

Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW)

Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW)

II. De ontwikkeling van maatlatten

P.F.M Verdonschot

R.C. Nijboer

H.E. Vlek

Alterra-rapport 753

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2003

REFERAAT

Verdonschot P.F.M., R.C. Nijboer & H.E. Vlek, 2003. *Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW); II. De ontwikkeling van maatlatten.* Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 753. 203 blz.; 5 fig.; 23 tab.; 151 ref.

Met het in werking treden van de Kaderrichtlijn Water heeft het Europese waterbeleid een nieuwe impuls gekregen. De Kaderrichtlijn Water stelt alle lidstaten voor de opgave om hun doelstellingen en beoordeling van wateren op een vergelijkbare wijze te stroomlijnen. Dit betekende voor Nederland dat er onderzoek gedaan moest worden naar een in de KRW-typologie passende typering van de Nederlandse zoete en zoute oppervlaktewateren, de bijbehorende ecologische kwaliteitsdoelen (referentietoestanden) en de beoordeling van de oppervlaktewateren aan de hand van een maatlat die meet ten opzichte van die referentietoestand. Voorliggend rapport is het tweede van een drieluik en omvat een studie naar de mogelijkheden voor het invullen van maatlatten voor oppervlaktewateren naar KRW maatstaven. Het rapport geeft de door de KRW gestelde randvoorwaarden aan dergelijke maatlatten, de historische ontwikkelingen van maatlatten en de ecologische aspecten. Tenslotte doet het rapport aanbevelingen hoe maatlatten op te stellen. Hiervoor is een plan van activiteiten opgenomen.

Trefwoorden: Kaderrichtlijn Water, maatlat, beoordeling, oppervlaktewater, multimetrisch, indicator, referentietoestand, klassegrens

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €31,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-Document1. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2003 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	15
1.1 Aanleiding	15
1.2 Beoordeling en oorzaakanalyse	16
1.3 Doel	19
1.4 Leeswijzer	19
2 Uitgangspunten (naar Europese Commissie, 2000)	21
2.1 Inleiding	21
2.2 Doel en definitie van de KRW maatlat	22
2.3 Randvoorwaarden KRW maatlat	22
2.4 Referentie	24
2.4.1 Referentie in de KRW	24
2.4.2 Natuurlijke variatie in referentietoestanden	25
2.5 Kwaliteitsklassen	26
2.6 Oorzaakanalyse	27
2.7 Begrenzings en beperkingen	28
2.7.1 Waterlichaam of watertype	28
2.7.2 Schaal van implementatie	29
2.8 Overige praktische uitgangspunten	29
2.9 Ontwikkelen is ongelijk aan toepassen	30
3 Ecologische achtergronden	31
3.1 Ecologische inzichten	31
3.2 Schaal en hiërarchie	35
3.3 Stroomgebiedbenadering	36
3.4 Aggregatie	37
3.5 Ecosysteem functioneren en procesparameters	39
4 Ontwikkelingen in beoordelingssystemen	41
4.1 Inleiding	41
4.2 Beoordelingssystemen internationaal	41
4.2.1 Indices of metrics	41
4.2.2 Multimetrics en 'snelle' beoordelingstechnieken	42
4.2.3 Structuurbeoordeling (beoordeling hydromorfologie)	44
4.2.4 Stroomgebiedbeoordeling	45
4.2.5 Beoordeling van ecosysteemkenmerken	46
4.2.6 Gemeenschapsbeoordeling	46
4.2.7 Proces- en niet-taxonomische beoordeling	47
4.2.8 Samenvatting beoordelingssystemen internationaal	48
4.2.9 Ontwikkelingen van beoordelingssystemen in Nederland	49
4.3 Kenmerken van bestaande beoordelingssystemen	52
4.3.1 Ruimtelijke schaal	52
4.3.2 Algoritmen	53
4.4 Conclusies	55
5 Het invullen van de maatlat	59

5.1	Inleiding	59
5.2	De beoordeling volgens de ontrafelingsstrategie	59
5.3	KRW watertypen	61
5.4	Milieufactoren en pressoren	63
5.4.1	Milieucomponenten: bouwstenen voor indicatoren	63
5.4.2	Verstoring	64
5.5	Biologische kwaliteitselementen	66
5.5.1	Toepassingsmogelijkheden van KRW organismegroepen	66
5.5.2	Het taxonomisch niveau	70
5.6	Indicatoren	71
5.6.1	Definitie	71
5.6.2	Taxonomische indicatoren	72
5.6.3	Gemeenschapsindicatoren	72
5.6.4	Indicatoren voor biologische processen en interacties	73
5.6.5	Negatieve indicatoren	73
5.6.6	Eigenschappen	73
5.6.7	Het selecteren van indicatoren	76
5.6.8	Het toedelen van indicatoren	77
5.6.9	Voorbeelduitwerking indicatoren	78
5.6.10	Kwantificering	80
5.6.11	Fouten	81
5.7	De berekening van scores: een voorbeeld	82
5.8	Klassengrenzen	83
5.8.1	Vaststellen	83
5.8.2	Pre- en postclassificatie	84
5.8.3	Klassengrenzen: ZGET-GET en MEP-GEP	85
5.9	Validatie	86
5.10	Maatlatvereenvoudiging	86
6	Implementatie en kwaliteit van de maatlat	89
6.1	Inleiding	89
6.2	Implementatie	89
6.2.1	Software	89
6.2.2	Transparantie	90
6.3	Kwaliteitsborging	90
7	Acties om te komen tot KRW maatlaten	93
7.1	Checklijst ontwikkeling KRW maatlaten	93
7.2	Trefwoorden bij de maatlatontwikkeling	95
7.3	Plan van aanpak	96
7.3.1	Korte en lange termijn	96
7.3.2	Reeds beschikbare bouwstenen voor maatlatontwikkeling	97
7.4	KRW maatlaten op lange termijn	97
	Referenties	99
	Bijlagen (overzicht)	109
1	Verkenning Nederlandse beoordelingssystemen.	111
2	Sterkte / zwakte analyse beoordelingssystemen ten aanzien van de KRW eisen.	179
3	Overzicht van bestaande indices/metrics (Vlek et al. 2002).	187
4	Voorbeelden van indices geselecteerd voor toetsing in het EU AQEM-project.	189
5	Visie op de ontwikkeling van KRW typologie, referenties en maatlaten.	193

Woord vooraf

Met de inwerkingtreding van de Kaderrichtlijn Water heeft het Europese waterbeleid een nieuwe impuls gekregen. Voor veel Lidstaten is het tevens de aanleiding om zich te bezinnen op de invulling van waterkwaliteitsdoelstellingen, waaronder die voor ecologie. De volgens de Kaderrichtlijn Water in 2015 te bereiken doelstelling, de goede ecologische toestand is een afgeleide van de min of meer onverstoorde staat, de referentie (of het maximaal ecologisch potentieel voor niet-natuurlijke wateren). De referentietoestand moet per watertype worden vastgesteld. Om de kwaliteitstoestand te bepalen dient de afstand ten opzicht van de referentie te worden berekend. In het verleden zijn verscheidene beoordelingssystemen of maatlatten ontwikkeld en geoperationaliseerd. Echter geen van deze systemen voldoet in voldoende mate aan de eisen die de KRW stelt. Daarom is in dit rapport een overzicht opgesteld van de mogelijkheden voor het komen tot KRW bestendige maatlatten.

De studie is onder verantwoordelijkheid van de werkgroep Doelstellingen & Monitoring van het nationale project Implementatie Kaderrichtlijn Water (IKW) uitgevoerd door Alterra en RIKZ, in opdracht van STOWA. In de begeleidingscommissie zaten verder nog RIVM, ExpertiseCentrum LNV, RIZA en RIKZ. Dankzij goede wetenschappelijke, inhoudelijke inbreng van de opdrachtnemer, en een opbouwend kritische houding van de begeleidingscommissie kan in dit rapport een voorstel voor het ontwikkelen van maatlatten voor de Nederlandse oppervlaktewateren worden gepresenteerd, welke een goed kader vormt voor de ecologische beoordeling van wateren in Nederland volgens de eisen van de Kaderrichtlijn Water.

Paul Latour
voorzitter begeleidingscommissie

Samenvatting

Het doel van de “Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW). De invulling van maatlatten”, is het opstellen van een advies voor het ontwikkelen van een stelsel van maatlatten dat KRW bestendig is, waarvan een pragmatische invulling op korte termijn gerealiseerd kan worden en dat op lange termijn duurzaam is. Het stelsel van maatlatten moet gebaseerd zijn op verschillende organismegroepen (kwaliteitselementen), op afstandsmaten die de afstand ten opzichte van de referentie weergeven, op een methodiek die sturende factoren en andere ecosysteemkenmerken (tesamen waterkwaliteitselementen genoemd) beoordeelt en die rekentechnisch valide in elkaar steekt.

De te ontwikkelen KRW maatlatten moeten aan een aantal randvoorwaarden voldoen die gesteld zijn door de Europese Commissie. De belangrijkste randvoorwaarden zijn:

- v De ontwikkeling van maatlatten richt zich op het beoordelen van meetresultaten die voortvloeien uit de toestand- en trendmonitoring. De te ontwikkelen maatlatten bevatten biologische en hydromorfologische kwaliteitselementen. Oorzaakanalyse (ten behoeve van operationele monitoring en monitoring voor nader onderzoek) vraagt om meer specifieke instrumenten.
- v Een KRW maatlat wordt gedefinieerd als ‘het instrument dat de mate aangeeft waarin de kwaliteitselementen in een waterlichaam overeenkomen met de kwaliteitselementen zoals die eruit zouden zien in een stabiele, ecologisch optimale situatie (de referentietoestand)’.
- v Natuurlijke variatie is inherent aan ecosystemen en vormt daarom onderdeel van een toestandbeschrijving en daarmee ook van de maatlatten.
- v De KRW maatlat moet de woordelijke omschrijving van de richtlijn per oppervlaktewatercategorie en per kwaliteitselement omzetten in een gekwantificeerde maat per KRW watertype en per kwaliteitselement.
- v De KRW maatlat dient een indicatie van de oorzaak van verstoring aan te kunnen geven.
- v De mate van detaillering van de maatlat in of binnen watertypen hangt samen met het onderscheidend vermogen van de in de respectievelijke referenties opgenomen maten en het doel van het te ontwikkelen instrument en daarmee van de beoogde toepassing. Deze doelen kunnen tussen KRW en regionaal beheer verschillen.
- v Het advies luidt om het KRW gedachtengoed nationaal en regionaal te implementeren. Het KRW gedachtengoed verschaft een raamwerk dat oplossingen biedt voor de aanpak van problemen op verschillende schalen en tegelijk eenduidigheid verzekert.
- v Een degelijke wetenschappelijke ontwikkeling van maatlatten waarborgt kwaliteit, duurzaamheid en betrouwbaarheid en legt de basis voor een kosteneffectief en gebruiksvriendelijk instrumentarium.

De KRW is gebaseerd op ecologische uitgangspunten. Nagegaan is in hoeverre ecologische concepten aan de toekomstige maatlatten kunnen bijdragen. De belangrijkste conclusies hieruit zijn:

- v Ecologische inzichten en concepten kunnen in belangrijke mate bijdragen aan het optimaliseren van KRW monitoringsprogramma's. Bij de ontwikkeling van maatlatten kunnen praktische uitwerkingen van concepten meegenomen worden.
- v Omdat de KRW implementatie zich uitstrekt over de Europese tot en met lokale schaal wordt onderscheid gemaakt tussen maatlatten voor de grovere schaal en met een generiek oorzaak vaststellend karakter (maatlat) naast het maatwerk voor de fijnere schaal en met een gedetailleerde oorzaakindicatie. Het maatwerk vereist geen maatlat maar een beslissingsondersteunend beheersinstrumentarium. Om pragmatische redenen wordt voor de maatlatontwikkeling aangesloten bij het niveau van de typologie dus 50 zoetwater- en 5 zoutwatertypen.
- v Vooralsnog wordt voor de KRW geen beoordelingssysteem voorzien dat een beoordeling van het stroomgebied omvat.
- v Om de toekomstige ecologische beoordelingen te integreren over zowel organismegroepen als schalen is een raamwerk nodig waarin schalen, hiërarchie, ecosysteemkenmerken van het stroomgebied enerzijds en de biologische structuren en het functioneren anderzijds zijn geïntegreerd: een integrale ecologische stroomgebiedbenadering. Vooralsnog laat de KRW het stroomgebied uit haar maatlatten.
- v Een ecosysteembeoordeling kan compleet genoemd worden indien alle belangrijke ecosysteemkenmerken ('drivers') worden meegenomen in de maatlat. Een ecosysteemoorzaakanalyse kan gevoelig genoemd worden indien van alle belangrijke ecosysteemkenmerken een (semi)kwantitatieve aanduiding geven kan worden. Een beoordeling zoomt daarom niet in op één kenmerk maar gebruikt alle kenmerken van het ecosysteem. Een oorzaakanalyse zou op basis van het resultaat van de beoordeling nader kunnen inzoomen op een of enkele kenmerken. Dit vraagt om een beoordelingssysteem waarin die maten zijn opgenomen die al relevante kenmerken van een waterlichaam omvatten. Dit biedt de basis voor een totaalbeoordeling en tegelijkertijd de opening om vervolgens pressoren beter te kunnen detecteren. Tot de ecosysteemkenmerken in een beoordeling behoren indicatoren voor belangrijke stuurfactoren en processen in het ecosysteem.

Internationaal en nationaal zijn in de loop der jaren een groot aantal beoordelingssystemen ontwikkeld. In dit rapport zijn veel van deze systemen geëvalueerd in het licht van de KRW eisen.

- v Voor de KRW maatlatten zijn de saprobie indices, diversiteitsindices en biotische indices alleen bruikbaar in combinatie met andere indices omdat ze afzonderlijk een te beperkte beoordeling leveren.
- v Multimetrics vormen een geschikt benadering in KRW maatlatten.
- v Beoordeling van hydromorfologie is noodzakelijk voor de KRW maar dient voor Nederland, en vooral voor de stilstaande wateren, nog volledig te worden

- ontwikkeld. Voor de Nederlandse situatie in stromende wateren kan het beste worden aangesloten bij de Duitse beekstructuurbeoordeling.
- v Het gebruik van een stroomgebiedbenadering ondersteund door GIS is van belang bij het aggregeren en presenteren van KRW beoordelingsresultaten. Stroomgebiedbeoordeling is op zich voor de KRW ongeschikt.
 - v De presentatietechniek van de AMOEBE past goed op de uitgangspunten van de KRW. De beoordeling van individuele kwaliteitselementen sluit als principe direct aan op de multimetric benadering.
 - v Voor de KRW maatlatten zouden verfijnde ecologisch-typologische netwerken optimaal zijn. Echter de gegevensvraag is groot waarmee de haalbaarheid op dit moment laag is.
 - v Functionele analyse kan een belangrijke aanvulling zijn in een KRW maatlat omdat het biologische relaties en interacties in de beoordeling brengt.
 - v Om pragmatische redenen en om de aansluiting met het buitenland te waarborgen wordt voor de KRW maatlatten voorgesteld een multimetric benadering te adopteren die haar basis vindt in een stelsel van indicatoren.
 - v Onderdelen uit de bestaande Nederlandse beoordelingssystemen zijn bruikbaar in het voorgestelde multimetric stelsel van KRW maatlatten en kunnen het opstellen van deze latten versnellen.
 - v De KRW maatlatten dienen vanuit ecologische optiek ruimtelijk voldoende verfijnd te zijn en dus aan te sluiten bij de schaal van het doel.
 - v De KRW maatlatten hebben multivariate benaderingen nodig voor het beschrijven van verstoringsgradiënten en univariate methoden voor het invullen van multimetrics.
 - v De KRW maatlatten moeten worden gebaseerd op combinaties van metrics die ieder een min of meer specifieke indicatie geven van bepaalde relevante milieu-omstandigheden (pressoren en kwaliteitselementen). Deze combinatie wordt samengevoegd in een multimetric.

Voor het invullen van de maatlatten wordt de ontrafelingsstrategie voorgesteld. In deze strategie wordt de gedachte van de ecooloog gevolgd, ontrafeld en geformaliseerd. De ecooloog ontrafelt in gedachten de taxoninformatie. Eerst komen de zeer talrijke taxa aan bod, vervolgens de bijzondere die vaker voorkomen en tenslotte worden de incidentele taxa onder de loep genomen (de volgorde van dominante taxa, indicatoren en zeldzame taxa). Al deze informatie leidt tot een beeld waarin twee vragen beantwoord worden:

1. Hoe ziet het betreffende ecosysteem eruit waar het monster vandaan komt (in feite welke zijn de natuurlijke randvoorwaarden of stuurfactoren)?
2. Welke menselijke beïnvloedingen (in termen van sturende factoren) spelen met welke intensiteit een rol?

In de ontrafelingsstrategie spelen de KRW organismegroepen een cruciale rol. Voor de organismen en speciaal de indicatoren daarvan geldt:

- v KRW organismegroepen vertegenwoordigen ieder een eigen typologie. De KRW maatlatten worden gekoppeld aan de KRW typologie hetgeen betekent dat de verschillende organismen aan deze typologie moeten worden toegeedeeld.

- v Voor de KRW maatlatten moet voor ieder KRW watertype een lijst met de meest relevante stuurfactoren of ecosysteemcomponenten (feitelijk alle kwaliteitselementen) worden opgesteld.
- v Voor de KRW wordt een sturende factor een pressor indien een afwijking optreedt ten opzichte van de range van die sturende factor (ecosysteemkenmerk) onder de referentieomstandigheden.
- v Door bestaande gegevens per KRW watertype te verzamelen en te ordenen in een ecologisch typologisch netwerk kunnen verstoringsgradiënten worden herkend en kunnen waterkwaliteitselementen, pressoren en sturende factoren worden afgeleid.
- v De KRW organismegroepen verschillen sterk in ruimtelijke dekking, in respons op bepaalde milieuvariabelen en in snelheid van reageren op milieuveranderingen. Iedere groep is daarom complementair inzetbaar. De selectie van KRW indicatoren dient via een gedegen en doelgerichte selectieprocedure te verlopen. De toepassing van macrofauna in beoordeling is het verst ontwikkeld maar ook van de andere groepen is kennis beschikbaar.
- v Het doel en de aard van de te ontwikkelen KRW maatlatten bepaalt het toe te passen taxonomische determinatieniveau en daarmee de invulling van de referentietoestand. Dit is dus afhankelijk van het watertype, de pressor(en), en de aard/invloed van de gradiënt. Met andere woorden eerst dient de maatlat te worden opgesteld alvorens de referentie kan worden ingevuld.
- v Een KRW maatlat bevat per watertype:
 - o taxon- en/of gemeenschapsindicatoren voor de belangrijkste sturende milieuvariabelen
 - o taxon- en/of gemeenschapsindicatoren voor de belangrijkste biologische processen en ecosysteemkenmerken
 - o negatieve taxon- en/of gemeenschapsindicatoren met andere woorden organismen die het tegengestelde (de verstoring en haar toename) indiceren
- v De eigenschappen van indicatoren in de KRW maatlat betreffen combinaties van de kenmerkendheid, de zeldzaamheid en de aantallen of aantalsklassen. Deze eigenschappen worden voor taxa omgezet in drie belangrijke groepen van indicatoren
 - o dominantie
 - o indicatieve waarde
 - o zeldzaamheidswaarde
- v Voor een eerste invulling van de KRW indicatoren zijn naast referentiebeschrijvingen ook analyses van bestaande data nodig. Daarnaast is voor de metric ontwikkeling autecologische kennis nodig.
- v Vooralsnog kan voor de KRW maatlatontwikkeling het beste gestart worden met de in AQEM ontwikkelde metrics en de daarbij verzamelde indicatoreninformatie.
- v KRW maatlat indicatoren worden gekwantificeerd, dekken de belangrijkste kwaliteitselementen en zijn watertype en pressor afhankelijk.
- v In het Aquatisch Supplement is natuurlijke toestand (MEP's) voor de Nederlandse oppervlaktewateren niet gekwantificeerd. Om in KRW-kader op korte termijn (binnen circa 1 jaar) tot kwantificering te komen dienen de aquatische natuurdoetypen te worden gekwantificeerd. Wel wordt geadviseerd

om onderzoek op te zetten dat over een periode van circa 5-10 jaar voor de KRW watertypen leidt tot een voldoende onderbouwde, gekwantificeerde methodiek.

- v Een KRW maatlatscore loopt altijd van 1 tot 0.
- v KRW klassengrenzen dienen gebaseerd te zijn op ecologische verschillen.
- v Voor de KRW maatlatten wordt geadviseerd uit te gaan van postclassificatie die bestaat uit een pressor specifieke kwaliteitsindex in combinatie met een ecologische groepering op basis van multivariate analyse en een toets van de metricscore op ecologische breekpunten. KRW maatlatten dienen te worden gecalibreerd.
- v Het is moeilijk om op basis van de woordelijke KRW omschrijving de klassengrenzen realistisch en haalbaar te kwantificeren. Er spelen andere motieven en belangen een rol in het besluitvormingsproces.
- v KRW maatlatten dienen te worden gevalideerd.
- v KRW maatlatten kunnen versterkt worden door daaruit afgeleide kosten-effectieve snelle beoordelingsmethoden te ontwikkelen.
- v Voor de KRW maatlat implementatie is een breed draagvlak nodig. De software dient gebruikersvriendelijk en transparant te zijn. Toekomstige beoordeling kan niet zonder gedegen kwaliteitsborging.

Tenslotte is een apart hoofdstuk gewijd aan de activiteiten die nodig zijn om te komen tot KRW maatlatten. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in activiteiten die nodig zijn voor alle te ontwikkelen maatlatten (koepel- of raamwerkactiviteiten) en activiteiten die zich toespitsen op ieder te selecteren watertype afzonderlijk. Het onderscheid tussen beide activiteiten is van belang voor de sturing en de snelheid van het uitvoeringsproces. Om binnen twee jaar een basis voor het stelsel van maatlatten gelegd te hebben dient door de verantwoordelijken van het raamwerk een éénduidige lijn te worden uitgezet en sturing te worden gegeven aan de activiteiten per watertype. Dit vraagt om een deskundige en wetenschappelijk ervaren stuurgroep. De raamwerkactiviteiten dienen ook door wetenschappelijke instanties te worden uitgevoerd. Een deel van de invulling kan, met de juiste sturing, worden uitgezet bij verschillende aspectdeskundigen.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Hydrologische veranderingen, fysische verstoring (habitat wijziging, stedelijk grondgebruik), puntlozingen en diffuse verontreiniging (chemisch, toxisch, landbouwkundig) hebben geleid tot een grootschalige achteruitgang van waterecosystemen (onder andere Petts, 1990; Boon, 1992; Kristensen & Hansen, 1994). Onder andere verzuring, eutrofiëring, verdroging en andere problemen hebben ervoor gezorgd dat van alle aquatische levensgemeenschappen veel soorten zeldzaam zijn geworden, kenmerkende soorten en gemeenschappen zijn afgenomen en wateren steeds vaker een levensgemeenschap van algemene soorten zijn gaan herbergen. Hierdoor is nivellering opgetreden en is de aquatische biodiversiteit afgenomen. Achteruitgang neemt niet alleen lokaal toe, ook op regionale, nationale en internationale schaal openbaart zich hetzelfde verschijnsel (Pringle, 1998). Deze achteruitgang heeft geleid tot het vergroten van de aandacht voor monitoring en beoordeling door de Europese Gemeenschap in de Kaderrichtlijn Water. Dezelfde aandacht is ook in het nationale en regionale beleid noodzakelijk. Achter dergelijke beleidsmaatregelen gaan echter naast ecologische ook vaak economische motieven schuil (Statzner & Sperling, 1993; Fore, Karr & Wisseman, 1996). Belangrijk bij deze ontwikkeling is dat een toename in schaal van bedreiging en achteruitgang ook een toename in schaal van beoordeling en maatregelen hoort.

De Europese Kaderrichtlijn Water (Europese Commissie, 2000) is dan ook niet zomaar een stuk uit Brussel maar stoelt op een in de Europese landen algemeen gegroeid besef van verantwoordelijkheid voor gezond en duurzaam gebruik van water, hetgeen alleen met behulp van een integrale ecologische benadering valt te realiseren.

De variatie in klimatologische, geologische en geomorfologische omstandigheden in Nederland leidt tot een aantal oorspronkelijke watertypen, in KRW-termen natuurlijke waterlichamen. Daarnaast zijn er sinds lange tijd door menselijke ingrepen allerlei antropogene watertypen vergraven of nieuw ontstaan, in KRW-termen sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen. Lange tijd hebben ecologische processen in beide groepen wateren zich ongestoord kunnen ontwikkelen. Dit resulteerde in gerijpte en kenmerkende levensgemeenschappen voor natuurlijke maar ook voor antropogene waterlichamen. Menselijke activiteit heeft, vooral in de laatste eeuw, zowel de oorspronkelijke als de antropogene wateren sterk beïnvloed. De mens heeft, naarmate de problemen groter werden, getracht de problemen meetbaar te maken en van een kwaliteitsoordeel te voorzien. Dit heeft de ontwikkeling van beoordelingssystemen ingeluid.

1.2 Beoordeling en oorzaakanalyse

Al lange tijd zijn chemische en later biologische methoden gebruikt bij het monitoren van de effecten van menselijke activiteiten op de waterkwaliteit en op de aquatische ecosystemen. Oorspronkelijk gebeurde dit op die plaatsen waar problemen opdoken, zoals stank, zichtbare verontreiniging en vissterfte (Kolkwitz & Marsson, 1908; Ellis, 1937; Forbes & Richardson, 1913; Hynes, 1960). Meestal werden chemische of ééndimensionale biologische beoordelingssystemen ingezet (Sladeczek, 1973; Hellawell, 1978; Matthews et al., 1982; Newmann, 1988; Cairns & Pratt, 1993). Deze methoden waren beschrijvend en richtten zich voornamelijk op de component water en de daarin opgeloste stoffen. De laatste decennia is gebleken dat deze methoden steeds minder voldoen aan de gestelde eisen, vooral omdat ze te beperkt zijn van opzet (slechts enkele onderdelen van het aquatische systeem) en aanpak (Karr & Dudley, 1981; Miller et al., 1988; Metcalfe, 1989; Knoben et al., 1995). Een groot aantal beïnvloedingen zijn ook niet puur chemisch, integendeel (Davis & Simon, 1995) ook fysische en hydrologische componenten spelen een uiterst belangrijke rol. Deze rol is in de Kaderrichtlijn opgenomen in het kwaliteitselement hydromorfologie.

De bestaande biologische beoordelingssystemen blijken vaak weinig gevoelig, vrij oppervlakkig, niet altijd robuust voor natuurlijke variatie, ongeschikt voor multi-stressor situaties en onvoorspelbaar. De vraag van het beleid naar steeds duidelijkere en meer gedetailleerde conclusies uit monitoring en evaluatie kan met de bestaande systemen niet meer worden beantwoord. Het gevaar van het niet kunnen geven van voldoende informatieve antwoorden is verontrustend. Het gebruik van de huidige systemen is redelijk wanneer het uitersten betreft zoals sterke belasting of natuurlijke omstandigheden, echter de gevoeligheid op het middengebied laat sterk te wensen over (bijvoorbeeld; Chandler, 1970; Woodiwiss, 1980; Armitage et al., 1983; Tolkamp, 1985).

Daarom moeten nieuwe beoordelingssystemen gevoeliger worden en meer vertellen over oorzaken. Ze dienen de variatie aan kenmerken van watersystemen te omvatten, de oeverzone (hetgeen ook in de Kaderrichtlijn als expliciet onderdeel van een waterlichaam wordt benoemd) te betrekken bij de beoordeling en waar nodig rekening te houden met het gehele stroomgebied. De Kaderrichtlijn spreekt dan ook van duurzaam stroomgebiedbeheer en stroomgebiedplannen. Duurzaam waterbeheer betekent het voortdurend ondersteunen en onderhouden van een uitgebalanceerde gemeenschap van organismen waarvan de soortensamenstelling, de biodiversiteit en de functionele organisatie in grote mate lijkt op die van de natuurlijke of referentietoestand in de betreffende regio (Frey, 1975; Cairns, 1975; Karr & Dudley, 1981). In een duurzaam waterlichaam wordt het ecologisch potentieel van het systeem benaderd, is de toestand stabiel in de tijd, is de veerkracht groot en is extern beheer geminimaliseerd (Karr et al., 1986). Deze omschrijving van duurzaam systeem raakt de ecologische integriteit van wateren (de kernvisie van de Kaderrichtlijn) en impliceert een integrale en ecologische aanpak (Slocombe, 1993; Jensen & Bourgeron, 1994; Jensen et al., 1996).

In ecologische beoordeling wordt het milieu toegevoegd aan de biologische component (Odum, 1971). Waterlichamen worden dan door een grote variatie aan parameters, die verschillen in gevoeligheid voor verstoring, beoordeeld (zoals

habitatdegradatie, Nelson, 1990; landschapsveranderingen, Roth et al., 1996; hydrologische dynamiek, Richter et al., 1996). Of de stelling opgaat 'Hoe meer parameters worden toegevoegd, hoe groter de zekerheid van een juiste en nauwkeurig oorzaakanalyse', gesteld door Fore, Karr & Wisseman (1996), is echter maar de vraag. Het kunnen aanduiden van de versturende factor(en) (pressorspecificiteit) vormt wel een rode draad in de Kaderrichtlijn. Het doel van ecologische beoordeling is 'het beoordelen van de effecten van menselijke activiteiten op ecologische kenmerken op de verschillende geïntegreerde schalen in ruimte en tijd en het vertalen (evalueren) van de resulterende beoordeling in beheersmaatregelen'. Het primaire einddoel is het bereiken van de goede ecologische toestand hetgeen betekent het behouden en herstellen van de ecologische (hydrologische, fysische, chemische en biologische) duurzaamheid van waterlichamen.

In dit rapport zijn daarom ook enkele belangrijke ontwikkelingen in en toepassingen van theoretische en toegepast aquatisch ecologische kennisvelden beschreven met het doel te onderzoeken of en hoe deze ontwikkelingen kunnen bijdragen aan het ontwikkelen van nieuwe ecologische beoordelingssystemen.

Ecologische waterkwaliteit is een abstract begrip en wordt gebruikt om de algehele toestand of gezondheid van een water te beoordelen. Beoordeling is in KRW-termen alleen mogelijk als gebruik wordt gemaakt van een referentie, bij voorkeur een meetbare ongestoorde toestand. Maar in Nederland is dit vaak een geïdealiseerde of gehypothetiseerde (natuurlijke) toestand of een beste huidige toestand waarin één of meer specifieke menselijke verstoringen worden geaccepteerd. Bij het monitoren van de waterkwaliteit worden metingen verricht die een beoordeling mogelijk maken. Een volledige beoordeling impliceert het meten van alle milieukenmerken. Dit is onmogelijk gezien het aantal relevante fysische, chemische en biologische kenmerken. In plaats daarvan wordt gezocht naar een beperkt aantal kenmerken waarmee de algehele toestand kan worden beoordeeld.

Geselecteerde kenmerken worden als indicatoren aangeduid. Een indicator is een meetbaar kenmerk dat op zichzelf of in combinatie met andere kenmerken beheerbare en (wetenschappelijk verantwoorde) bruikbare informatie verschaft over de ecosysteemtoestand. Een ecologische beoordeling meet zowel de ecosysteemprocessen als het geïntegreerde resultaat, de ecosysteemstructuren. In het vervolg worden ecosysteemprocessen en -structuren tezamen als ecosysteemkenmerken benoemd.

Robertson & Davis (1993) onderscheidden drie hoofdgroepen van criteria waaraan geschikte indicatoren moeten voldoen (voor details zie tabel 1):

1. wetenschappelijke criteria
2. praktische criteria
3. doel gerelateerde criteria

Tabel 1. Indicator selectiecriteria (gewijzigd naar Robertson & Davis, 1993)

criterium	omschrijving
	<i>wetenschappelijk</i>
meetbaar	meetbaar in de tijd
kwantificeerbaar	eenvoudig kwantificeerbaar en uit te drukken op een gedefinieerde numerieke schaal
gevoelig (schaal)	reageert binnen een bepaalde tijdsperiode en geografische schaal op zich wijzigende omstandigheden
gevoelig (verstoring)	reageert op de te monitoren potentiële verstoringfactor
onderscheidend	levert een betekenisvolle en sterk onderscheidende respons op relevante veranderende milieu-omstandigheden (bezit een hoge signaal : ruis ratio)
integrerend	integreert effecten of blootstelling in ruimte en tijd
precies/geldig	relevante en krachtige maat voor bepaalde milieu-omstandigheden en/of processen (het te beoordelen kenmerk)
reproduceerbaar	reproduceerbaar met gedefinieerde en geaccepteerde eisen aan benodigde gegevens in ruimte en/of tijd
representatief	de weergave van veranderingen staan model voor dezelfde veranderingen in andere kenmerken waarvoor ze representatief zijn
toepasbaar	reageert op veranderingen in ruimte en/of tijd relevant voor het beoogde doel/thema
referentiewaarde vergelijkbaar	bezit een ijkpunt waar het tegen afgezet kan worden kan vergeleken worden met andere meetwaarden in (bestaande) gegevensbestanden
anticipeert	voorziet in een vroegtijdig signaal van verandering
	<i>praktisch</i>
kosteneffectief	bezit een hoge informatie : kosten- en informatie : inspanningsratio
moelijkheidsgraad	benodigde expertise is haalbaar voor de uitvoerende instantie
meetbaar	kenmerken zijn eenvoudig meetbaar, herkenbaar, vindbaar en interpreteerbaar
acceptabel	te hanteren methodiek is geaccepteerd
veilig	meetinspanning brengt geen schade aan het systeem toe
	<i>doel gerelateerd</i>
relevant	is gerelateerd aan doel, thema of missie
dekkend	omvatten tezamen de belangrijkste ecosysteemkenmerken binnen de te verwachten potentiële ranges aan veranderingen
overdraagbaar	in enigerlei vorm aan een breed publiek presentabel

Ook Hellawell (1978) heeft aan aantal criteria benoemd voor de (noodgedwongen) selectie van indicatoren:

- v economisch belang als bron (bijvoorbeeld vis) of als overlast- of plaagfactor,
- v de beschikbaarheid van een grote hoeveelheid (aut)ecologische informatie
- v wereld-(Europa)wijde verspreiding
- v betrouwbare accumulator van verontreinigende stoffen
- v gemakkelijk te bemonsteren/meten
- v geografische constantie in habitatvoorkeur
- v beperkte genetische variabiliteit
- v gemakkelijk te kweken in het laboratorium
- v onder bepaalde omstandigheden talrijk

1.3 Doel

Het doel van de “Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW). Het invullen van KRW maatlatten”, is het opstellen van een advies voor het ontwikkelen van een stelsel van maatlatten dat KRW bestendig is, waarvan een pragmatische invulling op korte termijn gerealiseerd kan worden en dat op lange termijn duurzaam is. Het stelsel van maatlatten moet gebaseerd zijn op verschillende organismegroepen (kwaliteitselementen), op afstandsmaten die de afstand ten opzichte van de referentie weergeven, op een methodiek die sturende factoren en andere ecosysteemkenmerken (tesamen waterkwaliteitselementen) beoordeelt en die rekentechnisch valide in elkaar steekt.

Deze definitiestudie brengt een aantal onderdelen van het stelsel van maatlatten in beeld en biedt verschillende richtingen waaruit bij de daadwerkelijke ontwikkeling geput kan worden. Met andere woorden, er is een hoofdpad met hier en daar alternatieve routes uitgestippeld.

1.4 Leeswijzer

In de inleiding (hoofdstuk 1) is op hoofdlijnen stilgestaan bij het beoordelen en de oorzaakanalyse en is het doel van deze studie neergezet. Dan volgt hoofdstuk 2 waarin de uitgangspunten, zoals die door de Europese Commissie zijn geformuleerd in de KaderRichtlijn Water, kort zijn samengevat. Ook zijn enkele belangrijke aandachtspunten, die door de verschillende implementatie commissies (de zogeheten Common Implementation Strategy groups (CIS)) zijn ontwikkeld, benoemd. De doelen en randvoorwaarden benoemd in de Kaderrichtlijn Water komen aan bod. Hieruit volgen begrenzingen en beperkingen die opgelegd worden aan het stelsel van te ontwikkelen maatlatten.

De twee volgende hoofdstukken gaan uitvoerig in op de ecologische uitgangspunten en de achtergronden van het beoordelen en de oorzaakanalyse. Hoofdstuk 3 behandelt de ecologische achtergronden. Bestaande ecologische inzichten, de begrippen schaal en hiërarchie en de stroomgebiedbenadering worden in een kader gezet dat als basis voor maatlatten kan gaan dienen. Hoofdstuk 4 gaat dieper in op de historische ontwikkelingen van beoordelingssystemen, internationaal en nationaal. Uit de talloze beoordelingssystemen worden conclusies voor de toekomst getrokken. In hoofdstuk 5 wordt de gewenste maatlatontwikkeling geschetst. De nieuwe maatlatten zijn gebaseerd op de ontrafelingsgedachte; het principe waarbij de gedachtegang en het oordeel van de ecooloog in meetbare eenheden wordt ontrafeld. De bouwstenen van de maatlat, in termen van kwaliteitselementen (sturende factoren en procesparameters), verstoring, KRW organismegroepen en indicatoren (beide biologische kwaliteitselementen) worden toegelicht. Ook wordt dieper ingegaan op de verstoringgradiënten die tenslotte gekwalificeerd moeten gaan worden. Een maatlat kan niet zonder rekenkundige maat en moet verdeeld worden in klassen. Vervolgens moet de maatlat worden gecalibreerd en gevalideerd. Tenslotte komt de maatlatvereenvoudiging en presentatie aan de orde. Hoofdstuk 6 staat stil bij de implementatie en kwaliteit. Een toekomstige maatlat met een wettelijke basis en gevolgen kan niet functioneren zonder gedegen kwaliteitsborging.

In hoofdstuk 7 wordt een aantal activiteiten benoemd die nodig zijn voor de ontwikkeling van KRW maatlatten. Aan de hand van een checklijst en een plan van aanpak kan de maatlatontwikkeling op korte termijn gestart worden. Tot slot wordt stilgestaan bij de ontwikkelingen op lange termijn.

2 Uitgangspunten (naar Europese Commissie, 2000)

2.1 Inleiding

Het beoordelen betekent in letterlijke zin het geven van een oordeel over. In KRW context betekent beoordelen; het aan een waterlichaam toekennen van een ecologische kwaliteitsklasse. Oorzaakanalyse houdt in het vaststellen van wat er aan de hand is en het aanwijzen van de oorzaak (diagnose) van afwijking van de referentietoestand. Met oorzaakanalyse wordt een link gelegd naar de pressoren.

De basis voor beoordelen en oorzaakanalyse ligt in de monitoring. Monitoring is noodzakelijk om een samenhangend en samenvattend inzicht te verkrijgen in de status van de oppervlaktewateren in een stroomgebied. De KRW onderscheidt drie typen van monitoring:

- √ surveillance monitoring (toestand- en trendmonitoring); omvat (KRW Annex V) de parameters indicatief voor:
 - ❖ **alle** biologische kwaliteitselementen
 - ❖ de hydromorfologische kwaliteitselementen
 - ❖ de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen
 - ❖ prioritare verontreinigende stoffen die in significante hoeveelheden geloosd worden
 - ❖ andere verontreinigende stoffen die in significante hoeveelheden geloosd worden
- √ operational monitoring (operationele monitoring)
- √ investigative monitoring (monitoring voor nader onderzoek)

In deze studie richten we ons op de toestand- en trendmonitoring van de biologische en hydromorfologische kwaliteitselementen. Door de maatlatontwikkeling te richten op de toestand- en trendmonitoring worden maatlatten verkregen voor alle biologische kwaliteitselementen. Hiermee komen dus ook maatlatten voor het meest gevoelige kwaliteitselement beschikbaar waarvoor operationele monitoring kan worden uitgevoerd. De fysisch-chemische kwaliteitselementen worden in twee klassen beoordeeld: toereikend en ontoereikend. Op de fysisch-chemische beoordeling wordt in dit rapport niet verder ingegaan.

Bij de KRW maatlatten gaat het om de daadwerkelijke uiting van de respons van de biologische componenten op het milieu. Deze biologische uiting beoordelen vormt het doel van de te ontwikkelen maatlat. Waterlichamen worden beoordeeld aan de hand van de voorkomende kwaliteitselementen, waarbij de biologische elementen prevaleren boven de hydromorfologische en fysisch-chemische. De beide laatste spelen echter wel een rol in het eindoordeel.

De ontwikkeling van maatlatten richt zich op het beoordelen van resultaten die voortvloeien uit de toestand- en trendmonitoring. De te ontwikkelen maatlatten bevatten biologische en hydromorfologische kwaliteitselementen. Oorzaakanalyse (operationele monitoring en monitoring voor nader onderzoek) vraagt om meer specifieke instrumenten.

2.2 Doel en definitie van de KRW maatlat

Het doel van een maatlat voor het beoordelen van de ecologische toestand is om de toestand waarin de kwaliteitselementen in een waterlichaam verkeren te voorzien van een, tussen de lidstaten vergelijkbare, geschaalde en geïntercalibreerde, ecologisch kwaliteitsoordeel. Dit kwaliteitsoordeel wordt uitgedrukt in de kwaliteitscoëfficiënt hetgeen betekent dat de gemeten waarde wordt gedeeld door de referentiewaarde.

Deze ecologische kwaliteitscoëfficiënt (KRW maatlat) dient:

1. te worden opgesteld voor elk oppervlaktewatertype,
2. de verhouding ten opzichte van de referentietoestand weer te geven,
3. gebaseerd te zijn op biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen,
4. uitgedrukt te worden in een getalswaarde tussen 0 en 1,
5. 5 (4 in geval van sterk veranderde en kunstmatige wateren) klassen te bevatten.
6. indien verstoringsfactor specifiek (geen vereist uitgangspunt in de KRW) dan geeft dit richting bij de keuze van eventuele maatregelen

2.3 Randvoorwaarden KRW maatlat

Het beoordelen van oppervlaktewateren kent inmiddels meer dan een eeuw geschiedenis. Toch is er nog steeds geen duidelijke nationale of Europese consistentie en convergentie. Wel zijn vele mogelijkheden verkend, uitgewerkt en toegepast. De onderdelen uit de veelheid aan systemen dienen daarom verkend te worden en getoetst aan de eisen die vanuit de KRW gesteld worden. Die onderdelen die KRW-bestendig blijken en die passen binnen de doelstellingen kunnen in toekomstige KRW maatlatten worden opgenomen of daarvan kan gebruik worden gemaakt tijdens de ontwikkeling.

De KRW (Bijlage V, paragraaf 1.4) geeft in algemene bewoordingen richtlijnen waaraan de te ontwikkelen maatlatten dienen te voldoen in:

- √ Een KRW-maatlat dient uit te gaan van het meten ten opzichte van de referentie; de natuurlijke referentie (ZGET = zeer goede ecologische toestand) of het maximaal ecologisch potentieel (MEP). Beide referenties worden in het deelrapport “Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW). III. Het invullen van referentie-toestanden.” (Nijboer, 2003) nader verkend.
- √ De ecologische toestand dient voor natuurlijke waterlichamen in 5 klassen en voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen in 4 klassen te worden ingedeeld (tabel 2). De klassen dienen aan te sluiten op de woordelijke omschrijving (zie ook Europese commissie, 2000; Nijboer, 2003).

- √ Aan de klassengrenzen wordt een getalswaarde toegekend. De getalswaarde voor de grens tussen de ZGET en GET (= goede ecologische toestand) en de GET en MET (Matige Ecologische Toestand) wordt vastgesteld volgens een voorgeschreven intercalibratiemethode.
- √ De maatlat maakt gebruik van verschillende organismegroepen (biologische kwaliteitselementen), de hydromorfologische en de fysisch-chemische kwaliteitselementen, tezamen de waterkwaliteitselementen genoemd, die per oppervlaktewatercategorie (rivieren, meren, overgangswateren en kust) verschillen (tabel 3) en per oppervlaktewatertype beoordeeld worden.
- √ In de KRW wordt een beperkte woordelijke omschrijving gegeven van de klassengrenzen tussen de Matige (MET) en Ontoereikende (OET) en Slechte Ecologische Toestand (SET) (European Commission, 2000; tabel 1.2, bijlage V, pag. 38).
- √ De KRW vraagt een beoordeling van de effecten van menselijke activiteiten op de toestand van alle relevante kwaliteitselementen van een oppervlaktewater.
- √ Bij toestands- en trendmonitoring (tabel 4 en 5) behoren, naar de KRW tekst, alle parameters die een aanwijzing geven van de toestand van elk relevant kwaliteitselement.

Tabel 2. Klasse-indeling van de kwaliteitselementen

<i>kwalificatie</i>		<i>afwijking tov referentie</i>
zeer goed ('high')	=	geen of zeer gering
goed ('good')	=	gering
matig ('moderate')	=	matig
ontoereikend ('poor')	=	sterk
slecht ('bad')	=	zeer sterk

Tabel 3. De biologische, hydromorfologische, en fysisch-chemische (inclusief specifieke verontreinigende stoffen) kwaliteitselementen die moeten worden gemeten voor de oppervlaktewatercategorieën: rivieren, meren, overgangswateren, kustwateren, en de sterk veranderde en kunstmatige wateren

<i>oppervlaktewatercategorie</i>	<i>rivieren</i>	<i>meren</i>	<i>overgangs-wateren</i>	<i>kustwateren</i>	<i>sterk veranderde en kunstmatige wateren</i>
<i>Kwaliteitselementen</i>					
<i>biologische</i>					
fytoplankton	x	x	x	x	x
macroalgen			x	x	
angiospermen			x	x	
macrofyten en fyto benthos	x	x			
benthische ongewervelde fauna	x	x	x	x	
visfauna	x	x	x		
<i>hydromorfologische</i>					
hydrologisch regime	x	x			
riviercontinuïteit	x				
morfologische omstandigheden	x	x	x	x	
getijdenregime			x	x	
<i>fysisch-chemische</i>					
algemeen	x	x	x	x	x
specifieke synth. stoffen	x	x	x	x	x
specifieke niet-synth. stoffen	x	x	x	x	x

Tabel 4. Monitoringstypen en -eisen naar de Kaderrichtlijn

	Toestand- en trendmonitoring	Operationele monitoring
biologische	alle	1 of meer gevoelige
hydromorfologische	alle	meest gevoelige
fysisch-chemische	alle	-
verontreinigende stoffen	alle geloosde	alle geloosde

Tabel 5. Meetfrequenties* van operationele en fysisch-chemische toestand- en trendmonitoring (KRW bijlage V, 1.3.4, 1^e alinea), tenzij langere tussenpozen op grond van kennis gerechtvaardigd zijn. Voor de biologische en hydromorfologische kwaliteitselementen wordt één keer per periode van toestand- en trendmonitoring (= 6 jaar, KRW bijlage V, 1.3.1, pag. 54) gemeten

oppervlaktewatercategorie	rivieren	meren	overgangs-wateren	kustwateren
<i>Kwaliteitselementen</i>				
<i>biologische</i>				
fytoplankton	6 mnd	6 mnd	6 mnd	6 mnd
andere waterflora	3 jr	3 jr	3 jr	3 jr
benthische ongewervelde fauna	3 jr	3 jr	3 jr	3 jr
visfauna	3 jr	3 jr	3 jr	3 jr
<i>hydromorfologische</i>				
hydrologisch regime	continu	1 mnd		
riviercontinuïteit	6 jr			
morfologische omstandigheden	6 jr	6 jr	6 jr	6 jr
<i>fysisch-chemische</i>				
thermisch	3 mnd	3 mnd	3 mnd	3 mnd
zuurstof	3 mnd	3 mnd	3 mnd	3 mnd
zoutgehalte	3 mnd	3 mnd	3 mnd	
nutriënten	3 mnd	3 mnd	3 mnd	3 mnd
verzuring	3 mnd	3 mnd		
andere verontreinigende stoffen	3 mnd	3 mnd	3 mnd	3 mnd
prioritaire stoffen	1 mnd	1 mnd	1 mnd	1 mnd

• Voor operationele monitoring wordt voor elke parameter de vereiste meetfrequentie vastgesteld met het oog op voldoende gegevens voor een betrouwbare beoordeling van de toestand van het betrokken kwaliteitselement, in beginsel met een frequentie zoals in de tabel vermeld, tenzij op grond van technische kennis etc (bijlage V, 1.3.4, 2e alinea) Bovenstaande tabel is voor t&t monitoring niet en voor operationele monitoring wel in zijn geheel van toepassing! Zie bijlage V, 1.3.4, 1e alinea: voor de fysisch-chemische kwaliteitselementen gelden bij t&t monitoring de frequenties uit de tabel. Voor de biologische en hydromorfologische elementen wordt één keer per periode van t&t monitoring (= 6 jaar, zie bijlage V, 1.3.1, pag. 54 1e zin) gemeten.

2.4 Referentie

2.4.1 Referentie in de KRW

Om het mogelijk te maken aan de toestand van een waterlichaam een klasse of beoordeling toe te kennen is het nodig om:

1. het eindpunt (de referentie) te definiëren:

In het rapport “Definitiestudie Kaderrichtlijn Water (KRW). III. Het invullen van referentietoestanden” (Nijboer, 2003) is nader ingegaan op het vaststellen van de referentietoestand. De Kaderrichtlijn geeft aan dat de typologie een

- hulpmiddel is om zo exact mogelijk type specifieke referentie-omstandigheden te definiëren. De referentie omvat de natuurlijke variatie (§ 2.4.2) voor elk kwaliteitselement binnen een type. De referentie is het ankerpunt van de maatlat.
2. de reikwijdte van de maatlat te bepalen:
De reikwijdte van de maatlat hangt samen met de klassengrenzen. Vooral nog zijn voor de Kaderrichtlijn de klassen 'high', 'good' en 'moderate' van belang en wordt nauwelijks ingegaan op de klassen 'poor' en 'bad'. Hiermee richt de Kaderrichtlijn zich op de drie hoogste klassen en is het onderste gedeelte van de schaal van de maatlat van minder belang. Aangezien de doelstelling van de KRW het behalen van de status "good" is, zijn de klassen beneden de status "moderate" dan ook nauwelijks van belang.
 3. de grenzen tussen de klassen vast te stellen;
Voor de hoogste klasse wordt in de 'REFCOND guidance' (Wallin et al., 2003) aangegeven dat de klasse de natuurlijke variatie die optreedt in de referentietoestand omvat. De grenzen tussen de hierop volgende klassen kunnen rekenkundig of op ecologische argumenten worden bepaald. Vooral de grens tussen "good" en "moderate" is van cruciaal belang aangezien deze voor alle waterlichamen vroeger of later behaald moet gaan worden.

De referentie geeft aan hoe het waterlichaam er ecologisch gezien in haar oorspronkelijke of natuurlijke staat uit moet zien. Een dergelijk beeld omvat een deel of het geheel aan oorspronkelijke flora, fauna en abiotiek en bevat de randvoorwaarden om duurzaam (een ecologisch gezonde situatie) te kunnen voortbestaan. De referentie beschrijft, indien natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige wateren worden samengenomen onder een noemer, de ecologisch optimale toestand van het aquatische ecosysteem. Dit is de toestand waarin geen of minimaal sprake is van menselijke verstoring (buiten de randvoorwaarden voor het behoud van het watertype om) en waarin het ecosysteem stabiel (in een dynamisch evenwicht) is.

Een KRW maatlat wordt gedefinieerd als 'het instrument dat de mate aangeeft waarin de kwaliteitselementen in een waterlichaam overeenkomen met de kwaliteitselementen zoals die eruit zouden zien in een stabiele, ecologisch optimale situatie (de referentietoestand)'.

2.4.2 Natuurlijke variatie in referentietoestanden

In een stabiele, ecologisch optimale (natuurlijke) situatie komt een levensgemeenschap voor die zich heeft aangepast aan de natuurlijke milieu-omstandigheden. Dit noemen we de natuurlijke levensgemeenschap. Een systeem kan dynamisch zijn maar toch stabiel als de levensgemeenschap is aangepast aan deze dynamiek. Een voorbeeld is een regenbeek waarin van nature afvoerfluctuaties optreden. Ieder waterlichaam heeft haar eigen karakteristieke combinatie van soorten, mits het type ecologisch in gezonde staat verkeert. Verslechtering van de omstandigheden leidt tot nivellering en tot het voorkomen van algemene tolerante soorten, die in veel watertypen te vinden zijn. Een water dat net hersteld is en nog in ontwikkeling is, kan al soorten van de 'natuurlijke' levensgemeenschap bevatten maar

zal nog niet die soorten bevatten die duiden op een stabiel systeem. Dit zijn bijvoorbeeld soorten die gedurende een lange periode van hun levenscyclus in het water leven. Stabiliteit is een factor die vertaald in abiotische variabelen betekent dat de omstandigheden gedurende lange tijd weinig dynamisch zijn. In een beek wordt dit geïllustreerd door de bronlibel als indicator, een soort die wel tot 8 jaar als larve van schoon, stromend water afhankelijk is. Natuurlijke milieu-omstandigheden komen niet alleen voor in natuurlijke watertypen maar ook in sterk veranderde en kunstmatige watertypen. Ook in sterk veranderde en kunstmatige wateren treedt stabiliteit op, vergelijk de fluctuaties in afvoer van een regenbeek met een extensief maairegime van een sloot.

