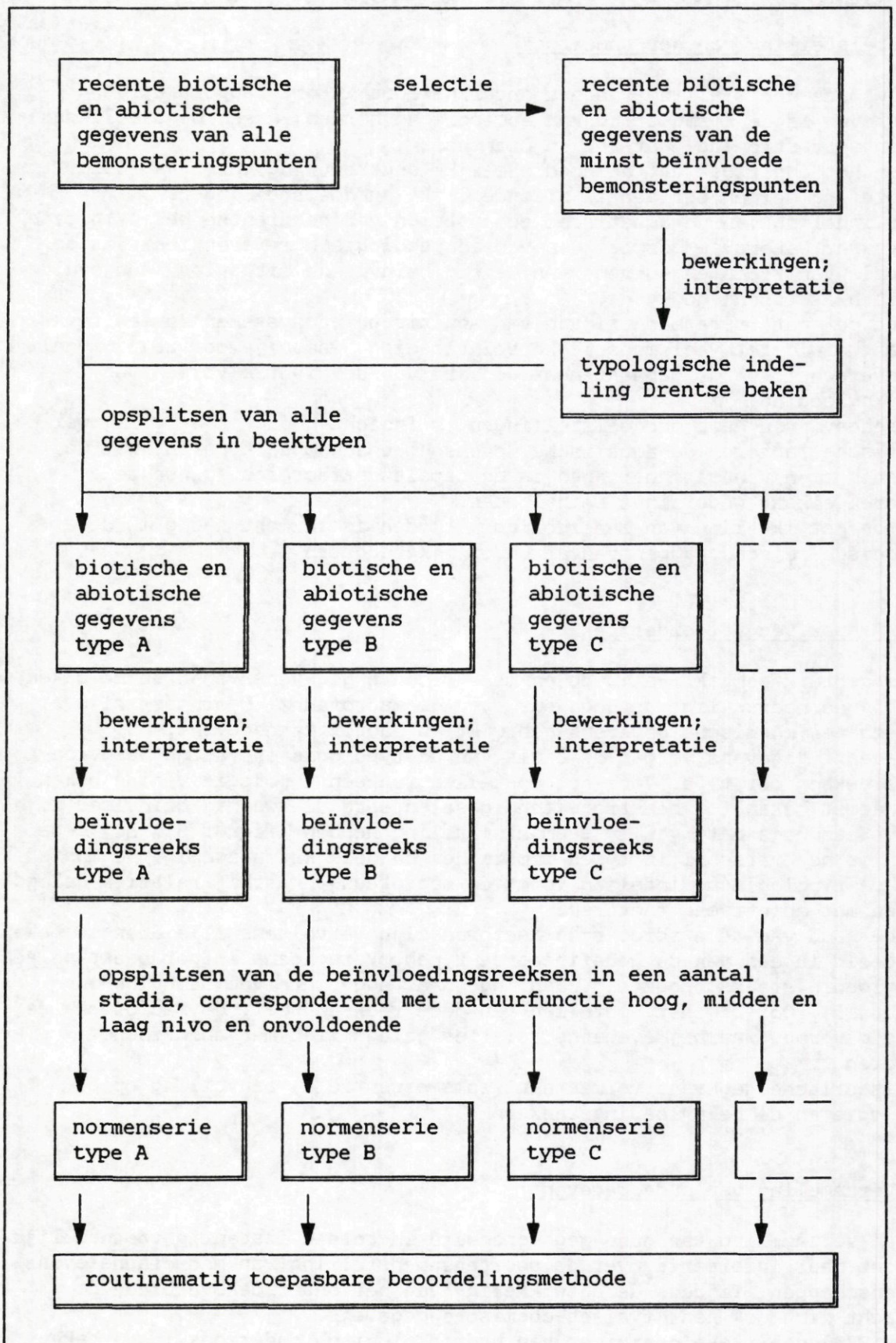
Ten behoeve van deze subdoelstellingen is inzicht nodig in de vraag welke abiotische factoren de aquatische levensgemeenschappen bepalen, wat de effecten zijn van veranderingen in de bepalende factoren en hoe deze factoren elkaar wederzijds beïnvloeden.
Voor de ontwikkeling van beoordelingsmethoden is inzicht nodig in de ecologische eigenschappen van afzonderlijke soorten.

2.2 Aanpak van het onderzoek

Er is gebruik gemaakt van oude en meer recente gegevens van drentse beken, waarbij de nadruk ligt op gegevens over de macrofauna. Daarnaast zijn fysische en chemische gegevens gebruikt en macrofytengegevens.
De recente gegevens vormen de basis van de typologie en van de beïnvloedingsreeksen per type. Voor het opstellen van een typologie van de beken zijn eerst beken (of beektrajecten) geselecteerd die weinig beïnvloed zijn en dus een hoge mate van systeemontwikkeling hebben (figuur 5). Bij deze beken is het verschil in typen immers het duidelijkst aanwezig. De basis voor de typologische indeling vormt de macrofauna, waarbij relaties gelegd worden met abiotische factoren.
Aan de hand van deze abiotische factoren zijn vervolgens alle drentse beken ingedeeld in één van de gedefinieerde typen. Vervolgens is per beektype een beïnvloedingsreeks opgesteld, van lage naar hoge mate van beïnvloeding (figuur 5). Ook bij het opstellen van deze reeksen heeft de macrofauna de basis gevormd, waarbij eveneens relaties gelegd zijn met abiotische factoren.
De historische gegevens vormen een (soms essentiële) aanvulling op de typologie en de beïnvloedingsreeksen.

2.3 Verzameling van oude gegevens

Bij de verzameling van oude gegevens werd in eerste instantie voornamelijk gezocht naar informatie over de soortensamenstelling van macrofaunalevensgemeenschappen. Tijdens de ontwikkeling van het onderzoek verbrede de aandacht zich ook naar fysisch-chemische gegevens.
Mol (1979) geeft een overzicht van hydrobiologisch onderzoek in de beken van Drenthe tot en met 1976. De bronnen die in zijn rapport worden genoemd, zijn opnieuw bestudeerd en worden vergeleken met de huidige waarnemingen.



FIGUUR 5. Schematische weergave verwerkingsmethode.

Als belangrijkste publikaties kunnen worden genoemd Schimmel (1955), Mur-Atzema (1965), Gast (1965) en Leentvaar (1966). Het betreft hier voornamelijk gegevens over de Drentse Aa en De Reest. Oudere gegevens zijn niet beschikbaar, met uitzondering van fysisch-chemische analyses van de Drentse Aa die al sinds 1940 worden verzameld door het Gemeentelijk Waterleidingbedrijf Groningen (GWG) in De Punt.
Bij het GWG beschikt men ook over oudere gegevens van kiezelwieren. Deze zijn in het kader van dit onderzoek buiten beschouwing gelaten, omdat tijdens het recente onderzoek voornamelijk aandacht is besteed aan macrofauna.

2.4 Verzameling van recente gegevens

2.4.1 Keuze van bemonsteringspunten

Ten behoeve van dit rapport zijn gegevens gebruikt uit twee verschillende recente onderzoeken. Het eerste onderzoek was een hydrobiologische inventarisatie van de drentse beken door de afdeling ecologie van de Provinciale Planologische Dienst van Drenthe (PPD) uitgevoerd in 1980-1981. Het tweede onderzoek had ecologische normstelling tot doel. De gegevens hiervoor werden verzameld in 1984 en 1985 door het Zuiveringsschap Drenthe (ZD).
Bij de keuze van bemonsteringspunten in 1980-1981 stond het opsporen en beschrijven van relatief weinig beïnvloede beken en bronnen centraal. Het bemonsteringsprogramma bestond uit 9 punten in bronnen en 61 punten in beken, voornamelijk gelegen in boven- en middenlopen, met de nadruk op de natuurlijke beken. Daarnaast is getracht de punten te verspreiden over alle beeksystemen van Drenthe.
Bij de keuze van de bemonsteringen in 1984 en 1985 stond een spreiding over (mogelijke) beektypen en (mogelijke) beïnvloedingsstadia centraal. Voor een zo goed mogelijke spreiding over (mogelijke) beektypen is de systematiek van Verdonschot (1983) en het STORA-onderzoek 38-j naar waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken (STORA 1988) gebruikt. Tabel 1 geeft de indeling van Verdonschot voor lijnvormige watergangen. Ten behoeve van het onderzoek in de drentse beken is deze indeling enigszins gewijzigd en beperkt tot de permanent watervoerende stromende wateren. In tabel 2 is deze indeling weergegeven.
Deze indeling blijkt goed overeen te komen met een praktische, intuïtieve indeling, gebaseerd op bestaande gegeven (PPD en ZD). In het STORA onderzoek (38-j) wordt de grens tussen slootbeek en kanaalbeek conform de indeling door de provincie Overijssel gelegd bij een breedte van 10 m. In Drenthe is het beter om de grens bij 7 m te leggen, omdat de gemiddelde breedte van beken hier lager is. De criteria diepte en breedte vormen een indicatie voor andere relevante milieufactoren zoals de stroomsnelheid en de grootte van het afvoergebied. Deze vooraf opgestelde indeling was niet méér dan een kader om de keuze van de monsterpunten te kunnen maken. De resultaten van ondermeer de macrofauna bemonsteringen leiden tot een definitieve indeling.
Voor een zo goed mogelijke spreiding van de monsterpunten over (mogelijke) beïnvloedingsstadia was het de bedoeling per categorie 6 à 8 monsterpunten te zoeken in een min of meer "onbeïnvloede situatie" en 6 à 8 punten in een "gradiënt" (concreet of geconstrueerd).
Bij de bepaling van de mate van beïnvloeding hebben fysisch-chemische, hydrobiologische, landschappelijke, hydrologische en geomorfologische gegevens een rol gespeeld en daarnaast gegevens met betrekking tot de lozingssituatie. Gebleken is dat referentiepunten zeer moeilijk te vinden

TABEL 1. Indeling van lijnvormige wateren (uit: Verdonschot, 1983).

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

1) 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).
2) onder te verdelen in klei-, zand-, laagveen- en hoogveensloot.
3) vaart wordt gebruikt voor watergangen (b. >8 m en d. >50 cm) in laagveengebieden.
b. = breedte-indicatie
d. = diepte-indicatie

TABEL 2. Vooraf opgestelde, voorlopige indeling drentse beken.

voorlopig beektype	breedte	diepte
1. natuurlijke bovenlopen	< 2,5 m	< 0,5m
2. natuurlijke middenlopen	2,5-7 m	> 0,2m
3. natuurlijke benedenlopen	> 7 m	> 0,5m
4. slootbeken	< 7 m	< 1,0m
5. kanaalbeken	> 7 m	> 0,5m

zijn.
Gradiënten zijn gekozen in het Rolderdiep en de Hunze in werkelijk aanwezige ruimtelijke vervuilingsgradiënten. De overige gradiëntpunten zijn geen concrete gradiënten, maar liggen verspreid in de provincie, met een accent op het stroomgebied van de Steenwijker Aa en het Koningsdiep. Deze laatste om het verschil tussen genormaliseerde en natuurlijke beken te kunnen nagaan bij gelijke fysisch-chemische waterkwaliteit.

Het bleek niet mogelijk om voor de natuurlijke beken voldoende punten te vinden. Met name voor de natuurlijke benedenlopen zijn maar weinig geschikte punten (3) gevonden. In verband met de ruimte die hierdoor in het programma ontstond, is een aantal extra punten in de genormaliseerde beken gekozen. Vrijwel alle 60 onderzochte punten in 1984/1985 zijn al eerder hydrobiologisch bemonsterd door het Zuiveringsschap Drenthe of door de provincie. Een gedeelte van de bemonsteringspunten uit 1980/81 valt samen met die van 1984/85. In totaal ontstaan 83 bemonsteringslokaties. Een lijst met bemonsteringspunten met codering, naam, topografische coördinaten en het lab-nummer van het Zuiveringsschap en de bemonsteringsperiode is opgenomen in bijlage 3. De ligging van deze bemonsteringspunten is weergegeven op een overzichtskaart (bijlage 4).

2.4.2 Bemonsterde variabelen, organismen en frequenties

Voor het verkrijgen van inzicht in de aard en het functioneren van aquatische ecosystemen zou een breed scala van organismen-groepen en omgevingsvariabelen bestudeerd moeten worden. Om praktische redenen is dit niet mogelijk, en gezien de doelstelling van het onderzoek is het ook niet nodig om in die zin volledigheid na te streven. Gekozen is voor de bemonstering van de macrofauna, een globale beschrijving van de waterplanten en de verzameling van abiotische gegevens die indicatief geacht worden voor respectievelijk de zuurstofhuishouding, de nutriëntenhuishouding, de bodem en de hydrologische kenmerken van het beeksysteem en enkele variabelen voor diverse vormen van menselijke beïnvloeding.

<u>Abiotische variabelen</u>
Bij de keuze van abiotische variabelen is de belangrijkste overweging het belang van deze variabelen als levensvoorwaarden van de aquatische macrofauna- en waterplantenlevensgemeenschap geweest. Gegeven de doelstelling, de opzet en de technische mogelijkheden van dit onderzoek, is echter niet gezocht naar oorzakelijke verbanden tussen milieufactoren en soorten, maar naar correlaties. Daarom zijn ook variabelen gekozen die niet een directe fysiologische werking hebben, maar die indicatief geacht kunnen worden voor een complex van factoren en processen, welke zelf moeilijk meetbaar zijn. Indicatief voor de zuurstofhuishouding zijn bijvoorbeeld het zuurstofgehalte, het biochemisch zuurstofverbruik, het ammoniumgehalte, het Kjedahlstikstofgehalte, de stroomsnelheid en de slibdikte. Aanvullende informatie over de ligging van lozingspunten en rioolwateroverstorten is eveneens verzameld om inzicht te krijgen in de mogelijkheid van permanente of incidentele verstoring van de zuurstofhuishouding.
De nutriëntenhuishouding wordt direct weerspiegeld in de micro- en macrofyten en indirect in de macrofauna. Een verhoogde aanvoer van bemestende stoffen heeft ook gevolgen voor de zuurstofhuishouding. Als indicatie voor de nutriëntenhuishouding zijn bemonsterd: ammonium, nitraat, nitriet, totaal- en ortho-fosfaat en in 1984-'85 chlorofyl.
Bodemsamenstelling, waterhuishouding en hydrologie van beeksystemen zijn

beschreven aan de hand van het bodemprofiel, breedte, diepte, waterstandsfluctuaties, stroomsnelheid, vorm van de waterloop in lengte- en dwarsrichting.
De macro-ionenbalans (Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, SO_4^{2-}, HCO_3^-, Cl^-) is een indicatie voor de hydrologische situatie. Macro-ionen zijn gemeten in mei en november 1981.
Overige variabelen zijn zuurgraad, EGV, temperatuur, actuele weersgesteldheid, weer in de periode voorafgaande aan de bemonstering en bodemgebruik van de aanliggende gronden.
In 1980/81 kon om technische redenen niet fysisch-chemisch worden bemonsterd gelijktijdig met de macrofauna- en macrofytenbemonstering. Er is toen fysisch en chemisch bemonsterd in mei, augustus en november 1981 en maart 1982.
In 1984/85 is maandelijks bemonsterd van oktober 1984 tot oktober 1985.
Bijlage 5 geeft een overzicht van de bemonsterde fysische en chemische variabelen en de overige omgevingsvariabelen met bemonsteringsfrekwenties.

Macrofauna

Onder macrofauna wordt verstaan alle met het blote oog waarneembare waterdieren, die gevangen worden met een net waarvan de maaswijdte 0,5 mm bedraagt. Er zijn een aantal redenen waarom voor macrofauna gekozen is als basis voor het formuleren van beektypen en beïnvloedingsreeksen:

- Macrofaunasoorten hebben over het algemeen een levenscyclus van enkele maanden tot enkele jaren. Zij geven daardoor niet alleen een beeld van de toestand van het water op het moment van bemonstering, maar van een langere, hieraan voorafgaande periode. De responsietijd van macrofyten en zeker van microfyten is veel korter.
- Organisch materiaal vormt de voedselbron voor macrofauna terwijl zuurstof nodig is voor de ademhaling. Plantaardige organismen zijn primair aangewezen op anorganische voedingsstoffen en anorganische koolstof. In stromende wateren vormt de zuurstofhuishouding, die o.a. beïnvloed wordt door belasting met organische stoffen, vaak een dominante ecologische factor, die de aard en de samenstelling van de aquatische levensgemeenschap bepaalt. De macrofauna reageert hier het meest gevoelig op.
- Waterplanten en algen (afgezien van de benthische) ontwikkelen zich in stromende wateren minder goed dan macrofauna.
- Uit de literatuur is al veel bekend over macrofauna in stromende wateren.

Er is bemonsterd in twee perioden van het jaar, april/mei en augustus/september, conform landelijke afspraken hierover (IAWM, 1984). In 1980 en 1981 zijn vrijwel alleen voorjaarsmonsters genomen, in 1984 soms voorjaarsmonsters, altijd najaarsmonsters, in 1985 altijd voorjaarsmonsters en soms najaarsmonsters. Bijlage 3 geeft een overzicht van de bemonsteringsperioden en de uitgevoerde bemonsteringen van de macrofauna per lokatie.

Waterplanten

Genormaliseerde beken stromen doorgaans minder snel dan niet-genormaliseerde beken, en staan 's zomers soms stil. Onder deze omstandigheden kunnen waterplanten zich vestigen en handhaven, soms zelfs het waterlichaam volledig opvullen. In langzaam stromende tot stilstaande wateren komen ook veel meer verschillende waterplantensoorten voor dan in stromende wateren. Daarom ligt het voor de hand om voor genormaliseerde beken ook aandacht te besteden aan waterplanten. In 1980-'81 zijn de macrofyten beschreven, in 1984-'85 niet. Uit de gegevens van 1980-'81 bleek dat voor waterplanten

beheer en onderhoud een zó doorslaggevende rol spelen in de drentse beken, dat in eerste instantie weinig perspectief werd gezien in een typologische indeling op basis van waterplanten.
Daarom worden de waterplanten alleen uitgewerkt ter nuancering van de macrofaunatypologie.

2.4.3 Bemonsteringstechnieken, analyse en determinatie

Alle fysische en chemische analyses zijn uitgevoerd op het laboratorium van het Zuiveringsschap Drenthe. Voor een beschrijving van de gebruikte analysetechnieken wordt verwezen naar het rapport Kwaliteit Oppervlaktewater Drenthe (Zuiveringsschap Drenthe 1987). Bemonstering van de macrofauna heeft plaatsgevonden conform landelijke afspraken (IAWM, 1984). Met behulp van een standaard macrofauna-net werden zo goed mogelijk alle micromilieu's zoals de bodem, de onderwater- en drijvende vegetatie en de oever over een bepaalde afstand bemonsterd. De monsterlengte werd steeds genoteerd.
De gevangen fauna werd daarna in witte fotobakken uitgezocht en bewaard in 70% alcohol voor verdere bewerking. De platwormen werden levend op naam gebracht.
Het determinatieniveau in 1980-'81 ging in sommige gevallen minder ver dan in 1984-'85. Dit was het gevolg van de beschikbare determinatieliteratuur en de kennis van dat moment. Een aantal determinaties werd gecontroleerd door specialisten.
Vanwege de vergelijkbaarheid tussen de verschillende bemonsteringsperiodes was het noodzakelijk in sommige gevallen het determinatieniveau terug te brengen tot het hoogste taxonomische niveau dat binnen de totale set van gegevens aanwezig was. Ook zijn achteraf correcties aangebracht in de naamgeving, omdat deze in de loop dan het onderzoek is gewijzigd. Voor de nomenclatuur is gebruik gemaakt van Mol (1984). Reducties en correcties in de macrofaunagegevens worden in hoofdstuk 3 en bijlage 11 verantwoord.
Bij de beschrijving van de watervegetatie werd onderscheid gemaakt in waterplanten die onder water groeien, drijvende waterplanten en waterplanten die boven water uitsteken. Per vegetatielaag werd de naam van iedere plantesoort genoteerd met een schatting van de bedekking per soort met behulp van de schaal van Tansley:

Aanduiding	Omschrijving
r	rare
o	occasional
lf	local frequent
f	frequent
la	local abundant
a	abundant
ld	local dominant
cd	codominant
d	dominant

Soorten die aanwezig waren in méér dan één laag werden afzonderlijk per laag geschat.
In het voorjaar van 1980 werd een volledige opname gemaakt, die in de loop van het seizoen werd aangevuld met soorten die in het voorjaar ontbraken. Zo werd een compleet beeld van de aanwezige soortenrijkdom verkregen. Aan de relatieve schattingen moet daarom minder waarde worden gehecht: deze geeft alleen een beeld van de toestand in april/mei.

2.5 Verwerking gegevens en gebruikte programmatuur

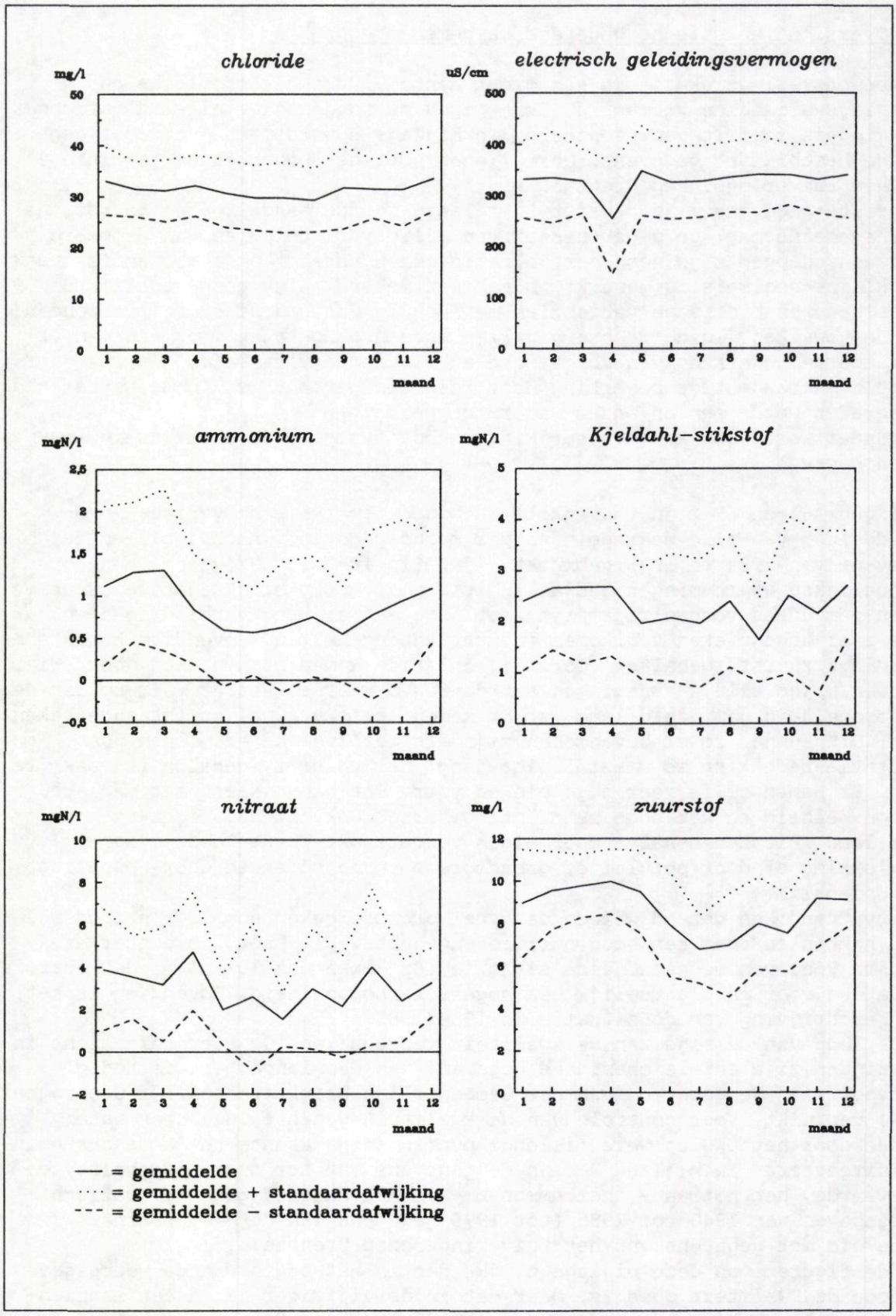
Gezien de grote hoeveelheid en complexiteit van met name de recent verzamelde gegevens ligt het voor de hand de eerste bewerkingen met behulp van de computer uit te voeren. Hiervoor zijn diverse programma's gebruikt, die voor een groot deel van derden zijn overgenomen en voor een kleiner deel zelf zijn ontwikkeld. Een overzicht van alle gebruikte programma's is gegeven in bijlage 6. Naast een aantal voorbewerkingsprogramma's, die te maken hebben met opslag, wijziging, selectie van en informatie over de gegevens, kunnen drie programma's genoemd worden die de hoofdbewerkingen vormen: Canoco, Twinspan en Flexclus.
Canoco (Ter Braak 1988) is een programma waarin verschillende technieken, waaronder vooral ordinatietechnieken zijn ondergebracht. Van deze technieken zijn gebruikt: detrended correspondence analysis (DCA; ordinatie zonder milieufactoren en unimodale responsiecurven), detrended canonical correspondence analysis (DCCA; idem, maar nu met milieufactoren), discriminant analyse door gebruik te maken van canonical correspondence analysis (CCA) en de Montecarlo permutatietest. De DCA-ordinatietechniek is overgenomen uit het programma Decorana (Hill 1979a). Twinspan (Hill 1979b) en Flexclus (ontwikkeld door O. van Tongeren) zijn clusterprogrammma's waarbij monsters en (bij Twinspan) soorten in onderlinge samenhang worden geclusterd. Voor meer informatie over deze programma's: zie bijlage 6.
Als gebruikte nabewerkingsprogramma's kunnen genoemd worden: Canoplot voor het plotten van een ordinatie van Canoco, Ellips voor het berekenen van een ellipsvormig betrouwbaarheidsgebied van een groep punten in een ordinatiefiguur en Nodes voor het selecteren van kenmerkende soorten van monsterclusters. Enige nadere informatie over Ellips en Nodes is eveneens opgenomen in bijlage 6.
Iedere uitkomst van een programma moet geïnterpreteerd worden. Deze interpretatie legt de uitkomsten van het programma naast kennis over de autecologie van soorten, kennis van de bemonsteringspunten en de klimatologische omstandigheden in de bemonsteringsperiode, enz. Daarnaast worden op basis van de uitkomsten en de interpretatie keuzes gedaan, zoals het samenvoegen van twee clusters, het selecteren van speciale soorten, het opstellen van een reeks op basis van meerdere reeksen, waarbij sommige factoren als belangrijker worden gezien dan anderen. Hierbij worden ook bekende ecologische relaties gebruikt. Op basis van interpretatie en keuzes kan besloten worden andere bewerkingen uit te voeren, waarbij in de programma's voor andere opties wordt gekozen. Hierna moet de uitkomst opnieuw geïnterpreteerd worden. De programma's moeten daarom gezien worden als niet meer dan een hulpmiddel bij de verwerking, waarbij ecologische kennis onontbeerlijk is.
Verwerking van oude gegevens is niet met computerprogrammatuur mogelijk, omdat de gegevens te onvolledig en van niet vergelijkbare aard zijn. Hier rest niets anders dan handmatige bewerking.

3 RESULTATEN EN INTERPRETATIE

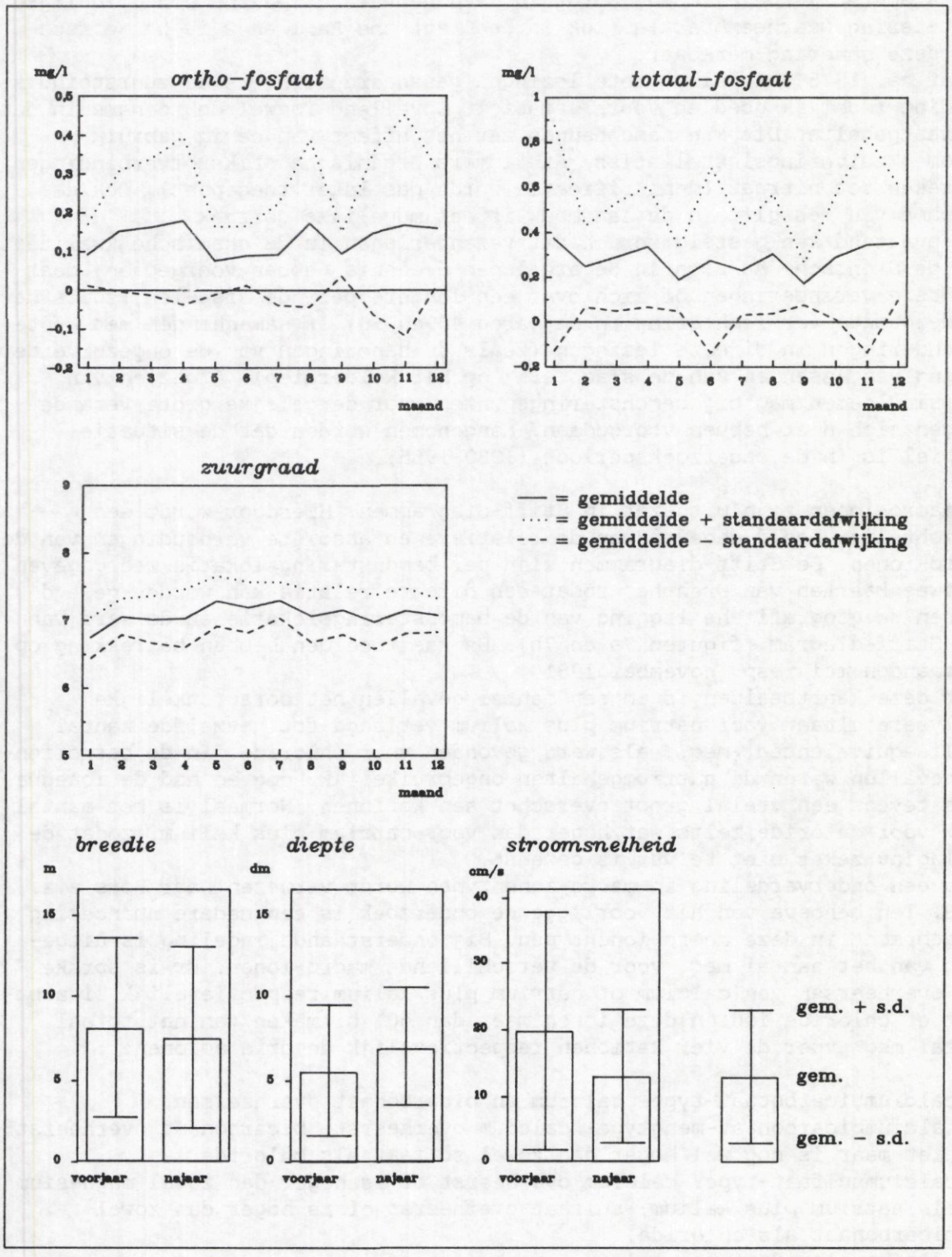
3.1 Overzicht abiotische gegevens; algemene bespreking

Per bemonsteringslokatie is een groot aantal fysische, chemische en omgevingsvariabelen verzameld. Deze gegevens worden niet allemaal afzonderlijk in dit rapport gepresenteerd. In bijlage 5 wordt een overzicht gegeven van de beschikbare gegevens. Deze liggen voor belanghebbenden ter inzage bij het Zuiveringsschap Drenthe.
De meeste gegevens zijn bewerkt in relatie tot de aangetroffen macrofaunalevensgemeenschap. De gegevenssets van milieuvariabelen en van de macrofaunagemeenschappen zijn soms onregelmatig samengesteld. Omdat bovendien vaak met kleine deelsets is gewerkt, bleek het meestal niet goed mogelijk de abiotische en biotische variabelen met behulp van canonische correspondentie te bewerken. In de meeste gevallen is daarom gekozen voor een min of meer aparte bewerking van abiotische en biotische variabelen, waarna door middel van handmatige bewerking naar relaties gezocht is. In de betreffende paragrafen wordt een en ander nader toegelicht.
Hieronder wordt een korte bespreking van de fysische en chemische variabelen gegeven.

In figuur 6A en 6B zijn van enkele chemische en fysische variabelen de gemiddelden van alle waarnemingen per maand gegeven, waarbij alleen de gegevens van 1984 en 1985 gebruikt zijn. (In 1980 en 1981 zijn geen maandelijkse waarnemingen gedaan.) Uit deze figuren blijkt dat de drentse beken gemiddeld voedselrijk zijn, met name met stikstofverbindingen en dat soms zeer hoge pieken voorkomen in nutriëntengehalten. Bovendien komen soms zeer lage zuurstofgehalten voor. Bij chloride komen geen pieken voor. Hier voldoen bijna alle waarnemingen aan de CUWVO-waarde. Verder valt op dat de stroomsnelheid gemiddeld laag is. Er komen zelfs vrijwel stilstaande beken voor. Dit kunnen zowel bovenlopen zijn als gestuwde benedenlopen. De vegetatie-bedekking is meestal niet hoog. Het chlorofylgehalte is vaak (te) hoog. Er komen zelfs zeer hoge pieken voor. Dit hangt samen met de lage stroomsnelheid en het hoge nutriëntengehalte. Ook het doorzicht is soms zeer laag. Dit kan behalve door algen veroorzaakt worden door ijzeruitvlokking of door potklei of grondmorene in de bodem en door opwoeling van bodemslib.
Samenvattend kan gezegd worden dat veel drentse beken een lage stroomsnelheid hebben en soms een hoog nutriëntengehalte. Dit beeld is echter een beschrijving van de gemiddelde situatie. Er komen ook lokaal minder eutrofe situaties voor en plaatselijk een hogere stroomsnelheid. Bovendien is het een beschrijving van de situatie in 1984/1985.
In de loop van de tijd kan de kwaliteit verschuiven. Om hier enig zicht in te krijgen zijn enkele chemische gegevens van een lange periode nodig. Hiervoor zijn de gegevens van het Gemeentelijk Drinkwaterbedrijf Groningen (GWG) gebruikt. Voor controle van de kwaliteit van het ingenomen water worden door het GWG op verschillende punten in de Drentsche Aa bemonsteringen uitgevoerd. In bijlage 7 zijn de gegevens van het zuurstofgehalte, de BZV-waarde, het nitraat-, het ammonium- en het chloridegehalte grafisch weergegeven van 1940 tot 1985 (tot 1975 gegevens van de GWG, daarna aangevuld met gegevens van het Zuiveringsschap Drenthe).
Uit de figuren van deze bijlage blijkt dat in het begin van de weergegeven periode de kwaliteit goed is, maar dat in de vijftiger jaren een aanzienlijke verslechtering optreedt. Deze achteruitgang wordt veroorzaakt door de groei van bevolking en industrie na de oorlog. Het jaar 1959 vormt een dieptepunt in verband met de extreme droogte in de zomer van dat jaar. In



FIGUUR 6A. Maandgemiddelden over alle waarnemingen van 1984 en 1985 van enkele fysische en chemische variabelen.



FIGUUR 6B. Maandgemiddelden over alle waarnemingen van 1984 en 1985 van enkele fysische en chemische variabelen.

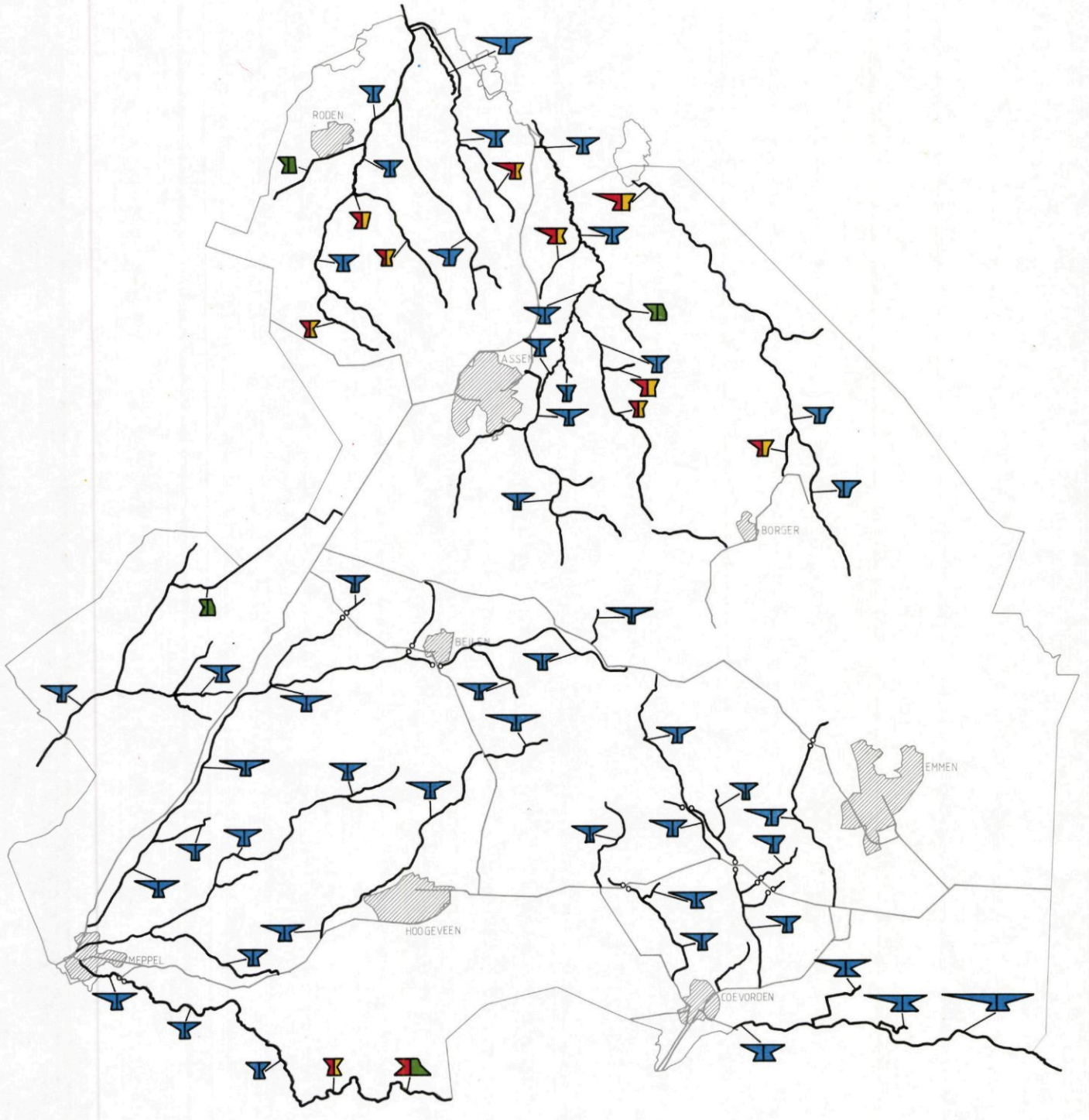
1960 wordt de rioolwaterzuivering Assen in gebruik genomen, waardoor de grote ongezuiverde lozing op het Deurzerdiep (via het Anreeperdiep) gestopt wordt. Hierdoor verbetert de zuurstofhuishouding vanaf 1960 in het Deurzerdiep en de Drentsche Aa 1 en 2. In het Rolderdiep wordt de slechte kwaliteit voor een belangrijk deel veroorzaakt door de ongezuiverde lozing van

een slachterij. Deze lozing wordt in 1974 gesaneerd, waarna een duidelijke verbetering waarneembaar is. Ook in de Drentsche Aa 1 en 2 is het effect van deze sanering merkbaar.
Vanaf ca. 1975, als alle grote lozingen gesaneerd zijn, is de zuurstofhuishouding redelijk goed en vooral stabiel. Opvallend is wel de toename in het nitraatgehalte. Dit kan samenhangen met het effect van de in gebruik genomen zuiveringsinstallaties, die immers organische stikstofverbindingen afbreken tot nitraat (denitrificatie wordt pas later toegepast). Ook de toename van mestgift in de landbouw is een mogelijke oorzaak.
Samenvattend kan gesteld worden dat veranderingen in de chemische kwaliteit van de Drentsche Aa zich in de afgelopen decennia hebben voorgedaan, maar dat deze veranderingen òf zich over een langere periode afspelen (zoals de verdergaande verslechtering in de jaren 40 en 50) òf samenhangen met grote veranderingen in directe lozingen (zoals de saneringen van de ongezuiverde lozing van Assen en van de slachterij op het Rolderdiep). Afgezien van weersinvloeden mag bij bemonsteringspunten waar dergelijke grote veranderingen zich niet hebben voorgedaan, aangenomen worden dat de situatie stabiel is in de onderzoeksperiode (1980-1985).

De macro-ionen zijn uitgezet in Stiff-diagrammen. Hierdoor wordt een inzichtelijk beeld gegeven van de relatieve en absolute verhoudingen van de macro-ionen. De Stiff-diagrammen zijn per bemonsteringslokatie weergegeven op twee kaarten van Drenthe, zodat een directe relatie kan worden gelegd tussen de geografische ligging van de bemonsteringslokatie en de aard van het Stiff-diagram (figuren 7a en 7b). De kaartbeelden hebben betrekking op de maanden mei resp. november 1981.
Voor deze kaartbeelden is in een aantal gevallen het oorspronkelijke analyseresultaat voor natrium plus kalium verlaagd tot hetzelfde aantal milli-equivalenten (meq.) als werd gevonden voor chloride. In de betreffende gevallen waren de natriumgehalten ongebruikelijk hoog en had de ionenbalans tevens een veelal groot overschot aan kationen. Normaal is het aantal meq. voor chloride zelfs wat hoger dan voor natrium plus kalium, zodat de verlaging zeker niet te ver is geweest.
Voor een onderverdeling in macro-ionentypen wordt verwezen naar Bots e.a. 1978. Ten behoeve van het voorliggende onderzoek is een nadere nuancering aangebracht in deze macro-ionentypen. Bij onderstaande indeling is uitgegaan van het aantal meq. voor de verschillende macro-ionen. Er is sprake van overheersen van calcium of natrium plus kalium respectievelijk bicarbonaat of chloride indien deze ionen meer dan 50% uitmaken van het totaal aantal meq. voor de vier kationen respectievelijk de drie anionen.

1. calciumbicarbotaat-type: calcium en bicarbonaat overheersen.
2. calciumbicarbonaat-mengtype: calcium overheerst; bicarbonaat overheerst niet maar is nog wel hoger dan zowel sulfaat als chloride.
3. calciumsulfaat-type: calcium overheerst of is hoger dan zowel magnesium als natrium plus kalium; sulfaat overheerst of is hoger dan zowel bicarbonaat als chloride.
4. calciumchloride-type: calcium overheerst of is hoger dan zowel magnesium als natrium plus kalium; chloride overheerst of is hoger dan zowel bicarbonaat als sulfaat.
5. calcium/natriumbicarbonaat-mengtype: calcium noch natrium plus kalium overheerst maar beide zijn wel hoger dan zowel sulfaat als chloride.
6. calcium/natriumchloride-type: calcium noch natrium plus kalium overheerst maar beiden zijn wel hoger dan magnesium; chloride overheerst.
7. natriumchloride-type: natrium plus kalium en chloride overheersen.

Figuur 7A. Macro-ionenbalans, weergegeven als Stiff-diagram. Voorjaar 1981.



Legenda:

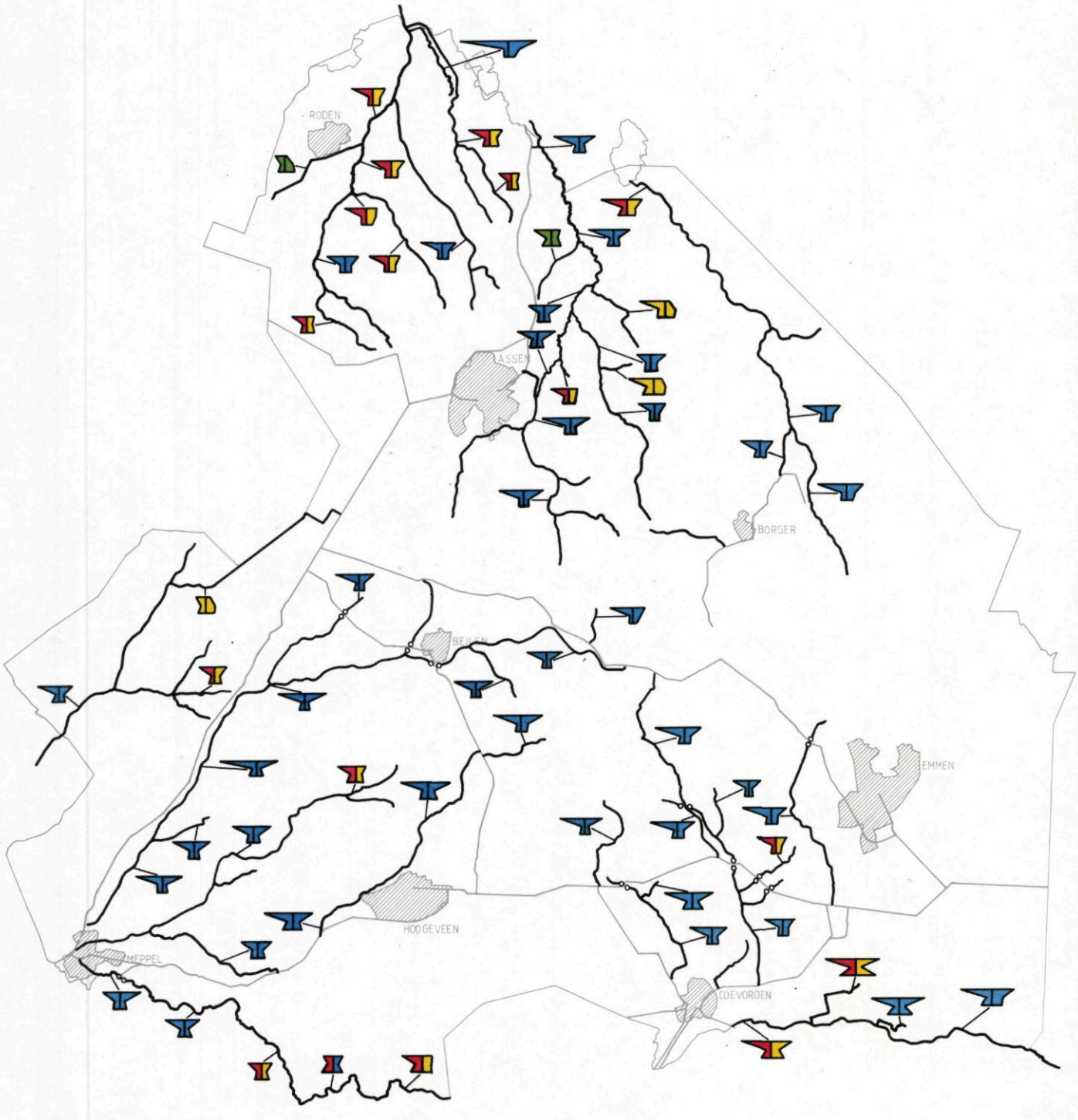
- kanaal
- plaats
- beek
- onderleiding

Ca^{2+} Mg^{2+} $Na^{+} + K^{+}$ — HCO_3^{-} SO_4^{2-} Cl^{-}

4 2 0 2 4 meq/l

- calciumbicarbonaat-type
- calciumbicarbonaat-mengtype
- calciumsulfaat-type
- calciumchloride-type
- calcium/natriumbicarbonaat-mengtype
- calcium/natriumchloride-type

Figuur 7B. Macro-ionenbalans, weergegeven als Stiff-diagram. Najaar 1981.



Legenda:

- kanaal
- plaats
- beek
- *onderleiding*

4 2 0 2 4 meq/l

- calciumbicarbonaat-type
- calciumbicarbonaat-mengtype
- calciumsulfaat-type
- calciumchloride-type
- calcium/natriumbicarbonaat-mengtype
- calcium/natriumchloride-type

Ca^{2+} Mg^{2+} $Na^{+} + K^{+}$ — HCO_3^{-} SO_4^{2-} Cl^{-}

De waarnemingen geven aan dat het calciumbicarbonaat-type verreweg het meeste werd aangetroffen in de beken. Dit type wijst op een overwegende voeding door diep en ondiep grondwater. Het calciumbicarbonaat-mengtype is ook nog regelmatig aangetroffen. Bij dit type is er vermoedelijk al een merkbare invloed van enige voeding door zeer ondiep grondwater, zodat een overgang ontstaat tussen type 1 en type 3 of 4. Het calciumsulfaat-type en het calciumchloride-type wijzen vermoedelijk op een sterk overwegende voeding met zeer ondiep grondwater. Deze typen komen alleen voor in enkele bovenlopen. Het calcium/natriumbicarbonaat-mengtype en het calcium/natriumchloride-type zijn elk eenmaal aangetroffen in het oostelijk deel van de Reest. Het eerstgenoemde type hangt vermoedelijk ook samen met de kwaliteit van zeer ondiep toestromend grondwater en het laatstgenoemde wordt in verband gebracht met afvalwaterlozing. Het natriumchloridetype is bij de bemonsteringen niet aangetroffen.
De Stiff-diagrammen van mei en november 1981 verschillen onderling over het algemeen weinig. Sommige kleine verschillen leiden wel tot een ander type-aanduiding maar daaraan valt geen wezenlijke verandering af te lezen.
In de zomer bij langdurige wateraanvoer kan het natriumchloride-type in de kanalen voorkomen, doordat dan voor een deel Rijnwater wordt aangevoerd. In die situatie is het natriumchloride-type te verwachten in beektrajecten waarin veel van dergelijk kanaalwater wordt ingelaten.
Het totaal aan calcium plus magnesium bedraagt veelal 2-4 meq/l, zodat het meeste beekwater matig hard is. Lagere en hogere waarden, welke wijzen op zacht respectievelijk hard water, komen maar beperkt voor. Inlaatwater uit de kanalen heeft in het algemeen dezelfde of een wat hogere hardheid dan het beekwater.
Uit bovenstaande blijkt dat de macro-ionen informatie geven over de hydrologische verschillen binnen een stroomgebied, en over mogelijk verontreinigingen en wateraanvoer. In de volgende paragrafen komt aan de orde dat vergelijkbare verschillen ook tot uiting komen in de macrofauna en de waterplanten in de beken.

3.2 Overzicht macrofytengegevens

Opnames van waterplanten zijn alleen in 1980 en 1981 uitgevoerd. Een lijst met alle waargenomen macrofyten is opgenomen in bijlage 8. Enkele waterplanten komen op veel monsterpunten voor; het merendeel van de soorten is echter op slechts enkele plaatsen waargenomen.
Met de gegevens van de waterplanten is een enkele bewerking uitgevoerd, die gediend heeft als aanvulling op de bewerkingen met de macrofaunagegevens.

3.3 Overzicht macrofaunagegevens; vergelijkbaarheid bemonsteringen

3.3.1 Inleiding

Een lijst met taxa van de aangetroffen macrofauna staat vermeld in bijlage 9. Hierin zijn tevens de vangstfrekwenties per taxon, uitgesplitst naar de twee bemonsteringsperioden 1980-1981 en 1984-1985, aangegeven.
Ter voorbereiding van bewerkingen in cluster- en ordinatieprogramma's is een analyse uitgevoerd van de twee datasets. Onderzocht zijn:
- verschillen tussen de gegevens die zijn verzameld in de periode 1980-1981 en de periode 1984-1985;
- verschillen tussen voor- en najaarsmonsters.

Deze verschillen zijn eerst onderzocht aan gereduceerde gegevensbestanden, nl. alleen de monsterpunten die gebruikt worden voor het opstellen van de typologie. De selectie van deze beken wordt besproken in paragraaf 3.3. De verwachting is dat bij deze gereduceerde set de genoemde verschillen het meest duidelijk aan het licht treden. Omdat bleek dat ook taxonomische verschillen (naamgeving, determinatieniveau) tussen de gegevens van 1980/81 en 1984/85 een rol spelen, is later de gehele set hierop onderzocht. Om deze reden worden genoemde verschillen nu behandeld.

3.3.2 Verschillen tussen de twee bemonsteringsperioden

De gereduceerde set gegevens (zie paragraaf 3.3) is volgens de DCA-techniek geordineerd. Het resultaat hiervan is gegeven in figuur 8. Hierin zijn de monsters weergegeven, waarbij onderscheid is gemaakt tussen monsters uit 1980/81 en 1984/85. Het blijkt dat dit verschil een belangrijke factor is in de ordinatie. Oorzaken voor dit verschil kunnen zijn:

- verschillen in naamgeving,
- verschillen in determinatieniveau,
- verschillen in voor- en najaarsbemonstering, want in de eerste periode zijn alleen monsters genomen in het voorjaar, terwijl in de tweede periode zowel in het voorjaar, als in het najaar is bemonsterd,
- verschillen in weersgesteldheid,
- reële verschuiving in de situatie.

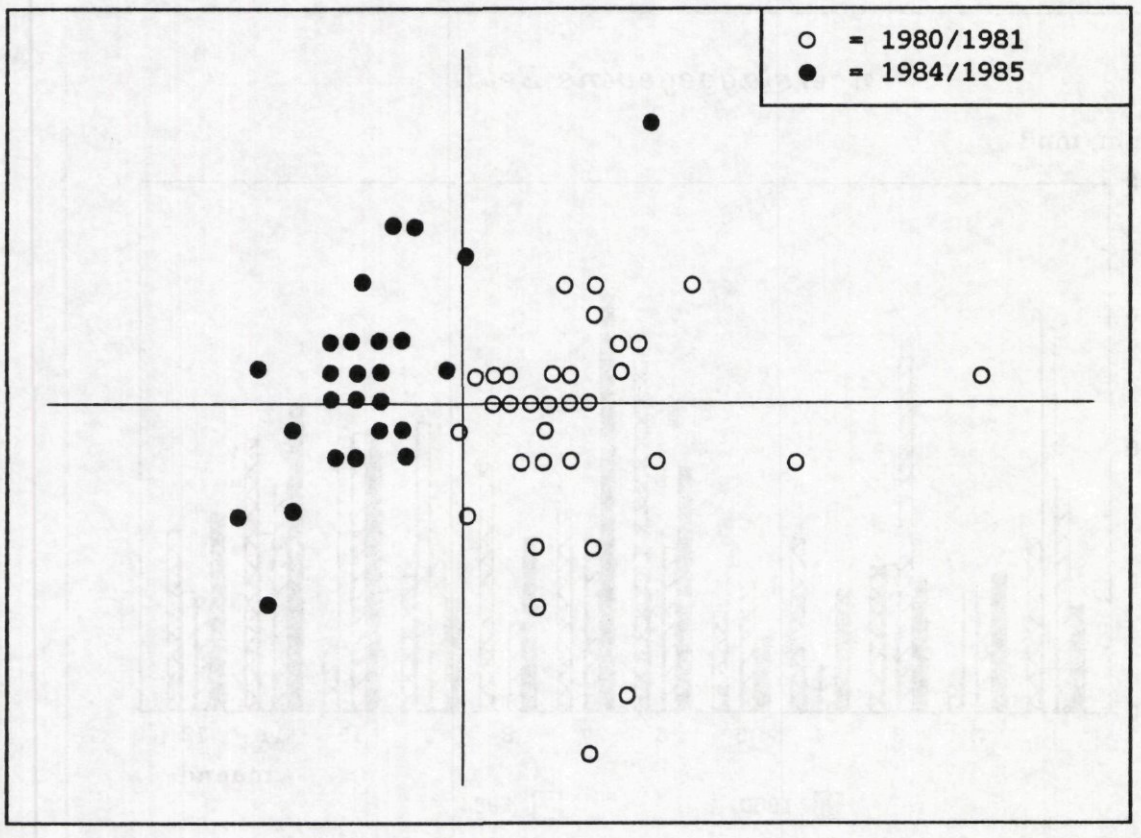
Het is noodzakelijk om bovengenoemde oorzaken te kennen en hiervoor waar mogelijk te corrigeren, wil een numerieke bewerking van het gehele materiaal verantwoord zijn. Ook indien er reële verschillen bestaan tussen de sets, is het belangrijk om inzicht te hebben in de aard en de oorzaak van deze verschillen. Alleen dan is een juiste interpretatie van de resultaten van de bewerkingen gewaarborgd.

