Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel

toetsing van een expertsysteem voor regionaal waterbeheer

R.C. Nijboer

Verslagen Milieukunde nr. 128

Katholieke *Universiteit* Nijmegen

Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel

toetsing van een expertsysteem voor regionaal waterbeheer

R.C. Nijboer

september 1996

begeleiding
dr. ir. P.F.M. Verdonschot
dr. R.S.E.W. Leuven

ibn-dlo

Verslagen Milieukunde nr. 128

Vakgroep Milieukunde
Faculteit der Natuurwetenschappen
Katholieke Universiteit Nijmegen

in samenwerking met
Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO)
Leersum

Reeks milieukundige verslagen

De reeks milieukundige verslagen wordt verzorgd en uitgegeven door de vakgroep Milieukunde, Faculteit der Natuurwetenschappen, Katholieke Universiteit Nijmegen, Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen (telefoon secretariaat: 024-3653281).

Verslagen Milieukunde nr. 128

Titel: Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel; toetsing van een expertsysteem voor regionaal waterbeheer.

Auteur: R.C. Nijboer

Besteladres: Secretariaat vakgroep Milieukunde, Faculteit der Natuurwetenschappen, Katholieke Universiteit Nijmegen (E-mail: gdelmee@sci.kun.nl), Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen, o.v.v. verslagen Milieukunde nr. 128.

Trefwoorden: typologie, oppervlaktewateren, macrofauna, waterbeheer, monitoring, waterbeoordeling.

Gedrukt op milieuvriendelijk papier

© 1996. Vakgroep Milieukunde, Faculteit der Natuurwetenschappen, Katholieke Universiteit Nijmegen, Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotocopie, microfilm, of welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de houder van het auteursrecht.

INHOUDSOPGAVE

Voorwoord I

Samenvatting II

1 Inleiding 1
- 1.1 Kader 1
- 1.2 Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel 2
- 1.3 Onderzoeksopzet 3
- 1.4 Leeswijzer 4

2 Beschrijving van de analysetechnieken 6
- 2.1 Indeling van de analysetechnieken 6
- 2.2 Data 6
- 2.3 Passieve analyse 7
- 2.4 Weging 9
- 2.5 Similariteit 10
- 2.6 Diversiteit 11
- 2.7 Biotische karakterisering 13
- 2.8 Beheersadvies 13

3 Werkwijze 14
- 3.1 Rekentechnische consistentie 14
- 3.2 Betrouwbaarheid van de toedeling van interne monsters 14
- 3.3 Vereenvoudiging van de toedeling 15
- 3.4 Consistentie van het beheersadvies 15
- 3.5 Praktische bruikbaarheid 15

4 Rekentechnische consistentie 16
- 4.1 Transformatie 17
- 4.2 Weging 18
- 4.3 Similariteit 18
- 4.4 Diversiteit 19
- 4.5 Biotische karakterisering 19

5 Betrouwbaarheid van de toedeling 21
- 5.1 Passieve analyse 21
- 5.2 Weging 23
  - 5.2.1 Weging op alles 23
  - 5.2.2 Weging per habitat/taxonomische hoofdgroep 26
- 5.3 Similariteit 27
- 5.4 Extreme monsters 29

6 Criteria & toedelingssleutel **31**
6.1 Criteria 31
6.2 Toedelingssleutels 32
6.3 Conclusie 35

7 Beheersadvies **36**

8 Conclusies & aanbevelingen **37**
8.1 Gebruikersvriendelijkheid 37
8.2 Rekentechnische consistentie en methodiek 37
8.3 Transformatie 39
8.4 Betrouwbaarheid 39
8.5 Vereenvoudiging van de toedeling 41
8.6 Beheer en monitoring 42
8.7 Toetsing externe consistentie 43
8.8 Verspreidingsgebied 44

Literatuur **45**

Bijlagen **49**
Bijlage 1 Begrippen 49
Bijlage 2 Netwerk van cenotypen 52
Bijlage 3 Lijst van codes en cenotypen 53
Bijlage 4 Dendrogram met biologische overeenkomst van de cenotypen 54
Bijlage 5 Test op SB15s5 55
Bijlage 6 Resultaten interne consistentie: rangordeverdeling 56
Bijlage 7 Resultaten interne consistentie per cenotypen 59
Bijlage 8 Overzicht van cenotypen waar aan toegedeeld wordt 62
Bijlage 9 Resultaten van de weging per cenotype en gekozen gewichtenrange 68
Bijlage 10 Resultaten van de weging op habitat per cenotype 69
Bijlage 11 Resultaten van de weging op taxonomische hoofdgroep per cenotype 70
Bijlage 12 Overzicht van score voor weging en aantal typerende gewichten per cenotype 72
Bijlage 13 Correcties en aanbevelingen met betrekking tot het beheersadvies 73
Bijlage 14 Programmatechnische aanbevelingen 75

VOORWOORD

Het voor u liggende onderzoek is gedaan in het kader van mijn doctoraalstudie Natuurwetenschappelijke Milieukunde aan de Katholieke Universiteit Nijmegen. Het onderzoek vormt een onderdeel van het project 'Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel' en is uitgevoerd op de afdeling Aquatische Oecologie van het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO). Doel van het project is het ontwikkelen van een ecologische typologie, waarmee beoordeling en beheer van oppervlaktewateren mogelijk is. De resultaten van het project zijn opgenomen in een expertsysteem (EKOO). In dit onderdeel van het project wordt het ontwikkelde expertsysteem getoetst, om het voor het waterbeheer bruikbaar te maken.

Tijdens het onderzoek ben ik begeleid door Piet Verdonschot en Rob Leuven. Beiden wil ik bedanken voor hun ondersteuning en adviezen. Bert van de Werf bedank ik voor zijn hulp bij het gebruik van diverse computerprogramma's. Alle medewerkers van de afdeling Aquatische Oecologie zorgden ervoor dat ik deze stage met veel plezier heb uitgevoerd. Hen wil ik daarom bedanken voor de gezellige werksfeer.

Rebi Nijboer

SAMENVATTING

Veel Nederlandse oppervlaktewateren gaan in kwaliteit achteruit. Om deze wateren voor verdere achteruitgang te behoeden, is het nodig ze goed te kunnen beoordelen en beheren. Omdat het onmogelijk is beoordeling en beheer op alle wateren tezamen dan wel op ieder oppervlaktewater afzonderlijk af te stemmen zijn vanaf begin jaren '80 verschillende typologieën ontwikkeld, waarin geprobeerd wordt de veelheid aan watersystemen in typen onder te verdelen.
Tijdens het project Ecologische Karakterisering van Oppervlaktewateren in Overijssel (EKOO) is een ecologische typologie opgesteld voor de Overijsselse oppervlaktewateren. Deze typologie bestaat uit 42 typen (de zogenaamde cenotypen). De cenotypen vormen een netwerk. Dit netwerk geeft de onderlinge positie van de cenotypen, de overgangen tussen de cenotypen en de belangrijkste milieugradiënten weer.
Alle gegevens die tijdens het project EKOO zijn verzameld, zijn opgenomen in een software pakket, voorlopig tevens EKOO genaamd. Dit programma kan gebruikt worden om het cenotype te bepalen waartoe een nieuw macrofaunamonster en daarmee het bemonsterde water behoort. Tevens kunnen de belangrijkste milieufactoren met het programma in beeld gebracht worden. Als het cenotype bepaald is kan een beheersadvies worden opgevraagd.
Het programma EKOO moet geoperationaliseerd worden, zodat het gebruikt kan worden in het waterbeheer. In dit onderzoek is het programma getoetst met de monsters waarop de indeling in cenotypen gebaseerd is. Deze toetsing valt uiteen in twee delen;

1) bepaling van de betrouwbaarheid van de toedeling van macrofaunamonsters aan het netwerk van cenotypen;
2) bepaling van de consistentie van het beheersadvies.

De betrouwbaarheid van de toedelingstechnieken varieert van 66 tot 85%. Om goede resultaten te verkrijgen moeten de data ingevoerd worden in Prestonklassen (logaritmische abundantieklassen). Van twee technieken (de gekwadrateerde Euclidische afstand en de weging) moet de berekeningsmethode werden aangepast om de betrouwbaarheid te vergroten. Het bleek dat het van belang is bij deze berekeningen alle soorten uit het monster mee te nemen. Tevens is getoetst of het mogelijk is de weging uit te voeren met slechts de hoog indicerende soorten. Dit bleek slechte resultaten op te leveren.
De betrouwbaarheid van de toedeling kan vergroot worden door verschillende technieken in een toedelingssleutel te combineren. Hiervoor zijn een paar mogelijkheden uitgewerkt, er moet nog een definitieve sleutel uit ontwikkeld worden. Behalve één cenotype moet het programma als uitkomst ook kunnen aangeven dat een monster tussen twee typen in ligt, omdat intermediaire monsters regelmatig voorkomen. Ook moet de mogelijkheid met milieuvariabelen te rekenen worden ingevoerd, zodat combinaties tussen abiotische en biotische variabelen mogelijk worden. Ook dit kan de betrouwbaarheid van de toedeling vergroten. Door de belangrijkste milieufactoren in de toedelingssleutel op te nemen, kan onjuiste toedeling herkend worden.
Het programma bevat een uitgebreid beheersonderdeel. Als het cenotype bekend is kan een beheersadvies opgevraagd worden. Adviezen zijn niet alleen afgestemd op het cenotype maar tevens op de gewenste ontwikkelingsrichting. Per cenotype kan uit een aantal ontwikkelingsrichtingen gekozen worden. Het beheersadvies bleek intern consistent te zijn. Op enkele punten konden de adviezen nog worden aangevuld. De ontwikkelingsrichtingen moeten verder worden ontwikkeld door hieraan streefbeelden te koppelen. Het is dan ook mogelijk EKOO te gebruiken voor monitoring. Een macrofaunamonster kan dan worden toegedeeld aan het netwerk van ontwikkelingsrichtingen.
Om de gebruikersvriendelijkheid te vergroten moeten overbodige functies, bijvoorbeeld transformatie van data uit het programma verwijderd worden. Een toedelingssleutel zal het programma hanteerbaarder maken voor de gebruiker, doordat het één uitkomst geeft. Om het programma overzichtelijker te maken en sneller te laten werken kan het het beste in vier delen (toedeling, verdiepende informatie, beheer en monitoring) worden opgesplitst.
Het expertsysteem EKOO biedt het regionale waterbeheer vele mogelijkheden. Uitgebreider onderzoek is van belang om het programma betrouwbaarder te maken en te verfijnen. Het raamwerk van het programma kan gebruikt worden om andere gebieden in Nederland van een dergelijk expertsysteem te voorzien.

1 INLEIDING

1.1 Kader

De ontwikkeling van waterbeoordelingssystemen

Veel oppervlaktewateren gaan in kwaliteit achteruit. Ook de *ecologische diversiteit** neemt sterk af. Deze achteruitgang wordt veroorzaakt door de sterke uitbreiding van menselijke activiteiten sinds de industriële revolutie.

Door groeiende bezorgdheid voor de menselijke gezondheid en de kwaliteit van de omgeving, ontstond er behoefte aan systemen om de kwaliteit van ecosystemen te controleren (Armitage *et al.*, 1992). Het eerste waterbeoordelingssysteem werd in het begin van de 20e eeuw ontwikkeld door Kolkwitz & Marsson (1908, 1909). Dit systeem was gebaseerd op slechts één parameter (saprobiteit), waardoor het in de loop van de tijd vaak bekritiseerd werd (Hellawell, 1989). Haynes (1960) bijvoorbeeld benadrukte de noodzaak biologische methodes te gebruiken in beoordelingssystemen. Dit leidde tot de ontwikkeling van biotische indices. Een van de eersten was de 'Trent biotic index' van Woodiwiss (1964). Veel van deze systemen waren gebaseerd op tolerantie van soorten/families voor een bepaalde vervuiling (Armitage et al., 1992).

Op basis van deze indices werden *classificaties* opgesteld waarin een systeem kon worden ingedeeld. Deze vroege classificatiesystemen zijn beschreven door Warren (1971). Vaak waren deze systemen gebaseerd op de invloed van een enkele milieufactor op verschillende soorten. Soorten kunnen echter ook reageren op een complex van factoren, de zogenaamde multiple-stress reactie, zodat binnen classificatiesystemen ook hiermee rekening gehouden moet worden (Karr, 1991). Naast de invloed van het complex aan milieufactoren kunnen soorten ook op elkaar sterke invloed uitoefenen. Daarom is het van belang bij waterbeoordeling rekening te houden met de gehele levensgemeenschap. Een diversiteitsindex is een voorbeeld van een index waarbij de structuur van de levensgemeenschap wordt bekeken (Washington, 1984). Biologische waterbeoordeling breidde zich uit tot waterbeoordeling, waarbij levensgemeenschappen van verschillende wateren met elkaar en de gewenste situatie (streefbeeld) worden vergeleken (Higler, 1987).

Na de biologische waterbeoordeling werden in het laatste decennium de ecologische beoordelingssystemen ontwikkeld. Dit werd gestimuleerd door het ontstaan van integrale ecologische indices (Karr et al., 1986; EPA, 1988). Daarnaast ontwikkelde zich de indeling in 'ecoregionen' (Hughes et al., 1986, 1987) en werd men zich bewust van het belang van beoordelingssystemen waarmee ook cumulatieve effecten binnen een gebied konden worden opgespoord (Preston & Bedford, 1988).

Bij ecologische systeembeoordeling gaat het niet slechts om beoordeling op basis van (combinaties van) variabelen maar om het geven van een waardeoordeel over de kwaliteit van een oppervlaktewater als open ecosysteem aan de hand van de daarin aangetroffen ecosysteemkenmerken (Verdonschot, 1990b).

Een laatste stap in de ontwikkeling van ecologische beoordelingssystemen vormen de voorspellende systemen waarmee aan de hand van milieufactoren de te verwachten levensgemeenschap bepaald kan worden. Enkele voorspellingssystemen zijn reeds ontwikkeld (onder andere Armitage, 1989).

Ontwikkelingen in waterbeleid en -beheer

Vrijwel dezelfde ontwikkelingen zijn te volgen in het waterbeleid en -beheer. Niet alleen in Nederland maar ook internationaal ontstond er steeds meer aandacht voor een ecologische aanpak (Karr, 1991, Armitage et al., 1992). De ontwikkelingen in het Nederlandse waterbeleid zullen hieronder worden beschreven.

Na een periode waarin het waterbeheer zich vooral richtte op het verminderen van verontreinigingen (sanering van organische stoffen) kwam uit het Indicatief Meerjaren Programma Water (IMP-W) 1980-1984 (Ministerie van V&W, 1981) de wens naar voren de gezondheid van de mens alsmede ecologische

* De cursief gedrukte woorden en uitdrukkingen zijn opgenomen in de begrippenlijst (pagina 49)

en materiële belangen te beschermen tegen nadelige gevolgen van de verontreiniging van het oppervlaktewater. De relatie van het menselijk handelen en het oppervlaktewater werd in dit IMP-W vooral bezien vanuit het ecologische perspectief (Ministerie van Verkeer & Waterstaat, 1981). In toenemende mate werd onderkend dat het waterkwaliteitsbeheer zich niet alleen dient te richten op de kwaliteit van de component water maar op de kwaliteit van het gehele *waterecosysteem* (Verdonschot 1983; Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1985 en 1989). Deze ideeën hebben zich steeds verder ontwikkeld en hebben uiteindelijk geleid tot het *integrale waterbeheer* (Ministerie van V & W, 1985).
De taken van de waterbeheerders zijn door de ontwikkeling van het integraal waterbeheer veranderd. Deze taken zijn gericht op waterhuishoudkundige systemen en oppervlaktewater als samenhangend geheel. Vroeger stonden vooral de directe, produktiegerichte belangen op de eerste plaats terwijl tegenwoordig ook ecologische belangen een grote rol spelen. Hierbij kan niet worden volstaan met de inrichting van het water alleen. Tot de inrichting van de watersystemen behoort ook de beplanting langs watergangen, de beïnvloeding van *kwelwaterstromen*, het laten meanderen van beken, het inrichten van oevers en het inpassen van oeverbeplantingen (Tolkamp, 1993). Door de benadering van een oppervlaktewater als een systeem is ook de samenhang tussen de verschillende taken duidelijker geworden (Lambrechts & de Kwaadsteniet, 1993).
Ook binnen *normstelling* gaat men over naar het formuleren van normen voor ecosystemen in plaats van normen per variabele. Al in het IMP 1980-1984 werd aangegeven dat men toe wil naar waterkwaliteitsdoelstellingen (onderverdeeld in basiskwaliteit, mensgerichte en ecologische waterkwaliteitsdoelstellingen in relatie tot functies van oppervlaktewateren). Inmiddels zijn aanzetten tot *ecologische normen* opgesteld. Een voorbeeld vormen de *ecologische normdoelstellingen* voor oppervlaktewateren in Nederland (CUWVO, 1988).

Ecologische typologie
Het is onmogelijk beoordeling, beheer en normstelling op alle wateren tezamen dan wel op ieder oppervlaktewater afzonderlijk af te stemmen. Daarom zijn vanaf begin jaren '80 verschillende typologieën ontwikkeld, waarin geprobeerd wordt de veelheid aan ecosystemen in *typen* onder te verdelen. Voorbeelden hiervan in Nederland zijn 'Typologie en normstelling' (Claassen, 1987), 'Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren' (CUWVO, 1988), Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel' (Verdonschot, 1990a/b) en de 'Natuurdoeltypen' (Bal *et al.*, 1995).
Ecologische typologie vereenvoudigt beoordeling en normstelling, doordat beide per type uitgevoerd kunnen worden. Daarnaast komt het tegemoet aan de verscheidenheid aan ecosystemen in Nederland. In tegenstelling tot classificatie (zie bijvoorbeeld Klijn, 1988) zijn er bij typologie geen duidelijke grenzen tussen de verschillende typen aanwezig, er is mogelijkheid tot variatie ten opzichte van de grondvorm. De grondvorm blijft echter wel herkenbaar, dit in tegenstelling tot een *continuüm*, waarvan in werkelijkheid sprake is (Verdonschot, 1990a).
Ecologische typologie reduceert de complexe (multidimensionale) relatie tussen soorten en milieuvariabelen tot een weinig dimensionale praktisch hanteerbare en inzichtelijke relatie. De complexiteit van de werkelijkheid wordt vereenvoudigd, zodat duidelijk wordt welke factoren bepalend zijn voor de aanwezigheid van de verschillende *taxa*. Ecologische typologie vormt daardoor de koppeling tussen de variatie in taxa en milieuvariabelen enerzijds en het waterbeheer anderzijds. Het vormt een *referentiekader* voor beoordeling, beheer en *monitoring* (Verdonschot, 1987). Ecologische typologie biedt de mogelijkheid voorspellingen te doen over de *ontwikkelingsrichting* van een watersysteem, afhankelijk van bepaalde beheersmaatregelen (Verdonschot, 1990b).

1.2 Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel

Opzet van het project
In 1981 is de Provincie Overijssel in samenwerking met de *waterschappen* in Overijssel en het toenmalige Rijksinstituut voor Natuurbeheer (nu Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek) gestart met het project 'Ecologische Karakterisering van Oppervlaktewateren in Overijssel' (EKOO).

Het doel van EKOO is het ontwikkelen van een regionaal ecologisch referentiekader van oppervlaktewateren in Overijssel. Dit referentiekader dient als basis voor de ontwikkeling en invulling van beleid met betrekking tot het waterbeheer met inbegrip van de zorg voor aquatische natuurwaarden. De resultaten dienen als basis voor het opstellen van waterbeoordelingsmethoden en het hanteren van normstellingen met een ecologische grondslag.
Het project is gebaseerd op veldonderzoek waarbij 664 verschillende Overijsselse oppervlaktewateren (met zo groot mogelijke spreiding in milieu-omstandigheden) bemonsterd zijn. De *macrofauna*samenstelling is gekozen als belangrijkste parameter. Deze groep is namelijk een goede *indicator* voor de waterkwaliteit in samenhang met eigenschappen van de directe omgeving, zoals bodem, oevers en *stroomgebied*. Daarnaast zijn 70 fysische, chemische en biologische parameters bepaald.
Aan de hand van alle verzamelde biotische en abiotische gegevens zijn de wateren ingedeeld in 42 *cenotypen*. Voor de indeling in cenotypen is een combinatie van *multivariate analysetechnieken* (clusteranalyse en canonische ordinatietechnieken) gebruikt. De 42 groepen zijn gebaseerd op overeenkomende leefmilieus (gemiddelde milieu-omstandigheden) en *macrofauna* (taxasamenstelling en *abundantie*).
De relaties tussen de cenotypen zijn weergegeven in het netwerk van cenotypen (bijlage 2). Dit netwerk geeft de onderlinge positie van de cenotypen, de overgangen tussen de cenotypen en daarmee de belangrijkste milieugradiënten weer. De cenotypen vormen de grondslag voor waterkwaliteitsbeoordeling, voor het aangeven van effecten van voorgenomen waterbeheersmaatregelen en voor het ecologisch vriendelijk inrichten en onderhouden van wateren.
De beschrijving van de cenotypen en het netwerk zijn te vinden in het boek 'Ecologische Karakterisering van Oppervlaktewateren in Overijssel (Verdonschot, 1990b).

Het expertsysteem EKOO
Alle gegevens die tijdens het project EKOO zijn verzameld, vormen de basis voor een software pakket, voorlopig tevens EKOO genoemd. Dit programma kan gebruikt worden om een nieuw monster aan het netwerk van cenotypen toe te delen. Dit gebeurt aan de hand van de taxasamenstelling en abundantie van de macrofaunagemeenschap. Het cenotype waartoe het monster behoort en de belangrijkste milieufactoren kunnen met het programma bepaald worden. In het programma zijn ook beheersadviezen per watertype opgenomen om het type te laten overgaan naar een ander, meer gewenst/natuurlijk watertype. Hiervoor zijn per cenotype een aantal mogelijke ontwikkelingsrichtingen ingevoerd, waarbij een systeem bijvoorbeeld een sterk verzuurd ven zich ontwikkelt naar een meer natuurlijke situatie, bijvoorbeeld in een zwak zuur ven. Het beheersadvies is afhankelijk van het cenotype en de gekozen ontwikkelingsrichting.

EKOO kan als volgt in het waterbeheer gebruikt worden:
Allereerst moeten monsters genomen worden van het oppervlaktewater dat men aan het netwerk van cenotypen wil toedelen. Nadat deze biotische en abiotische monsters geanalyseerd zijn, kunnen ze vergeleken worden met het netwerk van cenotypen door de taxasamenstelling en abundanties van de macrofaunagemeenschap in EKOO in te voeren. Het monster wordt door middel van verschillende technieken toegedeeld aan een cenotype. In het netwerk is vervolgens af te lezen welke milieuvariabelen van belang zijn voor dit cenotype en of er sprake is van menselijke beïnvloeding (aard, mate en oorzaken).
Vervolgens kan een ontwikkelingsrichting gekozen worden voor de korte en/of lange termijn. Aan de hand van de gekozen ontwikkelingsrichting wordt door EKOO een beheersadvies gegeven. Op basis hiervan kan de waterbeheerder een beheersplan opstellen en beginnen met het beheer van het oppervlaktewater. Ten slotte is het van belang te monitoren om te toetsen of het oppervlaktewater zich ontwikkelt in de gewenste richting. Het beheer kan op basis van monitoring al dan niet bijgestuurd worden.

1.3 Onderzoeksopzet

Doel van het onderzoek
Het programma EKOO moet geoperationaliseerd worden, zodat het gebruikt kan worden in het waterbeheer. Dit houdt in dat het getoetst moet worden op *interne* en *externe consistentie* en *praktische*

bruikbaarheid. Dit onderzoek omvat toetsing van de interne consistentie. Deze toetsing valt uiteen in twee delen; toedeling van monsters aan het netwerk van cenotypen en het beheersadvies. Het doel van de toetsing van de toedeling is het bepalen van betrouwbaarheid en het opstellen van criteria en een *toedelingssleutel* voor het gebruik van de verschillende toedelingstechnieken, zodat het programma voor de gebruiker meer hanteerbaar wordt. Het beheersadvies is getoetst op consistentie, zodat ook dit onderdeel bruikbaar wordt voor het waterbeheer.

Vraagstelling

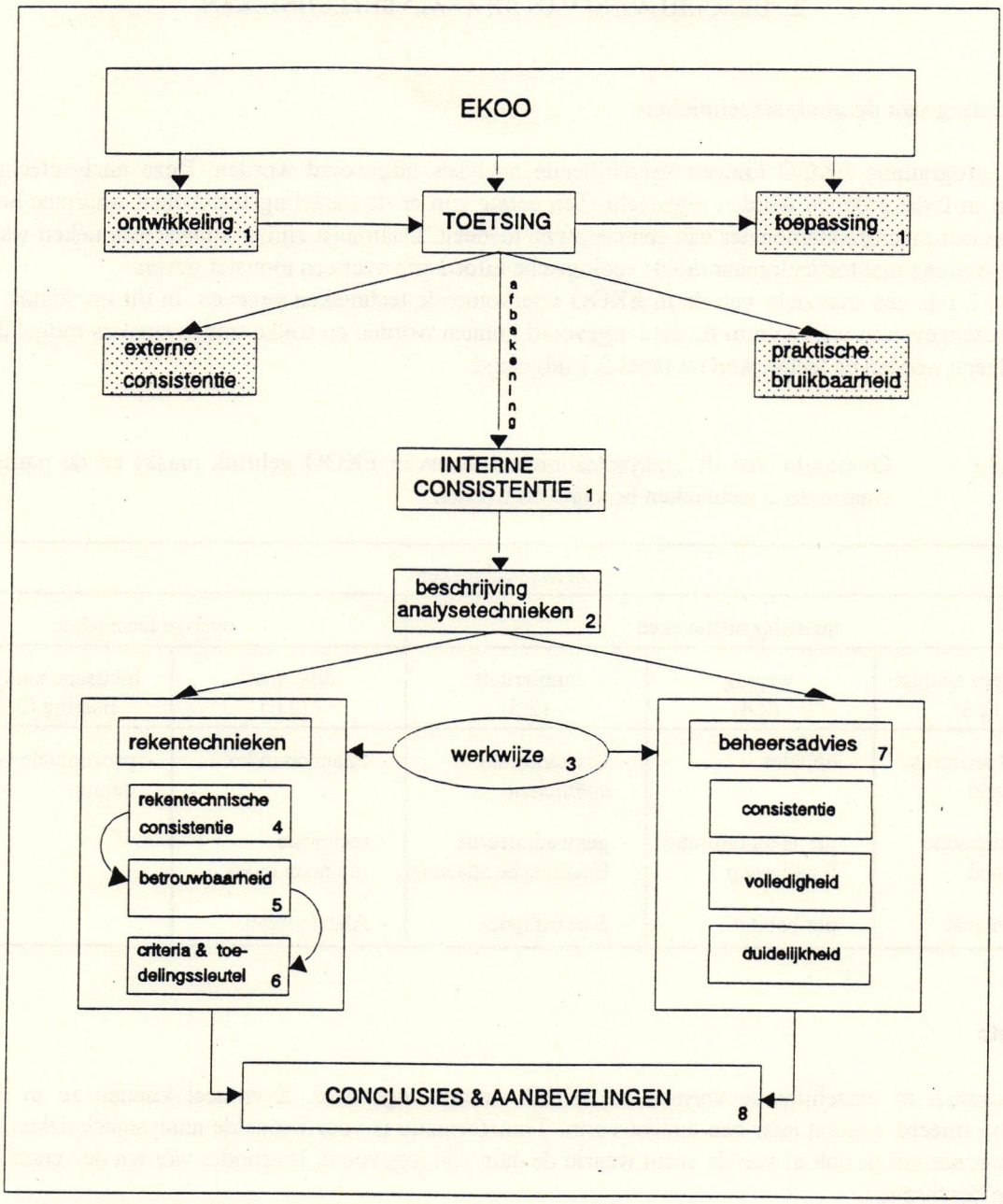
In het onderzoek is getracht een antwoord te geven op de volgende vragen:

1) Zijn de technieken in het programma *rekentechnisch consistent*?
2) Is de toedeling betrouwbaar?
3) Kan de toedeling van monsters aan het netwerk van cenotypen vereenvoudigd worden door het opstellen van toedelingscriteria en/of een toedelingssleutel ?
4) Is het beheersadvies intern consistent?
5) Kunnen de gegeven beheersadviezen aangevuld worden?
6) Kan de gebruikersvriendelijkheid van het programma vergroot worden?

