

1992-08\_ecologische-stromende-macrofauna-  
verantwoording

**stowa**

**Ecologische beoordeling en  
beheer van oppervlaktewater**

Wetenschappelijke verantwoording  
van het beoordelingssysteem  
voor stromende wateren

92-08

# stowa

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Arthur van Schendelstraat 816  
Postbus 8090  
3503 RB Utrecht

030 - 32 11 99 of 34 07 57

## Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater



Wetenschappelijke verantwoording  
van het beoordelingssysteem  
voor stromende wateren

92-08

STOWA  
Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer  
Postbus 8090  
3503 RB Utrecht  
tel. 030-321199  
fax 030-321766

Publikaties en het publikatieoverzicht  
kunt u uitsluitend bestellen bij:  
Hageman Verpakkers BV  
Postbus 281  
2700 AC Zoetermeer  
tel. 079-611188  
fax 079-613927  
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en  
een duidelijk afleveradres.

# INHOUD

## TEN GELEIDE

I

1	INLEIDING	1
1.1	Ontwikkelingen in het waterkwaliteitsbeleid	1
1.2	Doelstelling	4
1.3	Ontwikkelingen in het waterkwaliteitsonderzoek	4
2	ONDERZOEKSOPZET EN WERKWIJZE	6
2.1	Opzet	6
2.2	Werkwijze	7
3	BASISMATERIAAL	8
3.1	Herkomst	8
3.2	Standaardisatie	10
3.3	Voorbewerkingen	11
4	ANALYSE VAN HET BASISMATERIAAL, INTERPRETATIE VAN DE RESULTATEN EN BENOEMEN VAN MILIEUFACTOREN	12
4.1	Methode	12
4.2	Resultaten	16
5	BOUWSTENEN VOOR HET TYPOLOGISCH RAAMWERK	20
5.1	Methode	20
5.2	Resultaten	24
6	TYPLOGISCHE HOOFDSTRUCTUUR STROMEND WATER	26
6.1	Methode	26
6.2	Resultaten	26
7	OPSTELLEN VAN BEINVLOEDINGSREEKSEN	32
7.1	Methode	32
7.2	Resultaten	33
8	CONSTRUCTIE VAN DE MAATLAT	37
8.1	Methode	37
8.2	Resultaten	40
9	INVULLING VAN DE ECOLOGISCHE NIVEAUS	52
9.1	Methode	52
9.2	Resultaten	53
10	HET BEOORDELINGSSYSTEEM	61
	LITERATUUR	63
	BIJLAGEN	70

## Ten geleide

De wens om aquatische levensgemeenschappen te beschermen heeft geleid tot de uitwerking van ecologische doelstellingen in het Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-1989. Voor 16 van de 23 daarin omschreven hydromorfologische typen is door de CUWVO-Werkgroep V in globale termen een aantal fysische, chemische, hydrologische en biologische kwaliteitseisen geformuleerd.

Het toetsingskader voor deze CUWVO-typen ontbreekt nog. Dit zal dienen te bestaan uit een omschrijving van de gewenste aquatische levensgemeenschappen en van omgevingsvariabelen die voor het optreden en voortbestaan van deze levensgemeenschappen verantwoordelijk zijn. Deze "stuurvariabelen" moeten nog geïdentificeerd worden, terwijl ook methoden om het "ecologisch niveau" van een bepaald water te kunnen bepalen, moeten worden ontwikkeld.

Eind 1985 werd in opdracht van het algemeen bestuur van de STORA, op voorstel van de Onderzoekadviescommissie (OAC\*), een samenhangend meerjarenprogramma opgesteld met als doel ecologische beoordelings- en beheersmethoden te ontwikkelen voor de vijf belangrijkste CUWVO-watertypen: stromende wateren, ondiepe meren en plassen, sloten, kanalen en zand-, grind- en kleigaten.

Het voorliggende rapport verschaft de wetenschappelijke verantwoording en de achtergronden van een ecologisch beoordelingssysteem voor stromend water op basis van macrofauna. Dit systeem is bruikbaar in de beken in alle Nederlandse regio's en biedt een valide vergelijkingsmaat voor de toetsing van de ecologische normdoelstellingen. Het stelt de beheerder in staat maatregelen te nemen om gewenste verbeteringen te bewerkstelligen, en het effect daarvan met het systeem te beoordelen.

Het onderzoek werd in 1989 door de STORA opgedragen aan de Vakgroep Natuurbeheer van de Landbouwniversiteit te Wageningen. De wetenschappelijke projectleiding berustte bij drs. J.J.P. Gardeniers en ir. E.T.H.M. Peeters.

De in het project bewerkte gegevens werden geleverd door de waterbeheerders van het pleistoceen. Deze gegevens werden voor het project verzameld door Witteveen + Bos Raadgevende Ingenieurs, met drs. C. Roos als projectleider. Het project werd begeleid door een commissie bestaande uit dr.ir. H.H. Tolkamp (voorzitter), ir. M. van Gijsen (opgevolgd door ir. R. Torenbeek), ir. P. Latour (opgevolgd door ir. G. Waaijen), ir. W.C.P.M. Bots (opgevolgd door ir. G. Schmidt), ir. F. Leus (opgevolgd door H. Elemans) en drs. W. Oosterloo.

Dank is de STOWA verschuldigd aan haar deelnemers en andere instanties die door het beschikbaar stellen van gegevens en terugkoppeling van resultaten dit onderzoek mogelijk hebben gemaakt.

Den Haag, juli 1992

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

\*De Onderzoekadviescommissie, die tot dit project adviseerde, bestond uit:

prof.ir. A.C.J. Koot (voorzitter), drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff (secretaris) en ir. J. Boschloo, ir. R. den Engelse, prof.dr. P.G. Fohr, ir. A.E. van Giffen, ir. J.J. de Graeff, dr.ir. P.J. Huiswaard, ir. R. Karper, drs. S.P. Klapwijk, prof.ir. J.H. Kop, ir. Tj. Meijer, ir. L.P. Savelkoul, wijlen ir. H.M.J. Scheltinga, dr.ir. D.W. Scholte Ubink en ir. M. Tiessens (leden).

# 1 INLEIDING

## 1.1 Ontwikkelingen in het waterkwaliteitsbeleid

Het waterkwaliteitsbeheer wordt primair geregeld in de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (1970) en is uitgewerkt in de drie, op deze wet gebaseerde, Indicatieve meerjarenprogramma's water (Min. V&W 1976, 1981, 1986). In de loop der jaren is het accent meer en meer op een ecosysteembenadering komen te liggen (Min. V&W, 1985). In toenemende mate drong het besef door dat het aquatisch ecosysteem meer is dan het water alleen; het wordt evenzeer bepaald door zijn waterbodem, oevers en omgeving, alsook door de interactie tussen die componenten. Het integrale waterbeheer gaat uit van een visie die gebaseerd is op het aquatische ecosysteem in al zijn componenten en interacties (Min. V&W, 1989).

In het eerste IMP-water, IMP 1975-1979, (Min. V&W, 1976) lag het hoofddaccent van het beheer en het beleid nog sterk op de sanering van oppervlaktewateren ten behoeve van de mens. Er wordt gesteld dat een water zal moeten voldoen aan eisen ten behoeve van de "algemene ecologische functie" van het oppervlaktewater en aan "aanvullend te stellen eisen", gebaseerd op de gebruiksdoeleinden die het water voor de mens heeft.

De algemene ecologische functie is niet nader uitgewerkt. Wel wordt een aantal normen gegeven voor een "minimum kwaliteit" in de vorm van voorlopige grenswaarden voor de korte termijn en streefwaarden voor de lange termijn.

Verder wordt een beoordelingssysteem op basis van zuurstofgehalte, biochemisch zuurstofverbruik (BZV) en ammoniumstikstofgehalte uitgewerkt, dat uitmondt in de zogenaamde IMP-index en een daarop afgestelde indeling in vijf waterkwaliteitsklassen.

In het tweede IMP-water, IMP 1980-1984 (Min. V&W, 1981) wordt het begrip basiskwaliteit geïntroduceerd. Deze basiskwaliteit, in pretentie vergelijkbaar met de voorlopige grenswaarden van het IMP 1975-1979, beoogt een minimaal aanvaardbare waterkwaliteit aan te geven. Dit minimum geldt in beginsel voor alle zoete oppervlaktewateren in Nederland en het zou op korte termijn, genoemd wordt 5 jaar, bereikt moeten worden.

Met de basiskwaliteit wordt een zekere bescherming van zowel menselijke gebruiksfuncties als van aquatische levensgemeenschappen nagestreefd.

In het tweede IMP-water wordt meer nadruk gelegd op "het verschaffen van gunstige omstandigheden voor het instandhouden of verkrijgen van een zo natuurlijk mogelijke verscheidenheid van soorten organismen en aquatische ecosystemen". Naast de functiegerichte normdoelstellingen uit het IMP 1975-1979 worden in het tweede IMP-water dan ook ecologische normdoelstellingen onderscheiden. Deze zijn gericht op de bescherming en ontplooiing van ecologische belangen. Voor deze ecologische normdoelstellingen is het essentieel dat aquatische ecosystemen worden beschreven "in termen van soortensamenstelling van levensgemeenschap en in termen van dynamiek van het ecosysteem" (Min. V&W, 1981).

Het tweede IMP-water geeft geen uitgewerkte, in de praktijk hanteerbare, normdoelstellingen, maar schetst wel een kader voor het formuleren ervan. Dit kader bestaat uit een stelsel van drie ecologische niveaus, te weten laagste niveau (= basiskwaliteit), *middelste niveau* en *hoogste niveau*. De basiskwaliteit wordt in het IMP 1980-1984 omschreven als "Een zodanige kwaliteit van het oppervlaktewater dat het geen overlast (met name stank) voor de omgeving veroorzaakt, er niet vervuild uitziet (drijvend vuil, verkleuring), goede levenskansen biedt voor een aquatische levensgemeenschap, waarvan ook hogere organismen zoals diverse vissoorten deel uit kunnen maken en dat tevens ecologische belangen buiten het water (b.v. vogels en zoogdieren die waterdieren consumeren) worden beschermd." De omschrijving van het hoogste ecologische niveau luidt "Een oppervlaktewater, waarin het ecosysteem in de 'natuurlijke' staat moet blijven of worden teruggebracht, mag in het geheel niet verontreinigd worden, dat wil zeggen, er mag geen inworp van stoffen als gevolg van menselijk handelen plaatsvinden. Uiteraard behoort hiernaast ook op andere gebieden terughoudendheid te worden betracht om te voorkomen dat andere vormen van beïnvloeding, zoals bijvoorbeeld morfologische ingrepen of bepaalde cultuur-technische maatregelen plaatsvinden. Onder de 'natuurlijke' toestand kan worden verstaan een situatie zonder of vrijwel zonder menselijke beïnvloeding, waarbij in de eerste plaats wordt gedacht aan verontreiniging." (Min. V&W, 1981). In het tweede IMP-water wordt aangegeven dat de beschrijving van de 'natuurlijke' situatie eigenlijk voor elk afzonderlijk oppervlaktewater zou moeten geschieden. Het middelste niveau wordt ingevuld als een situatie waarbij "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 derde IMP-water, IMP 1985-1989 (Min. V&W, 1986) wordt het algemene doel van het waterkwaliteitsbeleid omschreven als "Het zo goed mogelijk tot hun recht laten komen van de functies die het water kan vervullen. Het gaat hierbij niet alleen om direct op de mens gerichte belangen, zoals drink- en industriewatervoorziening en recreatie, maar ook en in toenemende mate om de bescherming van aquatische levensgemeenschappen. De aandacht richt zich steeds meer op het functioneren van oppervlaktewater als onderdeel van het aquatische ecosysteem; een samenhangend geheel van water, bodem en oever en het bijbehorende planten- en dierenleven, alsmede op beïnvloeding van milieucompartimenten".

In het derde IMP-water wordt, op basis van een vooronderzoek door de Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren Werkgroep V-1 (CUWVO, 1988), een eerste aanzet gegeven tot de invulling van de ecologische normdoelstellingen. De CUWVO-werkgroep V-1 heeft voor een 15-tal watertypen normdoelstellingen geformuleerd. Enigszins in afwijking van de eerdere omschrijving van de drie niveaus uit het IMP 1980-1984 is door de CUWVO-werkgroep *getracht per watertype een hoogste, een middelste en een laagste niveau aan te geven*. Dit houdt in dat een uniforme basiskwaliteit niet als axioma is gehanteerd en dat per watertype, en niet per afzonderlijk water, een hoogste niveau is beschreven. De feitelijke formulering, hantering en toekenning van ecologische doelstellingen wordt nadrukkelijk overgelaten aan de provincies en regionale waterbeheerders.

In de derde Nota waterhuishouding (Min. V&W, 1989) wordt het in de drie IMP's geformuleerde beleid nader uitgewerkt. De integrale benadering staat centraal, evenals het begrip duurzame ontwikkeling. Duurzame ontwikkeling wordt gedefinieerd als "de ontwikkeling die voorziet in de behoefte van de huidige generatie zonder daarmee voor toekomstige generaties de mogelijkheden in gevaar te brengen om ook in hun behoefte te voorzien". Concretisering van het begrip duurzame ontwikkeling vindt in de derde Nota waterhuishouding plaats met behulp van streefbeelden. Het bereiken van een streefbeeld betekent dat "er aanvaardbare garanties zijn voor een duurzame ecologische ontwikkeling van waterhuishoudkundige systemen en dat er aanvaardbare garanties zijn voor een duurzaam gebruik ervan door de mens".

Voor bronnen en beken wordt het streefbeeld als volgt omschreven. "Bronnen en beken hebben als belangrijkste functie de ont- en afwatering van hun stroomgebied. Zij worden permanent dan wel periodiek gevoed door grond- en regenwater van goede kwaliteit. Vanaf de bron tot de monding zijn er natuurlijke gradiënten van voedselarm naar voedselrijker, van hogere naar lagere stroomsnelheden, van ondiep en smal naar dieper en breder. Grondwaterstanden zijn hoog genoeg om een permanente of periodieke stroming in de beek in stand te houden. De beek kan vrij meanderen. Oeverbescherming geschiedt door een natuurlijke begroeiing. In boven-, midden- en benedenloop is een karakteristieke flora en fauna aanwezig."

In de derde Nota waterhuishouding wordt het begrip basiskwaliteit vervangen en uitgebreid door het begrip algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000). De gedachten achter de basiskwaliteit zijn daarbij nog steeds geldig, terwijl het volgende wordt toegevoegd. "Op het niveau van de algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000) dienen de verschillende ecosysteemcomponenten (producenten, consumenten, afbrekers) aanwezig te zijn met een zekere soortendiversiteit. Systeemvreemde invloeden dienen geen sterfte te veroorzaken en de voortplanting en groei van organismen van verschillende trofische niveaus niet te hinderen. Waar dit voor het handhaven van de populatie van een organisme noodzakelijk is, dienen migratiemogelijkheden aanwezig te zijn.

Passend in de algemene milieukwaliteit is het zoveel mogelijk aanwezig zijn van systeemeigen kenmerken van watertypen. Deze kenmerken kunnen betrekking hebben op factoren als stroming, peilvariëaties, morfologie en oeveropbouw. Daar waar deze kenmerken essentieel zijn voor het watertype en de daarmee verbonden levensgemeenschap, dient aantasting achterwege te blijven (bijvoorbeeld de watervoering bij bronnen, beken, peilvariëaties bij getijdewateren)."

In de derde Nota waterhuishouding wordt ook gesteld dat de differentiatie en de invulling van normdoelstellingen naar watertype grotendeels door de waterbeheerders zelf zal moeten worden verricht. De normdoelstellingen krijgen tevens het karakter van inspanningsverplichtingen.

Recent is het begrip algemene milieukwaliteit vervangen door het begrip grenswaarde (Min. VROM, 1992).

## 1.2 Doelstelling

Het toetsingskader voor de ecologische normdoelstellingen ontbrak tot voor kort nog grotendeels. Het zal onder meer dienen te bestaan uit een omschrijving per watertype van gewenste of kenmerkende aquatische levensgemeenschappen en van belangrijke voorwaardenscheppende omgevingsvariabelen. Er dienen ook methoden ontwikkeld te worden om te beoordelen op welk ecologisch niveau een bepaald water zich bevindt, hoe deze toestand zich verhoudt tot een gewenste toestand en via welke maatregelen de relevante stuurvariabelen kunnen worden beïnvloed zodat de toestand kan worden veranderd in een gewenste richting (Gardeniers e.a., 1991). Daarom is door de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA voorheen STORA) het initiatief genomen de ecologische normdoelstellingen nader uit te werken voor de vijf belangrijkste CUWVO-typen (STORA, 1986). Deze uitwerking zal bestaan uit "het ontwikkelen van een in de praktijk toepasbaar toetsingskader, ofwel ecologische beoordelingssystemen, teneinde aan te kunnen geven op welk 'ecologisch niveau' een water zich bevindt" (STORA, 1986). Dit houdt in dat rekening gehouden moet worden met de drie, in het derde IMP-water geformuleerde ecologische, niveaus: laagste (ecologische) niveau, middelste (ecologische) niveau en hoogste (ecologische) niveau en met de aanwezige, en gewenste, ecologische differentiatie in watertypen.

## 1.3 Ontwikkelingen in het waterkwaliteitsonderzoek

In het begin van de twintigste eeuw is door Kolkwitz & Marsson (1908, 1909) onderzoek verricht naar verschillen tussen levensgemeenschappen in vervuilde en niet vervuilde waterlopen. Op basis van verschillen in chemische, microbiologische en macrobiologische gegevens werd door hun een systeem ontwikkeld aan de hand waarvan de organische verontreiniging in stromend water vastgesteld kon worden. Het concept van dit systeem is in de loop der tijd door anderen veelvuldig toegepast om nieuwe systemen te ontwikkelen; Higler (1987) geeft hiervan een overzicht.

Vanaf de zestiger jaren zijn in Nederland de ontwikkelingen in gang gezet die geleid hebben tot de huidige praktijk van de biologische waterbeoordeling. Enerzijds werden elders ontwikkelde systemen getoetst op relevantie voor gebruik in Nederland anderzijds werden systemen ontwikkeld voor de specifieke Nederlandse situatie (Tolkamp & Gardeniers, 1988).

Diverse pogingen zijn gedaan om de methoden van de biologische waterbeoordeling te standaardiseren. Binnen de International Standardisation Organisation (ISO) heeft dit onder andere geleid tot de zogenaamde BMWP-score (ISO-BMWP, 1980). Ook binnen de EEG zijn al in het begin van de zeventiger jaren initiatieven genomen om de biologische waterbeoordeling te standaardiseren. Daartoe is gedurende enkele jaren vergelijkend onderzoek verricht in stromende wateren binnen de EEG (Tittizer, 1975; Woodiwiss, 1979; Ghetti & Bonazzi, 1980; Tolkamp & Gardeniers, 1975; Gardeniers e.a., 1979, van der Mark, 1975). In Nederland is met name door Tolkamp (1984, 1985) en door Driessen & Tolkamp (1991) deze vorm van vergelijkend onderzoek voortgezet voor de Limburgse beken.



Een overzicht van de diverse beoordelingssystemen wordt hier niet gegeven, verwezen wordt naar verschillende publikaties (Tolkamp & Gardeniers, 1988; Hellawell, 1978). Een belangrijk ecologisch concept is de classificatie en typologie van wateren. Voor stromende wateren is tevens de zonering over het lengteprofiel van belang. Door Hawkes (1975) wordt een uitgebreid overzicht gegeven.

Hoewel het concept van typologie geïntroduceerd werd in het begin van deze eeuw werd het in Nederland pas in het tweede IMP-Water geïmplementeerd binnen de biologische waterbeoordeling. Een regionale uitwerking van watertypologie is gemaakt door Claassen (1987) voor Friesland, door Verdonschot (1990a, 1990b) voor Overijssel en door Torenbeek & van Gijsen voor Drenthe (1990).

In het eerste hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van de ontwikkelingen in zowel het beleid als het onderzoek op het terrein van de waterkwaliteit in de afgelopen twintig jaar. In het tweede hoofdstuk wordt aan de hand van een schema de onderzoekopzet gepresenteerd. Uitwerkingen van dit schema vinden plaats in de daaropvolgende hoofdstukken. In het tweede hoofdstuk wordt tevens de werkwijze beschreven die gedurende het onderzoek is gehanteerd. In het derde hoofdstuk wordt inzicht gegeven in de aard van het basismateriaal en in een aantal voorbereidingen die met dit materiaal zijn uitgevoerd. In het vierde hoofdstuk wordt beschreven welke technieken zijn gebruikt om uit het basismateriaal de hoofdmilieufactoren af te leiden. De hoofdstukken vijf en zes gaan in op de typologische hoofdstructuur van de Nederlandse stromende wateren. In het vijfde hoofdstuk wordt beschreven hoe de bouwstenen voor het typologisch raamwerk uit het basismateriaal worden verkregen en in hoofdstuk 6 hoe vanuit deze bouwstenen de typologische hoofdstructuur is ontwikkeld. Hoofdstuk 7 handelt over het opstellen van beïnvloedingsreeksen. Uitgaande van de beïnvloedingsreeksen wordt in hoofdstuk 8 de maatlat, de kern van het beoordelingssysteem, geconstrueerd. Hoofdstuk 9 gaat in op de normering van de maatlat met de niveaus van de ecologische normdoelstellingen. In het laatste hoofdstuk wordt uitgelegd hoe het ecologisch beoordelingssysteem gebruikt moet worden.

## 2 ONDERZOEKSOPZET EN WERKWIJZE

### 2.1 Opzet

De filosofie achter de ontwikkeling van ecologische beoordelingsmethoden in het kader van het STOWA project is verwoord door Gardeniers & Peeters (1990), Gardeniers e.a. (1991) en Tolkamp e.a. (1990). De filosofie geeft het theoretisch raamwerk met de principes en de beschrijving van een aantal stappen die tijdens het ontwikkelingsproces gezet moeten worden. Het denkkader voor het deelproject stromend water wordt in figuur 1 weergegeven. In de figuur wordt tevens aangegeven in welke hoofdstukken van dit rapport de verschillende stappen besproken worden.

stap	omschrijving	hoofdstuk
1	Basismateriaal	3
2	Analyse van het basismateriaal en interpretatie van de resultaten	4
3	Benoemen van hoofdfactoren	4
4	Bouwstenen voor het typologisch raamwerk	5
5	Typologische hoofdstructuur stromend water	6
6	Opstellen van beïnvloedingsreeksen	7
7	Constructie van de maatlat	8
8	Invulling van de ecologische niveaus	9
9	Beoordelingssysteem	10
10	Richtlijnen voor interpretatie	

Figuur 1: Denkschema STOWA-onderzoek; uitgewerkt voor deelproject stromend water.

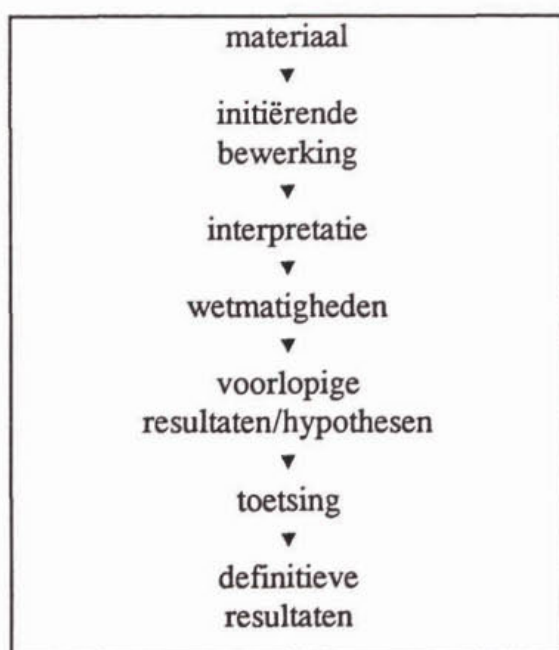
In het schema worden de verschillende stappen als gelijkwaardig aangegeven. In werkelijkheid zal zowel de grootte-orde als de volgorde anders kunnen zijn. Sommige stappen worden bijvoorbeeld bij bepaalde bewerkingen gelijktijdig gezet.

In het schema staan eerst de onderdelen die leiden tot een typologisch inzicht (stap 1 tot en met stap 5) en vervolgens de werkzaamheden die leiden tot een beoordelings-systeem (stap 6 tot en met 10).

## 2.2 Werkwijze

Gedurende het onderzoek is steeds hetzelfde methodologisch principe gehanteerd om tot resultaten te komen. Dit principe wordt hieronder beschreven.

Bij de verschillende stappen uit het schema van figuur 1 is steeds uitgegaan van een initiërende bewerking van het materiaal. Het voor deze bewerking gebruikte materiaal kan bestaan uit de basisgegevens of uit de resultaten van bewerkingen uit voorgaande stappen. De resultaten van deze initiërende bewerking zijn geïnterpreteerd en op basis van de ontdekte wetmatigheden zijn hypothesen gesteld met een voorlopig karakter. Deze hypothesen bestaan bijvoorbeeld uit het voorlopig in één groep plaatsen van een aantal monsters of uit het vaststellen van een indelingscriterium. De geformuleerde voorlopige hypothesen zijn vervolgens op hun geldigheid getoetst aan andere gegevens en na eventuele bijstelling vastgesteld als definitieve resultaten. In figuur 2 wordt het stroomschema van de gevolgde werkwijze weergegeven.



Figuur 2: Schematische weergave van de werkwijze.

Het basismateriaal, gevormd door het STOWA-bestand, is gedurende het hele onderzoek veelvuldig gebruikt. In nagenoeg alle stappen uit het denkschema van figuur 1 is gebruik gemaakt van (delen van) de basisgegevens om de gevonden voorlopige resultaten te toetsen.

### 3 BASISMATERIAAL

#### 3.1 Herkomst

Van het Nederlandse stromende water zijn reeds veel hydrobiologische en ecologische gegevens verzameld. Daarom werd het project stromend water gebaseerd op reeds bestaande gegevens verzameld in de periode 1980-1990 (Roos e.a., 1991). Uit de inventaristatie van de beschikbare gegevens blijkt dat van de verschillende biotische componenten alleen van de macrofauna voldoende gegevens aanwezig zijn (STOWA, 1986). Van veel beken zijn fysische en chemische gegevens beschikbaar en gegevens over de omgeving en het gevoerde beheer. Door het ingenieursbureau Witteveen en Bos zijn de beschikbare gegevens bij de waterbeheerders opgevraagd en in een database opgeslagen.

Het basismateriaal is afkomstig van 11 regionale waterbeheerders. De in het onderzoek betrokken wateren liggen in de hogere, meestal pleistocene gronden in het oosten en zuiden van Nederland en in de duinstreek (figuur 3).

In tabel 1 wordt per beheerder een overzicht gegeven van de bij het onderzoek betrokken aantallen monsters en monsterlocaties.

Tabel 1: Overzicht van de aantallen macrofaunamonsters en bemonsteringslocaties betrokken bij het onderzoek.

Beheerder	Aantal monsters	Aantal locaties
ZS Rivierenland	16	15
ZS West-Overijssel	25	7
PR Utrecht	45	17
ZS Oostelijk Gelderland	45	37
ZS Drenthe	309	93
HH West-Brabant	318	65
ZS Veluwe	468	227
WS Regge en Dinkel	530	76
GTD Oost-Brabant	727	269
WZ Limburg	1563	667
PW Noord-Holland	32	13
Totaal	4053	1486

In bijlage 1 wordt een overzicht gegeven van de in het onderzoek betrokken milieuvariabelen en het aantal metingen ervan. Uit het overzicht blijkt dat de abiotische gegevens verre van compleet zijn.



Figuur 3: Ligging van de in het onderzoek betrokken bemonsteringslocaties.

### 3.2 Standaardisatie

Voor de analyse van het basismateriaal op landelijk niveau, d.w.z. gelijktijdige bewerking van de gegevens van de diverse regio's, is het noodzakelijk de gegevens op elkaar af te stemmen. De standaardisatie van de macrofaunagegevens omvat een viertal elementen.

Ten eerste zijn de aantallen organismen teruggerekend op een standaardmonsterlengte. Uit de opgegeven monsterlengten blijkt dat in de meeste gevallen een lengte van 5 meter bemonsterd wordt. In dit onderzoek is dan ook als standaardmonsterlengte 5 meter gekozen.

Ten tweede zijn de gegevens gecontroleerd op eenduidigheid qua naamgeving. Verschillende coderingen voor hetzelfde taxon zijn vervangen door één taxon-code. Daarnaast zijn oude (synonieme) namen vervangen door nieuwe.

Ten derde zijn die diergroepen weggelaten die niet door alle waterbeheerders gedetermineerd zijn. Het betreft met name de watermijten en de nematoden.

Ten vierde is voor de diverse regio's eenzelfde determinatieniveau aangehouden. Voor het vaststellen van het te hanteren determinatieniveau zijn in eerste instantie de grootste en qua mogelijke watertypen meest diverse bestanden gebruikt, te weten die van het ZS Veluwe en die van het WZ Limburg. Standaardiseren van het determinatieniveau houdt in dat in sommige gevallen lagere taxonomische niveaus samengevoegd worden tot een hoger niveau. Zo zijn bijvoorbeeld *Baetis vernus* en *Baetis rhodani* samengevoegd tot *Baetis* sp. In andere gevallen komt standaardisatie neer op het verdelen van hogere taxonomische niveaus over lagere niveaus. Dit kan alleen geschieden als de lagere niveaus in de monsters aanwezig zijn. Zo zijn bijvoorbeeld de aantallen *Asellus* naar ratio verdeeld over *Asellus aquaticus* en/of *Proasellus coxalis* en/of *Proasellus meridianus*. Gestreefd is naar een determinatieniveau waaraan zoveel mogelijk monsters voldoen en waarbij zo weinig mogelijk informatieverlies optreedt. Wanneer het verdelen van hogere taxonomische eenheden over lagere niet mogelijk was, is om nog meer informatieverlies te voorkomen, gekozen voor het weglaten van het betreffende taxon uit het monster of het weglaten van het betreffende monster. De grens die gesteld is om een taxon uit een monster weg te laten, ligt bij een relatief kwantitatief aandeel van dat taxon van 5 procent. Dit betekent dat een taxon is weggelaten, indien het aantal individuen van dat taxon niet meer dan 5 procent bedraagt van het totale aantal individuen van dat monster. In die gevallen waar het aantal individuen van het taxon meer dan 5 procent van het totale aantal individuen bedraagt, is het hele monster weggelaten.