Onderzocht is of de oorzaken van een eventuele reële verschuiving in macrofaunagemeenschap chemisch aan te tonen zijn. Voor een aantal punten is het zomer- en wintergemiddelde berekend van BZV, NO3, NH4, t-PO4 en Cl voor de periode 1980-81 en 1984-85. In bijlage 10 zijn deze waarden grafisch weergegeven. Uit deze grafieken is niet af te leiden dat er in chemisch opzicht (voor de betreffende variabelen) een systematische verandering is opgetreden in de periode 1980/81-1984/85. Uit de gegevens van de Drentse Aa, verzameld door de GWG vanaf 1940 (bijlage 7) blijkt dat als structurele verschuivingen zich voordoen, deze over een langer tijdsbestek optreden. In de Drentse Aa is de zuurstofhuishouding sinds 1970 vrij constant gebleven. Een reële verschuiving lijkt in de periode 1980-1985 daarom niet waarschijnlijk.

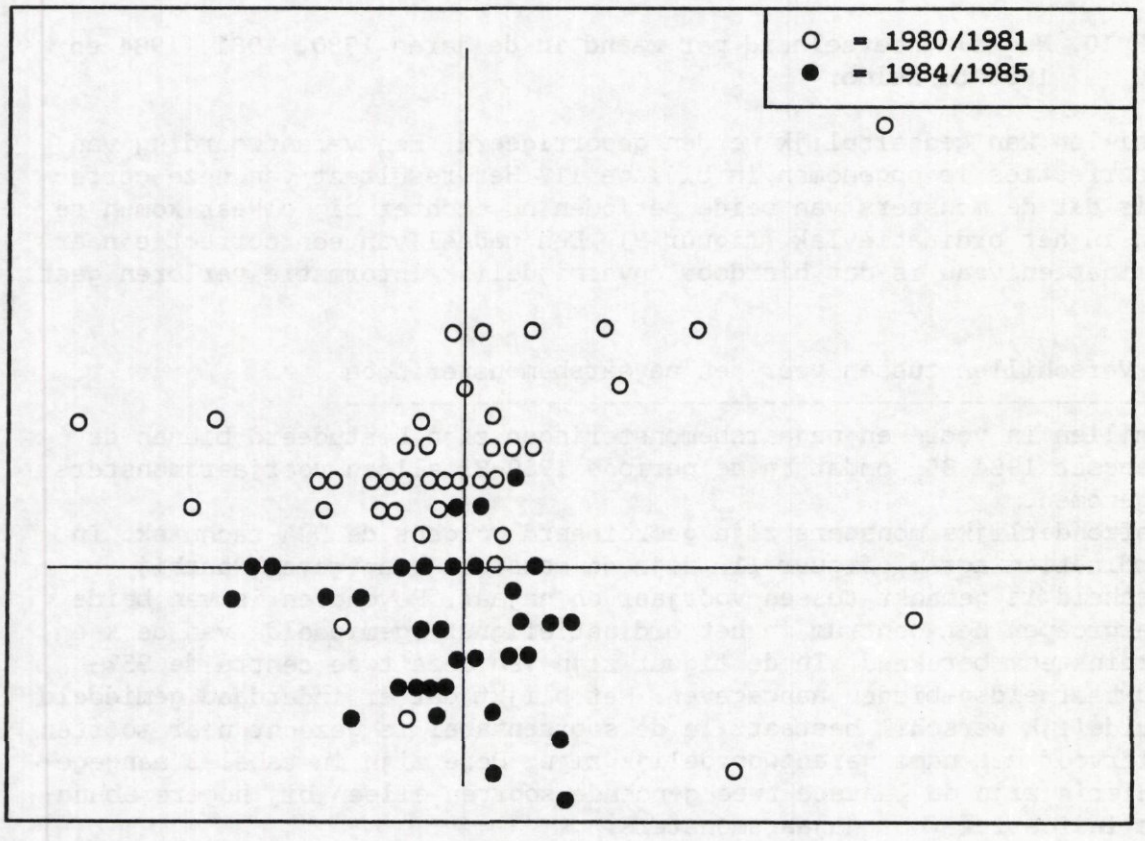
Een andere mogelijke oorzaak zijn verschillen in weersgesteldheid. In figuur 10 zijn neerslaggegevens van 1980 tot 1985 gegeven. Vooral het voorjaar van 1981 was zeer nat, terwijl het voorjaar van 1985 erg droog was. De neerslaghoeveelheid heeft directe invloed op de stroomsnelheid en daarmee op de macrofaunagemeenschap. Deze verschillen in weersgesteldheid kunnen dus een rol spelen bij de verschillen tussen de gegevens van 1980/81 en 1984/85.

Vervolgens is het verschil tussen voor- en najaarsbemonsteringen een mogelijke oorzaak voor het verschil tussen de beide sets. Dit is een aspect dat een rol speelt niet alleen bij de verschillen tussen de sets, maar ook binnen de set gegevens van 1984/85 alleen. Dit zal verder in paragraaf 3.2.3 besproken worden.

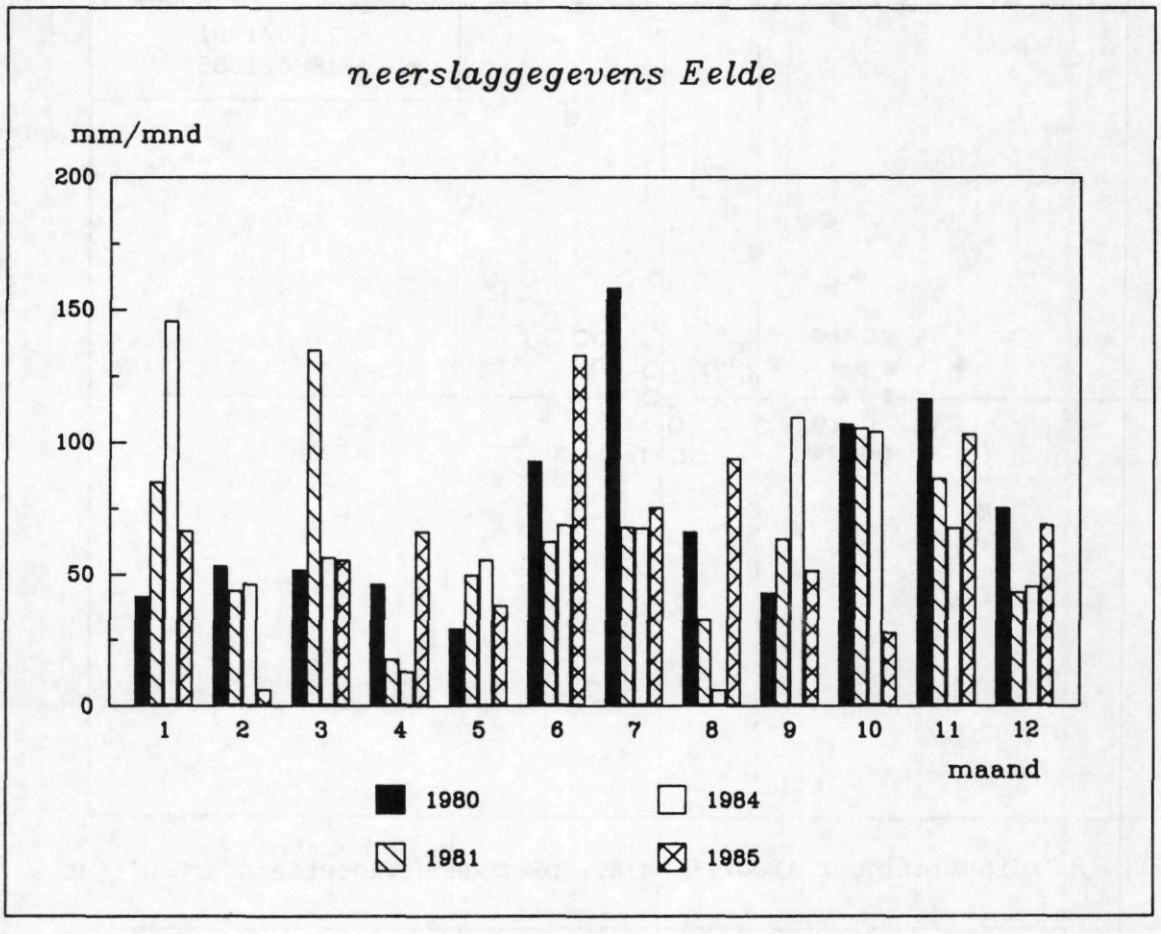
Een laatste mogelijke oorzaak voor de verschillen is een verschil in nomenclatuur en determinatieniveau. Deze verschillen spelen inderdaad een rol als de soortenlijst van bijlage 9 wordt bestudeerd. Voor deze taxonomische



FIGUUR 8. Ordinatiefiguur 1980/81-84/85; niet-gecorrigeerde soortenlijst.



FIGUUR 9. Ordinatiefiguur 1980/81-84/85. Gecorrigeerde soortenlijst.

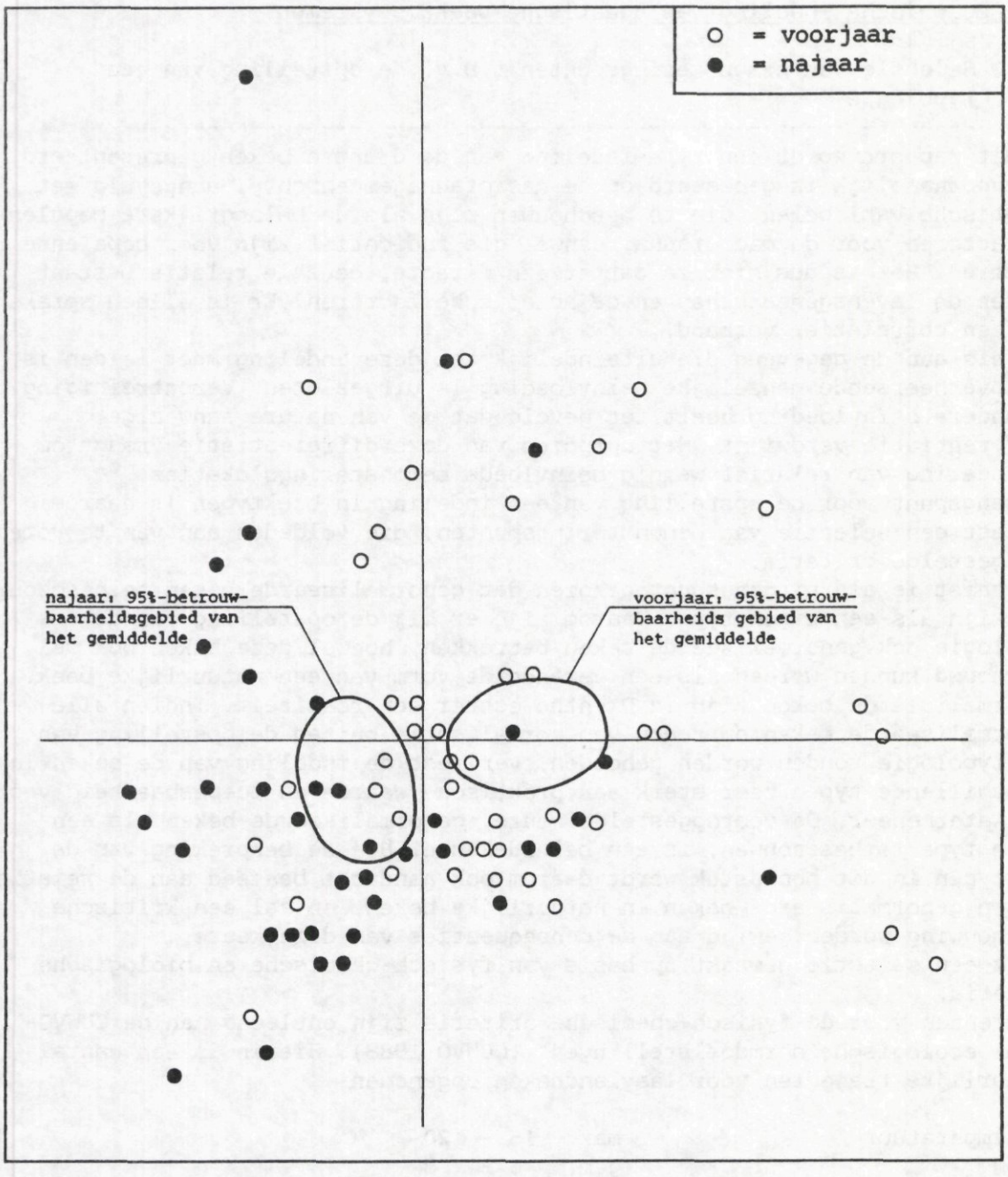


FIGUUR 10. Neerslaghoeveelheid per maand in de jaren 1980, 1981, 1984 en 1985 te Eelde.

verschillen kan gedeeltelijk worden gecorrigeerd. Een verantwoording van deze correcties is opgenomen in bijlage 11. Het resultaat van deze correcties is dat de monsters van beide perioden nu dichter bij elkaar komen te liggen in het ordinatievlak (figuur 9). Een nadeel van een correctie naar determinatieniveau is dat hierdoor onvermijdelijk informatie verloren gaat.

3.3.3 Verschillen tussen voor- en najaarsbemonsteringen

Verschillen in voor- en najaarsbemonsteringen zijn bestudeerd binnen de gegevensset 1984-85, omdat in de periode 1980-81 alleen voorjaarsmonsters zijn genomen.
Alle afzonderlijke monsters zijn geordineerd volgens de DCA-techniek. In het ordinatiediagram, figuur 11, zijn de monsters aangegeven waarbij onderscheid is gemaakt tussen voorjaar en najaar. Bovendien is van beide monstergroepen het centrum in het ordinatiefiguur (gemiddelde van de x-en y-coördinaten) berekend. In de figuur zijn van deze twee centra de 95%-betrouwbaarheidsgebieden aangegeven. Het blijkt dat er inderdaad gemiddeld een duidelijk verschil bestaat. In de soortentabel is gezocht naar soorten die hiervoor met name verantwoordelijk zijn. Deze zijn in tabel 3 aangegeven. Hierin zijn de laatste twee genoemde soorten alleen bij hogere abundanties indicatief voor najaarsmonsters.



FIGUUR 11. Verschil tussen voor- en najaar. Ordinatiefiguur.

TABEL 3. Kenmerkende soorten voor voor- of najaar.

voorjaarssoorten	najaarssoorten
Cladotanytarsus sp.	Glyptotendipes sp.
Oulimnius tuberculatus	Corixidae (larven)
Ceratopogonidae	Cricotopus gr. sylvestris
Conchapelopia melanops	Mystacides longicornis
Paratendipes gr. albimanus	Coenagrionidae
Rheotanytarsus sp.	(Radix peregra)
	(Micropsectra sp.)

3.4 Ecologische indeling van aquatische beekecosystemen

3.4.1 Selectie van bemonsteringspunten t.b.v. de opstelling van een typologie

In dit rapport wordt een type-indeling van de drentse beken gepresenteerd, die voornamelijk is gebaseerd op de macrofaunagemeenschap, aangevuld met abiotische variabelen, die te beschouwen zijn als de belangrijkste bepalende factoren voor de macrofauna, danwel die indicatief zijn voor bepalende factoren. Het is dus niet zo dat er een directe, causale relatie bestaat tussen de levensgemeenschap en de abiotische factoren. Er is alleen sprake van een correlatief verband.
Een eis aan de gegevens die uiteindelijk tot deze indeling moet leiden is, dat overheersende menselijke beïnvloeding is uitgesloten. Verontreiniging en andere beïnvloeding heeft tot gevolg dat de van nature aanwezige differentiatie verdwijnt. Het opsporen van deze differentiatie vraagt om bestudering van relatief weinig beïnvloede bemonsteringslokaties.
Uitgangspunt voor de opstelling van een indeling in beektypen is daarom geweest een selectie van bemonsteringspunten, die voldeden aan van te voren vastgestelde criteria.
Daarnaast is als uitgangspunt gekozen dat genormaliseerde beken te beschouwen zijn als een eigen type. Daarom zijn er bij de opstelling van de typologie ook genormaliseerde beken betrokken, hoewel deze beken ook wel beschouwd kunnen worden als een veranderde vorm van een natuurlijke beek. Genormaliseerde beken zijn in Drenthe echter een realiteit. Indien alle genormaliseerde beken om reden van normalisatie buiten de opstelling van een typologie zouden worden gehouden, verliest de indeling van de beken in verschillende typen zeer sterk aan praktische waarde en toepasbaarheid voor het waterbeheer. De vooropgestelde keuze, genormaliseerde beken als een eigen type te beschouwen, is een beleidskeuze. Bij de bespreking van de beektypen in dit hoofdstuk wordt daarom ook aandacht besteed aan de relatie tussen genormaliseerde beken en natuurlijke beken, en zal een kritische beschouwing worden gewijd aan de consequenties van deze keuze.
Er is een selectie gemaakt op basis van fysisch-chemische en biologische criteria.
De grenzen voor de fysisch-chemische criteria zijn ontleend aan de CUWVO-nota "ecologische normdoelstellingen" (CUWVO 1988). Hierin is een aantal natuurlijke trajecten voor laaglandbeken opgenomen:

temperatuur	max.	15 - 20	°C
pH	gem.	6 - 8	
chloride	gem.	10 - 40	mg/l
sulfaat	gem.	0 - 40	mg/l
calcium	gem.	10 - 100	mg/l
ortho-fosfaat	max.	0 - 0,1	mgP/l
nitraat	max.	0 - 1	mgN/l
zuurstof	min.	6 - 9	mg/l
zuurstof	gem.	8 - 11	mg/l

De gevonden waarden in de beken van Drenthe voor bovengenoemde variabelen zijn getoetst aan de waarden die de CUWVO-nota hiervoor geeft. Uit deze toetsing bleek dat nitraat, fosfaat, pH en temperatuur geen onderscheid aanbrachten tussen de verschillende bemonsteringspunten. Wel werd een duidelijke scheiding bereikt aan de hand van zuurstof en chloride. Een selectie aan de hand van sulfaat en calcium was niet mogelijk, omdat hierover niet van alle bemonsteringen voldoende gegevens beschikbaar waren.

Omdat het in dit onderzoek om ecologische doelstellingen gaat is daarnaast gezocht naar een biologisch selectiecriterium. Hiervoor is de K-index gekozen. Als eis werd gesteld dat de macrofaunalevensgemeenschap ten minste moest voldoen aan een K-index van 340 of hoger.
In tabel 4 zijn de gebruikte criteria weergegeven, met hun toetswaarde. Aan alle drie genoemde criteria moest worden voldaan wilde een bemonsteringspunt gebruikt worden bij de opstelling van een indeling in beektypen.

TABEL 4. Criteria voor de selectie van bemonsteringspunten ten behoeve van de opstelling van een type-indeling.

criterium	jaargemiddelde
chloride (mg/l)	< 40
zuurstof (mg/l)	> 8
K_{1-3-5}-index	> 340

In bijlage 12 staat weergegeven hoe de selectie is uitgevoerd, en wat het resultaat hiervan is. Er zijn 39 van de in totaal 83 bemonsteringslokaties geselecteerd om een type-indeling op te baseren.

3.4.2 Bewerkingen

Inleiding

Met de geselecteerde (weinig beïnvloede) bemonsteringspunten is een groot aantal bewerkingen uitgevoerd om tot een typologische indeling van beken te komen. In deze paragraaf worden enkele van deze bewerkingen besproken, die in grote lijnen het proces van gegevensverwerking weergeven dat tot toenemend inzicht leidt. Hierbij moet bedacht worden dat geen enkele bewerking afzonderlijk de uiteindelijke typologische indeling geeft: de bewerkingen leiden elk tot deelconclusies die elkaar aanvullen. Deze deelconclusies zijn mede afhankelijk van de interpretatie die aan de resultaten wordt gegeven. De combinatie van de deelconclusies leidt tot een typologie. Deze typologie wordt in paragraaf 3.3.5 besproken.

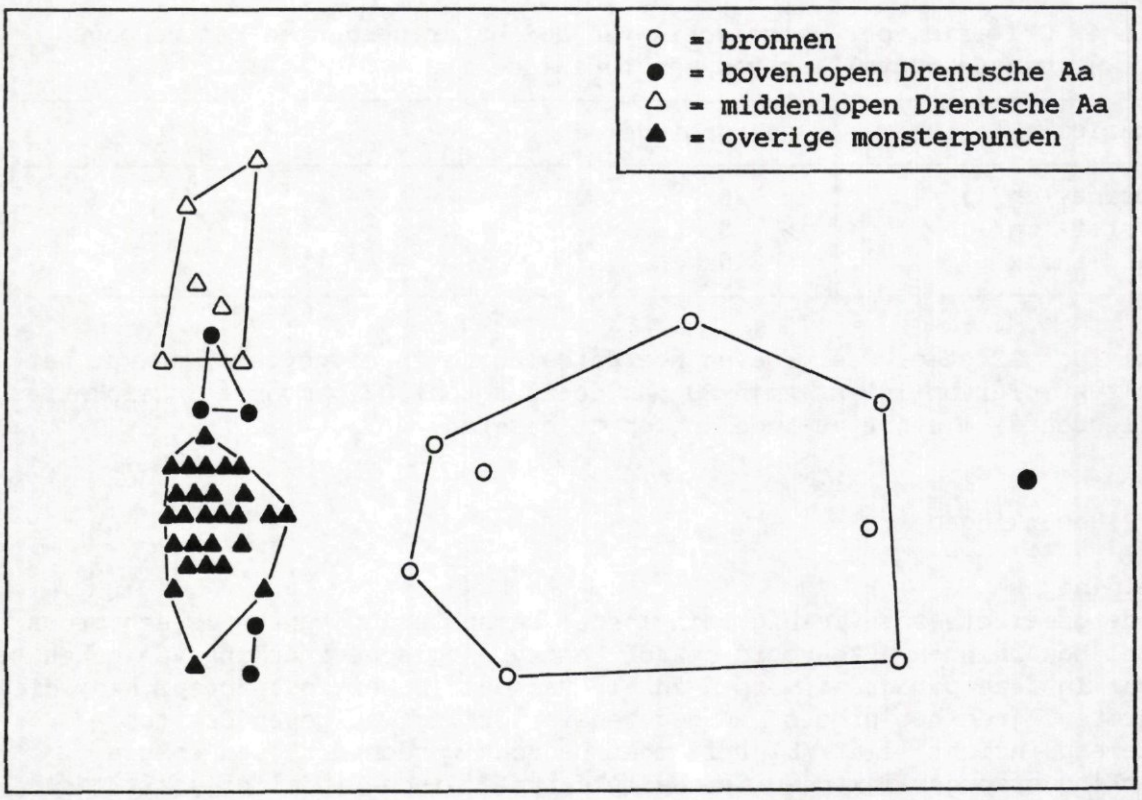
Onderscheid bronnen, boven- en middenlopen Drentse Aa en overige beken

Bij deze bewerking zijn per bemonsteringslokatie gemiddelde monsters berekend. Hiervoor zijn alle beschikbare voorjaarsmonsters genomen, dus van zowel 1980/81 als van 1984/85. De verwachting is dat van de voorjaarsbemonstering het onderscheidend vermogen het grootst is.
Bij een eerste DCA-bewerking bleek de bron Rabbinge zeer sterk te verschillen van alle overige monsters. Omdat hierdoor het ordinatiefiguur zeer onleesbaar wordt (alle overige monsters worden zeer dicht bij elkaar geplaatst) is de bewerking opnieuw uitgevoerd, waarbij Rabbinge is weggelaten. Figuur 12 geeft het ordinatiediagram. Hieruit blijkt het volgende:

- Alle bronnen verschillen duidelijk van de overige beken en vertonen ook onderling een grote mate van diversiteit.
- Alleen het Smalbroeker loopje lijkt meer op een bron dan op een bovenloop van een beek.
- De natuurlijke trajecten van de boven- en middenlopen van de Drentse Aa scheiden zich af van de overige beken. Hierbij voegen zich bovendien enkele genormaliseerde bovenlopen van de Drentse Aa.

De resterende beken (genormaliseerde boven- en middenlopen en benedenlopen) vormen een groep monsterpunten die onderling een sterke mate van gelijkenis

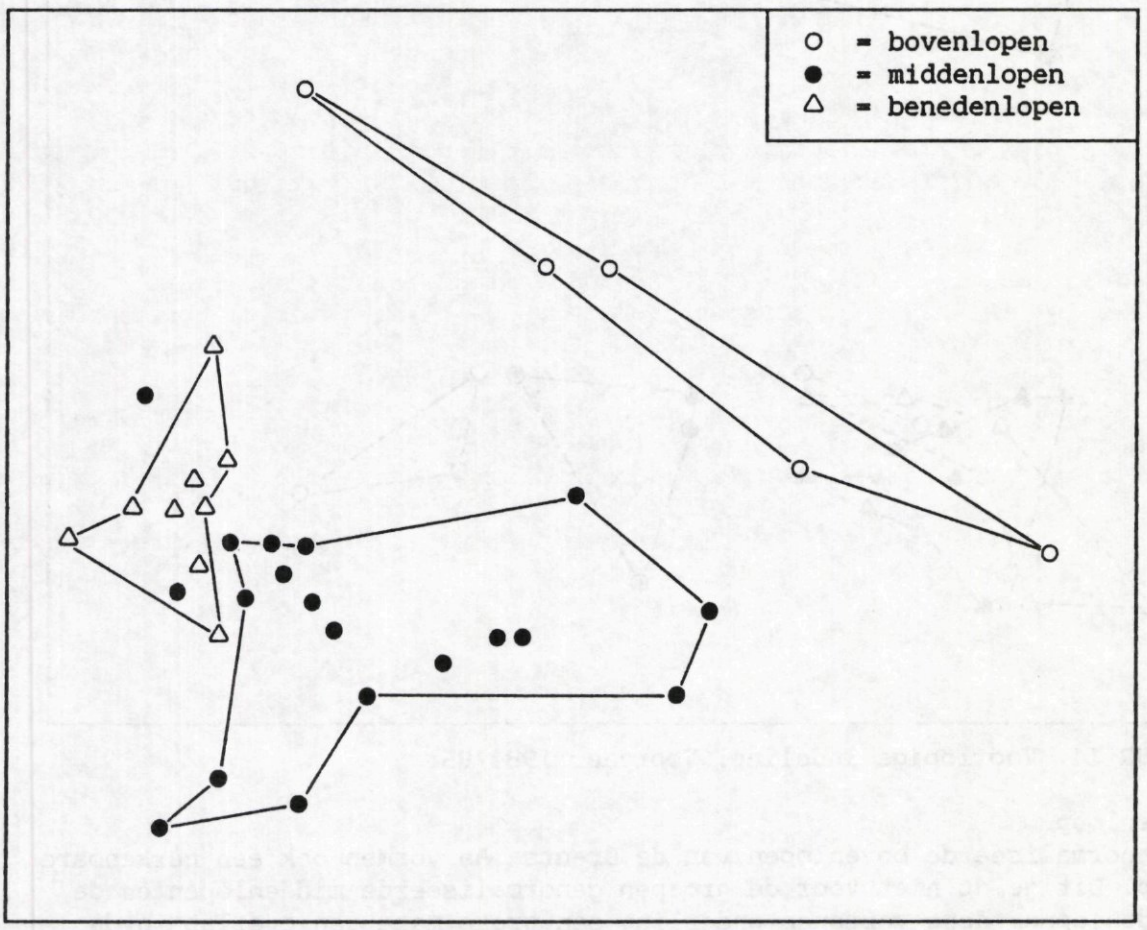
vertonen. Aan de hand van deze figuur is het niet mogelijk hierin verder een onderscheid te maken.
Bij de volgende bewerkingen zijn de bronnen telkens weggelaten. De reden hiervoor dat het maken van verder onderscheid binnen de beken anders bemoeilijkt wordt. Van belang is te constateren dat bronnen sterk verschillen van alle beken behalve sommige natuurlijke bovenlopen.



FIGUUR 12. Onderscheid bronnen, natuurlijke boven- en middenlopen.

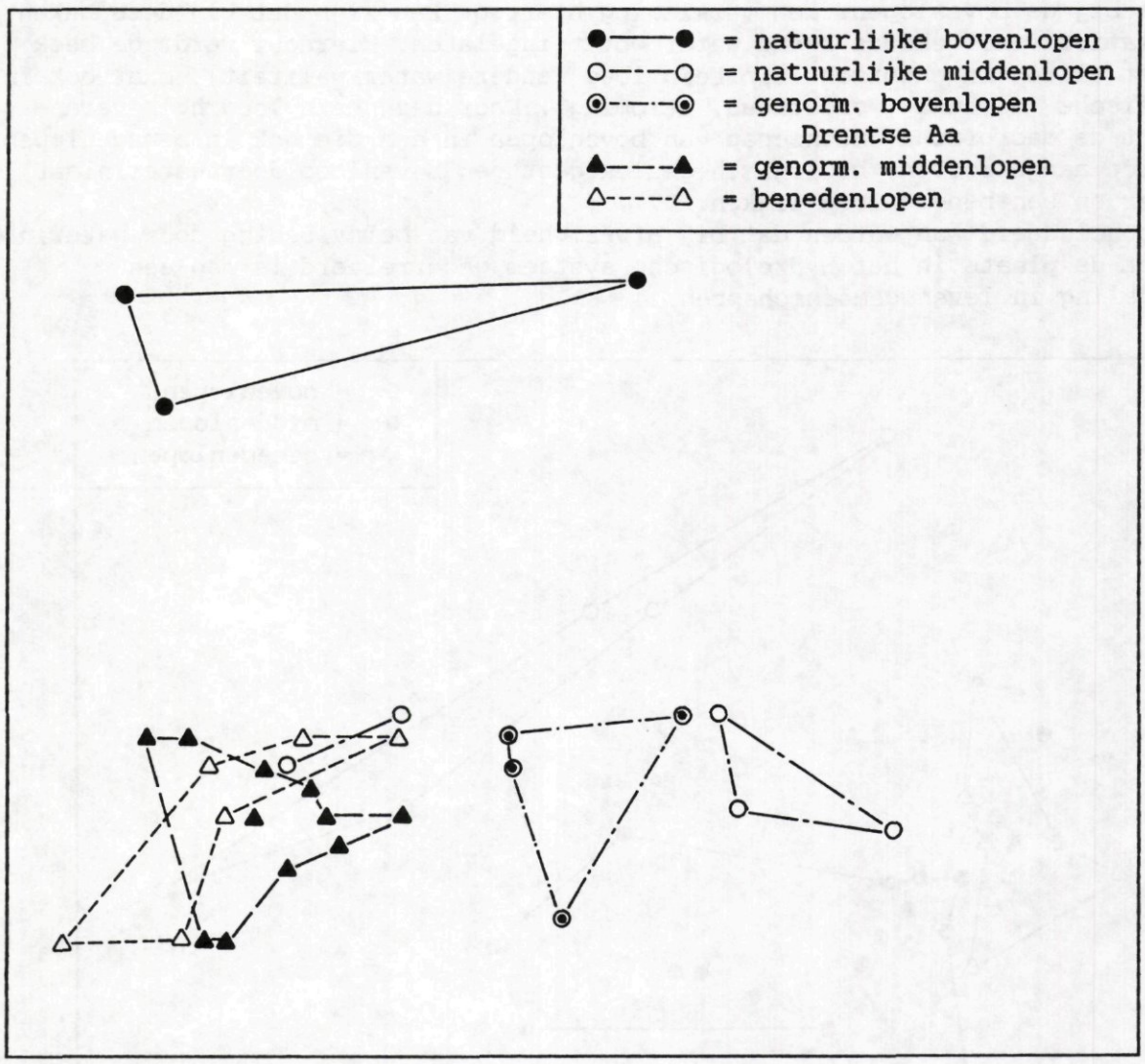
Plaats in het hydrologische systeem
Uit enkele uitgevoerde bewerkingen bleek dat bij genormaliseerde beken de dimensies een ondergeschikte rol spelen bij de samenstelling van de macrofaunagemeenschap. De dimensie is als parameter gekozen als veronderstelde indicatie voor de plaats in het hydrologische systeem. Bij genormaliseerde beken is de relatie tussen dimensie en de hydrologische gradiënt van boven- naar benedenloop verloren gegaan. Om te onderzoeken of er toch een relatie bestaat tussen de macrofaunagemeenschap en de plaats in het hydrologische systeem, zijn de bemonsterde punten direct ingedeeld in boven-, midden en benedenlopen, onafhankelijk van hun dimensie. Ook is de indeling onafhankelijk gemaakt van het al of niet genormaliseerd zijn van de beken.
Bij deze bewerking zijn totaal-monsters berekend door voor- en najaarsbemonsteringen per monsterlokatie te middelen. Bij de middeling is ervoor gezorgd dat voor- en najaar even zwaar meewegen: als er bv. twee voorjaars- en een najaarsbemonstering zijn, dan telt de laatste twee keer zo zwaar mee. Uiteraard zijn alleen gegevens van de set 1984/85 bij de berekening betrokken, omdat in 1980/81 geen monsters in het najaar genomen zijn.
Deze indeling is weergegeven in het ordinatie-diagram (figuur 13).
Er blijkt dat er een goede indeling te maken is in bovenlopen, middenlopen en benedenlopen. Er zijn drie uitzonderingen: het Holslootdiep, de Sleener-

stroom en de Wapserveense Aa 1 liggen meer bij de benedenlopen in plaats van bij de bovenlopen. Een verklaring hiervoor kan zijn dat bij deze beken relatief veel gebiedsvreemd water wordt ingelaten. Hierdoor wordt de beek niet alleen in chemische zin beïnvloed (andere waterkwaliteit), maar ook in fysische (dimensie, onderhoud, stroming). Door deze beïnvloedingen verandert de macrofaunagemeenschap van bovenlopen in een die ook in benedenlopen wordt aangetroffen; biologisch gezien gaat een bovenloop door waterinlaat meer op een benedenloop lijken.
Geconcludeerd kan worden dat bij afwezigheid van beïnvloeding door waterinlaat de plaats in het hydrologische systeem gecorreleerd is aan een indeling in levensgemeenschappen.



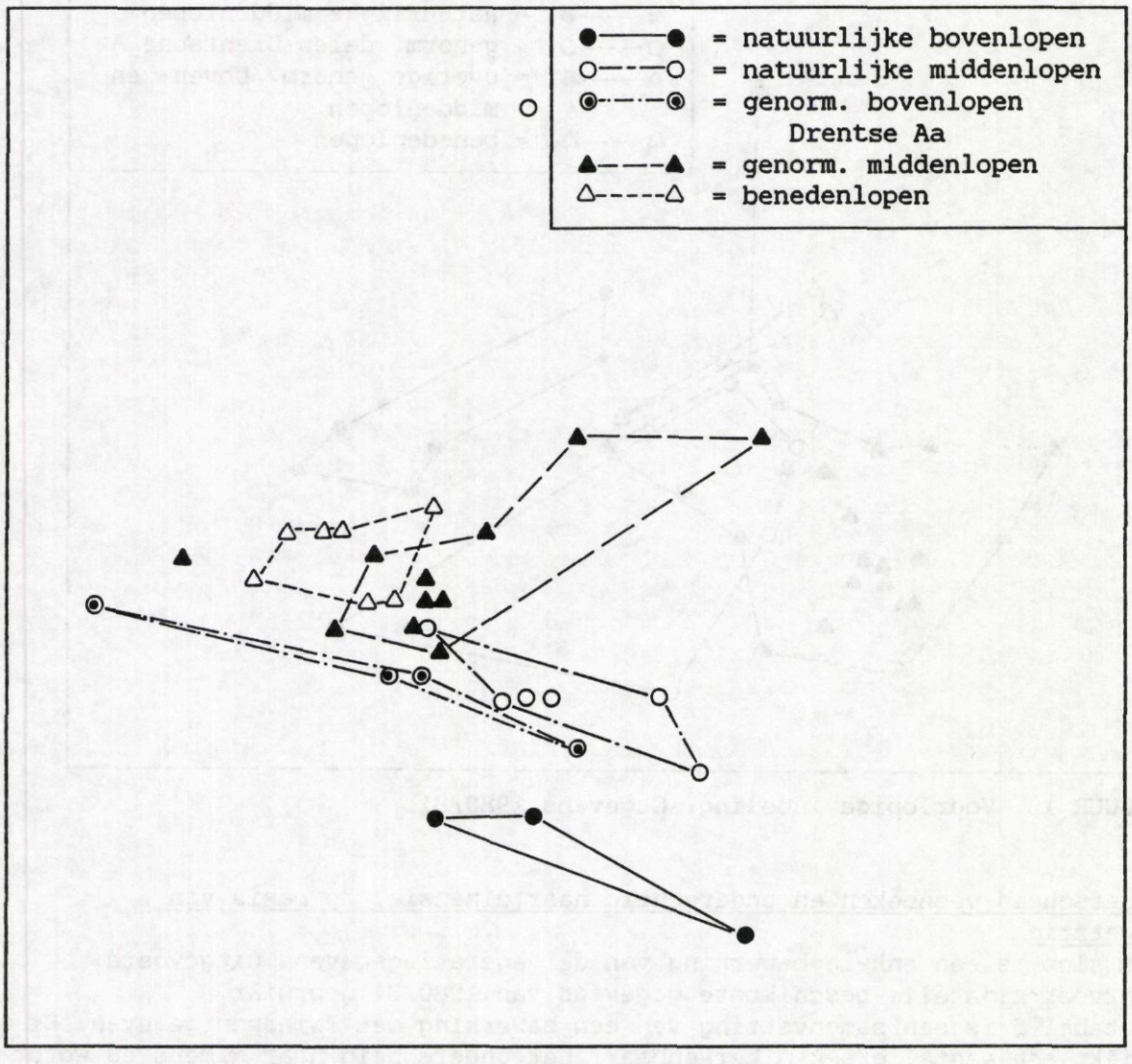
FIGUUR 13. Plaats in het hydrologische systeem.

Voorlopige indeling beken op basis van bemonstering in 1984/85
Bij deze bewerking zijn per lokatie de beschikbare voorjaarsmonsters gemiddeld en de beschikbare najaarsmonsters. Er is alleen gebruik gemaakt van de set gegevens van 1984/85. Beide deelsets (voorjaar- en najaargemiddelde monsters) zijn apart bewerkt. Figuur 14 en 15 geven de ordinatie-diagrammen.
Uit figuur 14 (voorjaar-gemiddelde monsters) blijkt dat de natuurlijke bovenlopen zich duidelijk onderscheiden als aparte groep. Dit geldt in mindere mate voor de natuurlijke middenlopen. Eelderdiep 2 en het Lieverense diep vallen meer bij de genormaliseerde middenlopen en de benedenlopen. De verklaring hiervoor is dat deze beektrajecten ter plaatse weliswaar een natuurlijk vorm hebben, maar bovenstrooms niet.
De Drentse Aa 1 lijkt meer op een benedenloop dan op een (natuurlijke)



FIGUUR 14. Voorlopige indeling. Voorjaar 1984/85.

middenloop.
De genormaliseerde bovenlopen van de Drentse Aa vormen ook een herkenbare groep. Dit geldt niet voor de groepen genormaliseerde middenlopen en de benedenlopen: deze vertonen onderling een grote mate van overlap in de figuur.
Het patroon van figuur 14 is in grote lijnen terug te vinden in figuur 15 (najaar-gemiddelde monsters). Er zijn echter enkele verschillen: Het Lieverense diep wordt nu wel bij de natuurlijke middenlopen geplaatst. Ook Drentse Aa 1 ligt nu binnen de groep natuurlijke middenlopen. Het Eelderdiep 2 lijkt nog steeds meer op een genormaliseerde middenloop.
Vervolgens zijn de genormaliseerde bovenlopen van de Drentse Aa minder duidelijk als groep herkenbaar. Met name het Amerdiep wordt 'verkeerd' geplaatst, nl. meer bij de benedenlopen.
Tenslotte is, anders dan in het voorjaar, het onderscheid tussen genormaliseerde middenlopen en benedenlopen (al of niet genormaliseerd) nu beter herkenbaar. Alleen het Holslootdiep wordt bij de benedenlopen geplaatst, in plaats van bij de genormaliseerde boven- en middenlopen. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat door waterinlaat een bovenloop biologisch meer op een benedenloop gaat lijken.



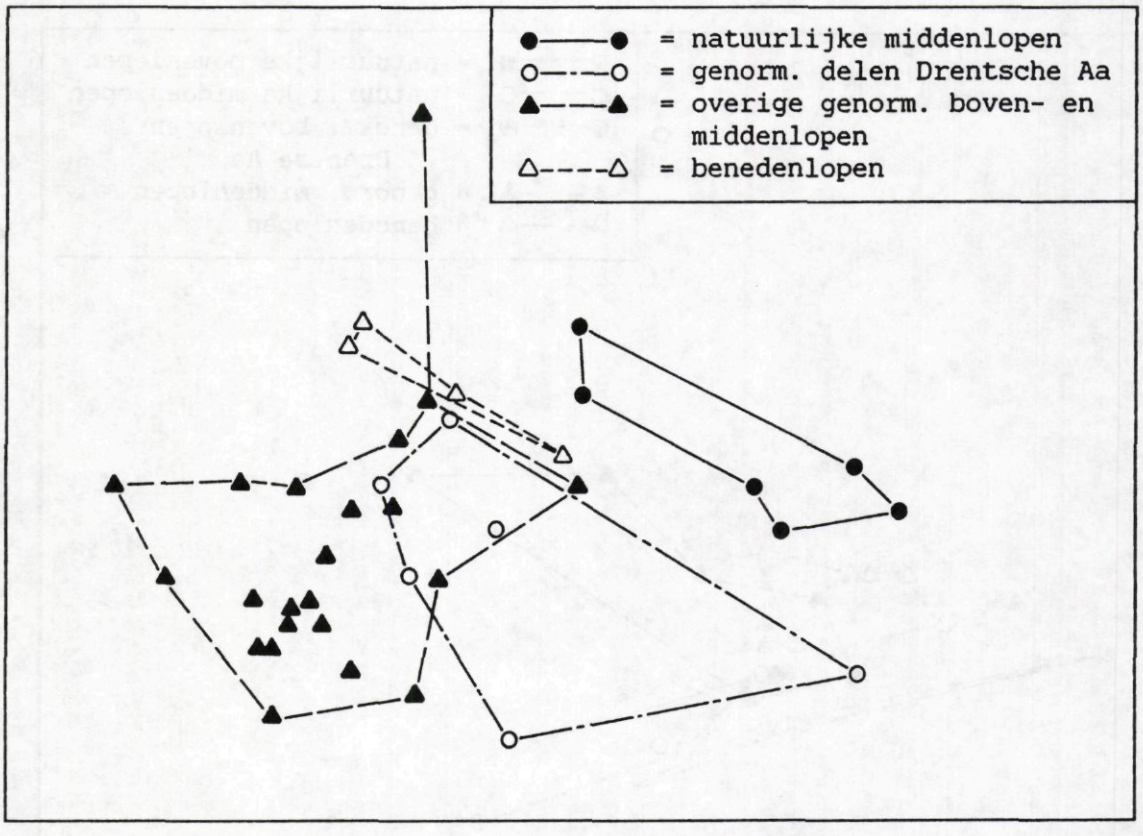
FIGUUR 15. Voorlopige indeling. Najaar 1984/85.

Voorlopige indeling beken op basis van bemonstering in 1980/81

Bij deze bewerking zijn geen samenvoegingen of middelingen van monsters gemaakt. Alleen de monsters van de set gegevens van 1980/81 zijn gebruikt. Bij de eerste bewerking bleken het Smalbroekerloopje en het Lieverense diep zeer apart van de overige beken te liggen. Bij de volgende bewerking zijn de monsters van deze beken weggelaten.

Figuur 16 geeft het ordinatie-diagram. In deze figuur liggen enkele natuurlijke middenlopen min of meer apart. Bij de rest van de punten valt op dat grotere beektrajecten (benedenlopen) meer bovenin de figuur liggen en de kleinere beken meer onderin. Bij deze laatste groep liggen de genormaliseerde boven- en middenlopen van de Drentse Aa meer naar rechts dan de overige genormaliseerde boven- en middenlopen.

Onderzocht is of de beken die waarschijnlijk vroeger tot het veentype hebben behoord, een aparte groep vormen. Deze beken zijn in de figuur apart gemarkeerd. Het blijkt dat deze punten over het hele ordinatiediagram verspreid liggen. De veenbeken kunnen op basis van deze bewerking daarom niet als aparte groep worden onderscheiden.



FIGUUR 16. Voorlopige indeling. Gegevens 1980/81.

Onderscheid veenbeken en onderscheid naar dimensie, op basis van vegetatie

Tot slot is een enkele bewerking van de vegetatiegegevens uitgevoerd. Hiervoor zijn alle beschikbare gegevens van 1980/81 gebruikt.
In tabel 5 is een samenvatting van een bewerking met Twinspan gegeven. Er blijkt een aantal groepen herkenbaar: het onderscheid naar dimensies wordt duidelijk, terwijl de veenbeken, met name De Reest, zich als apart beektype blijkt te gedragen.
De bovenlopen zijn matig soortenrijk en worden gedomineerd door Glyceria fluitans en/of Callitriche sp. De iets grotere lopen hebben naast deze soorten vaak Glyceria maxima. De benedenlopen hebben alle bovengenoemde soorten vaak wel, maar meestal niet dominant. In deze beektrajecten is Nuphar lutea dominant.
Vervolgens zijn er twee groepen die moeilijk te karakteriseren zijn. Opvallend is wel dat deze beken soortenarm zijn. De laatste groep tenslotte lijkt gekenmerkt te worden door een venig karakter. Dominantie van Glyceria maxima treedt meestal op. Als alleen de monsterpunten uit De Reest bekeken worden valt op dat een aantal Potamogeton-soorten vrij specifiek hier voorkomen: Potamogeton pectinatus in de bovenloop, P. natans in de middenloop en P. lucens en P. gramineus in de benedenloop.

TABEL 5. Kenmerkende macrofytensoorten.

monstergroep	1	2	3	4	5	6	7	8
Glyceria fluitans	***	**	**	**		*		
Callitriche sp.		**	**	*	*	**		
Glyceria maxima	*	*	**	**		***		
Nuphar lutea		*	***					
Poa trivialis							***	
Potamogeton gramineus								***
Potamogeton lucens								***

Groep 1: AALD, SLIN, OUV2, TIL2, EENE, REE2, REE1, REE5, GEES, LAAK
Groep 2: RUNS, GROT, SLOK, ANL1, SCHE, ZEEG, De Reest-'t Bergje*), Rolderdiep*), EURS, VORR, SOMB, SOMB, ELLE, SLIN, RUI1, RUI1, SMAL
Groep 3: EENE, REE3, WEB2, SLEE, DROS, DROS, GEES, WEST, LOOD, LAAK, BARG, Schoonebeeker diep*), HUN1, ACHT, Runde*)
Groep 4: EEL2, OOS1, OOS1, OOS2, OOS2, DRE1, REE3, REE4, REE4, DWIN, SLEE, WEST, AALD, HOLS, HUN4, OUV2, OUV1, RUI2, ECHT, OUD2, OUD2
Groep 5: DEUR, AALD, OUD1, OUMO, WEB1
Groep 6: SMAL, EEL1, SCH3, OUV1, KOEK, LIEV, DRE2, WEB1, VOOR, OUV2, LEIS
Groep 7: SCH1
Groep 8: REE5
*) Monsters die niet voor dit onderzoek gecodeerd zijn.

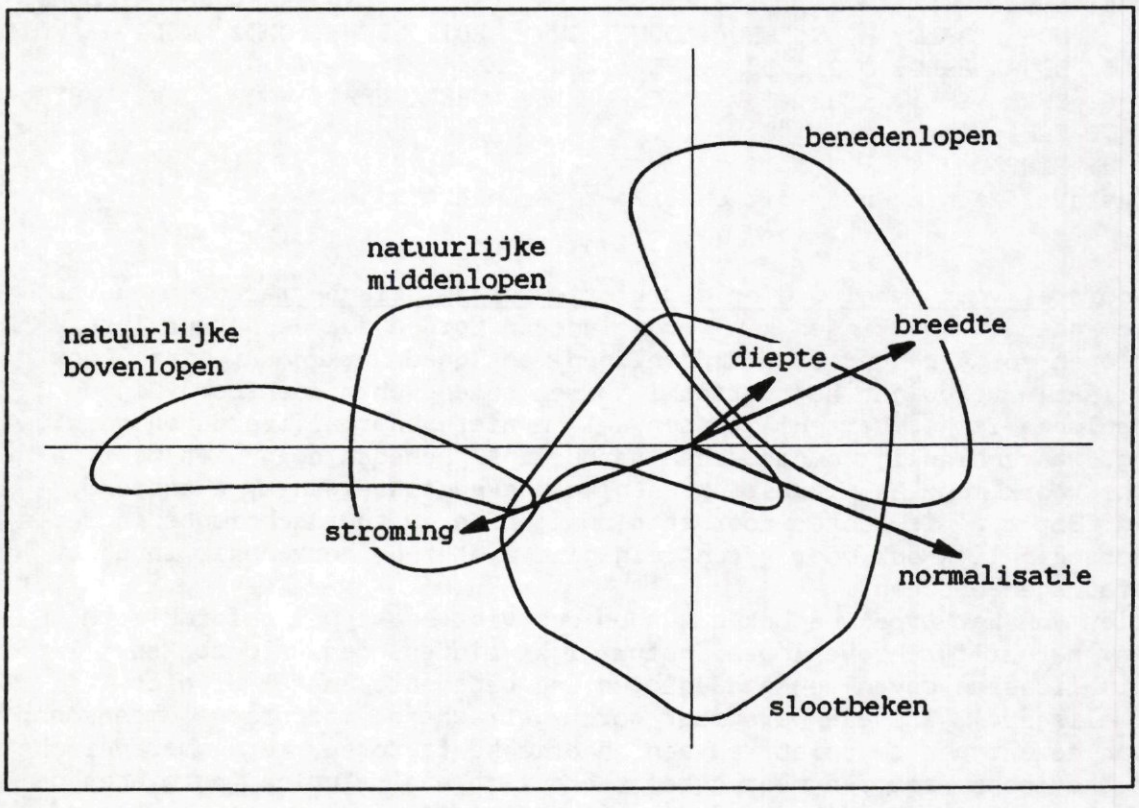
Eindvoorstel voor typologie en correlatie met abiotische factoren

Uit voorgaande bewerkingen kan geconcludeerd worden dat de natuurlijke bovenlopen en de natuurlijke middenlopen vaak goed herkenbaar zijn. Door normalisatie verdwijnt het verschil tussen boven- en middenloop. Bij de benedenlopen is het verschil tussen wel en niet genormaliseerd van weinig belang, waarschijnlijk omdat echte natuurlijke benedenlopen niet meer in Drenthe voorkomen. Als laatste kunnen veenbeken als eigen type genoemd worden. Dit type is echter door ontginningen en cultuurtechnische ingrepen en waarschijnlijk ook door verontreiniging niet meer herkenbaar in de macrofaunagemeenschap.
Afgezien van het type veenbeken kunnen dus vier beektypen geformuleerd worden: natuurlijke bovenlopen, natuurlijke middenlopen, slootbeken (genormaliseerde boven- en middenlopen) en benedenlopen (al of niet genormaliseerd). In deze paragraaf wordt getracht de macrofaunagemeenschappen van deze typen te relateren aan abiotische factoren, met name fysische, omdat chemische factoren meer gerelateerd zijn aan beïnvloeding binnen de typen. Hiertoe is een directe ordinatie (DCCA) uitgevoerd met de volgende abiotische variabelen: gemiddelde breedte, gemiddelde diepte, gemiddelde stroomsnelheid en normalisatie. Voor de eerste drie variabelen is het gemiddelde berekend voor alle waarnemingen op het betreffende monsterpunt. De variabele normalisatie is als nominale variabele ingevoerd: wel of niet aanwezig (de waarde nul of één). Voor de bewerking zijn alle beschikbare monsters van de geselecteerde monsterpunten gebruikt. Omdat uit voorgaande bewerkingen duidelijk is geworden dat er verschillen bestaan tussen de gegevens van 1980/81 en die van 1984/85 en dat er verschillen bestaan tussen voorjaars- en najaarsbemonsteringen, zijn deze twee variabelen als covariabelen ingevoerd. Dit wil zeggen dat de ordinatie berekend wordt, nadat de variatie die verklaard wordt door de covariabelen, is geëlimineerd door de gegevens loodrecht te plaatsen op de assen van de covariabelen. De ordinatie wordt zodoende onafhankelijk gemaakt van verschillen die ontstaan

door variatie die verklaard kunnen worden met het verschil in bemonsteringsperiode. overigens zijn ook deze variabelen nominaal ingevoerd: wel of niet in 1980/81 bemonsterd en wel of niet in het voorjaar bemonsterd.
De gewogen correlatie van de variabelen met de soortsassen is:

variabele	as 1	as 2
breedte	0.61	0.41
diepte	0.25	0.28
stroomsnelheid	-0.70	-0.35
normalisatie	0.73	-0.42

Door de eerste as wordt 44 procent van de variatie in het materiaal 'verklaard', voor de eerste twee assen samen is dit 68 procent.
Het ordinatiediagram is gegeven in figuur 17. Hierin zijn de variabelen als pijlen weergegeven. De monsters zijn ingedeeld naar bovengenoemde vier beektypen.



FIGUUR 17. Typologische indeling; relatie met abiotische variabelen.

Ook is getoetst of de indeling in de groepen gerelateerd is aan de vier genoemde variabelen. Dit kan gedaan worden de ordinatietechniek Canonical Correspondence Analysis te gebruiken als Canonical Variate Analysis. Hiertoe moet i.p.v. de soortentabel de indeling in groepen worden opgegeven, terwijl de milieugegevens ongewijzigd als tweede dataset worden opgegeven. De eigenwaarde van de eerste twee assen zijn 0.75 en 0.50, wat betekent dat er een goede relatie bestaat tussen de opgegeven indeling van de monsters in groepen en de waarden van de abiotische variabelen. Met deze gegevens is ook nog een permutatie-test uitgevoerd. Uit de P-waarde van 0.01 blijkt dat honderd willekeurige andere indelingen van de monsters geen betere correlatie geven met de abiotische variabelen.

3.4.3 Beschrijving typen

Inleiding

Op basis van de bewerkingen van de macrofauna-gegevens (paragraaf 3.4.2) is een typologie van de drentse beken gemaakt. In deze paragraaf worden de referenties van deze typen beschreven. Er is gekozen voor een indeling in vijf typen, te weten:

- natuurlijke bovenlopen
- natuurlijke middenlopen
- slootbeken
- benedenlopen
- veenbeken.

De indeling van de geselecteerde beken (waarop de typologie gebaseerd is) in de onderscheiden typen is gegeven in bijlage 13. Hieruit valt af te lezen dat sommige beken in meerdere typen vallen. De reden hiervoor is dat deze beken een overgangs- of tussenvorm tussen twee typen vormen. Deze beken kunnen dus gebruikt worden bij de beschrijving van beide typen. Speciaal geldt dit voor de veenbeken: alle veenbeken behoren tevens tot een van de andere vier typen. De reden hiervoor is dat het onderscheid van veenbeken althans bij de macrofaunagegevens nooit echt duidelijk is geweest. Bij de macrofyten zijn wel enige aanwijzingen voor het aparte veenkarakter. In verband met behoud en herstel van deze beken is het belangrijk rekening te houden met dit oorspronkelijke veenkarakter. Bij de beschrijving van de (referentie) van de typen zijn ze daarom in deze paragraaf wel als type opgenomen; bij de analyse van beïnvloedingsreeksen zijn de veenbeken weggelaten. Daarom is het noodzakelijk alle beken die als veenbeek gekarakteriseerd worden tevens in een ander type in te delen. Naast deze vijf beektypen vormen de bronnen een apart stromend-water type. Ook dit type zal in deze paragraaf beschreven worden. Bij de beïnvloedingsreeksen en het beoordelingssysteem zijn de bronnen weggelaten.

Bij de beschrijving van de referenties van de genoemde typen wordt gebruik gemaakt van:

- de resultaten van de bewerkingen van de macrofauna,
- eigenschappen van de macrofauna-levensgemeenschap: kenmerkende soorten, diversiteit, dominantie van soorten en het ontbreken van soorten. Voor de kenmerkende soorten is gebruik gemaakt van het programma Nodes,
- de ecologische indicaties van kenmerkende of aanwezige soorten,
- historische biologische gegevens,
- eigenschappen van de macrofyten,
- fysische eigenschappen,
- chemische eigenschappen.

De kenmerkende soorten zijn opgenomen in tabel 6. (uitdraai van Nodes), de gemiddelde fysische en chemische variabelen staan in bijlage 14, gemiddelde ionenbalansen zijn in de vorm van stiff-diagrammen weergegeven in bijlage 15.