1.4 Leeswijzer

In figuur 1.1 (pagina 5) is de onderzoeksopzet nog eens schematisch weergegeven. Hierin is tevens de hoofdstukindeling af te lezen. Hoofdstuk 1 geeft de achtergronden en opzet van dit onderzoek weer. In hoofdstuk 2 worden de analysetechnieken in EKOO uitgelegd. Nadat in hoofdstuk 3 de werkwijze uiteen gezet is, volgen de resultaten van het onderzoek in de hoofdstukken 4 t/m 7. Hoofdstuk 4 beschrijft de toetsing op rekentechnische consistentie en de aanpassingen aan het programma die gemaakt zijn aan de hand van deze toetsing. Hierin zijn ook aspecten opgenomen die bij de toetsing van de betrouwbaarheid worden meegenomen. In hoofdstuk 5 worden de resultaten van de toedeling van interne monsters weergegeven. In hoofdstuk 6 worden aan de hand van de resultaten uit hoofdstuk 5 criteria en toedelingssleutels opgesteld. De toetsing van het beheersadvies is beschreven in hoofdstuk 7. Hoofdstuk 8 tenslotte, bevat de conclusies en aanbevelingen.

Gebruikers van EKOO kunnen volstaan met het lezen van hoofdstuk 1 t/m 2 en hoofdstuk 8. Degenen die geïnteresseerd zijn in de toetsing op zich en de gedetailleerde resultaten kunnen tevens hoofdstuk 3 t/m 7 doornemen.



Figuur 1.1 Flowdiagram met daarin weergegeven de onderzoeksopzet en hoofdstukindeling.

2 BESCHRIJVING VAN DE ANALYSETECHNIEKEN

2.1 Indeling van de analysetechnieken

In het programma EKOO kunnen verschillende analyses uitgevoerd worden. Deze analysetechnieken kunnen in twee groepen worden ingedeeld. Ten eerste zijn er de toedelingstechnieken waarmee het programma een macrofaunamonster aan een cenotype toedeelt. Daarnaast zijn er analysetechnieken waarmee het programma niet toedeelt maar die de ecologische informatie over een monster geven.
In tabel 2.1 is een overzicht van de in EKOO voorkomende technieken gegeven. In dit hoofdstuk wordt eerst beschreven in welke vorm de data ingevoerd kunnen worden en welke transformaties mogelijk zijn. Vervolgens worden de technieken uit tabel 2.1 uitgelegd.

Tabel 2.1 Overzicht van de analysetechnieken waarvan EKOO gebruik maakt en de paragrafen waarin deze technieken beschreven worden.

analysetechnieken				
toedelingstechnieken			overige technieken	
passieve analyse (2.3)	weging (2.4)	similariteit (2.5)	diversiteit (2.6)	biotische karakterisering (2.7)
- Mahanalobis afstand	- op alles	- Czekanowski coëfficiënt	- Shannon index	- procentuele verdeling
- Euclidische afstand	- per taxonomische hoofdgroep	- gekwadrateerde Euclidische afstand	- reciproke Simpson index	
- P-waarde	- per habitat	- Jaccard index	- Alatalo index	

2.2 Data

Data kunnen in verschillende vormen in EKOO worden ingevoerd. Eventueel kunnen ze in EKOO getransformeerd worden naar een andere vorm. Transformatie is voor bepaalde analysetechnieken nodig. Dit hangt natuurlijk ook af van de vorm waarin de data zijn ingevoerd. Hieronder worden de verschillende vormen beschreven:

1) **presentie/absentie (nominaal):** deze data zijn slechts kwalitatief, een soort is aan- of afwezig. Het programma rekent in dit geval met de waarden 0 en 1.
2) **abundantie:** deze data bevatten de aantallen individuen per taxon.
3) **logaritmische waarden:** dit is een logaritmische transformatie van abundantiewaarden, namelijk de natuurlijke logaritme van de waarde plus 1 (ln (waarde+1)).
4) **Prestonklassen** (Preston, 1962): logaritmische abundantieklassen: maximum abundantiewaarde behorende tot een Prestonklasse maal 2 plus 1 geeft de maximale abundantie behorende tot de volgende Prestonklasse.
   In onderstaande tabel is een voorbeeld gegeven van een aantal Prestonklassen.

Tabel 2.2 Weergave van de eerste vier Prestonklassen.

abundantiewaarde	Prestonklasse
$0 \leq x \leq 1$	1
$1 < x \leq 3$	2
$3 < x \leq 7$	3
$7 < x \leq 15$	4
etc.	

2.3 Passieve analyse

Combinaties van soorten reageren meestal niet op een enkele milieufactor maar op een combinatie van milieufactoren. Daarom is bij de indeling van de cenotypen gebruik gemaakt van multivariate analysetechnieken. Dit geldt ook voor de toedeling van een nieuw monster aan het netwerk van cenotypen. In EKOO wordt van passieve (ordinatie) analyse gebruik gemaakt.
Bij passieve analyse oefent het monster geen invloed uit op de positie van de oorspronkelijke monsterpunten. De oorspronkelijke EKOO-monsters zijn gepositioneerd in een multidimensionale ruimte. De ruimte heeft zoveel dimensies als er milieuvariabelen zijn. Passieve analyse is een multivariate analysetechniek waarbij gehele monsters geprojecteerd worden in deze ruimte met als dimensies (assen) de verschillende milieuvariabelen, naar taxasamenstelling en abundantie. Voor bepaling van de coördinaten van een monster in de ruimte wordt de combinatie van milieuvariabelen teruggebracht tot de vier belangrijkste variabelen. De coördinaten van een monsterpunt komen tot uitdrukking als scores van het punt op de vier assen. Het nieuwe macrofaunamonster zal dicht bij de meest overeenkomende cenotypen komen te liggen.
De positie van het nieuwe monster wordt als volgt berekend. Van de coördinaten van de taxa en de getransformeerde abundanties van deze taxa in het nieuwe monster wordt het gewogen gemiddelelde genomen. Hiervoor wordt de volgende formule gehanteerd (Verdonschot *et al.*, 1995).

$$\mu_z = \frac{\sum_{i=1}^{i=p} (y_i * x_i * w_i)}{\sum_{i=1}^{i=p} (y_i * w_i)} \qquad (1)$$

z = *asnummer*
μ_z = *score van het monsterpunt op as z*
y_i = *abundantie voor taxon i van het monsterpunt*
w_i = *specifiek gewicht van taxon i*
x_i = *score op as z voor taxon i*
p = *totaal aantal taxa van het monsterpunt*

De passieve analyse valt uiteen in drie delen: de Euclidische afstand, de Mahanalobis afstand en de P-waarde. In deze drie delen wordt het resultaat van formule 1 gebruikt in de berekening.
Passieve analysetechnieken rekenen met Prestonklassen (zie paragraaf 2.2) en geven als resultaat de afstand tussen het nieuwe monster en de *centroïden* van de cenotypen. Het resultaat van deze berekeningen is af te lezen in het *netwerk van cenotypen*, waarin de positie van het nieuwe monster is gemarkeerd. Daarnaast wordt in de uitvoer een lijst gegeven met de scores van de 3 technieken voor de 42 cenotypen. De figuur (het netwerk) is geschikt om snel ruimtelijk inzicht te verkrijgen over de plaats van het nieuwe monster, de getalsmatige uitvoer is echter nauwkeuriger.

Bij de vorming van het netwerk heeft ordinatie plaatsgevonden op 5 niveaus. Op ieder niveau worden de monsterpunten (cenotypen) die het meest afwijkend zijn afgesplitst, met de rest van de monsterset wordt de analyse nogmaals uitgevoerd. Ook bij de toedeling van monsters aan het netwerk wordt passieve analyse in deze vijf stappen uitgevoerd.

Euclidische afstand

De Euclidische afstand is een maat voor de *dissimilariteit* tussen het toe te delen monster en de cenotypen. Per taxon wordt het verschil in abundantie tussen monster en cenotype bepaald. Dit wordt omgerekend naar een ruimtelijke afstand. De dimensies hierbij worden gevormd door de dissimilariteit (voor verschillende parameters), de soorten vormen gezamenlijk één punt. De coördinaten van deze punten worden vergeleken met de coördinaten van de centroïden van de cenotypen. Monsters met gelijkende taxasamenstelling en abundantie komen dicht bij elkaar te liggen. Doordat de abundanties gekwadrateerd worden, benadrukt de Euclidische afstand de hogere abundanties. De uitkomst wordt daardoor voornamelijk bepaald door de dominante soorten (Gauch, 1982).

$$Ed = \sqrt{\left(\sum_{j=1}^{4} (c_j - m_j)^2\right)}$$

Ed = *Euclidische afstand (dimensieloos)*
j = *asnummer (loopt van 1 tot 4)*
m_j = *coordinaten van het monsterpunt*

$$c_j = \frac{\sum_{i=1}^{n} z_g}{n} \qquad (2)$$

c_j = *coordinaten van de centroide van het cenotype*
n = *aantal monsters van het cenotype*
z = *scores van de monsters op de assen*
i = *nieuw monster*

Mahanalobis afstand

De Mahanalobis afstand is een maat voor de verschillen tussen de gemiddelden van de variabelen in het monsterpunt en die van het dichtstbijzijnde cenotype. Ook deze parameter geeft de afstand van het monster tot de cenotypen weer. De Mahanalobis afstand houdt daarbij rekening met de *covariantie* tussen de milieuvariabelen (Mahanalobis, 1936). Dit wil zeggen dat, in tegenstelling tot de Euclidische afstand, die de cenotypen als cirkels in een driedimensionale ruimte benadert, rekening gehouden wordt met de verschillende elliptische vormen van de cenotypen.

$$D^2 = (\vec{m} - \vec{c})'(\vec{m} - \vec{c})S^{-1}$$

D = *Mahanalobis afstand (dimensieloos)*
$(\vec{m} - \vec{c})'(\vec{m} - \vec{c})$ = *afstandsmatrix van de afstand tussen monsterpunt en centroide*

$$S^{-1} = \text{covariantiematrix} = \frac{Q'Q}{n-1};\ Q = \sum_{i=1}^{n} (x_g - \bar{x}_j) \qquad (3)$$

! = *matrixberekening ; rijen en kolommen worden vermenigvuldigd*
l = *met getransformeerde rijen en kolommen*
z = *score op as z voor taxon i*
i = *nieuw taxon ; j = asnummer*

P-waarde

Ook de P-waarde geeft weer hoe ver een monster van de centroïden van de verschillende cenotypen af ligt. De P-waarde is een kansberekening uitgevoerd op de Mahanalobis afstand. Bij deze berekening is het

aantal monsters per cenotype betrokken. Het is een relatieve waarde. De plaats van het nieuwe monster wordt vergeleken met de posities van de oorspronkelijke monsters op basis waarvan de cenotypen zijn gevormd. De P-waarde ligt altijd tussen 0 en 1. Een P-waarde van 0.1 wil zeggen dat de kans dat een willekeurig ander monster dichter bij het centroïde ligt dan het betreffende monster 0.1 is. Dus hoe kleiner de p waarde hoe dichter het monster bij het cenotype ligt.

$$P = P(F|\nu_1,\nu_2) = P(\frac{\nu_2}{\nu_1}T^2|\nu_1,\nu_2) \qquad (4)$$

P = *P-waarde*
F = *F-verdeling met vrijheidsgraden* ν_1 *en* ν_2
ν_1 = *aantal assenen* = 4
ν_1 = *aantal monsters van het cenotype - aantal assen* = $n-4$ *en:*

$$T^2 = \frac{n}{(n+1)(n-1)}(\vec{m}-\vec{c})'S^{-1}(\vec{m}-\vec{c}) = \frac{n}{(n+1)(n-1)}D^2$$

D = *Mahanalobisafstand*
n = *aantal monsters van het cenotype*

2.4 Weging

Bij de weging wordt gerekend met een *wegingsfactor*. Deze vermenigvuldigingsfactor is hoger naarmate een taxon voor een bepaald cenotype karakteristieker is. *Algemene soorten* hebben dus een lage wegingsfactor, *karakteristieke (typerende) soorten* een hoge. De taxa kunnen op basis van hun typerende gewichten worden verdeeld in vier groepen:

1 t/m 3: *indifferente taxa*
4 t/m 6: laag typerende taxa
7 t/m 9: matig typerende taxa
10 t/m 12: hoog typerende taxa.

De wegingsfactoren zijn per soort per cenotype terug te vinden in het boek EKOO (Verdonschot, 1990b). Bij de analyse wordt voor ieder cenotype een typerende index bepaald. De hoogste index bepaald het cenotype waartoe het monster zou moeten behoren. Het monster lijkt dan het meest op dat cenotype.
Het is mogelijk alle typerende taxa, of alleen de hoge, middel of laag typerende taxa te gebruiken bij toedeling van een monster. Daarnaast kan de weging apart uitgevoerd worden per taxonomische hoofdgroep of habitat. Hierbij worden alleen taxa behorende bij de gekozen taxonomische hoofdgroep of habitat meegewogen. Bij de weging op alles worden alle taxa meegenomen in de berekening, onafhankelijk van taxonomische groep of habitat.
Voor de weging kan de volgende formule worden gebruikt (Sladecek, 1973);

$$T_K = \frac{\sum_{i=1}^{i=p}(t_{iK} * n_i)}{\sum_{i=1}^{i=p} n_i} \qquad (5)$$

T_K = *typerende index*
t_{iK} = *typerend gewicht van taxon i van het cenotype K*
n_i = *totaal aantal individuen van taxon i van het monsterpunt*
p = *totaal aantal taxa van het monsterpunt*

2.5 Similariteit

Een similariteitsindex is een maat voor de *similariteit* of dissimilariteit van de *structuur* van twee *levensgemeenschappen*. Similariteitsindices geven de overeenkomst tussen de soortensamenstelling van twee monsters weer. Similariteit is altijd relatief, omdat twee monsters met elkaar worden vergeleken (Washington, 1984).
Het nieuwe monster wordt vergeleken met de gemiddelden per cenotype van de abundanties van de verschillende taxa (het supermonster). In tegenstelling tot passieve analyse geven similariteitsindices slechts indirect (er is correctie nodig voor het gebruik van het gemiddelde van de monsters behorende tot een cenotype) een beeld van de positie van een nieuw monster binnen het cenotypennetwerk (Verdonschot 1990b).
In het programma kan gebruik gemaakt worden van 3 verschillende similariteitsindices, namelijk de Jaccard index, de Czekanowski coëfficiënt en de gekwadrateerde Euclidische afstand. De uitvoer van deze technieken bestaat uit de scores voor de 42 cenotypen. De drie similariteitsindices worden hieronder kort beschreven.

Jaccard index
De index van Jaccard (1908) is de oudste en eenvoudigste similariteitsindex. Deze index bepaalt het percentage taxa dat overeenkomt tussen twee monsters. Een hoge score geeft een hoge mate van overeenkomst aan. De index houdt alleen rekening met het aantal soorten en niet met abundantie. De Jaccard index is dan ook speciaal ontworpen voor presentiegegevens. Behalve van abundantie is deze index ook niet afhankelijk van het totaal aantal soorten in de monsters (Washington, 1984). Een nadeel van een kwalitatieve index is het feit dat zeldzame soorten over- en dominante soorten ondergewaardeerd kunnen worden. Gebleken is dan ook dat deze index voor toedeling aan een netwerk van cenotypen minder geschikt is (Verdonschot *et al.*, 1995).

$$J = \frac{c}{a+b-c} \qquad (6)$$

J = *Jaccard index*
a = *aantal taxa van het monster A*
b = *aantal taxa van het monster B (het supermonster van een cenotype)*
c = *aantal overeenkomende taxa tussen monster A en B*

Czekanowski coëfficiënt
Ook de Czekanowski coëfficiënt (Czekanowski, 1913; Hellawell, 1978) bepaalt de relatieve similariteit (zie Jaccard index). Hierbij wordt bovendien rekening gehouden met de abundantie van de aanwezige taxa, zodat zeldzame soorten niet overgewaardeerd en talrijke soorten niet ondergewaardeerd kunnen worden.

$$ED^2 = \sum_{i=1}^{p} (x_{iA} - x_{iB})^2 \qquad (7)$$

ED^2 = *dissimilariteit*
p = *aantal taxa*
x = *score voor de abundantie van een taxon*
A = *monster A*
B = *monster B (het supermonster van een cenotype)*

Gekwadrateerde Euclidische afstand (ED^2 index)
Deze index is gebaseerd op de Euclidische afstand (zie passieve analyse). Hierbij wordt niet de mate van similariteit maar van dissimilariteit berekend. Een lage waarde betekent dus dat de afstand klein is en de

similariteit hoog. De *gevoeligheid* (met name voor soortenrijkdom en dominante soorten) neemt sterk toe bij hoge abundantie (Jongman *et al.*, 1987).

$$ED^2 = \sum_{i=1}^{p} (x_{iA} - x_{iB})^2 \qquad (8)$$

ED^2 = *dissimilariteit*
p = *aantal taxa*
x = *score voor de abundantie van een taxon*
A = *monster A*
B = *monster B (het supermonster van een cenotype)*

2.6 Diversiteit

Soortsdiversiteit is een functie van het aantal soorten in een levensgemeenschap (soortenrijkdom) en de mate van gelijkmatigheid waarmee de individuen over de soorten verdeeld zijn, ook wel 'evenness' genoemd (Margalef, 1958, Alatalo, 1981). De diversiteit kan worden uitgedrukt in de mate van onzekerheid over de identiteit van een willekeurig getrokken individu. Hoe groter het aantal soorten en hoe gelijkmatiger de verdeling van de individuen over deze soorten des te groter is de onzekerheid en daarmee de diversiteit (Pielou, 1966). Diversiteit is een parameter die de structuur van de levensgemeenschap weergeeft (Washington, 1984). Deze structuur wordt uitgedrukt in een getal. Diversiteit kan gebruikt worden om vergelijkingen te maken tussen levensgemeenschappen (Cairns, 1977).
Doordat diversiteit niet alleen afhangt van soortenrijkdom maar ook van evenness is het mogelijk dat de diversiteit toeneemt terwijl de soortenrijkdom licht afneemt. In dit geval is de verdeling van de individuen over de soorten gelijkmatiger geworden (Washington, 1984).
Vaak wordt als nadeel van diversiteitsindices het onderwaarderen van zeldzame soorten genoemd. Diversiteitsindices beschrijven echter de structuur van een levensgemeenschap. Daarin hebben zeldzame soorten een functionele maar geen structurele rol (Washington, 1984).
Het is niet mogelijk diversiteitsindices in EKOO als toedelingstechniek te gebruiken om een monster aan het netwerk van cenotypen toe te delen. In plaats van het uitdrukken van de mate van overeenkomst tussen monster en cenotypen, zoals bij similariteitsindices het geval is, geven ze slechts voor het monster zelf een waarde. Van iedere index wordt deze score voor het monster in de uitvoer weergegeven. De scores van de cenotypen voor de verschillende diversiteitsindices zijn in het boek 'EKOO' (Verdonschot, 1990b) weergegeven.
Met het programma kunnen 3 diversiteitsindices bepaald worden, de Shannon index, de reciproke Simpson index en de Alatalo index. Hieronder worden deze indices beschreven.

Shannon index
De bekendste diversiteitsindex is de Shannon index (Shannon & Weaver, 1949; Wiener 1948). De formule is gebaseerd op de kans dat een individu dat willekeurig getrokken wordt tot een nieuw taxon behoort (Ter Linde & Worm, 1996). De indexwaarden lopen van 0 tot oneindig (Washington, 1984).

$$H' = \sum_{i=1}^{p} \frac{1}{N * (\ln N - \ln n_i)} \qquad (9)$$

H' = *Shannon -index (dimensieloos)*
N = *totaal aantal individuen van het monster*
n_i = *totaal aantal individuen van taxon i*
p = *totaal aantal taxa*

De Shannon index is logaritmisch gerelateerd aan het aantal soorten. Een nadeel hiervan is echter dat bij een hoge diversiteit meer soorten nodig zijn om een zelfde toename van de index te geven als bij een lage diversiteit (Verdonschot *et al.*, 1995).

Reciproke Simpson index

De index opgesteld door Simpson (1949) geeft de kans weer dat in een populatie twee individuen, willekeurig en onafhankelijk gekozen, uit dezelfde groep komen (tot hetzelfde taxon behoren). Williams heeft in 1964 de reciproke Simpson index gebruikt. Hierdoor loopt de range niet van 0 tot 1 maar van 1 tot oneindig. Deze index is niet of nauwelijks afhankelijk van de grootte van het monster. (Keefe and Bergersen, 1977). De diversiteit is groot als de uitkomst van de reciproke Simpson index hoog is.

$$rSI = \frac{1}{\sum_{i=1}^{i=p} \frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)}} \qquad (10)$$

rSI = *reciproke Simpson index (dimensieloos)*
N = *totaal aantal individuen van het monster*
n_i = *totaal aantal individuen van taxon i*
p = *totaal aantal taxa van het monster*

Alatalo index:

Hill (1973) bracht diversiteitsindices samen in een serie, beginnend bij N_0 (soortenrijkdom), via N_1 (antilogaritmische Shannon index) naar N_2 (de reciproke Simpson index). Verdergaand in deze serie wordt steeds minder gewicht gegeven aan de zeldzaamste soorten. Anders gezegd rekent N_0 met het totaal aantal individuen, N_1 legt de nadruk op de abundante soorten en N_2 op de zeer abundante soorten. De Hill's ratio maakt gebruik van de eerste twee getallen; N_1/N_0 (Hill, 1973). Deze ratio is door Peet (1974) als volgt aangepast; $(N_1-1)/(N_0-1)$. Rotenberry (1978) heeft vervolgens als ratio N_2/N_1 gebruikt. Dit is de ratio tussen de aantallen van de zeer abundante en de abundante soorten. Ten slotte wordt door Alatalo deze formule veranderd in $(N_2-1)/(N_1-1)$, de Alatalo index (Alatalo, 1981).

Bij de bepaling van de diversiteit blijkt de Alatalo index het meest geschikt te zijn. Deze ratio is gebaseerd op zowel de Shannon als de reciproke Simpson index. Met het gebruik van de Hill's ratio wordt het nadeel van de Shannon index (het gebruik van logaritme waardoor bij hogere diversiteit meer soorten nodig zijn om een zelfde toename in diversiteit op te leveren) ondervangen. Bovendien is de index niet afhankelijk van de monstername. Soortenrijkdom wordt namelijk vaak onderschat als monsters genomen worden van levensgemeenschappen, waardoor het moeilijk is grote levensgemeenschappen te vergelijken wat betreft de evenness (indien in de diversiteitsindex ook de soortenrijkdom is opgenomen). Doordat soortenrijkdom vaak wordt onderschat wordt de evenness overschat. Bij de Hill's ratio (Rotenberry, 1978) is dit niet het geval, de variatie is klein, doordat N1 en N2 ongevoelig zijn voor zeldzame soorten en alleen rekening houden met veel voorkomende soorten. Indien een levensgemeenschap wordt uitgebreid met soorten waarvan de abundanties ongelijk zijn aan de abundanties van de veel voorkomende soorten zal de diversiteit afnemen. De aanpassing aan de Hill's ratio (1 er van af trekken) is vooral gunstig bij levensgemeenschappen met lage soortsdiversiteit, zo is gebleken uit experimenten met fictieve levensgemeenschappen (Alatalo, 1981).

$$
\begin{aligned}
Al &= \frac{(N_2 - 1)}{(N_1 - 1)} \\
Al &= Alatalo - index \\
N_1 &= \exp\,(H') = \exp\,(Shannon - index) \\
N_2 &= \frac{1}{SI} = reciproke\ \ Simpson\ \ index
\end{aligned}
\qquad (11)
$$

2.7 Biotische karakterisering

Biotische karakterisering kan in EKOO niet gebruikt worden voor de toedeling van monsters aan een cenotype Wel kan deze analyse aanvullende informatie opleveren over een monsterpunt. Het geeft namelijk de belangrijkste milieufactoren en de gedragskenmerken van de verschillende taxa weer. Deze kenmerken indiceren een bepaald ecologisch profiel dat vergeleken kan worden met het cenotype.
De volgende kenmerken worden bij de biotische karakterisering weergegeven: Watertype, habitat, saprobiteit, stroomsnelheid, frequentie van voorkomen, taxonomische hoofdgroep, trofisch niveau, voedingswijze, bewegingsgedrag en abiotische hoofdfactoren.
Ieder kenmerk is onderverdeeld in een aantal klassen. Habitat bijvoorbeeld heeft als klassen; wateroppervlak, waterkolom, litoraal, sediment, vaste substraten, waterkolom en litoraal. Per kenmerk berekent het programma welk percentage van de taxa uit een monster in iedere klasse valt. De uitvoer kan zowel grafisch (in histogrammen) als getalsmatig weergegeven worden.

2.8 Beheersadvies

Het beheer is in EKOO opgenomen met behulp van DBASE. Hiervoor zijn verschillende lijsten ingevoerd:
- een lijst met vragen;
- een lijst met antwoorden;
- een lijst met de koppeling tussen vragen en antwoorden;
- een lijst met de indeling van vragen in vragenblokken;
- een lijst met alle mogelijke ontwikkelingsrichtingen, de bijbehorende *sturende factoren* en vragenblokken.

Het programma wordt gestart door het kiezen van een ontwikkelingsrichting. Hierbij hoort (horen) één of meerdere sturende factoren.
Afhankelijk van de gekozen ontwikkelingsrichting moet het beheer op één of meer factoren gericht worden. Deze factoren worden in het beheer aangegeven bij de ontwikkelingsrichting. Tevens zijn deze sturende factoren af te lezen in het plaatje waarin het cenotype en de mogelijke ontwikkelingsrichtingen weergegeven zijn.
Aan iedere sturende factor is een vragenblok gekoppeld. Behalve van de sturende factor is het vragenblok dat verschijnt afhankelijk van het cenotype. In het advies verschijnen één voor één de vragen uit de vragenblokken, behorende bij de sturende factoren. Afhankelijk van het antwoord dat de gebruiker geeft op een vraag (ja of nee) geeft EKOO mogelijke beheersmaatregelen.

3 WERKWIJZE

3.1 Rekentechnische consistentie

De rekentechnische consistentie is getoetst door voor een monster (code SB15s5) de resultaten van de huidige versie van EKOO (EKOO 1.5) te vergelijken met de resultaten van de vorige versie (EKOO 1.4). Dit is gedaan voor alle analysetechnieken. Voor de weging zijn zowel de resultaten van de weging op alle taxonomische groepen als de resultaten van de weging per taxonomische groep en habitat met elkaar vergeleken.
Ook zijn de berekeningen onafhankelijk van het programma EKOO met LOTUS uitgevoerd. Voor de berekeningen met LOTUS zijn de formules gebruikt die zijn weergegeven in hoofdstuk 2. De berekeningen met LOTUS zijn uitgevoerd voor de similariteitsindices, de diversiteitsindices en de weging. De passieve analysetechnieken zijn reeds getoetst door Verdonschot *et al.* (1995).

3.2 Betrouwbaarheid van de toedeling van interne monsters

De betrouwbaarheid van de toedeling met behulp van de toedelingstechnieken (passieve analyse, similariteit en weging) is getoetst. Dit is gedaan met de 652 monsters waarop het netwerk van cenotypen is gebaseerd. Van ieder monster is van tevoren bekend tot welk cenotype het behoort. Wanneer een monster met behulp van een techniek in EKOO wordt toegedeeld, is de uitvoer een lijst met 42 getallen, een waarde voor ieder cenotype. Om de resultaten te toetsen is aan ieder van deze waarden een rangorde toegekend (1 t/m 42). Afhankelijk van de techniek krijgt het grootste of kleinste getal rangorde 1. Het cenotype dat hierbij hoort zou het juiste cenotype moeten zijn.
Met behulp van het programma ACCES is vervolgens bepaald welk percentage van de monsters met welke rangorde aan het juiste cenotype wordt toegedeeld. Hiertoe is een lijst van de 652 monsters met de bijbehorende juiste cenotypen gekoppeld aan de resulterende cenotypen. Van de resulterende cenotypen zijn de cenotypen geselecteerd die overeenkomen met het juiste cenotype. Deze cenotypen hebben een rangorde variërend van 1 t/m 42. Voor iedere rangorde is vervolgens het aantal monsters geteld en het percentage bepaald door te delen door het totaal aantal monsters (652).
Op deze manier is te bepalen in hoeveel van de gevallen met rangorde 1, 2, 3 etc. aan het juiste cenotype wordt toegedeeld. Hierbij is het percentage van de 652 monsters dat met rangorde 1 aan het juiste cenotype wordt toegedeeld het belangrijkste.
Vervolgens is per cenotype dezelfde procedure gevolgd. Hierbij zijn alleen de monsters geteld die met rangorde 1 zijn toegedeeld aan het juiste cenotype. Het percentage is bepaald door het aantal juist toegedeelde monsters behorende tot een cenotype te delen door het totaal aantal monsters waarop het cenotype is gebaseerd.
De toetsing heeft per techniek plaatsgevonden voor iedere transformatie, zodat ook bepaald kan worden naar welke vorm de data het beste getransformeerd kunnen worden voor een toedelingstechniek.
De weging is zowel getoetst met alle taxa als per taxonomische hoofdgroep of habitat. Weging per groep of habitat kan namelijk van belang zijn voor monitoring. Als de resultaten goed zijn kan monitoring plaatsvinden door weging op slechts één groep of habitat, zodat dit weinig tijd kost.
Tevens is onderzocht of het resultaat van de weging verbetert indien indifferente en laag typerende taxa niet in de berekening worden meegenomen. Bij de toetsing zijn daartoe volgende ranges van typerende gewichten gekozen:

1) 1 t/m 12;
2) 4 t/m 12;
3) 7 t/m 12;
4) 10 t/m 12.