Na standaardisatie van de macrofauna resteren voor verdere bewerkingen 3455 monsters met in totaal 454 taxa. In bijlage 2 wordt een overzicht gegeven van deze 454 taxa.

Standaardisatie van de abiotische gegevens komt neer op het controleren van de grootte-orde ervan en waar nodig corrigeren voor methodologische verschillen. Methodologische verschillen kunnen ontstaan doordat de gemeten waarden in verschillende eenheden zijn weergegeven. Het elektrisch geleidingsvermogen is hiervan een voorbeeld, de eenheden waarin de getallen zijn opgegeven zijn in  $\mu\text{S}/\text{cm}$  of in  $\text{mS}/\text{m}$ .

Ook kunnen methodologische verschillen ontstaan doordat een andere methode voor de bepaling is gebruikt. Wederom kan het elektrisch geleidingsvermogen als voorbeeld dienen. Het geleidingsvermogen is in het ene geval bepaald bij  $20\text{ }^\circ\text{C}$  en in andere gevallen bij  $25\text{ }^\circ\text{C}$ . Bij benadering geldt dat  $\text{EGV } 25^\circ\text{C} = 1.10 * \text{EGV } 20^\circ\text{C}$ . Van deze omrekeningsfactor is gebruik gemaakt om de gegevens met elkaar vergelijkbaar te maken.

Tevens zijn, waar mogelijk, zuurstofpercentages berekend uit het gegeven zuurstofgehalte en de watertemperatuur.

### 3.3 Vorbewerkingen

Een aantal vorberekkingen is uitgevoerd. Zo zijn voor de macrofaunagegevens de Shannon-index, het aantal taxa, het aantal individuen en het procentuele aandeel per taxon in het monster bepaald. Tevens is de kwaliteitsindex volgens Gardeniers en Tolkamp (1976) bepaald, die gebaseerd is op het systeem van Moller Pillot (1971). Ook de beekarakterindex volgens Gardeniers en Tolkamp (1976) is berekend. Voor elk taxon uit het STOWA-bestand is de preferentie voor stroming bepaald, analoog aan de manier van Gardeniers en Tolkamp (1976).

Van de fysische en chemische gegevens zijn jaargemiddelden met standaardafwijking en jaarmedianen berekend.

## 4 ANALYSE VAN HET BASISMATERIAAL, INTERPRETATIE VAN DE RESULTATEN EN BENOEMEN VAN MILIEUFACTOREN

### 4.1 Methode

Multivariate analysetechnieken bieden goede mogelijkheden om grote gegevensbestanden zodanig te ordenen dat aanwezige (latente) structuren opgespoord kunnen worden (Gauch, 1982; Jongman e.a., 1987; ter Braak, 1986).

Binnen de multivariate analysetechnieken wordt een onderscheid gemaakt tussen indirecte en directe technieken (Whittaker, 1967).

Bij de indirecte methode worden bewerkingen uitgevoerd met alleen het biologische of met alleen het abiotische materiaal. Interpretatie van het gevonden resultaat vindt daarna plaats met hetgeen verder bekend is van de verschillende monsterpunten. Bij de directe methode wordt het biologische materiaal tegelijkertijd met de abiotische gegevens onderworpen aan een multivariate analyse.

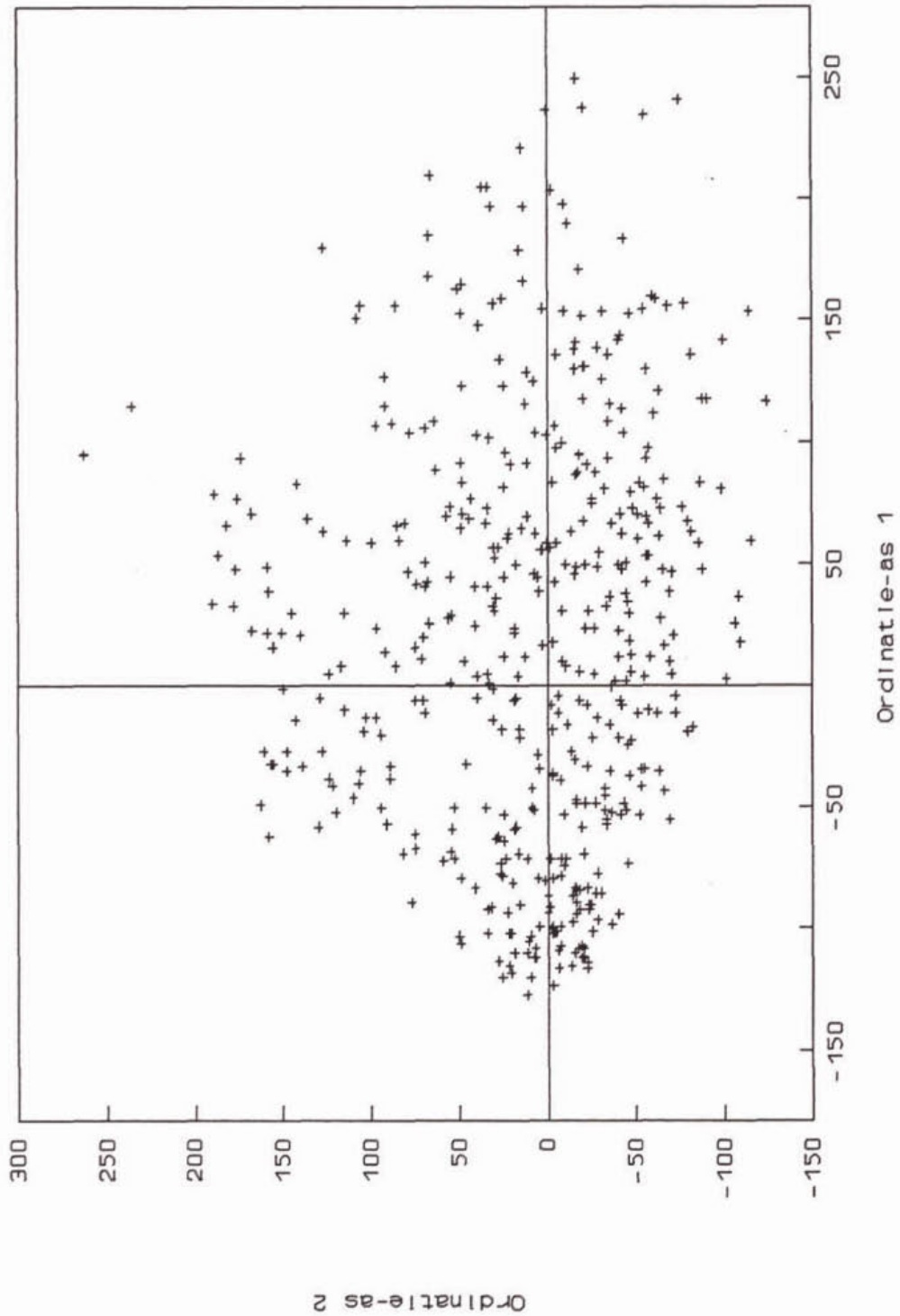
Voor de directe methode zijn volledige series van abiotische gegevens nodig; er mogen geen waarden ontbreken (ter Braak, 1987). Aangezien van de fysische, chemische, omgevings- en beheersgegevens een groot aantal waarden ontbreekt, is het zonder meer toepassen van de directe methode niet mogelijk. Hoewel door middel van gerichte selecties kleine volledige series van gegevens verkregen kunnen worden, is vanwege het zeer grote informatieverlies dat hierbij optreedt afgezien van het hanteren van de directe methode.

De in dit onderzoek veelvuldig gehanteerde multivariate analysetechniek is daarom gebaseerd op een modificatie van en aanvulling op de indirecte methode. De macrofaunagegevens zijn onderworpen aan een ordinatie en het resultaat daarvan is grafisch uitgezet in een zogenaamd ordinatiediagram.

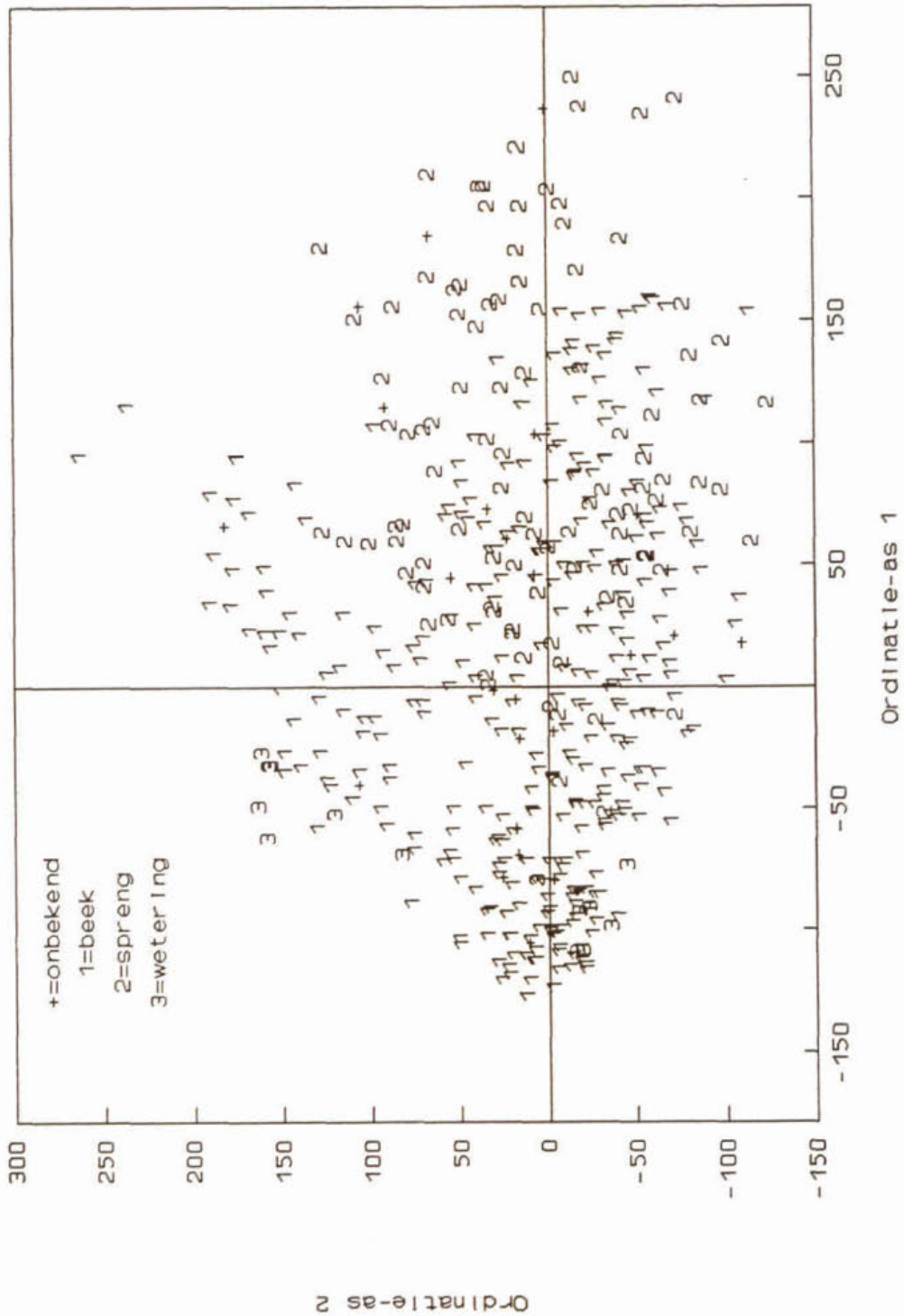
In figuur 4 wordt als voorbeeld het ordinatiediagram voor de monsters uit het beheersgebied Veluwe weergegeven. De resultaten van de ordinatie zijn daarna met een grafische presentatiemethode gerelateerd aan diverse, mogelijke factoren. Deze grafische methode komt neer op het merken van de macrofaunamonsters in het ordinatiediagram met de verschillende waarden van de diverse (milieu)factoren.

Zo zijn als voorbeeld in figuur 5, wederom het ordinatiediagram van de macrofaunamonsters van de beheersregio Veluwe, de monsters gemerkt met de IPI-code (IAWM, 1985) voor het watertype. De positie van de monsters in figuur 5 is identiek aan die van figuur 4. Uit figuur 5 komt naar voren dat de wateren die als sprengen zijn aangeduid voornamelijk in het rechterdeel van de figuur gelegen zijn en de wateren die als weteringen zijn aangeduid aan de linkerkant. Door het merken van monsters in het ordinatiediagram is het dus mogelijk de patronen die naar voren komen nader te benoemen met abiotische factoren.





Figuur 4: Ordinatie-diagram van macrofaunamonsters voor het beheersgebied Veluwe.  
Elk plusje is een monster.



Figuur 5: Ordinatie-diagram van macrofaunamonsters voor het beheersgebied Veluwe. De ligging van de monsters is identiek aan die in figuur 4. De monsters zijn gemerkt met de IPI-code voor het watertype.

Deze grafische presentatiemethode heeft twee belangrijke voordelen ten opzichte van directe methodieken.

Ten eerste is het ontbreken van een (beperkt) aantal gemeten waarden van een factor waarmee het ordinatieresultaat geïnterpreteerd wordt geen probleem. In figuur 5 zijn als voorbeeld de monsters waarvan geen IPI code bekend is gemerkt met een +. De patronen die verschijnen op basis van de beschikbare gegevens zijn voldoende om herkend te kunnen worden.

Het tweede voordeel van de gekozen methode is dat het resultaat van de multivariate bewerking van de faunagegegevens niet in een keurslijf van gemeten milieuvariabelen geperst wordt. Dit speelt met name een rol wanneer een beperkt aantal milieuvariabelen bepaald is en vooraf niet bekend is welke factoren een rol van betekenis spelen. Het is zeer wel denkbaar dat één of meerdere verklarende variabelen, om wat voor reden dan ook, niet bepaald zijn. Een directe ordinatie kan dan tot gevolg hebben dat verkeerde conclusies getrokken worden. Bijkomend voordeel van de gekozen indirecte methode is dat de patronen die uit de analyses naar voren komen volledig gestoeld zijn op de biotische component.

De indirecte ordinaties zijn uitgevoerd met het software programma CANOCO (ter Braak, 1987). In het programma zijn diverse opties opgenomen, die ieder tot een ander ordinatieresultaat leiden. Alle beschikbare opties zijn met enkele regionale bestanden (met name van ZS Veluwe en WZ Limburg) doorgerekend. Op grond van de argumenten die hieronder volgen is uiteindelijk voor één methodiek gekozen, die gedurende de rest van het onderzoek gebruikt is.

In de eerste plaats moet een keuze gedaan worden voor het responsiemodel dat ten grondslag ligt aan de ordinatie. Bij Principal Components Analysis (PCA) wordt uitgegaan van een lineair responsiemodel, terwijl aan Correspondence Analysis (CA) het Gaussische responsiemodel ten grondslag ligt. PCA is geschikt als de te onderzoeken gradiënt kort is, terwijl CA uitermate geschikt is bij een lange gradiënt (ter Braak, 1985). Uit de diverse analyses is gebleken dat in het STOWA-bestand een lange gradiënt aanwezig is, en dat dus het beste voor CA gekozen kan worden.

Binnen CA worden de verschillende assen door het programma onafhankelijk van elkaar gemaakt. Dit onafhankelijk maken beperkt zich tot lineaire onafhankelijkheid. Er kan echter nog altijd een kwadratisch verband tussen de assen bestaan, wat in de ordinatiediagrammen tot uiting komt door een hoefijzerpatroon dat de verschillende monsters te zamen vertonen. Het hoefijzereffect is een wiskundig artefact en correspondeert niet met een trend in de gegevens. Om dit ongewenste effect te ondervangen is een speciale rekenmethode aanwezig, die aangeduid wordt met detrending (Hill, 1979). Bij de bewerking van de STOWA gegevens ontstonden vaak hoefijzerpatronen en is gekozen voor de optie detrending.

Transformatie van gegevens is van groot belang bij multivariate bewerkingen (Jongman e.a., 1987). Transformaties worden meestal uitgevoerd om normaal

verdeelde gegevens te verkrijgen. In veel gevallen kan bij macrofaunagegevens volstaan worden met logaritmische transformaties en dat is in dit onderzoek dan ook steeds gedaan.

Soorten die sporadisch in het gegevensbestand voorkomen, kunnen het ordinatieresultaat vertekenen. Door aan deze soorten in de berekeningen minder gewicht toe te kennen kan dit voorkomen worden. In het programma kan dit bereikt worden door gebruik te maken van de optie "downweighting of rare species".

## 4.2 Resultaten

In eerste instantie zijn de macrofaunagegevens, met het landelijk gestandaardiseerde determinatieniveau, regionaal (dus per beheersgebied) geordineerd. In figuur 6 is als voorbeeld het ordinatiediagram van de macrofaunamonsters uit het beheersgebied Limburg weergegeven.

De ordinatiediagrammen zijn geïnterpreteerd met behulp van diverse milieufactoren, op de manier zoals besproken bij figuur 5. Voor de interpretatie van de ordinatiediagrammen zijn naast de milieufactoren ook indices gebruikt, die berekend zijn op basis van de macrofaunalevensgemeenschap. Elke index belicht een ander facet van de levensgemeenschap. Zo geeft de Shannon-index informatie over de diversiteit, de K135-index over de saprobiteit en de beekarakterindex over de factor stroming.

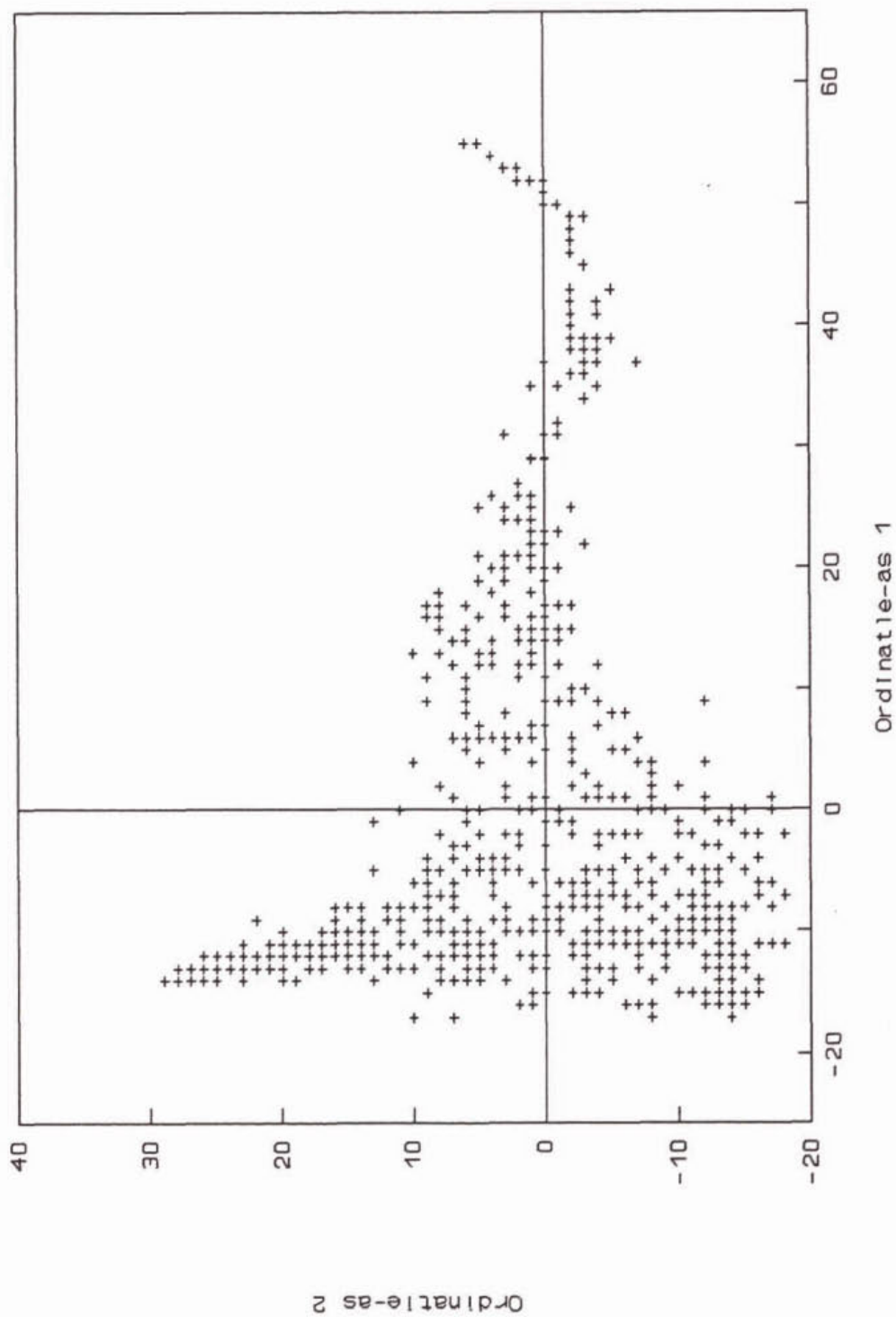
In figuur 7 zijn de monsters van het beheersgebied Limburg gemerkt met de beekarakterindex. Uit deze figuur blijkt dat de ordening van de monsters langs de eerste ordinatie-as nagenoeg parallel loopt met de beekarakterindex. In het rechterdeel van de figuur liggen de hoogste scores en in het linkerdeel de lagere. De ordening van de monsters langs de tweede ordinatie-as kan niet verklaard worden uit de scores voor de beekarakterindex.

In figuur 8 zijn de monsters gemerkt met de score voor de K135-index. Uit de figuur blijkt dat de hoogste scores voor de K135 eveneens in het rechterdeel van de figuur gelegen zijn. De ordening van de monsters langs de tweede as loopt gedeeltelijk parallel met de score voor de K135.

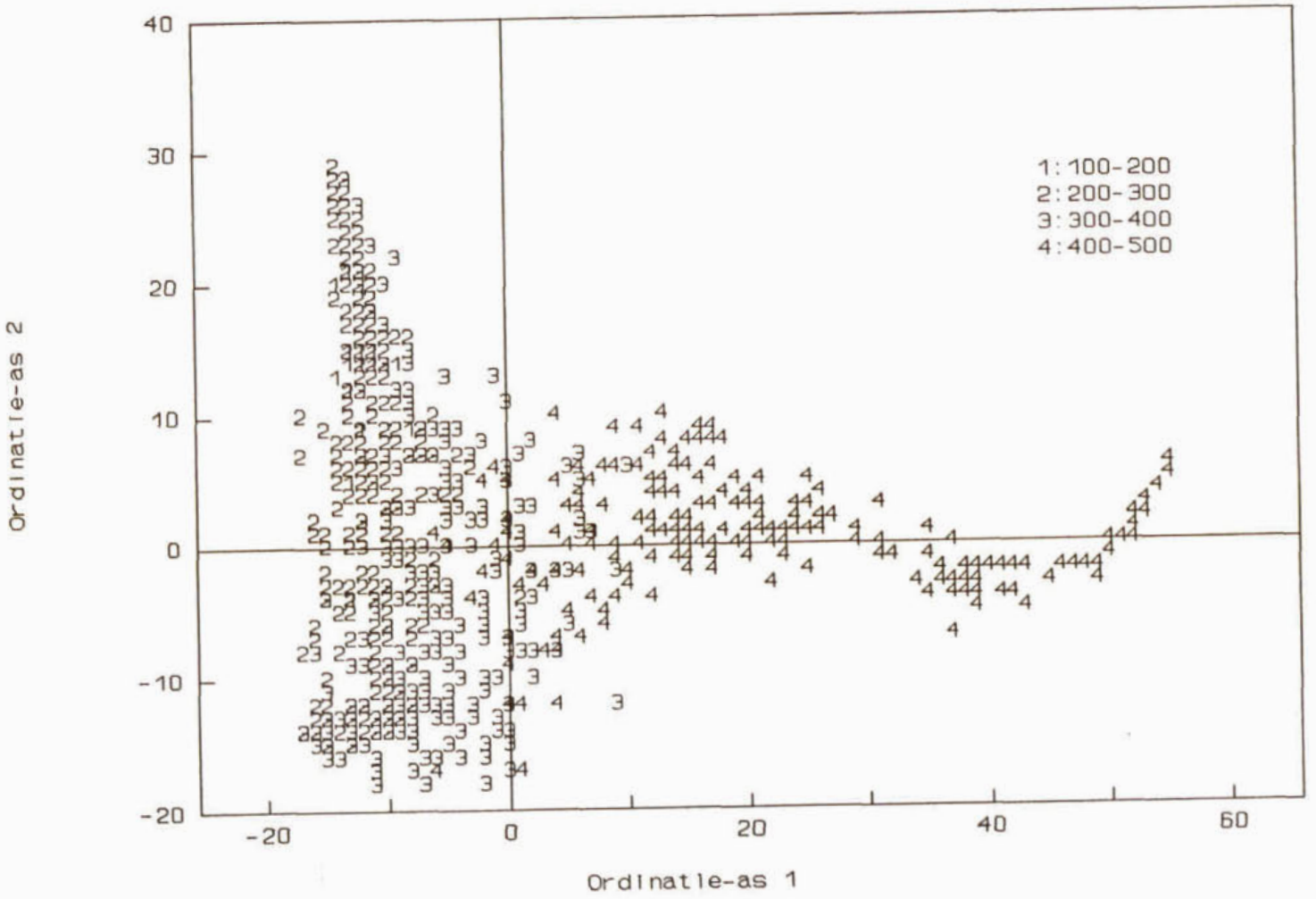
In tweede instantie zijn initiërende bewerkingen op landelijk niveau uitgevoerd, waarbij monsters van verschillende beheersgebieden tegelijk geanalyseerd zijn.

Uit de interpretaties van ordinatieresultaten op regionaal niveau, blijkt dat de macrofaunamonsters zich in eerste instantie ordenen volgens een patroon dat sterk samenhangt met het complex van factoren, dat gerelateerd is aan de factor stroming. Op het tweede plan speelt saprobie een rol. Bewerkingen op landelijk niveau, met macrofaunamonsters uit diverse beheersregio's te zamen, geven hetzelfde resultaat.

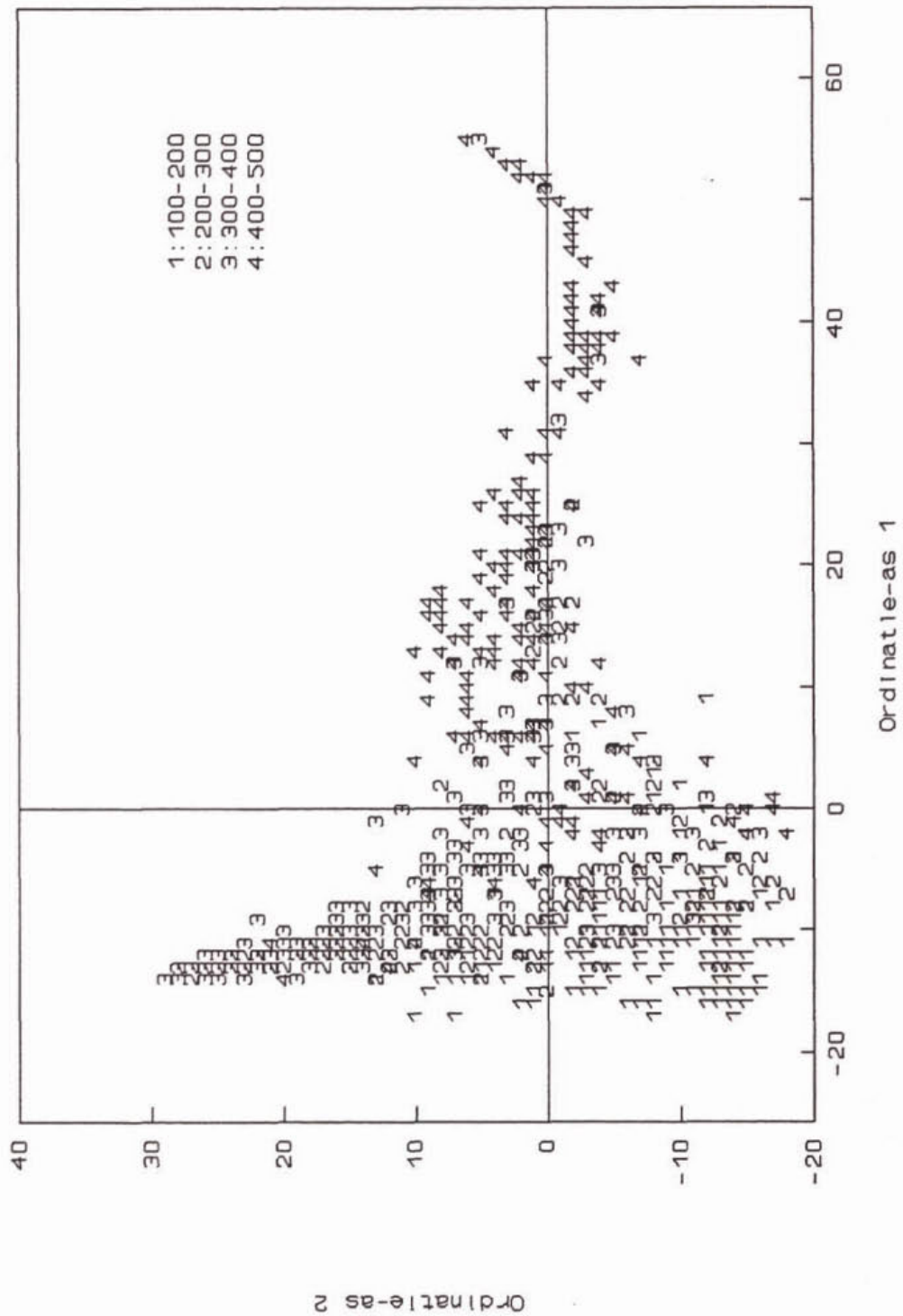
De variatie in het STOWA-bestand blijkt in hoge mate verklaard te kunnen worden door het complex van factoren dat samenhangt met stroming en, in mindere mate, met saprobie.



Figuur 6: Ordinatie-diagram van macrofaunamonsters voor het beheersgebied Limburg. Elk plusje correspondeert met een monster.



Figuur 7: Ordinatiediagram van macrofaunamonsters voor het beheersgebied Limburg. De monsters zijn gemerkt met de score voor de beekarakter-index.



Figuur 8: Ordinatiediagram van macrofaunamonsters voor het beheersgebied Limburg. De monsters zijn gemerkt met de score voor de K135-index.