Bronnen

Bronnen in Drenthe zijn kwelplekken van waaruit beken mede gevoed worden. De macrofaunagemeenschap is erg soortenarm, maar herbergt wel een aantal typische soorten (zie tabel 6). Deze komen echter niet telkens in alle bronnen voor; de onderlinge verschillen tussen de bronnen zijn erg groot.

TABEL 6. Kenmerkende macrofaunasoorten per type en per seizoen.

beektype *)	A		B			C			D			E		
bemonsteringsperiode **)	a	b	c	d	e	c	d	e	c	d	e	c	d	e
Beraea pullata	1	1												
Limnephilus auricula	1	1												
Limnephilus ignavus	1	1												
Plectrocnemia conspersa	1	1												
Elodes minuta		1							1			1		
Nemoura cinerea	1	12	12	12	5	1	1		1	1			1	
Brillia modesta		1	12	12	12					1				
Dicranota sp.			5	12	12		2				1			1
Limnophila sp.		1		12	12					1				
Odontomesa fulva				12	12	1			1					
Ptychoptera sp.	1			10										
Velia sp.				10			1	1			1			1
Prodiamesa olivacea			5	7	12	2	2	2	1	1	1		1	
Hydropsyche angustipennis					12	1	1	4	1	1				
Micropsectra sp.	1	1			12		2	2		1	4			1
Macropelopia sp.	2	2			12	1		1	1	1	1	1		
Beraea maurus		1		12										
Oulimnius troglodytes					12	1				1				
Paracladopelma sp.					12	1			1	1		1		
Baetis vernus	1			2	12	9	2	12	2	1	1	2	1	1
Simuliidae			3		11	2	8	12		1	1			
Conchapelopia melanops			1	8	3	5	6	1	2	1	1	1	1	
Athripsodes aterrimus						1	12	5	1	2	1		1	1
Calopteryx virgo							10			1			1	1
Oulimnius tuberculatus							11		1	1		1	1	
Paracladopelma laminata agg.							10			1				
Polypedilum breviantennatum	1					1	12	1						
Rheotanytarsus sp.						1	10	2	1	1	1		1	
Brachycercus harrisella								10						
Potthastia longimanus						7	1	12	1		1			1
Procloeon bifidum								12	1		1			1
Cladotanytarsus sp.						1	9	1	1	5	1	1	1	1
Mystacides nigra						1	9	9	1	1	2	1	1	2
Orthocladius sp.							7	1		1	1		1	
Paratendipes gr. albimanus	1					1	9	1	1	2		1	1	1
Caenis sp.						1	6	3	1	3	1	1	3	3
Limnephilus lunatus			5			12			5			1		
Corixidae (l)	1					1		1	1	1	12	1	1	3
Clinotanypus nervosus				1			1	1	1	9	3	1	3	3
Chironomus sp.	1	2					1	5	1	1	9		1	2
Sigara falleni							1	1	1	3	9		5	1
Bithynia tentaculata		1					1	1	6	6	1	6	6	6
Anisus vortex							1	1	2	6	6	6	6	6
Procladius sp.	1	1			1	1	1	1	1	6	1	1	3	1
Gammarus pulex	1	1	1	1	3	1	1	1	1	3	6	1	3	1
Mystacides longicornis						1	1	6	1	1	3	1	1	6
Polypedilum gr. nubeculosum	1					1	3	3	1	2	6	1	1	3
Glyptotendipes sp.							1		1	1	6	1	3	12
Phryganea bipunctata								1			4			12
Polypedilum gr. sordens								1	1		1	1		12
Coenagrionidae			1				3	3	1	1	2	1	3	9
Cricotopus gr. sylvestris				1	1		1	3	1	1	6	1	3	9
Endochironomus albipennis								1	1	1	2	2	5	9
Microtendipes sp.							5	5	1	1	2		1	8
Molanna angustata							1	1	1	1	2	1	1	8
Physa fontinalis							1	6	1	1	2	1	2	9
Radix peregra	2	1	3	1	1		1	3	1	1	3	1	1	9
Cloeon dipterum	1	1				1	1	3	1	1	3	1	6	1
Sphaeriidae	1	1		1	1	1	1	1	1	3	3	1	6	3
Valvata piscinalis						1	1	1	1	3	3	1	6	3

*) A = bronnen
B = natuurlijke bovenlopen
C = natuurlijke middenlopen
D = slootbeken
E = benedenlopen

**) a = 1980 (voorjaar)
b = 1981 (voorjaar)
c = 1980/81 (voorjaar)
d = voorjaar 1984/85
e = najaar 1984/85

De cijfers zijn een maat voor de mate van kenmerkendheid van de soorten voor de verschillende monstergroepen, en zijn gebaseerd op de waarden voor 'constancy', 'fidelity' en 'concentration of abundance'. De schaal loopt van 0 (niet aanwezig) tot 12 (zeer kenmerkend). De nullen zijn niet weergegeven.

Natuurlijke bovenlopen

Slechts twee beken van de geselecteerde beken behoren bij het type natuurlijke bovenlopen: het Anloerdiepje 2 en Smalbroekerloopje. Het zijn beide bovenloopjes van de Drentse Aa.
Bij de bewerkingen van de macrofaunagegevens vormen de natuurlijke bovenlopen telkens een duidelijk herkenbaar groepje. Het Smalbroekerloopje lijkt in sommige opzichten meer op een bron dan op een bovenloop.
De levensgemeenschap van natuurlijke bovenlopen is arm aan soorten (gemiddeld 16). De diversiteit is hierdoor erg laag: 3.4 en 1.9 voor de diversiteit van resp. Margalef en Shannon. De soorten die er voor komen zijn veelal soorten die hoge eisen aan hun milieu stellen: permanent relatief snel stromend water van goede kwaliteit (lage organische belasting). Waarschijnlijk speelt ook de temperatuur een rol bij hun milieu-eisen: uittredend grondwater en beschaduwing zorgen voor een gedempte temperatuurschommeling. Opvallend is dat bepaalde groepen geheel ontbreken: Mollusca, Hirudinea en Heteroptera komen niet voor. Ook enkele soorten die algemeen in alle andere typen beken voorkomen ontbreken hier, zoals Caenis spp., Cloeon dipterum, Haliplus sp. larven, Graptodytus pictus en Cricotopus bicinctus.
Uit de literatuur is bekend dat in natuurlijke bovenlopen nog enkele specifieke soorten voorkomen die thans niet meer gevonden worden, zoals Caenis pseudorivulorum en Polycentropus flavomaculatus (Schimmel & Leentvaar 1955). De eerste soort komt volgens Mol (1985b) voor in beken in Drenthe, Twente en Oost-Brabant. De tweede soort is volgens Higler (niet gepubliceerde gegevens) een soort van heuvellandbeken, maar is ook bekend uit Twente en Brabant.
De beken zijn in de meest optimale situatie beschaduwd door houtgewassen. Vegetatie in het water zelf ontbreekt veelal.
Bij de gemiddelde fysische variabelen (bijlage 14) valt uiteraard de geringe breedte en diepte op. De stroomsnelheid is relatief hoog, maar niet zo hoog als in natuurlijke middenlopen. Bij de chemische gegevens valt het lage gemiddelde chloridegehalte op en het lage gemiddelde ammoniumgehalte. Het gemiddelde nitraatgehalte is echter relatief hoog. Het valt te betwijfelen of dit natuurlijk is. Het zuurstofgehalte is lager dan in de overige beken, met name het gemiddelde maximum-zuurstofgehalte is in de andere beektypen hoger. Bij de gemiddelde Stiff-diagram valt het lage calcium- en bicarbonaatgehalte op. Het sulfaatgehalte is bijna even hoog als het chloridegehalte en het bicarbonaatgehalte, met name in het najaar. Dit wijst op voeding met ondiep of zeer ondiep grondwater (plaatselijke kwel).
Natuurlijke bovenlopen in Drenthe kunnen gekarakteriseerd worden als kleine, stromende beekjes met een natuurlijke loop, beschaduwd, gevoed door plaatselijke, ondiep kwelwater van het sulfaat type, met een soortenarme, maar zeer kenmerkende levensgemeenschap.

Natuurlijke middenlopen

Zes van de geselecteerde beken behoren bij het type natuurlijke middenlopen. Vijf daarvan zijn beekgedeelten van de Drentse Aa. Alleen het Lieverense diep hoort bij het stroomsysteem van het Koningsdiep. Dit beektraject heeft weliswaar een meanderend karakter, maar ligt overigens in een gebied met genormaliseerde beken. Ook direct bovenstrooms van het Lieverense diep zijn de takken genormaliseerd. Bij de bewerkingen bleek dat de macrofauna van het Lieverensediep soms meer op die van een genormaliseerde beek leek. Daarom is dit beekgedeelte voorlopig bij beide genoemde beektypen ingedeeld.
De levensgemeenschappen van natuurlijke middenlopen zijn aanzienlijk soortenrijker dan die van natuurlijke bovenlopen. Het gemiddelde soorten

aantal is in dit beektype zelfs het hoogst. De diversiteit volgens Margalef en Shannon scheelt echter weinig ten opzichte van benedenlopen, slootbeken en veenbeken.
Het aantal kenmerkende soorten voor natuurlijke middenlopen is geringer dan die voor natuurlijke bovenlopen. Het merendeel van de kenmerkende soorten zijn specifieke laaglandbeek-soorten. Een aantal zijn tevens kenmerkend voor natuurlijke bovenlopen. In het Lieverense diep ontbreken enkele kenmerkende soorten: Simuliidae, Baetis vernus en Potthastia longimanus.
Het verschil tussen voor- en najaarsmonsters wordt veroorzaakt door het voorkomen van een aantal (niet voor dit type kenmerkende) extra soorten in het najaar: Cricotopus gr. sylvestris, Chironomus sp. en een aantal soorten Mollusca. In het najaar ontbreken echter de soorten Cladotanytarsus, Dicranota sp. (een kenmerkende soort voor natuurlijke bovenlopen), Paratendypes gr. albimanus en Harnischia curtilamellata. In het voorjaar komt het natuurlijke karakter van de beek meer naar voren, in het najaar speelt de vegetatie met de daarmee verbonden macrofaunasoorten een belangrijke rol.
Uit de resultaten van het onderzoek van Mur-Atzema (1965) in de Drentse Aa blijkt dat vroeger nog een aantal extra soorten die kenmerkend zijn voor natuurlijke middenlopen hier voorkwamen: Hydropsyche pellucidula, Calopteryx splendens, Procloeon pseudorufulum en Leptophlebia vespertina.
Van de vegetatie zijn te weinig gegevens beschikbaar. Waarschijnlijk zijn de beken niet al te rijk begroeid en bestaat deze voornamelijk uit submerse soorten.
Bij de gemiddelde fysische gegevens valt de hoge stroomsnelheid op. Vooral in het voorjaar kan de stroming vrij groot worden. De gemiddelde diepte is iets kleiner dan 1 meter, de gemiddelde breedte ca. 7 meter. Hiermee vallen de natuurlijke middenlopen in het middengebied van alle beken (zoals te verwachten). Bij de gemiddelde chemische variabelen zijn geen bijzonderheden te vermelden. Het ammoniumgehalte is hoger dan in natuurlijke bovenlopen, het nitraatgehalte lager. De overige variabelen hebben dezelfde waarden als die van andere beektypen (behalve in een aantal gevallen de natuurlijke bovenlopen). Het gemiddelde stiff-diagram vertoont een duidelijk bicarbonaat-type en is overigens vergelijkbaar met de gemiddelde stiff-diagrammen van slootbeken.
Natuurlijke middenlopen in Drenthe kunnen gekarakteriseerd worden als middelgrote beken met een hoge stroomsnelheid in het voorjaar en een natuurlijke loop. Het water is van het bicarbonaattype en de levensgemeenschap is rijk aan soorten en herbergt een aantal typische (laagland)beeksoorten.

Slootbeken
Tot dit type behoren 25 van de geselecteerde bemonsteringspunten. Deze beken komen verspreid over de hele provincie voor.
Bij de bewerkingen worden deze beken vaak in het midden van de ordinatiefiguren geplaatst. Een overlap met vooral benedenlopen treedt vaak op.
Het gemiddeld aantal soorten van deze beken is bijna even hoog als die van natuurlijke middenlopen. Aangezien de standaarddeviatie kleiner is, betekent dit dat de genormaliseerde bovenlopen ook soortenrijk zijn. Hiermee verschillen de genormaliseerde bovenlopen duidelijk van de natuurlijke bovenlopen.
Opmerkelijk is dat van dit beektype nauwelijks kenmerkende soorten genoemd kunnen worden. Alleen Corixidae-larven komen specifiek voor in slootbeken. Verder is Clinotanypus sp. een matig kenmerkende soort in het voorjaar en Chironomus sp. in het najaar. Geen van de genoemde soorten is gebonden aan stromend water. Chironomus sp. komt zelfs specifiek in modderbodems voor.
De groepen Mollusca en Hirudinea zijn goed vertegenwoordigd. Ook de soorten

van deze groepen zijn eerder kenmerkend voor stilstaand, rijk begroeid water dan voor stromend water. Dat er zo weinig kenmerkende soorten voorkomen is niet verwonderlijk: eigenlijk moeten genormaliseerde beken beschouwd worden als een beïnvloede vorm van (natuurlijke) beken, waarbij het beekkarakter slechts in beperkte mate aanwezig is. De soorten die gebonden zijn aan natuurlijke beken verdwijnen. De soorten die overblijven kunnen zich veelal ook in stilstaand water handhaven. Verder is het zo dat door normalisatie bovenlopen meer op middenlopen gaan lijken.
Historische gegevens zijn niet voorhanden omdat veel beken vroeger (nog) niet genormaliseerd waren en in die tijd de beken die wel genormaliseerd waren vaak werden overgeslagen bij natuurhistorisch onderzoek.
Slootbeken zijn vaak rijker begroeid en herbergen ook meer soorten macrofyten. Dominantie van Glyceria fluitans en Elodea canadensis treedt vaak op. De gemiddelde breedte en diepte van slootbeken is iets hoger dan die van natuurlijke middenlopen. Dit is opvallend, omdat ook bovenlopen in de groep slootbeken vallen. De gemiddelde stroomsnelheid is lager dan die van natuurlijke bovenlopen en veel lager dan die van natuurlijke middenlopen. Deze constateringen bevestigen de opmerkingen die over de macrofaunagemeenschap zijn gemaakt.
Bij de gemiddelde chemische variabelen zijn weinig bijzonderheden te vertellen. Het chloridegehalte is iets lager dan die van de overige beektypen behalve van natuurlijke bovenlopen. Het gemiddelde stiff-diagram vertoont een duidelijk bicarbonaat watertype.
De drentse slootbeken kunnen gekarakteriseerd worden als middelgrote beken, gelegen in bovenstroomse en middenstroomse beekdalen, met een lage stroomsnelheid, een genormaliseerd profiel en een gereguleerde afvoer. De macrofaunagemeenschap is redelijk rijk aan soorten, maar bevat weinig specifieke soorten t.o.v. de andere typen. De aanwezige soorten duiden op stilstaand en rijk begroeid water.

Benedenlopen

Van de geselecteerde monsterpunten worden twaalf punten ingedeeld bij de natuurlijke en genormaliseerde benedenlopen (kortweg aangeduid als benedenlopen). Deze punten liggen redelijk over de provincie verspreid. Drie van deze benedenlopen hebben een (min of meer) natuurlijk karakter: Drentse Aa 2, Eelderdiep 2 en De Reest 5.
Bij de bewerkingen zijn de benedenlopen in een aantal gevallen goed te herkennen. Vaak treedt echter een overlap op met vooral genormaliseerde middenlopen. Een onderscheid tussen genormaliseerde en natuurlijke benedenlopen kan op basis van de bewerkingen niet gemaakt worden. Daarom worden deze bij elkaar in een groep geplaatst.
Het gemiddeld aantal soorten in benedenlopen is vrij hoog. Dit geldt ook voor de diversiteit. Er is een redelijk aantal soorten te noemen die specifiek in deze groep voorkomt. Het merendeel van die soorten is echter niet aan stromend water gebonden maar veeleer aan vegetatie. Alleen Anabolia nervosa, Molanna angustata, Cyrnus flavides en Phrygaenea grandis komen vaak voor in zowel stilstaand als stromend water (met name in laaglandriviertjes). Verder komt een aantal Mollusca en Hirudinea zeer frequent voor, evenals Caenis sp. en Cloeon dipterum.
Dat er moeilijk onderscheid gemaakt kan worden tussen natuurlijke en genormaliseerde benedenlopen is niet erg verwonderlijk. Omdat de stroomsnelheid in de onderzochte natuurlijke benedenlopen laag is speelt deze een minder belangrijke rol bij de levensgemeenschap. De wijzigingen in het profiel hebben bij benedenlopen waarschijnlijk een minder groot effect dan in boven- of middenlopen. De differentiatie in microhabitats is kennelijk in genormaliseerde benedenlopen vergelijkbaar met die van natuurlijke

benedenlopen. Wel moet worden opgemerkt dat geen van de onderzochte natuurlijke benedenlopen een echt natuurlijk stroomregime heeft: zowel bij de Drentse Aa, als bij het Eelderdiep en De Reest zijn mogelijkheden aanwezig om piekafvoeren via omleidings- of aftakkingskanalen op te vangen. Deze ingreep is voldoende om het natuurlijk karakter van de benedenlopen te verminderen. Als af en toe een piekafvoer door de beek stroomt zullen veel soorten van stilstaand water zich niet kunnen handhaven, waardoor de mogelijkheden voor andere soorten om zich te vestigen wellicht toenemen.
Uit de literatuur is bekend dat een aantal soorten in benedenlopen gevonden zijn die thans niet meer voorkomen, zoals Centroptilum luteolum en Caenis pseudorivulorum (Schimmel & Leentvaar 1955). Beide soorten haften komen volgens Mol (niet gepubliceerd) voor in grote laaglandbeken. De haft Brachycercus harrisella, die in dit onderzoek in natuurlijke middenlopen is gevonden, is volgens Mol (niet gepubliceerd) eveneens een soort van grote laaglandbeken en -riviertjes.
Benedenlopen zijn matig rijk aan vegetatie. Bij niet te sterke stroming kan Nuphar lutea als dominante soort optreden.
De gemiddelde breedte en diepte van de benedenlopen is uiteraard het grootst van alle typen. Het verschil met die van de veenbeken is echter maar klein. De gemiddelde stroomsnelheid is het laagst van alle typen, maar niet veel lager dan die van slootbeken en veenbeken.
Bij de gemiddelde chemische variabelen valt op dat het ammoniumgehalte hoger is dan die van middenlopen, terwijl het nitraatgehalte kleiner is. Van boven- via midden- naar benedenstrooms is een toename in het ammoniumgehalte waarneembaar en een afname in het nitraatgehalte.
Het gemiddelde stiff-diagram vertoont nog duidelijker dan de middenlopen een bicarbonaat watertype.
Samenvattend kunnen drentse beken van het type benedenloop (al of niet genormaliseerd) gekarakteriseerd worden als langzaamstromende, brede en/of diepe beken met een rijke macrofaunagemeenschap. De kenmerkende soorten zijn veeleer gebonden aan vegetatie dan aan stroming. Enkele kenmerkende soorten zijn wel min of meer indicatief voor stroming en komen bv. ook voor in laaglandriviertjes.

Veenbeken
Dit type zal in de volgende hoofdstukken van dit rapport geen rol meer spelen. De reden hiervoor is gegeven in de inleiding van deze paragraaf. Het is wel zinvol om hier een beschrijving van de referentietoestand van veenbeken te geven.
Van de geselecteerde bemonsteringspunten zijn zeven beken ingedeeld bij de veenbeken.
Bij de bewerkingen van de macrofaunagegevens komen de veenbeken niet als aparte groep naar voren, maar vallen meestal binnen de groep slootbeken. Het aantal macrofaunasoorten is vrij hoog, evenals de diversiteit. Kenmerkende soorten voor veenbeken zijn nauwelijks te vinden. Soorten als Psectrocladius psilopterus, Cymatia coleoptrata en Ablabesmyia phatta, die in De Reest, het Schoonebeekerdiep en in sommige delen van het Peizerdiep worden aangetroffen, duiden wel op een veenkarakter. De macrofaunagemeenschappen van veenbeken bleken echter in het onderhavige onderzoek als geheel niet te verschillen van die van slootbeken. Nader, gebiedsgericht onderzoek hiernaar zou meer inzicht kunnen verschaffen.
Ook qua fysische en chemische variabelen lijken de veenbeken thans sterk op slootbeken.
Gegevens over de macrofauna uit de tijd dat de veenbeken nog een dystroof karakter hadden zijn niet voorhanden.
In floristisch opzicht zijn veenbeken beter te karakteriseren: met name in

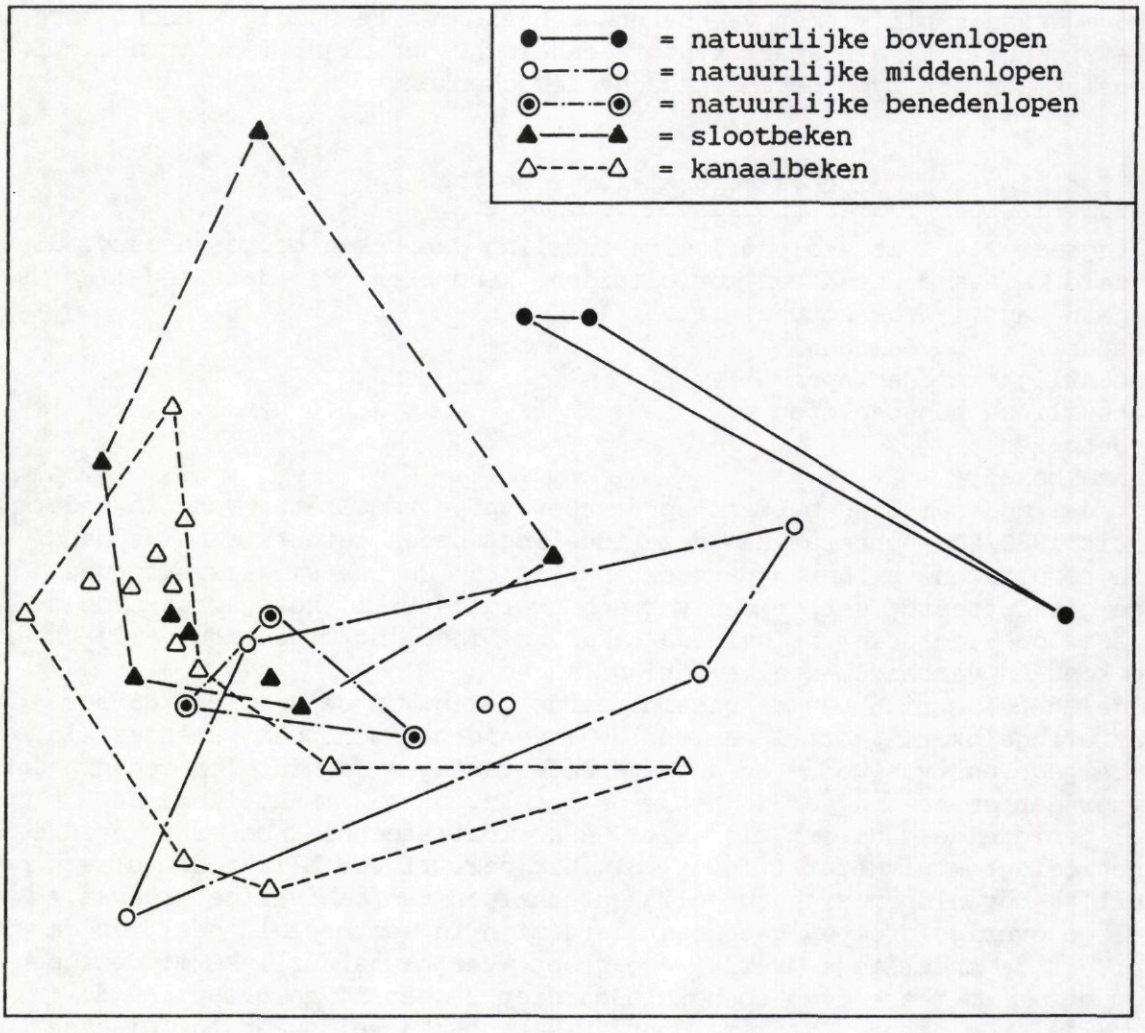
De Reest komen specifiek enkele Potamogeton soorten voor, die verder weinig zijn waargenomen, behalve soms in enkele andere (van oorsprong) veenbeken. Uit bovenstaande blijkt dat veenbeken op basis van de huidige beschikbare gegevens nauwelijks als apart type te onderscheiden zijn. Toch is het o.i. belangrijk aan dit type beken aandacht te schenken.

3.4.4 Toetsing van de vooraf opgestelde indeling

In paragraaf 2.4.1 is een voorlopige indeling van beken gepresenteerd, die opgesteld is aan de hand van morfologische kenmerken. Bij deze indeling is uitgegaan van vijf beektypen:

1. natuurlijke bovenlopen
2. natuurlijke middenlopen
3. natuurlijke benedenlopen
4. slootbeken
5. kanaalbeken

Deze indeling is mede gebaseerd op de voorlopige resultaten van het onderzoek uit 1980/81. Achteraf kan deze indeling worden getoetst aan de hand van de resultaten van het onderzoek in 1984/85. De toetsing is uitgevoerd met de geselecteerde set, omdat verwacht wordt dat bij het gebruik van de hele set, dus inclusief beïnvloede beken, de indeling minder duidelijk naar voren komt in verband met nivellering.
Voor de toetsing zijn van de geselecteerde beken van de set 1984/85 per bemonsteringslokatie totaal-gemiddelde levensgemeenschappen samengesteld, door de gegevens van voor- en najaarsbemonsteringen te middelen zodanig dat het voorjaar en het najaar in het resultaat even zwaar meetellen. De totaal-gemiddelde monsters zijn met DCA-ordinatietechniek bewerkt en in een ordinatiediagram uitgezet (figuur 18). Uit deze figuur blijkt dat alleen de natuurlijk bovenlopen zich duidelijk afscheiden van de overige groepen. Hoewel de overige groepen geconcentreerd zijn in een bepaald deel van de figuur, is de onderlinge overlap erg groot. Van de natuurlijke middenlopen vallen het Lieverense diep en het Eelderdiep 2 meer in de groep van de genormaliseerde beken. Dit komt doordat deze beken weliswaar ter plaatse een (min of meer) natuurlijke morfologie hebben, maar overigens (met name bovenstrooms) genormaliseerd zijn. Een stukje 'natuurlijk' in een overigens genormaliseerde beek leidt niet tot plaatsing bij natuurlijke beken.
De andere natuurlijke middenlopen liggen wel meer apart in de figuur.
De natuurlijke benedenlopen vallen in het grensgebied tussen natuurlijke middenlopen, slootbeken en kanaalbeken.
De slootbeken en kanaalbeken vertonen onderling een grote overlap. Kennelijk zijn de dimensies hier geen goed criterium. Dit is niet vreemd, want bij de genormaliseerde beken bestaat de relatie tussen de plaats in het hydrologische systeem en de dimensies niet meer. De vooronderstelling ging er vanuit dat deze relatie (nog) wel aanwezig is. In paragraaf 3.4.2 is aangetoond dat de plaats in het hydrologisch systeem op zich, dus buiten de dimensies als indicatieve variabele daarvoor, wel gecorreleerd is met de faunagemeenschappen.
Van de slootbeken lijken het Amerdiep en het Rolderdiep 1 nog enigszins op natuurlijke bovenlopen. Het Rolderdiep is bovenstrooms nog natuurlijk. Deze invloed is kennelijk ter plaatse merkbaar.
De vooraf opgestelde indeling blijkt slechts gedeeltelijk 'juist' te zijn. Met kennis van de individuele monsterpunten is een groot deel van de overlap van de groepen in de ordinatie te verklaren. De nieuwe typologische indeling van de beken (paragraaf 3.4.4) is een verbetering ten opzichte van de vooraf opgestelde indeling.



FIGUUR 18. Toetsing van de vooraf opgestelde indeling.

3.4.5 Bestaande typologische indelingen

In deze paragraaf wordt nagegaan in hoeverre de typologische indeling van de drentse beken aansluit bij bestaande indelingen van nederlandse beken. Bovendien wordt nagegaan in hoeverre beken op zich als apart watertype in de literatuur worden onderkend.
Bij veel typologische indelingen van nederlandse oppervlaktewateren blijken steeds een aantal milieufactoren een doorslaggevende rol te spelen. Dit zijn in de eerste plaats het zoutgehalte, de stroming en de (natuurlijke) voedselrijkdom. Deze factoren worden b.v. reeds door Redeke (1948) genoemd. De Lange & de Ruiter (1977) noemen daarbij nog de zuurgraad als belangrijke variabele voor de samenstelling van met name de microfytengemeenschap. In combinatie met de dimensie en ontstaanswijze komt het RIN (1979) tot de volgende typen Nederlandse oppervlaktewateren:

- beken en kleine rivieren,
- duinmeren,
- laagveenplassen en -meren,
- oude kreken,
- oude rivierlopen,

- sloten,
- vennen,
- wadden en estuariën,
- wielen.

De STORA (1988) gebruikt een typologie waarin eveneens stroming en zoutgehalte een rol spelen, maar waarin gegraven, functionele wateren een aparte groep vormen:

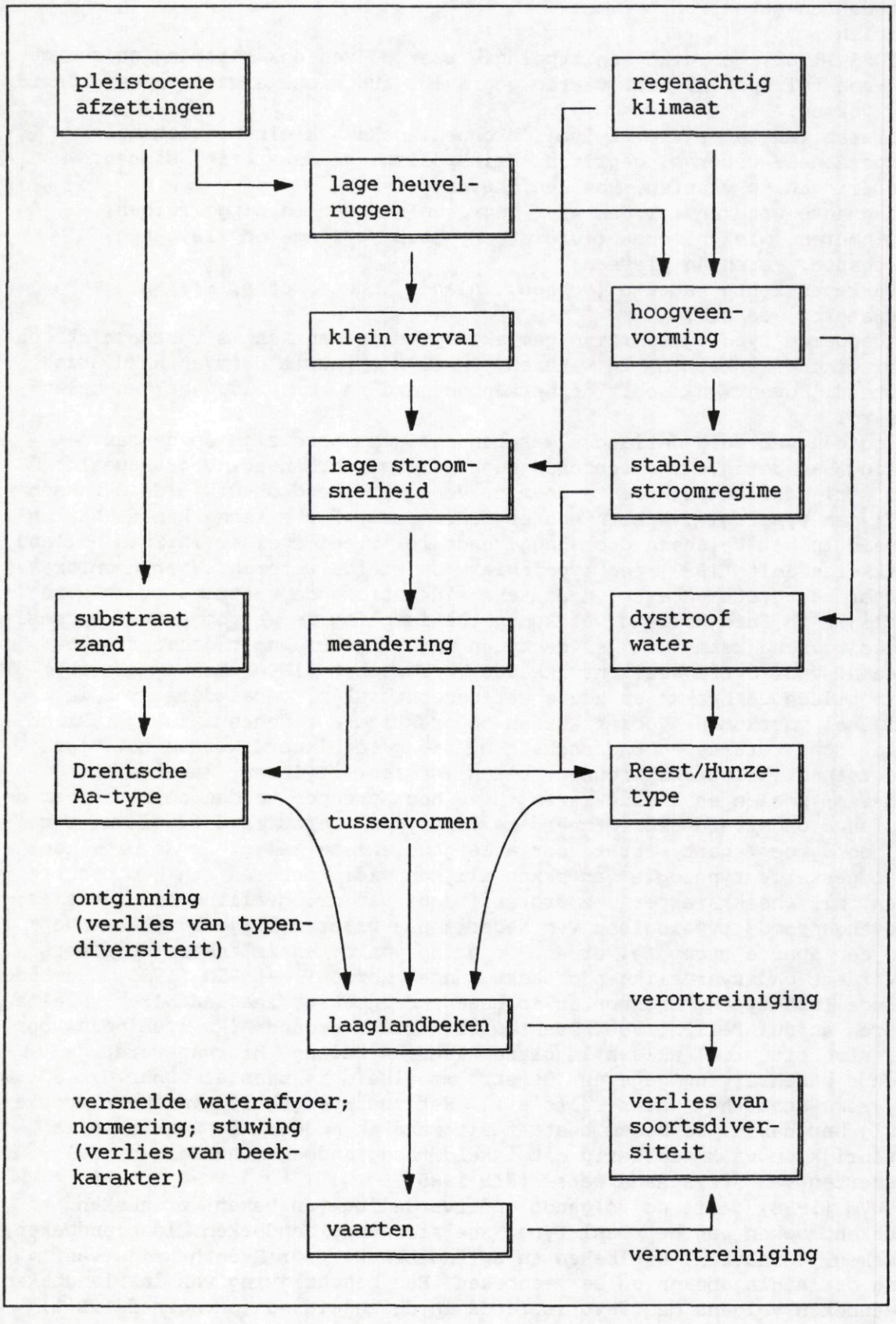
- wateren van het rivierstelsel (bronnen, beken, kleine rivieren)
- functionele wateren, gegraven (drinkpoelen, stadswateren, sloten, weteringen en vaarten, kanalen, havens)
- stagnante wateren, al dan niet gegraven (vennen en pingo-ruïnes, duinmeren, wielen, oude rivierarmen, zand-, grind- en kleigaten, petgaten, meren en plassen)
- brakke en zoute wateren (dobben, inlagen, zoute meren, kreken, getijdewateren, de zee)

Bovengenoemde typologieën zijn gemaakt op basis van kennis van de biotische en abiotische kenmerken van wateren, en zijn op basis daarvan handmatig opgesteld. Bovendien speelt de herkenbaarheid in het veld vaak een belangrijke rol.

Typologieën van de Nederlandse wateren die gebaseerd zijn op de samenstelling van de levensgemeenschap zijn weinig voorhanden. Voor bepaalde regio's zijn er wel enkele te noemen: Voor Friesland ontwikkelde Claassen (1987) een typologie, waarin echter naast biologische kenmerken de herkenbaarheid in het veld een doorslaggevende rol bleef spelen. In Zuid-Holland ontwikkelde Smit (1990) een typologie voor kleine wateren. Hierin ontbreken uiteraard de grote wateren, maar tevens de stromende wateren, omdat deze nauwelijks in Zuid-Holland voorkomen. De indeling is wel opgesteld op basis van ecologische kenmerken, en de typen zijn ingevuld naar geografische gebieden. Voor Overijssel ontwikkelde Verdonschot (1990) een typologie, waarin alleen de brakke en zoute wateren ontbreken, omdat deze niet in Overijssel voorkomen. Vooraf worden om praktische redenen twintig fysisch-geografische watertypen onderscheiden, die gecombineerd worden tot vijf hoofdgroepen: helocrene bronnen; beken; sloten; rivieren, kanalen en randmeren; poelen en kleine meren. Deze hoofdgroepen worden op basis van de macrofauna onderverdeeld in meerdere cenotypen. Eerst is dit gedaan voor elke hoofdgroep apart, later voor alle gegevens te zamen. In de uiteindelijk opgestelde typologie van beken blijken vier factoren een hoofdrol te spelen, nl. 'beekkarakter', zuurgraad, duur van droogvalling en dimensies.

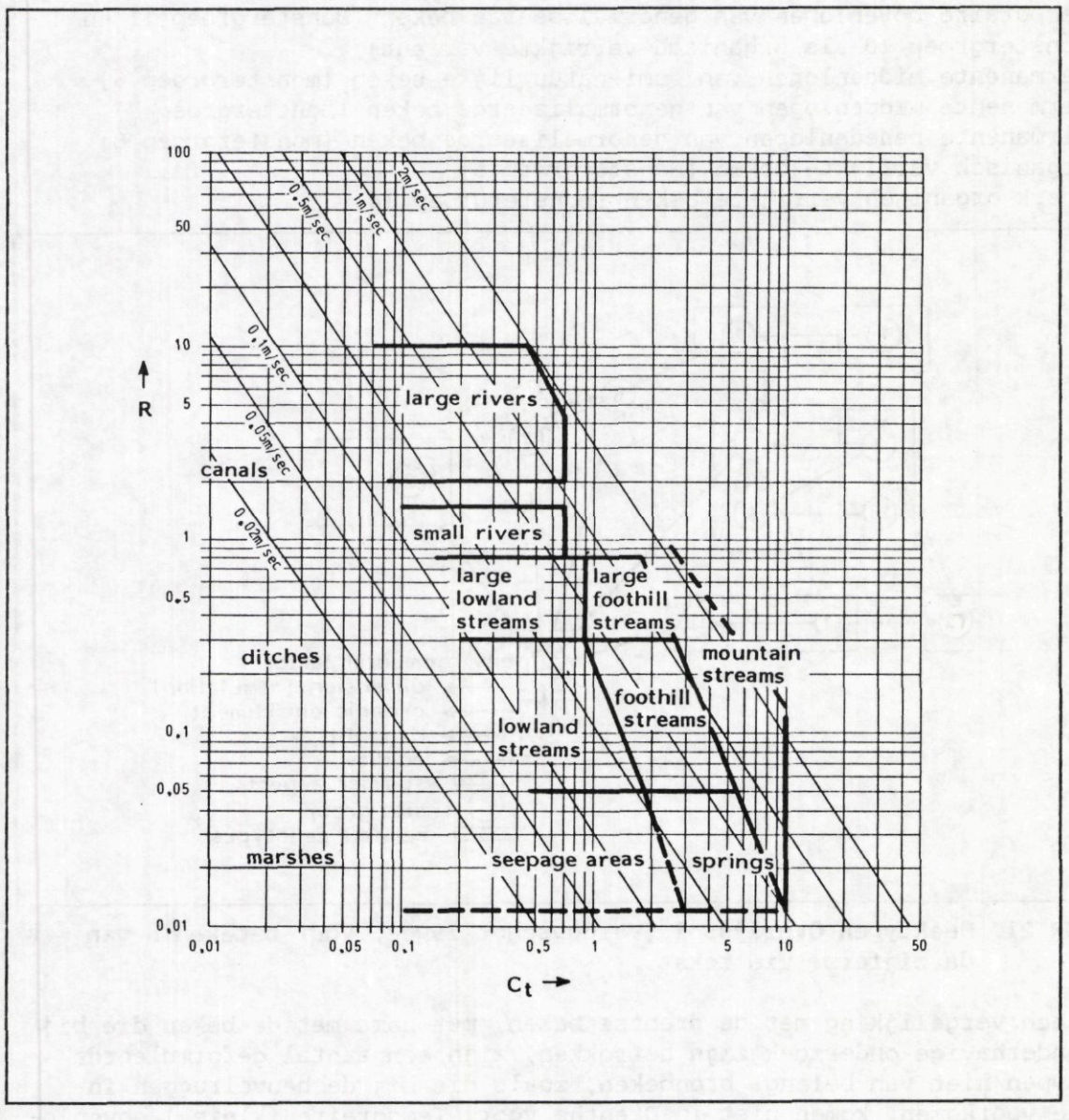
In bovengenoemde typologieën van Nederlandse wateren blijken telkens de beken een aparte groep te vormen. De groep van beken is echter zo divers dat verdere onderverdelingen gemaakt kunnen worden: Het RIN (1985) noemt de volgende (sub)typen: bronnen en sprengen, bergbeken, laaglandbeken, kleine rivieren en duinrellen. Voor Drenthe zijn naast bronnen (kwelgebieden voor de drentse situatie) alleen laaglandbeken van belang. Hiervan wordt de volgende beschrijving gegeven: De stroomsnelheid is meestal lager dan 30-50 cm/s; soms staat het water zelfs stil. Het zuurstofgehalte varieert sterker dan bij bergbeken. De bodem bestaat uit zand en modder. De vegetatie is soortenrijk en vaak weelderig ontwikkeld. Laaglandbeken herbergen veel diersoorten van stilstaand water (RIN 1985).

De CUWVO (1988) geeft de volgende onderverdeling van beken: bronbeken, bergbeken, beken van het Geul-type, snelstromende zandbeken, laaglandbeken, veenbeken, duinbeken, kwelbeken en sprengebeken. Voor Drenthe zijn van belang de laaglandbeken en de veenbeken. Een beschrijving van laaglandbeken en veenbeken volgens de CUWVO is reeds in de inleiding (paragraaf 1.3.1) gegeven.



FIGUUR 19. Beektypen in Drenthe, ontstaan en nivellering (Mol 1979).

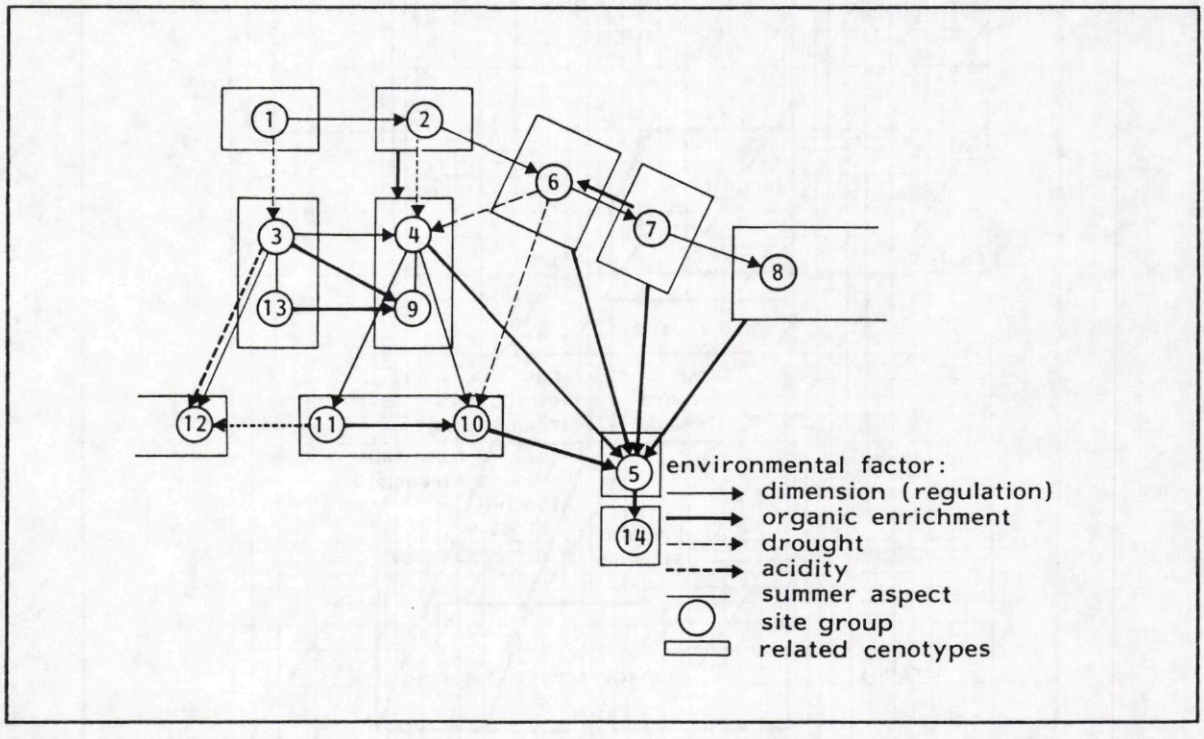
Mol (1979) maakt voor de drentse beken ook onderscheid in veenbeken en zandbeken ('gewone' laaglandbeken). Hij beschrijft hoe het oorspronkelijk karakter van drentse beken onder invloed van verschillende groot- en kleinschalige milieufactoren tot stand is gekomen (figuur 19). Hij komt daarbij tot de visie dat van oorsprong twee type beken in Drenthe hebben bestaan: veenbeken ('De Reest-type') en zandbeken ('Drentse Aa-type'). Met name door ontginningen is het eigen karakter van veenbeken verloren gegaan en zijn beide oorspronkelijke beektypen thans te karakteriseren als 'laaglandbeek-type'. Door cultuurtechnische ingrepen in de beek ontstaan genormaliseerde beken ('vaarten' door Mol genoemd). Zowel genormaliseerde beken als laaglandbeken kunnen tenslotte genivelleerd worden door verontreiniging.
In bovenstaande onderverdelingen van beken blijken de dimensie en de stroomsnelheid een doorslaggevende rol te spelen. Higler & Mol (1985) hebben dit uitgewerkt tot een indeling op basis van de terreinfactor (een combinatie van ruwheid en helling) en de hydraulische radius, die tezamen de stroomsnelheid bepalen. De verdeling is weergegeven in figuur 20.



FIGUUR 20. Indeling Nederlandse oppervlaktewateren (Higler & Mol 1984).

Tenslotte geeft Verdonschot (1990) een onderverdeling van de Overijsselse beken (één van de vijf hoofdgroepen van fysisch-geografische watertypen), die gebaseerd is op de samenstelling van de macrofaunagemeenschap, in relatie met milieufactoren. In figuur 21 zijn de onderscheiden cenotypen gegeven met hun onderlinge relaties. Bepalende factoren blijken te zijn: dimensies, het beekkarakter, de duur van droogvalling en de mate van belasting met organisch materiaal. In de figuur zijn met cirkels monstergroepen aangegeven. Deze monstergroepen representeren, soms in combinatie, de volgende cenotypen:

- permanente bronbeken (monstergroep 1)
- permanente, door regenwater gevoede bovenlopen van natuurlijke beken (monstergroep 2)
- temporaire, kleine bovenlopen van natuurlijke beken (monstergroep 3 en monstergroep 13 als zomeraspect)
- temporaire, bovenlopen van natuurlijke beken (monstergroep 4 en monstergroep 9 als zomeraspect)
- temporaire, kleine bovenlopen van genormaliseerde beken (monstergroep 12)
- temporaire bovenlopen van genormaliseerde beken (monstergroep 11 en monstergroep 10 als organisch verrijkte variant)
- permanente middenlopen van semi-natuurlijke beken (monstergroep 6)
- permanente middenlopen van genormaliseerde beken (monstergroep 7)
- permanente benedenlopen van genormaliseerde beken (monstergroep 8)
- organisch verrijkte beken (monstergroep 5)
- sterk organisch verrijkte beken (monstergroep 14)



FIGUUR 21. Beektypen Overijssel (Verdonschot 1990). Voor betekenis van de cijfers: zie tekst.

Voor een vergelijking met de drentse beken, met name met de beken die bij het onderhavige onderzoek zijn betrokken, zijn een aantal geformuleerde cenotypen niet van belang: bronbeken, zoals die bij de heuvelruggen in Twente voorkomen, komen niet in Drenthe voor. Temporaire (kleine) bovenlopen komen wel in Drenthe voor, maar zijn niet onderzocht. De (sterk)

organisch verrijkte beken worden in dit onderzoek niet beschouwd als eigen type, maar als beïnvloede vorm van andere beektypen. Derhalve blijven vier cenotypen voor vergelijking met drentse beken over: permanente natuurlijke bovenlopen (monstergroep 2), permanente (semi)natuurlijke middenlopen (monstergroep 6), permanente genormaliseerde middenlopen (monstergroep 7) en permanente genormaliseerde benedenlopen (monstergroep 8). Deze groepen vertonen grote gelijkenis met de voorgestelde typologische indeling van de drentse beken in het onderhavige rapport.
Geconcludeerd wordt dat de voorgestelde typologische indeling van drentse beken goed aansluit bij andere typologieën in Nederland.

3.5 Analyse beïnvloedingsreeksen

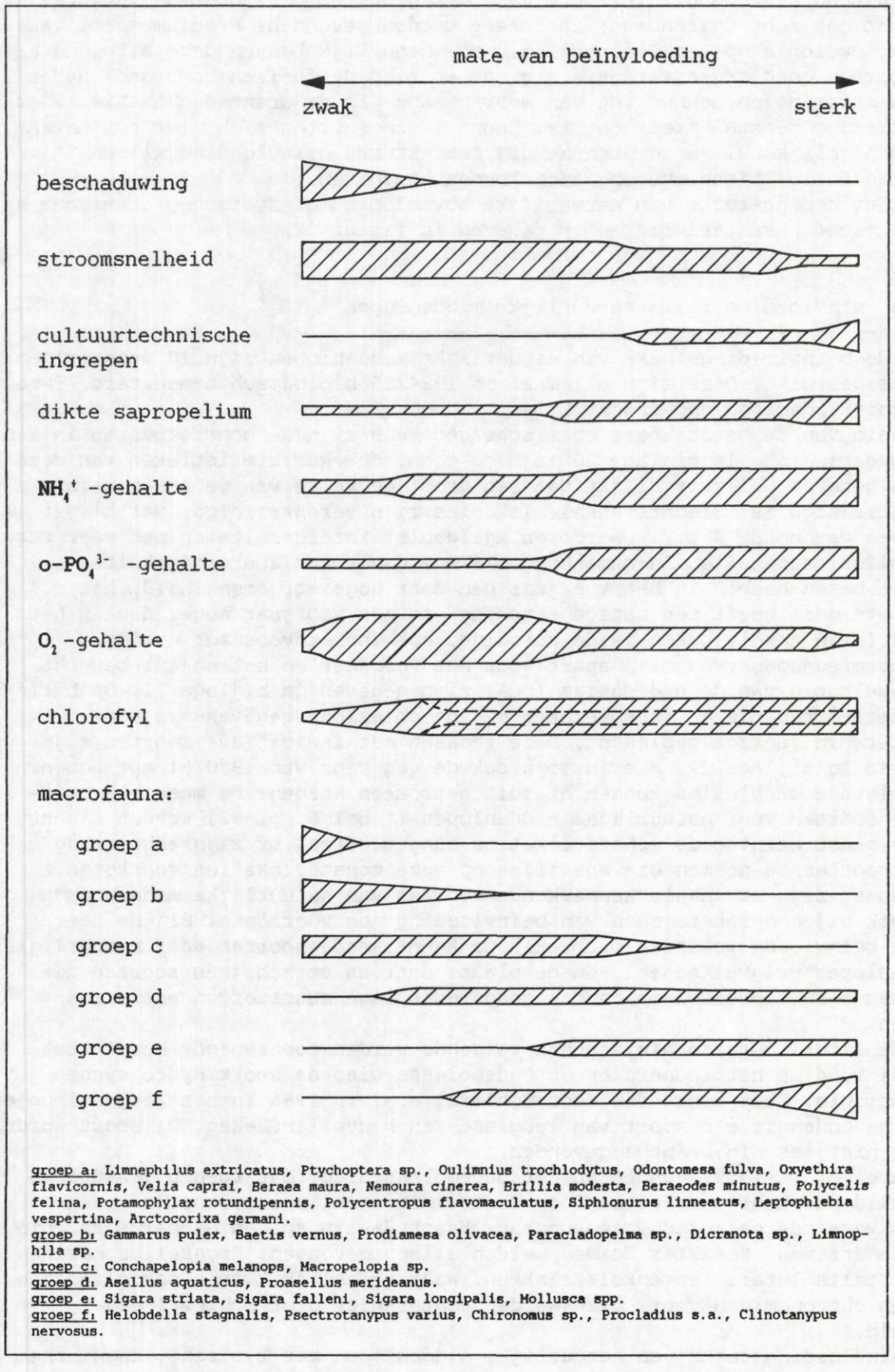
3.5.1 Inleiding

In deze paragraaf worden voor de onderscheiden beektypen de effecten nagegaan van beïnvloeding. Bij deze analyse van beïnvloedingsreeksen worden de biologische gegevens van alle bemonsteringslokaties gebruikt, in relatie met fysische en chemische variabelen. Per beektype wordt een deelset samengesteld waarin naast de gegevens van de monsterlokaties die gebruikt zijn voor het opstellen van de typologie ook de meer beïnvloede lokaties van dat type zijn opgenomen. Hiervoor is het noodzakelijk dat eerst alle lokaties die niet gebruikt zijn voor het opstellen van de typologie in een type worden ingedeeld. Dit is te doen aan de hand van de beschrijvingen van de typen in de vorige paragraaf. Van belang is of de lokatie al of niet genormaliseerd is en of de lokatie zich hydrologisch in een boven- midden- of benedenstrooms beekdal bevindt. De uitkomst van deze bepalingen is gegeven in bijlage 16. Net als bij de type-indeling van de geselecteerde punten vallen ook nu sommige lokaties in meerdere typen. De reden hiervoor is dat de lokatie een tussen- of overgangssituatie vormt tussen twee typen. Bij de analyse van de beïnvloedingsreeksen kan de lokatie bij beide typen worden betrokken.
Naast analyse van beïnvloedingsreeksen per beektype zijn analyses gemaakt van twee concrete gradiënten in beken. Deze gradiënten liggen in het Rolderdiep en de Hunze. In beide beken vindt halverwege de loop verontreiniging plaats door het effluent van een zuiveringsinstallatie: in het Rolderdiep die van Rolde en in de Hunze die van Gieten. In het Rolderdiep komt bovendien op dezelfde plaats indirect een riooloverstort uit. Door verdunning en zelfreiniging neemt het effect van deze beïnvloeding stroomafwaarts steeds verder af. Hierdoor ontstaat een gradiënt van sterk naar zwak beïnvloed. Door zowel voor het lozingspunt als de gradiënt na het lozingspunt te meten kan worden nagegaan wat het effect is van de beïnvloeding op het ecosysteem.