Aan de hand van de resultaten van de toedeling met interne monsters kan de betrouwbaarheid van de toedelingstechnieken bepaald worden. Deze betrouwbaarheid geeft aan welke technieken geschikt zijn voor toedeling.
Is de betrouwbaarheid van een toedelingstechniek voor bepaalde cenotypen laag dan is hiervoor de oorzaak gezocht, door het aantal (typerende) taxa in de cenotypen, de homogeniteit van de cenotypen, en de biotische overeenkomst tussen cenotypen te vergelijken met de goed scorende cenotypen.
Tevens is voor de slecht scorende cenotypen bepaald aan welke cenotypen en hoe vaak wordt toegedeeld indien niet aan het juiste cenotype wordt toegedeeld. Hierbij is vooral gelet op de afstand (mate van overeenkomst) tussen het juiste en het resulterende cenotype.

3.3 Vereenvoudiging van de toedeling

Op basis van de resultaten is geprobeerd criteria op te stellen voor het al dan niet gebruiken van technieken voor groepen van cenotypen. Deze groepen zijn weergegeven in bijlage 3.
Behalve aan de hand van de groep van cenotypen waarbinnen een monster zal vallen, kunnen ook criteria opgesteld worden aan de hand van het type monster, bijvoorbeeld een monster met veel of weinig taxa.
Daarnaast zijn betrouwbaarheidsgrenzen opgesteld met behulp van de resultaten voor de verschillende toedelingen van de interne EKOO-monsters. Hiertoe zijn per cenotype de gemiddelde waarde (met standaarddeviatie), de minimum- en de maximumwaarde per cenotype voor iedere techniek bepaald. Dit is tevens gedaan met ACCESS.
Op basis van de resultaten van de technieken tezamen wordt bepaald tot welk cenotype een monster behoort. Dit is gedaan door de resultaten van de toedelingstechnieken met elkaar te vergelijken en daarbij tevens rekening te houden met de betrouwbaarheidsgrenzen.
Ook is een rekenkundige sleutel opgesteld. Hierin worden niet de rangordes maar de waarden van de verschillende toedelingstechnieken gebruikt.

3.4 Consistentie van het beheersadvies

Het beheer is getoetst door te controleren of aan de sturende factoren de juiste vragen en beheersadviezen gekoppeld zijn. Hiertoe zijn per cenotype voor alle mogelijke ontwikkelingsrichtingen alle beheersadviezen (vragen en antwoorden) doorgenomen. Tevens is met behulp van literatuur onderzocht of de inhoud van de beheersadviezen verduidelijkt of aangevuld kan worden.

3.5 Praktische bruikbaarheid

Alle stappen in dit onderzoek worden telkens teruggekoppeld naar praktische bruikbaarheid. Dat wil zeggen dat bij eventuele aanpassingen met dit aspect rekening gehouden wordt. Het is de bedoeling het programma te vereenvoudigen en verduidelijken voor de gebruiker. Tijdens gebruik van het programma is bekeken hoe dit te bewerkstelligen is. Mogelijke verbeteringen van het programma met betrekking tot dit aspect zijn in de aanbevelingen opgenomen.

4 REKENTECHNISCHE CONSISTENTIE

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de toetsing op rekentechnische consistentie van de analysetechnieken in abundantiewaarden en Prestonklassen beschreven. Tevens worden de aanpassingen die noodzakelijk waren behandeld. Na het programma aangepast te hebben zijn alle technieken nogmaals getest voor alle transformaties. Voor absolute abundantiewaarden en Prestonklassen zijn de resultaten in tabel 4.1 respectievelijk 4.2 weergegeven. Voor de overige transformaties wordt verwezen naar bijlage 5.

Tabel 4.1 Resultaten van verschillende berekeningsmethoden voor similariteitsindices, weging en biotische karakterisering voor monster SB15s5, uitgevoerd met LOTUS en EKOO 1.5 met gebruik van absolute abundantiewaarden. Tevens zijn de resultaten van EKOO 1.5 na correctie weergegeven.

		abundantie		
toedelingstechniek		LOTUS	EKOO (1.5)	EKOO 1.5 na correctie
weging	(op alle groepen, alle typerende gewichten)	8.3	8.3	8.3
	(op Oligogetae, typerend gewicht 7-12)	7.25	7.25	
methode I	(op Oligogetae, typerend gewicht 7-12)	7.25		7.25
methode II	„	12.0		12.0
methode III	„	11.2		11.2
methode IV	„	8.88		8.88
similariteit				
Jaccard index		0.30	0.30	0.30
Czekanowski coëfficiënt		0.452	0.452	0.452
ED^2 index		196902	196903	
methode I/III		196902		196902
methode II/IV		16542		16542
diversiteit				
Shannon index		0.015	1.71	0.015
r. Simpson index		2.71	2.71	2.71
Alatalo index		116	2.64	116
biotische karakterisering				
abio meso*		55.6	55.6	55.6
freq IX**		22.4	22.4	22.4
voed CG***		90.7	87.7	90.7

* kenmerk: abiotische hoofdfactoren, klasse: mesotroof,
** kenmerk: frequentie van voorkomen, klasse IX,
*** kenmerk: voedingsgroep, klasse: vergaarders (Verdonschot, 1990b).

Tabel 4.2 Resultaten van verschillende berekeningsmethoden voor similariteitsindices, weging en biotische karakterisering voor monster SB15s5, uitgevoerd met LOTUS, EKOO 1.4 en EKOO 1.5 met gebruik van Prestonklassen. Tevens zijn de resultaten van EKOO 1.5 na correctie weergegeven.

		Prestonklassen			
toedelingstechniek		LOTUS	EKOO 1.4	EKOO 1.5	EKOO 1.5 na correctie
weging	(op alle groepen, alle typerende gewichten)	4.2	4.5	4.2	4.2
	(op Oligogetae, typerend gewicht 7-12)	0.83	4.00	0.83	
methode I	(op Oligogetae, typerend gewicht 7-12)	0.83			0.83
methode II	„	12.0			12.0
methode III	„	4.80			4.80
methode IV	„	4.00			4.00
similariteit					
Jaccard index		0.30	0.30	0.30	0.30
Czekanowski coëfficiënt		0.499	0.477	0.067	0.499
ED^2 index		354	65	355304	
methode I/III		354			354
methode II/IV		65			65
diversiteit					
Shannon index		0.117	3.16	3.16	0.117
r. Simpson index		26.48	26.48	26.48	26.48
Alatalo index		205	0.89	0.89	205
biotische karakterisering					
abio meso*		38.1	7.4	38.1	38.1
freq IX**		33.9	0.0	33.9	33.9
voed CG***		68.0	68.0	59.0	68.0

* kenmerk: abiotische hoofdfactoren, klasse: mesotroof,
** kenmerk: frequentie van voorkomen, klasse IX,
*** kenmerk: voedingsgroep, klasse: vergaarders (Verdonschot, 1990b).

4.1 Transformatie

Uit de toetsing op rekentechnische consistentie is gebleken dat bij transformatie de uitkomsten tussen LOTUS en EKOO enigszins verschillen. Deze kleine verschillen zijn te wijten aan het feit dat het programma niet transformeert naar Prestonklassen maar naar Prestonwaarden. Dit is zo ingevoerd omdat dan de mogelijkheid bestaat terug te transformeren naar abundantiewaarden. Een Prestonwaarde is gebaseerd op de Prestonklasse. Bij de Prestonklasse wordt 1 gedeeld door het aantal abundantiewaarden behorende tot de betreffende klasse opgeteld. Op deze manier hoort bij iedere abundantiewaarde een eigen Prestonwaarde. Deze manier van transformeren is voorlopig gehandhaafd. Vervolgens zijn de berekeningen met LOTUS ook met Prestonwaarden uitgevoerd om de resultaten goed vergelijkbaar te maken. In de tabellen 4.1 en 4.2 zijn deze verschillen dus niet meer te zien.
Overige transformatiefouten worden bij de afzonderlijke technieken behandeld.

4.2 Weging

Uit tabel 4.2 blijkt dat het resultaat van de weging verschillend is voor EKOO 1.4, EKOO 1.5 en LOTUS. Het verschil tussen EKOO 1.4 en 1.5 is groot als weging wordt uitgevoerd per taxonomische hoofdgroep of habitat (zie weging op Oligogetae).
Het kleine verschil in weging op alles wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de overgang naar een andere programmeertaal (van Knowledge Pro naar C^{++}). Het voordeel hiervan is dat het programma sneller werkt. Er ontstaan echter kleine maar verwaarloosbare verschillen in de afronding.
De weging per habitat of taxonomische hoofdgroep vertoont zeer grote verschillen. Deze verschillen worden veroorzaakt door een verschillende berekeningsmethode. Bij de oude versie werd gedeeld door de som van de abundanties van de taxa binnen de gekozen taxonomische hoofdgroep of habitat, in de nieuwe versie wordt gedeeld door de som van de abundanties van alle taxa uit het monster (zie formule 5, pagina 9).
Daarnaast kan voor de berekening van de weging voor een bepaalde range van typerende gewichten gekozen worden. Ook dit levert twee mogelijke berekeningsmethoden op, namelijk delen door de som van de abundanties van alle monsters of hierbij alleen de taxa uit de gekozen range betrekken. Er zijn dus vier verschillende berekeningsmethoden mogelijk:

Methode I: delen door de som van de abundanties van alle taxa uit het monster;

Methode II: delen door de som van de abundanties van de taxa vallend binnen de gekozen taxonomische hoofdgroep of habitat en de gekozen range van typerende gewichten;

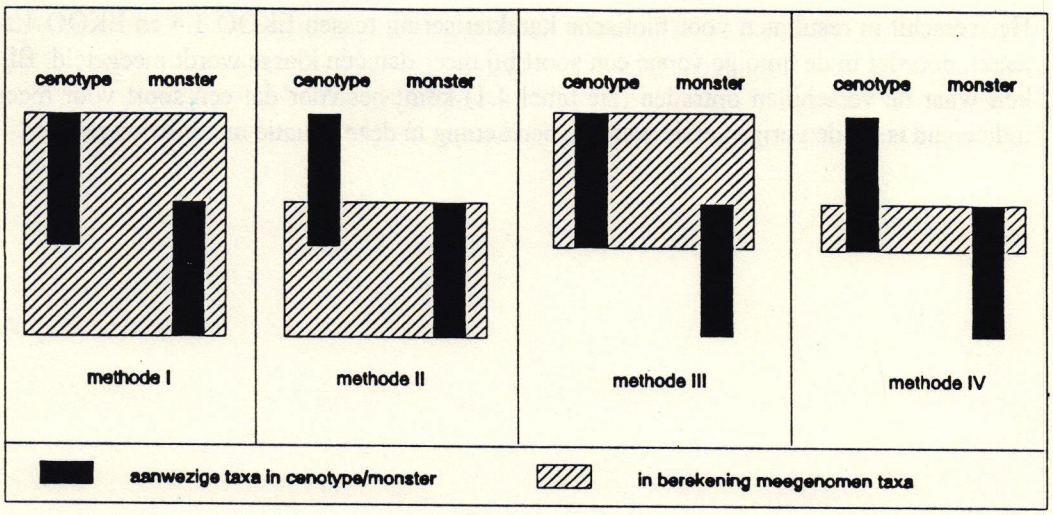
Methode III: delen door de som van de abundanties van de taxa vallend binnen de gekozen range van typerende gewichten;

Methode IV: delen door de som van de abundanties van de taxa behorende tot de gekozen taxonomische hoofdgroep of habitat.

De rekentechnische consistentie van de weging is opnieuw getest voor ieder van deze methoden (zie tabellen 4.1 en 4.2). Hieruit bleek dat inderdaad de berekeningsmethode voor de verschillen in resultaten zorgde. De berekeningen worden voor ieder van deze methoden juist uitgevoerd.
De weging wordt ten behoeve van de toetsing van deze methoden tijdelijk opgenomen in een apart programma. Hierin is het mogelijk één van de vier methoden en de range waarbinnen het typerend gewicht moet liggen te kiezen. Aan de hand van de resultaten wordt voor één (of meer) van de vier methoden gekozen.

4.3 Similariteit

De similariteitsindices zijn rekentechnisch consistent indien gerekend wordt met abundantie (zie tabel 4.1). Het kleine verschil bij de Jaccard index wordt veroorzaakt door verschillen in afronding. Deze techniek is rekentechnisch consistent en wordt niet aangepast.
Worden de data getransformeerd naar Prestonklassen (tabel 4.2) dan treden er verschillen op. De Czekanowski coëfficiënt wordt met Prestonklassen niet juist berekend. De uitkomst met EKOO 1.4 benaderde de uitkomst van LOTUS. De waarden van EKOO 1.5 wijken echter sterk af. Voor de Czekanowski's coëfficiënt is de *referentietabel* waarmee de waarden van het nieuwe monster worden vergeleken, omgezet van abundantiewaarden naar Prestonklassen. De resultaten zijn nu het zelfde als de resultaten verkregen met EKOO 1.4 en LOTUS.
Het grote verschil in resultaten voor de ED^2 index tussen de beide versies is opvallend. Zowel EKOO 1.4 als 1.5 geven andere uitkomsten dan LOTUS. Nader onderzoek wees uit dat dit verschil veroorzaakt wordt het gebruik van een verschillende berekeningsmethode. Het is namelijk mogelijk de ED^2 index op vier verschillende manieren te berekenen. De methoden verschillen wat betreft de taxa waarmee de berekening wordt uitgevoerd. In figuur 4.1 zijn deze verschillende berekeningsmethoden weergegeven.



Figuur 4.1 Methoden voor het berekenen van de gekwadrateerde Euclidische afstand. De zwarte balken stellen de taxa voor die aanwezig zijn in cenotype en monster, de taxa die binnen de arcering vallen worden in de berekening meegenomen.

Methode I: Alle taxa uit het monster en het cenotype worden in de berekening meegenomen.

Methode II: Alle taxa behalve de niet gemeenschappelijke taxa uit het cenotype worden in de berekening meegenomen.

Methode III: Alle taxa behalve de niet gemeenschappelijke taxa uit het monster worden in de berekening meegenomen.

Methode IV: Alleen de overeenkomende taxa worden in de berekening meegenomen.

De verschillende EKOO versies bleken na herhaalde toetsing, ditmaal voor alle vier methoden, inderdaad met twee verschillende methodes berekend te zijn (tabel 4.1 en 4.2). De huidige EKOO-versie blijkt met methode I of III te rekenen. De vorige versie met methode II of IV. Methode I en III en methode II en IV geven dezelfde waarde, omdat in interne monsters geen taxa zitten, die in het cenotype waartoe het monster behoort, niet voorkomen.
Bij bepaling van de betrouwbaarheid van de toedeling (hoofdstuk 5) worden de verschillen tussen de vier methoden behandeld. Aan de hand van de resultaten voor ieder van deze methoden wordt de meest geschikte methode uitgekozen.

4.4 Diversiteit

De diversiteitsindices worden niet juist berekend. Dit geldt zowel voor berekeningen in abundantie als in Prestonklassen. EKOO 1.4 en 1.5 geven voor Prestonklassen wel dezelfde resultaten, ze komen echter niet overeen met LOTUS. Na correctie zijn deze indices nogmaals getoetst. De nieuwe waarden komen overeen met de LOTUS-waarden.

4.5 Biotische karakterisering

Voor de drie aangegeven kenmerken, abiotische factoren, frequentie van voorkomen en voedingsgroep wijken de resultaten van EKOO 1.5 af van de resultaten van EKOO 1.4. De resultaten van de huidige versie komen overeen met de LOTUS-waarden. Bij gebruik van Prestonklassen treden er kleine verschillen op.

Het verschil in resultaten voor biotische karakterisering tussen EKOO 1.4 en EKOO 1.5 worden veroorzaakt, doordat in de huidige versie een soort bij meer dan één klasse wordt meegeteld. Bij de drie kenmerken waar de verschillen optraden (zie tabel 4.1) komt het voor dat een soort voor meer dan één klasse indicerend is. In de vorige versie werd de berekening in deze situatie niet juist uitgevoerd.

5 BETROUWBAARHEID VAN DE TOEDELING

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de toedeling van interne monsters aan het netwerk van cenotypen beschreven voor de verschillende toedelingstechnieken.
Achtereenvolgens zullen deze resultaten besproken worden voor passieve analyse (5.1), weging (5.2) en similariteit (5.3). Ten slotte worden kort de extreme monsters behandeld in paragraaf 5.4.

5.1 Passieve analyse

Betrouwbaarheid

De resultaten van de interne toetsing voor de passieve analyse zijn weergegeven in tabel 5.1. Transformatie speelt bij passieve analyse geen rol, omdat de data voor deze analyse automatisch naar Prestonklassen worden getransformeerd.

Tabel 5.1 Totaal percentage (berekend over de gehele monsterset) en het gemiddeld cenotypenpercentage (berekend door eerst per cenotype het percentage van juiste toedeling te bepalen en deze percentages vervolgens te middelen) voor de passieve analysetechnieken.

techniek	juiste toedelingen (%)
Euclidische afstand	79.0
Mahanalobis afstand	81.6
P-waarde	78.1

De Mahanalobis afstand (82 % van het totaal aantal monsters wordt met rangorde 1 aan het juiste cenotype toegedeeld) scoort iets beter dan de Euclidische afstand (79%). Voor de P-waarde geldt een score van 78%. Theoretisch zou de P-waarde het beste moeten scoren, omdat deze techniek zowel rekening houdt met de covariantie tussen de variabelen als met het verschil in aantal monsters per cenotype. De Euclidische fstand zou de slechtste resultaten moeten opleveren. In de praktijk blijkt dit niet zo te zijn.
Wordt de score voor rangorde 1 per cenotype bekeken (zie bijlage 7) dan blijkt dat de spreiding bij de Euclidische afstand lager is dan bij voor de Mahanalobis afstand. Bij de Mahanalobis afstand zijn er enige cenotypen die uitzonderlijk laag scoren.
In bijlage 6 is de spreiding over de rangordes 1 t/m 42 weergegeven. Opvallend is dat de spreiding voor de P-waarde, die voor rangorde 1 lager scoorde dan de Euclidische en Mahanalobis afstand, het kleinste is. In dit opzicht is het resultaat van de P-waarde goed. Alle monsters vallen binnen de rangordes 1 t/m 6. Voor de Euclidische afstand is deze spreiding van rangorde 1 t/m 11 en voor de Mahanalobisafstand zelfs 1 t/m 23. Voor de drie technieken geldt dat indien rangorde 1 en 2 worden opgeteld meer dan 90% van de monsters juist wordt toegedeeld. Dit betekent dat bij onjuiste toedeling in het grootste deel van de gevallen als tweede aan het juiste type wordt toegedeeld.

Betrouwbaarheid per cenotype

De resultaten per cenotype zijn af te lezen in de grafieken in bijlage 7. In tabel 5.7 op pagina 30 zijn tevens de cenotypen gemarkeerd die lager scoren dan 70%.
Voor de d- en de p-typen zijn de resultaten van de verschillende passieve analysetechnieken het beste. Binnen de r en s-typen varieert de score. De H-typen ten slotte scoren met name voor de P-waarde slecht, voor de andere twee technieken variëren de resultaten.

De volgende cenotypen scoren slecht (<50%):
Euclidische afstand: h2, r9
Mahanalobis afstand: h2, s9, d6, r5 en r8
P-waarde: h2, h5, s1, s4 en r5

Oorzaken voor onjuiste toedeling
Een aantal mogelijke oorzaken voor onjuiste toedeling is nader onderzocht.
De cenotypen die slechte resultaten opleveren, variëren wat betreft het aantal monsters waaruit het cenotype bestaat. Tevens is het aantal typerende taxa behorende tot deze cenotypen niet laag. Ook het aantal taxa in de monsters die niet juist worden toegedeeld varieert sterk. Deze factoren zijn dus geen duidelijke oorzaak voor de slechte toedeling.
Een andere mogelijkheid voor een slecht resultaat voor een cenotype is lage *homogeniteit* binnen het cenotype. De kans is dan groot dat twee cenotypen elkaar overlappen. Bij ongelijkvormige gebieden kan dan de afstand tot een ander cenotype kleiner zijn dan de afstand tot het cenotype waartoe het monster behoort. De homogeniteit is voor de cenotypen h2, s9, r5 en r9 lager dan het gemiddelde van de cenotypengroep waartoe het cenotype behoort. De overige slecht scorende cenotypen hebben echter een homogeniteit die hoger is dan het gemiddelde (zie Verdonschot, 1990a), zodat ook geen duidelijk verband bestaat tussen slechte homogeniteit en slechte toedelingsresultaten.
Bovendien gaat het om cenotypen die wat betreft biologische variabelen niet sterk op een ander cenotype gelijken (bijlage 4). Een uitzondering hierop is r9, dat veel lijkt op s7.
Het is dus moeilijk de oorzaak van onjuiste toedeling bij passieve analyse te achterhalen. Waarschijnlijk is deze gelegen in een combinatie van verschillende factoren. Een andere mogelijkheid vormt het feit dat de oorspronkelijke ordinatie gebaseerd is op zowel milieuvariabelen als macrofaunasamenstelling, terwijl de toedeling slechts op basis van macrofaunasamenstelling gebeurt.

Alternatieve cenotypen
Vervolgens is bekeken aan welke cenotypen wordt toegedeeld indien niet aan het juiste cenotype wordt toegedeeld. Deze cenotypen worden alternatieve cenotypen genoemd.
De cenotypen h2, s4 en s9 scoren voor alle drie technieken lager dan 70 %.
Passieve analyse resulteert voor cenotypen behorende tot s9 altijd tot toedeling tot s9, s5 of s13. Dit is niet verwonderlijk. Deze cenotypen lijken namelijk op elkaar. Het zijn alle drie bovenlopen van beken. Er is alleen een verschil in *dimensies* en *saprobie* (s9-s13) en in droogvalling (s9-s5). De wateren die behoren tot cenotype s13 zijn in de zomer achterblijvende, α mesosaprobe beekpoelen in droogvallende natuurlijke bovenloopjes.
Hieruit blijkt dat toedeling aan een van deze drie typen moeilijk is, doordat de verschillen klein zijn. Bovendien is er sprake van seizoensafhankelijkheid, waardoor typen in elkaar kunnen overgaan. Het slechte resultaat valt mee, omdat de alternatieve cenotypen waaraan wordt toegedeeld sterk op het eigenlijke cenotype lijken.
Voor s4 ligt dit minder eenvoudig. In plaats van aan s4 wordt toegedeeld aan zeer uiteenlopende cenotypen. De toedeling vindt niet alleen plaats aan s-typen maar ook aan h- en r-typen.
Bijna de helft van de onjuiste toedelingen, zijn toedelingen aan de cenotypen s2 en h2. Het verschil tussen s2 en s4 is klein, het wordt slechts bepaald door droogvalling. Indien s4 lange tijd niet is drooggevallen kan de taxasamenstelling gaan lijken op die van s2. Daarnaast is er een klein verschil in organisch materiaal. De cenotypen h2 en s4 zijn beide droogvallend waardoor ze overeenkomende soorten bevatten. In het netwerk van cenotypen zijn ze echter niet direct met elkaar verbonden. De typen worden van elkaar gescheiden door s3. Hieraan wordt niet toegedeeld. Dit was te verwachten zijn, omdat h2 afwatert op s3.
Toedeling aan r5 is vreemd, want r5 en s4 liggen ver uit elkaar en zijn dus zeer verschillend. Deze toedeling is waarschijnlijk te wijten aan het feit dat r5 een cenotype is met slechts 2 typerende taxa. De rest van de taxa is zeer algemeen voorkomend. Indien een monster dat niet bij r5 hoort deze taxa bevat, lijkt het sterk op dit cenotype, omdat r5 geen andere taxa heeft.
Als de toedeling van h2-monsters bekeken wordt is het omgekeerde te zien. Hiervan wordt namelijk een groot deel van de onjuiste toedelingen aan s4 toegedeeld. Eén monster wordt aan s12 toegedeeld. H2 en

s12 zijn zeer verschillend, droogvallende kwelmoerassen en droogvallende zwak zure gereguleerde bovenlopen/sloten. Waarschijnlijk is dit monster een monster dat in het kleine *overlappingsgebied* tussen h2 en s12 ligt, zodanig dat de afstand tot s12 kleiner is dan de afstand tot h2.

Conclusie
De resultaten van de toetsing van de passieve analysetechnieken zijn goed. Per cenotype leveren de passieve analysetechnieken soms zeer verschillende resultaten op. Scoort een cenotype voor de ene techniek goed, dan kan het voor een andere techniek slecht scoren. Voordeel hiervan is dat een monster niet snel voor alle drie de technieken slecht zal scoren. In het algemeen kan geconstateerd worden dat binnen 1 monster minstens 1 van de 3 passieve analysetechnieken juist toedeelt. Voor 50 monsters (8%) is dit niet het geval.
Bij onjuiste toedeling wordt meestal toegedeeld aan een cenotype dat in het netwerk dicht bij het juiste cenotype (direct gerelateerd cenotype) ligt. Indien toegedeeld wordt aan een cenotype van een groep met een ander afsplitsingsniveau, is het resultaat voor het alternatieve cenotype op het afsplitsingsniveau vaak slecht. Hierdoor is aan het resultaat zichtbaar dat de toedeling waarschijnlijk niet juist heeft plaatsgevonden. Dit is voordelig, omdat daarmee dan rekening gehouden kan worden. Het type waaraan als tweede wordt toegedeeld is in deze situatie vaak het juiste type.

5.2 Weging

5.2.1 Weging op alles

Betrouwbaarheid
In tabel 5.2 zijn de resultaten van de weging op alles voor de verschillende transformaties weergegeven. Hierbij zijn alle typerende taxa meegenomen. In de tabel is te zien dat de resultaten het beste zijn indien met Prestonklassen wordt gerekend. De verschillen tussen de transformaties zijn echter niet groot.
Methode I en IV geven dezelfde resultaten evenals methode II en III. Dit komt doordat alle taxonomische hoofdgroepen worden meegenomen. Het verschil tussen beide paren wordt veroorzaakt, doordat bij de eerste methode gedeeld wordt door de totale abundantie. Bij methode II en III wordt gedeeld door de som van de abundanties van de taxa met een typerend gewicht. Het blijkt dus beter te zijn te delen door de totale abundantie (hierbij worden ook de taxa meegenomen die voor een cenotype geen typerend gewicht hebben). Het goede resultaat van deze methode is te verklaren door het feit dat indien er veel taxa zijn die voor het betreffende cenotype geen typerend gewicht hebben het monster ook veel afwijkt van het cenotype. Doordat door alle taxa wordt gedeeld wordt de waarde kleiner wat overeenkomt met een lage rangorde voor het cenotype.

Tabel 5.2 Toetsingsresultaten van de weging (op alles/met alle typerende gewichten) voor verschillende transformaties en methoden (percentage van de monsters dat met rangorde 1 aan het juiste cenotype wordt toegedeeld).

methode	transformatie			
	presentie/absentie	abundantie	logaritme	Prestonklassen
I	56.6	63.0	65.9	66.1
II	22.2	45.9	40.3	40.3
III	22.2	45.9	40.3	40.3
IV	56.6	63.0	65.9	66.1

Vervolgens is de range in typerende gewichten gevarieerd. De resultaten hiervan zijn te zien in tabel 5.3. Het blijkt dat het het beste is om alle typerende gewichten mee te nemen. Hoe minder typerende gewichten worden meegenomen des te slechter de resultaten. Dit is te verklaren door het feit dat ook taxa met een laag typerend gewicht het karakter van een cenotype bepalen. Hoe meer taxa worden meegenomen in de berekening des te beter kunnen de cenotypen van elkaar onderscheiden worden.

Tabel 5.3 Toetsingsresultaten van de weging op alles in Prestonklassen uitgevoerd met verschillende ranges van typerende gewichten en methoden (percentage van de monsters dat met rangorde 1 aan het juiste cenotype wordt toegedeeld).

methode	range van typerende gewichten			
	1-12	4-12	7-12	10-12
I	66.1	61.5	58.7	50.9
II	40.3	1.1	0.5	0.6
III	40.3	1.1	0.5	0.6
IV	66.1	61.5	58.7	50.9

Betrouwbaarheid per cenotype

In tabel 5.7 en bijlage 7 zijn de resultaten weergegeven voor de weging op alles voor ieder cenotype. Hieruit blijkt dat de spreiding groot is. Er zijn cenotypen waarvoor de weging een geschikte methode is maar er zijn ook cenotypen waarvoor het resultaat erg slecht is. Uit tabel 5.7 blijkt dat de weging voor andere cenotypen goed scoort dan voor de passieve analysetechnieken geldt. De cenotypen die voor weging zeer laag scoren (<50%) zijn h1, h5, s3, s9, r2, r9, p5, p6 en p9.