## 5 BOUWSTENEN VOOR HET TYPOLOGISCH RAAMWERK

### 5.1 Methode

Door beperkingen van zowel de soft- als hardware was het niet mogelijk alle gegevens van het STOWA-bestand in één keer met het programma CANOCO te bewerken.

Naast deze fysieke beperking is er ook een meer theoretisch bezwaar tegen het in één keer bewerken van het totale gegevensbestand. Taxa die in een relatief beperkt aantal monsters voorkomen, spelen een minder belangrijke rol in bewerkingen van zeer grote bestanden, dan in bewerkingen met kleinere bestanden. Dit is een tekortkoming voor met name die taxa die een grote ecologische betekenis (kunnen) hebben.

Om aan beide beperkingen tegemoet te komen zijn verdere analyses ten behoeve van het vaststellen van het typologische raamwerk uitgevoerd met deelbestanden. Als grens is gesteld dat een deelbestand maximaal uit 1000 monsters mag bestaan.

Om bewerkingen met deelbestanden te kunnen uitvoeren is het noodzakelijk te beschikken over een selectie-criterium op basis waarvan deelbestanden gegenereerd kunnen worden. Dit selectie-criterium dient aan een aantal voorwaarden te voldoen:

- het moet in principe op biologische grootheden gebaseerd zijn
- het moet voor alle monsters vast te stellen zijn
- verschillende deelbestanden moeten gegenereerd kunnen worden door het bereik van de grootte te variëren

Als selectie-criterium is de door Gardeniers en Tolcamp (1976) ontworpen beek-karakter-index gekozen. Het gebruik van de beek-karakter-index als selectie-criterium heeft als bijkomend voordeel dat door de stapsgewijze bewerking het complex van factoren samenhangend met stroming nog maar van beperkt belang is, waardoor andere factoren in zicht kunnen komen. Bij gebruik van andere selectie-criteria op dit niveau zullen de resultaten van de ordinaties alleen naar de conclusie leiden dat de factor stroming van belang, of zelfs groter belang, is.

Het bereik van de beek-karakter-index loopt van 500 tot en met 100. Voor het genereren van het eerste deelbestand is gestart met de selectie van monsters met een score van 500. Hieraan zijn toegevoegd monsters met steeds een iets lagere score, totdat een totaal van maximaal 1000 monsters bereikt is.

Met het eerste deelbestand wordt een indirecte ordinatie (DCA) uitgevoerd, en het resultaat van de ordinatie wordt grafisch weergegeven in een ordinatiediagram. Interpretatie van het ordinatie-diagram met milieuvariabelen vindt plaats door de monsters in het diagram te merken met de waarde voor de diverse variabelen.

Analoog aan de werkwijze bij de milieuvariabelen zijn in de ordinatiediagrammen de monsters gemerkt met de abundantie van taxa. De patronen die bij de interpretatie met milieuvariabelen als relevant naar voren komen worden vergeleken met de verspreidingspatronen van de taxa. Gezocht wordt naar (groepen van) taxa waarvan het



verspreidingspatroon in het ordinatiediagram overeenkomt met dat van de milieuvariabelen.

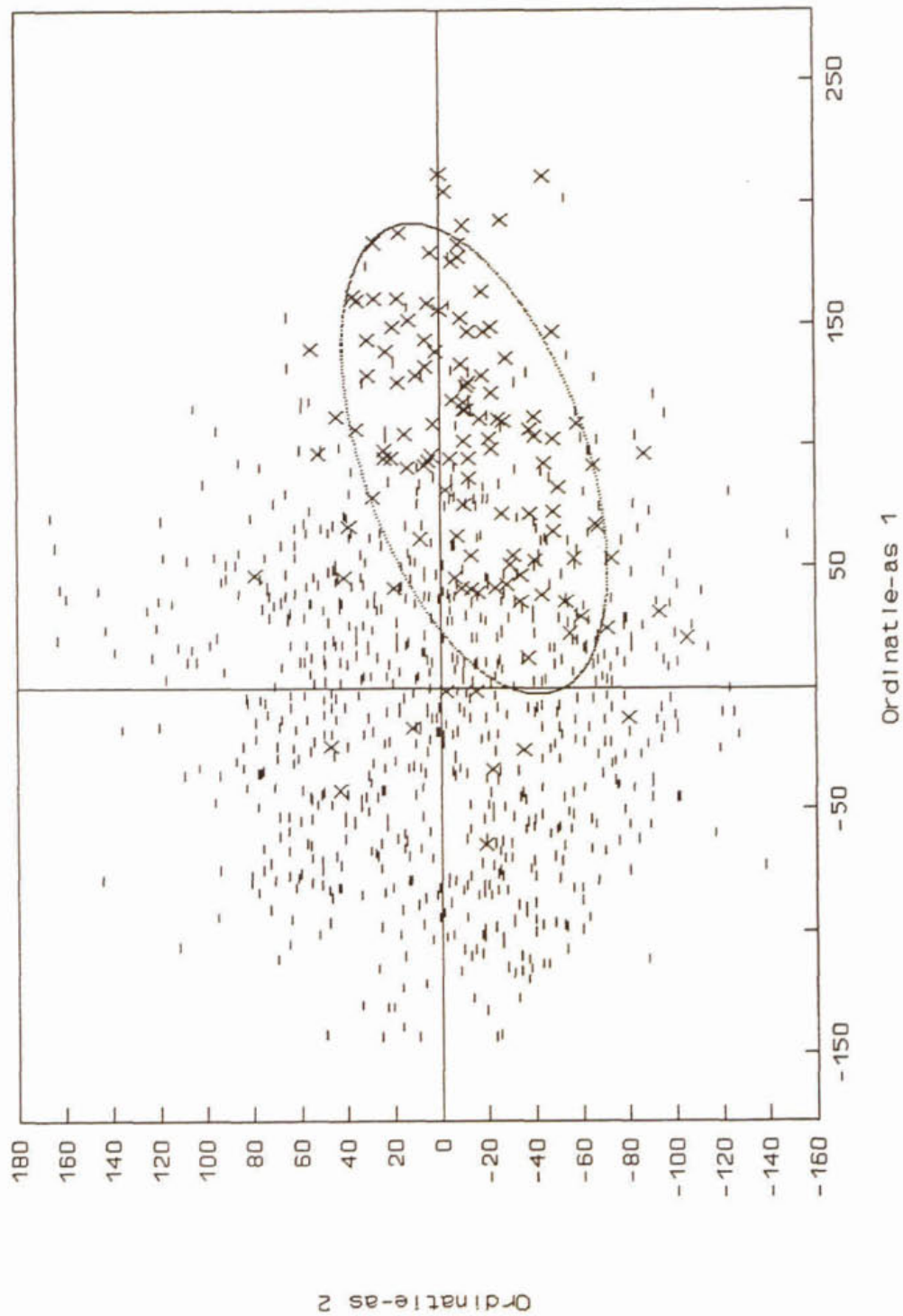
Deze (groepen van) taxa, die gerelateerd zijn aan de patronen van milieuvariabelen, worden gebruikt om steeds een groep van monsters te definiëren, die qua samenstelling van de macrofaunalevensgemeenschap en qua abiotische factoren veel op elkaar lijken.

Deze groepen van monsters worden als volgt afgegrensd. De monsters waarin de kenmerkend geachte (groepen van) taxa voorkomen worden geselecteerd en op basis van de ordinatie-scores van deze monsters worden voor de taxa betrouwbaarheidsellipsen berekend analoog aan de methode van Sokal en Rohlf (1981). Deze betrouwbaarheidsellipsen worden vervolgens in het ordinatiediagram geprojecteerd. In figuur 9 wordt als voorbeeld een ordinatiediagram met daarin een betrouwbaarheidsellips weergegeven.

De groep monsters die binnen een berekende ellips gelegen is, dus ook die monsters waarin het betreffende taxon niet voorkomt, wordt aangeduid als Voorlopige Typologische Eenheid (VTE).

De monsters die tot de geformeerde VTE's behoren, worden vervolgens uit het eerste deelbestand verwijderd. Het tweede deelbestand dat vervolgens gegenereerd wordt, bestaat uit de monsters van het eerste deelbestand die niet tot de geformeerde VTE's behoren, aangevuld met monsters uit het originele basisbestand en wel zodanig dat maximaal 1000 monsters in het tweede deelbestand aanwezig zijn. De aanvulling vanuit het basisbestand gebeurt door het in beschouwing genomen bereik van de beekarakter-index te verleggen.

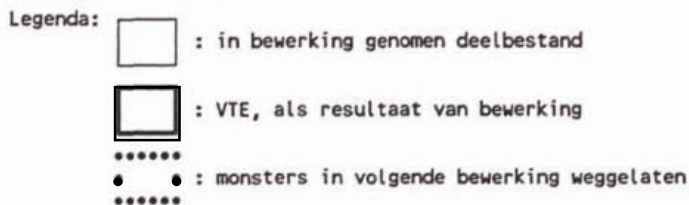
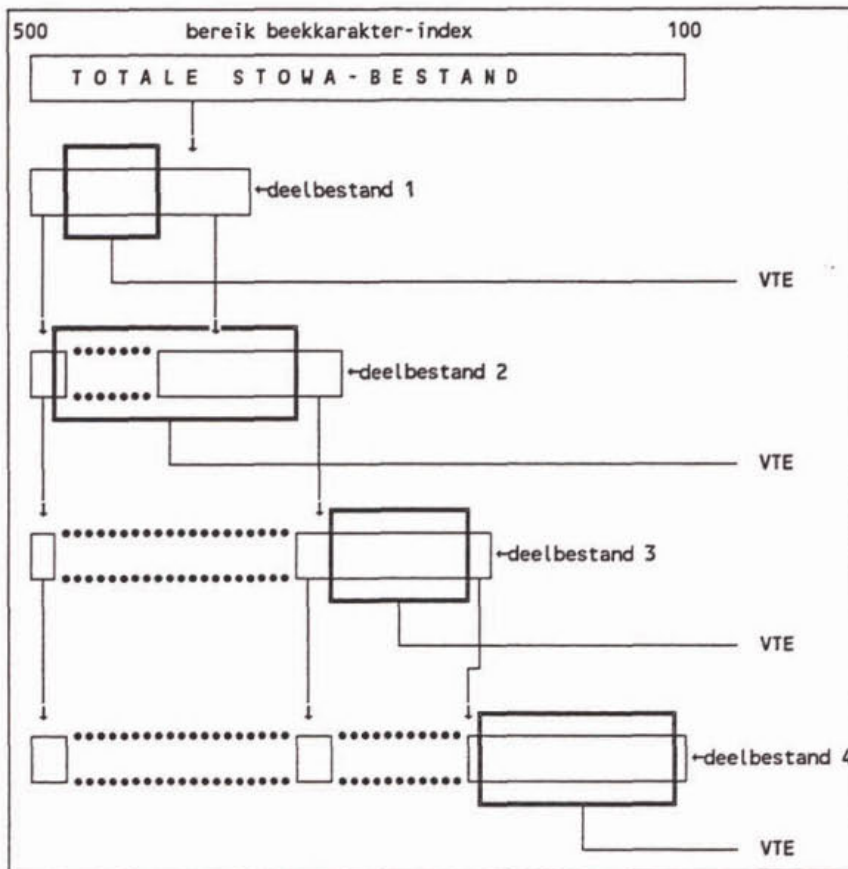
Het tweede deelbestand wordt geordineerd en het resultaat daarvan geïnterpreteerd. Wederom worden betrouwbaarheidsellipsen berekend en VTE's vastgesteld. De monsters die tot deze VTE's behoren worden uit het tweede deelbestand verwijderd en aanvulling vanuit het basisbestand vindt plaats. Deze hele procedure wordt zolang herhaald tot alle monsters uit het basisbestand minimaal één keer geordineerd zijn. In figuur 10 wordt het selectieproces schematisch weergegeven.



Figuur 9: Ordinatiediagram van macrofaunamonders met 75 % betrouwbaarheidsellips voor Plectrocnemia.

X = monsters met Plectrocnemia

- = monsters zonder Plectrocnemia



Figuur 10: Schematische weergave van het selectieproces voor het genereren van deelbestanden.

De afzonderlijke VTE's worden verder geanalyseerd door per afzonderlijke VTE de macrofaunamonsters te ordineren en de resultaten te interpreteren met milieuvariabelen en met (de ecologie van) taxa. In die gevallen waar nog relevante patronen herkenbaar zijn, worden de VTE's verder opgesplitst in subVTE's.

De zo ontstane subVTE's bestaan dus ieder uit een groep van monsters die op basis van overeenkomstige patronen van taxa bij elkaar gekomen is. In deze fase worden de groepen van monsters (subVTE's) nog niet hiërarchisch ten opzichte van elkaar gewogen.

## 5.2 Resultaten

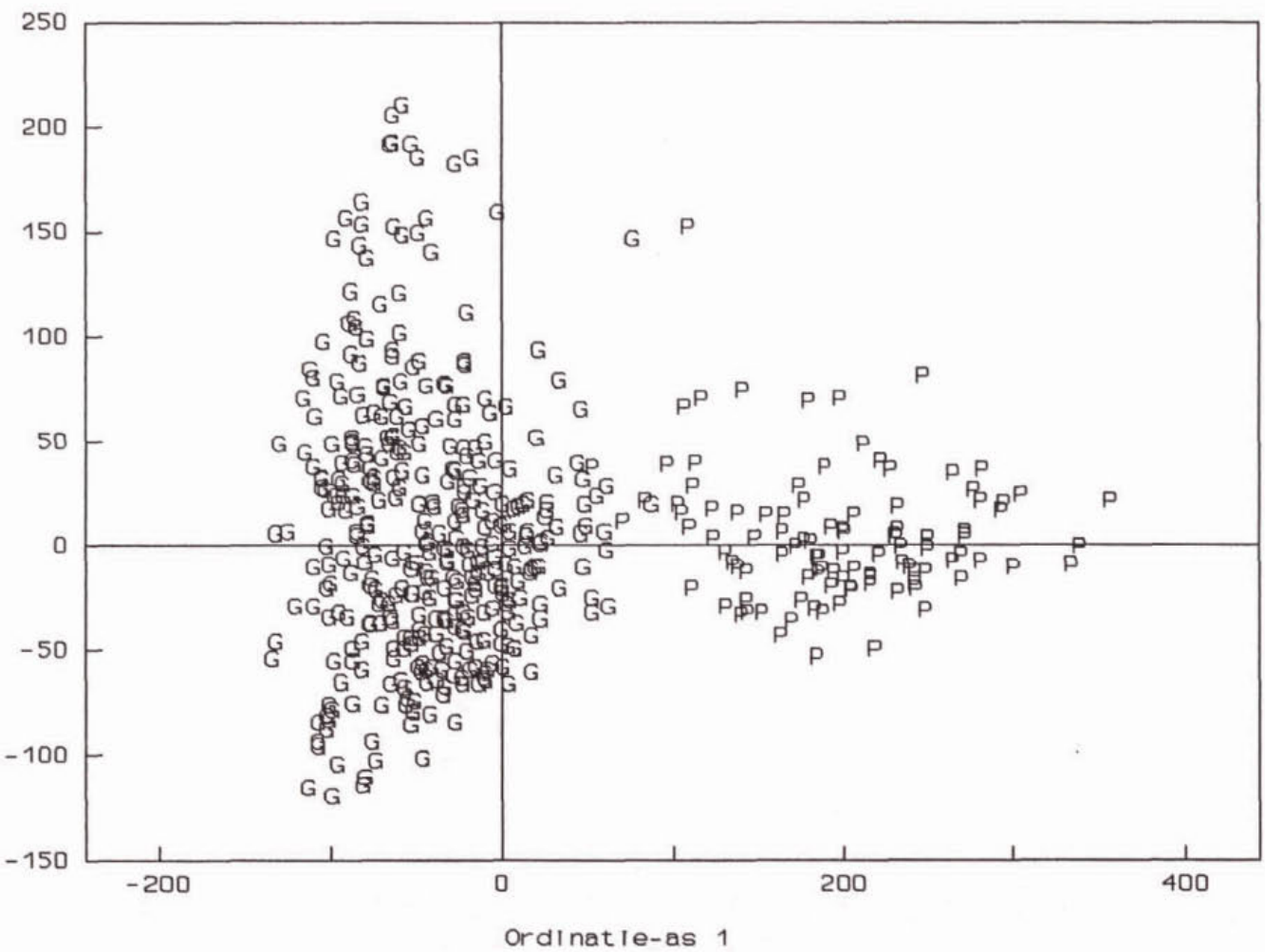
Na de bewerking van alle monsters uit het STOWA-bestand zijn 11 Voorlopige Typologische Eenheden gedefinieerd, die zijn aangeduid met de naam van een kenmerkende soort. Verdere analyse van deze 11 VTE's heeft geleid tot een totaal van 55 subVTE's. In tabel 2 wordt een overzicht gegeven van de 11 VTE's met de daarbij behorende aantallen monsters en aantallen subVTE's.

Tabel 2: Overzicht van de 11 VTE's met de daarbij behorende aantallen monsters en aantallen subVTE's.

naam VTE	Aantallen monsters	Aantallen subVTE's
Crunoecia irrorata	141	4
Gammarus fossarum	334	7
Plectrocnemia	248	10
Eukiefferiella	464	5
Polypedilum pedestre agg	41	3
Chironomus 1	171	5
Oligochaeta	407	4
Prodiamesa olivacea	103	3
Chironomus 2	146	2
Cloeon dipterum	541	4
Coenagrionidae	452	8

Om een indruk te krijgen van de sterkte van de scheiding tussen de VTE's is enkele malen een gezamenlijke ordinatie uitgevoerd met de macrofaunamonsters van twee verschillende VTE's. In figuur 11 wordt een voorbeeld gegeven van de bewerking van de VTE benoemd door *Gammarus fossarum* en de VTE benoemd door *Prodiamesa olivacea*.

Uit figuur 11 blijkt dat de monsters van de VTE *Gammarus fossarum* een andere positie innemen dan de monsters van de VTE *Prodiamese olivacea*.



Figuur 11: Ordinatie-diagram van macrofaunamonsters behorend tot VTE Gammarus fossarum (G) of VTE Prodiamesa olivacea (P).

## 6 TYPOLOGISCHE HOOFDSTRUCTUUR STROMEND WATER

### 6.1 Methode

Om een typologisch structuur in het bestand te kunnen ontdekken is het noodzakelijk de relaties tussen de diverse voorlopige typologische eenheden te kennen. Daartoe worden de subVTE's opgevat als supermonsters. Voor ieder supermonster worden de soortenlijsten van de tot die subVTE behorende monsters samengevat. Per subVTE zijn de relatieve frequenties van de diverse taxa berekend. Daartoe wordt per subVTE voor elk taxon het aantal monsters waarin het taxon voorkomt geteld. Dit getal wordt gedeeld door het totaal aantal monsters in de desbetreffende subVTE en vervolgens vermenigvuldigd met 100 om procentuele waarden te verkrijgen. Per subVTE wordt eveneens de gemiddelde abundantie van de erin voorkomende taxa berekend.

Ook worden per subVTE de minimale, de maximale en de gemiddelde waarde voor diverse milieuvariabelen berekend.

Indirecte ordinaties worden met de subVTE's uitgevoerd op basis van de relatieve frequentie en de gemiddelde abundantie van de taxa.

### 6.2 Resultaten

In figuur 12 wordt het resultaat van de ordinatie met de 55 subVTE's (= supermonsters), op basis van de relatieve frequentie van de taxa, weergegeven.

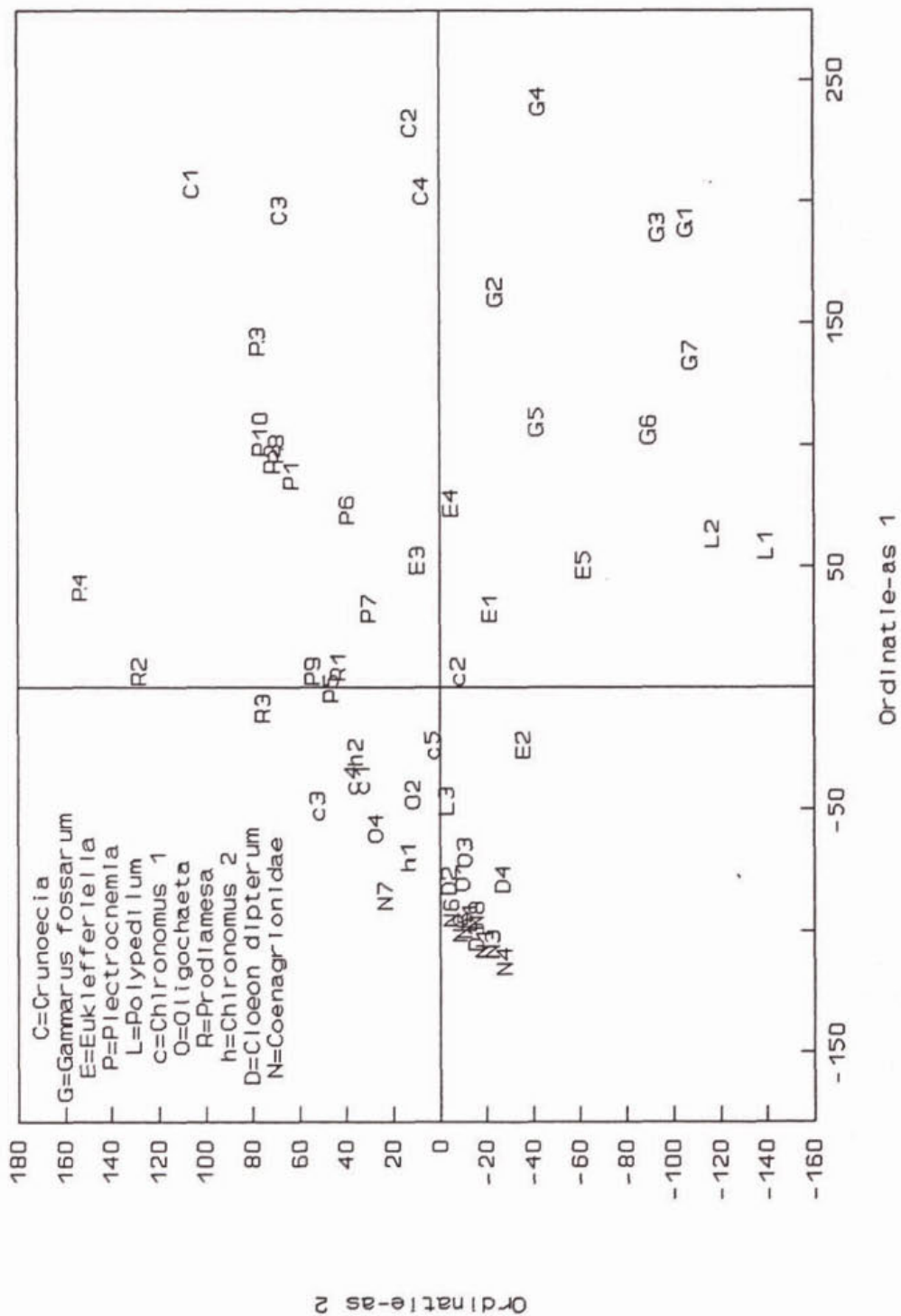
In de figuur zijn de subVTE's behorend tot dezelfde VTE van eenzelfde lettercode voorzien. Voor de betekenis van de namen van de VTE's wordt naar tabel 2 verwezen. Achter de lettercode volgt een nummer voor de aanduiding van de subVTE. De nummering is uitgevoerd per subVTE. Dus G1 tot en met G7 bijvoorbeeld zijn de subVTE's behorend bij de VTE benoemd als *Gammarus fossarum*.

Uit de figuur blijkt dat de verschillende subVTE's behorend tot dezelfde VTE in elkaars nabijheid zijn komen te liggen.

De subVTE's behorend tot de VTE *Crunoecia irrorata* (C1 tot en met C4) liggen geheel rechts in het ordinatie-diagram en wel boven de x-as. Deze subVTE's bestaan uit monsters die voornamelijk afkomstig zijn uit Zuid-Limburg. Voor deze subVTE's ligt de gemiddelde breedte van de beken tussen 60 en 80 cm en de gemiddelde stroomsnelheid tussen 30 en 50 cm/s.

Ook de subVTE's behorend tot de VTE *Gammarus fossarum* (G1 tot en met G7) liggen in het rechterdeel van het ordinatie-diagram en wel onder de x-as. Ook deze subVTE's bestaan uit monsters die voornamelijk afkomstig zijn uit Zuid-Limburg. Voor deze subVTE's ligt de gemiddelde breedte van de beken tussen 80 cm en 650 cm en de gemiddelde stroomsnelheid tussen 50 en 90 cm/s.

Twee van de drie subVTE's van de VTE *Polypedilum pedestre agg* (L1 en L2) liggen eveneens aan de rechterkant van het ordinatie-diagram, de derde (L3) ligt in het linker deel. De monsters die tot de subVTE's L1 en L2 behoren zijn voornamelijk afkomstig uit Zuid-Limburg. Voor deze subVTE's ligt de gemiddelde breedte van de beken tussen 6.50 en 19.50 m en de gemiddelde stroomsnelheid tussen 80 en 95 cm/s.



Figuur 12: Ordinatie-diagram subVTE's als supermonsters, op basis van de relatieve frequentie van de taxa. Letters corresponderen met VTE, cijfers met subVTE.

De meeste subVTE's van de VTE Plectrocnemia (P1 tot en met P10) liggen in het rechter deel van het ordinatie-diagram en wel boven de x-as. Ten opzichte van de subVTE's van de VTE Crunoecia liggen ze echter meer naar links. De subVTE P4 neemt op de y-as een aparte positie in. De meeste monsters in deze subVTE komen van opdrogende beektrajekten.

De monsters die tot de subVTE's (P1 tot en met P10) behoren zijn afkomstig uit natuurlijke, niet genormaliseerde, beken uit verschillende regio's. Een aantal van deze subVTE's bestaan uit monsters die afkomstig zijn uit één enkele regio. Zo is er een subVTE met alleen monsters uit sprengen op de Veluwe en een subVTE met alleen monsters uit de duinstreek. Voor de subVTE's P1 tot en met P10 ligt de gemiddelde breedte van de beken tussen 70 en 240 cm en de gemiddelde stroomsnelheid tussen 15 en 45 cm/s.

De vijf subVTE's van de VTE Eukiefferiella (E1 tot en met E5) liggen eveneens in het rechter deel van het diagram en wel hoofdzakelijk onder de x-as. Ten opzichte van de subVTE's van de VTE Gammarus fossarum liggen ze echter meer naar links. De monsters die tot deze vijf subVTE's behoren zijn in hoofdzaak afkomstig uit natuurlijke, niet genormaliseerde, beken van diverse regio's. Voor de subVTE's ligt de gemiddelde breedte van de beken tussen 1.40 en 6.30 m en de gemiddelde stroomsnelheid tussen 35 en 60 cm/s.

De subVTE's van de overige VTE's (Chironomus 1, Oligochaeta, Prodiamese olivacea, Chironomus 2, Cloeon dipterum en Coenagrionidae) vormen tezamen een wolk die in het linker deel van het diagram ligt. De monsters die tot deze subVTE's behoren zijn afkomstig uit verschillende regio's en hebben als kenmerk dat ze afkomstig zijn uit genormaliseerde beken of weteringen of uit belaste beken. Voor deze subVTE's ligt de gemiddelde breedte van de beken tussen de 2 en 20 m en de gemiddelde stroomsnelheid tussen 0 en 30 cm/s.

De ordening van de subVTE's langs de eerste as kan in verband gebracht worden met twee aan deze as gedeeltelijk parallel lopende gradiënten. De eerste gradiënt heeft betrekking op de factor stroming en daarmee samenhangende factoren. Gaande van rechts naar links in de figuur is sprake van afnemende waarden voor de factor stroming. Deels hangt deze afname samen met de factor geografische ligging.

De tweede gradiënt die parallel loopt aan de eerste as is een verstorings-/vervuilingsgradiënt. Van rechts naar links gaande neemt de mate van verstoring/verontreiniging toe.

Van boven naar beneden gaand in het diagram (van Crunoecia via Gammarus fossarum naar Polypedilum) worden de subVTE's met monsters uit Zuid-Limburg geordend volgens een patroon dat in verband gebracht kan worden met toenemende dimensie van de waterloop. De dimensie is duidelijk gecorreleerd met de plaats in het lengteprofiel van de beken. Voor de subVTE's met monsters uit natuurlijke beken uit de verschillende andere regio's is eenzelfde patroon zichtbaar. De tweede as lijkt daarmee samen te hangen met de positie in het lengteprofiel van de beek.



Ordinatie van de supermonsters op basis van de gemiddelde abundantie van de taxa levert hetzelfde resultaat op als op basis van de relatieve frequentie.

Uit de resultaten van de ordinatie van de subVTE's kan samenvattend het volgende afgeleid worden.

De Nederlandse stromende wateren kunnen op basis van de samenstelling van de macrofauna in ieder geval in twee en mogelijk in drie verschillende series verdeeld worden. De ene serie, aan te duiden als heuvellandserie, bestaat uit wateren met hogere stroomsnelheid, die gelegen zijn in Zuid-Limburg. Een tweede serie, aan te duiden als laaglandserie, bestaat uit wateren met lagere stroomsnelheid, gelegen in nagenoeg alle andere delen van Nederland. De mogelijk derde serie, aan te duiden als weteringen, bestaat uit wateren gelegen in gebieden als de Liemers en Rivierenland.

Binnen de heuvelland- en de laaglandserie kan op basis van de samenstelling van de macrofauna een verdeling in boven- midden- en benedenloop gemaakt worden.

Weteringen nemen een positie in tussen echte beken en sloten. Nadere uitwerking van de weteringenserie zal geschieden in samenhang met het STOWA-deelproject Sloten en het STOWA-deelproject Kanalen.

De typologische hoofdstructuur voor de van nature stromende wateren in Nederland bestaat daarmee uit zes hoofdtypen verdeeld over twee series. In figuur 13 wordt deze typologische hoofdstructuur schematisch weergegeven.

stromende wateren in Nederland		
	heuvellandserie	laaglandserie
l e n g t e p r o f i e l	bovenloop	bovenloop
	middenloop	middenloop
	benedenloop	benedenloop

Figuur 13: Schematische weergave van de typologische hoofdstructuur van de stromende wateren in Nederland.