Echter naast stabiliteit treedt er in ieder water ook natuurlijke dynamiek op (zie onder andere Moller Pillot 2003). Voor een deel is dergelijke variatie een gevolg van verschillen in de tijd (seizoensfluctuatie, jaarverschillen in klimatologische omstandigheden), voor een deel een gevolg van ruimtelijke verschillen op kleinere schaal en voor een deel zijn het verschillen die voortvloeien uit stochastische biologische processen.

Natuurlijke variatie is inherent aan ecosystemen en vormt onderdeel van een toestandbeschrijving en daarmee ook van de maatlatten.

2.5 Kwaliteitsklassen

In de Kaderrichtlijn zijn de drie hoogste ecologische kwaliteitsklassen van een uitgebreide normatieve definitie voorzien. In deze omschrijvingen is de waarde van iedere kwaliteitsklasse vastgelegd, echter niet getalsmatig. Er is onderscheid gemaakt tussen een algemene definitie die geldig is voor zowel rivieren, meren, overgangswateren en kustwateren en waarin voor de drie hoogste kwaliteitsklassen de algemene ecologische toestand is gedefinieerd en specifieke definities. Voor de laatste zijn per oppervlaktewatercategorie en per kwaliteitselement woordelijk omschreven definities opgenomen (European Commission, 2000 [bijlage V]; Wallin et al., 2002 [Annex C]). Zowel de Kaderrichtlijn als de REFCOND guidance beperken zich tot het definiëren van de drie hoogste kwaliteitsklassen. De klassen 'poor' en 'bad' zijn niet nader omschreven.

In de beoordeling stelt de KRW dat de ecologische status bepaald wordt door de laagste klasse die wordt behaald voor één van de biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen. De KRW stelt dus een slechtste score benadering voor. De ecologische kwaliteitsklassen zijn voorzien van uitgebreide woordelijke omschrijvingen. De classificatie gaat uit van de vergelijking van de waargenomen toestand (bijvoorbeeld in termen van een indexscore) ten opzichte van de referentietoestand. Voor de verschillende biologische elementen zijn de woordelijke (normatieve) omschrijvingen echter verschillend.

Wanneer gewerkt wordt met een index of metric (bijvoorbeeld de compleetheid van de gemeenschap) dan wordt de score op de maatlat (uitgedrukt in termen van de afstand ten opzichte van de referentietoestand) berekend door de waarde van de huidige toestand te delen door waarde van de referentietoestand. De uitkomst is een waarde tussen 0 (beide gemeenschappen zijn volledig verschillend) tot één (beide

gemeenschappen zijn vergelijkbaar). Door vervolgens deze schaal van 0-1 op te delen in vijf stukken worden de kwaliteitsklassen gedefinieerd.

De KRW maatlat moet de woordelijke omschrijving van de richtlijn per oppervlaktewatercategorie en per kwaliteitselement omzetten in een gekwantificeerde maat per KRW watertype en per kwaliteitselement.

2.6 Oorzaakanalyse

De KRW spreekt van “programma’s van maatregelen”, deze zijn bedoeld om die waterlichamen of delen daarvan op het niveau van de goede ecologische status te brengen voor het jaar 2015. Om een geschikt pakket aan maatregelen samen te stellen is een analyse van de oorzaken van verstoring (pressoren) van het grootste belang. De oorzaakanalyse kan volgen uit informatie omtrent:

- √ de pressoren
- √ de biologische kwaliteitselementen
- √ de hydromorfologische kwaliteitselementen
- √ de fysisch-chemische kwaliteitselementen

Om de oorzaakanalyse te ondersteunen zijn daarom in de Kaderrichtlijn operationele en onderzoeksmonitoring opgenomen. Deze typen van monitoring vragen een toegesneden, vaak type- of locatiespecifiek instrumentarium ten behoeve van het benodigde maatwerk.

Daarom wordt de oorzaakanalyse bij voorkeur losgekoppeld van de beoordeling. Een maatlat zou anders meerdere doelen tegelijk moeten dienen en onnodig complex worden. Een maatlat dient allereerst informatie te genereren omtrent de kwaliteitsklasse en een eerste, globale indicatie van de aard van een eventuele verstoring. Daarom dient de maatlat naast een beoordeling van de kwaliteitselementen ook indicatieve informatie ten aanzien van de oorzaken van afwijking van de goede toestand te geven. In dergelijke oorzaakanalyses moeten relaties tussen de kwaliteitselementen en verstoring(en) eenduidig maar globaal en indicatief kunnen worden gelegd. Vaak zal een dergelijke analyse informatie verschaffen over de stuurfactor die is verstoord. De eigenlijke achterliggende oorzaak is meestal type- of locatie-afhankelijk. Als voorbeeld dient een saprobie-index. Deze index verschaft informatie over de verstoring als gevolg van belasting met organisch materiaal (stuurfactor). De oorzaak, het lozingspunt, dient ter plekke te worden opgezocht. Indices zijn talrijk maar meestal ontwikkeld voor beoordeling en niet voor oorzaakanalyse. Toch wordt vaak gesuggereerd dat veel biologische indices (metrics) direct en specifiek te relateren zijn aan pressoren (onder andere Metcalfe-Smith, 1994).

De mogelijkheden om met behulp van biologische kwaliteitselementen oorzaakanalyses te stellen worden in het volgende hoofdstuk uitgewerkt.

De KRW maatlat dient een indicatie van de oorzaak van verstoring aan te kunnen geven.

2.7 Begrenzings en beperkingen

2.7.1 Waterlichaam of watertype

Alhoewel in de KRW een stroomgebiedbenadering wordt voorgestaan en stroomgebiedplannen met daarmee samenhangende maatregelen voorgeschreven worden, is de beoordeling beperkt tot de waterlichamen zelf. Een rivier of meer wordt als één waterlichaam beschouwd. Echter, wanneer verschillende referenties van toepassing blijken, bijvoorbeeld als gevolg van een sterk afwijkende morfologie (diep en ondiep deel van een meer), hydrologie of kwaliteit, kan het watersysteem in verschillende waterlichamen worden onderverdeeld. De definitie van een waterlichaam omvat ook de oeverzone, tenminste voor zover deze de processen in het waterlichaam direct beïnvloedt. Dit aspect is echter vooralsnog alleen onderdeel van de hydromorfologie. Van een daadwerkelijke integrale beoordeling is in de KRW vooralsnog nog in beperkte mate sprake.

Ieder watertype en waarschijnlijk ieder waterlichaam herbergt een eigen levensgemeenschap (onder andere Verdonschot, 1990; van der Hammen, 1992). De Kaderrichtlijn vraagt om het vastleggen van watertype specifieke referentie beschrijvingen waarbij waterlichaam specifieke referenties als complementair worden beschouwd en alleen worden gebruikt indien de variatie binnen het type te groot is om het waterlichaam naar behoren te kunnen beoordelen (European Commission, 2000). De KRW maatlat is watertype afhankelijk. Ieder watertype omvat andere milieu-omstandigheden die voornamelijk bepaald worden door de belangrijkste descriptor en daarmee impliciet randvoorwaarden scheppende milieufactoren (conditionele systeemvoorwaarden) zoals geologie, klimaat en geomorfologie. De inhoud (indicatoren in brede zin) van de maatlat zal dan ook per watertype gaan verschillen. Ook kan voor een zelfde indicator de beoordeling in een ander watertype anders zijn. Een soort die in een bepaald watertype van nature thuishoort kan in een ander watertype een verstoringindicator zijn.

Volgens de Kaderrichtlijn wordt het aantal watertypen bepaald door het aantal typen dat in de ecologisch optimale toestand een eigen kenmerkende en samenhangende levensgemeenschap bevat, dus het aantal referentietypen dat beschreven kan worden. Levensgemeenschappen vormen de begrenzing van de typen, omdat deze het resultaat zijn van de totale combinatie van milieu-omstandigheden, zowel abiotisch als biotisch en hun onderlinge interacties. Wateren die door enigerlei verstoring beïnvloed zijn vormen geen apart watertype, maar zijn een beïnvloedingsstadium behorend bij de kwaliteits- of ontwikkelingsreeks (Verdonschot, 1983) van een bepaald watertype.

Watertypen moeten gedetailleerd worden beschreven om de invulling van referenties mogelijk te maken. Ieder waterlichaam van een referentie voorzien is onhaalbaar en onwerkbaar. Echter de ervaring leert ook dat de aggregatie van alle wateren in Nederland tot circa 25 natuurdoeltypen te grof is om beheersdoelen te meten. Voor het opstellen van aquatische natuurdoeltypen zijn dan ook in totaal 133 onderliggende referentietypen onderscheiden. De KRW typologie is inmiddels op bovenstaande overwegingen uitgewerkt door Elbersen et al. (2003).

De mate van detaillering van de maatlat in of binnen watertypen hangt samen met het onderscheidend vermogen van de respectievelijke referenties en het doel van het te ontwikkelen instrument en daarmee van de beoogde toepassing, hetgeen tussen KRW en regionaal beheer kan verschillen.

2.7.2 Schaal van implementatie

De KRW is een document dat op hoofdlijnen het waterbeheer in de lidstaten van een gelijk kader voorziet. Europese richtlijnen hebben het karakter richtinggevend te zijn en zijn op sommige punten bindend en (financieel) afrekenbaar. Daarbij is ruimte voor lidstaten om dergelijke richtlijnen op eigen wijze te implementeren. Wat Nederland beleidsmatig wil met de KRW is vooralsnog onvoldoende helder. De KRW is een document dat op verschillende manieren gelezen kan worden:

- ✓ als een richtlijn waarbij we het minimaal verplichte doen om naar behoren naar Brussel te kunnen rapporteren,
- ✓ als een richtlijn die we ook nationaal en regionaal implementeren en, op dezelfde leest geschoeid maar verfijnd voor Nederland vergelijkbaar invullen.

Welk van de twee bovengenoemde doelen Nederland verkiest heeft grote gevolgen voor de randvoorwaarden bij en de kosten van de op te stellen maatlatten.

Het advies luidt om de KRW nationaal en regionaal te implementeren. De KRW verschaft een raamwerk dat oplossingen biedt voor de aanpak van problemen op verschillende schalen en tegelijk eenduidigheid verzekert.

2.8 Overige praktische uitgangspunten

De voor de Nederlandse situatie praktische uitgangspunten voor de te ontwikkelen KRW maatlatten zijn, naast de door de KRW zelf gestelde randvoorwaarden ondermeer:

- ✓ Wanneer in dit voorstel gesproken wordt over de KRW brede benadering dan wordt daarmee bedoeld de algehele systematiek die nodig is om een KRW rapportage naar Brussel te kunnen plegen maar om tegelijkertijd ook dezelfde methodiek toe te kunnen passen op nationale en regionale schaal.
- ✓ Iedere organismegroep heeft haar eigen typologie, daarom is de KRW typologie (Elbersen et al., 2003) abiotisch ingestoken en worden organismen aan typen toegedeeld.
- ✓ KRW-watertypen zijn min of meer opgeschaalde eenheden van de subwatertypen beschreven in het Aquatisch Supplement en daarom zijn de subwatertypen ook op eenvoudige wijze naar het betreffende KRW watertype te aggregeren.
- ✓ Voor het optimaal inhoudelijk invullen en het creëren van draagvlak is deskundigen inbreng in (i) workshops en (ii) het verrichten van deelwerkzaamheden noodzakelijk met differentiaties naar organismegroep, naar watertype en naar andere benodigde expertises.
- ✓ Bij het ontwikkelen van maatlatten binnen het KRW-kader komt onmiddellijk het doel in beeld. Enkele essentiële punten van overweging en vragen sluiten aan

- bij de eisen van de KRW zelf, andere wensen en doelen van bijvoorbeeld regionale waterbeheerders worden waar mogelijk als opties open gehouden.
- √ De te ontwikkelen maatlatten moeten, om op tijd te zijn voor de eerste resultatenronde naar Brussel, binnen circa twee jaar gereed zijn. Echter onderzoek om maatlatten op te stellen, zeker als het nieuwe gegevens betreft, voor een x aantal typen, de referenties en voor vijf organismegroepen kan niet in twee jaar worden gerealiseerd. Naarmate van gewenste verfijning, detaillering en kwantificering neemt de inspanning en de daarmee gemoeide hoeveelheid tijd toe. Aan een snelle ontwikkelingsslag wordt in dit stadium van de KRW implementatie niet ontkomen. Echter, de rentabiliteit van deze snelle slag is het hoogst wanneer deze tevens opstap vormt voor een verdiepende slag. Gezien de onvoldoende zeggingskracht van grove beoordelingssystemen voor het monitoren en evalueren van lokale problemen lijkt een zekere mate van gedetailleerdheid vereist.
 - √ Daarom wordt uitgegaan van de ontwikkeling van maatlatten voor de belangrijkste van de 55 KRW watertypen en dient het maatwerk elders plaats te vinden. Maatlatten beperken zich tot bijvoorbeeld het aanduiden van eutrofiëring terwijl bij het maatwerk de kwantificering in stikstof- en fosforhoeveelheden plaatsvindt.
 - √ Bij de ontwikkeling van de maatlatten dient steeds te daaruit voortvloeiende monitoringsinspanning in aard en frequentie te worden meegenomen.
 - √ Bij de ontwikkeling van de maatlatten worden de metrics gespreid over de verschillende (relevante) biologische kwaliteitselementen.

2.9 Ontwikkelen is ongelijk aan toepassen

Het ontwikkelen van maatlatten stelt hoge eisen aan de basisgegevens, aan het proces en aan de producten. De maatlatten dienen wetenschappelijk verantwoord te worden ontwikkeld. In een dergelijke context heeft het verleden geleerd dat basisgegevens van hoge kwaliteit moeten zijn (AQEM Consortium, 2002; Verdonschot, 2002). De kwaliteit van de gegevens dient (i) eenduidig te worden verzameld, (ii) een hoge mate van detail te bevatten en (iii) gewaarborgd te zijn.

De verwerking van de gegevens, het ontwikkelen van maatlatten en de implementatie in gebruiksvriendelijke toepassingen stelt andere maar wat betreft niveau gelijke eisen.

De toepassing dient uiteraard ook aan kwaliteitseisen te voldoen. Echter, dergelijke eisen zijn van een andere aard en niveau. Het toepassen van maatlatten staat in het licht van een hoge mate van kosteneffectiviteit en een praktische, eenvoudige uitvoering. Bij voorkeur zijn de maatlatten toepasbaar voor zowel water- als natuurbeheer. Voordat maatlatten gebruikt gaan dienen ze te worden getoetst.

Een degelijke wetenschappelijke ontwikkeling van maatlatten waarborgt kwaliteit, duurzaamheid en betrouwbaarheid en legt de basis voor een kosteneffectief en gebruiksvriendelijk instrumentarium.

3 Ecologische achtergronden

3.1 Ecologische inzichten

In deze paragraaf zijn enkele belangrijke ontwikkelingen in de aquatische ecologie beschreven. Deze ontwikkelingen staan nog enigszins los van de maatlatontwikkeling. Toch zouden ze in de nabije toekomst een belangrijke versterking van de basis van ecologische beoordelings- en oorzaak-analysesystemen kunnen betekenen.

Hynes (1975) beschreef stromende wateren als onderdeel van het stroomgebied en legde de basis voor de ecosysteembenadering. Hynes zag het oppervlaktewater als integraal onderdeel van het gehele stroomgebied en beschreef de interacties in een stroomgebied.

Het River Continuum Concept (het stromend water als gradiënt), Serial Discontinuity Concept (het stromend water als op natuurlijke wijze regelmatig zich abrupt wijzigende gradiënt), Nutrient Spiralling Concept (de spiraalvormige “kringloop” van voedingsstoffen in een stromend water) en Flood Pulse Concept (de regulerende werking van piekafvoeren oftewel het systeem steeds een stukje terug zetten van het systeem) (tabel 6) behandelen allen het effect van de hydrologie op het functioneren van waterlichamen en hun directe omgeving, dat wil zeggen, de longitudinale en laterale interacties als geheel.

Tabel 6. Een aantal karakteristieken van enkele belangrijke ecologische concepten

<i>Ecologisch concept</i>	<i>Kernthema</i>	<i>Richting</i>	<i>Ruimtelijke schaal</i>	<i>Kwaliteits-element</i>	<i>Referentie</i>
River Continuum Concept	longitudinale gradiënt	longitudinaal, lateraal	beek, beekdal	hydromorfologische	Vannote et al., 1980
Serial Discontinuity Concept	discontinuïteit door menselijke ingrijpen	longitudinaal	beek	hydromorfologische	Ward & Stanford, 1983b
Nutrient Spiralling Concept	longitudinale nutriënten kringloop	longitudinaal, lateraal	beek, beekdal	fysisch-chemische	Wallace et al., 1977
Flood Pulse Concept	laterale uitwisseling van stoffen	lateraal, temporeel	beekdal benedenloop	hydromorfologische	Junk et al, 1989
Vierdimensionale aard van stromende systemen	longitudinale, laterale en verticale uitwisseling	conceptueel, vier dimensies	stroomgebied	schaal, hiërarchie	Ward, 1989
5-S-model	ordering van milieufactoren en hun interacties	conceptueel,	stroomgebied	alle	Verdonschot et al., 1998

<i>Ecologisch concept</i>	<i>Kernthema</i>	<i>Richting</i>	<i>Ruimtelijke schaal</i>	<i>Kwaliteits-element</i>	<i>Referentie</i>
Dynamic Equilibrium Model	dynamisch evenwicht in het systeem	conceptueel, temporeel	onafhankelijk	Soorten	Huston, 1979
Intermediate Disturbance Hypothesis	geen evenwicht, maximaliseert diversiteit	conceptueel, temporeel	onafhankelijk	biologische	Ward & Stanford, 1983a
Habitat Template Concept	r, K, A selectie in ruimte en tijd	op locaties	water-lichaam	biologische, hydromorfologische	Southwood, 1977
Patch Dynamics Concept	competitie tov verstoring	op locaties	water-lichaam	biologische, hydromorfologische	Townsend, 1989

De vier genoemde concepten die het functioneren van stromende wateren beschrijven gaan alle uit van een min of meer graduele verschuiving in soortsaanstelling langs de longitudinale gradiënt. Gradiënten komen ook in stilstaande wateren voor. Wateren die ruimtelijk gescheiden zijn maar kleine verschillen vertonen, kunnen tezamen ook een gradiënt weergeven. Om in het algemeen met gradiënten om te gaan is het praktisch de wateren te verdelen in ecologische typen. Door het onderscheiden van ecologische typen ontstaan eenheden die (1) herkenbaar zijn maar die tegelijk (2) geen harde grenzen behoeven te hebben, en waarbij (3) elke eenheid een zekere biotische en abiotische variatie kan bevatten. Indien overigens in (reeksen van) wateren discontinuïteiten voorkomen dan zijn deze meestal het gevolg van 'natuurlijke' grenzen tussen typen.

Ward (1989) introduceerde het concept van de vierdimensionale aard van waterecosystemen met een longitudinale (lengterichting), laterale (dwarsrichting), verticale en temporele component. In een stroomgebiedbenadering moeten deze vier dimensies of richtingen worden gevolgd en beschreven in termen van ecologische interacties.

De meeste interacties langs de *longitudinale* of lengte-as hebben te maken met verbanden tussen boven- en benedenstroomse trajecten. De longitudinale component speelt daarom ook vooral in stromende wateren. Stromende wateren kunnen gezien worden als series van aaneengesloten zones (Hawkes, 1975; Illies & Botosaneanu, 1963) of als een continuüm (Wallace et al., 1977; Vannote et al., 1980). In beide benaderingen hebben bovenstroomse activiteiten invloed op benedenstroomse toestanden. Maar ook omgekeerd hebben benedenstroomse activiteiten effect op bovenstroomse delen, zoals benedenstroomse normalisatie effect heeft op de afvoer- en erosiepatronen bovenstrooms (Schumm, 1977).

De *laterale* component of dwarsas (Naiman & Décamps, 1990; Petersen et al., 1987) omvat bijvoorbeeld de naast een stromend water aanwezige al dan niet geïsoleerde stilstaande wateren, de oeverzone, de overstromingsvlakte en de droge delen van het stroomgebied. Het omvat bijvoorbeeld ook de oppervlakkige afstroming naar waterlichamen en de transport van materie door de wind.

Grondwaterstromig is het sturende mechanisme in de *verticale* component (Brunke & Gonser, 1997). Een van de gevolgen hiervan is de hyporheïsche gemeenschap

(Stanford & Ward, 1988): de gemeenschap die leeft in de poriën van de onderwaterbodem. De verticale component omvat verder de uitwisseling tussen water en lucht, zoals evaporatie en depositie van stoffen (bijvoorbeeld Kristensen & Hansen, 1994) en het terrestrische stadium van insecten. De processen en interacties die samenhangen met de verticale component spelen in stilstaande en stromende wateren een rol.

De *temporele* of tijdscomponent, bijvoorbeeld de levenscyclus van een organisme, het proces van meandering (Boon, 1992) en de habitatdynamiek (Townsend, 1989) wordt nog te vaak verwaarloosd. Temporele cycli over perioden van 3-10 jaar zijn in de biologie echter veel voorkomend. Verder is ook de historische ontwikkeling onderdeel van de temporele component (Kondolf & Larson, 1995). Monitoring en evaluatie dienen met deze tijdscomponent rekening te houden.

De vier-dimensionale benadering van ecosystemen kadert in algemene termen alle interacties en het functioneren van wateren als een geïntegreerd onderdeel van het gehele stroomgebied. Het vormt daarom een belangrijk gedachtengoed voor integraal waterbeheer (tabel 6).

Om de juiste keuzes in het ecologisch water- en stroomgebiedsbeheer te kunnen maken moeten het functioneren van het systeem en de interacties tussen de sturende factoren worden begrepen. Alle beschouwingen van concepten, schaal en hiërarchie geven een conceptuele basis voor 'stroomgebiedecologie'. Stroomgebiedecologie wordt gedefinieerd als aquatische ecologie ingepast in een landschappelijk ecologisch raamwerk. Om 'stroomgebiedecologie' in het waterbeheer te implementeren is onder andere het 5-S-model geformuleerd. Dit model geeft richtlijnen voor beoordeling en beheer (Verdonschot *et al.*, 1998 (beken); Verdonschot *et al.*, 2000 (sloten)). De 5 belangrijkste componenten zijn hierna kort beschreven:

Systeemvoorwaarden bestaan uit de structuren en processen in klimaat (temperatuur, neerslag), geologie en geomorfologie (verval en bodemsamenstelling) en stellen de randvoorwaarden voor het functioneren van stromend waterecosystemen op een hoog hiërarchisch niveau in zowel ruimte (het stroomgebied) als tijd (circa 100 jaar). In het algemeen kunnen systeemomstandigheden niet door beheer worden veranderd.

Stroming bestaat uit de hydrologische processen van het stroomgebied en de hydraulische processen in het water en het habitat (Henry & Amoros, 1995). De drie belangrijkste richtingen waarin het water stroomt zijn (1) van de grenzen van het stroomgebied naar het waterlichaam (lateraal), (2) van de top van het stroomgebied naar de 'monding' of uitstroom (longitudinaal) en (3) de grondwaterstroming, precipitatie en evaporatie in verticale richting.

Structuren refereren aan de morfologische kenmerken van de bodem, bedding en oever, alsook de daarin aanwezige substraatpatronen. Op hoger niveau zijn bijvoorbeeld onderdelen in een stroomgebied zoals afgesloten meanders, afzettingen en andere morfologische kenmerken van een beekdal ook onderdeel van de component Structuren.

Tot de *Stoffen* behoren de processen die van belang zijn voor de opgeloste componenten zoals nutriënten, organische stof, zuurstof, ionen en contaminanten. In het stroomgebied kunnen stofgehalten van nature veranderen. Zo nemen de hoeveelheden opgeloste stoffen vanaf de grens van een stroomgebied van een beek naar de monding toe.

Systeemvoorwaarden, *Stroming*, *Structuren* en *Stoffen* vormen tezamen een groep van sturende factoren die direct het functioneren van levensgemeenschappen in wateren bepalen. De volgorde van belang of het effect is watertype afhankelijk.

Soorten zijn het gevolg (de respons) van alle hierboven genoemde sturende factoren.

Tot de soorten behoren alle taxonomische en niet-taxonomische eenheden en biotische processen zoals productie, respiratie enz. *Soorten* en hun levensgemeenschappen zijn het uiteindelijke doel van ecologisch waterbeheer in KRW termen.

De vijf componenten interacteren op verschillende hiërarchische schalen en met verschillende intensiteiten. *Structuren* bijvoorbeeld, kunnen door *Stroming* worden beïnvloed, maar kunnen zelf de component *Stroming* weer beïnvloeden. *Soorten* kunnen zich aanpassen aan *Stroming* en op hetzelfde moment (bijvoorbeeld bomen) de *Stroming* en *Structuren* beïnvloeden. Ondanks een dominant hiërarchisch effect, is er altijd een terugkoppeling aanwezig. Kennis omtrent de hiërarchie van factoren en processen in ruimte en tijd geven ons de mogelijkheid om de mate en richting af te leiden waarin mogelijke veranderingen die plaats kunnen vinden als gevolg van menselijk handelen (Naiman et al., 1992). Dergelijke veranderingen kunnen zowel verstoring als herstel betreffen (Niemi et al., 1990). Menselijke verstoring kan worden gezien als een zesde 'S': de 'S' van *Sturing*. *Sturing* is niet apart benoemd in het 5-S-model, maar is onderdeel van alle vijf hoofdfactoren. De verstoring en het herstel van wateren kan in een negatieve of positieve richting worden gestuurd.

Voor ecologische beoordeling is het herkennen en waarderen van de belangrijkste sturende factoren in ecosystemen essentieel. Het 5-S-model biedt hiervoor een kader. Het 5-S-model kadert alle ecosysteemkenmerken en hun interacties als een geïntegreerd geheel in het stroomgebied. Het vormt daarom een belangrijk fundament voor integraal waterbeheer (tabel 6).

De beide habitat gerelateerde concepten ('habitat template' concept en het 'patch dynamics' concept) behandelen de soorten en hun biotische en abiotische interacties op habitatniveau. Beide houden rekening met een belangrijk aspect van de soorten zelf (de diversiteit) en kunnen bij een praktische invulling het beheer ondersteunen.

Er is een overeenkomst tussen zowel 'patch dynamics' en biodiversiteit als tussen de overlevingsstrategieën (K-selectieve, r-selectieve en A-selectieve taxa) zoals benoemd in het Habitat Template Concept en biodiversiteit. De biodiversiteit hangt in beide benaderingen af van de relatie tussen temporele en ruimtelijke variabiliteit. Daarnaast kunnen deze concepten waarschijnlijk ook op hogere schalen worden gebruikt, bijvoorbeeld op landschapsniveau. Dit is echter nog niet nader onderzocht.

In het algemeen hebben alle in tabel 6 opgenomen concepten effect op verschillende schalen of kunnen op verschillende schalen worden toegepast.

De koppeling van ecologische concepten aan ecologische beoordeling ontbreekt vooralsnog. Het lijkt erop alsof theoretische en toegepaste aquatische ecologie naast elkaar zijn ontwikkeld. De ecologische beoordeling, met name de inrichting van monitoringsprogramma's, zou echter voordeel van een beter gebruik van ecologische inzichten kunnen hebben. De ontwikkeling van KRW maatlaten biedt hiervoor kansen.

Ecologische inzichten en concepten kunnen in belangrijke mate bijdragen aan het optimaliseren van KRW monitoringsprogramma's. Bij de ontwikkeling van maatlatten kunnen dergelijke aspecten meegenomen worden.

3.2 Schaal en hiërarchie

Grote stroomgebieden bestaan uit al dan niet vertakte rivieren en de aanwezige (begeleidende) stilstaande wateren. Grote stroomgebieden zijn op te delen in deelstroomgebieden. Rivieren bestaan uit verschillende delen, zoals boven-, midden- en benedenlopen; elk deel bestaat potentieel uit snelstromende gedeelten, poelen en andere habitats, die elk ruimte bieden aan verschillende micro-habitats (Frissel et al., 1986; Sedell et al., 1990). Hetzelfde geldt voor de in het stroomgebied aanwezige stilstaande wateren. Ook plassen en meren bestaan vaak uit littorale en diepe zones en bevatten allerlei habitats en microhabitats. Het grote aantal processen dat tezamen een watersysteem vormt bestaat uit een hiërarchisch netwerk (Allan & Starr, 1982; Frissel et al., 1986). Het hiërarchie concept voorziet in een netwerk voor beschrijvingen van componenten van een ecosysteem en hun relaties (O'Neil et al., 1986; Jensen et al., 1996):

1. Elke component van een water is zowel geheel als onderdeel op hetzelfde moment (de 'whole/part duality').
2. Patronen, processen en hun interacties kunnen worden gedefinieerd op meerdere ruimtelijke en temporele schalen (Levin, 1992) en zijn verweven (Hutchinson, 1953).
3. De relatie tussen ecologische processen (en de patronen die zij creëren) veranderen per niveau in ruimtelijke schaal (Turner, 1990).

Niveaus van ecosysteem-organisatie op grovere schaal zijn bindend voor de range van ecologische eigenschappen die op fijnere schaal duidelijk worden (Allan et al., 1984). Tegelijkertijd beïnvloeden fijnere schalen, zij het in geringere mate, de grovere schalen (bijvoorbeeld 'top down' en 'bottom up' gecontroleerde voedselnetwerken; 'feedback loops', Constanza et al., 1993). Geen enkele schaal van ecologische organisatie is op zichzelf toereikend voor alle doelen in het waterbeheer. Dit is belangrijk omdat vaak slechts informatie op één of een beperkt aantal schalen wordt verzameld. De definitie van een schaal en daarmee de positie in de ecologische hiërarchie (component patronen en processen) wordt altijd bepaald door de doelen van een studie.

Het implementeren van de hiërarchische benadering in de beschrijving van waterecosystemen houdt expliciet in dat de geschaalde relaties tussen patronen moeten worden gekarakteriseerd, evenals de ecologische factoren (processen) die deze patronen bepalen, de ruimtelijke en temporele grenzen van elk en de ordening waarop zij zijn gegroepeerd.

De meeste beoordelingen richten zich op patronen in waterecosystemen en zijn gefixeerd op één ruimtelijk schaalniveau. Toekomstige ecologische beoordeling zou moeten worden uitgevoerd op meerdere ruimtelijke en temporele schalen (om rekening te kunnen houden met de systeemdynamiek), afhankelijk van het soort (beleids)vragen of -doelen die gesteld worden. Voor Nederland spelen de Europese, nationale en regionale schaal een belangrijke rol. Ecologische gegevens voor het

uitvoeren van een beoordeling moeten worden bij voorkeur verzameld op een niveau lager dan het niveau waarop de vraag wordt gesteld.

Concluderend kan gesteld worden dat ecologische beoordeling op meerdere niveaus, tegelijk (i) stroomgebiedbeheer mogelijk maakt en (ii) beheerstrategieën in een passende context plaatst. In 'top-down' waterbeheer, ondersteunt nationale of provinciale beoordeling de ontwikkeling van beheersplannen, terwijl lokale beoordeling het resultaat van deze plannen evalueert. 'Bottom-up' waterbeheer houdt in dat lokale beheerders op fijne schaal wateren beheren en instrumenten hanteren om de dagelijkse praktijk van het beheer (op de vierkante meter) te realiseren. Het in een hiërarchie plaatsen van watertypen bepaalt het raamwerk voor lokaal, regionaal en (inter)nationaal stroomgebiedbeheer. Met hiërarchie worden hier geen dominantie-verhoudingen bedoeld maar wordt een samenhang bedoeld waarin de mogelijkheden voor aggregatie en splitsing zijn opgenomen. Een ecologische beoordeling incorporeert zowel een 'bottom-up' als een 'top-down' benadering.

Om maatlatten niet eindeloos te schalen en alle taken te laten vervullen van beoordelen tot oorzaakanalyse wordt onderscheid gemaakt tussen beoordelen en oorzaakanalyse. Hierbij worden maatlatten voor beoordeling voorgesteld voor de grovere schalen met daaraan gekoppeld generieke oorzaakanalyse. Terwijl voor de fijnere schalen gedacht wordt aan maatwerk, hetgeen instrumenten behoeft die in detail voor de locatie scherpe oorzaakanalyses leveren.

Omdat de KRW implementatie zich uitstrekt over de Europese tot en met lokale schaal wordt onderscheid gemaakt tussen maatlatten voor de grovere schaal en met een generiek oorzaak vaststellend karakter naast het maatwerk voor de fijnere schaal en met een gedetailleerde oorzaakindicatie. Het maatwerk vereist geen maatlat maar een beslissingsondersteunend beheersinstrumentarium. Om pragmatische redenen wordt voor de maatlatontwikkeling aangesloten bij het niveau van de typologie dus 50 zoetwater- en 5 zoutwatertypen.

3.3 Stroomgebiedbenadering

Het gezamenlijk beheer van land en water binnen een stroomgebied met als doel de integriteit van een water te behouden, is een reactie op de toenemende verslechtering van de kwaliteit van wateren (Allan et al., 1997). Veel van de gedachtengang achter het stroomgebiedbeheer komt van het idee dat een stroomgebied een duidelijk omliggende hydrologische eenheid is: de stroomgebiedbenadering (Hynes, 1975). Stroomgebieden zijn hiërarchisch georganiseerd (Frissel et al., 1986). Er is echter weinig kennis over het relatieve belang van lokale, regionale en supra-regionale factoren. Bepaalde processen lijken voornamelijk op lokale schaal te worden gecontroleerd, terwijl andere afhankelijk zijn van factoren die over veel grotere gebieden spelen. Als voorbeeld, onderzoek naar bufferzones liet zien dat zones van oevervegetatie belangrijk zijn voor stromende wateren en dat deze de invloed bufferen van menselijk handelen in het stroomgebied (Osborne & Kovacic, 1993). Landgebruik wordt dus relatief minder belangrijk dan het landgebruik in de oeverzone (Allan et al., 1997). Aan de andere kant concludeerde Roth et al. (1996) en Allan et al. (1997) dat terwijl lokale omstandigheden en omstandigheden in de

oeverzone van belang zijn, regionale landschapomstandigheden nog belangrijker kunnen zijn. De beoordeling die zij gebruikten bevatte verschillende maten met een aantal verschillende parameters. Meervoudige regressie gaf het belang aan van het regionale landgebruik. Lokale meetgegevens gaven extra onafhankelijke informatie. Stroomgebiedbenaderingen zijn vaak toegespitst op de ruimtelijke schaal, die geanalyseerd en gepresenteerd dient te worden met Geografische Informatie systemen (GIS) en 'Image Processing' (IP). Een classificatie van geografische gebieden met vergelijkbare systeemomstandigheden (ecoregio's), aangevuld met kennis omtrent alle relevante sleutelfactoren in de stroomgebieden, ondersteunen deze technieken.

De temporele schaal, met name het krachten spel in het systeem, is van wezenlijk belang. Statistische technieken ondersteunen trendanalyses van dynamische kenmerken zoals fluctuatie in stroming, seizoensvariatie en erosie-sedimentatie krachten. Een voorbeeld dat de ecologische stroomgebiedbenadering combineert met een ecologische typologie, wordt gepresenteerd voor een aantal Nederlandse brongebieden door Verdonschot (1996).

Vooralsnog wordt voor de KRW geen beoordelingssysteem voorzien dat een beoordeling van het stroomgebied omvat.

3.4 Aggregatie

Wordt een deelstroomgebied (een polder of het stroomgebied van een zijbeek) als geheel beoordeeld dan is het nodig om de informatie (kwaliteitsbeoordelingen) van de individuele waterlichamen samen te vatten in één oordeel. Clustering van waterlichamen zal moeten gebeuren op basis van de KRW typologie, eventueel aangevuld met karakteristieken van de aanwezige waterlichamen (zoals mineralengehalten, droogvalling en/of beschaduwing). Ieder (deel)stroomgebied zal hiervoor moeten worden geschematiseerd en geclassificeerd. De wijze van aggregeren hangt samen met de gekozen dichtheid in de monitoring. Een ecologische beoordeling is altijd locatie gebonden (lees waterlichaam) en gebaseerd op het habitat of de standplaats van individuen van de respectievelijke organismegroepen.

De verbanden tussen enerzijds het abiotisch milieu in termen van hydrologie, structuren en stoffen en anderzijds aquatische planten en dieren in watersystemen verlopen via verschillende factoren die werken op verschillende niveaus (tabel 7). Op habitatniveau in beken wordt bijvoorbeeld de relatie tussen de planten en macrofauna en de habitatvormende processen (breedte en diepte, stroomsnelheid en waterbeweging, aard en samenstelling van het substraat en voedsel) in onderlinge interactie bepaald. Op regionale schaal aggregeren de respectievelijke factoren watertype, gemiddelde stroomsnelheid en bodemtype de habitatvormende processen (Verdonschot 1990b). Deze kennis dient verder te worden ontwikkeld om de doorkoppeling ten behoeve van aggregatie te realiseren. Het herkennen van schaalverschillen, het identificeren van de daadwerkelijk relevante en representatieve parameters op ieder niveau en het koppelen van niveaus is nodig om een wetenschappelijk verantwoorde geaggregeerde beoordeling uit te kunnen voeren. Iets vergelijkbaars geldt voor de aggregatie van informatie verzameld in de tijd. Bij een hoge

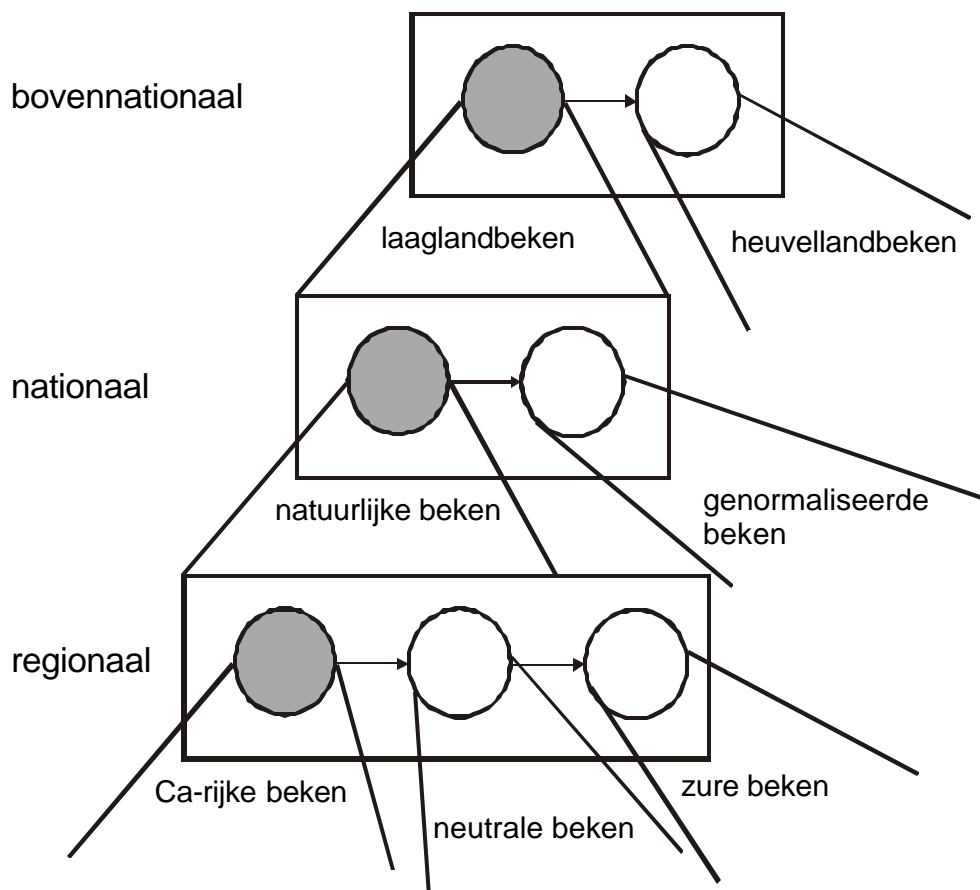
meet- en beoordelingsfrequentie op fijne schaal dient voor de grove schaal vaak ook de tijd te worden samengevoegd. Voor temporele aggregatie zijn criteria nodig om verschillende beoordelingen te wegen en aggregeren naar een overall oordeel.

Wetenschappelijk verdient het aanbeveling om allereerst systemen op het laagste niveau te definiëren: het habitatniveau (figuur 1). Deze kunnen worden geaggregeerd naar hogere niveaus: een 'bottom up' benadering. Systemen gebaseerd op het habitatniveau zijn de basis voor methoden ten behoeve van het lokale beheer. Door middel van aggregatie kunnen hieruit weer methoden voor regionaal en nationaal beleid/beheer worden afgeleid. Het hogere niveau aggregeert de 'habitat'systemen voor bepaalde delen van wateren (ondiepe delen van meren, beekbovenlopen), voor gehele meren, beken of rivieren en zelfs voor gehele stroomgebiedstypen. Een type op een hoger niveau kan worden gezien als een venster waardoor de systemen op lagere niveaus nog steeds zichtbaar zijn. Systemen zijn aan elkaar gerelateerd als een 'hiërarchisch' geordende gegroepeerde keten. De consequentie is dat dominante taxa differentiëren op grove schaal, terwijl zeldzame taxa deze functie op een lager niveau hebben.

Tabel 7. Voorbeeld van ruimtelijke schaling van grof naar fijn tussen kolom 2 en 3 en van boven naar beneden

<i>schaal</i>	<i>component</i>	<i>factorcomplex</i>
hoofdstroomgebied	klimaat	neerslag temperatuur
	geologie	morfologie bodem
stroomgebied	grondwater	kwel infiltratie
	oppervlaktewaterhydrologie	afvoer
	tracé	sinuositeit
	bedding macro-ionen	dimensies calcium
beektraject	hydraulica	stroomsnelheid stroomrichting
	substraten	mineraal organisch
	stoffen	zuurstof organisch materiaal nutriënten
habitat	flora	waterplanten
	fauna	algen macrofauna vissen

Om de toekomstige ecologische beoordelingen te integreren over organismegroepen en over schalen is een raamwerk nodig waarin schalen, hiërarchie, ecosysteemkenmerken van het stroomgebied en de biologische structuren en het functioneren zijn geïntegreerd: een integrale ecologische stroomgebiedbenadering. Vooralsnog laat de KRW het stroomgebied uit haar maatlatten.



Figuur 1. Voorbeeld van schalen in watertypen waarvoor beoordelingssystemen ontwikkeld kunnen worden

3.5 Ecosysteem functioneren en procesparameters

Veel hypothesen over het functioneren van oppervlaktewateren vinden hun oorsprong in het vergelijken van verschillende toestanden van een watertype, de dynamiek daarin en aanvullende ecologische kennis van voorkomende belangrijke (indicator)soorten. Veel beoordelingssystemen zijn tenslotte voortgekomen uit de vergelijking van verschillende toestanden van een water langs een verstoringsgradiënt. Systeemeigen reguleringsmechanismen zoals zelfregulatie en terugkoppeling zijn veel minder bekend en nooit in de beoordeling gebruikt. Toch zijn dergelijke mechanismen van groot belang voor een juiste beoordeling. Neem een water dat als gevolg van een menselijke activiteit onder druk komt te staan. Bij een toenemende druk is een achteruitgang van het systeem te verwachten. Echter of daadwerkelijk achteruitgang optreedt is sterk afhankelijk van de mate van druk enerzijds en de opvangcapaciteit ('resilience') en/of weerstand ('resistance') van het systeem anderzijds. Een voorbeeld zijn de snelstromende heuvellandbeken. De mate van organische belasting lijkt minder effect te creëren dan eenzelfde belasting in langzaam stromende beken. Dit komt doordat veel stromingsminnende soorten niet

zozeer afhankelijk zijn van het organisch materiaal maar sterk afhankelijk zijn van de hoeveelheid zuurstof. Ondanks een zekere mate van organische belasting zal de zuurstofhuishouding in een snel stromende beek langer stand houden en minder effect op de organismen hebben. Ecosystemen verschillen onderling in opvangcapaciteit en weerstand tegen veranderingen in bepaalde factoren. Verder is de opvangcapaciteit en weerstand ook factorafhankelijk. Dit betekent dat de respons en daarmee de indicatoren voor respons niet zomaar van het ene systeem op het andere overgedragen kunnen worden. Daarnaast zijn bepaalde pressoren van veel grotere invloed op bepaalde systemen dan andere.

Een geheel andere categorie van kenmerken die het ecosysteem functioneren weergeeft zijn de ecologische procesparameters. Processen worden gekenmerkt door de factor tijd. In de beoordeling zullen continue metingen of intensieve temporele meetreeksen schaars zijn. Het meten van processen is dan ook veel duurder dan het beschrijven van structuurkenmerken die het resultaat van processen weergeven. Het is daarom van belang dat bij de keuze van indicatoren in de maatlat, die indicatoren opgenomen worden die indicatief zijn voor de belangrijkste processen of functies van het ecosysteem. Vaak is de kennis omtrent dit type indicatoren nog beperkt. Dergelijke indicatoren vormen in ieder geval onderdeel van de in de vorige paragraaf benoemde categorieën energiebronnen en biotische interacties.

Een ecosysteembeoordeling kan compleet genoemd worden indien alle belangrijke ecosysteemkenmerken ('drivers') worden meegenomen in de maatlat. Een ecosysteemoorzaakanalyse kan gevoelig genoemd worden indien van alle belangrijke ecosysteemkenmerken een (semi)kwantitatieve aanduiding geven kan worden.

Een beoordeling zoomt daarom niet in op één kenmerk maar gebruikt alle kenmerken van het ecosysteem. Een oorzaakanalyse zou op basis van het resultaat van de beoordeling nader kunnen inzoomen op een of enkele kenmerken. Dit vraagt om een beoordelingssysteem waarin die maten zijn opgenomen die al relevante kenmerken van een waterlichaam omvatten. Dit biedt de basis voor een totaalbeoordeling en tegelijkertijd de opening om vervolgens pressoren beter te kunnen detecteren.

Tot de ecosysteemkenmerken in een beoordeling behoren indicatoren voor belangrijke stuurfactoren en processen in het ecosysteem.

4 Ontwikkelingen in beoordelingssystemen

4.1 Inleiding

Internationaal en nationaal zijn in de loop der jaren een groot aantal beoordelingssystemen ontwikkeld. De beoordelingssystemen die in de internationale literatuur voorkomen zijn gegroepeerd en worden in paragraaf 4.2 besproken. Deze beoordelingssystemen kunnen waardevolle informatie verschaffen ten aanzien van gebruikte methodieken.

Specifiek zijn voor Nederland nationaal en regionaal eveneens een groot aantal beoordelingssystemen ontwikkeld. Vanuit het Nederlands perspectief en ten behoeve van de nationale discussie is hier expliciet in paragraaf 4.2.9 in meer detail op ingegaan. Het komt daarom voor dat Nederlandse systemen zowel internationaal als meer in het bijzonder nationaal besproken worden. In bijlage 1 is een overzicht opgenomen van de beoordelingssystemen die in Nederland in de loop van de tijd ontwikkeld zijn voor aquatische flora en fauna. In de volgende paragrafen zijn deze systemen geëvalueerd in het licht van de KRW eisen. Bijlage 2 geeft een sterkte-zwakke analyse van de Nederlandse systemen.

4.2 Beoordelingssystemen internationaal

4.2.1 Indices of metrics

Het eerste en meest traditionele biologische beoordelingssysteem was het 'Saprobien' systeem. Dit beoordelingssysteem is gebaseerd op de relatie tussen het voorkomen van soorten en organische vervuiling (Kolkwitz & Marsson, 1902, 1908/'09; Liebmann, 1962). Het is gekwantificeerd door Pantle & Buck (1955) en Zelinka & Marvan (1961). Een aantal auteurs heeft in latere jaren dit systeem verder bewerkt (zie onder andere Knobens et al., 1995). In de eerste 85 jaar domineerden in Europa drie methodische lijnen (Sladeczek, 1973, Newman, 1988; Metcalfe, 1989), namelijk:

Saprobie indices; deze indices maken gebruik van het verschil in tolerantie van organismen voor organische belasting. Deze tolerantie is beschreven in indicatorwaarden (vaak van 1 tot 5), gewichten (tolerantie ranges) en/of aantallen of aantalsverhoudingen (Sladeczek 1973).

Diversiteitsindices; deze indices maken gebruik van de afname van de biodiversiteit onder invloed van toenemende verstoring of stress. De Shannon-Weaver index is het meest toegepast (Shannon & Weaver 1949) en is gebaseerd op het aantal soorten en hun individuele aantallen. Overzichten van indices en toepassingsmogelijkheden zijn gegeven door Washington (1984), Hellowell (1986) en Boyle et al. (1990).

Biotische indices en -scores; deze indices en scores maken gebruik van zowel saprobiteitsindices als van biodiversiteit en combineren zo soortenrijkdom en vervuilingstolerantie (vaak gericht op de organische belasting: Woodiwiss, 1964; Tuffery & Verneaux, 1968; BMWP, 1979; De Pauw & Vanhoren, 1983). Recent

zijn deze indices gemodificeerd door Andersen et al. (1994) in de Deense kwaliteitsindex. Overzichten van toepassingen zijn gegeven door De Pauw et al. (1992) en Metcalfe (1989).

De relatie tussen deze drie groepen van methoden en de belangrijkste kwaliteitselementen is beperkt tot de fysisch-chemische elementen (organische belastingsvariabelen) en de biologische in termen van de intrinsieke waarde van de systemen. Verder beperken deze methoden zich tot de aquatische delen van het systeem (tabel 8).

Tabel 8. Algemeen differentiërende kenmerken van groepen van beoordelingstechnieken

beoordelingsmethode	doel	ruimtelijke schaal/ watertype	taxonomisch niveau	meetschaal	complexiteit
saprobie indices	organische vervuiling	groot/ geen	soort	ééndimensionaal	gering
diversiteitsindices	waterkwaliteit	groot/ geen	soort	ééndimensionaal	gering
biotische indices	(organische) vervuiling	groot/ geen	hoger	ééndimensionaal	gering
multimetrics	systeem kwaliteit	groot/ ecoregio	hoger (soort)	ééndimensionaal	matig
structuurbeoordeling	oeverzone kwaliteit	groot/ geen	nvt	ééndimensionaal	matig
stroomgebieds- beoordeling	landgebruiks- effecten	matig/ geen	hoger	-	matig
ecosysteemkenmerk- beoordeling	systeem- kwaliteit	matig/ voornaamste typen	soort en hoger	één-/ multidimensionaal	matig
gemeenschaps- beoordeling	toestand van het systeem	klein/ stromend watertypen	soort	multidimensionaal	groot

Voor de KRW maatlatten zijn de saprobie indices, diversiteitsindices en biotische indices en scores alleen bruikbaar in combinatie met andere indices omdat ze afzonderlijk een te beperkte beoordeling leveren.

4.2.2 Multimetrics en 'snelle' beoordelingstechnieken

In de vorige paragraaf zijn de indices behandeld. Indices (in de Amerikaanse literatuur als metrics aangeduid) maken gebruik van één al dan niet integrerend kenmerk zoals biodiversiteit, saprobie of voedingsgroep(en), om de toestand van een ecosysteem aan te duiden. Vaak betreft het dat deel van het systeem dat besloten zit in de index. Multimetrics combineren meerdere indices tot één eindresultaat. Multimetrics zijn daarmee breder en dekken een groter gedeelte van de toestand van een ecosysteem. De laatste decennia hebben de zogenaamde 'snelle' beoordelingstechnieken ('rapid assessment') en multimetrics een grote vlucht genomen in de Verenigde Staten. De 'snelle' beoordelingstechnieken danken hun populariteit aan de lage kosten door het gebruik van een beperkte bemonstering en een efficiënte bemonsteringsopzet en data-analyse. Nadeel is echter een geringer "oplossend vermogen". De multimetrics zijn meer geavanceerd en complexer van opzet en uitvoering dan de snelle beoordelingstechnieken, omdat ze gebruik maken

van een aantal enkelvoudige indices om degradatie te beoordelen (Karr et al., 1986). De 'Index of Biological Integrity' (IBI) beperkte zich nog tot de vissen (Karr, 1981). Latere aanpassingen omvatten ook bentische macroinvertebraten (zoals de 'Invertebrate Community Index' (ICI); Ohio-EPA, 1987/'89; Plafkin et al., 1989; Kerans & Karr, 1994), of de macrofyten (Nelson, 1990). Barbour et al. (1992, 1996) publiceerden de conceptuele basis voor de multimetrics voor een gezond ecosysteem. Ze baseerden de ecosysteemgezondheid op de gemeenschapsstructuur, het evenwicht in de gemeenschap, het evenwicht in de functionele voedingsgroepen en de habitatkwaliteit. Met deze combinatie wordt een geïntegreerde beoordeling bewerkstelligd. Tot nu toe zijn de metrics in multimetricbeoordeling gebaseerd op ecologische parameters van biologische gemeenschappen. Er zijn verschillende aggregaties van metrics mogelijk. De volgende indeling van metrics (in navolging van Resh & Jackson (1993) en Thorne & Williams (1997)) geeft een indicatie van de technieken die gebruikt als onderdeel van multi-metrics:

Rijkdomsmaten ('richness measures'; bijvoorbeeld het aantal taxa, aantal EPT taxa, aantal Chironomidae taxa, het aantal individuen, percentage van het totaal aantal EPT taxa (gevoelig) en Chironomidae (tolerant), percentage dominante taxa, aantal intolerante taxa, percentage Oligochaeta, sediment tolerante taxa); in het verleden zijn deze metrics meestal gebruikt om organische vervuiling te detecteren, maar vaak worden gelijktijdig ook andere bronnen van verstoring gemeten. Bovendien zijn deze metrics doorgaans gevoelig voor een toename van dominantie van één of meerdere taxa als gevolg van vervuiling of verstoring.