Wat betreft de methodiek geldt niet voor ieder cenotype dat alle typerende gewichten moeten worden meegenomen in de berekening (bijlage 9). Te verwachten is dat het voor cenotypen met veel hoog typerende taxa en weinig algemene taxa beter is alleen de hoog typerende gewichten mee te nemen in de berekening. Dit blijkt slechts voor twee cenotypen het geval te zijn, namelijk zure vennen (p2), petgaten (p6) en saprobe boven- en middenlopen. Behalve de laatste zijn dit specifieke systemen, waarin veel karakteristieke soorten voorkomen. Voor de h-typen, die toch ook heel karakteristiek zijn is de verwachting hetzelfde. Monsters uit deze typen geven echter het beste resultaat wanneer als range 2-12 wordt gekozen. Zelfs indifferente soorten zijn dus van belang bij het toedelen van monsters uit deze cenotypen. Dit geldt voor de meeste typen. Alleen de d-typen geven een beter resultaat wanneer indifferente soorten worden weggelaten.

Oorzaken voor onjuiste toedeling

Enkele van de slecht scorende cenotypen hebben een lage homogeniteit binnen het cenotype (s3. s9, r9 en p5). Er zijn echter cenotypen met een lagere homogeniteit die wel goed scoren. De cenotypen p6, p9, r2 en r9 zijn cenotypen die veel overeenkomst vertonen met nabij gelegen cenotypen (zie bijlage 4). Voor deze typen kan dit een oorzaak zijn van foute toedeling.

Een belangrijkere oorzaak blijkt echter gelegen te zijn in het aantal typerende gewichten. Als het aantal typerende gewichten in deze cenotypen wordt bekeken blijkt dat dit meestal relatief laag is. In bijlage 12 zijn de aantallen typerende taxa per cenotype opgenomen samen met de score per cenotype.

Wordt deze tabel vergeleken met de grafiek uit bijlage 7 dan blijkt dat over het algemeen monsters behorende tot cenotypen met veel typerende taxa goed en monsters behorende tot cenotypen met zeer weinig typerende taxa slecht toegedeeld worden. Indien er minder dan 15 typerende taxa zijn is het

resultaat van de toedeling nooit hoger dan 60%. Voor cenotypen met meer dan 30 typerende taxa is het resultaat meestal erg goed op een enkele uitzondering (bijvoorbeeld p8) na.
Tevens lijkt het aantal hoog typerende taxa een rol te spelen. Dit blijkt uit de vergelijking tussen p7 en p8, met een totaal aantal typerende taxa van 35 respectievelijk 34. P7 scoort echter 100 % terwijl p8 maar ± 60 % scoort. Uit de tabel (bijlage 12) blijkt echter dat p7 20 hoog typerende gewichten heeft en p8 slechts 8. Om te bepalen of het totale aantal typerende taxa of de hoog typerende taxa de score bepalen, is *lineaire regressie* uitgevoerd. De resultaten hiervan zijn in onderstaande tabel weergegeven.

Tabel 5.4 Resultaten van lineaire regressie-analyse met als onafhankelijke variabele het aantal (hoog, matig en/of laag) typerende taxa en als afhankelijke variabele het percentage monsters dat voor het betreffende cenotype met rangorde 1 aan het juiste cenotype wordt toegedeeld.

range van typerende gewichten	correlatie coëfficiënt
1-3 (indifferent)	-0.05
4-6 (laag typerend)	0.34
7-9 (matig typerend)	0.21
10-12 (hoog typerend)	0.41
7-12 (matig + hoog typerend)	0.69
4-12 (laag + matig + hoog typerend)	0.64
1-12 (totaal)	0.05

Uit de tabel komt naar voren dat niet alleen het aantal hoog typerende gewichten van belang is maar dat ook matig en laag typerende taxa een rol spelen, zoals al eerder vermoed werd. De correlatie tussen een goed resultaat en typerende taxa blijkt het grootste te zijn als de matig en hoog typerende gewichten bij elkaar worden opgeteld. De laag typerende gewichten blijken minder invloed te hebben. Wordt echter naar de afzonderlijke groepen van typerende gewichten gekeken dan is het verband tussen de laag typerende gewichten en de resultaten hoger dan tussen de matig typerende gewichten en de score. Indien een monster veel indifferente taxa bevat is dit niet voordelig voor het resultaat. Wordt naar de indifferente taxa afzonderlijk gekeken dan blijkt zelfs een negatieve correlatie.

Alternatieve cenotypen
Bij onjuiste toedeling (zie bijlage 8) worden 9 h1-monsters (64%) aan s1 toegedeeld. H1 en s1 zijn naast elkaar gelegen typen. H1 watert af in s1, het verschil wordt bepaald door de dimensies.
H5 monsters komen vaak terecht in h3. Deze typen zijn direct aan elkaar gerelateerd. De biotische overeenkomst (zie dendrogram in bijlage 4) tussen deze typen is echter klein.
Monsters die horen bij s9 worden vaak toegedeeld aan s6. Ook deze typen liggen niet dicht bij elkaar. Zowel wat betreft biotische als abiotische variabelen lijken ze niet op elkaar.
Monsters behorende tot r2, r5 en r9 worden aan zeer veel verschillende cenotypen toegedeeld. Toedeling aan r4 komt het meeste voor. R4 is direct gerelateerd aan r2 en r5, het ligt echter verder van r9 af.
P5 monsters worden vaak aan d2a of d3 toegedeeld wat gezien de overeenkomst niet verwonderlijk is. P6 monsters worden met name toegedeeld aan andere p-typen (p8 en p11) en p9-monsters aan r4 en p11. Al deze typen lijken op elkaar wat betreft biotische variabelen. Behalve r4 zijn deze cenotypen in het netwerk direct aan elkaar gerelateerd.

Conclusie
De betrouwbaarheid van de weging is lager dan voor de passieve analyse. Data kunnen het beste naar Prestonklassen worden getransformeerd. Ook voor weging is de spreiding groot. Cenotypen die voor weging slecht scoren zijn niet dezelfde als de cenotypen die voor passieve analyse slecht scoren. Met name

monsters behorende tot cenotypen met weinig matig en hoog typerende gewichten worden onjuist toegedeeld. Alternatieve cenotypen zijn vaak cenotypen die direct gerelateerd zijn aan het juiste cenotype. Weging kan het beste uitgevoerd worden met methode I (delen door de som van alle taxa in het monster) en met alle typerende gewichten.

5.2.2 Weging per habitat/taxonomische hoofdgroep

Betrouwbaarheid

In het algemeen blijkt uit deze tabel dat weging op habitat of taxonomische hoofdgroep voor toedeling niet geschikt is (zie tabel 5.5). Ook wanneer alle typerende gewichten worden meegenomen is het resultaat nog ongeveer twee keer zo slecht als wanneer de weging op alle taxonomische hoofdgroepen wordt uitgevoerd. Opvallend is dat bij weging op taxonomische hoofdgroep nog steeds het gebruik van methode I en IV hetzelfde resultaat oplevert. Dit wil zeggen dat het delen door alleen abundanties van taxa binnen de gekozen taxonomische hoofdgroep geen effect heeft op het resultaat. Dit is logisch, want voor ieder cenotype is dit getal hetzelfde. Het wordt namelijk bepaald door het aantal taxa in het monster dat tot de betreffende taxonomische hoofdgroep behoort. Hierbij moet vermeld worden dat de waarden hierdoor wel kleiner worden. Het percentage monsters dat als eerste aan het juiste cenotype wordt toegedeeld blijft echter hetzelfde. Wel heeft methode II andere resultaten dan methode III. Het delen door de som van de abundanties van enkel de taxa behorende tot gekozen range én taxonomische hoofdgroep heeft dus wel effect. De taxa vallend binnen de gekozen range kunnen namelijk wel per cenotype verschillen, doordat een taxon voor de cenotypen verschillende typerende gewichten heeft. Bovendien geldt voor sommige klassen dat methode II de beste resultaten oplevert (zie Megaloptera in tabel 5.5).

Tabel 5.5 Resultaten van de weging voor de vier methodes en de vier ranges van typerende gewichten op 2 habitats en 3 taxonomische hoofdgroepen. Berenkeningen zijn uitgevoerd met data in Prestonklassen (percentage juist toegedeelde monsters).

range	methode	habitat		taxonomische hoofdgroep		
		litoraal	vaste substraten	Chironomidae	Hirudinea	Megaloptera
1-12	I	34.0	44.0	27.1	15.9	10.6
	II	14.8	24.8	16.3	14.3	10.0
	III	18.8	28.8	10.8	8.3	10.0
	IV	34.0	44.0	27.1	15.9	10.6
4-12	I	30.2	39.0	22.8	15.1	10.6
	II	7.9	2.9	3.6	7.7	12.6
	III	4.2	0.8	0.3	3.3	2.0
	IV	30.2	39.0	22.8	15.1	10.6
7-12	I	32.9	37.2	24.3	6.9	10.6
	II	9.3	2.0	2.9	6.9	12.6
	III	3.4	1.2	0.9	2.9	9.3
	IV	32.9	37.2	24.3	6.9	10.6
10-12	I	30.7	35.1	24.0	6.9	5.3
	II	7.4	1.5	2.3	4.9	5.3
	III	7.2	2.8	4.0	5.1	5.3
	IV	30.7	35.1	24.0	6.9	5.3

Betrouwbaarheid per cenotype
In bijlagen 10 en 11 zijn tabellen opgenomen met daarin het percentage juist toegedeelde monsters per cenotype. In de eerste tabel zijn deze resultaten weergegeven voor iedere habitat. In de andere twee tabellen voor de taxonomische hoofdgroepen. Het blijkt dat de spreiding van de scores voor een betreffende habitat of taxonomische hoofdgroep voor de cenotypen groot is. Ook binnen de groepen van cenotypen is dit het geval. Ook al is de hoofdgroep bekend (h, s, d, r of p-type), het is niet mogelijk de toedeling uit te voeren door het bemonsteren van één habitat of taxonomische hoofdgroep. Misschien is het mogelijk hiervoor een combinatie van enkele groepen en/of habitats te nemen.
Het bemonsteren van één groep of habitat is wel mogelijk indien men de ontwikkelingen van een bepaald cenotype wil volgen (monitoring). In de tabellen kan dan opgezocht worden welk habitat of welke taxonomische hoofdgroep voor een bepaald cenotype het meest geschikt is. Er zijn echter cenotypen (bijvoorbeeld h1, s3, r2, p5) waarvoor geen enkele groep of habitat een goed resultaat oplevert, zodat gebruik van één groep of habitat niet voldoende is. Voor deze cenotypen is het resultaat van de weging op alles echter ook niet goed.

Conclusie
Weging op taxonomische groep of habitat is niet geschikt voor toedeling. Wel kan het voor monitoring gebruikt worden. Ook bij deze vorm van weging levert methode I over het algemeen de beste resultaten, hoewel er enkele cenotypen zijn die met een andere methode de beste resultaten verkrijgen. Alle typerende gewichten moeten worden meegenomen voor een optimaal resultaat.

5.3 Similariteit

Betrouwbaarheid
De resultaten van de berekeningen met behulp van de similariteitsindices zijn weergegeven in tabel 5.6 en bijlage 6.

Tabel 5.6 Toetsingsresultaten van de similariteitsindices voor de verschillende transformaties (percentage van de monsters dat met rangorde 1 aan het juiste cenotype wordt toegedeeld.

techniek		transformatie			
		presentie/absentie	abundantie	logaritme	Prestonklassen
Jaccard index		28.2	28.2	28.2	28.2
Czekanowski coëfficiënt		28.2	67.6	83.9	85.0
ED^2 index	methode I	0.9	34.7	48.3	50.0
	methode II	88.6	33.0	77.0	77.0
	methode III	0.3	0.3	0.3	0.3
	methode IV	7.5	0.2	0.2	0.2

Bij de Jaccard index wordt slechts gebruik gemaakt van het aantal taxa en niet van het aantal individuen per taxon (zie formule 6, pagina 10). Hierdoor zijn de resultaten voor de verschillende transformaties hetzelfde. In de tabel is te zien dat deze resultaten niet goed zijn. Slechts 28% van de monsters wordt als eerste aan het juiste cenotype toegedeeld. Het gebruik van presentie/absentie data is dus niet voldoende voor toedeling van een monster aan het netwerk van cenotypen.
De Czekanowski coëfficiënt daarentegen levert zeer goede resultaten wanneer gebruik wordt gemaakt van de transformatie naar Prestonklassen of logaritme. 85, respectievelijk 84% van de monsters wordt als eerste aan het juiste cenotype toegedeeld. Voor de transformatie naar presentie/absentie en abundantie zijn

de resultaten minder goed, respectievelijk 28 en 68%.
Voor de ED^2 index geeft methode II (zie pagina 19) het beste resultaat. Waarschijnlijk is deze methode het beste, omdat het cenotype een combinatie is van taxa uit verschillende monsters. In het nieuwe monster zullen vrijwel altijd minder taxa voorkomen. De kans is dus groter dat een taxon in het monster niet voorkomt en wel in het cenotype dan andersom.
Logaritmische waarden en Prestonklassen leveren hiervoor goede resultaten. De hoge waarde voor presentie/absentie data is niet reëel, omdat cenotypen altijd de waarde 0 of 1 hebben. Er zijn dus veel cenotypen die dezelfde score voor de ED^2 index hebben. Hier kan dan geen juiste rangorde aan gegeven worden. Gebruik van presentie/absentie data is daarom ook niet geschikt voor gebruik bij de ED^2 index.

Betrouwbaarheid per cenotype
Wordt de score voor de similariteitsindices bekeken per cenotype, zie bijlage 7 en tabel 5.7, dan blijkt daaruit het volgende. Voor de Jaccard index is de spreiding zeer groot. Er zijn cenotypen die heel slecht scoren (tot 0%) maar ook cenotypen die 100% scoren. Over het algemeen is de score laag, zoals al bleek uit tabel 5.6.
Voor de Czekanowski coëfficiënt en de ED^2 index is de spreiding laag, in tegenstelling tot de resultaten van de passieve analysetechnieken en de weging. Voor de Czekanowski coëfficiënt scoort maar één cenotype onder de 60% (r4). Voor de ED^2 index zijn dit er twee (d3 en r9).
Uit tabel 5.7 blijkt dat similariteitsindices vaak goed scoren, ook wanneer het resultaat voor de passieve analyse en weging slecht is.

Oorzaken voor onjuiste toedeling
Vanwege de slechte resultaten wordt de onjuiste toedeling van de Jaccard index hier niet verder geanalyseerd. Het slechte resultaat van d3 voor de ED^2 index is vreemd. Voor de andere technieken scoort dit cenotype wel goed. R4 en r9 zijn daarentegen cenotypen die ook voor de passieve analyse matig scoren (eucEuclidische fstand en mahanalobis afstand). Worden deze resultaten vergeleken met de weging dan blijkt dat d3 en r4 voor weging zeer goed scoren. R9 scoort voor weging zeer slecht. Opvallend is dat deze 3 cenotypen de cenotypen zijn waartoe het meeste monsters behoren. Het slechte resultaat zou veroorzaakt kunnen worden, doordat bij een groot aantal monsters in een cenotype de spreiding ook groot zal zijn, waardoor de monsters ook sneller tot een ander cenotype toegedeeld kunnen worden. Als naar de homogeniteit van deze cenotypen wordt gekeken blijkt deze echter niet laag te zijn.

Alternatieve cenotypen
Als de monsters van cenotype r4 met de Czekanowski coëfficiënt onjuist worden toegedeeld komen ze meestal terecht in r1 (5 monsters), r2 (8 monsters) en r12 (5 monsters) (bijlage 8). Dit is niet verwonderlijk, want deze cenotypen lijken wat betreft biologische kenmerken sterk op r4 (bijlage 4). Dit geldt ook voor p11, waar 3 monsters in terecht komen. D3 wordt ook 3 keer als het juiste cenotype aangewezen. Dit type wijkt echter meer af van r4. In de figuur van bijlage 2 blijkt dat al deze cenotypen direct aan r4 gerelateerd zijn.
D3, het cenotype dat voor de slecht resultaat oplevert wordt vaak vervangen door r2 (8 monsters, p8 (6 monsters) p5 (3 monsters) en r4 (2 monsters). De laatste twee cenotypen staan in het netwerk het dichtst bij d3. De andere twee cenotypen r2 en p8 liggen daar weer naast.
De meeste monsters behorende tot r9 worden toegedeeld aan r3 (7), s7 (4), r8 (2), r12 (2) en p6 (2). Toedeling aan s7 is te verwachten r9 en s7 cenotypen zijn die biologisch veel op elkaar lijken. Wordt in de visfiguur gekeken (bijlage 2) dan is te zien dat r3 zeer dicht bij r9 ligt. R8, r12 en vooral p6 zijn cenotypen die verder van r9 af liggen. Het is onduidelijk waarom aan deze typen r9 monsters worden toegedeeld.

Conclusie
Ook de similariteitsindices kunnen het beste met data in Prestonklassen worden berekend. De Jaccard index scoort erg slecht, doordat slechts met aan- of afwezigheid van taxa wordt gerekend. De andere twee technieken leveren goede resultaten. De ED^2 index kan het beste volgens methode II berekend worden

(alle taxa uit het monster en slechts de overeenkomende taxa uit het cenotype meenemen). Oorzaken voor onjuiste toedeling zijn weer niet duidelijk. Evenals bij passieve analyse en weging wordt vaak aan direct gerelateerde cenotypen toegedeeld.

5.4 Extreme monsters

Twee cenotypen, namelijk s14 en d11 kunnen met interne monsters niet getoetst worden, omdat deze cenotypen beide maar 1 monster bevatten. Wordt dit monster opnieuw toegedeeld, dan wordt het vergeleken met zichzelf en zal het resultaat van de toetsing altijd 100% zijn.
Tevens zijn er een aantal monsters die door iedere techniek verkeerd toegedeeld worden. Waarschijnlijk zijn dit intermediaire monsters, die zich bevinden in het overlappingsgebied tussen twee cenotypen. Het gaat hierbij om de volgende monsters: KB03r9, KB07r1, KB08r9, KB16r9, ML14r9, SB18r9, SL93d3, VA09r2. Opvallend is dat veel van deze monsters tot r9 behoren, een cenotype dat voor de meeste technieken slecht scoort. Misschien is dit te wijten aan het lage aantal (hoog) typerende taxa in dit cenotype.

Tabel 5.7 Markering van de cenotypen waarvoor met de toedelingstechnieken minder dan 70% van de monsters aan het juiste cenotype wordt toegedeeld.

ceno-type	Euclidische afstand	mahanalobis afstand	P-waarde	Czekanowski coëfficiënt	ED^2 index	weging op alles
h1	*					*
h2	*	*	*			*
h3			*			
h5			*			*
h6		*	*		*	*
s1	*		*			
s2						
s3	*	*				*
s4	*	*	*	*	*	
s5						*
s6						
s7				*		*
s9	*	*	*		*	*
s10						
s12	*					
s13						
s14						
d2a						
d3					*	
d6		*				
d8						
d11						
r1		*	*		*	*
r2						*
r3						
r4	*			*		
r5		*	*			*
r7						
r8		*	*			
r9	*		*		*	*
r11	*					*
r12					*	*
p1					*	
p2						
p3						
p4						
p5						*
p6						*
p7		*				
p8						*
p9					*	*
p11						

6 CRITERIA & TOEDELINGSSLEUTEL

Uit de resultaten van de toedeling van interne monsters (hoofdstuk 5) is gebleken dat de betrouwbaarheid van de toedelingstechnieken varieert van 66% (weging op alles) tot 85% (Czekanowski coëfficiënt). Hierbij wordt er van uit gegaan dat voor de ED^2 index methode II wordt gebruikt, waarbij alle taxa uit het monster en slechts de overeenkomende taxa uit het cenotype worden meegenomen. Voor de weging bleek methode 1 (delen door alle taxa in het monster) het beste te zijn. Weging op alle taxa (met alle typerende gewichten) scoorde het hoogste. Bij het opstellen van criteria en een toedelingssleutel is van deze methodiek uitgegaan.
Voor iedere techniek blijft een kans bestaan dat een monster niet juist wordt toegedeeld. Omdat de toedelingstechnieken echter voor de cenotypen een verschillende betrouwbaarheid hebben (zie tabel 5.7) kan door een combinatie van technieken in een toedelingssleutel de betrouwbaarheid vergroot worden. Tevens kan het opstellen van goede criteria onjuiste toedeling voorkomen.

6.1 Criteria

Voor het opstellen van criteria voor het gebruik van een bepaalde techniek moeten de oorzaken van slechte toedeling door de techniek bekend zijn. Dit is echter voor de meeste technieken niet het geval. Alleen voor de weging is een duidelijke oorzaak aan te wijzen, namelijk een laag aantal matig en/of hoog typerende gewichten. De typerende gewichten zijn van tevoren echter niet bekend, omdat deze van het (nog te bepalen) cenotype afhankelijk zijn.
Het opstellen van goede criteria is dus niet eenvoudig. Hieronder zijn een paar mogelijkheden uitgewerkt.

Techniekkeuze per cenotypengroep
Als van tevoren bekend is tot welke groep van cenotypen (bijlage 3) een monster behoort (dit is het geval bij monitoring) dan is het mogelijk een combinatie van technieken te kiezen waarvoor de betrouwbaarheid groot is (tabel 6.1). Zo kunnen monsters van het h-type het beste toegedeeld worden met similariteitsindices, s-type monsters met similariteitsindices en weging, d-type monsters met passieve analyse en weging en r- en p-type monsters met passieve analyse en similariteitsindices.

Tabel 6.1 Percentage juiste toedeling per cenotypengroep en toedelingstechniek

techniek	cenotypengroep				
	h-typen	s-typen	d-typen	r-typen	p-typen
Euclidische afstand	65.1	72.5	89.5	73.4	91.0
Mahanalobis afstand	69.8	74.6	92.1	77.4	91.6
P-waarde	58.1	68.3	94.7	73.0	91.0
weging	55.8	77.5	92.1	52.3	65.2
Czekanowski coëfficiënt	95.3	85.9	82.9	78.4	91.6
ED^2 index	86.0	79.6	68.4	71.6	83.2

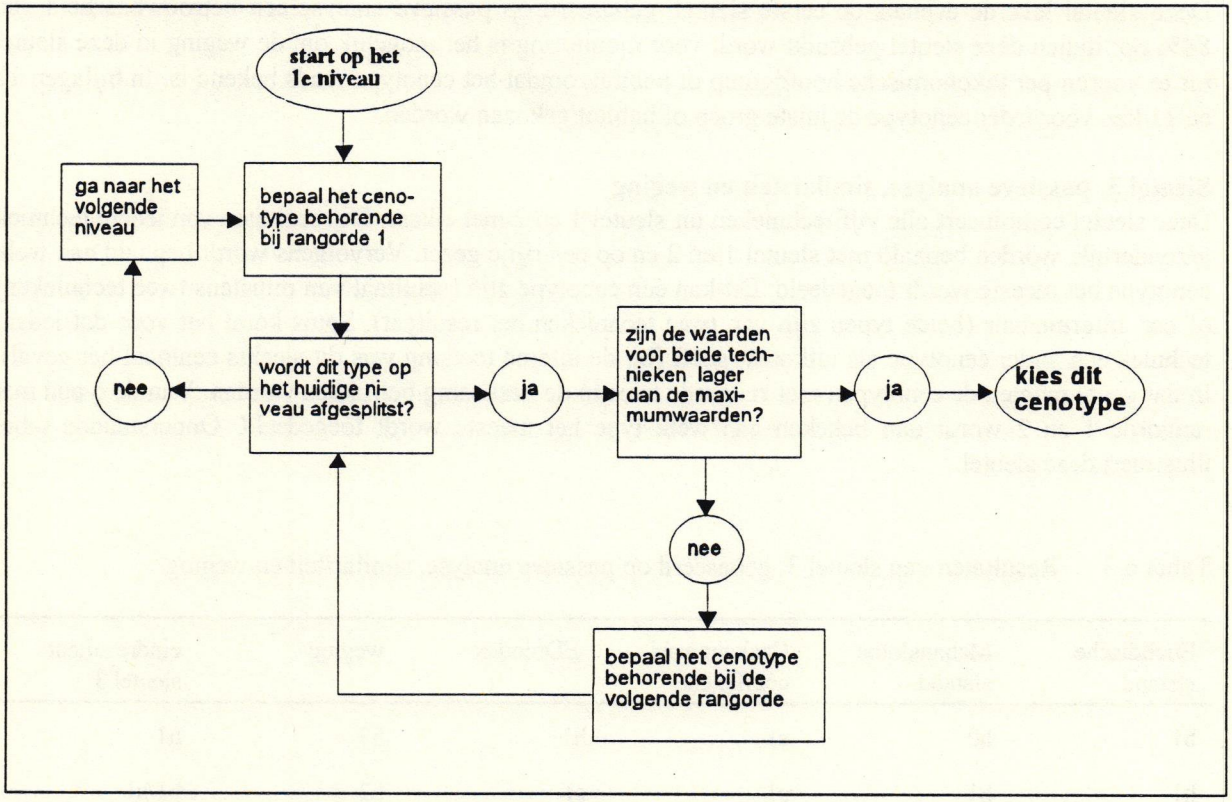
Betrouwbaarheidsgrenzen
Een andere methode voor het opstellen van criteria is het gebruik van betrouwbaarheidsgrenzen. Binnen een dergelijke grens hoort een monster met een bepaalde betrouwbaarheid tot een cenotype (bijvoorbeeld 95%). Voor iedere techniek zijn de minimum, maximum en gemiddelde waarde (+SD) voor het juiste cenotype bepaald (niet in dit rapport opgenomen). Het is echter niet mogelijk om alleen aan de hand van deze waarden het juiste cenotype te bepalen, omdat de ranges van waarden voor de verschillende cenotypen elkaar sterk overlappen. Het is beter op basis van rangorde het cenotype te bepalen.
Wel kunnen betrouwbaarheidsgrenzen in een toedelingssleutel gebruikt worden indien de rangorde geen uitsluitsel biedt. Indien met rangorde 1 aan een bepaald cenotype wordt toegedeeld maar de waarde valt niet onder of boven (afhankelijk van de techniek) de maximum- of minimumwaarde dan is dit waarschijnlijk niet het juiste cenotype (omdat van de interne monsters geen enkel monster een dergelijke waarde had voor het betreffende cenotype) dan moet naar rangorde 2 gekeken worden.

100% betrouwbare uitkomsten
Uit de tabellen in bijlage 8 zijn criteria af te leiden die direct tot het juiste cenotype kunnen leiden. Indien namelijk het cenotype waaraan wordt toegedeeld alleen maar als uitkomst optreedt bij het bijbehorende cenotype kan met 100% zekerheid het juiste cenotype bepaald worden. Als de uitkomst van de Euclidische afstand bijvoorbeeld d3 is dan betekent dit dat het monster ook zeker een monster is dat tot d3 behoort. Het aantal monsters waarvoor dit geldt is echter laag. Wordt bijvoorbeeld in de tabel voor de Czekanowski coëfficiënt gekeken naar r4 dan blijkt dat het monster inderdaad tot r4 behoort, indien r4 de uitkomst is. R4 is echter bij maar 22 monsters behorende tot r4 de uitkomst. 27 r4-monsters zijn verspreid over 8 andere cenotypen. In totaal leveren deze criteria voor ongeveer de helft van de monsters (327) het juiste cenotype op (er vanuit gaande dat uitkomsten van technieken elkaar geheel overlappen).

6.2 Toedelingssleutels

In deze paragraaf worden enkele mogelijkheden voor toedelingssleutels beschreven. Als eerste wordt een sleutel voor de passieve analyse (Euclidische afstand en Mahanalobis afstand) beschreven. Met behulp van deze sleutel kunnen de vijf niveaus waarop de passieve analyse plaatsvindt, worden doorlopen om tot het juiste cenotype te komen.
Bij gebruik van EKOO voor monitoring (het volgen van de ontwikkelingsrichtingen) kan passieve analyse niet gebruikt worden, omdat de *streef-* en *referentiebeelden* niet binnen de ruimte van het cenotypennetwerk vallen. In deze gevallen kan toedeling plaatsvinden aan de hand van similariteit (Czekanowski coëfficiënt en ED^2 index) en weging. De tweede sleutel is hierop gebaseerd.
Vervolgens worden de vijf technieken gecombineerd in sleutel 3. Deze sleutel bepaalt aan de hand van zowel passieve analyse als similariteit en weging het juiste cenotype.
Sleutel 4 ten slotte is een sleutel waarbij middels een berekening aan de hand van de resulterende waarden en een wegingsfactor voor iedere techniek het meest waarschijnlijke cenotype wordt bepaald.