De taxonomische indicatie voor de zes hoofdtypen wordt gegeven in tabel 3. In de tabel wordt per hoofdtype een aantal kenmerkende soorten weergegeven. De kenmerkende soorten zijn in twee groepen verdeeld. De ene groep bestaat uit algemene soorten, die nagenoeg altijd in het type aangetroffen worden over de van nature in dat type aanwezige spreidingsbreedte van fysische en chemische milieufactoren. Deze soorten komen ook nog voor in situaties waarbij sprake is van enige menselijke beïnvloeding. De andere groep omvat specifieke soorten die in het type aangetroffen worden afhankelijk van specifieke omstandigheden. Bij enige mate van menselijke beïnvloeding verdwijnen deze soorten. De gepresenteerde lijsten met soorten zijn niet uitputtend.

Tabel 3: Overzicht van algemene en specifieke soorten per hoofdtype.

	HEUVELLANDSERIE		LAAGLANDSERIE	
	algemene soorten	specifieke soorten	algemene soorten	specifieke soorten
B O V E N L O O P	Baetis Brillia longifurca Brillia modesta Eukiefferiella Gammarus fossarum Gammarus pulex Hydropsyche Macropelopia Micropsectra gr praecox Prodiamesa olivacea Simuliidae	Agapetus fuscipes Chaetocladius piger agg Chaetopteryx villosa Crunoecia irrorata Dicranota bimaculata Dixa maculata Drusus annulatus Elodes larven Ephemerella ignita Goeridae Halesus Micropterna sequax Nemoura Plectrocnemia conspersa Polypedilum laetum agg Polypedilum pedestre agg Potamophylax Ptychopteridae Rhyacophila Rithrogena Sericostomatidae	Apsectrotanypus Baetis Brillia longifurca Brillia modesta Conchapelopia melanops Dicranota bimaculata Eukiefferiella Gammarus pulex Hydropsyche angustipennis Limnephilus Macropelopia Nemoura Prodiamesa olivacea Velia caprai Simuliidae	Adicella reducta Bereodes minutus Calopt. splendens + virgo Chaetopteryx villosa Dixidae Enoicyla pusilla Ephemera Glyphotaelius pellucidus Goeridae Halesus Heterotanytarsus apicalis Heterotrisocladius Leptophlebia marginata Leuctra nigra Lype Micropterna sequax Nemurella picteti Odontomesa fulva Platambus maculatus Plectrocnemia conspersa Polycelis felina Polyp. brevantennatum Potamophylax Rheocricotopus Sericostomatidae Stenophylax Tinodes assimilis
M I D D E N L O O P	Baetis Brillia modesta Eukiefferiella Gammarus fossarum Gammarus pulex Hydropsyche angustipennis Hydropsyche pellucidula Hydropsyche siltalai Micropsectra gr praecox Prodiamesa olivacea Simuliidae	Agapetus fuscipes Ancylus fluviatilis Calopteryx virgo Chaetopteryx villosa Dicranota bimaculata Elmis aena (adult + larve) Ephemera danica Ephemerella ignita Goeridae Hydropsyche saxonica Hydroptila Lasiocephala basalis Limnius volckmari Lype Potamophylax Polypedilum gr bicrenatum Polypedilum laetum agg Rhagionidae Rithrogena Sericostomatidae	Baetis Conchapelopia melanops Eukiefferiella Gammarus pulex Hydropsyche angustipennis Macropelopia Prodiamesa olivacea Rheotanytarsus	Ancylus fluviatilis Athripsodes cinereus Brillia longifurca Brillia modesta Calopteryx splendens Calopteryx virgo Centroptilum luteolum Dicranota bimaculata Elmis aena Ephemera Goeridae Halesus Hydropsyche pellucidula Lype Odontomesa fulva Platambus maculatus Polycentropidae Rheocricotopus Stictochironomus Velia caprai
B E N E D E N L O O P	Baetis Eukiefferiella Gamm. pulex + fossarum Hydropsyche contubernalis Hydropsyche pellucidula Micropsectra gr praecox Polypedilum brevantennatum Polypedilum pedestre agg Prodiamesa olivacea Rheocricotopus Simuliidae	Ancylus fluviatilis Ephemerella ignita Ephemera danica Halesus Hydropsyche angustipennis Potthastia longimanus Potamophylax Rheopelopia Rheotanytarsus	Anabolia nervosa Baetis Eukiefferiella Gammarus pulex Hydropsyche angustipennis Micropsectra gr praecox Paratendipes gr albimanus Simuliidae	Centroptilum luteolum Ephemera danica Neureclepsis bimaculata Paratanytarsus Tanytarsus

## 7 OPSTELLEN VAN BEÏNVLOEDINGSREEKSEN

### 7.1 Methode

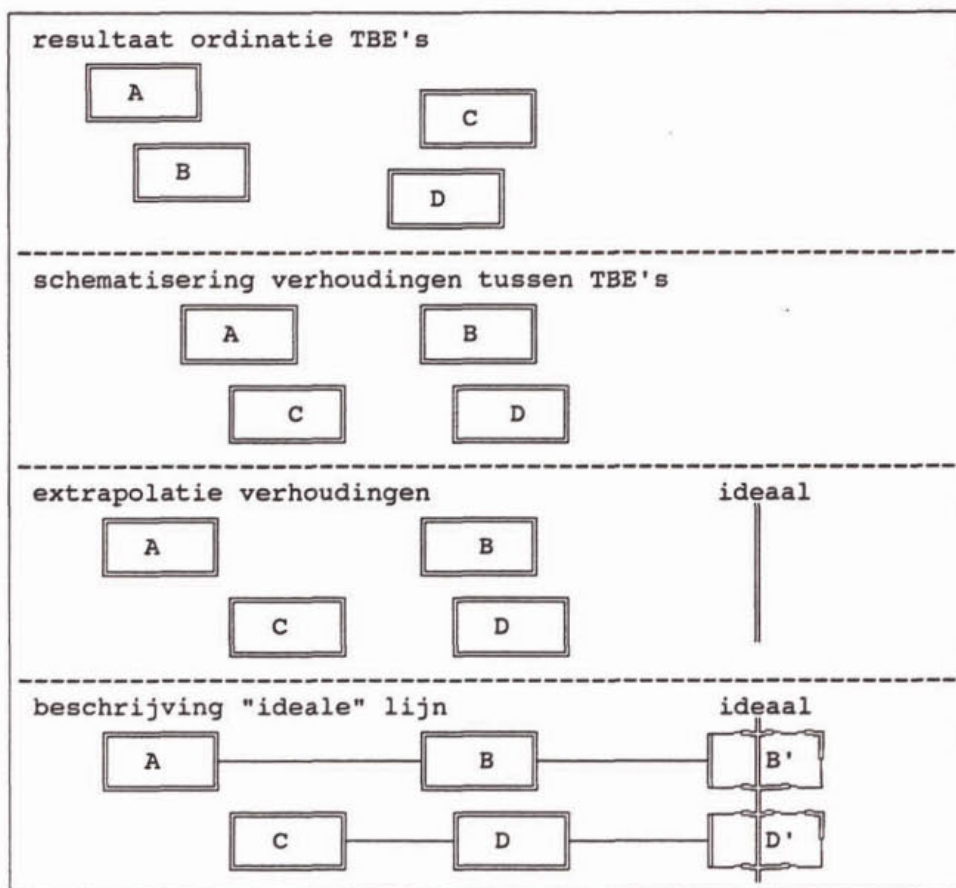
Om te komen tot een beoordelingssysteem waarbij rekening wordt gehouden met differentiatie naar hoofdtype is het noodzakelijk om binnen het typologische kader beïnvloedingsreeksen voor relevante factoren op te stellen. Elke beïnvloedingsreeks kent twee uiterste punten waartussen een continuüm van mogelijke stadia ligt (Verdonschot, 1983). Het ene uiterste wordt gevormd door dood water, het andere door de natuurlijke situatie (of 'ideale' lijn) (Gardeniers, 1976).

Zoals in § 6.2 besproken, blijkt in het bestand een verstorings-/vervuilingsgradiënt aanwezig te zijn. De subVTE's van *Crunoecia*, *Gammarus fossarum* en *Polypedilum pedestre* agg komen in de buurt van de 'ideale' lijn voor de heuvellandserie, de subVTE's van *Plectrocnemia* en *Eukiefferiella* voor de laaglandserie. De verstorings-/vervuilingsvarianten worden vertegenwoordigd door de subVTE's van *Coenagrionidae*, *Chironomus 1*, *Chironomus 2*, *Prodiamesa olivacea*, *Cloeon dipterum* en *Oligochaeta*.

Het principe dat vervuiling/verstoring nivelleert komt tot uiting in het feit dat met name de verstorings- en vervuilingssubVTE's bestaan uit monsters die tot verschillende hoofdtypen behoren. Zo zijn er subVTE's waartoe zowel monsters uit boven- als midden- als benedenlopen behoren, die allemaal in verschillende mate (sterk) organisch belast zijn. Om beïnvloedingsreeksen op te kunnen stellen waarbij rekening gehouden wordt met het typologisch raamwerk is het noodzakelijk de verschillende (storings)subVTE's eerst te wegen in het licht van de gevonden typologische hoofdstructuur (figuur 13).

Het wegen heeft als resultaat dat de (storings)subVTE's opgesplitst worden. Daartoe zijn criteria opgesteld die ontleend zijn aan de kenmerken van de zes hoofdtypen. De na weging ontstane nieuwe groepen van monsters worden aangeduid als typologische beïnvloedingseenheden (TBE's).

Om inzicht te krijgen in de beïnvloedingsreeksen wordt per hoofdtype een ordinatie uitgevoerd met de macrofaunamonsters behorend tot dat hoofdtype. Uit het resultaat van de ordinaties wordt afgeleid hoe de verschillende TBE's zich tot elkaar verhouden. De gevonden relaties tussen de TBE's worden geschematiseerd en nader benoemd. De hieruit voortvloeiende relatieschema's worden op theoretische gronden uitgebouwd tot een conceptuele positionering van de verschillende TBE's. De gevonden ecologische verhoudingen tussen de TBE's worden daarna gebruikt om de 'ideale' lijn te extrapoleren en te beschrijven. In figuur 14 zijn de bovenbeschreven stappen schematisch weergegeven.



Figuur 14: Schematische weergave doorlopen stappen t.b.v. de beschrijving van de 'ideale' lijn.  
A,B,C en D zijn TBE's.

## 7.2 Resultaten

Bij de toedeling van de monsters uit de subVTE's aan de twee series wordt als werkhypothese gesteld dat de monsters van een beek tot de heuvellandserie worden gerekend als minimaal één monster van die beek in een subVTE valt die tot de heuvellandserie wordt gerekend.

Als voorlopig criterium voor de toedeling van de monsters uit de subVTE's aan de hoofdtypen wordt de breedte van de waterloop gebruikt. In tabel 4 zijn de voorlopige grenzen weergegeven op basis waarvan de subVTE's toegedeeld worden aan de hoofdtypen.

Uit de bewerkingen van de subVTE's in hoofdstuk 6 is gebleken dat er op basis van de samenstelling van de macrofauna verschillen bestaan tussen aan de ene kant genormaliseerde beken en weteringen en aan de andere kant natuurlijke beken. De monsters van de subVTE's zijn dan ook ingedeeld in natuurlijke en genormaliseerde beken en weteringen. Daartoe is gebruik gemaakt van de IPI-codering voor het watertype (IAWM, 1985).

Tabel 4: Criteria voor toedeling monsters uit subVTE's aan hoofdtypen.

variant	serie	
	heuvellandserie	laaglandserie
bovenlopen	< 2 m	< 3 m
middenlopen	2 - 8 m	3 - 10 m
benedenlopen	> 8 m	> 10 m

Als voorbeeld wordt in figuur 15 het resultaat van een ordinarie van de macrofaunamonsters van één van de zes hoofdtypen weergegeven. In het ordinarie-diagram zijn de monsters gemerkt met een letter voor de TBE waartoe ze behoren.

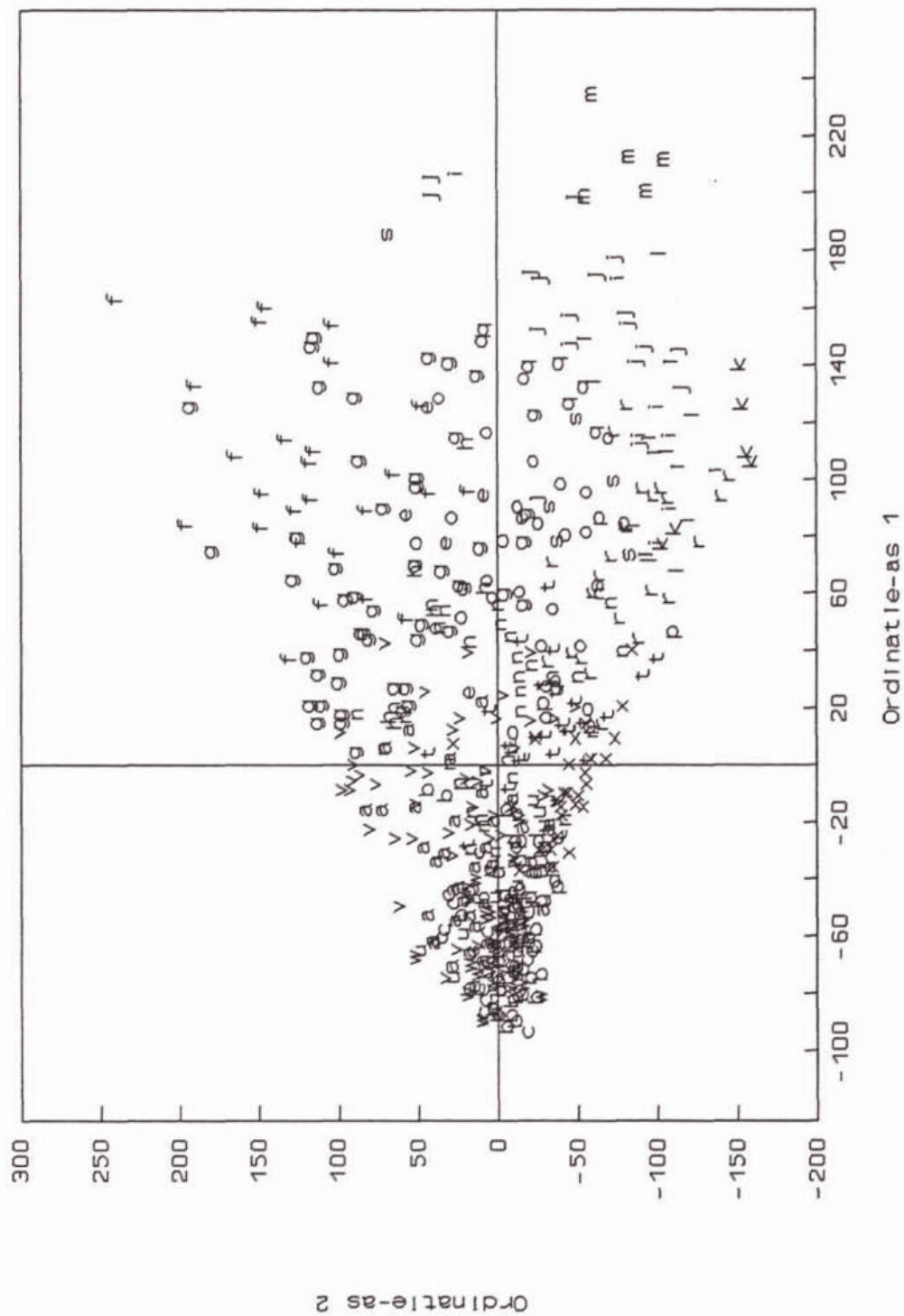
De ordening van de monsters in figuur 15 volgens de eerste as, van rechts naar links gaande, loopt parallel aan toenemende beïnvloeding. Uit de codering van de monsters voor de TBE's waartoe ze behoren blijkt dat de TBE's zich veelal duidelijk aftekenen. De monsters behorend tot één TBE liggen in de figuur dicht bij elkaar. De TBE's vertonen een verloop over de eerste as. Ook blijkt dat in het linker deel van de figuur de verschillende TBE's elkaar sterk overlappen.

De schematisering van de interpretatie van de resultaten van de verschillende ordinaties en de extrapolatie daarvan als beïnvloedingsreeksen, leveren de uitgewerkte relatieschema's op. In figuur 16 wordt als voorbeeld een uitgewerkt relatieschema weergegeven voor de niet genormaliseerde beken van de laaglandserie.

In figuur 16 zijn de TBE's als dubbel omlinjnde blokken weergegeven en de ecologische afstanden tussen de TBE's als enkelvoudige lijnen. De hypothetische 'ideale' lijn is als een dubbele lijn in het rechter deel van de figuur weergegeven. Het verloop van boven naar beneden in de figuur komt overeen met het verloop in het lengteprofiel van de beek, dat naast de lijn aangegeven is met de term dimensie.

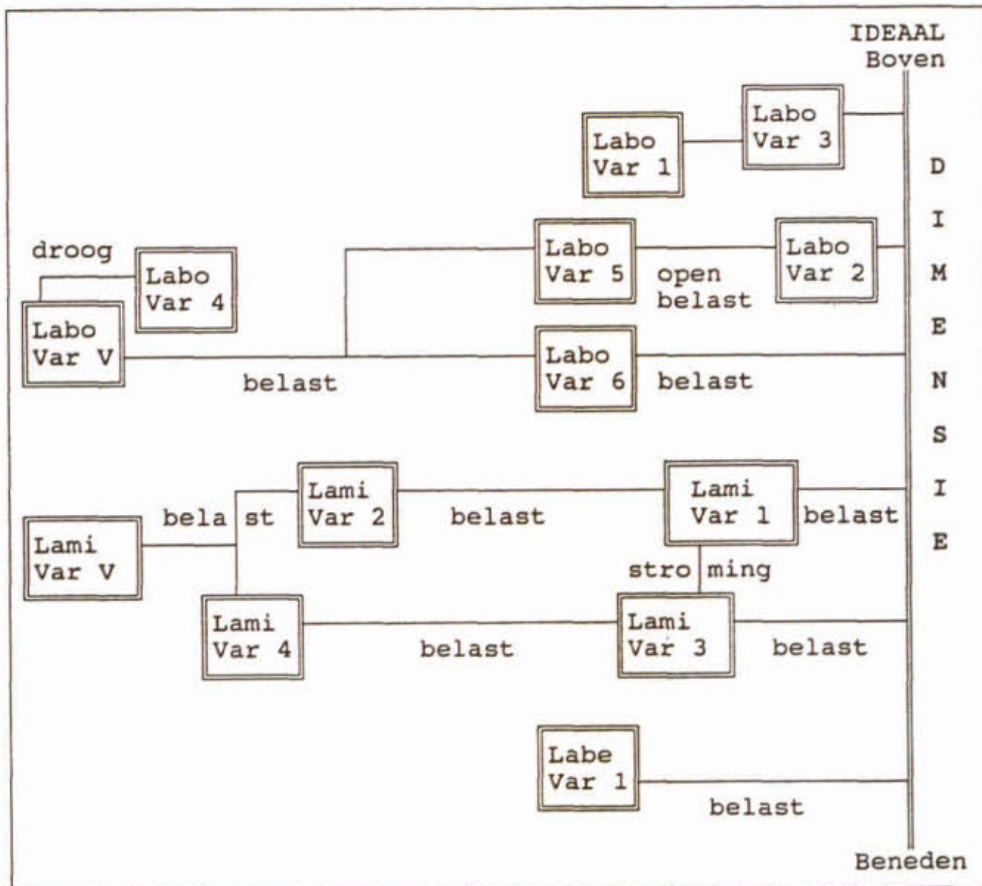
Slechts enkele TBE's benaderen de 'ideale' lijn. Voor de extrapolatie van de 'ideale' lijn zijn de TBE's uit het STOWA-bestand die dicht bij deze lijn liggen als uitgangspunt genomen.

De verschillende bewerkingen die met de TBE's zijn uitgevoerd hebben geleid tot inzicht in wat de belangrijkste beïnvloedingsreeksen zijn: namelijk stroming, belasting en - in mindere mate in het bestand te ontdekken, maar wel aanwezig - de factoren substraat, zuurgraad en droogvalling.



Figuur 15: Resultaat ordination macrofaunamonsters van de middenlopen uit de laaglandserie.

Monsters zijn gemerkt met een letter voor de TBE waartoe ze behoren.



Figuur 16: Grafische weergave onderlinge posities typologisch beïnvloedingseenheden t.o.v. de 'ideale' lijn voor de laaglandserie.

- Legenda: Labo : Laaglandserie bovenloop  
 Lami : Laaglandserie middenloop  
 Labe : Laaglandserie benedenloop  
 Var x: Variant x



## 8 CONSTRUCTIE VAN DE MAATLAT

### 8.1 Methode

Uit de analyses van het STOWA-bestand blijkt dat bepaalde (beïnvloedings)factoren van belang zijn voor de samenstelling van de macrofaunalevensgemeenschap. In de literatuur worden dezelfde factoren genoemd. De als belangrijkste naar voren komende factoren zijn (zie § 7.2): stroming (Einsele, 1960; Moller Pillot, 1967; Gardeniers, 1980; Petts, 1984; Peeters & Tachet, 1989), organische belasting (Moller Pillot, 1971; Kolkwitz & Marsson, 1908, 1909; Mauch, 1976), mineralen rijkdom (vander Borght, 1989; Lemly, 1982), substraat (Tolkamp, 1980, Erman & Erman, 1984; Reice, 1980; Hawkins e.a., 1982; Peeters, 1988), verdroging (Verdonschot, 1990a en 1990b) en verzuring (Verdonschot, 1990a en 1990b).

Veranderingen in milieufactoren komen tot uiting in een veranderde samenstelling van de levensgemeenschap. Uit de samenstelling van de levensgemeenschap kan daardoor een indicatie verkregen worden van de intensiteit waarmee deze milieufactoren de levensgemeenschap (positief of negatief) beïnvloeden of beïnvloed hebben.

Binnen een levensgemeenschap kunnen verschillende groepen van soorten onderscheiden worden, die ieder verwijzen naar de invloed van vooral één of enkele milieufactoren. Iedere soort met een verwijzing naar een bepaalde factor wordt als indicator aangeduid. Gegevens omtrent de verwijzing van soorten naar milieufactoren zijn niet uit het STOWA-materiaal gehaald maar uit de literatuur (o.a. Merrit & Cummins, 1984; Verdonschot, 1990a, 1990b; Moller Pillot, 1984; Moller Pillot & Buskens, 1990). De mate waarin een groep van indicatoren in de levensgemeenschap vertegenwoordigd is, verwijst naar de mate waarin de levensgemeenschap beïnvloed wordt door een bepaalde factor. De mate waarin een groep van indicatoren in de levensgemeenschap aanwezig is, wordt opgevat als een karakteristiek van die levensgemeenschap. Een karakteristiek beschrijft dus niet de bepaalde milieufactoor, maar geeft een beschrijving van het effect van die factor op de levensgemeenschap. Om de toestand van een water met behulp van de karakteristieken te beschrijven wordt in het beoordelingssysteem als maatstaf de (relatieve) abundantie van de indicatoren gehanteerd.

Voor elke, uit het STOWA-bestand naar voren komende, factor is een voorlopige karakteristiek gedefinieerd. De voorlopige karakteristieken worden aangeduid als *stroming* (voor de factor stroming), *droog* (voor verdroging), *blad*, *zand*, *steen*, *plant* en *slib* (allen voor substraat), *saprobie* (voor organische belasting), *trofie* (voor mineralen rijkdom) en *zuur* (voor verzuring).

Naast deze karakteristieken, die gerelateerd zijn aan genoemde factoren, geven de functionele opbouw (Cummins, 1973) en de structuur (Magurran, 1988) van de levensgemeenschap aanvullende informatie. In een natuurlijk stromend water is de afbraak van het allochtoon toegevoegd organische materiaal een van de belangrijkste processen (Cummins, 1973; Vannote e.a., 1980; Minshall e.a., 1983; Bunn, 1986). Het organisch materiaal is in verschillende vormen aanwezig onder andere als dood blad en fijn slib. Het wordt door de macrofauna als voedselbron gebruikt. Diverse functionele

voedingsgroepen gebruiken ieder een ander deel van het organisch materiaal als voedsel (Cummins & Klug, 1979; Anderson & Sedell, 1979, Merrit & Cummins, 1984). Met name in midden- en benedenloop spelen ook macrofyten en algen een rol van betekenis in de voedselketen.

De functionele opbouw van de levensgemeenschap wordt in kaart gebracht door de, met de functionele voedingsgroepen samenhangende, voorlopige karakteristieken *knipper*, *vergaarder*, *schraper* en *predator*. De structuur van de levensgemeenschap wordt tot uitdrukking gebracht door de voorlopige karakteristiek *soortenrijkdom*.

In tabel 5 wordt een overzicht gegeven van de diverse, voorlopige karakteristieken. De voorlopige karakteristieken zijn verdeeld in vier categorieën.

Tabel 5: Relatie tussen voorlopige karakteristieken, factoren en categorieën.

voorlopige karakteristiek	factor	kategorie
<i>stroming</i>	stroming	fysisch habitat
<i>droog</i>	verdroging	
<i>zuur</i>	verzuring	
<i>blad</i> <i>zand</i> <i>steen</i> <i>plant</i> <i>slib</i>	substraat	
<i>saprobie</i> <i>trofie</i>	organische belasting mineralen rijkdom	
<i>knipper</i> <i>vergaarder</i> <i>grazer</i> <i>predator</i>	functionele opbouw van de macrofauna- levensgemeenschap	voedselstrategie
<i>soorten- rijkdom</i>	structuur van de macrofaunalevens- gemeenschap	diversiteit

Om de karakteristieken van de levensgemeenschap te beoordelen is voor de taxa uit het STOWA-bestand aangegeven voor welke factoren ze kenmerkend geacht worden. Hiervoor is gebruik gemaakt van literatuurgegevens (Tolkamp, 1980; Verdonschot, 1990a en 1990b; Moller Pillot, 1984; Moller Pillot & Krebs, 1981; Moller Pillot & Buskens, 1990; Mol, 1984; Merrit & Cummins, 1984; Redeke, 1948, de Pauw & Vannevel, 1991).

Om de karakteristieken als meetinstrument te kunnen gebruiken is het noodzakelijk te beschikken over een maatstaf waarmee de karakteristieken gemeten kunnen worden. Als maatstaf voor een karakteristiek is de relatieve abundantie van de voor die karakteristiek kenmerkende groep van taxa (indicatoren) gekozen.

De scores voor iedere karakteristiek, uitgezonderd *soortenrijkdom*, wordt berekend volgens onderstaande formule:

$$K_i = \frac{\text{TOTAAL AANTAL INDIVIDUEN VAN INDICATOREN VOOR KARAKTERISTIEK I}}{\text{TOTAAL AANTAL INDIVIDUEN VAN ALLE INDICATOREN}} \times 100$$

Voor iedere karakteristiek, uitgezonderd *soortenrijkdom*, wordt het totaal aantal individuen van de indicatorsoorten voor de desbetreffende karakteristiek gedeeld door het totaal aantal individuen van alle, in het monster aanwezige, systeemtaxa en vermenigvuldigd met 100. Voor elke karakteristiek wordt op deze wijze een waarde verkregen tussen 0 en 100. De karakteristiek *soortenrijkdom* wordt bepaald door het aantal indicatoren bij elkaar op te tellen.

Onderzocht wordt in hoeverre de diverse karakteristieken bruikbaar zijn voor een beoordelingssysteem. Bruikbaar betekent in dit verband dat de karakteristieken minstens gedeeltelijk onafhankelijk van elkaar moeten zijn. Als twee karakteristieken geheel afhankelijk van elkaar zijn, betekent dit dat met deze twee karakteristieken dezelfde factor in kaart gebracht wordt. Eén van de twee karakteristieken is in dat geval overbodig.

De scores voor de verschillende karakteristieken zijn per hoofdtype grafisch tegen elkaar uitgezet, waarbij alle monsters die tot dat hoofdtype behoren betrokken. Per hoofdtype levert dit 105 grafieken op. Ook zijn de karakteristieken tegen elkaar uitgezet voor de monsters van de zes hoofdtypen gezamenlijk, voor zover ze voldoen aan het landelijk determinatieniveau.

Om karakteristieken bruikbaar te laten zijn in een beoordelingssysteem moeten ze ook onderscheidend zijn. Dit betekent dat de uitkomsten voor de verschillende stadia van een beïnvloedingsreeks de volle breedte van de maatlat moeten omvatten.

Onderzocht wordt wat het effect op de uitkomsten van de scores is van een vereenvoudiging van het determinatieniveau. Deze vereenvoudiging wordt getoetst door stapsgewijs op te werken naar genus, familie of orde niveau. Stapsgewijs houdt in dat de vereenvoudiging per taxonomische eenheid is uitgevoerd, bijvoorbeeld eerst met de bloedzuigers van de familie Glossiphoniidae en vervolgens de Erpobdellidae. In totaal gaat het om enkele tientallen vereenvoudigingen en berekeningen. Na elke vereenvoudiging zijn voor het gehele STOWA-bestand opnieuw de scores voor de diverse karakteristieken berekend. Deze nieuwe scores zijn vergeleken met de scores verkregen op basis van de meest originele lijst. Per karakteristiek en per monster is het verschil tussen beide scores berekend door de nieuw berekende score af te trekken van de originele score. Frequentie analyses zijn gemaakt voor de berekende verschillen.

De vereenvoudiging wordt geaccepteerd indien 95 % van de berekende verschillen een absolute waarde van 2 of minder had.

Na toetsing van de vereenvoudigingen per taxonomische eenheid zijn alle geaccepteerde vereenvoudigingen tegelijkertijd uitgevoerd. Voor alle monsters uit het STOWA-bestand zijn opnieuw de scores voor de karakteristieken berekend en getoetst.

Eveneens wordt nagegaan wat het effect op de beoordeling is als de berekeningen worden uitgevoerd met weglating van bepaalde taxonomische groepen zoals bijvoorbeeld de kevers of de Orthoclaadiinae. De resultaten van de berekeningen worden op dezelfde wijze getoetst als voor de vereenvoudiging van het determinatieniveau.