3.5.2 Beïnvloedingsreeks natuurlijke bovenlopen

Voor de beïnvloedingsreeks van natuurlijke bovenlopen zijn 10 monsterlokaties gebruikt. Twee hiervan zijn niet in 1984/85 bemonsterd en drie zijn niet chemisch onderzocht.
Op basis van de jaargemiddelde chemische gegevens zijn de monsterlokaties in een reeks geplaatst van weinig naar sterker verontreinigd. Zie bijlage 17. Vooral het ammoniumgehalte, maar ook het zuurstof- en ortho-fosfaatgehalte bepalen deze reeks.
De voorjaars- en najaarsbemonsteringen zijn apart bewerkt. De figuren van

de DCA-ordinatie zijn in bijlage 18 gegeven. Op basis van de ligging van de monsters in deze figuren en in samenhang met de chemische gegevens zijn de monsters in reeksen geplaatst. Deze zijn gegeven in bijlage 19, met soorten die indicatief zijn voor de reeksen.
Een samenvattende tabel met indicatieve soorten voor de monsters van 1980/81 is tevens in bijlage 19 gegeven.
Op basis van deze bewerkingen kunnen de volgende uitspraken worden gedaan:
De levensgemeenschap van weinig beïnvloede natuurlijke bovenlopen bevatten een aantal soorten die indicatief zijn voor helder stromend water. Dit zijn bijna alle kenmerkende soorten van het type natuurlijke bovenlopen (tabel 6, p. 42) aangevuld met enkele andere soorten. Bij een lichte mate van beïnvloeding verdwijnt het grootste gedeelte van deze soorten. Slechts een klein aantal komt ook bij sterkere beïnvloeding voor. Anderzijds verschijnen bij toenemende beïnvloeding andere soorten, die vaak niet specifiek gebonden zijn aan stromend water. Uiteindelijk komen enkele soorten in relatief grote aantallen voor. Deze soorten kunnen zich handhaven bij slechte zuurstofcondities.
De samenhang met de chemische variabelen is niet altijd even eenduidig: bij de minst beïnvloede situaties (afgelezen aan de samenstelling van de levensgemeenschap) worden niet de laagste B.Z.V.-, nitraat-, Kjeldahl-stikstof- en totaalfosfaatgehalten gemeten. Ook het zuurstofgehalte is soms bij iets meer beïnvloede situaties juist beter. Dit kan samenhangen met toetredend zuurstofarm kwelwater. Wel is het ammoniumgehalte bij de minst beïnvloede situatie het laagst. De chemische gegevens duiden bij de qua levensgemeenschap minst beïnvloede situatie in ieder geval op een niet verontreinigd water. Naast de chemische samenstelling houdt de samenstelling van de levensgemeenschap ook verband met de stroomsnelheid, de beschaduwing en een min of meer natuurlijk hydrologisch regime door het jaar heen. Een relatie met de macro-ionenbalans bestaat wel. Bij geen of weinig beïnvloeding overheerst het sulfaat/bicarbonaat type, bij sterke beïnvloeding het calcium + natrium/kalium - bicarbonaat/sulfaat type. Deze relatie is echter waarschijnlijk niet causaal.
Bij toenemende beïnvloeding nemen verschillende stoffen in gehalte toe, echter meestal niet allemaal tegelijk en in dezelfde mate. Dit geldt voor: Chlorofyl, ammonium, Kjeldahl-stikstof en fosfaat. Het zuurstofgehalte daalt, evenals het nitraatgehalte. Daarnaast worden de fysische omstandigheden steeds ongunstiger.
Uit de literatuur kan hieraan het volgende worden toegevoegd: Schimmel en Leentvaar (1955) vonden in een weinig beïnvloede bovenloop, het Zeegserloopje, enkele soorten die bij het onderhavige onderzoek niet zijn teruggevonden: Polycelis cornuta (= P. felina), Stenophylax rotundipennis (= Potamophylax rotundipennis) en Polycentropus flavomaculatus. De laatst genoemde soort is een soort van laagland- en heuvellandbeken. Hieruit valt op te maken dat vroeger natuurlijke bovenlopen voorkwamen die nog minder beïnvloed waren dan de thans voorkomende meest optimale situatie.
Mur-Atzema (1965) geeft van het Amerdiep, dat toen nog niet genormaliseerd was, de haft Siphlonurus linneatus (= S. alternatus) op. Volgens Mol (1985a) is alleen een vangst uit het begin van deze eeuw in de Plasmolen bekend en komt deze soort thans niet meer in ons land voor.
Verder vond Mur-Atzema in het Andersediep de haft Leptophlebia vespertina, een soort van zwak zure milieus, en Arctocorixa germari, een soort die eigenlijk thuis hoort in duinplassen en zandgaten. Wellicht zijn zanderige plekken in niet te hard stromende beken ook geschikte milieus voor deze soort.
Paarlberg en Torenbeek (1985) vonden in een zeer sterk beïnvloede natuurlijke bovenloop een levensgemeenschap die naast enkele kevers en wantsen



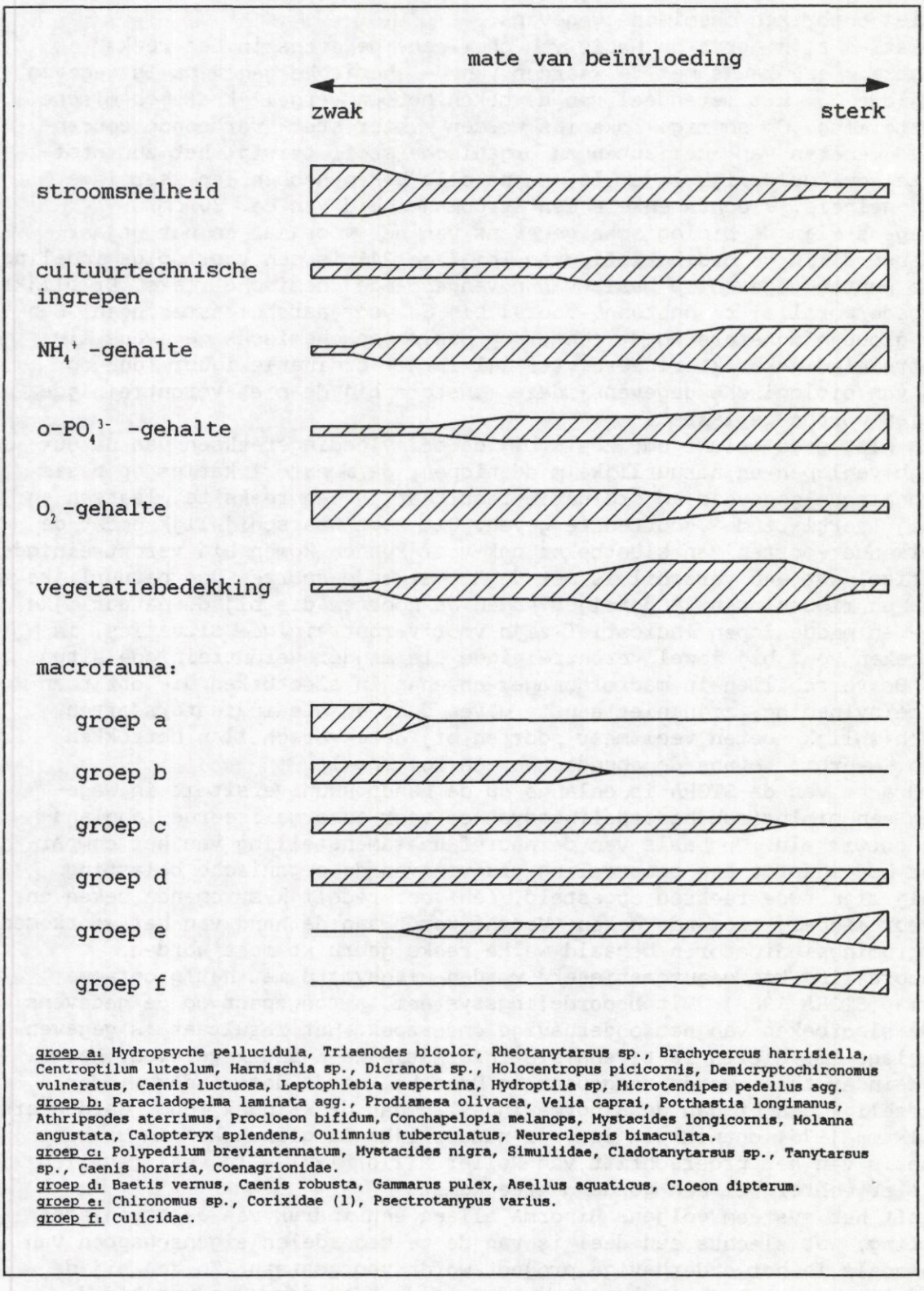
groep a: Limnephilus extricatus, Ptychoptera sp., Oulimnius trochlodytus, Odontomesa fulva, Oxyethira flavicornis, Velia caprai, Beraea maura, Nemoura cinerea, Brillia modesta, Beraeodes minutus, Polycelis felina, Potamophylax rotundipennis, Polycentropus flavomaculatus, Siphlonurus linneatus, Leptophlebia vespertina, Arctocorixa germani.
groep b: Gammarus pulex, Baetis vernus, Prodiamesa olivacea, Paracladopelma sp., Dicranota sp., Limnophila sp.
groep c: Conchapelopia melanops, Macropelopia sp.
groep d: Asellus aquaticus, Proasellus merideanus.
groep e: Sigara striata, Sigara falleni, Sigara longipalis, Mollusca spp.
groep f: Helobdella stagnalis, Psectrotanypus varius, Chironomus sp., Procladius s.a., Clinotanypus nervosus.

FIGUUR 22. Karakterisering beïnvloedingsreeks natuurlijke bovenlopen.

uitsluitend bestond uit Chironomiden. Het grootste deel hiervan behoorde tot het geslacht Chironomus; daarnaast werden gevonden: Prodiamesa olivacea, Macropelopia sp. en Conchapelopia sp. Kennelijk kunnen deze stromendwatersoorten goed tegen verontreiniging, en zijn de fysische omstandigheden, zoals stroming en meandering van meer belang. In de drentse situatie, waar de stroming meestal niet hoog is, kunnen deze soorten zich niet handhaven. Waarschijnlijk zullen in Drenthe bij zeer sterke beïnvloeding alleen soorten zoals Chironomus sp. zich kunnen handhaven.
De beïnvloedingsreeks van natuurlijke bovenlopen met fysische, chemische en biologische karakteristieken is gegeven in figuur 22.

3.5.3 Beïnvloedingsreeks natuurlijke middenlopen

Voor de beïnvloedingsreeks van natuurlijke middenlopen zijn 10 monsterlokaties gebruikt. Deze zijn allemaal in 1984/85 biologisch bemonsterd. Twee zijn niet chemisch onderzocht.
Op basis van de beschikbare chemische gegevens zijn de monsterpunten in een reeks geplaatst. In bijlage 20 zijn de chemische karakteristieken van deze reeks gegeven. Hieruit blijkt dat een groot gedeelte van de beken weinig verontreinigd is. Slechts enkele lokaties zijn verontreinigd, wat blijkt uit een verhoogde B.Z.V.-waarde en kjeldahlstikstofgehalte en het zeer hoge totaalfosfaatgehalte. In samenhang hiermee daalt het zuurstofgehalte.
Enkele beken hebben in het voorjaar een zeer hoge stroomsnelheid, het grootste deel heeft een matige stroming, in het voorjaar hoger dan in het najaar. Van enkele beken is de stroming, ook in het voorjaar gering.
De macrofaunagegevens zijn apart voor het voorjaar en het najaar bewerkt. De resultaten van de ordinaties (DCA) zijn gegeven in bijlage 21. Op basis van deze ordinatie en in samenhang met de chemische gegevens zijn de monsters in reeksen geplaatst. Deze reeksen met indicatieve soorten zijn gegeven in bijlage 22. Hierin zijn ook de gegevens van 1980/81 opgenomen.
De volgende conclusies kunnen hieruit getrokken worden: De meeste kenmerkende soorten voor natuurlijke middenlopen (tabel 6, p. 42) worden slechts op de minst beïnvloede monsterlokaties aangetroffen. Er zijn echter nog meer soorten te noemen die specifiek op deze monsterlokaties voorkomen. Daarnaast zijn er enkele kenmerkende soorten van natuurlijke middenlopen die ook bij een zekere mate van beïnvloeding nog voorkomen. Bij de zeer sterk beïnvloede lokaties ontbreken de kenmerkende soorten voor natuurlijke middenlopen vrijwel geheel. In de plaats daarvan verschijnen soorten die voorkomen in modderbodems en die goed tegen lage zuurstofconcentraties kunnen.
Uit de literatuur kan hieraan het volgende worden toegevoegd: Mur-Atzema (1965) vond in het Loonerdiep en Oudemolense diep de soort Hydropsyche pellucidula. Deze soort die door Schimmel e.a. in 1955 in het Zeegserloopje werd gevonden is een soort van laagland- en heuvellandbeken. De soort wordt thans niet meer in Drenthe gevonden.
Schimmel e.a. (1955) vonden in het Oudemolensediep, dat toen bovenstrooms vervuild was maar terplaatse door zelfreiniging al weer verbeterd, een sterk verarmde macrofaunagemeenschap. Naast Baetis sp. en Gammarus sp. die op een stromend karakter duiden werden alleen gevonden: Proasellus merideanus, Sialis lutaria en enkele slakken. Waarschijnlijk kwamen ook oligochaeten en chironomiden voor; deze werden echter niet door Schimmel e.a. bepaald.
De beïnvloedingsreeks van natuurlijke middenlopen met fysische, chemische en biologische karakteristieken is gegeven in figuur 23.

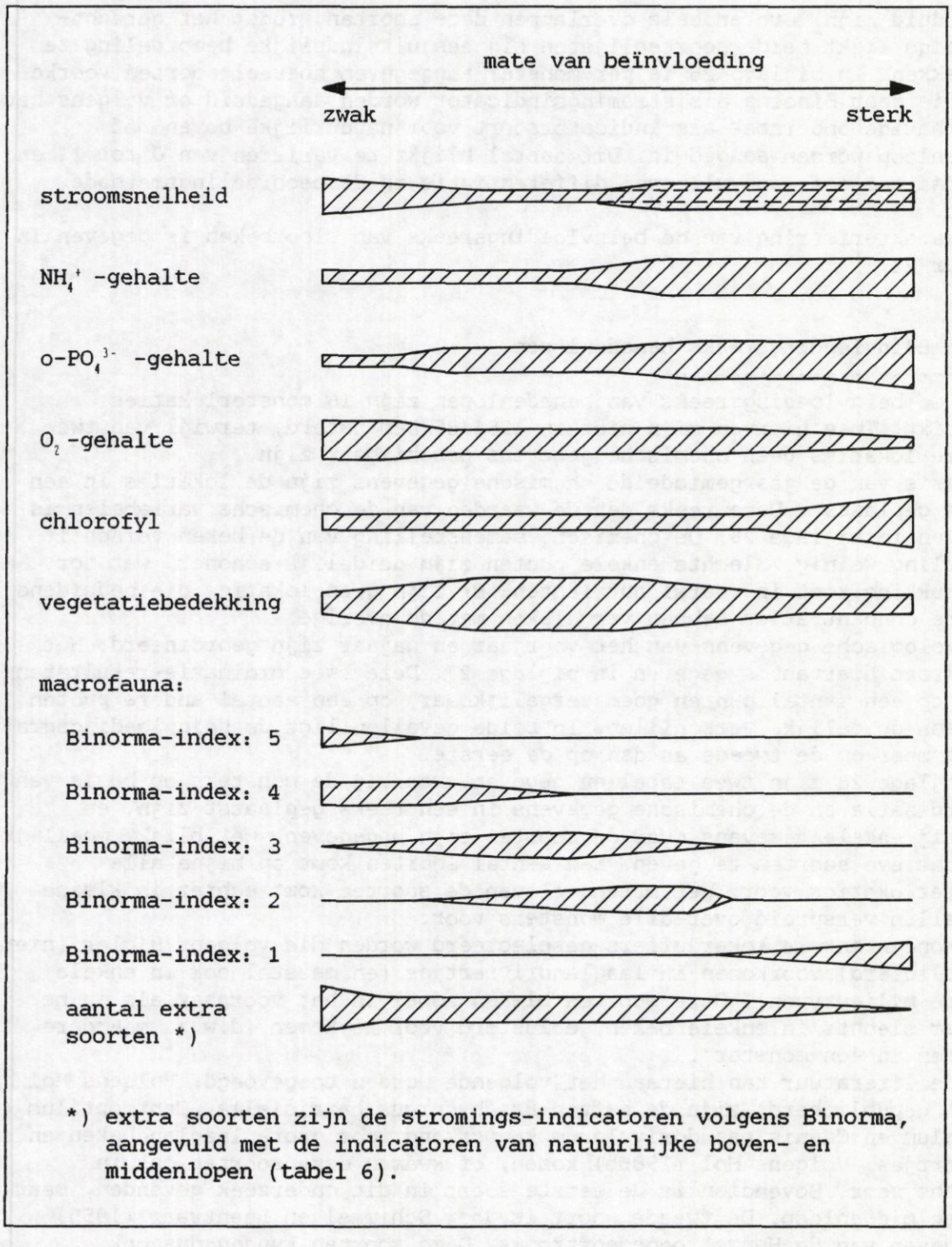


groep a: Hydropsyche pellucidula, Triaenodes bicolor, Rheotanytarsus sp., Brachycercus harrisiella, Centroptilum luteolum, Harnischia sp., Dicranota sp., Holocentropus picicornis, Demicryptochironomus vulneratus, Caenis luctuosa, Leptophlebia vespertina, Hydroptila sp, Microtendipes pedellus agg.
groep b: Paracladopelma laminata agg., Prodiamesa olivacea, Velia caprai, Potthastia longimanus, Athripsodes aterrimus, Procloeon bifidum, Conchapelopia melanops, Mystacides longicornis, Molanna angustata, Calopteryx splendens, Oulimnius tuberculatus, Neureclepsis bimaculata.
groep c: Polypedilum breviantennatum, Mystacides nigra, Simuliidae, Cladotanytarsus sp., Tanytarsus sp., Caenis horaria, Coenagrionidae.
groep d: Baetis vernus, Caenis robusta, Gammarus pulex, Asellus aquaticus, Cloeon dipterum.
groep e: Chironomus sp., Corixidae (1), Psectrotanypus varius.
groep f: Culicidae.

FIGUUR 23. Karakterisering beïnvloedingsreeks natuurlijke middenlopen.

3.5.4 Beïnvloedingsreeks slootbeken

Voor de beïnvloedingsreeks van slootbeken zijn 54 monsterlokaties gebruikt. Hiervan zijn er 18 niet in 1984/85 biologisch bemonsterd en van drie lokaties ontbreken chemische gegevens.
De lokaties zijn eerst op basis van chemische gegevens in een reeks geplaatst. Deze reeks met de waarden van de chemische gegevens is gegeven in bijlage 23. Het merendeel van de beken hebben vergelijkbare chemische samenstelling. Op sommige lokaties worden echter sterk verhoogde concentraties gemeten van nutriënten en organische stof, terwijl het zuurstofgehalte soms duidelijk lager is. Bijna alle beken hebben een zeer lage stroomsnelheid, slechts enkele een stroomsnelheid van ca. 30 cm/s.
Vervolgens zijn de biologische gegevens van het voorjaar en het najaar geordineerd. In de ordinatiefiguren (bijlage 24) is een voorlopige indeling van de punten gegeven op basis van bovengenoemde chemische reeks. Er blijkt een goede parallel te bestaan, vooral bij de voorjaarsbemonsteringen. Een klein groepje monsters wordt echter op basis van chemische gegevens als verontreinigd gekarakteriseerd, terwijl in het ordinatiefiguur (dus op basis van biologische gegevens) deze monsters bij de niet-verontreinigde lokaties worden geplaatst.
Het is niet goed gelukt om, zoals bij de beïnvloedingsreeksen van natuurlijke bovenlopen en natuurlijke middenlopen, de monsterlokaties op basis van chemische gegevens en ordinatie-resultaat in een reeks te plaatsen en hierbij 'verklarende' soorten te geven. Dit komt waarschijnlijk omdat de kenmerkende soorten van slootbeken ook voor kunnen komen bij verontreinigde situaties, wat een verschil is met de kenmerkende soorten van natuurlijke boven- en middenlopen. Anderzijds komen de soorten die bij de natuurlijke boven- en middenlopen indicatief zijn voor verontreinigde situaties, in slootbeken voor bij zowel verontreinigde als minder verontreinigde situaties. De verschillen in macrofaunagemeenschap in slootbeken die ontstaan door beïnvloeding, zijn niet aan te geven door enkele indicatorsoorten. Waarschijnlijk moeten veel meer soorten bij deze verschillen betrokken worden, waarbij tevens de abundantie een rol speelt.
In opdracht van de STORA is onlangs op de Landbouwuniversiteit in Wageningen een biologisch beoordelingssysteem voor genormaliseerde laaglandbeken ontwikkeld. Op basis van de macrofaunasamenstelling van het compartiment bodem wordt een beoordeling gegeven van de organische belasting. Hierbij zijn twee reeksen opgesteld, één voor redelijk stromende beken en één voor minder stromende beken. Vooraf wordt aan de hand van het voorkomen van stromingsindicatoren bepaald welke reeks gebruikt moet worden.
De beoordeling kan geautomatiseerd worden uitgevoerd met het programma Binorma (STORA 1988). Dit beoordelingssysteem is toegepast op de gegevens van de slootbeken van het onderhavige onderzoek. Het resultaat is gegeven in bijlage 25. Hierin is tevens als informatie de K-index gegeven. Hoewel deze K-index thans wordt toegepast in Drenthe, wordt deze index minder toepasselijk geacht dan de Binorma-index, omdat de K-index (door Gardeniers en Tolkamp 1976) ontwikkeld is voor natuurlijke laaglandbeken in Brabant (op basis van het proefschrift van Moller Pillot 1971). In veel gevallen blijkt er echter wel een goede overeenkomst.
Nu geeft het systeem volgens Binorma alleen een indruk van de organische belasting, wat slechts een deel is van de te beoordelen eigenschappen van beken zoals in het onderhavige project wordt voorgestaan. Zo zou bij de beoordeling ook betrokken kunnen worden of de beek door Binorma bij de stromende of de minder stromende beïnvloedingsreeks wordt ingedeeld, waarmee een indicatie wordt gekregen in hoeverre de beek nog karaktereigenschappen vertoont van een niet-genormaliseerde beek. Hiervoor kunnen



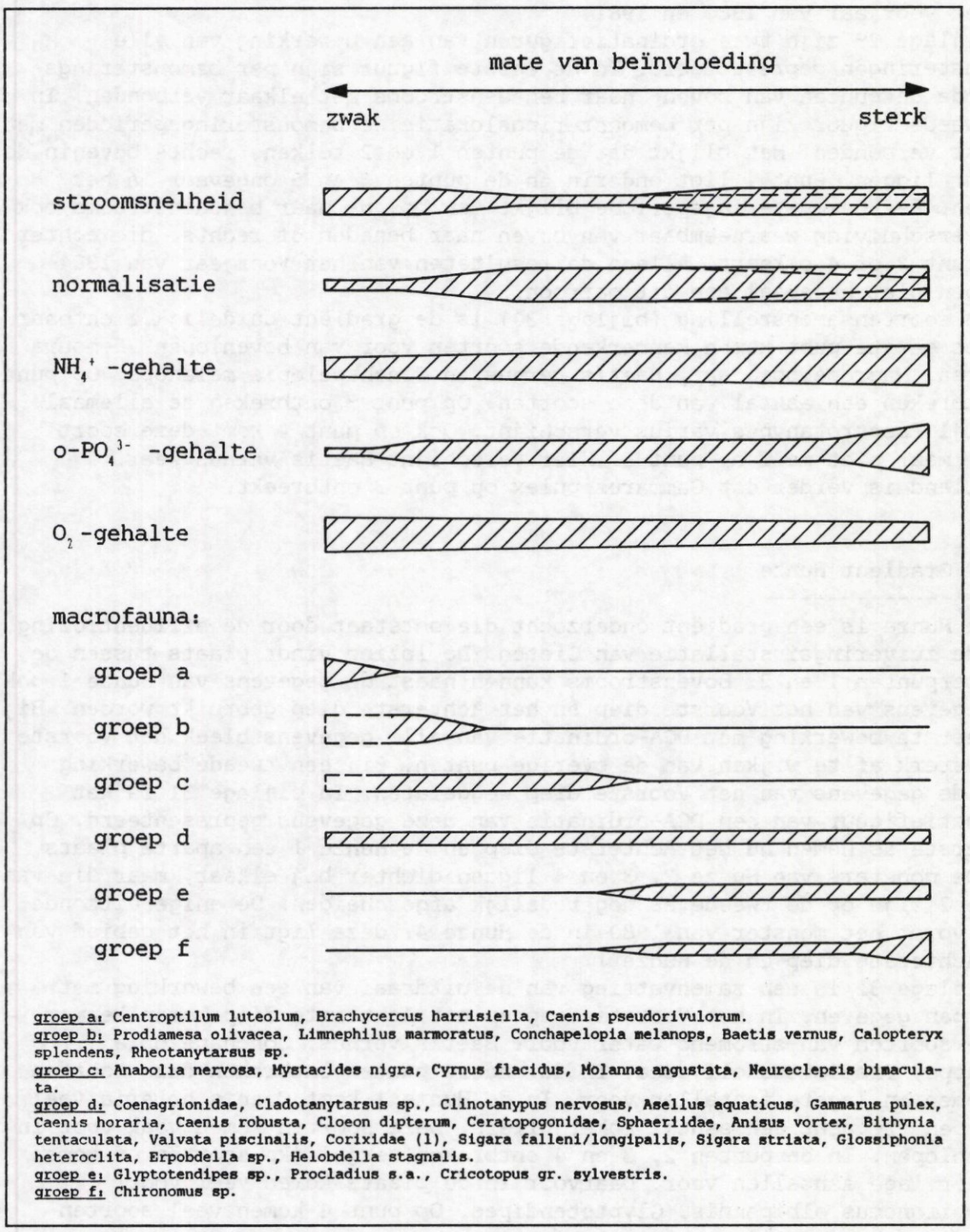
*) extra soorten zijn de stromings-indicatoren volgens Binorma, aangevuld met de indicatoren van natuurlijke boven- en middenlopen (tabel 6).

FIGUUR 24. Karakterisering beïnvloedingsreeks slootbeken.

dan ook de soorten gebruikt worden die in het onderhavige onderzoek als karakteristiek voor natuurlijke bovenlopen en natuurlijke middenlopen aangeduid zijn. Grotendeels overlappen deze soorten, zodat het gerechtvaardigd lijkt beide soortenlijsten bij een uiteindelijke beoordeling te betrekken. In bijlage 25 is per monster aangegeven hoeveel soorten voorkomen die door Binorma als stromingsindicator worden aangeduid of volgens het onderhavige onderzoek als indicatorsoort voor natuurlijke boven- of middenloop worden aangeduid. Dit aantal blijkt te variëren van 0 tot 11 en kan daarmee een (aanvullende) differentiatie in de beoordelingsmethode geven.
Een karakterisering van de beïnvloedingsreeks van slootbeken is gegeven in figuur 24.

3.5.5 Beïnvloedingsreeks benedenlopen

Voor de beïnvloedingsreeks van benedenlopen zijn 16 monsterlokaties gebruikt. Twee hiervan zijn niet in 1984/85 bemonsterd, terwijl van twee andere lokaties geen chemische gegevens beschikbaar zijn.
Op basis van de jaargemiddelde chemische gegevens zijn de lokaties in een reeks geplaatst. Deze reeks met de waarden van de chemische variabelen is gegeven in bijlage 26. De chemische samenstelling van de beken verschilt onderling weinig. Slechts enkele punten zijn duidelijk schoner, wat tot uitdrukking komt in vooral nutriënten. Er zijn geen lokaties die beduidend hogere concentraties hebben vergeleken met de overige.
De biologische gegevens van het voorjaar en najaar zijn geordineerd. Het resultaat hiervan is gegeven in bijlage 27. Deze twee ordinatie-resultaten zijn op een aantal punten goed vergelijkbaar, op een aantal andere punten bestaan duidelijke verschillen. In beide gevallen ligt de beïnvloedingsgradiënt meer op de tweede as dan op de eerste.
In bijlage 28 zijn twee tabellen gegeven, waarbij de monsters op basis van de ordinatie en de chemische gegevens in een reeks geplaatst zijn, en waarbij enkele gegevens over de soorten zijn opgegeven. Het blijkt moeilijk indicatieve soorten te geven. Een aantal soorten komt op bijna alle monsterlokaties voor. Het merendeel van de soorten komt echter in kleine aantallen verspreid over alle monsters voor.
Wel konden enkele kokerjuffers geselecteerd worden die volgens Higler (niet gepubliceerd) voorkomen in laaglandriviertjes (en meestal ook in enkele andere milieutypen). Deze soorten bleken zowel in het voorjaar als in het najaar slechts in enkele beken geclusterd voor te komen (d.w.z. meerdere soorten in één monster).
Uit de literatuur kan hieraan het volgende worden toegevoegd: Volgens Mol (niet gepubliceerd) zijn de haften Brachycercus harrisiella, Centroptilum luteolum en Caenis pseudorivulorum kenmerkend voor grote laaglandbeken en -riviertjes. Volgens Mol (1985b) komen, of kwamen deze soorten ook in Drenthe voor. Bovendien is de eerste soort in dit onderzoek gevonden, maar in een middenloop. De tweede soort is door Schimmel en Leentvaar (1955) opgegeven van de Hunze, benedenstrooms. Deze soorten kunnen dus ook gebruikt worden als indicatieve soorten voor weinig beïnvloede benedenlopen.
Een samenvattend overzicht van de beïnvloedingsreeks van benedenlopen is gegeven in figuur 25.



groep a: Centroptilum luteolum, Brachycercus harrisiella, Caenis pseudorivulorum.
groep b: Prodiamesa olivacea, Limnephilus marmoratus, Conchapelopia melanops, Baetis vernus, Calopteryx splendens, Rheotanytarsus sp.
groep c: Anabolia nervosa, Mystacides nigra, Cyrnus flacidus, Molanna angustata, Neureclepsis bimaculata.
groep d: Coenagrionidae, Cladotanytarsus sp., Clinotanypus nervosus, Asellus aquaticus, Gammarus pulex, Caenis horaria, Caenis robusta, Cloeon dipterum, Ceratopogonidae, Sphaeriidae, Anisus vortex, Bithynia tentaculata, Valvata piscinalis, Corixidae (l), Sigara falleni/longipalis, Sigara striata, Glossiphonia heteroclita, Erpobdella sp., Helobdella stagnalis.
groep e: Glyptotendipes sp., Procladius s.a., Cricotopus gr. sylvestris.
groep f: Chironomus sp.

FIGUUR 25. Karakterisering beïnvloedingsreeks benedenlopen.

3.5.6 Gradiënt Rolderdiep

In het Rolderdiep is een gradiënt bemonsterd rondom de inmiddels opgeheven indirecte lozing van de zuiveringsinstallatie van Rolde. De punten 1 en 2 liggen bovenstrooms van het lozingspunt, de punten 3, 4 en 5 benedenstrooms. Wegens de aanwezigheid van stuwen kan het effluent soms ook punt 2 bereiken. Punt 1 wordt echter nooit door de overstort beïnvloed.
De vijf punten zijn bemonsterd in het voor- en najaar van 1984 en in het

voorjaar van 1985. Punt 2 is bovendien bemonsterd in het najaar van 1985 en in het voorjaar van 1980 en 1981.
In bijlage 29 zijn twee ordinatiefiguren van een bewerking van alle bemonsteringen gepresenteerd. In de eerste figuur zijn per bemonsteringsperiode de punten van boven- naar benedenstrooms met elkaar verbonden. In de tweede figuur zijn per bemonsteringslokatie de bemonsteringsperioden met elkaar verbonden. Het blijkt dat de punten 1 en 2 telkens rechts bovenin de figuur liggen. Punt 4 ligt onderin en de punten 3 en 5 ongeveer in het midden. Per bemonsteringsperiode blijkt van boven- naar benedenstrooms ook een verschuiving waarneembaar van boven naar beneden of rechts, die echter bij punt 3 of 4 omkeert. Alleen de resultaten van het voorjaar van 1984 voldoen niet helemaal aan dit patroon.
In de soortensamenstelling (bijlage 30) is de gradiënt duidelijk zichtbaar. Op het eerste punt komen kenmerkende soorten voor van bovenlopen: Nemoura cinerea, Macropelopia sp., Baetis vernus en Conchapelopia melanops. Op punt 2 ontbreken een aantal van deze soorten. Op punt 3 ontbreken ze allemaal, terwijl Psectrotanypus varius verschijnt. Ook op punt 4 komt deze soort voor, maar niet meer op punt 5. Hier verschijnt Baetis vernus weer. Opvallend is verder dat Gammarus pulex op punt 3 ontbreekt.

3.5.7 Gradiënt Hunze

In de Hunze is een gradiënt onderzocht die ontstaat door de effluentlozing van de zuiveringsinstallatie van Gieten. De lozing vindt plaats tussen de monsterpunten 1 en 2. Bovenstrooms kunnen naast de gegevens van Hunze 1 ook de gegevens van het Voorste diep en het Achterste diep gebruikt worden. Bij een eerste bewerking met DCA-ordinatie van alle gegevens bleek het Voorste diep sterk af te wijken van de overige punten. Bij een tweede bewerking zijn de gegevens van het Voorste diep weggelaten. In bijlage 31 is het ordinatiefiguur van een DCA-ordinatie van deze gegevens gepresenteerd. Op de eerste as nemen nu het Achterste diep en de Hunze 1 een aparte plaats in. De monsters van Hunze 2, 3 en 4 liggen dichter bij elkaar, maar die van Hunze 2 zijn op de tweede as nog redelijk afgescheiden. De enige uitzondering vormt het monster van 1980 in de Hunze 4: deze ligt in het gebied van het Achterste diep en de Hunze 1.
In bijlage 32 is een samenvatting van de uitdraai van een bewerking met Twinspan gegeven. In het Voorste diep en het Achterste diep komen kenmerkende soorten van stromend water voor: Baetis vernus, Conchapelopia melanops, Prodiamesa olivacea. In de andere punten ontbreken deze soorten of komen in lagere aantallen voor. In de Hunze 1 komt Caenis horaria veel voor, en frequent een aantal kokerjuffers. Deze soorten komen vaak voor in middenlopen. In de punten 2, 3 en 4 ontbreken dergelijke soorten of komen in zeer lage aantallen voor. Daarvoor in de plaats komen veel voor: Endochironomus albipennis, Glyptotendipes. Op punt 4 komen veel soorten voor die gebonden zijn aan vegetatie.
Geconcludeerd kan worden dat naast de invloed van de effluentlozing het verschil in boven-, midden- en benedenloop een rol speelt bij de monsterpunten in de Hunze (inclusief Voorste diep en Achterste diep). De invloed van de effluentlozing kan worden afgelezen aan het ontbreken van typische beeksoorten, die op punt 2 wel aanwezig zouden moeten zijn. De gradiënt is hier minder duidelijk aanwezig in vergelijking met die in het Rolderdiep. Hier komen meer de typische verschillen tussen boven-, midden- en benedenstroom naar voren.

4 ECOLOGISCHE DOELSTELLINGEN

4.1 Uitgangspunten en keuze variabelen

In dit hoofdstuk worden ecologische doelstellingen voor de onderscheiden beektypen gegeven. Het is zinvol om de termen norm en ecologische doelstelling nader toe te lichten. Hierbij wordt aangesloten op het rapport van de CUWVO-werkgroep V-1 (1988) en het rapport van de Gezondheidsraad (1989). Voorop moet gesteld worden dat het in het onderhavige rapport gaat om een beoordeling van ecosystemen. Een systeem (in algemene zin) is volgens de Gezondheidsraad (1989) 'een verzameling objecten tezamen met relaties tussen de objecten en hun eigenschappen, een samenhangend geheel vormend'. De objecten in een ecosysteem zijn volgens de Gezondheidsraad niches en niet-levende bestanddelen. Naar onze mening is deze benadering van een ecosysteem erg functioneel. Ook structuurparameters zoals soortensamenstelling van de levensgemeenschap en abundanties van soorten maken deel uit van het ecosysteem. De onderlinge relaties tussen de genoemde objecten vormen eveneens een wezenlijk deel van het ecosysteem. Dit wordt ook door de Gezondheidsraad onderschreven.
Een ecologische parameter is een kwantificeerbare eigenschap waarmee (een deel van) het ecosysteem kan worden beschreven. Een ecologische norm is een algemene regel met betrekking tot één ecologische parameter. Een ecologische doelstelling (door de CUWVO normdoelstelling genoemd) is het samenhangend geheel van ecologische normen met betrekking tot de toestand van een ecosysteem, eventueel (mede) in de vorm van een woordelijke omschrijving (CUWVO 1988).
Het doel van beoordelen (toetsen aan normen) is het bepalen of een gewenste toestand van een ecosysteem is bereikt. De gewenste toestand wordt in het beleid aangegeven. Daarnaast wordt beoordelen gebruikt om te bepalen of het beleid t.a.v. het oppervlaktewaterbeheer effect heeft. Voor de normering komen drie groepen variabelen in aanmerking:

1. Sturende variabelen. Dit zijn variabelen die (meestal) geen deel vormen van het ecosysteem zelf en die te maken hebben met menselijk handelen.
2. Conditionerende variabelen. Dit zijn variabelen die 'voorwaarde-scheppend' zijn voor een bepaalde toestand van een ecosysteem. Ze maken tevens deel uit van het ecosysteem. Door Schroevers worden deze variabelen stuurvariabelen genoemd. Hiermee wordt dus iets anders bedoeld dan de onder 1 genoemde variabelen.
3. Respons variabelen. Dit zijn variabelen de het gevolg zijn van andere variabelen. Ze maken eveneens deel uit van het ecosysteem. Schroevers noemt deze variabelen volgvariabelen.

Een voorbeeld van categorie 1 is het lozen van afvalstoffen, een voorbeeld van categorie 2 is het fosfaatgehalte in een oppervlaktewater en een voorbeeld van categorie 3 is de samenstelling van de algengemeenschap. Voor alle drie de variabelen kunnen normen worden gegeven. De variabelen van categorie 2 zijn over het algemeen abiotische variabelen, die van categorie 3 over het algemeen biologische. Er bestaat echter geen scherpe grens tussen beide categorieën. Ook kunnen sommige variabelen zowel tot categorie 2 als categorie 3 worden gerekend.
Het onderscheid in genoemde categorieën is om twee redenen belangrijk. Ten eerste zijn niet alle soorten variabelen even goed door de mens te sturen. De variabelen van categorie 1 zijn het best stuurbaar, die van categorie 3 het minst. Daarmee samenhangend kunnen normen voor categorie 1 in principe op korte termijn gerealiseerd worden, terwijl bij de normen voor categorie 3 een lange-termijn en gefaseerde aanpak gewenst is.
De tweede reden om onderscheid te maken is dat de responsvariabelen het te

bereiken beleidsdoel het best kunnen omschrijven. De conditionerende en zeker de sturende variabelen geven daarbij de weg aan waarlangs het doel bereikt kan worden. De responsvariabelen zijn het meest geschikt om het beleidsdoel te toetsen, de conditionerende variabelen zijn het meest geschikt om het directe effect van het oppervlaktewaterbeheer te toetsen. De sturende variabelen zijn het meest geschikt het oppervlaktewaterbeleid te formuleren.
In een ecologische normering dienen daarom zowel conditionerende variabelen als responsvariabelen voor te komen. Een duidelijk onderscheid tussen conditionerende en responsvariabelen is echter niet altijd te maken. Duidelijk is echter wel dat zowel biotische als abiotische variabelen deel uit dienen te maken van de ecologische normering. De biotische variabelen zitten meer aan de respons kant, en dienen meer als uiteindelijke toets voor het te bereiken ecosysteem. De abiotische variabelen zitten meer aan de conditionerende kant, en dienen meer als toets voor het gevoerde beleid. Bij het nog niet bereiken van het beleidsdoel kunnen de abiotische variabelen bovendien beter aangeven hoever de toestand van het te bereiken doel verwijderd is.

4.2 Onderscheiden niveaus en begrenzing

Ten behoeve van het beoordelingssysteem zullen de beïnvloedingsreeksen die in paragraaf 3.4 voor de onderscheiden beektypen zijn gegeven in verschillende niveaus worden onderverdeeld. Hierbij moet worden bedacht dat de reeks in wezen een geleidelijke overgang weergeeft van weinig naar sterk beïnvloed. De grenzen tussen de niveaus kunnen scherp omschreven worden, maar de keuze van de plaats van de grens is arbitrair. Als middel voor beoordeling van wateren is het definiëren van niveaus wel zinvol.
In aansluiting op paragraaf 1.2.2 worden de niveaus zoveel mogelijk gedefinieerd aan de hand van de mate van ecosysteemontwikkeling. Tegelijk wordt aansluiting gezocht bij het IMP-water 1985-89 en het waterkwaliteitsplan van de provincie, waarin sprake is van drie niveaus: een basiskwaliteit, een natuurbescherming op midden en op hoog niveau.
De hoogst haalbare mate van systeemontwikkeling, wat de referentietoestand genoemd zou kunnen worden, is moeilijk te omschrijven, omdat deze thans niet of nauwelijks voorkomt. Bovendien divergeren de systemen steeds meer naarmate de mate van ecosysteemontwikkeling toeneemt. Dit betekent dat eigenlijk een steeds grotere hoeveelheid beektypen moet worden gedefinieerd, wil de beschrijving (of doelstelling) nog enigszins exact zijn. Dit niveau (wat niet in het IMP water 1985-89 of het waterkwaliteitsplan van Drenthe wordt gegeven) wordt in het onderhavige rapport niet verder uitgewerkt.
In het Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-89 wordt onder het hoog niveau verstaan: corresponderend met de natuurlijke situatie, met een differentiatie naar afzonderlijke wateren. In het waterkwaliteitsplan van Drenthe wordt het niveau omschreven als een zodanige kwaliteit van het oppervlaktewater dat (1) het ecosysteem zich in 'natuurlijke staat' bevind of wordt teruggebracht en (2) dit oppervlaktewater in het geheel niet verontreinigd wordt, dat wil zeggen dat er geen inworp van stoffen als gevolg van menselijk handelen mag plaatsvinden; ook andere vormen van beïnvloeding, zoals ingrepen in de vorm en afmetingen en cultuurtechnische maatregelen worden zoveel mogelijk voorkomen. Deze formulering is weinig geschikt voor genormaliseerde beken, omdat deze sterk beïnvloed zijn door cultuurtechnische maatregelen. In feite zou zelfs geen enkel water aan deze omschrijving voldoen, omdat onder 'inworp van stoffen als gevolg van

menselijk handelen' ook droge en natte potentieel verzurende depositie ('zure regen') kan worden verstaan. In het onderhavige rapport wordt het hoog niveau omschreven als: min of meer overeenkomend met de hoogst mogelijke mate van ecosysteemontwikkeling, gedifferentieerd naar beektype. Hiermee worden de cultuurtechnische maatregelen van genormaliseerde beken als 'natuurlijke' eigenschap beschouwd en niet bij de beoordeling betrokken. Dit betekent wel dat het hoog niveau van genormaliseerde beken op een absolute schaal te vergelijken is met ongeveer het middenniveau van natuurlijke beken. Immers, de mate van ecosysteemontwikkeling in genormaliseerde beken kan niet het niveau bereiken van die van natuurlijke beken. Wel kan door herinrichting en beheer een genormaliseerde beek van hoog niveau nog verbeterd worden. Volgens de terminologie die in dit rapport gebruikt wordt, verschuift de beek dan naar een ander type, namelijk naar natuurlijke boven- of middenlopen. Genormaliseerde beken kunnen dus nog sterk verbeterd worden, al voldoen ze volgens de nieuwe beoordelingsmethode de natuurfunctie hoog niveau.
Het midden niveau bevindt zich tussen het hoog en laag niveau en wordt in het IMP 1985-89 omschreven als een toestand, meer in de richting van de natuurlijke toestand, maar nog niet daaraan gelijk, met een differentiatie naar in Nederland voorkomende watertypen. Het waterkwaliteitsplan geeft de volgende omschrijving: een zodanige kwaliteit van het oppervlaktewater dat een bepaalde mate van beïnvloeding en verandering van het ecosysteem ten opzichte van de 'natuurlijke situatie' wordt geaccepteerd of zelfs doelbewust wordt nagestreefd. In het onderhavige rapport worden deze omschrijvingen ongewijzigd overgenomen.
Het laag niveau, de basiskwaliteit, wordt in het IMP 1985-89 omschreven als: een zodanige kwaliteit van het oppervlaktewater dat het ter plaatse en elders:

- geen overlast voor de omgeving veroorzaakt en er niet vervuild uitziet;
- levenskansen biedt voor aquatische levensgemeenschappen (...) en tevens ecologische belangen buiten het water beschermt;
- mogelijkheden biedt voor bepaalde vormen van menselijk gebruik (...).

Het laag niveau behoeft niet te worden gedifferentieerd naar watertype. Het waterkwaliteitsplan van Drenthe sluit bij deze omschrijving aan. Ook het onderhavige rapport sluit hierbij aan, met als enige verschil dat de basiskwaliteit gedeeltelijk wel wordt gedifferentieerd naar beektype.

4.3 Ecologische doelstellingen per type

4.3.1 Ecologische doelstellingen natuurlijke bovenlopen

De beïnvloedingsreeks van de natuurlijke bovenlopen die in paragraaf 3.5.2 is beschreven is in vier stadia onderverdeeld, die gesteld worden te corresponderen met hoog niveau, midden niveau, laag niveau (basiskwaliteit) en onvoldoende (lager dan basiskwaliteit). De doelstellingen voor hoog, midden en laag niveau, alsmede de kenmerken van het niveau 'onvoldoende', zijn in tabel 7 samengebracht.
De doelstelling van het hoog niveau wordt gevormd door een levensgemeenschap met een aantal kenmerkende soorten. De conditionerende factoren zijn vooral fysisch: hydrologisch weinig beïnvloed, meandering, beschaduwing en stroming. Bij de chemische variabelen mag in elk geval geen sprake zijn van verontreiniging. Het nitraatgehalte kan soms hoog zijn, hoewel hieruit reeds een zekere mate van beïnvloeding blijkt. Het zuurstofgehalte is soms laag. Dit mag alleen voorkomen als het veroorzaakt wordt door natuurlijke omstandigheden (kwel van zuurstofarm water) en niet door organische

TABEL 7. Ecologische doelstellingen natuurlijke bovenlopen.

niveau:	hoog	midden	laag	onvoldoende
fysische kenmerken:				
beschaduwing	sterk	niet	niet	niet
stroming	>30 cm/s	>25 cm/s	n.v.b.	n.v.b.
sapropelium	5-10 cm	5-10 cm	10-20 cm	>20 cm
hydrologie	weinig beïnvloed	weinig beïnvloed	matig beïnvloed	n.v.b.
chemische kenmerken:				
O2	>8 mg/l	>7 mg/l	>6 mg/l	<6 mg/l
NH4	<0.2 mgN/l	<0.6 mgN/l	<1.2 mgN/l	>1 mgN/l
o-PO4	<0.06 mgP/l	<0.10 mgP/l	<0.15 mgP/l	>0.15 mgP/l
macro-ionen type	SO4/HCO3	SO4/HCO3	Ca/Na+K HCO3/SO4	geen SO4
biologische kenmerken				
groep A	**	-	-	-
groep B	**	*	-	-
groep C	**	**	*	-
groep D	-	**	**	**
groep E	-	*	**	**
groep F	-	*	**	***

groep A: Arctocorixa germani, Leptophlebia vespertina, Siphlonurus linneatus, Potamophylax rotundipennis, Polycentropus flavomaculatus, Polycelis felina, Odontomesa fulva, Oxyethira flavicornis, Velia caprai, Beraea maura, Beraeodes minutus, Nemoura cinerea, Brillia modesta, Limnephilus extricatus, Ptychoptera sp., Oulimnus trochlodytus.
groep B: Baetis vernus, Prodiamesa olivacea, Paracladopelma sp., Dicranota sp., Limnophila sp., Gammarus pulex.
groep C: Conchapelopia melanops, Macropelopia sp.
groep D: Asellus aquaticus, Proasellus merideanus.
groep E: Sigara striata, Sigara falleni/longipalis, slakken.
groep F: Helobdella stagnalis, Psectrotanypus varius, Chironomus sp., Procladius sp., Clinotanypus nervosus

\- = niet of nauwelijks voorkomend
* = soms voorkomend (enkele soorten van de groep)
** = meestal voorkomend (meerdere soorten van de groep)
*** = dominant voorkomend (enkele of meerdere soorten van de groep, maar altijd in hoge abundanties)
n.v.b. = niet van belang (geen kenmerkende waarde voor het stadium te geven)

belasting. Menselijke beïnvloeding moet zoveel mogelijk vermeden worden en mag alleen bestaan uit incidenteel (bij voorkeur handmatig) onderhoud. Een afgestemd landgebruik (geen intensieve landbouw bijvoorbeeld) is noodzakelijk, bij voorkeur in het hele stroomgebied.
De doelstelling voor het midden niveau wordt gekenmerkt door een levensgemeenschap met enkele soorten van het hoog niveau, aangevuld met een aantal andere soorten. Conditionerende factoren zijn: een goede stroming en een weinig aangetast hydrologische systeem. De beek hoeft niet beschaduwd te zijn, en een extensieve landbouw in het stroomgebied is mogelijk.
Bij laag niveau mag er geen sprake zijn van dominantie van een aantal soorten (groep F uit figuur 22) en tevens mag er geen sprake zijn van sterke verontreiniging.

4.3.2 Ecologische doelstellingen natuurlijke middenlopen

Aan de hand van de beïnvloedingsreeks van natuurlijke middenlopen (paragraaf 3.5.3) zijn de doelstellingen, alsmede de kenmerken van het stadium 'onvoldoende' geformuleerd. Deze zijn in tabel 8 aangegeven.
De ecologische doelstelling voor het hoog niveau wordt gevormd door een levensgemeenschap met ondermeer enkele kenmerkende soorten. Conditionerend zijn een hoge stroomsnelheid, een weinig aangetast hydrologisch systeem en niet verontreinigd water. Menselijke beïnvloeding moet zoveel mogelijk vermeden worden en mag alleen bestaan uit periodiek extensief onderhoud.

TABEL 8. Ecologische doelstellingen natuurlijke middenlopen.

niveau:	hoog	midden	laag	onvoldoende
fysische kenmerken:				
stroming	>50 cm/s	>25 cm/s	n.v.b.	n.v.b.
hydrologie	weinig beïnvloed	weinig beïnvloed	matig beïnvloed	n.v.b.
chemische kenmerken:				
O2	>9 mg/l	>8 mg/l	>7 mg/l	<7 mg/l
NH4	<0.4 mgN/l	<0.8 mgN/l	<1.2 mgN/l	>1.2 mgN/l
o-PO4	<0.06 mgP/l	<0.12 mgP/l	<0.18 mgP/l	>0.18 mgP/l
biologische kenmerken:				
bedekking planten	vrijwel afwezig	submers aanwezig	wisselend	vaak afwezig
groep A	**	-	-	-
groep B	**	**	-	-
groep C	**	**	*	-
groep D	**	**	**	*
groep E	-	**	**	**
groep F	-	-	-	***

groep A: Hydropsyche pellucidula, Holocentropus picicornis, Demicryptochironomus vulneratus, Caenis luctuosa, Leptophlebia vespertina, Hydroptila sp., Microtendipes pedellus agg., Triaenodes bicolor, Rheotanytarsus sp., Brachycercus harrisiella, Centroptilum luteolum, Harnischia curtilamellata, Dicranota sp.
groep B: Paracladopelma laminata agg., Prodiamesa olivacea, Velia caprai, Potthastia longimanus, Athripsodes aterrimus, Procloeon bifidum, Conchapelopia melanops, Mystacides longicornis, Molanna angustata, Calopteryx splendens, Oulimnius tuberculatus, Neureclepsis bimaculata.
groep C: Polypedilum breviantennatum, Mystacides nigra, Simulium sp., Cladotanytarsus sp., Caenis horaria, Coenagrionidae.
groep D: Baetis vernus, Caenis robusta, Gammarus pulex, Asellus aquaticus, Cloeon dipterum.
groep E: Chironomus sp., Corixidae (larve), Psectrotanypus varius.
groep F: Culicidae.
\- = niet of nauwelijks voorkomend
* = soms voorkomend (enkele soorten van de groep)
** = meestal voorkomend (meerdere soorten van de groep)
*** = dominant voorkomend (enkele of meerdere soorten van de groep, maar altijd in hoge abundanties)
n.v.b. = niet van belang (geen kenmerkende waarde voor het stadium te geven)

Het landgebruik in het hele stroomgebied, inclusief dat van de bovenstroomse beekdalen, moet extensief van aard zijn.
Bij het midden niveau mag de stroomsnelheid lager zijn. De faunagemeenschap is rijker aan soorten, maar enkele kenmerkende soorten van hoog niveau ontbreken. De vegetatie speelt een belangrijkere rol in het ecosysteem. Menselijke beïnvloeding is onder bepaalde voorwaarden mogelijk.
Bij laag niveau mag er geen sprake zijn van enkele soorten (groep F uit figuur 23) en het water mag niet sterk verontreinigd zijn.

4.3.3 Ecologische doelstellingen slootbeken

Als basis voor de normering van slootbeken wordt de beoordeling volgens Binorma (STORA 1988) gebruikt, aangevuld met de kenmerkende soorten van natuurlijke boven- en middenlopen en de stromings-indicatoren van Binorma. De doelstellingen voor de verschillende niveaus en de karakteristieken voor het stadium 'onvoldoende' zien er uit zoals aangegeven in tabel 9.
De indeling in hoog-, midden-, basis- en onvoldoende niveau op basis van de Binorma-waarde en de extra soorten kan ook geschematiseerd worden als in tabel 10.

TABEL 9. Ecologische doelstellingen slootbeken.

niveau:	hoog	midden	laag	onvoldoende
fysische kenmerken:				
stroming	>20 cm/s	<20 cm/s	<20 cm/s	<20 cm/s
sapropelium	±5 cm	5-10 cm	<20 cm	n.v.b.
chemische kenmerken:				
O2	>9 mg/l	>8 mg/l	>7 mg/l	<7 mg/l
NH4	<0.8 mgN/l	<1.2 mgN/l	>2.0 mgN/l	>2.0 mgN/l
o-PO4	<0.10 mgP/l	<0.20 mgP/l	<0.30 mgP/l	>0.30 mgP/l
biologische kenmerken:				
chlorofyl	<20 µg/l	<30 µg/l	<50 µg/l	<50 µg/l
vegetatie	±10% subm.	10-30% subm ±10% emers	±10% subm	soms flab
A. Binorma	5			
extra spp	≥ 3			
B. Binorma	4	4		
extra spp	≥ 4	< 4		
C. Binorma	3	3	3	
extra spp	≥ 5	≥ 1 en < 5	< 1	
D. Binorma		2	2	
extra spp		≥ 5	< 2	
E. Binorma				1
extra spp				n.v.b.

n.v.b. = niet van belang
Binorma = de beoordelingsklasse volgens Binorma (STORA 1988)
extra spp = extra soorten, t.w. de stromingsindicatoren volgens Binorma, aangevuld met de kenmerkende soorten van natuurlijke boven- en middenlopen van dit onderzoek (tabel 6, p. 42).

TABEL 10. Soortencombinaties slootbeken.

Binorma waarde	extra soorten	niveau
1	n.v.b.	onvoldoende
2	< 5	basis
	≥ 5	midden
3	< 1	basis
	≥ 1 en < 5	midden
	≥ 5	hoog
4	< 4	midden
	≥ 4	hoog
5	≥ 3	hoog

De ecologische doelstellingen voor de slootbeken worden dus gevormd door de gehele macrofaunagemeenschap, waarbij naast de invloed van organische belasting ook de 'hydrologische gaafheid' is betrokken. Conditionerende factoren zijn vooral chemisch van aard. Alleen bij het hoog niveau speelt de stroomsnelheid nog een rol.
Bij slootbeken vormt menselijke beïnvloeding in de vorm van onderhoud en regulering van stroming en waterpeil een wezenlijk onderdeel van het type. Deze vorm van menselijke beïnvloeding is dus in principe toelaatbaar, maar kan op verschillende wijzen gebeuren: de methode en frequentie van onderhoud, de regulering van peil en afvoerregime en het al of niet inlaten van gebiedsvreemd water zijn factoren die een belangrijke rol spelen bij het bereiken of handhaven van het hoog niveau in deze beken. Door verdergaande maatregelen, met name op het gebied van inrichting (cascades i.p.v. stuwen, aanbrengen van driehoekskribben, aanbrengen van meanders, aanbrengen van beschaduwing, etc.) kan een verdergaande verbetering worden bereikt.
Volgens de terminologie die in dit rapport gebruikt wordt, wordt hiermee op een gegeven moment niet meer de beïnvloedingsmate binnen het type veranderd, maar het type van de beek zelf: een verschuiving naar natuurlijke boven- of middenlopen vindt plaats.
Verontreiniging moet bij hoog niveau vermeden worden, maar is bij midden niveau in lichte mate toelaatbaar. Bij het laag niveau mag geen sprake zijn van sterke verontreiniging.

4.3.4 Ecologische doelstellingen benedenlopen

Op basis van de beschrijving van de beïnvloedingsreeks van de benedenlopen zijn de ecologische doelstellingen voor de verschillende niveaus alsmede de kenmerken van het stadium 'onvoldoende' geformuleerd. Deze zijn in tabel 11 samengebracht.
De doelstelling van het hoog niveau wordt gevormd door een levensgemeenschap met enkele kenmerkende soorten. Het fysisch milieu vormt een belangrijke conditionerende factor: stroming, geen normalisatie en een weinig aangetast hydrologisch systeem. Het water mag niet verontreinigd zijn. Menselijke beïnvloeding moet zoveel mogelijk vermeden worden en mag alleen bestaan uit periodiek onderhoud. Het landgebruik moet extensief van aard zijn. Dit geldt voor het hele stroomgebied, inclusief de bovenstrooms

gelegen beekdalen.
Bij het midden niveau wordt de doelstelling gevormd door een levensgemeenschap met een aantal kenmerkende soorten. Het fysisch milieu vormt een veel minder belangrijke conditionerende factor; de chemische samenstelling echter wel.
Bij het laag niveau mag geen sprake zijn van dominantie van de soorten van groep E of F (figuur 25). Het water mag niet sterk verontreinigd zijn.