Sleutel 1: passieve analyse
De sleutel is gebaseerd op de Euclidische afstand en de Mahanalobis afstand. De P-waarde wordt bij deze sleutel niet meegenomen, omdat deze afhankelijk is van de Mahanalobis afstand en zeer zelden een goed resultaat geeft wanneer het resultaat voor de andere twee passieve analysetechnieken slecht is. Deze zal het resultaat daarom niet verbeteren.
In onderstaand schema is de sleutel weergegeven. Zowel voor de Euclidische afstand als voor de Mahanalobis afstand wordt het schema apart doorlopen. De waarden die de technieken opleveren, moeten echter beide onder de maximumwaarden voor het cenotype vallen. Door de technieken op deze manier met elkaar te combineren levert de passieve analyse een beter resultaat op dan wanneer de technieken afzonderlijk beschouwd worden. Geven beide technieken een verschillend cenotype als resultaat dan wordt het monster als intermediair tussen de twee cenotypen beschouwd. De betrouwbaarheid van deze sleutel is 88%.



Figuur 6.1 Schematische overzicht van sleutel 1, gebaseerd op passieve analyse.

Sleutel 2: similariteit en weging

In deze sleutel worden de resultaten van de Czekanowski coëfficiënt, de ED^2 index en de weging met elkaar gecombineerd. Eerst wordt voor elke techniek afzonderlijk het cenotype met de hoogste rangorde, dat tevens voldoet aan de betrouwbaarheidsgrenzen (zie paragraaf 6.1), bepaald. Voor de ED^2 index moet de waarde onder de maximumwaarde liggen, voor de Czekanowski coëfficiënt en de weging moet de waarde hoger zijn dan de minimumwaarde. Indien dit niet het geval is wordt het cenotype met een lagere rangorde 2 gekozen (indien dit type wel aan de criteria voldoet), etc. Uiteindelijk worden dus drie typen als resultaat verkregen, voor iedere techniek één. Deze technieken worden als volgt gecombineerd. Uitgegaan wordt van de Czekanowski coëfficiënt, omdat deze de hoogste betrouwbaarheid heeft (zie hoofdstuk 5). Dit type wordt gekozen indien de andere twee technieken niet beide een ander (hetzelfde) cenotype als resultaat hebben. Dit wordt geïllustreerd aan de hand van het voorbeeld in tabel 6.2.

Tabel 6.2 Resultaten van sleutel 2, een combinatie van similariteit en weging. Weergegeven zijn de cenotypen die het resultaat zijn van de afzonderlijke technieken en van de sleutel.

Czekanowski coëfficiënt	ED^2 index	weging	eindresultaat (sleutel 2)
h1	h1	h1	h1
h1	h2	h3	h1
h1	h2	h2	h2

Deze sleutel leverde evenals de eerste sleutel, gebaseerd op passieve analyse een betrouwbaarheid van 88% op. Indien deze sleutel gebruikt wordt voor monitoring is het mogelijk om de weging in deze sleutel uit te voeren per taxonomische hoofdgroep of habitat, omdat het cenotype reeds bekend is. In bijlagen 10 en 11 kan voor ieder cenotype de juiste groep of habitat gekozen worden.

Sleutel 3: passieve analyse, similariteit en weging
Deze sleutel combineert alle vijf technieken uit sleutel 1 en 2 met elkaar. De resultaten van iedere techniek afzonderlijk, worden bepaald met sleutel 1 en 2 en op een rijtje gezet. Vervolgens wordt bepaald aan welk cenotype het meeste wordt toegedeeld. Dit kan één cenotype zijn (resultaat van minstens twee technieken) of een intermediair (beide typen zijn van twee technieken het resultaat). Soms komt het voor dat iedere techniek een ander cenotype als uitkomst geeft (bij de interne toetsing was dit slechts eenmaal het geval). In dat geval moeten de cenotypen met rangorde twee in de beslissing betrokken worden. Van de typen met rangorde 1 en 2 wordt dan bekeken aan welk type het meeste wordt toegedeeld. Onderstaande tabel illustreert deze sleutel.

Tabel 6.3 Resultaten van sleutel 3, gebaseerd op passieve analyse, similariteit en weging.

Euclidische afstand	Mahanalobis afstand.	Czekanowski coëfficiënt	ED^2 index	weging	eindresultaat sleutel 3
h1	h2	s1	h1	h3	h1
h1	h1	s1	s1	h2	h1/s1
h1	s1	h1	h1	s1	h1

Toetsing van deze sleutel leverde een betrouwbaarheid op van 93%. In deze gevallen wordt het juiste cenotype gevonden of een realistisch intermediar (naast elkaar gelegen cenotypen, die direct met elkaar verbonden zijn) waarvan één van beide cenotypen het oorspronkelijke (juiste) cenotype is.

Sleutel 4: mathematische sleutel
De tweede sleutel is een mathematische berekening die tevens in het programma geïntegreerd kan worden. Bij deze methode worden niet alleen de rangordes gebruikt maar tevens de waarden die het programma geeft voor het cenotype waartoe het programma het nieuwe monster met rangorde 1 toedeelt. Omdat de resultaten van alle toedelingstechnieken gecombineerd worden in één sleutel moeten ze eerst geschaald worden, zodat ze met elkaar vergelijkbaar zijn. Deze schaling bestaat uit twee stappen. Als eerste moeten voor sommige toedelingstechnieken de resultaten omgekeerd worden. Dit zal gebeuren voor de technieken waarbij rangorde 1 de hoogste waarde heeft, omdat dit slechts bij twee toedelingstechnieken het geval is, namelijk de Czekanowski coëfficiënt en de weging. Na toetsing is gekozen om hiervoor de waarde van 1 af te trekken, zodat een rechte lijn ontstaat tussen de waarden behorende bij de cenotypen, omdat de oorspronkelijke waarden ook een lineair verband vertoonden.
Daarna wordt aan de hoogste score van een techniek de waarde 1 en aan de laagste score de waarde 0 toegekend. De overige waarden vallen hier tussenin (worden gedeeld door de hoogste score). Op deze manier worden de scores van iedere toedelingstechniek geschaald tussen 0 en 1.
Vervolgens wordt aan iedere toedelingstechniek een vermenigvuldigingsfactor toegekend. Deze factor is gebaseerd op de resultaten van de interne toetsing. Het percentage van de interne monsters dat met rangorde 1 aan het juiste cenotype wordt toegedeeld geeft de kans weer op juistheid van het resultaat. Is het percentage hoog, dan is de kans op juistheid ook hoog. Voor de vermenigvuldigingsfactor wordt het percentage gedeeld door 100.
De (eventueel omgekeerde) en geschaalde waarde voor ieder cenotype wordt per techniek vermenigvuldigd met de vermenigvuldigingsfactor. De waarden van alle technieken worden per cenotype bij elkaar opgeteld

en gedeeld door het aantal technieken. Zo ontstaat een gewogen gemiddelde dat altijd tussen 0 en 1 ligt. Hoe lager deze waarde hoe groter de kans dat een monster tot het cenotype behoort. Dit wil zeggen dat het cenotype met de laagste toedelingswaarde waarschijnlijk het juiste is.
Deze sleutel moet nog intern getoetst worden. Hiertoe moet deze eerst geautomatiseerd worden.

6.3 Conclusie

Het is vrijwel onmogelijk goede criteria op te stellen. Hiervoor zijn de oorzaken voor onjuiste toedeling nog niet duidelijk genoeg. Wel kunnen minimum- en maximumwaarden gebruikt worden in de sleutels om te bepalen of het toedelingsresultaat van een techniek wel reëel is. Is de waarde namelijk te hoog of te laag dan is het resultaat hoogst waarschijnlijk niet juist.
Door een toedelingssleutel te gebruiken kan de betrouwbaarheid van de toedeling vergroot worden. In deze paragraaf zijn hiervoor enkele mogelijkheden gegeven. Deze sleutels geven goede resultaten. Als de vijf geschikte technieken gecombineerd worden is het resultaat het beste, namelijk 93%. Een sleutel op passieve analyse of op similariteit en weging heeft een betrouwbaarheid van 88%. De laatste sleutel is niet getoetst.

7 BEHEERSADVIES

Het beheersadvies zit goed in elkaar. De vragen en adviezen zijn niet alleen op ontwikkelingsrichting maar ook op het betreffende cenotype afgestemd. Dit maakt het beheersadvies tot een zeer uitgebreid stelsel van vragen en antwoorden.
In bijlage 13 zijn aanbevelingen voor verbetering van presentatie, inhoud en programmatuur van het beheersadvies opgenomen.
Voorafgaand aan de vragen en antwoorden in het beheersadvies kan een korte inleiding in het programma worden opgenomen. Hierin kunnen enkele algemene regels met betrekking tot herstel van (aquatische) ecosystemen opgenomen worden.
Ten eerste kan het volgende model (Den Hartog, 1992) ingevoerd worden. Het betreft enige stappen die genomen moeten worden bij herstel van ecosystemen. De volgorde van deze stappen moet aangehouden worden :

1) **Onderzoek**: Onderzoek naar de levensgemeenschappen, de *hydrologie* en de natuurlijke processen die zich in het te restaureren systeem afspelen. Als het functioneren van een ecosysteem bekend is, is het ook duidelijker waar, wanneer en hoe kan worden ingegrepen om de gewenste toestand te herstellen of te genereren.
2) **Brongerichte maatregelen:** De oorzaken die tot de achteruitgang van het watersysteem hebben geleid, moeten worden weggenomen.
3) **Effectgerichte maatregelen:** De gevolgen van de schadelijke invloeden dienen eveneens te worden aangepakt en wel in hun geheel.
4) **Herstructureren:** Indien noodzakelijk moet de structuur van het systeem aangepast worden.
5) **Monitoring:** De ontwikkeling van het ecosysteem dient na herstel gedurende een aantal jaren gevolgd te worden. Eventueel kunnen de ontwikkelingen worden bijgestuurd.

Aan dit model kunnen de volgende regels toegevoegd worden (Verdonschot, 1990b):

1) Herstelprojecten in stromende wateren zijn altijd het meest effectief als het gedeelte bovenstrooms niet aangetast of reeds hersteld is.
2) Herstel van zowel stilstaande als stromende wateren begint bij het herstel van de hydrologie.
3) Bij de uitvoering van herstelmaatregelen moet worden uitgegaan van gebiedseigen materialen en omstandigheden.
4) Herstelmaatregelen mogen nooit leiden tot verslechtering van het ecologisch functioneren van het systeem
5) Ingrepen in een oppervlaktewater zullen het meeste effect hebben als deze gericht zijn op de sturende factoren.
6) Er moet rekening gehouden worden met zoveel mogelijk groepen organismen, een maatregel die goed is voor macrofauna kan voor macrofyten desastreus zijn. Daarom moet altijd een overwogen keuze voor bepaalde groepen gemaakt worden, gericht op de gewenste ontwikkelingsrichting.

Ten slotte moet in de inleiding vermeld worden dat de maatregelen in het beheersadvies van boven naar beneden genomen moeten worden (van bron- naar effectgericht). Zolang de bron niet aangepakt wordt zal het systeem telkens weer verslechteren, zodat herhaling van eventueel genomen maatregelen noodzakelijk is.

8 CONCLUSIES & AANBEVELINGEN

EKOO kan in het regionale waterbeheer een goed hulpmiddel zijn voor beoordeling, beheer en monito-ring van watersystemen. Chemische analyses zijn vaak duur, terwijl ze niet veel zeggen over het functioneren en de structuur van een ecosysteem. Een levensgemeenschap daarentegen reageert in zijn geheel op een complex aan milieufactoren, waardoor het mogelijk is op basis van de macrofaunagemeenschap een monster bij een watertype in te delen. De betrouwbaarheid van deze toedeling is getoetst. Daarnaast is onderzocht of het beheersonderdeel van het programma consistent is.
In dit hoofdstuk worden de conclusies uit dit onderzoek op een rijtje gezet. In de blokjes zijn de belangrijkste conclusies en aanbevelingen weergegeven. In de overige tekst worden deze uitgelegd.

8.1 Gebruikersvriendelijkheid

Het programma is geprogrammeerd onder Windows (in Knowledge Pro), waardoor het voor de meeste gebruikers herkenbaar zal zijn. Op enkele punten kan de gebruikersvriendelijkheid verbeterd worden. Ten eerste moet het programma direct onder Windows geprogrammeerd worden (in C++) waardoor het sneller zal werken en minder fouten zullen optreden.
Het beste is het programma in drie delen te splitsen. Ook dit komt de snelheid van het programma ten goede. Het programma wordt hierdoor bovendien overzichtelijker. De onderdelen moeten wel gemakkelijk aan elkaar te koppelen zijn. De vier onderdelen zijn de volgende:

1) Toedeling: Een macrofaunamonster wordt toegedeeld met behulp van de verschillende toedelingstechnieken (passieve analyse, weging, similariteit) en een toedelingssleutel. In de uitvoer moet de uitkomst van de toedelingssleutel weergegeven worden. Deze is voor waterbeheerders het belangrijkste. Eventueel kan een optie ingebouwd worden om ook de resultaten van de afzonderlijke technieken te zien te krijgen. Voordeel hiervan is dat een waterbeheerder indien gewenst ook met één bepaalde techniek kan werken.
2) Karakterisering: Hierin kunnen de diversiteitsindices en de biotische karakterisering worden opgenomen. Deze analyses bieden verdiepende informatie over het oppervlaktewater. Ze zijn echter niet geschikt voor toedeling.
3) Beheer & monitoring: Geeft aan de hand van cenotype en gekozen ontwikkelingsrichting mogelijke beheersmaatregelen. Tevens moet in dit onderdeel een macrofaunamonster toegedeeld kunnen worden aan het netwerk van ontwikkelingsstadia. Hierbij kan een sleutel bestaande uit similariteit en weging worden opgenomen.

In een helpfunctie moeten kort en overzichtelijk alle mogelijke functies in het programma worden uitgelegd. Achtergrondinformatie kan worden opgenomen in een handleiding.
Andere aanpassingen die nodig zijn op programmatechnisch gebied zijn vermeld in bijlage 14.

- ***Het programma kan het beste in drie delen worden opgesplitst: toedeling, karakterisering, beheer & monitoring***

8.2 Rekentechnische consistentie en methodiek

De rekentechnische consistentie van het programma is getoetst. Na enige aanpassingen is dit nogmaals gebeurd en bleken de analyses juist uitgevoerd te worden.
Voor het berekenen van de weging en de ED^2 index bleken verschillende methoden mogelijk zijn. Deze methoden zijn getoetst tijdens de bepaling van de betrouwbaarheid van de toedelingstechnieken.

Weging

De weging kan het beste gedaan worden op alle taxonomische hoofdgroepen. Het is niet mogelijk toedeling aan het netwerk van cenotypen met behulp van weging per taxonomische hoofdgroep of habitat uit te voeren, omdat de betrouwbaarheid hiervan over het algemeen te klein is. Ook binnen de groepen van cenotypen is de betrouwbaarheid onvoldoende.

Voor sommige afzonderlijke cenotypen kan de betrouwbaarheid bij toedeling met behulp van weging op een bepaalde taxonomische hoofdgroep of habitat wel groot zijn. Bij monitoring is van tevoren het cenotype bekend. Daarom is het wel mogelijk deze toedelingsmethode hiervoor te gebruiken. Op basis van een groep of habitat kan bepaald worden in welk ontwikkelingsstadium een type zich bevindt. De tabellen uit bijlage 10 en 11 kunnen hiervoor worden opgenomen in een handleiding bij het programma. Bij gebruik van deze methode moet wel in de gaten gehouden worden of door ecologische ontwikkeling van het systeem geen belangrijke verschuivingen in taxonomische hoofdgroepen zullen optreden, zodat een andere taxonomische hoofdgroep bepalend wordt voor toedeling aan het netwerk. Voor cenotypen die niet één bepaalde groep of habitat met een grote betrouwbaarheid hebben kan een combinatie van meer groepen en of habitats gebruikt worden bij weging tijdens de monitoringsfase.

De weging levert de beste resultaten indien naast alle taxonomische hoofdgroepen alle typerende gewichten worden meegenomen. Ook de aanwezigheid van laag typerende en indifferente taxa is van belang. Slechts drie cenotypen vormen hierop een uitzondering.

Methode I (delen door alle taxa uit het monster) bleek de beste resultaten op te leveren. Dit bevestigt nog eens de stelling dat ook laag typerende en indifferente taxa voor toedeling van belang zijn. Deze taxa bepalen niet zozeer de overeenkomst met het cenotype maar het verschil. Zijn er veel taxa die voor het betreffende cenotype niet karakteristiek zijn dan wijkt het monster veel af van het cenotype en zal de uitkomst van de weging laag zijn.

Zelfs voor typen waarin weinig algemene soorten voorkomen (bijvoorbeeld bronnen) geeft de weging een slecht toedelingsresultaat indien niet alle taxa worden meegenomen. Kortom; het is niet mogelijk een macrofaunamonster aan de hand van enkele indicerende soorten aan een cenotype toe te delen.

ED^2 index

Voor de ED^2 index kan het beste gekozen worden voor de methode waarbij alle taxa uit het nieuw toe te delen macrofaunamonster en slechts de overeenkomende taxa uit het cenotype worden meegenomen in de berekening. Hierbij wordt de nadruk gelegd op het nieuwe monster. Het is van belang soorten die niet overeenkomen met soorten in het cenotype mee te nemen in de berekening omdat deze soorten het verschil bepalen tussen het cenotype en het monster. Omdat bij toetsing met interne monsters geen taxa in het monster zitten die niet in het cenotype voorkomen kan het resultaat voor de ED^2 index voor externe macrofaunamonsters anders uitpakken. Het is nodig de verschillende methoden ook met externe monsters te toetsen.

- ***De analysetechnieken zijn rekentechnisch consistent***
- ***Bij berekening van de ED^2 index moeten alle taxa uit het monster en slechts de overeenkomende uit het cenotype worden meegenomen.***
- ***Bij weging kan het beste gedeeld worden door de som van de abundantie van alle taxa uit het monster.***
- ***Het is niet mogelijk een monster aan de hand van enkele indicatorsoorten met behulp van weging toe te delen.***
- ***Monitoring kan voor veel cenotypen plaatsvinden door middel van weging op één taxonomische hoofdgroep of habitat.***
- ***Indien voor een cenotype niet één groep of habitat een grote betrouwbaarheid geeft, kan een combinatie gebruikt worden.***

8.3 Transformatie

Uit de toetsing van de verschillende toedelingstechnieken is gebleken dat de resultaten het slechtste zijn indien gewerkt wordt met presentie/absentie of abundantiewaarden. Dit geldt voor alle technieken. Het gebruik van presentie/absentie data levert zeer slechte resultaten op. Blijkbaar is het voor het toedelen van een macrofaunamonster aan een netwerk van cenotypen niet voldoende om slechts te weten of een taxon aan of afwezig is. Zelfs de Jaccard index, een techniek die speciaal voor deze data ontworpen is (Dyer, 1978), geeft slechte resultaten. Dit is ook al gebleken uit onderzoek van Verdonschot et al. (1995). Worden de cenotypen en het monster op basis van presentie/absentie met elkaar vergeleken dan zijn de verschillen tussen de typen waarschijnlijk niet groot genoeg om ze van elkaar te onderscheiden. Toedeling is dan moeilijker.
Wanneer gebruik wordt gemaakt van abundanties zijn de resultaten beter. De structuur van een levensgemeenschap wordt dus niet slechts bepaald door het aantal taxa maar tevens door de verdeling van de individuen over de taxa (Alatalo 1981). Een nadeel van het gebruik van abundantie is het overwaarderen van abundante en het onderwaarderen van weinig voorkomende soorten. Dit wordt voorkomen door een logaritmische transformatie op de data uit te voeren. Uit de resultaten blijkt ook dat deze transformatie de resultaten verbetert. Ook Prestonklassen zijn een logaritmische transformatie. Deze transformatie is gebaseerd op de opbouw van levensgemeenschappen en zal dus meer met de werkelijkheid overeenkomen (Preston, 1962). De resultaten voor Prestonklassen en logaritmische transformatie zijn vergelijkbaar voor sommige technieken. Voor andere is het beter met Prestonklassen te werken. Dit is niet verwonderlijk, want de cenotypen in EKOO zijn gebaseerd op Prestonklassen. Daarom is het ook het beste om in het programma bij alle technieken Prestonklassen te gebruiken.
Met het oog op praktische bruikbaarheid is het zinvol alle andere mogelijkheden tot transformeren uit het programma te halen. Deze hoeven namelijk niet gebruikt te worden. Gebruikers zullen data veelal als absolute abundantiewaarden invoeren. Deze waarden moeten getransformeerd kunnen worden naar Prestonklassen. Bovendien moeten de oorspronkelijke data altijd bewaard blijven. Er hoeft dan ook nooit terug getransformeerd te worden. Het gebruik van Prestonklassen is daarom voldoende. Het is dus niet nodig deze klassen om te vormen naar waarden, zoals in de huidige versie van het programma het geval is. Na opening van het bestand moet worden aangegeven in welke vorm de data in het bestand zitten. Aan de hand daarvan zou het programma automatisch naar Prestonklassen moeten transformeren. De mogelijkheid om zelf te transformeren kan vervallen, zowel onder de 'instellingen' als onder 'data'.

- ***Alle technieken kunnen het beste uitgevoerd worden met data in Prestonklassen.***
- ***Transformatie naar Prestonklassen moet in EKOO automatisch plaatsvinden.***
- ***Alle andere mogelijkheden tot transformeren kunnen het beste uit het programma verwijderd worden.***

8.4 Betrouwbaarheid

De toedelingstechnieken hebben een redelijke betrouwbaarheid. Een uitzondering hierop vormt de Jaccard index. De consistentie van deze techniek is slechts 50%. Bovendien komt deze techniek qua resultaten per cenotype sterk overeen met de Czekanowski coëfficiënt. Scoort de Jaccard index voor een cenotype heel goed dan geldt dat ook voor de Czekanowski coëfficiënt. De laatste techniek scoort nooit slechter dan de Jaccard index. Het is dan ook niet zinvol de Jaccard index in het programma op te nemen.

Gebleken is dat de interne consistentie voor de overige toedelingstechnieken (passieve analyse, Czekanowski coëfficiënt, ED^2 index en weging) varieert tussen 67 en 85%. Een ander classificatiesysteem gebaseerd op macrofauna dat is opgesteld door de Freshwater Biological Association toonde ook een betrouwbaarheid van bijna 80 % (Hellawell, 1986). Een betrouwbaarheid van 100% is waarschijnlijk niet mogelijk. Dit is inherent aan ecologische typologie. In een typologische benadering wordt namelijk het gemiddelde van de onderliggende variabelen als het meest karakteristiek voor een type beschouwd. Voor deze parameters wordt rond het gemiddelde een range aangegeven waarbinnen systemen tot hetzelfde type kunnen worden gerekend. Veelal vallen ranges van verschillende typen gedeeltelijk over elkaar, waardoor relaties tussen typen duidelijker worden onderkend. Door deze overlappingsgebieden is het echter mogelijk dat een intern monster aan een ander cenotype wordt toegedeeld dan waarbij het oorspronkelijk was ingedeeld. Deze monsters kunnen beschouwd worden als intermediaire monster. Ze hebben kenmerken van zowel het ene als het andere cenotype.
Andere mogelijke oorzaken voor minder eenduidige toedelingsresultaten kunnen zijn: lage homogeniteit in het cenotype, een laag aantal (typerende) taxa in het monster en hoge overeenkomst in macrofaunasamenstelling tussen twee cenotypen. Het bleek moeilijk te zijn om één van deze factoren aan te wijzen als oorzaak voor slechte toedeling bij bepaalde cenotypen. Daarom is het noodzakelijk nog te onderzoeken of er een verband bestaat tussen een combinatie van deze factoren en de toedelingsresultaten.
Voor de passieve analyse kan de oorzaak ook nog liggen in het feit dat de oorspronkelijke ordinatie tevens is uitgevoerd op basis van milieuvariabelen, terwijl bij toedeling slechts gebruik wordt gemaakt van macrofaunasamenstelling. Wanneer de mogelijkheid milieuvariabelen in het programma te gebruiken is ingevoerd kan getoetst worden of hiermee de resultaten voor ordinatie verbeteren. In het programma moet ook een optie worden opgenomen met een combinatie van abiotische en biotische factoren te werken. Voor similariteit kunnen de taxa in het monster misschien voor slechte resultaten zorgen. Wanneer hierin taxa zitten die in andere cenotypen ook voorkomen, zal het resultaat slechter zijn. Er moet nog bekeken worden of in de monsters die niet goed worden toegedeeld veel algemene taxa voorkomen.
Voor de weging was wel een oorzaak aan te wijzen voor onjuiste toedeling. Het aantal aanwezige matig en hoog typerende taxa in het cenotype bepalen (mede) het resultaat van de toedeling. Is dit aantal hoog dan is de kans op juiste toedeling groter. Waarschijnlijk is dit niet de enige factor die een rol speelt bij de juistheid van de resultaten. Ook het aantal typerende taxa in het macrofaunamonster kan van belang zijn. Dit moet nog onderzocht worden.
Indien niet aan het juiste cenotype wordt toegedeeld wordt vaak aan een cenotype toegedeeld dat overeenkomst vertoont wat betreft macrofaunasamenstelling of dat in het netwerk naast het juiste cenotype ligt. In deze gevallen is het resultaat niet slecht maar is sprake van een intermediair monster zoals bij de passieve analyse ook al is opgemerkt.
Sommige monsters worden echter aan een cenotype toegedeeld dat verder van het juiste cenotype af ligt. Waarom deze monsters worden toegedeeld aan een cenotype dat niet direct aan het juiste cenotype is gerelateerd moet nog onderzocht worden, door het vergelijken van de soortenlijst met de lijst met typerende taxa van het resulterende en het juiste cenotype.
Om te onderzoeken of de betrouwbaarheid sterk afneemt indien bijvoorbeeld een soort niet juist gedetermineerd is, kan met de interne monsters een gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd. Binnen een monster kunnen bijvoorbeeld een paar soorten weggelaten worden of worden vervangen door andere soorten. Op deze manier is te toetsen of de toedeling dan nog juist plaatsvindt.

- *De Jaccard index is niet geschikt als toedelingstechniek en moet daarom uit het programma verwijderd worden.*
- *De passieve analysetechnieken, de Czekanowski coëfficiënt, de ED^2 index en de weging zijn geschikt als toedelingstechnieken.*
- *De interne consistentie varieert per geschikte techniek van 66 tot 85%.*
- *Sommige monsters nemen een positie tussen twee cenotypen in. Dit zijn intermediaire monsters.*
- *De oorzaken voor onjuiste toedeling zijn niet duidelijk. De soortenlijsten van de monsters moeten hiervoor nog vergeleken worden met de soortenlijsten van de cenotypen.*
- *De mogelijkheid met milieuvariabelen te rekenen moet worden ingevoerd, zodat combinaties tussen biotische en abiotische variabelen mogelijk zijn.*
- *Een gevoeligheidsanalyse kan bepalen of de betrouwbaarheid gehandhaafd blijft als er kleine veranderingen in de monsters optreden.*

8.5 Vereenvoudiging van de toedeling

Het is moeilijk geschikte toedelingscriteria op te stellen, omdat voor de meeste technieken niet duidelijk is wat de oorzaak is in het geval niet juist wordt toegedeeld. Het is dus in eerste instantie van belang nader uit te zoeken welke de oorzaken zijn voor slechte toedeling. Hiervoor kunnen de macrofaunamonsters die slecht worden toegedeeld worden geanalyseerd. In het geval van een intermediair monster moet ook als resultaat uit de toedelingssleutel naar voren komen.
Inmiddels zijn criteria opgesteld met behulp van de tabellen in bijlage 8. Deze criteria leveren voor de helft van de monsters zeker goede resultaten. Tevens is voor de vijf groepen van cenotypen bepaald welke technieken de beste resultaten opleveren. Indien van tevoren bekend is tot welke groep van cenotypen een monster behoort (monitoring) kan de betrouwbaarheid verhoogd worden door alleen de technieken met hoge betrouwbaarheid voor de groep te gebruiken. Deze criteria kunnen in ieder geval worden toegepast.
Omdat de toedeling van een monster aan het netwerk van cenotypen met behulp van een toedelingstechniek nooit 100% betrouwbaar is, zullen meer technieken moeten worden gebruikt. Een combinatie van technieken vergroot de betrouwbaarheid aanzienlijk, vooral omdat de technieken voor verschillende cenotypen verschillende resultaten opleveren. De betrouwbaarheid van de opgestelde sleutels (zie hoofdstuk 6) varieert van 88 tot 93%.
Het ontwikkelen van een goede toedelingssleutel levert een aantal problemen op. Ten eerste zijn er monsters die door geen van de technieken juist worden toegedeeld. Deze kunnen bij het opstellen van de toedelingssleutel beter buiten beschouwing gelaten worden. Onderzocht moet worden of deze monsters oorspronkelijk wel goed ingedeeld zijn.
Een ander aspect dat belangrijk is bij het opstellen van een sleutel is het herkennen van foute toedeling. Hiervoor kunnen in sommige gevallen betrouwbaarheidsgrenzen een uitkomst bieden. Dit is niet altijd het geval. Uitgezocht moet worden op welke andere manier herkend kan worden dat een cenotype dat rangorde 1 heeft toch niet het juiste is. Misschien is het mogelijk aan de sleutel de abiotische hoofdfactoren te koppelen.
Het is van belang de opgestelde sleutels goed te toetsen met behulp van externe monsters. Hierbij moet onderzocht worden of de resultaten beter zijn indien in plaats van minimum- en maximumwaarden bijvoorbeeld de gemiddelde waarde plus standaarddeviatie wordt gebruikt. Van belang is het zoveel mogelijk verschillende monsters te gebruiken. Aan de hand van externe toetsing kunnen de toedelingssleutels verfijnd worden.
De uiteindelijke sleutel kan in EKOO worden opgenomen zodat EKOO één cenotype of een intermediaire positie als uitkomst geeft. Het aangeven van beide cenotypen in geval van een intermediair monster is hierbij van belang, omdat dan voor beide cenotypen het beheersadvies opgevraagd kan worden. Zo kan

een optimaal beheersplan worden opgesteld.
In plaats van het gebruik van rangordes om te bepalen of een monster tot een cenotype behoort, kan ook discriminantie-analyse gebruikt worden. Met discriminantie-analyse kan een classificatieregel opgesteld worden, zodat de kans op misclassificatie zo klein mogelijk wordt (Krzanowski, 1988). Een voordeel van discriminantie-analyse is dat hierbij de verschillende technieken gecombineerd kunnen worden. Het is zinvol te onderzoeken of deze mogelijkheid voor de toedeling van monsters aan het netwerk van cenotypen geschikt is.