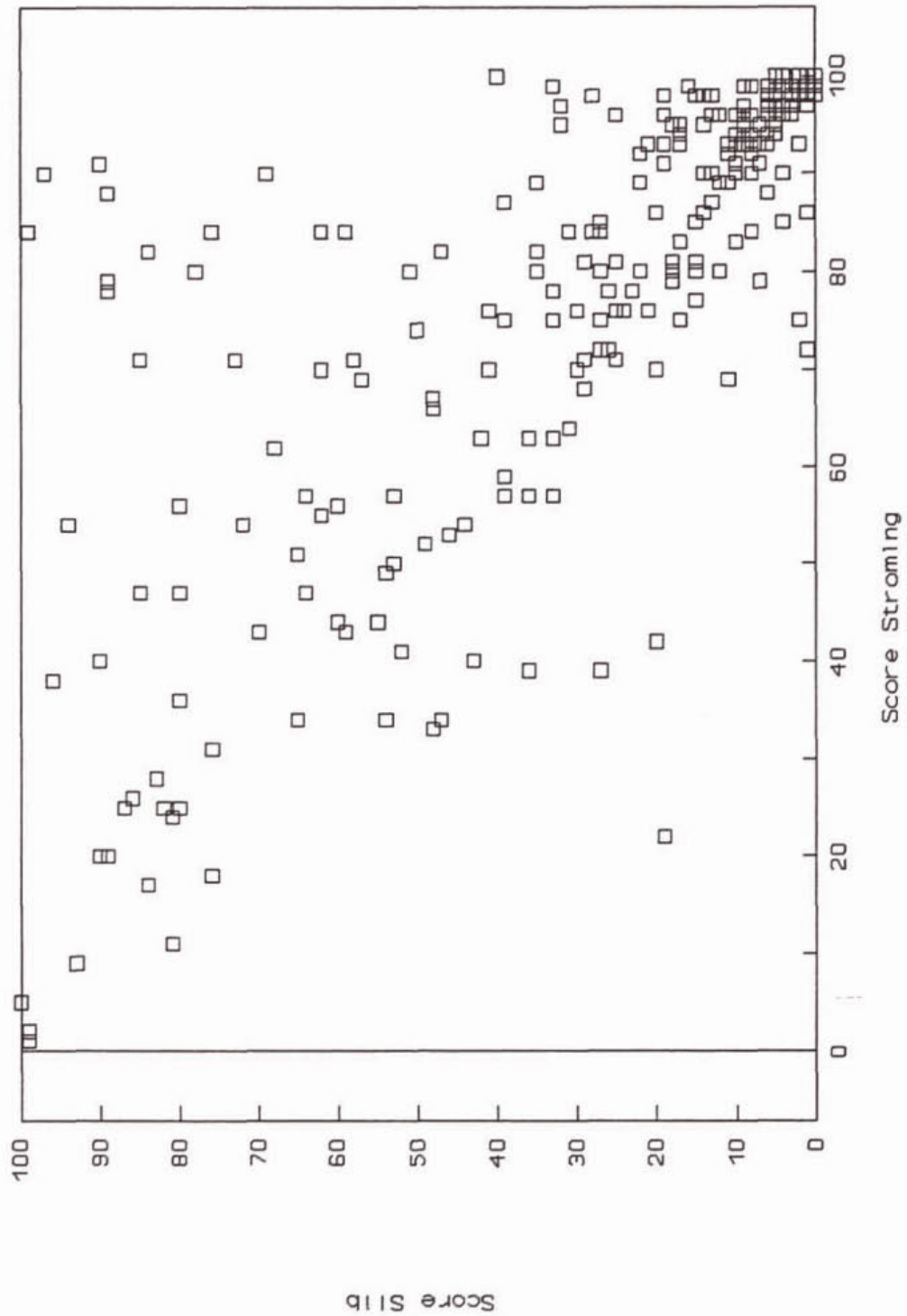
Nadat de verschillende toetsingen zijn uitgevoerd, worden de definitief in het beoordelingssysteem op te nemen karakteristieken vastgesteld. Tezamen geven de karakteristieken een beschrijving van de mate waarin de levensgemeenschap beïnvloed wordt door de belangrijkste milieufactoren. De karakteristieken fungeren dan ook als basis voor de maatlat van het beoordelingssysteem en ze worden op een grafische wijze gepresenteerd.

De variatie in het STOWA-bestand blijkt in hoge mate verklaard te kunnen worden door de factoren stroming en saprobie (§ 4.2). De karakteristieken die beschrijven in welke mate de levensgemeenschap beïnvloed wordt door deze twee factoren zijn *stroming* en *saprobie*. Voor deze twee karakteristieken wordt onderzocht wat het verband is met de aard en de grootte-orde van de, met de twee factoren samenhangende, milieuvariabelen.

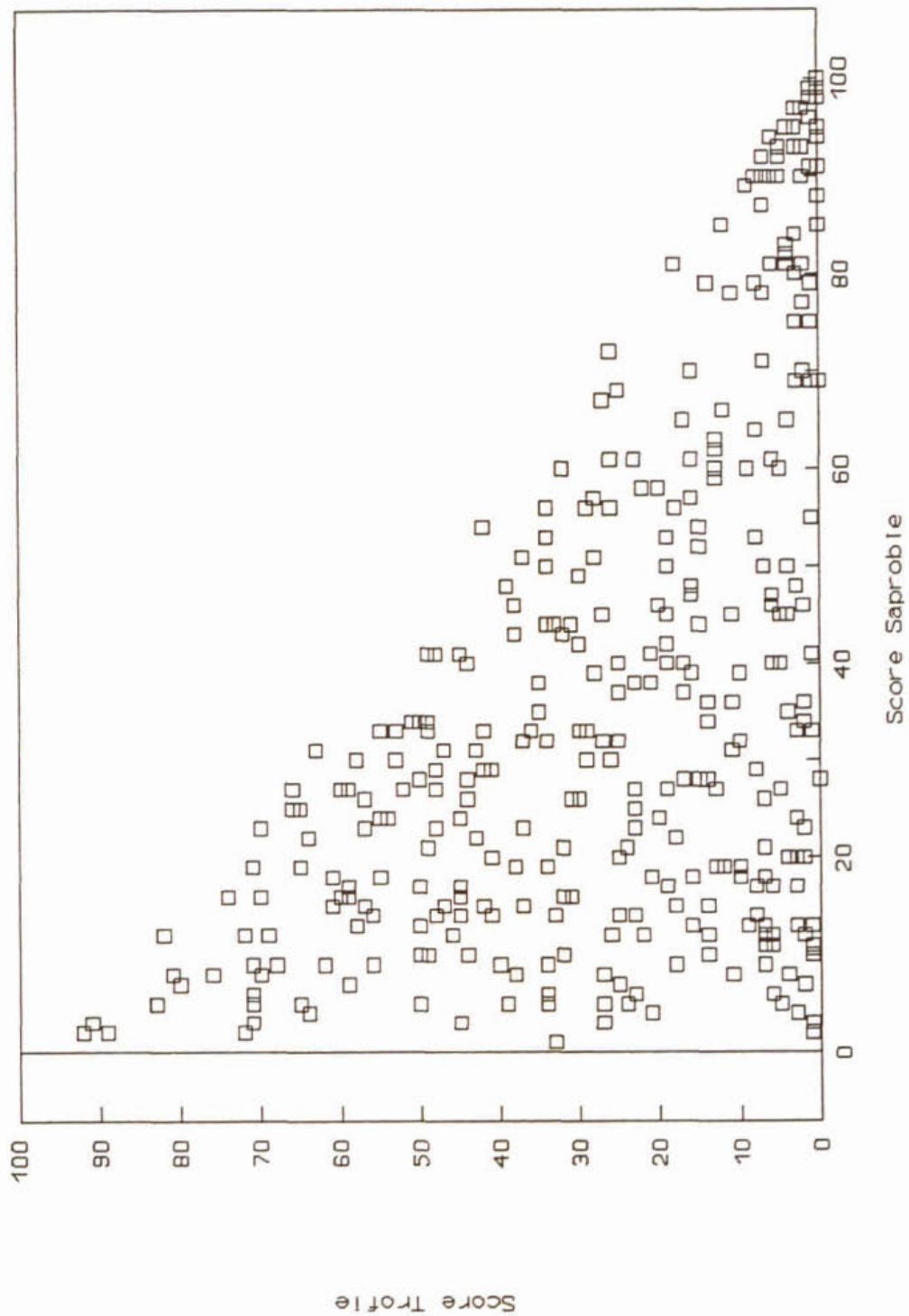
Voor de berekening van de scores voor de verschillende karakteristieken wordt een beperkte lijst van indicatoren gebruikt. Deze lijst bevat hoofdzakelijk goed kwantificeerbare en (relatief) eenvoudig te determineren soorten en in mindere mate zeldzame soorten. De gekozen indicatoren verwijzen naar achterliggende processen en structuren. Een hogere score op de maatlat betekent dat de omstandigheden verbeterd zijn. Deze verbetering van de omstandigheden komt tot uiting in de aanwezigheid van meer zeldzame c.q. kritische soorten, naast de indicatoren. Deze hypothese wordt getoetst door per monster het aantal zeldzame soorten te tellen en dit uit te zetten tegen een gemiddelde samengestelde score voor de karakteristieken. Voor het bepalen van de zeldzame soorten is gebruik gemaakt van de meest originele macrofaunagegevens. De gemiddelde samengestelde score voor de karakteristieken is berekend uit de scores van de karakteristieken *stroming*, *blad*, *zand*, *slib*, *plant*, *saprobie* en *trofie*.

## 8.2 Resultaten

Ter illustratie van de (on)afhankelijkheid van karakteristieken zijn in figuur 17 de resultaten van de toetsing van de karakteristieken *stroming* en *slib* voor de bovenlopen van de heuvellandserie tegen elkaar uitgezet en in figuur 18 de karakteristieken *saprobie* en *trofie* voor de middenlopen van de laaglandserie.



Figuur 17: Score karakteristiek *stroming* versus score karakteristiek *slib* voor heuvel-landserie bovenlopen.



Figuur 18: Score karakteristiek *saprobie* versus score karakteristiek *trofie* voor laaglandserie middenlopen.

Uit figuur 17 blijkt dat bij hogere scores voor *stroming* het hele bereik voor *slib* voorkomt. Bij lage scores voor *stroming* komen nagenoeg alleen hoge scores voor *slib* voor. Vele andere combinaties komen in de figuur voor. Uit de figuur blijkt dat er weinig verband bestaat tussen beide karakteristieken. Waar verband aanwezig is, is dit gebaseerd op te verwachten ecologische wetmatigheden. Voor de bovenlopen van de heuvellandserie geldt dat beide getoetste karakteristieken grotendeels onafhankelijk van elkaar zijn en dus bruikbaar in een beoordelingssysteem.

Uit figuur 18 blijkt dat het gedeelte onder de diagonaal die getrokken kan worden tussen de score van 100 voor *saprobie* en de score van 100 voor *trofie* geheel is opgevuld. Scores, gelegen boven deze diagonaal, komen niet voor. Uit deze diagonale grens kan afgeleid worden wat de maximale score voor *trofie* kan zijn gegeven een bepaalde score voor *saprobie*. Het omgekeerde is ook het geval. Hoewel er dus een bepaald verband tussen beide karakteristieken bestaat, zijn de karakteristieken onafhankelijk in die zin dat bij een lage score voor *saprobie* alle scores voor *trofie* en omgekeerd mogelijk zijn. Beide karakteristieken zijn dus bruikbaar in een beoordelingssysteem.

Het blijkt dat de meeste karakteristieken minstens gedeeltelijk onafhankelijk van elkaar zijn. De scores voor de karakteristieken *droog*, *zuur* en *predator* blijken altijd laag te zijn: meestal kleiner dan 5 en soms een enkele uitschieter tot 15. Deze karakteristieken zijn dus niet onderscheidend genoeg.

De karakteristiek *steen* blijkt voor de TBE's uit de heuvellandserie zeer variabel te zijn. Voor de heuvellandserie is deze karakteristiek daarom niet in het beoordelingssysteem opgenomen. Binnen de TBE's van de laaglandserie blijken de karakteristieken *steen* en *zand* zeer variabel te zijn. Voor de laaglandserie zijn beide karakteristieken daarom dan ook niet opgenomen in het beoordelingssysteem. Binnen de TBE's van de benedenlopen van zowel de heuvelland- als de laaglandserie is de karakteristiek *blad* aan grote variatie onderhevig. Voor beide hoofdtypen is deze karakteristiek niet in het beoordelingssysteem opgenomen.

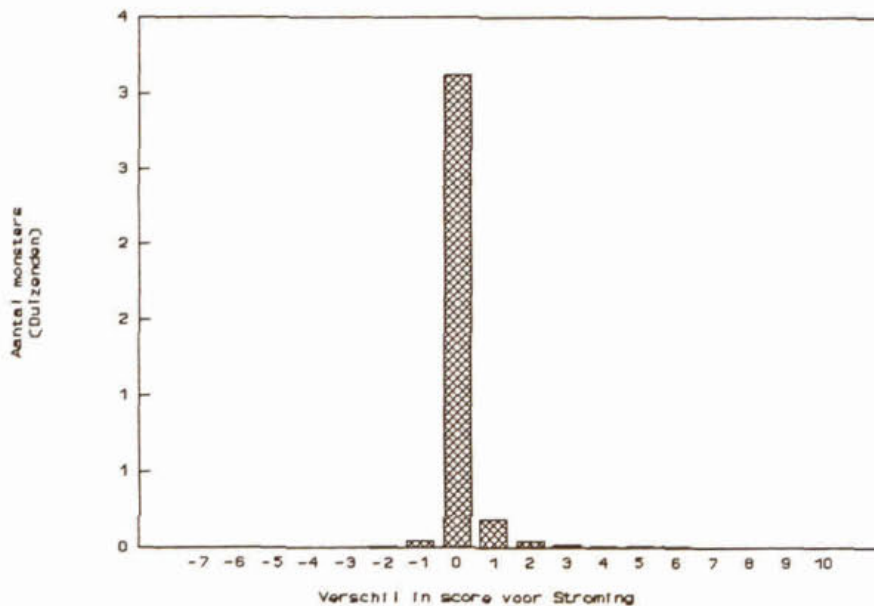
De karakteristiek *soortenrijkdom* blijkt eveneens niet onderscheidend genoeg te zijn.

In tabel 6 wordt per hoofdtype aangegeven welke karakteristieken bruikbaar zijn voor het beoordelingssysteem.

Tabel 6: Overzicht van de te beoordelen karakteristieken per hoofdtype.  
 bo=bovenloop, mi=middenloop en ben=benedenloop

karakteristiek	heuvellandserie			laaglandserie		
	bo	mi	ben	bo	mi	ben
<i>stroming</i>	xx	xx	xx	xx	xx	xx
<i>blad</i>	xx	xx		xx	xx	
<i>zand</i>	xx	xx	xx			
<i>plant</i>				xx	xx	xx
<i>slib</i>	xx	xx	xx	xx	xx	xx
<i>saprobie</i>	xx	xx	xx	xx	xx	xx
<i>trofie</i>	xx	xx	xx	xx	xx	xx
<i>knipper</i>	xx	xx	xx	xx	xx	xx
<i>vergaarder</i>	xx	xx	xx	xx	xx	xx
<i>grazer</i>	xx	xx	xx	xx	xx	xx

In figuur 19 wordt als voorbeeld het resultaat van de frequentie analyse weergegeven voor de karakteristiek *stroming*. De grafiek is gebaseerd op het berekende verschil tussen de meest originele scores en de scores berekend met de totale lijst van taxonomische vereenvoudigingen. Uit de figuur blijkt dat de vereenvoudiging van het determinatieniveau op slechts een zeer klein aantal monsters een gering effect heeft.



Figuur 19: Grafische weergave resultaat frequentie analyse van originele score met vereenvoudigde score voor de karakteristiek *stroming*.



Het weglaten van grotere taxonomische groepen bij de berekening van de scores voor de verschillende karakteristieken leidt tot resultaten die onaanvaardbaar zijn.

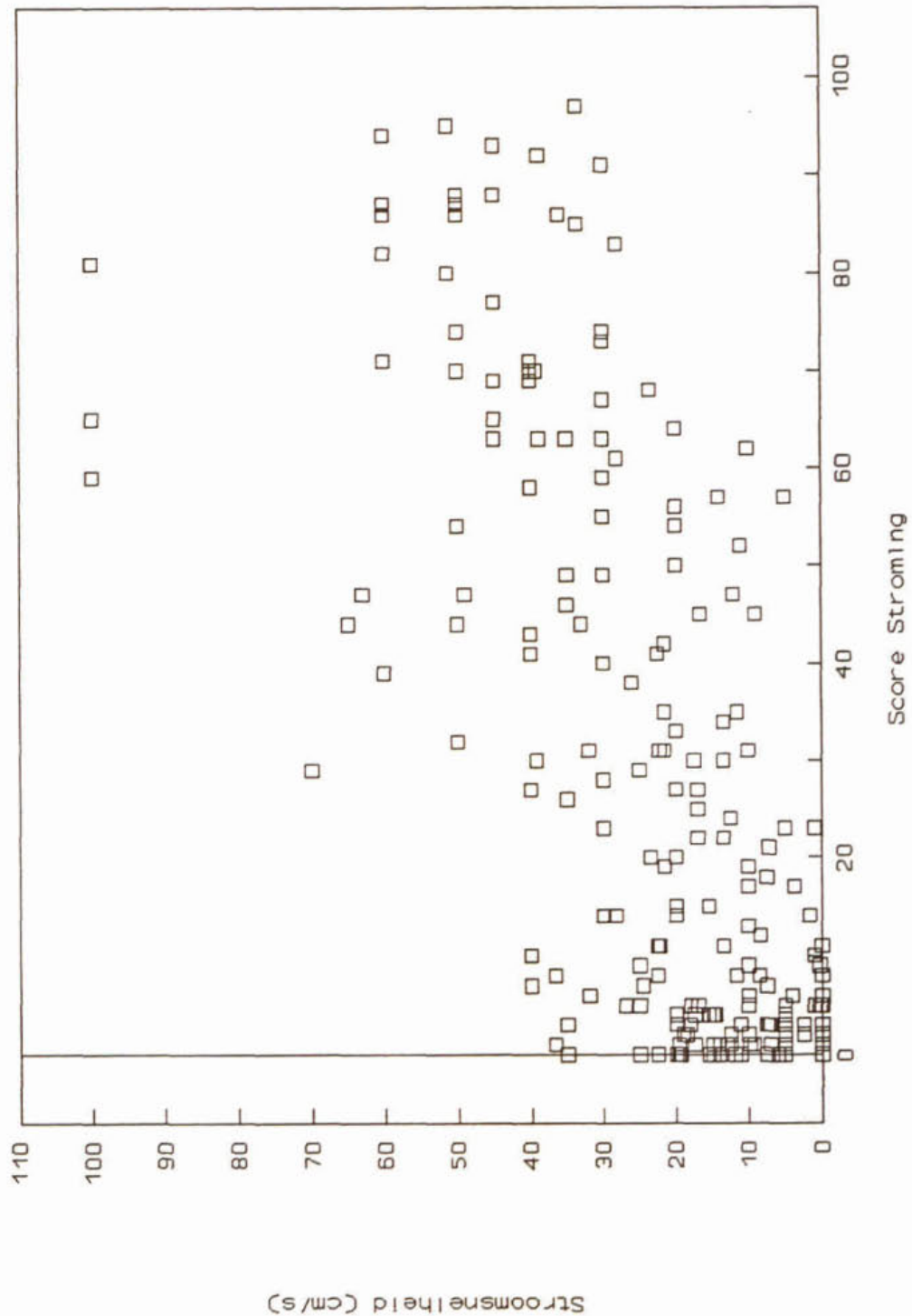
De taxonomische vereenvoudiging heeft geleid tot het determinatieniveau zoals weergegeven in tabel 7. In de tabel wordt in de eerste kolom de taxonomische groep weergegeven en in de tweede kolom het determinatieniveau voor die groep. In de derde kolom staan de uitzonderingen waarbij wordt aangegeven tot welk niveau gedetermineerd moet worden, of waarbij de te onderscheiden soorten zijn vermeld. In bijlage 3 wordt de indicatorenlijst gegeven die na alle taxonomische vereenvoudigingen is ontstaan. In deze bijlage is tevens aangegeven voor welke karakteristieken de diverse indicatoren kenmerkend zijn.

Tabel 7: Te hanteren determinatieniveau na taxonomische vereenvoudigingen.

taxonomische groep	determinatieniveau	uitzonderingen
PH. PLATHELMINTES CL. TURBELLARIA SO. TRICLADIDA	suborde	Crenobia alpina Polycelis felina Dugesia gonocephala
PH. ANNELIDA CL. OLIGOCHAETA CL. HIRUDINEA	klasse familie	Helobdella stagnalis
PH. MOLLUSCA CL. GASTROPODA CL. BIVALVIA	familie familie	
PH. ARTHROPODA CL. ARACHNIDA CL. MALACOSTRACA	familie familie	
O. AMPHIPODA O. ISOPODA O. DECAPODA	familie familie familie	
CL. INSECTA O. EPHEMEROPTERA O. ODONATA O. PLECOPTERA O. HETEROPTERA O. NEUROPTERA O. MEGALOPTERA O. COLEOPTERA	familie familie familie familie familie familie familie	Baetidae: genus  Corixidae: genus  Haliplidae: genus Gyrinidae: genus Hydroptilidae in: Hydroptila + overig Polycentropidae: genus Limnephilidae: genus Lepidostomatidae: genus Leptoceridae: genus Molannidae: genus
O. TRICHOPTERA	familie	
O. LEPIDOPTERA O. DIPTERA	orde familie	Chironomidae: genus Brillia: soort Polypedilum: soort

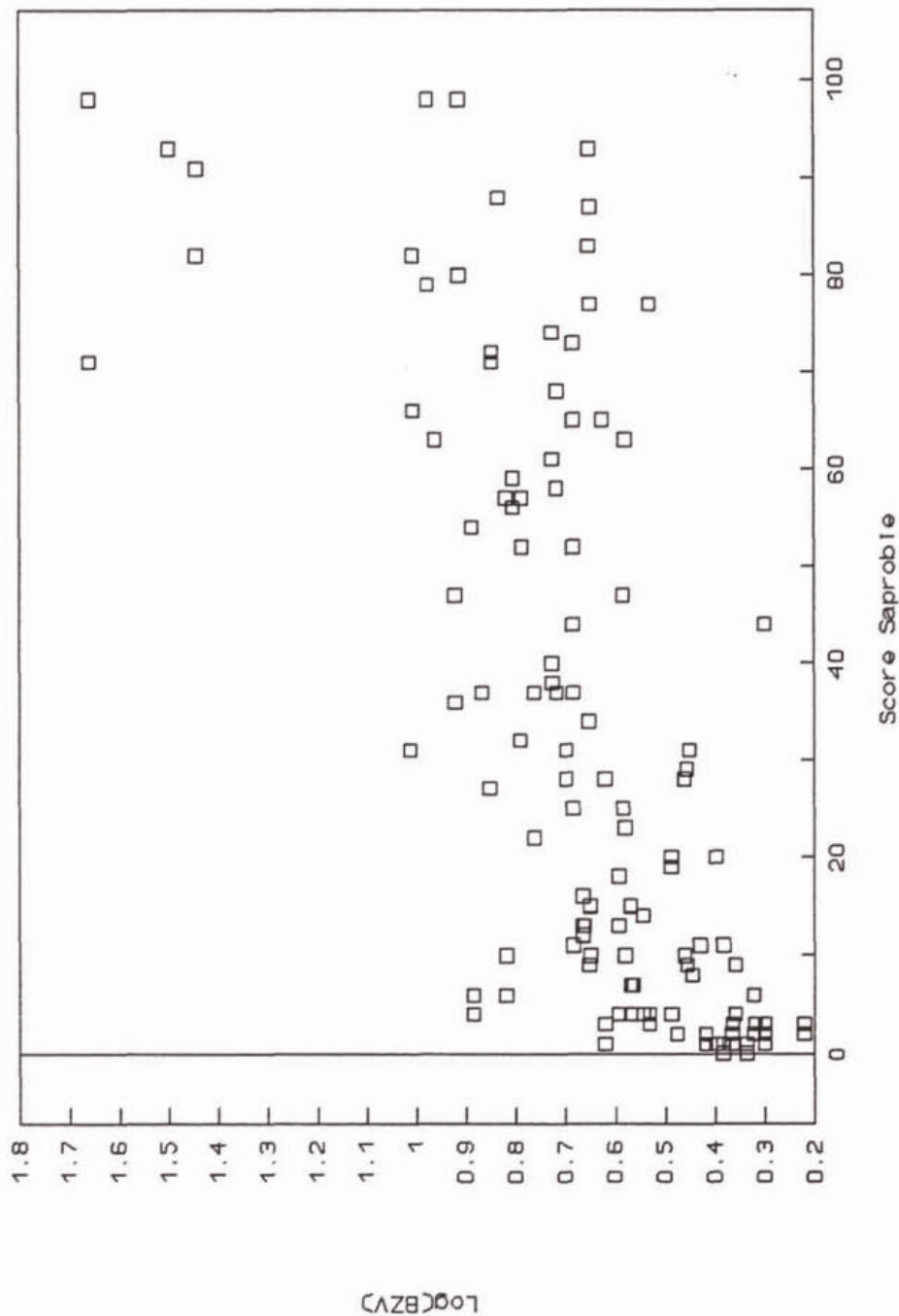
In figuur 20 wordt voor het hoofdtype laaglandserie middenlopen de relatie weergegeven tussen de karakteristiek *stroming* en de daadwerkelijk gemeten stroomsnelheid. Uit

de figuur blijkt dat de karakteristiek *stroming* een duidelijke samenhang vertoont met de gemeten stroomsnelheid.

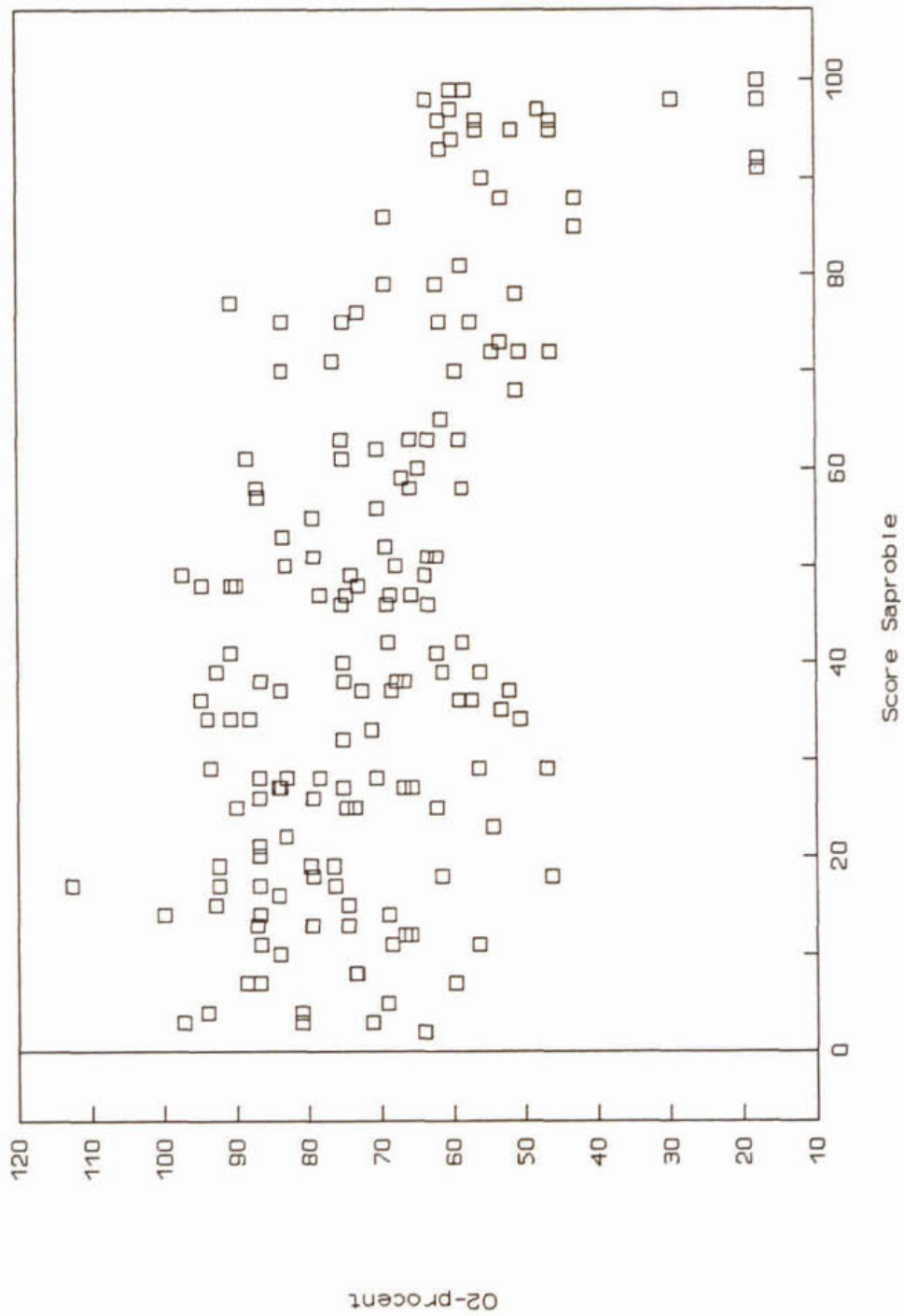


Figuur 20: Stroomsnelheid versus de score van de karakteristiek *stroming* voor laaglandserie middenlopen.