Maten voor tolerantie/intolerantie (aanwezigheid van tolerante en intolerante organismen); deze metrics zijn gebaseerd op de toegekende waarden voor (in)tolerantie van taxa.

Diversiteitsmaten (bijvoorbeeld Shannon-Weaver Index, 'Sequential Comparison Index'); bij deze metrics wordt verondersteld dat de score afneemt met een toenemende verstoring. Diversiteitsmaten worden bijna nooit toegepast in multimetrics.

Biotische indices (bijvoorbeeld 'Hilsenhoff's family biotic index, BMWP score, ASPT score); deze metrics gebruiken een combinatie van (in)tolerantie waarden van taxa en soortenrijkdom en/of diversiteitsmaten.

(Dis)similariteits- en verliesmaten (bijvoorbeeld aantal taxa dat overeenkomt met de referentie, 'Community Loss Index', Bray-Curtis index); deze metrics vergelijken monsterpunten (referentie versus verstoorde punten) en zijn veel besproken en getest, maar slechts weinig toegepast in multimetrics.

Functionele maten (bijvoorbeeld percentage van functionele voedingsgroepen); deze metrics gebruiken de verandering in voedingswijze als gevolg van verschillende soorten verstoring. De toepasbaarheid van deze technieken is al vaak in twijfel getrokken (onder andere Thorne & Williams, 1997).

Afzonderlijke metrics nemen toe of af bij een toename van verstoring. Dit gedrag dient te worden getest voor elke op te nemen metric. Scores om het verschil tussen verschillende metrics te kwantificeren worden geconverteerd om één uiteindelijke kwantitatieve multimetric score te berekenen (bijvoorbeeld Barbour et al., 1996; Karr, 1981). De metrics missen soms de gevoeligheid voor toxische belasting, hoewel deze extra informatie zouden kunnen geven (Fore et al., 1995). Inmiddels zijn ook

voorbeelden van gevoeligheid voor toxische vervuiling, metrics die afwijkingen en vergroeiingen in organismen gebruiken, als metrics beschikbaar.

In Nederland gebruikten Peeters et al. (1994: EBEOSWA) indirecte (en dus biotische data gebaseerde) multivariate technieken om zes beektypen in Nederland te onderscheiden. Uitgaande van alle data definieerden zij 10 metrics die gerelateerd waren aan stroomsnelheid, saprobiteit, trofie, vier substraat typen en drie functionele voedingsgroepen voor elk beektype. Voor elke metric zijn indicatoren (op hoger taxonomisch niveau) gegeven. Voor elk beektype zijn de metrics vervolgens onderverdeeld in vijf verschillende kwaliteitsniveaus. Het percentage van de indicatoren aanwezig in een nieuw monster wordt gescoord op een metrische schaal voor het respectievelijke beektype. Deze toepassing combineert pressor- en responsparameters in één benadering. Een belangrijk verschil met de originele multimetrics is, dat daarin slechts responsparameters gebruikt werden. Pressorparameters kunnen op zichzelf ook veranderingen indiceren omdat hun status veranderd wanneer zij daadwerkelijk een pressor worden.

De relatie tussen de belangrijkste groepen van metrics met de belangrijkste kwaliteitselementen is beperkt tot de fysisch-chemische elementen (organische componenten en andere vervuiling) en de biologische (intrinsieke waarden van de levensgemeenschap: (tabel 8 en 10). In sommige gevallen spelen hydromorfologische elementen ook een rol. Multimetrics zijn wel gerelateerd aan waterlichaamkenmerken en bieden de mogelijkheid breed te worden toegepast wanneer ze dekkend worden gemaakt voor alle relevante ecosysteemkenmerken.

Multimetrics vormen een geschikt benadering in KRW maatlatten.
--

4.2.3 Structuurbeoordeling (beoordeling hydromorfologie)

Het fysische habitat van waterlichamen kan worden beoordeeld met verschillende methoden, bijvoorbeeld de 'River Corridor Survey'(RCS; National Rivers Authority, 1992), de 'Habitat Evaluation Procedure' en de 'Habitat Suitability Index' (HEP/HSI; US Fish and Wildlife Service, 1981), de 'Qualitative Habitat Evaluation Index'(QHEI; Ohio EPA, 1989), de 'Rapid Bioassessment Protocol (RBP; Plafkin et al., 1989), de 'River Habitat Survey' (RHS; Raven et al., 1998), Système d'Evaluation de la Qualité du Milieu Physique (SEQ-MP; Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 1996), Qualitat del Bosc de Ribera (QBR, Munné et al., in press), Evaluación del Hábitat Fluvial para Ríos Mediterráneos (IHF) en het Duitse beekstructuurbeoordeling ('Gewässerstrukturgütekarte' (GSGK)); Friedrich et al., 1993). Deze methoden bevatten kenmerken zoals substraattypen, beschaduwing, morfologie van de beekbodem, oevervegetatie en oevererosie en stromingszones. Overigens zijn in veel systemen de toegepaste kenmerken vergelijkbaar. In sommige benaderingen worden deze categorieën verder onderverdeeld in secundaire categorieën. Het zijn tot op heden sterk aan stromende wateren gebonden methoden.

Uit bijlage 1 blijkt dat tot op heden slechts twee Nederlandse systemen zich uitsluitend richten op de beoordeling van de hydrologische en morfologische toestand van een water aan de hand van abiotische variabelen: MORFOLOGIC (Hoek, 1997) en de Regulatie-index (de Vries & van der Mark, 1982). Wanneer deze

systemen worden vergeleken met buitenlandse systemen, zoals de 'River Habitat Survey' (Raven et al., 1997) en de 'Gewässerstrukturgütekarte' (Friedrich et al., 1993) blijkt dat de buitenlandse systemen meer abiotische variabelen meenemen in de beoordeling (meer dan 20 tegenover 4 of 5).

Specifiek voor de hydrologie ontwikkelden Verdonschot et al. (2001) een 'Dynamic Discharge Index (DDI)'. Deze index koppelt diversiteit aan afvoerdynamiek.

Voor de ontwikkeling van een KRW hydromorfologische maatlat dient nader onderzoek te worden gedaan naar de bruikbaarheid van onderdelen opgenomen in de verschillende buitenlandse systemen, met name de Duitse beekstructuurbeoordeling.

Beoordeling van hydromorfologie is noodzakelijk voor de KRW maar dient voor Nederland, en vooral voor de stilstaande wateren, nog volledig te worden ontwikkeld. Voor de Nederlandse situatie kan het beste worden aangesloten bij de Duitse beekstructuurbeoordeling.

4.2.4 Stroomgebiedbeoordeling

De stroomgebiedbeoordeling kijkt voornamelijk naar de invloed van landgebruik op het (vaak stromend) watersysteem. Onder andere Jacobson et al. (1992), Hall et al. (1994), Martin (1996) en Johnson et al. (1997) toonden relaties aan tussen landgebruik (vaak een agrarische ten opzichte van een bosbouw functie) en waterkwaliteit. Roth et al. (1996) concludeerde dat kenmerken van landgebruik betere voorspellingen gaven voor de ecologische kwaliteit van beken, uitgedrukt in IBI en HIS, dan de meeste locale (beek gerelateerde) kenmerken.

Landgebruik wordt vaak geëvalueerd met Geografische Informatie Systemen (GIS) en beeldverwerkingstechnieken (GIS: Angermeier & Bailey, 1992; IP: Allan & Johnson, 1997), waarbij categorieën van landgebruik worden opgeteld (bijvoorbeeld dominant landgebruik > 50%, Hall et al., 1994). GIS en andere beeldverwerkingstechnieken bieden de mogelijkheid tot een kwantitatieve beoordeling op verschillende ruimtelijke en temporele schalen (gebruik makend van de positie in lengte- en breedtegraden en de hoogte van landschapselementen met bepaald landgebruik) van de waterkwaliteit (Johnson & Gage, 1997)

Met behulp van GIS kunnen kenmerken van het landschap die direct bijdragen aan de structuur en het functioneren van aquatische ecosystemen, worden samengevat. Tevens kunnen afgeleide data worden gegenereerd die inzicht geven in het landschap over verschillende schalen. Deze hiërarchische gegroepede classificatie-systemen zijn bruikbaar bij de aggregatie van beoordelingsresultaten. Stroomgebiedbeoordeling gebruikt een extensieve onderzoeksopzet en de data worden geanalyseerd met behulp van gradiëntanalyses, regressie en multivariate technieken. Met deze technieken kunnen de gemeenschappen (of andere afgeleide variabelen zoals fysisch-chemische factoren) worden verklaard of voorspeld op basis van gradiënten of patronen in milieu-omstandigheden.

De relatie tussen de stroomgebiedbeoordeling en de kwaliteitselementen is dekkend (tabel 8 en 10). De meeste technieken gebruiken veel kenmerken van het

stroomgebied, alhoewel in de toepassing slechts de interactie tussen het waterlichaam en het stroomgebied als resultante naar voren komt.

Het gebruik van een stroomgebiedbenadering ondersteund door GIS is van belang bij het aggregeren en presenteren van KRW beoordelingsresultaten. Stroomgebiedbeoordeling is op zich voor de KRW ongeschikt.

4.2.5 Beoordeling van ecosysteemkenmerken

Het 'System for Evaluating Rivers for Conservation' (SERCON) is een brede en consistente techniek voor het beoordelen van beken en biedt een eenvoudige methode om technische informatie onder bestuurders te verspreiden. (Boon et al., 1997). SERCON gebruikt fysische factoren, karakteristieken van het stroomgebied, fysisch-chemische karakteristieken van het waterlichaam en omgeving, biologische kenmerken en beïnvloeding van het watersysteem om een bepaald deel van een stroomgebied te beoordelen. Hiervoor worden zes natuurbeheerkenmerken gebruikt: fysische of structuurdiversiteit, natuurlijkheid, representativiteit, zeldzaamheid, soortenrijkdom en speciale kenmerken. Deze kenmerken worden geclassificeerd en aan elke klasse wordt een score toegekend. De eindscore is een vermenigvuldiging van de score per kenmerk met een wegingsfactor. Ook in Nederland is een algemene methode voor ecosysteembeschrijving en -beoordeling ontwikkeld (AMOEBE: ten Brink et al., 1991). Deze toepassing vergelijkt een referentietoestand (voor de Rijn gedefinieerd als een historische conditie van 1900-1930) met de huidige toestand. De parameters bestaan uit soorten van verschillende organismegroepen en abiotische omstandigheden die beide representatief zijn voor onderdelen van het ecosysteem. De kracht van het systeem is dat het meerdere onderdelen van het ecosysteem omvat en het resultaat in een visueel zeer aansprekende presentatie wordt weergegeven. De zwakte zit in de keuze en onderbouwing van de parameters.

Ecosysteemkenmerkbeoordeling is aan alle kwaliteitselementen gerelateerd (tabel 8 en 10), hoewel wederzijdse interacties vaak niet helder zijn. De meeste technieken hebben betrekking op verschillende geïsoleerde kenmerken van het waterlichaam of het stroomgebied.

De presentatietechniek van de AMOEBE past goed op de uitgangspunten van de KRW. De beoordeling van individuele kwaliteitselementen sluit als principe direct aan op de multimetrische benadering.

4.2.6 Gemeenschapsbeoordeling

Vanaf de tachtiger jaren, tijdens de opkomst van multivariate analyse technieken, begonnen ecologen de relaties te onderzoeken tussen complete soortenlijsten en bijbehorende parameters. Wright et al. (1984) gebruikten multivariate analyse technieken om niet vervuilde stromende wateren te classificeren en (levens)gemeenschaps typen te voorspellen op basis van milieugegevens. De resultaten zijn gebruikt om het 'River Invertebrate Prediction and Classification System'

(RIVPACS) te ontwikkelen. RIVPACS voorspelt met behulp van een klein aantal waargenomen milieuparameters de te verwachten macrofauna in de referentietoestand op een gegeven locatie. Wanneer de aangetroffen fauna (op soort- of familie-niveau) met de te verwachten fauna wordt vergeleken, levert dit een maat op voor de kwaliteit van die locatie (Wright et al., 1989). Het principe is vergelijkbaar met multimetrics, hoewel in RIVPACS gemeenschappen oftewel combinaties van taxa worden gebruikt, terwijl in de multimetrics kenmerken van individuele taxa worden gebruikt.

Het Australische 'River Assessment Scheme' (AUSRIVAS) is gebaseerd op het RIVPACS model. Het belangrijkste verschil is dat voor AUSRIVAS de voornaamste habitats apart bemonsterd en gemodelleerd worden. Daarnaast worden verschillende modellen gebruikt voor verschillende bioregios (vergelijk de Europese ecoregios) in Australië.

Verdonschot (1990) ontwikkelde cenotypen (dit zijn groepen van locaties die onderscheiden zijn op basis van verklarende milieuv variabelen en de aangetroffen macrofauna) en hun onderlinge relaties en plaatste deze vervolgens in een netwerk. In een dergelijk netwerk worden graduele overgangen (bijvoorbeeld kwaliteit- of ontwikkelingsgradiënten) tussen cenotypen getoond. Het netwerk vormt een ecologische basis voor water- en natuurbeheer in de praktijk (Verdonschot 1991). Het netwerk biedt de mogelijkheid om waterkwaliteitsdoelen te formuleren, is een instrument voor monitoring en beoordeling en stuurt het beheer en herstel van wateren. Het netwerk is geïncorporeerd in het softwarepakket EKOO (Verdonschot & Nijboer, 1997). De belangrijkste modules in dit pakket zijn (1) de toedeling van nieuw bemonsterde punten aan één van de cenotypen, (2) de karakterisering van een nieuw monster in termen van diversiteit en biotische karakteristieken (vergelijkbaar met metrics die informeren en oorzaken duiden) en (3) de optie om een doel te kiezen voor een nieuw bemonsterde locatie en dan een set van maatregelen voor te stellen om dit doel te bereiken.

De relatie tussen (levens)gemeenschapsbeoordeling en kwaliteitselementen is volledig en de interacties zijn duidelijk (tabel 8 en 10). Alle levensgemeenschap toepassingen zijn gerelateerd aan kenmerken van de beek of rivier zelf.

Voor de KRW maatlatten zouden verfijnde ecologisch-typologische netwerken optimaal zijn. Echter de gegevensvraag is groot waarmee de haalbaarheid op dit moment laag is.

4.2.7 Proces- en niet-taxonomische beoordeling

Het gebruik van processen, zoals nutriëntspiralen, de productie/respiratie verhouding (Odum, 1975), de mineralisatie/degradatie snelheid (Aleksandrova et al., 1986), de respiratie van de levensgemeenschap (Grimm & Fischer, 1984), de primaire productie en andere processen in beoordeling is erg beperkt. Tot nu toe zijn ze niet gebruikt binnen het waterbeheer.

Niet-taxonomische beoordeling is gedefinieerd als een beoordeling gebaseerd op niet aantaxonomische kenmerken gebonden indelingen. Taxonomische eenheden worden hiertoe gegroepeerd zijn in niet-taxonomische categorieën. Twee voorbeelden van

dergelijke benaderingen zijn de beoordeling van functionele groepen en die van soortkenmerken (functionele analyse). Beoordeling van functionele groepen is gebaseerd op kenmerken die afgeleid zijn van de rol die taxa of groepen van taxa spelen in het ecosysteem, zoals functionele voedingsgroepen van macrofauna en groeivormen van macrofyten. Cummins & Wilzbach (1985) ontwikkelden een determinatiesleutel om de functionele voedingsgroepen van macrofauna te bepalen. De waarde van het gebruik van functionele voedingsgroepen en gerelateerde parameters staat ter discussie.

De toepassing van soortkenmerken is geïntroduceerd door Southwood (1977, 1988) en bijvoorbeeld toegepast in de bovenloop van de Rhone (Statzner et al., 1994). In de terrestrische ecologie wordt gesproken over functionele analyse. Dergelijke benaderingen staan momenteel opnieuw in de belangstelling.

De relatie tussen functionele en niet-taxonomische toepassingen en de kwaliteitselementen is geënt op de biologische (tabel 8 en 10) en alle toepassingen zijn vooralsnog gerelateerd aan kenmerken van de waterlichamen zelf. Dit laatste is echter niet noodzakelijk.

Functionele analyse kan een belangrijke aanvulling zijn in een KRW maatlat omdat het biologische relaties en interacties in de beoordeling brengt.

4.2.8 Samenvatting beoordelingssystemen internationaal

Verstoorde ecosystemen vertonen soms een verlaging in de taxarijksdom, een dominantie van vervuilingstolerante soorten en/of een verandering in aantallen individuen van een taxon. Alle biologische en ecologische beoordelingssystemen maken hier gebruik van. Inmiddels zijn een groot aantal indices (in brede zin van het woord) om verstoring waar te nemen ontwikkeld op het niveau van het individu, het taxon of de gemeenschap. Johnson (2002) vat alle benaderingen in drie typen samen:

1. indices die opgebouwd zijn uit een enkele organismegroep en die al dan niet gecombineerd gebruik maken van biodiversiteit en tolerantie van soorten,
2. indices die samengesteld zijn uit verschillende indices (bijvoorbeeld multimetrics) en/of verschillende organismegroepen zoals diatomeeën, macrofauna en vissen (conform een gemeenschapsbeoordeling),
3. indices die gebruik maken van de gemeenschap als geheel (bijvoorbeeld gebaseerd op soortenrijkdom, evenness en aantalsverdeling).

Uiteraard zijn ook andere hoofdindelingen mogelijk. Belangrijk is echter dat in de bovengenoemde groepen van indices gebruik wordt gemaakt van verschillende kenmerken van taxa of taxongroepen. Onderscheid kan gemaakt worden tussen (Nijboer, 2003):

- v indicatoren voor milieu-omstandigheden
- v indicatoren voor biologische processen/interacties
- v indicatoren voor gemeenschappen
- v zeldzame soorten
- v dominante soorten

Volgens Nijboer & Verdonschot (2001) kunnen biologische indicatoren zowel (a) soorten en (b) gemeenschapskenmerken zijn, die de natuurlijke milieu-

omstandigheden (uiteengerafeld met het 5-S-model) in een watertype indiceren of (c) die de niet-natuurlijke omstandigheden benadrukken (tabel 9).

Tabel 9. Opbouw van het indicatorenstelsel ter beoordeling van aquatische ecosystemen

Watertype: X			
kenmerk	Ecosysteemkenmerk (naar het 5-S-model)	Ontwikkelingsrichting/kwaliteitsreeks	
watertype	Systeemvoorwaarden	“ecologisch optimum” ← → “ecologisch minimum”	
	indicator	Indicatoren	
		positief	negatief
soort	Stromingsindicatoren	soorten met scores	soorten met scores
	Structuurindicatoren	soorten met scores	soorten met scores
	Stofindicatoren	soorten met scores	soorten met scores
	Soortindicatoren	soorten met scores	soorten met scores
gemeenschap	Gemeenschaps-indicatoren	indices met scores	indices met scores
	Relatie-indicatoren	soortcombinaties met scores	soortcombinaties met scores

In de bovenstaande beschrijvingen zijn achtereenvolgens indices of metrics, multimetrische beoordeling, structuurbeoordeling, stroomgebiedbeoordeling, ecosysteemkenmerk-beoordeling, gemeenschapsbeoordeling en proces en niet-taxonomische beoordeling uitvoerig besproken. De meeste benaderingen herbergen zeer geschikte bouwstenen voor de KRW maatlatten. Geen van de benaderingen is kant-en-klaar en direct in KRW maatlatten inpasbaar. De inspanningen noodzakelijk voor stroomgebied- en gemeenschapsbeoordeling zijn uiteengezet. De overige beoordelingssystemen zijn alle inpasbaar in een multimetric benadering. Tezamen met het hierboven en in tabel 9 beschreven stelsel van indicatoren kan een haalbare en solide basis voor de KRW maatlatten worden gelegd.

In tabel 10 is tenslotte de relatie tussen groepen van beoordelingssystemen en hoofdfactoren zoals benoemd in het 5-S-model (Verdonschot et al., 1998) samengevat. Met deze tabel wordt een eerste verbinding tussen de ecologische concepten en de beoordelingssystemen gelegd.

Om pragmatische redenen en om de aansluiting met het buitenland te waarborgen wordt voor de KRW maatlatten voorgesteld een multimetric benadering te adopteren die haar basis vindt in een stelsel van indicatoren.

4.2.9 Ontwikkelingen van beoordelingssystemen in Nederland

Bij de bespreking van de overige Nederlandse beoordelingssystemen is geen onderscheid gemaakt naar kwaliteitselementen met de achterliggende gedachte, dat vooral de wijze waarop een systeem is opgebouwd van belang is voor zijn toepasbaarheid. In principe kan een systeem toegepast worden voor elk kwaliteitselement, mits de juiste informatie beschikbaar is.

Het eerste wat opvalt bij de bestudering van tabel 1 t/m 4 in bijlage 2 is dat geen van de Nederlandse beoordelingssystemen voldoet aan alle de eisen van de KRW. Van alle huidige systemen blijken AQEM Nederland en de STOWA-systemen (zie ook paragraaf 4.2.2) het beste te voldoen aan de criteria. Voor deze afweging hebben de

criteria toepassingsgebied (heel Nederland), een differentiatie naar typen en de beoordeling t.o.v. de referentie het zwaarst gewogen. Daarnaast is tevens gekeken naar de indeling in 5 kwaliteitsklassen en het eventuele multimetric karakter van het systeem. Systemen met een multimetric karakter beoordelen meerdere ecosysteem kenmerken en hierdoor wordt een beter beeld verkregen van de algehele toestand van een water.

Het enige criterium waaraan AQEM Nederland niet voldoet is de beoordeling t.o.v. de referentie. Het systeem is echter vrij makkelijk aan te passen, zodat wanneer referenties beschikbaar komen voor de beschreven watertypen beoordeling t.o.v. de referentie mogelijk wordt. De STOWA-systemen hebben geen beoordeling t.o.v. de referentie. Sinds kort echter wel een uiteindelijke indeling in 5 kwaliteitsklassen: één eindoordeel. De beoordeling t.o.v. de referentie zal echter moeilijker te realiseren zijn voor de STOWA-systemen.

Naast de STOWA-systemen en AQEM Nederland lijken de Natuurdoeltypen, de EHS doelrealisatiegraadmeter en de Natuurwaarde op basis van tabel 1 t/m 4 uit bijlage 2 ook erg geschikt. Bij nader bestudering van de Natuurdoeltypen en de EHS doelrealisatiegraadmeter blijkt dit echter tegen te vallen. Deze systemen maken namelijk gebruik van doelsoorten voor de beoordeling. Deze doelsoorten zijn gedefinieerd als “soorten die in het natuurbeleid met prioriteit aandacht krijgen vanwege hun beperkte aanwezigheid en/of hun negatieve trend op internationaal en/of nationaal niveau” (Bal et al., 2001). Deze defenitie geeft aan dat de beoordeling gebaseerd is op soorten met een grote relevantie voor het natuurbeleid. Vanuit de KRW optiek is juist het gebruik van soorten van belang, die veranderingen in een ecosystemen naar aanleiding van menselijke beïnvloeding kunnen indiceren. Het beoordelen van de ecologische kwaliteit van wateren met de Natuurdoeltypen of EHS doelrealisatiegraadmeter is om deze reden uitgesloten. Aan de Natuurwaarde kleven ook een aantal nadelen alleen deze wegen minder zwaar dan voor de Natuurdoeltypen en de EHS doelrealisatiegraadmeter. Ten eerste is het met de Natuurwaarde niet mogelijk om de natuurkwaliteit op het niveau van waterlichamen te bepalen. Het is alleen mogelijk om de Natuurwaarde te bepalen voor de 11 aquatische combinaties van natuurype/fysisch-geografische regio (NT/FGR) beschreven in ten Brink et al. (2002): Heuvelland-Beek, Hogere zandgronden-Ven, Hogere Zandgronden-Beek, Rivierengebied-Rivieren, Laagveen-Meer en Plas, Laagveen-Sloot, Noordzee, Waddenzee, Zoute Delta, IJselmeergebied en de Zoete Delta. De graadmeter is daarom niet geschikt voor toepassing door waterbeheerders op regionale schaal. Om de Natuurwaarde toepasbaar te maken op regionale schaal zouden andere kenmerkende soorten moeten worden geselecteerd, immers in bovenloopjes op hogere zandgronden zullen van nature niet alle soorten voorkomen, die voorkomen in beken op hogere zandgronden in het algemeen. Ten tweede blijkt wat in eerste instantie een sterk punt moet zijn van de Natuurwaarde, het beoordelen ten opzichte van de referentie, in de praktijk het grootste struikelblok te zijn. In de waardering van de zoete aquatische NT/FGR's spelen de macrofauna, waterplanten en vissen de belangrijkste rol. De index voor deze groepen is gebaseerd op de trefkans in de huidige en de referentietoestand. Het blijkt dat de trefkans in de referentie situatie voor deze organismegroepen niet wetenschappelijk onderbouwd is, maar gebaseerd op expert-judgement. De uitkomst van de kwaliteitsindex is volledig afhankelijk van de op expert-judgement gebaseerde referentietoestand. Deze is op

twijfelachtige criteria gebaseerd. Het verdient sterk de aanbeveling om de kwantificering van de trefkans in de referentie situatie beter te onderbouwen met gegevens. Ten derde maakt de Natuurwaarde alleen gebruik van positieve indicatoren. Zoals in hoofdstuk 5 van dit rapport wordt beschreven 'is de aanwezigheid van negatieve indicatoren een duidelijker kenmerk dan de afwezigheid van positieve indicatoren'. Het toevoegen van negatieve indicatoren zou de betrouwbaarheid van de Natuurwaarde zeker ten goede komen. Verder wordt in de waardering van de indicatoren geen gradatie aangebracht. Taxa die de pas verdwijnen bij zeer slechte omstandigheden zouden een hogere negatieve score moeten krijgen dan taxa die al bij geringe verstoring verdwijnen. Ten vierde geeft de Natuurwaarde geen indeling in kwaliteitsklassen. Door de wijze waarop het systeem is opgezet lijkt alleen een indeling in kwaliteitsklassen op arbitraire wijze mogelijk. Immers van alle natuurtypen is maar één ecologische toestand beschikbaar (de huidige toestand), waardoor het onmogelijk wordt vast te stellen welke natuurwaarde moet worden gekoppeld aan welke ecologische toestand (1-5). Voor een valide beoordelingssysteem is het op wetenschappelijke wijze vaststellen van klassengrenzen een voorwaarde. Het vijfde punt heeft geen betrekking op de methodiek, maar op de invulling van de Natuurwaarde met soorten. Een belangrijk punt in de Kaderrichtlijn is de oorzakenanalyse (paragraaf 2.6); kwaliteitselementen dienen naast een waardering tevens informatie ten aanzien van de mogelijke oorzaken van verstoring te leveren. De Natuurwaarde geeft echter niet duidelijk aan welke soorten nu gevoelig worden geacht voor welke vorm van beïnvloeding. De kans bestaat dat soorten zijn geselecteerd, die niet geschikt zijn voor het indiceren van ecosysteem veranderingen ten gevolge van menselijke beïnvloeding. Over het algemeen moet worden gezegd dat de voor de Natuurwaarde gekozen methodiek van indicator soorten en beoordeling ten opzichte van de referentie goed aansluit op de eisen gesteld vanuit de Kaderrichtlijn. De wijze waarop de Natuurwaarde is uitgewerkt zal echter grote aanpassingen moeten ondergaan, wil de Natuurwaarde worden aangemerkt als KRW maatlat.

De IBI rijkswateren en IBI regionale wateren scoren positief voor alle criteria. In principe zijn deze systemen KRW "bestendig". Het grote probleem met deze systemen is dat zowel de selectie van de metrics waar de systemen uit zijn opgebouwd als het vaststellen van de klassengrenzen en streefbeelden is gebeurd op basis van expert-judgement. Deze systemen dienen nog wetenschappelijk te worden onderbouwd. De methoden op zich zijn wel bruikbaar.

Naast een indicatie van welke beoordelingssystemen het meest tegemoet komen aan de door de KRW gestelde eisen moeten bijlage 1 en 2 vooral worden gezien als een bron van informatie. Informatie die van groot belang is bij de ontwikkeling van een beoordelingssysteem dat voldoet aan alle eisen gesteld vanuit de KRW. In zijn algemeenheid kan worden gesteld dat veel informatie van bestaande systemen niet bruikbaar zal zijn omdat deze te algemeen is. Bij een beoordelingssysteem gedifferentieerd naar watertype dient de achterliggende informatie ook toegespitst te worden op deze typen. Aangezien de veel bestaande beoordelingssystemen niet ontwikkeld zijn voor een specifiek gebied of watertype zal deze informatie op andere wijze moeten worden verkregen. Verder onderzoek is nodig om te bepalen in hoeverre de bestaande beoordelingssystemen per watertype voorzien in de informatie behoefte.

Onderdelen uit de bestaande Nederlandse beoordelingssystemen zijn bruikbaar in het voorgestelde multimetric stelsel van KRW maatlatten en kunnen het opstellen van deze latten versnellen.

4.3 Kenmerken van bestaande beoordelingssystemen

4.3.1 Ruimtelijke schaal

Eén van de meest belangrijke kenmerken van alle beoordelingsmethoden is het doel waarvoor ze zijn ontwikkeld. De verschillende bestaande systemen (hoofdstuk 4) geven een beeld van de verschillende doelen die in de loop der tijd belangrijk zijn geworden (tabel 11). Het geeft ook een beeld van de milieuproblemen die speelden op het moment dat deze beoordelingsmethoden werden ontwikkeld. De verschillende beoordelingsmethoden laten alle schaalkenmerken zien waarvan de KRW maatlatten gebruik kunnen maken.

Tabel 11. Algemeen differentiërende kenmerken van groepen van beoordelingsmethoden

<i>beoordelingsmethode</i>	<i>doel</i>	<i>ruimtelijke schaal/type</i>	<i>taxonomisch niveau</i>	<i>niveau van de meting</i>	<i>complexi- teit</i>
saprobie indices	organische vervuiling	groot/geen	soorten	ééndimen- sionaal	laag
diversiteitsindices	waterkwaliteit	groot/geen	soorten	ééndimen- sionaal	laag
biotische indices	(organische) vervuiling	groot/geen	hogere taxa	ééndimen- sionaal	laag
multimetrics	systeem kwaliteit	groot/eco- regio	hogere taxa (soorten)	ééndimen- sionaal	matig
structuurbeoordeling	oeverzoene kwaliteit	groot/geen	-	ééndimen- sionaal	matig
stroomgebied- beoordeling	landgebruik effecten	matig/geen	hogere taxa	-	matig
ecosysteemkenmerk beoordeling	systeem kwaliteit	matig/voor- naamste typen	soorten en hogere taxa	één/multidi- mensionaal	matig
gemeenschaps- beoordeling	staat van het systeem	laag/stromend watertypen	soorten	multidimen- sionaal	hoog

Tegelijkertijd is een ontwikkeling zichtbaar van grovere naar fijnere schaal en naar meer gedetailleerde typologische eenheden (tabel 11). Er is een algemene trend naar een meer en meer regionale benadering. De argumenten voor verfijning en regionalisatie zijn:

- sturende ecosysteemkenmerken verschillen regionaal en beïnvloeden in belangrijke mate de soortsaamenstelling,
- er is een biogeografisch bepaalde regionale verdeling van soorten,
- er bestaan regionale, typologische verschillen tussen waterlichamen.

De betrouwbaarheid van een beoordeling verbetert sterk wanneer regionale aanpassingen worden ingebouwd (Seager et al., 1992; Tolkamp, 1984; Verdonschot 1990). Om bijvoorbeeld een saprobie-index toe te kunnen passen voor verschillende stromend watertypen in Duitsland, werd door Braukmann (1997) aangetoond dat de verandering in de spreiding van saprobie-scores in directe relatie stond met het betreffende watertype. Dit verklaart ook het grote aantal beschikbare aanpassingen van beoordelingstechnieken. Ecoregio's zijn de biogeografische eenheden die als basis dienen voor het bepalen van referentieomstandigheden in Noord-Amerika. Ecoregio's zijn grote, klimatologisch, geomorfologisch en landschappelijk relatief homogene ecologische gebieden (Omernik, 1987). Knobens et al. (1995) geven aan dat dit eerder politieke dan ecologische regio's zijn, maar pleiten toch ook voor de ontwikkeling van Europese ecoregio's. In Europa gaat de KRW uit van de ecoregio's geformuleerd door Illies (1978). Verdonschot & Nijboer (2002) toonden aan dat deze ecoregio's herkenbare macrofaunagemeenschappen voor stromende wateren bevatten. Zij concluderen wel dat deze ecoregio's nog te grote eenheden omvatten voor een toekomstige ecologische beoordeling. De verfijning in stromend watertypen naar Systeem A KRW criteria ('stream types') bleken eveneens te grof en nog te sterk gedomineerd door typologische variabelen.

De KRW maatlatten dienen vanuit ecologische optiek ruimtelijk voldoende verfijnd te zijn en dus aan te sluiten bij de schaal van het doel.

4.3.2 Algoritmen

Een aantal statistische technieken, die voor beoordeling kunnen worden gebruikt, zijn besproken door Hellawell (1986), Norris & Georgis (1993) en Johnson & Gage (1997). De technieken betreffen vooral samengestelde beoordelingsystemen zoals saprobie, biotische en diversiteitsindices tezamen met gradiënt-analyse, classificatie en clustering, 'path analysis', modellering, 'fuzzy logic', variatie-analyses en andere statistische technieken. Norris & Georgis (1993) verdelen de verschillende analyse mogelijkheden in twee groepen:

univariate technieken,
multivariate technieken.

Het inzicht dat kan worden verkregen met univariate statistiek is beperkt omdat (i) verschillende maar compenserende trends geen significantie zullen vertonen, (ii) afgeleide maten niet altijd geleidelijk langs gradiënten veranderen en (iii) de natuurlijke variatie van individuele taxa moeilijk te kwantificeren is. Univariate technieken kunnen wel informatie verschaffen omtrent oorzaken of omtrent trends (beide gebaseerd op empirische patronen).

Multivariate benaderingen zijn in staat om subtiele verschillen te detecteren over taxa in ruimte en tijd (Jongman et al., 1987). Deze technieken zijn in staat om patronen in de variatie in groepen van taxa en/of milieuv variabelen te detecteren. Het lijkt erop dat deze technieken meer informatie verschaffen dan de variatie in enkele specifieke parameters kan openbaren (Norris & Georgis, 1993). De technieken zijn ook robuust. De grootste tekortkoming van multivariate technieken is dat de onderliggende ecologische mechanismen (oorzaak-effect) nog altijd onduidelijk

blijven en nauwelijks rekening houden met zeldzame soorten. In tabel 12 staan de voornaamste groepen van statistische technieken en hun kenmerken.

Tabel 12. Enkele kenmerken van aan beoordeling gerelateerde statistische analyse-technieken (HG, 'hypothesis generating' = opstellen van hypothesen, HT = hypothese testen)

groep	doel	hypothese genererend/ testend	patroon analyse	voorspelling	gebruik
<i>Univariate statistieken</i>	<i>soort <-> factor</i>				
samenvattende maat	'statisch'	HG		nee	kwantificeert de staat van een eenheid in één enkele maat
variantie analyse	vergelijken	HT	enkel	ja	test de verschillen tussen het gemiddelde en de variatie van de eenheden
meervoudige regressie	exploreren	HT	enkel, meervoudig	ja	kwantificeert de verklaarde variantie en voorspelt het gevolg voor de eenheden
<i>Multivariate analyse</i>	<i>gemeenschap <-> complex</i>				
classificatie	groeperen	HG	meervoudig	nee	groepeert vergelijkbare eenheden
associatie	vergelijken	HG (T)	meervoudig	nee	vergelijkt eenheden
ordinatie	exploreren	HG	meervoudig	(ja)	groepeert vergelijkbare eenheden en relateert hen aan anderen

De meeste beoordelingsmethoden zijn beperkt tot enkele samengestelde maten, of soms andere univariate statistieken (tabel 13). De gemeenschapsbeoordeling kan met behulp van alle technieken binnen de groep van multivariate statistieken worden uitgevoerd. Dit benadrukt het doel van de gemeenschapsbeoordeling: het detecteren van veranderingen in samenstelling van de gemeenschap langs complexe gradiënten.

Tabel 13. Statistische benaderingen gebruikt in verschillende beoordelingsmethoden

beoordelingsmethoden	univariaat			multivariaat		
	enkelvoudig	ANOVA	regressie	classificatie	associatie	ordinatie
saprobie indices	*					
diversiteitsindices	*	(*)				
biotische indices	*					
multimetrics	*	*			*	
structuurbeoordeling	*					
stroomgebiedbeoordeling			*			
ecosysteemkenmerkbeoordeling	*					
gemeenschapsbeoordeling				*	*	*

Multivariate technieken zijn zeer geschikt om groeperingen van taxacombinaties langs verstroingsgradiënten te beschrijven. Univariate technieken zijn geschikt om metrics en multimetrics op te baseren.

De KRW maatlatten hebben multivariate benaderingen nodig voor het beschrijven van verstoringsgradiënten en univariate methoden voor het invullen van multimetrics.

4.4 Conclusies

De meeste beoordelingsmethoden gebruiken een ééndimensionale maat of combinaties daarvan, behalve de (levens)gemeenschapbeoordeling. Deze laatste is ook de meest complexe methode om maatlatten uit te ontwikkelen voor bepaalde watertypen in een bepaalde regio (grote en kwalitatief hoogstaande gegevens nodig). Hoewel bij alle beoordelingstechnieken de biota als indicator voor de waterkwaliteit worden beschouwd, verschillen ze in de mate waarin ze reageren op dit milieu (tabel 14). Alleen de structuurbeoordeling gebruikt geen zuiver biologische indicatoren (behalve oevervegetatie en waterplanten als structuurparameter). Een aantal beoordelingsmethoden geeft verstoring aan, zonder de factoren die verantwoordelijk zijn voor de verstoring te detecteren. In andere methoden varieert de oorzaakanalyse van het aanduiden van specifieke stoffen (organische vervuiling) tot het aanduiden van een algehele toestand van het milieu. De laatste kolom met methoden verwijst naar de technieken die in tabel 6 staan opgesomd en hoe deze reageren op de kwaliteitselementen.

Tabel 14. Respons (*) van groepen van beoordelingsystemen op de hoofdfactoren van het abiotische milieu

<i>beoordelingsmethode</i>	<i>systeem-voorwaarden</i>	<i>stroming</i>	<i>structuren</i>	<i>stoffen</i>
saprobie indices				*
diversiteitsindices				
biotische indices				*
multimetrics			*	
structuurbeoordeling		*	*	
stroomgebiedbeoordeling		*	*	*
ecosysteemkenmerkbeoordeling		*	*	*
gemeenschapsbeoordeling	*	*	*	*

* respons aanwezig

De KRW maatlatten moeten worden gebaseerd op combinaties van metrics die ieder een min of meer specifieke indicatie geven van bepaalde relevante milieu-omstandigheden (pressoren en kwaliteitselementen). Deze combinatie wordt samengevoegd in een multimetric.

Tabel 10. De relatie tussen beoordelingsmethoden en de hoofdfactoren uit het 5-S-model (1, 2, 3, 4, 5 betekenis afkortingen zie § 4.2.3, 4.2.4, 4.2.5, 4.2.6, 4.2.7)

		<i>indices</i>	<i>multimetrische en snelle beoordelings-technieken¹</i>	<i>fysisch/ecologisch²</i>	<i>stroomgebied schaal³</i>	<i>ecosysteem kenmerken⁴</i>	<i>gemeenschap⁵</i>	<i>proces en niet-taxonomisch</i>
systeem-voorwaarden	landgebruik			RCS, RHS	CSA			
	geologie/morfologie			RHS, GSGK	CSA	SERCON	RIVPACS, AUSRIVAS, EKO	
stroming	verval			QHEI	CSA			
	hydrologie stroming			HIS/HEP, IHA/RVA QHEI, RBP, RHS, GSGK, IFIM/PHABISM, RCHARC	CSA	AMOEBE SERCON		
structuren	stroomsnelheid		EBEOSWA				EKO	
	oeverzone		Functionele maten	HIS/HEP, RCS, QHEI, RBP, RHS, GSGK	CSA	SERCON		
	kanaal			RCS, QHEI, RBP, RHS, GSGK	CSA	SERCON, AMOEBE	RIVPACS, AUSRIVAS, EKO	
	diepte			HIS/HEP, IFIM/PHABISM, RCHARC	CSA	AMOEBE		
	substraten		EBEOSWA	HIS/HEP, QHEI, RBP, RHS, GSGK, IFIM/PHABISM, RCHARC	CSA	SERCON, AMOEBE	EKO, RIVPACS, AUSRIVAS	
	bedekking			IFIM/PHABISM, RCHARC	CSA			
stoffen	vervuiling organisch	saprobie en biotische indexen	tellingen (maat voor soortenrijkdom), EBEOSWA	HIS/HEP				

	<i>indices</i>	<i>multimetrische en snelle beoordelings-technieken¹</i>	<i>fysisch/ecologisch²</i>	<i>stroomgebied schaal³</i>	<i>ecosysteem kenmerken⁴</i>	<i>gemeenschap⁵</i>	<i>proces en niet-taxonisch</i>
	nutriënten	functionele maten, EBEOSWA					proceskenmerken
	chemie			CSA	SERCON, AMOEBE	RIVPACS, AUSRIVAS, EKO	
soorten	algen	biotische indexen					
	waterplanten oevervegetatie		RCS, QHEI QHEI, RBP, RHS, GSGK				
	macrofauna	tellingen, soortenrijkdom, similariteit en functionele maten, EBEOSWA				RIVPACS, AUSRIVAS, EKO	functionele voedingsgroepen, soortkenmerken
	vis	tellingen, soortenrijkdom, similariteitsmaten	HIS/HEP, IFIM/PHABISM, RCHARC				
	alle	biotische indexen		CSA	SERCON, AMOEBE (doelsoorten)		proces kenmerken, functionele voedingsgroepen, soortkenmerken

		<i>indices</i>	<i>multimetrische en snelle beoordelings-technieken¹</i>	<i>fysisch/ecologisch²</i>	<i>stroomgebied schaal³</i>	<i>ecosysteem kenmerken⁴</i>	<i>gemeenschap⁵</i>	<i>proces en niet-taxonomisch</i>
ruimtelijke aspect	in het watersysteem	saprobie, biotiek en diversiteits-indexen	tellingen, soortenrijkdom, similariteit en functionele maten, EBEOSWA	HIS/HEP, IFIM/PHABISM, RCHARC, IHA/RVA			RIVPACS, AUSRIVAS, EKO	
	oeverzone			RCS, QHEI, RBP, RHS, GSGK				
	omgeving stroomgebied				CSA	AMOEBE SERCON		

5 Het invullen van de maatlat

5.1 Inleiding

Het beoordelen van wateren verschilt van het vaststellen van maatregelen. Voor het beoordelen is in de Kaderrichtlijn aangesloten bij de ontwikkelingen in de Verenigde Staten (onder andere Karr, 1981; Karr et al., 1986; Barbour et al., 1992, 1999). Beide kiezen de referentietoestand als ijkpunt in de beoordeling. Om een vergelijking ten opzichte van de referentietoestand uit te kunnen voeren wordt de gemeten biologische kenmerken omgezet in een soort- of gemeenschapsmaat (bijvoorbeeld een index of metric). De waarde van de maat bij de waargenomen toestand gedeeld door de waarde onder natuurlijke omstandigheden levert een afstand. Deze afstand wordt vervolgens vertaald in een kwalificatie (grote afstand is slecht, kleine afstand is goed). Omdat één maat meestal niet voldoet en ook vaak slechts een deel van het waterecosysteem beschrijft wordt meestal met een combinatie van indices (een multimetrie) gewerkt. Dergelijke samengestelde indices dienen te worden gebaseerd op of gerelateerd aan kwaliteitselementen. Kwaliteitselementen betreffen die onderdelen van het ecosysteem die het functioneren weergeven met andere woorden de belangrijke sturende processen en resulterende niet-biologische en biologische structuren. Kwaliteitselementen vertellen dus ook iets over de sturende factoren.

5.2 De beoordeling volgens de ontrafelingsstrategie

Zoals we al zagen zijn er de laatste honderd jaar, zowel nationaal als internationaal, veel beoordelingssystemen ontwikkeld. Het grootste deel van deze systemen zijn op hetzelfde principe gebaseerd, ook al doen de toelichtingen soms anders vermoeden. Dit principe komt neer op het uitdrukken van een, vaak algemene (multiple), verstoring van ecosystemen die leidt tot een geleidelijke verslechtering in het verdwijnen van en soms eveneens opkomen van taxa, in beoordeling. Dit principe wordt getalsmatig neergezet op basis van alle of een selectie van taxa geïdentificeerd op soort- tot familieniveau. Relaties leggen naar kenmerken of pressoren vindt summier plaats. Differentiaties naar watertypen (natuurlijke sturende randvoorwaarden) zijn eveneens beperkt.

De KRW beoordelingssystemen dienen aan meer en vooral verfijndere eisen te voldoen, vooral ten aanzien van de twee bovengenoemde leemten. Taxa bevatten informatie en het beoordelen houdt in dat die informatie beschikbaar komt.

In de voorgestelde ontrafelingsstrategie wordt de gedachte van de ecooloog gevolgd, ontrafeld en geformaliseerd. Wat ziet een ecooloog aan een lijst van planten en dieren? De ecooloog kijkt welke taxa talrijk zijn en wat het verhaal achter elk van deze taxa is. In gedachten ontrafelt de ecooloog de taxoninformatie, hij/zij let vooral op de taxa met een 'boodschap', wat indiceren al deze taxa. Eerst komen de zeer talrijke taxa aanbod, vervolgens de bijzondere die vaker voorkomen en tenslotte worden de incidentele taxa onder de loep genomen (de volgorde van dominante taxa,

indicatoren en zeldzame taxa). Al deze informatie leidt tot een beeld waarin twee vragen beantwoord worden:

1. Hoe ziet het betreffende ecosysteem eruit waar het monster vandaan komt (in feite welke zijn de natuurlijke randvoorwaarden of sturende factoren)?
2. Welke menselijke beïnvloedingen (in termen van sturende factoren) spelen met welke intensiteit een rol?

De reeks dominante indicatoren – ‘echte’ indicatoren - zeldzaamheden wordt steeds bij ieder monster uit een water systematisch ontrafeld tijdens het proces van beoordeling. Tijdens deze ontrafeling komt informatie vrij ten aanzien van de natuurlijke sturende factoren (de natuurlijke ‘drivers’: het watertype, de aanwezige systeemomstandigheden en dominante habitats) en ten aanzien van de door de mens beïnvloede sturende factoren (de menselijke ‘drivers’: pressoren).

De ontrafelingsstrategie volgend worden voor de KRW maatlaten bij een beoordeling de gedachten van de ecoloog geformaliseerd in de stappen in figuur 2. Uiteraard staat de ontrafelingsgedachte niet los van de expertise die in de voorgaande hoofdstukken is opgebouwd:

stap 1: vaststellen (sub)watertype

Om een maatlat te kunnen toepassen moet allereerst het watertype bekend zijn. Het toedelen van een water aan een watertype geschiedt op basis van de toedelingssleutel die gebaseerd is op abiotische systeemvoorwaarden (Elbersen et al., 2003).

stap 2: het toedelen aan de referentie

Als het watertype bekend is en er nog geen gedifferentieerde referentietypologie voor het betreffende watertype voorhanden is dan is het referentietype ook onmiddellijk duidelijk. Is wel een regionale differentiatie beschikbaar (bijvoorbeeld in uitgewerkte typen uit het Aquatisch Supplement: de Supplementtypen zelf worden opgevatt als MEP's) dan wordt een referentietype toedelingssleutel toegepast. Deze sleutel kan organismegroep afhankelijk zijn. Met het watertype en de referentie zijn ook de belangrijke natuurlijke factoren bekend.

stap 3: het toepassen van metrics op basis van indicatoren

stap 3a: het toepassen van de dominantie-metrics

Op basis van de dominante taxa wordt een eerste functionele beeld neergezet van het water en de afwijking ten opzichte van de referentie. Dominante taxa vertellen iets over de voedselwebstructuren, de overheersende habitatkenmerken en de sterkte van sturende factoren en pressoren.

stap 3b: het ontrafelen van het waterecosysteem op basis van indicatoren

Met behulp van de positieve en negatieve indicatoren worden de indicaties ten aanzien van pressoren en ecosysteemkenmerken verfijnd en nauwkeurig bepaald, soms zelfs per habitat. Stap 4 is de stap die de meeste informatie oplevert en die versterkt wordt omdat de kennis uit stap 3 de richting heeft bepaald.

stap 3c: het toepassen van zeldzaamheid

Om de natuurwaarde van het aanwezige systeem te bepalen worden de zeldzame taxa meegewogen.

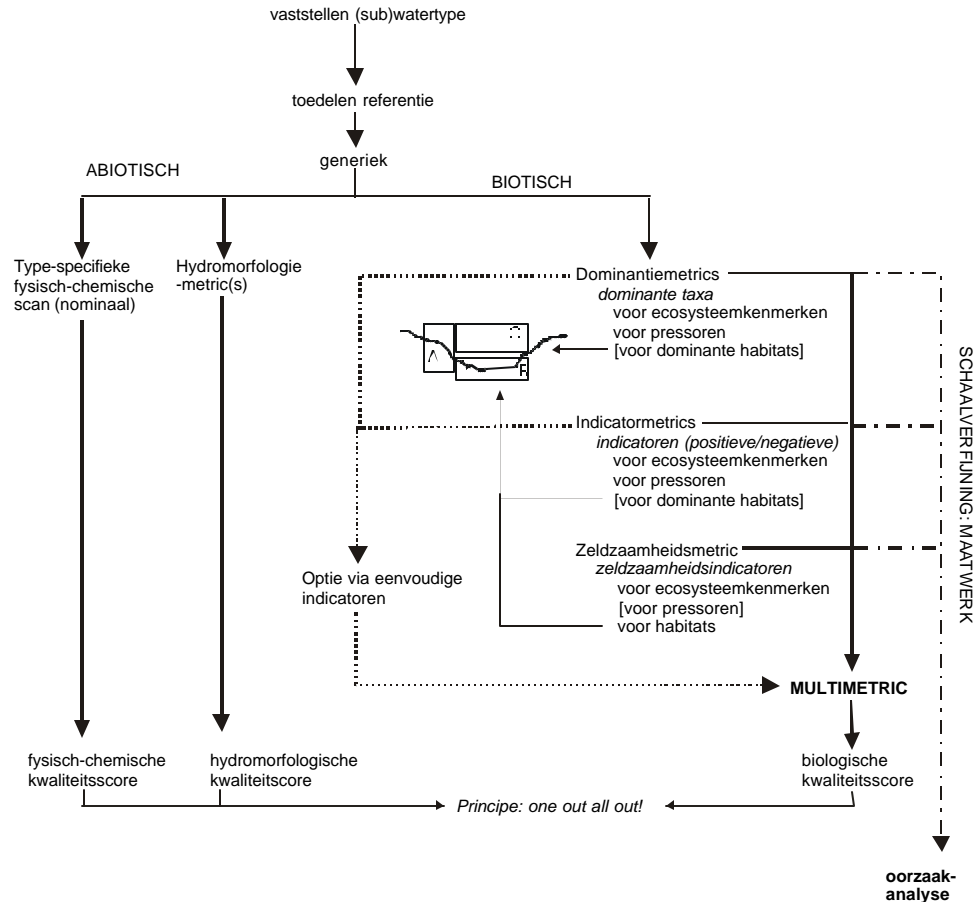
stap 4: het combineren van resultaten in de multimetric

De stappen 3a, 3b en 3c worden in een reeks van metrics uitgedrukt. Om te komen tot een eenduidig eindoordeel worden de metrics gecombineerd tot een multimetricscore. Hier gebeurt geformaliseerd wat de ecoloog na overdenking adviseert.

stap 5: het beoordelen van de hydromorfologie en fysisch-chemische toestand

stap 6: het komen tot een eindoordeel

Naast de multimetricscore wordt ook de hydromorfologie en de fysisch-chemische resultante in het eindoordeel meegenomen.



Figuur 2. De beoordeling van een waterlichaam naar de KRW uitgangspunten volgens de ontrafelingsgedachte

5.3 KRW watertypen

De KRW typologie van wateren baseert zich op milieufactoren (descriptoren), maar kan grenzen toedelen naar de bestaande typologische relaties tussen de aanwezige organismen en de milieufactoren. Vanuit een concreet ecosysteem is dat een eenduidige benadering, maar het betekent niet dat alle organismegroepen of alle afzonderlijke organismen (soorten) uit een ecosysteem:

1. de KRW typegrenzen aanhouden,
2. onderling dezelfde typegrenzen volgen of
3. hetzelfde vertellen over de toestand van de milieufactoren (kwaliteit).

Integendeel, iedere organismegroep of soort vertelt haar eigen verhaal en is op eigen wijze verdeeld over de (KRW)typen. In de praktijk wil dat zeggen dat bijvoorbeeld een soort maar in een gedeelte van één of meerdere KRW-watertype(n) voorkomt (bijvoorbeeld alleen in de ondiepe wateren van de KRW-watertypen *laagveenwateren* en *beken*) of dat een andere soort bijvoorbeeld in meerdere KRW-typen naast elkaar voorkomt.