- ***Van monsters die met geen enkele techniek juist worden toegedeeld, moet onderzocht worden of ze bij het opstellen van de cenotypologie wel goed zijn ingedeeld.***
- ***Omdat oorzaken van slechte toedeling niet duidelijk zijn is het moeilijk goede criteria op te stellen.***
- ***De criteria die gegeven zijn in hoofdstuk 6 kunnen opgenomen worden in de toedelingssleutel.***
- ***Een toedelingssleutel kan de betrouwbaarheid vergroten, doordat een combinatie van technieken wordt gebruikt (deze betrouwbaarheid is 93% indien vijf technieken worden gecombineerd).***
- ***Uit de opgestelde toedelingssleutels moet één uiteindelijke sleutel ontworpen worden voor toedeling aan het netwerk en één voor monitoring zonder passieve analyse.***
- ***De toedelingssleutel moet één cenotype of twee cenotypen in geval van een intermediair monster als uitkomst geven.***
- ***Voor de herkenning van onjuiste toedeling kan het opnemen van abiotische hoofdfactoren in de sleutel een oplossing zijn. Dit moet onderzocht worden.***
- ***Het overwegen van discriminantie analyse voor de toedeling strekt tot aanbeveling***

8.6 Beheer en monitoring

Het beheersadvies is goed opgebouwd. De gestelde vragen verschillen niet alleen per ontwikkelingsrichting maar ook per cenotype. Op enige uitzonderingen na is het beheer correct ingevoerd. De correcties die nog nodig zijn, zijn vermeld in bijlage 13. Aanbevolen wordt een algemene inleiding op te nemen zoals is beschreven in hoofdstuk 7.
De ontwikkelingsrichtingen in het beheersadvies moeten nader omschreven worden. Voor de abiotische factoren is al min of meer bekend in welke richting deze moeten gaan doordat de sturende factoren weergegeven zijn. Omdat EKOO echter (nog) gebaseerd is op macrofaunamonsters is het van belang aan de potentiële ontwikkelingsrichtingen ten minste de bijbehorende verschuiving in macrofaunasamenstelling weer te geven. Het gebruik van exact gedefinieerde referentiebeelden is hierbij niet reëel (Verdonschot, 1990b). Wel kunnen hiervoor streefbeelden worden ingevoerd. Voor het systeem van de Dinkel (riviertje in Overijssel) is hiermee een begin gemaakt (Verdonschot *et al.*, 1993). Deze streefbeelden vormen een beschrijving van de keuzemogelijkheden die in de lijn van de gekozen ontwikkelingsrichting liggen.
Beheerders kunnen het betreffende water dan ook monitoren met behulp van EKOO, zodat ze weten of de ontwikkelingen de goede richting in gaan. Ook hiervoor is een toedelingssleutel nodig. Bij toedeling aan het netwerk van ontwikkelingsstadia is het gebruik van passieve analyse niet mogelijk, omdat de ontwikkelingstypen niet binnen de oorspronkelijke ruimte vallen. Hiervoor kan de sleutel op basis van similariteit en weging gebruikt worden.
Ook is het mogelijk bij monitoring de diversiteitsindices te gebruiken. Voor vergelijking tussen systemen zijn deze indices niet geschikt, omdat een hoge of lage diversiteit kenmerkend kan zijn voor een systeem en niet zonder meer gekoppeld kan worden aan een waardering. Diversiteitsindices kunnen wel geschikt zijn voor monitoring, omdat hierbij één systeem in de loop van de tijd gevolgd wordt. De ontwikkeling van

de levensgemeenschap als gevolg van beheersmaatregelen kan hiermee weergegeven worden.

- ***Het beheer kan aangevuld worden met een algemene inleiding en enige adviezen met betrekking tot de stilstaande wateren.***
- ***Aan de ontwikkelingsrichtingen kan informatie toegevoegd worden (biotisch en abiotisch) om de tussensituaties (streefbeelden) te karakteriseren.***
- ***Voor monitoring moet de toedelingssleutel gegeven in hoofdstuk 6 gebaseerd op similariteit en weging worden toegevoegd.***
- ***Bij monitoring kunnen diversiteitsindices een rol spelen bij het volgen van de ontwikkelingen van de levensgemeenschap.***

8.7 Toetsing externe consistentie

Een volgende stap in de operationalisering van het programma EKOO is externe toetsing. Hierbij kan gebruik gemaakt worden van biologische data van het Waterschap Regge & Dinkel en het Zuiveringschap West-Overijssel. Om te bepalen hoe breed de toepassingsmogelijkheden zijn moeten ook data van waterbeheerders uit andere regio's gebruikt worden.
Het is hierbij van belang per waterschap data van veel verschillende watertypen te nemen, zodat zoveel mogelijk cenotypen vertegenwoordigd worden. Tevens dient er variatie te zijn in het aantal taxa dat een monster bevat (dit hangt vaak samen met het cenotype). De toedeling van de monsters kan gecontroleerd worden op juistheid door de abiotische en biotische variabelen te bekijken en aan de hand daarvan te bepalen bij welk cenotype het monster ingedeeld zou moeten worden. Bij de waterbeheerder kan dit geverifieerd worden.
Ook bij de externe toetsing moeten de resultaten van de verschillende analysetechnieken met elkaar vergeleken worden. Van belang hierbij is met name de afwijkingen te verklaren en voor iedere situatie de meest geschikte methodiek te bepalen.
De resultaten voor de cenotypen s14 en d11 kunnen met interne monsters niet getoetst worden. Ze hoeven in eerste instantie niet weggegooid te worden. Wel moeten ze met behulp van externe monsters getoetst worden, om te kijken of het zinvol is ze te handhaven.
Tijdens de externe toetsing kan ook de invloed op het resultaat van het gebruik van verschillende methoden van monstername onderzocht worden. Een deel van de data moet dus afkomstig zijn van monsters die zijn genomen met behulp van een afwijkende monstermethode. Bekeken wordt of de correctie die hiervoor uitgevoerd kan worden een positief effect heeft op de resultaten. Ook de correctie van de soortenlijst, zodat deze wat betreft naamgeving overeenkomst met de soortenlijst in EKOO kan hiermee getoetst worden.
Met de externe toetsing kunnen de toedelingssleutels, die in dit onderzoek zijn opgesteld nog eens getoetst en eventueel aangepast worden.
Ook het beheersadvies zal extern getoetst moeten worden. Hiervoor kunnen samen met waterbeheerders enkele monsters worden geanalyseerd. Onderzocht moet worden of de gestelde vragen en het gegeven advies voor de waterbeheerder duidelijk zijn. Daarnaast moet worden bekeken of het gegeven beheersadvies overeenstemt met het idee dat de waterbeheerder heeft over het beheer van een bepaald oppervlaktewater en op welke punten de waterbeheerder het niet met het advies eens is. Tevens kan met hen de uitvoerbaarheid van de beheersadviezen besproken worden. Van belang bij deze toetsing is de keuze van monsters uit verschillende cenotypen.
Ten slotte kan de verbeterde versie een periode door waterbeheerders gebruikt worden, om te bepalen of het programma bruikbaar is in de praktijk en gebruikersvriendelijk is.

- *Toetsing met externe monsters moet plaatsvinden om*
  - *betrouwbaarheid van de toedeling van nieuwe monsters te bepalen*
  - *de toedelingssleutel te kunnen verfijnen*
  - *te onderzoeken of de beheersadviezen juist, volledig en uitvoerbaar zijn.*
  - *de praktische bruikbaarheid en gebruikersvriendelijkheid te bepalen*
  - *te bepalen of het corrigeren voor monstermethode en van de soortenlijst binnen het programma juist uitgevoerd wordt.*

8.8 Verspreidingsgebied

Regionale ecologische typologieën kunnen gebruikt worden om per regio een landelijke typologie nader uit te werken. Landelijke typologieën zijn opgezet door de CUWVO en door Verdonschot *et al.* (1992). Op basis van beide indelingen kunnen een aantal factoren worden onderscheiden die landelijk differentiatie bewerkstelligen (Verdonschot *et al.*, 1992). Deze vormen de belangrijkste factoren voor een indeling in aquatische ecotooptypen. Per regio kunnen deze typologieën verder uitgewerkt worden. Hierbij ontstaat inzicht in de factoren die op een lager schaalniveau differentiatie bewerkstelligen. Een regionale typologie is niet geschikt om te gebruiken in een andere regio vanwege de verschillen in watertypen, bijvoorbeeld ontstaan door geologische verschillen. Wel is het van belang bij het opzetten van regionale typologieën een algemeen concept aan te nemen, zodat deze op elkaar aan sluiten.
EKOO kan dienen als een algemeen concept om ook voor andere regio's typologieën op te stellen. Hiervoor moeten data van de wateren uit de betreffende regio ingevoerd worden in plaats van de data afkomstig uit Overijssel. Misschien is het mogelijk alleen dat deel te vervangen wat in een andere regio anders is. Op deze manier kan voor iedere gewenste regio een specifieke versie van EKOO ontwikkeld worden.
Het gebruik van één systeem voor heel Nederland waarin alle Nederlandse watertypen voorkomen is niet aan te raden, omdat de gebruikers vaak regionaal te werk gaan. Zij hebben dit niet nodig. Een groot programma zal bovendien de gebruikersvriendelijkheid verkleinen.

- ***Voor iedere gewenste regio kan een typologie worden opgesteld, waarvoor EKOO een goede basis is.***

LITERATUUR

Alatalo, R.V., 1981. Problems in the measurement of evenness in ecology. Oikos 37-2: 199-204.

Armitage, P.D., 1989. The application of a classification and prediction technique based on macroinvertebrates to assess the effects of rever regulation. In: J.A Gore & G.E Petts (red). Alternatives in regulated river management. CRC Press Inc. Boca Raton, Florida. 267-294.

Armitage, P.D., M.T. Furse & J.F. Wright, 1992. Environmental quality and biological assessment in British rivers: Past and furure perspectives. In: Departamento de Economia Plenificacion y Medio Ambiente del Gobierno Vasco (red). Caracterizacion hidrobiologica de la red fluvial de Alava y Gipuzcoa: 477-511.

Bal, C, H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen. 408p.

Bellemakers, M.J.S., M. Maessen, M.J.R. Cals & J.G.M. Roelofs, 1993. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren. Eindrapport monitoringsprogramma eerste fase. Vakgroep Oecologie, Werkgroep Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.

Cairns, J., 1977. Quantification of biological integrity. In: Ballentine R.F. & L.J. Guarraia. The Integrity of Water. EPA Publications, New York.

Claassen, T.H.L., 1995. Grenzen aan normen en normstelling: beeldvorming vanuit en invulling voor het waterbeheer in Friesland. Proefschrift. 222p met bijlagen.

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

Czekanowski, J., 1913. Zarys metod statystycznych (Die grundzuge der statischen Metoden). Warsaw. (7.422, 8.7, Tab. 8.19, Tab 8.20, Tab. 8.21, Fig. 8.13).

Den Hartog, C., 1992. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen. In: M. Cals, M. de Graaf & J. Roelofs (eds). Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiering in natuurterreinen. Vakgroep Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen / Directie N.B.L.F. van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

Dyer, D.P., 1978. An analysis of species dissimilarity using multiple environment variables. Ecology 59: 117-125.

Environmental Protection Agency (EPA), 1988. WQS: draft framework for the water quality standards program. Office of Water, United States Environmental Protection Agency, Washighton, D.C., USA.

Gauch, H.G., 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 298p.

Hellawell, J.M., 1978. Biological surveillance of rivers, a biological monitoring handbook. Natural Environment Research Council, Water Research Centre and Regional Water Authorities, Stevenage. 331p.

Hellawell, J.M., 1989. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Pollution Monitoring Series. Elsevier Applied Science, Londen. 546p.

Higler, L.W.G., 1987. Geschiedenis van de biologische waterbeoordeling. In: P.F.M. Verdonschot & L.-W.G. Higler (red.). Biologische waterbeoordeling: instrument voor waterbeheer? Werkgroep biologische waterbeoordeling. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

Hoek, W.F. van der & P.F.M. Verdonschot, 1994. Functionele karakterisering van aquatische ecotooptypen. IBN-DLO, Wageningen. 81p met bijlagen.

Hughes, B.D., 1978. The influence of factors other than pollution on the value of Shannon's diversity index for benthic macroinvertebrates in streams. Water Res. 12: 359-364.

Hughes, R.M., D.P. Larsen & J.M. Omernik, 1986. Regional reference sites: a method for assessing stream pollution. Environmental Management 10: 629-635.\

Hughes, R.M., E. Rexstad & C.E. Bond. 1987. The relationship of aquatic ecoregions, river basins, and physiographic provinces to the ichthyogeographic regions of Oregon. Copeia 1987: 423-432.

Hynes, H.B.N., 1960. The biology of polluted waters. University Press, Liverpool. 202 p.
Jaccard, P., 1908. Nouvelles recherches sur la distribution florale. Bull. Soc. Vaud. Sci. Nat. XLIV, 163: 223-269.
Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren, 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen. 299p.
Karr, J.R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. Ecological Applications, 1(1): 66-84.
Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant & I.J. Schlosser, 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey, Champaigne, Illinois, Special Publication 5.
Keefe, T.J. & E.P. Bergersen, 1977. A simple diversity index based on the theory of runs. Water Res. 11: 689-691.
Klijn, F. 1988. Milieubeheergebieden. CM: Mededelingen 37. Centrum voor milieukunde, Leiden.
Kolkwitz, R. & M. Marsson. 1908. Okologie der pflanzlichen Saprobien. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft 26: 505-519.
Kolkwitz, R. & M. Marsson. 1909. Okologie der tierischen Saprobien. Bietrage zur Lehre von der biologische Gewasserbeurteilung. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 2: 126-152.
Krzanowski, W.J., 1988. Principles of multivariate analysis: a user's perspective. Oxford University Press, Oxford.
Lambrechts, A.C.W. & P.I.M. de Kwaadsteniet, 1993. Integrale waterbeheersplannen, een stap voorwaarts. In: Roijackers, R.M.M., P.J.T. Verstraelen en L. van Liere (red) Commissie voor hydrologisch onderzoek TNO, 1992. Integraal waterbeheer in de praktijk gebracht. Rapporten en Nota's No. 28 p59-66.
Mahanalobis, P.C., 1936. On the generalized distance in statistics. Proc. Nat. Inst. Sci. India, 2: 49-55.
Margalef, R., 1958. Information theory in ecology. Gen. Syste. 3: 36-71.
Ministerie van Verkeer & Waterstaat, 1981. Indicatief Meerjaren Programma Water 1980-1984. 146p met bijlagen.
Ministerie van Verkeer & Waterstaat, 1985. Nota Omgaan met water: naar een integraal waterbeleid. 63p.
Ministerie van Verkeer & Waterstaat, 1989. Derde Nota Waterhuishouding: Water voor nu en later. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 250, nrs. 1-2.
Pielou, E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. J. theoret. Biol. 13: 131-144.
Preston, F.W., 1962. The canonical distribution of commonness and rarity: part 1. Ecology 43: 185-215.
Preston, E.M. & B.L. Bedford. 1988. Evaluating cumulative effects on wetland functions: a conceptual overview and general framework. Environmental Management 12: 515-583.
Shannon, C.E. & W. Weaver, 1949. The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana, IL. p 19-27, 82-83, 104-107.
Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. Nature 163 (4148): 688.
Sladecek, V., 1973. System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol. Suppl. 7: 1-218.
Sokal, R.R. & F.J. Rohlf, 1969. Biometry: The principles of statistics in biological research. W.H. Freeman and Company, San Francisco. p 223-226.
Spijker, J.H., C.M. Niemeijer, G.J. Tjooitink, A. Timmers & R. Smeele, 1995. Groenwerk: Praktijkboek voor bos, natuur en stedelijk groen. Misset bv., Doetinchem. 997p.
Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer/Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, 1995. Beken stromen: Leidraad voor ecologisch beekherstel. Hageman Verpakkers BV, Zoetermeer. 236p.
Ter Linde, N. & P.B. Worm, 1996. Indices in de aquatische ecologie: een overzicht. Tauw, civiel en bouw, Deventer. 43p.
Tolkamp, H.H., 1993. De regionale waterbeheerder als natuurbeheerder? In: Roijackers, R.M.M., P.J.T. Verstraelen & L. van Liere. Commissie voor hydrologische onderzoek TNO, 1992. Integraal (waterbeheer) in de praktijk gebracht. Rapporten en Nota's No. 28 p45-58.

Verdonschot, P.F.M., 1983. Ecologische karakterisering van oppervlaktewater in Overijssel. H_2O 16 nr. 25: 574-579.

Verdonschot, P.F.M., 1990a. Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands), Provincie Overijssel, Zwolle; Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 255p.

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. 301p.

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

Verdonschot, P.F.M., J. Runhaar, W.F. van der Hoek, C.F.M. de Bok & B.P.M. Specken, 1992. Aanzet tot een ecologische indeling van oppervlaktewateren in Nederland. IBN-DLO, Leersum/Centrum voor Milieukunde, Leiden. RIN-rapport 92/1, CML report 78. 100p met bijlagen.

Verdonschot, P,F,M., J.A. Schot & M.R. Scheffers, 1993. Potentiële ecologische ontwikkelingen in het aquatisch deel van het Dinkelsysteem; onderdeel van het NBP-project Ecologisch onderzoek Dinkelsysteem. IBN-rapport 004. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 69p met bijlagen.

Verdonschot, P.F.M., M van der Vlies & B. van de Werf, 1995 (concept). De ontwikkeling van methoden voor het operationeel maken van het netwerk van cenotypen. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Leersum. projectnummer 20260.5001.

Warren, C.E., 1971. Biology and water pollution control. W.B. Saunders Company, 434 p.

Washington, H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Res. Vol. 18, No 6:653-694.

Wesseling, J.W., M.A. Menke, S. de Groot & J.P.A. Luiten, 1993. Een stapsgewijze aanpak voor integraal waterbeheer. In: Roijackers, R.M.M., P.J.T. Verstraelen & L. van Liere. Commissie voor hydrologische onderzoek TNO, 1992. Integraal (waterbeheer) in de praktijk gebracht. Rapporten en Nota's No. 28 p67-78.

Wiener, N., 1948. Cybernetics, or control and communication in the animal and the machine. The M.I.T. Press, Cambridge, MA. p 10-11, 60-65.

Williams, C.B., 1964. Patterns in the balance of nature, and related problems in quantitative ecology. p 14-31.

Woodiwiss, F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the River Trent Board. Chemistry and Industry, 14: 443-447.

BIJLAGE 1: BEGRIPPEN

Abundantie: Aantal individuen per soort

Afsplitsingsniveau: De passieve analyse wordt uitgevoerd op 5 niveaus. Op elk niveau valt een meest afwijkende groep cenotype af en wordt niet meer in de berekening meegenomen. Het niveau voorafgaand aan het niveau waarin een bepaald cenotype niet meer voorkomt, wordt het afsplitsingsniveau genoemd.

Algemene soorten: Soorten die in veel verschillende ecosystemen voorkomen, doordat ze een brede ecologische tolerantie hebben.

Betrouwbaarheidsgrens: Waarde (resultaten van een bepaalde techniek) waarboven of -onder een monster met een bepaalde zekerheid aan een cenotype kan worden toegedeeld.

Cenotype: (ceno is afgeleid van het Griekse woord koinos=gemeenschappelijk) Een groep wateren met overeenkomende leefmilieus en macrofauna.

Centroïde: Grondvorm van een cenotype, gevormd door het gemiddelde van alle monsters behorende tot het betreffende cenotype.

Classificatie: Indeling van ecosystemen in begrensde groepen op basis van systeemkenmerken.

Continuüm: Geleidelijke overgang tussen typen waarbij geen grenzen of grondvormen aan te wijzen zijn.

Covariantie: Mate van onderlinge beinvloeding van variabelen in een systeem.

Dimensies: Breedte en diepte van een oppervlaktewater.

Dissimilariteit: Mate van ongelijkheid tussen monster en cenotypeop basis van taxasamenstelling en -abundantie.

Ecologische diversiteit: Verscheidenheid aan ecosystemen, op basis het complex van abiotische en biotische factoren en de samenhang tussen deze factoren.

Ecologische norm: Een algemene regel met betrekking tot een ecologische grootheid met een bepaalde mate van bindendheid, al dan niet mede in kwantitatieve termen uitgedrukt.

Ecologische normdoelstelling: Een samenhangend geheel van normen met betrekking tot de ecologische toestand van een (stelsel van) oppervlaktewater(en) eventueel mede in de vorm van een verbale omschrijving. Ecologische normen worden gebundeld en geïntegreerd.

Ecologische typologie: Indeling van ecosystemen in typen op basis van ecologische criteria.

Ecosysteem: Samenhangend geheel van levende organismen en de niet-levende omgeving, inclusief de relaties tussen de samenstellende delen.fysische, chemische en biologische aspecten en de interacties daartussen.

Eerste (ordinatie)niveau: Resultaat van de eerste ordinatie. Hierin zijn nog geen cenotypen afgesplitst.

Externe consistentie: Consistentie van het programma indien nieuwe monsters gebruikt worden.

Gevoeligheid: Mate van verandering van de uitkomst van een berekening indien de in de berekening meegenomen variabelen veranderen. Bijvoorbeeld mate van verandering van de uitkomst van de toedeling indien in het monster een soort is terecht gekomen die er niet in thuis hoort.

Habitat: Woonplaats of woongebied van een organisme.

Homogeniteit: Grootte van het gebied rondom het centroide van een cenotype, waarbinnen de monsters behorende tot een cenotype vallen. Is dit gebied klein, dan is de spreiding tussen de monsters binnen een cenotype klein en de homogeniteit groot.

Hydrologie: Studie van eigenschappen en gedragingen van water.

Indicator: Zichtbare eigenschap van een systeem (bijvoorbeeld de aanwezigheid van een soort) die iets zegt over niet zichtbare eigenschappen van het systeem.

Indifferente soorten: zie algemene soorten.

Integraal waterbeheer: Samenhangend beleid en beheer dat de verschillende overheidsorganen met strategische taken en beheerstaken op het gebied van het waterbeheer voeren in het perspectief van de watersysteembenadering. Hierbij wordt rekening gehouden met zowel de interne functionele samenhangen (de relaties tussen kwantiteits- en kwaliteitsaspecten van het oppervlaktewater en het grondwater) als de externe functionele samenhangen (de relatie tussen waterbeheer en andere beleidsterreinen zoals milieubeheer, ruimtelijke ordening en natuurbeheer). Hierbij omvat oppervlaktewater zowel het water als de waterbodem, de oevers, de technische infrastructuur en de biologische component.

Interne consistentie: Consistentie binnen het programma. Wordt getoetst door interne monsters opnieuw door het programma te laten toedelen.

Karakteristieke soorten: Soorten die regelmatig (in vergelijking met andere ecosystemen) in relatief hoge aantallen (in vergelijking met andere systemen) in een ecosysteem voorkomen. Deze soorten zijn aangepast aan specifieke omstandigheden.

Kwelwater: Grondwater dat vanuit diepere lagen aan de oppervlakte komt.

Levensgemeenschap: Groep van verschillende organismen die in een bepaalde omgeving voorkomt. Er is interactie tussen de organismen binnen de groep, maar de groep is relatief onafhankelijk van andere groepen.

Macrofauna: Met het blote oog waarneembare ongewervelde dieren.

Milieugradient: Verloop van een milieufactor, bijvoorbeeld van laag naar hoog zuurstofgehalte.

Monitoren: Het volgen (waarnemen/meten) van (a)biologische parameters in de tijd.

Multivariate analyse: Rekentechniek om grote, variabele gegevensbestanden te analyseren. Hierbij wordt gerekend met een complex aan biotische en abiotische variabelen.

Netwerk van cenotypen Ruimte waar binnen alle cenotypen liggen. De onderlinge positie van de cenotypen is hierin weergegeven, alsmede de overgangen tussen de cenotypen en de belangrijkste abiotische factoren.

Normstelling: Het opstellen van een regel of richtlijn waarin de overheid aangeeft welk doel met het beleid ten aanzien van de milieubelasting of milieukwaliteit wordt nagestreefd.

Overlappingsgebied: Gebied tussen twee cenotypen waarin zowel monsters behorende tot het ene als monsters behorende tot het andere cenotype vallen.

Praktische bruikbaarheid: Geeft weer in welke mate EKOO te gebruiken is in het waterbeheer, of de monsters juist worden toegedeeld en of de beheersadviezen waardevol zijn.

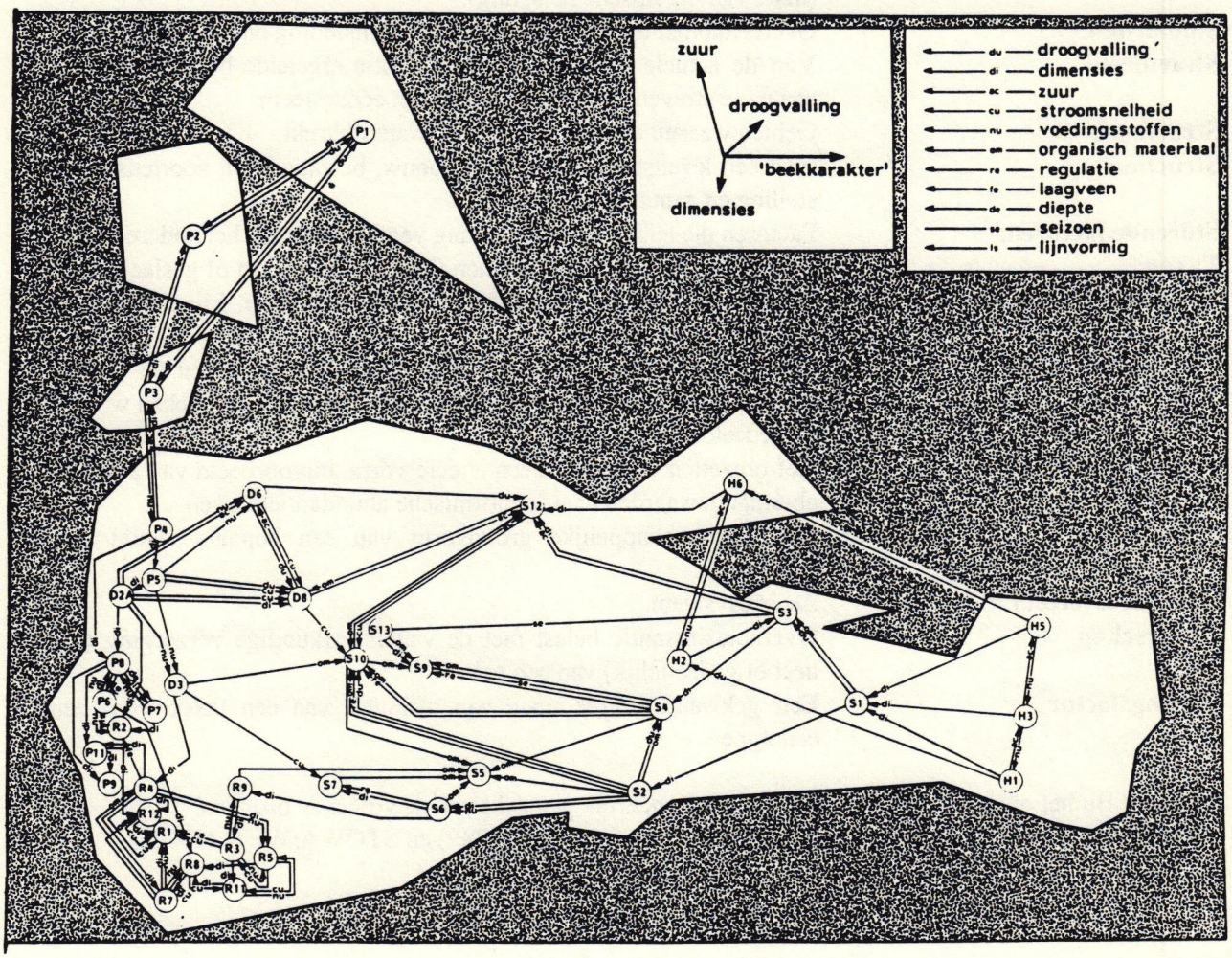
Rangorde: Geeft aan aan hoeveel cenotypen het monster wordt toegedeeld voordat het aan het juiste cenotype wordt toegedeeld.