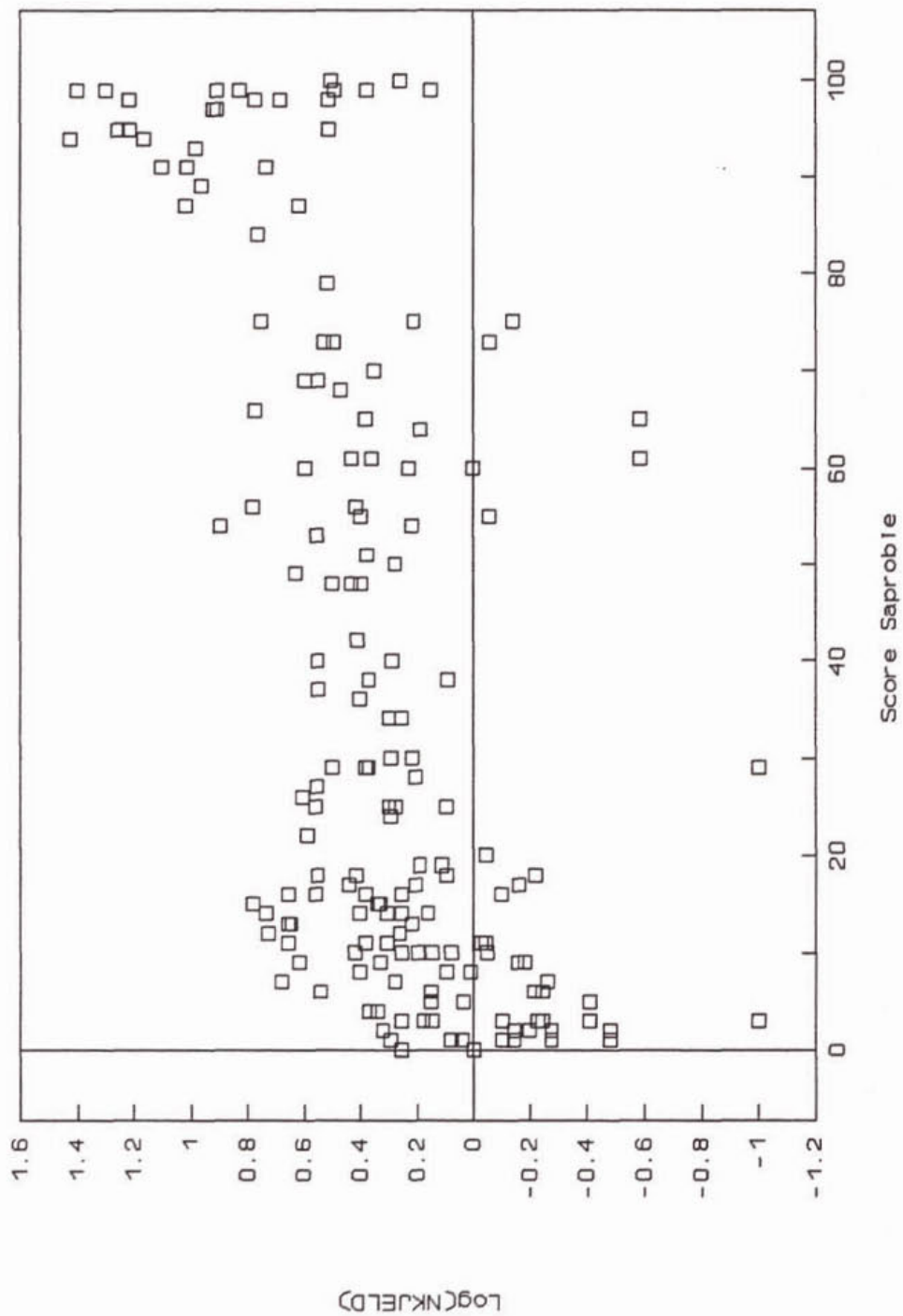
In de figuren 21, 22 en 23 wordt de karakteristiek *saprobie* uitgezet tegen het biochemisch zuurstof verbruik, het zuurstof verzadigingspercentage en Kjeldahl stikstof.



Figuur 21: BZV-gehalte versus de score van de karakteristiek *saprobie* voor heuvel-landserie middenlopen.



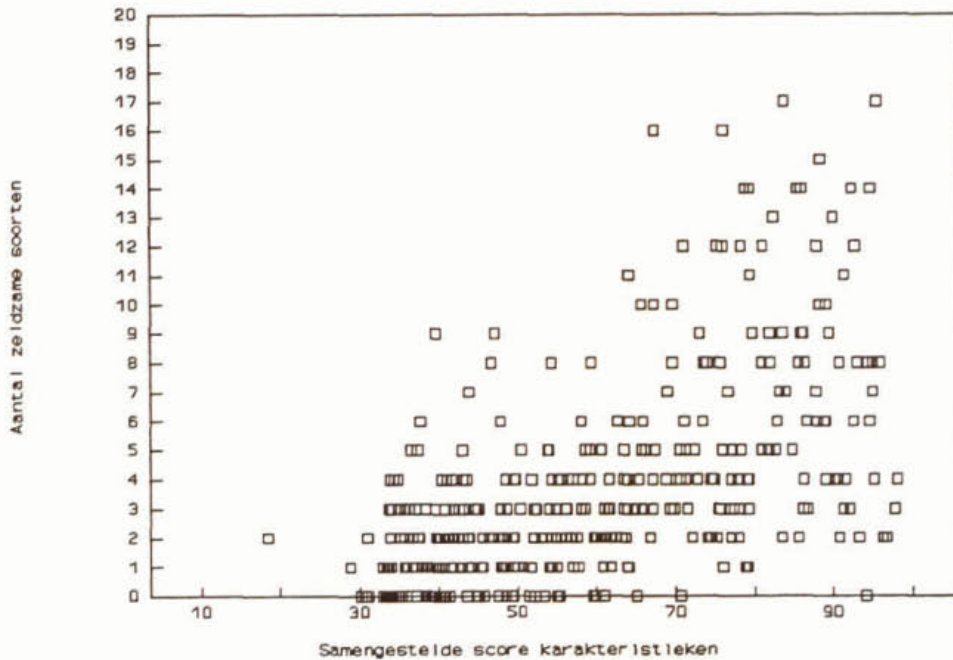
Figuur 22: Zuurstof verzadigingspercentage versus de score van de karakteristiek saprobie voor laaglandserie benedenlopen.



Figuur 23: Kjeldahl stikstof gehalte versus de score van de karakteristiek *saprobie* voor laaglandserie bovenlopen.

Uit de figuren 21 tot en met 23 blijkt dat er sprake is van een verband tussen de karakteristiek en de milieuvariabelen. Bij een hoge score voor de karakteristiek worden hogere waarden verkregen voor het biochemisch zuurstof verbruik en Kjeldahl stikstof en lagere waarden voor het zuurstof verzadigingspercentage.

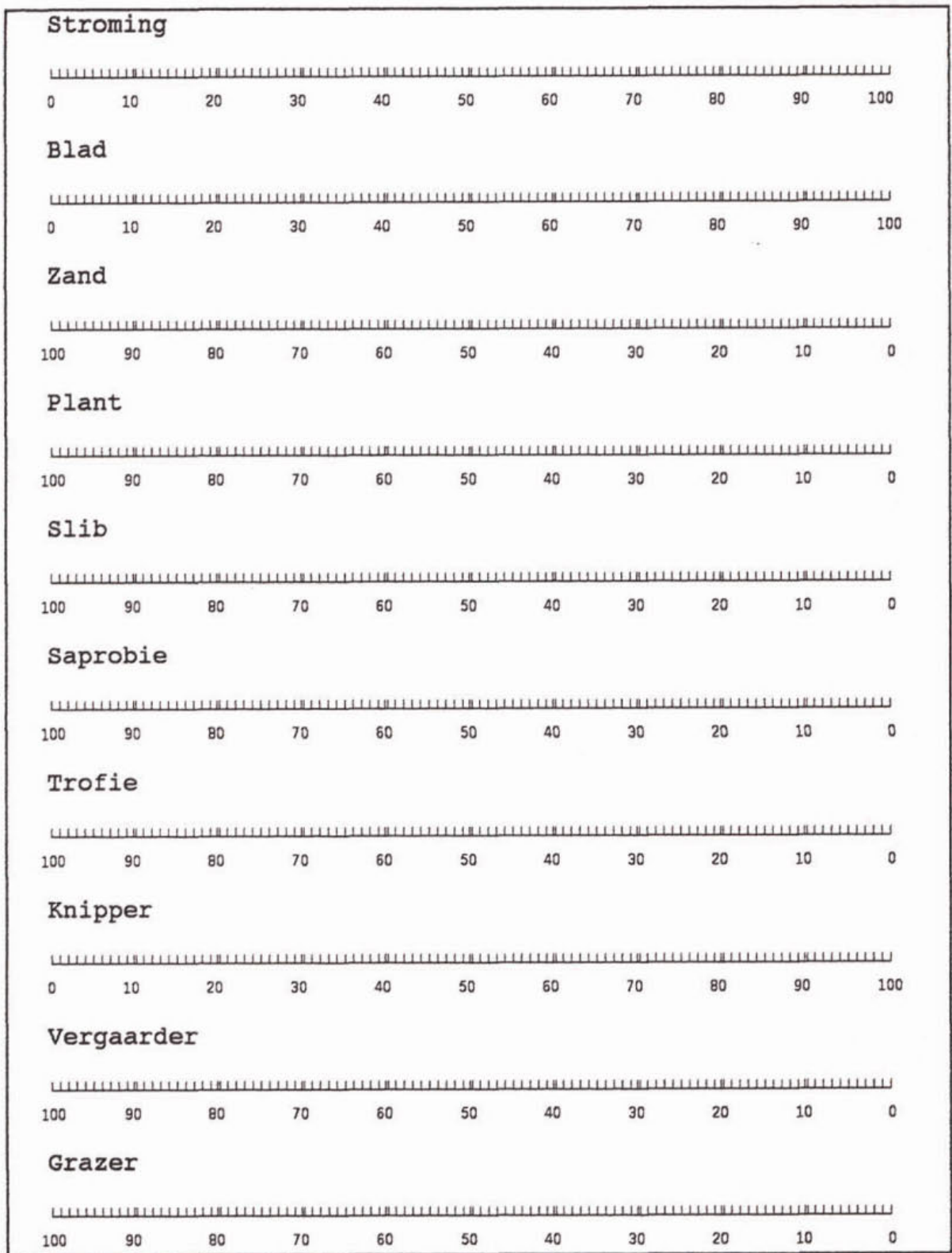
In figuur 24 wordt, als voorbeeld van de toetsing van de hypothese dat een hogere score op de maatlat tot uiting komt in een groter aantal zeldzame soorten, het aantal zeldzame soorten voor het hoofdtype laaglandserie bovenlopen uitgezet tegen de gemiddelde samengestelde score voor de karakteristieken.



Figuur 24: Aantal zeldzame soorten uitgezet tegen de samengestelde score van de karakteristieken voor laaglandserie bovenlopen.

De samengestelde score is een gemiddelde score gebaseerd op de karakteristieken *stroming*, *saprobie*, *trofie*, *blad*, *plant* en *slib*. Uit de figuur blijkt dat een toename van de samengestelde score leidt tot een grotere kans op het aantreffen van meer zeldzame soorten. Of de zeldzame soorten daadwerkelijk in een monster worden aangetroffen is onder meer afhankelijk het seizoen en de juiste bemonsteringswijze.

De maatlat wordt samengesteld uit alle in tabel 6 genoemde karakteristieken en wordt grafisch weergegeven (figuur 25). Voor iedere karakteristiek wordt een score verkregen die varieert tussen 0 en 100. De maatlat is zodanig geconstrueerd dat voor alle karakteristieken het verloop van rechts naar links gaand overeenkomt met het voorloop van de 'ideale' lijn naar zeer sterk beïnvloede situaties. Dit betekent dat in de maatlat voor sommige karakteristieken de waarde 100 links is weergegeven en voor enkele andere karakteristieken rechts.



Figuur 25: Maatlat.

## 9 INVULLING VAN DE ECOLOGISCHE NIVEAUS

### 9.1 Methode

Zoals in de inleiding (§ 1.1) van dit rapport al vermeld wordt, schetst het tweede IMP-Water een kader voor het formuleren van de normdoelstelling. Dit kader bestaat uit een stelsel van drie ecologische niveaus, te weten laagste, middelste en hoogste niveau. Nadere invulling hiervan vindt plaats door de ontwikkelde maatlat te verdelen in de niveaus van de ecologische doelstellingen.

In het beoordelingssysteem worden de drie niveaus van de ecologische normdoelstellingen en twee tussen niveaus gehanteerd. In tabel 8 worden de vijf kwaliteitsniveaus weergegeven in relatie tot de ecologische normdoelstellingen van de IMP's water. Met elk kwaliteitsniveau correspondeert een bepaalde kleurcode.

Tabel 8: Ecologische kwaliteitsniveaus, normdoelstellingen en kleurcodes.

ecologisch kwaliteitsniveau	normdoelstelling	kleurcode
hoogste	hoogste	blauw
bijna hoogste	-	groen
middelste	middelste	geel
laagste	laagste	rood
beneden laagste	-	zwart

De basiskwaliteit valt samen met de ecologische normdoelstelling van het laagste niveau overeenkomend met het laagste ecologische kwaliteitsniveau. Ten opzichte van de basiskwaliteit stelt de algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000) uit de derde Nota waterhuishouding strengere eisen, die gaan in de richting van het middelste ecologische kwaliteitsniveau.

In de ontwikkeling van dood water naar climaxsituatie (van beneden laagste tot hoogste kwaliteitsniveau) treden veranderingen in de levensgemeenschap op zowel in de soortensamenstelling als in de abundantie van de afzonderlijke soorten. Deze veranderingen kunnen als volgt omschreven worden.

In eerste instantie zal een afname in het aantal individuen van de meest kritische soorten plaatsvinden, gevolgd door het verdwijnen van deze soorten. Verder van de referentie afgaand neemt het aantal individuen van de iets minder kritische soorten af en er verschijnen algemene soorten, echter nog met weinig individuen. Vervolgens verdwijnen de minder kritische soorten en de levensgemeenschap bestaat alleen nog maar uit algemene en resistente soorten. Dicht bij dood water zijn zelfs de algemene soorten verdwenen en de levensgemeenschap wordt gedomineerd door slechts enkele zeer tolerante soorten, soms in zeer grote aantallen.



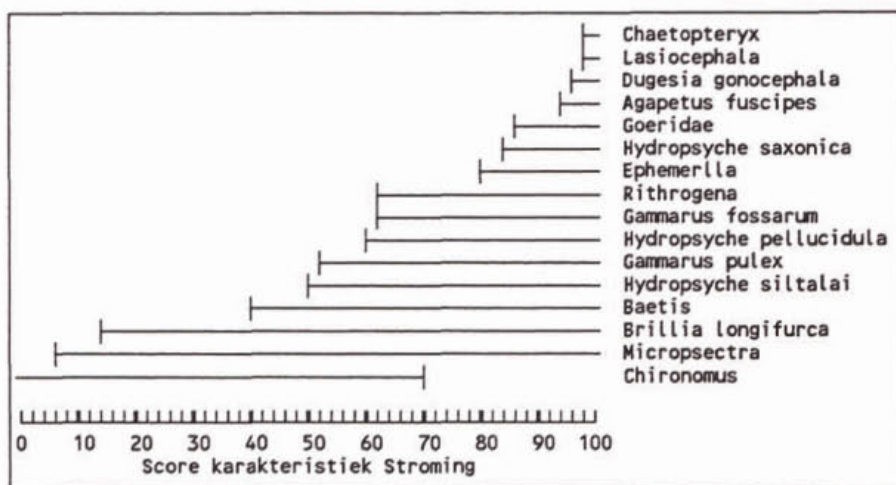
Voor het definiëren van de vijf kwaliteitsniveaus is gebruik gemaakt van de algemene en de specifieke soorten (tabel 3 § 6.2) en van soorten die verwijzen naar menselijke beïnvloeding. Het voorkomen van deze soorten wordt daartoe per hoofdtype uitgezet tegen de karakteristieken.

Voor het afgrenzen van de vijf kwaliteitsniveaus worden de volgende criteria gebruikt. Het hoogste kwaliteitsniveau is het niveau waar zowel de algemene soorten als de specifieke soorten van een type aanwezig zijn. Het bijna hoogste kwaliteitsniveau vormt een overgang tussen het hoogste en middelste niveau. Het wordt gedefinieerd als het niveau waar de algemene soorten aanwezig zijn, maar waar slechts een beperkt deel van de specifieke soorten aanwezig is. Het middelste kwaliteitsniveau is een situatie waarbij de algemene soorten nog (grotendeels) aanwezig zijn, maar waarbij de specifieke soorten verdwenen zijn. Het laagste kwaliteitsniveau is een niveau waarbij de algemene soorten (grotendeels) verdwenen zijn. Het beneden laagste kwaliteitsniveau is het niveau dat gekenmerkt wordt door dominantie van enkele zeer tolerante soorten.

Het bereik van iedere karakteristiek wordt afzonderlijk ingedeeld in de ecologische kwaliteitsniveaus. Voor de categorieën *fysisch habitat* en *belasting* worden vijf kwaliteitsniveaus en voor de categorie *voedselstrategie* drie kwaliteitsniveaus onderscheiden.

## 9.2 Resultaten

In figuur 26 wordt, als voorbeeld van de invulling van de ecologische kwaliteitsniveaus, het voorkomen van een aantal soorten weergegeven over het bereik van de karakteristiek *stroming* voor het hoofdtype heuvellandserie middenlopen.



Figuur 26: Het voorkomen van diverse soorten uit de heuvellandserie middenlopen voor de karakteristiek *stroming*.

— : soort aanwezig

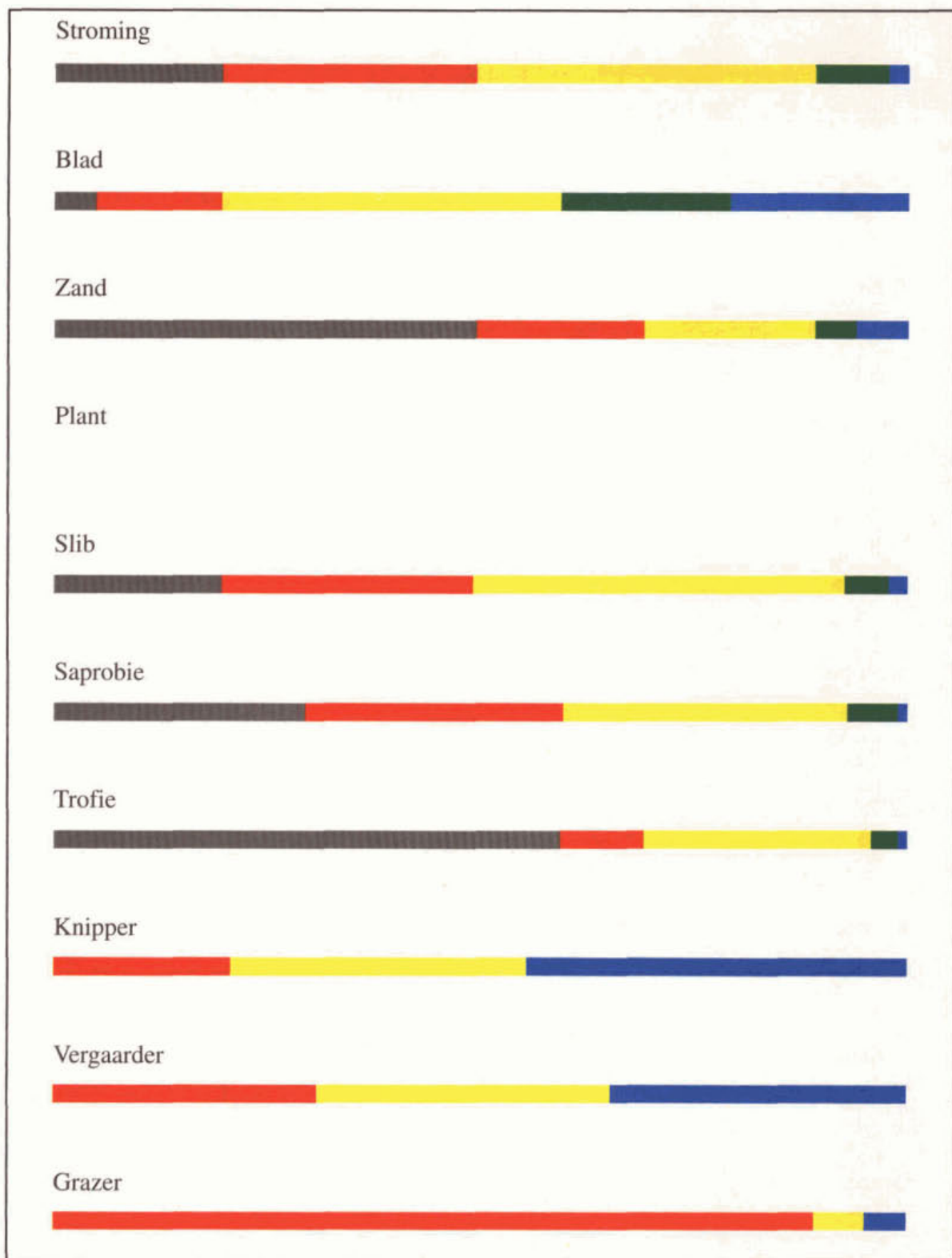
Uit figuur 26 blijkt dat in dit geval de grens tussen het middelste kwaliteitsniveau en het laagste kwaliteitsniveau gelegen is rond de score van 50 voor de karakteristiek *stroming*. Op dat punt zijn de algemene soorten (nagenoeg) verdwenen. De grens tussen het bijna hoogste kwaliteitsniveau en het middelste kwaliteitsniveau ligt rond de score van 85. Op dat punt verschijnen de specifieke soorten.

De samenstelling van iedere levensgemeenschap kent van nature een bepaalde mate van variatie als gevolg van bijvoorbeeld seizoensinvloeden en plaatselijke factoren. Deze variatie is verwerkt in de spreidingsbreedte van de verschillende ecologische kwaliteitsniveaus.

Voor enkele hoofdtypen kunnen (regionale) varianten onderscheiden worden (§ 6.2). De verschillen in de samenstelling van de levensgemeenschap van deze varianten zijn in het beoordelingssysteem in rekening gebracht door de spreidingsbreedte van met name het hoogste ecologische kwaliteitsniveau.

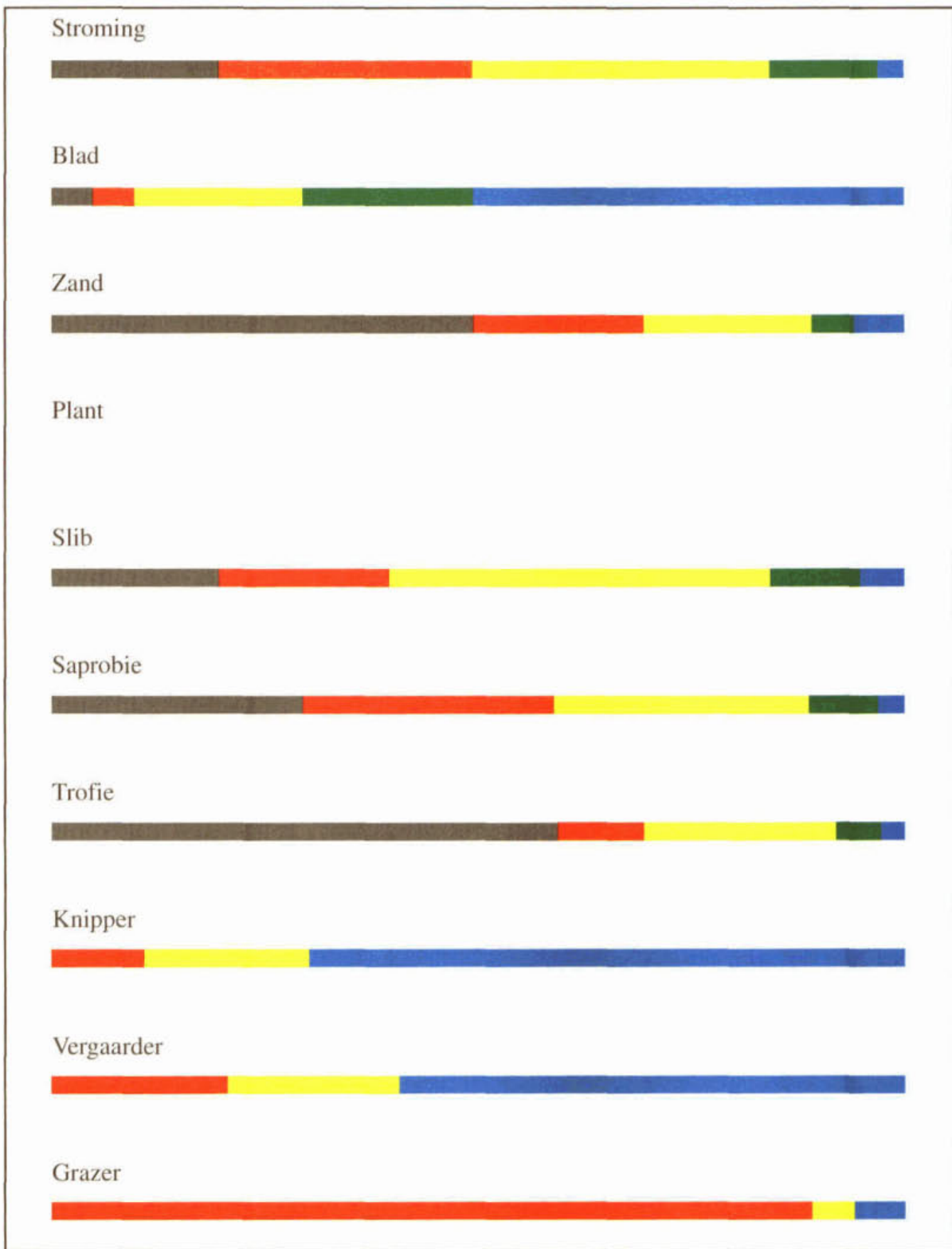
Voor elk hoofdtype is een toetsingskaart gemaakt, die qua vorm gelijk is aan de maatlat, en waarop het bereik van de karakteristieken verdeeld is in de niveaus van de ecologische normdoelstellingen. De toetsingskaarten voor de zes hoofdtypen worden weergegeven in de figuren 27 tot en met 32. In bijlage 4 worden de getalswaarden die ten grondslag liggen aan de afgrenzing van de ecologische niveaus per hoofdtype weergegeven.

Voor zowel zure als droogvallende bovenlopen uit de laaglandserie zijn geen aparte toetsingskaarten gemaakt. Op basis van toetsing met literatuurgegevens (Dudok van Heel, 1989; ten Cate & Schmidt, 1986) is gebleken dat deze bovenlopen uitstekend beoordeeld kunnen worden met de toetsingskaart voor de laaglandserie bovenlopen.



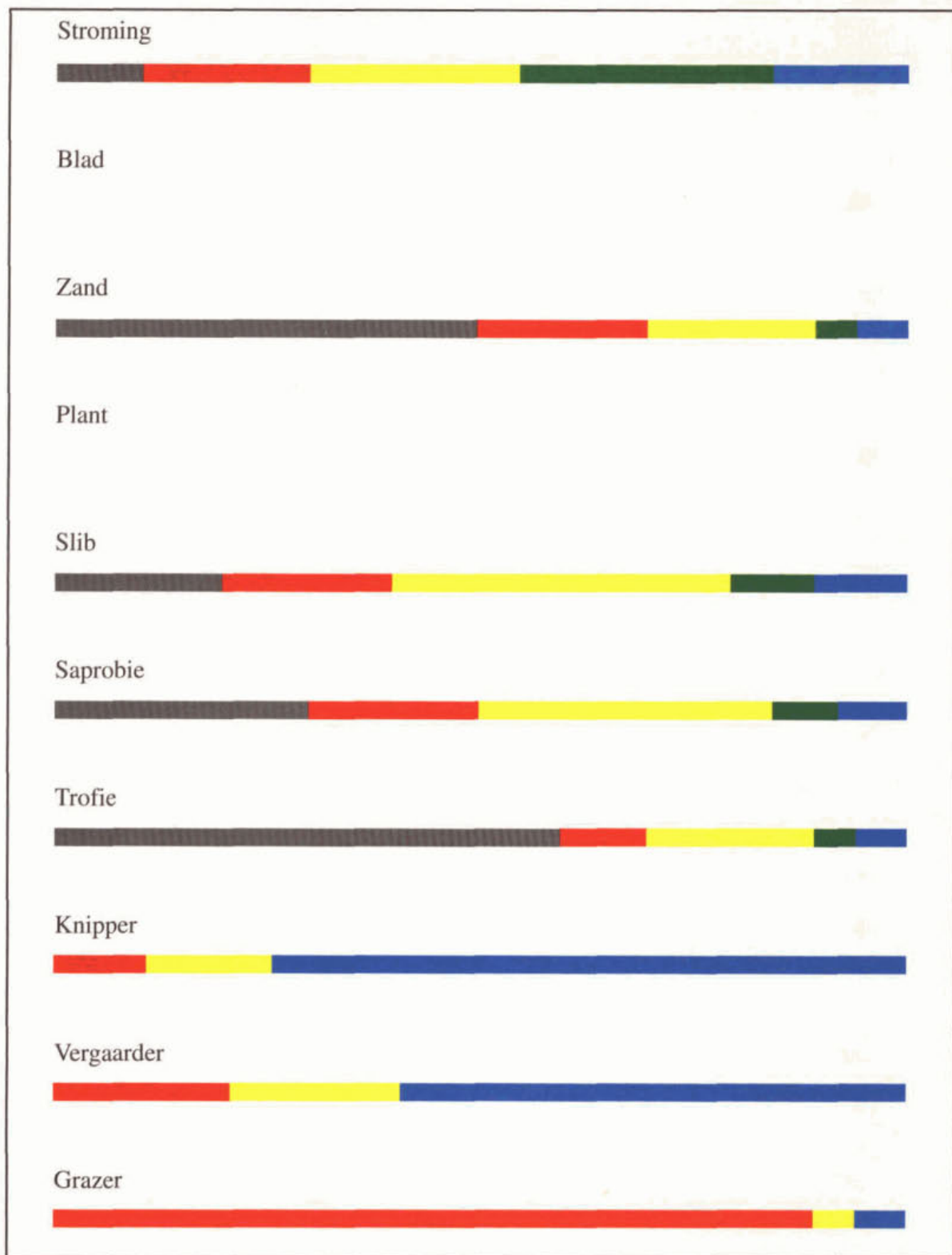
Legenda:   
 : beneden laagste kwaliteitsniveau   
 : laagste kwaliteitsniveau   
 : middelste kwaliteitsniveau   
 : bijna hoogste kwaliteitsniveau   
 : hoogste kwaliteitsniveau

Figuur 27: Toetsingskaart voor de heuvellandserie bovenlopen.