De redenen hiervoor zijn dat:

- √ niet alle ecologisch relevante factoren zijn opgenomen als descriptoren waarmee de KRW-typologie (Elbersen et al., 2003) is opgesteld (bij verfijning op nationale of regionale schaal kunnen deze factoren alsnog worden ingepast, maar het is wel goed om hier nu reeds rekening mee te houden)
- √ soorten verschillen in hun range van voorkomen (in hun verspreiding) zowel onderling, als binnen een organismegroep en nog sterker tussen organismegroepen.

Dit ondersteunt de keuze om de KRW-typologie op milieufactoren te baseren. De KRW-watertypen zijn gebaseerd op een combinatie van verplichte en te kiezen (voor Nederland ecologisch relevante) hydromorfologische en fysisch-chemische milieufactoren.

De KRW maakt gebruik van fyto bentos (ook kranswieren, bodemalgen en draadalgen) fytoplankton, macrofyten, macrofauna en vissen. Bestaande plantengemeenschappen, macrofaunagroepen of visgemeenschappen overschrijden de KRW-watertypegrenzen op verschillende wijze. Bij het eenduidig door KRW factoren gedefinieerd basisvlak van de omgekeerde piramide (bijlage 5) is daarom logischerwijs sprake van toedeling van soorten of organismegroepen. Bij de invulling van de referentie in termen van processen (milieufactoren) en functioneren levert dat een voldoende basis voor een dergelijke toedeling. De verschillende door KRW voorgeschreven te beoordelen organismegroepen hebben namelijk ieder een eigen typologie. Het is dus zeer waarschijnlijk dat een gemeenschap van een bepaalde organismegroep of een bepaald organisme verdeeld voorkomt over meerdere KRW-typen. Bovenstaande benadrukt dat de referenties verweven zijn met de typologie en met het verdere gebruik ervan in de maatlatten.

KRW organismegroepen vertegenwoordigen ieder een eigen typologie. De KRW maatlatten worden gekoppeld aan de KRW typologie hetgeen betekent dat de verschillende organismen aan deze typologie moeten worden toegedeeld.

5.4 Milieufactoren en pressoren

5.4.1 Milieucomponenten: bouwstenen voor indicatoren

Verdonschot et al. (1998), Karr et al. (1986), AQEM consortium (2002) en Vlek et al. (2002) groepeerden de belangrijkste milieucomponenten in ecosystemen. Samenvattend zijn hieruit de volgende componenten voor de KRW kwaliteitselementen afgeleid:

1. *Systeemomstandigheden* (vergelijk Systeemvoorwaarden in het 5-S-model); waaronder de klimatologische (zoals seizoen, temperatuur en neerslag), geomorfologische (zoals terrein-accidentatie en bodemopbouw), en geohydrologische randvoorwaarden. In de KRW de (belangrijkste) descriptoren voor de typologie.
2. *Afvoerhydrologie* (vergelijk Stroming in het 5-S-model); waaronder variabelen zoals stroomsnelheid, runoff, stroomgebiedskarakteristieken, waterkwantiteit, afvoerdynamiek (piek- en dalafvoeren) en grondwaterstroming te scharen zijn. Voor de KRW maatlatten gerelateerd aan het kwaliteitselement hydromorfologie;
3. *Habitatstructuren* (vergelijk Structuren in het 5-S-model); waartoe oeverstabiliteit, oeverbegroeiing, breedte, diepte, verval, dwarsdoorsnede vorm, watervegetatie, substraten, beschaduwing en sinuositeit behoren. Voor de KRW maatlatten gerelateerd aan het kwaliteitselement hydromorfologie;
4. *Waterchemie* (vergelijk Stoffen in het 5-S-model); waaronder organische verbindingen, nutriënten, zware metalen, opgeloste organische verbindingen, pH, troebelheid, hardheid, temperatuur, alkaliniteit en andere opgeloste stoffen gerekend worden. Voor de KRW maatlatten gerelateerd aan het fysisch-chemische kwaliteitselement;
5. *Energiebronnen* (vergelijk processen die in het 5-S-model in de interacties zijn opgenomen); waarbij beschikbaarheid van voedingsstoffen, zonlicht, toevoer van organisch materiaal (bijvoorbeeld bladinvul), primaire en secundaire productie genoemd worden. Voor de KRW maatlatten gerelateerd aan de biologische kwaliteitselementen en het fysisch-chemische kwaliteitselement;
6. *Biotische interacties* (vergelijk Soorten in het 5-S-model); met competitie, reproductie, ziekten, parasitisme, voedingswijze en predatie als voorbeelden maar ook soorten en soortengroepen. Voor de KRW maatlatten gerelateerd aan de biologische kwaliteitselementen.

Samenvattend zou het wenselijk zijn dat in een maatlat indicatoren worden opgenomen die de staat van bovengenoemde componenten zouden kunnen aangeven. De literatuur (tabel 10) geeft hiervan een indicatie. Het betekent voor de maatlatontwikkeling het zoeken naar maten die de belangrijkste factoren en processen, verantwoordelijk voor de (natuurlijke) samenstelling van een waterecosysteem, omvatten. Vaak zullen deze overigens watertype afhankelijk zijn. De mate van detaillering hangt af van het karakter van de maatlat; beoordelend of oorzaak vaststellend (diagnosticerend).

Voor de KRW maatlatten moet voor ieder KRW watertype een lijst met de meest relevante stuurfactoren of ecosysteemcomponenten (feitelijk alle kwaliteitselementen) worden opgesteld.

5.4.2 Verstoring

Pressoren

Taxa (of groepen daarvan) indiceren de omstandigheden in het hen omringende milieu. Indien taxa in aantal toe- of afnemen of zelfs verschijnen of verdwijnen is dat een indicatie voor de eventuele aanwezigheid en soms intensiteit van een pressor. Wanneer pressor-taxon relaties bekend zijn, kan een eventuele pressor (of meerdere al dan niet in combinatie) worden achterhaald. Het is daarom van groot belang zoveel mogelijk taxon-pressor relaties te kennen en te kwantificeren. In de KRW wordt de term pressor gebruikt omdat uitgegaan wordt van de druk die een factor of groep van factoren uitoefent op de biologische kwaliteitselementen. In tegenstelling hiermee gaat de term stressor uit van de druk die door de biologische kwaliteitselementen ervaren wordt. Eerder is al de rol van menselijke beïnvloeding in termen van pressoren benoemd. Een pressor kan opgevat worden als een enkele factor of een groep van factoren die negatieve invloed op een biologisch element uitoefent. In dit kader wordt het begrip pressor niet beperkt tot individuele taxon-factor relaties maar ook tot verhoudingen tussen complexen aan factoren en responsies. In navolging van de KRW wordt een pressor gezien als het gecombineerde effect van een verstoring, zoals een hydromorfologische ingreep of van eutrofiëring. De rol van individuele factoren, zoals het fosfaatgehalte bij eutrofiëring, wordt hierbij niet (altijd) apart onderscheiden. Dergelijke pressoren, omschreven als groepen van factoren, hebben het voordeel dat ze direct samenhangen met een gebruiksfunctie of milieudruk hetgeen de toepasbaarheid vergroot. Verder geeft deze benadering de werkelijkheid beter weer. In het veld komen pressoren altijd als samenspel van factoren tot uiting (een landbouwkundige gebruiksfunctie geeft niet alleen een verhoging van de hoeveelheid fosfaat maar daaraan parallel vindt ook een verhoging van verschillende andere stoffen plaats, is er afspoeling van vaste (organische) stoffen en is de hydromorfologie van het waterlichaam meestal gewijzigd). Voor de maatlaten is het indiceren van de groep van pressoren voldoende, aan de oorzaakanalyse worden hogere eisen gesteld.

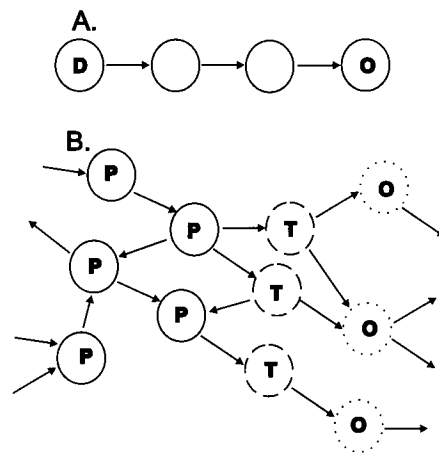
Het vaststellen van pressoren houdt in het meten van een lijst van factoren die significante menselijke beïnvloeding aanduiden. Hiervoor dienen inventarisaties plaats te vinden van significante puntbelastingen (bijvoorbeeld communaal afvalwater, industriële lozingen), diffuse belastingen (bijvoorbeeld bodemverontreiniging, landbouwlozingen, afvalverwerking, atmosferische depositie), wateronttrekkingen, afvoerwijzigingen (bijvoorbeeld dammen, sluizen, normaslatie, kanalisatie), morfologische veranderingen (bijvoorbeeld verdieping), grondgebruikvormen en andere significante verstoringen en beïnvloedingen (bijvoorbeeld onderhoud). Het begrip significant is gerelateerd aan de mate van beïnvloeding en daarmee gekoppeld aan het effect op de ecologische toestand ('ecological status').

Pressoren zijn voor het ecosysteem gewijzigde waarden in sturende factoren. De overlap tussen pressoren en kwaliteitselementen is daarom groot. Van belang is de waarden van deze elementen te kennen in de referentietoestand alsook in de verstoorde toestanden.

Voor de KRW wordt een sturende factor een pressor indien een afwijking optreedt ten opzichte van de range van die sturende factor (ecosysteemkenmerk) onder de referentieomstandigheden.

Verstoringsgradiënten

De meeste traditionele beoordelingsmethoden - zoals metrics, saprobie en biotische indices - maken gebruik van een één dimensionale serie van omstandigheden die worden uitgedrukt in één enkele maat (figuur 4A). De gradiënt verloopt van de referentie of het ecologische optimum (O in figuur 4A) naar de sterk verstoorte situatie (D in figuur 4A). Twee grote problemen worden duidelijk bij het gebruik van deze ééndimensionale schaal. Allereerst is het moeilijk om de referentie te definiëren, wat niet betekent dat men een dergelijke toestand niet zou moeten gebruiken. Ten tweede, het gebruik van één dimensie doet geen recht aan de ecologische realiteit en houdt derhalve geen rekening met de veelheid aan interacterende factoren waarmee het beheer in de praktijk wordt geconfronteerd. Een enkele metric is wel ééndimensionaal en daarmee onvoldoende voor beoordeling maar mogelijk wel voldoende voor oorzaakanalyse. Zeker indien de oorzaakanalyse volgt op de beoordeling (van maatlat naar maatwerk).



Figuur 4. De netwerkbenadering. (A) Een beoordelingsmethode met vaste eindpunten [O = optimaal of referentie, D= 'dood water']. (B) Een netwerk met verschillende stadia van ontwikkeling gesitueerd in verschillende richtingen [P = huidige toestand, T = doel, O = referentie of optimale toestand]

Het is daarom noodzakelijk om verschillende stadia in de ontwikkeling van aquatische ecosystemen te beschrijven langs gradiënten van verminderende verstoring. Dit betekent niet alleen dat alle verschillende stadia tussen referentie en een hevig verstoorte toestand langs verschillende gradiënten kunnen verlopen, maar ook dat verschillende referenties, elk met haar eigen reeks van intermediaire of minder verstoorte stadia kunnen voorkomen. Het resultaat is een samenhangend netwerk van ontwikkelingsstadia (Verdonschot, 1991). In de ecologische typologie wordt een type beschreven in termen van een gemiddelde status (vergelijkbaar met een klasse) van een groep van taxa met een bepaalde bandbreedte van biotische variatie bij een bepaalde bandbreedte van (een groep van) milieufactoren. Hierbij gaan typen geleidelijk in elkaar over (vergelijkbaar met een continuüm; Verdonschot,

1990). Een ecologische typologie betekent, om praktische redenen, het herkennen van patronen als eenheden in een continuüm (Hawkes 1975). Ecologische typen kunnen in een raamwerk worden geplaatst waarin alle ontwikkelingsstadia van waterecosystemen zijn vertegenwoordigd en aan elkaar gerelateerd in termen van processen van verandering (Warren et al., 1979): het hiervoor genoemde netwerk van ontwikkelingsstadia. Typen en hun interrelaties in termen van variabelen vormen een dergelijk netwerk. Verschillende, min of meer gedefinieerde omstandigheden en verschillende richtingen van potentiële ontwikkelingen vanuit bestaande toestanden zijn in dit netwerk beschikbaar. Het netwerk kan dienen als een referentie raamwerk dat de verschillende stadia omvat van referenties via intermediaire (vaak huidige) omstandigheden naar degradatie-toestanden. Netwerken zijn uitstekend geschikt om verstoringsgradiënten te herkennen en sturende factoren aan te ontlenuen.

Verdonschot (1990) noemt de ontwikkelingsstadia cenotypen ofwel gemeenschapstypen. De cenotypen zijn aan elkaar gerelateerd in termen van sleutelfactoren. Figuur 4B illustreert het netwerk van cenotypen (cirkels) en hun relaties (pijlen), die kunnen dienen als een referentie-netwerk voor de ontwikkeling van maatlaten. De term referentie is hier gebruikt als een situatie waar naar gerefereerd kan worden: er kan zowel naar optimale als naar verstoorde omstandigheden worden verwezen. Metrics kunnen binnen netwerken: worden ontdaan van invloeden van typologische relaties, ecosysteemkenmerk specifiek (stuur- of sleutelfactor specifiek) worden ontwikkeld, pressor specifiek worden ingevuld.

Wetenschappelijk is het om redenen van consistentie in gegevens, kwaliteit en vergelijkbaarheid gewenst natuurlijke wateren en verschillende 'a priori' geselecteerde verstoringsgradiënten opnieuw te onderzoeken alvorens over te gaan tot het opstellen van maatlaten. Bestaande gegevens vertonen namelijk veel onjuistheden, onvolkomenheden en ongelijkheid. Analyses van gegevens verzameld in de negentiger jaren heeft dit aangetoond. Echter, uit haalbaarheidsoverwegingen moet vooralsnog een meer pragmatische weg worden gekozen.

Door bestaande gegevens per KRW watertype te verzamelen en te ordenen in een ecologisch typologisch netwerk kunnen verstoringsgradiënten worden herkend en kunnen waterkwaliteitselementen, pressoren en sturende factoren worden afgeleid.

5.5 Biologische kwaliteitselementen

5.5.1 Toepassingsmogelijkheden van KRW organismegroepen

Om de KRW organismegroepen optimaal te benutten is in eerste instantie een verkenning van beschikbare gegevens en ruimtelijke en temporele schaal van respons noodzakelijk. Tegelijk moet bepaald worden hoe iedere groep ingepast kan worden in een typologie omdat iedere groep een eigen typologie heeft. Belangrijke vragen zijn hierbij:

Welke gegevens zijn beschikbaar?

Is het werken met een typologie zinvol of kan beter vanuit de soort worden gedacht?

Hoe past de groep in de KRW typologie en is verfijning mogelijk (zo ja, hoe)?

Op welke descriptoren en pressoren vertoont de groep respons en hoe (in ruimte en tijd) verloopt deze?

Fytobenthos and fytoplankton (inclusief kranswieren)

De kennis van de groep van microfyten of algen is wisselend maar vaak nog beperkt. De 'aibaarheid' voor het beleid is laag. De microfyten of algen zijn dan ook nog niet opgenomen in de aquatische natuurdoeltypen. Bovendien kan de samenstelling zeer snel wisselen in de tijd maar kan ook sterk verschillen van microhabitat tot microhabitat (nauwelijks typologische waarde). Zo is deze organismegroep bijvoorbeeld sterk afhankelijk van het seizoen. Algen reageren snel op kleine veranderingen in het milieu (quick and local response; early warning), met name op veranderingen in stoffen (zuurgraad, nutriënten, chloride). Dit alles maakt het moeilijk een goede referentiebeschrijving te maken voor deze groep. Voor sommige ecosysteemkenmerken, met name stofgehalten, zijn het echter prima indicatoren.

Macrofyten

De kennis van de groep van macrofyten is zeer hoog. De 'aibaarheid' voor het beleid is eveneens erg hoog. De samenstelling wisselt langzaam in de tijd maar is over middelgrote oppervlakken vergelijkbaar (redelijke typologische variatie). De organismegroep is seizoensafhankelijk in voorkomen maar reageert vaak langzaam op veranderingen (slow and regional response; late warning). Macrofyten zijn opgenomen in de natuurdoeltypen. De gegevens zijn echter kwalitatief. Om deze kwantitatief te maken kunnen bedekkingspercentages worden ingeschat aan de hand van opnamen van natuurlijke wateren in binnen- of buitenland. Gegevens van vegetatie-opnamen zijn meestal vrij goed vergelijkbaar. Het gaat met name om de totale bedekking met vegetatie, de aanwezigheid van bijzondere (indicator)soorten en om de verhouding tussen de verschillende lagen vegetatie (krooslaag, planten met drijfbladeren, submerse zwevende planten, submerse wortelende planten en emerse planten). Opnamen van natuurlijke wateren zijn schaars. Aan de hand van een lijst van natuurlijke wateren kan een inventarisatie worden gemaakt van beschikbare gegevens.

Vissen

De kennis van de groep van vissen is zeer hoog. De 'aibaarheid' voor het beleid is eveneens erg hoog. De samenstelling kan redelijk snel wisselen in de tijd maar is over grote oppervlakken vergelijkbaar (lage typologische variatie). De organismegroep kan seizoensafhankelijk zijn in voorkomen (slow and regional response; late warning). Vissen zijn eveneens opgenomen in de natuurdoeltypen maar deze organismegroep vertoont niet zoveel verschillen tussen de natuurdoeltypen. Op hoofdniveau (bijvoorbeeld sloten, beken en meren) zijn wel karakteristieke vissen aan te wijzen maar op meer gedetailleerd niveau wordt het moeilijk. Kwantificering is moeilijker omdat dit gegevens omtrent populatiegrootte van de soorten vraagt. Deze populatiegrootte en verdeling van leeftijdsklassen worden vaak niet bepaald.

Macrofauna

De kennis van de groep van macrofauna is gemiddeld. De 'aikbaarheid' voor het beleid is zeer beperkt. De samenstelling wisselt in tijd en ruimte (hoge typologische variatie). De macrofauna is opgenomen in de natuurdoeltypen en in de watertypen van het Aquatisch Supplement. Er zijn wel veel gegevens beschikbaar maar slechts weinig zijn afkomstig van natuurlijke wateren. Een kwalitatieve beschrijving is mogelijk door het invullen van dominante soorten, indicatorsoorten en door het aangeven van de verhouding zeldzame versus algemene soorten. De aantallen van soorten zijn sterk afhankelijk van de gebruikte monster- en analysemethode en daardoor moeilijker in te vullen.

Het gebruik van bepaalde organismegroepen (tabel 15) is gerelateerd aan het doel en de schaal van de studie, de kennis over en de ecologische respons van de betreffende organismegroep, de aanwezigheid in een specifiek watertype, de verwachte informatie en het gebruikersgemak (tabel 16).

Tabel 15. Aantal malen dat een bepaalde organismegroep is gebruikt in 44 saprobie, diversiteit en biotische indexen (De Pauw et al., 1992)

	macro-fauna	diatomeeën en periphyton	water-planten	vis-sen	macrofauna en vissen
aantal	29	9*	1	2	2

* plankton is ook meegenomen.

Tabel 16. Een aantal belangrijke karakteristieken van biotische onderdelen van beoordeling

		schaal	gebruikers-gemak	beschikbare kennis	informatie over	
					structuur	processen
taxonomische groep	algen	laag	nee	weinig	weinig	matig
	water-planten	hoog	ja	veel	goed	weinig/ matig
	macrofauna	matig	ja/nee	matig/veel	veel	matig/veel
	vissen	matig/hoog	ja	veel	matig	weinig
determinatie niveau	hoog (soorten)	laag	ja/nee	matig	veel	veel
	laag (familie)	hoog	ja	veel	weinig	weinig/matig
monster-frequentie	laag	matig	ja	-	matig/ weinig	matig
	hoog	laag	nee	-	veel	veel

Hellawell (1978) geeft in tabel 17 ook een aantal overwegingen bij de keuze van de organismegroep als leverancier van indicatoren gerelateerd aan pressoren en methodische overwegingen. Deze overwegingen zijn ook voor de indicatoreselectie van de KRW maatlat van belang.

Tabel 17. Overwegingen bij de keuze van organismegroepen als bouwsteen voor indicatoreselecties bij specifieke pressoren en uit methodisch oogpunt (bewerkt naar Hellawell, 1978)

	<i>algen</i>	<i>macrofauna</i>	<i>macrofyten</i>	<i>vissen</i>
eutrofiëring	geschikt	minder geschikt	zeer geschikt	geschikt
vertroebeling	sessiele geschikt	weinig geschikt	geschikt	geschikt
organische vervuiling	niet direct geschikt	geschikt	niet goed beschreven en tolerantie hoog	geschikt
faecale belasting	niet geschikt	meer geschikt	niet geschikt	meer geschikt
pesticiden	minder gevoelig	minder gevoelig	nauwelijks gevoelig	gevoelig
zware metalen	minder gevoelig	minder gevoelig	nauwelijks gevoelig	gevoelig
morfologische aantasting	niet geschikt	zeer geschikt	minder geschikt (plaatselijk geschikt)	beperkt geschikt (grootschalig)
respons	zeer snel	redelijk snel	zeer langzaam	langzamer
multiple stress	niet geschikt	geschikt voor integratie effecten		
verspreiding		grote variatie milieus en habitats		
gemeenschap		als geheel gevoelige indicator		
methoden		numerieke methoden geschikt		
ruimtelijke schaal	drift van planktonische vormen probleem	geschikt voor localiseren vervuiling, probleem met drift treedt op	standplaatsgebonden	alleen grovere schaal
voorkomen	kosmopolitisch	veel sedentaire vormen; afwezigheid kan ook levenscyclus gebonden zijn	ruim	mobiel, vermijdgedrag
kwalitatieve bemonstering		gemakkelijk, eenvoudige apparatuur	eenvoudig	gemakkelijk
kwantitatieve bemonstering	sessiele vormen moeilijk tellen gevoelig	moeilijk	eenvoudig	beschikbaar maar kostenintensief en moeilijk in diepe en snelstromende wateren
constantie in bemonstering	moeilijk	redelijk	eenvoudig	redelijk
herstel	snel	matig	zeer langzaam	matig
taxonomische kennis	experts nodig, dode en levende moeilijk te onderscheiden	ten dele goede identificatiesleutels beschikbaar, soms experts nodig	redelijk eenvoudig	eenvoudig
informatie	tav vervuilingstolerantie veel info	veel info	voldoende info	voldoende info
automatisering	tellen aantallen is mogelijk	nauwelijks	nauwelijks	nauwelijks

De KRW organismegroepen verschillen sterk in ruimtelijke dekking, in respons op bepaalde milieuv variabelen en in snelheid van reageren op milieuveranderingen. Iedere groep is daarom complementair inzetbaar. De selectie van KRW indicatoren dient via een gedegen en doelgerichte selectieprocedure te verlopen. De toepassing van macrofauna in beoordeling is het verst ontwikkeld maar ook van de andere groepen is kennis beschikbaar.

5.5.2 Het taxonomisch niveau

De KRW spreekt in de woordelijke omschrijving van de verschillende kwaliteitsklassen over taxa, behalve voor vissen waar expliciet soorten worden aangeduid. Het gebruik van de term taxa impliceert dat het taxonomisch niveau niet nader wordt voorgeschreven en daarmee gekozen kan worden door de gebruiker.

Resh & Unzicker (1975) en Resh & McElravy (1993) beargumenteerden echter het belang van het gebruik van het soortniveau in beoordeling. Het soortniveau heeft belangrijke voordelen betreffende de informatie-inhoud en de mate van exactheid in de toepassing. Met andere woorden, hoe verfijnder de gewenste uitspraak, des te beter is het om het soortniveau in te zetten. Het soortniveau is het gevolg van het evolutie-mechanisme dat tot de betreffende ecologische specialisatie leidde. Aan de andere kant is het gebruik van hogere taxonomische niveaus gemakkelijker (daarbij zijn determinatie-sleutels niet altijd beschikbaar tot op soortniveau), het is kostenverlagend, vraagt minder tijd en is ook effectief bij grote milieoverschillen of over sterke gradiënten. Veel bestaande toepassingen van indices zijn gebaseerd op hogere taxonomische niveaus (bijlage 4). Hoewel in gemeenschapsbenaderingen bij gebruik van multivariate technieken vaak op soortniveau wordt begonnen gaat daarbij toch vaak informatie verloren, zeker indien om rekenkundige redenen zeldzame soorten uit de analyse worden gelaten.

Opnieuw geldt in het algemeen dat voor een maatlat voor beoordeling grover kan zijn en daarmee meer ruimte zal laten voor een hoger taxonomisch niveau dan een oorzaakanalyse waarvan meer exacte informatie verlangd wordt. Een causaal verband tussen degradatiefactor en specifiek subwatertype vraagt daarom zeker om het gebruik van het soortniveau. De bruikbaarheid van hogere taxonomische niveaus kan bij de selectie van metrics nader worden onderzocht.

Het gelijktijdig gebruik van meerdere taxonomische groepen is tot op heden beperkt geweest bij benaderingen van ecosysteemkenmerken en levensgemeenschapbeoordelingen. Wanneer het taxonomisch determinatieniveau wordt gecombineerd met de abiotische omstandigheden die worden gebruikt in de beoordeling, wordt ook een gradiënt zichtbaar van biotische indices naar gemeenschapsbeoordeling (tabel 18). Diagonaal door tabel 18 loopt een lijn langs het gebruik van enkele samenvattende maten (linksboven) naar multivariate analyse technieken (rechtsonder).

Tabel 18. Relaties tussen het taxonomisch determinatieniveau en het ecologisch niveau van groepen van beoordelingsmethoden

relatie met abiotiek :	geen	één factor	factorcomplexen
taxonomisch			
	<i>biologisch</i>	<i>aut-ecologisch</i>	<i>syn-ecologisch</i>
<i>hogere taxa</i>	biotische indices multimetrische technieken	stroomgebiedschaal	
<i>soorten</i>	saprobie indices diversiteitsindices	ecosysteem componenten	
syntaxono- misch	<i>gemeenschappen/</i>	gemeenschap	
	<i>levensgemeenschappen</i>	levensgemeenschap	
	<i>ecosystemen</i>		netwerk benadering groepen in netwerk benadering

Gebruik van een verschillend taxonomisch niveau kan samenhangen met de gewenste informatie maar ook met de te gebruiken indicatoren. Zo is informatie over dominantie ook af te leiden op hoger (genus, familie) niveau terwijl zeldzaamheid sterk aan het soortsniveau is gekoppeld. Voor de indicatoren is het sterk afhankelijk van de te gebruiken metric, het watertype en de organismegroep.

Het doel en de aard van de te ontwikkelen KRW maatlatten bepalen het toe te passen taxonomische determinatieniveau en daarmee de invulling van de referentietoestand. Dit is dus afhankelijk van het watertype, de pressor(en), en de aard/invloed van de gradiënt. Met andere woorden eerst dient de maatlat te worden opgesteld alvorens de referentie kan worden ingevuld.

5.6 Indicatoren

5.6.1 Definitie

Het begrip indicator of indicatorsoort wordt veelvuldig gebruikt. De definitie of bedoeling van de gebruiker kan echter sterk verschillen. Sommige gebruiken het begrip voor soorten die toxische stoffen accumuleren terwijl anderen het al dan niet voorkomen aanduiden. Binnen het begrip indicatoren kunnen andere begrippen voorkomen zoals sleutelsoort, kritische soort, kensoort, signaleringssoort of gevoelige soort. Met indicatorsoort wordt echter in het algemeen die soort bedoeld die door aanwezigheid en aantal informatie geeft, al dan niet gekwantificeerd, over de heersende milieu-omstandigheden, waarbij milieu abiotisch maar ook biotisch kan zijn. Vaak komt het er op neer dat iedere soort waarvan voldoende (aut)ecologische informatie beschikbaar is en waarmee een zinnige interpretatie van een waarneming mogelijk is, als indicator kan worden opgevat.

Tegelijk met dit begrip wordt ook een dilemma duidelijk. Een indicator dient te informeren. Echter een indicator moet ook te monitoren zijn. Een soort die wijd verspreid voorkomt en meer abundant is, is geschikter voor monitoring dan een

zeldzame, laag-abundante soort. De algemenere soort is echter vaak minder kritisch in de eisen die ze stelt en dus minder informatief, terwijl de zeldzame vaak zeer kritisch en dus informatief is.

5.6.2 Taxonomische indicatoren

Het aquatische milieu kan beschreven worden met het 5-S-model (Verdonschot et al. 1995). Afhankelijk van het watertype zijn de verschillende S-'en in verschillende verhouding van belang. Per watertype zijn taxa aanwezig die informatie verschaffen over de toestand van de verschillende milieu-omstandigheden. Dergelijke taxa kunnen indicator zijn omdat ze specifieke aanpassingen aan bepaalde milieuvariabelen hebben, zoals aanpassingen in hun levenscyclus, voedingsgedrag, voedselcategorie, stromingsvoorkeur, zuurgraadpreferentie of habitatvoorkeur, afhankelijk van welke soortkenmerken voor een watertype relevant zijn. De keuze van bepaalde taxa als indicator gebeurt op basis van die kenmerken waarmee ze zich speciaal aan het watertype onder natuurlijke milieu-omstandigheden (de referentie) hebben aangepast. Een saprobie-, zuurgraads- en stroomsnelheidsindex zijn hier inmiddels beschikbare voorbeelden van.

Echter, tot op heden is er geen systematische aanpak geweest om een systeemdekkende set van, bij voorkeur, watertype afhankelijke indicatoren voor milieu-omstandigheden op te stellen. Dit betekent het:

1. benoemen van de sturende milieufactoren voor een watertype,
2. het identificeren van stuurfactor specifieke en indicatieve soorten en/of gemeenschappen,
3. het bepalen van de verstoring gevoeligheid van deze indicatoren.

5.6.3 Gemeenschapsindicatoren

Indicatoren afgeleid van gemeenschappen zijn deelverzamelingen van taxa die tezamen een specifieke gemeenschap en het bijbehorende milieu aanduiden. Dergelijke indicatoren worden in de synecologie gebruikt om op eenvoudige wijze gemeenschappen te herkennen, maar ook om milieu-omstandigheden te kunnen aanduiden (in dit opzicht betreft het gemeenschapsindicatoren van milieu-omstandigheden).

Ook gemeenschapsindicatoren geven de natuurlijkheid van een systeem weer. Gemeenschapsindicatoren beschrijven de totale samenhang in het waterecosysteem. Zo zegt de verhouding tussen de functionele voedingsgroepen bij de macrofauna iets over de stabiliteit van het systeem en over de trofische processen die een rol spelen. Het aantal en onderlinge verhouding van soorten binnen een bepaalde groep geeft een maat voor diversiteit en laat zien of de levensgemeenschap of deelgemeenschap compleet is ten opzichte van de referentie.

5.6.4 Indicatoren voor biologische processen en interacties

Een tweede type gemeenschapsindicatoren zijn de relatie-indicatoren. In een stabiel ecosysteem komen veel biotische relaties voor. De aanwezigheid van soorten kan afhankelijk zijn van de aanwezigheid van andere soorten, door bijvoorbeeld concurrentie of symbiose. Hoe groter de stabiliteit van een ecosysteem hoe duidelijker deze biotische relaties aanwezig zijn. Interacties bepalen dus in belangrijke mate de natuurwaarde en duurzaamheid van een aquatisch ecosysteem. Een dergelijke indicator kan worden uitgedrukt in de aanwezigheid van beide soorten tezamen.

De relatie-indicatoren vallen in twee hoofdcategorieën uiteen; namelijk die kenmerkend zijn voor voedselwebrelaties en de niet-voedselwebrelaties. Voedselwebrelaties betreffen het eten en gegeten worden. De verhoudingen tussen taxa met verschillend voedsel en verschillende voedselstrategieën indiceert de aard en complexiteit van het voedselweb in het betreffende water. Niet-voedselweb relaties betreffen het samenleven van taxa waarbij sprake is van éézijdige of wederzijdse (niet voedsel gerelateerde) afhankelijkheid.

Biologische interacties of processen kunnen ook aangeduid worden met behulp van individuele taxa.

5.6.5 Negatieve indicatoren

Naast indicatoren voor natuurlijke milieu-omstandigheden, de positieve indicatoren, kunnen in de maatlat ook zogenaamde 'negatieve indicatoren' worden opgenomen. Deze indicatoren kunnen taxa zijn maar ook levensgemeenschapskenmerken. Voor negatieve indicatoren geldt dat ze gekozen worden op basis van die kenmerken die een aanpassing of een concurrentievoordeel opleveren in verslechterde milieu-omstandigheden. Het meenemen van negatieve indicatoren benadrukt de achteruitgang van een systeem. Het (in grote getale) aanwezig zijn van negatieve indicatoren is een duidelijker kenmerk dan de afwezigheid van enkele positieve indicatoren.

Een KRW maatlat bevat per watertype:

- v taxon- en/of gemeenschapsindicatoren voor de belangrijkste sturende milieu-variabelen
- v taxon- en/of gemeenschapsindicatoren voor de belangrijkste biologische processen en ecosysteemkenmerken
- v negatieve taxon- en/of gemeenschapsindicatoren met andere woorden organismen die het tegengestelde (de verstoring en haar toename) indiceren

5.6.6 Eigenschappen

Wanneer het referentietype het ijkpunt van de maatlat is, is het uiterst belangrijk welke rol of positie een taxon in de referentie inneemt. Een taxon kan om verschillende redenen voorkomen:

het taxon is algemeen en niet specifiek voor de referentie
het taxon is aanwezig maar hoort feitelijk thuis in een ander type
het taxon is kenmerkend voor de referentie
het taxon duidt op verstoring van de referentie.

In maatlattermen betekent dit bijvoorbeeld dat als veel taxa gevonden worden die kenmerkend zijn voor de referentie dan is de afstand tussen het huidige stadium van het waterlichaam en de referentie klein, worden alleen algemene taxa gevonden die niet specifiek zijn voor het referentietype of die in een ander referentietype thuishoren dan is de afstand groter. Verstoring indicerende taxa zijn vaak algemene taxa die in veel referentietypen kunnen voorkomen maar die in geval van verstoring (bijvoorbeeld organische belasting of eutrofiëring) in hoge aantallen voorkomen en dominant zijn. Deze taxa indiceren een slechte ecologische situatie. Voor de referentie zijn ze dus een negatieve indicator. De mate van negatieve indicatie hangt samen met het referentietype dat gekozen is. Voor het ene type kan de aanwezigheid van een verstoringstaxon sterker negatief zijn dan voor een ander type. Het is natuurlijk niet zo dat een taxon maar in één referentietype thuishoort en in andere typen niet kan voorkomen.

Voor beoordeling is het dan ook, vanuit aansluitend aan het voorkomen van het taxon, van belang onderscheid te maken in vier **kenmerkendheidsklassen**:

1. het taxon hoort niet thuis in het referentietype (bijvoorbeeld een taxon van eutroof water in het referentietype oligotrofe zandsloot)
2. het taxon kan wel voorkomen in het referentietype maar is niet kenmerkend voor het type (bijvoorbeeld een taxon van eutroof water die ook tolerant is voor brak water)
3. het taxon is kenmerkend voor het type (bijvoorbeeld een taxon van zwak zure wateren, die in neutrale wateren niet voorkomt).
4. het taxon is een verstoringindicator voor het type en geeft aan dat de afstand tot de referentiesituatie groot is. Het betreft vaak algemene taxa die sterk in aantal toenemen bij verstoring.

Behalve kenmerkendheid is de zeldzaamheid van taxa van belang. Voor macrofauna is door Nijboer & Verdonschot (2002) en Verdonschot et al. (2002) aangetoond dat er een duidelijke relatie bestaat tussen het aantal zeldzame macrofauna-soorten in een monster en de natuurlijkheid van het water voor zowel sloten als beken. Zeldzaamheid is dus een belangrijke factor in het beoordelen van de natuurlijkheid of ecologische kwaliteit. Hierbij wordt het voorkomen van een soort hoger gewaardeerd naarmate de soort zeldzamer is. Vaak treden zeldzame soorten pas op als het systeem geheel natuurlijk is en deze toestand gedurende een langere periode zo is geweest. Ook voor de macrofyten is het aantreffen van zeldzame soorten een indicatie voor een bijzondere, natuurlijke situatie. Soorten in eutrofe wateren zijn meestal algemene soorten, die tolerant zijn voor hoge nutriëntengehalten. Voor macrofauna zijn ongeveer 1600 taxa ingedeeld in zes **macrofauna zeldzaamheidsklassen** (Nijboer & Verdonschot, 2001):

1. zeer zeldzame soorten
2. zeldzame soorten
3. vrij zeldzame soorten
4. vrij algemene soorten
5. algemene soorten
6. zeer algemene soorten

Voor macrofyten zijn (nog) geen zeldzaamheidsklassen beschikbaar. Wel is er een rode lijst classificering waarmee de mate van zeldzaamheid in combinatie met bedreiging (achteruitgang) wordt weergegeven (van der Meijden, 1996). Voor sloten adviseren Nijboer et al. (2002) om voorsnog te volstaan met een indeling in twee **macrofyten zeldzaamheidsklassen**:

1. algemene soorten, voorkomend in meer dan 10 % van de opnamen
2. zeldzame soorten, voorkomend in minder dan 10 % van de opnamen

De mogelijkheden voor nadere detaillering dienen verder te worden onderzocht.

Voor vissen of fyto bentos en -plankton zijn voorsnog geen zeldzaamheidslijsten beschikbaar. Voor vissen is wel een Rode lijst te gebruiken.

Voor zeldzaamheid wordt in het algemeen gebruik gemaakt van het soortniveau omdat hogere taxonomische eenheden vaak niet duidelijk in zeldzaamheidsklassen in te delen zijn.

Een derde een laatste factor die van belang is voor het taxon, is de hoeveelheid (bijvoorbeeld abundantie, Tansley-klasse of taxonlengte) waarmee het taxon voorkomt. Een hoge of lage abundantie staat niet op zich maar hangt samen met de zeldzaamheid en kenmerkendheid van het taxon. Als bijvoorbeeld een taxon dat verstoring indiceert in lage aantallen voorkomt, is dat minder erg dan als dit taxon in hoge aantallen voorkomt. Andersom kan geredeneerd worden dat als één exemplaar van een zeldzame soort is aangetroffen dit niet zo waardevol is als wanneer 100 exemplaren van de zeldzame soort aanwezig zijn. Het is daarom goed om hoeveelheid mee te nemen in de beoordeling. Hiervoor is door Nijboer & Verdonschot (2002) voor sloten voorsnog een indeling in drie **aantalsklassen**, voor zowel macrofauna als macrofyten voorgesteld (tabel 19). Echter bij voldoende kwantitatief geschikte gegevens is een verdere verfijning in bijvoorbeeld 9 aantalsklassen (Verdonschot 1990) zeer aan te bevelen.

Tabel 19. Voorbeeld van aantalsklassen zoals ontwikkeld voor sloten (Nijboer & Verdonschot 2002)

Aantalsklasse	Tansleyklasse	macrofauna Prestonklasse
Laag	1-2	1-2
Matig	3-6	3-6
Hoog	7-9	>= 7

De eigenschappen van indicatoren in de KRW maatlat betreffen combinaties van de kenmerkendheid, de zeldzaamheid en de aantallen of aantalsklassen. Deze eigenschappen worden voor taxa omgezet in drie belangrijke groepen van indicatoren:

- v dominantie
- v indicatieve waarde
- v zeldzaamheidswaarde

5.6.7 Het selecteren van indicatoren

De keuze van indicatoren per watertype en de waarderingen van deze indicatoren zijn gebaat bij een goede wetenschappelijke onderbouwing. Hiervoor zijn allereerst geschikte referentiebeschrijvingen nodig (Nijboer, 2003). Om voor de toekomstige beoordelingsmaatlat alle, zowel positieve als negatieve, groepen indicatoren te kunnen gebruiken is het nodig dat ook de toestand van een watertype ook in niet optimale omstandigheden gemeten is.

Hiertoe worden met behulp van grote datasets of met gerichte, selectieve (pressor en ecosysteemkenmerk gerichte) typologieën opgesteld voor oppervlaktewateren in Nederland. Uit deze typologieën worden ontwikkelingsreeksen gedestilleerd waarin zowel beïnvloedingsstadia als de 'beste' (soms referentie gelijkende) toestanden zijn opgenomen. Juist door verschillende beïnvloedings- en ontwikkelingsstadia (voor pressoren en ecosysteemkenmerken) te beschrijven kan in de waardering van positieve en negatieve indicatoren een gradatie aangebracht worden. Taxa die pas optreden bij zeer slechte omstandigheden krijgen een hogere negatieve score dan taxa die al bij geringe verstoring verschijnen. Andersom krijgen taxa die al bij enig herstel terugkeren een lagere positieve score dan taxa die pas terugkeren als het ecosysteem weer geheel natuurlijk is.

Het onderscheid tussen pressoren en ecosysteemkenmerken kan heel relevant zijn. Het ecosysteemkenmerk morfologie kan degradatie aanduiden (soorten van een natuurlijke onregelmatige beekoever ontbreken) maar de pressor kan de aard of oorzaak aanduiden (er zijn hard steensubstraat bewonende indicatoren aanwezig met andere woorden de oever is beschoeid met beton). Een ander voorbeeld is eutrofiëring. Het ecosysteemkenmerk voedingstoffen kan verrijking aanduiden (soorten van een natuurlijke matig voedselrijke toestand ontbreken en voedselrijkdom indicatoren zijn aanwezig (*Stylaria lacustris* (algeneter) is abundant) maar de pressor kan de aard of oorzaak aanduiden (er zijn ook droogte indicatoren aanwezig met andere woorden de abundantie van *Stylaria* hangt samen met mineralisatie van de bodem tijdens de periode van droogvalling).

Een toekomstig beoordelingssysteem kan het beste worden gebouwd op indicatoren. Veel indicatoren berusten zich op soortgebonden kenmerken. Een deel van deze kenmerken kan uit literatuur gehaald worden. Er zijn echter nog veel relaties tussen milieu-omstandigheden en soorten onbekend of onduidelijk. Hier moet nader literatuur- en experimenteel onderzoek voor worden uitgevoerd. Ook de relatie tussen belangrijke ecosysteemprocessen en de karakteristieken van een levensgemeenschap is op veel punten nog niet goed onderzocht. Met name de niet voedselgebonden relaties vragen om meer aandacht. Resultaten van dergelijke onderzoeken kunnen te zijner tijd in het systeem worden opgenomen.

Voor een eerste invulling van de KRW indicatoren zijn naast referentiebeschrijvingen ook analyses van bestaande data nodig. Daarnaast is voor de metric ontwikkeling autecologische kennis nodig.

5.6.8 Het toedelen van indicatoren

Op de referenties wordt hier niet nader ingegaan. Voordat een beoordelingsmethodiek gebouwd kan worden, moeten aan alle taxa (of aan een selectie van taxa op basis van hun indicatiewaarde) die in de beoordeling een rol gaan spelen, dominantie, indicator en zeldzaamheid aanduidingen (gebaseerd op kenmerkendheid, zeldzaamheid, aantallen) per watertype (en waar mogelijk per pressorgroep) worden toegekend.

Het toedelen aan een zeldzaamheidsklasse is voor veel macrofaunataxa al gebeurd. Voor macrofyten en vissen is dit eenvoudig te realiseren op basis van de beschikbare kennis en gegevens. Voor het fyto-benthos en -plankton is dit waarschijnlijk moeilijker. De op te lossen problemen bij het bepalen van de indicatieve waarde is voor iedere organismegroep verschillend (tabel 20) en hangt samen met de beschikbare kennis over de referentietypen.

Tabel 20. Problemen bij het bepalen van de indicatieve waarde van de organismegroepen

<i>organismegroep</i>	<i>referentiebeschrijving</i>	<i>moeilijkheidsgraad</i>	<i>toelichting</i>
macrofauna	ten dele beschikbaar	moeilijk	nader uit te werken en moeilijker op te stellen
macrofyten	ten dele beschikbaar	eenvoudig	eenvoudig op te stellen
microfyten	ontbrekend	heel moeilijk	moeilijk op te stellen
vissen	ten dele beschikbaar	eenvoudig	eenvoudig op te stellen

In het Aquatisch Supplement is uitgegaan van één indeling in natuurtypen (in KRW termen op te vatten als MEP's). Dit is een fijnere schaal dan de KRW vraagt. Voor de ontwikkeling van maatlatten moeten allereerst aan ieder KRW watertype vanuit iedere organismegroep afzonderlijk taxa of groepen taxa worden toegedeeld. De toedelingen worden zodanig dat factoren die voor de betreffende taxa uit iedere organismegroep van belang zijn ook differentiërend zijn. Vervolgens worden de soorten geclassificeerd naar kenmerkendheid of indicatieve waarde voor ecosysteemkenmerken en pressoren. Hiertoe is autecologische kennis nodig van de taxa. Waarschijnlijk is het niet mogelijk op basis van de huidige kennis op dit moment al alle taxa goed toe te delen. Echter de kennis opgebouwd in de Ecoatlas (bijvoorbeeld Knoben & Peeters, 1997) en het project AQEM kan als uitgangspunt worden genomen. Een probleem is dat met behulp van de beschikbare typologieën en indelingen wel duidelijk is in welke huidige typen taxa voorkomen (zo kunnen negatieve indicatoren worden afgeleid uit de beïnvloede typen) maar omdat natuurlijke wateren hierin niet veel voorkomen, is de relatie met referentietypen meestal minder duidelijk. Het is dan ook van groot belang om in meer natuurlijke wateren alle organismegroepen simultaan te bemonsteren (een voorbeeld aanpak is op Europees niveau in het project STAR uitgewerkt; Nederland neemt wel deel aan STAR maar voert vooralsnog geen eigen simultane bemonsteringen uit). Een dergelijke aanpak is nodig om enerzijds de verschillen tussen de natuurlijke typen te kunnen aangeven (welke factoren zijn van belang voor het voorkomen van verschillende gemeenschappen) en anderzijds om te bepalen welke taxa kenmerkend zijn voor de verschillende natuurlijke typen.

De benodigde inspanning zal voor de verschillende organismegroepen sterk verschillen, voor de macrofauna en de plantaardige micro-organismen is veel meer

inspanning nodig dan voor de vissen en de macrofyten. Het aantal soorten vissen en planten is niet zo groot en van veel vissen en planten is veel ecologische informatie te vinden waardoor het toedelen van taxa gemakkelijker is. Ook de negatieve indicatoren zijn vaak duidelijker.

Vooralsnog kan voor de KRW maatlatontwikkeling het beste gestart worden met de in AQEM ontwikkelde metrics en de daarbij verzamelde indicatoreninformatie.

5.6.9 Voorbeelduitwerking indicatoren

In tabel 21 zijn indicatoren bij wijze van voorbeeld nog incompleet uitgewerkt voor het subwatertype: “onbeschaduwde, afgesloten oude beekarm”. Een beperkt aantal indicatoren is gerangschikt naar het 5-S-model zoals geïllustreerd in tabel 21. De tabel bevat zowel soorten-, gemeenschaps- en procesindicatoren. Alle soortenindicatoren zijn kenmerkend voor een bepaalde milieuvariabele in het systeem. Soorten krijgen een score afhankelijk van de plek waar ze zich bevinden op de gradiënt van verstoorde (ecologisch minimale) toestanden naar de referentie (ecologisch optimale) situatie. De afleiding van scores geschiedt in relatie tot de referentie en is gebaseerd op gekwantificeerde waarden.

De soorten die daarbij ook nog eens zeldzaam zijn of een lange levensduur hebben krijgen een extra hoge waardering, omdat ze meer dan één keer in de lijst van indicatoren voorkomen en dus meermalen kunnen scoren. Deze soorten zijn als het ware extra indicatief voor de stabiliteit van het systeem. Soorten die daarentegen allochtoon zijn krijgen een sterkere negatieve waarde.

Tabel 21. Voorbeeld maatlatindicatoren voor het subwatertype “onbeschaduwde, afgesloten oude beekarm” (Nijboer & Verdonshot, 2003). Let wel de score moeten in de KRW maatlat nog omgezet worden in getallen

Indicatorgroep	Variabele	Klasse	Indicatorsoort	Score	
stromingsindicatoren	stroming		nvt		
	afvoer	droogval van het water	Ironoquia dubia	--	
	waterpeilschommeling	droogvallende oevers	Culiseta sp	--	
			naaldwaterbies	-	
kwel	kwelafhankelijk water	Anisus leucostoma	-		
		Hottonia palustris	+		
structuurindicatoren	substraat	submerse vegetatie	Limnephilus rhombicus	+	
		drijfvegetatie	Paraponyx stratiotata	+	
		dood hout	Acroloxus lacustris	+	
		zand	organisch materiaal	Molanna angustata	+
				Cobitis taenia	+
		slib	puin	Stratiotes aloides	+
				Chaoborus crystallinus	+
		Chironomus plumosus	-		
Radix peregra	-				
stofindicatoren	trofie	oligotroof	nvt	+	
		mesotroof	Potamogeton obtusifolius	+	
	eutroof	bedekking algen	Ranunculus circinatus	+	
			Elodea canadensis	+	
			Elodea nutallii	-	
			>10%	-	
			>5%	-	
			Ceratophyllum demersum	-	
	saprobie	oligosaproob-β-mesosaproob	Notonecta obliqua	+	
			α-mesosaproob	Limnodrilus hoffmeisteri	-
verzuring	polysaproob	Eristalis sp	--		
		nvt			
Soortsindicatoren	levensduur	kort	Leptophlebia vespertina	+	
	voedingswijze	lang knippers	Brachytron pratense	++	
			Asellus aquaticus	-	
			Valvata cristata	+	
			Unio pictorum	+	
			Diplocladius cultriger	+	
	populatie-opbouw levensstrategie	evenwichtig	visbestand	+	
			r-strateeg	Culex pipiens	--
			K-strateeg	Unio tumides	++
	dispersiecapaciteit zeldzaamheid	gering	Bdellocephala punctata	++	
Bdellocephala punctata			++		
doelsoort		Leucaspius delineatus	++		
gemeenschapsindicatoren	diversiteit	aantal macrofaunasoorten	>60	+	
		aantal macrofytensoorten	<40	-	
		aantal macrofytensoorten	>15	+	
	opbouw macrofaunagemeenschap	verdeling over voedingsgroepen	<10 predatoren	40-60%	+
			schrapers	10-30%	+
			verzamelaars	15-35%	+
knippers	<10%	+			

	opbouw vegetatie	submers emers drijvend	verzamelaars >60% >50% 10-20% <10%	- + + +	
relatie- indicatoren	biotische relaties	niet-voedselweb relaties	krabbescheer- krabbescheervlindertje	+	
			zoöplankton-submerse vegetatie	+	
			brasum-fytoplankton relatie	--	
			voedselweb relaties	snoek-bittervoorn relatie >? verhouding predator-prooi <1	+ +
			P/R < 1	--	

KRW maatlat indicatoren worden gekwantificeerd, dekken de belangrijkste kwaliteitselementen en zijn watertype en pressor afhankelijk.

5.6.10 Kwantificering

In het algemeen zijn er twee technische methoden om waterlichamen te beoordelen op kwaliteitselementen, namelijk (zie Nijboer et al., 2002):

1. *Kwantitatief*

Hierbij wordt de relatie tussen een nieuw monster of opname gerelateerd ten opzichte van de referentie in gekwantificeerde termen. Als alternatief kan een nieuw monster worden gerelateerd aan een netwerk van stadia waarin alle beïnvloedingsstadia en de referentie-toestand zijn opgenomen. Ieder stadium krijgt vooraf een ecologische kwaliteitsklasse toegekend. Alle klassen moeten kwantitatief beschreven zijn, bijvoorbeeld macrofaunagemeenschappen moeten gebaseerd zijn op (getransformeerde) abundanties en macrofytengemeenschappen op bijvoorbeeld Tansleyklassen. Uit eerder onderzoek is gebleken dat voor macrofyten het maken van een typologie niet goed mogelijk is, omdat enige dominante soorten overheersen en veel soorten slechts in een beperkt aantal opnamen voorkwamen (Nijboer et al., 2002). Dit onderzoek betrof sloten, echter voor beken en mogelijk verschillende andere watertypen geldt hetzelfde. Het beoordelen van de macrofytengemeenschap door het toedelen van een nieuwe opname aan een netwerk van stadia is daarom geen optie. Voordat voor andere organismegroepen een kwantitatieve benadering mogelijk is dienen goede kwantitatieve referentiebeschrijvingen te worden opgesteld. De multimetric benadering leent zich prima voor een kwantitatieve benadering.

2. *Kwalitatief*

De tweede mogelijkheid om te beoordelen is op basis van de aan- of afwezigheid van bepaalde soorten of taxa in een opname of monster. Bij deze methode wordt niet de absolute abundantie meegenomen maar als 0/1 of hooguit in enkele klassen onderverdeeld. Deze methode is minder nauwkeurig maar hiervoor hoeven de referenties niet kwantitatief beschreven te zijn. Een voordeel van deze methode is dat er meer nadruk gelegd kan worden op zeldzame taxa. Een lijst met taxa die indicatief zijn voor de referentie is voldoende.