TABEL 11. Ecologische doelstellingen benedenlopen.

niveau:	hoog	midden	laag	onvoldoende
fysische kenmerken:				
stroming	>10 cm/s	n.v.b.	n.v.b.	n.v.b.
normalisatie	nee	n.v.b.	n.v.b.	n.v.b.
hydrologie	weinig beïnvloed	deels beïnvloed	beïnvloed	n.v.b.
chemische kenmerken:				
O2	>9 mg/l	>8 mg/l	>7 mg/l	<7 mg/l
NH4	<0.6 gmN/l	<1.0 mgN/l	<1.5 mgN/l	>1.5 mgN/l
o-PO4	<0.06 mgP/l	<0.18 mgP/l	<0.22 mgP/l	>0.22 mgP/l
biologische kenmerken:				
groep A	*	-	-	-
groep B	**	--	-	-
groep C	**	**	-	-
groep D	**	**	**	**
groep E	-	*	**	***
groep F	-	-	*	***

groep A: Centroptilum luteolum, Brachycercus harrisiella, Caenis pseudorivulorum
groep B: Prodiamesa olivacea, Limnephilus marmoratus, Conchapelopia melanops, Baetis vernus, Calopteryx splendens, Rheotanytarsus sp.
groep C: Anabolia nervosa, Mystacides nigra, Cyrnus flavidus, Molanna angustata, Neureclepsis bimaculata.
groep D: Coenagrionidae, Cladotanytarsus, Clinotanypus nervosus, Asellus aquaticus, Gammarus pulex, Caenis horaria, Caenis robusta, Cloeon dipterum, Ceratopogonidae, Sphaeriidae, Anisus vortex, Bithynia tentaculata, Valvata piscinalis, Corixidae (l), Sigara falleni/longipalis, Sigara striata, Glossiphonia heteroclita, Erpobdella sp., Helobdella stagnalis.
groep E: Cricotopus gr. sylvestris, Glyptotendipes sp., Procladius s.a.
groep F: Chironomus sp., Psectrotanypus varius.
\- = niet of nauwelijks voorkomend
* = soms voorkomend (enkele soorten van de groep)
** = meestal voorkomend (meerdere soorten van de groep)
*** = dominant voorkomend (enkele of meerdere soorten van de groep, maar altijd in hoge abundanties)
n.v.b. = niet van belang (geen kenmerkende waarde voor het stadium te geven)

5 ROUTINEMATIG TOEPASBARE BEOORDELINGSMETHODE

5.1 Inleiding

In het vorige hoofdstuk zijn de ecologische doelstellingen voor de drentse beektypen, onderscheiden naar drie niveaus gegeven. De biotische en abiotische kenmerken daarbij kunnen als normen gebruikt worden en als zodanig de basis vormen voor een beoordelingsmethode. Bij een beoordelingsmethode moet echter bovendien worden aangegeven in hoeverre een te beoordelen water aan de doelstellingen voldoet als aan één of meer normen niet wordt voldaan. Het volledig voldoen aan de norm voor de levensgemeenschap zal zelfs vrijwel nooit gerealiseerd worden (alle kenmerkende soorten moeten dan voorkomen), terwijl een positieve beoordeling toch reëel lijkt. In de beoordelingsmethode moet worden aangegeven hoeveel van de kenmerkende soorten aanwezig moeten zijn. Deze beoordelingsmethode wordt gegevens in paragraaf 5.2.
In paragraaf 5.3 worden de eigenschappen en uitkomsten van de oude en nieuwe beoordelingsmethode onderling vergeleken.
In de laatste paragraaf worden enkele opmerkingen gemaakt over het gebruik van de beoordelingsmethode in relatie tot het routinematige bemonsteringsprogramma en het gewenste beheer van de drentse beken.

5.2 Beoordelingsmethode

De beoordelingsmethode bestaat uit de volgende stappen:
1. Bepaal tot welk type de te beoordelen beek behoort (figuur 26).
2. Bepaal welk functienivo de te beoordelen beek heeft (bijlagen 1 en 2).
3. Bepaal voor de slootbeken welke soortencombinatie aanwezig is (tabel 13) en voor de overige beektypen hoeveel soorten van de (terzake doende) soortencombinatie aanwezig is (tabel 12). Voor slootbeken is een eenmalige bemonstering voldoende, voor de overige beektypen moeten gegevens van zowel een voorjaars- als een najaarsbemonstering gebruikt worden.
4. Bepaal aan hoeveel (terzake doende) normen voor de chemische variabelen (tabel 14) wordt voldaan (0 tot 3). Voor deze toetsing is het jaargemiddelde van een maandelijkse bemonstering noodzakelijk.
5. Bepaal of aan de fysische normen wordt voldaan (tabel 15).
6. Bepaal aan de hand van tabel 17 voor de slootbeken of tabel 16 voor de overige beektypen hoe de combinatie van de uitkomsten van stap 3, 4 en 5 leidt tot een beoordelingsuitspraak.

Ad 1.
Zoals uit hoofdstuk 4 blijkt moet bij de indeling van de drentse beken in typen gelet worden op:
- de mate van natuurlijkheid (natuurlijk of genormaliseerd) en
- de plaats in het hydrologisch systeem (boven-, midden- of benedenloop).

Voor het opstellen van de beïnvloedingsreeksen is een groot gedeelte van de drentse beken reeds ingedeeld. Een aantal beektrajecten was daarbij echter (voorlopig) bij twee typen ingedeeld. Op basis van de resultaten van de bewerkingen kon vrij eenvoudig een keuze voor één type gemaakt worden. De beken die nog niet ingedeeld waren, konden eveneens op eenvoudige wijze in een type ondergebracht worden, aan de hand van de geformuleerde kenmerken per type.
De definitieve indeling in beektypen is gegeven op de kaart, figuur 26.

Ad 2.
De toegekende functies aan de beken zijn gegeven in bijlage 1 en op de kaart van bijlage 2.

Ad 3.
Aan de hand van de doelstellingen (paragraaf 4.3) kan per beektype en per functieniveau een gewenste soortencombinatie worden vastgesteld (tabel 12 en 13). Omdat de soortencombinaties bij de natuurlijke bovenlopen, de natuurlijke middenlopen en de benedenlopen soorten van zowel het voorjaar als het najaar zijn opgenomen, is het noodzakelijk zowel voorjaars- als najaarsbemonsteringen bij de beoordeling te betrekken. Aan de hand van de gegevens van beide seizoenen moet worden bepaald hoeveel soorten van de

TABEL 12. Soortencombinaties natuurlijke bovenlopen, natuurlijke middenlopen en benedenlopen.

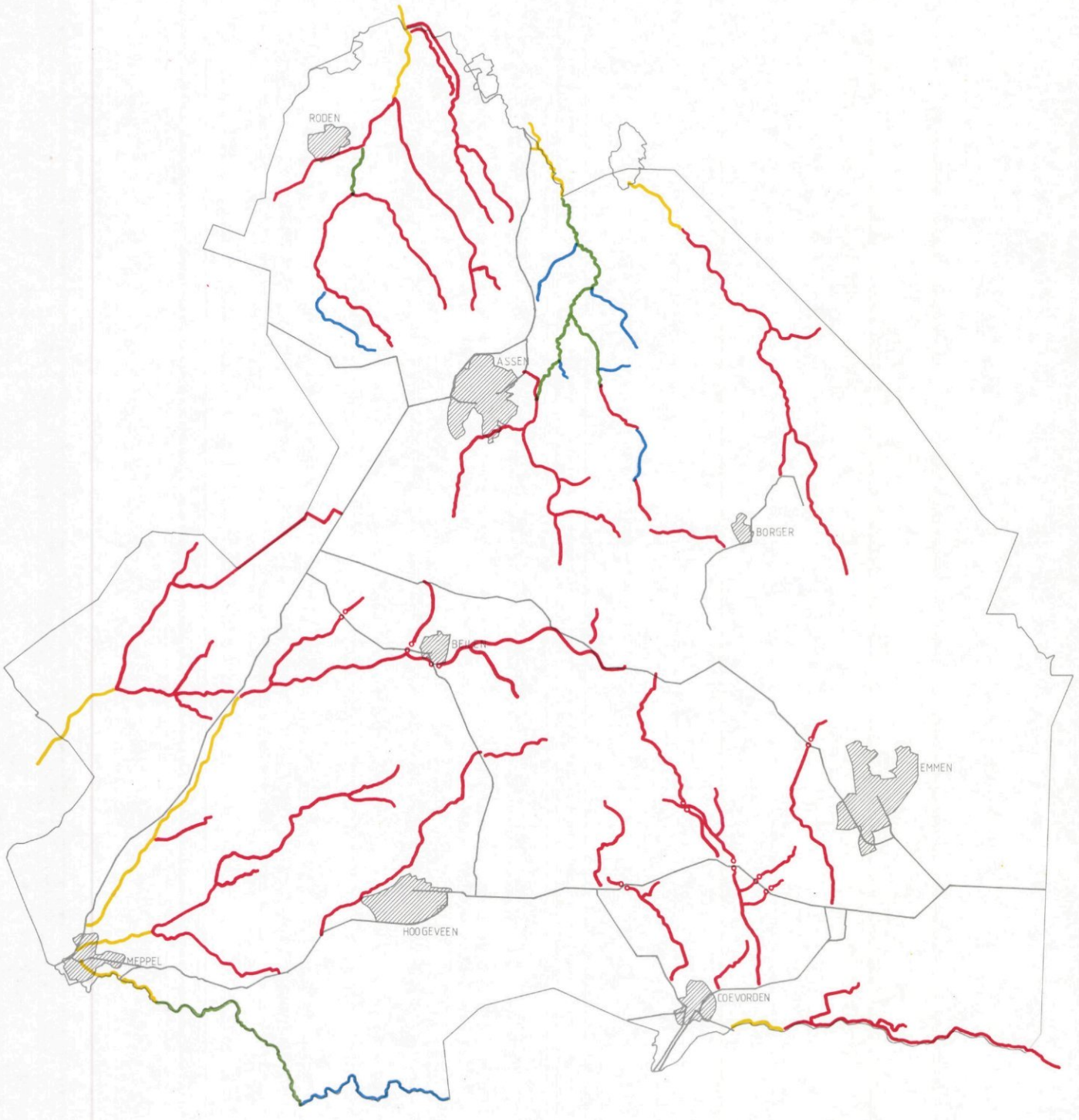
Combinatie H(oog):
Natuurlijke bovenlopen: Arctocorixa germani, Leptophlebia vespertina, Siphlonurus linneatus, Potamophylax rotundipennis, Polycentropus flavomaculatus, Polycelis felina, Odontomesa fulva, Oxyethira flavicornis, Velia caprai, Beraea maura, Beraeodes minuta, Nemoura cinerea, Brillia modesta, Limnephilus extricatus, Ptychoptera sp., Oulimnus trochlodytus.
Natuurlijke middenlopen: Hydropsyche pellicidula, Holocentropus picicornis, Demicryptochoronomus vulneratus, Caenis luctuosa, Leptophlebia vespertina, Hydroptila sp., Microtendipes pedellus agg., Triaenodes bicolor, Rheotanytarsus sp., Brachycercus harrisiella, Centroptilum luteolum, Harnischia curtilamellata, Dicranota sp.
Benedenlopen: Prodiamesa olivacea, Limnephilus marmoratus, Conchapelopia melanops, Baetis vernus, Calopteryx splendens, Caenis pseudorivulorum, Rheotanytarsus sp., Brachycercus harrisiella, Centroptilum luteolum.

Combinatie M(idden):
Natuurlijke bovenlopen: Prodiamesa olivacea, Conchapelopia melanops, Paracladopelma sp.,Baetis vernus, Dicranota sp., Limnophila sp., Gammarus pulex, Macropelopia sp.
Natuurlijke middenlopen: Prodiamesa olivacea, Conchapelopia melanops, Paracladopelma sp., Mystacides nigra, Molanna angustata, Neureclepsis bimaculata, Velia caprai, Potthastia longimanus, Procloeon bifidum, Athripsodes aterrimus, Mystacides longicornis, Calopteryx splendens, Oulimnius tuberculatus, Polypedilum breviantennatum, Simulium sp., Cladotanytarsus sp., Caenis horaria, Coenagrionidae.
Benedenlopen: Mystacides nigra, Molanna angustata, Neureclepsis bimaculata, Anabolia nervosa, Cyrnus flavidus.

Combinatie B(asis):
Natuurlijke bovenlopen, natuurlijke middenlopen en benedenlopen: Geen dominantie van enkele soorten van de volgende groep: Chironomus sp., Psectrotanypus varius, Tubificidae.

Combinatie O(nvoldoende):
Natuurlijke bovenlopen, natuurlijke middenlopen en benedenlopen: Dominantie van enkele soorten van de volgende groep: Chironous sp., Psectrotanypus varius, Tubificidae. Deze soorten kunnen begeleid worden Cricotopus gr. sylvestrus, Glyptotendipes sp., en Procladius s.a. Bovendien kunnen soms enkele slakken, kevers of wantsen voorkomen.

Figuur 26. Indeling drentse beken in typen.



Legenda:

- kanaal
- plaats
- natuurlijke bovenlopen
- natuurlijke middenlopen
- natuurlijke en genormaliseerde benedenlopen
- genormaliseerde boven- en middenlopen

TABEL 13. Soortencombinaties slootbeken.

combinatie	Binormawaarde	aantal extra soorten
H(oog)	5	≥ 3
	4	≥ 4
	3	≥ 5
M(idden)	4	< 4
	3	≥ 1 en < 5
	2	≥ 5
B(asis)	3	< 1
	2	< 5
O(nvoldoende)	1	niet van belang

Extra soorten:
Apsectrotanypus tricascipennis, Atherix ibis, Athripsodes aterrimus, Athripsodes cinereus, Atrichops crassipes, Baetis vernus, Beraea maurus, Beraeodes minutus, Boophtora erythrocephala, Brachecercus harrisella, Brillia modesta, Caenis sp., Calopteryx sp., Centroptilum luteolum, Cladotanytarsus sp., Conchapelopia melanops, Corynoneura cf. lobata. Dicranota sp., Elodes minuta, Elodes minuta (l), Eukiefferiella brevicalcar agg., Eukiefferiella claripennis agg., Halesus radiatus/digitatus, Heptagenia flava, Heptagenia sulphurea, Hydropsyche angustipennis, Hydropsyche pellucidula, Limnephilus lunatus, Limnophila sp., Macropelopia sp., Micropsectra sp. Mystacides nigra, Nemoura cinerea, Odagmia ornata, Odontomesa fulva, Orthocladius sp., Oulimnius rivularis, Oulimnius troglodytes, Oulimnius tuberculatus, Oulimnius sp. (l), Paracladopelma sp., Paracladopelma laminata agg., Paratendipes gr. albimanus, Platambus maculatus, Platambus maculatus (l), Platycnemis pennipes, Plectrocnemia conspersa, Polypedilum breviantennatum, Potamonectes depressus, Potthastia longimanus, Procloeon bifidum, Prodiamesa olivacea, Ptychoptera sp., Rheocricotopus fuscipes, Rheotanytarsus sp. Simuliidae, Stictotarsus duodecimpustulatus, Thienemanniella flaviforceps agg. Velia sp.

gewenste soortencombinaties voorkomen. Alleen bij de slootbeken is de beoordeling op basis van een eenmalige bemonstering mogelijk: hier wordt gebruik gemaakt van het programma Binorma en een lijst met extra indicatorsoorten. Bij de beoordelingsmethode is er rekening mee gehouden dat deze extra indicatorsoorten zowel in het voorjaar als in het najaar voor kunnen komen.

Ad 4.
De normen voor de chemische variabelen zijn eveneens afgeleid uit de doelstellingen per beektype en per functieniveau. Gekozen is voor alleen het zuurstof-, ammonium- en orthofosfaatgehalte, omdat deze drie variabelen samen een redelijk algemeen beeld geven van de chemische kwaliteit van het ecosysteem. De chemische normen zijn overzichtelijk in tabel 14 weergegeven. De getallen zijn jaargemiddelden van maandelijkse bemonsteringen. Bij de beoordelingsmethode moet bepaald worden aan hoeveel van de afzonderlijke normen wordt voldaan (0 tot 3).

Ad 5.
In een aantal gevallen worden ook fysische normen bij de beoordelingsmethode betrokken. Deze zijn per beektype (geen differentiatie naar functieniveau) gegeven in tabel 15.

TABEL 14. Chemische normen.

	hoog niveau	midden niveau	laag niveau
zuurstof (mg/l)*			
natuurlijke bovenlopen	≥ 8	≥ 7	≥ 6
natuurlijke middenlopen	≥ 9	≥ 8	≥ 7
slootbeken	≥ 9	≥ 8	≥ 7
benedenlopen	≥ 9	≥ 8	≥ 7
ammonium (mgN/l)*			
natuurlijke bovenlopen	≤ 0.2	≤ 0.6	≤ 1.2
natuurlijke middenlopen	≤ 0.4	≤ 0.8	≤ 1.5
slootbeken	≤ 0.8	≤ 1.2	≤ 2.0
benedenlopen	≤ 0.6	≤ 1.0	≤ 1.5
ortho-fosfaat (mgP/l)*			
natuurlijke bovenlopen	≤ 0.06	≤ 0.10	≤ 0.15
natuurlijke middenlopen	≤ 0.06	≤ 0.12	≤ 0.18
slootbeken	≤ 0.10	≤ 0.20	≤ 0.30
benedenlopen	≤ 0.06	≤ 0.18	≤ 0.22

* de waarden zijn jaargemiddelden, op basis van maandelijkse bemonsteringen

TABEL 15. Fysische normen.

beektype	maximum stroomssnelheid (cm/s)	overige variabelen
natuurlijke bovenlopen	≥ 30	beschaduwd, hydrologie weinig beïnvloed
natuurlijke middenlopen	≥ 50	hydrologie weinig beïnvloed
slootbeken	≥ 20	
benedenlopen	≥ 10	lage mate van normalisatie hydrologie weinig beïnvloed

Ad 6.
Bij de beoordelingsmethode wordt uitdrukkelijk aan de doelstellingen behorend bij de toegekende natuurfunctie getoetst. Een beek kan aan deze doelstellingen voldoen of niet, maar kan ook ruimer aan de doelstellingen voldoen dan noodzakelijk. Om daarnaast aan te geven in hoeverre een beek niet of juist ruim aan de doelstellingen voldoet is de volgende 5-delige schaal opgesteld.
De beek
- voldoet ruim
- voldoet
- voldoet bijna
- voldoet niet
- voldoet helemaal niet

aan de doelstellingen behorend bij de toegekende natuurfunctie.

Hoe op basis van het wel of niet voldoen aan de verschillende groepen normen (biologische, fysische en chemische) moet worden bepaald wat de uiteindelijke beoordeling is, is weergegeven in tabel 17 voor de slootbeken en tabel 16 voor de overige beektypen.

TABEL 16. Beoordelingsmethode natuurlijke bovenlopen, natuurlijke middenlopen en benedenlopen.

1. beken met natuurfunctie hoog niveau

soortencombinatie	H ≥ 50%	H ≥ 20% of M ≥ 50%	H < 20%
voldoet	3 ⊕		
voldoet bijna	2	3	
voldoet niet	1	2	3
voldoet helemaal niet	0	1/0	2/1/0

2. beken met natuurfunctie midden niveau

soortencombinatie	H ≥ 50%	M ≥ 50%	M ≥ 20%	M < 20%
voldoet ruim	3 ⊕			
voldoet		3		
voldoet bijna		2	3	
voldoet niet		1	2	3
voldoet helemaal niet		0	1/0	2/1/0

3. beken zonder specifieke natuurfunctie

soortencombinatie	H ≥ 50%	M ≥ 50%	B	O
voldoet ruim	2	3		
voldoet			3	
voldoet bijna			2	
voldoet niet			1	3/2
voldoet helemaal niet			0	1/0

Toelichting: Voor de soortencombinaties H, M, B en O wordt verwezen naar tabel 12, waarbij de combinatie van het te beoordelen beektype gekozen moet worden. Het percentage geeft het aantal soorten dat van de combinatie voorkomt in de te beoordelen beek. De getallen in de tabel geven het aantal chemische variabelen die aan de normen voldoen. De normen voor de chemische variabelen zijn gegeven in tabel 14. Ook hier moet het juiste beektype gekozen worden. Het teken ⊕ betekent dat ook aan de fysische normen moet worden voldaan. De fysische normen per beektype zijn gegeven in tabel 15.

TABEL 17. Beoordelingsmethode slootbeken.

1. slootbeken met natuurfunctie hoog niveau

soortencombinatie	H	M	B/O
voldoet	3 ⊕		
voldoet bijna	2	3	
voldoet niet	1	2	3
voldoet helemaal niet	0	1/0	2/1/0

2. slootbeken met natuurfunctie midden niveau

soortencombinatie	H	M	B	O
voldoet ruim	3 ⊕			
voldoet		3		
voldoet bijna		2	3	
voldoet niet		1	2	3
voldoet helemaal niet		0	1/0	2/1/0

3. slootbeken zonder specifieke natuurfunctie

soortencombinatie	H	M	B	O
voldoet ruim	2	3		
voldoet			3	
voldoet bijna			2	
voldoet niet			1	3/2
voldoet helemaal niet			0	1/0

toelichting: Voor de soortencombinaties H, M, B en O wordt verwezen naar tabel 13. De getallen in de tabel geven het aantal chemische variabelen die aan de normen voldoen. De normen voor de chemische variabelen zijn gegeven in tabel 14. Het teken ⊕ betekent dat ook aan de fysische normen moet worden voldaan. De fysische normen zijn gegeven in tabel 15.

5.3 Vergelijking oude en nieuwe beoordelingsmethode

In deze paragraaf worden zowel de eigenschappen als de uitkomsten van de oude en nieuwe beoordelingsmethoden vergeleken. Dit laatste zal gedaan worden aan de hand van de gegevens van de routinematige bemonsteringen van beken uit 1987 en 1988.
Wat de eigenschappen van de beoordelingsmethoden betreft valt als eerste op dat beide methoden een wezenlijk verschillende manier van beoordelingspresentatie hebben. Ten eerste worden bij de oude methode alle beken op één schaal beoordeeld die loopt van goed tot slecht. Bij de nieuwe methode wordt bepaald of een beek aan de doelstelling behorend bij de toegekende natuurfunctie voldoet of hoever daarvan verwijderd is. Dit kan leiden tot een ogenschijnlijk tegengestelde beoordelingsuitspraak. In de nieuwe methode krijgt bijvoorbeeld een beek met natuurfunctie hoog niveau en een beoordeling "voldoet bijna" een ogenschijnlijk lagere beoordeling dan een beek van hetzelfde type zonder specifieke natuurfunctie en de beoordeling "voldoet". In het oude systeem zou de eerste beek juist een betere beoordeling krijgen. Bij de interpretatie van de resultaten van de nieuwe beoordelingsmethode moet de beoordelingsuitspraak daarom altijd gerelateerd worden aan het niveau van natuurfunctietoekenning. Bovendien moet bedacht worden dat het hoge functieniveau voor slootbeken ongeveer vergelijkbaar is met

het middelste functieniveau voor de andere beektypen. Een slootbeek die aan de doelstelling van het hoog niveau voldoet is daarom slechter van kwaliteit dan een natuurlijke middenloop die aan de doelstelling van het hoog niveau voldoet.
Een tweede belangrijk verschil in eigenschappen is dat bij de oude methode alleen de sapbrobie-graad beoordeeld wordt. De nieuwe methode pretendeert méér te beoordelen dan alleen saprobiegraad, namelijk het aquatisch ecosysteem als samenhangend geheel.
Een derde karakteristiek verschil, met bovengenoemde samenhangend, is dat het oude systeem een beoordeling geeft alleen op basis van de macrofaunagemeenschap. De nieuwe methode gebruikt naast de macrofaunagemeenschap ook chemische en fysische variabelen in onderlinge samenhang.

Een vergelijking van de uitkomsten van beide beoordelingsmethoden is daarom niet goed mogelijk. Dat deze vergelijking wel is opgenomen, heeft als rede dat de wezenlijke verschillen nog eens extra onder de aandacht worden gebracht.
Voor de vergelijking van beoordelingsresultaten zijn de gegevens van de routine-bemonsteringen uit 1987 en 1988 gebruikt. De gegevens van 1986 zijn nog niet geautomatiseerd ingevoerd, zodat het programma Binorma, dat een onderdeel vormt van de nieuwe beoordelingsmethode, niet op deze gegevens toegepast kan worden.
Voor de nieuwe beoordelingsmethode zijn gegevens nodig van voorjaars- en najaarsbemonsteringen van de macrofauna en jaargemiddelden van de fysische en chemische gegevens. Alleen voor de slootbeken is een eenmalige bemonstering van de macrofauna voldoende. In 1987 zijn deze gegevens grotendeels beschikbaar (soms ontbreken chemische gegevens). In 1988 zijn echter alleen in het voorjaar macrofaunamonsters genomen. Voor dat jaar kunnen dus alleen slootbeken beoordeeld worden.
De resultaten van de oude en de nieuwe beoordelingsmethode staan in tabel 18. Er zijn enkele opvallende verschillen: De Drentse Aa 1 (304) werd in het oude systeem als goed beoordeeld (klasse 5), maar in het nieuwe systeem luidt de beoordeling: voldoet niet aan de doelstelling van het toegekende functieniveau. Hetzelfde geldt voor De Reest 4 (329), waar de beoordeling volgens de nieuwe methode zelfs luidt: voldoet helemaal niet aan de doelstelling van het toegekende functieniveau. Beide beken hebben een natuurfunctie hoog niveau. Hoewel de saprobiegraad laag is (af te leiden uit de beoordeling van het oude systeem) is het hele ecosysteem nog (lang) niet in overeenstemming met de gewenste situatie. Dit kan terecht zijn: met name voor het hoog niveau moet aan veel eisen worden voldaan. De nieuwe beoordelingsmethode is 'streng' voor beken met natuurfunctie hoog niveau, met name voor de niet-genormaliseerde beken.
Het omgekeerde kan gelden voor beken zonder specifieke natuurfunctie en met name voor slootbeken. De Beilerstroom (312) heeft een lage organische belasting zoals is af te leiden uit de uitkomst van de oude beoordelingsmethode. Het ecosysteem van deze slootbeek zonder specifieke natuurfunctie voldoet nu ruim (meer dan noodzakelijk) aan de gewenste toestand.

De conclusie is dat de resultaten van de nieuwe beoordelingsmethode goed interpreteerbaar zijn als ze naast die van de oude beoordelingsmethode worden gelegd. De nieuwe methode betrekt echter meer eigenschappen van het ecosysteem bij de beoordeling dan de oude en de presentatie van de uitkomsten is wezenlijk anders. Met name kan aan de hand van de uitkomsten van het nieuwe systeem beter worden aangegeven waar de knelpunten liggen waar het beheer zich op moet richten. Deze toepassingen van de nieuwe methode worden in de volgende paragraaf verder uitgewerkt.

TABEL 18. Vergelijking uitkomsten oude en nieuwe beoordelingsmethode.

monster code	nr.	beektype	functie-niveau	resultaat oude beoordeling 1987	1988	resultaat nieuwe beoordeling 1987	1988
HUN4	103	benedenl.	midden	4	5	v. niet	-
STEA	104	benedenl.	midden	5	4	v. bijna	-
WOLD	105	benedenl.	laag	3	5	v. bijna	-
OUV3	106	benedenl.	laag	3	4	voldoet	-
SCH2	109	slootbeek	laag	2	2	v. h. niet	v. h. niet
KONI	112	benedenl.	midden	4	5	voldoet	-
EENE	301	slootbeek	hoog	3	3	v. h. niet	v. h. niet
DRE1	304	nat. mid.	hoog	5	5	v. niet	-
HUN2	307	slootbeek	midden	5	5	v. bijna	v. bijna
BEIL	312	slootbeek	laag	4	5	v. ruim	v. ruim
REE4	329	nat. mid.	hoog	5	5	v. h. niet	-
HUN1	505	slootbeek	midden	5	5	voldoet	-

oude methode:
1 = zeer slecht
2 = slecht
3 = matig
4 = goed
5 = zeer goed

nieuwe methode:
v. h. niet = voldoet helemaal niet aan doelstelling
v. niet = voldoet niet aan doelstelling
v. bijna = voldoet bijna aan doelstelling
voldoet = voldoet aan doelstelling
v. ruim = voldoet ruim aan doelstelling

5.4 Gebruik van de beoordelingsmethode in het waterbeheer

Beoordelen is geen doel op zichzelf. De resultaten van een beoordeling zijn een hulpmiddel om te komen tot gerichte maatregelen om ecologische doelstellingen in stand te houden of te bereiken. De beheersmaatregelen die nodig zijn, kunnen het oppervlaktewater zelf betreffen, maar ook de omgeving van de beek, bijvoorbeeld de hydrologie van het stroomgebied, het waterhuishoudkundige beheer of het gebruik van de aanliggende gronden. De beoordelingsmethode maakt de effecten van genomen maatregelen zichtbaar en wordt daarom niet alleen gebruikt om te toetsen aan gewenste doelstellingen, maar ook om de effectiviteit van maatregelen te volgen. De beoordelingsmethode past in het volgende schema:

1. Eerst moet een goed bemonsteringsprogramma worden opgezet: welke beken worden bemonsterd en met welke frequentie. De keuze van de bemonsteringspunten moet voor een belangrijk deel bepaald worden aan de hand van de functietoekenning aan beken. Naast een aantal vaste punten dat ieder jaar onderzocht wordt, kan het bemonsteringsprogramma worden uitgebreid door voor andere punten een roulerend schema op te stellen, waarbij de beken één keer in de drie of vier jaar worden onderzocht. Op de bemonsteringspunten moeten naast biologische monstername in voor- en najaar ook chemische analyses worden verricht.

2. De analyseresultaten worden volgens de nieuwe beoordelingsmethode getoetst aan de doelstelling behorende bij de toegekende natuurfunctie. Aan de hand van de uitkomsten van de beoordelingen kunnen knelpunten worden opgespoord en aangegeven.
3. Voor de beken waar knelpunten zijn geconstateerd moeten voorstellen worden gedaan voor beheer. Omdat de knelpunten op een breed terrein kunnen liggen zal overleg met provincie en waterschappen vaak noodzakelijk zijn. Een aanpak volgens de derde nota waterhuishouding ("integraal waterbeheer") wordt hiermee gerealiseerd.
4. Het beheer moet na overleg en instemming van betrokkenen worden uitgevoerd, eventueel door derden.
5. Tijdens en na het uitvoeren van het beheer dient opnieuw bemonstering en beoordeling plaats te vinden. De effectiviteit van het gevoerde beheer kan worden bepaald. Terugkoppeling naar de uitgangssituatie (stap 2) dient plaats te vinden. Zo nodig moeten nieuwe voorstellen voor beheer worden gedaan (terug naar stap 3).

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Uit het onderzoek kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- Door het geringe verval in Drenthe is de stroomsnelheid van de meeste drentse beken laag, vergeleken met de laaglandbeken in de rest van Nederland. In samenhang daarmee verschilt de macrofaunagemeenschap van de drentse beken in die zin met veel andere Nederlandse beken, dat een aantal stroomminnende soorten niet in Drenthe (kan) voorkomen. Hierin ligt het eigen karakter van de drentse beken.
- Vroeger kwamen in Drenthe veenbeken voor. Hoewel het veenkarakter van deze beken door ontginningen vrijwel geheel verdwenen is, zijn mogelijk toch nog restanten aanwezig. Dit is een aandachtspunt bij eventuele natuurontwikkelingsprojecten.
- Naast organische belasting spelen andere verontreinigingsvormen, onderhoud en beheer en waterinlaat een belangrijke rol bij het bereiken of in stand houden van natuurwaarden op een bepaald niveau.
- Door waterinlaat gaat een bovenloop ecologisch gezien meer op een benedenloop lijken.
- Naast de veenbeken is een differentiatie in de volgende beektypen ecologisch gezien zinvol: natuurlijke bovenlopen, natuurlijke middenlopen, slootbeken (genormaliseerde boven- en middenlopen) en benedenlopen (al of niet genormaliseerd). De slootbeken zijn verreweg het sterkst vertegenwoordigd in Drenthe.
- Bij slootbeken is door maatregelen op het gebied van inrichting en beheer een verdergaande verbetering te bereiken. Volgens de terminologie die in dit rapport gebruikt wordt, verandert het karakter van de slootbeek dan naar die van een natuurlijke boven- of middenloop.
- Bij de voorgestelde nieuwe beoordelingsmethode worden zowel de macrofauna als fysische en chemische variabelen betrokken. De beoordelingsmethode is gedifferentieerd naar bovengenoemde beektypen. Het beoordelingsresultaat is een uitspraak in hoeverre aan de doelstellingen behorend bij de toegekende natuurfunctie (volgens het waterkwaliteitsplan) voldaan wordt.
- Gezien bovenstaande kenmerken van de nieuwe beoordelingsmethode zijn de uitkomsten van de beoordeling niet zondermeer vergelijkbaar met die van de oude beoordelingsmethode.
- De nieuwe beoordelingsmethode kan gebruikt worden om knelpunten te signaleren en om effectiviteit van uitgevoerd beheer te toetsen.
- De voorstellen voor maatregelen zullen steeds meer op het gebied van integraal waterbeheer liggen. De beoordelingsmethode sluit hier goed op aan.

De volgende aanbevelingen worden gedaan:

- Een beoordelingsmethode voor veenbeken, een voor Drenthe verondersteld beektype, is in dit rapport niet gemaakt. Door ontginning en cultuurtechnische ingrepen bleek het eigen karakter van veenbeken vrijwel verloren te zijn gegaan. Voor eventuele natuurontwikkelingsprojecten is het zinvol te weten wat de ecologische kenmerken van veenbeken geweest zijn, en in hoeverre deze kwaliteiten thans nog gerealiseerd kunnen worden (indien ze gewenst zijn). Ook een betere beoordelingsmethode is noodzakelijk om te bepalen in hoeverre de thans slechte kwaliteit van bv. het Schoonebeekerdiep een natuurlijke oorzaak heeft. Een beoordelingsmethode zou ontwikkeld kunnen worden door onderzoek te doen in oude literatuurgegevens, of bemonsteringen uit te voeren in nog bestaande,

weinig beïnvloede veenbeken, bijvoorbeeld in Duitsland. Beide bronnen van gegevens zullen echter moeilijk te verzamelen zijn.

- De nieuwe beoordelingsmethode zal in Drenthe worden toegepast en op bruikbaarheid getoetst. De ontwikkelingen in de rest van Nederland zullen blijvend gevolgd moeten worden, zoals de binnenkort te verwachten resultaten van het STORA-project 'Ecologische beoordelingsmethode stromende wateren' (project 2.1.4). Mogelijk leveren de resultaten van dat onderzoek een nadere nuancering van de nieuwe beoordelingsmethode.
- Onderzoek naar beekherstel door inrichting, onderhoud en beheer is gewenst.

LITERATUUR

Altenburg, W. & P. Wildschut 1983. Grondwaterkwaliteit en vegetatie in enkele Noordnederlandse beekdalen. Laaglandbekenprojekt no. 1 SBB/RUG. 86 p.

Bakker, N.J. 1983. Ruilverkaveling Mars- en Westerstroom, inventarisatie van natuur en landschap. Staatsbosbeheer, consulentschap Natuurbehoud, Assen.

Blase, K. 1977. Hydrobiologisch onderzoek van het Peizerdiep, Eelderdiep en Schoonebeekerdiep naar de waterkwaliteit en de gevolgen van een normalisering in deze beken. Rijksinstituut voor Natuurbeheer (ISP), Landbouwhogeschool, Vakgroep Natuurbeheer LH/NB 76/77 verslag no. 332.

Bootsman, H. 1985. Gradiëntonderzoek in een gedeelte voor de Drentse Aa. Zuiveringsschap Drenthe, stageverslag R.H.L.S. Groningen.

Bots, W.C.P.M., P.C. Jansen & G.J. Noordewier 1978. Integraal struktuurplan Noorden des lands. Landsdelig Milieu-onderzoek. Deelrapport I: Fysisch-chemische samenstelling van oppervlakte- en grondwater in het noorden des lands. ICW, Wageningen 111 p.

Braak, C.J.F. ter 1988. CANOCO- a FORTRAN program for canomical community ordination bij (partial) (detrended) (conomical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). Groep Landbouwwiskunde, Ministerie van Landbouw en Visserij. 95 p.

Claassen, T.H.L. 1987. Typologie en normstelling. een aquatisch-oecologisch onderzoek in Friesland. Proefschrift, K.U. Nijmegen, 238 p.

CUWVO 1988. Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging oppervlaktewateren, werkgroep V-1. 154 p.

Gast, M.K.H. 1965. Onderzoek naar de kwaliteit van het water in het stroomgebied van de Drentse A. Landbouwhogeschool, Wageningen; RIVON, Zeist. 48p.

Gezondheidsraad, 1989. Ecologische normen waterbeheer. Deeladvies III - Beschrijving van de parameters. No. 1989/21, 's Gravenhage, 424 p.

Gijsen, M. van, M. Rademakers & B. Schrijver 1982. Hydrobiologisch onderzoek van vennen, beken en bronnen in de provincie Drenthe, 1979-1982. Interimrapport Provinciale Planologische Dienst van Drenthe, 48 p.

Hammen H. van der, T.H.L. Claassen & P.F.M. Verdonschot 1984. Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisatie. Eindverslag Interprovinciale Ambtelijke Werkgroep Milieu-Inventarisatie, subwerkgroep Hydrobiologie 61 p. + bijl.

Higler, L.W.G. & A.W.M. Mol 1984. Ecological types of running water based on stream hydraulics in the Netherlands. Hydrobiological Bulletin 18 (1): 51-57.

Higler, L.W.G. niet gepubliceerd. Voorkomen van Trichoptera-soorten in verschillende watertypen.

Hill, M.O. 1979a. DECORANA--A-FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Section of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, Ner York 14850. 52 p.

Hill, M.O. 1979b. TWINSPAN--A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Section of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York 14850. 90 p.

Kleijberg, R.J.M. 1988. Ecohydrologie en beïnvloedingsgebieden van een aantal drentse beekdalen. Langbroek b.v. Bureau voor landschapsoecologisch onderzoek. Provincie Drenthe, Dienst Ruimte en Groen, Afdeling Natuur, landschap en rekreatie 157 p. + bijl.

Klooker, J. 1989. Ecohydrologie en beïnvloedingsgebieden van een aantal drentse beekdalen. Langbroek b.v. Bureau voor landschapsoelogisch onderzoek; Provincie Drenthe, Dienst Ruimte en Groen, Afdeling natuur, landschap en rekreatie. 125 p. + bijl.

Kwa, C.L. & J. Ringelberg 1984. Algemene ecologische begrippen en hun relatie met ecologisch beheer van oppervlaktewater. Rapport, Universiteit van Amsterdam, 68 p.

Lange, L. de & M.A. de Ruiter (red.) 1977. Biologische waterbeoordeling. Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag. Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, TNO. 251 p.

Leentvaar, P. 1966. Het hydrobiologisch onderzoek van de rivier De Reest in 1966. RIVON, 17 p.

Leentvaar, P. 1967. De Reest. De levende Natuur 70 (1967): 145-150.

Maenhout, A.M.A.T. 1976. Hydrobiologisch onderzoek van de Drentse Aa en de Hunze. Rijkinstituut voor Natuurbeheer, Landbouwhogeschool, Vakgroep Natuurbeheer, LH/NB 76/77, rapport no. 339.

Mol, A. 1979. Overzicht en interpretatie van hydrobiologische gegevens, verzameld in 1976 en eerder. Rapport Provinciale Planologische Dienst van Drenthe. 57 p.

Mol, A.W.M. 1984. Limnofauna Neerlandica. Een lijst van meercellige ongewervelde dieren aangetroffen in binnenwateren van Nederland. Nieuwsbrief van European Invertebrate Survey-Nederland, no. 15. 124 p.

Mol, A.W.M. 1985a. Een overzicht van de Nederlandse haften (Ephemeroptera). 1. Siphlonuridae, Baetidae en Heptageniidae. Entomologische berichten, 45, 1. VIII: 105-111.

Mol, A.W.M. 1985b. Een overzicht van de Nederlandse haften (Ephemeroptera) 2. Overige families. Entomologische berichten 45, 1, IX: 128-135.

Mol, A.W.M. 1985c. Hydrobiologische Districten in Nederland. RIN-rapport 85/7. RIjksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 49 p.

Mol, A.W.M. niet gepubliceerd. Voorkomen van Ephemeroptera-soorten in verschillende watertypen.

Moller Pillot, H.K.M. 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Proefschrift K.U. Nijmegen. 286 p.

Mur-Atzema, E. 1965. Onderzoek naar de fauna van de beken van het stroomgebied van de Drentse Aa. RIVON-rapport. 44 p.

Nijland, G., R.J. de Lange & J.C. Smittenberg 1982. Milieukartering Drenthe 1974-1978. III: Fysische geografie. Provinciale Planologische Dienst van Drenthe, 107 p. + bijl.

Paarlberg, A. & R. Torenbeek 1985. Macrofauna-onderzoek in de Achterhoek, de Liemers en het Montferland. Correlatie tussen de macrofauna en karakteristieke milieu-omstandigheden van beken, weteringen en bronnen in het stroomgebied van de Oude IJssel en in Montferland. Verslag Natuurbeheer no. 794, Landbouwhogeschool, Wageningen. 36 p. + bijl.

Provinciaal Bestuur van Drenthe 1985. Grondwaterplan Drenthe. Ontwerp-plan. Deel I: Plan. 16 p. + bijl. Deel II: Bestuurlijke toelichting. 43 p. + bijl. Deel III: Technische toelichting. 51 p. + bijl. Deel +: Rapport van de technische werkgroep grondwaterplan 2. 104 p. + bijl.

Provincie Drenthe 1988. Waterkwaliteitsplan Drenthe. Ontwerp januari 1988. 58 p. + bijl.

Raad voor het milieu- en Natuuronderzoek 1989. Ecologische aspekten van integraal waterbeheer. Programmeringsstudie. I. de Vries, P.J.A. Baan, L.W.G. Higler, P.F.M. Verdonschot. WL, RIN. Publikatie RMNO no. 41. 77 p.

Redeke, H.C. 1948. Hydrobiologie van Nederland. Amsterdam, 580 p.

Reyngoud, J. 1984. Milieu-onderzoek Drentse Aa 1984. Operationele groep, Directie van de Visserijen.

R.I.N. 1979. Natuurbeheer in Nederland. Levensgemeenschappen. Rijksinstituut voor Natuurbeheer. PUDOC, Wageningen, 392 p.

Schimmel, H.J.W., P. Leentvaar & R. Smissaert 1955. De drentse beken en beekdalen en hun betekenis voor Natuurwetenschappen en landschapsschoon. Rapport afd. Natuurbescherming en Landschap SBB, Utrecht. 145 p. + bijl.

Schroevers, P.J. 1987. Van vooroordeel naar oordeel. In: P.F.M. Verdonschot & L.W.G. Higler (red.): Biologische waterbeoordeling: instrument voor waterbeheer? Werkgroep Biologische Waterbeoordeling: Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum: 25-34.

Schroevers, P.J. 1988. Levensgemeenschappen en soorten -- pleistocene wateren en duinmeren. In: W.J. Wolff (red.). De internationale betekenis van de Nederlandse natuur. RIN-rapport 88/32. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum 174 p.

Smit, H. 1990. Hydrobiologisch onderzoek van kleinere wateren in Zuid-Holland. Provincie Zuid-Holland, Dienst Ruimte en Groen; Dienst water en Milieu. Den Haag, 251 p.

Smittenberg, J.H., J.J. Meijering, R. Eleveld, P. Heukels & C.W. van Scharenburg 1978. ISP-Noorden de Lands. Deel 8: Algemeen deel regionaal onderzoek: uitgangspunten en methodiek. Provinciaal Planologische Diensten van Groningen, Friesland, Drenthe en Overijssel. Assen. 140 p.

STORA 1988. Waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken met behulp van macrofauna. Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater. 56 p. + bijl.

Streefkerk, J.G. 1985. Hydrologische ingrepen in het stroomgebied van de Drentse Aa en de gevolgen voor het landschapsreservaat "Stroomdallandschap Drentse Aa". Staatsbosbeheer, afdeling Waterhuishouding. 49 p.

Tolkamp, H.H. 1980. Organism-substrate relationships in lowland streams. Proefschrift Landbouwhogeschool Wageningen, 211 p.

Tolkamp, H.H. 1983. Beken in Zuid-limburg. Natura 80, 1: 102-108.

Verdonschot, P.F.M. 1983. Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. H 20 10/25: 574-579.

Verdonschot, P.F.M. 1990. Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (the Netherlands). Proefschrift, L.U. Wageningen, 255 p.

Verdonschot, P.F.M. & R. Torenbeek 1988. Lettercodering van de Nederlandse aquatieke macrofauna voor mathematische verwerking. RIN-rapport 88/30. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum, 75 p.

Werkgroep tus-10-plan 1988. Water voor Drenthe. Provinciaal Bestuur van Drenthe, 101 p. + bijl.

Westhoff, V. 1949. Beken en beekdalen in Twente. In: Besemer, A.H.F., K. Hane en N. Tinbergen: In het voetspoor van Thijsse: een reeks bijdragen over veldbiologie, natuurbescherming en landschap. Wageningen, p.36 - 64.

Zuiveringsschap Drenthe 1987. Kwaliteit oppervlaktewater Drenthe 1986. Zuiveringsschap Drenthe, Technische Dienst, 51 p. + bijl.

Zuiveringsschap Drenthe z.j. Ontwerp Waterkwaliteitsbeheersplan 126 p. + bijl.

BIJLAGEN

OVERZICHT BIJLAGEN

1. Lijst van stromende wateren met natuurfunctie en niveau (waterkwaliteitsbeheersplan, zuiveringsschap Drenthe z.j.
2. Toekenning natuurfuncties (waterkwaliteitsbeheersplan, Zuiveringsschap Drenthe z.j.)
3. Lijst van monsterpunten en monsterperioden
4. Overzichtskaart met monsterpunten
5. Overzicht fysische en chemische variabelen en bemonsteringsperiode
6. Overzicht gebruikte programmatuur
7. Enkele chemische gegevens van de Drentse Aa in de periode 1950-1989
8. Soortenlijst macrofyten
9. Soortenlijst macrofauna en frequenties in 1980/81 en 1985/86
10. Zomer- en wintergemiddelden van een aantal variabelen op een aantal punten in de periode 1980-1985
11. Taxonomische verbeteringen in soortenlijst
12. Selectie monsterpunten voor het opstellen van de typologie
13. Indeling van e geselecteerde beken voor het beschrijving van de typen
14. Gemiddelde waarden van fysische en chemische variabelen per type
15. Gemiddelde ionenbalans per beektype
16. Indeling beken voor de analyse van beïnvloedingsreeksen
17. Chemische gegevens beïnvloedingsreeks natuurlijke bovenlopen
18. Ordinatiefiguren beïnvloedingsreeks natuurlijke bovenlopen
19. Beïnvloedingsreeks natuurlijke bovenlopen - macrofaunagegevens
20. Chemische gegevens beïnvloedingsreeks natuurlijke middenlopen
21. Ordinatiefiguren beïnvloedingsreeks natuurlijke middenlopen
22. Beïnvloedingsreeks natuurlijke middenlopen - macrofaunagegevens
23. Chemische gegevens beïnvloedingsreeks slootbeken
24. Ordinatiefiguren beïnvloedingsreeks slootbeken
25. Beïnvloedingsreeks slootbeken, macrofauna: K-index en Binorma-waarde
26. Chemische gegevens beïnvloedingsreeks benedenlopen
27. Ordinatiefiguren beïnvloedingsreeks benedenlopen
28. Beïnvloedingsreeks benedenlopen - macrofauna
29. Gradiënt Rolderdiep - ordinatiefiguur
30. Gradiënt Rolderdiep - macrofauna
31. Gradiënt Hunze - ordinatiefiguur
32. Gradiënt Hunze - macrofauna

LIJST VAN STROMENDE WATEREN MET NATUURFUNCTIE EN NIVO (WATERKWALITEITSBEHEERSPLAN, ZUIVERINGSSCHAP DRENTHE Z.J.)

Omschrijving	hoog nivo	midden nivo
Drentse Aa	*	
Reest	*	
Peizerdiep, bovenloop en middenloop (Slokkert, Groote diep, Oostervoortsche diep, Lieverensche diep)	*	
Peizerdiep, benedenloop		*
Oude Eelderdiep		*
Hunze		*
Wapserveenscha Aa (alleen een gedeelte van het beekdal)		*
Vledder Aa		*
Elperstroom	*	
Wold Aa (gedeeltelijk), Ruiner Aa		*
Oude diep		*
Aalderstroom, Westerstroom, Boksloot		*
Marsstroom (tot Verlengde Hoogeveensche Vaart), Geeserstroom		*

TOEKENNING NATUURFUNCTIES (WATERKWALITEITSBEHEERSPLAN, ZUIVERINGSSCHAP DRENTHE, Z.J.)

LEGENDA

SPECIFIEKE NATUURFUNCTIES

HOOG NIVEAU

MIDDEN NIVEAU

ALLEEN GEBIEDEN MET WATEREN GROTER DAN 100 HA ZIJN AANGEGEVEN

SPECIFIEKE GEBRUIKSFUNCTIES

OPPERVLAKTEWATER VOOR DE BEREIDING VAN DRINKWATER

DRENTSE AA, DE PUNT

ZWEMWATER

WATER VOOR KARPERACHTIGEN

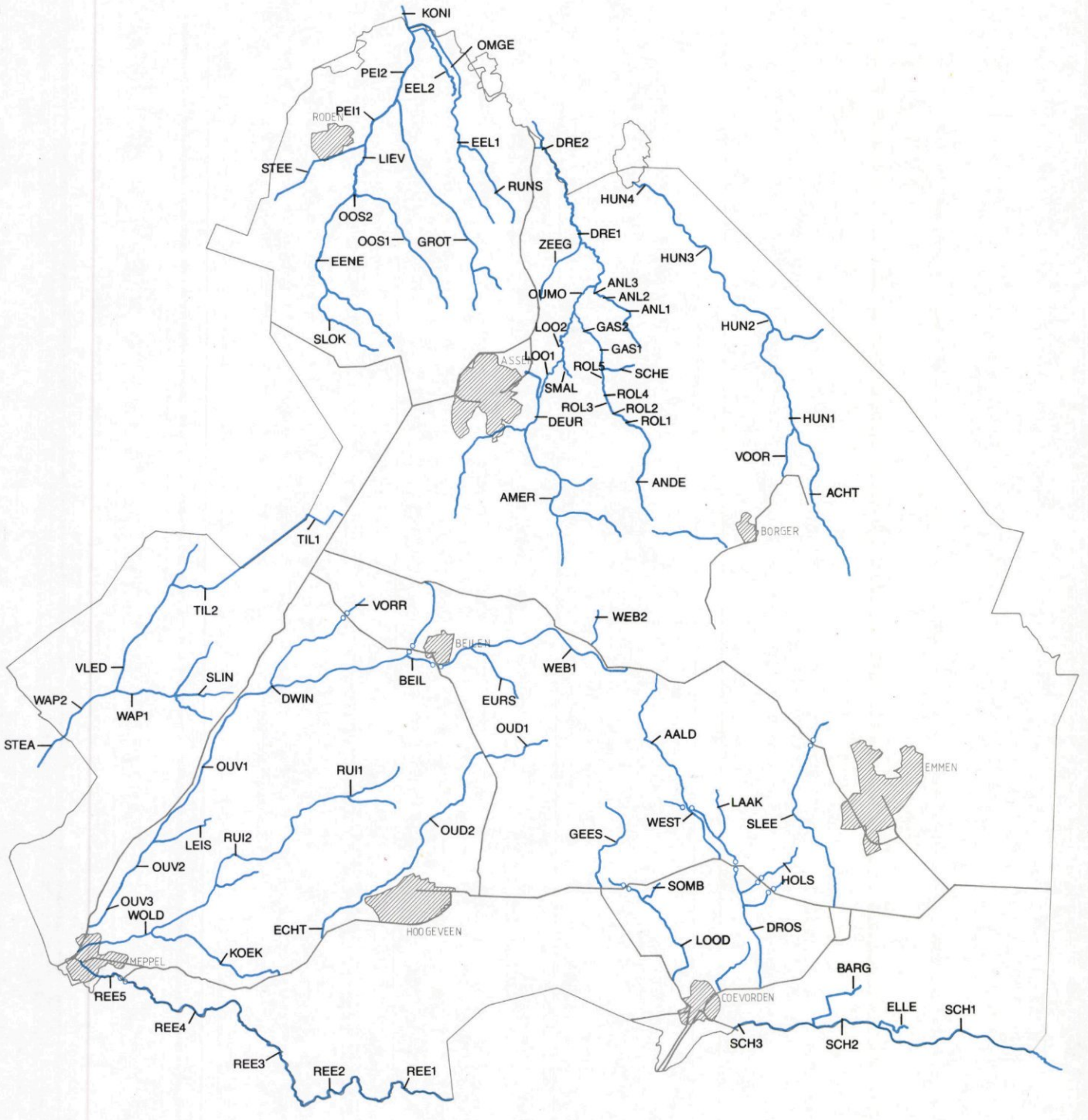
LIJST VAN MONSTERPUNTEN EN MONSTERPERIODEN

Kode	Monsterpunt	Coördinaten	Lab. nummer	Monsterperiode 80 v	81 v	84 v	84 n	85 v	85 n
AALD	Aalderstroom	243.7-536.3	3.005.18	*	*		*	*	
ACHT	Achterste diep	253.6-551.6	3.005.17	*	*		*		
AMER	Amerdiep	237.8-551.2	3.005.16	*	*		*	*	
ANDE	Anderse diep	243.2-552.6	3.021.10				*	*	
ANL1	Anloërdiep	242.6-562.3	3.021.16	*	*	*	*	*	
ANL2	Anloërdiep	240.6-563.5	3.021.21				*	*	
ANL3	Anloërdiep	240.4-563.6	-			*	*	*	
BEIL	Beilerstroom	229.7-541.5	3.003.12			*	*	*	*
DEUR	Deurzerdiep	236.9-556.5	3.005.07	*	*			*	*
DRE1	Drentse Aa - Z.Laren	239.5-567.1	3.003.04	*	*	*	*	*	*
DRE2	Drentse Aa - de Punt	237.3-572.4	3.001.13	*	*		*	*	
DROS	Drostendiep	250.3-524.5	3.005.20	*	*	*	*	*	*
DWIN	Dwingelerstroom	220.6-539.7	3.005.09	*	*	*	*	*	
ECHT	Echtenerstroom	223.7-524.9	-	*	*				
EEL1	Eelderdiep I	232.1-573.1	3.021.06	*	*		*	*	
EEL2	Eelderdiep II	231.3-577.3	3.021.05	*	*		*	*	
EENE	Eenerdiep	223.6-565.8	3.003.01	*	*	*	*	*	*
ELLE	Ellenbeek	259.3-519.2	-	*	*				
EURS	Eursingerstroom	235.7-540.1	-	*	*				
GAS1	Gasterense diep	240.4-560.9	3.021.15	*	*	*	*	*	
GAS2	Gasterense diep	239.7-561.7	-			*	*	*	
GEES	Geeserstroom	241.9-530.5	3.005.22	*	*	*	*	*	
GROT	Grote Masloot	232.2-568.0	-	*	*				
HOLS	Holslootdiep	251.8-528.8	-	*	*		*	*	
HUN1	Hunze	252.3-556.6	3.005.05	*	*	*	*	*	*
HUN2	Hunze	251.1-562.1	3.003.07			*	*	*	*
HUN3	Hunze	247.2-566.3	-				*	*	
HUN4	Hunze	243.6-570.1	3.001.03	*		*	*	*	*
KOEK	Koekanger Aa	217.4-523.3	3.036.01	*	*	*		*	
KONI	Koningsdiep	228.9-580.4	3.001.12				*	*	*
LAAK	Laak	247.8-532.3	-	*	*				
LEIS	Leisloot	216.1-531.3	-	*	*				
LEIV	Lieverense diep	225.8-571.3	3.021.03	*	*	*	*	*	
LOO1	Loonerdiep	237.5-558.6	3.021.19	*	*	*	*	*	
LOO2	Loonerdiep	238.5-560.3	3.021.18			*	*	*	
LOOD	Loodiep	245.7-523.8	-	*	*				
OMGE	Omgel. Eelderdiep	231.7-577.4	3.005.03				*	*	
OOS1	Oostervoortse diep	228.2-568.1	3.005.01	*	*		*	*	
OOS2	Oostervoortse diep	225.6-569.3	-	*	*				
OUD1	Oude diep	236.6-536.4	-	*	*				
OUD2	Oude diep	229.9-531.5	-	*	*				
OUMO	Oudemolense diep	239.4-563.2	3.021.17	*	*	*	*	*	
OUV1	Oude vaart	215.6-533.2	3.005.12	*			*	*	
OUV2	Oude vaart	212.0-528.6	-	*	*		*	*	
OUV3	Oude vaart	210.4-525.9	3.001.06						*
PEI1	Peizerdiep	227.2-574.2	3.021.04	*	*		*	*	
PEI2	Peizerdiep	228.6-576.3	3.005.02				*	*	
REE1	Reest - 't Bergje	229.0-515.1	-	*	*				
REE2	Reest - Steenen pijp	224.5-515.2	3.005.15	*	*	*	*	*	

REE3	Reest - Pieperij	221.1-517.4	-	*	*		*	*		
REE4	Reest - De Wijk	215.7-520.4	3.003.29	*	*	*	*	*		
REE5	Reest - Meppel	210.9-522.4	3.005.14	*	*	*	*	*		
ROL1	Rolderdiep	242.4-555.6	3.021.11			*	*	*		
ROL2	Rolderdiep	241.4-556.5	3.005.06	*	*	*	*	*	*	
ROL3	Rolderdiep	241.2-556.8	3.021.12			*	*	*		
ROL4	Rolderdiep	241.2-557.2	3.021.13			*	*	*		
ROL5	Rolderdiep	240.7-558.8	3.021.14			*	*	*		
RUI1	Ruiner Aa	225.9-533.4	-	*	*					
RUI2	Ruiner Aa	218.3-529.6	3.005.13	*	*		*	*		
RUNS	Runsloot	234.2-570.0	-		*					
SCH1	Schoonebeeker diep	263.1-518.5	3.005.21	*	*	*	*	*	*	
SCH2	Schoonebeeker diep	255.6-519.4	3.001.09	*	*	*	*	*	*	
SCH3	Schoonebeeker diep	249.2-519.2	-	*	*					
SCHE	Scheebroeker loopje	241.5-558.9	-	*	*					
SLEE	Sleener stroom	252.9-531.5	3.005.19	*	*	*	*	*		
SLIN	Slinge gruppe	216.3-539.3	-	*	*					
SLOK	Slokkert	224.8-561.8	3.021.01	*	*		*	*		
SMAL	Smalbroeker loopje	238.5-559.4	3.021.20	*	*	*	*	*		
SOMB	Sombroekbeek	244.4-527.8	-	*	*					
STEA	Steenwijker Aa	206.9-535.9	3.003.28				*	*		
STEE	Steenberger loopje	223.1-571.2	3.021.02	*	*		*	*		
TIL1	Tilgrup	223.4-549.9	3.005.08				*	*		
TIL2	Tilgrup	216.6-545.7	3.021.07	*	*	*	*	*		
VLED	Vledder Aa	211.7-541.6	3.005.10				*	*		
VOOR	Voorste diep	252.1-553.8	3.021.09	*	*			*		
VORR	Vorrelveense lake	226.2-545.0	-	*	*					
WAP1	Wapserveense Aa	212.1-539.4	3.005.11				*	*		
WAP2	Wapserveense Aa	209.3-538.8	3.001.04	*	*	*	*	*	*	
WEB1	Westerborker stroom	239.4-541.7	-	*	*					
WEB2	Westerborker stroom	240.6-544.4	-	*	*					
WEST	Westerstroom	246.8-531.6	3.021.08	*	*		*	*		
WOLD	Wold Aa	213.1-524.8	3.001.05						*	
ZEEG	Zeegser loopje	239.3-566.2	3.005.04	*	*		*	*		

v = voorjaar (april / mei)
n = najaar (augustus / september)

Bijlage 4. Overzichtskaart met monsterpunten.