Legenda:   
 : beneden laagste kwaliteitsniveau   
 : laagste kwaliteitsniveau   
 : middelste kwaliteitsniveau   
 : bijna hoogste kwaliteitsniveau   
 : hoogste kwaliteitsniveau

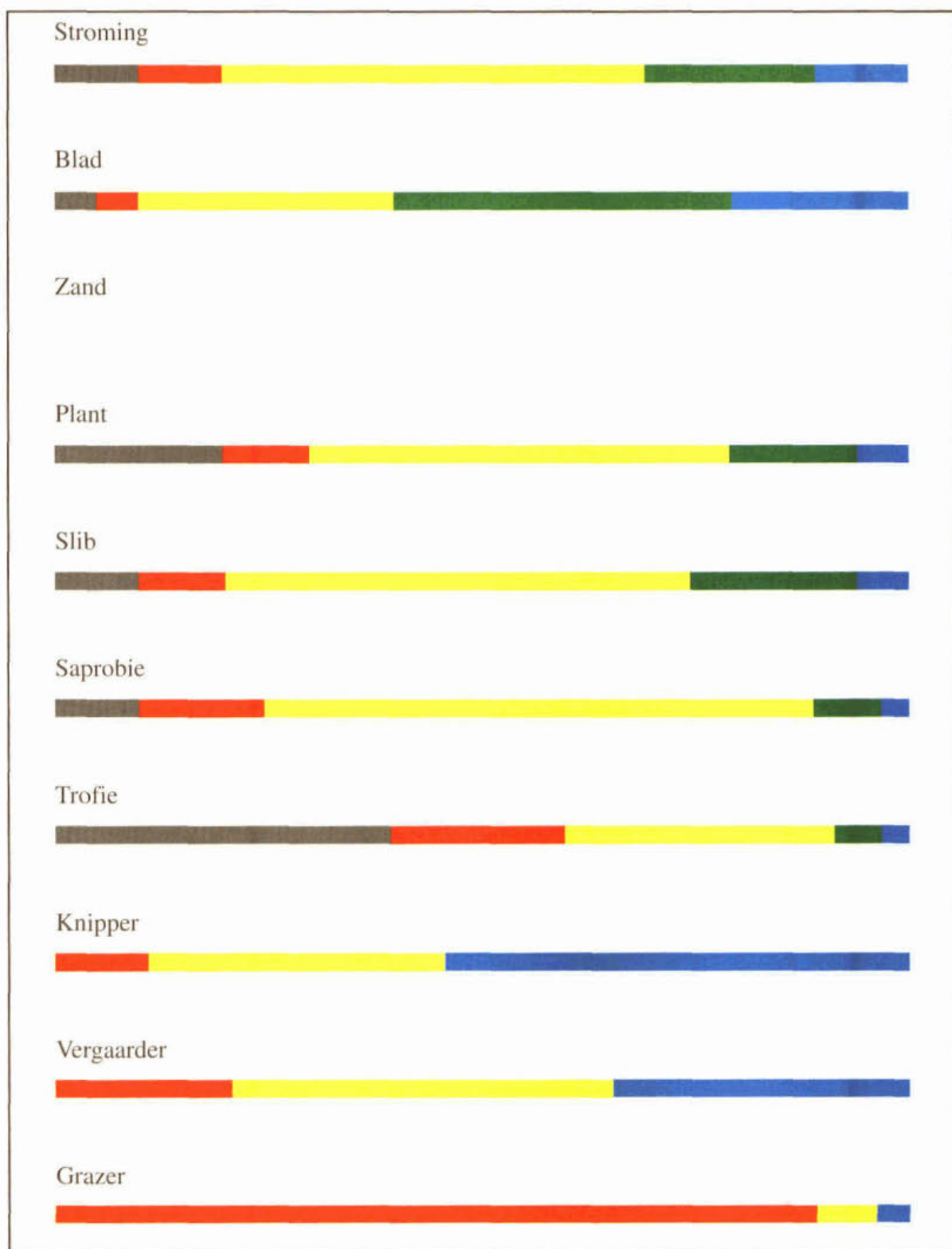
Figuur 28: Toetsingskaart voor de heuvellandsrie middenlopen.



Legenda:

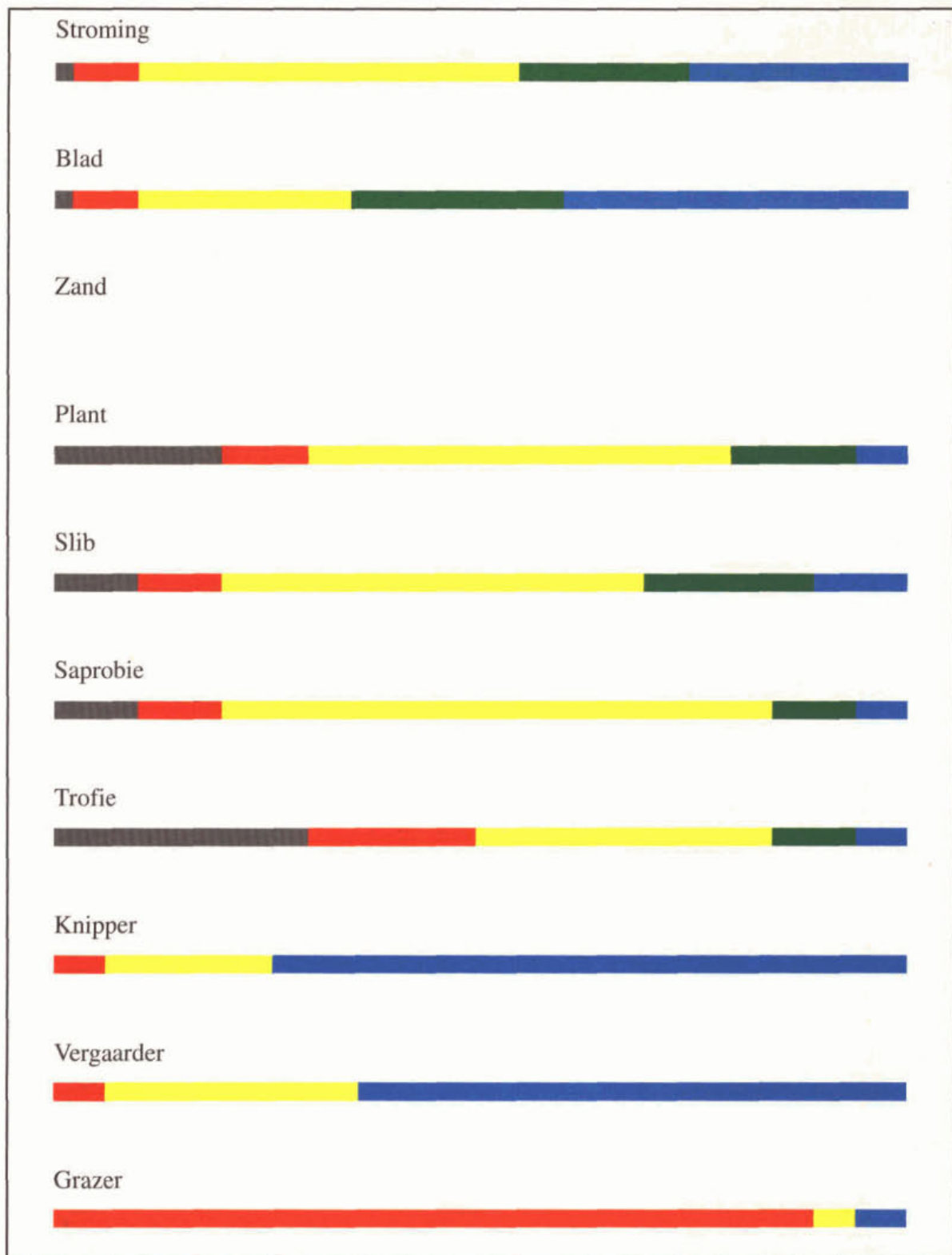
- : beneden laagste kwaliteitsniveau
- : laagste kwaliteitsniveau
- : middelste kwaliteitsniveau
- : bijna hoogste kwaliteitsniveau
- : hoogste kwaliteitsniveau

Figuur 29: Toetsingskaart voor de heuvellandserie benedenlopen



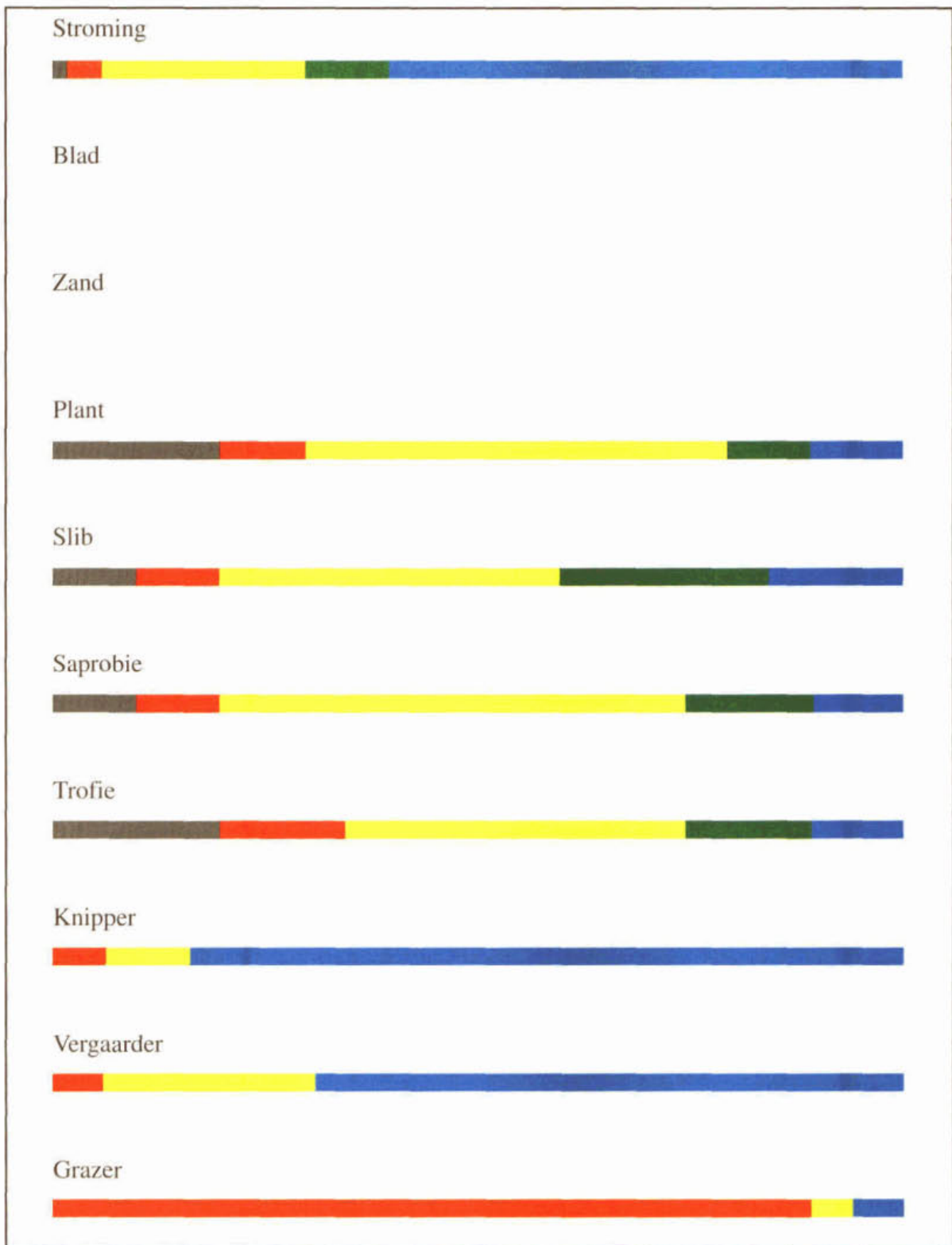
Legenda:   
 : beneden laagste kwaliteitsniveau   
 : laagste kwaliteitsniveau   
 : middelste kwaliteitsniveau   
 : bijna hoogste kwaliteitsniveau   
 : hoogste kwaliteitsniveau

Figuur 30: Toetsingskaart voor de laaglandserie bovenlopen.



Legenda:   
 : beneden laagste kwaliteitsniveau   
 : laagste kwaliteitsniveau   
 : middelste kwaliteitsniveau   
 : bijna hoogste kwaliteitsniveau   
 : hoogste kwaliteitsniveau

Figuur 31: Toetsingskaart voor de laaglandserie middenlopen.



Legenda:   
 : beneden laagste kwaliteitsniveau   
 : laagste kwaliteitsniveau   
 : middelste kwaliteitsniveau   
 : bijna hoogste kwaliteitsniveau   
 : hoogste kwaliteitsniveau

Figuur 32: Toetsingskaart voor de laaglandserie benedenlopen.



## 10 HET BEOORDELINGSSYSTEEM

Het beoordelingssysteem bestaat uit de combinatie van maatlat en toetsingskaart. De beoordeling geschiedt door voor een monster, op basis van de aanwezige indicatoren, de scores voor de karakteristieken te berekenen en deze in te vullen op de maatlat. Twee criteria maken het mogelijk alle Nederlandse stromende wateren in het typologisch raamwerk te plaatsen en de juiste toetsingskaart te kiezen. Het zijn de geografische ligging en de breedte van de waterloop (tabel 9).

Tabel 9: Criteria voor de plaatsing van de monsters in het typologisch raamwerk.

heuvellandserie			laaglandserie		
* ten zuiden van Susteren * de Swalm (Limburg) * de Roer (Limburg) * middenlopen van snelstromende zandbeken in Limburg			* overige		
boven	midden	beneden	boven	midden	beneden
< 2 m	2 - 8 m	> 8 m	< 3 m	3 - 10 m	> 10 m

Wateren die bij de indeling een grensgeval vormen, moeten beoordeeld worden met de toetsingskaarten van beide mogelijke varianten. Het ecologisch profiel dat het slechtste resultaat tot gevolg heeft (de laagste ecologische kwaliteitsniveaus), wordt uiteindelijk gebruikt.

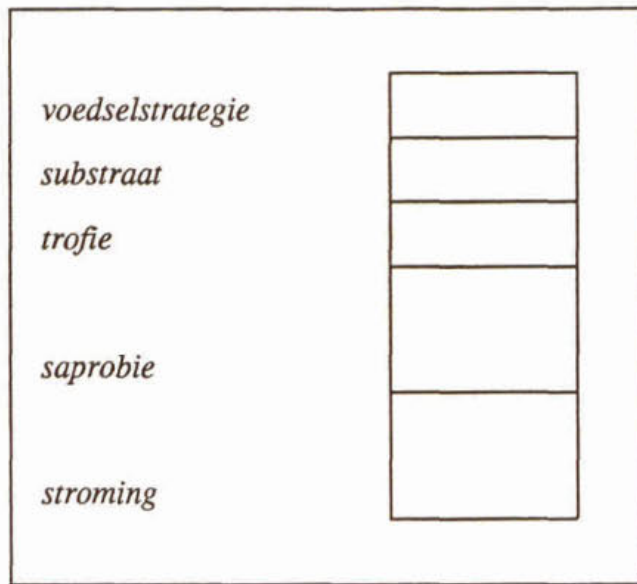
De ecologische kwaliteitsniveaus voor de karakteristieken worden afgelezen door de toetsingskaart te leggen op de ingevulde maatlat.

Op basis van de ecologische kwaliteitsniveaus van de karakteristieken wordt het ecologisch profiel geconstrueerd. Het ecologisch profiel bestaat uit de karakteristieken *stroming*, *saprobie* en *trofie* en de categorieën *substraat* en *voedselstrategie*.

In de manier waarop het ecologisch profiel gepresenteerd wordt, is rekening gehouden met de ecologische hiërarchie die bestaat tussen de karakteristieken. In het ecologisch profiel zijn de belangrijkste karakteristieken onderaan weergegeven en de minder belangrijke bovenaan. Het ecologisch profiel wordt in figuur 33 weergegeven.

Om te benadrukken dat de basis van het ecologisch profiel gevormd wordt door de karakteristieken *stroming* en *saprobie* hebben deze een groter oppervlak.

In het ecologisch profiel worden voor de karakteristieken *stroming*, *saprobie* en *trofie* de van de toetsingskaart afgelezen ecologische kwaliteitsniveaus ingevuld, voor de categorieën *substraat* en *voedselstrategie* wordt het laagst gemeten kwaliteitsniveau van de afzonderlijke karakteristieken ingevuld.



Figuur 33: Het ecologisch profiel.

## LITERATUUR

Anderson, N.H. & J.R. Sedell: 1979

Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems.  
Annual Review of Entomology, 24: 351-377

Borghet, P. vander & B. Ska: 1989

Eutrophisation et qualité des eaux de la semois.  
Tribune de l'eau, 42 (538): pp7-11

Braak, C.J.F. ter: 1985

Correspondence analysis of incidence and abundance data: Properties in terms of a unimodal response model.  
Biometrics 41: 859-873

Braak, C.J.F. ter: 1986

Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis.  
Ecology, 67: 1167-1179

Braak, C.J.F. ter: 1987

CANOCO - A FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1.).  
ITI-TNO, Wageningen

Bunn, S.E.: 1986

Spatial and temporal variation in the macroinvertebrate fauna of streams of the northern jarrah forest, Western Australia: functional organization.  
Freshwater Biology, 16: 621-632

Cate, L. ten & G. Schmidt: 1986

Makrofaunagemeenschappen in beekbovenlopen. Een aanzet tot het ontwikkelen van een biologisch waterbeoordelingssysteem op grond van makrofaunagemeenschappen gerelateerd aan een aantal fysische en chemische parameters in Twente.  
Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

Claassen, T.H.L.: 1987

Typologie en normstelling: een aquatisch-oecologisch onderzoek in Friesland.  
Krips repro, Meppel.

Cummins, K.W.: 1973

Trophic relations of aquatic insects.  
Annual Review of Entomology, 18: 183-206

Cummins, K.W. & M.J. Klug: 1979

Feeding ecology of stream invertebrates.  
Annual Review of Ecology and Systematics, 10: 147-172

CUWVO: 1988

Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse Oppervlaktewateren.

Coördinatie Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, nota nr 267, 's-Gravenhage.

Driessen J.M.C. & H.H. Tolkamp, 1991

A comparison of two methods for biological water quality assessment in Dutch streams.

Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 2100-2103

Dudok van Heel, E.: 1989

Macrofaunagemeenschappen in droogvallende beekbovenlopen in West-Brabant.

Hoogheemraadschap West-Brabant, Breda.

Einsele, W.: 1960

Die Strömungsgeschwindigkeit als beherrschender Faktor bei der limnologischen Gestaltung de Gewässer.

Österreichs Fischerei, Suppl. 1 (2), 40 pp

Erman, Don C. & N.A. Erman: 1984

The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity.

Hydrobiologia 108: 75-82

Gardeniers, J.J.P.: 1976

Problematiek en waarde van de biologische beoordeling van de waterkwaliteit. In: Practische aspecten van hydrobiologie. Landbouwhogeschool Vakgroep Waterzuivering, Wageningen, pp 104-117.

Gardeniers, J.J.P.: 1980

The impact of regulation on the natural characteristics of Dutch Lowland Streams.

Committee for Hydrological Research TNO; Water resources management on a regional scale; Proc. of Technical Meeting 37, (Novembre, 1980).

Gardeniers, J.J.P. & H.H. Tolkamp: 1976

Hydrobiologische waardering van de beken. In: Th.J. van Nes (red.) Modelonderzoek 1971-1974 ten behoeve van de waterhuishouding in Gelderland, deel 2: grondslagen.

Arnhem, Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland, pp 106-114

Gardeniers, J.J.P., H.H. Tolkamp & J.A.J. Beijer: 1979

Rerport of the Dutch participants of the 3rd technical seminar Biological Water Assessment Methods. Torrente Parma, T. Stirone, Fiume Po. Parma, Oct. 1978. In: Ghetti, P.F. (ed.): 3rd Techn. Sem. Biol. Water Assessment Methods, 1. Comm. Eur. Communities, ENV/729/80, 2.10.

Gardeniers, J.J.P. & E.T.H.M. Peeters: 1990

Ecologische beoordelingsmethoden: de bruikbaarheid van het Gezondheidsraadadvies voor de Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater. In Murk e.a. (red): Strategieën voor ecologisch waterbeheer, het spel en de knikkers.

SDU, 's-Gravenhage.

Gardeniers, J.J.P., S.P. Klapwijk, R.M.M. Roijackers & C. Roos: 1991

Ontwikkeling van ecologische beoordelingsmethoden voor Nederlandse oppervlaktewateren.

H<sub>2</sub>O 24(4): 84-87, 93.

- Gauch, H.G.: 1982  
Multivariate analysis in community ecology.  
Cambridge University Press, Cambridge.
- Ghetti, P.F. & G. Bonazzi: 1980  
3rd Technical seminar-Biological Water Assessment Methods. Parma 1978. Final Report 2,  
Comm. Europ. Communities, Brussels.
- Hawkes, H.A.: 1975  
River zonation and classification. In Whitton, B.A. (ed.): River Ecology.  
Blackwell Scientific Publications.  
Oxford. London. Edinburgh. Melbourne.
- Hawkins, C.P., M.L. Murphy & N.H. Anderson: 1982  
Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate  
communities in cascade range streams of Oregon.  
Ecology, 63(6); 1840-1856
- Hellawell, J.M.: 1978  
Biological surveillance of rivers; a biological monitoring handbook: collaboration between Natural  
Environment Research Council, Water Research Centre and Regional Water Authorities, NERC,  
Stenage.
- Higler, L.W.G.: 1987  
Geschiedenis van de biologische waterbeoordeling. In: Verdonschot, P.F.M. (ed): Biologische  
waterbeoordeling: instrument voor waterbeheer?  
Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Hill, M.O.: 1979  
DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal  
averaging.  
Cornell University Ithaca, N.Y.
- IAWM: 1985  
Beschrijving van de interprovinciale inventarisatie-eenheden (IPI's) voor floristische-vegetatie-  
kundig- en hydrobiologisch onderzoek.
- ISO-BMWP: 1980  
Assessment of the biological quality of rivers by a macroinvertebrate score.  
Internat. Stand. Org. ISO/TC147/SC5/WG6/NG14.
- Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren: 1987  
Data analysis in community and landscape ecology.  
Pudoc, Wageningen
- Kolkwitz, R. & M. Marsson: 1908  
Ökologie der pflanzlichen Saprobien.  
Ber. dtsh. bot. Ges., 26: 505-519

Kolkwitz, R. & M. Marsson: 1909  
Ökologie der tierischen Saprobien.  
Int. Rev. Hydrobiol. 2: 126-152

Lemly, A.D.: 1982  
Modification of benthic insect communities in polluted streams; combined effects of sedimentation and nutrient enrichment.  
Hydrobiologia 87: 229-245

Magurran, A.E.: 1988  
Ecological diversity and its measurement.  
Croom Helm Limited, London.

Mark, H. van der: 1975  
Report on the biological examination of the Main river. RIZA-Lelystad. In: Tittizer, T. (ed.): Comparative study of biological-ecological water assessment methods - practical demonstration on the river Main -. Report of National experts, Comm. Eur. Comm. Health Prot. Dir., Koblenz.

Mauch, E.: 1976  
Leitformen der Saprobität für die biologische Gewässeranalyse.  
Cour. Fors. Inst. Senckenberg 21, Frankfurt am Main.

Merritt, R.W. & K.W. Cummins: 1984  
An introduction to the aquatic insects of North America.  
Second edition.  
Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa.

Min. V&W: 1976  
Indicatief Meerjaren Programma Water 1975-1979.  
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij,  
's-Gravenhage.

Min. V&W: 1981  
Indicatief Meerjaren Programma Water 1980-1984.  
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij,  
's-Gravenhage.

Min. V&W: 1985  
Omgaan met water, naar een integraal waterbeleid.

Min. V&W: 1986  
Indicatief Meerjaren Programma Water 1985-1989.  
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij,  
's-Gravenhage.

Min. V&W: 1989  
Derde Nota Waterhuishouding: Water voor nu en later.  
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij,  
's-Gravenhage.

Min. VROM: 1992

De notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water" (MILBOWA).  
Kamerstukken II, 1990-1991, 21 990, nr. 1.

Minshall, G.W., R.C. Petersen, K.W. Cummins, T.L. Bott, J.R. Sedell, C.E. Cushing & R.L. Vannote: 1983

Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics.  
Ecological Monographs, 53(1): 1-25

Mol, A.W.M.: 1984

Limnofauna neerlandica.  
Ned. Faun. Med./Europ. Invertebr. Survey. Leiden.

Moller Pillot, H.K.M.: 1967

Iets over de fauna van onze laaglandbeken.  
De Levende Natuur, 70: 92-96

Moller Pillot, H.K.M.: 1971

Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken.  
Pillot Standaardboekhandel, Tilburg, 286 pp

Moller Pillot, H.K.M.: 1984

De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera), 1A-1B.  
Ned. Faun. Med./Europ. Invertebr. Survey. Leiden.

Moller Pillot, H.K.M. & B. Krebs: 1981

Concept ven een overzicht van de oekologie van Chironomidaelarven in Nederland.

Moller Pillot, H.K.M. & R.F.M. Buskens: 1990

De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera), 1C.  
Ned. Faun. Med./Europ. Invertebr. Survey. Leiden.

Pauw, N. de & R. Vannevel: 1991

Macro-invertebraten en waterkwaliteit.  
Stichting Leefmilieu, Antwerpen.

Peeters, E.T.H.M.: 1988

Hydrobiologisch onderzoek in de Nederlandse Maas. Makrofauna in relatie tot biotopen.  
Landbouwuniversiteit, Vakgroep Natuurbeheer, Wageningen.

Peeters, E.T.H.M. & H. Tachet: 1989

Comparison of macrobenthos in braided and channelized sectors of the Drôme River, France.  
Regulated rivers: Research & management, 4: 317-325

Peeters, E.T.H.M. & J.J.P. Gardeniers: 1992

Ecologisch beoordelingssysteem stromend water op basis van macrofauna.  
Vakgroep Natuurbeheer, Landbouwuniversiteit, Wageningen.

Petts, G.E.: 1984

Impounded Rivers, Perspectives for ecological Management.  
John Wiley & Sons Ltd.

- Redeke, H.C.: 1948  
Hydrobiologie van Nederland.  
De Boer, Amsterdam.
- Reice, S.R.: 1980  
The role of substratum in benthic macroinvertebrate microdistribution and litter decomposition in a woodland stream.  
*Ecology*, 61(3): 580-590
- Roos, C., J.J.P. Gardeniers, R.M.M. Roijackers & E.T.H.M Peeters: 1991  
Ecological assessment of Dutch inland waters: philosophy and preliminary results.  
SIL Verhandlungen 24: 2104-2106
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf: 1981  
Biometry. 2nd edition.  
Freeman, San Fransisco, 877 pp.
- STORA: 1986  
Project STORA 2.1.4. "Ontwikkeling ecologische beoordelingssystemen voor oppervlaktewateren". Coverstuk onderzoeksvoorstellen. September 1986.
- Tittizer, T. (ed.): 1975  
Comparative study of biological-ecological water assessment methods - practical demonstration of the river Main -, 2-6 June 1975. General report Comm. Eur. Comm. Health Prot. Dir., Koblenz.
- Tolkamp, H.H.: 1980  
Organism-substrate relationships in lowland streams.  
Pudoc, Wageningen.
- Tolkamp, H.H.: 1984  
Biological assessment of water quality in running water using macro-invertebrates: a case study for Limburg, the Netherlands.  
*Wat. Sci. Techn.*, 17: 867-878
- Tolkamp, H.H.: 1985  
Using several indices for biological assessment of water quality in running water.  
*Verh. Intern. Verein. Limnol.*, 22: 2281-2286
- Tolkamp, H.H. & J.J.P. Gardeniers: 1975  
The biological assessment of the water quality of the rivers Main and Kahl in June 1975. Report for the Comm. Eur. Comm. Health Prot. Dir.
- Tolkamp, H.H. & J.J.P. Gardeniers: 1988  
De ontwikkeling van de biologische waterbeoordeling in Nederland. Van weten naar meten. In: Roijackers, R.M.M. (ed.): *Hydrobiologisch onderzoek in Nederland, fundamentele en toepassingsgerichte aspecten*.  
Publikatie No. 6 van de Hydrobiologisch Vereniging, Amsterdam.



Tolkamp, H.H., J.J.P. Gardeniers & E.T.H.M. Peeters: 1990  
Entwicklung der ökologischen Gütebeurteilung aus der biologischen Gewässergütebeurteilung in den Niederlanden.  
Ökologische Bewertung von Fließgewässern. 7 mei 1990.  
Witzenhausen, Essen.

Torenbeek, R. & M.E.A. van Gijsen: 1990  
Ecologische doelstellingen en beoordelingsmethode voor stromende wateren in Drenthe.  
Zuiveringsschap Drenthe.

Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing: 1980  
The river continuum concept.  
Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37: 130-137

Verdonschot, P.F.M.: 1983  
Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel.  
H<sub>2</sub>O (16), 25: 574-579.

Verdonschot, P.F.M.: 1990a  
Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (the Netherlands).  
Province of Overijssel, Research Institute for Nature Management.

Verdonschot, P.F.M.: 1990b  
Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Het netwerk van cenotypen als instrument voor ecologisch beheer, inrichting en beoordeling van oppervlaktewateren.  
Provincie Overijssel, Zwolle; Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

Whittaker, R.H.: 1967  
Gradient analysis of vegetation.  
Biological Reviews 49: 207-264

Woodiwiss, F.S. (ed.): 1979  
Biological water assessment methods.  
Technical seminar (Commission of the European Communities), Nottingham, Sept./Oct. 1976,  
Summary Report.