Uiteindelijk zal een combinatie van beide methoden waarschijnlijk tot de beste resultaten leiden omdat dan eerst een nieuw monster/opname kwantitatief aan één van de watertypen kan worden toegedeeld en vervolgens een score kan worden berekend voor het aantal typespecifieke zeldzame soorten. Doordat de aantallen van deze zeldzame soorten altijd laag zijn spelen ze bij het toedelen van een monster aan een typologie nauwelijks een rol.

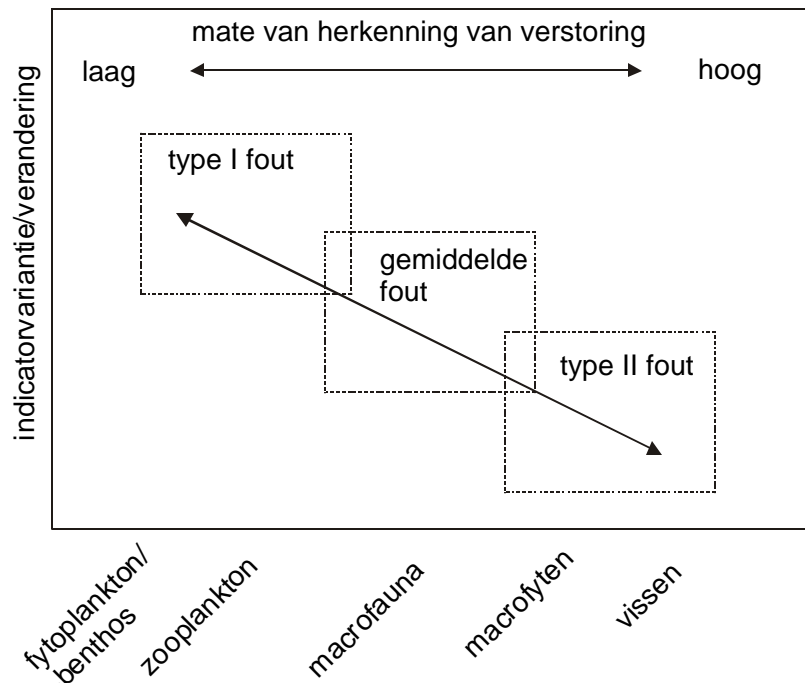
Beschrijvingen van referenties zoals gedefinieerd in de Kaderrichtlijn Water ontbreken (nagenoeg) volledig in Nederland (Nijboer 2003). In het Aquatisch Supplement van de Nederlandse binnenwateren is voor ieder watertype in principe de natuurlijke ecologische toestand van (een deel van) het watersysteem beschreven. In deze beschrijving is de biotiek opgenomen als een opsomming van de meest kenmerkende macrofyten, macrofauna en vissen. De abiotische omstandigheden zijn richtinggevend voor de optimale ontwikkeling van het type. Echter de watertypen in het Supplement zijn voor de biotiek onvoldoende gekwantificeerd noch zijn alle door de KRW vereiste biologische kwaliteitselementen opgenomen. Ook betreffen deze typen MEP's. Iedere gemeenschap bevat bovendien naast de meest kenmerkende (vaak zeldzame) soorten ook een aantal meer algemene. De laatste categorie ontbreekt in het Supplement. Dit betekent dat een kwantitatieve rekenkundige toepassing, gebaseerd op een afstand ten opzichte van de referentie, op kortere termijn niet haalbaar is als geen gekwantificeerde referentietoestanden opgesteld worden.

In het Aquatisch Supplement is natuurlijke toestand (MEP's) voor de Nederlandse oppervlaktewateren niet gekwantificeerd. Om in KRW-kader op korte termijn (binnen circa 1 jaar) tot kwantificering te komen dienen de aquatische natuurdoeltypen te worden gekwantificeerd. Wel wordt geadviseerd om onderzoek op te zetten dat over een periode van circa 5-10 jaar voor de KRW watertypen leidt tot een voldoende onderbouwde, gekwantificeerde methodiek.

5.6.11 Fouten

Eén van de belangrijkste onderdelen van een maatlat is het onderscheid tussen te detecteren informatie (het signaal) en de natuurlijke ruimtelijke en temporele variatie (ruis). Wanneer een verstoring wordt vastgesteld dan is het van het grootste belang dat het om een daadwerkelijke verstoring gaat en niet om natuurlijke variatie. Er is in een dergelijk geval sprake van een type II fout (false negative). Omgekeerd mag bij de beoordeling ook geen verstoring worden gemist, er zou dan sprake zijn van een type I fout (false positive). Daarnaast is bij de beoordeling de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van de metric van belang. Deze kenmerken dienen bij de ontwikkeling te worden gekwantificeerd en getoetst.

Overigens hangt de foutdetectie ook samen met de organismegroep. Johnson (2002) heeft een conceptueel model voor deze relatie opgesteld (figuur 3).



Figuur 3. Conceptueel model voor de fout gerelateerd aan een organismegroep. Algen reageren snel op milieuveranderingen en dus kan een verstoring gemakkelijk worden gemist (type I fout; geringe mate van herkenning van verstoring), vissen reageren langzaam op milieuveranderingen en kunnen verstoringen als natuurlijke variatie worden aangezien (type II fout)

5.7 De berekening van scores: een voorbeeld

Het berekenen van metric-scores is geen eenvoudige zaak. Een voorbeeld van een scoringsmethode is weergegeven in tabellen 22 en 23 voor indicatoren respectievelijk zeldzame soorten. De aantallen individuen worden getransformeerd in aantalsklassen. De negatieve indicatoren hebben een negatieve score en hoe meer individuen van een dergelijk taxon voorkomen, des te sterker negatief wordt de score. Als een taxon niet in een type thuishoort is de score 0 voor alle aantalsklassen, behalve als het taxon zeldzaam is dan levert dit toch een score van 1 op. Taxa die wel in het type kunnen voorkomen maar niet kenmerkend zijn, krijgen een 1 als het een algemeen taxon betreft, de abundantie doet er niet toe. De zeldzame taxa krijgen een hogere score en voor deze taxa neemt de score ook toe naarmate de abundantie hoger is. Zeldzame taxa indiceren immers natuurlijkheid, ook al zijn ze niet kenmerkend voor een type. Als een taxon kenmerkend is, is de score het hoogst, vooral als het kenmerkende taxon ook nog eens zeldzaam is. In dat geval neemt de score toe met toenemende abundantie. Voor de indicatieve taxa is de score bij een hoge abundantie lager dan bij een matige abundantie, omdat dominantie van een taxon niet gewenst is, tenzij het taxon zeldzaam is.

Tabel 22. Voorbeeld van scores voor de verschillende klassen voor algemene soorten

aantalklasse	negatieve indicator	niet voorkomend	voorkomend	kenmerkend
1	-1	0	1	2
2	-2	0	1	4
3	-3	0	1	2

Tabel 23. Voorbeeld van scores voor de verschillende klassen voor zeldzame soorten

aantalklasse	negatieve indicator	niet voorkomend	voorkomend	kenmerkend
1	-	1	2	4
2	-	1	4	8
3	-	1	8	16

Tenslotte moeten de scores van alle taxa in een monster voor de referentie worden opgeteld. Uiteindelijk moet de totaalscore geschaald worden tussen 0 en 1 om de interpretatie van de afstand tot de referentie mogelijk te maken. Hiervoor is het van belang om de maximaal mogelijke score ongeveer te bepalen. Dit moet getest worden met behulp van beschikbare gegevens. Vervolgens moet de mogelijke range van de totaalscore nog worden opgedeeld in vijf klassen, omdat dit binnen de Kaderrichtlijn Water vereist is.

Het principe van een metric onder KRW eisen is de relatie van de score onder de referentie omstandigheden versus de daadwerkelijke score. Het principe is gebaseerd op de formule:

waargenomen score / referentiescore. De score is onder de referentieomstandigheden 1 en 0 bij volledige afwijking (KRW bijlage V, 1.4.1-ii). Echter omdat de KRW 5(4) klassen gebruikt voor beoordeling kan een metric ook direct in deze klassen scores.

Het samenvoegen van metric scores tot een multimetric score kan gebaseerd worden op:

1. het optellen van scores en delen door het aantal metrics,
2. het vermenigvuldigen van scores met een wegingsfactor en vervolgens optellen en gewogen delen,
3. het hanteren van een slechtse score principe.

Het project AQEM geeft een aantal voorbeelden van het omgaan met metrics en multimetrics (AQEM consortium, 2002).

Een KRW maatlatscore loopt altijd van 1 tot 0.

5.8 Klassengrenzen

5.8.1 Vaststellen

Het lijkt erg simpel klassen te onderscheiden wanneer de afstand ten opzichte van de referentie wordt gebruikt. Vaak wordt de schaal simpelweg in 5 of 4 klassen gelijke delen opgeknipt. In feite gaat het echter om het onderscheiden van de in de KRW woordelijk omschreven klassen. Deze klassen moeten teruggevonden worden op de maatlat. De KRW verwoordt de klassen in ecologische termen. Uit de woordelijke

klasse beschrijvingen blijkt dat er ecologische veranderingen ten grondslag liggen aan een klassenwijziging. Het rekenkundig opdelen van de maatlat stemt daarom niet altijd overeen met de KRW inhoud.

Het vaststellen van klassen die ieder gescheiden worden door een 'scherpere' verandering of discontinuïteit langs de verstoringsgradiënt is gewenst. Omdat systemen op het eerste gezicht vaak niet scherp maar gradueel veranderen lijkt deze optie minder haalbaar. Deze relatie dient echter nader te worden onderzocht voor de specifieke verstorings-respons relaties. Omslagpunten zoals beschreven door Scheffer et al. (2001) geven aan dat er weldegelijk discontinuïteiten bestaan. In ieder geval dienen klassengrenzen steeds ecologische veranderingen te weerspiegelen. Daarbij dienen deze veranderingen ook betrouwbare beelden op te leveren. Hiervoor dienen de klassen te worden getoetst op significantie in onderscheidend vermogen. Pre- en postclassificatie spelen een belangrijke rol bij het vaststellen van klassengrenzen Hierop wordt in de volgende paragraaf nader ingegaan.

KRW klassengrenzen dienen gebaseerd te zijn op ecologische verschillen.

5.8.2 Pre- en postclassificatie

Met pre- en postclassificatie wordt de classificering bedoeld die ten grondslag ligt aan de ontwikkeling van de maatlat. Een maatlat moet ontwikkeld worden op basis van criteria. Wanneer monsters vooraf of na biologische analyse geclassificeerd worden kan deze indeling als referentie voor de maatlat worden gebruikt. Echter objectieve criteria voor een dergelijke classificatie ontbreken. De mogelijkheden zijn voor:

Preclassificatie:

- √ vooraf een monster classificeren op basis van expert-judgement door bijvoorbeeld de beheerder, op basis van te verzamelen fysisch-chemische en hydromorfologische gegevens, pressor specifieke gegevens of andere voorinformatie zoals historische gegevens (biotisch en/of abiotisch),
- √ vooraf een monster classificeren op basis van de score van een chemische kwaliteitsindex, structuurindex en/of andere kwaliteitsclassificatie.

Postclassificatie:

- √ gemeten milieuvariabelen (actuele milieu-informatie),
- √ multivariate analyse van de biologische of ecologische gegevens,
- √ directe (multi)metric classificatie, al dan niet lineair of met ecologische omslag- of breekpunten
- √ een combinatie van pre- en/of postclassificatie methoden.

Bij de directe multimetric of metric classificatie wordt de score van de metric (die altijd loopt van 0-1) opgedeeld. Deze opdeling is:

- √ rekenkundig; zoals naar percentielen (vaak de 75- of 95- dan wel of 5- of 25-percentiel van de indexscore, of direct in de klassen van 0-0.2, 0.2-0.4, 0.4-0.6, 0.6-0.8, en 0.8- 1.0 (de referentie).
- √ naar ecologische breekpunten; waarbij de indexscore grafisch wordt uitgezet en knikken in het verloop van de score staan voor ecologische breekpunten. De klassengrenzen sluiten dan aan bij ecologisch relevante veranderingen in het waterecosysteem.

De rekenkundige verdeling gaat van twee aannamen uit: (i) de indexscore is lineair verdeeld langs de verstoringsgradiënt en (ii) de ecologische verandering vinden gelijk en geleidelijk plaats.

Het ecologisch breekpunt gaat uit van (i) het optreden van (voldoende) knikken in de score-verdeling en (ii) het volledig aanwezig zijn van alle toestanden representatief voor de verstoringsgradiënt.

Een maatlat moet ontwikkeld worden op basis van criteria. Wanneer monsters vooraf of na biologische en/of milieu-analyse geclassificeerd worden kan deze indeling als referentie voor de maatlat worden gebruikt. Echter, objectieve criteria voor een dergelijke classificatie ontbreken. Toch is een classificatie van monsters vooraf of achteraf nodig. Deze classificatie wordt gebruikt om de ontwikkelde maten tegen te toetsen (calibreren). Afwijkingen kunnen leiden tot het bij stellen van de maatlat (metric of multimetric). Bij de calibratie worden de gegevens die gebruikt zijn voor de ontwikkeling opnieuw toegepast in de analyse. Een calibratie vertelt veel over de consistentie van de ontwikkelde maatlat. De calibratieresultaten dienen statisch te worden getoetst. Vervolgens dient een foutenanalyse de betrouwbaarheid te kwantificeren.

Voor de KRW maatlaten wordt geadviseerd uit te gaan van postclassificatie die bestaat uit een pressor specifieke kwaliteitsindex in combinatie met een ecologische groepering op basis van multivariate analyse en een toets van de metricscore op ecologische breekpunten. KRW maatlaten dienen te worden gecalibreerd.

5.8.3 Klassengrenzen: ZGET-GET en MEP-GEP

Met een maatlat, naar KRW voorschrift verdeeld in 5 (of 4) klassen op basis van de woordelijke definitie, kan de kwaliteitstoestand worden vastgesteld. Een maatlat in KRW termen wordt opgesteld uitgaande van de referentie (maximaal ecologisch potentieel) (ZGET of MEP) als ijkpunt. Rekenkundig wordt de referentie op 1 gesteld (met een variatie naar omhoog). Aan de andere kant van de maatlat wordt de slechtste situatie op 0 gezet. Hierbij kan de slechte ecologische toestand 1 zijn of kan gekozen worden voor een variatie naar omhoog. In de vorige paragraaf is aangegeven hoe de overige klassengrenzen bepaald kunnen worden.

Het is echter uiterst belangrijk om extra aandacht te geven aan met name de ondergrens van de goede ecologische toestand (de op één na 'beste' toestand van de ontwikkeling van een natuurlijk water: GET) en het goede ecologisch potentieel (de op één na 'beste' toestand van de ontwikkeling van de overige wateren: GEP). De redenen hiervoor liggen op het sociaal-economisch vlak (haalbaarheid, betaalbaarheid, draagvlak), dit is namelijk de grens waarop door de EU afgerekend wordt.

Bij het vaststellen van het GET/GEP spelen naast ecologische dus ook andere motieven. Desalniettemin kan vaststelling alleen op ecologische gronden en in samenspraak met de andere Europese landen (intercalibratie).

De grenzen kunnen rekenkundig worden bepaald of worden gebaseerd op ecologische breekpunten. Ecologische breekpunten kunnen voor verschillende

organismegroepen ook op verschillende waarden liggen. Bij een toekomstige geïntegreerde beoordeling (een beoordeling die gebaseerd is op meerdere organismegroepen) is dan onderlinge afstemming van de klassen nodig. Hiervoor is een watertype - pressor specifieke intra-calibratie nodig.

Het is moeilijk om op basis van de woordelijke KRW omschrijving de klassengrenzen realistisch en haalbaar te kwantificeren. Er spelen andere motieven en belangen een rol in het besluitvormingsproces.

5.9 Validatie

Uiteindelijk dient een maatlat, mede in het licht van de gekozen schaal of schalen, ook te gaan voldoen aan de gestelde doelen. Met andere woorden de maatlat dient betrouwbare uitslagen te genereren onder verschillende omstandigheden van het te onderscheiden type en de te beoordelen verstoringsgradiënten. In ieder geval dient de mogelijke variatie waarbinnen de maatlat gaat opereren te worden getoetst op basis van onafhankelijke gegevens. Om onafhankelijke gegevens te verzamelen kunnen twee wegen worden bewandeld:

1. er worden doelgericht nieuwe (eventueel bestaande) gegevens verzameld,
2. een deelverzameling van bestaande gegevens wordt niet voor de ontwikkeling van de maatlat gebruikt maar ingezet voor de validatie.

De validatieresultaten dienen statisch te worden getoetst. Vervolgens dient een foutenanalyse de betrouwbaarheid te kwantificeren.

KRW maatlaten dienen te worden gevalideerd.

5.10 Maatlatvereenvoudiging

Nadat een maatlat ontwikkeld is, is ook nog een vereenvoudigde, snel toepasbare versie gewenst. Dit om een ruimtelijk meer dekkende beoordeling tegen lage kosten te realiseren en om specifieke beoordelingen zoals in natuurgebieden door beheerders zelf te kunnen laten uitvoeren.

De beoordeling is afhankelijk van de aard van invoer van gegevens die op haar beurt afhankelijk is van de meetinspanning. Om meerdere vormen van invoer mogelijk te maken wordt onderscheid gemaakt in maatlat-pakketten. Ieder pakket hangt samen met een KRW organismegroep. Tevens kan hierbinnen gekozen worden uit:

1. een *standaardmaatlatpakket*; dit betreft een standaard lijst met dominante taxa, indicatoren en zeldzame taxa gebaseerd op een standaard opname- of bemonsterings-wijze voor een éénduidige bepaling van de ecologische kwaliteitsklasse en
2. een zogenaamd *eenvoudig maatlatpakket*; dit betreft een lijst met indicatoren, geschikt voor een eenvoudige (herkenbaar) en snelle bepaling (makkelijk te monitoren) van de kwaliteitsklasse.

Dit laatste komt tegemoet aan de wensen van veel natuurbeheerders maar ook vanuit waterbeheerders. Het standaard maatlatpakket sluit aan bij de reguliere

meetinspanning van de regionale waterbeheerders. Het eenvoudige maatlatpakket biedt de mogelijkheid om tegen geringere kosten meer gebiedsdekkend te werken waarbij een grovere indicatie wordt geaccepteerd. Eenvoudige maatlatpakketten worden gebaseerd op snelle beoordelingsmethoden. Standaard- en eenvoudige pakketten kunnen de in tabel 24 aangegeven organismegroepen omvatten.

Tabel 24. Voorbeeld van maatlatpakketten en benodigde meetinspanning

	<i>standaard maatlatpakket</i>	<i>eenvoudig maatlatpakket</i>
hogere waterplanten	Tansley	positieve en negatieve indicatoren
macrofauna	standaardnetbemonstering AQEM/STAR	positieve en negatieve indicatoren
vissen	FAME techniek	positieve en negatieve indicatoren
microfyten	gecombineerd net- en substraatbemonstering	verhouding hoofdgroepen
combinaties van genoemde groepen	zie boven	zie boven

Het grote voordeel van de in tabel 24 aangegeven meetmogelijkheden is dat de meetinspanning of beschikbare informatie gebruik van de maatlat niet in de weg staat of beperkt.

Om de kwaliteitsscore voor een waterlichaam behorende tot een bepaald (sub)watertype te bepalen worden voor de indicatorgroepen die variabelen geselecteerd die relevant zijn voor het betreffende (sub)watertype. Voor iedere geselecteerde variabele worden klassen gedefinieerd en voor elke klasse worden meerdere (t.b.v. eenvoudig maatlatpakket) of alle (t.b.v. standaard maatlatpakket) indicatoren benoemd. Aan iedere indicator is een score gekoppeld (tabel 21). Deze score is in tabel 21 nog als positief of negatief weergegeven. Rekentechnisch wordt deze score in een getal uitgedrukt afhankelijk van een te kiezen maatlatpakket.

KRW maatlaten kunnen versterkt worden door daaruit afgeleide kosten-effectieve snelle beoordelingsmethoden te ontwikkelen.

6 Implementatie en kwaliteit van de maatlat

6.1 Inleiding

Verschillende aspecten van maatlatontwikkeling zijn in de voorgaande hoofdstukken aan bod gekomen. Daarmee is de ontwikkeling van de maatlat echter nog niet voltooid. In ieder geval is extra aandacht nodig voor de implementatie, kwaliteit en transparantie van de systemen. De toekomstige gebruikers moeten betrouwbare resultaten kunnen genereren, moeten zelf kunnen zien wat er gebeurt en moeten de resultaten eenvoudig kunnen overdragen. Daarnaast maakt het tijdpad van de KRW implementatie het bijna noodzakelijk om de KRW maatlaten modulair op te bouwen. In het hoofdstuk 7 “Acties om te komen tot KRW maatlaten” wordt hiervoor een raamwerk en (sub)watertype gerichte modulering voorzien.

6.2 Implementatie

De implementatie van de KRW maatlaten begint vandaag. De hoofdstructuur, de keuzen, de samenhang maar de gewenste homogeniteit, harmonisatie, standaardisatie en kwaliteit kunnen alleen succesvol worden indien een breed draagvlak wordt gecreeërd. Voorgesteld wordt om de concept rapporten typologie, referenties en maatlaten met betrokkenen in waterbeheer en -beleid grondig te evalueren. Echter daarmee is het implementatietraject pas begonnen. Aspecten zoals harmonisatie, standaardisatie en kwaliteitsborging van iedere afzonderlijke maatlat dienen gestart te worden met cursussen, ondersteund te worden vanuit een deskundigenteam en regelmatige terugkoppelingen zorgen voor een gewenst groeiproces.

6.2.1 Software

Voor de berekening van de maatlaten wordt een gebruikersvriendelijk computerprogramma ontwikkeld. De basis is gelegd in de EBEO-systemen, de EKO-software-pakketten en het AQEM beoordelingssysteem. Vooral de transparantie en het voldoen aan de KRW eisen maken het laatst genoemde pakket tot een goed voorbeeld. De kwaliteiten van alle genoemde systemen moeten echter worden geïntegreerd. Achter het programma komt een database waarin alle dominantie, positieve en negatieve indicatoren met hun indicaties per watertype en zeldzaamheden gerangschikt zijn. Deze indicaties worden bij de toepassing voor de gebruiker zichtbaar (transparantie). Een voorbeeld is de presentatie van de metrics in de AQEM software. De indicatoredatabase zal watertype na watertype en stap voor stap moeten worden opgebouwd en verbeterd (groeibase). Het programma zal onmiddellijk gebruikt kunnen worden zodra het rekentechnische en programmatechnische deel klaar zijn en het eerste watertype en haar indicatoren erin hangen. Andere watertypen en uitbreiding van indicatoren zullen in de loop van de

tijd volgen. Leemten in kennis, bijvoorbeeld biotische relaties, of het ontbreken van kennis omtrent de referentie voor een bepaald watertype kunnen altijd worden aangevuld. Hiervoor wordt apart onderzoek verricht. De database zal dan ook regelmatig bijgewerkt worden als weer nieuwe kennis is vergaard. Ook resultaten van herstelprojecten of wetenschappelijke onderzoeken kunnen kennis opleveren omtrent referentiebeelden of nieuwe indicatoren. Alle gebruikers krijgen dan automatisch een nieuwe versie.

6.2.2 Transparantie

Gebruikers willen graag weten wat programma's doen en waarom de uitkomsten zijn zoals ze zijn. Daarvoor is, vooral voor deskundige gebruikers, het noodzakelijk dat de maatlatten eenduidig en helder zijn in hun functioneren, in de kenmerken die ze gebruiken en de waarde van ieder van de gebruikte kenmerken. Daarnaast moet iedere metric en multimetric wetenschappelijk onderbouwd zijn. Openheid is bij een wetenschappelijk gefundeerde keuze eenvoudig te bieden.

Naast een kwaliteitsproces van ontwikkeling is openheid naar iedere gebruiker gewenst.

In de inleiding is een tabel van Robertson & Davis (1993) gepresenteerd (tabel 1). Een aantal daarin genoemde kenmerken staan borg voor een transparant proces.

6.3 Kwaliteitsborging

Kwaliteitscontrole is relatief nieuw maar uiterst noodzakelijk. Steeds meer signalen duiken op dat de bestaande gegevens een grote variatie en grote ruis vertonen. Het gaat hier nu niet om dit gegeven uit het verleden maar om de lering voor de toekomst. In de KRW is de ecologie leidend. Dat betekent dat aan de ecologische beoordeling en oorzaakanalyse belangrijke en financiële consequenties worden verbonden. Naast de basale eigen verantwoordelijkheid onderstreept de KRW de eis van zekerheid in uitspraken. Kwaliteitscontrole draagt in belangrijke mate bij aan de juistheid van antwoorden en vermindert de ruis als gevolg van eigen interpretaties.

In het Europese project STAR wordt uitvoerig aandacht geschonken aan kwaliteitsborging. Ringonderzoeken zijn daar onderdeel van maar dat is nog onvoldoende. Het gehele traject van locatiekeuze tot het invoeren van de waarde voor een taxon wordt onderworpen aan kwaliteitsborging. Uiteraard begint kwaliteitszorg bij het standaardiseren van technieken in protocollen, het geven van cursussen, het harmoniseren van uitvoeringsaspecten en het standaardiseren van een groot aantal handelingen. Daarnaast zijn het toetsen van betrokkenen op kennis en vaardigheden, het controleren van uitvoeringsstappen en het terugkoppelen van de resultaten van wezenlijk belang in het kwaliteitsproces. In Engeland is kwaliteitszorg in de ecologische waterbeoordeling al een aantal jaren oud. Op dergelijke ervaring en kennis kan in Nederland worden gebouwd en kan de inburgering van het kwaliteitsproces aanzienlijk versnellen.

Voor de KRW maatlat implementatie is een breed draagvlak nodig. De software dient gebruikersvriendelijk en transparant te zijn. Toekomstige beoordeling kan niet zonder gedegen kwaliteitsborging.

7 Acties om te komen tot KRW maatlatten

7.1 Checklijst ontwikkeling KRW maatlatten

Bij het opstellen van een lijst van activiteiten voor het ontwikkelen van KRW maatlatten wordt onderscheid gemaakt in activiteiten die nodig zijn voor alle te ontwikkelen maatlatten (koepel- of raamwerkactiviteiten) en activiteiten die zich toespitsen op ieder te selecteren watertype afzonderlijk. Het onderscheid tussen beide activiteiten is van belang voor de sturing en de snelheid van het uitvoeringsproces. Om binnen twee jaar een basis voor het stelsel van maatlatten gelegd te hebben dient door de verantwoordelijken van het raamwerk een éénduidige lijn te worden uitgezet en sturing te worden gegeven aan de activiteiten per watertype. Dit vraagt om een deskundige en wetenschappelijk ervaren stuurgroep. De raamwerkactiviteiten dienen ook door wetenschappelijke instanties te worden uitgevoerd. Een deel van de invulling kan, met de juiste sturing, worden uitgezet bij verschillende aspectdeskundigen. Figuur 5 geeft een structuur voor deze activiteiten. De volgende koepelwerkzaamheden, uitgedrukt in trefwoorden, zijn per onderdeel te voorzien:

A1: Algemeen

- √ Raamwerkplan opstellen; de basis voor het raamwerkplan is gelegd in het omgekeerd piramidemodel (bijlage 5), de KRW uitgangspunten (hoofdstuk 2), en de achtergrondhoofdstukken 3 en 4.
- √ Prioritering van watertypen; er wordt uitgegaan van de 55 KRW watertypen (Elbersen et al., 2003). Door RIZA is een eerste prioritering uitgevoerd. Het betreft voornamelijk grotere watertypen die het eerst worden gerapporteerd en dus de stappen onder B moeten gaan doorlopen.

A2: Referentietoestanden

- √ Zie Nijboer (2003) "Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW). III. Het invullen van referentietoestanden".

A3: Maatlatontwikkeling

- √ Nadere uitwerking en methodisch onderzoek metric en multimetric benaderingen en de processen van metric selectie en multimetric compositie (zie hoofdstuk 4 en bijlagen 1, 2, 3 en 4).
- √ Opstellen format en vooraf vullen met bestaande informatie van de indicatoren database. Hiervoor is inmiddels een aanzet beschikbaar die is voort gekomen uit de projecten EKKO (Ekologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel), AET (aquatische ecotootypen), AQEM (bijlage 6) en de STOWA atlanten. Deze gegevens kunnen naar voorbeeld van SPECINFO, ATIC of ECOPROF worden opgeslagen. Voor de afzonderlijke metrics per watertype vormt de database dan de ruggegraad.
- √ Verkennen technieken voor het opstellen/afleiden eenvoudige maatlatten ('low-cost screening'). Low cost screening, rapid assessment of snelle beoordeling is nog slecht onderzocht. Toch blijken de buitenlandse

ervaringen redelijk tot zeer positief, vooral indien de snelle beoordeling in samenhang met de reguliere beoordeling in een stroomgebied plaatsvindt (paragraaf 4.2).

- √ Verkennen van calibratie- en validatietechnieken is nodig als eerste stap naar een kwaliteitssysteem (paragraaf 5.8 en 5.9).

A4: Implementatie en kwaliteit

- √ Opzetten van het implementatietraject (draagvlak en verspreiding) is een eerste verantwoordelijkheid van de betrokken en verantwoordelijke ministeries. Tot op heden zijn dergelijke trajecten nauwelijks begeleid. Gezien de reikwijdte en consequenties van de KRW is een dergelijk traject zeer gewenst (paragraaf 6.2).
- √ Software ontwikkeling (functioneel ontwerp, technisch ontwerp, bouw frame) is relatief eenvoudig omdat inmiddels al een aantal vergelijkbare systemen gebouwd zijn. Het is steeds zaak de eisen van de programmatuur te bewaken en de software niet tot doel te laten verworden (paragraaf 6.2).
- √ Ontwikkeling van methoden voor kwaliteitscontrole staat steeds meer in de aandacht. Het verzamelen voor het verzamelen is voorbij, maar verzamelen van gegevens van mindere kwaliteit is een even slechte investering. Kwaliteitszorg is in Nederland nog nauwelijks ontwikkeld voor biologische methoden. De Europese projecten STAR en FAME kunnen echter in belangrijke mate aan deze ontwikkeling bijdragen. Ervaringen en kennis van verschillende ons omringende landen wordt in STAR gebundeld en verder ontwikkeld (paragraaf 6.3).
- √ Ontwikkelen van richtlijnen voor documentatie, geven van training (cursussen, workshops) en houden van terugkoppelingen zijn onontbeerlijk bij implementatie en kwaliteitszorg (paragraaf 6.2). Op een aantal onderdelen kunnen deze taken onmiddellijk worden opgepakt.

De volgende activiteiten zijn per watertype te voorzien:

B1: Opstellen referentie (zie Definitiestudie KaderRichtlijn Water. III. Het invullen van referentietoestanden (Nijboer, 2003)).

- √ Selectie van referentiewateren en 'beste' beschikbare wateren
- √ Inventarisatie van beschikbare gegevens van deze wateren.
- √ Aanvullende bemonstering voor het verkrijgen van ontbrekende gegevens.
- √ Eventueel aanvullen met referentiegegevens uit andere bronnen (buitenland, historisch).
- √ Beschrijven en vaststellen referentietoestanden.
- √ Het opstellen van een ecologische database met ecologische informatie.

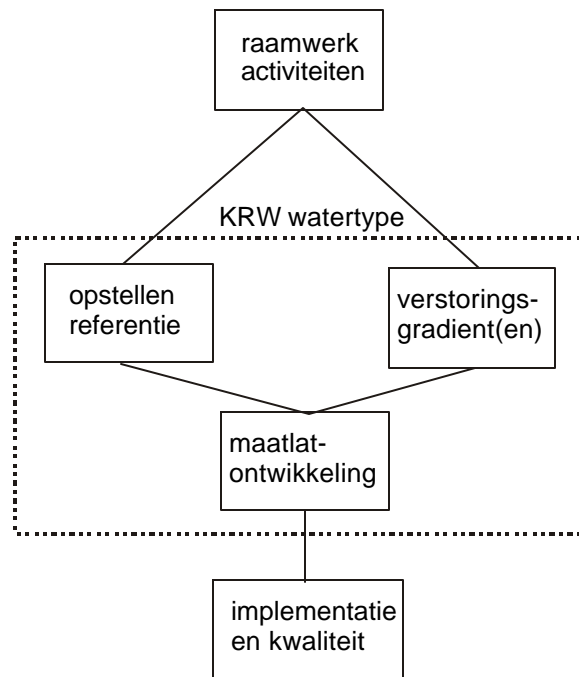
B2: Maatlatontwikkeling

- √ Identificatie van ecosysteemkenmerken ('drivers'): paragraaf 5.4
- √ Verzamelen en bewerken van bestaande data en informatie: paragraaf 6.3
- √ Identificatie van verstoring gradiënt(en): paragraaf 5.4
- √ Identificatie van pressoren: paragraaf 5.4
- √ Selectie van te gebruiken KRW organismegroepen: paragraaf 5.5
- √ Selectie indicatoren (positieve en negatieve): paragraaf 5.6

- ✓ Opstellen metrics en multimetric: paragraaf 5.7
- ✓ Calibratie: paragraaf 5.8
- ✓ Bepaling ecologische breekpunten: paragraaf 5.8
- ✓ Vaststellen klassengrenzen: paragraaf 5.8
- ✓ Validatie: paragraaf 5.9
- ✓ Afleiden eenvoudige maatlat: paragraaf 5.10

B3: Implementatie en kwaliteit

- ✓ Documentatie maatlat(ten): paragraaf 6.2
- ✓ Opzetten kwaliteitscontrole: paragraaf 6.3
- ✓ Opzetten en geven cursus(sen): paragraaf 6.2



Figuur 5. Samenhang in activiteiten die zijn voorzien tijdens de ontwikkeling van de KRW maatlatten

7.2 Trefwoorden bij de maatlatontwikkeling

De (ecologische) complexiteit van de waterlichamen en de eisen vanuit de KRW maken tezamen duidelijk dat het veruit onvoldoende is om te volstaan met één of enkele maatlatten. Er is duidelijk behoefte aan maatlatten die uitgaan van de referentie en die gespecificeerd zijn naar:

- ✓ watertype (KRW typen) en/of subwatertype (typen uit het Aquatisch Supplement)
- ✓ pressor
- ✓ ecosysteemkenmerk

Dergelijke maatlatten worden opgesteld naar:

- ✓ dominante taxa
- ✓ positieve en negatieve indicatoren
- ✓ zeldzame taxa

- √ alle uitgedrukt in aantallen of aantalsklassen
- De indicatoren vormen elementen in de metrics waarbij;
- √ een beperkt aantal indicatoren per metric wordt opgenomen
 - √ de indicatoren pressor dan wel ecosysteemkenmerk specifiek zijn
 - √ de relatie van indicatoren met hun pressor/ecosysteemkenmerk eenduidig en gekwantificeerd is en
- De pressoren en ecosysteemkenmerken zijn:
- √ watertype specifiek

7.3 Plan van aanpak

7.3.1 Korte en lange termijn

De maatlatten dienen op korte termijn operationeel te zijn. Gezien de eisen die Kaderrichtlijn stelt is dat nauwelijks haalbaar. Daarom wordt in ieder geval een tweetrapsbenadering voorgesteld, met op *korte termijn*.

1. het prioriteren van de watertypen (aanpak: geografische verspreiding typen, belang) waarvoor het eerst maatlatten worden ontwikkeld. Dit geschiedt in aansluiting op de reeds geselecteerde wateren en hiervoor worden vooraf selectiecriteria geformuleerd. Het onderzoeken van metric-technieken in het algemeen,
 2. het opzetten van de implementatie- en kwaliteitsborgingstrajecten.
- Tegelijk voor het geprioriteerde watertype op de korte termijn:
3. het beschrijven van een verkorte en versnelde versie van de in paragraaf 7.1 onder B genoemde activiteiten,
 4. het gebruik van beschikbare informatie en het kwantificeren daarvan, waaronder het aquatische natuurdoeltype als referentie, en eventueel en waar nodig aangevuld met eenvoudig te verzamelen informatie,
 5. het selecteren van kansrijke pressor-organismegroep/ecosysteemkenmerk-organismegroep relaties door een aanpak van literatuurstudie, analyseren van databestanden en vervolgens verzamelen van autecologische informatie ten behoeve van de op te nemen metrics,
 6. het opstellen van metrics en het samenstellen van een multimetric,
 7. het calibreren, valideren en operationaliseren van de multimetric
 8. intercalibratie, in ieder geval van organismegroepen en van klassengrenzen, maar eventueel ook met de aangrenzende landen.

Op *langere termijn*, waar overigens ook nu mee begonnen kan worden:

9. het uitvoeren van de in paragraaf 7.1 onder A en B genoemde activiteiten
- Tegelijk of daarna voor het geprioriteerde watertype op de langere termijn:
10. het bemonsteren van de beste nog aanwezige natuurlijke wateren in Nederland, eventueel aangevuld met vergelijkbare informatie uit wateren in de ecoregio,
 11. het bemonsteren van verstoring gradiënten van 'a priori' pressoren en waar nodig ecosysteemkenmerken,
 12. het verbeteren van de metrics en de multimetric.
 13. implementatie

7.3.2 Reeds beschikbare bouwstenen voor maatlatontwikkeling

Minimaal de aan Brussel te rapporteren watertypen dienen binnen 2 jaar van een maatlat te zijn voorzien. Deze maatlatten worden dan ook het eerst opgesteld. Om dit proces zo snel mogelijk te laten verlopen kan gebruik worden gemaakt van een aantal, nu nog losse, bouwstenen.

Deze mogelijke bouwstenen zijn per maatlatonderdeel hierna opgesomd:

<i>Referenties:</i>	uitbouwen MEP's van Aquatisch Supplement, Aquatische Natuurdoeltypen
<i>Methoden:</i>	protocollen van FAME (vissen), AQEM (macrofauna) en STAR (alle KRW organismegroepen)
<i>Metrics/multimetrics:</i>	ruim 100 geautomatiseerde metrics in AQEM (zie ook bijlage 4)
<i>Vestoringsgradiënten:</i>	slottypologie, bekentypologie, typologie grote rivieren
<i>Zelzaamheid:</i>	macrofauna zeldzaamheidslijst, rode lijst vissen, zeldzaamheidslijst macrofyten (in voorbereiding)

7.4 KRW maatlatten op lange termijn

Op de lange termijn kunnen KRW maatlatten het volgende omvatten:

1. *In staat zijn om de kwaliteit en verstoring van een water op verschillende (geografische) schalen te beoordelen, waarbij rekening wordt gehouden met de interacties.* Ecologische netwerken kunnen gebruikt worden als basis voor multimetric-beoordelingssystemen. Het netwerk is geconstrueerd vanuit de volledige bandbreedte van verstoorte en onverstoorte omstandigheden en geeft richting aan de te ontwikkelen metrics. Op een grove schaal kunnen enkele samenvattende metrics op een hoger taxonomisch niveau voldoende zijn (maatlatten); op een regionale schaal zullen zowel het taxonomisch niveau als het algoritme complexer moeten zijn (maatlatten). Op lokaal niveau zullen alleen verfijnde en gedetailleerde benaderingen succesvol en informatief kunnen zijn (maatwerk).
2. *In staat zijn om de ontwikkeling van een water op verschillende schalen te evalueren en hieruit tenminste voor de fijnere schaal beheeradviezen af te leiden.* De te kiezen metrics dienen ook te informeren over door pressoren gewijzigde sleutelfactoren. Een 'decision-support system' of expertsysteem dat is gebaseerd op de kennis over de relatie tussen de levensgemeenschap en sleutelfactoren kan voor oorzaakanalyse worden gebruikt. Bijvoorbeeld in het project EKKO (Verdonschot, 1990) is een dergelijk expert systeem ontwikkeld op regionaal niveau in Overijssel. Dit systeem werkt ondersteunend bij het kiezen van de sleutelfactoren die veranderd/bijgestuurd dienen te worden (de beheersmogelijkheden in termen van de mogelijk te nemen maatregelen). Het expertsysteem is opgenomen in een softwarepakket en bestaat uit toedelingstechnieken, maten en een beslisboom. De beslisboom wordt gebruikt om een goed beeld te krijgen van een set van maatregelen die moeten worden genomen om een bepaald doel te bereiken.
3. *In staat zijn om evaluaties van projectgerichte monitoring te ondersteunen.* Monitoring houdt in dat er monsters moeten worden genomen op verschillende momenten om deze te vergelijken met monsters die al eerder zijn genomen. Het verschil geeft

- informatie over het type, de richting, de maat en de aard van de verandering. Grote veranderingen worden zichtbaar in metric-scores als veranderingen in kwaliteitsklassen. Kleine veranderingen worden gedetecteerd in termen van de richting en 'afstand' van een monster tot het gemiddelde van het dichtstbijzijnde ecologische klasse en kleine veranderingen in specifieke metrics. Zowel de grootte als de richting van de verandering wordt vergeleken met de gekozen, gewenste verandering. Tijdens de evaluatie is deze stap belangrijk om te bepalen of de doelen al dan niet bereikt zijn. Het geeft ook informatie over de noodzaak van aanvullende maatregelen of correcties aan de bestaande.
4. *In staat zijn om effecten te voorspellen op verschillende schalen.* Met een voorspelling wordt de richting en mate van verandering tussen een huidige en toekomstige situatie bepaald. Twee benaderingen zijn mogelijk. Allereerst moet besloten worden om een bepaalde menselijke activiteit die effect heeft op het ecosysteem te veranderen. De huidige situatie en de voorspelde verandering in sleutelfactoren is bekend. Deze verandering van sleutelfactoren wordt geprojecteerd in het netwerk en de effecten in termen van operationele factoren kunnen worden afgeleid. Ten tweede worden doelsoorten of -typen gekozen. De operationele factoren die moeten veranderen om het doel te bereiken worden afgeleid uit het netwerk.
 5. *Onderdeel zijn van een integrale stroomgebiedbenadering.* Boon (1992) voegde een vijfde dimensie toe aan Ward's 'four dimensional nature of lotic systems'. De vijfde dimensie is een abstracte theorie en gaat over basale vraagstukken van filosofie, beleid en praktijk, dat wil zeggen vragen over het 'waarom', 'wat' en 'hoe' vanuit een maatschappelijk oogpunt. Naiman et al. (1992) pleitten daarnaast voor een nieuw perspectief op stroomgebiedbeheer dat rekening houdt met de behoefte om een balans te vinden tussen ecologische, economische en maatschappelijke waarden binnen een lange termijn visie over duurzaamheid en gebruik van natuurlijke hulpbronnen. Dit leidt tot een aantal problemen, zoals de samenwerking tussen overheidsinstanties en de coördinatie van ruimtelijke en temporele autonome ontwikkelingen bij het gebruik van natuurlijke hulpbronnen. Het was voorheen gebruikelijk om in de beoordeling van watersystemen te rapporteren over verschillende aparte maatschappelijke aspecten, zoals de chemische waterkwaliteit in relatie tot de effluentlozingen, of oevererosie in relatie tot ontwatering of verstedelijking. Een meer multidisciplinaire benadering is nodig die gebaseerd is op de principes van het stroomgebied. Het gebruik van natuurlijke hulpbronnen, economische en maatschappelijke waarden zijn onderdeel van geïntegreerd stroomgebiedbeheer. Dit is de enige manier waarop stroomgebieden duurzaam kunnen worden beheerd. Integraal stroomgebiedbeheer heeft een 'decision-support system' nodig om de verschillende belangen van de maatschappij af te kunnen wegen, inclusief de waterkwaliteit, natuurlijke waarden en biodiversiteit. Door het gebruik van GIS in combinatie met kennis omtrent oorzaak en effect relaties en het belang van natuurlijke hulpbronnen kan het geheel kan worden geïncorporeerd in geïntegreerde ecologische beoordeling.

Referenties

- Agence de l'Eau Rhin-Meuse. 1996. Outil d'évaluation de la qualité du milieu physique-synthèse. Metz.
- Allan D.J. & Johnson L.B. 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* 37: 107-111.
- Allan D.J., Erickson D.L. & Fay J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-161.
- Allan T.F.H., Hoekstra T.W. & O'Niell R.V. 1984. Interlevel relations in ecological research and management: some working principles from hierarchy theory. Gen. Tech. Rep. RM-110, US Dept. of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado.
- Allan T.F.H. & Starr 1982. Hierarchy: Perspectives for ecological complexity. Univ. Chicago Press, Chicago.
- Aleksandrova N.G., Moroz T.G., Polishchuk V.S. & Rossova E.Y. 1986. Combined evaluation of water quality of the lower Dnepr. *Water Resources* 4: 589-596.
- Andersen M.M., Riget F.F. & Sparholt H. 1994. A modification of the Trent index for use in Denmark. *Wat. Res.* 18: 145-151.
- Angermeier P.L. & Bailey A. 1992. Use of a geographic information system in the conservation of rivers in Virginia, USA. In: P.J. Boon, P. Calow & G.E. Petts (eds), *River conservation and management*. John Wiley & Sons, New York.
- Armitage P.D. 1994. Prediction of biological responses. In: P. Calow & G.E. Petts (eds.), *The rivers handbook. Hydrological and ecological principles*. Blackwell Sc. Publ. 2: 254-275.
- Armitage P. D., Moss D., Wright J.F. & Furse M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research* 17 (3): 333-347.
- Bal D., Beije H.M., Fellingner M., Haveman R., Opstal van A.J.F.M., Zadelhoff van F.J. 2001. *Handboek Natuurdoeltypen*. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Barbour M.T., Plafkin J.L., Bradley B.P., Graves C.G., Wisseman R.W. 1992. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11: 437-449.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Griffith G.E., Frydenborg R., McCarron E., White J.S. & Bastian M.L. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J. North Amer. Benth. Soc.* 15: 185-211.
- BMWP 1979. Biological monitoring working party. The 1978 national testing exercise. Technical Memorandum 19. Water Data Unit, Reading, UK.
- Boon P.J. 1992. Essential elements in the case for river conservation. In: P.J. Boon, P. Calow & G.E. Petts (eds), *River conservation and management*. Wiley & Sons, Chichester, 11-34.
- Boon P.J., Holmes N.T.H., Maitland P.S., Rowell T.A., Davies, J. 1997. A system for evaluating rivers for conservation (SERCON): development, structure and

- function. In: P.J. Boon & D.L. Howell (eds), *Freshwater quality: defining the indefinable?* The Stationary Office, Edinburgh. 299-326.
- Boyle T.P., Smillie G.M., Anderson J.C. & Beeson D.R. 1990. A sensitivity analysis of nine diversity and seven similarity indices. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.* 62: 749-762.
- Braukmann U. 1997. Zoocoenological and saprobiological contributions to a general regional typology of brooks. *Arch. Hydrobiol.* 26: 1-355.
- Braun-Blanquet J. 1928. *Pflanzensociologie*. Springer, Wien. 3^e Aufl.
- Brink B.J.E. ten, Hoeser S.H. & Colijn F. 1991. A quantitative method for description and assessment of ecosystems: the AMOEBA approach. *Mar. Poll. Bull.* 23: 265-270.
- Brink B.J.E. ten, Hinsberg A van, Heer M. de, Hoek D.C.J. van der, Knecht B. de, Knol O.M, Ligtvoet W., Rosenboom R. & Reijnen M.J.S.M. 2002. *Technisch ontwerp Natuurwaarde 1.0 en toepassing in Natuurverkenning 2.0*. RIVM rapport 408657007, Bilthoven, 132 p.
- Brunke M. & Gonser T. 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology* 37: 1-33.
- Cairns J. Jr. 1975. Quantification of biological integrity. In: J.A. Kusler, M.L. Quammen & G. Brooks (eds), *Mitigation of impacts and losses*. Proc. Nat. Wetland Symp. Berne. 276-282.
- Cairns J. Jr. & Pratt J.R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. 10-27.
- Chandler R.J. 1970. A biological approach to water quality management. *Wat. Poll. Control* 69: 415-422.
- Costanza R., Wainger L., Folke C. & Maler K. 1993. Modeling complex ecological economic systems. *BioScience* 43: 545-555.
- Cummins K.W. & Wilzbach M.A. 1985. Field procedures for analysis of functional feeding groups of stream macroinvertebrates. *Appalachian Environmental Laboratory, Univ. Maryland, Frostburg, USA*. 18 p.
- Dam H. van 1987. *Acidification of moorland pools: a process in time*. Thesis, Agricultural Univ. Wageningen. 175 p.
- Davis W.S. & Simon T.P. 1995. *Biological Assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision-making*. CRC Press, Boca Raton.
- Ellis M.M. 1937. Detection and measurement of stream pollution. *Bull. US Bur. Fish.* 48: 365-437.
- Europese Commissie, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. Establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- Forbes S.A. & Richardson R.E. 1913. Studies on the biology of the upper Illinois river. *Bull. Illinois State Lab. Nat. Hist.* 9: 481-574.
- Fore L.S., Karr J.R. & Wisseman R.W. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches. *J. North Amer. Benth. Soc.* 15 (2) : 212-231.

- Fore S.A., Guttman S.I., Bailer A.J., Altfater D.J. & Counts B.V. 1995. Exploratory analysis of population genetic assessment as water quality indicator. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 30: 36-46.
- Frey D. 1975. Biological integrity of water: an historical perspective. In: R.K. Ballantine & L.G. Guarraia (eds), *The integrity of water*. EPA, Washington D.C. 127-139.
- Friedrich G., Hesse K.J. & Lacombe J. 1993. *Die ökologische Gewässerstrukturkarte*. Wasser und Abwasser 11, Kassel.
- Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. 1986. A hierarchical approach to classifying stream habitat features: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199-214.
- Grimm N.B. & Fisher S.G. 1984. Exchange between interstitial and surface water: implication for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiologia* 111: 219-228.
- Hall L.W. Jr., Fisher S.A. , Killen W.D. Jr., Scott M.C., Ziegenfuss M.C. & Anderson R.D. 1994. Status assessment in acid-sensitive and non-acid-sensitive Maryland coastal plain streams using an integrated biological, chemical, physical, and land use approach. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 3: 145-167.
- Hammen H.H. van der 1992. *De macrofauna van het oppervlaktewater van Noord-Holland. Een aquatisch-oecologische studie: inventarisatie, verspreidingspatronen, tijdreeksen, classificatie van wateren*. Proefschrift KUN, Nijmegen. Provincie Noord-Holland, Dienbst Ruimte & Groen, Haarlem. 256 pp.
- Hawkes H.A. 1975. River zonation and classification. In: B.A. Whitton, (ed.), *River ecology*. Studies in ecology, Univ. Calif. Press 2: 312-374.
- Hellawell J.M. 1978. *Biological surveillance of rivers. A biological monitoring handbook*. NERC, Stevenage, 333 p.
- Hellawell J.M. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier, London. 546 p.
- Henry C.P. & Amoros C. 1995. Restoration ecology of riverine wetlands: I. A scientific base. *Environmental Management* 19: 891-902.
- Hoek W.F. van der 1997. MORFOLOGIC: systeemdekkend morfologisch onderzoek bij beekherstel. *Landinrichting* 1997 (3): 5, 27-33.
- Huston M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *Am. Nat.* 113: 81-101.
- Hutchinson G.E. 1953. The concept of pattern in ecology. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 105: 1-12.
- Hynes H.B.N. 1960. *Biology of polluted waters*. Liverpool Univ. Press, Liverpool. 202 p.
- Hynes H.B.N. 1975. The stream and its valley. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 19: 1-15.
- Illies J. & Botosaneanu L. 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Int. Verein. Limnol.* 12: 1-57.
- Illies, J. 1978. *Limnofauna Europaeae*. 2., überarbeitete und ergänzte Auflage, G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York; Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam.
- Jacobson R., Kazyak P., Janicki D., Wade D. & Wilson H. & Morgan R.P. 1992. Feasability of using an index of biotic integrity (IBI) approach for

- synthesizing data from a Maryland biological stream survey. Rep. prep. by Versar Inc., Columbia, Maryland.
- Jensen M.E. & Bourgeron P. 1994. Ecosystem management: principles and applications (Vol. II). Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-318, US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland.
- Jensen M.E., Bourgeron P., Everett R., Goodman I. 1996. Ecosystem management: a landscape ecology perspective. *Water Resources Bulletin* 32(2): 203-216.
- Johnson L.B. & Gage S.H. 1997. Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* 37: 113-132.
- Johnson L.B., Richards C., Host G.E. & Arthur J.W. 1997. Landscape influences on water chemistry in midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology* 37: 193-208.
- Johnson R.K. 2002. Indicator metrics and detection of impact. In: K. Karttunen (ed.), *Monitoring and assessment of ecological status of aquatic environments*, Nordic Council of Ministers, TemaNord 2001: 563, 41-44.
- Jongman R.H.G., Braak C.J.F. ter & Tongeren O.F.R. van 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc, Wageningen. 299 p.
- Junk J.W., Bayley B.P. & Sparks E.R. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- Karr J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Karr J.R. & Dudley D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5: 55-68.
- Karr J.R., Fausch K.D., Angermeier P.L., Yant P.R. & Schlosser I.J. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Special Publ. 5. Illinois Natural History survey, Urbana.
- Kerans B.L. & Karr J.R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecol. Appl.* 4 (4): 768-785.
- Knoben R.A.E., Roos C. & Oirschot M.C.M. van 1995. Biological assessment methods for watercourses. UN/ECE task force on monitoring & assessment, Lelystad, Volume 3: 1-86.
- Knoben R.A.E. & Peeters E.T.H.M. 1997. Eco-atlas van waterorganismen. Deel V: macrofauna: insecten. STOWA publ. 97-41, 292 pp.
- Kolkwitz R. & Marsson M. 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Aus d. Kgl. Prüfungsanstalt für Wasser versorgung u. Abwässerbeseitigung* 1: 33-72.
- Kolkwitz R. & Marsson M. 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. dtshen. bot. Ges.* 26: 505-519.
- Kolkwitz R. & Marsson M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. *Int. Rev. Hydrobiol.* 2: 126-519.
- Kondolf G.M. & Larson M. 1995. Historical channel analysis and its application to riparian and aquatic habitat restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 109-126
- Kristensen P. & Hansen H.O. 1994. European rivers and lakes. Assessment of their environmental state. European Environment Agency, EEA Environm. Monogr. 1, Copenhagen, 122 pp.