Legenda:

— DEUR bemonsteringspunt

beek

onderleiding

kanaal

plaats

OVERZICHT FYSISCHE EN CHEMISCHE VARIABELEN EN BEMONSTERINGSPERIODE

Variabele	Bepaald in (maand)	
	1980/81:	1984/85:
Zuurstof	5, 8	1 t/m 12
Verzadigingspercentage zuurstof	5. 8	-
Chloride	5, 10, 11	1 t/m 12
Electrisch geleidingsvermogen	5, 10, 11	1 t/m 12
Ammonium	5, 10, 11	1 t/m 12
Kjeldahl-stikstof	5, 10, 11	1 t/m 12
Nitriet	5, 10, 11	1 t/m 12
Nitraat	5, 10, 11	1 t/m 12
Ortho-fosfaat	5, 10, 11	1 t/m 12
Totaal-fosfaat	5, 10, 11	1 t/m 12
Zuurgraad - laboratorium bepaling	5, 10, 11	1 t/m 12
Zuurgraad - veldmeting	4 / 5	-
Biologisch zuurstofverbruik	-	1 t/m 12
Calcium	5 / 11	-
Magnisium	5 / 11	-
Kalium	5 / 11	-
Natrium	5 / 11	-
Bicarbonaat	5 / 11	-
Sulfaat	5 / 11	-
IJzer	bijna nooit	bijna nooit
Temperatuur water	4 / 5	1 t/m 12
Chlorofyl-a	-	4 t/m 9
Doorzicht	-	3 t/m 11
Kleur	4 / 5	4 / 5, 8 / 9
Reuk	4 / 5	4 / 5, 8 / 9
Breedte	4 / 5	4 / 5, 8 / 9
Diepte	4 / 5	4 / 5, 8 / 9
Stroomsnelheid	4 / 5	4 / 5, 8 / 9
Dikte sapropeilumlaag (min. en max.)	4 / 5	-
Substraattype (meest, veel en minder voorkomend)	-	4 / 5, 8 / 9
Vorm oevers	4 / 5	-
Lengteprofiel	-	4 / 5, 8 / 9
Beschaduwing (linger en rechter oever)	4 / 5	4 / 5, 8 / 9
Stuwing	-	4 / 5, 8 / 9
Kwelindicatie	4 / 5	4 / 5, 8 / 9
Zichtbare verontreiniging	4 / 5	4 / 5, 8 / 9
Bedekkingspercentage - submers, drijflaag, emers, draadalgen	-	4 / 5, 8 / 9 4 / 5, 8 / 9
Tijd monstername	4 / 5	-
Weer tijdens bemonstering	4 / 5	-
Weer voorafgaande aan bemonstering	4 / 5	-

/ = of (afhankelijk van biologische monstername)
Niet op alle punten is telkens op de aangegeven monstermaanden een bepaling gedaan. In de tabel zijn de meest voorkomende bemonsteringsmaanden aangegeven.

Vaste gegevens (Eén maal bepaald)
Watertype
Geografische coördinaten
Gemeente
Organische verontreining door huishoudelijk / industrie / effluent / intensieve land/tuinbouw / inlaatwater
Toxische verontreining door industrie / land/tuinbouw
Thermische of suspensieverontreiniging
Belasting met verontreinigd slib of puin
Landschapstype
Bodemsamenstelling omgeving (meest, veel, minder voorkomend)
Gebruik grondgebied omgeving
Verleende vergunningen (WVO)
Kwel, hoeveelheid kwel
Wegzijging
Stroomsnelheid-fluctuaties in de tijd
Waterpeil-fluctuaties
Inlaag systeemvreemd oppervlaktewater
Aard van het systeemvreemd oppervlaktewater
Permanentie
Gemiddelde diepte
Gemiddelde breedte
Maximum diepte
Maximum breedte
Schoning oevers
Schoning bodem
Baggerfrequentie
Baggermethode
Ouderdom water
Gebruik

OVERZICHT GEBRUIKTE PROGRAMMATUUR

Binorma
Ontwikkeld door R. Knoben, LU-Wageningen, (thans ingenieursburo Witteveen en Bosch), in opdracht van Stora (Stora 1988). Binorma beoordeelt genormaliseerde laaglandbeken op basis van de macrofaunagemeenschap van de bodem. Bij de beoordeling wordt onderscheid gemaakt in meer en minder stromende (genormaliseerde) beken. Dit verschil wordt gemaakt op basis van het voorkomen van indicatorsoorten voor stroming. De beoordeling van de verontreiniging (saprobie) gebeurt ook aan de hand van indicatorsoorten, waarbij voor de beide subtypen aparte indicatorsoortenlijsten worden gebruikt. Bij de indicatie-waarde speelt de abundantie een rol.
De beoordelingsresultaten worden in tabelvorm gepresenteerd.

Canoplot
Ontwikkeld door C. ter Braak (ITI-TNO, Wageningen). Canoplot maakt een plot van ordinatiescores (twee-dimensionaal) van soorten, monsters en/of milieuvariabelen. Als invoer wordt de 'machine redable copy' volgens Canoco gevraagd.

Canoco
Ontwikkeld door C. ter Braak , ITI-TNO, Wageningen (Ter Braak 1988). Canoco is een ordinatieprogramma (plaatsing van monsters en soorten langs assen) met vele mogelijkheden. Er kan gekozen worden voor een model dat gebaseerd is op lineaire responsiecurven van soorten of op Gaussische responsiecurven. Er kunnen milieuvariabelen bij de plaatsing van de monsters en soorten langs de as betrokken worden. Deze milieuvariabelen kunnen de plaatsing direct beïnvloeden, maar kunnen ook 'achteraf' op de assen geprojecterd worden. De eerste methode heet (detrended) canonical correspondence analysis (DCCA), de tweede (detrended) correspondence analysis (DCA). Er kunnen covariabelen aangewezen worden en er kunnen produkt-variabelen berekend worden.
De berekende ordinatie-scores van monsters en soorten kunnen in een aparte 'machine-readable-copy' worden weggeschreven, wat weer gebruikt kan worden bijvoorbeeld voor invoer in de programma's Canoplot of Ellips.

Cedit
In ontwikkeling, door O.F.R. van Tongeren, Limnologisch instituut, Nieuwersluis. Cedit is een programma waarmee in een condensed format file veranderingen aangebracht kunnen worden, zoals ordenen, hernummeren, schrappen van rijen en/of kolommen, splitsen of combineren van tabellen, kantelen van tabellen, etc.
Zowel als invoer als uitvoer is een condensed format file nodig.
Het programma is momenteel nog in ontwikkeling en niet vrij verkrijgbaar.

Ellips
Ontwikkeld door P. Verdonschot en R. Torenbeek, RIN-Leersum. Ellips berekent van een aantal punten in een ordinatievlak (van een puntenwolk) een ellipsvormig betrouwbaarheidsgebied. Hierbij zijn twee mogelijkheden: het gebied waar met een bepaalde betrouwbaarheid het gemiddelde van de puntenwolk ligt, of het gebied waar met een bepaalde betrouwbaarheid alle punten van de puntenwolk binnen vallen. Voor het betrouwbaarheidspercentage bestaat de keuze uit een aantal waarden.
Als invoer zijn de coördinaten nodig , volgens het format van de 'machine readable copy' van Canoco en een indeling van die punten in clusters, volgens het format van de 'machine readable copy' van Twinspan.

Van de berekende ellipsen wordt het centrum gegeven, de vergelijking van de twee assen en de coördinaten van acht punten van de ellips. Deze laatste punten kunnen eventueel als 'machine readable copy' geschreven worden, zodat ze door Canoplot gelezen en geplot kunnen worden.

Lotus

Het software-pakket Lotus (copyright 1985 Lotus Development Corporation) is gebruikt voor eenvoudige statistische berekeningen, zoals gemiddelde, standaarddeviatie en extremen en voor het maken van figuren.

Nodes

Ontwikkeld door P.F.M. Verdonschot RIN-Leersum. Dit programma berekent voor een tweezijdig geclusterde tabel van iedere cel (of node) de 'constancy ' (dichtheid: mate van gevuldheid), 'fidelity' (getrouwheid: dichtheid ten opzichte van de dichtheid van het hele soortcluster) en 'concentration of abundance' (gemiddelde abundantie ten opzichte van van de gemiddelde abundantie in het hele soortcluster). Op deze drie grootheden kan een standaardtoets worden uitgevoerd, waarbij iedere cel een score krijgt van 0 tot 12, volgens de volgende critera:

Score	Constancy	Fidelity	Concentration of abundance
12	≥ 0.5	≥ 3	≥ 5
11	≥ 0.4	≥ 4	≥ 4
10	≥ 0.25	≥ 5	≥ 3
9	≥ 0.5	≥ 2	≥ 4
8	≥ 0.4	≥ 3	≥ 3
7	≥ 0.25	≥ 4	≥ 4
6	≥ 0.5	≥ 1	≥ 3
5	≥ 0.4	≥ 2	≥ 2
4	≥ 0.25	≥ 3	≥ 3
3	≥ 0.5	≥ 1	≥ 1
2	≥ 0.25	≥ 1	≥ 1
1	> 0	-	-
0	= 0	-	-

Als uitvoer wordt een tabel gegeven waarin langs de assen alleende (soort- en monster)clusters staan en per cel de score. Eerst worden alle cellen met score hoger dan 9 gegeven, dan alle scores hoger dan 6, daarna hoger den 3 en tenslotte de rest.

Reduce

Ontwikkeld door P. Verdonschot en R. Torenbeek, RIN-Leersum. Het programma heeft als invoer en uitvoer een condensed-format file met (biologische) gegevens. Het bevat een viertal bewerkingsmogelijkheden die allemaal leiden tot een reductie van de omvang van de gegevensset:

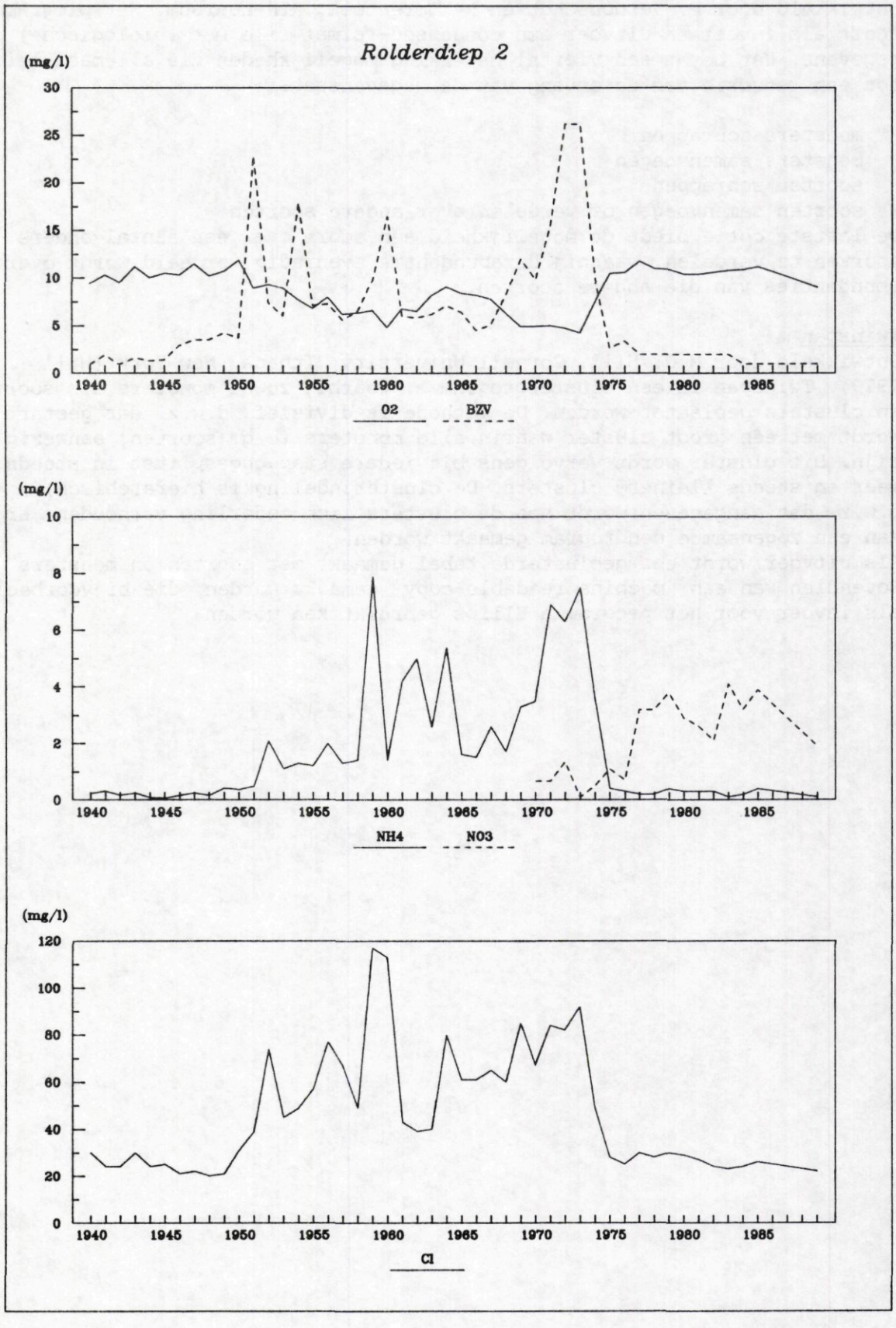
- monsters schrappen
- monsters samenvoegen
- soorten schrappen
- soorten samenvoegen of verdelen over andere soorten.

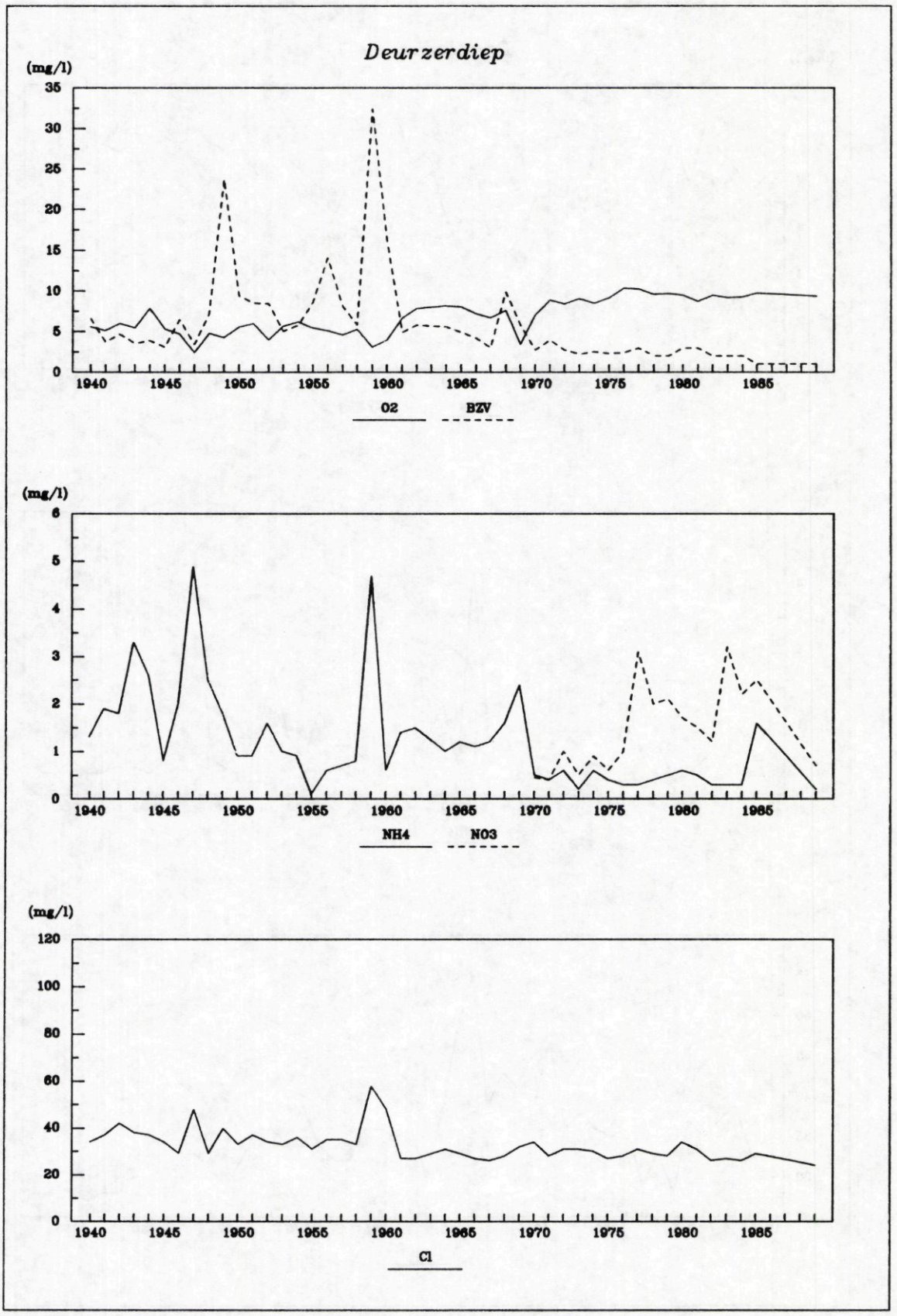
De laatste optie biedt de mogelijkheid een soort over een aantal andere soorten te verdelen, waarbij de abundantie evenredig verdeeld wordt over de abundanties van die andere soorten.

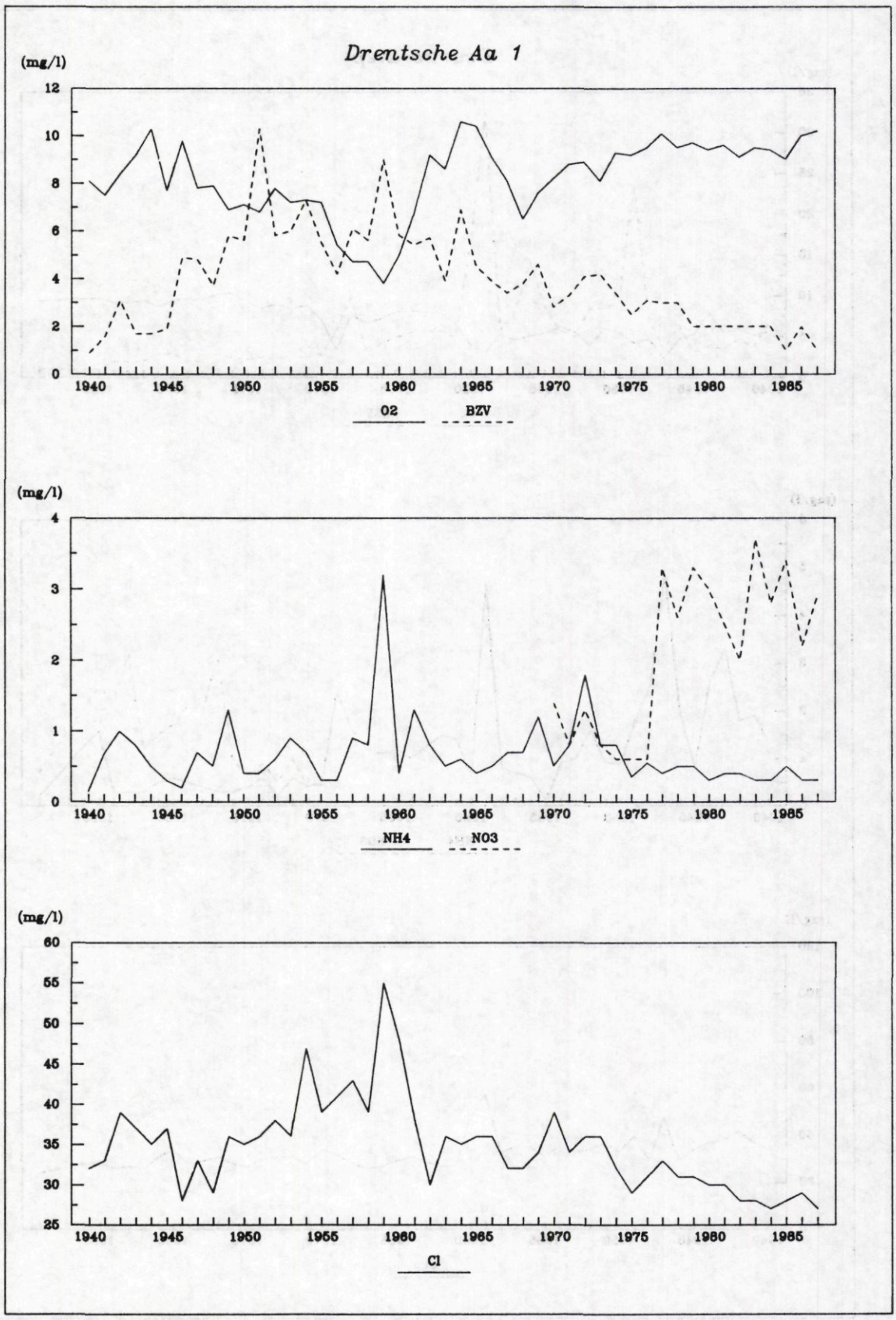
Twinspan

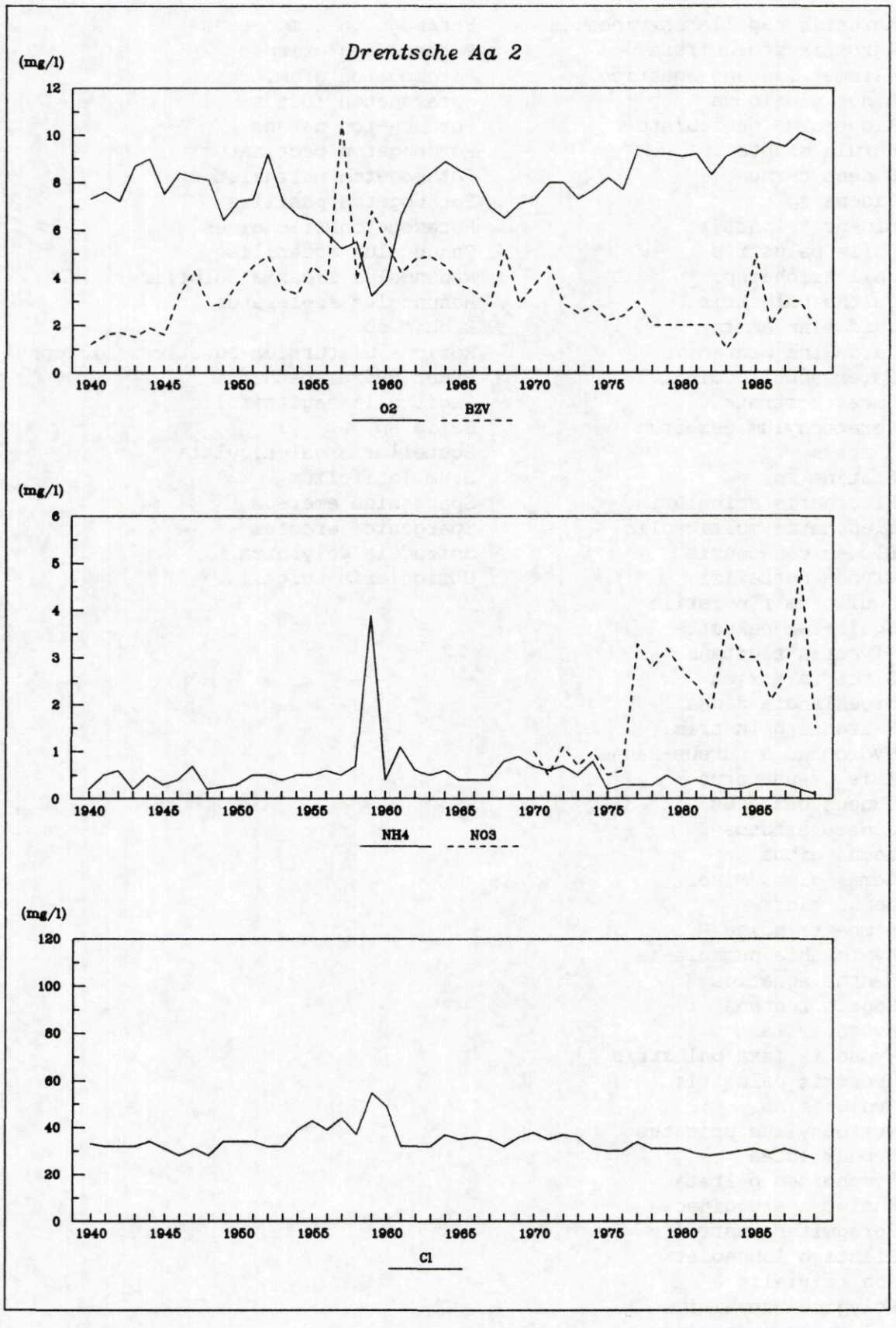
Ontwikkeld door M.O. Hill, Cornell University, Ithaca, New York (Hill 1979). Twinspan is een clusterprogramma, waarbij zowel monsters als soorten in clusters geplaatst worden. De methode is divisief, d.w.z. dat gestart wordt met één groot cluster waarin alle monsters (c.q. soorten) aanwezig zijn. Dit cluster wordt vervolgens bij iedere stap opgesplitst in steeds meer en steeds kleinere clusters. De clusterindeling is hiërarchisch, d.w.z. dat aangegeven wordt hoe de clusters zich onderling verhouden. Er kan een zogenaamde dendrogram gemaakt worden.
Als uitvoer wordt een geclusterde tabel gemaakt met soorten en monsters. Bovendien kan een 'machine readable-copy' gemaakt worden, die bijvoorbeeld als invoer voor het programma Ellips gebruikt kan worden.

ENKELE CHEMISCHE GEGEVENS VAN DE DRENTSE AA IN DE PERIODE 1940-1989




Deurzerdiep
(mg/l)
35
30
25
20
15
10
5
0
1940
1945
1950
1955
1960
1965
1970
1975
1980
1985
O2
BZV
(mg/l)
6
5
4
3
2
1
0
NH4
NO3
(mg/l)
120
100
80
60
40
20
0
Cl


Drentsche Aa 1
(mg/l)
12
10
8
6
4
2
0
1940
1945
1950
1955
1960
1965
1970
1975
1980
1985
O2
BZV
(mg/l)
4
3
2
1
0
NH4
NO3
(mg/l)
60
55
50
45
40
35
30
25
Cl


Drentsche Aa 2
(mg/l)
12
10
8
6
4
2
0
1940
1945
1950
1955
1960
1965
1970
1975
1980
1985
O2
BZV
(mg/l)
6
5
4
3
2
1
0
NH4
NO3
(mg/l)
120
100
80
60
40
20
0
Cl

SOORTENLIJST MACROFYTEN

Agrostis capillaris/vinealis
Agrostis stolonifera
Alisma plantago-aquatica
Alnus glutinosa
Alopecurus gemiculatus
Berula erecta
Bidens cernua
Bidens sp.
Bidens tripartita
Calla palustris
Callitriche sp.
Caltha palustris
Cardamine amara
Cardamine pratensis
Carex acutiformis
Carex rostrata
Ceratophylum demersum
Chara sp.
Elatine sp.
Eleocharis acicularis
Eleocharis multicaulis
Elodea canadensis
Elodea nuttallii
Equisetum fluviatile
Equisetum palustre
Glyceria fluitans
Glyceria maxima
Groenlandia densa
Hottonia palustris
Hydrocharis mursus-ranae
Iris pseudacorus
Juncus bulbosus
Juncus effusus
Lemna gibba
Lemna gibba/minor
Lemna minor
Lemna trisulca
Lysimachia nummularia
Mentha aquatica
Montia fontana
Myosotis laxa
Myosotis laxa/palustris
Myosotis palustris
Myosotis sp.
Myriophyllum spicatum
Nuphar lutea
Nymphoides peltata
Phalaris arundinacea
Phragmites australis
Plantago lanceolata
Poa trivialis
Polygonum amphibium
Polygonum hydropiper
Potamogeton alpinus
Potamogeton compressus
Potamogeton crispus
Potamogeton graminues
Potamogeton lucens
Potamogeton natans
Potamogeton pectinatus
Potamogeton perfoliatus
Potamogeton pusillus
Potamogeton trichoides
Ranunculus aquatilis
Ranunculus ficaria bulbilifer
Ranunculus sceleratus
Riccia sp.
Rorippa nasturtium-aquaticum/microphyllum
Rumex hydrolapathum
Sagittaria sagittifolia
Salis sp.
Scutellaria galericulata
Sium latifolium
Sparganium emersum
Sparganium erectum
Spirodela polyrhiza
Utricularia vulgaris

SOORTENLIJST MACROFAUNA EN FREQUENTIES IN 1980/81 EN 1984/85

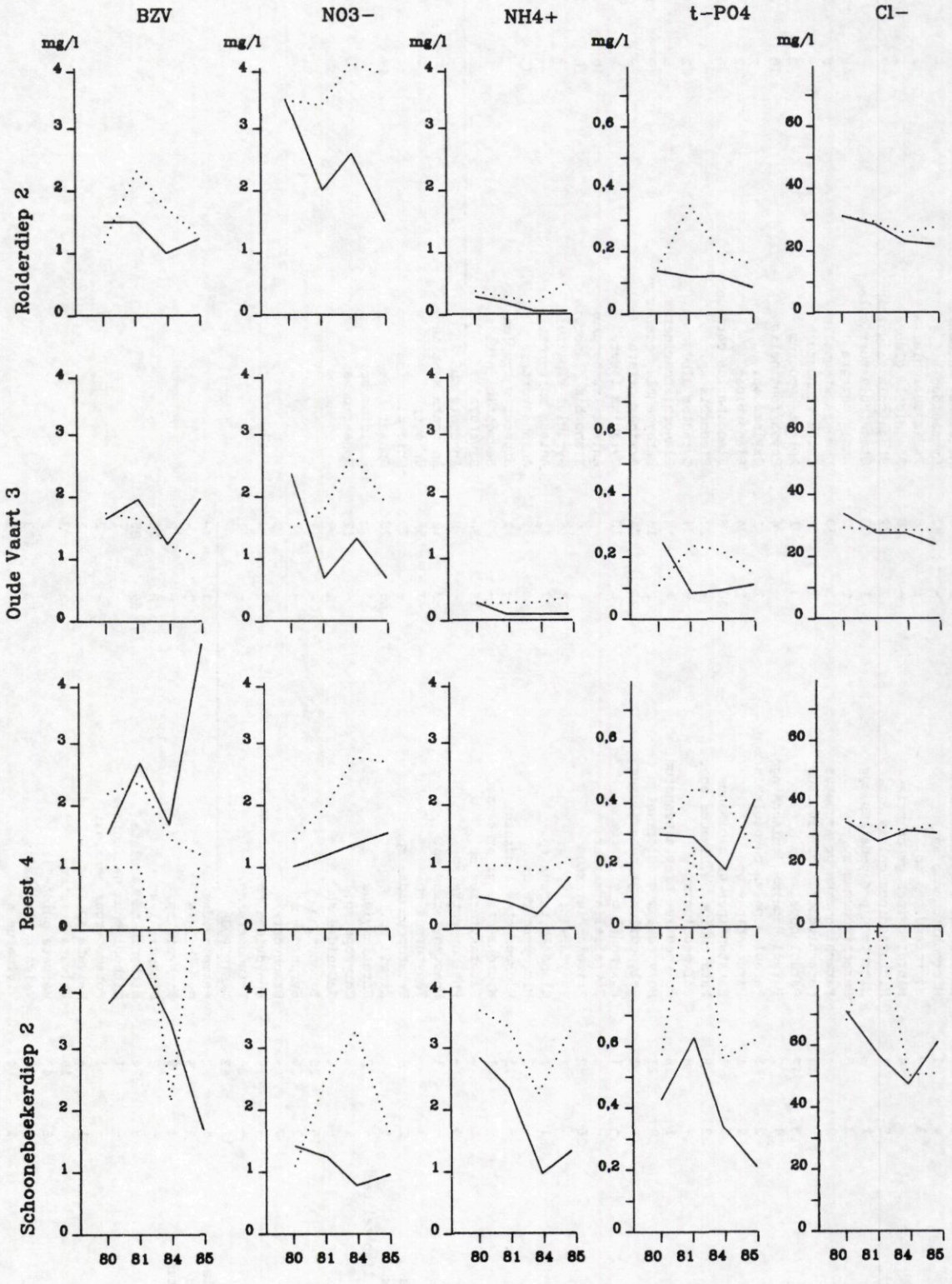
BIJLAGE 9 (blad 1)

Taxon	frequentie	80/81	84/85
TRICLADIDA			
Tricladida		-	2
Dugesia sp.		-	7
Dugesia lugubris		-	20
Dugesia polychroa		-	1
Polycelis sp.		28	4
Polycelis tenuis		-	3
Dendrocoelum lacteum		-	1
HIRUDINEA			
Glossiphonia complanata		8	39
Glossiphonia heteroclita		9	49
Helobdella stagnalis		19	99
Theromyzon tessulatum		3	20
Hemiclepsis marginata		1	11
Piscicola geometra		1	26
Haemopis sanguisuga		3	3
Erpobdella sp.		-	19
Erpobdella octoculata		20	79
Erpobdella testacea		11	15
OLIGOCHAETA			
Naididae sp.		40	-
Nais variabilis		-	4
Stylaria lacustris		27	5
Tubificidae sp.		70	-
Tubifex sp.		-	10
Lumbriculidae sp.		3	-
Lumbriculus variegatus		43	8
ISOPODA			
Asellus aquaticus		67	135
Proasellus meridianus		37	53
Proasellus coxalis		-	4
AMPHIPODA			
Gammaridae sp.		1	-
Gammarus sp.		10	9
Gammarus pulex		24	60
ARANEIDA			
Araneida		-	6
Argyroneta aquatica		12	5
HETEROPTERA			
Corixidae		-	35
Micronecta minutissima		2	-
Cymatia coleoptrata		-	1
Callicorixa praeusta		4	5
Corixa sp.		10	1
Corixa affinis		-	1
Corixa punctata		4	14
Hesperocorixa linnei		-	1
Hesperocorixa sahlbergi		8	11
Sigara sp.		6	21
Sigara distincta		51	26
Sigara falleni		3	77
Sigara fossarum		1	2
Sigara lateralis		-	1
Sigara nigrolineata		5	7
Sigara scotti		1	1
Sigara selecta		-	1
Sigara semistriata		7	5
Sigara stagnalis		-	8
Sigara striata		34	87
Sigara falleni / longipalis vr		-	74
Sigara falleni/longipalis/distincta	(1)	-	15
Naucoridae sp.		-	4
Ilyocoris cimicoides		5	12
Nepa cinerea		3	4
Ranatra linearis		-	1
Plea minutissima		2	-
Notonecta sp.		10	5
Notonecta glauca		14	14
Mesoveliidae sp.		1	-
Mesovelia furcata		1	-
Hydrometra gracilenta		2	-
Hydrometra stagnorum		4	8
Microvelia sp.		5	-
Velia sp.		-	4
Velia caprai		-	1
Gerris sp.		6	6
Gerris argentatus		-	1
Gerris lacustris		16	8
Gerris najas		-	1
Gerris odontogaster		4	-
Gerris thoracicus		1	2
ODONATA			
Odonata		6	-
Calopteryx virgo		-	8
Platycnemis pennipes		2	-
Coenagrionidae		-	36
Ischnura sp.		-	16
Ischnura elegans		12	3
Pyrrhosoma nymphula		-	3
Coenagrion sp.		2	-
Erythromma sp.		-	5
Erythromma najas		1	7
Cordulegaster boltonii		-	1
Cordulia aenea		1	-
Libellula sp.		-	1
Libellula depressa		1	1
PLECOPTERA			
Plecoptera		1	-
Nemoura sp.		-	2
Nemoura cinerea		30	10
Nemurella pictetii		-	1
TRICHOPTERA			
Trichoptera		-	3
Beraea maura		-	1
Beraeodes minutus		-	1
Hydropsyche sp.		-	1
Hydropsyche angustipennis		1	6
Agraylea sp.		-	4
Agraylea multipunctata		1	1
Agraylea sexmaculata		-	1
Hydroptila sp.		2	6
Tricholeiochiton fagesii		-	1
Oxyethira sp.		-	7
Oxyethira flavicornis		-	1
Leptoceridae sp.		-	2
Athripsodes sp.		-	4
Athripsodes aterrimus		8	23
Leptocerus sp.		1	-
Mystacides sp.		1	32
Mystacides longicornis		14	13
Mystacides nigra		11	9
Oecetis furva		1	-
Oecetis lacustris		4	2
Oecetis ochracea		-	1
Triaenodes sp.		-	1
Triaenodes bicolor		12	15
Setodes argentipunctellus		-	1
Paroecetis struckii		1	-
Glyphotaelius pellucidus		1	-
Limnephilus sp.		4	3
Limnephilus affinis		1	-
Limnephilus borealis		-	1
Limnephilus decipiens		2	-
Limnephilus extricatus		-	1
Limnephilus flavicornis		4	-
Limnephilus lunatus		39	-
Limnephilus marmoratus		1	1
Limnephilus politus		-	1
Limnephilus rhombicus		3	1
Limnephilus flavicornis / marmoratus		-	1
Limnephilidae		-	15
Anabolia nervosa		44	36
Molannodes tinctus		-	3
Molanna angustata		3	21
Phryganeidae sp.		-	1
Agrypnia pagetana		-	3
Phryganea sp.		-	2
Phryganea bipunctata		-	13
Phryganea grandis		-	4
Cyrnus sp.		-	4
Cyrnus crenaticornis		1	3
Cyrnus flavidus		4	6
Cyrnus trimaculatus		3	2
Holocentropus sp.		-	3
Holocentropus dubius		2	-
Holocentropus picicornis		4	1
Neureclepsis bimaculata		9	13
Plectrocnemia sp.		-	1
Plectrocnemia conspersa		-	2
MEGALOPTERA			
Sialis lutaria		17	26

EPHEMEROPTERA		
Baetidae	-	2
Baetis sp.	31	4
Baetis muticus	2	2
Baetis rhodani	3	-
Baetis vernus	-	25
Centroptilum luteolum	18	5
Cloeon sp.	-	1
Cloeon dipterum	45	67
Cloeon simile	3	5
Procloeon bifidum	2	7
Ephemera vulgata	-	1
Leptophlebia vespertina	-	2
Caenis sp.	-	6
Caenis horaria	58	87
Caenis luctuosa	-	4
Caenis robusta	-	32
Brachycercus harrisella	-	2
COLEOPTERA		
Coleoptera (kevers)	-	2
Peltodytes caesus	4	2
Haliplus sp.	22	77
Haliplus lineatocollis	22	17
Haliplus fluviatilis	-	38
Haliplus heydeni	-	3
Haliplus ruficollis	62	16
Haliplus flavicollis	7	11
Haliplus fulvus	-	1
Haliplus / Brychius sp. (l)	-	6
Noterus sp.	-	1
Noterus clavicornis	-	10
Noterus crassicornis	10	11
Laccophilus sp.	-	21
Laccophilus hyalinus	11	20
Laccophilus minutus	8	7
Hydroporidae	1	7
Hyphydrus ovatus	4	10
Hydroglyphus pusillus	1	-
Bidessus unistriatus	2	-
Coelambus sp.	2	-
Coelambus impressopunctatus	2	-
Hygrotus sp.	-	7
Hygrotus decoratus	2	-
Hygrotus inaequalis	6	6
Hygrotus versicolor	18	28
Hydroporus sp.	9	4
Hydroporus angustatus	1	-
Hydroporus dorsalis	-	1
Hydroporus erythrocephalus	3	-
Hydroporus gyllenhalii	-	1
Hydroporus palustris	19	6
Hydroporus planus	1	-
Hydroporus dorsalis / erythrocephalus	-	1
Porhydrus lineatus	1	2
Graptodytes sp.	-	4
Graptodytes pictus	43	41
Deronectus latus	-	2
Stictotarsus duodecimpustulatus	3	17
Potamonectes depressus elegans	8	20
Agabus sp.	10	7
Agabus bipustulatus	1	-
Agabus didymus	-	3
Agabus sturmii	4	1
Agabus undulatus	1	1
Agabus paludosus	-	1
Agabus / Ilybius sp. (l)	-	3
Ilybius / Agabus sp. (l)	-	8
Platambus maculatus	-	4
Ilybius sp.	4	4
Ilybius ater	-	1
Ilybius fenestratus	1	4
Rhantus sp.	10	4
Rhantus exsoletus	9	7
Rhantus latitans	-	2
Rhantus suturalis	1	-
Rhantus / Colymbetes sp. (l)	-	1
Colymbetidae	-	4
Colymbetes fuscus	1	1
Dytiscidae	8	-
Hydaticus sp.	1	2
Hydaticus transversalis	-	2
Acilius sp.	1	-
Dytiscus sp.	-	1
Dytiscus marginalis	-	1
Gyrinus sp.	-	1
Gyrinus marinus	-	2
Orectochilus villosus	1	-
Ochthebius bicolon	-	1
Limnebius truncatellus	1	2
Limnebius crinifer	-	1
Spercheus emarginatus	1	2
Helophorus sp.	3	-
Helophorus aquaticus	3	-
Helophorus brevipalpis	26	1
Helophorus flavipes	2	2
Helophorus grandis grandis	5	-
Helophorus minutus	1	5
Helophorus obscurus	1	2
Coelostoma orbiculare	-	1
Helophorus obscurus / flavipes	-	1
Cercyon sp.	-	1
Hydrobius fuscipes	8	11
Anacaena globulus	12	3
Anacaena limbata	1	11
Laccobius biguttatus	1	3
Laccobius bipunctatus	1	3
Laccobius minutus	23	12
Helochares sp.	2	-
Enochrus affinis	1	1
Enochrus testaceus	2	2
Cymbiodyta marginella	-	2
Chaetarthria seminulum	2	-
Berosus luridus	3	-
Dryops auriculatus	-	1
Dryops lutulentus	3	-
Dryops / Helichus sp. (l)	-	1
Oulimnius sp.	-	4
Oulimnius troglodytes	1	2
Oulimnius tuberculatus	3	13
Elodes minuta	1	-
Scirtes sp.	-	2
Cyphon sp.	1	1
LEPIDOPTERA		
Lepidoptera	7	10
Nymphula nymphaeata	1	5
Paraponyx sp.	-	2
Cataclysta lemnata	15	2
Acentropidae sp.	-	1
DIPTERA		
Diptera	47	17
Tipulidae sp.	4	14
Tipula sp.	-	2
Tipula interseta	-	1
Tipula s.g. Yamatotipula sp.	-	1
Dicranota sp.	4	15
Pseudolimnophila sp.	-	1
Limnophila sp.	1	8
Hexatoma sp.	-	4
Psychoda sp.	-	1
Ptychoptera sp.	-	1
Ptychoptera contaminata	1	-
Chaoborus crystallinus	2	2
Chaoborus flavicans	1	9
Chaoborus obscuripes	1	-
Dixidae	1	1
Dixella sp.	1	-
Anopheles sp.	5	2
Culiseta sp.	-	1
Culicidae	1	2
Culex sp.	-	7
Simuliidae sp.	7	-
Simulium sp.	-	22
Chironomidae sp.	-	7
Tanypodinae sp.	3	4
Ablabesmyia sp.	4	3
Ablabesmyia longistyla	1	6
Ablabesmyia monilis	-	8
Anatopynia plumipes	-	1
Apsectrotanypus trifascipennis	-	3
Clinotanypus nervosus	18	82
Conchapelopia sp.	49	42
Conchapelopia melanops	-	10
Macropelopia sp.	14	15
Macropelopia / Apsectrotanypus sp.	-	2
Natarsia punctata	3	2
Paramerina cingulata	1	1
Procladius sp.	50	128
Psectrotanypus varius	20	39

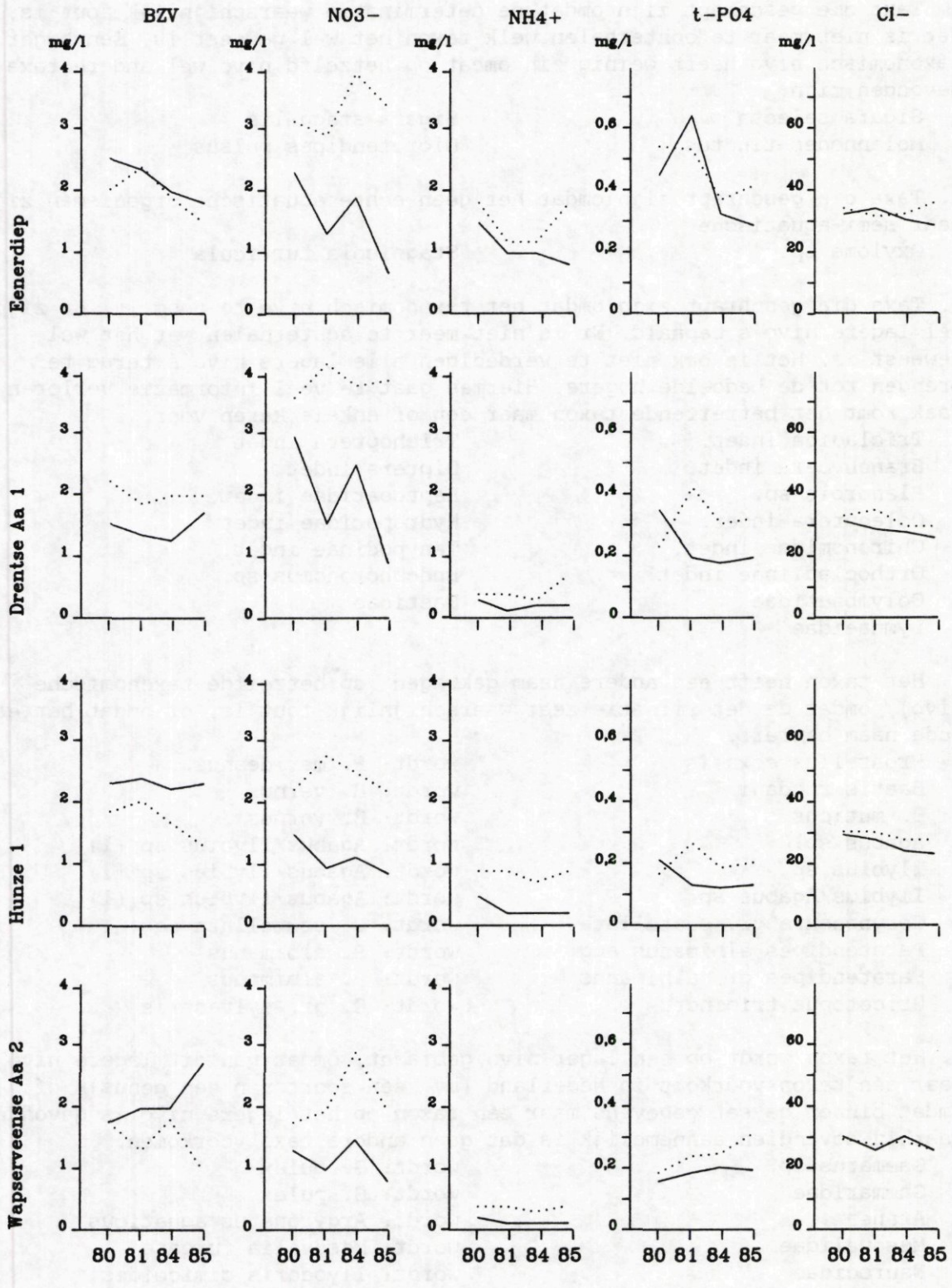
Tanypus sp.	4	-
Tanypus kraatzi	4	1
Xenopelopia nigricans	3	9
Zavrelimyia sp.	-	4
Odontomesa fulfa	5	4
Potthastia sp.	1	-
Potthastia longimanis	3	8
Prodiamesa sp.	2	-
Prodiamesa olivacea	2	17
Orthocladiinae sp.	13	17
Acricotopus lucens	4	2
Brillia modesta	2	5
Chaetocladius sp.	2	1
Chaetocladius piger agg	1	1
Corynoneura sp.	2	8
Corynoneura gr scutellata	-	8
Cricotopus sp.	1	16
Cricotopus bicinctus	18	21
Cricotopus obnixus	-	1
Cricotopus tricinctus	-	1
Cricotopus trifasciatus	-	1
Cricotopus gr sylvestris	26	82
Eukiefferiella sp.	-	1
Limnophyes sp.	1	1
Nanocladius bicolor	-	2
Orthocladius sp.	-	11
Paracladius conversus	-	1
Paralimnophyes hydrophilus	1	-
Psectrocladius sp.	4	-
Psectrocladius psilopterus	-	1
Psectrocladius gr barbimanus	1	-
Psectrocladius gr psilopterus	2	6
Psectrocladius gr sordidellus	4	-
Psectrocladius sordidellus / limbatellus	-	3
Smittia sp.	1	-
Thienemanniella flaviforceps	-	4
Chironomini	16	20
Chironomus sp.	12	26
Chironomus gr annularius	7	-
Chironomus gr plumosus	-	19
Chironomus gr thummi	-	34
Cryptochironomus sp.	11	62
Cryptocladopelma gr laccophila	1	2
Cryptocladopelma gr lateralis	3	5
Demicryptochironomus vulneratus	1	9
Dicrotendipes sp.	-	3
Dicrotendipes gr nervosus	8	24
Dicrotendipes gr notatus	-	1
Dicrotendipes pulsus	-	1
Einfeldia gr. Insloluta	1	-
Endochironomus sp.	-	15
Endochironomus albipennis	8	43
Endochironomus tendens	13	28
Endochironomus gr dispar	1	4
Glyptotendipes sp.	8	72
Glyptotendipes glaucicola	-	1
Harnischia curtilamellata	5	4
Microchironomus sp.	-	2
Microtendipes sp.	1	8
Microtendipes gr chloris	-	8
Microtendipes chlris agg.	2	22
Microtendipes pedellus agg.	1	3
Parachironomus sp.	1	3
Parachironomus gr arcuatus	8	30
Parachironomus gr vitiosus	1	-
Paracladopelma sp.	3	1
Paracladopelma laminata agg.	-	6
Paracladopelma camptolabis agg.	1	3
Paratendipes sp.	1	4
Paratendipes gr albimanus	20	8
Paratendipes albimanus agg.	-	27
Polypedilum sp.	8	4
Polypedilum breviantennatum	4	8
Polypedilum gr bicrenatum	2	13
Polypedilum gr nubeculosum	24	74
Polypedilum gr sordens	6	12
Zavreliella marmorata	3	-
Tribelos intextus	-	6
Tanytarsini sp.	28	9
Cladotanytarsus sp.	22	41
Micropsectra sp.	1	9
Micropsectra lindrothi	-	1
Micropsectra gr praecox	-	20
Paratanytarsus sp.	15	30
Phaenopsectra sp.	-	8
Rheotanytarsus sp.	3	12
Tanytarsus sp.	7	55
Ceratopogonidae sp.	-	70
Bezzia sp.	65	28
Stratiomyidae	1	-
Chrysops sp.	-	12
Tabanidae sp.	1	-
Tabanus sp.	-	1
Syrphidae sp.	-	1
Brachycera	-	1
Ephydridae sp.	2	-
Tetanocera sp.	-	1
GASTROPODA		
Assimineidae	1	-
Hydrobiidae	2	-
Bithynia sp.	-	2
Bithynia leachi	8	20
Bithynia tentaculata	59	85
Lithoglyphus naticoides	-	1
Potamopyrgus jenkinsi	-	2
Valvata sp.	-	2
Valvata cristata	2	3
Valvata pulchella	-	1
Valvata piscinalis	53	103
Viviparus sp.	-	3
Viviparus contectus	3	12
Viviparus viviparus	5	9
Acroloxus lacustris	-	7
Lymnaeidae	-	2
Radix auricularia	2	-
Stagnicola glabra	1	-
Stagnicola palustris	17	13
Stagnicola turricula	-	1
Radix peregra	49	79
Lymnaea stagnalis	5	31
Galba truncatula	-	1
Aplexa hypnorum	2	2
Physa fontinalis	18	35
Oxyloma sp.	-	4
Planorbidae	1	-
Planorbarius corneus	26	18
Planorbis sp.	-	6
Gyraulus albus	12	47
Planorbis carinatus	8	14
Bathyomphlus contortus	17	15
Armiger crista	-	1
Gyraulus laevis	1	-
Anisus leucostomus	10	-
Planorbis planorbis	18	21
Gyraulus riparius	-	1
Anisus spirorbis	-	6
Anisus vortex	43	71
Hippeutis complanata	-	5
Segmentina nitida	1	-
BIVALVIA		
Anodonta sp.	-	3
Anodonta anatina	-	2
Unio sp.	-	3
Unio pictorum	-	2
Sphaeriidae	49	6
Pisidium sp.	-	93
Sphaerium sp.	-	71

ZOMER- EN WINTERGEMIDDELDEN VAN EEN AANTAL VARIABELEN OP EEN AANTAL PUNTEN IN DE PERIODE 1980-1985



——— = zomergemiddelde (maand IV t/m IX)

..... = wintergemiddelde (maand X voorafgaand jaar t/m III)


BZV
NO3-
NH4+
t-PO4
Cl-
mg/l
Eenerdiep
Drentse Aa 1
Hunze 1
Wapserveense Aa 2
80 81 84 85
= zomergemiddelde (maand IV t/m IX)
= wintergemiddelde (maand X voorafgaand jaar t/m III)

TAXONOMISCHE VERBETERINGEN IN SOORTENLIJST

1. Taxa die geschrapt zijn omdat de determinatie waarschijnlijk fout is. Het is niet meer te achterhalen welk taxon het wel geweest is. Een hoger taxonomisch nivo heeft weinig zin omdat op hetzelfd nivo wel andere taxa gevonden zijn.