Bijlage 1: Overzicht milieuvariabelen.

variabele	aantal lokaties	aantal bepalingen
temperatuur water (°C)	1080	27714
temperatuur lucht (°C)	269	5186
zuurstof gehalte (mg/l)	772	26019
zuurstof verzadiging (%)	690	21922
pH veldbepaling	401	6547
pH laboratoriumbepaling	756	25025
doorzicht (m)	608	10750
helderheid (cm)	34	147
kleur	997	11066
reuk	521	8719
EGV veldbepaling k20 (µs/cm)	91	1443
EGV laboratoriumbepaling k20 (µs/cm)	602	81
EGV veldbepaling k25 (µs/cm)	11	21009
EGV laboratoriumbepaling k25 (µs/cm)	51	2879
BZV met ATU (mg/l)	737	23967
BZV zonder ATU (mg/l)	22	119
kjeldhal-N (mg/l)	450	17602
ammonium-N (mg/l)	799	27099
vrij ammoniak (mg/l)	355	10781
nitriet-N (mg/l)	609	23355
nitraat-N (mg/l)	685	20083
nitriet + nitraat-N (mg/l)	423	11418
ortho-P (mg/l)	647	24276
totaal-P (mg/l)	721	16061
chlorofyl A (µg/l)	162	2282
phaeophytine (µg/l)	26	385
alkaliniteit m-getal (mg/l)	78	459
alkaliniteit p-getal (mg/l)	36	179
sulfaat (mg/l)	612	9027
chloride (mg/l)	794	26841
bicarbonaat (mg/l)	188	319
calcium (mg/l)	207	379
kalium (mg/l)	192	352
magnesium (mg/l)	191	352
natrium (mg/l)	189	334
Fe <sup>2+</sup> /Fe <sup>3+</sup> (mg/l)	148	444
silicum (mg/l)	13	438
bodem droge stof gehalte (%)	2	2
dikte sapropeliumlaag minimaal (cm)	524	1279
dikte sapropeliumlaag maximaal (cm)	566	1341
x- en y-coördinaat	1160	1160

Bijlage 1: Overzicht milieuvariabelen.

variabele	aantal lokaties	aantal bepalingen
IPI-codering landschapstype	656	656
IPI-codering gemeentecode	524	524
IPI-codering watertype	653	653
stroomsnelheid in stroomdraad (cm/s)	1243	7209
ruimtelijke variatie stroomsnelheid	213	735
stroomsnelheid-fluctuaties	670	670
diepte bemonsteringspunt (m)	1170	8013
breedte bemonsteringspunt (m)	1002	2761
gemiddelde diepte (m)	628	628
gemiddelde breedte (m)	627	627
maximale diepte (m)	627	664
maximale breedte (m)	625	662
waterpeilfluctuaties (dm)	542	542
permanentie	682	1026
substraat meest voorkomend	509	1082
substraat veel voorkomend	481	1034
substraat minder voorkomend	403	896
substraat puin	98	132
substraat stenen	227	481
substraat grof grind	201	358
substraat fijn grind	172	325
substraat grof zand	249	406
substraat fijn zand	316	550
substraat klei	134	174
substraat modder	177	244
substraat fijn detritus	223	327
substraat grof detritus	160	225
substraat bladeren	175	221
substraat takken	114	167
substraat waterplanten	250	588
substraat draadwieren	84	110
substraat ijzeroker	140	252
substraat zwarte ondergrond	69	96
substraat zand	59	230
substraat grind	3	4
substraat detritus	38	65
beschaduwning rechteroever	548	1187
beschaduwning linkeroever	557	1205
beschaduwning totaal	465	1181
mate van aanwezigheid van kwel	663	663
indicatie van kwel	531	531

Bijlage 1: Overzicht milieuvariabelen.

variabele	aantal lokaties	aantal bepalingen
hoeveelheid kwel (mm/dag)	249	249
wegzijing	666	666
mate van isolatie	76	131
lengte profiel	755	1690
stuwing	462	823
vorm oever	300	608
profiel linker- en rechteroever	232	469
profiel totaal	487	1186
aard linker- en rechteroever	384	759
aard oever veel voorkomend	273	707
onderlaag meest voorkomend	217	458
onderlaag veel voorkomend	132	347
onderlaag minder voorkomend	127	342
samenst. bodem omgeving meest voorkomend	675	675
samenst. bodem omgeving veel voorkomend	440	440
samenst. bodem omgeving minder voorkomend	411	411
grondgebruik omgeving veel voorkomend	665	665
grondgebruik omgeving tevens voorkomend	561	561
org. veront. huishoudelijk afvalwater	663	663
org. veront. industrie	671	671
org. veront. effluentlozing	671	671
org. veront. land- en tuinbouw	670	670
org. veront. inlaatwater	669	669
tox. veront. industrie	671	671
tox. veront. bestrijdingsmiddelen	671	671
suspensie verontreinigd afvalwater	667	667
thermisch verontreinigd afvalwater	667	667
zichtbare vervuiling	802	4401
belasting met verontreinigd slib	664	664
inlaat vreemd oppervlaktewater	672	672
aard vreemd oppervlaktewater	458	458
verleende vergunningen WVO	440	440
weertype bij bemonstering	558	8387
weertype afgelopen dagen	318	1075
harde wind afgelopen dagen	124	662
tijdstip van bemonstering	604	15545
schoning oever	650	650
schoning bodem	646	646
schoningsindicatie oever	83	354
schoningsindicatie waterloop	265	645
frequentie schoning	406	406

Bijlage 1: Overzicht milieuv variabelen.

variabele	aantal lokaties	aantal bepalingen
baggerfrequentie	600	600
baggermethode	488	488
tijdsduur vanaf baggeren	58	58
ouderdom in huidige staat	359	359
gebruik: zwemmen	665	665
gebruik: hengelsport	666	666
gebruik: beroepsvisserij	673	673
gebruik: zeilen / surfen	673	673
gebruik: pleziervaart	673	673
gebruik: beroepsvaart	673	673
gebruik: veedrenking	671	671
gebruik: drinkwaterbereiding	671	671
gebruik: natuurfunctie	671	671
bedekkingsgraad emerse vegetatie	323	674
bedekkingsgraad submerse vegetatie	333	659
bedekkingsgraad drijfslag	330	686
bedekkingsgraad draadwieren / flap	291	594
bedekkingsgraad totale vegetatie	271	667

Bijlage 2: Overzicht taxa na standaardisatie determinatieniveau.

<p>Ph. PLATHELMINTHES            Cl. TURBELLARIA            O. SERIATA              sO. Tricladida                Planaria torva                Polycelis felina                Polycelis nigra/tenuis                Crenobia alpina                Phagocata vitta                Dugesia gonocephala                Dugesia sp                Dendrocoelum lacteum                Bdellocephala punctata</p> <p>Ph. ANNELIDA            Cl. OLIGOCHAETA              Oligochaeta            Cl. HIRUDINEA            O. RHYNCHOBDELLAE              Piscicola geometra              Glossiphonia complanata              Glossiphonia heteroclita              Haementeria costata              Hemiclepsis marginata              Helobdella stagnalis              Theromyzon tessulatum            O. GNATHOBDELLAE              Haemopsis sanguisuga              Hirudo medicinalis            O. PHARYNGOBDELLAE              Dina lineata              Erpobdella octoculata              Erpobdella testacea              Trocheta bykowskii</p> <p>Ph. MOLLUSCA            Cl. GASTROPODA              sCl. PROSOBRANCHIA                O. ARCHAEOGASTROPODA                  Theodoxus fluviatilis                O. MESOGASTROPODA                  Viviparus contectus                  Viviparus viviparus                  Valvata cristata                  Valvata piscinalis                  Valvata pulchella                  Bithynia leachi                  Bithynia tentaculata                  Lithoglyphus naticoides                  Potamopyrgus jenkinsi</p>	<p>Cl. GASTROPODA            sCl. PULMONATA            O. BASOMMATOPHORA              Physa acuta              Physa fontinalis              Aplexa hypnorum              Galba truncatula              Lymnaea stagnalis              Myxas glutinosa              Radix auricularia              Radix peregra              Radix ovata              Stagnicola glabra              Stagnicola palustris              Planorbarius corneus              Planorbis carinatus              Planorbis planorbis              Bathymphalus contortus              Armiger crista              Gyraulus albus              Gyraulus laevis              Gyraulus riparius              Anisus vortex              Anisus vorticulus              Anisus leucostomus / spirorbis              Hippeutis complanatus              Segmentina nitida              Oxyloma sp              Ancylus fluviatilis              Acroloxus lacustris</p> <p>Cl. BIVALVIA            sCl. PALAEOHETERODONTA            O. UNIONOIDA              Unionidae            sCl. HETERODONTA            O. VENEROIDA              Dreissena polymorpha              Sphaerium / pisidium</p> <p>Ph. ARTHROPODA            sPh. CHELICERATA            Cl. ARACHNIDA            sCl. ARANEIDA            O. ARANEAE              Argyroneta aquatica</p>
---	--

Bijlage 2: Overzicht taxa na standaardisatie determinatieniveau.

Ph. ARTHROPODA	sO. ANISOPTERA
sPh. CRUSTACEA	Aeshna sp
Cl. MALACOSTRACA	Anax sp
SO. PERACARIDA	Brachytron pratense
O. AMPHIPODA	Gomphus sp
Echinogammarus berilloni	Ophiogomphus cecilia
Gammarus duebeni	Cordulegaster boltonii
Gammarus fossarum	Corduliidae
Gammarus pulex	Libellula sp
Gammarus roeseli	Orthetrum sp
Gammarus tigrinus	Sympetrum sp
Gammarus zaddachi	
Niphargus aquilex	
Niphargus schellenbergi	
O. ISOPODA	O. PLECOPTERA
Asellus aquaticus	sO. Filialpia
Proasellus meridianus	Protonemura sp
Proasellus coxalis	Amphinemura standfussi
SO. EUCARIDEA	Nemoura sp
O. DECAPODA	Nemurella pictetii
iO. Caridea	Leuctra nigra
Atyaephyra desmarestii	sO. Setipalpia
iO. Astacidea	Perlodes microcephala
Astacus astacus	
Orconectus limosus	
sPh. UNIRAMIA	O. HEMIPTERA
Cl. INSECTA, HEXAPODA	iO. Gerrormorpha
sCl. PTERYGOTA	Mesovelvia furcata
O. EPHEMEROPTERA	Mesovelvia sp larve
Baetis sp	Hydrometra sp
Centroptilum luteolum	Velia caprai
Cloeon dipterum	Velia caprai nymphe
Cloeon simile	Velia saulii
Procloeon bifidum	Microvelia sp
Ecdyonurus sp	Microvelia sp nymphe
Heptagenia sp	Gerris sp
Rhithrogena sp	Gerris sp nymphe
Habrophlebia fusca	iO. Nepomorpha
Leptophlebia marginata	Iyocoris cimicoides
Leptophlebia vespertina	Ilyocoris cimicoides nymphe
Paraleptophlebia sp	Naucoris sp nymphe
Ephemerella sp	Nepa cinerea
Ephemera sp	Nepa cinerea nymphe
Caenis sp	Ranatra linearis
Brachycercus harrisella	Plea minutissima
O. ODONATA	Plea minutissima nymphe
sO. ZYGOPTERA	Notonecta sp
Calopteryx splendens	Notonecta sp nymphe
Calopteryx virgo	Corixidae nymphe
Sympecma sp	Micronecta sp
Lestes sp	Cymatia bonsdorffi
Platycnemis pennipes	Cymatia coleoprata
Coenagrionidae	Corixa sp (niet C. punctata)
	Corixa punctata

Bijlage 2: Overzicht taxa na standaardisatie determinatieniveau.

<p>iO. Nepomorpha  Hesperocorixa sp  Callicorixa sp  Paracorixa concinna  Arctocorisa germari  Sigara sp</p> <p>O. NEUROPTERA  Osmylus fulvicephalus  Sisyra sp</p> <p>O. MEGALOPTERA  Sialis sp</p> <p>O. COLEOPTERA  sO. Adephaga  SF. Caraboidea  FG. Hydradephaga  Brychius sp larve  Brychius elevatus  Haliplus sp  Haliplus sp larve  Peltodytes sp larve  Peltodytes caesus  Hygrobia sp larve  Hygrobia hermanni  Noterus sp larve  Noterus clavicornis  Noterus crassicornis  Acilius canaliculatus  Acilius sulcatus  Agabus sp  Agabus sp larve  Bidessus sp  Bidessus sp larve  Coelambus sp larve  Coelambus confluens  Coelambus impressopunctatus  Colymbetes sp  Colymbetes sp larve  Copelatus haemorrhoidalis  Deronectus sp  Deronectus sp larve  Dytiscus sp  Dytiscus sp larve  Graphoderus sp larve  Graphoderus cinereus  Graptodytes sp larve  Graptodytes pictus  Hydaticus seminiger  Hydaticus transversalis  Hydaticus sp larve</p>	<p>FG. Hydradephaga  Hydroglyphus pusillus  Hydroporus sp  Hydroporus sp larve  Hygrotus decoratus  Hygrotus inaequalis  Hygrotus versicolor  Hygrotus sp larve  Hyphydrus sp larve  Hyphydrus ovatus  Ilybius sp  Ilybius sp larve  Laccophilus sp  Laccophilus sp larve  Oreodytes rivalis  Platambus sp larve  Platambus maculatus  Porhydrus lineatus  Potamonectes canaliculatus  Potamonectes depressus elegans  Rhantus sp  Rhantus sp larve  Scarodytes sp  Stictotarsus duodecimpustulatus  Aulonogyrus concinnus larve  Gyrinus sp  Gyrinus sp larve  Orectochilus sp  Orectochilus sp larve</p> <p>sO. Polyphaga  SF. Staphyloidea  Limnebius sp  Limnebius sp larve  Hydraena sp  Hydraena sp larve  Ochthebius sp</p> <p>SF. Hydrophiloidea  Spercheus emarginatus  Spercheus emarginatus larve  Hydrochus sp  Hydrochus sp larve  Helophorus sp  Helophorus sp larve  Coelostoma orbiculare  Anacaena sp  Anacaena sp larve  Berosus sp larve  Berosus luridus  Berosus signaticollis  Chaetarthria sp larve  Chaetarthria seminulum</p>
--	--



Bijlage 2: Overzicht taxa na standaardisatie determinatieniveau.

SF. Hydrophiloidea	Cyrnus crenaticornis
Cymbiodyta marginella larve	Cyrnus flavidus
Cymbiodyta marginella	Cyrnus trimaculatus
Enochrus sp	Holocentropus sp
Enochrus sp larve	Neureclepsis bimaculata
Helochares sp	Plectrocnemia sp
Helochares sp larve	Polycentropus sp
Hydrobius fuscipes	Lype sp
Hydrobius fuscipes larve	Tinodes assimilis
Hydrophilus sp larve	Tinodes pallidulus
Hydrophilus piceus	Tinodes waeneri
Laccobius sp larve	Ecnomus tenellus
Laccobius biguttatus	Agrypnia pagetana
Laccobius bipunctatus	Agrypnia varia
Laccobius minutus	Oligotrichia striata
Laccobius cinereus	Phryganea sp
Laccobius striatulus	Trichostegia minor
Limnoxenus niger	Ironoquia dubia
Paracymus scutellaris	Apatania fimbriata
Helodidae	Drusus annulatus
Helodidae larve	Glyphotaenius pellucidus
Elodes sp	Limnephilus sp
Elodes sp larve	Anabolia brevipennis
SF. Dryopoidea	Anabolia nervosa
Dryops sp	Chaetopteryx sp
Dryops sp larve	Potamophylax sp
Helichus substriatus	Halesus sp
Elmis sp	Enoicyla pusilla
Elmis sp larve	Stenophylax sp
Limnius volckmari	Micropterna sp
Limnius sp larve	Allogamus auricollis
Oulimnius sp	Hydatophylax infumatus
Oulimnius sp larve	Goeridae
SF. Chrysomeloidea	Crunoecia irrorata
Notaris bimaculatus	Lasiocephala basalis
O. TRICHOPTERA	Adicella reducta
Rhyacophila sp	Adicella filicornis
Agapetus fuscipes	Athripsodes aterrimus
Agraylea sp	Athripsodes cinereus
Hydroptila sp	Leptocerus sp
Orthotrichia costalis	Mystacides sp
Oxyethira sp	Oecetis sp
Tricholeiochiton fagesii	Triaenodes sp
Wormaldia occipitalis	Setodes sp
Cheumatopsyche lepida	Ceraclea dissimilis
Hydropsyche angustipennis	Paroecetis sp
Hydropsyche contubernalis	Sericostomatidae
Hydropsyche instabilis	Beraea maura
Hydropsyche pellucidula	Beraea pullata
Hydropsyche saxonica	Ernodes articularis
Hydropsyche siltalai	Beraeodes minutus
	Molanna angustata
	Molannodes tinctus

Bijlage 2: Overzicht taxa na standaardisatie determinatieniveau.

O. LEPIDOPTERA	Paralauterborniella nigrohalteralis
Lepidoptera	Paratendipes sp
O. DIPTERA	Phaenopsectra sp
sO. Nematocera	Polypedilum convictum
Psychodidae	Polypedilum breviannatum
Ptychopteridae	Polypedilum gr bicrenatum
Culicidae	Polypedilum laetum agg
Chaoborus sp	Polypedilum gr nubeculosum
Dixidae	Polypedilum pedestre agg
Ceratopogonidae	Polypedilum gr sordens
Simuliidae	Stenochironomus sp
Thaumaleidae	Stictochironomus sp
Dicranota bimaculata	Zavreliella marmorata
Limoniidae (excl D. bimaculata)	Tribelus intexus
Tipulidae	Diamesa sp
Ablabesmyia sp	Odontomesa fulva
Anatopynia plumipes	Potthastia longimanis
Apsectrotanypus trifascipennis	Prodiamesa olivacea
Clinotanypus nervosus	Prodiamesa rufovittata
Conchapelopia sp	Syndiamesa sp
Guttipelopia guttipennis	Acricotopus lucens
Krenopelopia sp	Brillia longifurca
Macropelopia sp	Brillia modesta
Monopelopia tenuicalcar	Bryophaenocladus gr muscicola
Natarsia sp	Cardiocladius sp
Paramerina cingulata	Chaetocladius sp
Procladius sp	Corynoneura sp
Psectrotanypus varius	Cricotopus sp
Rheopelopia sp	Diplocladius cultriger
Tanypus sp	Epoicocladius flavens
Trissopelopia sp	Eukiefferiella sp
Xenopelopia sp	Gymnometriocnemus gr subnudus
Zavreliemyia sp	Heleniella sp
Camptochironomus tentans	Heterotanytarsus apicalis
Chironomus sp	Heterotrissocladius marcidus
Cryptochironomus sp	Hydrobaenus sp
Cryptocladopelma sp	Limnophyes sp
Cryptotendipes sp	Metriocnemus sp
Demeyerea rufipes	Nanocladius sp
Demicryptochironomus vulneratus	Orthocladius sp
Dicrotendipes sp	Paracladius conversus
Einfeldia sp	Parakiefferiella sp
Endochironomus albipennis	Paralimnophyes hydrophilus
Endochironomus tendens	Parametriocnemus stylatus
Endochironomus gr dispar	Paraphaenocladus sp
Glyptotendipes sp	Paratrachocladius sp
Harnischia sp	Psectrocladius sp
Kiefferulus tendipediformis	Pseudorthocladius sp
Microchironomus sp	Pseudosmittia sp
Microtendipes sp	Rheocricotopus sp
Parachironomus sp	Smittia sp
Paracladopelma sp	Synorthocladius semivirens

Bijlage 2: Overzicht taxa na standaardisatie      determinatieniveau.



sO. Nematocera
Thienemania gracilis
Thienemanniella sp
Trissocladius sp
Cladotanytarsus sp
Micropsectra sp
Paratanytarsus sp
Rheotanytarsus sp
Stempellina sp
Stempellinella sp
Tanytarsus sp
sO. Brachycera
Tabanidae
Rhagionidae
Stratiomyidae
Empididae
Dolichopodidae
Syrphidae
Sciomyzidae
Ephydriidae
Scatophagidae
Muscidae
totaal 454 taxa

BIJLAGE 3: Codering indicatoren

verwijzend	
niet verwijzend	



Indicator	strm	blad	zand	plan	slib	sapr	trof	knip	verg	graz
<b>TRICLADIDA</b>										
Crenobia alpina										
Polycelis felina										
Dugesia gonocephala										
Overige										
<b>OLIGOCHAETA</b>										
<b>HIRUDINEA</b>										
Piscicolidae										
Glossiphoniidae										
Helobdella stagnalis										
Overige										
Hirudidae										
Erpobdellidae										
<b>MOLLUSCA</b>										
Neritidae										
Viviparidae										
Valvatidae										
Bithyniidae										
Hydrobiidae										
Physidae										
Lymnaeidae										
Planorbidae										
Ancylidae										
Acroloxidae										
Unionidae										
Dreissenidae										
Sphaeriidae										
<b>ARACHNIDA</b>										
Argyronetidae										
<b>MALOCOSTRACA</b>										
Gammaridae										
Niphargidae										
<b>ISOPODA</b>										
Asellidae										
<b>DECAPODA</b>										
Atyidae										
Astacidae										
Cambaridae										
<b>EPHEMEROPTERA</b>										
<b>Baetidae</b>										
Baetis										
Centroptilum										
Cloeon										
Procloeon										
Heptageniidae										
Leptophlebiidae										
Ephemerellidae										
Ephemeridae										
Caenidae										
<b>ODONATA</b>										
Calopterygidae										

BIJLAGE 3: Codering indicatoren

verwijzend   
 niet verwijzend 


Indicator	strm	blad	zand	plan	slib	sapr	trof	knip	verg	graz
Lestidae										
Platycnemidae										
Coenagrionidae										
Aeshnidae										
Gomphidae										
Cordulegasteridae										
Corduliidae										
Libellulidae										
PLECOPTERA										
Nemouridae										
Leuctridae										
Perlodidae										
HETEROPTERA										
Mesoveliidae										
Hydrometridae										
Veliidae										
Naucoridae										
Nepidae										
Pleidae										
Notonectidae										
Corixidae										
Corixidae nymph										
Callicorixa										
Corixa										
Cymatia										
Hesperocorixa										
Micronecta										
Paracorixa										
Sigara										
NEUROPTERA										
Sisyridae										
Osmylidae										
MEGALOPTERA										
Sialidae										
COLEOPTERA										
Haliplidae										
Brychius										
Haliphus										
Peltodytes										
Hygrobiidae										
Dytiscidae										
Hydroporinae										
Noteridae adult										
Noteridae larve										
Laccophilinae										
Colymbetinae										
Dytiscinae										
Gyrinidae										
Gyrinus										
Orectochilus										
Dryopidae										

BIJLAGE 3: Codering indicatoren

verwijzend   
 niet verwijzend 



Indicator	strm	blad	zand	plan	slib	sapr	trof	knip	verg	graz
Elminthidae	■								■	
Elodidae	■	■						■		
Palpicornial										
Hydraenidae			■		■					
Hydrophilidae				■						
Spercheidae				■	■	■				
TRICHOPTERA										
Rhyacophilidae	■									
Glossosomatidae	■									■
Hydroptilidae										
Hydroptila	■			■			■			■
Overige				■					■	
Philopotamidae	■							■		
Hydropsychidae	■								■	
Polycentropidae										
Cymus				■					■	
Holocentropus				■			■		■	
Neuriclepsis	■		■	■					■	
Plectrocnemia	■									
Polycentropus	■	■	■						■	
Psychomyidae	■				■					■
Ecnomidae				■					■	
Phryganeidae				■				■		
Limnephilidae										
Allogamus	■									■
Anabolia	■		■						■	
Apatania	■	■								
Chaetopteryx	■							■		
Drusus	■							■		
Enoicyla	■		■						■	
Glyptotaelius	■	■						■		
Halesus	■		■					■		
Hydatophylax	■			■						
Isonychia	■	■						■		
Limnephilus	■	■	■	■					■	
Micropterna	■							■		
Potamophylax	■		■						■	
Stenophylax	■	■	■					■		
Goeridae	■									■
Lepidostomatidae										
Crunoecia	■	■							■	
Lasiocephala	■	■	■					■		
Leptoceridae										
Adicella	■							■		
Athripsodes				■	■				■	
Leptocerus				■						
Mystacides				■				■		
Oecetis			■					■		
Setodes	■								■	
Triaenodes				■				■		
Sericostomatidae								■		
Beraeidae	■								■	

BILAGE 3: Codering indicatoren

verwijzend   
 niet verwijzend 

Indicator	strm	blad	zand	plan	slib	sapr	trof	knip	verg	graz
Molannidae										
Molanna										
Molanodes										
LEPIDOPTERA										
DIPTERA										
Psychodidae										
Ptychopteridae										
Culicidae										
Chaoboridae										
Dixidae										
Ceratopogonidae										
Simuliidae										
Thaumaleidae										
Limoniidae										
Dicranota										
Overige										
Tipulidae										
Tabanidae										
Rhagionidae										
Stratiomyidae										
Empididae										
Syrphidae										
Sciomyzidae										
Ephydriidae										
Tanypodinae										
Ablabesmyia										
Apsectrotanypus										
Clinotanypus										
Conchapelopia										
Macropelopia										
Natarsia										
Procladius										
Psectrotanypus										
Rheopelopia										
Tanypus										
Trissopelopia										
Xenopelopia										
Zavrelimyia										
Chironomini										
Chironomus										
Cryptochironomus										
Cryptocladopelma										
Cryptotendipes										
Demeijera										
Dicrotendipes										
Einfeldia										
Endochironomus										
Glyptotendipes										
Harnischia										
Microchironomus										
Microtendipes										
Parachironomus										

BIJLAGE 3: Codering indicatoren

verwijzend   
 niet verwijzend 

Indicator	strm	blad	zand	plan	slib	sapr	trof	knip	verg	graz
Paratendipes										
Phaenopsectra										
Polypedilum breviantennatum										
Polypedilum gr bicrenatum										
Polypedilum gr nubeculosum										
Polypedilum gr sordens										
Polypedilum laetum agg										
Polypedilum pedestre agg										
Tribelos										
Zavreliella										
Orthoclaadiinae										
Acricotopus										
Brillia longifurca										
Brillia modesta										
Chaetocladius										
Corynoneura										
Cricotopus										
Diamesa										
Diplocladius										
Eukiefferiella										
Heterotanytarsus										
Heterotrissocladius										
Metricnemus										
Odontomesa										
Orthocladius										
Paracladius										
Parametricnemus										
Paratrachocladius										
Pothastia										
Prodiamesa										
Psectrocladius										
Rheocricotopus										
Tanytarsini										
Cladotanytarus										
Micropsectra										
Paratanytarsus										
Rheotanytarsus										
Tanytarsus										



Bijlage 4: Getalswaarden voor de afgrenzing van de ecologische kwaliteitsniveaus.

	ecologische kwaliteitsniveaus				
	beneden- laagste	laagste	middelste	bijna hoogste	hoogste
<b>laagland bovenloop</b>					
<i>stroming</i>	0 - 9	10 - 19	20 - 69	70 - 89	90 - 100
<i>blad</i>	0 - 4	5 - 9	10 - 3	40 - 79	80 - 100
<i>plant</i>	100 - 81	80 - 71	70 - 21	20 - 6	5 - 0
<i>slib</i>	100 - 91	90 - 81	80 - 26	25 - 6	5 - 0
<i>saprobie</i>	100 - 91	90 - 76	75 - 11	10 - 3	2 - 0
<i>trofie</i>	100 - 61	60 - 41	40 - 9	8 - 3	2 - 0
<i>knipper</i>		0 - 10	11 - 45		46 - 100
<i>vergaarder</i>		100 - 80	79 - 35		34 - 0
<i>grazer</i>		100 - 11	10 - 4		3 - 0
<b>laagland middenloop</b>					
<i>stroming</i>	0 - 1	2 - 9	10 - 54	55 - 74	75 - 100
<i>blad</i>	0 - 1	2 - 9	10 - 34	35 - 59	60 - 100
<i>plant</i>	100 - 81	80 - 71	70 - 21	20 - 6	5 - 0
<i>slib</i>	100 - 91	90 - 81	80 - 31	30 - 11	10 - 0
<i>saprobie</i>	100 - 91	90 - 81	80 - 16	15 - 6	5 - 0
<i>trofie</i>	100 - 71	70 - 51	50 - 16	15 - 6	5 - 0
<i>knipper</i>		0 - 5	6 - 25		26 - 100
<i>vergaarder</i>		100 - 95	94 - 65		64 - 0
<i>grazer</i>		100 - 11	10 - 6		5 - 0
<b>laagland benedenloop</b>					
<i>stroming</i>	0 - 1	2 - 5	6 - 29	30 - 39	40 - 100
<i>plant</i>	100 - 81	80 - 71	70 - 21	20 - 11	10 - 0
<i>slib</i>	100 - 91	90 - 81	80 - 41	40 - 16	15 - 0
<i>saprobie</i>	100 - 91	90 - 81	80 - 26	25 - 11	10 - 0
<i>trofie</i>	100 - 81	80 - 66	65 - 26	25 - 11	10 - 0
<i>knipper</i>		0 - 5	6 - 15		16 - 100
<i>vergaarder</i>		100 - 95	94 - 70		69 - 0
<i>grazer</i>		100 - 11	10 - 6		5 - 0

Bijlage 4: Getalswaarden voor de afgrenzing van de ecologische kwaliteitsniveaus.

	ecologische kwaliteitsniveaus				
	beneden- laagste	laagste	middelste	bijna hoogste	hoogste
heuvelland bovenloop					
<i>stroming</i>	0 - 19	20 - 49	50 - 89	90 - 98	99 - 100
<i>blad</i>	0 - 4	5 - 19	20 - 59	60 - 79	80 - 100
<i>zand</i>	100 - 51	50 - 31	30 - 11	10 - 6	5 - 0
<i>slib</i>	100 - 81	80 - 51	50 - 7	6 - 2	1 - 0
<i>saprobie</i>	100 - 71	70 - 41	40 - 7	6 - 1	0 - 0
<i>trofie</i>	100 - 41	40 - 31	30 - 4	3 - 1	0 - 0
<i>knipper</i>		0 - 20	21 - 55		56 - 100
<i>vergaarder</i>		100 - 70	69 - 35		34 - 0
<i>grazer</i>		100 - 11	10 - 5		4 - 0
heuvelland middenloop					
<i>stroming</i>	0 - 19	20 - 49	50 - 84	85 - 97	98 - 100
<i>blad</i>	0 - 4	5 - 9	10 - 29	30 - 49	50 - 100
<i>zand</i>	100 - 51	50 - 31	30 - 11	10 - 6	5 - 0
<i>slib</i>	100 - 81	80 - 61	60 - 16	15 - 5	4 - 0
<i>saprobie</i>	100 - 71	70 - 41	40 - 11	10 - 3	2 - 0
<i>trofie</i>	100 - 41	40 - 31	30 - 8	7 - 3	2 - 0
<i>knipper</i>		0 - 10	11 - 30		31 - 100
<i>vergaarder</i>		100 - 80	79 - 60		59 - 0
<i>grazer</i>		100 - 11	10 - 6		5 - 0
heuvelland benedenloop					
<i>stroming</i>	0 - 9	10 - 29	30 - 54	55 - 84	85 - 100
<i>zand</i>	100 - 51	50 - 31	30 - 11	10 - 6	5 - 0
<i>slib</i>	100 - 81	80 - 61	60 - 21	20 - 11	10 - 0
<i>saprobie</i>	100 - 71	70 - 51	50 - 16	15 - 8	7 - 0
<i>trofie</i>	100 - 41	40 - 31	30 - 11	10 - 6	5 - 0
<i>knipper</i>		0 - 10	11 - 25		26 - 100
<i>vergaarder</i>		100 - 80	79 - 60		59 - 0
<i>grazer</i>		100 - 11	10 - 6		5 - 0