- Levin S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1942-1968.
- Liebmann H. 1962. *Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie*. Band I, R. Oldenburg, Munich. 588 p.
- Martin D. 1996. Influence du mode d'utilisation du sol sur les caractéristiques chimiques de certaines sources aquifères. Faculté de Sciences Economiques de Potiers. Int. rapp. IBN, Leersum. 1-23.
- Matthews R.A., Buikema A.L., Cairns J. & Rodgers J.H. 1982. Biological monitoring: Part IIa: receiving system functional methods, relationships and indices. *Water Res.* 16: 129-139.
- Meijden van der R. 1996. *Heukels Flora van Nederland*. Wolters-Noordhoff 22^{ste} druk, 678 pp.
- Metcalfe J.L. 1989. Biological water quality assessment of running water based on macro-invertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution* 60: 101-139.
- Met-calfe-Smith J.L. 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In: Calow P. & Petts G.E. (eds.), *The rivers handbook. Hydrological and ecological principles*. Blackwell Sc. Publ. Vol. 2: 144-170.
- Miller K.L., Leonard P.M., Hughes R.M., Karr J.R., Moyle P.B., Schrader L.H., Thompson B.A., Daniels R.A., Fausch K.D., Fitzhugh G.A., Gammon J.R., Halliwell D.B., Angermier P.L. & Orth D.J. 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries* 13 (5): 12-20.
- Munné A., Prat N., Solà C., Bonada N. & Rieradevall M. in press. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*
- Naiman R.J. & Décamps H. 1990. *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. MAB series, Volume 4 UNESCO, Paris. Parthenon Publishing Group, New Jersey.
- Naiman R.J., Lonzarich D.G., Beechie T.J. & Ralph S.C. 1992. General principles of classification and the assessment of conservation potential in rivers. In: P.J. Boon, P. Calow & G.E. Petts (eds), *River conservation and management*, Wiley & Sons, Chichester. 93-124.
- National Rivers Authority 1992. *River Corridor Surveys: Methods and Procedures*. Bristol.
- Nelson W.G. 1990. Prospects for development of an index of biotic integrity for evaluating habitat degradation in coastal systems. *Chemistry and Ecology* 4: 197-210.
- Newman P.J. 1988. *Classification of surface water quality*. Heinemann, Oxford.
- Nestler J.M., Milhous R.T. & Layzer J.B. 1989. Instream habitat modelling techniques. In: J.A. Gore & G.E. Petts, *Alternatives in regulated river management*. CRC Press, Boca Raton. 295-315.
- Niemi G.J., DeVore P., Detenbeck N., Taylor D., Lima A., Pastor J., Yount J.D. & Naiman R.J. 1990. Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. *Environmental Management* 14: 571-587.

- Norris R.H. & Georgis A. 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. In: D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. 234-286.
- Nijboer R.C. 2003. Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW). III. Het invullen van referentietoestanden. Alterra rapport 754, 78 p.
- Nijboer R.C., Verdonschot P.F.M. & Hoorn M.W. van den 2003. Vegetatie en macrofauna van de Nederlandse sloten. Van ecologisch-typologisch netwerk tot beoordeling. Alterra rapport 688 (in druk), Wageningen.
- Odum E.P. 1971. *Fundamentals of ecology*. Saunders Company, Philadelphia. 574 p.
- Odum E.P. 1975. *Ecology*. second edition. Holt, Rinehart & Wiston, London. 244 p.
- Ohio EPA 1987/1989. *Biological criteria for the protection of aquatic life*. Vol. I, II, III. Ohio Environmental Protection Agency, Columbus, OH.
- Omernik J.M. 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Ann. Assoc. Am. Geol.* 77: 118-125.
- O’Niell R.V., DeAngelis D.L., Waide J.B. & Allen T.F.H. 1986. *A hierarchical concept of the ecosystem*. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.
- Osborne L.L. & Kovacic D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243-258.
- Pantle E. & Buck H. 1955. Die biologische Überwachung de Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach*, 96 (18): 604 p.
- Pauw N. de & Vanhoren G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia* 100: 153-168.
- Pauw N. de, Ghetti P.F. & Manzini D.P. 1992. Biological assessment methods for running waters. In: Newman et al. (eds), *River water quality: ecological assessment and control*.
- Peeters E.T.H.M., Gardeniers J.J.P. & Tolkamp H.T. 1994. New methods to assess the ecological status of surface waters in the Netherlands. Part 1: Running waters. *Verh. Int. Verein Limnol.* 1914-1916.
- Petersen R.C., Madsen B.L., Wilzbach M.A., Magadza C.H.D., Paarlberg A., Kullberg A. & Cummins K.W. 1987. Stream managemen: emerging global similarities. *Ambio* 16: 166-179.
- Petts G.E. 1990. Water, engineering and landscape: development, protection and restoration. In: D. Cosgrove & G. E. Petts (eds), *Water, Engineering and Landscape*. Water control and landscape transformation in the modern period. Belhaven Press, London. 188-208.
- Plafkin J.L., Barbour M.T., Porter K.D., Gros S.K. & Hughes R.M. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA 444/4-89-001. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C.
- Pringle C.M. 1998. Managing riverine connectivity in complex landscapes to protect ‘remnant natural areas’. *Verhandl. Int. Verein. Limnol.* (in press).
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H., Fox P.J.A., Everard M., Fozzard I.R. & Rouen K.J. 1997. *River Habitat Quality: the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man*. Environment Agency, Bristol.

- Raven P.J., Boon P.J., Dawson F.H., Ferguson A.J.D. 1998. Towards an integrated approach to classifying and evaluating rivers in the UK. *Aquatic conservation* 8: 383-393.
- Resh V.H. & Unzicker J.D. 1975. Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. *J. Wat. Pollut. Contr. Fed.* 47: 9-19.
- Resh V.H. & McElravy E.P. 1993. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. 159-194.
- Resh V.H. & Jackson J.K. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York. 195-233.
- Richter B.D., Baumgartner J.V., Powell J. & Braun D.P. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 10(4): 1163-1174.
- Richter B.D., Baumgartner J.V., Wigington R. & Braun D.P. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37: 231-249.
- Robertson A. & Davis W. 1993. The selection and use of water quality indicators. Water Environmental Federation, speciality conference Anaheim.
- Roth N.E., Allan J.D. & Erickson D.L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed and multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11(3): 141-156.
- Schumm S.A. 1977. *The fluvial system*. John Wiley & Sons, New York.
- Seager J., Milne I., Rutt G. & Crane M. 1992. Integrated biological methods for river water quality. In: Newman et al. (eds), *River water quality: ecological assessment and control*.
- Sedell J.R., Reeves G.H., Hauer F.R., Stanford J.A. & Hawkins C.P. 1990. Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management* 14: 711-724.
- Shannon C.E. & Weaver W. 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Sládeček V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Ergebnisse der Limnologie* 7:1-128.
- Slocombe D.S. 1993. Implementing ecosystem-based management: Development of theory, practice and research for planning and managing a region. *BioScience* 4: 612-622.
- Stanford J.A. & Ward J.V. 1988. The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature* 335: 64-66.
- Statzner B. & Sperling F. 1993. Potential contribution of system-specific knowledge (SSK) to stream-management decisions: ecological and economic aspects. *Freshwater Biology* 29: 313-342.
- Statzner B., Resh V.H., Roux A.L. 1994. The synthesis of long-term ecological research in the context of concurrently developed ecological theory: design of a research strategy for Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater biology* 31: 253-263.

- Southwood T.R.E. 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *J. Anim. Ecol.* 46: 337-365.
- Southwood T.R.E. 1988. Tactics, strategies and templets. *Oikos* 52: 3-18.
- Thorne R.S.T.J. & Williams W.P. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater biology* 37: 671-686.
- Tolkamp H.H. 1984. Biological assessment of water quality in running waters using macroinvertebrates: a case study for Limburg, The Netherlands. *Wat. Sci. Techn.* 17: 867-878.
- Tolkamp H.H. 1985. Using several indices for biological assessment of water quality in running water. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2281-2286.
- Townsend C.R. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8(1): 51-63.
- Tuffery G. & Verneaux J. 1968. Methode de determination de la qualite biologique des eaux courantes. CERAFAER, Paris. 21p.
- Turner M.G. 1990. Landscape changes in nine rural counties in Georgia. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 56: 379-386.
- US Fish and Wildlife Service 1981. Habitat Evaluation Procedures (HEP). ESM 102 USFWS, Washington D.C. 135 p.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. (1980): The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- Verdonschot, P.F.M. 1983. Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Provinciale Waterstaat in Overijssel, Zwolle. 1-57.
- Verdonschot P.F.M. 1990. Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands). Ph.D. Thesis, Wageningen, 1-255.
- Verdonschot P.F.M. 1991. The web-approach: a tool in water management. In: *Ecological Water Management in Practice (Proceedings of the technical meeting held in Ede, The Netherlands, 3 October 1990)*. Proc. and Inf. CHO-TNO, 45: 59-76.
- Verdonschot P.F.M. & Nijboer R.C. 1997. Typology of macrofaunal assemblages applied to water and nature management; a Dutch approach. The RIVPACS International Workshop, 16-18 September 1997, Oxford, UK.
- Verdonschot P.F.M., Driessen J.M.C., Mosterdijk H.G. & Schot J.A. 1998. The 5-S-Model, an integrated approach for stream rehabilitation. In: H.O. Hansen & B.L. Madsen, *River Restoration '96, Session lectures proceedings*. International Conference arranged by the European Centre for River Restoration: 36-44. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Verdonschot P. F. M. & Nijboer R. C. 2002. Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. *Hydrobiologia* (in prep.).
- Verdonschot P.F.M., Hoorn M.W. van den & Hoek Tj. van den 2001. Aquatic ecology of lowland streams. In: Walsum P.E.V. van, Verdonschot P.F.M. & Runhaar J. (eds.) (2001): *Effects of climate and land-use change on lowland stream ecosystems*. Dutch National Research Programme on Global Air Pollution and Climate Change, Report no.: 410 200 067. Alterra, Wageningen. Chapter 6: 93-110.

- Verdonschot P.F.M. & Nijboer R.C. 2003. Macrofauna en vegetatie van de Nederlandse beken. Een aanzet tot beoordeling van de ecologische toestand. Alterra-rapport 756, Wageningen. (in druk)
- Vries H.P. & Mark C.M. van der 1982. Hydrobiologisch onderzoek naar de invloed van beekregulatie. Rapport Vakgroep Natuurbeheer, Landbouwhogeschool, Wageningen.
- Wallace, J.B., Webster, J.R. & Woodall, W.R. (1977): The role of filter feeders in flowing waters. -Arch. Hydrobiol. 79: 506-532.
- Ward J.V. 1989. The four dimensional nature of lotic ecosystems. J. North Amer. Benth. Soc. 8 (1): 2-8.
- Ward J.V. & Stanford J.A. 1983. The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In: T.D. Fontaine & S.M. Bartell, Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor Science, Collingwood. 347-356.
- Ward J.V. & Stanford J.A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: T.D. Fontaine & S.M. Bartell, Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor Science, Collingwood. 29-42.
- Warren C.E., Allen M. & Haefner J.W. 1979. Conceptual frameworks and the philosophical foundations of general living systems theory. Behavioral Sc. 24: 296-310.
- Washington H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Res. 18 (6): 653-694.
- Woodiwiss F.S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Chem. Indust. 11: 443-447.
- Woodiwiss F.S. 1980. Biological monitoring of surface water quality. Summary report, Commission of the European Communities. Severn Trent Water Authority. UK. 45 p.
- Wright J.F., Moss D., Armitage P.D. & Furse M.T. 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. Freshwater Biology 14: 221-256.
- Wright J.F., Armitage P.D., Furse M.T. 1989. Prediction of invertebrate communities using stream measurements. Regulated Rivers; Research & Management 4: 147-155.
- Zelinka M. & Marvan P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol. 57: 389-407.

Bijlagen

- 1. Verkenning Nederlandse beoordelingssystemen.**
- 2. Sterkte / zwakte analyse beoordelingssystemen ten aanzien van de KRW eisen**
- 3. Overzicht van bestaande indices/metrics (Vlek et al., 2002).**
- 4. Voorbeelden van indices geselecteerd voor toetsing in het EU AQEM-project.**
- 5. Visie op de ontwikkeling van KRW typologie, referenties en maatlatten.**
- 6. Korte toelichting op enkele belangrijke EU onderzoeksprojecten.**

Bijlage 1 Verkenning Nederlandse beoordelingssystemen.

Overzichtslijst van onderzochte systemen:

EKOO (Ecologische Karakterisering van Oppervlaktewateren in Overijssel)
STOWA-methode stromende wateren (EBEOSWA: Ecologische BEOordeling Stromende Wateren)
STOWA-methode meren en plassen
STOWA-methode zand-, grind- en kleigaten
STOWA-methode sloten (EBEOSLO)
STOWA-methode kanalen (EBEOKAN)
AMOEBE-benadering (Algemene Methode voor Oecosysteem-beschrijving en-BEOordeling)
Vegetatie-typologie van Zuid-Holland
Het systeem van De Lange & Van Zon (1977)
CABO-kartering
Diversiteitsindices
K12345-index
K135-index
Meetlat Gelderland
Diatomeeën-index volgens H. van Dam
GTD vervuilingindex diatomeeën
Similariteitsindices
Binorma index
Beoordelingsmethode Drentse beken 1990
Saprobie-index van Zelinka & Marvan
Sládecek index
SEND (Stelsel van Ecologische Normdoelstellingen)
AQEM Nederland
Beekkarakter-index
IBI rijkswateren (verkenning)
IBI regionale wateren
Sabrobiequotiënt van Dresscher & Van der Mark
Natuurdoeltypen volgens D. Bal
EHS-doelrealisatiegraadmeter
Soortgroep Trend Index
Natuurwaarde
Rode Lijst Indicator
Aangepaste Rode Lijst Indicator
Beoordelingsmethode voor meren plassen Van der Molen
Ecologische beoordeling van kleine wateren in Noord- en Zuid-Holland
Regulatie-index
MORFOLOGIC

naam: EKO (Ecologische Karakterisering van Oppervlaktewateren)

Toepassingsgebied: Utrecht	oppervlaktewateren op de Veluwe, Overijssel en
Principe:	EKO hanteert een netwerkbenadering gebaseerd op een cenotypologie. Deze cenotypologie is gebaseerd op multivariate analyse van abiotische en macrofauna gegevens. EKO plaatst een bepaalde locatie in een netwerk van ontwikkelingsstadia. Het netwerk geeft vervolgens ontwikkelingen of maatregelen aan waardoor andere stadia kunnen worden bereikt. EKO geeft geen oordeel over de ecologische toestand van een locatie.
Status:	in gebruik in Overijssel
Ruimtelijke schaal:	voor lijnvormige wateren 25-30 m, voor kleinere ronde of onregelmatig gevormde wateren het hele water
Pressor:	organische vervuiling minerale vervuiling habitat degradatie verdroging verzuring
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	ja
Bemonsteringsmethode:	afhankelijk van het watertype (Verdonschot 1990), monsternamen bij voorkeur in het voor- en najaar
Determinatieniveau:	soort, soortgroep, genus of familie afhankelijk van het taxon (zie afstemmingslijst Wageningen Software Labs (2002))
Invoer:	abundantie en soortensamenstelling van de macrofauna per 1.5 m ²
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	passieve ordinatie gevolgd door het bepalen van de euclidische en mahalanobis afstand (associatiecoëfficiënten), weging, discriminantanalyse en het bepalen van de similariteit
Opstellen klassengrenzen:	n.v.t.
Uitvoer:	per cenotype uit het netwerk wordt de kans (%) weergegeven, dat een monster/locatie tot het betreffende cenotype behoort
Indicatie stuurfactoren:	ja
Transparantie:	zeer hoog
Calibratie / validatie:	calibratie door Nijboer (1996)
Referenties:	Verdonschot (1990)

- Nijboer, R.C. (1996) Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel: toetsing van een expertsysteem voor regionaal waterbeheer. Afstudeerverslag, Katholieke Universiteit Nijmegen, Vakgroep Milieukunde, 75p.
- Verdonschot P.F.M. (1990) *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.
- Wageningen Software Labs (2002) Ecologische Karakterisering van oppervlaktewateren (versie 4.3). Wageningen Software Labs, Wageningen.

naam: EBEOSWA (Ecologische BEOordeling Stromende WAteren)

Toepassingsgebied:	beken in Nederland
Principe:	De EBEOSWA methode hanteert een ecosysteem benadering in de beoordeling van stromende wateren. Gebaseerd op geomorfologische en morfometrische criteria wordt een locatie toegedeeld aan een watertype. EBEOSWA beschouwt de ecologische karakteristieken: stroomsnelheid, organische en minerale vervuiling, substraat type en voedselstrategie. Deze karakteristieken worden geïndiceerd door de relatieve abundantie van specifieke indicator soorten (waarde tussen 0 en 1). Het beektype bepaalt de klassengrenzen van de 5 kwaliteitsklassen van een specifieke ecologische karakteristiek op een maatlat (0 tot 100). De methode resulteert in kwaliteitsklassen voor de 5 ecologische karakteristieken, welke tezamen het ecologische profiel van een water vormen.
Status:	algemeen geaccepteerd en gebruikt
Ruimtelijke schaal:	beektraject
Pressor(en):	organische vervuiling minerale vervuiling habitat degradatie (stroming en substraat) algemene degradatie (structuur en functionele opbouw van de macrofaunalevensgemeenschap)
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	bovenloop laaglandbeek middenloop laaglandbeek benedenloop laaglandbeek bovenloop heuvellandbeek middenloop heuvellandbeek benedenloop heuvellandbeek
Bemonsteringsmethode:	Alle substraten moeten worden bemonsterd in verhouding tot hun bedekkingspercentage. Het monster wordt in principe genomen met een standaardmacrofaunanet (IAWM 1984) over een lengte van totaal 5 m. Voor kleine bronnetjes kan een andere bemonsteringsmethode worden toegepast.
Determinatieniveau:	soort, soortgroep, genus of familie afhankelijk van het taxon (zie STOWA 1992 standaardformulier bijlage 3)
Invoer:	abundantie en soortensamenstelling macrofauna per 1.5 m ²
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	multimetric
	$K_i = \frac{\text{totaal aantal individuen voor karakteris tiek } i}{\text{totaal aantal individuen van alle indicatoren}} \times 100$
Opstellen klassengrenzen:	ecologisch onderbouwd

Uitvoer:	indeling in 5 kwaliteitsklassen per karakteristiek, geen samenvattende kwalificatie
Indicatie stuurfactoren:	nee
<i>Transparantie:</i>	matig
Calibratie / validatie:	nee
Referenties:	STOWA (1992)
IAWM (1984) <i>Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisatie</i> . Interprovinciale Ambtelijke Werkgroep Milieu-inventarisatie, Subwerkgroep Hydrobiologie, Haarlem, 25p.	
STOWA (1992) <i>Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater: Beoordelingssysteem voor stromende wateren op basis van macrofauna</i> . STOWA rapport 92-07, Utrecht, 58p.	

naam: STOWA-methode meren en plassen

Toepassingsgebied:	meren en plassen in Nederland
Principe:	<p>De STOWA methode voor meren en plassen is gebaseerd op het voorkomen van waterplanten en fytoplankton. Zowel voor waterplanten als fytoplankton is een deoltoets opgesteld. Op basis van deze twee deoltoetsen wordt het ecologisch niveau van het betreffende water vastgesteld. Het resultaat van de deoltoets waterplanten is in belangrijke mate afhankelijk van de kenmerkendheid van de diverse soorten voor een bepaald ecologische niveau. De mate van kenmerkendheid is apart vastgesteld voor 5 verschillende hoofdtypen (zoete wateren, overige (harde) wateren, brakke-, laagveen- en duinwateren).</p> <p>De deoltoets fytoplankton bestaat uit het toetsen van de fytoplanktonbiomassa (chlorofyl-a) en de soortensamenstelling.</p> <p>Met behulp van drie additionele pakketten (nutriënten, verzuring en biotische interacties) wordt de mogelijkheid geboden om inzicht te verwerven in relevante stuurvariabelen.</p>
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	hele water
Pressor(en):	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	waterplanten en fytoplankton
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	zachte wateren duinwateren laagveenwateren brakke wateren overige (harde) wateren
Bemonsteringsmethode:	vegetatieopnamen volgens de Tansley-methode (STOWA 1993a) maandelijkse bemonstering fytoplankton van april t/m september en een bemonstering in februari/maart en oktober/september
Determinatieniveau: groep)	waterplanten op soort m.u.v. de kranswieren (één globale beschrijving fytoplanktonmonster, "lastige taxa" niet op soort, ruwe schatting relatieve frequentie <i>Microcystis</i> , <i>Oscillatoria agardhii</i> en <i>Lyngba/Oscillatoria</i>
Invoer:	abundantie (volgens 10-delige schaal) en soortensamenstelling waterplanten zomergemiddelde chlorofyl-a-gehalte en globale fytoplanktonsamenstelling van de monsters
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	multimetric; op basis van de invoer wordt direct de ecologische beoordeling bepaald, zowel de beoordeling op basis van macrofyten als fytoplankton resulteert in een ecologische beoordeling naar 5 kwaliteitsklassen. De

	resultaten van beide deoltoetsen worden gecombineerd tot een weergave van het ecologische niveau van het monster.
Opstellen klassengrenzen:	ecologisch onderbouwd
Uitvoer:	indeling in 5 kwaliteitsklassen
Indicatie stuurfactoren:	het is mogelijk om met behulp van additionele pakketten (nutriënten, verzuring en biotische interacties) inzicht te krijgen in relevante stuurvariabelen.
<i>Transparantie:</i>	matig
Calibratie / validatie:	nee
Referenties:	STOWA (1993a)
STOWA (1993a) <i>Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater: Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor meren en plassen</i> . STOWA rapport 93-17, Utrecht, 73p.	

naam: STOWA-methode zand-, grind- en kleigaten

Toepassingsgebied:	diepe zand-, grind- en kleigaten Nederland
Principe:	De STOWA-methode voor diepe zand-, grind- en kleigaten hanteert een ecosysteem benadering in de beoordeling van gaten. Gebaseerd op het chloriniteit, de hardheid en de pH wordt een locatie toegedeeld aan een watertype. De methode onderscheidt 5 beïnvloedingsfactoren (pressoren). Voor elke beïnvloedingsfactor is een karakteristiek geformuleerd die naar die factor verwijst. De methode beschouwt de ecologische karakteristieken: trofie, saprobie, brakkarakter (m.u.v. zure gaten), zuurkarakter (m.u.v. brakke gaten) en habitatdiversiteit. Iedere karakteristiek wordt kwantitatief beschreven door één of meerdere maten voor diverse kwaliteits-elementen. Elke maatstaaf omvat 3 kwaliteitsniveaus. Om uitspraken te kunnen doen op het niveau van de karakteristieken worden voor elke karakteristiek de deelbeoordelingen van de maten gesynthetiseerd tot één kwaliteitsniveau. Voor de karakteristieken worden 5 kwaliteitsniveaus gehanteerd. Uiteindelijk wordt een ecologisch profiel samengesteld van de karakteristieken trofie, saprobie, habitatdiversiteit, zuurkarakter en brakkarakter. In het ecologisch profiel kan naast het kwaliteitsniveau per karakteristiek tevens worden aangegeven in hoeverre alle maten zijn betrokken bij de beoordeling van de verschillende karakteristieken.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	hele water
Pressor(en):	organische vervuiling minerale vervuiling verziltting / verzoeting verzuring / alkaliserend inrichting
Biologische kwaliteitselement(en):	waterplanten, diatomeeën, zoöplankton en fytoplankton
Overige kwaliteitselement(en):	onderwatertallud (morfologisch) zuurgraad (chemisch) chloriniteit (chemisch) zuurstofhuishouding (chemisch) nutriëntenhuishouding (chemisch) doorzicht (fysisch)
Differentiatie naar typen:	zoete diepe zand-, grind- en kleigaten zure diepe zand-, grind- en kleigaten brakke diepe zand-, grind- en kleigaten
Bemonsteringsmethode:	afhankelijk van het bemonsterde kwaliteitselement (STOWA 1994a)
Determinatieniveau:	fytoplankton, zoöplankton en waterplanten op soort, soortgroep of genus afhankelijk van het taxon (zie STOWA rapport 94-19 standaardformulier bijlage 2, 3 en 5) diatomeeën op soort (zie STOWA rapport 94-19 standaardformulier bijlage 4)

Invoer:	abundantie en soortensamenstelling fytoplankton, zoöplankton, diatomeeën,
	hydrofyten, helofyten zuurstofhuishouding – zuurstofverzadiging (%), BZV (mg/l), NH ₄ -N (mg/l) nutriëntenhuishouding – anorganisch N (mg/l), totaal-N (mg/l), ortho-P (mg/l), totaal-P (mg/l), zuurstofverzadiging (%) zuurgraad chloridegehalte (mg/l) Secchi-diepte (m) gemiddelde hellingshoek van de littorale onderwaterbodem (%)
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	multimetric; voor biotische maten wordt gebruik gemaakt van het aantal indicatorsoorten, de relatieve abundantie van indicatoren of van een berekening van indicatoren met wegingsfactoren. Voor abiotische maten wordt gebruik gemaakt van combinaties van milieuvariabelen, waarbij iedere variabele in een aantal klassen is onderverdeeld. Iedere maatstaf levert een indeling in 3 klassen op. M.b.v. de gesommeerde waarde van alle maten voor één karakteristiek in combinatie met het aantal gebruikte maten voor de karakteristiek, kan de uiteindelijke kwaliteitsklasse worden vastgesteld voor de karakteristieken (variërend van 1 tot 5)
Opstellen klassengrenzen:	ecologisch onderbouwd voor de maten, het is echter niet duidelijk of de combinatie van de verschillende maten tot één kwaliteitsklasse per karakteristiek ook ecologisch onderbouwd is
Uitvoer:	indeling in 5 kwaliteitsklassen per karakteristiek, geen samenvattende kwalificatie
Indicatie stuurfactoren:	nee
<i>Transparantie:</i>	matig
Calibratie / validatie:	validatie door Specken (1997)
Referenties:	STOWA (1994a)
	Specken, B. (1997) Ervaringen met het Ecologisch beoordelingssysteem van de STOWA voor zand-, grind- en kleigaten in de provincie Utrecht. <i>In: R. Maasdam & S.P. Klapwijk (eds). Evaluatie en verder ontwikkeling van ecologische beoordelings-systemen.</i> WEW, themanummer 12, 48p.
	STOWA (1994a) <i>Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater: Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor zand-, grind- en kleigaten.</i> STOWA rapport 94-19, Utrecht, 82p.

naam: STOWA-methode sloten

Toepassingsgebied:	sloten in Nederland
Principe:	De STOWA-methode voor sloten komt overeen met de methode voor diepe zand-, grind- en kleigaten. Gebaseerd op het chloriniteit, de pH en de aard van de ondergrond wordt een locatie toegedeeld aan een watertype. De methode voor sloten onderscheidt alleen 8 beïnvloedingsfactoren i.p.v. 5 en beschouwt andere ecologische karakteristieken, namelijk: trofie, saprobie, brakarakter, zuurkarakter, waterchemie, permanentie, gevoeligheid voor toxiciteit, structuur en variant-eigen-karakter. Het variant-eigen-karakter is gekoppeld aan de beïnvloedingsfactor typologisch aspect. Bij de beoordeling van het typologisch aspect gaat het erom vast te stellen in hoeverre de sloot voldoet aan het karakter van de variant waartoe de sloot behoort.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	organische vervuiling minerale vervuiling verziltning / verzoeting verzuring / alkaliserings waterkwantiteit toxiciteit inrichting typologisch aspect
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna, waterplanten en diatomeeën
Overige kwaliteitselement(en)	nutriëntenhuishouding (chemisch) zuurstofhuishouding (chemisch) chloriniteit (chemisch) zuurgraad (chemisch) IR/EGV (chemisch) slootprofiel (morfologisch)
Differentiatie naar typen:	zandsloten kleisloten veensloten zure sloten brakke sloten licht-brakke sloten
Bemonsteringsmethode:	afhankelijk van het bemonsterde kwaliteitselement (STOWA 1993b)
Determinatieniveau:	waterplanten en diatomeeën op soort, soortgroep of genus afhankelijk van het taxon (zie STOWA rapport 93-15 standaardformulier bijlage 1 en 3) macrofauna op soort, soortgroep, genus of familie afhankelijk van het taxon (zie STOWA rapport 93-15 standaardformulier bijlage 2)
Invoer:	abundantie en soortensamenstelling macrofauna per 1.5 m ² abundantie en soortensamenstelling diatomeeën en waterplanten nutriëntenhuishouding – NH ₄ -N (mg/l), NO ₃ -N (mg/l), ortho-P (mg/l), totaal-P (mg/l), zuurstofverzadiging (%)

	zuurstofhuishouding – zuurstofverzadiging (%), BZV (mg/l), NH ₄ -N (mg/l) chloridegehalte (mg/l) zuurgraad EGV25 (Ms/m) Ca ²⁺ -concentratie (mol/m ³) Cl ⁻ -concentratie (mol/m ³) hellingshoek van de oever (%)
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	multimetric; voor biotische maten wordt gebruik gemaakt van het aantal indicatorsoorten, de relatieve abundantie van indicatoren of van een index. Voor abiotische maten wordt gebruik gemaakt van combinaties van milieuvariabelen, waarbij iedere variabele in een aantal klassen is onderverdeeld. Iedere maatstaaf levert een indeling in 3 klassen op. M.b.v. de gesommeerde waarde van alle maten voor één karakteristiek in combinatie met het aantal gebruikte maten voor de karakteristiek, kan de uiteindelijke kwaliteitsklasse worden vastgesteld voor de karakteristieken (variërend van 1 tot 5)
Opstellen klassengrenzen:	de meeste maten zijn ecologisch onderbouwd, het is echter niet duidelijk of de combinatie van de verschillende maten tot één kwaliteitsklasse per karakteristiek ook ecologisch onderbouwd is
Uitvoer:	indeling in 5 kwaliteitsklassen per karakteristiek, geen samenvattende kwalificatie
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	matig
Calibratie / validatie:	nee
Referenties:	STOWA (1993b)
	STOWA (1993b) <i>Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater: Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor sloten</i> . STOWA rapport 93-15, Utrecht, 102p.

naam: STOWA-methode kanalen

Toepassingsgebied:	kanalen in Nederland
Principe:	De STOWA-methode voor kanalen komt overeen met de methode voor sloten. De methode voor kanalen maakt alleen bij de toedeling van een locatie aan een watertype geen gebruik van de pH, onderscheidt 6 beïnvloedingsfactoren i.p.v. 8 en beschouwt andere ecologische karakteristieken, namelijk: trofie, saprobie, brakkarakter, brakkarakter (m.u.v. brakke kanalen), habitatdiversiteit en variant-eigen-karakter.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	organische vervuiling minerale vervuiling verzilting / verzoeting waterkwantiteitsbeheer inrichting typologisch aspect
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna, waterplanten, diatomeeën en fytoplankton
Overige kwaliteitselement(en)	chlorofyl-a (chemisch) nutriëntenhuishouding (chemisch) zuurstofhuishouding (chemisch) chloriniteit (chemisch) IR/EGV (chemisch) kanaalprofiel (morfologisch)
Differentiatie naar typen:	zandkanalen kleikanalen veenkanalen brakke kanalen sterk brakke kanalen
Bemonsteringsmethode:	afhankelijk van het bemonsterde kwaliteitselement (STOWA 1994b)
Determinatieniveau:	waterplanten en fytoplankton op soort, soortgroep of genus afhankelijk van het taxon (zie STOWA rapport 94-2 standaardformulier bijlage 1 en 4) macrofauna op soort, soortgroep, genus of familie afhankelijk van het taxon (zie STOWA rapport 94-2 standaardformulier bijlage 2) diatomeeën op soort
Invoer:	abundantie en soortensamenstelling macrofauna per 1.5 m ² abundantie en soortensamenstelling diatomeeën, waterplanten en fytoplankton chlorofyl-a-gehalte (mg/l) nutriëntenhuishouding – anorganisch N (mg/l), totaal-N (mg/l), ortho-P (mg/l), totaal-P (mg/l), zuurstofverzadiging (%) zuurstofhuishouding – zuurstofverzadiging (%), BZV (mg/l), NH ₄ -N (mg/l) chloridegehalte (mg/l) EGV25 (Ms/m) Ca ²⁺ -concentratie (mol/m ³) Cl ⁻ -concentratie (mol/m ³)

	hellingshoek van de oever (%)
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	multimetric; voor biotische maten wordt gebruik gemaakt van het aantal indicatorsoorten, de relatieve abundantie van indicatoren of een berekening waarin de indicatoren verwerkt zijn. Voor abiotische maten wordt gebruik gemaakt van combinaties van milieuvariabelen, waarbij iedere variabele in een aantal klassen is onderverdeeld. Iedere maatstaf levert een indeling in 3 klassen op. M.b.v. de gesommeerde waarde van alle maten voor één karakteristiek in combinatie met het aantal gebruikte maten voor de karakteristiek, kan de uiteindelijke kwaliteitsklasse worden vastgesteld voor de karakteristieken (variërend van 1 tot 5)
Opstellen klassengrenzen:	de meeste maten zijn ecologisch onderbouwd, het is echter niet duidelijk of de combinatie van de verschillende maten tot één kwaliteitsklasse per karakteristiek ook ecologisch onderbouwd is
Uitvoer:	indeling in 5 kwaliteitsklassen per karakteristiek, geen samenvattende kwalificatie
Indicatie stuurfactoren:	nee
<i>Transparantie:</i>	matig
Calibratie / validatie:	nee
Referenties:	STOWA (1994b)
STOWA (1994b) <i>Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater: Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor kanalen</i> . STOWA rapport 94-2, Utrecht, 95p.	

naam: AMOEBE-benadering (Algemene Methode voor Oecosysteem-beschrijving en- BEoordeling)

Toepassingsgebied:	AMOEBE's worden specifiek voor bepaalde gebieden ontworpen, voorbeelden zijn de AMOEBE Volkerak-Zoommeer, IJsselmeergebied en Benedenrivierengebied. In principe kan voor elk water een AMOEBE worden opgesteld
Principe:	In de AMOEBE-benadering dient de referentie als ijkpunt voor duurzaamheid en als richtingwijzer voor ecologisch herstel. Voor een watersysteem worden doelvariabelen opgesteld. Deze doelvariabelen zijn representatief voor onderdelen van het systeem en geven samen een goed beeld van het volledige referentiesysteem. De doelvariabelen worden uitgedrukt in kwantitatieve grootheden. Door de waarde voor de doelvariabelen in de huidige situatie uit te drukken als percentage van de waarde in de referentie situatie is er sprake van een maatlat. Indien voldoende kennis over doelvariabelen, stuurvariabelen en ingreep-effect-relaties voorhanden is kan worden nagegaan welk maatregelenpakket nodig is om een bepaald streefbeeld te verwekelijken.
Status:	voornamelijk in gebruik voor rijkswateren
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna, waterplanten, fytoplankton, vissen, zoogdieren en vogels (in sommige gevallen ook zoöplankton)
Overige kwaliteitselement(en)	geen
Differentiatie naar typen:	elke benadering wordt voor een specifiek type ontwikkeld, vaak is er binnen elke benadering nog een indeling naar (sub)typen
Bemonsteringsmethode:	onbekend
Determinatieniveau:	afhankelijk van het type AMOEBE ligt vast welke soorten waterplanten, vissen, zoogdieren, vissen en macrofauna zijn aangewezen als doelvariabelen
Invoer:	afhankelijk van het type AMOEBE, globaal zal de opzet vaak vergelijkbaar zijn met het onderstaande voorbeeld: chlorofyl-a-gehalte ($\mu\text{g/l}$) blauwalgen ($\mu\text{m}^3/\text{m}$) totaal waterplantenaereaal (ha) waterplanten (km/ha) macrofauna (aantal/ m^2) vissen (kg/ha) of (aantal/ha) afhankelijk van de soort zoogdieren (aantal/ha) of (aantal) afhankelijk van de soort vogels (vogeldagen), (broedparen), (aantal in nazomer), (winteraantallen) of (midwinteraantallen) afhankelijk van de soort
Beoordeling t.o.v. de referentie:	ja, beschrijving van de referentie is gebaseerd op historische gegevens en/of expert-judgement. In de beschrijving van het referentiebeeld wordt wel rekening gehouden met de voorwaarden die door "harde" maatschappelijke functies aan het ecosysteem worden opgelegd.

Berekeningsmethode:	(waarde voor de doelvariabele in de huidige situatie / waarde voor de doelvariabele in de referentie situatie) * 100
Opstellen klassengrenzen:	n.v.t.
Uitvoer:	AMOEBE-figuur, waarin de doelvariabelen (kwaliteitselementen) in de huidige situatie worden uitgezet als percentage van de doelvariabelen in de referentie situatie.
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	zeer hoog
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Vanhemelrijk (1996), Vanhemelrijk (1997a), Vanhemelrijk (1997b)

Vanhemelrijk, J.A.M. & J.E.W. de Hoog (1996) *AMOEBE's Benedenrivierengebied. Studie naar ecologische ontwikkelingsrichtingen*. Watersysteemverkenningen 1997, Rijkswaterstaat, RIZA nota 96.004.

Vanhemelrijk, J.A.M. & W.E.M. Laane (1997a) *Aanpassing AMOEBE's IJsselmeergebied. Studie naar ecologische ontwikkelingsrichtingen*. Watersysteemverkenningen 1996, Rijkswaterstaat, RIZA rapport 97.039.

Vanhemelrijk, J.A.M. & J.E.W. de Hoog (1997b) *AMOEBE Volkerak-Zoommeer*. Watersysteemverkenningen 1996, Rijkswaterstaat, RIZA nota 96.002.

naam: Vegetatie-typologie van Zuid-Holland

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren in Zuid-Holland
Principe:	De vegetatie-typologie Zuid-Holland maakt het mogelijk opnames van watervegetaties toe te delen aan vegetatie-typen met behulp van een similariteitsmaat. De aan- en afwezigheid van soorten en hun bedekking wordt vergeleken met de presentie en bedekking van soorten in de verschillende vegetatietypen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een presentie- en bedekkingsweegwaardes vastgesteld voor alle soorten per vegetatietype. Voor elk vegetatietype is een natuurwaarde (uitgedrukt in een waarderingscijfer) vastgesteld op basis van de floristische samenstelling. Deze waardering is vooral gebaseerd op de zeldzaamheid en de tendens (voor- of achteruitgang) van de afzonderlijke soorten.
<i>Status:</i>	?
<i>Ruimtelijke schaal:</i>	?
Pressor(en):	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	waterplanten
Overige kwaliteitselement(en)	geen
Differentiatie naar typen:	ja
Bemonsteringsmethode:	onbekend
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	abundantie (volgens 9-delige schaal) en soortensamenstelling waterplanten
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	- op basis van een ingewikkelde similariteitsmaat wordt de similariteit van elk monster met alle vegetatietypen in Zuid-Holland bepaald (Den Held & Clausman 1985a) - het monster wordt toegedeeld aan het vegetatietype waarmee het de grootste mate van similariteit vertoont - het vegetatietype waaraan het monster is toegedeeld bepaald automatisch het waarderingscijfer
Opstellen klassengrenzen:	n.v.t.
Uitvoer:	gemiddeld waarderingscijfer en standaarddeviatie voor de natuurwaarde van het betreffende watervegetatietype (de waardes waartussen het waarderingscijfer varieert zijn onduidelijk)
Indicatie stuurfactoren:	nee
<i>Transparantie:</i>	matig
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Den Held & Clausman (1985a) en Den Held & Clausman (1985b)

- Den Held, A.J. & P.H.M.A. Clausman (1985a) Het vegetatie-onderzoek van de provincie Zuid-Holland. Deelrapport III De vegetatietypologie van Zuid-Holland. Deel A De watervegetaties (bijlagen). Provinciale Planologische Dienst van Zuid-Holland, Den Haag, 138p.
- Den Held, A.J. & P.H.M.A. Clausman (1985b) Het vegetatie-onderzoek van de provincie Zuid-Holland. Deelrapport III De vegetatietypologie van Zuid-Holland. Deel A De watervegetaties. Provinciale Planologische Dienst van Zuid-Holland, Den Haag, 138p.

naam: Het systeem van De Lange & Van Zon (1977)

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren in Nederland
Principe:	De beoordeling heeft een component gebaseerd op de kwantitatieve (structurele) opbouw van de plantengemeenschap en één gebaseerd op de kwalitatieve (soortelijke) samenstelling hiervan. Het kwantitatieve waarderingsgetal bestaat uit waarderingscijfers voor het bedekkingspercentage (van de submerse laag, de emergente laag en de drijfslaag), het aantal soorten en het bedekkingspercentage voor draadalgen. Het kwalitatief waarderingsgetal is opgebouwd uit indicatiewaarden voor vervuilingsgraad en voedselrijkdom en de uniciteit (zeldzaamheid). De methode resulteert in 10 kwaliteitsklassen voor zowel de kwalitatieve als kwantitatieve component. De verschillende componenten kunnen zowel gezamenlijk als afzonderlijk worden toegepast.
<i>Status:</i>	?
<i>Ruimtelijke schaal:</i>	?
Pressor:	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	waterplanten
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	nee
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	bedekkingspercentage emergente, drijvende en submerse waterplanten soortensamenstelling waterplanten totale bedekking door draadalgen
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	$\text{kwantitatief waarderingsgetal} = (\text{som van de waarderingscijfers voor het bedekkingspercentage van de 3 lagen (structuurgetal)} + \text{waarderingscijfer voor het aantal soorten (diversiteitsgetal)} + \text{waarderingscijfer voor de bedekking met draadalgen}) / 2.5$ $\text{kwalitatief waarderingsgetal} = \text{som van het waarderingsgetal voor vervuilingsgraad en voedselrijkdom en uniciteit} / \text{totaal aantal soorten}$
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair
Uitvoer:	indeling in 10 kwaliteitsklassen per component, geen samenvattende kwalificatie
Indicatie stuurfactoren:	nee
<i>Transparantie:</i>	hoog

Calibratie / validatie: validatie door De Lange & Van Zon (1978), Van Gijsen & Claassen (1978), en Van Leeuwen (1978)

Referenties: De Lange & De Ruiter (1977) en Gonggrijp (1981)

De Lange, L. & M.A. de Ruiter (eds) (1977) *Biologische waterbeoordeling*. TNO, Delft, 251p.

De Lange, L. & J.C.J. van Zon (1978) Evaluation of the botanical response of different methods of aquatic weed control, based on the structure and floristic composition of the macrophytic vegetation. Proc. EWRS 5th Int. Symp. on Aquatic Weeds, 279-286.

Gonggrijp, A. (1981) *Biologische beoordeling van slootkwaliteit: een literatuurstudie en een voorstel voor onderzoek in Zuid-Holland*. Hoogheemraadschap Rijnland, 93p.

Van Gijsen, M.E.A. & T.H.L. Claassen (1978) Integraal structuurplan Noorden des Lands. Landsdelig Milieu-onderzoek deelrapport 2: biologisch wateronderzoek: makrofyten en makrofauna. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

Van Leeuwen, T. (1978) *Een onderzoek en kartering van de vegetaties in de Kalverpolder (gemeente Zaanstad)*. Universiteit van Amsterdam, Hugo de Vries lab., Intern rapport no. 59.

naam: CABO-kartering

Toepassingsgebied:	sloten, weteringen en wijken in Nederland
Principe:	De CABO-kartering is van oorsprong een graslandvegetatiekartering, waarvan de resultaten werden gebruikt in verband met de voorbereidingen voor ruilverkavelingen. Een deel van de kartering is gericht op sloten, weteringen en wijken, dit deel wordt hier besproken. De kartering beschrijft een hoofdingeling naar begroeiingstypen. Deze onderverdeling wordt gebiedsgebonden toegepast. De verschillende typen worden beschreven aan de hand van een aantal specifieke soorten (indicatorgroepen). Op basis van de soortensamenstelling van een water wordt het water toegedeelt aan een vegetatietype. Duidelijke toedelingscriteria worden niet vermeld. Het vegetatietype bepaalt de kwaliteitsklasse waarin het water valt. Er worden drie kwaliteitsklassen onderscheiden: zeer eutrofe wateren, eutrofe wateren en matig eutrofe wateren.
<i>Status:</i>	?
<i>Ruimtelijke schaal:</i>	?
Pressor:	minerale vervuiling
Biologische kwaliteitselement(en):	waterplanten
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	ja
Bemonsteringsmethode:	onbekend
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	soortensamenstelling waterplanten
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	geen
Opstellen klassengrenzen:	onbekend
Uitvoer:	indeling in 3 kwaliteitsklassen
Indicatie stuurfactoren:	nee
<i>Transparantie:</i>	zeer slecht
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	De Boer & De Gooijer (1980)
De Boer, Th.A. & H.H. de Gooijer (1980) <i>Kartering van korte vegetaties van het cultuurlandschap</i> . Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek, Wageningen, 27p.	

naam: Diversiteitsindices

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren
Principe:	Diversiteit is een basis karakteristiek van een levensgemeenschap of ecosysteem (Odum 1975), als zodanig kan de verstoring van ecosysteem of levensgemeenschap als gevolg van één of meerdere pressor(en) worden geëvalueerd m.b.v. een diversiteitsindex. Diversiteitsindices relateren het aantal waargenomen soorten (rijkdom) aan het aantal individuen (abundantie). Sommige indices geven extra informatie door de verdeling van het aantal individuen over het aantal soorten (evenness) te berekenen. In sommige gevallen wordt de diversiteit slechts uitgedrukt als functie van de soortenrijkdom. Het belangrijkste uitgangspunt is, dat de verstoring van een levensgemeenschap als gevolg van stress leidt tot een afname van de diversiteit (Helawell 1986). Lage diversiteit mag echter niet worden gezien als een indicator voor degradatie, aangezien lage diversiteit ook in onbeïnvloede situaties kan worden waargenomen. Om deze reden zeggen temporele veranderingen in diversiteit op één locatie meer dan ruimtelijke veranderingen (Knoben <i>et al.</i> 1995).
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	optioneel, meestal macrofauna en algen (Knoben <i>et al.</i> 1995)
Overige kwaliteitselement(en)	geen
Differentiatie naar typen:	nee
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven, wel moet bij het vergelijken van locaties onderling op standaardwijze worden bemonsterd
Determinatieniveau:	varieert van soort- tot familieniveau
Invoer:	soortensamenstelling of soortensamenstelling en abundantie van het betreffende biologische kwaliteitselement (afhankelijk van de index)
Beoordeling t.o.v. de referentie:	mogelijk (indien referentie voorhanden)
Berekeningsmethode:	voorbeelden
Margalef's index (Klapwijk 1982)	$I = \frac{(S - 1)}{\ln N}$
	S = totaal aantal soorten in de telling N = totaal aantal getelde individuen
Shannon's index (Klapwijk 1982):	

$$I = - \sum_{i=1}^{i=s} \left(\frac{n_i}{N} \right) * 2 \log \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

n_i = aantal individuen van soort I
 N = totaal aantal individuen

Opstellen klassengrenzen:	n.v.t.
Uitvoer:	waarde voor de diversiteit, vaak variërend van 0 tot oneindig (in sommige gevallen van 0 tot 1)
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	zeer hoog
Calibratie / validatie:	calibratie door Archibald (1972), Klapwijk (1982) en Boyle <i>et al.</i> (1990)
Referenties:	Shannon (1948), Margalef (1951), Hellawell (1978) en Klapwijk (1982)

Archibald, R.E.M. (1972) Diversity in some South African diatom associations and its relation to water quality. *Water Research*, **6**, 1229-1238.

Boyle, T.P., G.M. Smillie, J.C. Anderson & D.R. Beeson (1990) A sensitivity analysis of nine diversity and seven similarity indices. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.*, **62**, 749-762.

Hellawell, J.M. (1978) *Biological surveillance of rivers: A biological monitoring handbook*. Water Research Centre, Stevenage, 331p.

Hellawell, J.M. (1986) *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. London, 546p.

Klapwijk, S.P. (1982) Hydrobiologisch onderzoek naar het kwaliteitklassensysteem van Caspers en Karbe in Zuid-Holland, 1982. Hoogheemraadschap van Rijnland, 118p.

Knoben, R.A.E., C. Roos & M.C.M. van Oirschot (1995) UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment. Volume 3: Biological Assessment Methods for Watercourses. Rijkswaterstaat, RIZA rapport 95.066

Margalef, R. (1951) Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Publnes. Inst. Biol. apl.*, **6**, 59-72.

Shannon, C.E. (1948) A mathematical theory of communication. *Bell Systems Tech. J.*, **27**, 379-423, 623-656.

Odum, E.P. (1975) *Ecology* (2nd edition). Holt, Rinehart & Winston, London, N.Y. 244p.

naam: K12345-index

Toepassingsgebied:	laaglandbeken in Brabant
Principe:	De K12345-index is gebaseerd op het systeem van Moller-Pillot (1971) voor natuurlijke laaglandbeken in Brabant. De K12345-index onderscheidt 5 taxa: Eristalis, Chironomus, Hirudinae, Gammarus en Calopteryx. Elk taxon indiceert een andere saprobietoestand variërend van 1 tot 5. De index wordt berekend door het percentage indicatorindividuen per groep te vermenigvuldigen met de factor voor de saprobietoestand en deze te sommeren. Het resultaat is een indexwaarde variërend van 100 tot 500.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	organische vervuiling
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna
Overige kwaliteitselement(en)	geen
Differentiatie naar typen:	nee
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	Eristalis, Chironomus, Hirudinae, Gammarus en Calopteryx
Invoer:	aantal individuen behorend tot de taxa vernoemd bij het determinatieniveau
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	$K_{12345} = \frac{\sum (n_i * w_i)}{\sum n_i} * 100\%$ n_i = aantal individuen van taxon i in een monster w_i = vervuilingsfactor voor taxon i
Opstellen klassengrenzen:	van oorsprong geen klassengrenzen, later zijn door Bakker (1983) wel arbitrair vastgestelde klassengrenzen gehanteerd
Uitvoer:	oorspronkelijk alleen een waarde variërend van 100 tot 500, later ook een indeling in 5 kwaliteitsklassen Bakker (1983)
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	zeer hoog
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Gardeniers en Tolkamp (1976)

Bakker, J.A. (1983) Biologische waterkwaliteitsbeoordeling met behulp van kunstmatig substraat in 1982. Verslag Landbouw Universiteit, LH/Nb nr. 7188, 55p.