Sigara selecta	Sigara stagnalis
Molannodes tinctus	Dicrotendipes pulsus

2. Taxa die geschrapt zijn omdat het geen echte aquatische organismen zijn, maar semi-aquatische.

Oxyloma sp.	Stagnicola turricula

3. Taxa die geschrapt zijn omdat het taxonomisch nivo te hoog is. Er zijn wel lagere nivo's bepaald. Er is niet meer te achterhalen wat het wel geweest is. Het is ook niet te verdedigen alle lagere nivo's terug te brengen tot de bedoelde hogere. Hiermee gaat te veel informatie verloren. Vaak komt het betreffende taxon maar een of enkele keren voor.

Tricladida indet.	Trichoptera indet.
Branchycera indet.	Diptera indet.
Planorbis sp.	Leptoceridae indet.
Coleoptera indet.	Hydroporidae indet.
Chironomidae indet.	Tanypodinae indet.
Orthocladiinae indet.	Endochoronomus sp.
Colymbaetidae	Baetidae
Lymnaeidae	

4. Het taxon heeft een andere naam gekregen (op hetzelfde taxonomische nivo), omdat de determinatie zeer waarschijnlijk fout is, of omdat het een oude naam betreft.

Proasellus coxalis	wordt: P. merideanus
Baetis rhodani	wordt: B. vernus
B. muticus	wordt: B. vernus
Agabus sp.	wordt: Agabus/Ilybius sp (1)
Ilybius sp	wordt: Agabus/Ilybius sp (1)
Ilybius/Agabus sp	wordt: Agabus/Ilybius sp (1)
Corynoneura gr. scutellata	wordt: C. scutellata agg.
Paratendipes albimanus agg.	wordt: P. albimanus
Paratendipes gr. albimanus	wordt: P. albimanus
Cricotopus tricinctus	wordt: C. gr. sylvestris

5. Het taxon wordt op een lager nivo gebracht, omdat van dit lagere nivo maar één taxon voorkomt in Nederland (bv. één soort van een genus), of omdat binnen de set gegevens maar één taxon op het lagere nivo is gevonden, waarbij bovendien aannemelijk is dat geen andere taxa voorkomen.

Gammarus sp.	wordt: G. pulex
Gammaridae	wordt: G. pulex
Aranea	wordt: Argyronetus aquaticus
Mesovelidae	wordt: Mesovelia furcata
Naurocidae	wordt: Ilyocoris cimicoides
Velia sp	wordt: V. caprae
Libellula sp	wordt: L. depressa
Plecoptera	wordt: Nemoura cinerea
Nemoura sp	wordt: Nemoura cinerea
Hydropsyche sp	wordt: H. angustipennis
Oxyethira sp	wordt: O. flavicornis

Athripsodes sp.	wordt: A. aterrimus
Triaenodes sp	wordt: T. bicolor
Plectrocnemia sp	wordt: P. conspersa
Cloeon sp	wordt: Cloeon dipterum
Baetis sp	wordt: Baetis vernus
Conchapelopia sp	wordt: C. melanops
Potthastia sp	wordt: P. longimanus
Prodiamesa sp	wordt: P. olivacea
Corynoneura sp	wordt: C. scutellata agg.
Cricotopus sp	wordt: C. gr. sylvestris
Microchironmus sp	wordt: M. tener
Microtendipes sp	wordt: M. gr. chloris
Parachironomus sp	wordt: P. gr. arcuatus
Paratendipes sp	wordt: P. gr. albimanus
Bithynia sp	wordt: B. tentaculata
Valvata sp	wordt: V piscinalis
Viviparus sp	wordt: V. contectus
Hygrobiidae	wordt: Hygrobia hermanni
Macropelopia/Apsectrotanypus	wordt: Macropelopia sp.
Hydroporus dorsalis/erythro-cephalus	wordt: H. erythrocephalus

6. Als 5, maar er is verdeeld over meerdere taxa

Mystacides sp	verdeeld over: M. longicornis, M. nigra
Phryganea sp	verdeeld over: P. bipunctata, P. grandis
Cyrnus sp	verdeeld over: C. crenaticornis, C. flavidus, C. Trimaculatus
Holocentropus sp	verdeeld over:H. dubius, H. picicornis
Dicrotendipes sp	verdeeld over: D. gr. nervosus, D. gr. notatus

7. Het taxon is naar een hoger nivo gebracht: er komen twee verschillende nivo's voor en het is niet mogelijk met enige zekerheid te zeggen tot welk lager taxon het hogere hoort. Vaak is het onderscheid tussen lagere taxa onbetrouwbaar of is het niet altijd ver genoeg gedetermineerd (bij de Oligochaeta het geval). Onderscheid wordt bovendien weinig (ecologisch) van belang geacht.

Dugesia lugubris	wordt: D. sp.
Dugesia polychroa	wordt: D. sp.
Polycelis tenuis	wordt: P. sp
Erpobdella octoculata	wordt: E. sp.
Erpobdella testacea	wordt: E. sp.
Corixa sp.	wordt: Corixidae (l)
Sigara sp.	wordt: Corixidae (l)
Sigara falleni	wordt: S. falleni/distincta
Sigara distincta	wordt: S. falleni/distincta
Limnephilus sp.	wordt: Limnephilidae
Ischnura eletans	wordt: Coenagrionidae
Ischnura sp.	wordt: Coenagrionidae
Erythromma najas	wordt: Coenagrionidae
Erythromma sp.	wordt: Coenagrionidae
Pyrrhosomma nymphula	wordt: Coenagrionidae

Agraylea multipunctata	wordt: A. sp.
Agraylea sexmaculata	wordt: A. sp.
Caenis horaria	wordt: C. sp.
Caenis luctuosa	wordt: C. sp.
Caenis robusta	wordt: C. sp.
Noterus clavicornis	wordt: N. sp.
Noterus crassicornis	wordt: N. sp.
Anacaena globulus	wordt: A. sp.
Anacaena limbata	wordt: A. sp.
Tipula sp.	wordt: Tipulidae
Yamatotipula	wordt: Tipulidae
Culex sp.	wordt: Culicidae
Anopheles sp.	wordt: Culicidae
Simulium sp.	wordt: Simuliidae
Ablabesmyia monilis	wordt: A. sp.
Ablabesmyia longistyla	wordt: A. sp.
Psectrocladius psilopterus	wordt: P. sp.
Chironomus thummi	wordt: C. sp.
Chironomus plumosus	wordt: C. sp.
Chironomus annularius	wordt: C. sp.
Micropsectra gr. praecox	wordt: M. sp.
Micropsectra lindrothi	wordt: M. sp.
Bezzia sp.	wordt: Ceratopogonidae
Anodonta anatina	wordt: A. sp.
Unio pictorum	wordt: U. sp.
Pisidium sp.	wordt: Sphaeriidae
Sphaerium sp.	wordt: Sphaeriidae
Tabanus sp.	wordt: Tabanidae
Chrysops sp.	wordt: Tabanidae
Harnischia curtilamellata	wordt: H. sp.
Xenopelopia nigricans	wordt: X. sp.
Einfeldia gr. insoluta	wordt: E. sp.
Psectrocladius sordidellus/ limbatellus	wordt: P. sp.
Hexatoma sp.	wordt: Limoniidae
Pseudolimnophila sp.	wordt: Limoniidae
Paracladopelma camptolabis a.	wordt: P. sp.
Alle soorten en genera van de Oligochaeta	worden: Oligochaeta
alle Haliplus soorten	worden: H. sp.
alle Lepidoptera soorten	worden: Lepidoptera

SELECTIE MONSTERPUNTEN VOOR HET OPSTELLEN VAN DE TYPOLOGIE

Monsterpunt	K_{135} >340	Cl^- <40	O_2 >8	Selectie
AALD	0	0	-	-
ACHT	0	0	0	0
AMER	0	0	0	0
ANDE	-	0	-	-
ANL1	0	-	0	-
ANL2	0	0	0	0
ANL3	0	-	0	-
BARG	-	-	-	-
BEIL	0	0	0	0
DEUR	0	0	0	0
DRE1	0	0	0	0
DRE2	0	0	0	0
DROS	-	0	-	-
DWIN	0	0	0	0
ECHT	-	0	0	-
EEL1	0	0	-	-
EEL2	0	0	0	0
EENE	-	0	-	-
ELLE	-	-	-	-
EURS	-	0	-	-
GAS1	-	0	-	-
GAS2	0	0	0	0
GEES	0	0	-	-
GROT	-	0	0	-
HOLS	0	0	0	0
HUN1	0	0	0	0
HUN2	-	0	0	-
HUN3	-	0	0	-
HUN4	0	0	0	0
KOEK	-	0	-	-
KONI	0	0	0	0
LAAK	0	0	0	0
LEIS	0	0	0	0
LIEV	0	0	0	0
LOO1	0	0	0	0
LOO2	0	0	0	0
LOOD	-	0	0	-
OMGE	0	0	-	-
OOS1	0	0	-	-
OOS2	-	0	0	-
OUD1	0	0	0	0
OUD2	-	0	0	-
OUMO	0	0	0	0
OUV1	0	0	0	0
OUV2	0	0	0	0
OUV3	-	0	0	-
PEI1	0	0	0	0
PEI2	0	0	0	0
REE1	-	-	-	-
REE2	-	-	-	-
REE3	0	0	-	-

REE4	0	0	-	-
REE5	0	0	0	0
ROL1	0	0	0	0
ROL2	0	0	0	0
ROL3	-	0	-	-
ROL4	-	0	0	-
ROL5	-	0	0	-
RUI1	-	0	-	-
RUI2	0	0	0	0
RUNS	-	0	-	-
SCH1	-	-	-	-
SCH3	-	-	-	-
SCHE	0	-	0	-
SLEE	0	0	0	0
SLIN	0	0	0	0
SLOK	-	0	-	-
SMAL	0	0	0	0
SOMB	-	-	-	-
STEA	0	0	0	0
STEE	-	-	-	-
TIL1	-	-	-	-
TIL2	0	-	-	-
VLED	0	0	0	0
VOOR	0	0	0	0
VORR	0	0	0	0
WAP1	0	0	0	0
WAP2	0	0	0	0
WEB1	-	0	0	-
WEB2	0	0	-	-
WEST	0	0	0	0
WOLD	0	0	-	-
ZEEG	-	-	0	-

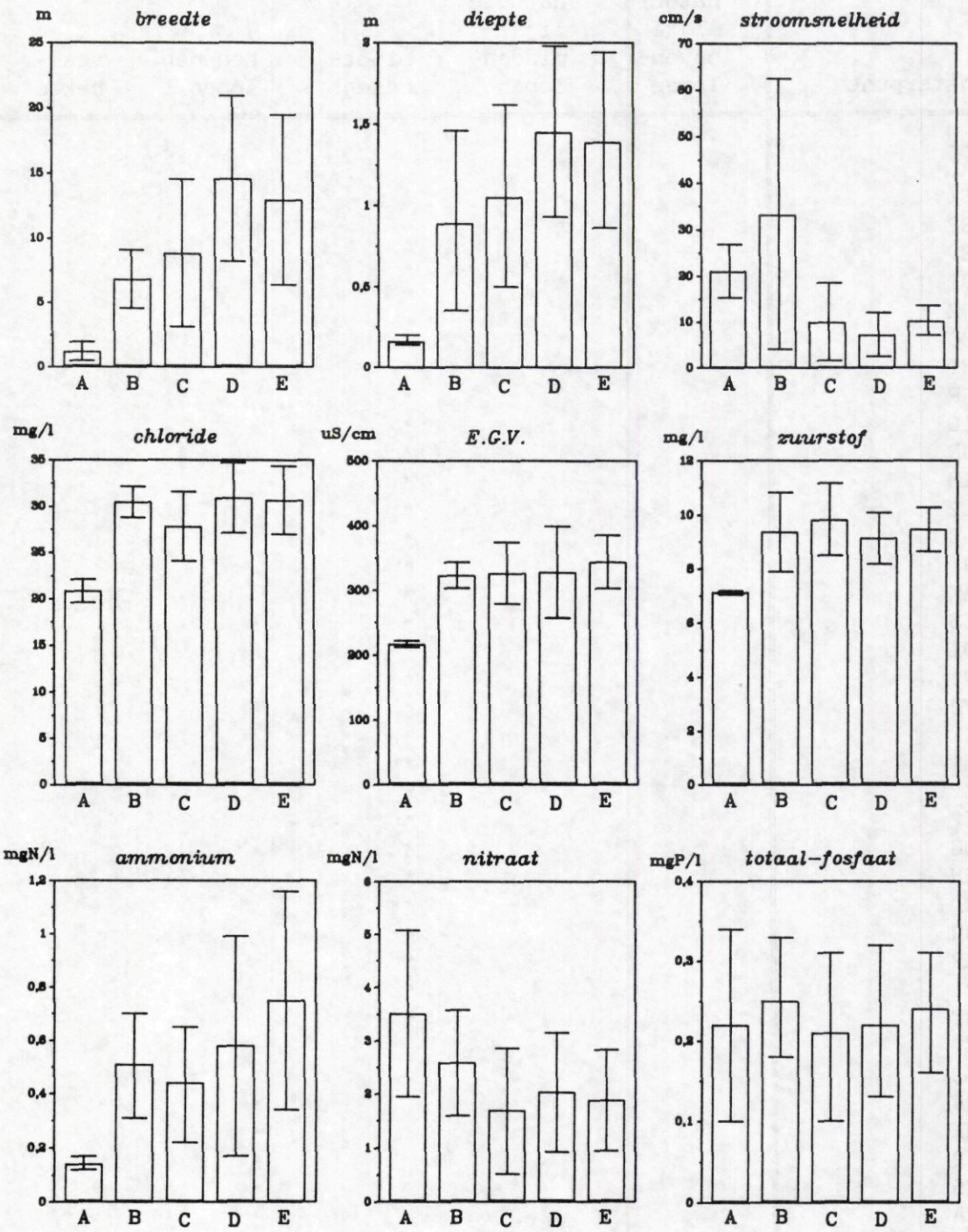
0 = voldoet wel aan kriterium (in laatste kolom: voldoet aan alle kriteria)

\- = voldoet niet aan kriterium (in laatste kolom: voldoet niet aan een of meerdere kriteria)

INDELING VAN DE GESELECTEERDE BEKEN VOOR HET BESCHRIJVEN VAN DE TYPEN

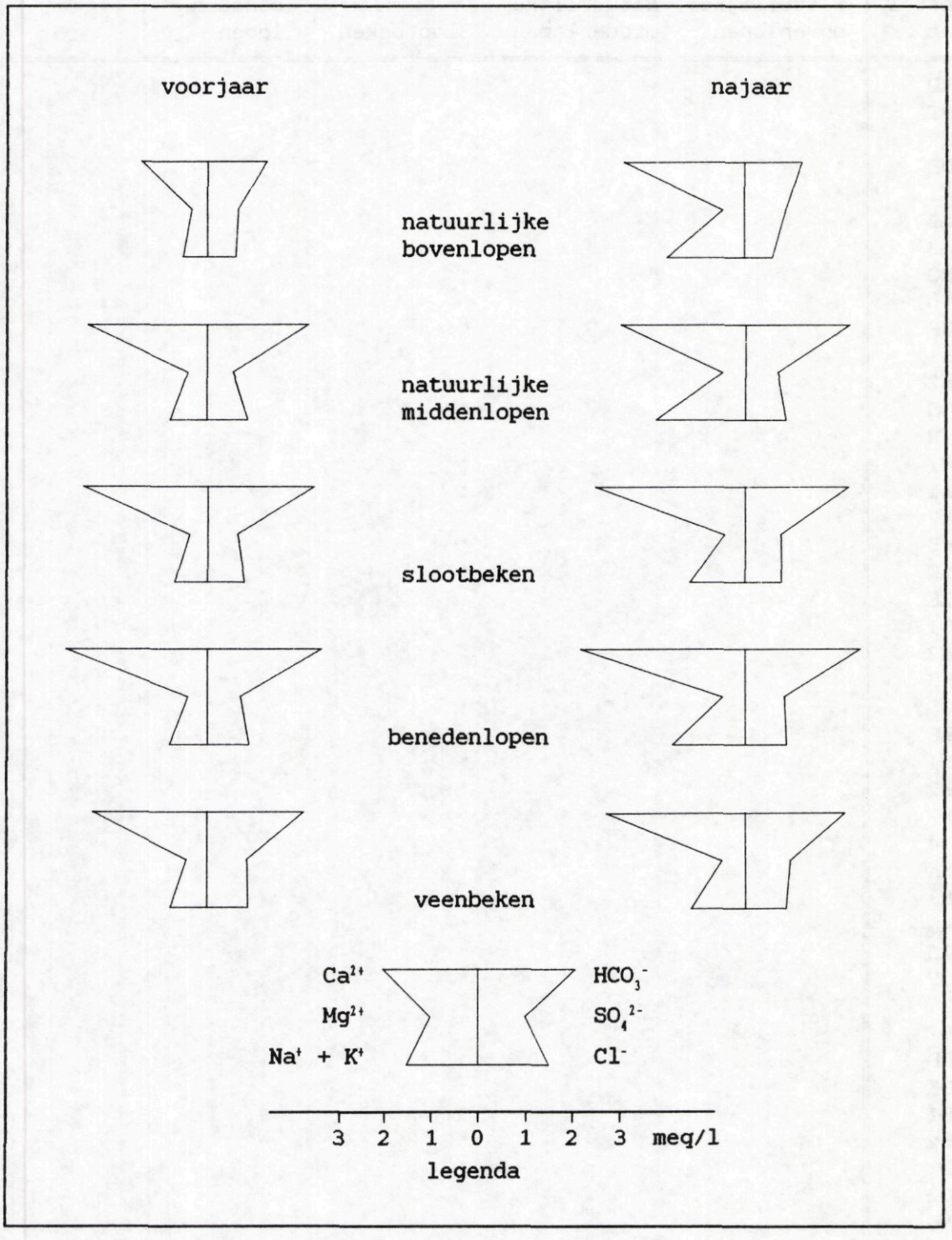
Monsterpunt	natuurlijke bovenlopen	natuurlijke middenlopen	sloot-beken	beneden lopen	veen-beken
ANL2	*				
SMAL	*				
DRE1		*			
GAS2		*			
LIEV		*	*		
LOO1		*			
LOO2		*			
OUMO		*			
ACHT			*		*
AMER			*		
BEIL			*		
DEUR			*		
DWIN			*		
EEL2			*		
HOLS			*		
HUN1			*		*
LAAK			*		
LEIS			*	*	
OUD1			*		
OUV1			*	*	
OUV2			*	*	
PEI1			*	*	*
ROL1			*		
ROL2			*		
RUI2			*		
SLEE			*		
SLIN			*		
VLED			*		
VOOR			*		*
VORR			*		
WAP1			*		
WEST			*		
DRE2				*	
EEL2				*	
HUN4				*	*
KONI				*	
PEI2				*	*
REE5				*	*
STEA				*	
WAP2				*	

GEMIDDELDE WAARDEN VAN FYSISCHE EN CHEMISCHE VARIABELEN PER TYPE



A = natuurlijke bovenlopen
B = natuurlijke middenlopen
C = slootbeken
D = benedenlopen
E = veenbeken

GEMIDDELDE IONENBALANS PER BEEKTYPE

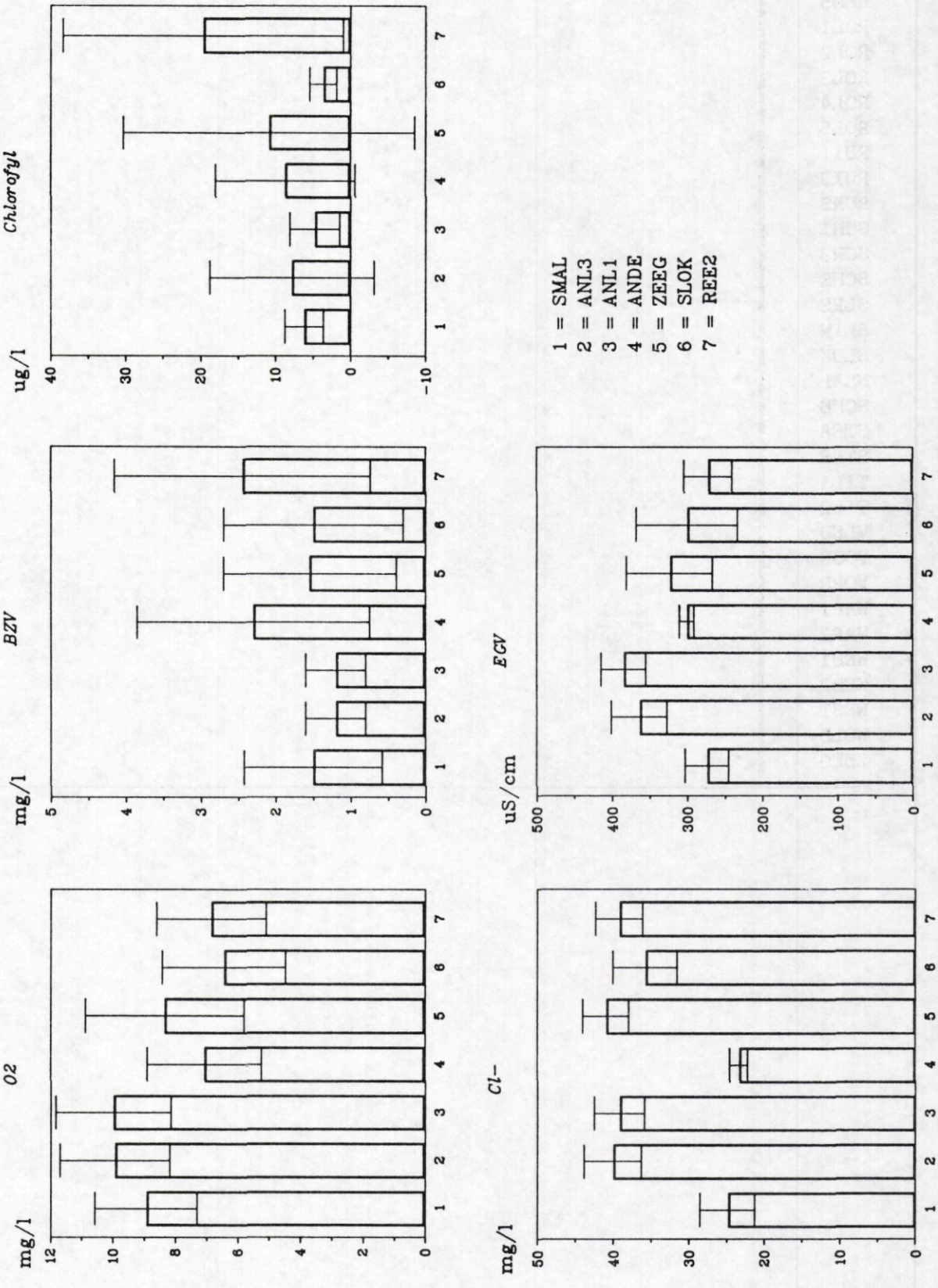


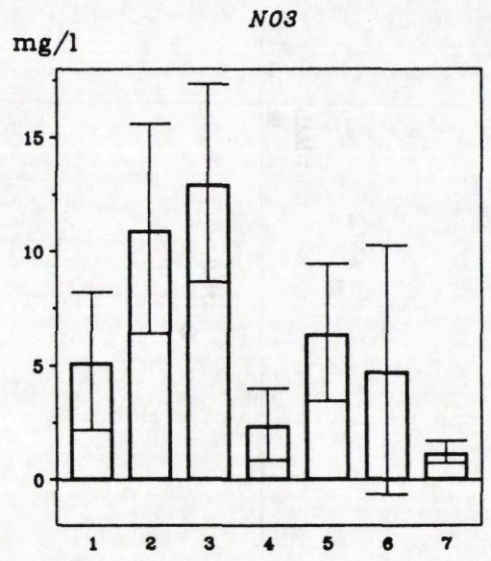
INDELING BEKEN VOOR DE ANALYSE VAN BEINVLOEDINGSREEKSEN

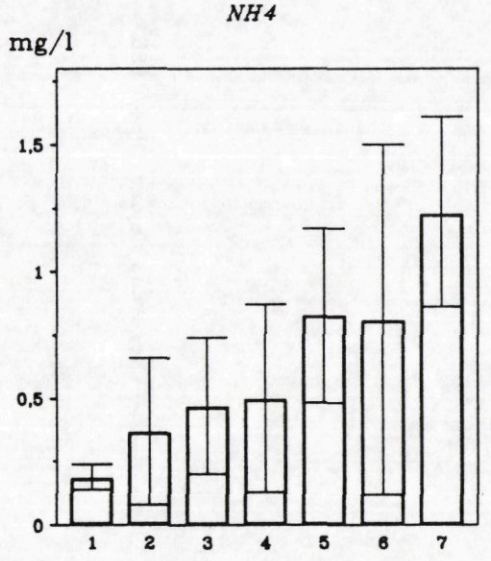
Monster punt	Natuurlijke bovenlopen	Natuurlijke middenlopen	Slootbeken	Beneden-lopen
AALD			*	
ACHT			*	
AMER			*	
ANDE	*			
ANL1	*			
ANL2	*			
ANL3	*			
BARG			*	
BEIL			*	
DEUR			*	
DRE1		*		
DRE2				*
DROS			*	
DWIN			*	
ECHT			*	
EEL1			*	
EEL2			*	*
EENE			*	
ELLE			*	
EURS			*	
GAS1		*		
GAS2		*		
GEES			*	
GROT			*	
HOLS			*	
HUN1			*	
HUN2			*	
HUN3			*	*
HUN4				*
KOEK			*	
KONI				*
LAAK			*	
LEIS			*	*
LIEV		*	*	
LOO1		*		
LOO2		*		
LOOD			*	
OMGE			*	
OOS1			*	
OOS2			*	
OUD1			*	
OUD2			*	
OUMO		*		
OUV1			*	*
OUV2			*	*
OUV3				*
PEI1			*	*
PEI2				*
REE1	*			
REE2	*			

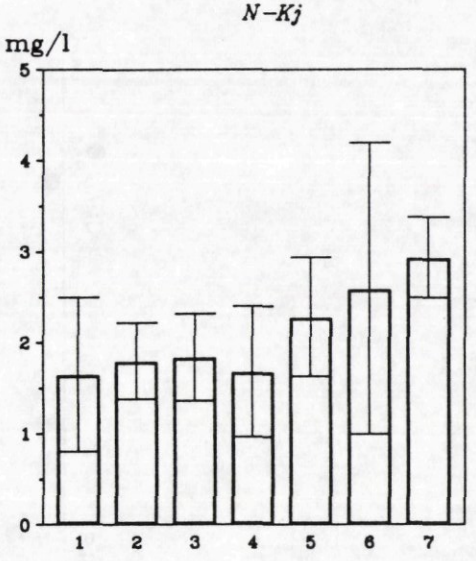
REE3		*			
REE4		*			
REE5					*
ROL1				*	
ROL2				*	
ROL3				*	
ROL4				*	
ROL5		*			
RUI1				*	
RUI2				*	
RUNS				*	
SCH1				*	
SCH3					*
SCHE	*				
SLEE				*	
SLIN				*	
SLOK	*				
SMAL	*				
SOMB				*	
STEA					*
STEE				*	
TIL1				*	
TIL2				*	
VLED				*	
VOOR				*	
VORR				*	
WAP1				*	
WAP2					*
WEB1				*	
WEB2				*	
WEST				*	
WOLD					*
ZEEG	*				

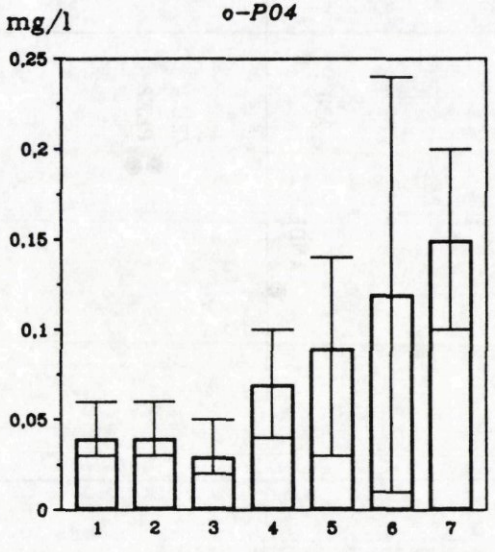
CHEMISCHE GEGEVENS BEINVLOEDINGSREEKS NATUURLIJKE BOVENLOPEN

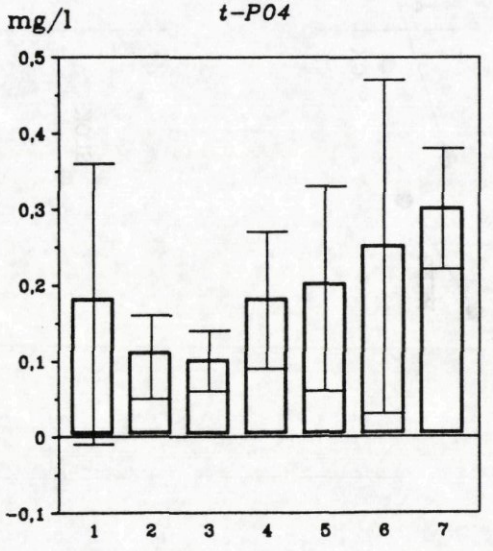








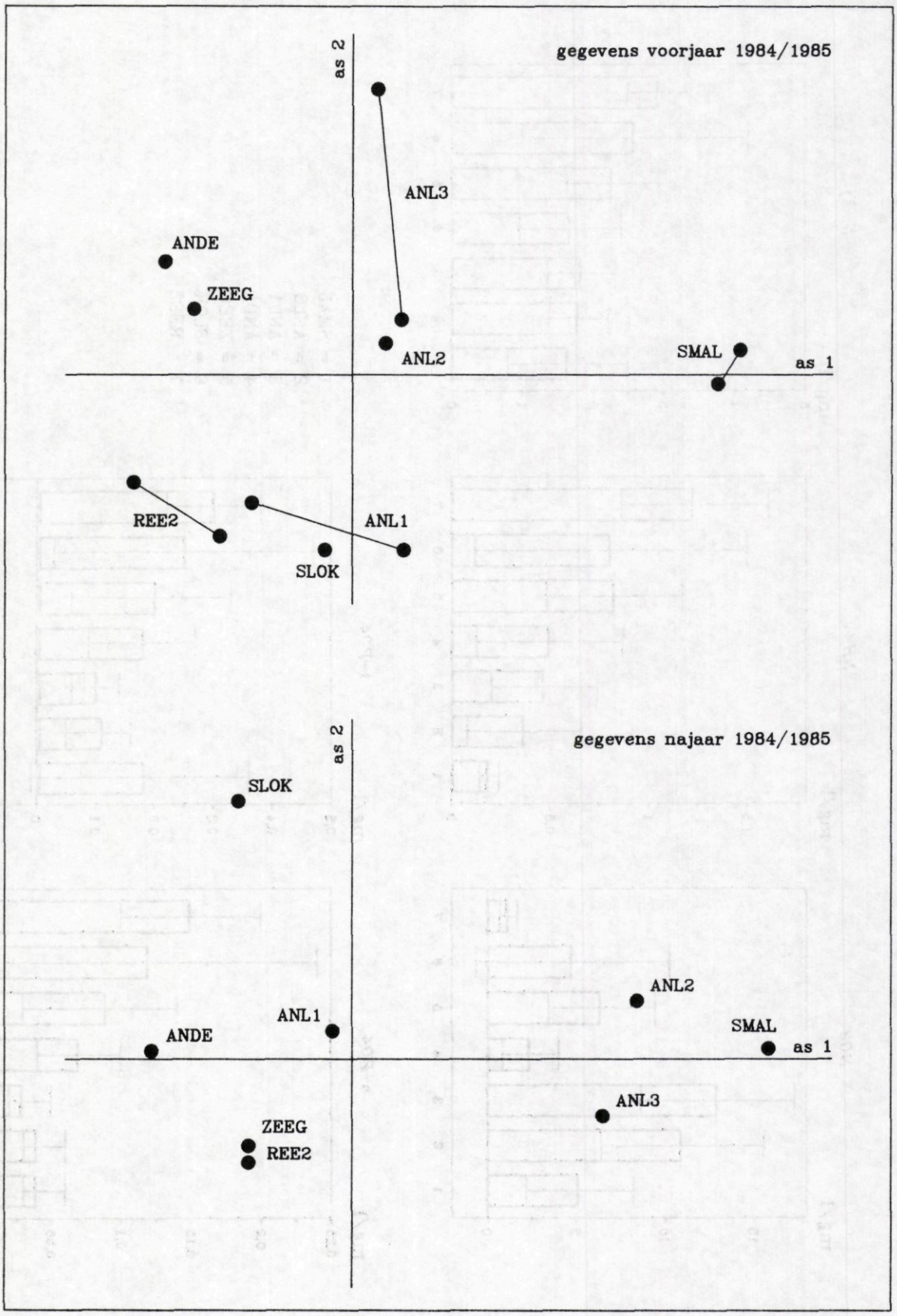




1 = SMAL
2 = ANL3
3 = ANL1
4 = ANDE
5 = ZEEG
6 = SLOK
7 = REE2

BIJLAGE 17 (blad 2)

ORDINATIEFIGUREN BEINVLOEDINGSREEKS NATUURLIJKE BOVENLOPEN



BEINVLOEDINGSREEKS NATUURLIJKE BOVENLOPEN - MACROFAUNAGEGEVENS

a. Voorjaar 1984/85

Soort	Monster / Jaar	SMAL 84	SMAL 85	ANL3 84	ANL3 85	ANL2 85	ANL1 84	ANL1 85	SLOK 85	ANDE 85	REE2 84	REE2 85	ZEEG 85
Baetis vernus		38											
Velia caprai		2											
Brillia modesta		2	2										
Nemoura cinerea		19	6						1				
Odontomesa fulva		2	2										
Ptychoptera			1							1		1	
Limnophila sp.			1										1
Demicryptochironomus vulneratus													
Gammarus pulex		18	4	6					6				
Conchapelopia melanops		6	2	1	1	4	5						
Dicranota sp.		5		21	2	2	2		1				
Prodiamesa olivacea			7	1	1		1		1				
Micropsectra sp.							23		13	1	3	1	34
Asellus aquaticus				87	12	28	6	2		1			
Proasellus merideanus				86	9	9	3	1	1		5	4	
Clinotanypus nervosus		1							1	1			
Glossiphonia complanata				2	1				2	1	39	30	
Procladius sp.				6			1					1	
Chironomus sp.				2			2		1		1	3	
Helobdella stagnalis							1	1	1				
Psectrotanypus varius		1							1			3	
Sigara striata										1		10	
Sigara falleni/longipalis										60		23	
Valvata piscinalis													

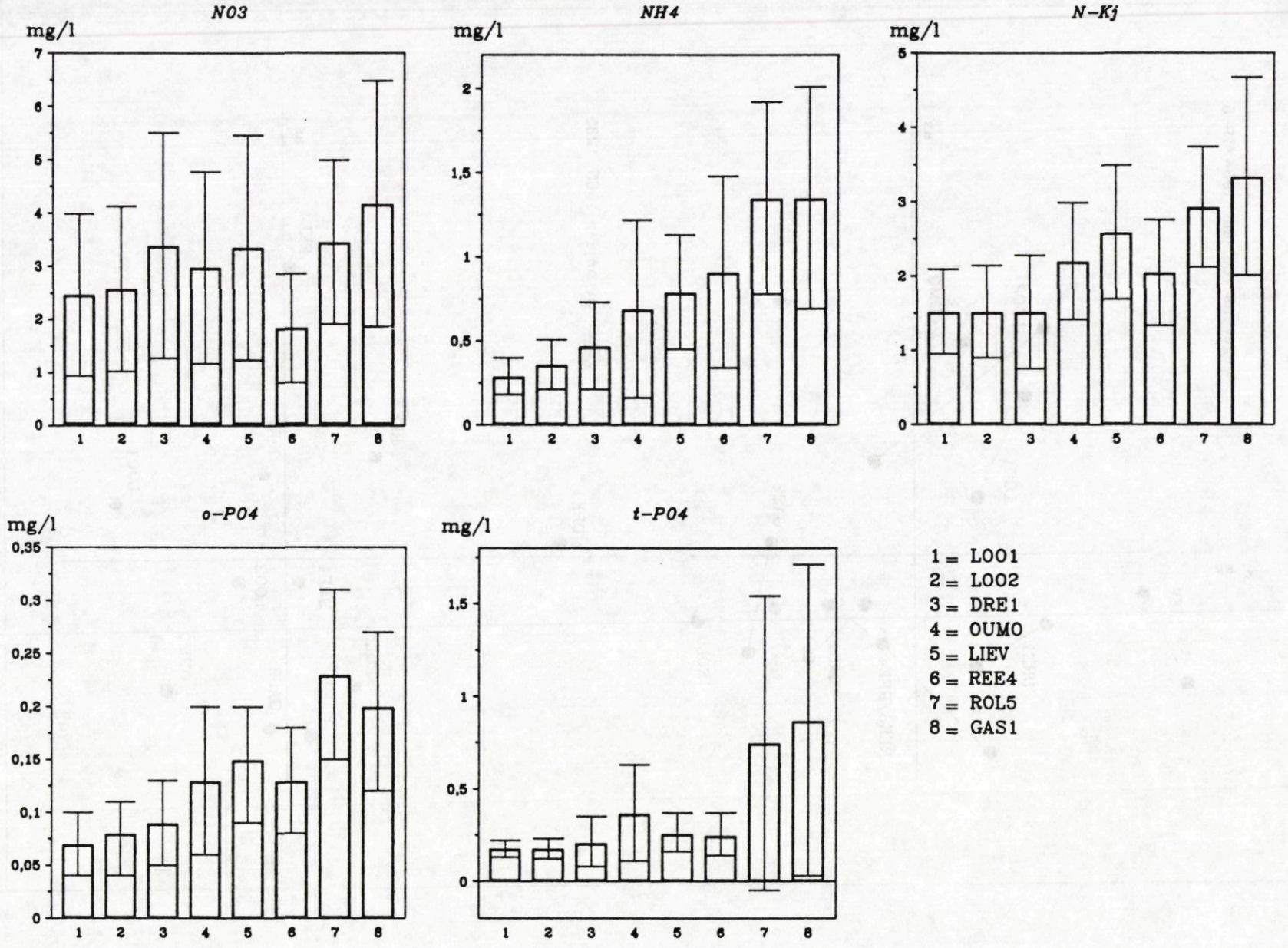
b. Najaar 1984/85

Soort / Monster	SMAL	ANL2	ANL3	ANL1	ZEEG	SLOK	ANDE	REE2
Beraea maura	1							
Nemoura cinerea	8							
Odontomesa fulva	1							
Oxyethira flavicornis	2							
Velia caprai	2							
Limnephilus extricatus	2							
Paracladopelma sp.	3	3						
Brillia modesta	3	1						
Prodiamesa olivacea	16	4						
Dicranota sp.	14	12	19					
Gammarus pulex	14	17	30				3	
Baetis vernus	36	3	33	101	7			
Macropelopia sp.	2	3	5	26		12		
Micropsectra sp.	29	4	11	17	8	2		30
Simulium sp.	7		5		1			1
Beraeodes minutus		1						
Hydropsyche angustipennis		14	10					
Limnophila sp.		2	2					7
Conchapelopia melanops		3				2		
Asellus aquaticus		42	27	121	40	195	37	40
Oulimnius troglodytes		2						
Sigara nigrolineata				14			3	
Belobdella stagnalis				17	20			20
Clinotanypus nervosus				1	7	3		30
Planorbarius corneus					2	6	62	2
Planorbis planorbis					5			5
Sigara falleni/longipalis					7	1	42	7
Sigara striata					6	5	8	6
Valvata piscinalis					12	2	37	12
Viviparus contectus					3	1	167	3
Psectrotanypus varius		1		5	9	5	38	40
Chironomus sp.				41	30	33	145	132

c. Voorjaar 1980/81

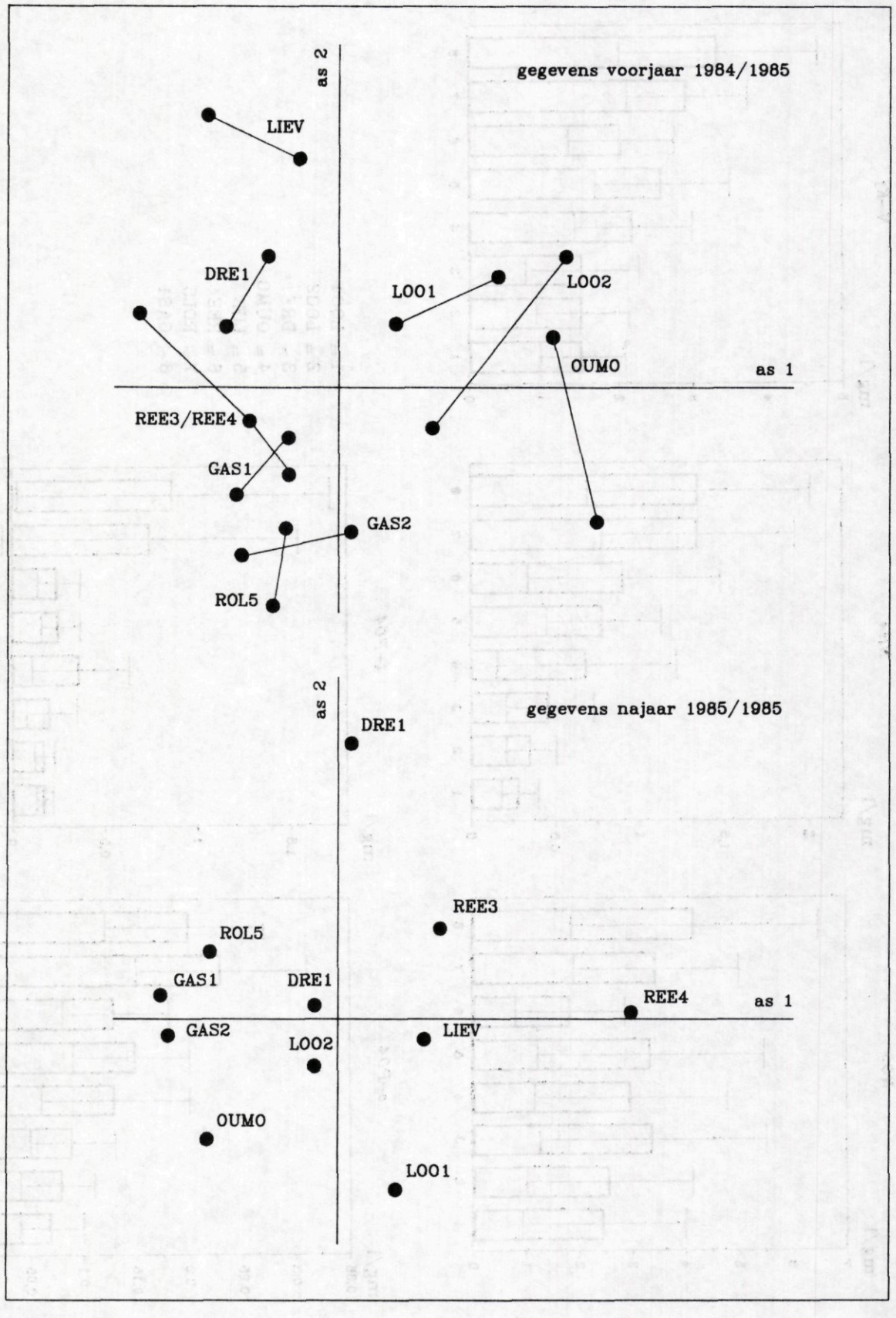
MONSTER	SMAL 80	SMAL 81	ANL1 80	ANL1 81	ZEEG 80	ZEEG 81	SCHE 80	SCHE 81	SLOK 80	SLOK 81	REE1 80	REE1 81
Brillia modesta	8											
Prodiamesa olivacea	1											
Nemoura cinerea	155	1	2			1		6		1		
Dicranota sp.	1		1	1	5							
Gammarus pulex	3	1			1	2	2	1				
Simulium sp.	3				5	1						
Conchapelopia melanops	1	1	1	1	39	8		20		3		
Potthastia longimanus			9									
Baetis vernus			1	1	260	19						
Odontomesa fulva					40	4						
Macropelopia sp.					1		17	1		2		
Spaeriidae			1		1	4	101		1	13	2	
Tubificidae					3		2	0	5	67	70	
Procladius sp.					1		8	1	75	14	1	

CHEMISCHE GEGEVENS BEINVLOEDINGSREEKS NATUURLIJKE MIDDENLOPEN



BIJLAGE 20 (blad 2)

ORDINATIEFIGUREN BEINVLOEDINGSREEKS NATUURLIJKE MIDDENLOPEN



BEINVLOEDINGSREEKS NATUURLIJKE MIDDENLOPEN - MACROFAUNAGEGEVENS

a. Voorjaar 1984/85

Monster	OUMO	OUMO	LOO2	LOO2	LOO1	LOO1	LIEV	LIEV	DRE1	DRE1	REB4	REB3	GAS1	GAS2	GAS1	GAS2	REB4	ROL5	ROL5
Soort / Jaar	85	84	85	84	85	84	85	84	85	84	85	85	85	85	84	84	84	85	84
Velia caprai	1																		
Centroptilum luteolum	1	28		6															
Harnischia sp.	26	3	2	1															
Dicranota sp.	1		2											2					
Demicryptochironomus vulneratus					1														
Leptophlebia vespertina					1														
Hydroptila sp.	5	36		98	1	49													
Microtendipes pedellus agg.	3				1														
Potthastia longimanus					1									1					
Molanna angustata	2					1													
Paracladopelma laminata agg.			1			2			1										
Oulimnius tuberculatus	5		1	15	1			3											
Athripsodes aterrimus	2	4	1	3	8		3	12		1									
Calopteryx splendens	1	1							1	1									
Rheotanytarsus sp.	27	19			3	7					1								
Neureclepsis bimaculata	1	2		1	2		6	5				1							
Cladotanytarsus sp.	40	19	33	32	1	14					18	1			9				
Mystacides nigra	3	9	2	16	1	2			2		6	0							
Asellus aquaticus	5	1	2	5	10	2	72	45	2	6		1			1		1		
Prodiamesa olivacea			1	2					1	3					1				
Polypedilum brevianteunatum	77		15	3	6								1	4		20			
Nemoura cinerea		1		1						2					2	1			
Simulium sp.	8	4		2	2	10						1		2	1	10			
Coenagrionidae	1	4		8	1	0	1	5								1	1		
Caenis robusta		12	2				3			3							3		
Caenis horaria	28	46	52	116	22	92	23	121	2	35		1			2	2		6	1
Baetis vernus	2		14		5	32							1	2			23		
Gammarus pulex	3		3	1	3						1		1				1	2	
Clinotanypus nervosus					1			2		3							16		
Chironomus sp.									1	2			4	5				23	14

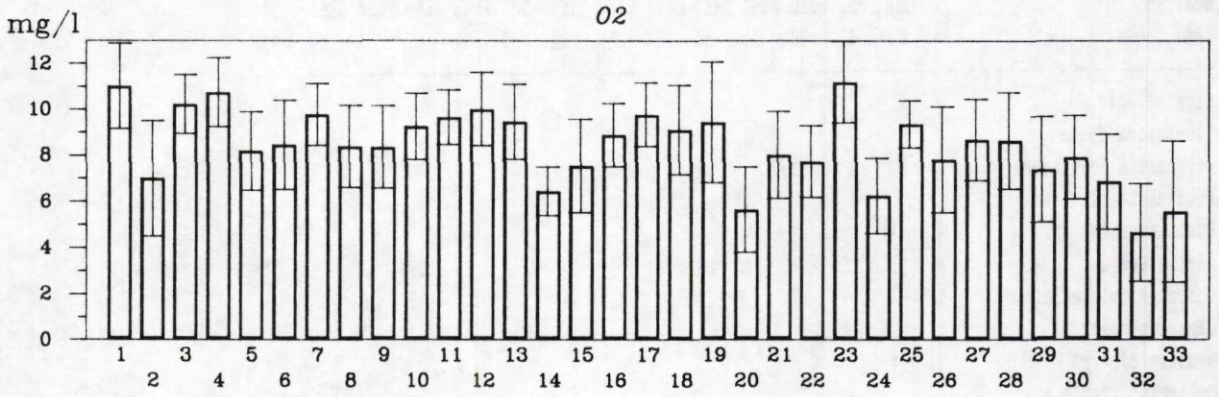
b. Najaar 1984/85

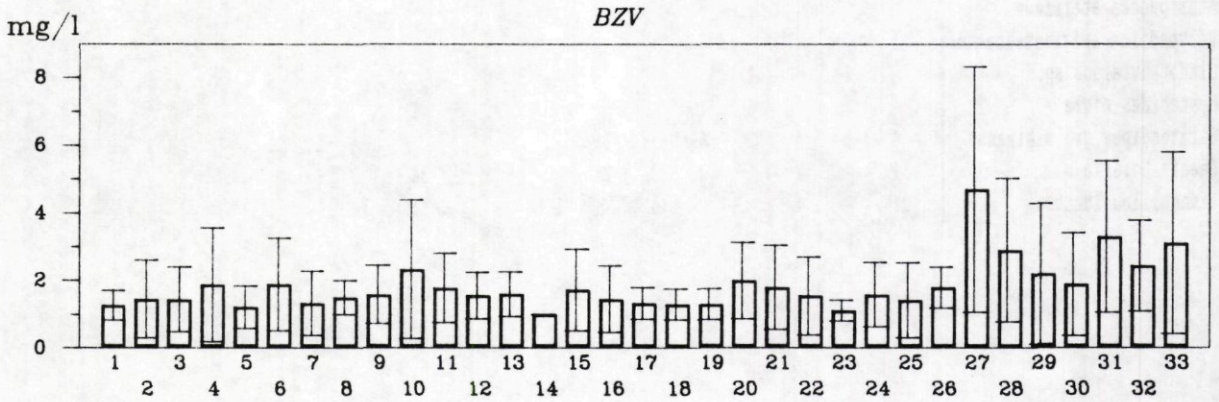
Soort \ Monster jaar	LO01	LO02	OUMO	LIEV	DRE1 1985	DRE1 1984	GAS1	GAS2	ROL5	REE3	REE4
Triaenodes bicolor	11										
Caenis robusta	9										
Rheotanytarsus sp.	1	1	2								
Brachycercus harrisella		2	3								
Holocentropus picicornis		1	1								
Caenis luctuosa		5	31								
Molanna angustata		1									
Polypedilum breviantennatum			1								
Centroptilum luteolum			6								
Mystacides longicornis	15	1	2	1							
Athripsodes aterrimus	6	1		1							
Neureclepsis bimaculata	2			26							
Mystacides nigra	15	1	2	1	9						
Potthastia longimanus	1	1		1	1						
Prodiamesa olivacea	2				1						
Conchapelopia melanops		1	1	2	1						
Coenagrionidae	1	8		3	1						
Procloeon bifidum	2		3	2		15					
Cladotanytarsus sp.		2				1					
Velia caprai					1						
Potamopyrgus jenkinsi					3	2					
Caenis horaria	62	30		9	12	2	25	1			
Tanytarsus sp.	1	6	2	1		7	18	19			
Baetis vernus	38	41	75	7	41			36	14		
Simulium sp.	31		55	3	2		16	5	1		
Cloeon dipterum	3	19		1		11			2	6	5
Erpobdella sp.	2	1		5						25	26
Corixidae larve			1	11	3	3				11	7
Chironomus sp.			11	5	2	3	15	1	86	1	1
Psectrotanypus varius				1			4				
Culicidae											2

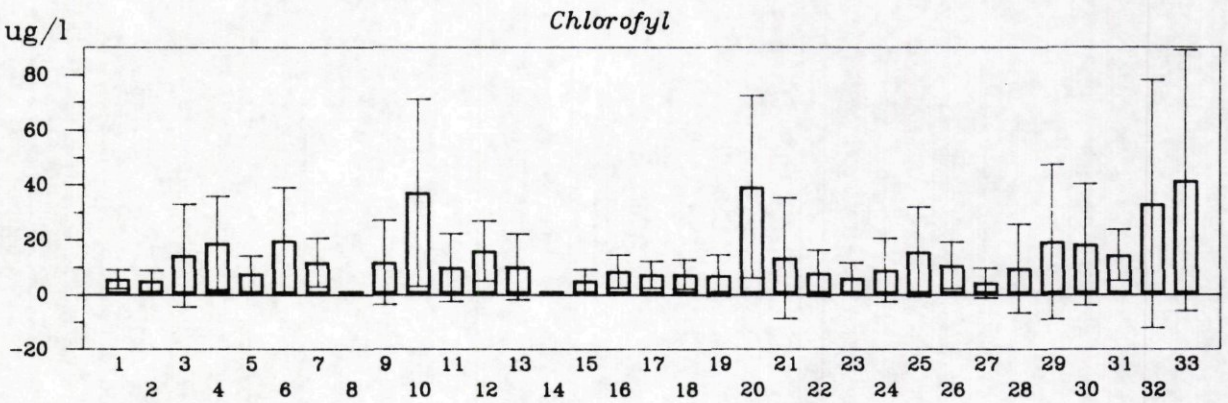
c. Voorjaar 1980/81

MONSTER	LOO1	LOO1	OUMO	OUMO	DRE1	DRE1	LIEV	LIEV	REE3	REE3	REE4	REE4	GAS1	GAS1
JAAR	80	81	80	81	80	81	80	81	80	81	80	81	80	81
Macropelopia sp.		1												
Odontomesa fulva				3										
Potthastia longimanus			2		1									
Prodiamesa olivacea			1			1								
Rheotanytarsus sp.	1			1										
Baetis vernus	13	16	7	14	84	10			2	1	29		2	54
Conchapelopia melanops	3	1	8		10			2	3	1	2	6	18	8
Gammarus pulex		1			1					1	1	1	1	1
Nemoura cinerea	4					1			3	1		1		1
Oulimnius troglodytes					1									
Simulium sp.	5				2							3	13	
Athripsodes aterrimus								1						
Polypedilum breviantennatum	1												17	5
Cladotanytarsus sp.		1		1								2		4
Mystacides nigra					1						1			
Paratendipes gr. albimanus	4	5	4	1	4		1							1
Caenis horaria	1				2	3	2	1	8		34			
Limnephilus lunatus	21		1			4		1			1	3		1

CHEMISCHE GEGEVENS BEINVLOEDINGSREEKS SLOOTBEKEN

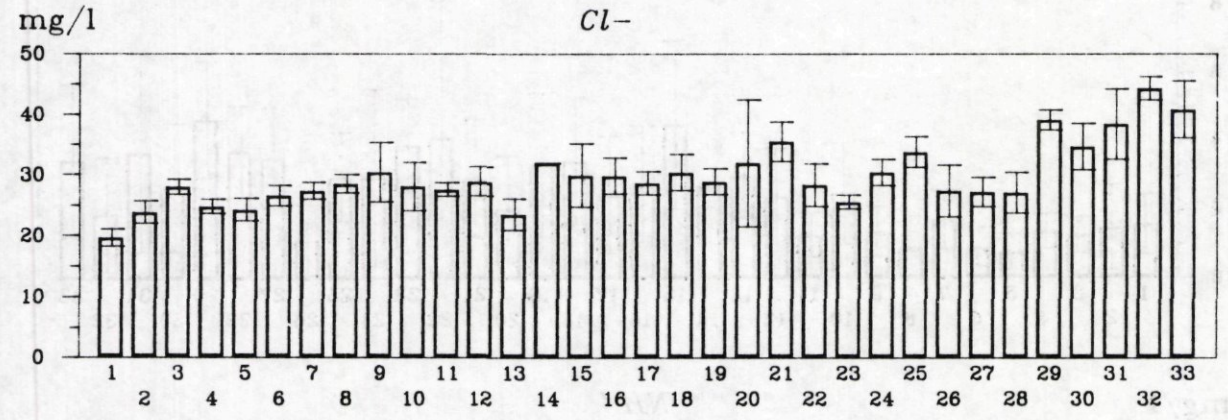


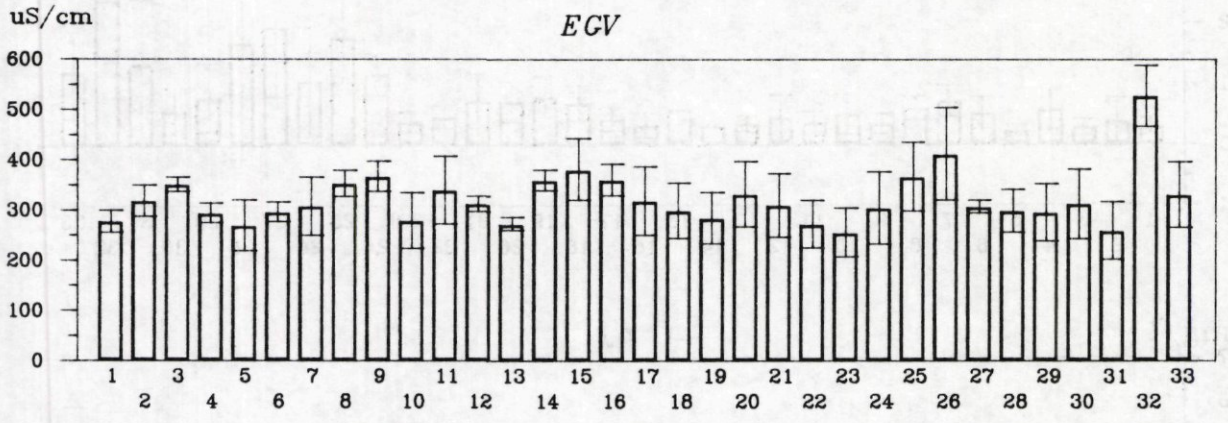




Volgorde in grafieken:

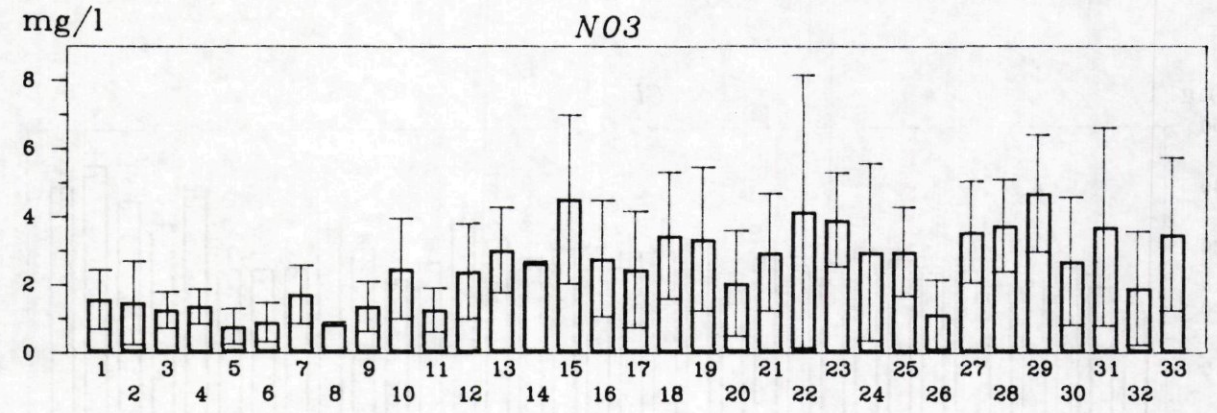
1: (3) AMER	7: (12) HUN1	13: (20) ROL1	19: (15) LIEV	25: (13) HUN2	31: (27) STEE
2: (11) GEES	8: (2) ACHT	14: (33) WEST	20: (14) KOEK	26: (8) EEL1	32: (25) SCH1
3: (18) OUV1	9: (4) BEIL	15: (1) AALD	21: (9) EEL2	27: (23) ROL4	33: (28) TIL1
4: (31) VOOR	10: (30) VLED	16: (26) SLEE	22: (17) OOS1	28: (22) ROL3	
5: (32) WAP1	11: (7) DWIN	17: (5) DEUR	23: (21) ROL2	29: (29) TIL2	
6: (6) DROS	12: (24) RUI2	18: (19) PEI1	24: (10) EENE	30: (16) OMGE	

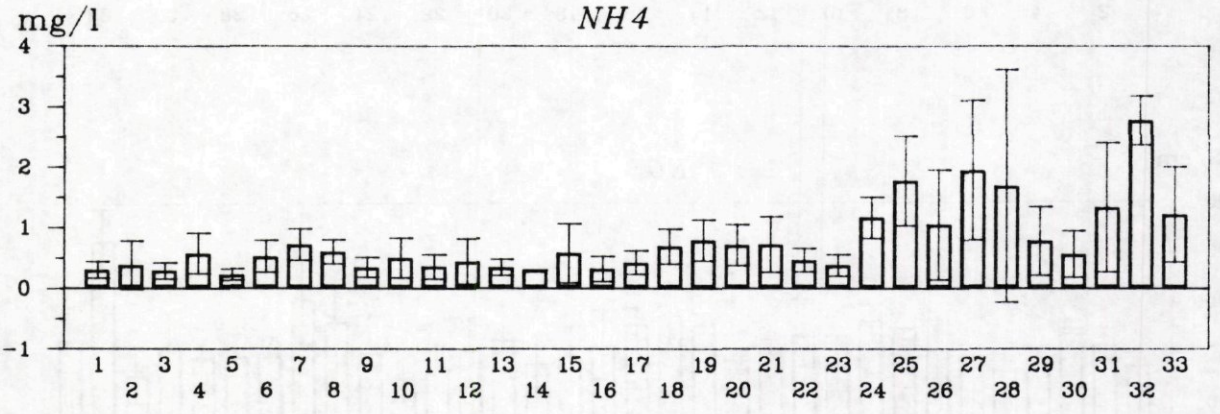


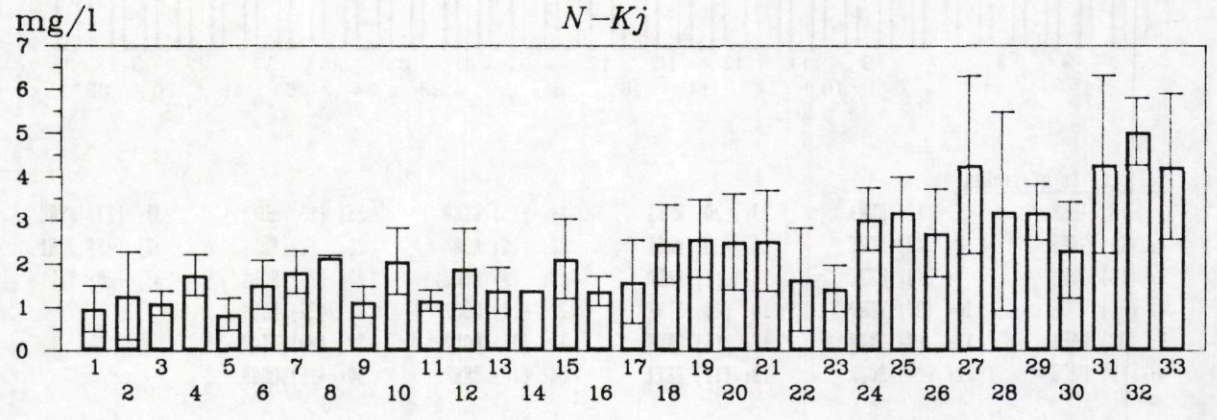


Volgorde in grafieken:

1: (3) AMER	7: (12) HUN1	13: (20) ROL1	19: (15) LIEV	25: (13) HUN2	31: (27) STEE
2: (11) GEES	8: (2) ACHT	14: (33) WEST	20: (14) KOEK	26: (8) EEL1	32: (25) SCH1
3: (18) OUV1	9: (4) BEIL	15: (1) AALD	21: (9) EEL2	27: (23) ROL4	33: (28) TIL1
4: (31) VOOR	10: (30) VLED	16: (26) SLEE	22: (17) OOS1	28: (22) ROL3	
5: (32) WAP1	11: (7) DWIN	17: (5) DEUR	23: (21) ROL2	29: (29) TIL2	
6: (6) DROS	12: (24) RUI2	18: (19) PEI1	24: (10) EENE	30: (16) OMGE	

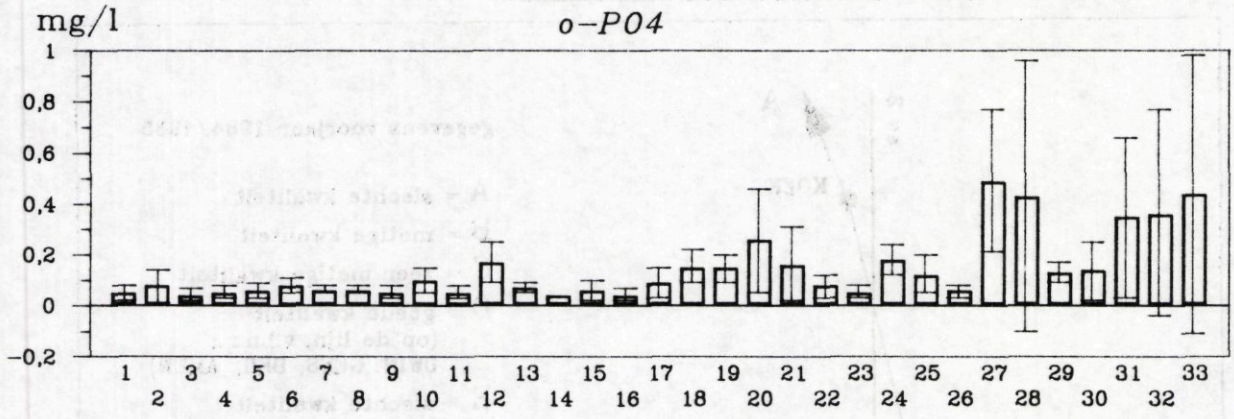


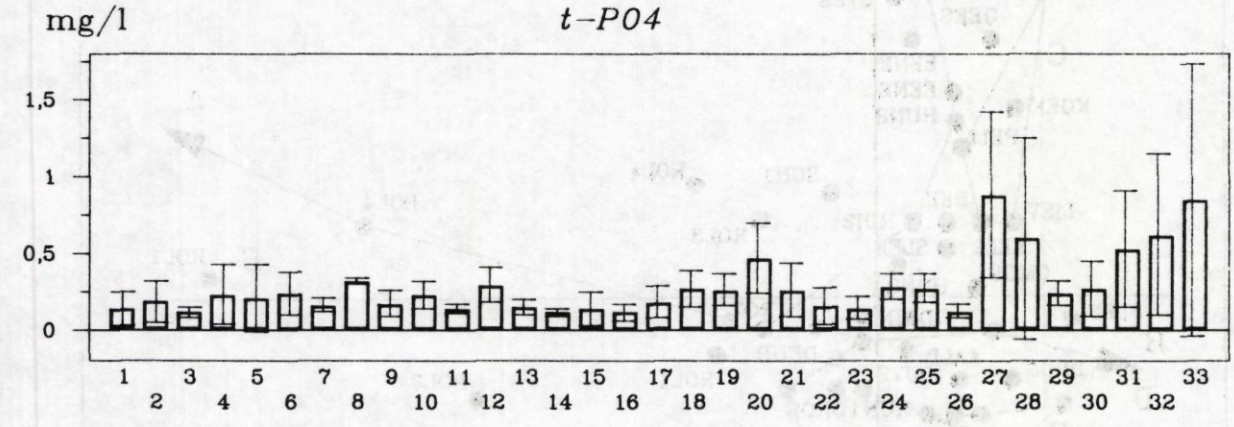




Volgorde in grafieken:

1: (3) AMER	7: (12) HUN1	13: (20) ROL1	19: (15) LIEV	25: (13) HUN2	31: (27) STEE
2: (11) GEES	8: (2) ACHT	14: (33) WEST	20: (14) KOEK	26: (8) EEL1	32: (25) SCH1
3: (18) OUV1	9: (4) BEIL	15: (1) AALD	21: (9) EEL2	27: (23) ROL4	33: (28) TIL1
4: (31) VOOR	10: (30) VLED	16: (26) SLEE	22: (17) OOS1	28: (22) ROL3	
5: (32) WAP1	11: (7) DWIN	17: (5) DEUR	23: (21) ROL2	29: (29) TIL2	
6: (6) DROS	12: (24) RUI2	18: (19) PEI1	24: (10) EENE	30: (16) OMGE	

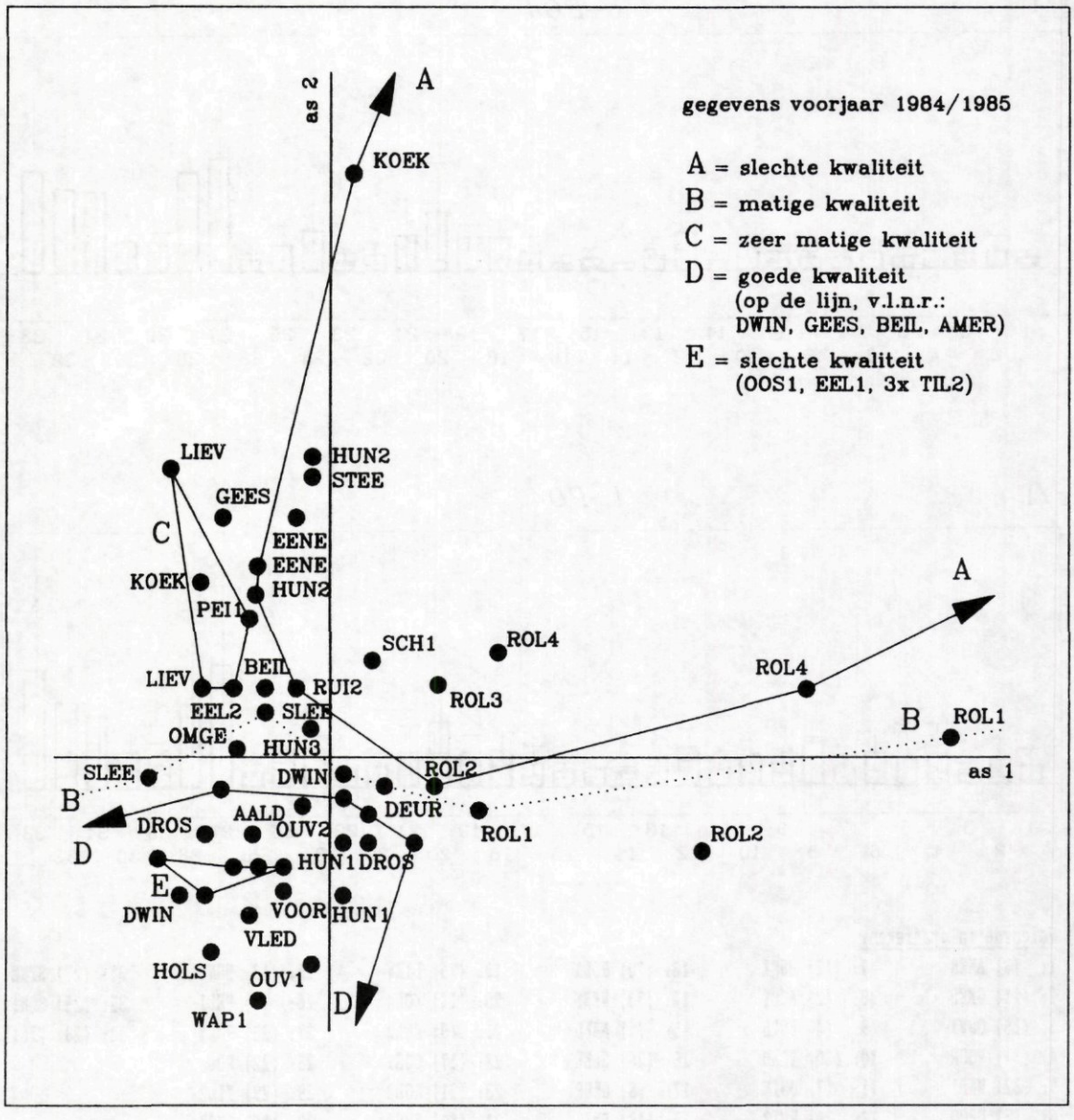


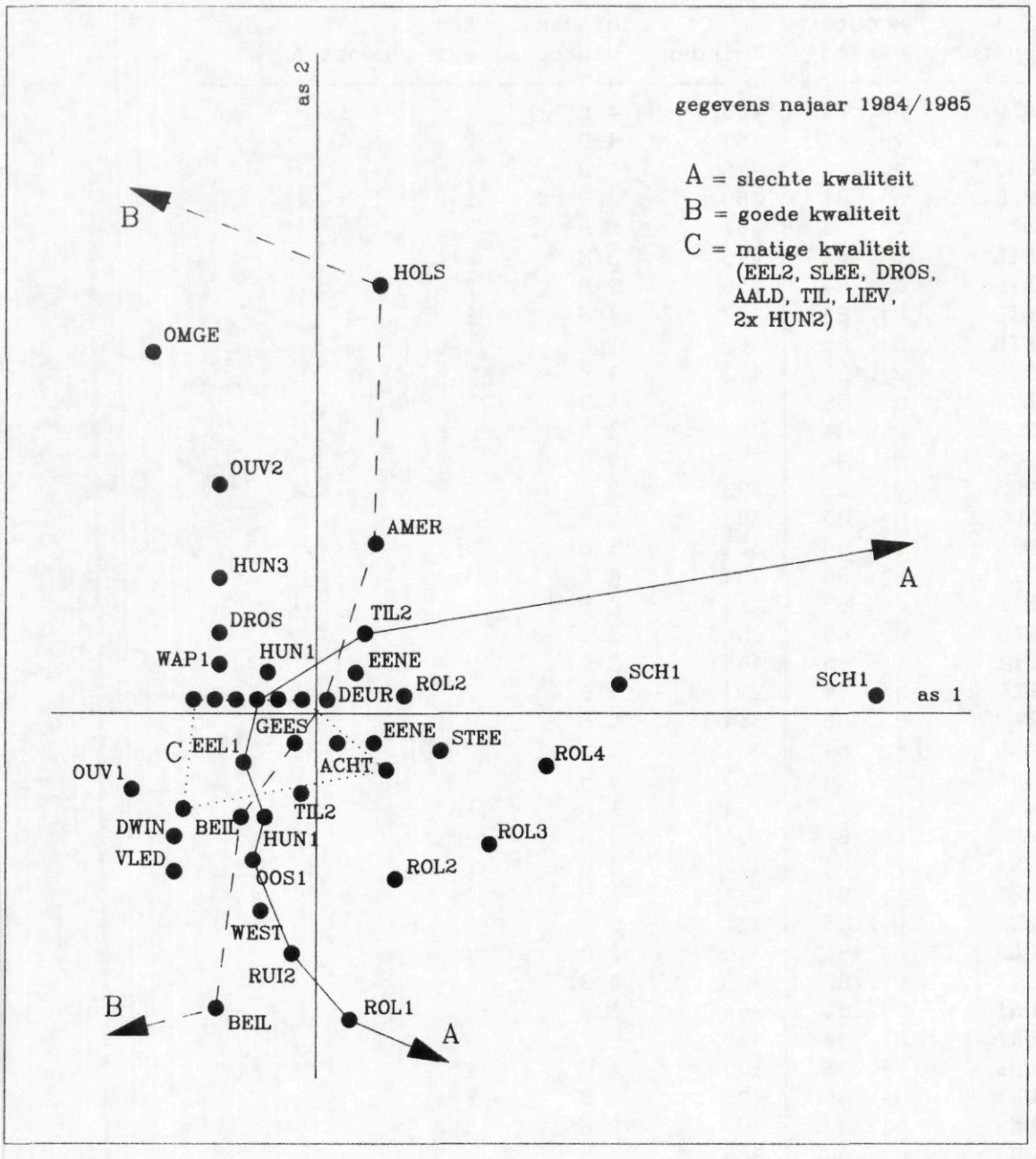


Volgorde in grafieken:

1: (3) AMER	7: (12) HUN1	13: (20) ROL1	19: (15) LIEV	25: (13) HUN2	31: (27) STEE
2: (11) GEES	8: (2) ACHT	14: (33) WEST	20: (14) KOEK	26: (8) EEL1	32: (25) SCH1
3: (18) OUV1	9: (4) BEIL	15: (1) AALD	21: (9) EEL2	27: (23) ROL4	33: (28) TIL1
4: (31) VOOR	10: (30) VLED	16: (26) SLEE	22: (17) OOS1	28: (22) ROL3	
5: (32) WAP1	11: (7) DWIN	17: (5) DEUR	23: (21) ROL2	29: (29) TIL2	
6: (6) DROS	12: (24) RUI2	18: (19) PEI1	24: (10) EENE	30: (16) OMGE	

ORDINATIEFIGUREN BEINVLOEDINGSREEKS SLOOTBEKEN




as 2
as 1
gegevens najaar 1984/1985
A = slechte kwaliteit
B = goede kwaliteit
C = matige kwaliteit
(EEL2, SLEE, DROS,
AALD, TIL, LIEV,
2x HUN2)
B
HOLS
OMGE
OUV2
AMER
HUN3
A
DROS
TIL2
WAP1
HUN1
EENE
SCH1
SCH1
ROL2
DEUR
GEES
EENE
STEE
C
EEL1
ROL4
OUV1
ACHT
TIL2
DWIN
BEIL
HUN1
ROL3
VLED
ROL2
OOS1
WEST
RUI2
B
ROL1
BEIL
A

BEINVLOEDINGSREEKS SLOOTBEKEN. MACROFAUNA: K-INDEX EN BINORMA-WAARDE

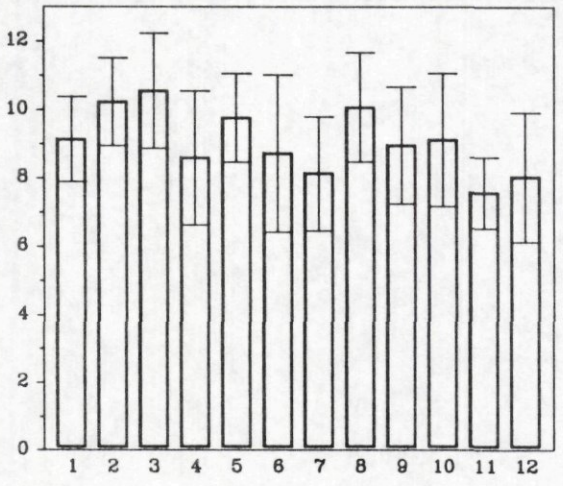
Monster	Monster periode	K-index	Binorma waarde	Aantal extra soorten ')
AALD	nj. 84	400	4 B	1
AALD	vj. 85	352	4 B	2
ACHT	nj. 84	426	1 B	1
AMER	nj. 84	450	3 B	1
AMER	vj. 85	461	3 B	5
BEIL	vj. 84	473	3 B	2
BEIL	nj. 84	400	2 B	2
BEIL	vj. 85	167	4 B	1
BEIL	nj. 85	362	2 B	1
DEUR	vj. 85	472	3 B	5
DEUR	nj. 85	337	3 B	2
DROS	vj. 84	471	3 B	2
DROS	nj. 84	325	3 B	1
DROS	vj. 85	393	3 B	3
DROS	nj. 85	373	3 B	2
DWIN	vj. 84	431	3 B	3
DWIN	nj. 84	407	4 B	4
DWIN	vj. 85	454	4 B	1
EEL1	nj. 84	356	3 B	2
EEL1	vj. 85	445	3 B	2
EEL2	nj. 84	292	3 B	2
EEL2	vj. 85	354	4 B	2
EENE	vj. 84	311	2 B	2
EENE	nj. 84	263	3 B	0
EENE	vj. 85	284	1 B	1
EENE	nj. 85	303	2 B	0
GEES	vj. 84	477	3 B	1
GEES	nj. 84	274	3 B	2
GEES	vj. 85	411	5 B	4
HOLS	nj. 84	300	2 B	0
HOLS	vj. 85	383	4 B	5
HUN1	vj. 84	464	3 B	2
HUN1	nj. 84	418	-	-
HUN1	vj. 85	500	4 B	4
HUN1	nj. 85	429	3 B	3
HUN2	vj. 84	307	2 B	3
HUN2	nj. 84	346	4 B	0
HUN2	vj. 85	387	4 A	7
HUN2	nj. 85	349	4 B	1
HUN3	nj. 84	342	3 B	1
HUN3	vj. 85	310	4 B	2
KOEK	vj. 84	206	1 B	0
KOEK	vj. 85	286	1 B	1
LIEV	vj. 84	454	3 B	3
LIEV	nj. 84	375	4 A	8
LIEV	vj. 85	367	3 B	7
OMGE	nj. 84	329	-	-
OMGE	vj. 85	400	3 B	3
OOS1	nj. 84	354	3 B	4

Monster	Monster periode	K-index	Binorma waarde	Aantal extra soorten ')
OOS1	vj. 85	304	3 B	4
OUV1	nj. 84	438	4 B	4
OUV1	vj. 85	433	4 B	6
OUV2	nj. 84	321	2 B	5
OUV2	vj. 85	340	3 B	3
PEI1	nj. 84	355	4 B	2
PEI1	vj. 85	448	3 B	3
ROL1	vj. 84	178	3 B	7
ROL1	nj. 84	494	3 A	5
ROL1	vj. 85	487	4 A	11
ROL2	vj. 84	439	4 B	6
ROL2	nj. 84	453	4 A	7
ROL2	vj. 85	486	2 A	7
ROL2	nj. 85	420	3 B	5
ROL3	vj. 84	108	3 B	3
ROL3	nj. 84	196	2 B	2
ROL3	vj. 85	100	1 B	1
ROL4	vj. 84	133	3 A	3
ROL4	nj. 84	227	3 B	0
ROL4	vj. 85	482	3 B	9
RUI2	nj. 84	240	4 B	5
RUI2	vj. 85	457	3 B	6
SCH1	vj. 84	436	1 B	0
SCH1	nj. 84	146	3 B	0
SCH1	vj. 85	419	3 B	0
SCH1	nj. 85	143	1 B	0
SLEE	vj. 84	478	3 B	2
SLEE	nj. 84	449	4 B	2
SLEE	vj. 85	406	2 B	3
STEE	nj. 84	113	3 B	0
STEE	vj. 85	336	3 B	1
TIL1	nj. 84	301	3 B	0
TIL1	vj. 85	300	-	-
TIL2	vj. 84	335	4 B	3
TIL2	nj. 84	288	3 B	1
TIL2	vj. 85	330	3 B	3
VLED	nj. 84	482	4 B	3
VLED	vj. 85	403	3 B	1
VOOR	vj. 84	428	3 B	3
WAP1	nj. 84	334	4 B	2
WAP1	vj. 85	377	4 B	4
WEST	nj. 84	474	3 B	3
WEST	vj. 84	423	3 B	3

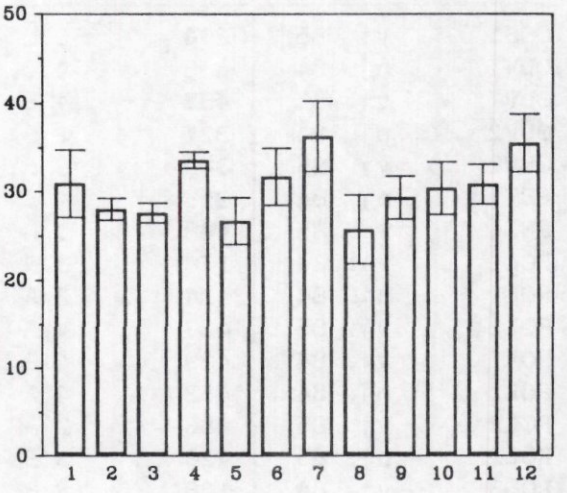
') extra soorten: stromingsindicatoren van Binorma, aangevuld met kenmerkende soorten van natuurlijke boven- en middenlopen.

CHEMISCHE GEGEVENS BEINVLOEDINGSREEKS BENEDENLOPEN

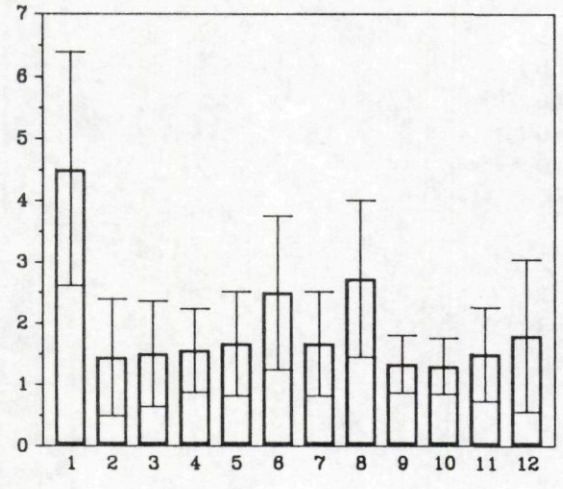
mg/l *O2*



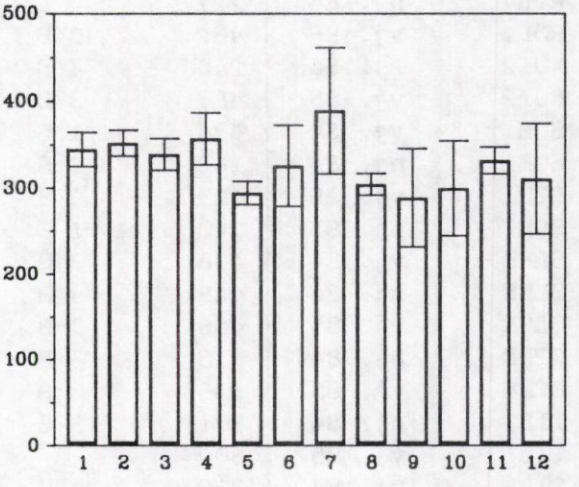
mg/l *Cl-*



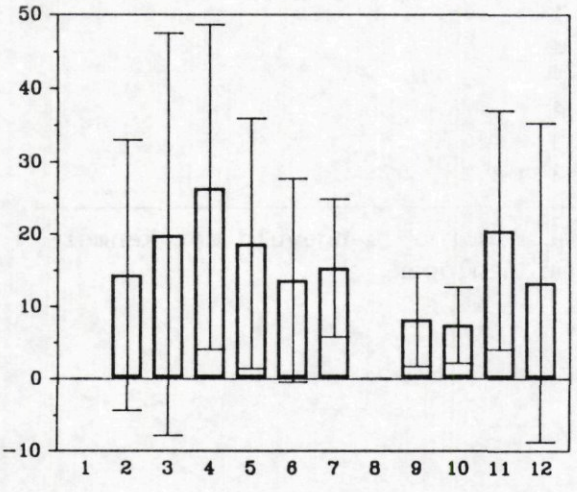
mg/l *BZV*



uS/cm *ECV*

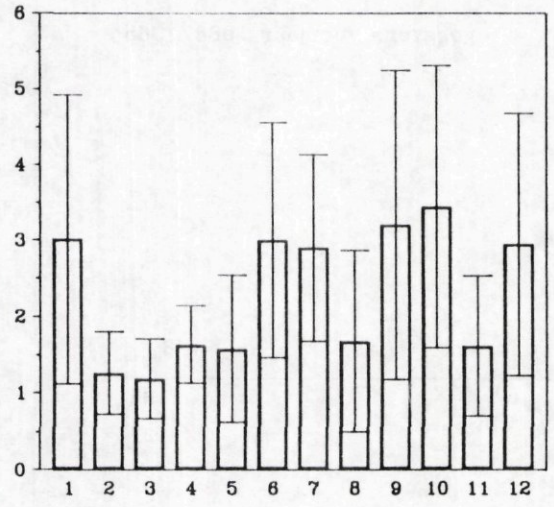


ug/l *Chlorofyl*

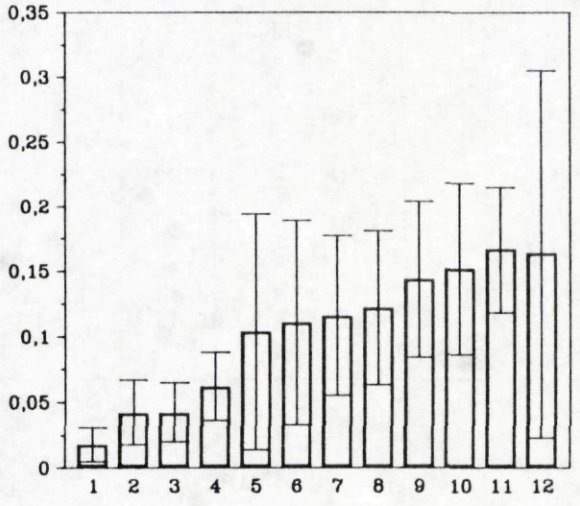


1 = DR2
2 = OUV1
3 = OUV3
4 = REE5
5 = WAP2
6 = KONI
7 = HUN4
8 = STEA
9 = PEI2
10 = PEI1
11 = WOLD
12 = EEL2

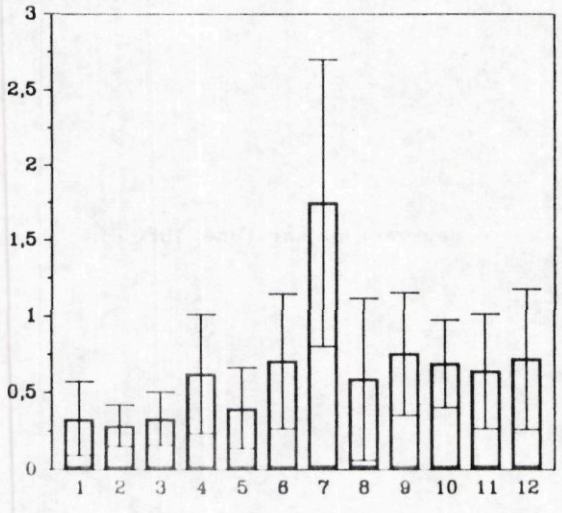
mg/l *N03*



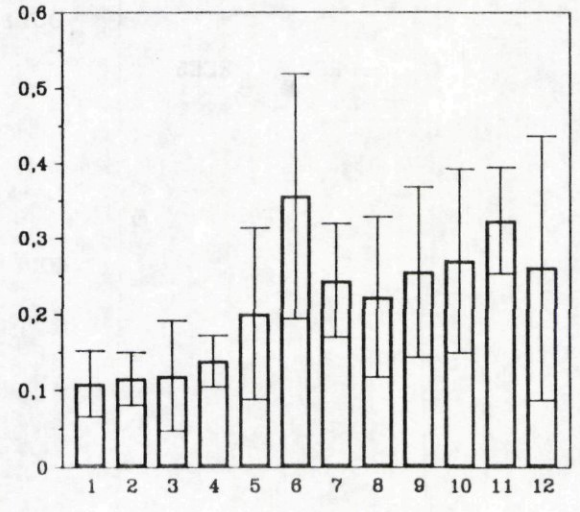
mg/l *o-P04*



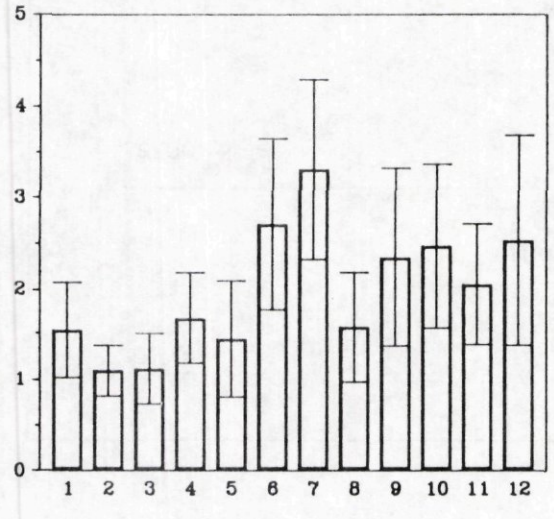
mg/l *NH4*



mg/l *t-P04*

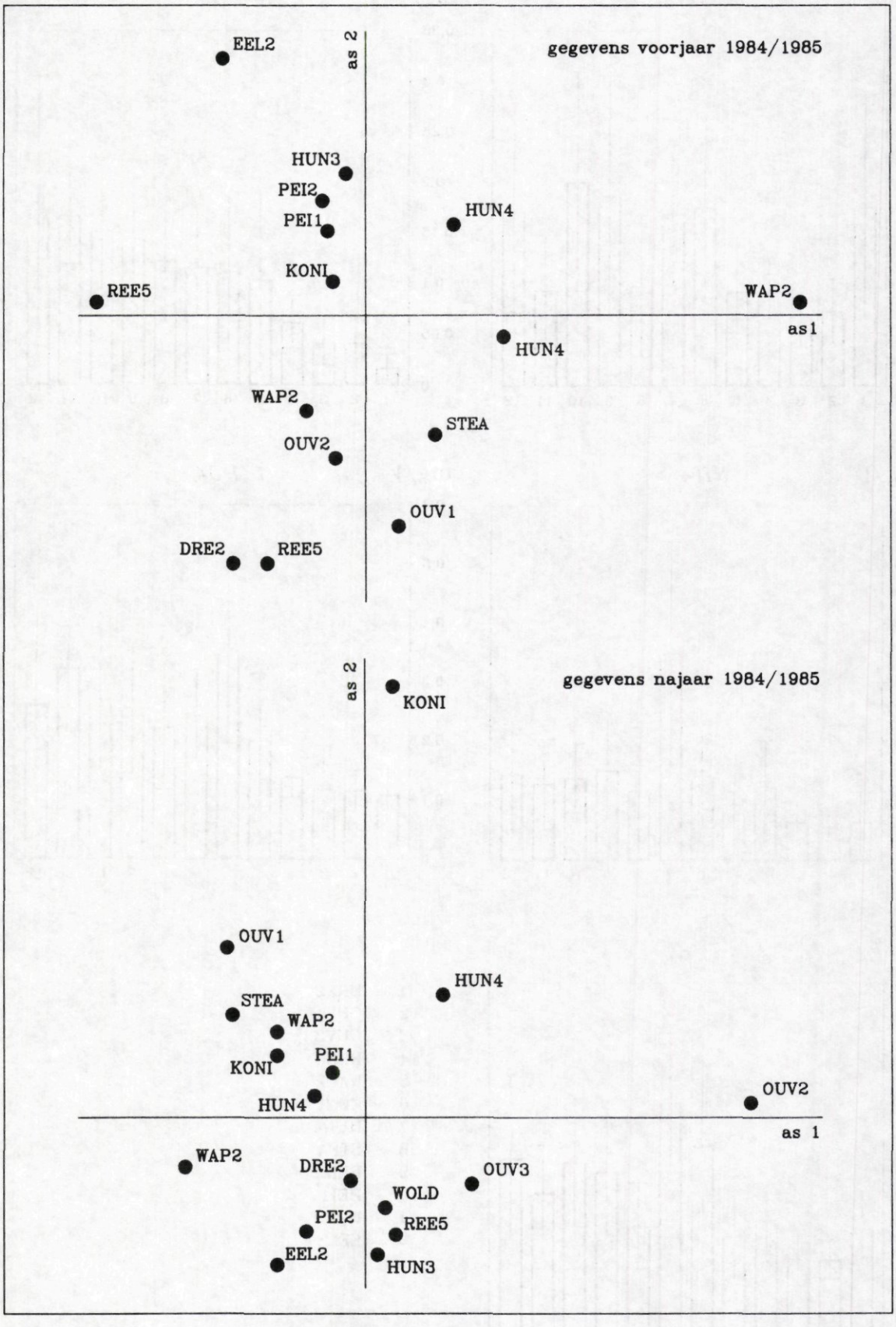


mg/l *N Kj*



1 = DRE2
2 = OUV1
3 = OUV3
4 = REE5
5 = WAP2
6 = KONI
7 = HUN4
8 = STEA
9 = PEI2
10 = PEI1
11 = WOLD
12 = EEL2

ORDINATIEFIGUREN BEINVLOEDINGSREEKS BENEDENLOPEN



BEINVLOEDINGSREEKS BENEDENLOPEN - MACROFAUNA

a. Voorjaar 1984/85

MONSTER	DRE2	REE5	REE5	OUV1	OUV2	STEA	WAP2	WAP2	HUN3	HUN4	HUN4	KONI	PEI1	PEI2	EEL2
	85	84	85	85	85	85	84	85	85	84	85	85	85	85	85
Prodiamesa olivacea	2														
Limnephilus marmoratus	1														
Conchapelopia melanops	3	1	1					1							
Parachironomus gr. arcuatus	1	3	3												
Baetis vernus		1													
Calopteryx splendens			1												
Rheotanytarsus sp.			1												
Nemoura cinerea							1								
Athripsodes aterrimus						12	3								
Cladotanytarsus sp.			4	7	1	1									
Physa fontinalis						1			5		25	1	2	3	
Asellus aquaticus	12	1		4	8	45	3		5	3	308	10	3	10	9
Bithynia tentaculata	2		2	6	6	3	1	9	48	62	363	14	5	34	8
Caenis horaria		22	2		1	31		3		5		18	9	13	
Ceratopogonidae	13	1	3	8	3	11	12	3	3	2	13	3	16	6	
Cloeon dipterum	6	1					24			2	238	1	4	1	18
Clinotanypus nervosus	2			4	3	5		1	8			1	2	2	11
Coenagrionidae	1	4		1		1	3		1		8	3			
Gammarus pulex	2	3	4	1		9					63	33	1		
Procladius sp.	6	1	4	1			6	1	26	1	100	3	2	8	1
Spaeriidae	8		1	4	15	20	14		38	17	320	16	4		4
Valvata piscinalis	1	1	3	4	11		1	1	18	43	408	2	11	8	
Sigara falleni/longipalis	3			4	7	2	3	5	1		38	1	3	7	55
Sigara striata	1	1	1		2	1	2	3	4			1		2	29
Caenis robusta				3			69				75	11	1	18	1
Glossiphonia heteroclita										2			1	1	
Helobdella stagnalis				3	5	4	2	1	1	1	38	1		1	4
Cricotopus gr. sylvestris	5	1							1	9	90	2	4	1	10
Glyptotendipes sp.		1						2	11	14	20	2	3		44
Microtendipes gr. chloris												1			5
Sialis lutaria															1
Anabolia nervosa	18	1	23		1				4		8				8
Cyrnus flavidus												1			
Cyrnus trimaculatus		3													
Molanna angustata			1											1	1
Mystacides nigra	3	2		0		1							1	2	1
Neureclepsis bimaculata			2		1										

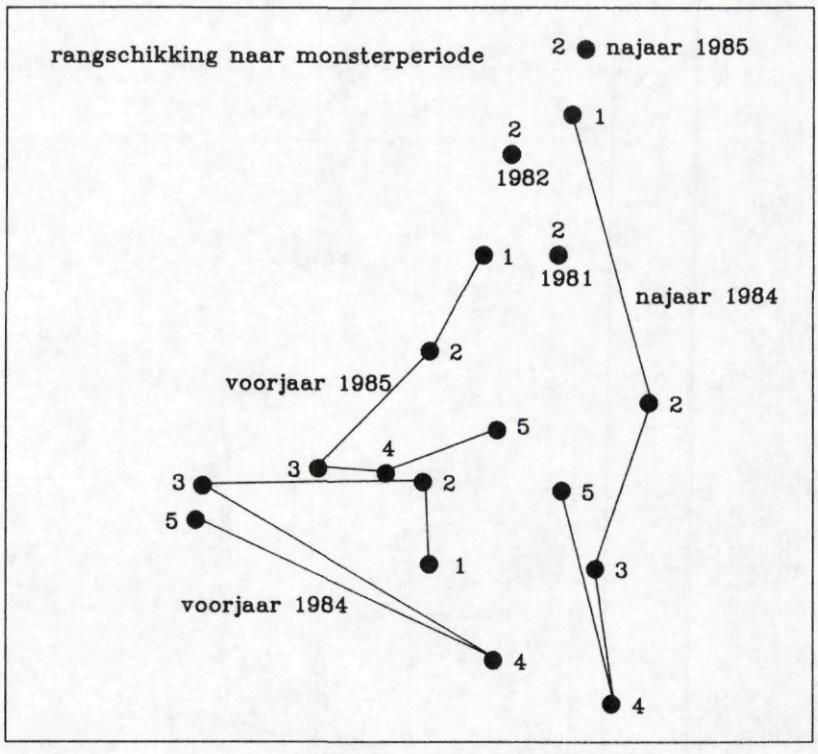
b. najaar 1984/85

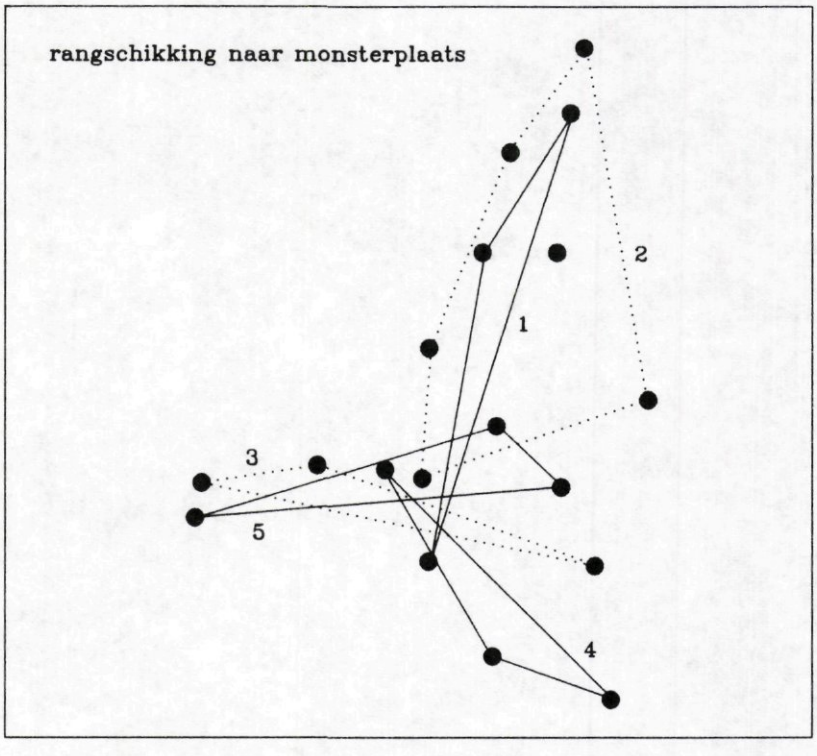
MONSTER	OUV1	OUV2	STEA	WAP2	WAP2	OUV3	DRE2	REE5	KONI	KONI	HUN4	HUN4	PEI1	WOLD	HUN3	PEI2	EEL2
JAAR	84	84	84	84	85	85	84	84	84	85	84	85	84	85	84	84	84
Anabolia nervosa			1														
Cyrnus flavidus	6		10	2													
Molanna angustata	4	1	1	3	1			2									
Mystacides nigra	9		5	2				8							1	5	2
Paratendipes gr. albimanus					5					1							
Neureclepsis bimaculata								1									
Anisus vortex		68	3		6	5	1		3	1	7	24		4	62	9	
Asellus aquaticus	56	89	9	35	46	266	6	3	10	9	5	9	163	16	66	83	65
Bithynia tentaculata	5	362	4	16	2	93	1	8	4	12	4	64	10		64	31	
Coenagrionidae	11	4	9	8	1	1		13	1	8	1	8	1	1	11	29	
Corixidae	10	36		7	7	13		4	4		2		3	3	2	3	11
Cricotopus gr. sylvestris	2	13		1	91	220	7	15	6	4	25	10	35	25	1	11	43
Erpobdella sp.		10	1	2	6	20		3	1	7	5	3	3	1	4	1	5
Glyptotendipes sp.	8	10	15	1	3	8		6	14	1	17	5		1	37	2	212
Helobdella stagnalis	1	2		6	1	24	3		1		10	3	3	5	57	1	7
Procladius sp.		1		2	2	18	4	6	1		4	1	2	1	1	6	5
Radix peregra	1	26	3	1	2	10	2	28	1	4		5	12	1		9	2
Sigara falleni/longipalis	6	9	3		8	11		1		2	3	1	1	1	7		9
Spaeriidae	2		20	10	2	44	1	5	1	1	13	73	2		1	4	2
Valvata piscinalis	2	35		13	8	44	4	10	1		8	25	1			6	
Tribelos intextus								16								1	78
Chironomus sp.				6					1		2		1				16

c. 1980/81

MONSTER	WAP2 80	WAP2 81	OUV1 80	OUV1 81	OUV2 80	OUV2 81	REE5 80	REE5 81	LEIS 80	LEIS 81	DRE2 80	DRE2 81	HUN4 80	HUN4 81	PEI1 80	PEI1 81	EEL2 80	EEL2 81	SCH3 80	SCH3 81
Conchapelopia melanops	13	0																		
Cricotopus gr. sylvestris	16		1		1									3						
Cricotopus bicinctus	2			100		10					5	1	2			1				
Baetis vernus		0		1	2	0			24		1									
Cladotanytarsus sp.	1					1									1					
Cryptochironomus sp.	1		2									1		1						
Cyrnus flavidus	1		1																	
Gammarus pulex	9	2					10				1			2		1				
Polypedilum gr. bicrenatum			1																	
Molanna angustata		0	2																	
Cyrnus trimaculatus								0												
Demicryptochironomus vulneratus							4													
Mystacides nigra							1									1				
Neureclepsis bimaculata							3	3												
Macropelopia sp.										1	1									
Anabolia nervosa	11	1		15	1	1	3	4	8	21	1	4		2		2	1			
Procladius sp.	4				1	0	4		19	10	5	1			1		9			2
Bitinia tentaculata		7	12	8			1		1	9	2	1	8	4	1	1	8		13	3
Caenis horaria	8	5	3		6	0	5	1	9		3		3		22	3	2	2		
Ceratopogonidae	25	2	8		13	1	2		1				2			1		1	2	
Cloeon dipterum	6		4	3	1			0		2	2	2	5	2	9	9	2	11		
Coenagrionidae					1	0		0						1	2	1		1		
harnischia sp.											2									
Helobdella stagnalis	1			1	1		1		1										1	
Physa fontinalis				1							1			1		3				
Polypedilum gr. nubeculosum	2									1	2				1					
Spaeriidae	3		4			0				9	1	4		1			3			1
Valvata piscinalis	2	1	2			0	2	0		2	2		1	3			3			2
Psectrotanypus varius										1							2			
Naididae	2		8				1		8		10		67		25				100	
Tubificidae			4				2					2	1	2	1		6		1	15
Stylaria lacustris	7	1					5	8						2				57		2

GRADIENT ROLDERDIEP - ORDINATIEFIGUUR

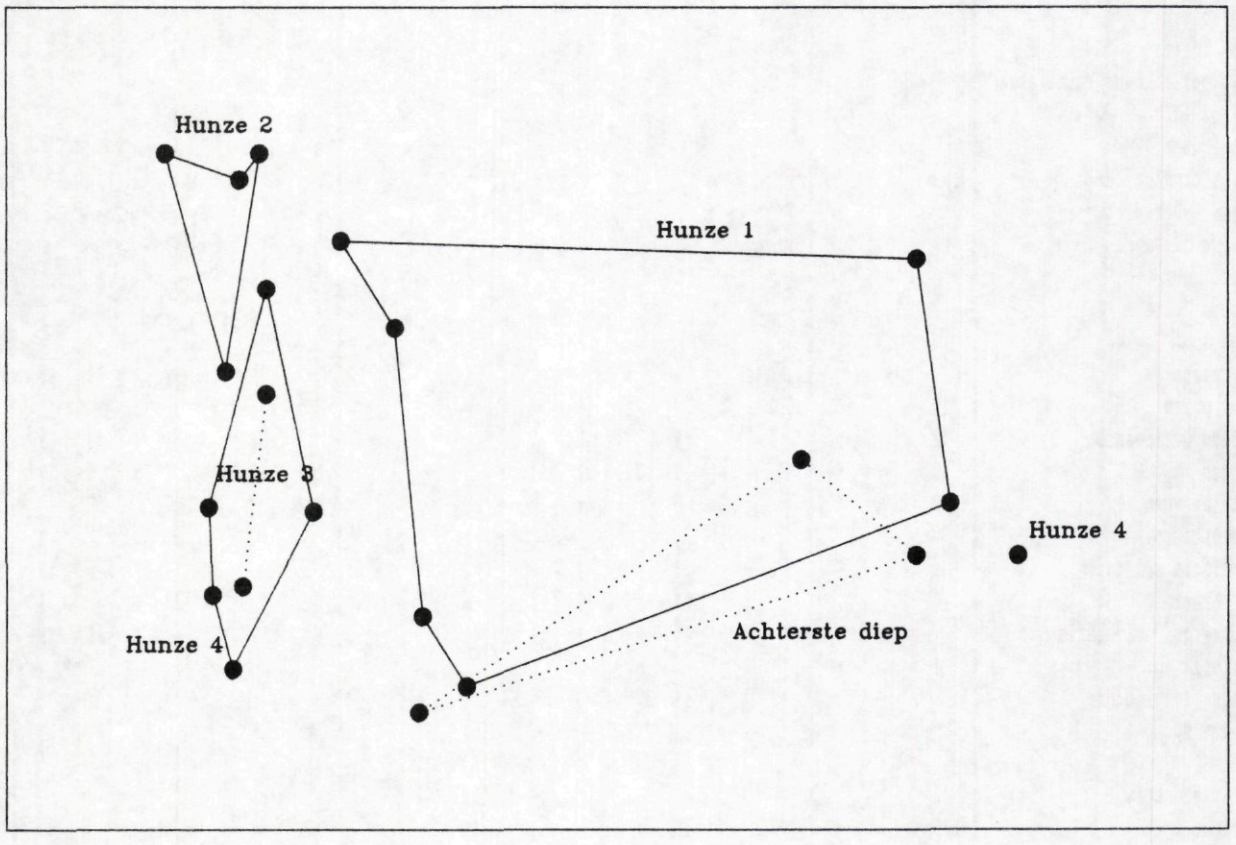




GRADIENT ROLDERDIEP - MACROFAUNA

Monster	Rolderdiep 1			Rolderdiep 2						Rolderdiep 3			Rolderdiep 4			Rolderdiep 5		
	vj	nj	vj	vj	vj	vj	nj	vj	nj	vj	nj	vj	vj	nj	vj	vj	nj	vj
Soort	84	84	85	80	81	84	84	85	85	84	84	85	84	84	85	84	84	85
Brillia modesta	1																	
Nemoura cinerea			1															
Demicryptochironomus vulneratus		1																
Gerris sp. (l)		2																
Gerris lacustris		1																
Oulimnius troglodytes	2																	
Oulimnius tuberculatus			1												1			
Prodiamesa olivacea		1						3										
Dicranota sp.		3							1									
Odontomesa fulva					1													
Simulium sp.			1														1	
Baetis vernus		43	4				6								5		14	23
Gammarus pulex	15	8	59	20	1	4	1	56	74				9		13	2		
Proasellus merideanus	2		1	2		1		3	2				13	63	3	1	5	1
Spaeriidae	15	3	5		1	1	22		11				207	517	3	25	1	19
Anabolia nervosa	2		1			7		4					2		1			
Micropsectra sp.		18													1			8
Conchapelopia melanops	1		6	1		1		2					2		16	17		16
Caenis horaria	10		20			101	3	26	1		1		2		37	1		6
Cricotopus gr. sylvestris		5					3	1	11		3			2	1		29	1
Macropelopia sp.	1	1	1				2	1			4				1			
Mystacides longicornis				3		1	5			2								
Chironomus sp.							3			104	190		49	136		14	86	23
Naididae										1163						946		
Stylaria lacustris	3									170								
Tubificidae	120					18				71			375			100		
Paratendipes gr. albimanus	37		10		1	21		12		326		10			152	105		16
Procladius sp.	10	1	10			11	4	67	9	110		20	6			53		3

GRADIENT HUNZE - ORDINATIEFIGUUR



GRADIENT HUNZE - MACROFAUNA

Monster	Achterste Diep			Voorste Diep			Hunze 1						Hunze 2						Hunze 3		Hunze 4					
	vj	vj	nj	vj	vj	vj	vj	vj	nj	vj	vj	nj	vj	nj	vj	vj	nj	nj	nj	vj	vj	nj	vj	nj	vj	nj
Soort	80	81	84	80	81	85	80	81	84	84	85	85	84	84	85	85	85	85	84	85	80	81	84	84	85	85
Prodiamesa olivacea		1																								
Conchapelopia melanops	35	5			2										3											
Baetis vernus	31	13			1		1	1				5			7											
Gammarus pulex	87	18	81		4	80			1	1	6	4			3	2			16			2		1	63	2
Caenis horaria	200			11			3	2	34		1	0	5			2					3		5			
Anabolia nervosa	2			2	10	18	2						1		5					4		2			8	
Nystacides nigra					1	3													1							
Cladotanytarsus sp.						1			35		5															
Physa fontinalis	1													3		13				5		1		2	25	9
Endochironomus albipennis						13	2		7	16	6	1	86	40	93	8			9	6	3		10	8	75	
Glyptotendipes sp.									5	4		1	136	30	12	9			37	11	3		14	17	20	5
Psectrotanypus varius														1	1					1						