Referentiebeeld:	Beschrijft de (a)biotische componenten van het watersysteem in een min of meer ongestoorde situatie en is richtinggevend voor het beleid.
Referentiekader:	Kader waarnaar verwezen kan worden bij toedeling van een monster aan een type. Het kader bevat alle mogelijke typen en bijbehorende milieufactoren en beheersmogelijkheden.
Referentietabel:	Tabel waarin de taxasamenstelling en abundanties van de cenotypen zijn opgenomen.
Rekentechnische consistentie:	Juistheid van de berekeningen.
Saprobie:	Toestand met betrekking tot concentraties organische voedingsstoffen (mate van organische belasting).
Similariteit:	Overeenkomst op basis van soortensamenstelling en abundantie.
Streefbeeld:	Van de actuele toestand en de referentie afgeleide beschrijving van een na te streven hoedanigheid van een ecosysteem.
Stroomgebied:	Gebied waaruit een waterloop haar water betrekt.
Structuur:	(van een levensgemeenschap) Opbouw, bestaande uit soortensamenstelling en aantallen individuen.
Sturende factoren:	Factoren die leiden tot de overgang van het ene naar het andere type.
Taxon:	Taxonomische groep organismen (bijvoorbeeld soort of geslacht).
Taxonomische hoofdgroep:	Groep van organismen behorende tot één familie, bijvoorbeeld de *Coleoptera*, kevers.
Toedelingssleutel:	Sleutel op basis van verschillende toedelingstechnieken en criteria waarmee een nieuw monster aan het netwerk van cenotypekan worden toegedeeld.
Transformatie:	Het omzetten van data in een andere vorm, bijvoorbeeld van absolute abundantiewaarden naar logaritmische abundantieklassen.
Type:	De gemeenschappelijke grondvorm van een bepaald aantal verschijnselen.
Waterecosysteem:	Zie ecosysteem.
Waterschap:	Overheidsinstantie belast met de waterstaatkundige verzorging (geheel of gedeeltelijk) van een gebied.
Wegingsfactor:	Een gekwantificeerde mate van affiniteit van een taxon voor een cenotype

Bronnen: Bij het opstellen van de begrippenlijst is gebruik gemaakt van de volgende bronnen: Verdonschot (1990a en b), Ministerie van Verkeer & waterstaat (1989) en STOWA/WEW (1995).

BIJLAGE 2

Het netwerk van cenotypen (visfiguur). De contourlijn omvat alle monsterpunten van het EKOO-project. De cirkels met de daarin aangegeven codes vormen de centroïden van de cenotypen. De pijlen geven de belangrijkste werkende factoren tussen de cenotypen onderling aan (kader rechtsboven). Het kader middenboven indiceert de werkingsrichting van de vier hoofdfactoren door de hele figuur (Verdonschot, 1990b).



BIJLAGE 3

Lijst met codes en namen van cenotypen ingedeeld in vijf hoofdgroepen.

H-typen: Helocrene bronnen en kwelmoerassen.

Nr.	Cenotype	Omschrijving
1	H1	Voedselrijke helocrene bronnen
2	H2	Droogvallende kwelmoerassen
3	H3	Matig voedselrijke helocrene bronnen
4	H5	Voedselarme helocrene bronnen
5	H6	Zure droogvallende kwelmoerassen

S-typen: Bronbeken, beken en (zwak) stromende sloten.

Nr.	Cenotype	Omschrijving
6	S1	Bronbeken
7	S2	Natuurlijke bovenlopen
8	S3	Droogvallende natuurlijke bovenloopjes
9	S4	Droogvallende natuurlijke bovenlopen
10	S5	Saprobe boven- en middenlopen
11	S6	Half-natuurlijke middenlopen
12	S7	Gereguleerde middenlopen
13	S9	Saprobe beekpoelen/droogvallende natuurlijke bovenlopen
14	S10	Droogvallende gereguleerde bovenlopen/sloten
15	S12	Droogvallende zwak zuren gereguleerde bovenlopen/sloten
16	S13	Beekpoelen
17	S14	Extreem belaste beek

D-typen: Sloten en zwak stromende tot stilstaande gereguleerde beken.

Nr.	Cenotype	Omschrijving
18	D2A	Sloten
19	D3	Sloten/stilstaande gereguleerde beken
20	D6	Zuren sloten
21	D8	Droogvallende zwak stromende sloten
22	D11	Extreem belaste sloot

R-typen: Kanalen, vaarten, brede sloten, grote beken, riviertjes, plassen en randmeren.

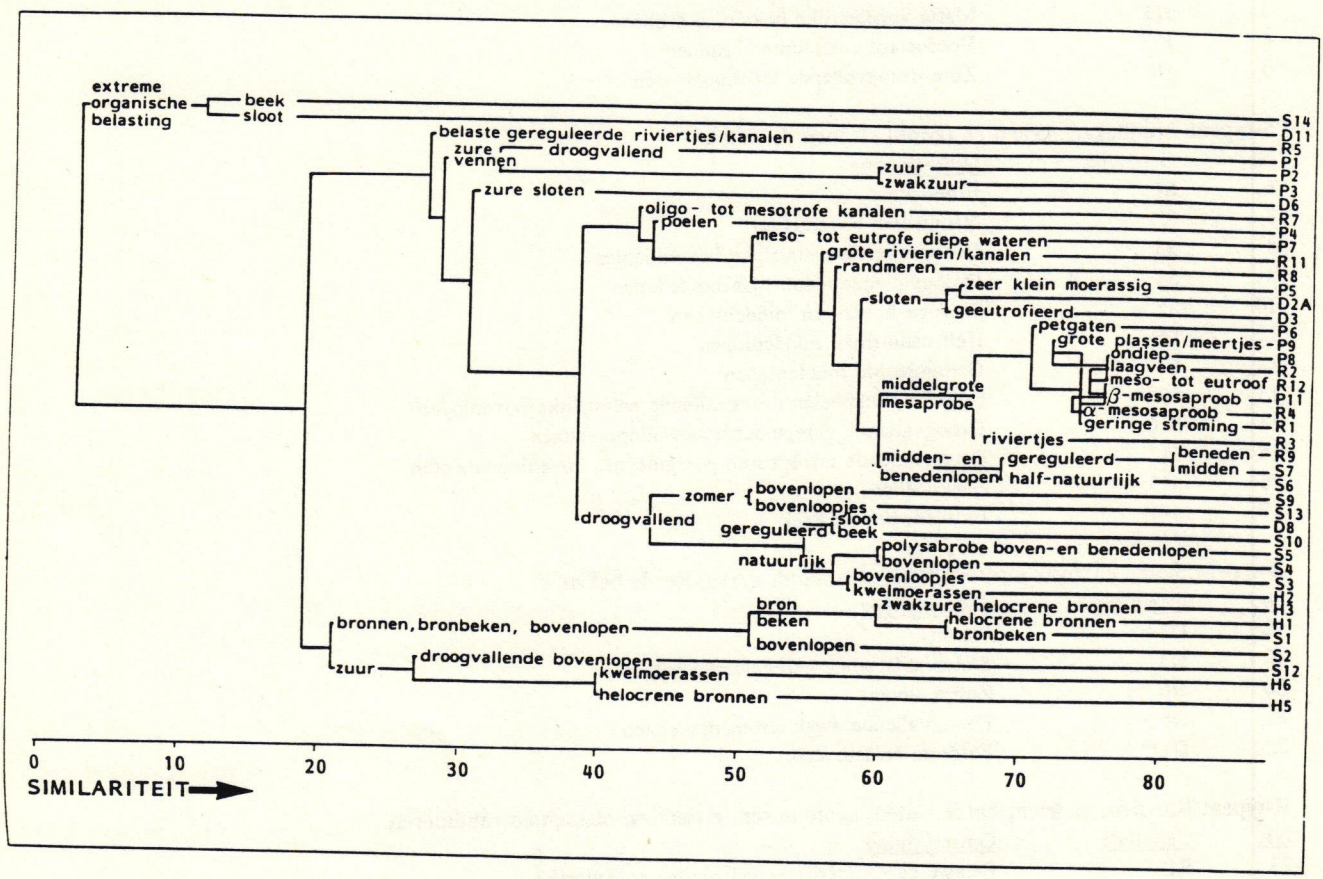
Nr.	Cenotype	Omschrijving
23	R1	Belaste gereguleerde benedenlopen en riviertjes
24	R2	Brede laagveensloten en vaarten
25	R3	Middelgrote riviertjes
26	R4	Belaste kleine tot middelgrote lijnvormige wateren
27	R5	Belaste gereguleerde riviertjes en kanalen
28	R7	Kanalen
29	R8	Randmeren
30	R9	Gereguleerde benedenlopen
31	R11	Brede, diepe lijnvormige wateren
32	R12	Grote, matig diepe plassen

P-typen: Vennen, poelen, petgaten, ondiepe sloten, kanalen, plassen en meertjes.

Nr.	Cenotype	Omschrijving
33	P1	Droogvallende verzuurde vennen
34	P2	Zure vennen
35	P3	Zwak zure vennen
36	P4	Poelen
37	P5	Kleine ondiepe sloten
38	P6	Petgaten
39	P7	Matig grote, diepe plassen
40	P8	Grote sloten en kleine ondiepe plassen
41	P9	Grote plassen en meertjes
42	P11	Kanalen en middelgrote diepe plassen

BIJLAGE 4

Hiërarchisch dendrogram van cenotypen dat gebaseerd is op de biologische overeenkomst tussen de cenotypen en waarbij een indicatie van de factoren die in verband staan met de splitsingen tussen (groepen van) cenotypen is aangegeven (Verdonschot, 1990a).



BIJLAGE 5

Met Lotus berekende waarden voor monster SB15s5 voor verschillende technieken en transformaties (EKOO geeft na de vermelde aanpassingen in hoofdstuk 4 dezelfde waarden).

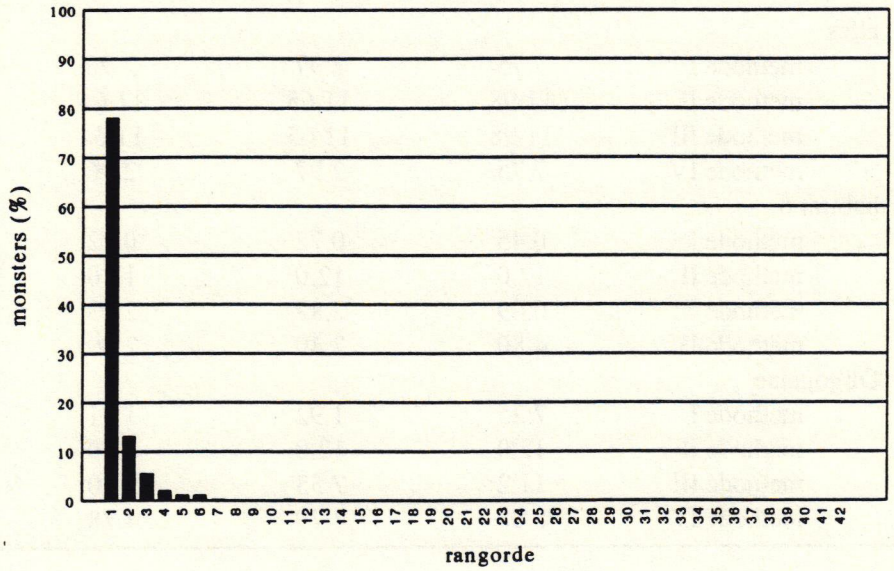
			abundantie	Prestonklassen	logaritmisch	presentie/ absentie
weging						
	7-12	alles				
		methode I	7.75	2.97	2.96	1.89
		methode II	11.98	11.65	11.64	11.00
		methode III	11.98	11.65	11.64	11.00
		methode IV	7.75	2.97	2.96	1.89
	7-12	habitat 6				
		methode I	0.45	0.72	0.72	0.41
		methode II	12.0	12.0	12.0	12.0
		methode III	0.69	2.83	2.83	2.40
		methode IV	4.80	2.40	2.39	1.09
	7-12	Oligogetae				
		methode I	7.25	1.92	1.91	0.83
		methode II	12.0	12.0	12.0	12.0
		methode III	11.2	7.53	7.50	4.80
		methode IV	8.88	4.79	4.78	4.00
similariteit						
	Jaccard index		0.30	0.30	0.30	0.30
	Czekanowski coefficient		0.4522	0.4986	0.4968	0.4567
	ED^2 index					
		methode I/III	196902	354.2	174.3	69.0
		methode II/IV	16542	65.0	31.6	0
diversiteit						
	Shannon index		0.01471	0.1171	0.1660	0.2970
	r. Simpson index		2.714	26.482	31.455	0
	Alatalo index		115.7	205.0	168.7	0
Biotische karakterisering						
	abio meso*		55.6	38.1	38.12	25.00
	freq IX**		22.4	33.9	33.69	34.48
	voed CG***		90.7	68.0	67.87	55.17

* kenmerk: abiotische hoofdfactoren, klasse: mesotroof,
** kenmerk: frequentie van voorkomen, klasse IX,
*** kenmerk: voedingsgroep, klasse: vergaarders (Verdonschot, 1990b).

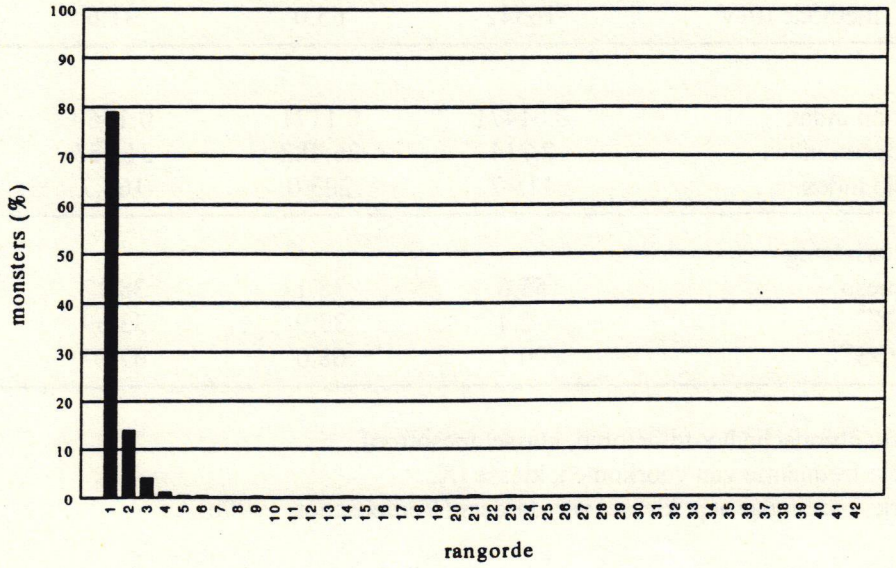
BIJLAGE 6

Percentage van het aantal monsters dat met een bepaalde rangorde tot het juiste cenotype wordt toegedeeld weergegeven voor iedere toedelingstechniek.

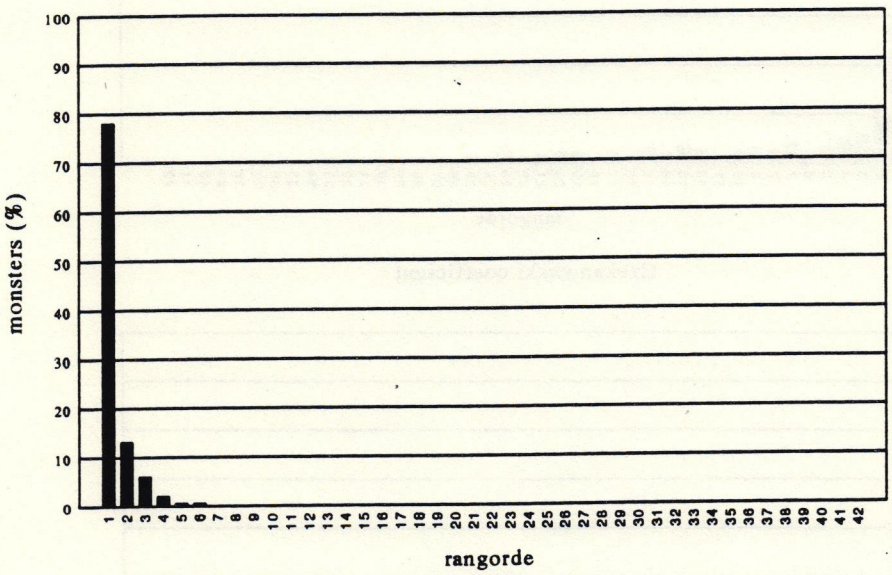
Euclidische afstand



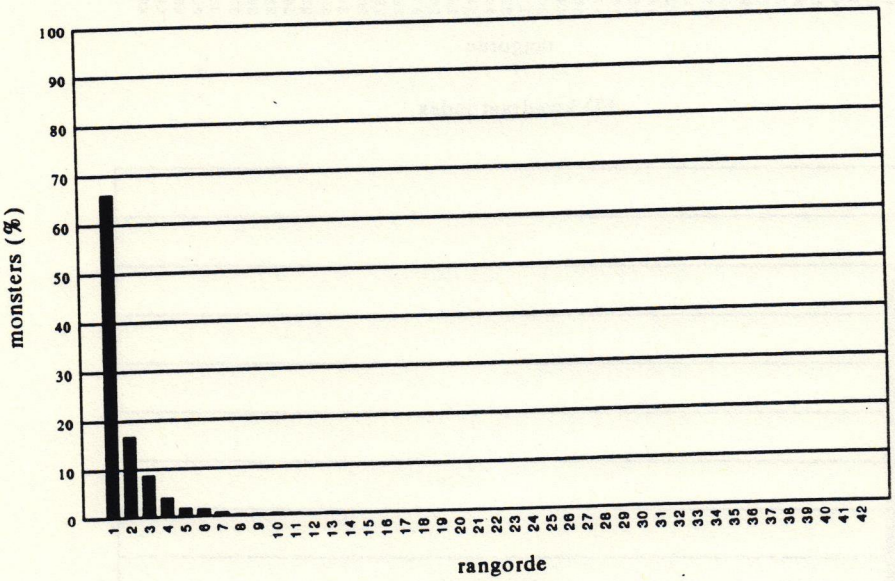
Mahanalobis afstand



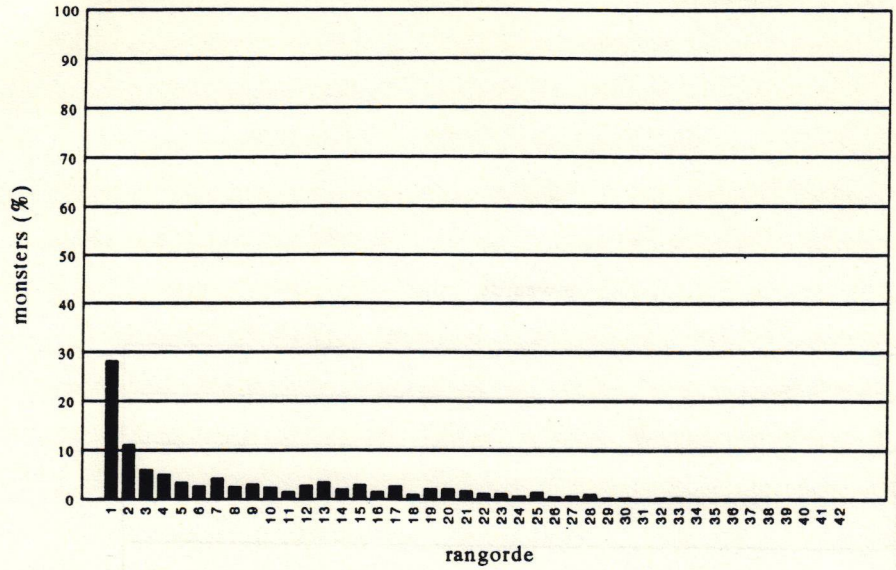
p-waarde



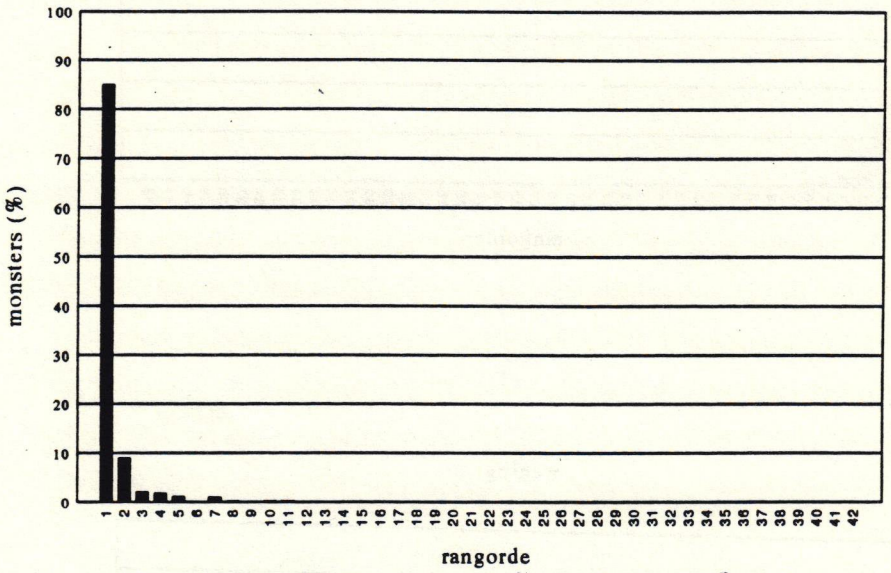
weging



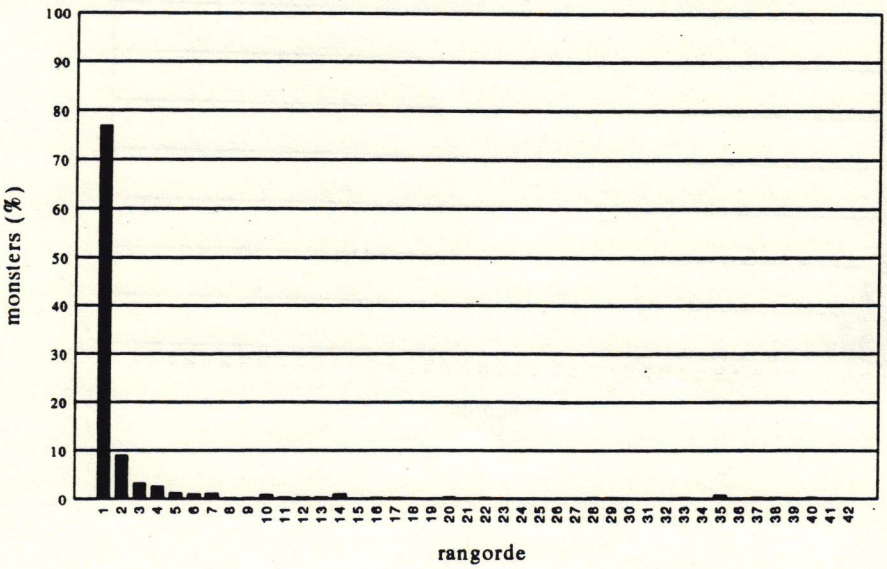
Jaccard index



Czekanowski coefficient

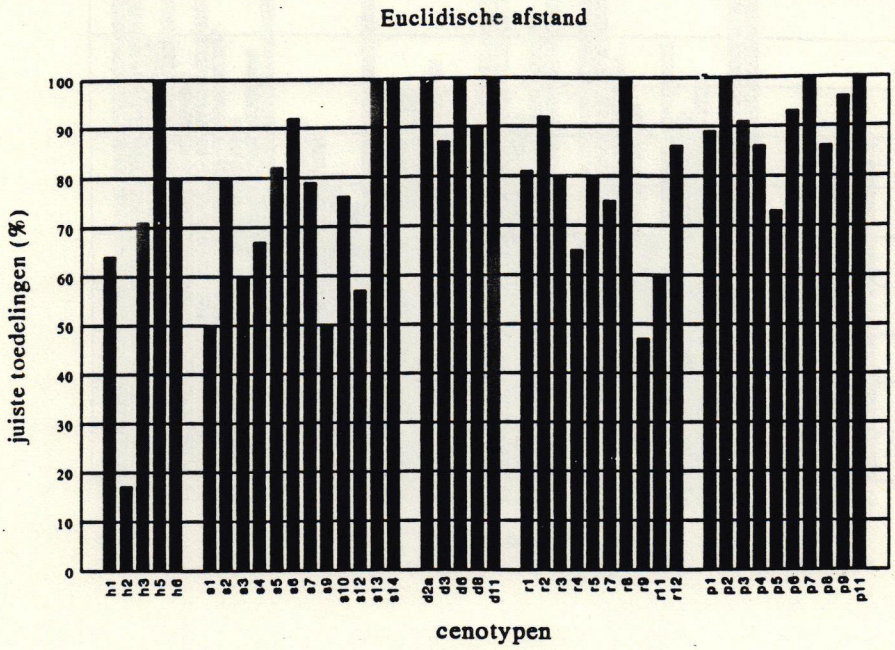


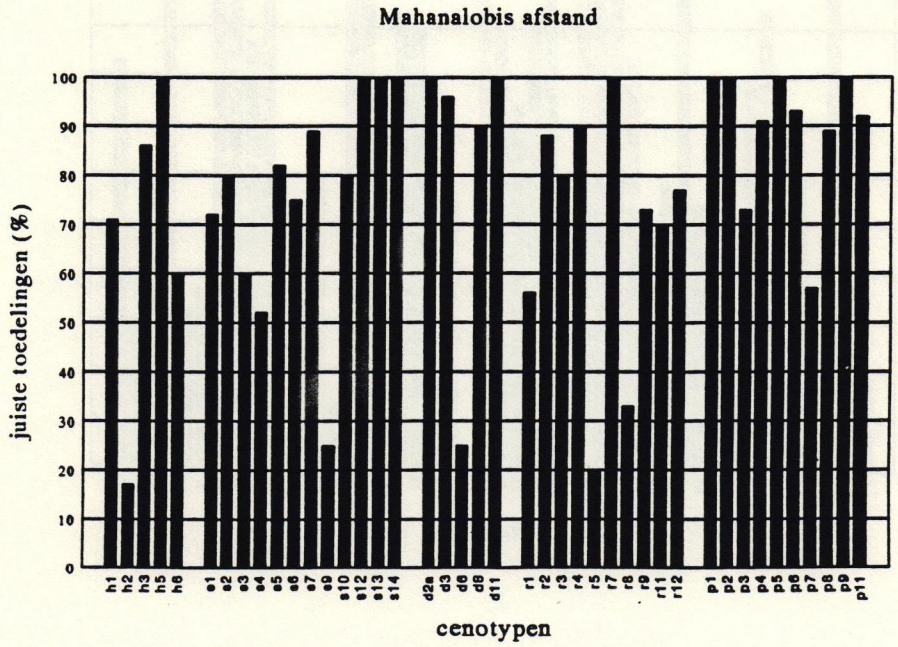
ED kwadraat index



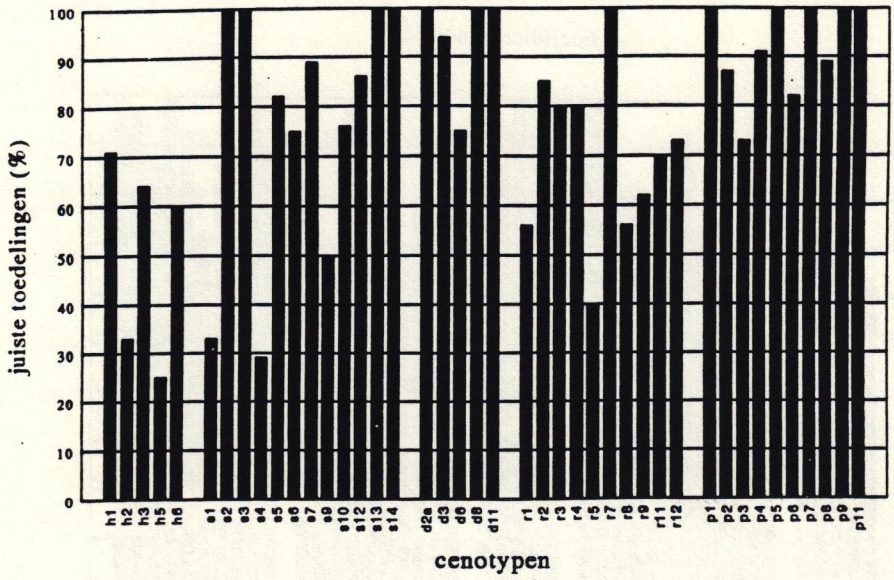
BIJLAGE 7

Percentage van de monsters binnen 1 cenotype dat met rangorde 1 aan het juiste cenotype wordt toegedeeld.