- Gardeniers, J.J.P. & H.H. Tolkamp (1976) Hydrobiologische kartering, waardering en schade aan de beekfauna in Achterhoekse beken. In: Th. v.d. Nes (editor) Modelonderzoek '71-'74 t.b.v. de waterhuishouding in Gelderland, Deel II: Grondslagen. Comm. Best. Waterhuish. Gld., 26-29, 106-114, 294-296.
- Moller Pillot, H.K.M. (1971) Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Proefschrift, Tilburg, 286p.

naam: K135-index

Toepassingsgebied:	laaglandbeken in Brabant
Principe:	De K135-index is gebaseerd op het systeem van Moller-Pillot (1971) voor natuurlijke laaglandbeken in Brabant. De K135-index onderscheidt 5 taxa: Eristalis, Chironomus, Hirudinae, Gammarus en Calopteryx. Elk taxon indiceert een bepaalde saprobietoestand. De Eristalis- en Chironomusgroep indiceren de ecologische slechte toestand (1), de Hirudineagroep de ecologisch matige toestand (3) en de Gammarus- en Calopteryxgroep de ecologisch beste toestand (5). De K135-index wordt berekend door het percentage indicatorindividuen per groep te vermenigvuldigen met de factor voor de saprobietoestand en deze te sommeren. Het resultaat is een indexwaarde variërend van 100 tot 500.
<i>Status:</i>	?
<i>Ruimtelijke schaal:</i>	?
Pressor(en):	organische vervuiling
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna
Overige kwaliteitselement(en)	geen
Differentiatie naar typen:	nee
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	Eristalis, Chironomus, Hirudinae, Gammarus en Calopteryx
Invoer:	aantal individuen behorend tot de taxa vernoemd bij het determinatieniveau
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	$K_{135} = \frac{\sum (n_i * w_i)}{\sum n_i} * 100\%$ n_i = aantal individuen van taxon i in een monster w_i = vervuilingsfactor voor taxon i
Opstellen klassengrenzen:	van oorsprong geen klassengrenzen, later zijn door het WZL (1988) en Tolkamp (1985) wel arbitrair vastgestelde klassengrenzen gehanteerd
Uitvoer:	oorspronkelijk alleen een waarde variërend van 100 tot 500, later ook een indeling in 10 kwaliteitsklassen (WZL 1988; Tolkamp 1985)
Indicatie stuurfactoren:	nee
<i>Transparantie:</i>	zeer hoog
Calibratie / validatie:	onbekend

Referenties:

Gardeniers en Tolkamp (1976)

- Gardeniers, J.J.P. & H.H. Tolkamp (1976) Hydrobiologische kartering, waardering en schade aan de beekfauna in Achterhoekse beken. In: Th. v.d. Nes (editor) Modelonderzoek '71-'74 t.b.v. de waterhuishouding in Gelderland, Deel II: Grondslagen. Comm. Best. Waterhuish. Gld., 26-29, 106-114, 294-296.
- Moller Pillot, H.K.M. (1971) Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Proefschrift, Tilburg, 286p.
- Water/Zuiveringsschap Zuid-Limburg (WZL) (1988) Biologische waterbeoordeling op grond van macrofauna-onderzoek met behulp van diverse saprobie-systemen in de Limburgse waterlopen in 1986. WZL, 100p.
- Tolkamp, H.H. (1985) Using several indices for biological assessment of water quality in running water. Verh. Internat. Verein. Limnol., **22**, 2281-2286.

naam: Meetlat Gelderland

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren in Gelderland
Principe:	De meetlat Gelderland is afgeleid van de K12345-index en wordt op bijna dezelfde wijze berekend. Het grootste verschil met de K12345-index is dat andere taxa zijn aangewezen als indicatorsoorten en dat de taxa worden omgerekend naar een standaard monstergrootte van 500 individuen en vervolgens worden toegeedeeld aan abundantieklassen. De beoordeling van de stromende wateren wijkt af van de stilstaande wateren doordat wordt gewerkt met alle organismen uit het monster i.p.v. met indicatorsoorten. Als grootheid om de kwaliteit van het ecosysteem te beschrijven wordt een "score" gebruikt. De score varieert tussen de 100 en 500. Het watertype bepaalt de klassengrenzen van de kwaliteitsklassen op de maatlat (100 tot 500). De maatlat kent 4 klassen voor de stilstaande wateren en 5 klassen voor de stromende wateren.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	organische vervuiling
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna
Overige kwaliteitselement(en)	geen
Differentiatie naar typen:	stilstaande (semi)permanente wateren stilstaande temporaire (jaarlijks droogvallende) wateren stromende wateren
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	genusniveau voor de stilstaande wateren, voor de stromende wateren wordt verwezen naar de soortenlijst van de werkgroep onderzoek ecologische doelstellingen (1990)
Invoer:	aantal individuen (bij een standaardmonstergrootte van 500 individuen) en soortensamenstelling macrofauna
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	$I = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} A_i * W}{\sum_{i=1}^{i=n} A_i} * 100$ <p>A_i = abundantieklasse van soort i W = gewicht van indicatororganisme i</p>
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair
Uitvoer:	indeling in 4 kwaliteitsklassen voor de stilstaande wateren en een indeling in 5 kwaliteitsklassen voor de stromende wateren

Indicatie stuurfactoren:	nee
<i>Transparantie:</i>	zeer hoog
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Klink & Cuppen (1990), Provincie Gelderland (1990) en Ter Linde & Worm (1996)
<p>Klink, A.G. & H. Cuppen (1990) De meetlat: een biologisch beoordelingssysteem voor het oppervlaktewater in Gelderland. Pagina 25-44 In: <i>Kempen, H.F.J. & Th. J. van de Nes (eds). Water in onderzoek.</i> Provincie Gelderland, Arnhem.</p> <p>Provincie Gelderland (1990) De meetlat. Een biologisch beoordelingssysteem voor het oppervlaktewater in Gelderland. Provincie Gelderland, Arnhem, 63p.</p> <p>Ter Linde, N. & P.B. Worm (1996) <i>Indices in de aquatische ecologie: een overzicht.</i> TAUW, Deventer, 43p.</p> <p>Werkgroep onderzoek ecologische doelstellingen (1990) De meetlat: een biologisch beoordelingssysteem voor het oppervlaktewater in Gelderland. Provincie Gelderland, Arnhem.</p>	

naam: Diatomeeën-index volgens H. van Dam

Toepassingsgebied:	zoete en licht brakke oppervlaktewateren in Nederland
Principe:	De Diatomeeën-index volgens H. van Dam is opgesteld met de achterliggende gedachte dat diatomeeën gevoelig zijn voor veel milieuv variabelen. Om deze reden worden zij gezien als goede indicatoren voor veranderingen in het milieu, zoals verzuring, eutrofiëring en klimaatsverandering. De index omvat indicatiewaarden voor alle Nederlandse diatomeeën voor een zevental factoren (pH, zoutgehalte, metabolisme voor stikstof opname, zuurstof, saprobie, trofie en vochtgehalte). Op basis van de indexwaarden kan voor elke factor een klasse worden vastgesteld. Alleen voor de factor trofie en saprobie is hierbij echt sprake van kwaliteitsklassen.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	organische vervuiling minerale vervuiling verzuring verzouting
Biologische kwaliteitselement(en):	diatomeeën
Overige kwaliteitselement(en)	geen
Differentiatie naar typen:	geen
Bemonsteringsmethode:	onbekend
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	aantal individuen en soortensamenstelling diatomeeën
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	per factor moet de som van de abundanties van het totale monster worden berekend
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair
Uitvoer:	een waarde voor alle zeven factoren, afhankelijk van de factor variërend van 1 tot 4, 1 tot 5 of 1 tot 7
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	zeer hoog
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Van Dam <i>et al.</i> (1994) en Ter Linde & Worm (1996)

Van Dam, H., Mertens, A. & J. Sinkeldam (1994) A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, **28** (1), 117-133.
Ter Linde, N. & P.B. Worm (1996) *Indices in de aquatische ecologie: een overzicht*. TAUW, Deventer, 43p.

naam: GTD vervuilingindex diatomeeën

Toepassingsgebied:	lijnvormige wateren in Oost-Brabant
Principe:	De GTD vervuilingindex is afgeleid van het systeem van Lange-Bertalot & Bonik (1976) en is bedoeld om de zuurstoftoestand in het water te kunnen meten aan de hand van diatomeeën als indicatorsoorten. De index kent indicatiewaarden toe aan indicatorsoorten, variërend van 1 tot 3. Vervolgens wordt per indexwaarde het percentage indicatorsoorten berekend. Deze percentages worden uitgezet in een scorediagram om tot de uiteindelijke kwaliteitsbeoordeling te komen. De uiteindelijke kwaliteitsklasse kan variëren van 1 tot 10.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor:	organische vervuiling
Biologische kwaliteitselement(en):	diatomeeën
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	geen
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	zie indicatorlijst Van der Aalst (1989)
Invoer:	abundantie en soortensamenstelling diatomeeën
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	$P_x = \frac{\text{som abundanti\textcircled{e} indicator\textcircled{e}orten met indexwaarde } x}{\text{som abundanti\textcircled{e} alle indicator\textcircled{e}orten in het monster}} * 100\%$
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair
Uitvoer:	indeling in 10 kwaliteitsklassen m.b.v. een scorediagram
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	matig
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Van der Aalst (1989) en Ter Linde & Worm (1996)
Lange-Bertalot, H & v K. Bonik (1976) Massenentwicklung bisher seltener und unbekannter Diatomeen als Indikator starker Abwasserbelastung in Flüssen. Arch. Hydrobiol./Suppl., 49, 303-332.	
Van der Aalst, P.L.J. (1989) Introductie van een systeem ter beoordeling van de zuurstoftoestand in oppervlaktewateren met behulp van diatomeeën. Gemeenschappelijke Technologische Dienst, Boxtel, 54p.	
Ter Linde, N. & P.B. Worm (1996) Indices in de aquatische ecologie: een overzicht. TAUW, Deventer, 43p.	

naam: Similariteitsindices

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren
Principe:	Similariteitsindices zijn sterk verwant aan de diversiteitsindices. Similariteitsindices bepalen in welke mate levensgemeenschappen op elkaar lijken. De achterliggende gedachte hiervan, is dat een levensgemeenschap meer zal gaan verschillen van de referentie bij toenemende stress. Similariteitsindices kunnen worden onderverdeeld in twee categorieën: de associatiecoëfficiënten (AC) en de afstandsmaten. AC's geven de overeenkomst in soortensamenstelling tussen levensgemeenschappen weer. Kwalitatieve AC's worden berekend op basis van de aanwezigheid van soorten, terwijl kwantitatieve AC's ook de abundanties van soorten meenemen in de berekeningen. Afstandsmaten geven de relatie tussen levensgemeenschappen weer in een geometrisch model. De afstand tussen de levensgemeenschappen kan dan worden gebruikt als een maat van overeenkomst. Een similariteitsindex geeft geen uitsluitel over de waterkwaliteit (Ter Linde & Worm 1996)
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	optioneel
Overige kwaliteitselement(en)	geen
Differentiatie naar typen:	nee
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	varieert van soort- tot familieniveau
Invoer:	soortensamenstelling of soortensamenstelling en abundantie van het betreffende biologische kwaliteitselement (afhankelijk van de index)
Beoordeling t.o.v. de referentie:	mogelijk (indien referentie voorhanden)
Berekeningsmethode:	voorbeelden
<u>Jaccard-index</u> (Hellawell 1978)	$J = \frac{c}{a + b - c}$ <p>a = aantal taxa in de referentietoestand b = aantal taxa in monster b c = aantal overeenkomende taxa tussen de referentietoestand en monster b</p>
Similariteits-index van Sørensen (Hellawell 1978)	.

$$S = \frac{2C}{a+b} * 100\%$$

a = het aantal taxa in de referentietoestand
 b = het aantal taxa in monster b
 C = het aantal gemeenschappelijke soorten

Euclidische afstand

$$Ed = \left[\sum_{i=1}^n (x_{ia} - x_{ib})^2 \right]^{1/2}$$

n = aantal taxa
 x = score voor de abundantie van taxon i
 a = monster a
 b = monster b

Opstellen klassengrenzen: n.v.t.
 Uitvoer: waarde voor de similariteit, vaak variërend van 0 tot 100%
 Indicatie stuurfactoren: nee
Transparantie: zeer hoog
 Calibratie / validatie: calibratie door Boyle *et al.* (1990)
 Referenties: Jaccard (1912), Sørensen (1948), Hellawell (1978), Hellawell (1986), en Ter Linde & Worm (1996)

Boyle, T.P., G.M. Smillie, J.C. Anderson & D.R. Beeson (1990) A sensitivity analysis of nine diversity and seven similarity indices. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.*, **62**, 749-762.
 Hellawell, J.M. (1978) *Biological surveillance of rivers: A biological monitoring handbook*. Water Research Centre, Stevenage, 331p.
 Hellawell, J.M. (1986) *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. London, 546p.
 Jaccard, P. (1912) The distribution of the flora in the alpine zone. *New. Phytol.*, **11**, 37-50.
 Sørensen, T (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biol. Skr.*, **5**, 1-34.
 Ter Linde, N. & P.B. Worm (1996) *Indices in de aquatische ecologie: een overzicht*. TAUW, Deventer, 43p.

naam: Binorma index

Toepassingsgebied:	genormaliseerde laaglandbeken in Nederland
Principe:	De Binorma index heeft als uitgangspunt de meest verontreinigde situatie. Gebaseerd op de aanwezigheid van stromingsindicatoren (bij 3 of meer stromingsindicatoren wordt het water beschouwd als stromend) wordt een monster toegeedeeld aan een watertype. Vervolgens kunnen middels een indicatorlijst indicatiewaarden worden toegekend aan de taxa in het monster. De indicatiewaarde voor een taxon kan variabel zijn, afhankelijk van het vastgestelde watertype en de het aantal gevonden individuen. Met behulp van een rangordelijst naar indicatiewaarde voor de taxa wordt de kwaliteitsklasse waartoe het monster behoort vastgesteld.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	organische vervuiling
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna
Overige kwaliteitselement(en)	geen
Differentiatie naar typen:	stromende genormaliseerde laaglandbeken minder stromende genormaliseerde laaglandbeken
Bemonsteringsmethode:	bodemmonster van 1 à 2 m genomen met een standaard macrofaunanet (netopening 20x30 cm, maaswijdte 0.5 mm), waarbij het net schoksgewijs door de bovenlaag van de bodem wordt voortbewogen in stroomopwaartse richting (planten mogen niet worden bemonsterd)
Determinatieniveau:	soort-, genus- of familieniveau afhankelijk van het taxon (zie STORA rapport 88-06, tabel 6)
Invoer:	abundantie en soortensamenstelling macrofauna
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	- rangschikken van de indicatorsoorten naar oplopende indicatiewaarde - berekening 11% van het totaal aantal indicatorsoorten (getal X) - terugtellen vanaf de soort met de hoogste indicatiewaarde totdat de X ^e soort wordt bereikt - de indicatiewaarde van deze soort geeft de kwaliteitsklasse weer
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair
Uitvoer:	indeling in 6 kwaliteitsklassen voor de stromende beken en een indeling in 5 kwaliteitsklassen voor de minder stromende beken
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	hoog
Calibratie / validatie:	onbekend

Referenties:

STORA (1988)

STORA (1988) Waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken met behulp van macrofauna.
STORA, Den Haag, rapport 88-06, 56p.

naam: **Beoordelingsmethode Drentse beken 1990**

Toepassingsgebied:	slootbeken, natuurlijke bovenlopen, natuurlijke middenlopen en benedenlopen van beken in Drenthe
Principe:	De beoordelingsmethode voor Drentse beken is gebaseerd op een typologie van alle Drentse beken. Voor alle Drentse beken ligt vast tot welk type ze behoren. Daarnaast is voor elk beektraject een natuurfunctie vastgesteld (onderscheiden naar 3 niveaus: natuurfunctie hoog, natuurfunctie midden en geen specifieke natuurfunctie). Biotische en abiotische kenmerken worden als normen gebruikt, om te toetsen of de doelstellingen behorend bij de specifieke natuurfuncties worden gehaald. Het eindoordeel wordt gebaseerd op de mate waarin de biotische en abiotische kenmerken voldoen aan de normen. Het eindoordeel wordt uitgedrukt als de mate waarin een beek aan de doelstellingen voldoet, volgens een 5-delige schaal (voor de natuurfunctie hoog niveau wordt de schaal "voldoet ruim" niet onderscheiden).
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna
Overige kwaliteitselement(en)	zuurstof (chemisch) ammonium (chemisch) ortho-fosfaat (chemisch) beschaduwing (fysisch) normalisatie (morfologisch) hydrologie (hydrologisch)
Differentiatie naar typen:	natuurlijke bovenlopen natuurlijke middenlopen natuurlijke en genormaliseerde benedenlopen slootbeken
Bemonsteringsmethode:	bemonstering macrofauna conform IAWM (1984), zowel voor- als najaarsbemonstering (m.u.v. de slootbeken, eenmalige bemonstering voldoende) maandelijkse bemonstering van chemische variabelen, bemonsteringsmethode onbekend
Determinatieniveau:	soort, soortgroep, genus of familie afhankelijk van het taxon (zie Torenbeek & Van Gijsen 1990, tabel 12)
Invoer:	soortensamenstelling macrofauna zuurstof (mg/l) – jaargemiddelde ammonium (mgN/l) - jaargemiddelde ortho-fosfaat (mgP/l) - jaargemiddelde maximum stroomsnelheid (cm/s) wel/geen beschaduwing mate van normalisatie mate van beïnvloeding hydrologie
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	multimetric; voor de slootbeken wordt op basis van de binormawaarde (zie Binorma index) en de aanwezigheid van

extra indicatorsoorten een locatie ingedeeld in een soortencombinatie (hoog, midden, basis of onvoldoende). Voor de overige beken is per beektype en per functieniveau een gewenste soortencombinatie vastgesteld, het percentage soorten uit deze soortencombinaties dat voorkomt op de te beoordelen locatie wordt per soortencombinatie berekend. Verder wordt bepaald hoeveel chemische kenmerken voldoen aan de normen (per beektype en functieniveau) voor de locatie en of de fysische kenmerken voldoen aan de normen (per beektype geen differentiatie naar functieniveau). De uitkomsten voor de drie onderdelen (biologisch, fysisch en chemisch) worden gecombineerd tot een uiteindelijk beoordeling in 5 klassen.

Opstellen klassengrenzen:

arbitrair

Uitvoer:

de mate waarin een locatie aan de doelstellingen behorend bij de toegekende natuurfunctie voldoet, uitgedrukt in 5 of 4 klassen (voor de natuurfunctie hoog niveau wordt de schaal "voldoet ruim" niet onderscheiden).

Indicatie stuurfactoren:

nee

Transparantie:

matig

Calibratie / validatie:

onbekend

Referenties:

Torenbeek & Van Gijsen (1990)

Torenbeek, R. & M.E.A. van Gijssel (1990) *Ecologische doelstellingen en beoordelingsmethode voor stromende wateren*. Zuiveringsschap Drenthe, 84p.

naam: Saprobie-index van Zelinka & Marvan

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren
Principe:	De saprobie-index gaat ervan uit dat elke soort een voorkeur heeft voor specifieke saprobe omstandigheden en het daarmee samenhangende zuurstofgehalte. De saprobie-index van Zelinka & Marvan kent indicatiewaarden voor saprobie toe aan indicatorsoorten per saprobie klasse, zodanig dat de som van deze waarden 10 is voor alle klassen van het saprobie-systeem. De index onderscheidt vijf klassen: xenosaproob, oligosaproob, β -mesosaproob, α -mesosaproob en polysaproob. Verder wordt een gewicht toegekend aan elke indicatorsoort (variërend van 1 tot 5). Op basis van de abundantie, het gewicht en de indicatiewaarde van de indicatorsoorten wordt per klasse een score berekend. De klasse met de hoogste score bepaalt de uiteindelijke beoordeling van het water.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	organische vervuiling
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna, fytoplankton en diatomeeën
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	nee
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	abundantie en soortensamenstelling biologische kwaliteitselementen
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	$S = \frac{\sum s_i h_i g_i}{\sum h_i g_i}$ <p>s_i = waarde voor de saprobie van indicatorsoort i h_i = abundantie van soort i g_i = gewicht van soort i</p>
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair
Uitvoer:	een waarde tussen 0 en 10 voor alle saprobieklassen, de klasse met de hoogste score bepaalt de uiteindelijke beoordeling in 5 kwaliteitsklassen
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	zeer hoog
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Zelinka & Marvan (1961) en Knoben (1995)

- Knoben, R.A.E., C. Roos & M.C.M. van Oirschot (1995) UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment. Volume 3: Biological Assessment Methods for Watercourses. Rijkswaterstaat, RIZA rapport 95.066
- Zelinka, M. & P. Marvan. (1961) Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewasser. *Arch. Hydrobiol.*, 57, 389-407.

naam: Sládeček index

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren
Principe:	De Sládeček index gaat uit van hetzelfde principe als de saprobie-index van Zelinka en Marvan. De Sládeček index wordt echter niet per saprobie-klasse berekend. In plaats hiervan wordt op basis van de 10 punten verdeeld over de verschillende saprobie-klassen voor een soort één saprobiewaarde vastgesteld. Op basis van de saprobiewaarden, indicatiegewichten en de abundantie van de soorten op een locatie wordt de index berekend. Uiteindelijk volgt een indeling in één van de 7 kwaliteitsklassen
<i>Status:</i>	?
<i>Ruimtelijke schaal:</i>	?
Pressor(en):	organische vervuiling
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna, fytoplankton, diatomeeën, zoöplankton en vissen
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	nee
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	soort-, soortgroep- of genusniveau afhankelijk van het taxon (zie Sládeček 1973, tabel 64 in de appendix)
Invoer:	abundantie en soortensamenstelling biologische kwaliteitselementen
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	$S_n = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} s_i * G_i * h_i}{\sum_{i=1}^{i=n} G_i * h_i}$ <p>s_i = saprobiewaarde van indicatorsoort i G_i = indicatiegewicht van soort i h_i = abundantieklasse individuen van soort i</p>
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair
Uitvoer:	indeling in 7 kwaliteitsklassen
Indicatie stuurfactoren:	nee
<i>Transparantie:</i>	matig
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Sládeček (1973)

Sládeček, V. (1973) System of Water Quality from the Biological Point of View. *Arch. Hydrobiol. (Ergebn. Limnol.)*, 7 1-218.

naam: SEND (Stelsel van Ecologische Normdoelstellingen)

Toepassingsgebied:	kleine oppervlaktewateren in Noord-Holland
Principe:	SEND is gebaseerd op een gebiedsdekkend stelsel van watertypen met bijbehorende waterkwaliteitsnormen. De normen voor de SEND-parameters zijn afhankelijk van het watertype en de functie die aan een water wordt toegekend. Zowel het watertype als de functie van elk water in Noord-Holland is vastgelegd op een watertypologiekaart (Provincie Noord-Holland 1999) en functiekaarten (Provincie Noord-Holland 1998). Aan elke functie is een ambitieniveau (doelstelling) verbonden. Het hoogste ambitieniveau is verbonden aan wateren met de hoofdfunctie natuur, het middelste ambitieniveau aan wateren met de nevenfunctie natuur en het laagste ambitieniveau aan wateren met overige functies. Afhankelijk van functie van een water wordt een bepaalde combinatie van abiotische variabelen getoetst aan de SEND normen en wordt het uiteindelijke ambitieniveau bepaald.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	geen
Overige kwaliteitselement(en)	saliniteit (chemisch) zuurgraad (chemisch) sulfaat (chemisch) calcium (chemisch) nutriënten (chemisch) chloride (chemisch)
Differentiatie naar typen:	ja, differentie naar 21 typen (voor een overzicht wordt verwezen naar Provincie Noord-Holland (1999))
Bemonsteringsmethode:	minimaal 2 zomermetingen van de kwaliteitselementen per jaar op hetzelfde monsterpunt, bemonsteringsmethode onbekend
Determinatieniveau:	n.v.t.
Invoer:	saliniteit – magnesiumgehalte (mg/l), natriumgehalte (mg/l), kaliumgehalte (mg/l) en chloridegehalte (mg/l) zuurgraad calciumgehalte (mg/l) sulfaatgehalte (mg/l) nutriënten – ammonium-N (mgN/l), nitraat-N (mgN/l) en orthofosfaat-P (mgP/l)
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	aan de hand van de SEND normentabel (Provincie Noord-Holland 1999) wordt voor de invoervariabelen het ambitieniveau bepaald (voor de saliniteit wordt het gemiddelde ambitieniveau bepaald gebaseerd op de samenstellende invoervariabelen). Uiteindelijk bepaald de laagste klassering de uitkomst.

Opstellen klassengrenzen:	ecologisch onderbouwd
Uitvoer:	indeling in 3 ambitieniveaus
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	matig
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Provincie Noord-Holland (1999)

Provincie Noord-Holland (1998) Stilstaan bij stromen. Waterhuishoudingsplan provincie Noord-Holland 1998-2000. Provincie Noord-Holland, Haarlem.

Provincie Noord-Holland (1999) Stilstaan bij Waterkwaliteit: een achtergronddocument over het stelsel van Ecologische Normdoelstelling behorende bij het tweede Waterhuishoudingsplan provincie Noord-Holland 1998-2000. Provincie Noord-Holland, Haarlem.

naam: AQEM Nederland

Toepassingsgebied:	beken in Nederland (m.u.v. zure en droogvallende beken)
Principe:	<p>AQEM Nederland hanteert een ecosysteem benadering in de beoordeling van beken. Op basis van de stroomsnelheid wordt een monster toegedeeld aan een watertype. AQEM Nederland is een multimetrisch opgebouwd uit verschillende bestaande indices, die elke een ander aspect van de macrofauna levensgemeenschap beoordelen.</p> <p>Elke index is onderscheidend voor één bepaalde kwaliteitsklasse. Om vast te kunnen stellen wanneer een index een kwaliteitsklasse indiceert, zijn voor elke index klassengrenzen opgesteld. De indices en klassengrenzen die worden gehanteerd, zijn afhankelijk van het watertype waartoe een monster behoort. Indien de waarde van een index voor een monster binnen de klassengrenzen valt, scoort het monster een 1, 2, 3 of 4 afhankelijk van de kwaliteitsklasse die de index onderscheidt. De uiteindelijke kwaliteitsklasse wordt bepaald door de scores voor de individuele indices te middelen. Hierbij wordt gecorrigeerd voor het aantal indices per kwaliteitsklasse, omdat niet voor elke kwaliteitsklasse een vergelijkbaar aantal indices wordt onderscheiden. Het beoordelingssysteem hanteert in principe een indeling in 5 klassen. In Nederland zijn echter geen volledig natuurlijke beken meer aanwezig (klasse 5), waardoor er in de praktijk slechts 4 klassen worden gebruikt.</p>
<i>Status:</i>	recent ontwikkeld, slechts incidenteel toegepast
<i>Ruimtelijke schaal:</i>	beektraject
Pressor(en):	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna
Overige kwaliteitselement(en)	geen
Differentiatie naar typen:	langzaam stromende beken snel stromende beken
Bemonsteringsmethode:	Alle substraten moeten worden bemonsterd in verhouding tot hun bedekkingspercentage. Het monster wordt genomen met een standaardmacrofaunanet (IAWM 1984) over een lengte van totaal 5 m.
Determinatieniveau:	soort, soortgroep, genus of familie afhankelijk van het taxon
Invoer:	abundantie en soortensamenstelling macrofauna per 1.25 m ²
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	multimetrisch; voor alle indices wordt op basis van de abundantie en soortensamenstelling de index-waarde berekend voor elke index wordt bepaald of de index-waarde binnen de klassengrenzen valt indien de index-waarde binnen de klassengrenzen valt, scoort de index een 1, 2, 3 of 4 afhankelijk van de kwaliteitsklasse die de index onderscheidt de scores voor de individuele indices worden gemiddeld (correctie voor het aantal indices per kwaliteitsklasse)
Opstellen klassengrenzen:	ecologisch onderbouwd

Uitvoer:	indeling in 5 kwaliteitsklassen
Indicatie stuurfactoren:	nee
<i>Transparantie:</i>	slecht
Calibratie / validatie:	validatie en calibratie door Vlek <i>et al.</i> (in prep)
Referenties:	Vlek <i>et al.</i> (in prep)
IAWM (1984) <i>Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisatie</i> . Interprovinciale Ambtelijke Werkgroep Milieu-inventarisatie, Subwerkgroep Hydrobiologie, Haarlem, 25p.	
Vlek, H.E., Verdonchot, P.F.M. en R. Nijboer (in prep). Towards a multimetric system for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. <i>Hydrobiologia</i>	

naam: Beekkarakter-index

Toepassingsgebied:	specifieke toepassingsgebied onbekend
Principe:	De beekkarakter-index is opgesteld met het achterliggende idee dat het bepalen van de waterkwaliteit nutteloos is, wanneer andere (vaak meer fundamentele of zelfs onherstelbare) aantasting van fysische karakteristieken van een beek niet in beschouwing worden genomen. De beekkarakter-index is gebaseerd op een taxonlijst met indicatiewaarden voor stroming. De beekkarakter-index wordt berekend door de abundantie van elk taxon te vermenigvuldigen met de indicatiewaarde voor stroming en al deze waarden te sommeren en te vermenigvuldigen met 100%. Het resultaat is een indexwaarde variërend van 100 tot 500.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor:	habitat degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	nee
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	niet duidelijk, waarschijnlijk variërend van soortniveau tot familieniveau
Invoer:	abundantie en soortensamenstelling macrofauna per 1.5 m ²
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	$B = \sum_{\text{taxon}} * f_{\text{taxon}} * \text{stromingsfactor} * 100\%$ f = aantal individuen van het betreffende taxon
Opstellen klassengrenzen:	n.v.t.
Uitvoer:	een waarde voor de beekkarakter-index, variërend van 100 tot 500
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	zeer hoog
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Tolkamp en Gardeniers (1977)
Tolkamp, H. & J.P. Gardeniers (1977) Hydrobiological survey of lowland streams in the Achterhoek (The Netherlands) by means of a system for the assessment of water quality and stream character based on macro-invertebrates. Institut für wasserwirtschaft, hydrologie und landwirtschaftlichen wasserbau der technischen universität Hannover, Mitteilungen, Heft 41, 215-235.	

naam: IBI rijkswateren (verkenning)

Toepassingsgebied:	rivieren, meren en overgangswateren in Nederland
Principe:	De IBI rijkswateren moet worden gezien als een aanzet tot een definitieve beoordelingsmethodiek voor de beoordeling van rijkswateren in Nederland op basis van de visstand. De methodiek omvat momenteel slechts de parameters (metrieken) waarmee de beoordeling moet worden uitgevoerd. Er is een indeling in drie categorieën gemaakt: soortensamenstelling, gevoelige taxa en leeftijdsopbouw. Binnen deze categorieën worden 1 of meerdere parameters onderscheiden, op basis waarvan beoordeling moet plaatsvinden. De geselecteerde parameters verschillen per watertype en zijn geselecteerd aan de hand van expert-judgement. Een indeling in kwaliteitsklassen op basis van de IBI rijkswateren is nog niet mogelijk.
Status:	nog niet in gebruik
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor:	onduidelijk
Biologische kwaliteitselement(en):	vissen
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	rivieren meren overgangswateren
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	abundantie, soortensamenstelling, leeftijd en biomassa vissen
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nog niet gespecificeerd
Berekeningsmethode:	nog niet gespecificeerd
Opstellen klassengrenzen:	nog niet gespecificeerd
Uitvoer:	nog niet gespecificeerd
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	slecht
Calibratie / validatie:	geen
Referenties:	De Leeuw <i>et al.</i> (2002)
De Leeuw, J.J., J.G.P. Klein Breteler & H.V. Winter (2002) <i>IBI rijkswateren. Verkenning van visindices volgens IBI-methode voor ecologische beoordeling van de rijkswateren</i> . RIVO rapport C059/02, Yerske, 51p.	

naam: IBI regionale wateren

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren in Nederland (m.u.v. de rijkswateren en wateren ongeschikt voor het voltooiën van de volledige levenscyclus van de aanwezige soorten)
Principe:	De IBI wordt gebruikt voor het bepalen van de 'gezondheid' van de visstand. Het uitgangspunt is de biotische integriteit. Dit is het vermogen van een water om een stabiele levensgemeenschap te ondersteunen, waarbij de soortensamenstelling, diversiteit en onderlinge relaties in overeenstemming zijn met het biotoop. De IBI is opgebouwd uit drie categorieën: soortenrijkdom, trofische samenstelling en gezondheidstoestand. Iedere categorie is weer opgebouwd uit een aantal parameters. Voor ieder watertype zijn per parameter een streefwaarde en scoringscriteria vastgesteld. Aan elke parameter wordt een score toegekend (5, 3 of 1). Na toedeling van de punten aan de afzonderlijke parameters worden alle punten opgeteld en kan de visstand worden gekwalificeerd door de huidige score uit te drukken als percentage van het maximum te behalen aantal punten (streefbeeldscore). Aan de hand van dit percentage kan een indeling worden gemaakt in 5 kwaliteitsklassen.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Processor:	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	vissen
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	stagnante oligotrofe wateren stagnante mesotrofe wateren stagnante eutrofe wateren stagnante hypertrofe wateren stromende bovenlopen stromende middenlopen stromende benedenlopen
Bemonsteringsmethode:	Bevist Oppervlak Methode (Witteveen+Bos, 2001)
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	abundantie, soortensamenstelling, leeftijd, lengte en gewicht vissen
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee, beoordeling t.o.v. het streefbeeld
Berekeningsmethode:	sommatie van de scores voor de afzonderlijke parameters, gedeeld door de maximaal te behalen score, vermenigvuldigd met 100
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair
Uitvoer:	indeling in 5 kwaliteitsklassen

Indicatie stuurfactoren:	indirect
<i>Transparantie:</i>	hoog
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Witteveen+Bos (2001)

Witteveen+Bos (2001) *Handboek visstandbemonstering en -beoordeling*. Eindconcept. Witteveen+Bos, Deventer, 85p.

naam: Sabrobiequotiënt van Dresscher & Van der Mark

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren in Nederland
Principe:	De saprobiequotiënt gaat ervan uit dat elke soort een voorkeur heeft voor specifieke saprobe omstandigheden. De sabrobiequotiënt van Dresscher & Van der Mark onderscheidt 7 organismegroepen (Ciliata, Euglenophyceae, Chlorococcales, Diatomeae, Peridineae, Chrysophyceae en Conjugatae) die ieder een bepaalde mate van verontreiniging indiceren. In totaal worden 4 saprobieklassen onderscheiden. Het quotiënt wordt berekend door het aantal individuen van elke saprobieklasse te vermenigvuldigen met een wegingsfactor en op te tellen en vervolgens te delen door het totaal aantal individuen over alle organismegroepen. Het resultaat is een waarde voor de saprobie, variërend van -3 tot +3. Uit de waarde voor de saprobie volgt een beoordeling in 4 kwaliteitsklassen.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor:	organische vervuiling
Biologische kwaliteitselement(en):	fytoplankton
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	geen
Bemonsteringsmethode:	onbekend
Determinatieniveau:	organismegroep (Ciliata, Euglenophyceae, Chlorococcales, Diatomeae, Peridineae, Chrysophyceae en Conjugatae)
Invoer:	soortensamenstelling fytoplankton
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	$SQ = \frac{C + 3D - B - 3A}{A + B + C + D}$ <p>A = het aantal soorten Ciliata (polysaproob) B = het aantal soorten Euglenophyceae (α-mesoproob) C = aantal soorten Chlorococcales en Diatomeae (β- mesoproob) D = aantal soorten Chrysophyceae en Conjugatae (oligosaproob)</p>
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair
Uitvoer:	indeling in 4 kwaliteitsklassen
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	zeer hoog
Calibratie / validatie:	onbekend

Referenties:

Dresscher & Van der Mark (1976) en Ter Linde & Worm
(1996)

Dresscher, Th.G.N. & H. van der Mark (1976) A simplified method for the biological assessment of the quality of fresh and slightly brackish water. *Hydrobiologica*, **48**, 199-201.

Ter Linde, N. & P.B. Worm (1996) *Indices in de aquatische ecologie: een overzicht*. TAUW, Deventer, 43p.

naam: Natuurdoeltypen volgens D. Bal

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren en landschappen in Nederland
Principe:	Het 'Handboek Natuurdoeltypen' omschrijft een stelsel van natuurdoeltypen. Een natuurdoeltype is een in het natuurbeleid nagestreefd type ecosysteem dat een bepaalde biodiversiteit en een bepaalde mate van natuurlijkheid als kwaliteitskenmerken heeft. Voor elk natuurdoeltype wordt een referentie omschreven aan de hand van doelsoorten en abiotische randvoorwaarden. Per natuurdoeltype is het percentage doelsoorten vastgesteld, dat aanwezige moet zijn om te komen tot doelrealisatie. De informatie m.b.t. de abiotische randvoorwaarden wordt gezien als een brug naar de normering in andere beleidsvelden, zoals het waterbeleid.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor(en):	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	zoogdieren, vogels, reptielen, amfibieën, vissen, dagvlinders, sprinkhanen, krekels, macrofauna (steenvliegen, libellen, kokerjuffers, haften, platwormen) en vaatplanten.
Overige kwaliteitselement(en)	minimumareaal afhankelijk van het natuurdoeltype een combinatie van hydrologische, morfologische, chemische en fysische kwaliteitselementen
Differentiatie naar typen:	ja, voor een overzicht wordt verwezen naar Bal <i>et al.</i> (2001)
Bemonsteringsmethode:	onbekend
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	soortensamenstelling van de biologische kwaliteitselementen
Beoordeling t.o.v. de referentie:	ja
Berekeningsmethode:	$\frac{\text{aantal aanwezige doelsoorten van natuurdoeltype } x}{\text{totaal omschreven doelsoorten van natuurdoeltype } x} * 100\%$
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair
Uitvoer:	mate van doelbereiking uitgedrukt in het percentage aanwezige doelsoorten van een natuurdoeltype op een locatie
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	zeer hoog
Calibratie / validatie:	nee
Referenties:	Bal <i>et al.</i> (2001)

Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal, F.J. van Zadelhoff (2001) *Handboek Natuurdoeltypen*. Expertisecentrum LNV, Wageningen, 832p.

naam: EHS-doelrealisatiegraadmeter

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren en landschappen in Nederland
Principe:	De EHS-doelrealisatiegraadmeter dient de evaluatie van de uitvoering van het EHS-beleid. De graadmeter zelf is nog niet ontwikkeld, wel is duidelijk hoe deze eruit zal moeten gaan zien. De graadmeter gaat uit van de natuurdoeltypen beschreven in het handboek van Bal <i>et al.</i> (2001). Deze natuurdoeltypen worden geclusterd tot natuurtypen. Per natuurtype wordt een natuurdoelstelling vastgesteld en een operationele doelsoortenlijst opgesteld. De natuurdoelstelling betreft het minimum areaal, het minimum aantal doelsoorten en de minimum abundantiewaarden voor de doelsoorten. Zowel voor de doelsoorten (kwaliteit) als het areaal (kwantiteit) wordt berekend in welke mate de huidige situatie afwijkt van het doel.
Status:	nog niet operationeel
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor:	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	onduidelijk, waarschijnlijk overeenkomstig Natuurdoeltypen volgens D. Bal
Overige kwaliteitselement(en):	areaal
Differentiatie naar typen:	ja, voor een overzicht wordt verwezen naar Ten Brink <i>et al.</i> (2000)
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	soortensamenstelling en abundantie biologische kwaliteitselementen
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	specifieke berekeningswijze is nog niet bekend. De berekening zal neerkomen op het percentage doelrealisatie voor het areaal (kwantiteit) en de doelsoorten (kwaliteit). Voor de berekening van de kwaliteit zal naast het aantal doelsoorten ook de abundantie worden meegenomen.
Opstellen klassengrenzen:	n.v.t.
Uitvoer:	mate van doelrealisatie uitgedrukt in een percentage voor kwantiteit (areaal) en kwaliteit (soortensamenstelling en abundantie doelsoorten)
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	hoog
Calibratie / validatie:	geen
Referenties:	Ten Brink <i>et al.</i> (2000)

- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal, F.J. van Zadelhoff (2001) Handboek Natuurdoeltypen. Expertisecentrum LNV, Wageningen, 832p.
- Ten Brink, B.J.E., A. van Strien, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijen, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtoet, M. van der Peijl, S. Semmekrot (2000) Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek. RIVM rapport 408657005, Bilthoven, 80p.

naam: Soortgroep Trend Index

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren en landschappen in Nederland
Principe:	De Soortgroep Trend Index (STI) beschrijft de trend van afzonderlijke soortgroepen of deelsets daarvan vanaf een vast vergelijkingsjaar (1950). De beoordelingsgrondslag van de STI is 'hoe meer hoe beter'. De STI wordt berekend als het meetkundig gemiddelde van de geïndiceerde trend van afzonderlijke soorten. Om dominantie van enkele sterk afgenomen soorten te voorkomen en om wiskundige redenen wordt bij 1% afgekapt. Voorts wordt bij 10.000% afgekapt om dominantie van enkele sterk toegenomen soorten te voorkomen.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor:	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	onduidelijk, waarschijnlijk overeenkomstig Natuurdoeltypen volgens D. Bal
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	geen
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	soortensamenstelling en abundantie biologische kwaliteitselementen
Beoordeling t.o.v. de referentie:	ja, ten opzichte van het vergelijkingsjaar 1950
Berekeningsmethode:	het meetkundig gemiddelde van de geïndiceerde trend van afzonderlijke soorten
Opstellen klassengrenzen:	n.v.t.
Uitvoer:	het meetkundig gemiddelde van de geïndiceerde trend van afzonderlijke soorten
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	matig
Calibratie / validatie:	geen
Referenties:	Ten Brink <i>et al.</i> (2000)

Ten Brink, B.J.E., A. van Strien, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijen, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtvoet, M. van der Peijl, S. Semmekrot (2000) *Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek*. RIVM rapport 408657005, Bilthoven, 80p.

naam: Natuurwaarde

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren en landschappen in Nederland
Principe:	De Natuurwaarde beoogt een beoordeling te geven van de toestand en de veranderingen van de natuur als gevolg van menselijk handelen. De natuurwaarde is een product van het areaal natuur (kwantiteit) en de kwaliteit hiervan. De kwaliteit wordt bepaald aan de hand van doelsoorten. Per natuurtype (gebaseerd op de natuurdoeltypen beschreven door Bal <i>et al.</i> 2001) en fysisch-geografische regio (FGR) worden doelsoorten beschreven. Per soort wordt het percentage verandering berekend ten opzichte van de referentie (met een maximum van 100%). Vervolgens wordt per soortgroep het rekenkundig gemiddelde bepaald gevolgd door berekening van de kwaliteit over alle soortgroepen. Voor aggregatie naar FGR wordt het oppervlak van het natuurtype (als percentage van het landelijk oppervlak) vermenigvuldigd met zijn kwaliteit (=natuurwaarde). De Natuurwaarden voor de verschillende natuurtypen per FGR worden gesommeerd tot een Natuurwaarde voor de FGR. De Natuurwaarden per FGR kunnen worden opgeteld tot een nationale Natuurwaarde die ligt tussen 0% en 100%
Status:	gedeeltelijk operationeel
Ruimtelijke schaal:	variabel
Pressor:	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	hogere planten, vogels, dagvlinders, reptielen, zoogdieren, waterplanten, macrofauna, vissen en weekdieren
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	ja, voor een overzicht wordt verwezen naar Ten Brink <i>et al.</i> (2000)
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	soortensamenstelling en van de biologische kwaliteitselementen
Beoordeling t.o.v. de referentie:	ja
Berekeningsmethode:	- kwaliteit per soort / NT / FGR <i>heden / referentie @ ratio</i> <i>kwaliteit per soortgroep / NT / FGR rekenkundig gemiddelde met afkap 100%</i> <i>kwaliteit natuurtype / FGR rekenkundig gemiddelde</i> $\text{kwantiteit} * \text{kwaliteit}_{\text{NT}} = \text{NW}_{\text{NT}}$ $\text{som NW}_{\text{NT}} = \text{NW}_{\text{nationaal}}$ NT = natuurtype FGR = fysisch-geografische regio NW = Natuurwaarde
Opstellen klassengrenzen:	n.v.t.
Uitvoer:	Nationale Natuurwaarde, variërend van 0 tot 100%

Indicatie stuurfactoren:	nee
<i>Transparantie:</i>	matig
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Ten Brink <i>et al.</i> (2000) en Ten Brink (2002)

- Ten Brink, B.J.E., A. van Strien, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtvoet, M. van der Peijl, S. Semmekrot (2000) *Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek*. RIVM rapport 408657005, Bilthoven, 80p.
- Ten Brink, B.J.E., A. van Hinsberg, M. de Heer, D.C.J. van der Hoek, B. de Knecht, O.M. Knol, W. Ligtvoet, R. Rosenboom, M.J.S.M. Reijnen (2002) Technisch ontwerp Natuurwaarde 1.0 en toepassing in Natuurverkenning 2.0. RIVM rapport 408657007, Bilthoven, 132p.

naam: Rode Lijst Indicator

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren en landschappen in Nederland
Principe:	De Rode Lijst Indicator (RLI) beschrijft de ontwikkeling van een hele soortgroep. De algemene soorten van de soortgroep krijgen alle een vaste score van 4 punten. De zeldzame (bedreigde) soorten krijgen een score die stapsgewijs daalt van 4 naar 0, afhankelijk van de zeldzaamheidsklasse. De RLI wordt berekend door de scores te sommeren over alle soorten, waardoor een totaalscore voor de hele soortgroep ontstaat. De index varieert tussen 0 en een maximale waarde (aantal soorten maal 4). Dit maximum wordt bereikt wanneer geen enkele soort meer bedreigd is.
Status:	gedeeltelijk operationeel
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor:	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	onduidelijk, waarschijnlijk overeenkomstig Natuurdoeltypen volgens D. Bal
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	geen
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	soortensamenstelling en uurhokfrequentie-klassen (of aantalklassen) van de biologische kwaliteitselementen
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	sommatie van de scores voor de zeldzaamheid van alle soorten in een soortgroep
Opstellen klassengrenzen:	n.v.t.
Uitvoer:	totaalscore voor de hele soortgroep, variërend van 0 tot een maximale waarde (aantal soorten maal 4)
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	matig
Calibratie / validatie:	geen
Referenties:	Ten Brink <i>et al.</i> (2000)

Ten Brink, B.J.E., A. van Strien, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijen, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtvoet, M. van der Peijl, S. Semmekrot (2000) *Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek*. RIVM rapport 408657005, Bilthoven, 80p.

naam: Aangepaste Rode Lijst Indicator

Toepassingsgebied:	oppervlaktewateren en landschappen in Nederland
Principe:	Met de ontwikkeling van de Natuurwaarde en de STI is het opnemen van de algemenere soorten (score 4) in de RLI minder relevant geworden. Een focus op alleen rode lijst soorten geeft een betere aansluiting op het bedreigde-soortenbeleid en op de Natuurwaarde en STI. Om deze reden krijgen de algemene soorten in de aangepaste RLI geen score meer en worden verder 5 in plaats van 4 zeldzaamheidscategorieën onderscheiden. Tevens is de score omgedraaid (5 voor de hoogste bedreiging). De aangepaste RLI is een zuivere maat voor het aantal bedreigde soorten en de mate van hun bedreiging.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor:	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	onduidelijk, waarschijnlijk overeenkomstig Natuurdoeltypen volgens D. Bal
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	geen
Bemonsteringsmethode:	geen specifieke bemonsteringsmethode voorgeschreven
Determinatieniveau:	soortniveau
Invoer:	soortensamenstelling en uurhokfrequentie-klassen (of aantalklassen) van de biologische kwaliteitselementen
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	sommatie van de scores voor de zeldzaamheid van alle soorten in een soortgroep
Opstellen klassengrenzen:	n.v.t.
Uitvoer:	totaalscore voor de hele soortgroep, variërend van 0 tot een maximale waarde (aantal soorten maal 5)
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	matig
Calibratie / validatie:	geen
Referenties:	Ten Brink <i>et al.</i> (2000)

Ten Brink, B.J.E., A. van Strien, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijen, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtvoet, M. van der Peijl, S. Semmekrot (2000) *Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek*. RIVM rapport 408657005, Bilthoven, 80p.

naam: **Beoordelingsmethode voor meren plassen Van der Molen**

Toepassingsgebied:	meren en plassen in Nederland
Principe:	De beoordelingsmethode voor meren en plassen is opgesteld om uitspraken te kunnen doen over de waterkwaliteit gebaseerd op waterplanten. De methode vergelijkt het percentage oppervlak bedekt door waterplanten in de referentiesituatie met de huidige situatie. Het bedekte oppervlak in de referentiesituatie wordt voor het betreffende water berekend aan de hand van de waterdiepte, alkaliniteit en het anorganisch zwevend stof. De methode geeft geen indeling in kwaliteitsklassen op basis van het verschil tussen de bedekking in de referentiesituatie en de huidige situatie.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	hele water
Pressor:	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	waterplanten
Overige kwaliteitselement(en):	geen
Differentiatie naar typen:	ja
Bemonsteringsmethode:	onbekend
Determinatieniveau:	n.v.t.
Invoer:	% van het oppervlak bedekt met waterplanten waterdiepte (m) alkaliniteit (meq/l) anorganisch zwevend stof (mg/l)
Beoordeling t.o.v. de referentie:	ja
Berekeningsmethode:	geen
Opstellen klassengrenzen:	n.v.t.
Uitvoer:	percentage van het oppervlak bedekt met waterplanten in de referentiesituatie en de huidige situatie
Indicatie stuurfactoren:	nee
Transparantie:	matig
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Van der Molen (2002)

Van der Molen, D., M. van den Berg, J. Kranenbarg, B. Reeze, K. Wolfstein (2002) *Een aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor de rijkswateren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water*. RIZA werkdocument 2002.123X.

naam: Ecologische beoordeling van kleine wateren in Noord- en Zuid-Holland

Toepassingsgebied:	kleine wateren in Noord- en Zuid-Holland (sloten, bepaalde hoofdwatgangen en kleine ondiepe plassen)
Principe:	De ecologische beoordeling van kleine wateren in Zuid-Holland werkt met een indeling in 6 fysisch-chemische klassen (FC-klassen). De FC-klasse kan worden bepaald op basis van de abiotiek of op basis van waterplanten en macrofauna. De indeling in klassen gebaseerd op abiotiek geschiedt aan de hand van waarden voor BZV, totaal-P en NH ₄ -N. De abundantie en soortensamenstelling van de waterplanten en macrofauna bepalen het type gemeenschap. Voor alle typen worden zgn. 'typenscores' berekend. Deze score is een soort kansverdeling, die aangeeft hoe groot de kans is om in een water van het betreffende type, die FC-klasse aan te treffen (gebaseerd op abiotiek). Voor elk monsterpunt levert zowel het waterplantentype als het macrofaunatype een rij scores op. Per klasse wordt de totaalscore bepaald door sommatie van deze scores. De klasse met de hoogste score bepaald de uiteindelijke classificatie. Op grond van de biologische en fysisch-chemische indeling wordt een uiteindelijk oordeel geven in de vorm van 6 kwaliteitsklassen.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	?
Pressor:	algemene degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	macrofauna en waterplanten (bij uitzondering epifytische diatomeeën)
Overige kwaliteitselement(en):	biologisch zuurstof verbruik (chemisch) totaal-P (chemisch) ammonium (chemisch)
Differentiatie naar typen:	ja
Bemonsteringsmethode:	afhankelijk van het bemonsterde kwaliteitselement (Smit 1990; Werkgroep Hydrobiologie Holland 1989)
Determinatieniveau:	waterplanten en epifytische diatomeeën op soort macrofauna op soort, soortgroep of genus afhankelijk van het taxon (zie Maenhout 1990 bijlage 1a)
Invoer:	abundantie en soortensamenstelling kwaliteitselementen totaal-P jaar-en zomertrimestergemiddelde biologisch zuurstof verbruik jaargemiddelde NH ₄ -N gemiddelden van juli-augustus en augustus-september
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	multimetric; op basis van de abiotische kwaliteitselementen vindt een indeling in 6 fysisch-chemische klassen plaats op basis van de abundantie en soortensamenstelling van de biologische kwaliteitselementen wordt het type bepaald per kwaliteitselement het type waaraan het monster is toegeedeeld bepaald automatisch de fysisch-chemische kwaliteitsklasse van

het monster (6 kwaliteitsklassen) op basis van de fysisch-chemische kwaliteitsklasse voor abiotiek, macrofauna en waterplanten wordt de eindklasse bepaald

Opstellen klassengrenzen:	onbekend
Uitvoer:	indeling in 6 kwaliteitsklassen
Indicatie stuurfactoren:	nee
<i>Transparantie:</i>	matig
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Maenhout (1990)

Maenhout, A.M.A.T. (1990) *Ecologische beoordeling van kleine wateren in Zuid-Holland*. Provincie Zuid-Holland, Den Haag, 20p.

Smit, H. (1990) Hydrobiologisch onderzoek van kleine wateren in Zuid-Holland. Provincie Zuid-Holland, Den Haag.

Werkgroep Hydrobiologie Holland (1989) Richtlijnen voor makrofaunabemonstering in Noord- en Zuid-Holland te behoeve van waterkwaliteitsonderzoek.

naam: Regulatie-index

Toepassingsgebied:	boven- en middenlopen van laaglandbeken in het beheersgebied van Waterschap Regge en Dinkel
Principe:	De regulatie-index is te beschouwen als een maat voor de natuurlijkheid of de mate van regulatie van beektrajecten. Een beek wordt beoordeeld a.h.v. trajecten met een zekere mate van uniformiteit ten aanzien van een vijftal factoren: stroomsnelheid, meandering, dwarsprofiel, beschaduwing en bodemgesteldheid. De regulatie-index wordt bepaald door de range van de waarde van de afzonderlijke factoren in 10 klassen in te delen en vervolgens de klassenindeling voor de afzonderlijke factoren te sommeren. De waarde van de regulatie-index varieert van 4 tot 51. Deze range is in 10 klassen verdeeld, die verschillen in de mate van natuurlijkheid weergeven.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	beek(traject)
Pressor:	habitat degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	geen
Overige kwaliteitselement(en):	stroomsnelheid (hydrologisch) meandering (morfologisch) dwarsprofiel (morfologisch) beschaduwing (fysisch) bodemgesteldheid (morfologisch)
Differentiatie naar typen:	nee
Bemonsteringsmethode:	onbekend
Determinatieniveau:	n. v. t.
Invoer:	stroomsnelheid (cm/s) meandering (recht / bochtig / meander) dwarsprofiel - breedte (m) en diepte (m) beschaduwing (geen / noordzijde / oost-westzijde / zuid / geheel) bodemgesteldheid (modder / zand+modder / zand+detritus / zand±detritus / zand-detritus / zand / zand+grind)
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	de waarde voor de invoervariabelen (variërend van 1 tot 10) wordt direct bepaald, m.b.v. een tabel waarin de range van de waarde van de afzonderlijke variabelen in 10 klassen is ingedeeld voor de berekening van het dwarsprofiel worden de waarderingen voor breedte en diepte gemiddeld, deze waarde wordt gecorrigeerd afhankelijk van de vorm van het beekprofiel met +1,0 of -1; de waardering voor de 5 invoervariabelen wordt gesommeerd en vormt de waarde voor de regulatie-index (variërend van 4 tot 51) op basis van de waarde voor de regulatie-index wordt de klassenindeling bepaald
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair

Uitvoer:	indeling in 10 klassen
Indicatie stuurfactoren:	ja
<i>Transparantie:</i>	zeer hoog
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	De Vries & Mark (1982) en Van der Hoek (1997a)
De Vries, H.P. de & C.M. van der Mark (1982) Hydrobiologisch onderzoek naar de invloed van beekregulatie. Rapport Vakgroep Natuurbeheer, Landbouwhogeschool, Wageningen, 40p.	
Van der Hoek, W. van der (1997a) Inrichting en morfologie in stromende wateren: vergelijkende studie naar bruikbaarheid van instrumenten en indicatoren ten behoeve van de Regionale WaterSysteem Rapportage. EcoQuest, Arnhem, 81p.	

naam: MORFOLOGIC

Toepassingsgebied:	(semi)natuurlijke boven- en middenlopen van laaglandbeken in Oostelijk Gelderland
Principe:	MORFOLOGIC kan worden gebruikt om de mate van natuurlijkheid van een watergang te beoordelen. Een beek wordt beoordeeld a.h.v. de vorm van het profiel, de mate van beschaduwing, het voorkomen en diversiteit van substraattypen en het actuele beheer en onderhoud. Door middel van schouwing worden de genoemde kwaliteitselementen opgenomen per 50 m en geaggregeerd naar leidingvak (variërend van ± 100 tot ± 1000 m). De range van uitkomsten per leidingvak (1-9 voor de substraatverdeling en 0-100% voor de overige kwaliteitselementen) wordt ingedeeld in 5 kwaliteitsklassen. Het resultaat wordt per kwaliteitselement uitgedrukt in een getal van 1 tot 5.
Status:	?
Ruimtelijke schaal:	leidingvak (verdeling van een watergang op basis van markante elementen, variërend van ± 100 tot ± 1000 m)
Pressor:	habitat degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	geen
Overige kwaliteitselement(en):	profieltype (morfologisch) beschaduwing (fysisch) substraatdifferentiatie (morfologisch) actueel onderhoud en beheer
Differentiatie naar typen:	nee
Bemonsteringsmethode:	schouwing per 50m-traject
Determinatieniveau:	n.v.t.
Invoer:	percentage van de oeverlengte behorend tot een profiel type (natuurlijk profiel / verwaarloosd normprofiel / normprofiel / gereguleerd profiel) per 50m-traject percentage van de oeverlengte behorend tot een beschaduwingstype (volledig / half / niet) per 50m-traject aanwezigheid 9 verschillende substraattypen per 50m-traject percentage van de oeverlengte en de frequentie waarmee machinaal en handmatig wordt gemaaid per leidingvak
Beoordeling t.o.v. de referentie:	nee
Berekeningsmethode:	- de waardes voor de profiel- en beschaduwingstypen per 50m-traject worden geaggregeerd tot percentages lengte per leidingvak (0-100%) het aantal aanwezige substraattypen per 50m-traject wordt gemiddeld per leidingvak (=substraatdifferentiatie) vermenigvuldiging van het percentage lengte waarover een maatregel wordt toegepast met de frequentie. Het percentage handwerk wordt hieruit berekend als percentage van de totale onderhoudsintensiteit op basis van het percentage lengte wordt voor elke invoervariabele de klassenindeling bepaald
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair

Uitvoer:	indeling in 5 kwaliteitsklassen per kwaliteitselement, geen samenvattende kwalificatie
Indicatie stuurfactoren:	ja
<i>Transparantie:</i>	zeer hoog
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Van der Hoek (1997a), Van der Hoek (1997b), Van der Hoek (1997c), Van der Hoek (1997d) en Van der Hoek (1997 ^e)

Van der Hoek, W. van der (1997a) Inrichting en morfologie in stromende wateren: vergelijkende studie naar bruikbaarheid van instrumenten en indicatoren ten behoeve van de Regionale WaterSysteem Rapportage. EcoQuest, Arnhem, 81p.

Van der Hoek, W. van der (1997b) Plan van aanpak van het natte profiel van de (semi)natuurlijke Winterswijkse beken. Hoofdrapport. EcoQuest, Arnhem.

Van der Hoek, W. van der (1997c) Plan van aanpak van het natte profiel van de (semi)natuurlijke Winterswijkse beken. Werkdocument. EcoQuest, Arnhem.

Van der Hoek, W. van der (1997d) Plan van aanpak van het natte profiel van de (semi)natuurlijke Winterswijkse beken. Bijlagen. EcoQuest, Arnhem.

Van der Hoek, W. van der (1997^e) MORFOLOGIC: systeemdekkend morfologisch onderzoek bij beekherstel. *Landinrichting*, 37 (5), 27-33.

naam: RHS (River Habitat Survey)

Toepassingsgebied:	beken en rivieren in Engeland en Wales
Principe:	MORFOLOGIC kan worden gebruikt om de mate van natuurlijkheid van een watergang te beoordelen. Een beek wordt beoordeeld a.h.v. de vorm van het profiel, de mate van beschaduwing, het voorkomen en diversiteit van substraattypen en het actuele beheer en onderhoud. Door middel van schouwing worden de genoemde kwaliteitselementen opgenomen per 50 m en geaggregeerd naar leidingvak (variërend van ±100 tot ±1000 m). De range van uitkomsten per leidingvak (1-9 voor de substraatverdeling en 0-100% voor de overige kwaliteitselementen) wordt ingedeeld in 5 kwaliteitsklassen. Het resultaat wordt per kwaliteitselement uitgedrukt in een getal van 1 tot 5.
<i>Status:</i>	veelvuldig toegepast in Engeland en Wales
<i>Ruimtelijke schaal:</i>	500 m
Pressor:	habitat degradatie
Biologische kwaliteitselement(en):	geen
Overige kwaliteitselement(en):	
Differentiatie naar typen:	nee
Bemonsteringsmethode:	schouwing van 10 "spot checks" om de 50 meter. Elke spot check bestaat uit 10m waarin de oevervegetatie en –structuur wordt opgenomen. Binen deze 10m worden over 1m (in het midden van de spot check) de fysische kenmerken bedding en oever en het stromingstype bepaald. De spot checks worden gevolgd door een "sweep up" van het hele 500 m traject om te zorgen dat kenmerken en degradatie niet waargenomen op de spot checks alsnog worden genoteerd. .
Determinatieniveau:	n.v.t.
Invoer:	
Beoordeling t.o.v. de referentie:	ja
Berekeningsmethode:	
Opstellen klassengrenzen:	arbitrair
Uitvoer:	indeling in 5 kwaliteitsklassen
Indicatie stuurfactoren:	n.v.t.
<i>Transparantie:</i>	zeer hoog
Calibratie / validatie:	onbekend
Referenties:	Raven et al., (1998)

Raven, P.J., N.T.H. Holmes, P.A. Fox, F.H. Dawson, M. Everard, I.R. Fozzard, K.J. Rouen (1998) *River Habitat Quality: The Physical Character of Rivers and Streams in the UK and the Isle of Man*. Environment Agency, Bristol.

Bijlage 2 Sterkte / zwakte analyse beoordelingssystemen ten aanzien van de KRW eisen.

Tabel B.1. Nederlandse beoordelingssystemen voor rivieren

	EBEOSWA	K12345-index	K135-index	Beoordelingsmethode Drentse beken 1980	Binorma index
toepassingsgebied oppervlaktewatercategorie	Nederland beken	Brabant laaglandbeken	Brabant laaglandbeken	Drenthe beken	Nederland genormaliseerde laaglandbeken
indeling in klassen	.*	5	10	5	5 of 6 (afhankelijk van het watertype)
beoordeling t.o.v. de referentie	-	-	-	-	-
indicatie stuurfactoren	-	-	-	-	-
multimetric systeem	+	-	-	+	-
pressor	algemene degradatie	organische vervuiling	organische vervuiling	algemene degradatie	organische vervuiling
	organische vervuiling minerale vervuiling habitat degradatie				
differentiatie naar typen	+	-	-	+	+
<i>Biologische kwaliteitselementen (samenstelling (s), abundantie (a))</i>					
fytoplankton (incl. biomassa (b))	-	-	-	-	-
macrofyten	-	-	-	-	-
benthische ongewervelde fauna	+ (a en s)	+ (a en s)	+ (a en s)	+ (s)	+ (s en a)
visfauna (incl. leeftijdsopbouw (l))		-	-	-	-
diatomeeën	-	-	-	-	-

	AQEM NI	Beekkarakter-index	GTD vervuilingsindex diatomeeen	Natuurwaarde Drentse beken
toepassingsgebied	Nederland	?	Oost-Brabant	Drenthe
oppervlaktewatercategorie	beken (m.u.v. doogvallende en zure beken)	(laagland)beken	lijnvormige wateren	beken
indeling in klassen	5	-	10	4
beoordeling t.o.v. de referentie	-	-	-	-
indicatie stuurfactoren	-	-	-	-
multimetric systeem	+	-	-	-
pressor	algemene degradatie	habitat degradatie	organische vervuiling	algemene degradatie
differentiatie naar typen	+	-	-	+
<i>Biologische kwaliteitselementen (samenstelling (s),abundantie (a))</i>				
fytoplankton (incl. biomassa (b))	-	-	-	-
macrofyten	-	-	-	-
benthische ongewervelde fauna	+ (s en a)	+ (s en a)	-	+ (s)
visfauna (incl. leeftijdsopbouw (l))	-	-	-	-
diatomeeën	-	-	+ (s en a)	-

* indeling in 5 klassen per karakteristiek

** afhankelijk van het watertype

Tabel B.2. Nederlandse beoordelingssystemen voor meren.

	STOWA-methode	STOWA-methode	Beoordelingsmethode meren en plassen Van der Molen
toepassingsgebied	Nederland	Nederland	Nederland
oppervlaktewatercategorie	meren en plassen	zand-, grind-, en kleigaten	meren en plassen
indeling in klassen	5	- *	-
beoordeling t.o.v. de referentie	-	-	+
indicatie stuurfactoren	+	-	-
multimetric systeem	+	+	-
pressor	algemene degradatie	organische vervuiling minerale vervuiling verzilting/verzoeting verzuring/alkalinisering inrichting	algemene degradatie
differentiatie naar typen	+	+	+
<i>Biologische kwaliteitselementen (samenstelling (s), abundantie (a))</i>			
fytoplankton (incl. biomassa (b))	+ (s en b)	+ (s, a en b)	-
macrofyten	+ (s en a)	+ (s en a)	+ (a)
benthische ongewervelde fauna	-	-	-
visfauna (incl. leeftijdsopbouw (l))	-	-	-
diatomeeën	-	+ (s en a)	-

* indeling in 5 klassen per karakteristiek

Tabel B.3. Nederlandse beoordelingssystemen voor oppervlaktewateren.

	EKOO	STOWA-methode	STOWA-methode	AMOEBE	Vegetatie-typologie Zuid-Holland
toepassingsgebied oppervlaktewatercategorie	Overijssel oppervlaktewateren	Nederland sloten	Nederland kanalen	variabel variabel	Zuid-Holland oppervlaktewateren
indeling in klassen	-	- *	- *	-	-
beoordeling t.o.v. de referentie	-	-	-	+	-
indicatie stuurfactoren	+	-	-	-	-
multimetric systeem	-	+	+	-	-
indicator	organische vervuiling minerale vervuiling habitat degradatie verzuring verdroging	organische vervuiling minerale vervuiling verziltting/verzoeting verzuring/alkalinisering inrichting waterkwantiteit toxiciteit typologisch aspect	organische vervuiling minerale vervuiling verziltting/verzoeting inrichting waterkwantiteit typologisch aspect	algemene degradatie	algemene degradatie
differentiatie naar typen	+	+	+	+	+
<i>Biologische kwaliteitselementen (samenstelling (s), abundantie (a))</i>					
fytoplankton (incl. biomassa (b))	-	-	+	+	-
macrofyten	-	+	+	+	+
benthische ongewervelde fauna	+	+	+	+	-
visfauna (incl/ leeftijdsopbouw (l))	-	-	-	+	-
diatomeeën	-	+	+	+	-

	Diversiteitsindices	Meetlat Gelderland	Diatomeeen-index H. van Dam	Natuurdoeltypen D. Bal	Similariteitsindi
toepassingsgebied oppervlaktewatercategorie	Algemeen oppervlaktewateren	Gelderland oppervlaktewateren	Nederland zoete en licht brakke wateren	Nederland oppervlaktewateren en landschappen	Algemeen oppervlaktewate
indeling in klassen	-	4 of 5 (afhankelijk van het watertype)	- **	-	-
beoordeling t.o.v. de referentie	-	-	-	+	(+)
indicatie stuurfactoren	-	-	+	-	-
multimetric systeem	-	-	+	(+)	-
pressor	algemene degradatie	organische vervuiling	organische vervuiling minerale vervuiling verzuring / alkalisering verzouting / verzoeting	algemene degradatie	algemene degra
differentiatie naar typen	-	+	-	+	-
<i>Biologische kwaliteitselementen (samenstelling (s), abundantie (a))</i>					
fytoplankton (incl. biomassa (b))	+ (s en/of a)	-	-	-	(+)
macrofyten	(+)	-	-	+ (s)	(+)
benthische ongewervelde fauna	+ (s en/of a)	+ (s en a)	-	(+) (s) ***	+ (s en/of a)
visfauna (incl/ leeftijdsopbouw (l))	(+)	-	-	+ (s)	(+)
diatomeeën	(+)	-	+ (s en a)	-	(+)

	Saprobie-index Zelinka & Marvan	Sladeczek index	CABO-kartering	De Lange & Van Zon (1977)	IBI rijkswatere
toepassingsgebied oppervlaktewatercategorie	Algemeen oppervlaktewateren	Algemeen oppervlaktewateren	Nederland sloten, wijken en weteringen	Nederland oppervlaktewateren	Nederland rijkswateren
indeling in klassen	5	7	3	-****	in ontwikkelin
beoordeling t.o.v. de referentie	-	-	-	-	in ontwikkelin
indicatie stuurfactoren	-	-	-	-	-
multimetric systeem	-	-	-	+	+
pressor	organische vervuiling	organische vervuiling	minerale vervuiling	algemene degradatie	algemene degrad
differentiatie naar typen	-	-	+	-	+
<i>Biologische kwaliteitselementen (samenstelling (s),abundantie (a))</i>					
fytoplankton (incl. biomassa (b))	+ (s en a)	+ (s en a)	-	-	-
macrofyten	-	-	+	+ (s en a)	-
benthische ongewervelde fauna	+ (s en a)	+ (s en a)	-	-	-
visfauna (incl/ leeftijdsopbouw (l))	-	+ (s en a)	-	-	+ (s, a, b en l)
diatomeeën	+ (s en a)	+ (s en a)	-	-	-

	Saprobiequotiënt van Dresscher & Van der Mark	EHS- doelrealisatiegraadme- ter	Soortgroep Trend Index	Rode Lijst Indicator	Aangepaste Rode lijst indicator
toepassingsgebied oppervlaktewatercategorie	Nederland oppervlaktewateren	Nederland oppervlaktewateren en landschappen	Nederland oppervlaktewateren en landschappen	Nederland oppervlaktewateren en landschappen	Nederland oppervlaktewateren en landschappen
indeling in klassen	4	-	-	-	-
beoordeling t.o.v. de referentie	-	-	-	-	-
indicatie stuurfactoren	-	-	-	-	-
multimetric systeem	-	(+)	-	-	-
pressor	organische vervuiling	algemene degradatie	algemene degradatie	algemene degradatie	algemene degradatie
differentiatie naar typen	-	+	-	-	-
<i>Biologische kwaliteitselementen (samenstelling (s),abundantie (a))</i>					
fytoplankton (incl. biomassa (b))	+ (s en a)	?	?	?	?
macrofyten	-	?	?	?	?
benthische ongewervelde fauna	-	?	?	?	?
visfauna (incl/ leeftijdsopbouw (l))	-	?	?	?	?
diatomeeën	-	?	?	?	?

	Natuurwaarde	IBI regionale wateren	SEND	Ecologische beoordeling kleine wateren Noord- en Zuid-Holland
toepassingsgebied oppervlaktewatercategorie	Nederland oppervlaktewateren en landschappen	Nederland zoete oppervlaktewateren (m.u.v. rijkswateren)	Nederland kleine oppervlaktewateren	Noord- en Zuid-Holland sloten, bepaalde hoofdwatergangen en kleine ondiepe plasen
indeling in klassen	-	5	3	6
beoordeling t.o.v. de referentie	-	(+)	-	-
indicatie stuurfactoren	-	(+)	-	-
multimetric systeem	(+)	+	?	(+)
pressor	algemene degradatie	algemene degradatie	algemene degradatie	algemene degradatie
differentiatie naar typen	+	+	+	+
<i>Biologische kwaliteitselementen (samenstelling (s), abundantie (a))</i>				
fytoplankton (incl. biomassa (b))	-	-	-	-
macrofyten	+ (s en a)	-	-	+
benthische ongewervelde fauna	-	-	-	+
visfauna (incl/ leeftijdsopbouw (l))	-	+ (s, a, b en l)	-	-
diatomeeën	-	-	-	(+)

*indeling in 5 klassen per karakteristiek; ** indeling in klassen (variabel) per factor; *** alleen steenvliegen, haften, libellen, kokerjuffers en platwormen; **** indeling in 10 klassen per component*

Bijlage 3 Overzicht van bestaande indices/metrics (Vlek et al. 2002).

Er zijn inmiddels veel verschillende methoden waarop de beoordeling van een watersysteem kan worden gebaseerd beschreven. De beoordelingsmethoden zijn in te delen in zeven categorieën (Vlek *et al.* 2002):

1. kwalitatieve maten voor taxonomische rijkdom (kwalitatieve soortenrijkdom);

Deze maten beschrijven het aantal gevonden taxonomische eenheden en daarmee de structuur van de gemeenschap in een water. De redenering is dat de taxonomische rijkdom geleidelijk afneemt met een verslechtering van de waterkwaliteit (Weber 1973, Resh & Grodhaus 1983) en dat het ene taxon gevoeliger is voor beïnvloeding dan de ander.

Voorbeelden: aantal taxa, aantal EPT taxa, aantal families

2. kwantitatieve maten voor taxonomische rijkdom (kwantitatieve soortenrijkdom);

Deze maten omvatten het tellen van alle verzamelde organismen in een monster tot het schatten van de relatieve abundantie van verschillende taxonomische groepen. Aangenomen wordt, dat afhankelijk van het type stress het aantal individuen of de totale biomassa toe- of afneemt (Weber 1973, Resh & Grodhaus 1983, Plafkin *et al.*, 1989, Bode, 1988). Tevens wordt ook hier het uitgangspunt gehanteerd dat het ene taxon gevoeliger is voor vervuiling dan het andere.

Voorbeelden: aantal individuen, ratio [EPT abundantie] : [Chironomidae abundantie], ratio [individueel van numeriek dominante taxa] : [totaal aantal individuen]

3. diversiteitsindices;

Deze indices combineren soortenrijkdom, evenness (evenredige verdeling van de individuen over de aanwezige soorten in een levensgemeenschap) en abundantie. De beoordeling van watersystemen op basis van de diversiteit berust op de aanname, dat onbeïnvloede wateren worden gekenmerkt door een hoge soortenrijkdom, een grote evenness en hoge aantallen individuen (Mason *et al.* 1985). Er bestaan zeer veel diversiteitsindices, maar de meeste worden slechts sporadisch gebruikt. De Shannon's Index (Shannon & Weaver 1949) wordt het meest gebruikt.

Voorbeeld: Shannon's Index

4. similariteitsindices;

Deze indices zijn een maat voor de overeenkomst of verschil in de samenstelling van twee gemeenschappen. De similariteitsindices kunnen worden onderverdeeld in twee categorieën: de associatiecoëfficiënten en de afstandsmaten. Associatiecoëfficiënten geven de overeenkomst tussen de soortensamenstelling van twee monsters weer. Er bestaan zeer veel associatiecoëfficiënten, de meeste zijn echter wiskundig aan elkaar gerelateerd (Williams & Dale 1965). De kwalitatieve associatiecoëfficiënten houden geen rekening met de relatieve abundantie van soorten in verschillende monsters, waardoor het belang van zeldzame soorten wordt overschat en het belang van algemene soorten wordt onderschat. Dit kan worden vermeden door het gebruik van kwantitatieve associatiecoëfficiënten (Nijboer 1996). De overeenkomst tussen monsters kan ook worden uitgedrukt in een afstandsmaat. De relatie tussen monsters kan worden weergegeven in een geometrisch model. De afstand tussen de monsters kan dan gebruikt worden als een maat voor de overeenkomst tussen de monsters. De meest bekende afstandsmaat is de Euclidische afstand. Een nadeel van dergelijke ruimtelijke maten is dat ze weinig rekening houden met kwalitatieve verschillen.

Voorbeelden: Kothe's species deficit (Kothe 1962), similariteits-index van Sørensen, Jaccard-index (Jaccard 1912), associatie-index van Whittaker, Czekanowski coëfficiënt (Czekanowski 1913), Euclidische afstand, Mahalanobis afstand

5. milieu-indices;

Deze indices indiceren bepaalde dominante milieukenmerken. Ze maken gebruik van vastgestelde waarden voor de milieu-indicaties van taxa. De relatieve abundantie van een taxon, gewogen voor indicatiewaarden, wordt soms gebruikt in de berekening van de index. Ook hier wordt dus uitgegaan van het verschil in respons voor een specifieke milieufactor van verschillende taxa. De meest klassieke is de saprobie-index gebaseerd op het ammoniumgehalte (bijvoorbeeld Zelinka en Marvan 1961).

Voorbeelden: stroomsnelheidsindex, saprobie-index, zuurgraad-index, droogval-index

6. biotische indices;

Deze indices maken gebruik van vastgestelde waarden voor de vervuilingstolerantie van taxa. De relatieve abundantie van een taxon, gewogen voor tolerantiewaarden, wordt soms gebruikt in de berekening van een biotische index. Ook hier wordt dus uitgegaan van het verschil in tolerantie voor vervuiling van verschillende taxa.

*Voorbeelden: Empirical Biotic Index (Chutter 1972), Biotic Score (Chandler 1970), BMWP Score (Armitage *et al.* 1983), Trent Biotic Index (Woodward 1964), K_{135} -index (Tolkamp & Gardiniers 1971)*

Een andere vorm van biologische indices zijn het gebruik van aantal indicator taxa, compleetheid, kenmerkendheid en zeldzaamheid.

7. functionele en proces-indices, zoals functionele voedingsgroepen;

Indices afgeleid van functionele voedingsgroepen zijn gebaseerd op de morfologische structuren en gedragingen van soorten bij het verzamelen van voedsel. Bepaalde functionele groepen zijn gevoeliger voor vervuiling dan anderen. Bovendien zeggen de groepen wat over de aanwezige bron van voedsel en daarmee over de aanwezige organische verontreiniging of de mate van eutrofiëring.

Voorbeelden: ratio [aantal knippers] : [totaal aantal individuen] (Plafkin et al. 1989), ratio [aantal schrapers] : [aantal vergaarders-filtreerders]

8. multimetris of meervoudige indices

De meervoudige indices vormen een andere manier om de problematiek van de beoordelingssystemen te benaderen. Deze methode maakt gebruik van meerdere maten, die elk andere complementaire informatie verschaffen over een levensgemeenschap. De combinatie van deze maten functioneert als een overall indicator van de biologische conditie van een levensgemeenschap. De kracht van deze benadering is de mogelijkheid om informatie op individu, levensgemeenschap en ecosysteem niveau te integreren (Karr et al. 1986, Pafkin et al. 1989, Karr 1991). Beoordeling op basis van meerdere maten geeft de mogelijkheid van detectie over een grotere range en aard van stressfactoren en geeft een completer beeld van de biologische conditie van een watersysteem dan individuele biologische indicatoren. Ohio EPA (1987) suggereert, dat de kracht van de gecombineerde maten, de zwakheden van de individuele maten minimaliseert.

Voorbeelden: Index of Biotic Integrity (Karr et al. 1986), de Mean Biometric Score (Shackelford 1988), de Biological Condition Score (Plafkin et al. 1989), tot op zekere hoogte EBEOSWA (STOWA 1992)

Bij gebruik van de besproken indices moet er rekening mee worden gehouden, dat verschillende indices vergelijkbaar kunnen scoren op basis van verschillende combinaties van pressoren. Verder kan de range van de indexwaarden gelimiteerd zijn en de schaal vertoont nog wel eens verminderde gevoeligheid bij extremen of in het centrum. Het is daarom belangrijk om het gedrag van indices te bepalen, door ze toe te passen in bekende omstandigheden zodat een goed inzicht kan worden verkregen in hun eigenschappen en vooral hun beperkingen (Hellawell 1978). Om een aanzet te kunnen geven voor de ontwikkeling van een nieuw beoordelingssysteem moeten indices worden toegepast op wateren van verschillende beïnvloedingsstadia van alle watertypen. Op deze wijze kan worden bepaald welke indices het meest geschikt zijn voor gebruik in een nieuw beoordelingssysteem. Belangrijk is om op te merken dat de similariteitsindices, in tegenstelling tot de overige maten, monsters op een objectieve manier met elkaar vergelijken (de soortensamenstelling komt meer of minder overeen). Alle overige maten zijn echter gebaseerd op aannames over het functioneren van levensgemeenschappen. Welke relaties de indices met de zes hoofdcomponenten van het ecosysteem functioneren hebben dient vooraf te worden vastgesteld. Tot slot moet worden vermeld dat aan een kwalitatieve maat het nadeel kleeft, dat zeldzame soorten over- en dominante soorten ondergewaardeerd kunnen worden (Nijboer 1996). Bij kwantitatieve indices is hiervan geen sprake, omdat rekening wordt gehouden met de abundantie van de aanwezige taxa. Een groot voordeel van de kwalitatieve indices is echter, dat de gegevensverzameling minder tijdrovend is en dus kostenbesparend.

Bijlage 4 Voorbeelden van indices geselecteerd voor toetsing in het EU AQEM-project.

(1) *Maten voor rijkdom* (aantal taxa):

- Porifera
- Coelenterata
- Cestoda
- Trematoda
- Turbellaria
- Nematoda
- Nematomorpha
- Gastropoda
- Bivalvia
- Polychaeta
- Oligochaeta (OL)
- Hirudinea
- Crustacea
- Araneae
- Ephemeroptera
- Odonata
- Plecoptera
- Heteroptera
- Planipennia
- Megaloptera
- Trichoptera
- Lepidoptera
- Coleoptera
- Diptera
- Bryozoa
- EPT-taxa (Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera)
- Diptera + Oligochaeta
- ratio Diptera:Oligochaeta
- ratio EPT-taxa:Oligochaeta
- ratio EPT-taxa:Diptera
- ratio EPT-taxa:Diptera + Oligochaeta
- aantal taxa
- aantal families

(2) *Maten op basis van abundantie* (percentage individuen van de totale levensgemeenschap):

- Porifera
- Coelenterata
- Cestoda
- Trematoda
- Turbellaria
- Nematoda
- Nematomorpha
- Gastropoda
- Bivalvia
- Polychaeta
- Oligochaeta
- Hirudinea
- Crustacea
- Araneae
- Ephemeroptera
- Odonata
- Plecoptera
- Heteroptera
- Planipennia
- Megaloptera
- Trichoptera

- Lepidoptera
- Coleoptera
- Diptera
- Bryozoa
- EPT-taxa
- Diptera + Oligochaeta
- totaal aantal individuen
- ratio Diptera individuen:Oligochaeta individuen
- ratio EPT-taxa individuen:Oligochaeta individuen
- ratio EPT-taxa individuen:Diptera individuen
- ratio EPT-taxa individuen:Diptera + Oligochaeta individuen

(3) *Diversiteitsindices*

- Simpson-index
- Shannon-Wiener-index
- evenness-index

(4) *Biotische indices*

- Saprobie-index van Zelinka en Marvan
- percentage xeno-saprobe soorten
- percentage oligo-saprobe soorten
- percentage beta-meso-saprobe soorten
- percentage alpha-meso-saprobe soorten
- percentage poly-saprobe soorten
- Duitse Saprobie-index
- Nederlandse Saprobie-index
- BMWP Score (Biological Monitoring Working Party)
- ASPT (Average Score per Taxon)
- Spaanse BMWP Score
- Danish Stream Fauna Index
- Belgian Biotic Index
- IBE (Indice Biotico Estesio)
- MAS (Mayfly Average Score)
- MAS (gote rivier)

(5) *Maten op basis van proceskenmerken*

a. *functionele voedingsgroepen* (percentage individuen van de totale levensgemeenschap):

- schrapers
- mineerders
- xylophagen
- knippers
- vergaarders
- actieve filtreerders
- passieve filtreerders
- predatoren
- parasieten
- ratio aantal individuen (grazers + schrapers):aantal individuen (vergaarders + filtreerders)
- Rhithron Feeding Type Index

b. *bewegingsgedrag* (percentage individuen van de totale levensgemeenschap):

- zwemmers/schaatsers
- zwemmers/duikers
- gravers/boorders
- spartelaars/wandelaars
- (semi)sessiel

c. *zonatie* (percentage individuen van de totale levensgemeenschap die een bepaald beek- of riviertraject prefereren):

- crenal (bron)
- hypocrenal (bron-beek)
- epirhithral (bovenste zone van de beekforel)
- metarhithral (onderste zone van de beekforel)

- hypohithral (vlagzalmzone)
- epipotamal (barbeelzone)
- metapotamal (brasemzone)
- hypopotamal (brakwaterzone)
- litoraal
- profundaal

d. stroming (percentage individuen van de totale levensgemeenschap die een bepaalde stroming prefereren):

- limnobiont (alleen in stilstaand water)
- limnofiel (bij voorkeur in stilstaand water, zelden gevonden in langzaam stromende beken)
- limno- tot rheofiel (bij voorkeur in stromend water, regelmatig gevonden in langzaam stromende beken)
- rheo- tot limnofiel (bij voorkeur langzaam stromende beken met lentische zones, maar wordt ook gevonden in stilstaand water)
- rheofiel (in beken, bij voorkeur met gemiddelde tot hoge stroomsnelheid)
- rheobiont (gebonden aan beken met hoge stroomsnelheden)
- indifferent (geen voorkeur voor een bepaalde stroomsnelheid)

e. microhabitat (percentage individuen van de totale levensgemeenschap die een bepaald microhabitat prefereren):

- pelal (modder; korrelgrootte < 0.063mm)
- argyllal (silt,leem, klei: korrelgrootte < 0.063 mm)
- psammal (zand; korrelgrootte 0.063-2 mm)
- akal (fijn tot middelgroot grind; korrelgrootte 0.2-2 cm)
- lithal (grof grind, stenen, keien; korrelgrootte > 2 cm)
- phytal (algen, mos en macrofyten inclusief levende delen van terrestrische planten)
- particulier organisch materiaal (zoals hout, CPOM, FPOM)

Bijlage 5 Visie op de ontwikkeling van KRW typologie, referenties en maatlaten.

Inleiding

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW; EU, 2002) beschrijft een aantal eisen die op relatief korte termijn (eerste keer al in 2004) gesteld gaan worden aan het typeren en beoordelen van oppervlaktewateren. Deze eisen zijn onder anderen vanuit verschillende invalshoeken belicht door Reeze (2001), Molen *et al.* (2002) en het AQEM consortium (2002). Samengevat staan in de KRW drie kernbegrippen centraal: typologie, referentie en beoordeling.

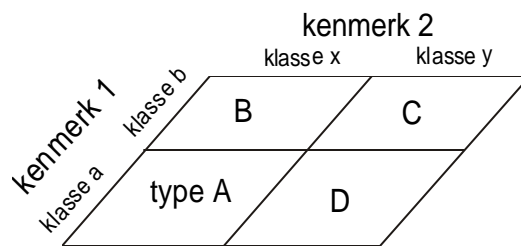
- √ Een typologie (lees 'indeling in watertypen') is noodzakelijk om de complexe en meervoudige relaties tussen milieufactoren onderling en al dan niet samen met de aanwezige organismen (biologie) in oppervlaktewateren te reduceren tot een praktisch hanteerbaar en inzichtelijk instrument. De KRW volgt een ecologische benadering en maakt daarmee milieu en biologie tot integraal onderdeel van de typologie en daarmee van het waterbeheer.
- √ De KRW definieert verder de natuurlijke (of optimale) toestand van ieder watertype als uitgangspunt en noemt dit de referentie.

Daarnaast speelt ook menselijke beïnvloeding (ingedeeld naar de belangrijkste groepen van stressoren), in positieve en negatieve zin, een aparte en herkenbare rol bij de te ontwikkelen maatlat (beoordeling). Deze drie begrippen zijn sterk met elkaar verweven. In de hierna beschreven visie wordt deze samenhang uiteengezet.

Omgekeerd piramide-model: de samenhang tussen referentie, typologie en beoordeling

In ieder water is het aanwezige ecosysteem het resultaat van de relaties tussen de aanwezige abiotische of milieukenmerken en de biotische elementen (planten en dieren). Onder natuurlijke of optimale omstandigheden (menselijk invloed is afwezig of zeer beperkt) komt het betreffende ecosysteem tot volledige ontwikkeling. Maar is het ene waterecosysteem nu zo anders dan het andere? Afhankelijk van de schaal waarop naar waterecosystemen wordt gekeken zijn meer of minder overeenkomsten te herkennen en kunnen verschillende indelingen in watertypen worden gemaakt. In detail is bijvoorbeeld ieder natuurlijk waterecosysteem uniek, maar door de oogharen kijkend is slechts het verschil tussen zoet en zout evident en onderscheidend. Naast schaal kunnen indelingen ook gebaseerd worden op andere kenmerken. Zo kunnen wateren in typen worden verdeeld op basis van bijvoorbeeld stroomsnelheid en afmetingen maar ook op basis van de aanwezige plantensoorten. Het zal duidelijk zijn dat de natuurlijke (inclusief de optimale) waterecosystemen het beste ingedeeld kunnen worden naar kenmerken in praktische, voor beleid en beheer hanteerbare, typen.

Zoete wateren zijn vaak als (geïsoleerde) eenheden in het landschap herkenbaar en deze eenheden zijn in de meeste gevallen duidelijk verschillend. Maar bijvoorbeeld stromende wateren gaan juist als gradiënt in elkaar over en daarom zijn typegrenzen hiervoor moeilijker te bepalen. Bij de zoute wateren zijn typen eveneens herkenbaar maar is de gradiënt ook evident.



Een voorbeeld van een indeling in watertypen op basis van twee kenmerken (in KRW termen abiotische descriptoren, genoemd in bijlage II van de KRW) is in figuur 1 geïllustreerd. In deze figuur vormen de twee kenmerken met ieder twee klassen vier watertypen (Denk bij de kenmerken bijvoorbeeld aan saliniteit en expositie voor zoute wateren of stroming en dimensie voor zoete wateren, elk kenmerk verdeeld in 2 klassen).

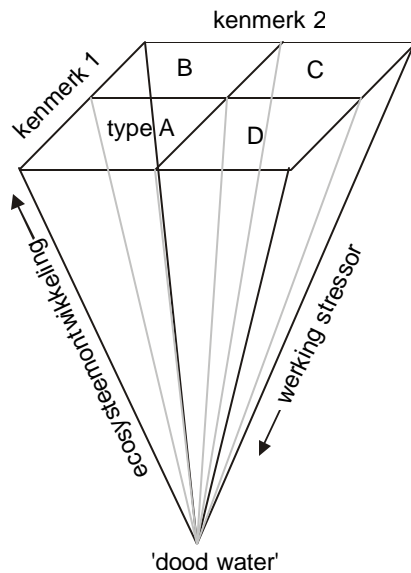
Figuur 1. Indeling van oppervlaktewateren op basis van twee kenmerken in vier watertypen

Het in figuur 1 geschematiseerde vlak geeft de optima in de ecologische ontwikkeling van waterecosystemen weer. Onder natuurlijke en optimale omstandigheden staat een dergelijke indeling van wateren gelijk aan een referentietypologie. In een referentietypologie komen de verschillen tussen ecologische typen het duidelijkst tot uiting. Voor Nederland kunnen op deze wijze, bijvoorbeeld kijkend naar de 3 schalen van supra-nationaal, nationaal en regionaal, respectievelijk 8 natuurdoelen, 23 natuurdoeltypen met water als onderdeel en 132 watertypen geschematiseerd worden.

In de inleiding is de rol van menselijke beïnvloeding (in de vorm van stressoren) al genoemd. Deze rol is niet altijd apart per stressor te onderscheiden noch zijn 'natuurlijke' en 'menselijke' milieuv variabelen altijd

gescheiden herkenbaar. Vaak zijn stressoren groepen van factoren die samenhangen met een gebruiksfunctie of milieudruk. Het onderscheiden van stressoren is door de KRW benoemd en is essentieel in het waterbeheer.

In figuur 2 zijn de stressoren aan figuur 1 toegevoegd. Figuur 2 heeft daardoor de vorm van een omgekeerde piramide gekregen en geeft in verticale richting (tegegengesteld aan die van de ecosysteemontwikkeling) de negatieve werking van stressoren of mate van beïnvloeding aan. In de slechtst denkbare situatie leiden de werkende stressoren tot 'dood water'. Sterk beïnvloede wateren zullen veel op elkaar lijken en hierin zal het natuurlijke watertype uit de referentietypologie moeilijk herkenbaar zijn. Deze beïnvloede wateren staan onderin de omgekeerde piramide. Omhoog, gaande in de richting van het basisvlak van de omgekeerde piramide (de referentie), worden de natuurlijke en optimale watertypen steeds herkenbaarder in samenstelling van organismen en ranges van milieuvariabelen (de kenmerken in de figuur). Reden te meer om een typologie mede vorm te geven op basis van referentietoestanden.



Figuur 2. Piramidemodel van ecosysteemontwikkeling. Het basisvlak stelt de typologie voor; de eindpunten van ecologische ontwikkeling. Verticaal speelt de invloed van de stressoren. Extreme stress leidt tot 'dood water' en weinig beïnvloeding leidt tot een optimale toestand.

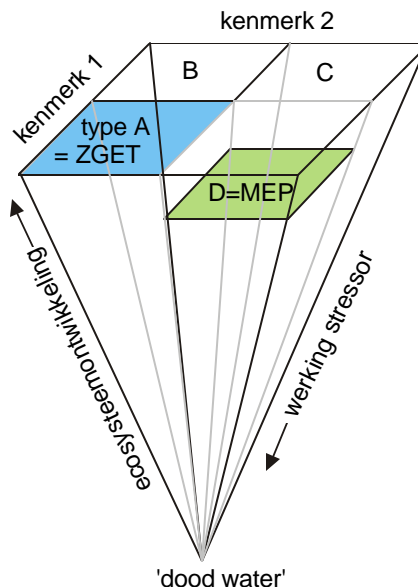
In het model van de omgekeerde piramide is de verweving tussen de typologie met haar onderverdeling in referentietypen (het basisvlak) en de werking van beïnvloedende factoren (stressoren) weergegeven. Indien we de afstand ten opzichte van het basisvlak gaan schalen dan wordt een maatlat verkregen waarmee een beoordeling mogelijk wordt.

Referentietypologie (ZGET, MEP)

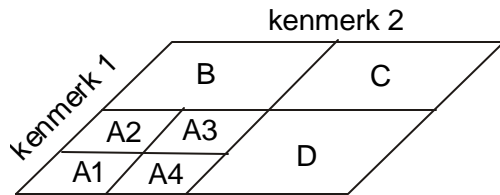
In figuur 1 was de referentietypologie geschetst waarbij alle natuurlijke/optimale watertypen in één vlak voorkomen (op dezelfde hoogte in de piramide). In de KRW wordt expliciet onderscheid gemaakt tussen natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige wateren. Daarbij hoort het onderscheid tussen de zeer goede ecologische toestand (de eindtoestand van de ontwikkeling van een natuurlijk water: ZGET) en het maximum ecologisch potentieel (de eindtoestand van de ontwikkeling van de overige wateren: MEP). Aangezien beide referenties niet op hetzelfde ecologische niveau liggen, kunnen ZGET en MEP op verschillende hoogte in het omgekeerde piramide-model gevisualiseerd worden. Dit is in figuur 3 weergegeven in blauw voor het ZGET van een natuurlijk watertype en in groen voor het MEP van een sterk beïnvloed of kunstmatig watertype. Hiermee worden ZGET en MEP ook uiteinden van verschillende maatlaten.

Hiërarchie en schaal

In het omgekeerde piramide-model zijn ruimtelijke schaal en daarmee hiërarchie in typologieën op eenvoudige wijze aan te brengen. Al in paragraaf 2.2 zijn de 3 schalen van supra-nationaal, nationaal en regionaal genoemd. Het rapporteren "naar Brussel" kan op een hoog aggregatie-niveau (supra-nationale schaal) gebeuren, terwijl het regionale waterbeheer zich vaak afspeelt op regionale of zelfs lokale schaal. Beide informatiebehoefte dienen echter in de toekomst vanuit één eenduidige benadering of beter gezegd met één instrumentarium te worden bediend. Wanneer de hiërarchische samenhang tussen schalen, zoals in deze visie, wordt ingepast, dan kan informatieverzameling en rapportage op eenduidige, efficiënte, gelijke en doorvertaalbare wijze plaatsvinden. De hiërarchie tussen schalen kan op vertaalbare wijze worden ingebouwd door mogelijkheden tot verfijning (en waar nodig ook vergroving) in de referentietypologie (het basisvlak van het piramidemodel) op te nemen. Stel dat figuur 1 staat voor de KRW-watertypen dan is verfijning aan te brengen zoals geïllustreerd in figuur 4.



Figuur 3. ZGET en MEP in het omgekeerd piramide-model.

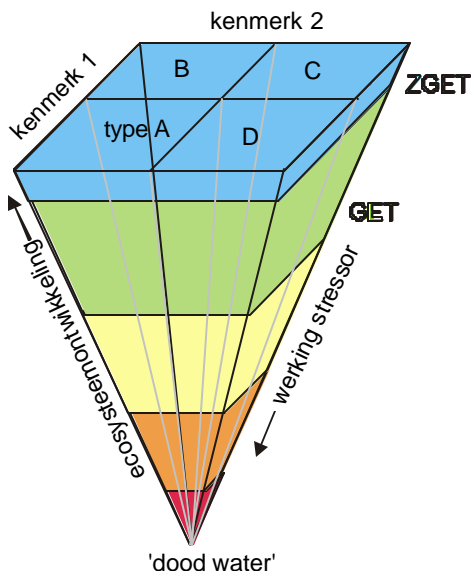


Figuur 4. Voorbeeld van een verfijning van type A (“Brussel-niveau”) in 4 subtypen (“nationaal of regionaal niveau”) op lagere schaal.

Het in deze visie geschetste “omgekeerd piramide-model” is een aanzet tot een dergelijke kader voor verfijning. Het vormt in feite de inhoudelijke slag die de gedachten geponeerd in ReBeWa (Stowa, 2001) bundelt. Met het basisvlak (te lezen als de indeling naar KRW eisen, die waar mogelijk de vertaalde natuurdoeltypen omvat) als referentietypologie, de grenzen tussen de vlakken als hiërarchisch onderbouwde harde grenzen (KRW abiotische descriptoren) en de verticale lijnen in de piramide als verbindende elementen (te lezen als de abiotische sturende KRW factoren naar systeem B) worden de mogelijkheden geboden om naar behoefte te verfijnen (segregeren) of vergroven (aggregeren).

Maatlat (incl. ZGET, MEP, GET en GEP)

Met een maatlat, naar KRW voorschrift verdeeld in 5 (of 4) klassen op basis van de woordelijke definitie, kan de kwaliteitstoestand worden vastgesteld. Een maatlat in KRW termen wordt opgesteld uitgaande van de referentie (ZGET of MEP) als ijkpunt. Rekenkundig wordt de referentie feitelijk op 1 gesteld. Daarmee wordt ‘dood water’ automatisch nul. In het piramidemodel wordt de verticaal tussen basisvlak en piramidepunt in delen opgesplitst (figuur 5).



Figuur 5. De kwaliteitsgrenzen in het omgekeerd piramide-model

In het vaststellen van grenzen tussen kwaliteitsklassen wordt uitgegaan van: het voor ieder type op vergelijkbare wijze onderverdelen van de klassen, echter, deze hoeven niet voor ieder type op dezelfde hoogte in de piramide te liggen de klassengrenzen te laten aansluiten bij ecologisch relevante veranderingen in het waterecosysteem (omslagpunten), de klassen, met name de goede ecologische toestand (de op één na ‘beste’ toestand van de ontwikkeling van een natuurlijk water: GET) en het goede ecologisch potentieel (de op één na ‘beste’ toestand van de ontwikkeling van de overige wateren: GEP), op basis van de woordelijke omschrijving realistisch en haalbaar te kwantificeren.

De rol en plaats van de KRW organismegroepen

De KRW typologie van wateren baseert zich op milieufactoren (naar systeem B) maar kan grenzen toedelen naar de bestaande typologische relaties tussen de aanwezige organismen en de milieufactoren. Vanuit een concreet ecosysteem is dat een eenduidige benadering, maar het betekent niet dat alle organismegroepen of alle afzonderlijke organismen (soorten) uit een ecosysteem (1) de KRW-typegrenzen aanhouden, (2) onderling dezelfde typegrenzen aanhouden of (3) hetzelfde vertellen over de toestand van de milieufactoren (kwaliteit). Integendeel, iedere organismegroep of soort vertelt haar eigen verhaal en is op eigen wijze verdeeld over de (KRW-)typen. In de praktijk wil dat zeggen dat bijvoorbeeld een soort maar in een gedeelte van één of meerdere KRW-watertype(n) voorkomt (bijvoorbeeld alleen in de ondiepe wateren van de KRW-watertypen *laagveenwateren* en *beken*) of dat een andere soort bijvoorbeeld in meerdere KRW-typen naast elkaar voorkomt.

De redenen hiervoor zijn:

- √ niet alle ecologisch relevante factoren zijn opgenomen in de milieufactoren waarmee de KRW-typologie moet worden gemaakt (bij verfijning op nationale of regionale schaal kunnen deze factoren in een later stadium alsnog worden ingepast; het is wel goed om hier nu reeds rekening mee te houden)
- √ soorten verschillen onderling, binnen een organismegroep en nog sterker tussen organismegroepen, in hun range van voorkomen (in hun verspreiding).

Reden te meer om de KRW-typologie op basis van milieufactoren vast te stellen. De KRW-watertypen worden gebaseerd op een combinatie van verplichte en te kiezen hydromorfologische en fysisch-chemische milieufactoren.

De KRW maakt gebruik van fyto bentos (ook kranswieren, bodemalgen en draadalgen) fytoplankton, macrofyten, macrofauna en vissen. Bestaande plantengemeenschappen, macrofaunagroepen of visgemeenschappen overschrijden de KRW-typegrenzen op verschillende wijze. Bij een eenduidig door KRW factoren gedefinieerd basisvlak van de omgekeerde piramide is daarom logischerwijs sprake zijn van toedeling van soorten of organismegroepen. Bij de invulling van de referentie in termen van processen (milieufactoren) en functioneren levert dat een voldoende basis voor een dergelijke toedeling. Het geeft ook weer aan dat de referentietypologie verweven is met de typologie en ook met het verdere gebruik ervan in bijvoorbeeld de maatlat.

Stressoren

In het voorgaande is de rol van menselijke beïnvloeding in termen van stressoren benoemd. Een stressor kan opgevat worden als een enkele parameter die negatieve invloed op een organisme uitoefent. In dit kader wordt het begrip stressor niet beperkt tot individuele parameters. In navolging van de KRW wordt een stressor gezien als het gecombineerde effect van een verstoring zoals een hydromorfologische ingreep of een eutrofiëring. De rol van individuele parameters wordt hierbij niet (altijd) apart onderscheiden. Dergelijke stressoren, omschreven als groepen van factoren, hebben het voordeel dat ze direct samenhangen met een gebruiksfunctie of milieudruk hetgeen de toepasbaarheid vergroot. Verder geeft deze benadering de werkelijkheid beter weer. In het veld komen stressoren altijd als samenspel van factoren tot uiting (een landbouwkundige gebruiksfunctie geeft niet alleen een verhoging van de hoeveelheid fosfaat maar daaraan parallel vindt ook een verhoging van verschillende andere stoffen plaats, is er afspoeling van vaste (organische) stoffen) en is de hydromorfologie meestal gewijzigd).

Bijlage 6. Korte toelichting op enkele belangrijke EU onderzoeksprojecten.



The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates.

Het doel van AQEM is het ontwikkelen en testen van een beoordelingssysteem voor beken en rivieren op basis van macrofauna dat tegemoet komt aan de eisen gesteld vanuit de EU Kaderrichtlijn. Het te ontwikkelen beoordelingssysteem wordt gebaseerd op een Europese typologie van stromende wateren en op nagenoeg natuurlijke referentie-omstandigheden. Het systeem wordt aan regionale omstandigheden aangepast maar gaat in haar toekomstige toepassing uit van een over geheel Europa vergelijkbaar gebruik. Het product moet het mogelijk maken om stromend water systemen in Europa op vergelijkbare wijze te beoordelen.

Uitgangspunten bij het te ontwikkelen beoordelingssysteem zijn, dat het systeem:

- √ gebaseerd is op de principes zoals beschreven in de EU-kaderrichtlijn
- √ uitgaat van een stroomgebiedsbenadering
- √ uitgaat van het beoordelen door het vergelijken van de huidige toestand met de referentie
- √ uitgaat van een typologische benadering
- √ een uniforme (beoordelings)methodiek (bemonstering, determinatie, verwerking én beoordeling) omvat
- √ methodisch toepasbaar is op Europees, nationaal en regionaal niveau en waarin een hiërarchie is opgenomen
- √ aansluit op de bestaande systemen in de verschillende EU-landen (acht landen nemen actief deel en drie landen zijn discussie-partner)
- √ zowel indices (metrics, karakteristieken), gemeenschappen (typen) als autecologische informatie bevat
- √ uitkomsten genereert die onderling vergelijkbaar zijn
- √ als geautomatiseerd systeem voor alle Europese waterbeheerders beschikbaar komt



STANDARDISATION OF RIVER CLASSIFICATIONS: Framework Method for Calibrating Different Biological Survey Results Against Ecological Quality classifications to be developed for the Water Framework Directive.

De doelen van het project STAR ten behoeve van de implementatie van de KRW zijn:

het ontwikkelen van een gedetailleerd beeld van bestaande en beschikbare (beoordelings)methoden, aangeven welke van deze methoden onder welke omstandigheden het meest geschikt zijn en hieruit een advies afleiden voor Europese standaardisering,

het ontwikkelen van een standaard om kwaliteitsklassengrenzen te bepalen en een standaard om methoden onderling te calibreren.

Om deze doelen te bereiken worden negen vragen beantwoord:

- ✓ Welke methoden of taxonomische groepen zijn de beste indicatoren voor welke stressoren?
- ✓ Welke methode is geschikt voor welke ruimtelijke schaal?
- ✓ Welke methoden/organismen zijn het meest geschikt voor vroegtijdige of late verstoring-signalering?
- ✓ Hoe groot is de foutenmarge in de verschillende beoordelingssystemen ?
- ✓ Hoe kunnen verstoringssignalen worden onderscheiden van ruis?
- ✓ Hoe kunnen de resultaten van verschillende beoordelingsmethoden worden vergeleken en gestandaardiseerd?
- ✓ Welke onderdelen van beoordelen kunnen en welke moeten worden gestandaardiseerd?
- ✓ Welke (beoordelings)methoden zijn het meest kosten-effectief?
- ✓ Hoe kan verschillende informatie uit verschillende taxonomische groepen en habitat beoordeling worden geïntegreerd tot een geüniformeerd eindoordeel?.

Daarnaast worden richtlijnen ontwikkeld voor het vaststellen van grenzen van kwaliteitsklassen en wordt een Europees standaard protocol voor beoordeling opgesteld.



Development, Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers

The objective of FAME is to develop, to evaluate and to implement a standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological status of European rivers. This method is urgently required for the implementation of the Water Framework Directive and its upcoming monitoring programme of the ecological status of rivers.

FAME will follow a pan-European approach in developing models to characterise reference and degraded conditions based on existing fish data of 17000 sites (5200 rivers) in 16 of the 25 eco-regions of Europe. The integrated system for assessing the ecological status will be developed in close co-operation between scientific partners and users of the method integrated into the project as “Applied Partners”.

The new method will meet the requirements of the Water Framework Directive as it will

- √ be applicable throughout Europe,
- √ provide modelling tools to characterise reference conditions and degradation
- √ develop an integrated system to classify the ecological status of rivers at 5 levels and
- √ produce all necessary tools such as a manual and PC-software for its successful implementation.

FAME is clustered with the EU-funded STAR-Project (“Standardisation of River Classifications: Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive”). FAME started in January 2002 and will be finished in November 2004.



Predicting of Aquatic Ecosystem Quality using Artificial Neural Networks: Impact of Environmental characteristics on the Structure of Aquatic Communities (algae, benthic and fish fauna)

Het doel van PAEQANN is het ontwikkelen van algemene methoden, gebaseerd op modelleringstechnieken, om structuur en diversiteit van aquatische levensgemeenschappen onder natuurlijke en beïnvloede omstandigheden te voorspellen.

Het product moet het mogelijk maken om;

- √ aquatische systemen te evalueren (beoordelen/waarderen)
- √ levensgemeenschappen en ecosystemen te voorspellen
- √ gevoeligheid van ecosystemen voor verstoring te testen
- √ maatregelen t.b.v. restoratie aan te geven

De volgende benaderingen worden uitgevoerd:

1. beoordeling bestaande data en bestaande technieken
2. selectie relevante parameters biotisch en abiotisch
3. bouw optimale bestaande en nieuwe data-sets
4. multivariate analyses data alle partners
5. dynamische modellering
6. kunstmatige neurale netwerken modellering (incl. Bayesiaans: zgn. ANN's)
 - √ multi-layer feed-forward neural networks/backpropagation network (BPN)
 - √ Kohonen self-organizing mapping (SOM)
7. applicatie voor toepassing