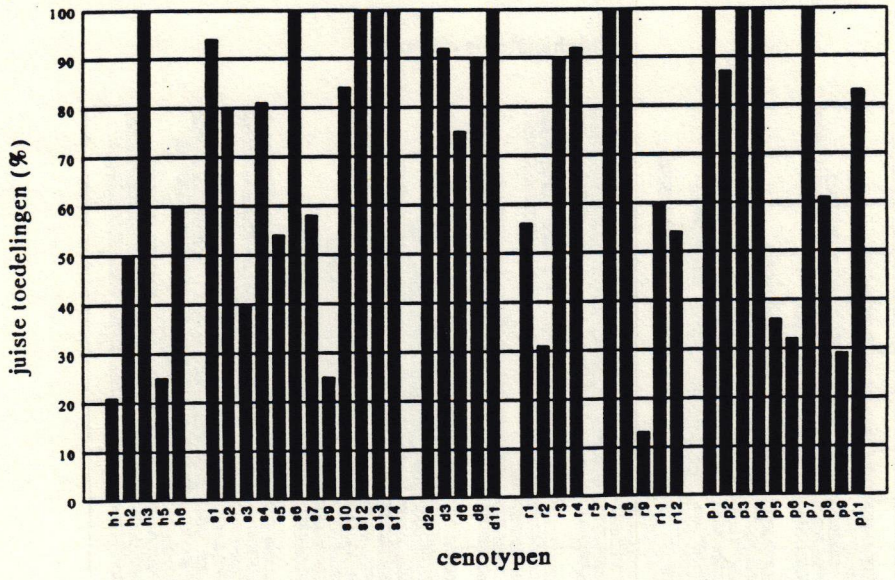




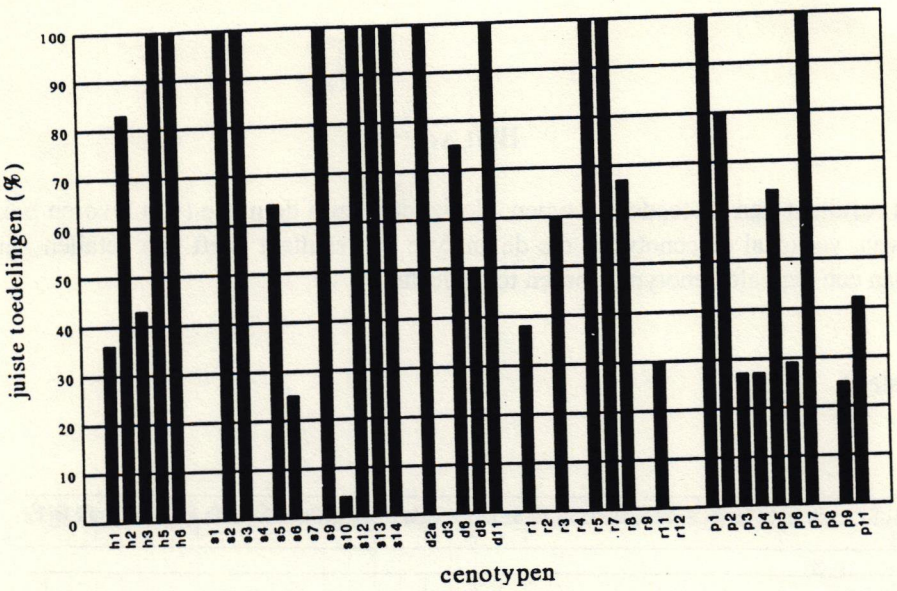
p-waarde



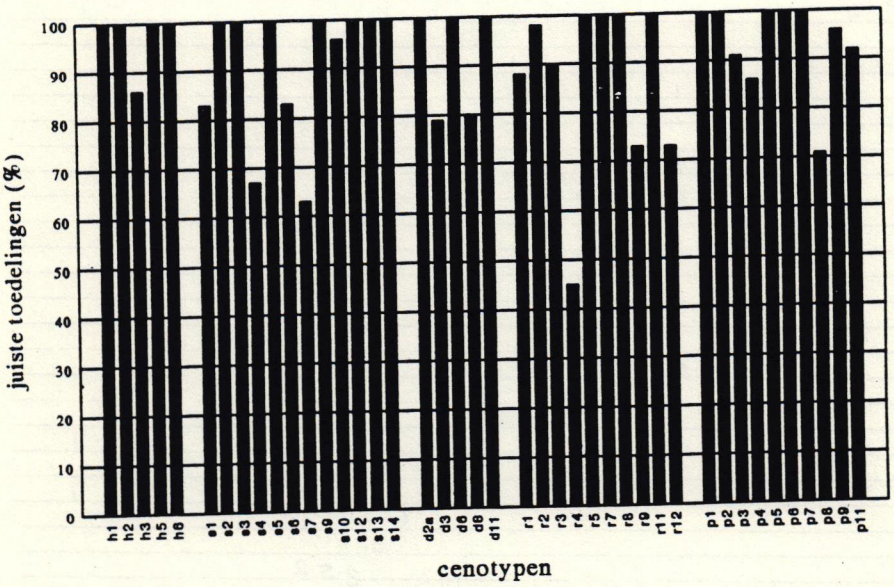
weging



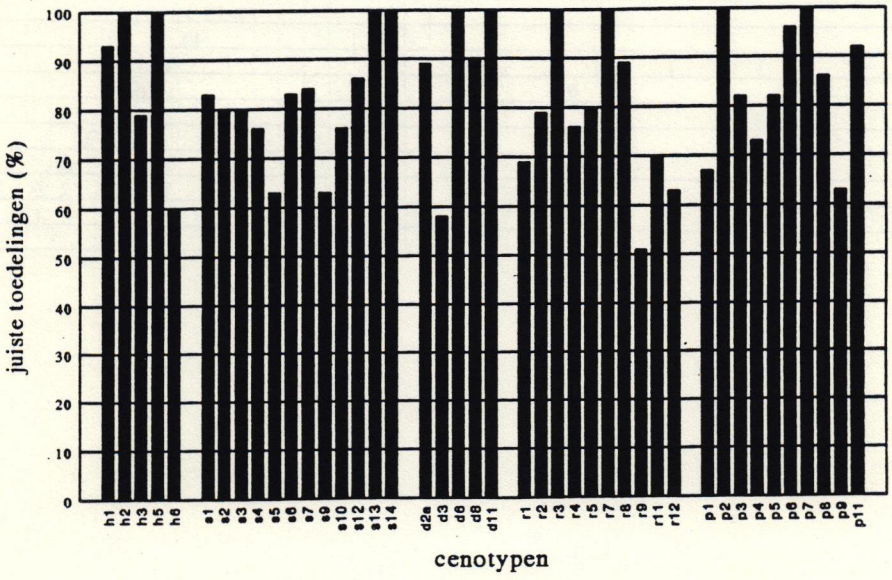
Jaccard index



Czekanowski coefficient



ED kwadraat index



BIJLAGE 8

Cenotypen als resultaat van de toedelingstypen. Horizontaal zijn de juiste (van tevoren bekende) cenotypen weergegeven, verticaal de cenotypen die de analyse als resultaat geeft. De getallen zijn de aantallen monsters die aan een bepaald cenotype worden toegedeeld.

Euclidische afstand

	H1	H2	H3	H5	H6	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S9	S10	S12	S13	D24	D3	D6	D8	R1	R2	R3	R4	R5	R7	R8	R9	R11	R12	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P11
H1	9					3																																		
H2		1						1	3																															
H3	2		9			2																																		
H5			1	4																																				
H6					4										2																									
S1	3	1	4			9		1																																
S2						1	4		2																															
S3								3																																
S4		3				3	1		14																															
S5									2	9	2			1																										
S6										1	9	1		1																										
S7												15																8												
S9										1	1		4	1														1												
S10														19						1																				
S12	1				1										4																									
S13													4			11																								
S14																																								
D24																	9	4																	1					
D3																		46		1															1					
D6															1				4	2																				
D8														2						6								1												
D11																																								
R1																					13			1				1	2	2										
R2																						48																1		
R3												2											8					4												
R4																						1		32				3		1								1		
R5																									4															
R7																										3														
R8																							2				9	5	2											
R9												1									3			5				21												
R11																									1	1			6											
R12																						2		4						19										
P1																														1	8									
P2																														1	15	1								
P3																																10								
P4														1																			19	1						
P5																		2																	8					
P6																																				26				
P7																																				1	7			
P8																		1															2					24		
P9																						1		6									1		1			2	23	
P11																																							1	12

Mahanalobis afstand

	H1	H2	H3	H5	H6	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S9	S10	S12	S13	D20	D23	D6	D8	R1	R2	R3	R4	R5	R7	R8	R9	R11	R12	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P11
H1	10					3																																		
H2		1					1		3																															
H3	1		12			2		1																																
H5				4																																				
H6					3																																			
S1	3		2			13			3																															
S2							4		1																															
S3								3	1																															
S4	4				1			1	11																															
S5									2	9			3	1											1															
S6										1	11																													
S7												17		1													6													
S9										1	1	7	2																											
S10												1		20					1	1																				
S12	1				1										7																									
S13													3	1		11																								
S14																																								
D20																	9	2																						
D23																		51																						
D6																			1																					
D8														1						9																				
D11																																								
R1																					10						3		1											
R2																						46																1		
R3																							8				1		2											
R4																						2	1	44			2		2							3			1	
R5																									1															
R7																								1	4															
R8																							1				3	3												
R9												1												1	2			33		3										
R11																					6						2		7											
R12																						4		2					17						2					
P1																														9										
P2																															15									
P3																																8								
P4														1					2									1					3	20						
P5																																			11					
P6																																				26				
P7																																					4			
P8																																		2				25		
P9																																						2	24	
P11																								2																11

P-waarde

	H1	H2	H3	H5	H6	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S9	S10	S12	S13	D24	D3	D6	D8	R1	R2	R3	R4	R5	R7	R8	R9	R11	R12	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P11
H1	10					2																																		
H2		2				5			5																															
H3	1		9			2																																		
H5				1																																				
H6		1	2	3	1										1																									
S1	3		2			6																																		
S2						2	5		6																															
S3		2	1	1				5	1																															
S4	3								6																															
S5									1	9	2		2	1											1															
S6										1	9																													
S7												17		1														6												
S9									1	1	1	4																1												
S10												1		19																										
S12	1			1											6																									
S13												2		1		11																								
S14																																								
D24																	9	2																		1				
D3																		50																						
D6																			3													3								
D8														2						10								1												
D11																																								
R1																				9									1											
R2																					44						1													
R3																						8							2											
R4																					1	1	39			1	2			1										
R5									1															2							1									
R7																								1	4															
R8																						1				5	7													
R9												1								7			6	1			28		4											
R11																										2	7													
R12																					6		1					16							2					
P1																														9	1									
P2																															13									
P3																																8								
P4														1					1														20							
P5																																		11						
P6																					1														23		2			
P7																																				1	7			
P8																		1															2				25			
P9																																					1	24		
P11																							3						1							1				12

Weging

	H1	H2	H3	H5	H6	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S9	S10	S12	S13	D2a	D3	D6	D8	R1	R2	R3	R4	R5	R7	R8	R9	R11	R12	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P11
H1	3																																							
H2		3																																						
H3	2	3	14	3	1				1																															
H5				1																																				
H6					3																																			
S1	9					17		2	2																															
S2						1	4																																	
S3								2																																
S4								1	17																															
S5										6																														
S6							1		1	4	12	6	4												2			1												
S7												11																10												
S9																												4												
S10										1			2																											
S12													1	21						1																				
S13														7																										
S14															11																									
D2a																9	3					8													2			1		
D3														1			49					6		2				5		1					4			5		
D6																		3																						
D8					1								1	1						9																				
D11																																								
R1																					9		1													1				
R2																						16																		
R3												1											9																	
R4																	1				4	16		45				18		8								1	8	2
R5																																								
R7																										4														
R8																					2				3		9		4										1	
R9												1																6												
R11																													6											
R12																						3							2							3			2	
P1																														12	9									
P2																																13								
P3																												1				2	11			1		1		
P4													2						1															22	1			2		
P5																																			4					
P6																																				9		1		
P7																																				1	7			
P8																						1														6		17	1	
P9																																							7	
P11																					1	2		2						1						7			5	10

Czekanowski coëfficiënt

	H1	H2	H3	H5	H6	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S9	S10	S12	S13	D2a	D3	D6	D8	R1	R2	R3	R4	R5	R7	R8	R9	R11	R12	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P11
H1	14					2																																		
H2		6																																						
H3			12																																					
H5			2	4																																				
H6					5																																			
S1						15																																		
S2							5		1		2																													
S3						1		5	4																															
S4									14					1																										
S5									2	11																		1						1						
S6											10	3																												
S7												12																2												
S9													8							1																				
S10												1		24				2		1								2						1						
S12															7																									
S13																11																								
S14																																								
D2a																	9																					1		
D3																		42					3															2		
D6																			4															1						
D8																				8																				
D11																																								
R1																					14		1	5				1												
R2																		1				51		8						2										
R3												2											9	1				2		1										
R4																								22																
R5																									5															
R7																					1					4				2										
R8																					1						9	2												
R9												1												1				33												
R11																						1							10	1										
R12																								5						16										
P1																															9									
P2																																15	1							
P3																																	10							
P4																																		19						
P5																		8																	11			1		
P6																												2								28		3	1	
P7																																					7			
P8																								1														20		
P9																																						1	23	1
P11																								3																11

ED² index

	H1	H2	H3	H5	H6	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S9	S10	S12	S13	D20	D23	D26	D28	R1	R2	R3	R4	R5	R7	R8	R9	R11	R12	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P11
H1	13		2			1				1																1														
H2		6																																						
H3			11		1	1																			1															
H5				4																																				
H6					3																																			
S1		1				15			2																															
S2	1					1	4																																	
S3								4	2																															
S4							1		16	1																														
S5					1					7																														
S6											10																													
S7								1	1	2	16							1										4												
S9								1		1		5								1																				
S10													19																											
S12														6																										
S13												2			11																									
S14																																								
D20																	8	1																						
D23													2					31															2							
D26																			4																					
D28													1							9																				
D4																																								
R1																					11																			
R2																		8				41		4					3						1				2	
R3											3												10	5				7	1	1										
R4																		2				1		37				3												
R5																									4		1													
R7																						1				4														
R8																					3						8	2	1											
R9													1															23												
R11																													7											
R12																		1				1						2		14										
P1																															6									
P2																															1	15	1							
P3														1																	1	9								
P4																																	16							
P5																1	3														1			9						
P6													1								2	6						2	1	2			1	1		27		4	6	1
P7																						1		1				1									7			
P8													1					6				1		2				1					3					24		
P9												1																		1									15	
P11																														1					1	1			1	11

BIJLAGE 9

Resultaten voor weging op alles per cenotype bij verschillende ranges van typerende gewichten (aantallen juist toegedeelde monsters.

cenotype	1-12	2-12	3-12	4-12	7-12	10-12
h1	3	4	4	3	1	2
h2	3	4	3	3	2	1
h3	14	14	14	14	14	14
h5	1	1	1	1	1	0
h6	3	4	3	3	3	3
s1	17	17	17	17	17	17
s2	4	4	4	4	4	3
s3	2	2	2	2	1	3
s4	17	17	17	16	17	8
s5	6	6	5	6	6	9
s6	12	12	12	12	12	11
s7	11	11	10	8	12	4
s9	2	2	2	2	4	4
s10	21	19	19	20	17	11
s12	7	7	7	7	5	7
s13	11	11	11	11	11	11
s14	1	1	1	1	1	1
d2a	9	9	9	9	9	9
d3	49	48	48	50	38	17
d6	3	3	3	3	3	3
d8	9	9	9	10	9	9
d11	1	1	1	1	1	1
r1	9	9	8	7	6	8
r2	16	15	14	10	15	12
r3	9	7	8	7	8	6
r4	45	48	48	43	33	40
r5	0	0	0	0	0	0
r7	4	4	4	4	4	4
r8	9	9	9	9	9	9
r9	6	6	5	0	0	0
r11	6	3	3	5	4	5
r12	12	10	11	16	14	6
p1	9	9	9	9	9	9
p2	13	12	12	10	13	15
p3	11	11	11	11	10	9
p4	22	22	22	21	22	20
p5	4	4	3	2	3	1
p6	9	7	8	9	10	17
p7	7	7	7	7	7	7
p8	17	19	18	7	8	3
p9	7	5	5	9	8	2
p11	10	9	9	12	12	12

BIJLAGE 10

Resultaten voor de weging op habitat per cenotype: percentage van de monsters dat met rangorde 1 aan het juiste cenotype wordt toegedeeld. Voor codering habitats zie Verdonschot (1990b).

cenotype	habitat 1	habitat 2	habitat 3	habitat 4	habitat 5	habitat 6
h1				33		57
h2				17	100	50
h3		86		86	100	36
h5		75		25		
h6		40			80	
s1		41			72	94
s2		60		40		40
s3				40	60	
s4	17			56	71	29
s5					55	18
s6		33		67	100	42
s7		16		26	26	37
s9				40	25	
s10		52		68	20	48
s12		71			43	29
s13	100	82		40		100
s14					100	
d2a		100		89	67	89
d3				6	28	96
d6		50		33	25	50
d8	67	80			40	70
d11				100	100	
r1		56				44
r2		42		50	2	2
r3		80			20	30
r4	5	55		98	14	24
r5						
r7				100	25	
r8		67		11	100	
r9					16	4
r11		67			60	30
r12					55	82
p1	89	100			56	89
p2	25	73		62		100
p3	63	82	50	55	100	100
p4		91	100	77	50	100
p5		55		20		
p6	19			14		46
p7	50	86	80	29	100	57
p8		14		14	14	32
p9		8		29		
p11	29	92		25		67

BIJLAGE 11

Resultaten van de weging op taxonomische hoofdgroep per cenotype: percentage van de monsters dat met rangorde 1 aan het juiste cenotype wordt toegedeeld (2 pagina's). Voor de codering van de taxonomische hoofdgroepen zie Verdonschot (1990b).

cenotype	Acar	Biva	Chir	Cole	Dipt	Ephe	Gast	Hete	Hiru
h1			21						
h2	100								
h3	80		100	31	93				
h5			25						
h6				40					
s1	50		78	53	72				
s2	20				40				
s3					60				
s4			24		14			11	
s5			18						
s6	58		100		45				
s7	33			16		41		7	
s9			25		17				
s10	60	15	36				60		58
s12			43	14					
s13				100				91	
s14					100				
d2a	89		22	89	11		67	50	
d3	6	87	2	2			98		45
d6			25	75	50				
d8			100	90				13	
d11					100				
r1				7					
r2	25		19	21				20	
r3	11	14	10	30				70	
r4	96		14	39		10			21
r5									
r7	100								
r8	11		78				11		
r9			2						
r11		75	40						
r12			100						
p1	11		78	100	89				
p2	53		7	27	33	86		67	
p3	13		100	55	50			64	
p4	45		54	76	86	9	70	50	62
p5				45	22				
p6			4	7					
p7	43		43		33	86		14	
p8			11			29		18	79
p9								92	4
p11	67		50	50				42	

cenotype	Lepi	Mala	Mega	Neur	Odon	Olig	Plec	Tric	Turb
h1								43	
h2						67		83	
h3								79	
h5			100				100	25	
h6						100			
s1		50		100			38	61	
s2						20		60	
s3						40			
s4						71			
s5						55			
s6						33		40	
s7		11	92		7	11		58	
s9									
s10						32			100
s12						43		100	
s13									
s14									
d2a					33			25	
d3		72							
d6		100			100			100	
d8									
d11									
r1		38						67	
r2						23		2	
r3					44			60	
r4					7	10		30	
r5									
r7						75		67	
r8		22				100			
r9						43		10	
r11						10		40	
r12						18		14	
p1									
p2					67	50		79	
p3					36				
p4	85				72	50		45	
p5					17				
p6			33		61	4		70	
p7					14			57	
p8					9	7		59	32
p9									
p11								9	

BIJLAGE 12

Overzicht van typerende taxa per cenotype.

ceno-type	percentage juiste toedeling	aantal hoog typerende taxa	aantal matig typerende taxa	aantal laag typerende taxa	aantal indifferente taxa	totaal aantal typerende taxa
h1	21.4	9	1	3	68	13
h2	50	8	3	3	60	14
h3	100	25	1	4	57	30
h5	25	9	2	2	19	13
h6	60	4	0	1	16	5
s1	94.4	20	5	5	127	30
s2	80	13	1	5	81	19
s3	40	6	1	2	48	9
s4	81	6	7	5	172	18
s5	54.5	6	1	2	90	9
s6	100	15	2	12	146	29
s7	57.9	7	8	6	251	21
s9	25	6	1	2	59	9
s10	84	10	5	7	203	22
s12	100	8	1	2	55	11
s13	100	14	1	2	77	17
s14	100					
d2a	100	30	8	17	148	55
d3	92.5	5	8	18	347	31
d6	75	18	7	3	64	28
d8	90	17	5	7	169	29
d11	100				3	
r1	56.3	9	4	8	187	21
r2	30.8	6	5	9	335	20
r3	90	11	6	12	188	29
r4	91.8	16	8	23	392	47
r5	0	1	1	0	52	2
r7	100	17	3	6	72	26
r8	100	18	3	9	144	30
r9	13.3	1	2	9	349	12
r11	60	9	0	2	138	11
r12	54.5	6	6	13	267	25
p1	100	14	3	4	58	21
p2	86.7	20	0	3	105	23
p3	100	29	5	11	168	45
p4	100	33	5	12	228	50
p5	36.4	10	6	7	186	23
p6	32.1	11	4	7	251	22
p7	100	20	4	11	159	35
p8	60.7	8	10	16	330	34
p9	29.2	4	5	8	231	17
p11	83.3	17	9	13	245	39

BIJLAGE 13

Aanbevelingen voor het beheersadvies

- Als voor één ontwikkelingsrichting het advies is opgesteld wordt het programma 'beheersadvies' automatisch afgesloten en moet vanuit EKOO weer geopend worden. Dit is niet praktisch als meer dan één ontwikkelingsrichting bekeken moet worden. Daarom moet het programma na het opslaan van de gegevens terugkeren naar de te kiezen ontwikkelingsrichtingen. Wordt dan annuleren gekozen dan moet het programma terugkeren naar de keuze voor de cenotype en pas als daar wordt geannuleerd kan teruggekeerd worden naar het EKOO hoofdmenu.
- Een aantal vragen is niet in een vragenblok ondergebracht. Deze vragen komen in het beheersadvies dus nergens terug. Het betreft de vragen:
  - 5 hoort bij blok 1,
  - 36 moet gesteld worden bij r8 en p9, grote open wateren;
  - 45 bij kleine open wateren, waar wind zorgt voor opwerveling, hoort , want daar is het niet mogelijk drijftillen te vormen,
  - 37 hoort bij typen waarin de sliblaag dik is, vaak stagnante ondiepe wateren.
- De vragen en antwoorden zijn juist aan elkaar gekoppeld. Alleen bij vraag 58 mist het antwoord (geen maatregelen i.p.v. antwoord 107).
- Bij sommige ontwikkelingsrichtingen wordt het verkeerde vragenblok aan de sturende factoren gekoppeld :

D6->D6'->D6+:	vragenblok nutriënten en aciditeit zijn verwisseld;
H6->H5->H3/5+:	vragenblok van debiet/droogvalling verwisseld met vragenblok nutrienten;
H2-.H3->H3'->H3/5+:	vragenblokken nutrienten en debiet/droogvalling zijn met elkaar verwisseld.

- Als wordt verwezen naar de vragen met betrekking tot regulatie volgen deze vragen op het einde. Dit wordt boven de vragen niet weergegeven en is dus niet duidelijk (er moet boven komen te staan: 'vragen met betrekking tot regulatie'). Vraag 89 ontbreekt in het blok regulatie indien dit binnen een ander blok aan de orde komt.
- Vraag 30 heeft niets te maken met droogvalling en debiet. Oorspronkelijk hoorde deze vraag bij fysische verstoring. Dit blok hoort echter niet bij de sturende factoren en is daarom bij hydrologie ondergebracht, omdat fysische verstoring en verslechterde hydrologie bij bronnen vaak samengaan.
- Antwoord 106 moet verduidelijkt worden: 'een strook heide direct om het water heen, met daaromheen een bos/houtwal'. 'Stimuleer antiverzuringsmaatregelen' kan aangevuld worden met 'in het beleid'.
- Ingreep nr. 1 komt in de beheersadviezen niet terug (hoort bij vraag 13 en 24).
- Ingreep 96: Verhoog peil door aanbrengen van stuwen. In plaats van stuwen kunnen beter vistrappen gebouwd worden.
- Ingreep 25: Leg bufferstroken aan, hier moeten enige voorbeelden bij zoals rietstroken, een strook onbemeste akker etc.
- Intrekgebied is infiltratiegebied (consistent zijn bij gebruik van termen).
- Ingreep 76: Uitspoeling moet zijn mobilisatie van zware metalen en uitspoeling van nitraat.
- Ingreep 72: Reguleer recreatievaart, dus minder boten (en lagere snelheid) om oevererosie te voorkomen.
- De factor diepte kan bij p8 ook een rol spelen (nu alleen bij p5).
- Vraag 35 moet ook bij de petgaten gesteld worden.
- Ingreep saneren van inlaatwater: gedetailleerder, bij defosfatering, ontharding etc.
- Ingreep 90: kalk, beter is ander materiaal zie Bellemakers *et al.* (1993).
- Ingreep 97: via richtlijn ammoniak en veehouderij
- Ingreep 91: het water moet tevens zacht water zijn i.v.m. interne alkalinisatie
- Het onderdeel aciditeit kan gedetailleerder worden weergegeven en worden uitgebreid op basis van de

volgende ervaringen (Bellemakers *et al.*, 1993). Bij sterke verzuring moet het water gebufferd worden. Dit kan op drie manieren:

- Hydrologische ingrepen gericht op het herstel van de natuurlijke kwelstroom.
- Inlaten van kalkhoudend grond- of oppervlaktewater.
- Bekalken van het water, met dolokal, lavameel of mergel in combinatie met baggeren.

Bij voorkeur wordt gekozen voor de methode van bufferen die het meest aansluit bij de natuurlijke wijze van bufferen van het systeem of de wijze van bufferen in het verleden. In wateren die vroeger door het grondwater gevoed werden maar waar de grondwaterinvloed nu verdwenen is of zover gereduceerd dat het niet meer voldoende buffering levert, wordt bij voorkeur de natuurlijke kwelinvloed hersteld of opgepompt grondwater ingelaten. In doorstroomsystemen lijkt de inlaat van gebufferd grondwater, oppervlaktewater of bekalkt water een goede beheersoptie. In hydrologisch geïsoleerde wateren die vroeger gebufferd waren als gevolg van anthropogene activiteiten zoals het wassen van schapen, het gebruik als visvijver e.d. is bekalken van het water meestal de beste optie.
Indien het van belang is de hydrologie te herstellen kan teruggekoppeld worden naar het vragenblok over hydrologie.

BIJLAGE 14

Programmatechnische correcties en aanbevelingen

- P6 komt onterecht nog voor in run 4, dit cenotype moet in run 3 al afgesplitst worden.
- Instellingen voor het bestand moeten aangegeven worden voordat het bestand geopend wordt.
- Visfiguur 1 t/m 5 in het rapport heet niveau 1 t/m 5 in de figuren, beter is dit dezelfde naam te geven.
- Monsters verwijderen werkt soms niet door windows fouten.
- Een optie bestand afsluiten, zodat ineens alle monsters verwijderd worden zou makkelijk zijn. Of bij verwijderen monsters een functie 'allen'.
- Wanneer meer dan 25 monsters geanalyseerd worden, treedt stack overflow op.
- Engelstalige en Nederlandstalige woorden worden door elkaar heen gebruikt. Dit is niet consequent.
- Bij monsters van cenotypes2 en r4 kent het programma de code baetvern niet. Deze code staat in de lijst net zo, dus niet in hoofdletters en is dus niet te vervangen. Alleen negeren is mogelijk.
- Eerste regel met de getallen voor de similariteitsratio's is ten opzichte van de rest van de tabel naar rechts geschoven.
- Cenotype s14 ontbreekt in passieve analyse.
- Programma loopt vast bij gebruik van help.
- Transformatie onder het window van het monster werkt niet altijd.
- Er kan maar één keer automatische analyse gedaan worden. Wil de gebruiker dit nog een keer doen, bij voorbeeld met een andere transformatie dan moeten de monsters verwijderd en weer geselecteerd worden of moeten de analyses handmatig worden uitgevoerd.